

**MENDELOVA UNIVERZITA V BRNĚ
AGRONOMICKÁ FAKULTA**

DISERTAČNÍ PRÁCE

BRNO 2017

JAKUB ELBL



**Mikrobiální aktivity v rhizosférní a nerhizosférní půdě
stresované suchem**

Disertační práce

Vedoucí práce:
Ing. Jaroslav Záhora, CSc.

Vypracoval:
Ing. Jakub Elbl

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem práci **Mikrobiální aktivity v rhizosférní a nerhizosférní půdě stresované suchem** 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:.....

.....
podpis Ing. Jakub Elbl

PODĚKOVÁNÍ

Dovolte mi, abych co nejsrdečněji poděkoval panu Ing. Jaroslavovi Záhorovi, CSc., za pomoc při zakládání experimentů, vytvoření zadání disertační práce a cenné rady při zpracování výsledků, dále bych rád poděkoval kolegům z oddělení mikrobiologie za pomoc při realizaci terénních a laboratorních experimentů. Velmi děkuji za pomoc Ing. Kintlovi a Ing. Ploškovi, protože bez těchto dvou kolegů bych nebyl schopen realizovat a publikovat terénní a laboratorní experimenty v takovém rozsahu. Dále děkuji panu Ing. Liborovi Kalhotkovi, PhD., za materiální pomoc – poskytnutí chladicího boxu pro transport vzorků a odběrových nádob.

Nemohu dále opomenout poděkování moji rodině, především pak Ing. Věře Elblové za finanční a morální podporu během mého graduálního a postgraduálního studia. V neposlední řadě děkuji svému zaměstnavateli Spearhead Czech s. r. o., v čele s provozním ředitelem Ing. Vojtěchem Říhou za vstřícnost, na základě které jsem mohl disertační práci dokončit.

„Zpracovaná disertační práce byla finančně podpořena z prostředků specifického vysok školského výzkumu prostřednictvím projektu IGA AF č. IP19/2014 - Vliv sucha na půdní mikrobiální aktivity, půdní hydrofobicitu a vyplavování živin z orné půdy a projektem NAZV č. QJ1220007 - Možnosti zadržení reaktivního dusíku ze zemědělství ve vodohospodářsky nejzranitelnější oblasti“

OBSAH

ANNOTATION	8
SEZNAM ZKRATEK A SYMBOLŮ	12
SEZNAM TABULEK UVEDENÝCH V TEXTU	15
SEZNAM OBRÁZKŮ UVEDENÝCH V TEXTU	17
SEZNAM ROVNIC UVEDENÝCH V TEXTU	20
1 ÚVOD	22
2 LITERÁRNÍ PŘEHLED	23
2.1 Sucho	23
2.1.1 Rozdělení sucha	25
2.1.2 Vliv sucha na půdní prostředí jako celek	27
2.1.3 Vliv sucha na živou složku půdy	28
2.2 Voda v půdě a její význam	30
2.2.1 Zadržování a pohyb vody v půdním prostředí	31
2.2.2 Charakteristika pohybu vody v půdním prostředí	36
2.2.3 Kolísání obsahu vody v půdě	39
2.2.4 Půda a její význam pro koloběh vody	41
2.3 Mikrobiální aktivita v půdě v kontextu systému půda – rostlina	43
2.3.1 Význam mikroorganismů a možnosti stanovení jejich aktivity v půdě	44
2.3.2 Rhizosférní a nerhizosférní půda	47
2.3.3 Mikrobiální biofilm v rhizosféře a Quorum sensing	51
2.3.4 Ovlivnění mikrobiální aktivity v rhizosférní a nerhizosférní půdě suchem	53
2.3.5 Následky ovlivnění mikrobiální komunity v půdě abiotickými a antropogenními faktory: ztráta minerálního dusíku z půdy	56
2.3.6 Vztah mikrobiální aktivity a půdní hydrofobicity	57
2.3.7 Možnosti stanovení míry půdní hydrofobicity	60
3 VÝZKUMNÉ HYPOTÉZY	61
4 MATERIÁLY A METODY ZPRACOVÁNÍ	63
4.1 Základní charakteristika metodické části disertační práce	63
4.2 Lokalizace terénních experimentů	64

4.2.1	Zájmové území Březová nad Svitavou.....	64
4.2.2	Zájmové území Národní park Podjív – Vřesoviště Havraníky	68
4.3	Metodika terénního experimentu Březová nad Svitavou	70
4.3.1	Schéma lyzimetrického experimentu	70
4.3.2	Měření mikrobiální aktivity v rhizosférní a nerhizosférní půdě	74
4.3.3	Měření úniku minerálního dusíku z půdy a jeho dostupnost v půdě.....	79
4.3.4	Stanovení míry půdní hydrofobicity	85
4.4	Metodika terénního experimentu Havraníky	91
4.4.1	Schéma terénního experimentu Havraníky	91
4.4.2	Charakteristika porostu třtiny křovištní.....	93
4.4.3	Charakteristika porostu kostřavy ovčí.....	94
4.4.4	Měření mikrobiální aktivity v rhizosférní a nerhizosférní půdě	94
4.4.5	Měření dostupnosti minerálního dusíku v půdě	97
4.4.6	Stanovení míry půdní hydrofobicity	98
4.5	Metodika laboratorního experimentu	99
4.5.1	Schéma laboratorního experimentu.....	99
4.5.2	Měření mikrobiální aktivity v rhizosférní a nerhizosférní půdě	102
4.5.3	Měření úniku minerálního dusíku z půdy	103
4.5.4	Stanovení míry půdní hydrofobicity	104
4.6	Statistické zpracování dat	104
5	VÝSLEDKY A DISKUZE.....	105
5.1	Mikrobiální aktivita v rhizosférní a nerhizosférní půdě	105
5.1.1	Terénní experiment Březová nad Svitavou	105
5.1.2	Terénní experiment Havraníky.....	120
5.1.3	Laboratorní experiment	132
5.1.4	Shrnutí zjištěných poznatků o vlivu sucha na mikrobiální aktivitu v kořenové a mimokořenové půdě	135
5.2	Míra půdní hydrofobicity.....	137
5.2.1	Terénní experiment Březová nad Svitavou	137
5.2.2	Terénní experiment Havraníky.....	142

5.2.3	Laboratorní experiment	145
5.2.4	Shrnutí zjištěných poznatků o vlivu sucha na formování půdní hydrofobicity	147
5.3	Vyplavování minerálního dusíku z půdy, jeho dostupnost v kořenové sféře a produkce rostlinné biomasy	148
5.3.1	Terénní experiment Březová nad Svitavou	148
5.3.2	Terénní experiment Havraníky	156
5.3.3	Laboratorní experiment	159
5.3.4	Shrnutí zjištěných poznatků o vlivu sucha na vyplavování minerálního dusíku	164
6	ZÁVĚR	167
7	SUMMARY	170
8	LITERATURA	173
8.1	Přehled použité literatury	173
8.2	Technické normy	193
9	PŘÍLOHY	194
9.1	Přílohy k literárnímu přehledu	195
9.2	Přílohy k metodické části	199
9.3	Přílohy k výsledkům	209
9.4	Přehled nejvýznamnější publikační činnosti autora	211

ANNOTATION

Nowadays, drought presents an actual problem for area of the Czech Republic. In the last 20 years, there has been an increase in the incidence of dry periods evident in both, natural and man-affected ecosystems. Especially, there were very negatively affected natural non-productive soil functions, i.e. the ability to retain water and to actively participate in the most important nutrient cycles. Whether talking of e.g. soil or grass field ecosystems, it is necessary to monitor its direct and indirect action to understand the effect of drought. Knowledge of the effect of drought on specific processes in the soil can be subsequently used for adaptation of the various ecosystems to reduce the negative effects of drought.

The dissertation Microbial activities in rhizosphere and non-rhizosphere soil stressed by drought deals with assessment of the direct impact of drought on microbial activity in the soil, and indirect mediated effects of drought on the change of soil hydrophobicity and nitrogen availability in the soil. Monitoring and evaluation of the effect of drought on microbial activity in rhizosphere/non-rhizosphere soil, change in soil hydrophobicity, availability of mineral nitrogen in the soil, and plant biomass production were performed using two field and one laboratory experiment.

Field experiments were conducted at two sites and by two different ways. The first site was located in a protection zone of water source in Březová nad Svitavou. The field experiment was carried out in the form of soil experimental containers – lysimeters. Five variants of the experiment divided into two groups were prepared: (a) stressed and (b) not stressed by drought. Each group contained unfertilized control variant and the variant fertilized with one component mineral fertilizer DAM (80 kg N/ha). The group stressed by drought also contained one extra variant fertilized with combination of mineral fertilizer and lignohumate (84 kg N/ha + 1.25 liters of lignohumate/ha). The second site was in the National Park Po-dyjí, accurately in the National Nature Reserve Havranické moorland, near the village Havraníky. The measurements were carried out directly in the vegetation of xerothermic grasslands. Indigenous vegetation *Festuca ovina* and invasive species *Calamagrostis epigejos* were selected. In Havraníky, experimental stations were not stressed by drought as it is one of the warmest (9 °C - average annual temperature) and driest regions (550 mm - average annual rainfall) in the country. Measurements were based on current data from the weather station in order to cover values of both, drought and precipitation throughout the whole growing season.

From 2012 to 2015, microbial activity in the rhizosphere and non-rhizosphere soil (expressed by basal respiration and dehydrogenase activity), the loss of mineral nitrogen (N_{\min}) from the soil, availability of N_{\min} in the root soil, and plant biomass production were measured. Level of soil hydrophobicity was evaluated on the basis of unsaturated hydraulic conductivity. Similar measurements, excluding the production of plant biomass, were conducted in experimental sites Havraníky in 2013 - 2015.

Field experiments were complemented by pot experiment which was founded in the growth chamber under controlled conditions (temperature 24 °C, humidity 75%, exposure of 380 $\mu\text{mol}/\text{m}\cdot\text{s}$) and lasted for 215 days. There were prepared three groups of laboratory experiment with a different value of the maximum water capacity (70%, 40% and wilting point). Each of these groups had the same three variants, control variant, variant fertilized with DAM 390 (140 kg N/ha) and variant where 50,000 kg of compost/ha was applied.

Simulation of the drought in Březová nad Svitavou and natural periods of drought in Havraníky resulted in demonstrable ($P < 0.05$) decrease in microbial activity in the rhizosphere and non-rhizosphere soil. However, only partial significant differences in microbial activity between rhizosphere and non-rhizosphere soil (only within the variations unstressed by drought) were found. In Březová nad Svitavou and in the laboratory experiment, negative effect of drought on the production of plant biomass and N_{\min} leaching from the experimental pots was also observed ($P < 0.05$). Variants not stressed by drought were always found to produce at least 15% more biomass. The highest loss ($P < 0.05$) of N_{\min} by leaching have always been found after simulation of drought by at least 50% compared with the period before the drought. Leaching of N_{\min} was influenced not only by drought but also by method of fertilization. Variants with an application of DAM 390 showed higher loss ($P < 0.05$), compared with not fertilized variants or variants where mineral fertilizer has been supplemented with organic fertilizer (compost or lignohumate). Furthermore, the availability of N_{\min} has been measured in the rhizosphere, which was mainly influenced by the method of fertilization, properties of model plants and the seasons, not by drought. Fertilization method has been proved to be crucial even in reducing the negative impact of drought on plant biomass production. Variants fertilized with organic fertilizer (compost), or organic-mineral fertilizer (lignohumate or a combination of DAM 390) showed lower decrease in biomass production, compared to the stressed control variant. However, the influence of drought on changes in soil hydrophobicity was not found in field nor laboratory experiment.

Key words: soil, rhizosphere, microbial activity, drought, soil hydrophobicity

ABSTRAKT

Sucho představuje v současné době na území ČR aktuální problém, jelikož v posledních 20 letech došlo ke zvýšení výskytu suchých epizod, které se negativně projevily jak v přirozených, tak člověkem ovlivněných ekosystémech. Především pak byly velmi negativně ovlivněny přirozené, neprodukční funkce půdy, tj. schopnost zadržovat vodu a aktivně se podílet na koloběhu nejvýznamnějších živin. Pro pochopení působení sucha na půdu, ať už se jedná například o půdu travních nebo polních ekosystémů, je nezbytné sledovat jeho přímé, ale i nepřímé působení. Znalosti vlivu sucha na konkrétní procesy v půdě lze následně využít pro adaptaci jednotlivých ekosystémů za účelem snížení negativního působení sucha.

Předložená disertační práce Mikrobiální aktivity v rhizosférní a nerhizosférní půdě stresované suchem se zabývá zhodnocením přímého vlivu sucha na mikrobiální aktivitu v půdě a nepřímých, zprostředkovaných vlivů sucha na změnu půdní hydrofobicity a dostupnosti dusíku v půdě. Sledování a vyhodnocení vlivu sucha na mikrobiální aktivitu v rhizosférní/nerhizosférní půdě, změnu půdní hydrofobicity, dostupnost minerálního dusíku v půdě a produkci rostlinné biomasy bylo provedeno za využití dvou terénních a jednoho laboratorního experimentu.

Terénní experimenty byly realizovány na dvou stanovištích a dvěma odlišnými způsoby. První stanoviště bylo lokalizováno v Ochranném pásmu vodního zdroje Březová nad Svítavou. Zde byl realizován terénní experiment formou půdních experimentálních nádob – lyzimetů. Bylo připraveno pět variant experimentu, které byly rozděleny do dvou skupin, (a) stresovaná a (b) nestresovaná suchem. Každá skupina obsahovala kontrolní nehnojenou variantu a variantu hnojenou jednosložkovým minerálním hnojivem DAM (80 kg N/ha), skupina stresovaná suchem dále obsahovala navíc variantu hnojenou kombinací uvedeného minerálního hnojiva a lignohumátu (84 kg N/ha + 1,25 l lignohumátu/ha). Druhé stanoviště se nacházelo v Národním parku Podyjí, přesněji v Národní přírodní rezervaci Havranická vřesoviště v blízkosti obce Havraníky, zde byla měření realizovaná přímo v porostu xerothermních travníků. Vybrány byly porosty původního druhu *Festuca ovina* a invazivního druhu *Calamagrostis epigejos*. Na lokalitě Havraníky nebyly experimentální stanoviště stresovány suchem, protože se jedná o jednu z nejteplejších (9 °C – průměrná roční teplota) a nejsušších oblastí (550 mm – průměrný roční srážkový úhrn) v ČR. Měření v této oblasti probíhala na základě aktuálních údajů z meteorologické stanice tak, aby naměřené hodnoty pokryly jak období sucha, tak i srážek v rámci celého vegetačního období.

Od roku 2012 do roku 2015 byla na lokalitě Březová měřena mikrobiální aktivita v rhizosféře a nerhizosféře půdy, vyjádřená basální respirací a dehydrogenázovou aktivitou, ztráta minerálního dusíku z půdy, dostupnost minerálního dusíku (N_{\min}) v kořenové půdě a produkce rostlinné biomasy. Dále byla zjišťována úroveň půdní hydrofobicity, a to na základě hodnoty nenasycené hydraulické vodivosti. Na experimentálních stanovištích lokality Havraníky byla provedena v letech 2013–2015 obdobná měření, vyjma produkce rostlinné biomasy.

Terénní experimenty byly doplněny laboratorním, nádobovým pokusem, který byl založen v růstové komoře s kontrolovanými podmínkami (teplota 24 °C, vlhkost 75 %, osvit 380 $\mu\text{mol}/\text{m}\cdot\text{s}$) a trval 215 dnů. Byly připraveny tři skupiny laboratorního experimentu s rozdílnou hodnotou maximální vodní kapacity (70 %, 40 % a bod vadnutí). Každá z těchto skupin měla tři stejné varianty, kontrola, varianta hnojená hnojivem DAM 390 (140 kg N/ha) a varianta, kde bylo aplikováno v přepočtu 50 000 kg kompostu/ha.

Simulace sucha na lokalitě Březová a přirozené periody sucha na lokalitě Havraníky měly za následek prokazatelný ($P < 0,05$) pokles v mikrobiální aktivitě v rhizosféře a nerhizosféře půdy. Byly však nalezeny pouze dílčí průkazné rozdíly v mikrobiální aktivitě mezi rhizosféře a nerhizosféře půdou, a to pouze v rámci variant nestresovaných suchem. Na lokalitě Březová a v rámci laboratorního experimentu byl dále zjištěn ($P < 0,05$) negativní vliv sucha na produkci rostlinné biomasy a na vyplavování N_{\min} z experimentálních nádob. Varianty nestresované suchem vykazovaly vždy min. o 15 % vyšší produkci rostlinné biomasy. Nejvyšší ztráty ($P < 0,05$) N_{\min} vyplavením byly vždy zjištěny po simulaci sucha, minimálně o 50 % v porovnání s obdobím před suchem, přičemž ztráta N_{\min} z půdy byla ovlivněna nejen suchem, ale i způsobem hnojení. Varianty s aplikací DAM 390 vykazovaly vyšší ztráty ($P < 0,05$) v porovnání s nehnojenými variantami nebo s variantami, kde minerální hnojivo bylo doplněno o organické (kompost nebo lignohumát). Dále byla měřena dostupnost N_{\min} v rhizosféře, jež byla ovlivněna především způsobem hnojení, vlastnostmi modelových rostlin a ročním obdobím, nikoliv však suchem. Způsob hnojení se ukázal jako klíčový i v případě snížení negativního dopadu sucha na produkci rostlinné biomasy. Varianty hnojené organickým hnojivem (kompost) nebo organo-minerálním (lignohumát, případně kombinace s DAM 390) vykazovaly nižší pokles produkce v porovnání s kontrolní variantou stresovanou suchem. Nebyl však v případě terénních ani laboratorního experimentu zjištěn vliv sucha na změny v půdní hydrofobicitě.

Klíčová slova: půda, rhizosféra, mikrobiální aktivita, sucho, půdní hydrofobita

SEZNAM ZKRATEK A SYMBOLŮ

- AER anionová iontoměničová zrna/ionexy (Anion Exchange Resins)
- AOPK ČR Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky
- BAS basální respirace (Basal Respiration)
- BVK Brněnské vodárny a kanalizace, a. s.
- CaCO₃ uhličitán vápenatý
- Ca(OH)₂ hydroxid vápenatý
- CER kationová iontoměničová zrna/ionexy (Cation Exchange Resins)
- C uhlík (ve smyslu označení půdního uhlíku ve všech formách)
- C_{tot} celkový uhlík
- Cl⁻ chloridové ionty
- CO_x oxidy uhlíku
- C_{org} organický uhlík
- C_p kompost
- ČHMÚ Český hydrometeorologický ústav
- ČÚZK Český úřad zeměměřický a katastrální
- DHA (enzymatická) dehydrogenázová aktivita
- DOC rozpuštěný organický uhlík (Dissolved Organic Carbon)
- FC polní vodní kapacita (Field Capacity)
- EPS exopolysacharidy (Extracellular Polymeric Substances)
- H⁺ vodíkové ionty
- H₃BO₃ kyselina boritá
- HCl kyselina chlorovodíková
- HPJ hlavní půdní jednotka
- *h* tlaková výška (cm; m)
- |*h*| absolutní hodnota tlakové výšky (cm; m)
- HSD statistický významný rozdíl (High Significant Difference)
- *I* kumulativní vodní infiltrace (cm; mm)
- IER iontoměničová zrna/ionexy (Ion Exchange Resins)
- IF označení publikace s impakt faktorem od společnosti Thomson R.
- IGA Interní grantová agentura Agronomické fakulty MENDELU

- K hydraulická vodivost (cm/s)
- K_r nenasyčená hydraulická vodivost (cm/s)
- K_{sat} nasycená hydraulická vodivost (cm/s)
- KP kořenová (rhizosférní) půda
- KZP kvalita a zdraví půd
- LAT zeměpisná šířka (Latitude)
- LG B lignohumát (typ B)
- LONG zeměpisná délka (Longitude)
- LSD nejméně významný rozdíl (Least Significant Difference)
- MENDELU Mendelova univerzita v Brně
- MDI mini disk infiltrometr (Mini Disk Infiltrrometer)
- MDI t test určení míry půdní hydrofobicity (Mini Disk Infiltration test)
- MCC maximální kapilární kapacita (Maximu Capillary Capacity)
- MgO oxid hořečnatý
- $Mg(OH)_2$ hydroxid hořečnatý
- MKP mimokořenová (nerhizosférní) půda
- MRT průměrná doba zdržení (Mean Residence Time)
- Na^+ sodíkové ionty
- NaCl chlorid sodný
- NaOH hydroxid sodný
- $NaHCO_3$ hydrogen uhličitan sodný
- N_2 elementární atmosférický dusík
- N_{min} minerální dusík
- N_{org} organický dusík
- N_{ox} oxidovatelné formy dusíku
- NT/N_{tot} celkový dusík (Nitrogen Total)
- NH_4^+-N amonný dusík
- $NO_3^- -N$ nitrátový dusík
- NH_3 amoniak (amoniakální dusík)
- N_r reaktivní dusík (Nitrogen Reactive)
- NP národní park
- NPR národní přírodní rezervace

- θ objemová vlhkost (cm^3/cm^3 ; % obj.)
- OH^- hydroxidové ionty
- OPVZ ochranné pásmo vodního zdroje
- RIV Registr informací o výsledcích vědy a výzkumu
- P pórovitost (%)
- PHO pásmo hygienické ochrany
- PSK půdní sorpční komplex
- RCP reprezentativní směry vývoje koncentrací CO_2
- Ψ vodní potenciál (J/kg; bar; Pa; N/m)
- pF $\log |h|$
- PVC polyvinylchlorid
- QS Quorum Sensing
- ρ_d objemová hmotnost redukována (g/cm^3 ; kg/m^3)
- ρ_s měrná hmotnost (g/cm^3)
- SE půdní eluát (Soil Eluate)
- SHP půdní hydraulické vlastnosti (Soil Hydraulic Properties)
- SR půdní respirace (Soil Respiration)
- SIR substrátem indukovaná respirace (Substrate Induced Respiration)
- σ (střední) směrodatná chyba průměru (sigma)
- SOM půdní organická hmota (Soil Organic Matter)
- SPÚ Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre
- SWR půdní hydrofobicita/voduodpudivost (Soil Water Repellence)
- T teplota ($^{\circ}\text{C}$)
- ΔT změna tepla (uvolněná energie; J)
- TSWP celkový vodní potenciál (Total Soil Water Potential)
- TTC 2,3,5-trifenyltetrazolium chlorid
- TPF 1,3,5-triphenyltetrazolium formazan
- USDA Ministerstvo zemědělství USA (US Department of Agriculture)
- VÚV TGM Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka
- WHC Maximální vodní kapacita (Water Holding Capacity)
- WP bod vadnutí (Wilting Point; alternativní označení BV)
- w hmotnostní vlhkost (% hm.)

SEZNAM TABULEK UVEDENÝCH V TEXTU

Jednotlivé tabulky jsou číslovány kombinací římských a arabských číslic. První číslice (arabská) určuje kapitolu, ve které je tabulka uvedena, a druhá číslice (římská) určuje pořadí v rámci konkrétní kapitoly.

Tab. 2-I Stěžejní funkce (mikro)organismů v půdě a jejich význam (upraveno podle: Nilsen & Winding, 2002; Šimek et al., 2015).	45
Tab. 2-II Vliv prostředí na tvorbu kořenových exsudátů (upraveno podle: Balík, 2009). ..	54
Tab. 4-I Základní přehled experimentální činnosti související s disertační prací.....	63
Tab. 4-II Lokalizace stanoviště lyzimetrického experimentu a odběrových míst.	64
Tab. 4-III Základní klimatické parametry – celoroční.....	66
Tab. 4-IV Základní klimatické parametry – vegetační období.	66
Tab. 4-V Celkový přehled lyzimetrického experimentu.	73
Tab. 4-VI Termíny aplikace hnojiv.	74
Tab. 4-VII Termíny a počty cyklů měření BAS.	77
Tab. 4-VIII Termíny aplikace IER sond.	82
Tab. 4-IX Van Genuchtenovy parametry (upraveno podle Van Genuchten, 1980; zdroj dat: Decagon Devices, Ing., 2005).	89
Tab. 4-X Chemické a fyzikální vlastnosti půdy jednotlivých výzkumných ploch.	92
Tab. 4-XI Vybrané pedologické parametry jednotlivých výzkumných ploch.....	92
Tab. 4-XII Schéma laboratorního experimentu	101
Tab. 4-XIII Chemické vlastnosti použité půdy a kompostu – obsah dostupných živin. ...	102
Tab. 5-I BAS ($\text{g CO}_2\text{-C/m}^2 \cdot 24 \text{ h}$) v kořenové a mimokořenové zóně pokusných rostlin před simulací sucha a po ní v období 2013–2015.	106
Tab. 5-II Statistická analýza potenciálních rozdílů v mikrobiální aktivitě - BAS mezi jednotlivými variantami experimentu v roce 2013.....	109
Tab. 5-III Statistická analýza potenciálních rozdílů v mikrobiální aktivitě - BAS mezi jednotlivými variantami experimentu v roce 2014.....	112
Tab. 5-IV Statistická analýza potenciálních rozdílů v mikrobiální aktivitě - BAS mezi jednotlivými variantami experimentu v roce 2015.....	114

Tab. 5-V DHA ($\mu\text{g TPF/g} \cdot \text{h}$) v kořenové a mimokořenové zóně pokusných rostlin před simulací sucha a po ní v období 2014–2015.	116
Tab. 5-VI Statistická analýza potenciálních rozdílů v mikrobiální aktivitě - BAS na základě vybraných faktorů.....	123
Tab. 5-VII Statistická analýza potenciálních rozdílů v mikrobiální aktivitě - BAS na základě vybraných faktorů – rok 2014.	125
Tab. 5-VIII Statistická analýza potenciálních rozdílů v mikrobiální aktivitě - BAS na základě vybraných faktorů – rok 2015.	127
Tab. 5-IX Statistická analýza potenciálních rozdílů v mikrobiální aktivitě - DHA na základě vybraných faktorů.....	131
Tab. 5-X Statistická analýza potenciálních rozdílů v mikrobiální aktivitě - BAS na základě vybraných faktorů.....	133
Tab. 5-XI Statistická analýza potenciálních rozdílů v mikrobiální aktivitě - BAS mezi kořenovou a mimokořenovou půdou.....	134
Tab. 5-XII Vlhkost půdy před započítáním měření I za využití MDI.	138
Tab. 5-XIII Hodnota K_r (cm/s) v kořenové a mimokořenové půdě pokusné rostliny od r. 2013 do r. 2015.....	139
Tab. 5-XIV Hodnota K_r (cm/s) v kořenové a mimokořenové půdě na experimentální ploše Havraníky od r. 2013 do r. 2015.	143
Tab. 5-XV Hodnota K_r (cm/s) v půdě jednotlivých variant nádobového laboratorního experimentu.	145
Tab. 5-XVI Statistická analýza potenciálních rozdílů ve ztrátě N_{\min} z jednotlivých variant lyzimetrického experimentu na základě vybraných faktorů.....	152
Tab. 5-XVII Dostupnost N_{\min} (mg/10 ml ionexu) v kořenové zóně pokusné rostliny v období od r. 2012 do r. 2015.	153
Tab. 5-XVIII Produkce sušiny (g) modelové rostliny v období od r. 2013 do r. 2015.	155
Tab. 5-XIX Statistická analýza potenciálních rozdílů v dostupnosti N_{\min} (mg/10 ml ionexu) v kořenové zóně modelových rostlin.	157
Tab. 5-XX Ztráta N_{\min} z jednotlivých variant nádobového experimentu.	160
Tab. 5-XXI Produkce sušiny (g) modelové rostliny.....	161

SEZNAM OBRÁZKŮ UVEDENÝCH V TEXTU

Jednotlivé obrázky jsou číslovány arabskými číslicemi, a to vždy v páru. První číslice určuje kapitolu, ve které je obrázek uveden, a druhá číslice určuje pořadí v rámci konkrétní kapitoly.

Obr. 2-1 Graf průměrných ročních teplot vzduchu v °C pro lokalitu Brno Tuřany v letech 1961 až 2100.	24
Obr. 2-2 Graf průměrných ročních úhrnů srážek v mm pro lokalitu Brno Tuřany v letech 1961 až 2100.	25
Obr. 2-3 Zjednodušený přehled kategorií sucha, faktorů vzniku, dopadů (vlivů) a jejich obvyklé pořadí výskytu (upraveno podle: Wilhite et al., 2014; originál vytvořen: National Drought Mitigation Centre, University of Nebraska-Lincoln, U.S.A.).....	26
Obr. 2-4 Přibližné zastoupení jednotlivých půdních složek (upraveno podle: Pidwirny & Jones, 2014).....	28
Obr. 2-5 Voda v půdním prostředí (upraveno podle: Bot & Benites, 2005b).	30
Obr. 2-6 Obecný vztah mezi texturou půdy a vlhkostí půdy, respektive polní vodní kapacitou (upraveno podle: O'Green, 2012).	33
Obr. 2-7 Velikost a složení půdních agregátů (upraveno podle: Brady & Weil, 2010).	34
Obr. 2-8 Pohyb vody přes rozdílné strukturní typy minerálních půd (upraveno podle: O'Green, 2012).....	35
Obr. 2-9 Koncepční nákras znázorňující hysterezi retenční křivky půdní vlhkosti (upraveno podle: Tuller & Or, 2004).....	37
Obr. 2-10 Vztah mezi množstvím vody využitelné rostlinami a vodním potenciálem půdy (převzato z Haberle & Trčková, 2008).....	40
Obr. 2-11 Význam půdních mikroorganismů pro koloběh N v terestrickém ekosystému (upraveno podle: Rennenberg et al., 2009).	43
Obr. 2-12 Stavba rostlinného kořene a znázornění rhizodepozice kořenových exudátů do rhizosféry (upraveno podle: Dennis et al., 2010).	49
Obr. 2-13 Přehled interakcí v rhizosféře mezi rostlinou a mikroorganismy, vše se uskutečňuje v systému půda - rostlina (upraveno podle: Coats & Rumpho, 2014). ..	50

Obr. 2-14 Zobrazení přímých a nepřímých dopadů změny klimatu na půdní mikrobiální komunitu a trasy zpětné vazby ke globálnímu oteplování prostřednictvím produkce CO ₂ (upraveno podle: Bardgett et al., 2008).....	55
Obr. 2-15 Formování hydrofobních povlaků – ovlivnění sorpční schopnosti půdy (upraveno podle: Thompson & Goyne, 2012).....	58
Obr. 3-1 Grafické znázornění pracovní hypotézy (upraveno podle: Doerr et al., 2000; Selvaraju et al., 2007; Sutton et al., 2011; Potop et al., 2012).	61
Obr. 4-1 Hranice OPVZ II. stupně Březová nad Svitavou (upraveno podle: mapové podklady BVK, a. s.).....	65
Obr. 4-2 Národní park Podyjí – lokalizace výzkumné plochy Havraníky (připraveno v programu: MapoMap; zdroj dat: AOPK ČR a ČÚZK; aktualita dat: 2016).	69
Obr. 4-3 Národní park Podyjí – lokalizace výzkumné plochy Havraníky (připraveno v programu: Google Earth Pro; zdroj dat: Google; datum snímku: 8/31/2015).....	70
Obr. 4-4 Schéma experimentální nádoby (autor).....	71
Obr. 4-5 Lokalizace lyzimetrů na stanovišti v zájmové oblasti (autor).....	72
Obr. 4-6 Struktura lyzimetrického experimentu (autor).	73
Obr. 4-7 Vytváření mimokořenové zóny v rámci lyzimetrického experimentu (upraveno podle fotografií Dr. Záhory uvedených v provozním deníku projektu NAZV č. QJ1220007).	75
Obr. 4-8 Ilustrace chemického principu poutání oxidu uhličitého natrokalcitem (autor). ..	76
Obr. 4-9 Měření basální respirace (autor).....	76
Obr. 4-10 Kontrolní šachta se zásobními nádobami pro zachycení eluátu (autor).....	81
Obr. 4-11 Umístění IER sondy v kořenové zóně rostliny (Záhora, 2001).....	83
Obr. 4-12 Proces aplikace IER sond do kořenové zóny rostliny (autor).	84
Obr. 4-13 Měření kumulativní vodní infiltrace v mimokořenové zóně (autor).....	86
Obr. 4-14 Výzkumné plochy na lokalitě Havraníky (autor).....	91
Obr. 4-15 Pokusná rostlina - <i>Festuca ovina</i> na lokalitě Havraníky (autor).....	95
Obr. 4-16 Postup přípravy bezkořenové zóny (autor).	96
Obr. 4-17 Laboratorní testování měření půdní respirace za využití aparatury z PVC a natrokalcitu (autor).	96

Obr. 4-18 Měření půdní respirace za využití aparatury z PVC a natrokalcitu na lokalitě Havraníky (autor).	97
Obr. 4-19 Schéma experimentální nádoby (autor).....	99
Obr. 4-20 Umístění experimentálních nádob v růstové komoře (autor).....	100
Obr. 4-21 Plastový disk (PVC) naplněný směsí AER a CER v poměru 1:1 (autor).	103
Obr. 5-1 Mikrobiální aktivita - BAS v kořenové a mimokořenové půdě v roce 2013.	108
Obr. 5-2 Mikrobiální aktivita - BAS v kořenové a mimokořenové půdě v roce 2014.	111
Obr. 5-3 Mikrobiální aktivita - BAS v kořenové a mimokořenové půdě v roce 2015.	113
Obr. 5-4 Mikrobiální aktivita - DHA v kořenové a mimokořenové půdě v roce 2014.	117
Obr. 5-5 Mikrobiální aktivita - DHA v kořenové a mimokořenové půdě v roce 2015.	118
Obr. 5-6 Mikrobiální aktivita - BAS v kořenové a mimokořenové půdě na jednotlivých experimentálních plochách v roce 2014 a 2015.	121
Obr. 5-7 Mikrobiální aktivita - BAS v kořenové a mimokořenové půdě na jednotlivých experimentálních plochách v roce 2014.	124
Obr. 5-8 Mikrobiální aktivita - BAS v kořenové a mimokořenové půdě na jednotlivých experimentálních plochách v roce 2015.	126
Obr. 5-9 Mikrobiální aktivita - DHA v kořenové a mimokořenové půdě na jednotlivých experimentálních plochách v roce 2014 a 2015.	128
Obr. 5-10 Mikrobiální aktivita v kořenové a mimokořenové půdě po ukončení nádobového experimentu.	132
Obr. 5-11 Koncentrace N_{\min} (mg/l) v zachyceném eluátu.	149
Obr. 5-12 Dostupnost N_{\min} (mg/10 ml ionexu) v kořenové zóně modelových rostlin.	156
Obr. 5-13 Poměr R/S modelové rostliny.	163

SEZNAM ROVNIC UVEDENÝCH V TEXTU

Jednotlivé rovnice jsou číslovány arabskými číslicemi, a to vždy v páru. První číslice určuje kapitolu, ve které je rovnice uvedena, a druhá číslice určuje pořadí v rámci konkrétní kapitoly.

Rovnice 2-1 Celkový vodní potenciál (Tan, 2011).....	31
Rovnice 2-2 Pórovitost půdy (Kobza, 2013).	34
Rovnice 2-3 Darcyho zákon/rovnice (Engler et al., 2010).	38
Rovnice 2-4 Základní vztah pro stanovení kumulativní vodní infiltrace I při sací výšce $h_0 \leq 0$ podle Zhang (1997), charakterizováno podle Lichner et al. (2007b).....	39
Rovnice 2-5 Stanovení půdní sorptivity $S(h_0)$ a nenasycené hydraulické konduktivity $K(h_0)$ podle Zhang (1997), charakterizováno podle Lichner et al. (2007b) a Šindelář et al. (2008).	39
Rovnice 2-6 Stanovení reálné evapotranspirace v povodích na základě metody vodní bilance (Žalud, 2015).	42
Rovnice 4-1 Výpočet basální respirace na základě váhového přírůstku natrokalcitu (upraveno podle: Keith & Wong, 2006).....	78
Rovnice 4-2 Výpočet dehydrogenázové aktivity (upraveno podle: Casida et al., 1964).....	79
Rovnice 4-3 Princip stanovení koncentrace amonných iontů ve vodném roztoku (upraveno podle: Peoples et al., 1986; Faithfull, 2002).....	80
Rovnice 4-4 Princip chemické redukce nitrátových iontů ve vodném roztoku Devardovou slitinou (upraveno podle: Faithfull, 2002).....	80
Rovnice 4-5 Výpočet koncentrace amonných a nitrátových iontů na základě hodnot spotřeby titračního roztoku (upraveno podle: Peoples et al., 1986).....	81
Rovnice 4-6 Základní rovnice infiltrační křivky (Philip, 1969), charakterizována podle Šindelář et al. (2008).	87
Rovnice 4-7 Výpočet kumulativní vodní infiltrace podle Zhang (1997).....	87
Rovnice 4-8 Výpočet parametrů podle C_1 a C_2 podle Zhang (1997), charakterizováno podle Lichner et al. (2007b)	88
Rovnice 4-9 Výpočet S a K_r při tlakové výšce (h_0) podle Zhang (1997), vyjádřeno podle Lichner et al. (2007b).	88

Rovnice 4-10 Výpočet bezrozměrného koeficientu A_2 pro konkrétní půdní druh, tlakovou výšku (h) a poloměr diskového infiltrometru (r) podle Van Genuchten (1980).	88
Rovnice 4-11 Výpočet nenasycené hydraulické vodivosti podle (Zhang, 1997).	90

1 ÚVOD

Předkládaná disertační práce byla vypracována jako závěrečná práce doktorského studijního programu P 1601 Ekologie a ochrana prostředí na Agronomické fakultě Mendelovy univerzity v Brně. Samotná disertační práce je zaměřena na problematiku vlivu sucha na mikrobiální aktivity v rhizosférní a nerhizosférní půdě, a to v souvislosti s následně vyvolanými změnami v půdním prostředí: ztrátou minerálního dusíku z půdy, formováním voduodpudivosti půdy a ovlivněním půdní úrodnosti. Disertační práce navazuje na diplomovou práci „Porovnání vývoje obsahu dusíku v různých hloubkách půdy a ve vodě získané z jímací oblasti Březová nad Svitavou“ a bakalářskou práci „Dynamika úniku klíčových živin z jímací oblasti pro zásobování města Brna pitnou vodou“.

Stěžejním důvodem zkoumání vlivu sucha na změnu aktivit půdních mikroorganismů žijících v přikořenové neboli v rhizosférní půdě a v půdě bez přítomnosti kořenů, tj. nerhizosférní půdě, je význam osidlování půdních částic mikroorganismy v těchto půdách na půdní voduodpudivost neboli hydrofobicitu, dostupnost živin a stabilitu půdních agregátů. Indukované změny interakcí obou skupin mikroorganismů (v rhizosférní a nerhizosférní půdě) s organickou složkou půdy a s rostlinami mohou zhoršit míru následného ovlhčení a zvýšit půdní hydrofobicitu, mohou se negativně projevit do posunů hodnot půdních hydro-limit a ovlivnit ztrátu živin z půdy. Rostliny, které jsou stresovány častěji suchem, omezují přísun kořenových exsudátů do rhizosférní půdy, a tím omezují přísun uhlíkatých látek (uhlohydrátů) pro rozvoj mikrobiálních aktivit, jež jsou nezbytné pro realizaci základních přirozených funkcí půdy: zadržování a zpřístupňování živin v půdě. Naopak vyšší množství hydrofobních látek působí na půdní agregáty pozitivně, jelikož má vliv na zvýšení jejich stability. Důležitým tématem je proto zkoumání kombinace jmenovaných faktorů, a to jak se promítnou do změn půdní hydrofobicity a erodovatelnosti půdy, do změn půdních hydro-limit, půdní úrodnosti a do přístupnosti živin v půdě neboli jak ovlivní půdní úrodnost.

V současné době jsme na území ČR svědky neustále se opakujících a prodlužujících period sucha. Následné změny v půdě, vyvolané reakcí živé půdní složky na výkyvy půdní vlhkosti, vedou ke snížení úrodnosti zemědělských půd a ke zhoršení některých půdních vlastností (schopnost infiltrace, zadržení a filtrace dešťových srážek, odolnost vůči půdní erozi atd.) u půd lesních a travinných ekosystémů. Vliv sucha na půdní prostředí tak představuje významný problém, který je nezbytné důkladně studovat. Pouze znalost změn vyvolaných v půdě nám může pomoci naléznout a navrhnout vhodná protipatření.

2 LITERÁRNÍ PŘEHLED

Půda představuje neobnovitelný přírodní zdroj, který člověk nezbytně potřebuje pro své přežití. Během posledních dekád byly půdy přirozených i antropogenně ovlivněných ekosystémů v ČR vystaveny nejrůznějším negativním jevům (Šimek et al., 2015). Mezi nejzávažnější patří v posledních 20 letech bezpochyby sucho (Potop et al., 2012), které má mnoho podob a projevů.

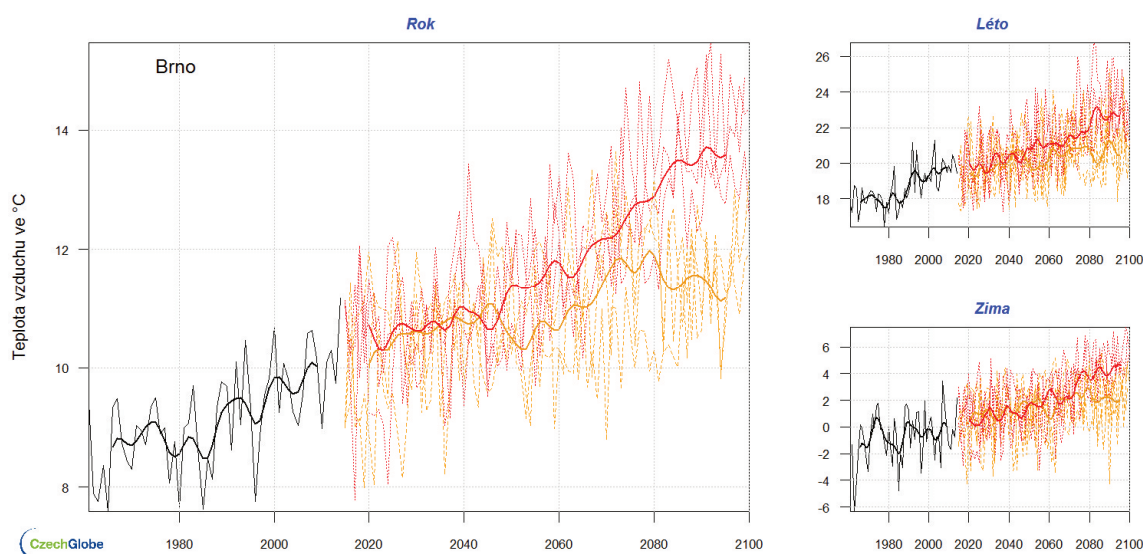
2.1 Sucho

Přítomnost vody v půdním prostředí je základním předpokladem pro existenci života „v a na“ půdě. Pokud nastane situace, kdy je v půdě nedostatek vody, tak hovoříme o suchu. Přesto, že je sucho známý jev, není jednoduché jej definovat a přesně určit. Existuje mnoho způsobů, jak definovat a rozdělit sucho, nalezneme je například v pracích Heim (2002), Quiring & Papakryiakou (2003), Burke et al. (2006), Wilhite et al. (2014) a dalších. Jednotlivé definice se od sebe navzájem liší především oblastmi zájmu (zemědělství, hydrologie atd.), pro které byly vytvořeny. Například Burke et al. (2006) definuje sucho jako časový úsek mimořádně suchého počasí, které způsobuje vážnou hydrologickou nerovnováhu v určitém regionu, a to v rámci celého konkrétního ekosystému.

Pro podmínky předkládané práce je na základě studií Heim (2002) a Wilhite et al. (2014) sucho definované jako stav, kdy je v půdě nedostatek vody, který přímo působí na jednotlivé půdní složky a funkce půdy. Sucho by mělo být vnímáno jako přirozený aspekt klimatu v rámci jednotlivých klimatických režimů, protože sucho se může vyskytovat jak v suchých, tak i ve vlhkých oblastech. Nepřirozenost sucha lze vnímat pouze v jeho četnosti (souvislost s globální změnou klimatu) a vlivu na jednotlivé ekosystémy, které zásahem člověka nejsou schopny dostatečně na tento klimatický jev reagovat. Střední Evropa není považována v evropském kontextu za oblast náchylnou ke vzniku sucha. Z toho důvodu nebyl v ČR v minulých dekádách prováděn systematický výzkum sucha a jeho vlivu na půdní vlastnosti, a to i přes skutečnost, že ČR vykazuje vysokou závislost na velikosti ročních srážkových úhrnů (Trnka et al., 2009; Potop et al., 2012). Sucho nelze považovat za absolutní stav, ale mělo by na něj být nahlíženo jako na stav relativní, respektive dočasnou odchylku od dlouhodobého normálu. Dále je nezbytné odlišovat sezónní vyprahlost od sucha, sucho představuje přirozený aspekt klimatu, vyprahlost je již trvalý rys klimatu (Wilhite et al., 2014).

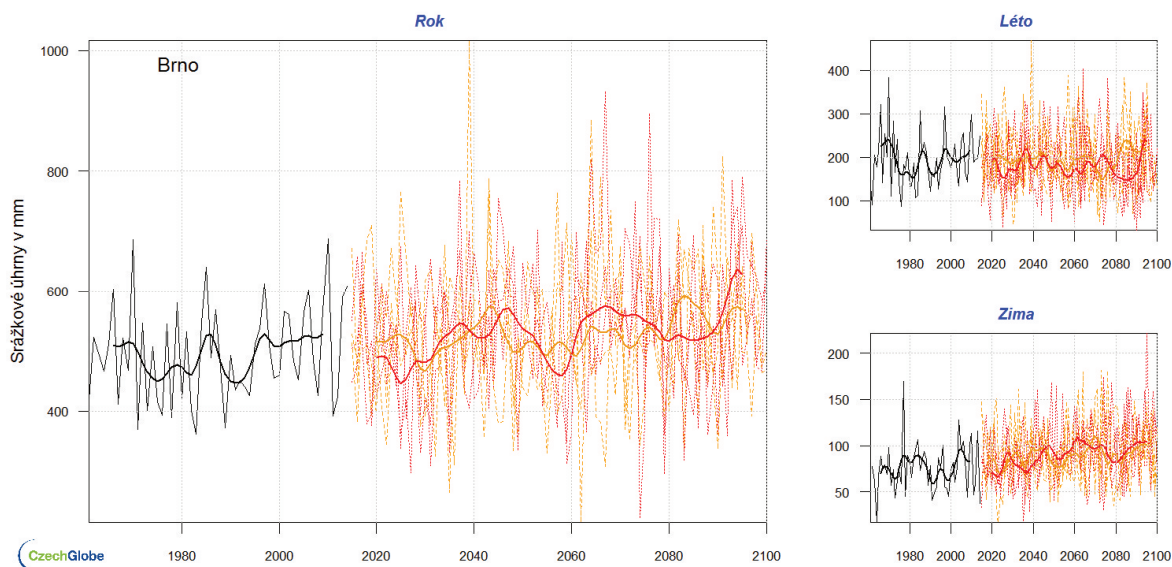
Za posledních 20 let sucho představovalo největší „klimatickou hrozbu“ pro zemědělce pěstující polní plodiny v nížinných oblastech ČR. Největší počet suchých epizod byl zaznamenán na Žatecku, v Labské nížině a v Jihomoravském kraji (Potop et al., 2012). Nejen zemědělská půda je signifikantně ovlivněna změnou klimatu a suchem. Nedostatek vláhy a zvýšená teplota v kombinaci s rostoucími emisemi skleníkových plynů způsobují zvýšenou mortalitu lesních ekosystémů po celém světě (Allen et al., 2010).

Proto lze předpokládat, že vliv sucha na suchozemské ekosystémy bude v blízké budoucnosti narůstat. Hlavním problémem přitom nebude změna v průměrném ročním srážkovém úhrnu, ale změna v rozložení srážek během vegetační sezóny (Wilhite et al., 2014). Vědci již mají více než 95% jistotu, že klimatické změny souvisejí s lidskou činností. Dále bylo potvrzeno, že první desetiletí 21. století bylo nejteplejším od roku 1850 (IPPC, 2013; Oscar et al., 2014). Tento možný trend indikují i klimatická data naměřená na meteorologických stanicích a klimatické modely. Příklad pro město Brno (meteorologická stanice Brno Tuřany): data za období 1961–2014 a modelovaný vývoj pro období 2015–2100, průměrné roční teploty a roční srážkové úhrny jsou znázorněny na Obr. 2-1 a Obr. 2-2.



Obr. 2-1 Graf průměrných ročních teplot vzduchu v °C pro lokalitu Brno Tuřany v letech 1961 až 2100.

Komentář: období 1961–2014 je reprezentováno přístrojovými měřeními, v grafu je znázorněno černou čarou. Data pro budoucí klima (výhled 2015–2100) vychází z regionálních klimatických modelů. Oranžová čerchovaná čára znázorňuje pravděpodobné budoucí hodnoty při nízkých emisích CO₂ (tzv. RCP 4,5). Červená tečkovaná čára znázorňuje pravděpodobné budoucí hodnoty při vysokých emisích CO₂ (tzv. RCP 8,5); (převzato z projektu „Klimatická změna“ – projekt CzechGlobe ve spolupráci s Mendelovou univerzitou v Brně a Norwegian University of Life Sciences; dostupné na: <http://www.klimatickazmena.cz/cs/casova-rada/?graph=1>).



Obr. 2-2 Graf průměrných ročních úhrnů srážek v mm pro lokalitu Brno Tuřany v letech 1961 až 2100.

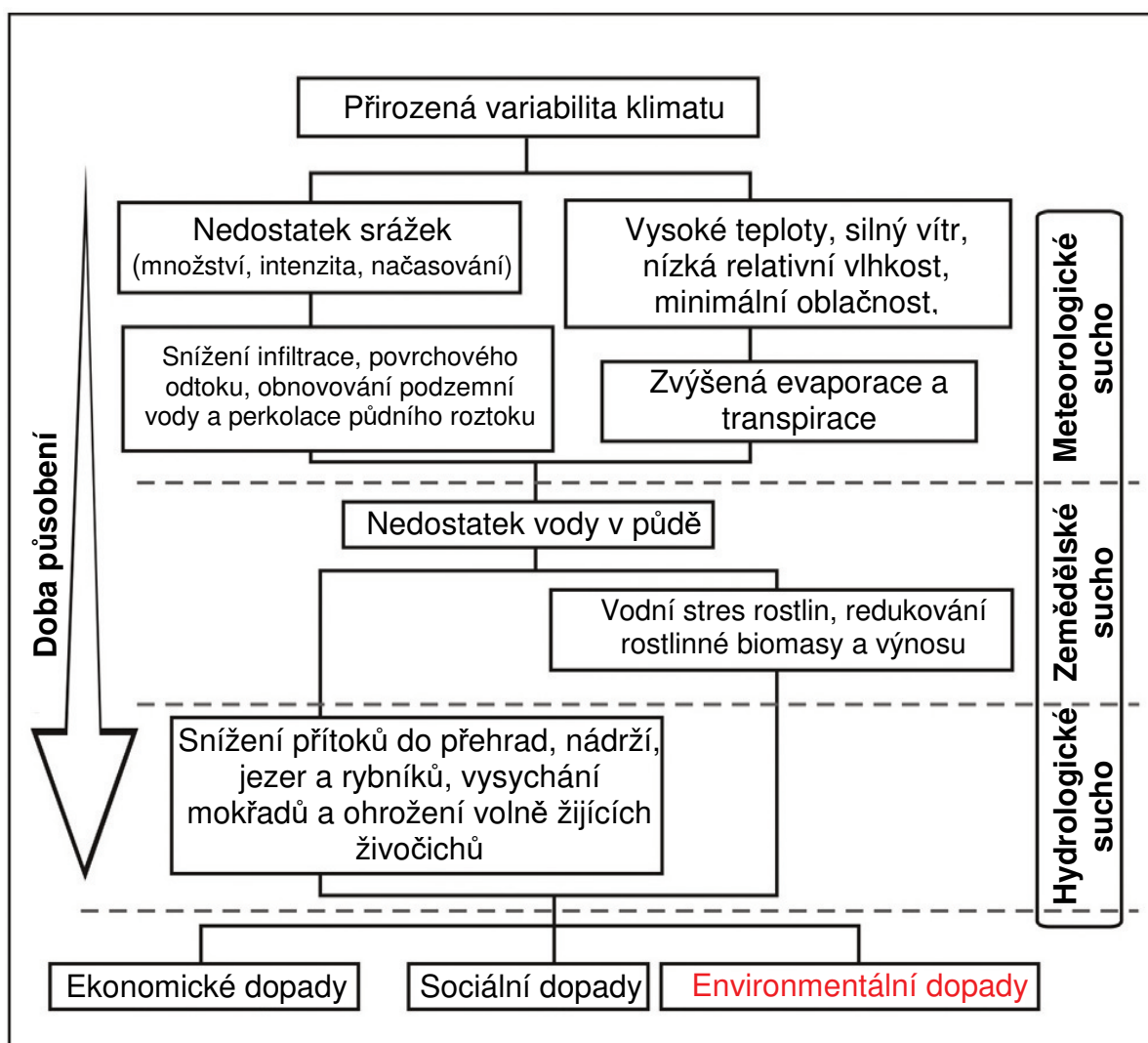
Komentář: období 1961–2014 je reprezentováno přístrojovými měřeními, v grafu je znázorněno černou čarou. Data pro budoucí klima (výhled 2015–2100) vychází z regionálních klimatických modelů. Oranžová čerchovaná čára znázorňuje pravděpodobné budoucí hodnoty při nízkých emisích CO₂ (tzv. RCP 4,5). Červená tečkovaná čára znázorňuje pravděpodobné budoucí hodnoty při vysokých emisích CO₂ (tzv. RCP 8,5); (převzato z projektu „Klimatická změna“ – projekt CzechGlobe ve spolupráci s Mendelovou univerzitou v Brně a Norwegian University of Life Sciences; dostupné na: <http://www.klimatickazmena.cz/cs/casova-rada/?graph=1>).

Dalším problémem ČR v souvislosti s hrozbou se opakujících period sucha je její hydrologická situace, kdy na území našeho státu, až na výjimky, není přiváděna voda z okolních povodí, ale naopak je voda z území ČR odváděna třemi úmořími (Labe → Severní moře; Morava a Dyje → Černé moře; Odra → Baltské moře).

2.1.1 Rozdělení sucha

Klimatické změny, které vedou ke vzniku extrémních klimatických a meteorologických událostí mají signifikantně negativní vliv na životní podmínky v ČR a existuje předpoklad, že se tento vliv bude v nejbližších letech zvyšovat. Sucho a záplavy patří k nejvýznamnějším klimatickým extrémům posledních 20 let. Na základě projevů a následků působení bylo pro účely předkládané práce sucho rozděleno podle vědeckých prací (Heim, 2002; Burke et al., 2006; Hlavinka et al., 2009; Wilhite et al., 2014) do těchto kategorií: a) sucho nahodilé, b) sucho sezónní, c) sucho meteorologické, d) sucho zemědělské, e) sucho hydrologické.

Vznik nejvýznamnějších kategorií sucha (meteorologické, zemědělské a hydrologické) je znázorněn na Obr. 2-3 spolu s jejich projevy a příčinami vzniku.



Obr. 2-3 Zjednodušený přehled kategorií sucha, faktorů vzniku, dopadů (vlivů) a jejich obvyklé pořadí výskytu (upraveno podle: Wilhite et al., 2014; originál vytvořen: National Drought Mitigation Centre, University of Nebraska-Lincoln, U.S.A.).

Jednotlivé kategorie sucha se od sebe navzájem odlišují ve třech základních vlastnostech: a) intenzita; b) doba trvání; c) velikost oblasti, která je zasažena neboli prostorové pokrytí sucha (Peterson et al., 2013; Wilhite et al., 2014).

Meteorologické sucho nastává tehdy, pokud je srážkový úhrn za určité období pod hodnotou dlouhodobého průměru. Jeho výskyt má za následek snižování přirozených zásob vody a zvýšení evaporace a transpirace. Zemědělské sucho, někdy označované jako agronomické, představuje situaci, kdy je v půdě nedostatečná zásoba vody a nastává vodní stres

roślin. Agronomické sucho může způsobit závažné problémy, a to především redukcí výnosu jednotlivých plodin. Hydrologické sucho představuje velmi vážnou situaci, při které klesají průtoky ve vodních tocích v porovnání s dlouhodobými průměry. Kombinace uvedených typů sucha může mít vážné sociální, ekonomické a environmentální dopady. Tyto základní kategorie jsou dále doplňovány o sucho nahodilé a sezónní. Nahodilé sucho je způsobeno nepředvídatelnými a nahodilými změnami ve srážkových úhrnech. Sucho sezónní se vyskytuje například v monzunových oblastech, v ČR není typické, ale do budoucna nelze vyloučit výskyt pravidelných period sucha během vegetačního období (UNISDR, 2009; Oscar et al., 2014; Wilhite et al., 2014).

2.1.2 Vliv sucha na půdní prostředí jako celek

Půda je přirozený útvar, který se vyvíjí v důsledku složitého, komplexního působení vnějších činitelů na mateřskou horninu a vyznačuje se úrodností (Kobza, 2013). V návaznosti na předchozí text je nezbytné uvést, že sucho je jednak základní součástí procesu hydrologického cyklu, ale současně představuje extrémní stav tohoto cyklu (Geng et al., 2014). Extrémní sucho působící na půdu může výrazně ovlivnit přirozené funkce, strukturu a produktivitu ekosystému, kterého je půda součástí (Liu et al., 2010; Lal et al., 2013).

Závažnost sucha a povaha jeho vlivu závisí na půdních parametrech, které ovlivňují schopnost půdy zadržovat vodu, a charakteru sucha. Mezi základní půdní parametry ovlivňující schopnost půdy odolávat periodám sucha patří půdní zrnitost, pórovitost (zastoupení kapilárních pórů a nekapilárních pórů), nasycenost půdního sorpčního komplexu, obsah SOM a objemová hmotnost (zhutnění půd). Přičemž pórovitost, která vyplývá ze stavby a skladby půdy významně ovlivňuje infiltraci vody do půdy a následně její transport v půdě. Retenční schopnost půdy je pak dále významně ovlivněna obsahem SOM a strukturou půdy. Z hlediska charakteru sucha je zcela stěžejní jeho doba trvání, přesněji časový úsek, kdy je srážkový úhrn pod dlouhodobým normálem a nastává v půdě nedostatek vody (Heim, 2002; Quiring & Papakryiakou, 2003; Kobza, 2013). Dále pak intenzita sucha, jejíž vyjádření je možno považovat za problematické, ale poměrně často se kvantifikuje jako úbytek půdní vlhkosti (Geng et al., 2014) oproti výchozímu stavu v období, kdy (meteorologické, agronomické nebo hydrologické) sucho nebylo detekováno (Wilhite et al., 2014).

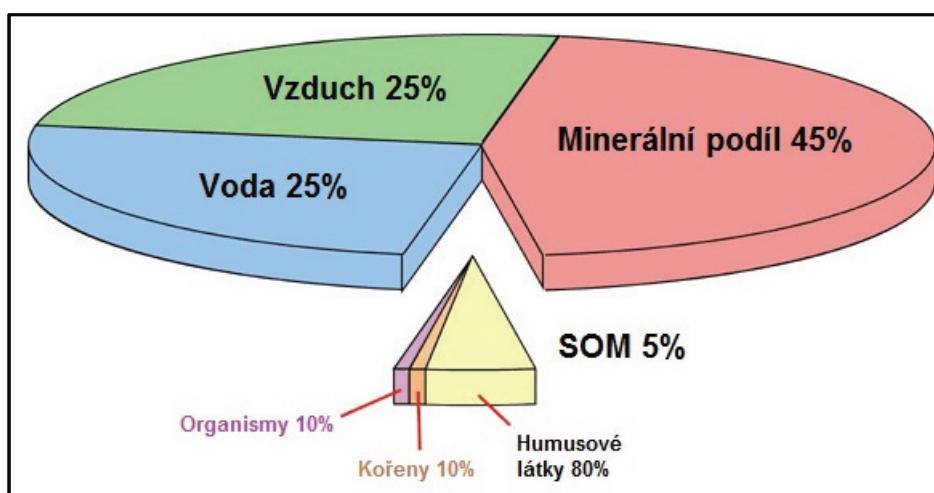
Mezi základní projevy sucha v půdním prostředí patří ztráta půdní vody, urychlená eroze, úbytek organické hmoty, změna fyzikálních parametrů (zhutnění půd, poškození půdní struktury), změna půdní reakce: salinizace, popřípadě alkalizace a snížení biodiverzity

půdního mikro/mezo-edafonu. Uvedené projevy pak mají za následek ztrátu přirozených vlastností půd a snížení půdní úrodnosti (Rivest et al., 2013).

2.1.3 Vliv sucha na živou složku půdy

Půda představuje svrchní část zemské kůry, respektive průnik několika geosfér: litosféry, atmosféry, hydrosféry a biosféry. Tento systém se obecně rozděluje na několik složek: plynnou, pevnou a kapalnou (Šimek et al., 2015; Záhora et al., 2015).

Pevná složka je dále tvořena minerálním a organickým podílem neboli SOM. Velmi často je minerální podíl označován jako neživá složka půdy a SOM jako živá složka půdy, ale toto označení je poměrně nepřesné, protože SOM obsahuje jak látky neživé povahy, tak i živé organismy (Šimek, 2005; Záhora et al., 2015). Plošek & Záhora (2015) uvádějí, že SOM zahrnuje živé půdní organismy, zbytky odumřelých organismů v různých stupních rozkladu a humusové látky. Přičemž tito autoři poukazují na možné zastoupení jednotlivých složek SOM následovně: (a) odumřelé zbytky rostlin a živočichů (1–10 %), (b) aktivní organická hmota (10–40 %), (c) rezistentní (stabilní) organická hmota, humus (40–60 %). Podobné rozdělení SOM uvádí i Pidwirny & Jones (2014), přičemž ho doplňují o přibližné zastoupení dalších půdních složek (Obr. 2-4).



Obr. 2-4 Přibližné zastoupení jednotlivých půdních složek (upraveno podle: Pidwirny & Jones, 2014).

SOM má v půdě značný význam, ačkoliv se její obsah v půdě pohybuje pouze okolo hranice 5 %, v podmínkách ČR nejčastěji v rozmezí 1,5–3,5 % (Šimek et al., 2015). Jedná

se o rozsáhlý systém, který obsahuje látky nejrůznější povahy, které lze rozdělit na humusotvorný materiál, humusové a nehumusové látky. Přítomnost SOM v půdě ji odlišuje od půdotvorného substrátu a má přímý vliv na fyzikální a chemické vlastnosti půdy, především pak na půdní sorpční komplex, půdní reakci, stabilitu půdních agregátů, retenční a infiltrační vlastnosti půdy. Stejně důležitý je i nepostradatelný význam SOM pro půdní úrodnost a schopnost půdy vyrovnávat aktuální meteorologické výkyvy (Bot & Benites, 2005a; Schmidt et al., 2011; Záhora, 2012; Lockwood et al., 2015).

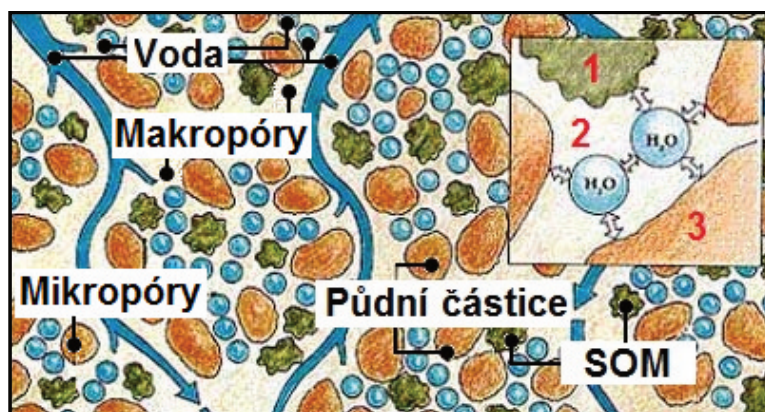
Kvalita a kvantita SOM je závislá na mnoha faktorech. Mezi nejzákladnější patří vstupy organických látek do půdy, lidský faktor (způsob hospodaření apod.) a klimatické podmínky konkrétního stanoviště (Kubát 2008; Šimek et al., 2015). Vliv sucha na SOM z hlediska kvality a kvantity je proměnlivý v závislosti na vlastnostech půdy (půdní druh a typ) a habitatu (ekosystému, kterého je půda součástí). Jednotlivé komponenty SOM mohou reagovat rozdílně na fluktuace půdní vlhkosti a intenzivní změny teploty (v horních 25 cm půdy). Například lignin byl dlouhodobě považovaný za velmi odolný vůči rozkladu, ale například autoři Heim & Schmidt (2007) zjistili, že MRT ligninu dosahuje v půdách pastvin a luk rozmezí od 5 do 26 let a v orných půdách 9–36 let, naopak MRT cukrů může být v řádu hodin nebo dnů. Zvýšená teplota během period sucha a extrémní změny v půdní vlhkosti v důsledku intenzivních srážek působí primárně na zrychlení rozkladu jednoduchých organických látek (cukry, škroby a fragmenty bílkovin). Tyto látky jsou rozkládány v rámci enzymatické oxidace, která probíhá v dobře aerovaných půdách (perioda sucha). Naopak během navlhčení půdy, mohou být některé organické látky rozpouštěny v půdním roztoku nebo z půdy vyplaveny. Rozklad složitých organických látek, jejichž MRT dosahuje hodnoty 25–50 let je realizován extracelulárními enzymy mikrobiálního a rostlinného původu. Zde proto dochází k nepřímému působení sucha skrze ovlivňování aktivity mikroorganismů a dostupnosti živin pro rostliny (Schmidt et al., 2011; Schmitt & Glaser, 2011; Záhora, 2012).

Živá složka SOM neboli aktivní organická hmota je negativně ovlivňována periodami sucha, kdy v půdě dochází k poklesu půdní vlhkosti, a to především na takových stanovištích, respektive v ekosystémech, kde se v minulosti nevyskytovaly. Existuje úzký vztah mezi složením a aktivitou půdních mikrobiálních společenstev a změnami v ekosystému prostřednictvím environmentálního stresu (Schmitt & Glaser, 2011). Půdní vlhkost a teplota významně ovlivňují mikrobiální aktivitu v půdě, tento vliv se ale obtížně kvantifikuje, protože vlhkost a teplota jsou velmi proměnlivé v jednotlivých vrstvách půdy i v rámci jednoho stanoviště (Gabriel & Kellman, 2014). V krátkodobém období, pokud je v půdě dostatek organických látek, zvýšená půdní vlhkost a teplota působí jako stimulant mikrobiální aktivity.

V dlouhodobém časovém horizontu, ale může nastat jev, kdy zvýšená teplota a vlhkost urychlují mineralizaci SOM a prudký rozvoj mikroorganismů. Tento jev pak může vyústit v negativní bilanci, kdy je mineralizováno větší množství organické hmoty, než do půdy vstupuje. Objevuje se tak riziko degradace půdy. V tomto případě lze konstatovat, že sucho má negativní vliv na živou složku půdy (Manzoni et al., 2012; Gabriel & Kellman, 2014).

2.2 Voda v půdě a její význam

Půda jako heterogenní trojrozměrný útvar je tvořena pevnou, kapalnou a plynnou fází. První část tvoří jak minerální, tak i organické látky, druhou pak půdní roztok a třetí půdní vzduch. Základní složkou půdního roztoku (kapalné fáze) je půdní voda. Půdní voda není čistá, obsahuje rozpuštěné látky a obecně je označována jako půdní roztok (Kobza, 2013). Půdní voda, je veškerá voda, která se vyskytuje trvale nebo dočasně v půdním profilu. Množství vody v půdě lze přesně vyjádřit (Kobza, 2013): a) w – hmotnostní vlhkostí, která udává poměr hmotnosti vody k hmotnosti pevné fáze v hm. %; nebo b) θ – objemovou vlhkostí, jíž vyjadřuje objem vody v půdě k celkovému objemu půdy v obj. %.



Obr. 2-5 Voda v půdním prostředí (upraveno podle: Bot & Benites, 2005b).

Komentář: jednotlivé komponenty půdního prostředí (SOM - 1; půdní částice - 3) vzájemně interagují, vznikají makro (2) a mikropóry (v půdních částicích - 3), které umožňují transport a zadržení vody. Kromě kapalného stavu se voda v půdě vyskytuje v pevné a plynné formě (Bot & Benites, 2005b).

Půdu je možno považovat za složitý komplex, ve kterém probíhá velké množství interakcí mezi živou a neživou hmotou. Součástí těchto interakcí je přeměna látek, rozklad složitých molekul na jednoduché, jež jsou následně využity dalšími organismy a znovu zabudovávány do složitých komplexů. Uvedené procesy by nemohly probíhat bez přítomnosti vody, protože voda je nezbytná pro metabolické procesy mikroorganismů, dále slouží jako

disociační činidlo a zároveň transportuje minerální a organické látky skrze půdní profil (Jones, 2012; Bouma, 2014). Šimek (2005) uvádí, že v půdě existují různé kategorie půdní vody, které se rozdělují podle fyzikálního a biologického přístupu. Z fyzikálního hlediska se půdní voda rozděluje na kapilární, gravitační a hygroskopickou. Z biologického hlediska je půdní voda rozdělena s ohledem na její využitelnost rostlinami do kategorií škodlivá, přístupná a nepřístupná.

2.2.1 Zadržování a pohyb vody v půdním prostředí

Pohyb a zadržování vody (půdního roztoku, dále „voda“) v půdě je možné pouze za využití konkrétní energie. Energetický stav vody v půdě je definován tzv. volnou energií. Na vodu působí v půdě matriční, osmotické a gravitační síly (Šimek, 2005). Voda v půdě je tedy vystavena působení množiny sil, jež přímo ovlivňuje její pohyb v půdním prostředí. Uvedené působení je kvantifikováno za využití vodního potenciálu (Ψ). Ten je možné definovat jako rozdíl mezi volnou energií vody v půdě a volnou energií čisté vody (Šimek, 2005; Kirkham, 2014). Další alternativní pohled nabízí Tan (2011), který používá pojem celkový vodní potenciál ($\Psi_t - \text{TSWP}$). Podle něj lze definovat TSWP jako energii (množství práce), jež musí být vynaložena, aby se konkrétní množství vody přesunulo z výchozího stavu do bodu interakce, například s kořenovým systémem rostliny. Vodní potenciál půdní vody může být vyjádřen v různých jednotkách, Šimek (2005) uvádí výšku vodního sloupce (cm) nebo jednotky tlaku (Pa, kPa, MPa). Kompletní přehled jednotek využitelný k vyjádření hodnoty TSWP publikoval Tan (2011), ten například poukazuje na možnost využít jednotky energie (J/kg a jeho ekvivalenty), tlaku (bar, Pa) a síly (N/m²).

Rovnice 2-1 Celkový vodní potenciál (Tan, 2011).

$$\Psi_t = \Psi_w + \Psi_g + \Psi_o + \Psi_m + \Psi_p$$

kde

Ψ_w – vodní potenciál

Ψ_g – gravitační potenciál

Ψ_o – osmotický potenciál

Ψ_m – matriční potenciál

Ψ_p – tlakový potenciál

Gravitační potenciál (Ψ_g) vyjadřuje působení gravitačních sil na vodu v půdním profilu, je závislý na vlastnostech půdního prostředí (pórovitost) a hustotě vody. Má velký význam pro transport velkého množství vody například po dešťových srážkách se svrchní částí půdního profilu. Osmotický potenciál (Ψ_o) je závislý na obsahu iontů a dalších molekul ve vodě a vyjadřuje přitažlivost (sílu poutání) osmotickými silami těchto látek ve vodě. Nemá přímý vliv na pohyb vody v půdním prostředí, ovlivňuje její příjem rostlinami a je vždy negativní. Matriční potenciál (Ψ_m) má přímý vliv na pohyb a zadržování vody v půdním prostředí, ovlivňuje například dostupnost vody pro kořeny a vyjadřuje působení kapilárních a adhezivních sil. Důvodem je jeho působení na volnou energii vody, kdy půdní částice (jejich povrch) přímo působí na molekuly vody, čímž nastává uvolnění energie a snížení volné energie vody, proto má vždy negativní hodnotu. Tlakový potenciál (Ψ_p) je možno definovat jako rozdíl mezi vnitřním hydrostatickým tlakem (tlakem v půdním prostředí) a referenčním tlakem (atmosférickým). V půdním prostředí saturovaném vodou má kladnou hodnotu, protože hydrostatický tlak je vyšší než atmosférický. Pokud je půdní prostředí nesaturované, respektive se jedná o část půdního prostředí nad hladinou volné podzemní vody, hodnota je záporná. Tlakový potenciál má vliv na pohyb vody v půdě (Tan, 2011).

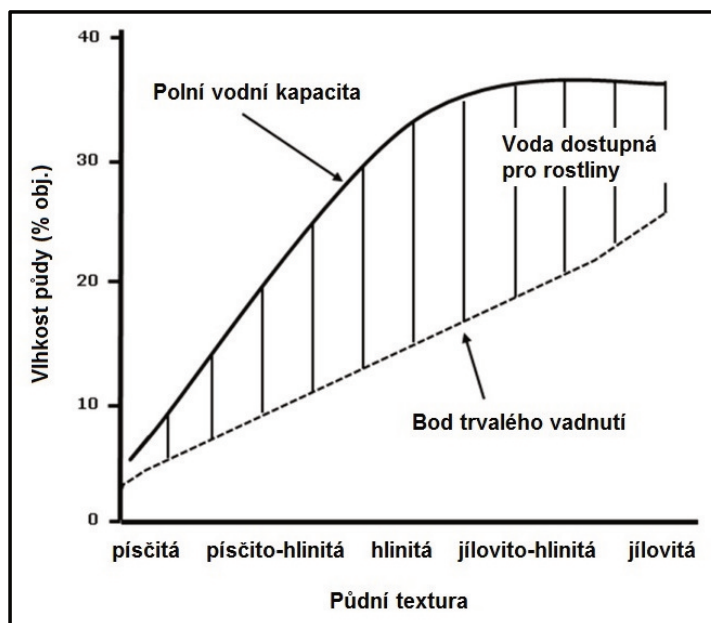
Schopnost půdního prostředí působit na vodu v půdě se odvíjí od několika faktorů, mezi nejdůležitější patří fyzikální: a) textura půdy; b) struktura půdy, protože přímo působí na hydropedologické vlastnosti půdy (Šimek, 2005; Kobza, 2013).

Textura půdy

Půdní texturu, často označovanou jako půdní zrnitost lze definovat jako soubor částic různých velikostí, který je určen půdní genezí. Zastoupení těchto částic se vyjadřuje nejčastěji v hmotnostních procentech (% hm. = podíl hmotnosti konkrétní látky v soustavě a celkové hmotnosti soustavy) a slouží k rozlišení půdních druhů (O'Green, 2012). Všeobecně lze konstatovat, že ve světě existuje velké množství systémů pro určení půdních druhů, v ČR se používá systém podle Kopeckého a klasifikační stupnice půdních druhů podle Nováka pro půdy bez CaCO_3 (Šimek, 2005, Kobza, 2013). Textura půdy významně ovlivňuje podle O'Green (2012) infiltrační schopnost půdy a propustnost půdy pro vodu (Obr. 2-6).

Infiltrační schopnost půdy představuje množství vody, které je půda schopna přijímat svým povrchem. Tato vlastnost je ovlivněna nejen půdní texturou, ale značně i vegetačním krytem a strukturou půdy (Alaoui et al., 2011). *Propustnost půdy*, může být definována jako souhrn půdních vlastností, které umožňují pohyb vody v půdním prostředí (Obr. 2-8). Mezi

nejvýznamnější půdní vlastností ovlivňující pohyb v půdě je půdní struktura a textura, protože ty přímo ovlivňují přítomnost vnitro a mimo-agregátových pórů. Dále je propustnost ovlivněna vrstvením půdních profilů (O'Green, 2012).



Obr. 2-6 Obecný vztah mezi texturou půdy a vlhkostí půdy, respektive polní vodní kapacitou (upraveno podle: O'Green, 2012).

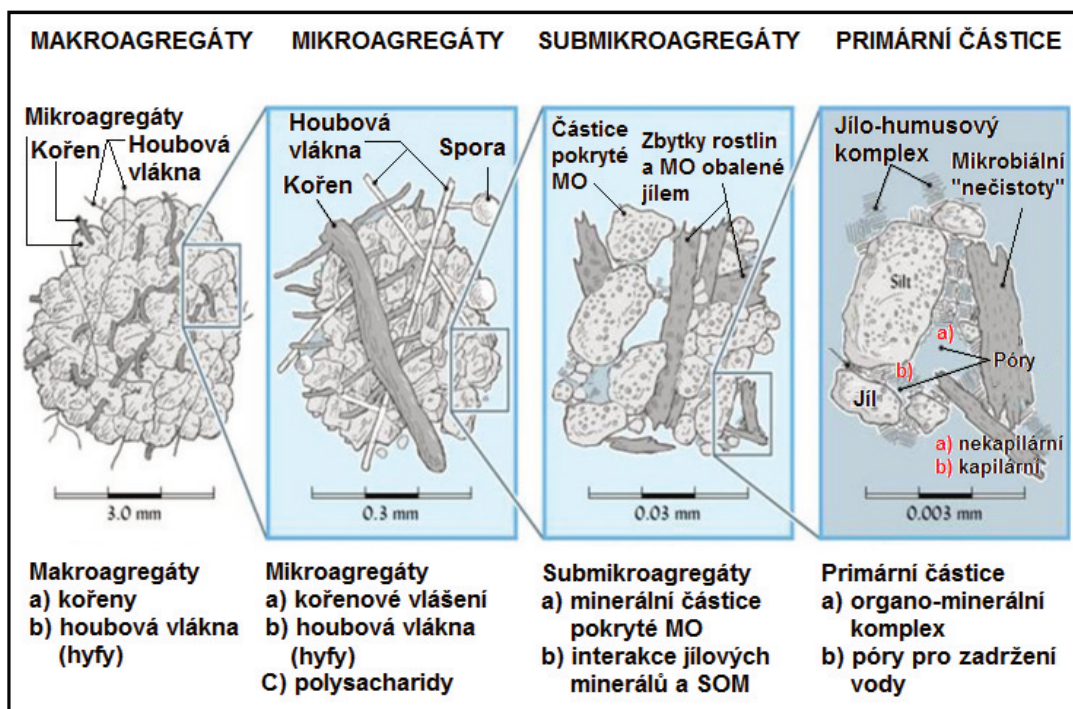
Komentář: vlhkost půdy při polní vodní kapacitě vzrůstá s vyšším zastoupením kapilárních pórů, které je přímo úměrné k zastoupení jemných částic. Půdy s větším zastoupením jemných částic proto dokáží zadržet a případně poskytnout rostlinám větší množství vody, ale pouze za předpokladu optimálního poměru mimo a vnitro-agregátových pórů (Alaoui et al., 2011; O'Green, 2012).

Struktura půdy

Pojem struktura půdy označuje prostorové uspořádání elementárních částic do určitého celku neboli agregátu (O'Green, 2012). Půdní agregáty mohou být rozlišovány na základě velikosti (Obr. 2-7) a tvaru (Obr. 2-8). Podle tvaru (Kobza, 2013):

- Kulovité – jsou ve všech směrech zaoblené s nevýraznými hranami. Existují tyto velikostní kategorie: a) hrudovitá (> 50 mm); b) hrudkovitá (50–10 mm); c) drobnohrudkovitá (10–5 mm); d) zrnitá (5–1 mm); e) práškovitá (< 1 mm).
- Polyedrické – mají plochy a hrany výrazně vyvinuté ve všech směrech.
- Hranolovité – hrany jsou ostré nebo zaoblené a výrazně vertikálně protáhnuté.
- Deskovité – jejich tvar je vyvinutý v horizontálním směru, jsou protáhnuté, ploché a s velmi krátkou vertikální osou.

Velikostní rozdělení půdních agregátů není zcela jednotné. Například Kobza (2013) uvádí rozdělení strukturních agregátů do třech skupin: a) mikroagregáty (< 0,25 mm); b) makroagregáty (od 0,25 do 10 mm); c) megaagregáty (> 10 mm). Oproti tomu Brady & Weil (2010) rozdělují půdní agregáty do čtyř skupin: a) primární částice; b) submikroagregáty; c) mikroagregáty; d) makroagregáty (orientační rozměry viz Obr. 2-7).



Obr. 2-7 Velikost a složení půdních agregátů (upraveno podle: Brady & Weil, 2010).

Struktura půdy má přímý vliv na velikostní zastoupení půdních pórů a ze strukturního stavu půdy vyplývá pórovitost půdy. Skrze velikostní zastoupení jednotlivých pórů jsou přímo ovlivněny vzdušné a vodné poměry v půdě (Šimek, 2005; Kobza, 2013). Pórovitost (P) lze dopočítat (Rovnice 2-2), a to na základě laboratorního stanovení dvou půdních parametrů: měrné hmotnosti a měrné hmotnosti redukované. Pórovitost proto představuje významný parametr pro hodnocení schopnosti půdy přijmout (*infiltrovat*) a umožnit (*propustit*) pohyb vody v půdním prostředí.

Rovnice 2-2 Pórovitost půdy (Kobza, 2013).

$$P = \left(\frac{\rho_s - \rho_d}{\rho_s} \right) \cdot 100 (\%)$$

kde

ρ_s – měrná hmotnost (g cm^{-3})

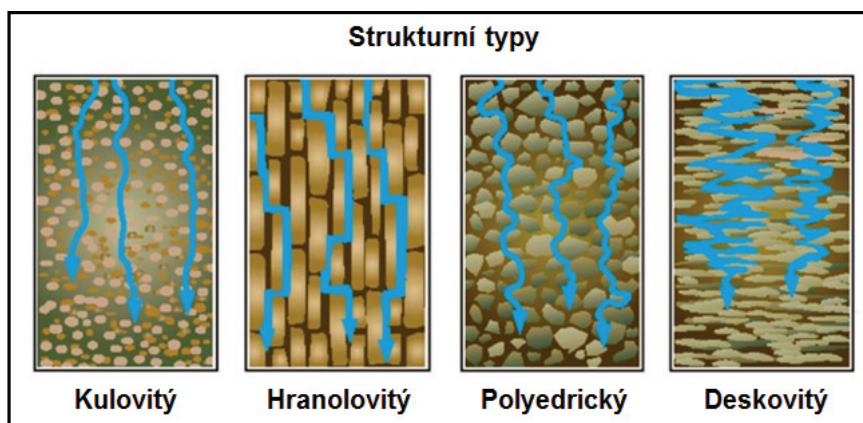
ρ_d – objemová hmotnost redukovaná (g cm^{-3})

Půdní pórovitost lze rozdělit na základě různých parametrů (Alaoui et al., 2011; O'Green, 2012; Kobza, 2013):

- a) Podle umístění
- Mezi-agregátové;
 - Vnitro-agregátové.

Nestrukturní půdy vykazují větší množství mezi-agregátových pórů. Vnitro-agregátové póry jsou typické pro strukturní půdy, kde se nachází obě kategorie. Optimální zastoupení se nachází v rozmezí 1/3 pro mezi-agregátové póry a 2/3 pro vnitro-agregátové póry.

- b) Podle energetického hlediska
- Kapilární póry – jsou nezbytné pro pohyb vody v půdním prostředí a zadržují vodu pro využití rostlinami. Působí zde kapilární síly pevných částic, jež jsou součástí stěn kapilár a umožňují pohyb vody vztlínáním. Dále mají z důvodu jejich velikosti ($< 1 \mu\text{m}$) omezený význam pro infiltraci vody do půdy.
 - Semikapilární póry – často označované jako póry střední. Jejich velikost se pohybuje v rozmezí od 0,2 do 10 μm . Uplatňují se při výměně plynů a infiltraci vody do půdního prostředí.
 - Nekapilární póry – póry s minimálním napětím. Slouží k výměně vzduchu mezi půdou a atmosférou, dále slouží k zasakování vody do půdního profilu. Působí zde gravitační síly, rozlišují se úzké (10–50 μm) a široké ($> 50 \mu\text{m}$).
- c) Podle zapojení do transportu vody, vzduchu a organismů
- Neobyvatelné pro bakterie; $< 1 \mu\text{m}$; a obyvatelné pro bakterie; 1 – 10 μm ;
 - Přístupné pro vlásečnicové kořeny, nepřístupné pro prvoky; 10 – 20 μm ;
 - Přístupné pro všechny mikroorganismy; $> 20 \mu\text{m}$.



Obr. 2-8 Pohyb vody přes rozdílné strukturní typy minerálních půd (upraveno podle: O'Green, 2012).

Fyzikální vlastnosti půdy mají stěžejní vliv na snížení povrchového odtoku vody, jelikož ovlivňují infiltraci vody do půdy a následně i retenci půdy. Nejvýznamnější vliv na retenční a infiltrační schopnosti půdy má strukturní stav půdy, který je přímo ovlivnitelný využíváním půdy (lesní půda, zemědělská půda) a SOM v půdě. Zvyšující se podíl SOM v půdě působí příznivě na zastoupení semikapilárních pórů. Právě tyto póry jsou velmi důležité pro infiltrační a retenční vlastnosti půdy (O'Green, 2012).

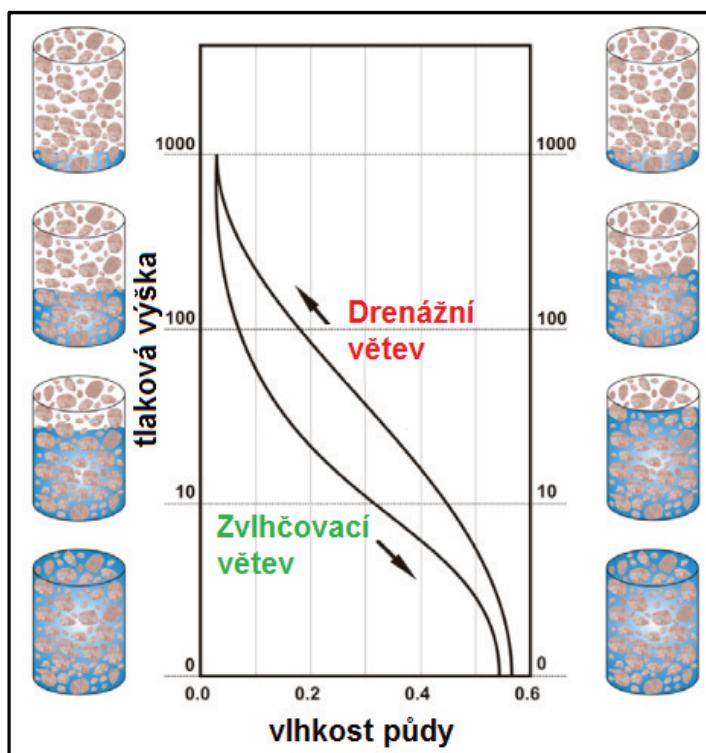
2.2.2 Charakteristika pohybu vody v půdním prostředí

Schopnost půdy zadržet a transportovat vodu je možné popsat za využití hydraulických charakteristik půdního prostředí: a) retenční čára půdní vlhkosti; b) hydraulická vodivost:

a) Retenční čára půdní vlhkosti:

Retenční čára (křivka) půdní vlhkosti představuje významnou hydrologickou charakteristiku půdy, která určuje schopnost půdy zadržovat vodu při různých stavech vlhkosti půdy. Velmi obecně a zjednodušeně je možno konstatovat, že retenční křivka představuje schopnost půdy poutat vodu (Pelletier et al., 2015). Lze ji definovat jako závislost mezi sacím tlakem (negativní tlakovou výškou) a objemovou vlhkostí. Sací tlak představuje sílu, kterou musí rostliny překonávat, aby získaly půdní vodu a dále sílu, jež určuje distribuci půdní vody. Nejčastěji se retenční křivka zobrazuje v semilogaritmicím měřítku (Příloha 1) jako tzv. pF-čára (pF-křivka). Protože se jedná o nelineární závislost, pak platí, že $pF = \log |h|$ (Alaoui et al., 2011; Pelletier et al., 2015). Pohyb a retence vody v půdě je velmi složitý proces, proto lze označit retenční křivku půdní vlhkosti za velmi hysterzní, tj. její průběh není závislý pouze na vodě vstupující do půdního systému, ale i na stavu půdního systému před jejím vstupem. Hysterzní průběh retenční křivky lze rozdělit na dva procesy neboli krajní křivky (Obr. 2-9): a) *křivka odvodňování* saturovaného půdního prostředí, tj. hlavní odvodňovací větev retenční křivky, někdy označována jako drenážní; b) *křivka navlhčování* nesaturovaného půdního prostředí, tj. hlavní zvlhčovací větev (Tuller & Or, 2004; Steenpass et al., 2010; Tan, 2011).

Nelze konstatovat, že proces odvodnění nebo zvlhčení probíhá odděleně, naopak bylo prokázáno, že mezi jednotlivými větvemi retenční křivky existují vedlejší neboli přechodové procesy/větve. Na základě níže uvedeného koncepčního nákresu (Obr. 2-9) platí, že hystereze vyjadřuje rozdíl mezi odvodňováním vlhké půdy (saturovaného prostředí) a zvlhčováním nesaturovaného půdního prostředí (Tuller & Or, 2004; Alaoui et al., 2011).



Obr. 2-9 Konceptní nákres znázorňující hysterizi retenční křivky půdní vlhkosti (upraveno podle: Tuller & Or, 2004).

Komentář: drenážní a zvlhčovací větev jsou tvarově rozdílné retenční křivky, kdy při stejné tlakové výšce je v půdě rozdílná hodnota θ . Při stejné hodnotě tlakové výšky je vždy vyšší hodnota θ na drenážní větvi než na zvlhčovací větvi. Hysterize je způsobena kapilárními silami (Tuller & Or, 2004).

b) Hydraulická vodivost

Obecně je možno uvést, že pohyb vody v půdě je realizován z míst s vyšší hodnotou TSWP do míst s nižší hodnotou, přičemž tento pohyb se realizuje buď v nasyceném prostředí, nebo nenasyceném. Typickým příkladem nenasyceného prostředí je například rhizosférická půda, nasyceným pak oblast pod hladinou volné podzemní vody (Tan, 2011). Existuje přímá úměra mezi rychlostí pohybu vody v půdním prostředí a rozdílem jejího potenciálu na jednotku délky (Šimek, 2005). Schopnost půdy propouštět vodu vyjadřuje hydraulická vodivost, často též označována jako hydraulická konduktivita. Opět je zde přímá úměra, s vyšší hodnotou hydraulické vodivosti nastává zvýšení rychlosti pohybu (toku) vody v půdním prostředí a naopak (Alaloui et al., 2011). Tok vody v půdě je dále ovlivněn půdní vlhkostí a na základě její hodnoty existuje satureovaný a nasuresovaný tok. Satureovaný tok nastává při úplném zaplnění pórů vodou (pórovitost je rovna půdní vlhkosti). Nasuresovaný tok pak nastává v půdě, kde nejsou póry zaplněny vodou (Tan, 2011; Alaloui et al., 2011). Pohyb vody v satureovaném prostředí je možno definovat za využití Darcyho zákona (vztahu; Rovnice 2-3).

Rovnice 2-3 Darcyho zákon/rovnice (Engler et al., 2010).

$$Q = K_{sat}A \left(\frac{h_2 - h_1}{l} \right)$$

$$q = \frac{Q}{A} = K_{sat}I$$

kde

Q – množství vody/objemový průtok (m^3/s)

q – specifický průtok (filtrační rychlost; m/s)

K_{sat} – nasycená hydraulická vodivost (m/s)

A – plocha průtočného průřezu (m^2)

h_1 a h_2 – hydraulická výška (m)

l – vzdálenost (délka vodního sloupce; m)

Darcyho zákon popisuje proudění vody v nasyceném prostředí a závislost rychlosti tohoto proudění na hydraulickém gradientu, tato závislost je lineární (Engler et al., 2010).

Nasycená hydraulická vodivost (pro účely předkládané práce K_{sat}) vyjadřuje propustnost půdního prostředí, jež je stěžejní pro pohyb vody v půdě. V souvislosti s Darcyho zákonem ji lze označit i jako koeficient filtrace. Hodnota K_{sat} je ovlivnitelná faktory, které přímo působí na propustnost půdy (textura a struktura), a vlastnostmi vody (hustota a viskozita), jež prochází půdním prostředím (Alaoui et al., 2011).

Nenasycená hydraulická vodivost (pro účely předkládané práce K_r) charakterizuje pohyb vody v nesaturovaném půdním prostředí, kde jsou větší póry zaplněny vzduchem a s rostoucím úbytkem vody jsou zaplněny pouze menší kapilární póry. Pohyb vody v nenasyčeném proudění je ovlivněn Darcyho zákonem a rovnicí kontinuity. Snižující se vlhkost má přímý vliv na hodnotu K_r , která se snižuje. Kromě výše uvedených faktorů je tedy K_r významně ovlivněna objemovou vlhkostí půdy. Možnost výpočtu K_r uvádí Zhang (1997), jeho postup byl následně využit v pracích Lichner et al. (2007a), Lichner et al. (2007b) a Šindelář et al. (2008). Následující rovnice (Rovnice 2-4 a Rovnice 2-5) zobrazují zjednodušený postup pro odvození vztahu k výpočtu K_r . Podrobněji je výpočet K_r uveden v metodické části disertační práce, přesněji v podkapitole: 4.3.4., a význam K_r pro výzkumný záměr disertační práce, tj. zjišťování vlivu sucha na formování půdní hydrofobicity, je popsán v podkapitole: 2.3.6.

Rovnice 2-4 Základní vztah pro stanovení kumulativní vodní infiltrace I při sací výšce $h_0 \leq 0$ podle Zhang (1997), charakterizováno podle Lichner et al. (2007b).

$$I = C_1(h_0)t^{\frac{1}{2}} + C_2(h_0)t$$

kde

I – kumulativní vodní infiltrace

$C_1(h_0)$ a $C_2(h_0)$ – funkce půdní vlhkosti θ a tlakové výšky h_0 ;

Rovnice 2-5 Stanovení půdní sorptivity $S(h_0)$ a nenasycené hydraulické konduktivity $K(h_0)$ podle Zhang (1997), charakterizováno podle Lichner et al. (2007b) a Šindelář et al. (2008).

$$S(h_0) = C_1(h_0)/A_1$$

$$K(h_0) = C_2(h_0)/A_2$$

kde

A_1 a A_2 – konstanty, bezrozměrné koeficienty

C_1 – parametr vztažený k hydraulické vodivosti půdy

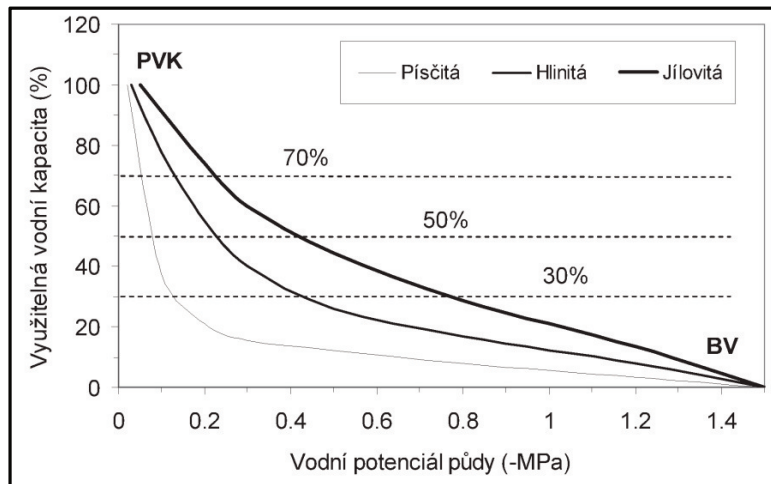
C_2 – parametr vztažený k sorptivity půdě

2.2.3 Kolísání obsahu vody v půdě

Pokud v půdě nastane nedostatek vody nebo dojde ke kolísání jejího obsahu, tento stav se projeví působením na všechny složky půdy a suchozemský ekosystém, který je přímo propojený s půdou: a) rostliny jsou stresovány suchem, protože nastává snížení dostupnosti vláhy pro rostliny; b) nedostatek vody v půdě nebo fluktuace půdní vlhkosti přímo působí na živou a neživou složku SOM. Mikroorganismy reagují negativně na kolísání půdní vlhkosti, dochází ke snížení jejich aktivity. Střídání různých úrovní půdní vlhkosti a teploty má za následek urychlený rozklad komplexních látek – neživých složek SOM na jednoduché, které jsou snadno konzumovány rostlinami a mikroorganismy, tj. snížení obsahu SOM v půdě. Výsledkem je pak pokles nasycení půdního sorpčního komplexu a jeho kapacity, půda je dále náchylná k salinizaci nebo alkalizaci, snižuje se její schopnost plnit základní přirozené funkce a negativně jsou ovlivněny její fyzikální vlastnosti (Záhora et al., 2015).

Přechody mezi jednotlivými kategoriemi půdní vody jsou realizovány v rámci intervalů vlhkosti, středová hodnota těchto intervalů je označována jako hydrolimit. Mezi nejvýznamnější hydrolimity patří: a) maximální vodní kapacita (WHC): množství vody, které je půda schopna zadržet v závislosti na celkové pórovitosti, dosahuje hodnot 40 – 60 % obj.; b) plní

vodní kapacita (FC, PVK): objem vody, kterou je půda schopna zadržet v kapilárních pórech po určitý časový úsek při svém přirozeném uložení; c) bod vadnutí (WP, BV): vlhkost půdy, při kterém rostliny nejsou schopny překonat kohezní a adhezní síly, které poutají molekuly vody (Šimek, 2003; Kirkham, 2014).



Obr. 2-10 Vztah mezi množstvím vody využitelné rostlinami a vodním potenciálem půdy (převzato z Haberle & Trčková, 2008).

Komentář: těžší půdy zadržují při stejném sacím tlaku více vody než lehké půdy. BV – bod trvalého vadnutí, PVK – polní vodní kapacita (Haberle & Trčková, 2008).

Voda má v půdě nezastupitelnou úlohu a je nezbytná pro existenci života v půdě. Nej důležitější vlastností je schopnost rozpouštět organické a anorganické látky, které jsou následně přemísťovány v rámci půdního prostředí, a tak jsou dostupné jak pro rostliny, tak i například pro půdní (mikro)organismy. Dále je voda v půdě nepostradatelná pro proces rozkladu organické hmoty, tvorbu stabilních půdních agregátů a obnovu sorpčního komplexu (Šimek, 2005; Kobza, 2013; Salem et al., 2015).

Obr. 2-10 znázorňuje, že s poklesem vlhkosti půdy dochází i ke změně hodnoty sacího tlaku, respektive nastává její snížení, což má za následek pokles celkového množství vody v půdě využitelné rostlinou. Podle Haberle & Trčková (2008): „je v půdě i po dosažení BV stále obsaženo určité množství nedostupné vody (v těžké půdě i 15–20 % objemových).“ Současně s vysoušením půdy se zhoršuje kontakt kořenů s půdními agregáty a kořeny samy se částečně smršťují. Z hlediska příjmu živin dochází při vysychání k nepříznivým změnám v přístupnosti živin – snižuje se pohyb živin ke kořenům difúzí a transpiračním tokem, zvyšuje se osmotický tlak půdního roztoku, utlumují se mikrobiální procesy, takže klesá mineralizace dusíku a dalších živin z SOM (Kirkham, 2014).

2.2.4 Půda a její význam pro koloběh vody

Půdu je možno považovat za složitý komplex, ve kterém probíhá velké množství interakcí mezi živou a neživou hmotou. Součástí těchto interakcí je přeměna látek, rozklad složitých molekul na jednoduché, jež jsou následně využity dalšími organismy a znovu zabudovávány do složitých komplexů. Půda tak vytváří základní složku biosféry, přičemž kvalitní a zdravá půda poskytuje jak produkční, tak i mimoprodukční funkce (Bouma, 2014). Základní produkční funkcí je půdní úrodnost neboli schopnost půdy poskytovat rostlinám živiny (Jones, 2012). Mezi nejdůležitější mimoprodukční funkce půdy patří: a) vodoochranná; b) půdoochranná; c) přírodoochranná a krajnotvorná. V podmínkách ČR, kde nejkvalitnější pitná voda je získávána z podzemních zdrojů, vodoochranná funkce půdy nabývá každým rokem většího významu (Kintl et al., 2014; Záhora et al., 2015).

Význam půdy pro koloběh vody se odvíjí v několika rovinách, protože půda představuje na jedné straně rezervoár (infiltrace a retence vody v půdě), kde je voda zadržována, a na druhé filtr, přes něhož je voda čištěna a navrácena zpět do hydrologického oběhu. Například Kintl et al. (2014) uvádějí, že biologicky fungující půda má velkou infiltrační schopnost, což přímo ovlivňuje rychlost odtoku vody z daného území a vytváří předpoklad pro zadržení vody v krajině. Infiltrační schopnost půdy je ovlivněna vlastnostmi půdního prostředí: pórovitostí, texturou, strukturou a v neposlední řadě i obsahem SOM (Czachor et al., 2010). Vliv vlastností půdního prostředí je velmi dobře pozorovatelný na infiltrační schopnosti zemědělské půdy, například podle Kintl et al. (2014) 1 ha černozemě s dobrou půdní strukturou a optimálním poměrem mezi vnitro-agregátovými a mezi-agregátovými póry může akumulovat až 3 500 m³ vody. Zemědělská půda (travní porosty, orná půda, vinice atd.) má oproti půdě v okolní krajině specifické vlastnosti, které jsou formovány na základě způsobu obhospodařování. Infiltrace, filtrace a retence vody jsou významně ovlivněny strukturou pěstovaných plodin a agrotechnickými zásahy. Negativně se na výše uvedených vlastnostech projevuje absence meziplodin či víceletých píceň v osevních postupech, zpracovávání půdy za nevhodujících vlhkostních podmínek nebo převládání plodin náročných na vláhu a živiny v osevních postupech (Shaxson & Barber, 2003).

Koloběh vody neboli hydrologický cyklus (Příloha 2) je možno z globálního hlediska rozdělit na tzv. velký a malý. Velký koloběh vody charakterizuje přesuny vody v globálním měřítku, zahrnuje tak výpar (počáteční bod koloběhu) z oceánů, který je dálkovým přenosem transportován nad pevninu, kde dochází k tvorbě dešťových srážek nebo ke kondenzaci na

listech rostlin a neživých předmětech. Následně je voda za využití odtoku z pevniny (povrchový/podpovrchový odtok na základě Ψ_g) vrácena zpět do oceánu. Oproti tomu je malý hydrologický cyklus charakterizován v menším měřítku – území státu, zemědělská oblast, konkrétní ekosystém apod. Oba koloběhy jsou kvantifikovatelné na základě vodní bilance, která zohledňuje vstupy a výstupy vody do terestriálních ekosystémů v rámci hydrologického cyklu (Shaxson & Barber, 2003; Šimek, 2007). Vodní bilance může být dále kalkulována přímo pro konkrétní ekosystém, povodí nebo například pro rostliny (Rovnice 2-6).

Rovnice 2-6 Stanovení reálné evapotranspirace v povodích na základě metody vodní bilance (Žalud, 2015).

$$\Delta S = (I + R + U + P) - (D + RO + ET)$$

kde

ΔS – retence půdy (mm)

I, R – závlahy a srážky

U – kapilární zdvih

P – povrchový přítok

D – průsak do podzemní vody

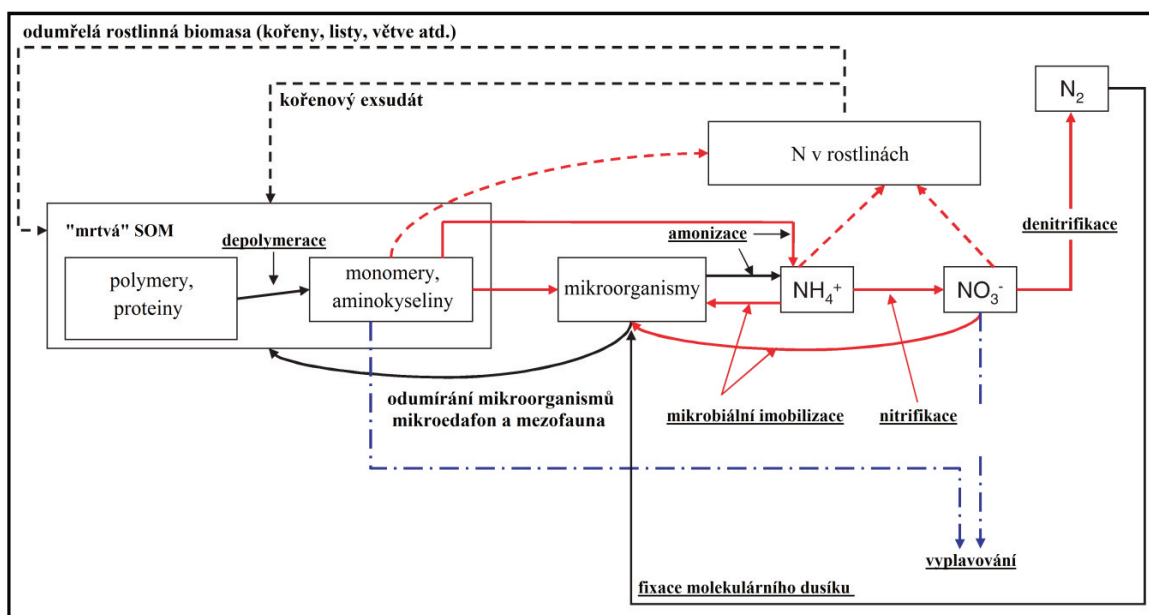
RO – povrchový odtok (runoff)

ET – výpar (evapotranspirace)

Mezi nejdůležitější procesy hydrologického cyklu patří výpar, respektive evapotranspirace, kterým začíná koloběh vody a srážky, jež představují hlavní zdroj vody pro terestriální ekosystémy. Podstatná část hydrologického cyklu se odehrává v terestriálních ekosystémech a jeho centrem je půda (Shaxson & Barber, 2003). Pokud budeme uvažovat půdu jako hlavní prvek terestriálního hydrologického cyklu, pak vstupy představují: a) srážky; b) povrchový a podpovrchový odtok; c) vztlínání podpovrchové vody. Naopak výstupy zahrnují: a) transpiraci (fyziologický výpar – přechod vody z rostliny do atmosféry); b) evaporaci (fyzikální výpar z neživých předmětů); c) intercepci (vypařování vody, která ulpěla na listech rostlin kondenzací nebo srážkami); d) povrchový a podpovrchový odtok; e) perkolaci půdního eluátu. Evaporace a transpirace jsou velmi často vyjadřovány jako evapotranspirace neboli celkový výpar (Žalud, 2015). Rovnice 2-6 je složená z parametrů, jež potvrzují, že půda představuje neopomenutelný článek hydrologického cyklu. Kvalitní a zdravá půda má proto nezastupitelný význam pro zadržení vody a poskytnutí ji konkrétním živočichům a rostlinám.

2.3 Mikrobiální aktivita v půdě v kontextu systému půda – rostlina

Půda představuje složitý otevřený systém se schopností autoregulace skládající se z neživých a živých souborů. Významnou součástí živých souborů půdy jsou mikroorganismy. Mukerji et al. (2006) považuje za nejvýznamnější mikroorganismy v půdě zástupce domény Bacteria (prokaryotní organismy) a říše Fungi (mikromycety a aktinomycety; doména Eukarya – eukaryotní organismy). Yan et al. (2015) dále považuje za velmi významné mikroorganismy z domény Archea, říše Protozoa (doména Eukarya) a oddělení Virae (říše Subcellulata). Jejich význam pro půdu je nepředstavitelný (Yan et al., 2015). Mikroorganismy se podílejí na rozkladu organických látek, vytváření organo-minerálního sorpčního komplexu a zadržování živin v půdě a spojování půdních agregátů. V neposlední řadě jsou mikroorganismy v půdě zodpovědné za odstraňování polutantů antropogenního původu. Nej důležitější funkcí mikroorganismů v půdě je zpřístupňování a zadržování živin pro rostliny (Rennenberg et al., 2009; Šimek et al., 2011; Sutton, 2011).



Obr. 2-11 Význam půdních mikroorganismů pro koloběh N v terestrickém ekosystému (upraveno podle: Rennenberg et al., 2009).

Příklad významu půdních mikroorganismů pro půdní úrodnost a koloběh živin je uveden na Obr. 2-11, kde je zjednodušeně znázorněný koloběh N v terestrickém (lesním) ekosystému. Půdní mikroorganismy jsou nepostradatelnou složkou půdy, a i přes své nízké hmotnostní zastoupení (pouze přibližně 0,5 hm. %) se v půdě účastní všech koloběhů živin. Mikroorganismy se přímo podílejí v rámci koloběhu živin na depolymeraci, oxidaci, redukci

a imobilizaci SOM. Dále je pak nepostradatelná jejich úloha v koloběhu C (respirace) a při biologické fixaci N, jež představuje hlavní přirozený zdroj N pro půdní prostředí a na něho navazující ekosystém. Centrem mikrobiálních aktivit v půdě je prostor ovlivněný činností kořenů rostlin neboli rhizosféra (Šimek, 2007; Záhora, 2012; Yan et al., 2015).

2.3.1 Význam mikroorganismů a možnosti stanovení jejich aktivity v půdě

Stav půdního prostředí je možné hodnotit za využití nejrůznějších indikátorů a metodik, mezi nejvýznamnější patří indikátory fyzikální, chemické a biologické. Přičemž právě biologické indikátory jsou přímo propojeny s půdním mikrobiálním společenstvem (Nielsen & Winding, 2002), kdy (a) mikrobiální aktivita, (b) počet mikroorganismů v půdě a (c) celková biomasa mikroorganismů v půdě vyjadřují přímo stav mikrobiálního společenstva a nepřímo stav půdního prostředí (Nielsen & Winding, 2002; Nikaeen et al., 2015) – jeho kvalitu a zdraví (KZP). Záhora (2012) poukazuje na skutečnost, že zavádění pojmu KZP (z anglického výrazu „soil quality/health“) reaguje na naléhavou potřebu popsat negativní změny kvality půdy, jež bylo možno pozorovat v uplynulých desetiletích.

V půdě se nachází velké množství organismů, které jsou souhrnně označovány jako půdní edafon - bez ohledu, jestli v půdě žijí trvale nebo jen dočasně (Šimek et al., 2015). Průměrně půda obsahuje 5 % SOM, tato hodnota zahrnuje i veškeré organismy žijící v půdě včetně kořenů, tj. živou složku půdy (více informací podkapitola: 2.1.3). Z celkového množství SOM půdní organismy představují maximálně 10 % (Plošek & Záhora, 2015). Přičemž podíl mikroorganismů (mikro a mezoedafon) na živé složce SOM je 75 %, živočichů (makro a megaedafon) 20 % a na kořeny připadá 5 % (Šimek et al., 2015). Vysoké zastoupení mikroorganismů v půdě předurčuje tuto skupinu půdních organismů k ovlivňování zásadních vlastností půdy. Nepostradatelné funkce půdních organismů v rámci půdy, na kterých se významnou měrou podílejí právě mikroorganismy, jsou uvedeny v následující Tab. 2-I.

Pro vyjádření životních projevů mikroorganismů v půdě a kvantifikaci jejich intenzity je velmi často využívaný pojem mikrobiální aktivita. Kvantifikace mikrobiální aktivity v půdě je úzce spjata s respirací, jež je přímo úměrná k intenzitě metabolismu značné části půdních mikroorganismů nebo k produkci enzymů (Bloem et al., 2006; Rivastava, 2010). Veškeré funkce mikroorganismů se vztahují k jejich mikrobiální aktivitě, protože pouze aktivní organismy jsou schopny řídit a zúčastnit se biogeochemických procesů (Blagodatskaya & Kuzyakov, 2013). Míra půdní mikrobiální aktivity představuje významný parametr, který pozitivně koreluje se schopností půdy rozkládat SOM, účastnit se koloběhu C a N.

Tab. 2-I Stěžejní funkce (mikro)organismů v půdě a jejich význam (upraveno podle: Nilsen & Winding, 2002; Šimek et al., 2015).

Funkce	Význam
Rozklad a koloběh SOM	Zpřístupňování živin pro ostatní organismy
Regulace dostupnosti a příjmu živin a vody	Zamezení ztráty živin z půdy
Detoxikace půdy	Odstranění polutantů
Udržování struktury půdy	Zamezení půdní eroze
Regulace půdních hydrologických procesů	Zadržení vody v půdě
Výměna plynů a ukládání uhlíku	Ovlivnění koloběhu C a přímý vliv na koncentraci CO ₂ v ovzduší
Regulace natality škůdců a chorob	Udržování biodiverzity

Význam mikrobiální aktivity byl ilustrován například na Obr. 2-11, kde je znázorněno zapojení půdních mikroorganismů do koloběhu N: zpřístupnění jeho jednotlivých forem pro rostliny a zamezení vyplavení N látek z půdního prostředí (Rennenberg et al., 2009; Yan et al., 2015). Stanovení úrovně mikrobiální aktivity má proto význam pro určení KZP, tj. klasifikování stavu půdního prostředí/půdy (Yan et al., 2015).

Půdní respirace

Mikrobiální společenstva v půdách se skládají z rozsáhlého spektra organismů, jež mohou být navíc v různých fyziologických stavech: aktivní, životaschopné, vegetativní, umírající apod. Obecně mohou být aktivity mikroorganismů rozděleny do třech živých stavů (Blagodatskaya & Kuzyakov, 2013):

- 1) Aktivní stav = mikroorganismy se podílejí na biogeochemických procesech v půdě, mineralizují SOM a umožňují koloběh jednotlivých živin.
- 2) Potencionálně aktivní stav (fyziologická bdělost) = mikroorganismy se přímo nezúčastňují biochemických procesů, ale jsou připraveny v řádu minut začít rozkládat SOM.
- 3) Vegetativní stav = mikroorganismy neovlivňují svoje okolí, nezúčastňují se aktuálních biogeochemických procesů v půdě a čekají pouze na vhodný vnější impulz (např.: změna vlhkosti půdy), který je pobídne k přesunu do aktivního stavu nebo způsobí jejich smrt.

Aktivní stav mikroorganismů, při kterém dochází k mineralizaci organických látek, je podle Mikanové et al. (2010) vyjádřitelný produkcí CO₂ půdní mikroflórou ve stanoveném čase, respektive spotřebou O₂ neboli půdní respirací. Mikrobiální respirace tak představuje měřítko aktivity půdní mikroflóry.

Respirace, jež je úzce spjata s dekompozicí organické hmoty, je označována za heterotrofní, dále pak spolu s autotrofní neboli kořenovou respirací a dýcháním mikroorganismů představuje půdní respiraci (Deng et al., 2010). Půdní respirace (SR) má klíčovou roli pro regulaci atmosférické koncentrace CO₂ a následně i dynamiky klimatu v globálním měřítku. Dále SR představuje významný zdroj C pro jednotlivé ekosystémy a její hodnota je velmi ovlivnitelná změnou environmentálních faktorů, jakými jsou například teplota, srážkové úhrny a zásoba C v půdě, protože tyto faktory ovlivňují biologickou dostupnost C v půdě. SR tak představuje významný indikátor vlivu změny klimatu na půdní prostředí (Matiás et al., 2011).

Pokud SR dosahuje relativně stálé hodnoty a pochází z rozkladu SOM, je označována podle Bloem et al. (2006) za *basální respiraci* (BAS). Intenzita BAS se odráží v množství a kvalitě C v půdě, respektive v SOM. Hodnota BAS tedy může představovat potenciál půdní bioty (mikroorganismů) rozkládat původní i do půdy zavedené organické látky, jelikož s rostoucí hodnotou BAS se zvyšuje aktivita mikroorganismů v půdě, a tím i jejich zapojení do biochemických procesů. Tento stav také indikuje dostupnost C látek pro mikroorganismy.

BAS slouží k vyjádření aktuální půdní respirace a povětšinou je měřena v delších časových intervalech. Oproti tomu *substrátem indukovaná respirace* (SIR) je založena na měření respirace pouze aktivních aerobních mikroorganismů v půdě schopných využít aktuálně dostupný C_{org}. SIR lze využít především ke kvantifikaci mikrobiální komunity než k vyjádření její aktivity. Důvodem je, že SIR je měřena po přidavku glukózy (Šimek et al., 2011) a během prvních minut/hodin po její aplikaci neexistuje žádný významný růst mikrobiálních populací, a proto je respirační reakce přímo úměrná množství mikrobiální biomasy v půdě (Bloem et al., 2006).

Význam půdní respirace neboli produkce CO₂ spočívá v přímé korelaci tohoto parametru s mikrobiální aktivitou v půdě, a tedy ve vyjádření úrovně mikrobiální aktivity v půdě. V neposlední řadě respirační aktivita pozitivně koreluje s obsahem organické hmoty v půdě, je proto možné ji použít k vyjádření potenciálu půdy pro rozklad SOM nebo k sledování koloběhu C v půdě.

Enzymatická aktivita

Půdní enzymy jsou specifické látky na bázi proteinů, které jsou nepostradatelné pro katalyzování základních biochemických procesů v půdě, které přímo souvisejí se (a) životními projevy mikroorganismů (metabolismus), (b) rozkladem SOM, (c) tvorbou organických látek v rámci SOM, (d) stabilizací půdní struktury (Das & Varma, 2011). Půdní enzymy, ať už jednoduché nebo složité proteiny, jsou výsledkem nejen metabolismu mikroorganismů, ale mohou být produkovány kořeny, popřípadě se mohou uvolňovat z mrtvých těl mikroorganismů (Mikanová et al., 2010). Enzymy mohou proto působit intracelulárně nebo extracelulárně. Typickým extracelulárním enzymem je například celuláza, která je zodpovědná za katalyzování rozkladu celulózy, a mezi intracelulární enzymy lze zařadit ureázu, jež je nezbytná pro hydrolýzu močoviny (Das & Varma, 2011). Hodnocení přítomnosti mikrobiálních enzymů v půdě je proto používáno pro zjištění stavu půdního prostředí a analýzou jejich produkce je možné zjistit mikrobiální aktivitu v půdě, dostupnost živin pro mikroorganismy a rostliny (Zhang et al., 2015). Mezi významné enzymatické aktivity vhodné pro monitoring KZP a mikrobiální aktivity patří například dehydrogenázová aktivita.

Dehydrogenázová aktivita (DHA): Dehydrogenázy patří mezi základní mikrobiální enzymy a jsou označovány jako enzymy dýchacího řetězce. Hlavní význam těchto enzymů je v biologické oxidaci organických látek neboli SOM. Biologická oxidace je realizována za využití přenosu elektronů a protonů ze substrátu na akceptor (Casida et al., 1964; Tarradellas et al., 1997), nastává tak transfer energie v respiračním řetězci (Mikanová et al., 2010). DHA proto reflektuje celkovou oxidační aktivitu půdní mikroflóry (Skujins, 1976; Brezinska et al., 2001) v kontextu metabolické aktivity mikroorganismů v půdě (Mikanová et al., 2010; Maková, 2015) a z toho důvodu může být použita pro hodnocení mikrobiální aktivity v půdě (Xiao et al., 2008; Rivastava, 2010; Nikaeen et al., 2015). DHA je vhodná pro kvantifikování mikrobiální aktivity v půdě, protože je velmi citlivá na změny v zatížení půdy (Rivastava, 2010).

2.3.2 Rhizosféra a nerhizosféra

Rhizosféra a rhizosféra představuje nejdůležitější část půdy, kde se odehrávají významné procesy, které ovlivňují nejen půdní úrodnost, ale i celý půdní ekosystém, tj. například schopnost zadržovat živiny, odolnost vůči erozním jevům nebo filtrační schopnosti půdy (Mukerji et al., 2006; Zhu et al., 2014). Rhizosféra je část půdy - zóna, která je ovlivněna kořeny rostlin. Rhizosféra může být definována jako část půdního profilu, která

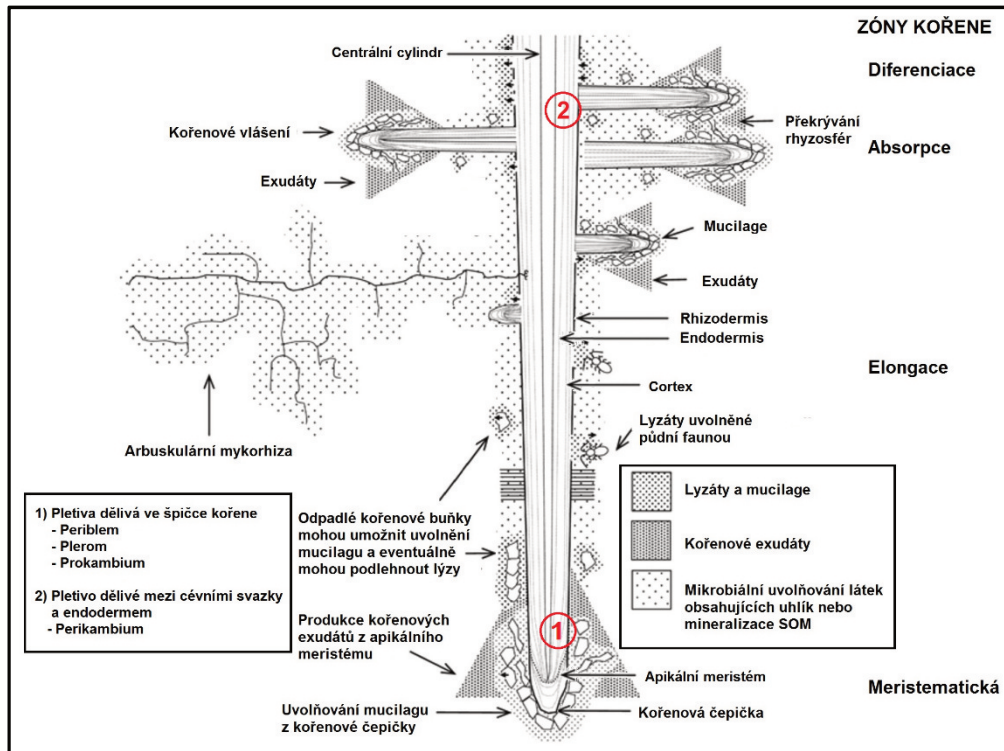
je v přímé interakci s kořeny rostlin. Pojem rhizosféry neboli kořenová půda je využíván především anglosaskými autory, například Coats & Rumpho (2014), existuje ale alternativní pojem přikořenová půda, který se používá pro půdu ovlivněnou přísunem látek z rostlinných kořenů (Záhora et al., 2015). Dalším důležitým pojmem v problematice zkoumání rhizosféry je rhizoplan, tj. povrch kořene a jeho nejbližší okolí do 10 μm (Rulík, 2011). Rhizosféru můžeme označit za unikátní oblast půdního prostředí, kde dochází k výměně látek mezi půdou (organismy v ní obsaženými) a rostlinou, na základě této interakce vzniká systém půda - rostlina. Rostlina poskytuje exsudáty (uhlíkaté látky), naopak půdní organismy rostlině dodávají sekrety (polysacharidy, aminokyseliny \rightarrow produkty buněčného metabolismu). Velikost rhizosféry, a tím i množství půdy, které je přímo ovlivněno rostlinnými exsudáty je závislé na půdním druhu, environmentálních podmínkách v půdě a schopnosti rostlině vytvářet kořenový systém. Naopak nerhizosféry půda je ochuzena o výše uvedenou interakci, a je tak závislá na transportu látek půdním eluátem (Mukerji et al., 2006; Fustec et al., 2010). Rostliny a mikroorganismy přímo ovlivňují prostředí rhizosféry půdy, a to skrze příjem živin a vody. Naopak mikroorganismy působí na toto prostředí prostřednictvím produkce růstových látek a ovlivňováním dostupnosti minerálních živin (Rulík, 2011).

Rozsah rhizosféry zóny, respektive zóny interakce kořenových exsudátů s rostlinami, jež jsou doplněny o vliv půdního prostředí, je odhadován na vzdálenost do 3–5 mm od povrchu kořene (Mukerji et al., 2006; Rulík, 2011; Coats & Rumpho, 2014).

Mezi nejvýznamnější zástupce mikroorganismů v půdě patří, jak už bylo uvedeno, bakterie (Mukerji et al., 2006). Především pak rody schopné poutat vzdušný N_2 (rody *Pseudomonas*, *Azospirillum* a další), které podporují růst kořenového vlášení (zvětšuje se rhizosféra) a zvyšují zásoby N (60–90 kg N/ha za rok) v půdě. Tyto živiny jsou pak poskytované rostlinám, naopak rostliny realizují rhizodepozice (Rulík, 2011). Rhizodepozice jsou látky na bázi uhlíku uvolňované rostlinami prostřednictvím kořenů do rhizosféry, mohou být organické i anorganické povahy. Organické neboli exsudáty převládají a podílejí se nejvíce na ovlivnění chemických, fyzikálních a biologických procesů v rhizosféře. Složení kořenových exsudátů je proměnlivé (Tab. 2-II), a to v závislosti na druhu rostliny, klimatických podmínkách, množství živin apod. (McNear, 2013).

Rhizodepozice je možno klasifikovat do několika skupin, základem klasifikace je jejich chemické složení, popřípadě způsob vylučování z rostliny (McNear, 2013). Na základě chemického složení lze rozdělit rostlinné rhizodepozice podle Vránová et al. (2012) a McNear (2013): a) odumřelé buňky a lyzáty; b) vodorozpustné kořenové exsudáty; c) rostlinný sliz a sekrety („mucilage“ – anglický výraz); d) anorganické látky (CO_2 , ethylen);

e) organické sloučeniny (bílkoviny, fenolické látky). Dále mohou být rhizodepozice rozděleny na nízkomolekulární (např. celulóza) a vysokomolekulární (bílkoviny, cukry, aminokyseliny). Největší význam pro půdní mikroorganismy mají kořenové exudáty, tj. snadno dostupné (ve vodě rozpustné) uhlíkaté látky, velmi často také bývají označovány jako nízkomolekulární neboli látky s nízkou molekulární hmotností (McNear, 2013).

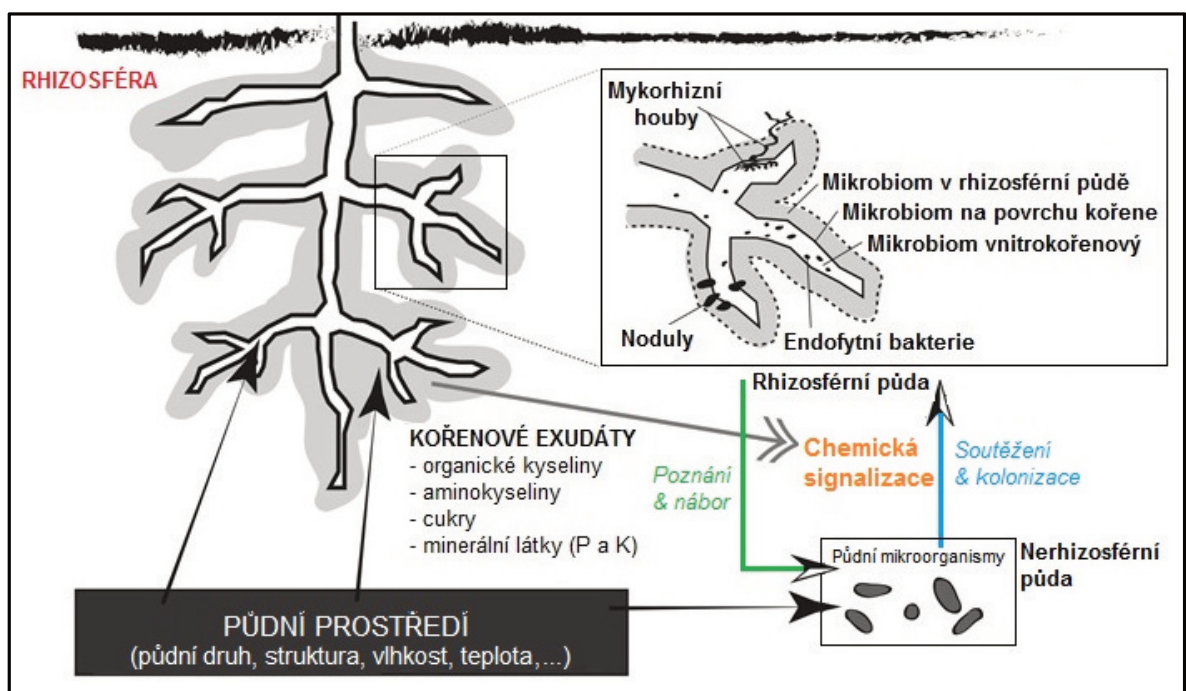


Obr. 2-12 Stavba rostlinného kořene a znázornění rhizodepozice kořenových exudátů do rhizosféry (upraveno podle: Dennis et al., 2010).

Komentář: v rhizosféře vzniká několik potenciálních zdrojů rhizodepozice (apikální meristém, mucilage – kořenová čepička, odpadlé kořenové buňky), jež uvolňují specifické organické látky do rhizosféry a ovlivňují tak prostředí v rhizosféře (arbuskulární mykorhizu; mikrobiální aktivitu). Zdroje rhizodepozice do nejbližšího okolí kořenů jsou nejčastěji: rhizodermální lýze buněk, mucilage a nemineralizované sloučeniny, buňky a tkáň z kořenových vrcholů. Nejvyšší dostupnost kořenových exudátů je v kořenových vrcholech (1), z rostoucí vzdáleností významně klesá (2), a to v důsledku mikrobiální mineralizace (Dennis et al., 2010).

Kořenový systém jednotlivých druhů rostlin je specifický a i v rámci jednoho druhu se může lišit, protože jeho vývoj je ovlivňován konkrétními podmínkami habitatu rostliny. Kořen je podzemní orgán rostlin a jeho struktura je znázorněna na Obr. 2-12. Vnější povrch kořene je kryt rhizodermis (pokožkou). Hlavní část kořene cortex (primární kůra) představuje tělo kořene a lze si ji představit jako dutý válec, v jehož středu je lokalizován centrální

cylindr. Cortex je tvořen třemi vrstvami endodermis (odděluje cortex od centrálního cylin-
 dru), mezodermis (zásobní funkce) a exodermis (vnější; ochranná funkce). Nezbytnou sou-
 částí kořene jsou vodivá a dělivá pletiva, která procházejí jeho středem až na konec kořene,
 kde jsou lokalizovány primární meristémy: periblem, plerom a prokambium. Kořen je za-
 končen kořenovou špičkou, na které (ale i na jiných částech kořene) se nachází „mucilage“
 (pozn.: anglický výraz) neboli vysokomolekulární sliz. Pokud nastane interakce „mucilage“
 s půdními částicemi a mikroorganismy, dochází ke vzniku směsi, která se nazývá „mucigel“
 (pozn.: anglický výraz). „Mucilage“ slouží k vytvoření obranné bariéry proti patogenním
 druhům organismů kolem kořenů, protože v něm žijí mikroorganismy, jež využívají rhizode-
 pozice rostliny a v případě ohrožení ji chrání. Dále má vysoký význam pro zpřístupnění ži-
 vin. Oproti tomu „mucigel“ slouží jako lubrikant a umožňuje pronikání kořene dále do
 hloubky, současně zamazuje vysychání kořenové špičky (Marschner, 2003; McNear, 2013;
 Churchland & Grayston, 2014; Baetz & Martinoia, 2014).



Obr. 2-13 Přehled interakcí v rhizosféře mezi rostlinou a mikroorganismy, vše se uskuteč-
 ňuje v systému půda - rostlina (upraveno podle: Coats & Rumpo, 2014).

Význam rhizosféry jako unikátního prostředí, kde jsou realizovány procesy, jež jsou
 nepostradatelné pro přirozené funkce půdy, je znázorněn na Obr. 2-13. Rhizosférní půda je
 osidlována mikroorganismy z okolního prostředí. Rostlina ovlivňuje proces osidlování pro-
 střednictvím produkce rhizodepozice kořenových exudátů, přesněji jejich složením, které
 vyselektuje nežádoucí druhy. Vzestup organismů v rhizosféře se vyjadřuje jako R/S neboli

Rhizosphere/Soil effect. Poměr R/S = počet mikroorganismů v 1 g rhizosféry/počet mikroorganismů v 1 g nerhizosféry – okolní, tzv. volné půdy (Coats & Rumpfo, 2014; Baetz & Martinoia, 2014). Podle Kuzyakov & Xu (2013) představuje například souhrnná suma všech organických látek uvolňovaných obilninami 15 % z celkového asimilovaného uhlíku fotosyntézou a u lučních rostlin přibližně 30 %. Tato skutečnost je hlavním důvodem vysoké koncentrace mikroorganismů v rhizoplanu a v rhizosféře (Balík, 2009).

Absence rhizosféry a s ní spojené mikrobiální aktivity nebo poškození její funkčnosti se následně projeví například ztrátou půdních živin. Proto vyplavování minerálního dusíku z půdy je přímým indikátorem ztráty přirozených půdních vlastností a míry antropogenního ovlivnění konkrétního ekosystému (Bloem et al., 2006; Sutton, 2011; Záhora et al., 2011).

2.3.3 Mikrobiální biofilm v rhizosféře a Quorum sensing

Významnou součástí půdní mikrobiální komunity jsou bakterie, jež představují nepostradatelnou součást koloběhu C a N, dále pak procesu zpřístupňování živin v půdě (Mukerji et al., 2006; Yan, 2015).

Mikrobiální biofilm

Právě bakterie mají v přírodních populacích zřetelnou tendenci přisedat k nejrůznějším povrchům v různých prostředích (přírodní i humánní) a vytvářet na nich bakteriální biofilm (Rulík, 2011). Takovým prostředím je i půda. Právě možnost vytváření necentralizovaných společenstev v půdě (ve formě biofilmu), respektive v rhizosféře, může být důležitým faktorem resilience rozdílných půdních prostředí vůči suchu (Hueso et al., 2012; Churchland & Grayston, 2014). Proces vzniku biofilmu je velmi komplikovaný a je tvořen různými mechanismy. Na základě prací Schindler (2001), Rulík (2011) a Rafique et al. (2015) ho lze popsat následovně v několika bodech (Příloha 3 obsahuje grafické znázornění): 1) Buňky bakterií se přichycují aktivními molekulami na určitý povrch a nastává transport a adsorpce organických molekul na povrch nosiče („*conditioning*“); 2) Transport samotných bakteriálních buněk a přilnutí buněk k povrchu („*attachment*“ neboli adheze), které probíhají ve dvou fázích: i) reverzibilní adsorpce a ii) ireverzibilní zachycení; 3) Zachycení bakterií na povrchu nosiče a jejich následné množení (replikace sesilních buněk) a vzájemná agregace, při nichž dochází k produkci extracelulární matrix („*maturation*“); 4) Aktivace genů, jež zodpovídají za produkci polysacharidů a dalších polymerních látek → zvýšená produkce extracelulárních

polymerních látek (vysokomolekulární látky, neboli exopolysacharidy = EPS) → vývoj biofilmu na povrchu nosiče neboli dozrávání (maturace); 5) Bakteriální buňky se odtrhují od biofilmu a nastává proces jejich disperze („*dispersion*“), ta může být i) aktivní (iniciují samotné bakterie), nebo ii) pasivní (například působení půdní vody). Tento proces má pak za následek šíření bakterií do dalších oblastí rhizosféry.

Význam biofilmu pro bakterie rozděluje Rafique et al. (2015) do několika skupin, přičemž v rhizosféře mají největší význam: a) Ochrana vůči negativnímu působení okolního prostředí na základě odolnosti EPS; b) Zvýšení konkurenceschopnosti - snadnější získávání živin z okolního prostředí; c) Bariéra proti působení antibakteriálních látek - nemohou pronikat difúzí skrze biofilm a přímo působit na bakterie, protože ten je tvořen EPS látkami (neumožňují difúzi); d) Evoluce - bakterie se mohou v biofilmu vyvíjet a lépe adaptovat na proměnlivé podmínky půdního prostředí.

Quorum Sensing

Bakterie – buněčné organizmy, které jsou schopny vytvářet specifickou formu společenstva, tzv. biofilm, musí spolu navzájem komunikovat. Základním rozhodovacím procesem, který využívají decentralizovaná společenstva ke komunikaci a rozhodování je Quorum Sensing (QS). Rutherford et al. (2012) popisuje QS jako proces mezibuněčné komunikace, jež umožňuje bakteriím sdílet informace o hustotě buněk a upravit genovou expresi odpovídajícím způsobem. Autoři dále uvádějí i význam QS pro buněčné organismy, tento postup umožňuje bakteriím realizovat energeticky náročné procesy pouze tehdy, pokud by měly maximální dopad na prostředí, ve kterém se vyskytují, nebo na případného hostitele (viz Příloha 4: Modelový příklad QS).

Bakterie v rámci mikrobiálního filmu spolu komunikují na základě předávání signálů, které se šíří prostřednictvím QS, mezi nejzákladnější patří signál související s hustotou bakteriální populace, a to skrze signální molekuly, extracelulární látky. QS poskytuje bakteriím schopnost rozpoznat hustotu obyvatelstva skrze měření akumulace specifické signální molekuly, kterou vylučují členové společenstva (komunity). Pouze tehdy, když je hustota bakterií vysoká, akumulace signálu v extracelulárním prostředí je dostatečná pro aktivaci reakce, jejímž výsledkem je zpomalení růstu v komunitě (bakteriálním biofilmu). Strukturálně, signální molekuly systému QS mají nízkou molekulovou hmotnost a patří do široké škály chemických látek, mezi které patří například: acyl homoserin lakton (AHLs), furanosyl boritan diester (AI2), cis-nenasycené mastné kyseliny a peptidy (Solano et al., 2014). Uvedené che-

mické látky je možné dále rozdělit do dvou skupin, a to na látky využívané (a) gram-pozitivními bakteriemi (peptidové deriváty) nebo (b) gram-negativními bakteriemi (deriváty masných kyselin). QS je všudypřítomné a využívají ho známé bakteriální druhy, které lze nalézt jak v přírodním prostředí, tak i jako lidské patogeny (Bai & Rai, 2011).

2.3.4 Ovlivnění mikrobiální aktivity v rhizosférní a nerhizosférní půdě suchem

Mikroorganismy mají v půdě klíčovou roli, a to v rámci všech suchozemských ekosystémů, protože zprostředkovávají mnohé ekologické procesy, jež představují stavební kámen těchto ekosystémů. Jedná se především o koloběh živin, rozklad SOM, regulace a zachování biodiverzity vegetačního pokryvu (Liu et al., 2010).

Životní projevy mikrobiální komunity v půdě jsou ovlivněny mnoha faktory, které je možno rozdělit na (Liu et al., 2010; Yan et al., 2015):

- a) Abiotické faktory, velmi často označované jako environmentální, představují skupinu faktorů, která přímo nesouvisí se živou složkou (organismy). Uvedená skupina obsahuje například tyto faktory: teplo, světlo, vodu a vlhkost.
- b) Biotické faktory se odlišují od abiotických faktorů tím, že jsou utvářeny vzájemnými vztahy mezi organismy. Mezi nejdůležitější biotické faktory jsou obecně řazeny: populace, vzájemné vztahy mezi populacemi (komensalismus – volné soužití; mutualismus, např. nitrifikační bakterie v kořenech rostlin; symbióza, např. mykorhiza) a společenstva (velikost, význam, mortalita a natalita).

Výše uvedené faktory ale musí být doplněny o působení člověka na půdní prostředí, neboli o faktory antropogenní, tj. faktory podmíněné činností člověka, jež je možné rozdělit na technogenní a netechnogenní. *Technogenní* vliv člověka na půdní prostředí je patrný především na zemědělské půdě, mezi základní patří nevhodné obdělávání půdy, zařazování úzkého spektra plodin do osevního postupu, nadměrné používání hnojiv a jiných agrochemikálií. *Netechnogenní* vliv zahrnuje ovlivnění ekosystému skrze lidskou činnost, a to především produkcí znečišťujících látek neboli polutantů. Dále uvolněním látek, které se v prostředí nevyskytují nebo jen omezeně (N_r – eutrofizace, kyselá dešť apod.) a změnou přirozených parametrů ekosystémů (Hornung & Reynolds, 1995; Sutton, 2011).

Půdní prostředí má přímý a nepřímý vliv na organismy v půdě, které se zde nacházejí. Vlastnosti půdy (např. textura, obsah SOM) ovlivňují parametry půdního prostředí (teplota, vlhkost, dostupnost živin apod.), současně na půdu působí vnější abiotické faktory. Přímý vliv podmínek v půdním prostředí lze sledovat na mikroorganismech, které se nacházejí

v půdě mimokořenový systém (v tzv. „bulk soil“). Naopak na mikroorganismy v rhizosférní půdě působí podmínky půdního prostředí především nepřímo, a to skrze vlivu na rostliny (Obr. 2-13). Rostlinu je možno ovlivnit například dlouhými periodami sucha (dosažení bodu vadnutí v půdě) nebo nadměrnými srážkami (dosažení MCC v půdě). Rostlina reaguje buď omezením, nebo naopak zintenzivněním produkce kořenových exsudátů, ty představují hlavní signalizační prostředek mezi rostlinou a mikrobiální symbiotickou sítí v půdní matrix. Vybrané skupiny mikroorganismů reagují na kořenové exsudáty a usazují se na povrchu kořene, další kolonizují i vnitrokořenový prostor. Mikroorganismy z okolní (nerhizosférní) půdy, se snaží dostat do půdy rhizosférní a vzniká tak určitá „soutěž a proces kolonizace“ (Coats & Rumpho, 2014).

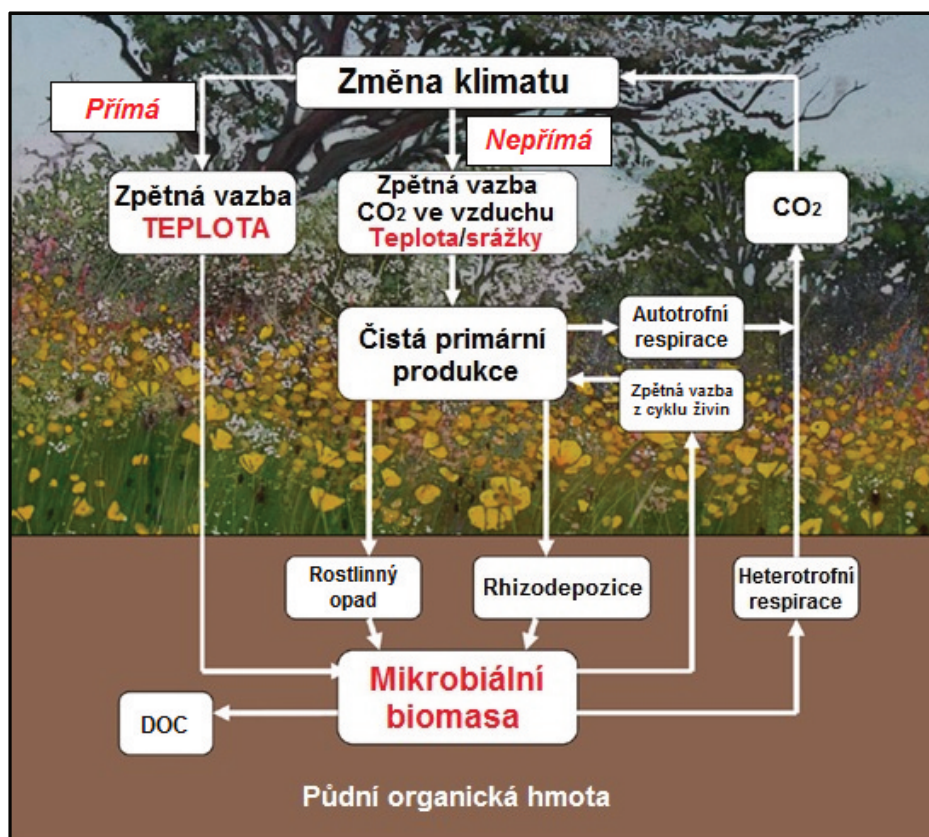
Kořenové exsudáty tedy představují významný regulační prvek v rhizosférní půdě a jejich kvantita i kvalita je přímo ovlivnitelná jednotlivými abiotickými a biotickými faktory (Rewald et al., 2014), část z nich je uvedena v Tab. 2-II. Míru ovlivnění jednotlivými faktory lze v přirozeném prostředí těžko stanovit, protože vždy kromě jednoho konkrétního faktoru, který je měřen, vstoupí do interakce další, například mezidruhová konkurence v podobě pronikání kořenů cizích rostlin (Neumann et al., 2014).

Tab. 2-II Vliv prostředí na tvorbu kořenových exsudátů (upraveno podle: Balík, 2009).

Faktor	Vliv
Stáří kořenů	Mladší kořeny vylučují více exsudátů.
Mikroorganismy	Přítomnost mikroorganismů zvyšuje vylučování exsudátů.
Přijatelnost živin	Nedostatek živin zvyšuje vylučování exsudátů.
Vlhkost půdy	Po odeznění stresu způsobeného suchem se zvyšuje množství exsudátů.
Teplota půdy	Vysoká teplota stimuluje vylučování exsudátů.
Půdní druh	Na písčitéch půdách produkují rostliny více exsudátů.
Stresové podmínky	Stres rostliny ovlivňuje složení exsudátů.

Uložení kořenových exsudátů do rhizosférní půdy neboli depozici je možno ovlivnit abiotickými faktory, mezi které patří sucho, nedostatek živin nebo mechanický odpor půdy (Balík, 2009; Rulík 2011). Sucho má vliv na kvantitu i kvalitu exsudátů. Stresování rostliny

suchem způsobuje zvýšenou produkci jednoduchých uhlíkatých látek, jejímž cílem je podpořit mikrobiální aktivitu a získat nedostupné živiny. Z krátkodobého hlediska tak v rhizosférní půdě může nastat zvýšení mikrobiální aktivity v porovnání s nerhizosférní půdou. Mikroorganismy i rostlina se tak adaptují na novou situaci a zvyšují možnosti přežití v nových podmínkách (Bardget et al., 2008). Na druhou stranu při dlouhodobě trvajícím suchu lze očekávat, že rostlina bude představovat významného konkurenta pro mikroorganismy v získávání vody. Jak již bylo uvedeno výše, mění se vlastnosti půdního prostředí mohou působit na mikroorganismy přímo, především pak na ty, které nežijí v rhizosféře, ale i nepřímo skrze ovlivnění rostlinami (Bardget et al., 2008; Geng et al., 2014; Neumann et al., 2014).



Obr. 2-14 Zobrazení přímých a nepřímých dopadů změny klimatu na půdní mikrobiální komunitu a trasy zpětné vazby ke globálnímu oteplování prostřednictvím produkce CO₂ (upraveno podle: Bardgett et al., 2008).

Přímé a nepřímé vlivy změny klimatu na mikrobiální komunitu v půdě jsou znázorněny na Obr. 2-14. Přímé vlivy zahrnují efekt na půdní mikroorganismy a jejich produkci CO₂, a to skrze zvyšující se teplotu, měnící se srážky a extrémní klimatické jevy. Naopak nepřímé vlivy vyplývají ze změny klimatu, dochází ke změnám koncentrací CO₂ ve vzduchu, teplot a srážek → působení na produktivitu rostlin a strukturu vegetace. Vzniklé změny v rostlinné

fyzilogii a biodiverzitě, mají za následek změnu fyzikálně-chemických podmínek, a to prostřednictvím rostlinného opadu a rhizodepozice, přesněji produkcí kořenových exsudátů, při které se do půdy dostávají nové uhlíkaté látky, mění se půdní struktura a je výrazně ovlivněna mikrobiální aktivita v půdě (Bardgett et al., 2008).

2.3.5 Následky ovlivnění mikrobiální komunity v půdě abiotickými a antropogenními faktory: ztráta minerálního dusíku z půdy

Dusík spolu s křemíkem, vodíkem, uhlíkem a kyslíkem patří mezi nejrozšířenější prvky na naší planetě, ale jeho zastoupení není rovnoměrné, přibližně 78 % se nachází v atmosféře. Zbytek je lokalizován v ostatních částech biosféry, především pak v litosféře, kde je celkem přes 98 % veškerého N na Zemi (Šimek 2003, Sutton, 2011). Sloučeniny na bázi N jsou dále nepostradatelnou součástí živých organismů, a to ve formě bílkovin a nukleových kyselin. Půdu je možno považovat za skutečnou zásobárnu reaktivního dusíku (N_r) v rámci litosféry (Sutton, 2011). Erisman (2011) definuje N_r , jako specifickou formu N, jež vyjadřuje zastoupení oxidovaných (NO_x), redukovaných (NH_4^+) a organických forem N. Označení N_r bylo použito například v pracích Galloway (2003), Sutton (2011) a Eshel et al. (2015) k vyjádření dostupnosti, mobility a stavu N látek v půdním prostředí.

Dále je velmi často používáno označení celkový dusík (NT), které lze definovat jako sumu organických a anorganických látek v půdě. NT v povrchové vrstvě minerální půdy se pohybuje v rozmezí 0,05–0,5 hm. % (Šimek, 2003; Sutton, 2011), v případě orné půdy v ČR dosahuje hodnoty 0,1–0,2 hm. %, při přepočtu na množství se jedná o hodnotu 3 000–9 000 kg N/ha (Černý et al., 1997). Organická forma N (N_{org}) představuje přes 90 % z NT, řadíme sem například kromě bílkovin a nukleových kyselin (biomasa půdní fauny a flóry) i hmuninové a fulvo kyseliny. Zbývající část NT připadá N_{min} neboli anorganickým formám N. Přes 90 % N_{min} je tvořeno: NH_4^+ -N a NO_3^- -N, jejich vzájemný poměr v půdě je proměnlivý a záleží na velkém množství faktorů (Erisman, 2011; Sutton, 2011).

Hlavním přirozeným procesem obnovy zásoby N v půdě je biologická fixace N_2 půdními mikroorganismy, při které dochází k redukci N_2 na amoniakální formu, jež je následně dostupná především pro rostliny nebo zachycena v organo-minerálním komplexu půdy. Proces biologické fixace je enzymatického charakteru a katalyzuje ho enzym nitrogenasa (Butterbach-Bahl & Gundersen, 2011). Celý proces mohou realizovat pouze prokaryotické organismy (tzv. fixátoři N), které disponují uvedeným enzymem, lze je rozdělit na symbiotické (bakterie rodu *Rhizobium*, aktinomycety rodu *Frankia*) a volně žijící (anaerobní: bakterie

rodu *Azotobacter*, *Azotococcus*; fakultativně anaerobní: bakterie rodu *Bacillus*, *Enterobacter*; striktně anaerobní: bakterie rodu *Clostridium* a *Clorobium*). Fixátoři N tak zpřístupňují N_r rostlinám, jež jej využívají k budování svých těl, a tím i ke zvyšování zásoby SOM v půdě a zároveň i N_{org} . Přičemž následný rozklad SOM (s obsahem N_{org}) v procesu mineralizace představuje hlavní přirozený zdroj N_{min} v půdě (Šimek et al., 2015) a může být přímo ovlivněn extrémními projevy klimatu skrze působení na mikrobiální aktivitu v půdě (Manzoni et al., 2012; Gabriel & Kellman, 2014).

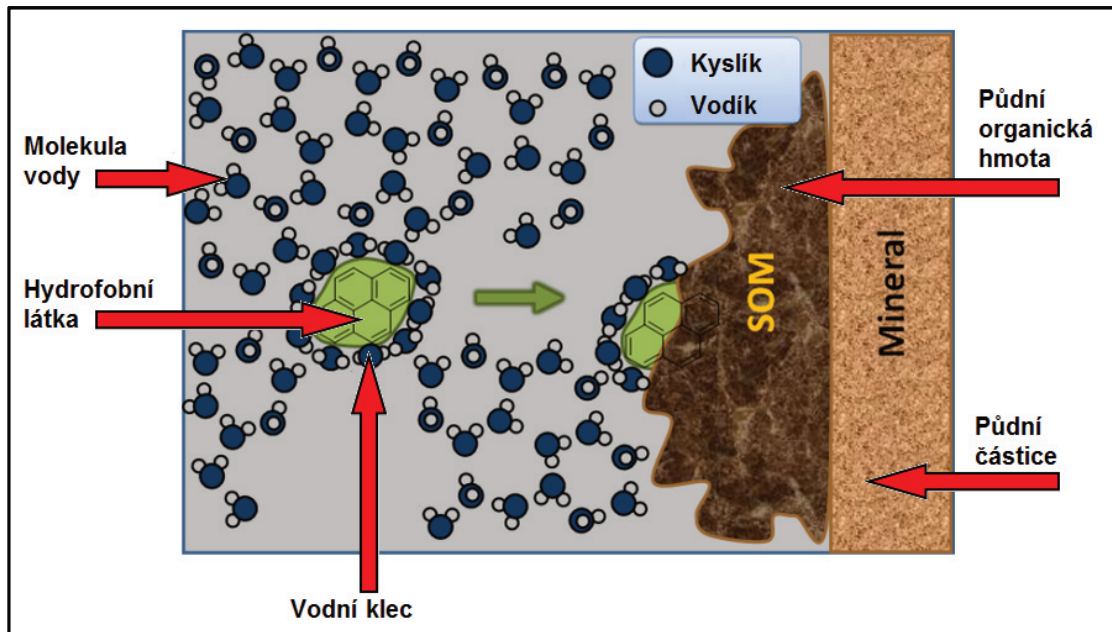
Přirozený koloběh N v půdě, tj. rozklad a syntéza N látek, byl narušen na počátku 20. století. Důvodem bylo objevení mezi roky 1908 a 1909 průmyslové syntézy amoniaku, která je podle jmen vynálezců nazývána Haber-Boschova syntéza. Tento proces umožnil výrobu minerálních hnojiv, jejichž aplikace do půdy narušila přirozený koloběh N a vytvořila nový vstup N_r do půdního prostředí (Sutton, 2011).

Pokud dojde k situaci, kdy do půdy vstupuje nadměrné množství místně nepůvodního N_r , může nastat stav saturace půdního prostředí N látkami (Záhora et al., 2011). Saturaci lze definovat jako situaci, kdy organismy v půdě ani rostliny nejsou schopny nadbytečný N využít nebo imobilizovat. Záhora et al. (2011) popisuje tento stav: „rostlinami nevyužitý N_{min} stimuluje všudypřítomné půdní mikroorganismy. Dochází k úbytku organické hmoty a nadbytečný N je mikrobiálně nitrifikován za vzniku NO_3-N “. Vzniklý dusičnanový N je následně náchylný k vyplavení z půdy. Dochází k němu díky nízké sorpční schopnosti organo-minerálního komplexu půdy vůči záporně nabitým iontům. Tyto ionty pak snadno procházejí celým půdním profilem (Erisman, 2011). Jestliže v této situaci dojde k sekundárnímu ovlivnění mikrobiálních aktivit v půdě, například fluktuací v půdní vlhkosti v důsledku sucha, tak nastává ztráta N živin z půdy, a to nejčastěji vyplavením (Sutton, 2011). Existuje přímá souvislost neboli pozitivní korelace mezi mírou mikrobiální aktivity v půdě a schopností půdy zadržet N_{min} (N_r) v půdě (Sutton, 2011). Přičemž mikroorganismy jsou nepostradatelné pro zpřístupnění N_r rostlinám a jeho další využití v půdě (Rennenberg et al., 2009). Vzniká tak přímý vztah mezi změnou klimatu (jejími důsledky) a mikrobiální aktivitou v půdě (Bardgett et al., 2008) a schopnosti půdy zadržet N_r (Sutton, 2011).

2.3.6 Vztah mikrobiální aktivity a půdní hydrofobicity

Změny mikrobiálních aktivit a změny složení mikrobiálních společenstev vlivem sucha mohou být promítnuty do posunů hodnot půdních hydro-limit. Obsah hydrofobních a hyd-

rofilních látek v půdě silně ovlivňuje potenciál půdy pro přijímání molekul vody, a tím i velikost zásoby půdní vody (Nyman et al., 2014), která v situaci neustále se opakujících a prodlužujících period sucha představuje velmi závažné téma pro agronomy a ekology. Různé vědecké práce (Piccolo et al., 1999; Mataix-Solera & Doerr, 2004; Consentino et al., 2010; Nyman et al., 2014) se zabývají dílčími souvislostmi hydrofobicity, sucha, mikrobiální aktivity a úniku živin z půdního prostředí. Komplexně ve vztahu k půdní úrodnosti, erozi půdy apod., se ale této problematice věnuje minimální počet vědeckých pracovišť.



Obr. 2-15 Formování hydrofobních povlaků – ovlivnění sorpční schopnosti půdy (upraveno podle: Thompson & Goyne, 2012).

Komentář: příklad formování hydrofobní povlaků na povrchu půdních částic, které následně omezují infiltraci vody do půdního prostředí, zde v souvislosti se sorpcí molekul pyrenu do SOM. Kolem hydrofobních látek (molekul pyrenu) vzniká vodní klec a jsou transportovány půdním roztokem, následně nastává sorpce molekul pyrenu na hydrofobní skupiny v SOM. Dále pak SOM, jež zahrnuje nejrůznější organické látky (mikrobiální zbytky, sloučeniny atd.) působí jako hydrofobní/voduodpuzdující povlak (Thompson & Goyne, 2012).

Půdní voduodpudivost neboli půdní hydrofobicita (SWR) byla poprvé detailně charakterizována v semiaridních a subtropických klimatických podmínkách při zkoumání následků požárů (Cerde & Richaud, 2009). Přičemž první zmínka o SWR byla uvedena v americké studii Schreiner & Schorey (1910), kde autoři popisují v oblasti Kalifornie půdy s omezenou schopností příjmu vody, ať už přirozeně po dešti nebo uměle ze závlah. Princip hydrofobicity spočívá ve vytvoření hydrofobních povlaků na půdních agregátech (Obr. 2-15), díky kterým dochází k odpuzování vody a snížení smáčivosti půdy (Buczko et al., 2005). Hydrofobní

efekt mají v půdě látky, které se v půdním prostředí vyskytují samostatně nebo jako součást půdních agregátů. Jedná se především o huminové kyseliny, látky uvolněné po lýzi mikrobiálních buněk a různé další části SOM (Trubetskaya et al., 2013). Především pak obsah SOM v půdě a její složení má významný vliv na formování SWR, protože SOM ovlivňuje schopnost půdy zadržovat vodu, půdní reakci a součástí SOM jsou i půdní mikroorganismy (Diehl, 2013).

Vztah mezi půdní reakci a SWR nebyl doposud v literatuře dostatečně popsán, ale existuje předpoklad, že půdy se slabě kyselou až kyselou půdní reakcí vykazují vyšší náchylnost ke vzniku SWR (Lebron et al., 2012). Oproti tomu vztah mikrobiální aktivity a formování SWR byl již částečně zkoumán (Fischer et al., 2010; Goebel et al., 2011). Mikroorganismy jsou součástí SOM a mají přímý vliv na rozklad jednotlivých komplexních organických sloučenin v půdě (např. celulóza) a zpřístupnění základních látek v nich obsažených. Mikroorganismy ovlivňují vznik SWR v půdě třemi způsoby: a) rozkladem SOM - produkce hydrofobních organických sloučenin, b) produkcí mikrobiálních exsudátů - vytvoření hydrofobních látek, c) lýzí neboli rozkladem buněk jednotlivých mikrobů - uvolnění hydrofobních látek z jejich těl (Buczko et al., 2005; Goebel et al., 2011). Existuje tak přímá souvislost mezi životními projevy mikroorganismů v půdě (mikrobiální aktivitou), strukturou mikrobiální komunity v půdě a vznikem SWR (Lozano et al., 2014). Na druhou stranu vznik SWR je ovlivněn i dalšími faktory, proto její úroveň může limitovat rozvoj určitých skupin mikroorganismů (Goebel et al., 2011; Lozano et al., 2014).

SWR má přirozený vliv na půdní strukturu, stabilitu půdních agregátů a dostupnost živin pro rostliny (Chenu et al., 2000; Goebel et al., 2011). Podle Mataix-Solera & Doerr (2004) dochází v půdách se zvýšeným obsahem hydrofobních látek k nárůstu povrchového odtoku vody (nedochází ke vsakování), ke snižování dostupnosti vody pro rostliny, a tím i ke snižování příjmu látek kořenovým systémem. Kromě negativních projevů existují i pozitivní projevy přítomnosti hydrofobních látek, a to především zvýšená odolnost půdních agregátů, což naopak snižuje půdní erozi. Z uvedených informací (Goebel et al., 2011; Lozano et al., 2014) vyplývá, že mezi periodami sucha, mikrobiální aktivitou a obsahem živin v půdě, existuje těsné propojení. Dlouhé a opakující se periody sucha způsobují nedostatek vláhy nejen pro rostliny, ale i pro půdní mikroorganismy, dochází k jejich odumírání, zůstávají zachovány zbytky mikrobiálních buněk, často s vysokým zastoupením hydrofobních látek. Zvyšuje se tak hydrofobicita půdy a snižuje se smáčivost půdy (Lozano et al., 2014).

2.3.7 Možnosti stanovení míry půdní hydrofobicity

Úroveň SWR lze určit na základě laboratorních a terénních měření. *Laboratorní* metody jsou založeny na stanovení určitého spektra organických látek (Matějková et al., 2012) v odebraném půdním vzorku, které jsou podle názorů vědců (Doerr et al., 2009; Gobel et al. 2011) zodpovědné za vznik hydrofobicity půdních částic. Další možností je využití metod laboratorního měření rychlosti a charakteristiky procesu infiltrace přesného množství vody, tj. jedné kapky vody o konkrétním objemu (v μl). Mezi takové metody patří například: a) „Sessile Drop Method“ - jež je založena na analýze profilu kapky na povrchu půdy (Diehl, 2013); b) „Water Drop Penetration Time“ - jednoduchá metoda měřící čas, za který kapka pronikne to půdního profilu (Mataix-Solera & Doerr, 2004; Consentino et al., 2010); c) „Capillary rise method“ - měření kapilárního vzestupu dvou rozdílných kapalin, tj. deionizované vody a hexanu v půdním vzorku (Consentino et al., 2010).

Mimo laboratorních existují i *terénní metody*, při kterých je stanovována infiltrace různých kapalin do půdy. Nejčastěji se porovnává index voduodpudivosti RI, který je určen na základě poměru sorptivity ethanolu a vody (dvě rozdílné kapaliny, s rozdílnými úhly kontaktu s půdními částicemi). Minimální hodnota IR je 1,39; s rostoucí hodnotou roste i míra SWR (Hunter et al., 2011). Poslední možností kvantifikace úrovně SWR je využití měření kumulativní vodní infiltrace (I) za určitý čas (ml/s), tzv. MDI test. Tento test je velmi často využíván pro stanovení míry SWR na pozemcích zasažených požáry nebo intenzivním suchem. Důvodem je nebezpečí, které představuje vysoká míra SWR, tj. vznik zvýšeného povrchového odtoku a následné zrychlené půdní eroze (Robinchoud et al., 2008).

Všechny výše uvedené metody jsou založeny na principu, že SWR ovlivňuje fyzikální vlastnosti půdních částic. Půda s vysokou mírou SWR bude zpomalovat infiltraci do půdy a propustnost půdního prostředí (Consentino et al., 2010). Jednotlivé metody se tak zaměřují na kvantifikaci afinity půdy pro jednotlivé druhy kapaliny. Nejen z důvodu značné finanční a časové náročnosti laboratorních metod, ale i z důvodu nutnosti změřit úroveň SWR v různorodém prostředí (vřesoviště, nádobové experimenty atd.) a ve velkém počtu opakování, byla pro účely disertační práce vybrána terénní metoda měření I podle Robinchoud et al. (2008). Uvedená metoda je založena na principu, že s rostoucí mírou půdní hydrofobicity bude klesat schopnost přijímat (infiltrovat) vodu a naopak. Na základě naměřených hodnot I je vypočítaná nenasycená hydraulická vodivost, která umožňuje kvantifikovat míru půdní hydrofobicity. Podrobně je metodika měření popsána, a to včetně výpočtů v podkapitole: 4.3.4.

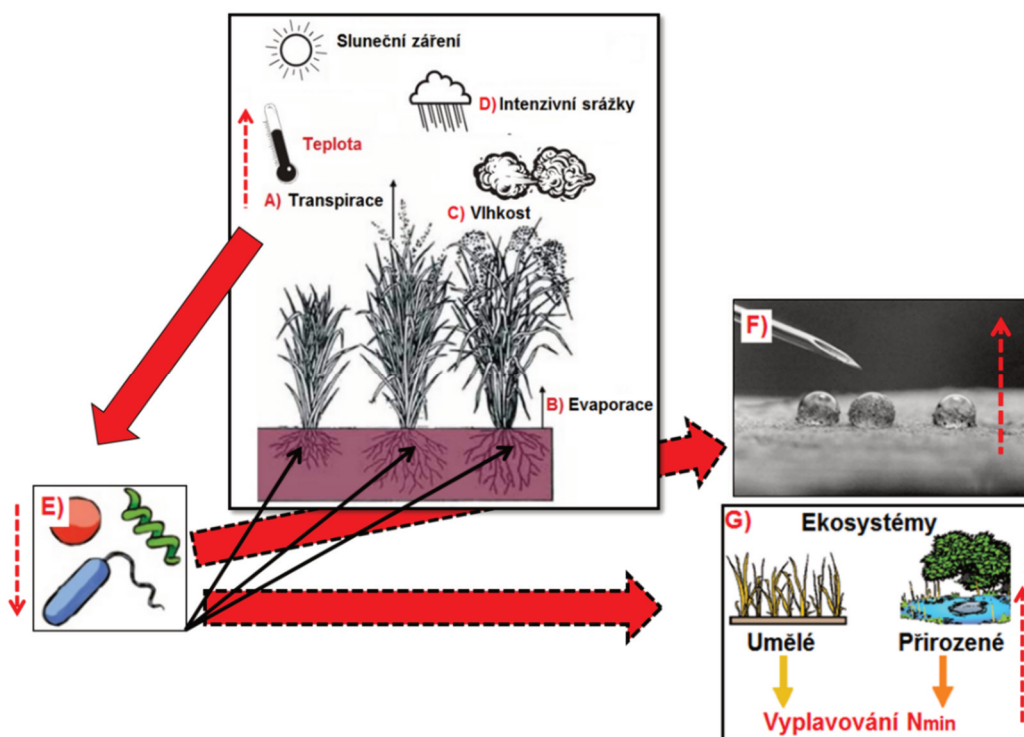
3 VÝZKUMNÉ HYPOTÉZY

Předkládaná disertační práce je rozdělena do dvou základních částí: a) teoretické a b) praktické. Každá z uvedených částí disertační práce je definována konkrétním cílem.

Cílem teoretické části předkládané disertační práce bylo popsat v rámci literárního přehledu vliv sucha na půdu jako celek, na změnu mikrobiální aktivity v rhizosférní a nerhizosférní půdě, s důrazem na vliv mikrobiálních aktivit na vyplavování minerálního dusíku a na voduodpudivost půdy.

Cílem praktické části disertační práce bylo experimentální ověření níže vyslovených hypotéz, a to prostřednictvím dvou terénních a jednoho laboratorního experimentu zaměřených na posouzení vlivu sucha na mikrobiální aktivity v rhizosférní a nerhizosférní půdě, produkci rostlinné biomasy a skrze ovlivnění půdních vlastností na ztrátu minerálního dusíku z půdy.

Na základě realizace teoretické a praktické části bylo hlavním cílem předkládané disertační práce celkové zhodnocení (a) přímého vlivu sucha na mikrobiální aktivity v půdě a (b) nepřímých vlivů sucha, zprostředkovaných změnami fyziologického stavu primárních producentů, indukovanými změnami aktivit mikrobiálních společenstev, změnami půdní hydrofobicity, změnami dostupnosti dusíku v půdě a jeho ztrátou vyplavením.



Obr. 3-1 Grafické znázornění pracovní hypotézy (upraveno podle: Doerr et al., 2000; Selvaraju et al., 2007; Sutton et al., 2011; Potop et al., 2012).

Pracovní hypotéza (Obr. 3-1): Zvýšení teploty vzduchu (zvýšení suchých epizod v posledních 20 letech v ČR – Potop et al., 2012) má za následek zvýšení transpirace (A) a evaporace z povrchu půdy a listů rostlin (B). Vyšší výpar zvyšuje vlhkost vzduchu a podporuje vznik konvektivního proudění vzduchu (C). Tento stav má za následek vytvoření bouřkových oblak, které jsou zdrojem intenzivních dešťových srážek (D). Celý koloběh (A – D) se opakuje v pravidelných intervalech ve vegetačním období, vznikají tak periody sucha, které jsou přerušeny intenzivními srážkami. Změnami v rozložení srážkových úhrnů dochází ke vzniku sucha, které následně působí na mikrobiální aktivitu v půdě (E). Změny v mikrobiální aktivitě budou rozdílné v rhizosférní a nerhizosférní půdě. V nerhizosférní půdě bude pokles mikrobiální aktivity primárně ovlivněn nedostatkem vody. Naopak v rhizosférní půdě bude aktivita mikroorganismů ovlivněna interakcí s rostlinou, tj. rhizodepozicí a konkurenčním bojem o vodu. Periody sucha následně působí zprostředkovaně na vznik zvýšené míry půdní hydrofobicity (F) a nárůst ztráty N_{\min} z půdy (G). Působením sucha dochází k utlumení životních projevů mikroorganismů → klesá zájem mikroorganismů o mineralizovaný půdní N, navíc mikroorganismy omezují svojí účast v koloběhu N. Uvedený stav má za následek nižší schopnost půdy zadržet N_{\min} , a roste proto riziko jeho vyplavení.

Výše uvedená pracovní hypotéza byla podrobena testování a rozdělena na jednotlivé statistické hypotézy H_0 – H_3 , jež byly formulovány následovně:

- H_0 = nulová hypotéza: změny v půdní vlhkosti způsobené extrémními klimatickými jevy nemají žádný vliv na mikrobiální aktivity v půdě a ztrátu živin z půdy, neovlivňují úroveň půdní hydrofobicity a není možné zmírnit jejich působení v případě zemědělské půdy způsobem hnojení.
- H_1 = alternativní hypotéza: změny v půdní vlhkosti způsobené extrémními klimatickými jevy působí negativně pouze na mikrobiální aktivity v půdě a ztrátu živin z půdy. Dále se neprojevují na změně půdní hydrofobicity.
- H_2 = alternativní hypotéza: změny v půdní vlhkosti způsobené extrémními klimatickými jevy negativně působí na mikrobiální aktivity v půdě a ztrátu živin z půdy. Dále se projevují na změně půdní hydrofobicity.
- H_3 = alternativní hypotéza: změny v půdní vlhkosti způsobené extrémními klimatickými jevy působí negativně na mikrobiální aktivity v půdě a ztrátu živin z půdy. Dále se projevují na změně půdní hydrofobicity. Negativní působení lze korigovat v případě zemědělské půdy způsobem hnojení.

4 MATERIÁLY A METODY ZPRACOVÁNÍ

4.1 Základní charakteristika metodické části disertační práce

Praktická část disertační práce zahrnuje dva několikaleté terénní experimenty a jeden rozsáhlý laboratorní experiment v délce trvání 215 dnů, kterému předcházel menší ověřovací experiment. Tento pokus trval 35 dnů a jeho cílem bylo ověřit možnost realizace nádobového experimentu v růstové komoře (fytotronu) a měření vybraných parametrů na pracovišti Oddělení mikrobiologie, Agronomické fakulty Mendelovy univerzity v Brně. Experiment popisuje práce Elbl et al. (2014a) publikovaná v časopise s IF. Následně v průběhu realizace terénních experimentů byly prováděny dva ověřovací nádobové experimenty, jejichž cílem bylo potvrzení dílčích hypotéz a laboratorních metod (měření mikrobiální aktivity; půdní hydrofobicity apod.). První nádobový experiment se věnoval možnosti využití aplikace organické hmoty do půdy za účelem ovlivnění půdní hydrofobicity a mikrobiální aktivity. Uvedený experiment trval 63 dnů a byl publikovaný v práci Elbl et al. (2014f). Druhý experiment, jež byl publikovaný v práci Elbl et al. (2016), byl zaměřený na popsání dílčích souvislostí mezi druhem živin vstupujících do půdy a půdní úrodností, trval 48 dnů. Pro přehlednost práce jsou dále uvedeny pouze dva terénní a hlavní laboratorní experiment. Ověřovací experimenty, které byly realizovány za účelem ověření postupů a vybraných metodik, byly již publikovány v časopisech s IF a dále jsou pouze uvedeny odkazy na příslušné publikace.

Tab. 4-I Základní přehled experimentální činnosti související s disertační prací.

Experiment	Popis	Rozsah	Publikováno
Experiment Havraníky	Hlavní terénní	2013-2015	Elbl et al. (2014e)
Experiment Březová	Hlavní terénní	2012-2015	*
Nádobový experiment	Hlavní laboratorní	186 dnů (2013)	*
Nádobový experiment	Ověřovací A	35 dnů (2013)	Elbl et al. (2014a)
Nádobový experiment	Ověřovací B	63 dnů (2014)	Elbl et al. (2014f)
Nádobový experiment	Ověřovací C	48 dnů (2014)	Elbl et al. (2016)

Komentář: tabulka zobrazuje experimentální činnost, přímo související s disertační prací. Hlavní experimenty jsou detailně popsány v následujících podkapitolách, protože jejich výsledky sloužily k potvrzení nebo vyvrácení předložených hypotéz. Ověřovací experimenty nesloužily primárně k získání výsledků pro disertační

práci, ale k ověření vybraných metodik, postupů a dílčích hypotéz. Ověřovací experiment A – zjištění možnosti realizace nádobového experimentu, výpočet a vyjádření úniku N_{\min} z experimentální nádoby; B – publikování výpočtu hydraulické vodivosti a vyjádření míry půdní hydrofobicity tímto parametrem; C – měření BAS a SIR. *Výsledky experimentů Březová a Havraníky byly publikovány ve více pracích, ty jsou uvedeny v „Přehledu nejvýznamnější publikační činnosti autora“, kde jsou označeny * (podkapitola: 9.4).

4.2 Lokalizace terénních experimentů

Hlavním cílem realizace terénních experimentů bylo testování statistických hypotéz, jež byly formulované v rámci výzkumných hypotéz předkládané práce, neboli sledovat vliv sucha na vybrané půdní parametry v silně antropogenně ovlivněném ekosystému (Březová nad Svitavou – orná půda) a přirozeném ekosystému (vřesoviště Havraníky).

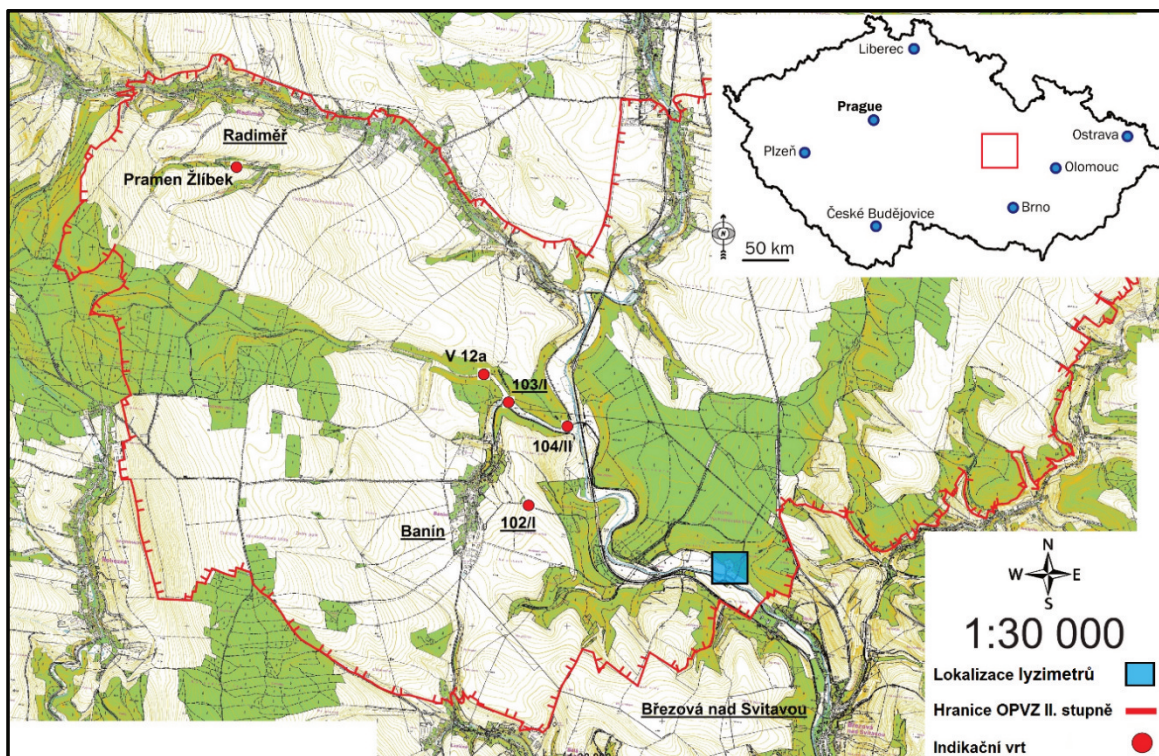
4.2.1 Zájmové území Březová nad Svitavou

Vliv sucha na mikrobiální aktivity v rhizosférní a nerhizosférní půdě antropogenně ovlivněného ekosystému byl sledován za využití lyzimetrického experimentu, který je lokalizován v OPVZ II. stupně Březová nad Svitavou (Obr. 4-1 a Tab. 4-II) od roku 2012 a bude provozován i v následujících letech. Kromě realizace lyzimetrického experimentu byl v zájmové oblasti prováděn i odběr půdních vzorků nezbytných pro sestavení lyzimetrů a realizování doprovodných ověřovacích laboratorních nádobových experimentů, které byly popsány v pracích Elbl et al. (2014f) a Elbl et al. (2016). Odběr půdních vzorků z orniční a podorniční vrstvy probíhal formou malých půdních sond o rozměrech 50 × 50 cm, hloubka byla proměnlivá v závislosti na mocnosti orniční vrstvy.

Tab. 4-II Lokalizace stanoviště lyzimetrického experimentu a odběrových míst.

Objekt	Souřadnice		HPJ
	Lat	Long	
Lyzimetry	49°39'41.82"S	16°30'1.91"V	-
Odběrové místo A	49°39'51.06"S	16°28'8.62"V	31
Odběrové místo B	49°39'45.40"S	16°28'1.73"V	31
Odběrové místo C	49°40'23.25"S	16°27'29.08"V	12

Zájmová oblast vymezena OPVZ byla detailně pospána v pracích Elbl et al. (2013a) a (2013b): Roční klimatické průměry (1962-2012) jsou 588,47 mm průměrný roční úhrn srážek a 7,9 °C průměrná roční teplota (ČHMÚ, stanice Jevíčko). Data z meteorologické stanice Jevíčko byly použity pro klimatickou charakteristiku zájmové oblasti, protože se jedná o nejbližší profesionální stanicí ČHMÚ k zájmové lokalitě. Stanice (ID: O2JEVIO1) je lokalizována v katastru obce Jevíčko (342 m n. m.), jedná se o typ AKS1 - všechny meteorologické parametry jsou měřeny automaticky.



Obr. 4-1 Hranice OPVZ II. stupně Březová nad Svitavou (upraveno podle: mapové podklady BVK, a. s.)

Meteorologické podmínky během realizace experimentu byly měřeny lokální meteorologickou stanicí Březová. Tato stanice, jež funguje jako manuální, je provozována BVK, a. s., a nachází se přibližně 300 m od umístění lyzimetrů v nadmořské výšce 380 m. Data z této stanice nemohla být použita k dlouhodobé charakteristice zájmové oblasti, protože byla dostupná v kompletním rozsahu pouze od roku 2000.

Podrobné klima-diagramy z meteorologické stanice Jevíčko (období 1962–2012) a Březové nad Svitavou (2000–2015) obsahuje: Příloha 5, Příloha 6 a Příloha 7; základní klimatické parametry jsou uvedeny v Tab. 4-III, následující Tab. 4-IV prezentuje základní klima-

tické parametry pro období duben až září na lokalitě Březová za posledních 15 let v porovnání s 30letým normálem. Výše uvedená časová perioda je obecně považována za období růstu (přibližně 180 dnů) extenzivních travních ekosystémů v podmínkách mírného podnebí Střední Evropy (Suttie et al., 2005; Dostálek & Frantík, 2007) neboli za vegetační období.

Tab. 4-III Základní klimatické parametry – celoroční.

Stanice	Časové období	Průměrný roční srážkový úhrn (mm)	Průměrná roční teplota (°C)
Jevíčko	1962–2012	588,47	7,9
Březová	2000–2015	677,96	8,3
Normál	1961–1990	644,00	7,2

Komentář: časové období vyjadřuje časový interval, v rámci kterého probíhalo měření srážkových úhrnů a teplot, tj. Jevíčko 50 let a Březová 15 let. Normál reprezentuje průměrné hodnoty za časové období 1961-1990 pro kraj Vysočina, tj. 30 let - toto období bylo meteorology vybráno k poměrování veškerých hodnoty (minulých i současných) ve vztahu k vývoji klimatu. Průměrná roční teplota byla spočtena na základě měsíčních, respektive denních průměrných hodnot (v °C), které byly vypočteny ze třech měření realizovaných v 7:00; 14:00 a 21:00 středního místního slunečního času. Průměrné roční srážky byly určeny na základě měsíčních, respektive denních srážkových úhrnů (v mm), jež byly měřeny vždy za období 24 hodin, a to v 7:00 následujícího dne. V případě pevných (sněhových) srážek byl proveden přepočít podle vodní hodnoty sněhu (zdroje dat: stanice Jevíčko - ČHMÚ; stanice Březová - BVK, a. s.; Normál - ČHMÚ).

Tab. 4-IV Základní klimatické parametry – vegetační období.

Stanice	Vegetační období (měsíce)	Průměrný srážkový úhrn (mm)	Průměrná teplota (°C)
Březová	IV–IX	446,11	14,82
Březová	IV–VI	198,03	12,93
Březová	VII–IX	248,07	16,96
Normál	IV–IX	339,00	13,28
Normál	IV–VI	200,00	11,40
Normál	VII–IX	199,00	15,17

Komentář: vegetační období duben (IV) – září (IX) je pro účely předkládané práce charakterizováno jednak jako celek a následně ve dvou časových periodách od IV do VI a od VII do IX. Důvodem je lepší znázornění souvislosti s hodnotami naměřenými během trvání lyzimetrického experimentu. Vegetační období vyjadřuje

časový interval, pro který byly vypočteny průměrné srážkové úhrny a teploty, a to na základě 15letých dat (stanice Březová), respektive 30letých dat v případě hodnot Normálu pro kraj Vysočina (1961-1990). Průměrná teplota byla odvozena ze třech denních měření (7:00; 14:00 a 21:00); (zdroje dat: stanice Březová - BVK, a. s.; Normál - ČHMÚ).

Zájmová oblast náleží podle Culka (2005) z hlediska biogeografického členění ČR do hercynské podprovincie Svitavského bioregionu a z geologického hlediska je umístěna ve východní oblasti České křídové pánve. OPVZ I. stupně, kde je lokalizovaný lyzimetrický experiment, se nachází v jihovýchodní části Svitavského bioregionu. Náleží proto podle Quity (1975) do dvou klimatických oblastí, MT 2 (mírně teplá, mírně vlhká) a MT 4 (mírně teplá, vlhká). Z pedologického hlediska je pro zájmovou oblast typické zastoupení luvizemní hnědozemě na sprašových hlínách, primárních pseudoglejů a oglejených luvizemí. Celé území OPVZ II. stupně je možné považovat za pedologicky velmi rozmanité. Pro celou oblast (OPVZ I. a II. stupně – detailně znázorňuje Příloha 8) je typický vysoký výskyt mezozoické horniny - pískovce a jílovce. Největší zastoupení mají hnědozemě HPJ 10–17 a hnědé půdy HPJ 21–41, dílčí zastoupení mají dále pseudogleje, fluvizemě a surové půdy. Přičemž nejvýrazněji jsou zastoupeny 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); (Krčmář & Kříž, 1987; Culek, 2005).

Zdroj pitné vody *Prameniště Březová nad Svitavou* (podzemní rezervoáry) je možné rozdělit na jímací a infiltrační oblast. Jímací oblast je území, kde dochází k odběru podzemní vody společností BVK. Naproti tomu infiltrační oblast představuje území o rozloze několika stovek km² (přibližně 250 km²), ve kterém dochází k infiltraci srážek do podzemí. Jímací oblast se nachází uvnitř infiltrační oblasti (OPVZ II. stupně) a je chráněna OPVZ I. stupně.

Krčmář & Kříž (1987) uvádí, že OPVZ II. stupně je lokalizováno na mírném zvrásnění ve formě plochých a protáhlých synklinál, které jsou vzájemně odděleny antiklinálami. Pro tvorbu pitné vody má největší význam Ústecká synklinála, která vytváří přirozený rezervoár pro akumulaci infiltrované srážkové vody. Akumulace podzemních vod probíhá v křídových souvrstvích. Hlavním důvodem je přítomnost strukturálně příznivých geologických poměrů. Ty umožňují vznik souvislého proudu podzemní vody v osově části synklinály. Srážková voda, doplňující střední a spodní zvedeň, může být infiltrována pouze v oblastech, kde svrchní část určitého kolektoru vystupuje na povrch, a to například v zemědělsky využívaných oblastech (přibližně 70 % rozlohy OPVZ II. stupně).

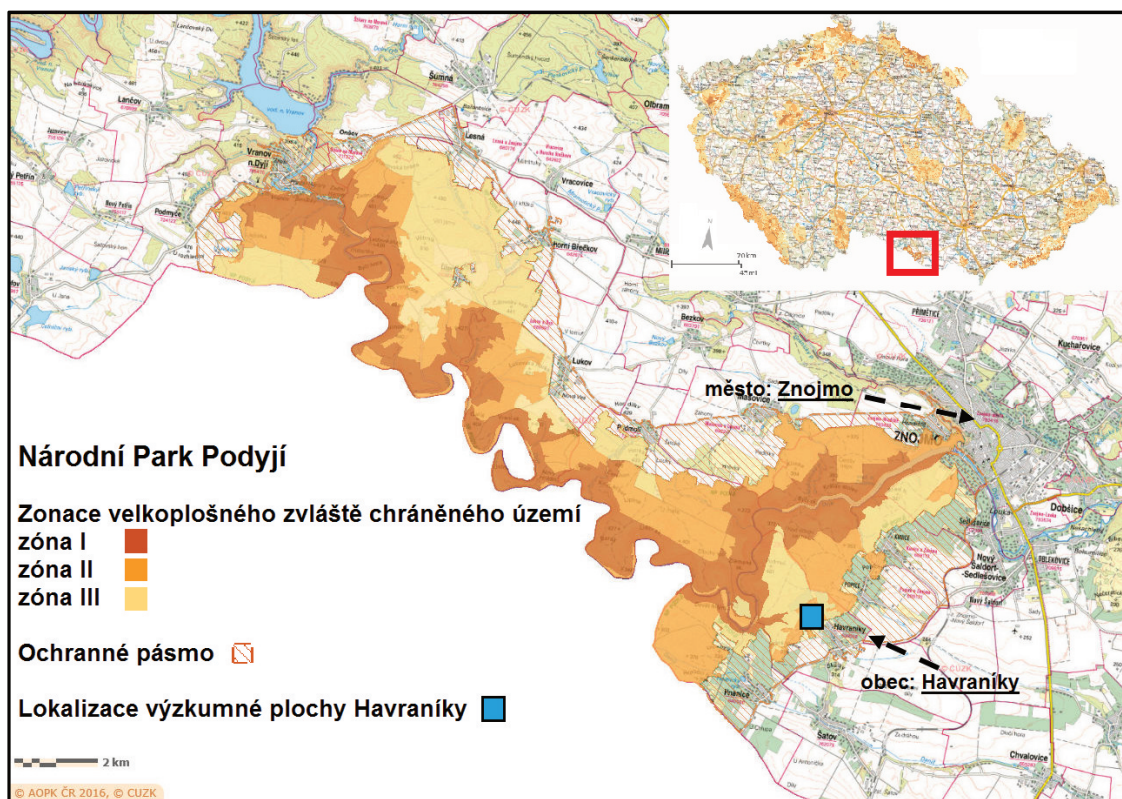
Většina zásob podzemních vod zdroje Březová nad Svitavou je doplňována atmosférickými srážkami, které tak musejí být infiltrovány přes ornou půdu. Existuje proto reálné riziko kontaminace podzemních zdrojů nitráty uvolněnými z orné půdy. Obzvláště v situaci, kdy je půda dlouhodobě vystavena zvýšené aplikaci N_{\min} a klimatickým změnám, které se projevují změnou rozložení srážek, tj. vznikem period sucha a přívalových dešťů. Každá půda je schopna přijmout, zadržet a využít pouze určité množství N látek, jež je navíc přímo úměrné stavu půdního prostředí (nasycenost PSK, stav mikrobiální komunity v půdě, obsah organické hmoty v půdě apod.).

4.2.2 Zájmové území Národní park Podyjí – Vřesoviště Havraníky

Národní park Podyjí byl vyhlášen ke dni 1. 7. 1991, a to na základě nařízení vlády ČR č. 164/1991 ze dne 20. 3. 1991; v současné době je rozloha NP Podyjí 63 km² a ochranné pásmo měří 29 km². Hlavním důvodem vyhlášení NP byla skutečnost, že se jedná o unikátní krajinu říčního údolí, které dominuje kaňon řeky Dyje. Základní informace o území shrnuje plán péče o NP Podyjí pro období 2012–2020 (Reiterová & Škorpík, 2012): území NP Podyjí se nachází v mírně teplé (MT) a teplé (T) oblasti (charakterizováno podle Quita, 1975). Přičemž samotný NP lze rozdělit do třech okrsků, severozápadní část spadá do okrsku MT 9, střední část NP je řazena do MT 11 a jihovýchodní část je řazena do okrsku T2. Celým územím NP prochází biogeografická hranice mezi dvěma evropskými provinciemi hercynskou a panonskou. Zájmová oblast se nachází v Lechovickém bioregionu (Severopanonská podprovincie). Z hlediska půdních poměrů je pro NP typické podloží kyselých hornin, jež eliminují vznik minerálně bohatých půd. Z hlediska půdních poměrů (půdních typů) jsou dominantní hnědozemě a kambizemě, které přecházejí v rankery až litozemě. Nejvyšším bodem celého území NP je Býčí hora (536 m n. m.), jež je lokalizována v západní části území, tato část území se nachází v nadmořské výšce přibližně 500 m n. m. Směrem na východ klesá nadmořská výška až k hodnotě 200 m n. m.

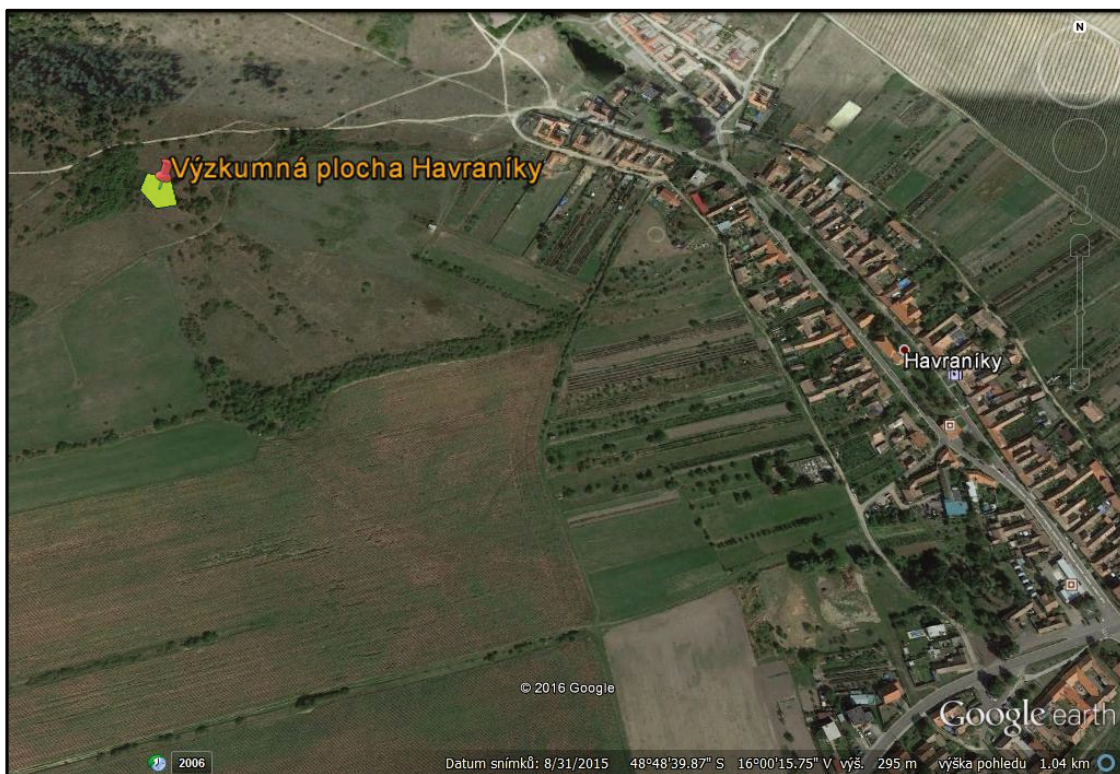
Výzkumná lokalita *Havraníky* (označení pro potřeby předkládané práce) se nachází přibližně 75 km jihozápadně od Brna, na k. ú. obce Havraníky (Obr. 4-2 a Obr. 4-3) a je součástí jihovýchodní části NP Podyjí (II. zóna NP – řízená přírodní), a to jako Národní přírodní rezervace Havranické vřesoviště (rozloha 100 ha). Vřesoviště Havraníky lze charakterizovat jako druhotný biotop, který vznikl na místě acidofilních doubrav jako následek lidské činnosti - pastevectví. Záhora (2001) a Záhora et al. (2016) popisují zájmovou oblast Havraníky následovně: Lehce zvlněná krajina okrajového svahu Českého masívu na biotitickém granitu

v nadmořské výšce 300–340 m n. m. je pokryta mozaikou teplomilných vřesovišť (*Carici humilis-Callunetum*) a suchých stepních trávníků (*Potentillo arenariae-Agrostietum vinealis*), vyvinutých na rankerových půdách. Původ této vegetace je výhradně sekundární, podmíněný dlouhodobou činností člověka. Tato společenstva mají velký význam genofondový, v jejich porostech se vyskytuje mnoho vzácných a ohrožených druhů rostlin.



Obr. 4-2 Národní park Podyjí – lokalizace výzkumné plochy Havraníky (připraveno v programu: MapoMap; zdroj dat: AOPK ČR a ČÚZK; aktualita dat: 2016).

Výzkumná plocha se nachází v extrémně suché oblasti s průměrným ročním srážkovým úhrnem 550 mm a průměrnou roční teplotou 8–9 °C. Modelovými lokalitami, kde bylo realizováno studium vlivu sucha na mikrobiální aktivitu a hydrofobicitu půdy jsou mělké půdy na exponovaných přirozených stanovištích s rostlinnými druhy, jejichž životní strategie a kompetiční úspěšnost jsou založeny právě na využívání různých vlastních adaptací na suchu. Právě xerothermní acidofilní trávníky, které se nacházejí na lokalitě Havraníky, představují vhodná rostlinná společenstva, využitelná pro studium vlivu sucha na mikrobiální aktivity v půdě.



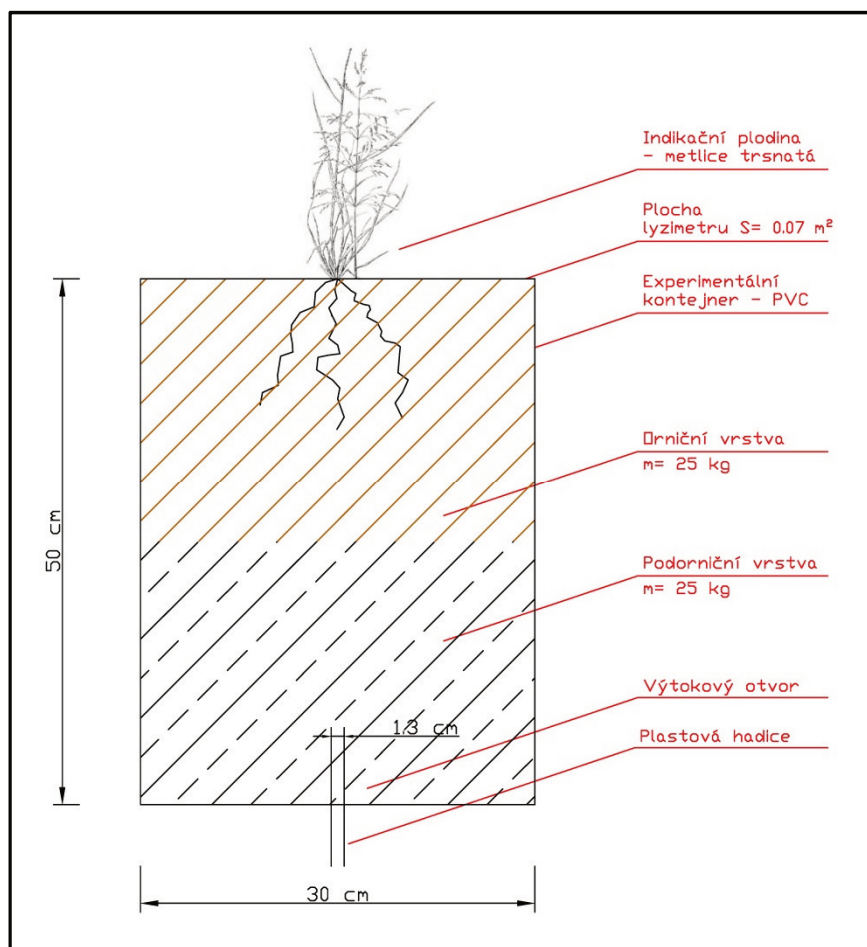
Obr. 4-3 Národní park Podyjí – lokalizace výzkumné plochy Havraníky (připraveno v programu: Google Earth Pro; zdroj dat: Google; datum snímku: 8/31/2015).

Komentář: detailní lokalizace výzkumné plochy Lat: 48°48'39.87"S; Long: 16°00'15.75"V.

4.3 Metodika terénního experimentu Březová nad Svitavou

4.3.1 Schéma lyzimetrického experimentu

Vliv sucha na mikrobiální aktivitu v rhizosférní a nerhizosférní půdě antropogenně ovlivněného ekosystému byl testován za využití lyzimetrického experimentu. Lokalizace experimentu je zobrazena na Obr. 4-1 a souřadnice jsou uvedeny v Tab. 4-II. Experiment byl založen v září 2012, měření pro předkládanou disertační práci byla ukončena v prosinci 2015. Experiment je dále provozován Oddělením mikrobiologie (Ústav agrochemie, půdoznalství, mikrobiologie a výživy rostlin, Agronomická fakulta, MENDELU v Brně) v rámci projektu NAZV č. QJ1220007 - Možnosti zadržení reaktivního dusíku ze zemědělství ve vodohospodářsky nejzranitelnější oblasti, a to minimálně do konce roku 2016.



Obr. 4-4 Schéma experimentální nádoby (autor).

Terénní experiment byl realizován za využití 15 lyzimetrů vyrobených z PVC potrubí o vnějším průměru 30 cm, které bylo nařezáno na segmenty o délce 50 cm, každý takto vzniklý válec byl na jednom konci uzavřen dnem s výtokovým otvorem (1,3 cm) opatřeným plastovou hadicí. Podrobně je lyzimetr znázorněn na Obr. 4-4, další znázornění lyzimetrů obsahuje Příloha 9. Vrchní otevřená část nádoby byla využita k zasazení předpěstovaných modelových rostlin metlice trsnaté (*Deschampsia caespitosa* L.) - tři trsy rostliny na jeden lyzimetr. Pokusné rostliny byly obhospodařovány jako dvousečný porost. Každá nádoba byla naplněna 25 kg podorniční a 25 kg orniční vrstvy. Vzorky půdy byly odebrány z k. ú. obce Banín (OPVZ II. stupně), a to ze třech odběrových míst podle ČSN ISO 10381-6. Souřadnice odběrových míst jsou uvedeny v Tab. 4-II. Zvláště byly odebrány vzorky z orniční vrstvy a podorniční vrstvy. Před naplněním lyzimetrů byly vzorky ornice a podorniční odděleně homogenizovány a přesáty přes síto o velikosti oka 10 mm. Homogenizované půdní vzorky, tj. orniční a podorniční půda, byly preinkubovány po dobu 20 dnů při původní vlhkosti v zastřešeném skladu ($T \approx 15\text{--}19 \text{ }^\circ\text{C}$). Preinkubace byla provedena za účelem stabilizace půdních vlastností: půdní mikrobiální aktivity a souvisejících mineralizačních procesů.

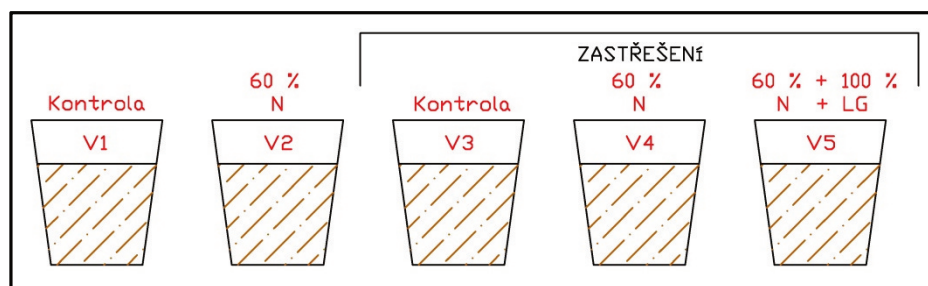


Obr. 4-5 Lokalizace lyzimetrů na stanovišti v zájmové oblasti (autor).

Deschampsia caespitosa (L.) patří mezi časté komponenty přirozených travních ekosystémů v ČR, proto byla vybrána jako modelová rostlina pro zjišťování vlivu sucha na mikrobiální komunitu v jejím kořenovém systému. Mimo jiné na základě širokého spektra stanovišť, kde se vyskytuje (prameniště, pastviny, louky apod.), lze formulovat předpoklad, že zjištěné poznatky o vlivu sucha a způsobu hnojení na vývoj modelové rostliny a její produkci biomasy mohou být aplikovatelné na další druhy trav. Především pak na takové druhy, jež mohou být využity při zatravňování nejohroženějších oblastí OPVZ I. a II. stupně z hlediska úniku N_{\min} z orné půdy do podzemních zdrojů pitné vody. Základní charakteristika modelové rostliny *Deschampsia caespitosa* (L.) podle (Kubát, 2002):

- Synonymum: *Aira cespitosa* L.; třída: Rosopsida, čeleď: Poaceae
- Vegetativní orgány
 - Stéblo: typická je jeho tuhost a štíhlost, dále je přímé a hladké.
 - List: čepele jsou hrubé, špičaté a hluboce rýhované, v případě působení sucha dochází k jejich svinutí.
- Generativní orgány
 - Květenství: 10 až 50 cm dlouhá lata, jež je úzce jehlanovitá. Barva je zelenavá nebo zlatavě stříbřitá. Květenství probíhá v období od VI do IX.

- Plod: pluchatá obilka osinatá s přímou, nízko nasazenou osinou. Pluchy jsou bíle chlupaté, délka obilky je přibližně 3,5 mm.



Obr. 4-6 Struktura lyzimetrického experimentu (autor).

Pro testování vlivu sucha bylo připraveno pět variant experimentu, které byly rozděleny do dvou skupin. První skupina nebyla zastřešovaná a skládala se ze dvou variant: kontroly bez přidavku hnojiv a varianty hnojené minerálním dusíkem. Druhá skupina byla vždy jednou ročně (2013, 2014 a 2015) na dobu 30 dnů během vegetační sezóny zastřešena, a to vždy před 1. sečí. Tato skupina byla tvořena třemi variantami: kontrolou, variantou hnojenou minerálním dusíkem a variantou hnojenou minerálním dusíkem v kombinaci s hnojivem lignohumát. Struktura lyzimetrického experimentu je znázorněna na Obr. 4-6 a celkový přehled je uveden v Tab. 4-V. Každá varianta byla založena ve třech opakováních.

Tab. 4-V Celkový přehled lyzimetrického experimentu.

Varianta	Opakování	Skupina	Charakteristika
V1	3	Nezastřešená	Kontrola - nehnojená
V2	3	Nezastřešená	84 kg N/ha
V3	3	Zastřešená	Kontrola - nehnojená
V4	3	Zastřešená	84 kg N/ha
V5	3	Zastřešená	84 kg N/ha + 1,25 l LG B/ha

Varianty 2 a 4 byly hnojeny minerálním hnojivem DAM 390 (registr hnojiv, ev. číslo: E100): kapalné dusíkaté hnojivo s obsahem 30 % (hm.) dusíku v různých formách, z toho 1/2 amidický-N, 1/4 amonný-N a 1/4 nitrátový-N. Do těchto variant bylo aplikováno 60 % doporučené dávky N_{\min} pro extenzivní travní porosty, tj. 84 kg N/ha. Dávka hnojiva byla rozdělena do dvou aplikací, protože porost byl obhospodařován jako dvousečný. První

dávka byla aplikována vždy v jarních měsících (duben 2013, 2014 a 2015), druhá dávka následovala po první seči (červen 2013, 2014 a 2015).

Varianta 5 byla hnojena kombinací minerálního hnojiva a pomocného rostlinného přípravku Lignohumát B (LG B; registr hnojiv, ev. číslo: R8422): směs huminových a fulvových kyselin a jejich solí. Na základě doporučení výrobce byla zvolena dávka pro zahradní trávničky - závlivka po založení, tj. 12,5 ml na 100 m². Tato dávka byla doplněna o výše uvedenou dávku N_{min} a aplikována na dvakrát, a to ve stejné termíny jako u variant V2 a V4.

Tab. 4-VI Termíny aplikace hnojiv.

Varianta	2013		2014		2015	
	1.	2.	1.	2.	1.	2.
V1	-	-	-	-	-	-
V2	19. 4.	14. 6.	18. 4.	18. 6.	22. 4.	15. 6.
V3	-	-	-	-	-	-
V4	19. 4.	14. 6.	18. 4.	18. 6.	22. 4.	15. 6.
V5	19. 4.	14. 6.	18. 4.	18. 6.	22. 4.	15. 6.

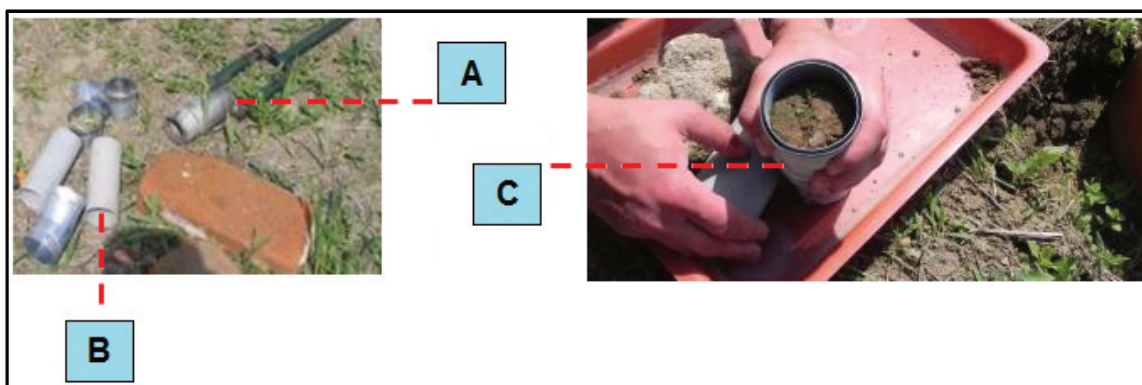
Komentář: varianty V1 a V3 nebyly hnojeny, ostatní varianty byly hnojeny ve dvou dávkách (1. a 2.). První dávka (1.) byla vždy aplikována na počátku vegetačního období a druhá dávka (2.) po provedení první seče.

4.3.2 Měření mikrobiální aktivity v rhizosférní a nerhizosférní půdě

Za hlavní indikátory mikrobiální aktivity byly zvoleny basální respirace (BAS) a dehydrogenázová aktivita (DHA). Měření uvedených indikátorů bylo realizováno v obou zónách, tj. kořenové a mimokořenové. BAS a DHA byly vybrány jako indikátory mikrobiální aktivity na základě prostudování vědeckých prací: Tarradellas et al. (1997), Bloem (2006), Javoreková et al. (2009), Šimek et al. (2011), Das & Varma (2011) a Singh et al. (2012). BAS a DHA byly měřeny v kořenové (rhizosférní) a mimokořenové (nerhizosférní) zóně, BAS in situ a DHA ex situ.

Pro účely měření BAS a DHA musely být v rámci lyzimetrů vymezeny zóny s ovlivněným kořenového systému a bez něj. Mimokořenová zóna byla vytvořena podle metodiky Dr. J. Záhory za využití speciální půdní sondy (A, Obr. 4-7), která byla využita pro odběr neporušeného půdního vzorku do novodurového válce (rozměry: průměr 60 mm x výška 150 mm; B, Obr. 4-7). Odebraný půdní vzorek byl následně vytlačen z válce do uhelonové

síťoviny (průměr ok 42 μm; typ: UHELON 130 T; výrobce: Silk & Progress, Česká republika) o rozměrech 65 x 150 mm (průměr x výška), na jejíž otevřený konec byl umístěn kovový prstenec (C, Obr. 4-7) s dvojitým uzávěrem. Následně, po celé proceduře byl válec vložen zpět do místa, kde byl odebrán a jeho otevřený konec byl využit k měření. Síťovina zamezovala prorůstání kořenů - vznikla mimokořenová zóna. Kořenová zóna byla vytvořena pouze zaražením ocelového prstence do prostoru co nejbližší k rostlině. Vznikly tak dvě místa pro měření BAS a DHA, s vlivem kořenů pokusné rostliny a bez něj. Obě zóny byly vytvořeny ve všech lyzimetrech v těsné blízkosti pokusných rostlin. Zóna bez vlivu kořenů byla označena jako *mimokořenová* (MKP) a zóna s vlivem kořenů jako *kořenová* (KP).



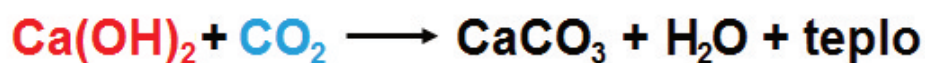
Obr. 4-7 Vytváření mimokořenové zóny v rámci lyzimetrického experimentu (upraveno podle fotografií Dr. Záhory uvedených v provozním deníku projektu NAZV č. QJ1220007). Komentář: mimokořenová zóna byla vytvořena v každém lyzimetru, pro vyjmutí neporušeného půdního vzorku byla použita pedologická sondýrka (A). Vzorek byl odebrán do novodurového válce (B) a následně vtlačen do uhelonové síťoviny a opatřen kovovým prstencem pro uchycení krycí nádoby (C).

Obdobný postup byl použit i pro vytvoření mimokořenové zóny v pokusných porostech na lokalitě Havraníky, zde musela být ale provedena modifikace, jelikož měření bylo prováděno v rámci NPR (NP Podyjí). Detailní schéma vytváření mimokořenové zóny je znázorněné na Obr. 4-16 a informace k modifikaci v podkapitole: 4.4.4.

Basální respirace

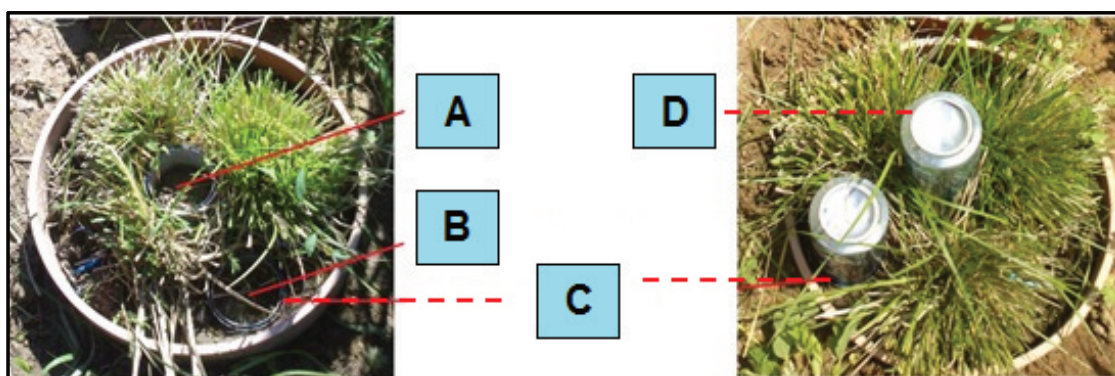
Měření BAS bylo prováděno za využití aplikace natrokalciitu podle Keith & Wong (2006). Natrokalciit neboli „natro-vápnó“ je specifická sloučenina, která je tvořena přibližně ze 75 % $\text{Ca}(\text{OH})_2$, 20 % H_2O (absorbovaná) a 5 % NaOH . Produkce CO_2 se projevuje váhovým přírůstkem natrokalciitu, protože dochází k reakci $\text{Ca}(\text{OH})_2$ a CO_2 za vzniku CaCO_3 . Současně reaguje i NaOH s CO_2 za vzniku mezi sloučeniny NaHCO_3 , která následně

reaguje se stále přítomným $\text{Ca}(\text{OH})_2$, který je v nadbytku a výsledkem reakce je opět CaCO_3 . Zjednodušená reakce natrokalcitu a CO_2 je znázorněna na Obr. 4-8.



Obr. 4-8 Ilustrace chemického principu poutání oxidu uhličitého natrokalcitem (autor).

Postup měření: 1) natrokalcit (v přepočtu $0,06 \text{ g/cm}^2$) byl vložen do plastových vzorkovnic, před aplikací v terénu byly otevřené vzorkovnice sušeny při teplotě $105 \text{ }^\circ\text{C}$; 2) po dosažení konstantní hmotnosti byly vzorkovnice uzavřeny a jejich hmotnosti zaevidovány; 3) následovala přeprava vzorkovnic na místo měření a vložení do stojanu, který se umístil nad půdu v kořenové a mimokořenové zóně; 4) následovalo otevření jednotlivých vzorkovnic a nasazení plechového krytu (Obr. 4-9); 5) pro zajištění vzduchotěsnosti byl plechový kryt vložen do dvojitého spoje, který se následně zalil vodou. Obdobně byl měřen i slepý vzorek, který byl umístěn na neživém podkladu v blízkosti lyzimetrů, a to ve třech opakováních.



Obr. 4-9 Měření basální respirace (autor).

Komentář: měření BAS probíhalo na půdě ovlivněné kořenovým systémem (A) a v půdě bez vlivu kořenového systému (B). Obě měřící zóny, byly opatřeny prstencem s dvojitým dnem (C), do kterého byla usazena krycí plechová nádoba, a spoj byl zalit vodou. Plechové nádoby byly dále kryty alobalem, aby se zamezilo případnému zvyšování teploty uvnitř prostoru určeného k měření. BAS byla měřena v prostoru kovové nádoby.

Tab. 4-VII Termíny a počty cyklů měření BAS.

Měření	2013		2014		2015	
	Aplikace	Vážení	Aplikace	Vážení	Aplikace	Vážení
První cyklus	21. 5.		23. 4.		29. 4.	
	28. 5.		5. 5.		6. 5.	
	5. 6.		12. 5.		12. 5.	
	12. 6.	18. 6.	19. 5.	21. 5.	26. 5.	29. 5.
Druhý cyklus	3. 7.		26. 5.		9. 6.	
	10. 7.		5. 6.		16. 6.	
	16. 7.		-		24. 6.	
	31. 7.	3. 8.	-	11. 6.	29. 6.	8. 7.
Třetí cyklus	28. 8.		23. 6.		13. 7.	
	4. 9.		1. 7.		22. 7.	
	10. 9.		8. 7.		-	
	25. 9.	3. 10.	14. 7.	5. 8.	-	7. 8.

Komentář: měření BAS probíhalo každý rok ve třech cyklech, jeden cyklus se skládal vždy minimálně ze dvou termínů aplikace natrokalcitu. Každá aplikace trvala 24 hod, po uplynutí této doby byly jednotlivé vzorkovnice s natrokalcitem uzavřeny a odstraněny z lyzimetrů. Po 7 dnech se měření opět opakovalo. Po ukončení každého cyklu byly vzorkovnice transportovány do laboratoře, kde bylo provedeno vážení na analytických váhách. Rozdílné termíny nebo absence v měření byly způsobeny nevhodnými povětrnostními podmínkami (prudké deště apod.). Dále nemohly být všechny termíny měření přesně synchronizovány s aplikací hnojiv a střížek, protože se současně měřilo 48 lyzimetrů a jednalo se o kontinuální měření.

Měření BAS bylo realizováno vždy po dobu 24 hodin v rámci cyklů, které se skládaly minimálně ze dvou měření. Po ukončení každého cyklu byly jednotlivé vzorkovnice váženy na analytických váhách s přesností na čtyři desetinná místa. Podrobné informace jsou uvedeny v předcházející tabulce. Rozdíl v hmotnosti před ukončením měření a po něm vyjadřuje kumulativní produkci CO₂ vyjádřenou v g C na m² měřené plochy za 24 hodin. Rovnice 4-1 znázorňuje použitý výpočet. Uvedená metoda byla laboratorně otestována a detailně popsána ve vědeckých pracích Elbl et al. (2013b; 2013c).

Rovnice 4-1 Výpočet basální respirace na základě váhového přírůstku natrokalcitu (upraveno podle: Keith & Wong, 2006).

$$\text{BAS (g C/m}^2 \cdot 24 \text{ h)} = \left\{ \frac{[(m_2 - m_1) - m_3] \times 1,69}{S} \right\} \times \left(\frac{24}{t} \right) \times \left(\frac{12}{44} \right)$$

kde

m_1 – hmotnost natrokalcitu před měřením (g)

m_2 – hmotnost natrokalcitu po měření (g)

m_3 – hmotnost natrokalcitu ve slepém vzorku (g)

S – plocha měřicí komory (kovového prstence; m²)

1,69 – konstanta

24 – konstanta (výsledky jsou vypočteny na 1 den)

t – doba měření (h)

12/44 – konstanty, molekulární hmotnost C/O₂

Dehydrogenázová aktivita

Měření DHA bylo prováděno v odebraných půdních vzorcích na základě metodiky Casida et al. (1964), detailně popsané v práci Dick et al. (1996) a Šimek et al. (2011). Použitá metodika stanovení DHA (Casida et al., 1964) byla zařazena do základních metod ekotoxikologie - Tarradellas et al. (1997). Pro hodnocení mikrobiální aktivity v půdách s rozdílnými vlastnostmi ji použil například Šimek et al. (2011). Z důvodu co největší šetrnosti bylo odebíráno pouze nejnutnější množství půdy, a to takovým způsobem, aby se minimalizoval vliv na další měření. Odebrané vzorky byly přepravovány do laboratoře v přenosném chladicím boxu při teplotě 3 °C a následně byly uloženy do laboratorního termostatu, kde byly preinkubovány při původní vlhkosti a $T \approx 3,5$ °C po dobu 30 dnů. Odběr půdních vzorků byl v letech 2014 a 2015 realizován vždy před zastřešením jednotlivých variant a po něm tak, aby se projevil případný vliv období sucha na jednotlivé varianty experimentu. Půdní vzorky se odebíraly ve stejné termíny i z variant, které nebyly zastřešované.

Preinkubované půdní vzorky o vlhkosti (stanovena na základě ČSN ISO 11465) na úrovni FC byly naváženy po 3 g (přesnost na čtyři desetinná místa; analytické váhy model: AEJ 100-4NM; výrobce: KERN, Německo) do uzavíratelných zkumavek spolu s 0,04 g CaCO₃. Vzniklá směs byla manuálně promísena. Dále 1 ml roztoku TTC a 2,5 ml destilované vody byly přidány do každé zkumavky. Uzavřené zkumavky byly inkubovány při $T \approx 37$ °C (inkubátor - model: FC/FC 222; výrobce: BMT Medical Technology, Česká republika). Po 24 hodinách inkubace byla každá zkumavka doplněna o metanol (5 ml) pro extrakci TPF.

Extrakce se projevila červeným zbarvením, vzniklý roztok byl přefiltrován přes filtrační papír zadržující částice > 4 µm (druh: KA 4/M; výrobce FILPAP, Česká republika). Dávka metanolu byla aplikovaná celkem 5x, než nastala změna v intenzitě červeného zbarvení analyzovaných vzorků. Získané filtráty byly doplněny na objem 50 ml a intenzita zbarvení byla měřena na spektrofotometru (model: DR 3900; výrobce: HACH Company, Německo) při vlnové délce 485 nm. Množství vyprodukovaného TPF bylo kalkulováno podle kalibrační křivky připravené z TPF standardů. Rovnice 4-2 zobrazuje postup výpočtu DHA, která byla vypočítána v µg TPF vyprodukovaného 1 g půdy za 1 hodinu.

Rovnice 4-2 Výpočet dehydrogenázové aktivity (upraveno podle: Casida et al., 1964).

$$\text{DHA } (\mu\text{g TPF/g} \cdot \text{h}) = \left(\frac{C_{\text{TPF}} \times V}{m_v \times m_s \times t} \right)$$

kde

C_{TPF} – koncentrace TPF odečtená z kalibrační křivky (naměřená ve vzorku µg/l)

V – objem roztoku přidaného k půdnímu vzorku (ml)

m_v – hmotnost půdního vzorku použitého k rozboru (g)

m_s – hmotnost suché půdy v 1 g použitého půdního vzorku (g)

t – doba inkubace

4.3.3 Měření úniku minerálního dusíku z půdy a jeho dostupnost v půdě

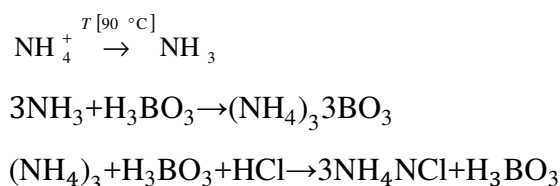
Destilačně titrační metoda

Vyplavování N_{min} z experimentálních nádob bylo zjišťováno na základě stanovování jeho koncentrace v půdním eluátu (SE), který byl jímán do zásobních nádob (kontrola naplnění nádob byla prováděna 3x týdně). Množství SE bylo měřeno přímo v kontrolní šachtě lyzimetru (Obr. 4-10) a evidováno. Při každém úniku SE byl ze zachytné nádoby odebrán vzorek o objemu 100 ml. Koncentrace N_{min} v odebraném eluátu byla stanovena destilačně titrační metodou podle Peoples et al. (1986) a následně přepočtena na 1 l uniklého SE. Princip metody byl ověřen a detailně popsán Faithfull (2002): metoda byla vytvořena ke stanovení koncentrace $\text{NH}_4^+\text{-N}$ a $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ve vyluzích a extraktech. Analýza je rozdělena na dvě samostatné části, při kterých je nejdříve 1) stanovena koncentrace $\text{NH}_4^+\text{-N}$ a následně 2) $\text{NO}_3^-\text{-N}$. Celkové množství N_{min} bylo vypočteno jako součet koncentrace $\text{NH}_4^+\text{-N}$ a $\text{NO}_3^-\text{-N}$.

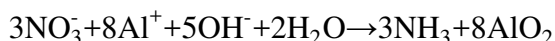
Princip stanovení

- (I) Amonné ionty (NH_4^+) jsou stanoveny po uvolnění vázaného amonného dusíku v podobě amoniakálního NH_3 destilací ($T > 90\text{ }^\circ\text{C}$). Uvolněný NH_3 je následně ochlazen a reaguje s předlohou (kyselina boritá obohacena o indikátor: methylenová modř). Při ochlazení vzniká přechodně NH_4^+ , který je ihned jímán do předlohy. Zachycené množství NH_4^+ se stanovuje titrací slabou (0,0179 N) HCl (Rovnice 4-3).
- (II) Nitrátové ionty (NO_3^-) jsou před destilací redukovány přidavkem Devardovy slitiny (směs 50 % Cu, 45 % Al a 5 % Zn) do roztoku (Rovnice 4-4). Produktem reakce je NH_3 , který je stanovován podle stejného principu jako amonné ionty (I).

Rovnice 4-3 Princip stanovení koncentrace amonných iontů ve vodném roztoku (upraveno podle: Peoples et al., 1986; Faithfull, 2002).



Rovnice 4-4 Princip chemické redukce nitrátových iontů ve vodném roztoku Devardovou slitinou (upraveno podle: Faithfull, 2002).



Postup stanovení

- (I) Odebraný vzorek eluátu o objemu 100 ml byl nadávkován do kyvety destilačního přístroje (model: Behr S3 Stream Distillation Unit; výrobce: Behr Labor Technik, Düsseldorf, Německo) společně s 2 g MgO, jehož přídavek zvyšuje pH destilačního roztoku (> 7). Destilace vzorku probíhala při $T > 90\text{ }^\circ\text{C}$ po dobu 240 sekund. Zvýšená T umožňuje přeměnu MgO na $\text{Mg}(\text{OH})_2$, která je nezbytná pro realizaci reakce uvolnění vázaných amonných iontů do plynné formy ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NH}_3$). Plynná forma postupuje destilační kolonou, je ochlazována a následně jímána do předlohy (roztok kyseliny borité a methylenové modři) – vzniká destilát. Roztok

destilátu je po ukončení celého procesu titrován HCl do neutrality, která je indikovaná odbarvením roztoku. Hodnota titrace je následně dosazena do vztahu (Rovnice 4-5) a je provedena kalkulace.

- (II) Po ukončení destilace – stanovení NH_4^+ , je do původního vzorku přidána Devarova slitina (0,5 g), aby nastala redukce NO_3^- na NH_4^+ . Následně je opět provedena destilace, která probíhá stejně jako v případě (I). Destilát je opět titrován HCl do neutrality. Destilační přístroj Behr S3 je před programovaný pro uvedenou analýzu, která se skládá ze dvou kroků stanovení (I) NH_4^+ a (II) NO_3^- .

Rovnice 4-5 Výpočet koncentrace amonných a nitrátových iontů na základě hodnot spotřeby titračního roztoku (upraveno podle: Peoples et al., 1986).

$$\text{mg NH}_4^+ \text{ nebo NO}_3^- / 100 \text{ ml} = \left(\frac{c_A}{0,0357} \right) \times 0,5 \times V_T$$

kde

c_A – molární koncentrace titračního roztoku (mol/dm^3 HCl)

0,0357 – konstanta, stechiometrický (titrační) faktor

0,5 – konstanta, vyjadřuje podíl NH_4^+ -N a NO_3^- -N v destilovaném roztoku

V_T – spotřeba roztoku HCl na titraci

Použitá metoda Peoples et al. (1986) byla detailně popsána Faithfull (2002) a byla použita v rámci laboratorních experimentů: Elbl et al. (2013d; 2014a; 2014b).



Obr. 4-10 Kontrolní šachta se zásobními nádobami pro zachycení eluátu (autor).

Iontoměničové sondy

Dostupnost N_{\min} (amonné a nitrátové formy) v kořenové sféře byla měřena za pomoci aplikace selektivních katexových (CER) a anexových (AER) ionexů ve speciálních sondách. Iontoměniče (IER) jsou speciální vysokomolekulární látky, například styren, schopné poutat kationty a anionty. Využití IER pro zachytávání půdního N_{\min} bylo poprvé detailně popsáno ve vědecké práci Binkley & Matson (1983), a to včetně testování jejich schopnosti zadržet dusíkaté ionty. Selektivnost iontoměničů je ovlivněna síťovacím činidlem, které podmiňuje selektivní vlastnosti IER (příjem pouze konkrétních iontů, v případě disertační práce pouze dusíkatých). Aplikace IER do speciálních pouzder (sond) různých velikostí byla popsána a použita v podmínkách ČR poprvé Dr. Záhorou z Mendelovy univerzity v Brně, a to v práci Záhora (2001), a následně Novosadová et al. (2011) a Záhora et al. (2016).

Tab. 4-VIII Termíny aplikace IER sond.

Rok / datum (doba aplikace)	Cyklus měření					
	Vegetační klid		Vegetační období I: <i>před umístěním zastřešení</i>		Vegetační období II: <i>po aplikaci hnojiv a umístění zastřešení</i>	
	Aplikace	Vyjmutí	Aplikace	Vyjmutí	Aplikace	Vyjmutí
2012	1. 11.	-	-	-	-	-
2013 dny	-	15. 4. 165 dnů	22. 4.	18. 6. 57 dnů	20. 7.	18. 9. 60 dnů
2013	1. 10.	-	-	-	-	-
2014 dny	-	15. 4. 196 dnů	22. 4.	18. 6. 57 dnů	20. 7.	18. 9. 60 dnů
2014	1. 10.	-	-	-	-	-
2015 dny	-	15. 4. 196 dnů	22. 4.	18. 6. 57 dnů	20. 7.	18. 9. 60 dnů

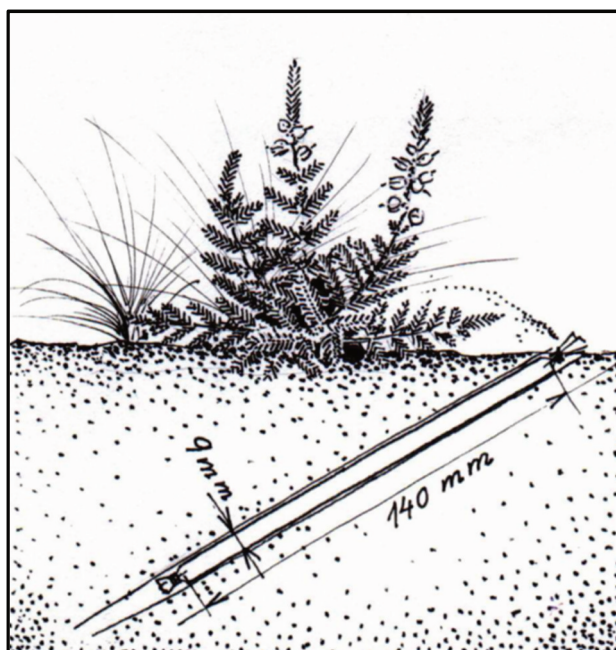
Komentář: tabulka poskytuje informace o termínech aplikace iontoměničových sond do jednotlivých lyzimetrů a o termínech jejich následného vyjmutí v rámci let 2012 – 2015. Časový prostor mezi vyjmutím a následnou aplikací (například mezi *Vegetační klid* a *Vegetační období I*) byl způsoben nutností porost pohnojit a nechat působit hnojiva tak, aby neovlivnila měření dostupnosti N_{\min} v kořenové sféře. Dalším důvodem pro vznik intervalů pro přerušení měření byla senoseč a aplikace střížek.

Příprava IER sond

Pro účely měření dostupnosti N_{\min} v kořenové zóně pokusných rostlin byly připraveny dva druhy selektivních IER sond obsahující anexové (AER) a katexové (CER) ionexy.

- (I) AER (typ: A520E; výrobce: Purolite, USA) mají schopnost poutat záporně nabitě ionty (NO_3^-), ale pouze za předpokladu, že mohou uvolnit ze své struktury jiné ionty neboli protiionty, například hydroxidové (OH^-) nebo chloridové (Cl^-). Proto musí být před použitím AER kondicionovány 10% roztokem NaCl, aby do své struktury přijala Cl^- .
- (II) CER (typ: C100E; výrobce: Purolite, USA) dokáží přijmout kladně nabitě ionty (NH_4^+), a to opět pouze za předpokladu, že obsahují protiionty, například vodíkový (H^+) nebo sodíkový (Na^+) kationt. Z tohoto důvodu musí být kondicionovány stejně jako AER 10% roztokem NaCl.

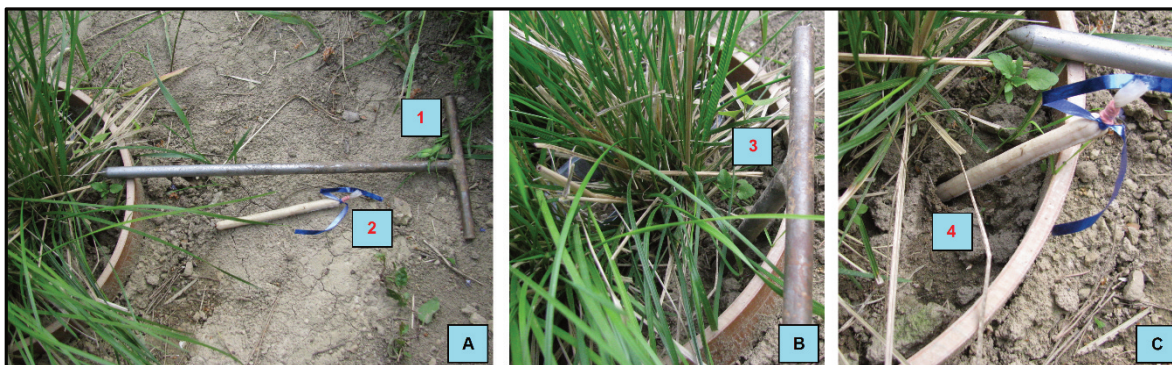
Po ukončení kondicionování byly AER i CER promyty destilovanou vodou, která odstranila neabsorbované ionty Na^+ a Cl^- . Následně byly ionty vpraveny do předem připravených sond z uhelové síťoviny (průměr ok 42 μm ; typ: UHELON 130 T; výrobce: Silk & Progress, Česká republika) o rozměrech 0,9 cm (šířka) a 12 cm (délka). Každý konec sondy byl uzavřen gumičkou a opatřen barevnou stuhou (Příloha 10), jež byla po aplikaci ponechána na povrchu půdy a použita až při vytažení sondy z půdy.



Obr. 4-11 Umístění IER sondy v kořenové zóně rostliny (Záhora, 2001).

Aplikace sond do lyzimetrů

Aplikace byla prováděna od listopadu 2012 do listopadu 2015. Každoročně byly sondy aplikovány ve třech cyklech: a) vegetační klid (průměrná délka 196 dnů), b) vegetační období před simulováním sucha (57 dnů), c) vegetační období po simulaci sucha (60 dnů). Údaje o aplikaci a vyjmutí iontoměničových sond shrnuje Tab. 4-VIII. Umístění IER sond do kořenové zóny bylo prováděno podle Záhora (2001). Nejdříve byly v jednotlivých lyzimetrech vytvořeny dva otvory v délce 12–14 cm a o průměru 0,9 cm. Následně byly do těchto otvorů vloženy AER a IER sondy, každý lyzimetr tak obsahoval v jednotlivých cyklech měření vždy jednu sondu pro zachytávání amonných a druhou sondu pro zachytávání nitrátových iontů.



Obr. 4-12 Proces aplikace IER sond do kořenové zóny rostliny (autor).

Komentář: schéma znázorňuje využití speciálního bodce (1) pro aplikaci IER sond (2) do experimentálních nádob. Nejdříve bylo vybráno vhodné místo (A), následně byl vytvořen otvor pro vsunutí IER sondy (B - 3), do něhož byla vložena IER sonda (C - 4).

Laboratorní analýza

Jednotlivé IER sondy byly po ukončení měřicího cyklu vyjmuty z kořenové zóny pokusných rostlin a transportovány do laboratoře, kde byly zpracovány podle Záhora (2001) a Novosadová et al. (2011): jednotlivé IER sondy byly sušeny 7 dnů při laboratorní teplotě ($T \approx 19\text{--}21\text{ }^{\circ}\text{C}$). Vyschlé IER sondy byly otevřeny a jejich obsah byl zvážen, AER a CER sondy byly vždy zpracovány odděleně. Zvážené vzorky byly přesypány do uzavíratelných plastových prachovnic a ovlhčeny množstvím destilované vody, které odpovídalo jejich hmotnosti. Přídavek vody měl za následek aktivizaci povrchu AER/CER – nastalo bobtnání jednotlivých ionexů. Následně byly prachovnice s AER/CER doplněny na 100 ml 10% roztokem NaCl a třepány po dobu 45 minut. Roztok NaCl byl využit jako extrakční činidlo.

Uvolněné dusíkaté ionty (NH_4^+ a NO_3^-) v roztoku byly stanoveny destilačně titrační metodou podle Peoples et al. (1986), tj. shodným postupem, jenž byl použit pro stanovení koncentrace dusíkatých iontů v půdním eluátu.

4.3.4 Stanovení míry půdní hydrofobicity

Hodnocení míry SWR bylo založeno na práci Robichaud et al. (2008), která porovnává jednotlivé půdy z hlediska úrovně SWR, na základě jejich schopnosti infiltrovat různé objemy vody, různou rychlostí - tedy podle kumulativní vodní infiltrace (I). Měření v terénu, která byla nezbytná pro výpočet hodnot I , byla provedena podle výše uvedené metodiky Robichaud et al. (2008) za použití kruhového (diskového) infiltrometru (MDI; Obr. 4-13; typ: Mini Disk Infiltrometer; výrobce: Decagon Devices, Inc., USA). Uvedený proces je nazýván MDI test. Použitý přístroj se skládá z hlavního válce (objem 137 ml) o průměru 3,2 cm a výšce 33 cm, který je rozdělen do dvou komor pryžovou bariérou. Horní část válce je uzavřena pryžovou zátkou, skrze kterou prochází regulační trubička pro nastavení tlakové výšky (h_0 od -0,5 do -6 cm). Současně tato zátko uzavírá horní (nejmenší) komoru válce tzv. probublávací. Druhá komora válce (vodní rezervoár) je uzavřena porézním diskem ze spékané nerezové oceli o průměru 4,5 cm a tloušťce 0,3 cm (detailní schéma: Příloha 11). Na základě uvedených parametrů je patrné, že úroveň SWR byla zjišťována pouze ve svrchní vrstvě půdy (0–10 cm), protože pouze přibližně tato část půdy mohla být postihnuta měřícím rozsahem přístroje.

Hodnotu I je proto možno považovat za určitý kvantifikační parametr, který nám poskytuje základní informace o velikosti SWR (Wang et al., 2003) vyjádřené množstvím vody (ml) infiltrované do půdy za jednotku času (s). Přesnější hodnoty, jež lze využít pro odlišení jednotlivých půd z hlediska úrovně jejich SWR, poskytuje hydraulická vodivost (Robichaud, 2003). Důvodem je přímý vliv změn půdní vlhkosti v důsledku formování SWR na půdní hydraulické vlastnosti (SHP); (Diamantopoulos et al., 2013), které tak představují potenciální indikátor míry SWR horní vrstvy půdy (0–10 cm). SHP (například hydraulická vodivost) jsou významně ovlivněny mírou SWR, protože hydrofobní látky, jež ulpívají na povrchích půdních částic, inhibují množství vody a rychlost, kterou je do půdy infiltrována (Consentino et al., 2010).

Nenasycená hydraulická vodivost neboli K_r byla popsána v podkapitole: 2.2.2 a byla použita jako nepřímý indikátor půdní hydrofobicity v předkládané disertační práci. Možnost využití SHP pro indikaci SWR potvrzují různé vědecké práce, například: Wahl et al. (2003),

Bens et al. (2007), Consentino et al. (2010) a Diamantopoulos et al. (2013). Hlavním důvodem je přímý vliv SWR na základní SHP, tj. infiltraci a zadržetí vody v půdním prostředí. Vysoká míra SWR znemožňuje infiltraci - hodnota K_r je nižší a obráceně. Uvedený jev byl detailně popsán ve studii Robichaud (2003) a demonstrován v rámci terénních experimentů: Lichner et al. (2007a, 2007b).



Obr. 4-13 Měření kumulativní vodní infiltrace v mimokořenové zóně (autor).

Postup měření v terénu

MDI byl naplněn vodou odebranou z vodovodního řádu, nejdříve byla naplněna horní probublávací komora (uzavřena pryžovou zátkou), posléze druhá komora - vodní rezervoár, na jehož konec se umístil porézní disk. Naplněný MDI byl postaven na vybrané místo, kde bylo realizováno měření (kořenová nebo mimokořenová zóna; Obr. 4-13). Na základě realizovaných ověřovacích experimentů Elbl et al. (2014f) a Elbl et al. (2016) byla nastavena tenze (h) na hodnotu -2 cm. MDI byl vždy umístěn na povrch půdy tak, aby byl zajištěný maximální kontakt s půdou. Před započítáním měření byl zaznamenán počáteční objem a v čase $t = 0$ následovalo umístění MDI na měřenou plochu. Úbytek objemu vody byl zaznamenáván v pravidelném časovém intervalu, který se volil s ohledem na rychlost průběhu infiltrace od 30 s do 120 s. Vždy bylo provedeno minimálně 12 odečtů na každém měřeném místě. Měření bylo realizováno před umístěním střížek a po něm (simulace sucha v jednotlivých letech experimentu 2013–2015) v rhizosférní a nerhizosférní půdě.

Postup zpracování dat a výpočtu I a K_r

Úkony související se zpracováním naměřených dat, výpočet I a následně K_r byly provedeny podle Lichner et al. (2007a, 2007b) a Šindelář et al. (2008) a byly k nim využity rovnice a data z prací Van Genuchten (1980) a Zhang et al. (1997). Výpočet byl rozdělen do následujících kroků:

- (I) Nejdříve byla vypočtena kumulativní infiltrace, a to na základě matematické rovnice (Rovnice 4-7), která byla publikována v práci Zhang (1997). Šindelář et al. (2008) uvádí, že Zhang jako základ pro tuto dvou člennou matematickou rovnici, použil rovnici infiltrační křivky (Rovnice 4-6), jejímiž hlavními parametry jsou sorptivity půdy a druhá odmocnina času.

Rovnice 4-6 Základní rovnice infiltrační křivky (Philip, 1969), charakterizována podle Šindelář et al. (2008).

$$I = S \cdot t^{1/2}$$

kde

I – kumulativní infiltrace na jednotku plochy (m^2)

S – sorptivita půdy ($m/s^{1/2}$)

t – čas (s)

Rovnice 4-7 Výpočet kumulativní vodní infiltrace podle Zhang (1997).

$$I = C_1(h_0)t^{\frac{1}{2}} + C_2(h_0)t$$

kde

I – kumulativní infiltrace (mm; cm; m)

C_1 – parametr funkce vztážen k sorptivitě půdy (m/s)

C_2 – parametr funkce vztážen k hydraulické vodivosti půdy ($m/s^{1/2}$)

t – čas (s)

- (II) Pro výpočet K_r bylo nezbytné použít parametry C_1 a C_2 , které matematicky vyjádřil Zhang (1997) pro kruhový infiltrometr (Rovnice 4-8). Tyto parametry byly vypočteny na základě naměřených hodnot, tj. infiltrace (I) vody do půdy za čas (t) podle Rovnice 4-7.

Rovnice 4-8 Výpočet parametrů podle C_1 a C_2 podle Zhang (1997), charakterizováno podle Lichner et al. (2007b)

$$C_1(h_0) = A_1 \cdot S(h_0)$$

$$C_2(h_0) = A_2 \cdot K_r(h_0)$$

kde

$C_1(h_0)$ a $C_2(h_0)$ – parametr funkce, tj. funkce půdní vlhkosti θ a tlakové výšky h_0

$S(h_0)$ – sorptivita půdy ($\text{m/s}^{1/2}$)

$K_r(h_0)$ – nenasyčená hydraulická vodivost (cm/s ; m/s)

A_1 a A_2 – konstanty, bezrozměrné koeficienty

- (III) Vypočtené hodnoty parametrů C_1 a C_2 byly dosazeny do Rovnice 4-8, ze které byly jednoduchou matematickou úpravou podle Lichner et al. (2007b) vyjádřeny vzorce pro výpočet K_r a S (Rovnice 4-9).

Rovnice 4-9 Výpočet S a K_r při tlakové výšce (h_0) podle Zhang (1997), vyjádřeno podle Lichner et al. (2007b).

$$S(h_0) = \frac{C_1(h_0)}{A_1}$$

$$K_r(h_0) = \frac{C_2(h_0)}{A_2}$$

- (IV) Koeficienty A_1 a A_2 jsou podle Šindelář et al. (2008) bezrozměrné a proměnlivé s celkovou dobou infiltrace. Dále ale upozorňuje, že proměnlivost těchto koeficientů se s narůstajícím časem infiltrace mění, nastává ustálení těchto koeficientů. Mohou být proto považovány za konstanty. Přičemž existuje několik možností, jak tyto konstanty matematicky odvodit. Hodnota konstanty A_2 byla vypočtena podle Rovnice 4-10.

Rovnice 4-10 Výpočet bezrozměrného koeficientu A_2 pro konkrétní půdní druh, tlakovou výšku (h) a poloměr diskového infiltrometru (r) podle Van Genuchten (1980).

$$A_2 = \frac{11,65 \times (n^{0,1} - 1) \times \exp[2,92 \times (n - 1,9) \times \alpha \times h]}{(\alpha \times r_d)^{0,91}} \quad \text{pro } n \leq 1,9$$

$$A_2 = \frac{11,65 \times (n^{0,1} - 1) \times \exp[7,5 \times (n - 1,9) \times \alpha \times h]}{(\alpha \times r_d)^{0,91}} \quad \text{pro } n < 1,9$$

kde

n – Van Genuchtenův retenční půdní parametr

α – Van Genuchtenův retenční půdní parametr (radius alpha)

h – tlaková energie infiltrometru

r_d – poloměr použitého infiltrometru

Tab. 4-IX Van Genuchtenovy parametry (upraveno podle Van Genuchten, 1980; zdroj dat: Decagon Devices, Ing., 2005).

Texture Classes / půdní druh podle klasifikace ČR	radius alpha	2,3 $n(h_0)$	h ₀ (cm)							
			-0,5	-1,0	-2,0	-3,0	-4,0	-5,0	-6,0	-7,0
			A₂							
Sand (písčítá)	0,15	2,7	2,8	2,4	1,7	1,2	0,9	0,6	0,5	0,3
Loamy sand (hlinito-písčítá)	0,12	2,3	3,0	2,8	2,4	2,1	1,8	1,6	1,4	1,2
Sandy loam (písčito-hlinitá)	0,08	1,9	3,9	3,9	3,9	3,9	4,0	4,0	4,0	4,0
Loam (hlinitá)	0,04	1,6	5,5	5,7	6,3	6,9	7,5	8,3	9,0	9,9
Silt	0,02	1,4	7,9	8,2	8,7	9,3	9,9	10,5	11,2	12,0
Silt loam	0,02	1,4	7,1	7,4	7,9	8,5	9,2	9,9	10,6	11,5
Sandy clay loam	0,06	1,5	3,2	3,5	4,2	5,1	6,2	7,4	8,9	10,7
Clay loam (jílovito-hlinitá)	0,02	1,3	5,9	6,1	6,6	7,2	7,9	8,6	9,3	10,1
Silty clay loam	0,01	1,2	7,9	8,1	8,5	8,9	9,4	9,9	10,4	10,9
Sandy clay	0,03	1,2	3,3	3,6	4,1	4,7	5,4	6,1	7,0	8,1
Silty clay	0,01	1,1	6,1	6,2	6,4	6,6	6,8	7,0	7,2	7,4
Clay (jílovitá - jíł)	0,01	1,1	4,0	4,1	4,3	4,5	4,7	5,0	5,2	5,5

Komentář: půdní druhy jsou uvedeny v anglickém jazyce a byly určeny na základě zrnitostní klasifikace podle tzv. texturního trojúhelníku USDA. Přeloženy byly hlavní půdní druhy, které odpovídají klasifikaci používané v ČR. Tabulka, přesněji vstupní data byla poskytnuta na vyžádání americkou společností Decagon Devices, Inc. - výrobce MDI a upravena do podoby Tab. 4-IX podle Van Genuchten (1980).

- (V) Hodnota K_r byla vypočtena podle Rovnice 4-11, kterou sestavil Zhang (1997). Níže uvedená rovnice byla se všemi parametry naprogramována v programu Excel (verze: 2013; výrobce: Microsoft Corporation, USA) na základě podkladů a vstupních dat (Van Genuchtenovy parametry) poskytnutých výrobcem MDI, společností Decagon Devices (USA). Obdobný postup výpočtu K_r při využití MDI použil například Homolák et al. (2009).

Rovnice 4-11 Výpočet nenasycené hydraulické vodivosti podle (Zhang, 1997).

$$K_r(h) = \frac{C_2(h)}{A_2}$$

kde:

C_2 – parametr funkce vztažen k hydraulické vodivosti půdy ($\text{m/s}^{1/2}$)

A_2 – bezrozměrný koeficient

Uvedený výpočet K_r a vyhodnocení naměřených hodnot (ve vztahu k úrovni SWR a změnám SHP) byly laboratorně testovány a publikovány v těchto pracích s IF: Elbl et al. (2014f) a Elbl et al. (2016) před jejich využitím pro vyhodnocení výsledků předkládané disertační práce.

Autor práce si je vědom, že použití zařízení MDI má svá specifika, přesněji možné negativní vlivy. Mezi ně patří především malá plocha, na které je realizováno měření a možnost infiltrovat do půdy pouze malý objem vody. Naměřené hodnoty na velkých plochách mají proto nižší vypovídající hodnotu. Pro účely práce ale tato specifika představovala výhodu. Důvodem byla možnost použít MDI při laboratorních a menších terénních experimentech, protože MDI t byl nenáročný na objem použité vody (nebylo nutné do terénu transportovat velké objemy vody) a mohl být snadno opakován neboli replikován.

Hodnoty K_r jsou v případě lyzimetrického experimentu a terénního experimentu realizovaného na lokalitě Havraníky doplněny o hodnoty půdní vlhkosti. Gravimetrická metoda podle ČSN ISO 11465 byla použita pro její stanovení.

4.4 Metodika terénního experimentu Havraníky

4.4.1 Schéma terénního experimentu Havraníky

Hlavním cílem předkládané disertační práce bylo zkoumání vlivu sucha na mikrobiální aktivitu v půdě a zprostředkovaný vliv mikroorganismů na ztrátu N_{\min} z půdy a formování půdní hydrofobicity. Uvedené vlivy byly studované v případě lokality Havraníky (NPR Havranické vřesoviště) v přirozených podmínkách xerothermních trávníků NPR Havranické vřesoviště. Výzkumná lokalita byla rozdělena na dvě stěžejní výzkumné plochy:

- a) porost kostravy ovčí (*Festuca ovina*); označení v rámci disertační práce FO.
 - Jižní strana (FO J)
 - Severní strana (FO S)
- b) porost expandující třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*); označení v rámci disertační práce CE.

Vybrané porosty představují vhodné modelové lokality pro studium vlivu sucha na mikrobiální aktivitu a hydrofobicitu půdy. Experiment nepřímo navazuje na již realizovaný experiment (Záhora, 2001) a v našem případě byl založen v říjnu 2012. Z organizačních a klimatických důvodů byla první měření BAS a SWR provedena v roce 2013, bylo totiž nezbytné získat svolení NP Podyjí pro práci v NPR Havranické vřesoviště (dále Havraníky). Experiment byl ukončen v prosinci roku 2015. Lokalizace terénního experimentu Havraníky včetně zeměpisných souřadnic je znázorněna na Obr. 4-2 a Obr. 4-3.



Obr. 4-14 Výzkumné plochy na lokalitě Havraníky (autor).

Komentář: výzkumná plocha na lokalitě Havraníky; **A** – porost kostravy ovčí, **B** – porost třtiny křovištní.

Zájmová lokalita Havraníky byla charakterizována v podkapitole: 4.2.2. Zájmová oblast byla vybrána na základě doporučení vedoucího práce pana Dr. Jaroslava Záhory. Důvodem byl výskyt porostů s rozdílnou přítomností hydrofobních látek v kořenové zóně a konkurenční strategií. Lokalita Havraníky je výjimečná, protože se zde vyskytuje přirozeně vyšší zastoupení hydrofobních látek, např. pod kostřavou ovčí, ve srovnání s půdou pod expandující třtinou křovištní (nepůvodní rostlina v NP Podyjí). Existuje proto předpoklad, že vyšší hydrofobicita půdy pod kostřavou je zajišťována častějšími cykly vysychání a zvlhčování půdy pod trsem této trávy díky vyššímu oslunění půdy, a tím i odlišnou mírou mikrobiálního rozkladu a nižší živinovou nabídkou, což diskriminuje vysoko stébelné trávy a ostatní rostliny a zpětně ochraňuje stávající rostlinné společenstvo.

Tab. 4-X Chemické a fyzikální vlastnosti půdy jednotlivých výzkumných ploch.

Varianta	pH (CaCl ₂)	mg/kg				K/Mg
		P	K	Ca	Mg	
CE	4,39	30	268	1 071	180	1,48
FO (J)	4,21	32	237	1 090	136	1,74
FO (S)	4,82	27	290	1 631	219	1,32

Komentář: obsah dostupných živin v půdě byl měřen ve výluhu Mehlich III podle Zbiral (2002): P kolorimetricky, K, Mg a Ca atomovou absorpční spektrometrií. Výměnná půdní reakce byla měřena pH metrem MS 22 (výrobce: Laboratorní přístroje Praha, Česká republika) v roztoku CaCl₂ 0,01 mol/l, do kterého byl přidán půdní vzorek v poměru 1:5 podle Zbiral (2002). Stanovení provedla laboratoř Oddělení agrochemie Agronomické fakulty Mendelovy univerzity v Brně.

Tab. 4-XI Vybrané pedologické parametry jednotlivých výzkumných ploch.

Varianta	ρ_d (kg/m ³)	ρ_d (kg/m ³)	P (%)	P_K (%)	P_N (%)
CE	2420	911,58	62,33	27,65	15,57
FO (J)	2400	798,97	65,09	28,82	19,32
FO (S)	2400	837,83	66,71	31,58	17,24

Komentář: hodnoty pórovitosti jsou uvedeny v obj. procentech, jednotlivé půdní parametry byly stanoveny ve čtyřech neporušených půdních vzorcích z každé varianty. Stanovení provedla laboratoř Oddělení půdoznalství Agronomické fakulty Mendelovy univerzity v Brně.

4.4.2 Charakteristika porostu třtiny křovištní

Třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos* L.) představuje zástupce čeledi lipnicovité (Poaceae). Lze ji charakterizovat jako vytrvalou a trsnatou travu, jež je schopna dorůst do výšky 150 cm a vytvořit značné množství biomasy.

Třtina křovištní je v podmínkách NP Podyjí považována za invazivní druh. Jejím hlavním úkolem v rámci jednotlivých biotopů/ekosystémů (vřesoviště, louky, pastviny atd.) NP Podyjí je vytvoření podmínek pro vznik lesa procesem postupné sukcese (Reiterová & Škorpík, 2012). Skutečnost, že je třtina křovištní vnímána jako expansivní druh, vyplývá z její schopnosti přizpůsobit se rozdílným ekologickým podmínkám. Velmi často se rozšiřuje na dlouhodobě nevyužívaných plochách (například vřesoviště) a vytlačuje původní cennější rostlinná společenstva. Mezi podmínky, kterým se třtina křovištní umí přizpůsobit, patří například znečištění lokalit-biotopů (Fiala, 1989), kolísání vlhkosti a teploty půdy (Fial et al., 1996) nebo proměnlivý vodní režim v půdě (Holub, 2002) či disturbance biotopu požárem (Marozas et al., 2012). Strategii třtiny křovištní (dále *Calamagrostis epigejos*) při využívání živin popisuje Holub et al. (2012), ve své práci autoři poukazují na skutečnost, že třtina křovištní je schopna velmi efektivně využívat živiny obsažené v nadzemní biomase a retranslokovat je v rámci jejího rozkladu zpět do rostliny.

Kubát (2002) uvádí, že *Calamagrostis epigejos* (L.) se přirozeně vyskytuje na pasekách, narušených místech a v suchých lesích. Podle Reiterová & Škorpík (2012) především pak na narušených plochách (například vřesoviště), kde je jejím hlavním úkolem vytvoření podmínek pro vznik lesa pozvolnou sukcesí. Základní charakteristika modelové rostliny *Calamagrostis epigejos* (L.) podle Kubát (2002):

- Synonymum: *Arundo epigejos* L.; třída: Liliopsida, čeleď: Poaceae
- Vegetativní orgány
 - Stéblo: trsnatá tráva s dutými stébly (70-150 cm) schopna vytvořit velké množství nadzemní hmoty. Rostlina vytváří podzemní výběžky, každé stéblo má až 4 kolínka a pod latou je silně drsné.
 - List: světle zelené barvy, plochý nebo svinutý s drsnými a chlupatými listovými pochvami.
- Generativní orgány
 - Květenství: lata je hustá až 30 cm dlouhá, fialovohnědé barvy. Jednotlivé klásky latic jsou 1květé. Plevy dosahují větší velikosti než pluchy.
 - Plod: obilka světle hnědé barvy.

4.4.3 Charakteristika porostu kostřavy ovčí

Kostřava ovčí (*Festuca ovina* L.) v rámci zájmové lokality Havraníky je součástí asociace *Sorbo tominalis-Quercetum*, kde je přítomna jako původní acidofilní druh v bylinném patře (Daníhelka et al., 2002). Základní charakteristika *Festuca ovina* (L.) podle Kubát (2002) a Straková et al. (2002): kostřavy lze z důvodů vzájemné podobnosti a rozsáhlému šlechtění považovat z taxonomického hlediska za velmi komplikovaný rod. Přirozeně se vyskytuje v nížinách až podhůří, typickými stanovišti jsou suché pastviny, vřesoviště, teplomilné doubravy a světlé lesy. *Festuca ovina* (L.) představuje dominantní druh bylinného patra v acidofilních krátkostébelných trávnicích a acidofilních lesích. Jedná se o vytrvalou, hustě trsnatou travu, která je velmi variabilní a může vytvářet různé typy, které se liší na základě barvy.

- Synonymum: *Avena ovina* Salisb.; třída: Liliopsida, čeleď: Poaceae
- Vegetativní orgány
 - Stéblo: rostlina vytváří trsy a dorůstá až do 60 cm. Jednotlivá stébla jsou tenká a v horní části drsná.
 - List: barva je zelená, ojediněle ožíněná. Listová pochva srůstává pouze u báze, a je proto otevřená. Čepele listu lze pozorovat svinuté až jemně štětinovité.
- Generativní orgány
 - Květenství: představuje chudá lata o délce do 12 cm. Plucha je osinatá, může být chlupatá.
 - Plod: vejčitá obilka žlutohnědé barvy se zašpičatělou horní částí.

Festuca ovina (L.) představuje trsnatou travu rostoucí na lokalitě Havraníky v samostatných trsech, proto aby byly výsledky co nejpřesnější, byly vybrané trsy rozděleny na dvě měřicí plochy, (a) *jižní stranu* a (b) *severní stranu*. Mimo jiné tento způsob provedení měření na dvou stranách trsu umožnilo měřit potenciální vliv mikroklimatu na dané lokalitě na rostlinu kostřavy.

4.4.4 Měření mikrobiální aktivity v rhizosférní a nerhizosférní půdě

Obdobně jako u lyzimetrického experimentu i na lokalitě Havraníky byly vytvořeny zóny bez přítomnosti kořenů. Byly vybrány čtyři samostatné trsy *Festuca ovina*, u kterých na severní a jižní straně trsu (Obr. 4-15) byly vytvořeny bezkořenové zóny (nerhizosférní

prostředí) a místa pro měření v rhizosférní půdě. Další čtyři místa byla vybrána v porostu *Calamagrostis epigejos*. Vybrané plochy nebyly žádným způsobem ošetřovány nebo hnojeny. Měření BAS probíhalo pouze ve třech opakováních, čtvrté opakování (trs/místo v porostu) bylo vytvořeno pro odběr půdního vzorku za účelem stanovení DHA a půdní vlhkosti (gravimetrickou metodou, ČSN ISO 11465).



Obr. 4-15 Pokusná rostlina - *Festuca ovina* na lokalitě Havraníky (autor).

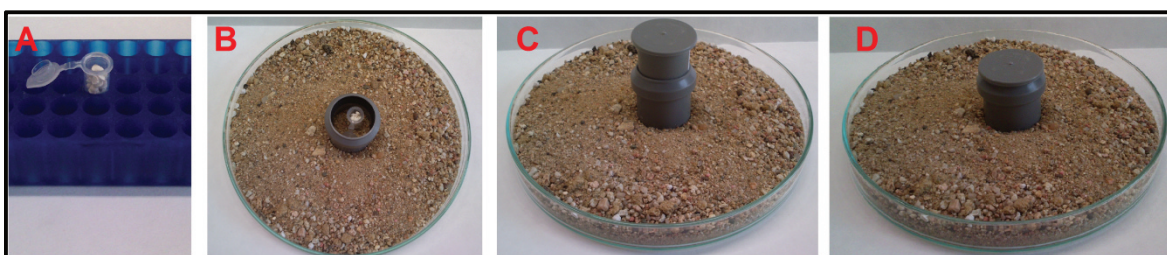
Postup vytvoření zón pro měření mikrobiální aktivity v rhizosférní a nerhizosférní byl obdobný jako u lyzimetrů. Hlavní rozdíl spočíval v absenci nerezových prstenců, protože respirace musela být měřena šetrnějším způsobem (podmínky NP Podyjí). Nejdříve byl speciálně upravenou pedologickou sondýrkou vyjmut do plastového válce (60 mm x 150 mm) neporušený půdní vzorek (**A**). Plastový válec byl následně vložen (**B**) do obalu ze speciální síťoviny uhelon (průměr ok 42 μm ; typ: UHELON 130 T; výrobce: Silk & Progress, Česká republika) o rozměru 65 mm x 150 mm. Posléze byl z plastového válce opatrně vytlačen neporušený půdní vzorek (**C**) a plastový válec byl vysunut směrem vzhůru. Připravený půdní vzorek (uložený v obalu z uhelonové síťoviny) byl opatrně vsunut (**D**) do původně vytvořeného otvoru.



Obr. 4-16 Postup přípravy bezkořenové zóny (autor).

Basální respirace

Mikrobiální aktivita v půdě byla měřena podle stejných metodik jako v případě lyzimetrického experimentu. Mírně modifikovaná byla pouze metoda pro měření BAS. BAS byla měřena opět za využití aplikace natrokalcitu (podkapitola: 4.3.2) podle Keith & Wong (2006), změna nastala pouze ve způsobu realizace, kdy z důvodu šetrnosti vůči přírodě v NPR, byly použity malé aparatury z PVC. Jedná se o segmenty vodovodního potrubí, které jsou opatřeny vodotěsnou zátkou (Obr. 4-17) a natrokalcit je dovnitř umístěn v mikrozkuhavce. Uvedený postup představuje modifikaci původní metody (Keith & Wong, 2006), tato úprava byla publikována v práci Elbl et al. (2014e). Respirace byla měřena během vegetační sezóny (duben–říjen; v letech 2014 a 2015) 1 x měsíčně, vždy po dobu 24 hod. Postup měření a vyhodnocení byl shodný s lyzimetrickým experimentem, a to včetně výpočtu BAS (Rovnice 4-1).



Obr. 4-17 Laboratorní testování měření půdní respirace za využití aparatury z PVC a natrokalcitu (autor).

Komentář: natrokalcit byl navážen na analytických vahách (model: AEJ 100-4NM; výrobce: KERN, Německo) do (mikro)zkumavek (A), po vysušení byly uzavřené zkumavky transportovány k místu měření a před aplikací byly otevřeny (B). Následně byly na jednotlivé měřicí aparatury nasazeny kryty a bylo vytvořené vzduchotěsné prostředí (C; D). Laboratorní i terénní měření trvalo 24 hodin. Postup sušení natrokalcitu a výpočet BAS popisuje podkapitola: 4.3.2.

Měření BAS v jednotlivých letech (2014 a 2015) byla vždy započata v dubnu na začátku vegetační sezóny, po dosažení průměrné teploty $T \geq 9,5$ °C, a v následujících obdobích byla měření prováděna vždy po minimálně třech dnech se srážkovým úhrnem $\leq 0,2$ mm. Ukončení měření bylo realizováno v září, které je v podmínkách mírného klimatu ČR považováno za konec vegetačního období extenzivních travních ekosystémů. Období měsíce května 2014, 2015 bylo na základě meteorologických údajů ze stanice Kuchařovice (ID: 11698) označeno jako období před periodou sucha a červen 2014, 2015 jako období po periodě sucha. Termíny měření BAS a srážkové úhrny v jednotlivých měsících obsahuje Příloha 12 a Příloha 13.



Obr. 4-18 Měření půdní respirace za využití aparatury z PVC a natrokalcitu na lokalitě Havraníky (autor).

Dehydrogenázová aktivita

DHA byla stanovena podle stejné metodiky (Casida et al., 1964) a stejným postupem jako v případě lyzimetrického experimentu, podkapitola: 4.3.2. Půdní vzorky byly odebrány vždy na začátku vegetačního období v dubnu a na konci vegetačního období v září. Odběry půdních vzorků proběhly v letech 2014 a 2015. Výpočet DHA byl proveden opět za využití Rovnice 4-2 a dehydrogenázová aktivita byla vyjádřena jako $\mu\text{g TPF}$ vyprodukovaného 1 g půdy za 1 hodinu.

4.4.5 Měření dostupnosti minerálního dusíku v půdě

Měření dostupnosti minerálního dusíku v rhizosféře bylo prováděno podle stejné metodiky (Binkley & Matson, 1983; Záhora, 2001; Novosadová et al., 2011) jako v případě lyzimetrického experimentu za využití IER sond (podkapitola: 4.3.3). Hlavní rozdíl spočíval ve využití směsných IER sond - současně byly zachytávány obě formy minerálního dusíku, tzn.,

že AER a CER sondy byly sloučeny v jednu IER sondu. Aplikace IER sond probíhala ve dvou cyklech - jeden pro vegetační období (duben – září, tj. 182 dnů) a druhý pro období vegetačního klidu (říjen – březen, tj. 181 dnů). Aplikace IER sond byly realizovány ve vegetačních obdobích 2013–2015 a v obdobích vegetačního klidu 2013/2014 a 2014/2015.

Příprava IER sond a jejich aplikace

Dostupnost N_{\min} v kořenové zóně modelových rostlin byla provedena za využití směsných IER sond. Každá sonda obsahovala proporcionálně stejné množství anexových a katexových zrn, vznikla tak směs, jež musela být kondicionována 10% roztokem NaCl. Použity byly stejné typy iontoměníčů jako v případě lyzimetrů a byl proveden stejný způsob kondicionování (podkapitola: 4.3.3). Po ukončení kondicionování byla směs vpravena do sond z uhelonné síťoviny o stejných rozměrech a parametrech jako v případě lyzimetrů. IER sondy byly vpraveny do půdy opět za využití ocelového bodce.

Laboratorní analýza

Měření dostupnosti N_{\min} v kořenové sféře probíhalo vždy ve dvou cyklech: (a) vegetační období a (b) období vegetačního klidu. IER sondy byly po ukončení měření transportovány do laboratoře a analyzovány podle Záhora (2001) a Novosadová et al. (2011). Postup byl shodný s metodikou pro lyzimetry (podkapitola: 4.3.3). Jediný rozdíl spočíval v tom, že IER sonda obsahovala směs AER a CER (poměr 1:1), takže po extrakci 10% roztokem NaCl byl analyzován pouze jeden roztok, protože obsahoval již všechny uvolněné dusíkaté ionty (NH_4^+ a NO_3^-). Opět byla použita destilačně titrační metoda podle Peoples et al. (1986).

4.4.6 Stanovení míry půdní hydrofobicity

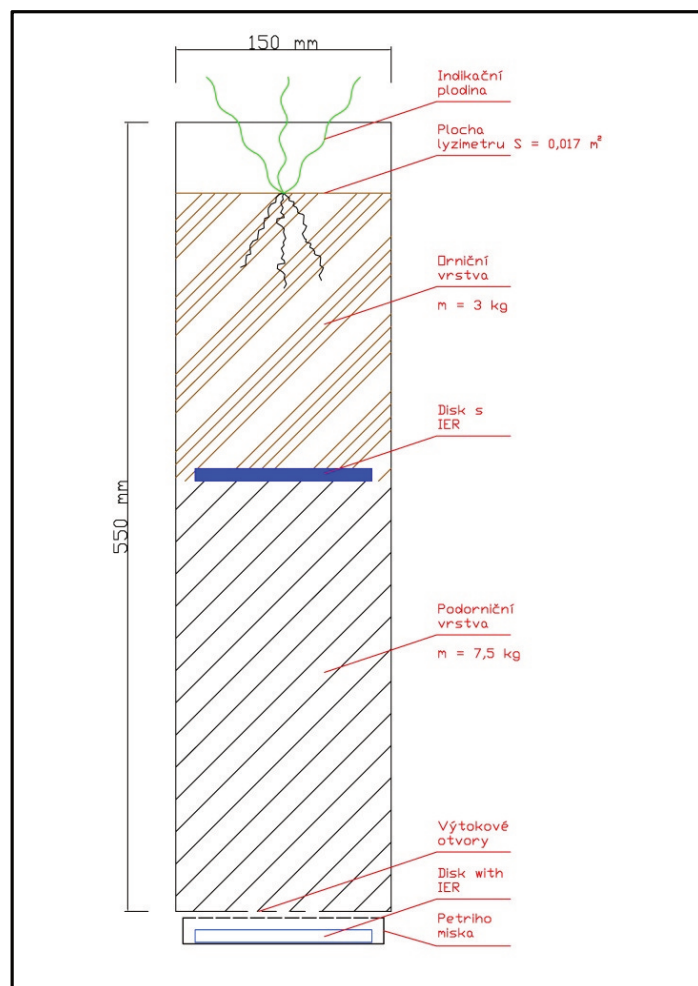
Hodnocení míry SWR bylo provedeno stejným způsobem a podle stejné metodiky jako v případě lyzimetrického experimentu (podkapitola: 4.3.4). Základ představovalo opět měření vodní infiltrace (I), jež bylo realizováno jedenkrát měsíčně od dubna do září v letech 2013–2015, a to vždy minimálně po 5 dnech se srážkovým úhrnem $\leq 0,2$ mm. Srážkové úhrny v obdobích měření I a jednotlivé termíny měření znázorňuje Příloha 12 a Příloha 13. Naměřená data byla roztríděna a pro přehlednější interpretaci byl na základě klimatických údajů (stanice Kuchařovice, ID: 11698), tj. naměřených srážkových úhrnů v rámci celého měsíce, určen květen jako období před periodou sucha a červen jako období po periodě sucha. Data z těchto dvou období jsou následně uvedena v kapitole: Výsledky a diskuze.

4.5 Metodika laboratorního experimentu

Pro účely testování vlivu sucha na mikrobiální aktivitu v KP a MKP, půdní hydrofobicitu a vyplavování N_{\min} byl připraven nádobový experiment, který trval 215 dnů a byl realizován v klimatizovaných růstových boxech - fytotronech (Obr. 4-20).

4.5.1 Schéma laboratorního experimentu

Laboratorní experiment byl realizován za využití experimentálních nádob, které byly vyrobeny z PVC potrubí o největším průměru 15 cm. Potrubí bylo nařezáno na segmenty o délce 55 cm, každý takto vzniklý válec byl na jednom konci uzavřen dnem s výtakovými otvory. Komplementace jednotlivých nádob proběhla 20. 6. 2013 a do růstové komory byly vloženy 5. 7. 2013. Celý experiment probíhal do 5. 2. 2014.



Obr. 4-19 Schéma experimentální nádoby (autor).

Experimentální nádoby byly osazeny modelovou rostlinou - metlice trsnatá (*Deschampsia caespitosa* L.) v počtu jedna rostlina do každé nádoby a následně umístěny do fytotronu, kde byly nastaveny dvě periody, každá trvala 12 hod. Denní perioda: 24 °C, 75% relativní vlhkost, intenzita osvětlení 380 $\mu\text{mol}/\text{m}\cdot\text{s}$; noční perioda: 20 °C, 65% relativní vlhkost.



Obr. 4-20 Umístění experimentálních nádob v růstové komoře (autor).

Celkem 27 experimentálních nádob bylo připraveno a naplněno 3 kg orniční a 7,5 kg podorniční vrstvy. Půdní vzorky byly odebrané 25. 5. 2013 ze zájmové oblasti OPVZ II. stupně Březová nad Svitavou (Tab. 4-II) na základě ČSN 10381-6. Odebraná půda (odděleně orniční a podorniční vrstva) byla před naplněním jednotlivých nádob homogenizována přesátím přes síta o velikosti oka 10 mm a následně 5 mm. Homogenizované půdní vzorky byly preinkubovány po dobu 25 dnů v temperovaném laboratorním depozitu při $T \approx 20\text{--}21$ °C.

Experimentální nádoby byly rozděleny do třech skupin (Tab. 4-XII), které se navzájem lišily udržovanou hodnotou maximální vodní kapacity půdy (WHC). Jedna sada nádob (A) byla udržována při stálé vlhkosti (70 % WHC) a druhá (B) byla opakovaně vystavována

stresu suchem. Hodnota WHC byla snížena na 40 %. Hodnota 70 %, respektive 40 % představuje pro účely předkládané práce procentuální zaplnění kapilárních pórů vodou, nikoliv obsah kapilárních pórů v půdě jednotlivých variant. WHC orniční a podorniční vrstvy byla stanovena podle Dykyjová (1989) jako schopnost půdního vzorku (100 g) nasáknout určité množství vody (vyjádřené váhovým přírůstkem vzorku) za 2 h (7 200 s) a následně toto množství vody udržet po dobu 2 h. Uvedený způsob stanovení WHC použila v laboratorním experimentu Novosadová et al. (2011b) a v rámci předkládaného laboratorního experimentu Elbl et al. (2014c). Hmotnost vzorku při dosažení maximální (100 %) hodnoty WHC byla použita pro kalkulaci hodnot 70 a 40 % orniční, respektive podorniční vrstvy.

Třetí skupina (C) byla stresována delšími časovými úseky sucha, které byly zprvu indikovány fyziologickým stavem semenáčku lociky seté (*Lactuca sativa* L.). Při zvadnutí lociky byla stanovena hmotnost nádoby se zbytkovou vlhkostí navozující stres suchem (bod vadnutí) - poté byly rostliny *Lactuca sativa* odstraněny. Hodnota zálivky byla pro skupiny A a B stanovena podle aktuální váhy jednotlivých nádob (udržování výše uvedených hodnot WHC). Skupina C byla zavlažena po dosažení bodu vadnutí (zjištěn pravidelným vážením nádob) zálivkou, která odpovídala zálivce varianty A (optimální vlhkost), a to za celé období než bylo bodu vadnutí dosaženo v této skupině. Takto připravené skupiny (s rozdílným vodním režimem půdy) byly doplněny o jednotlivé varianty hnojení (Tab. 4-XII) ve třech opakováních. Aplikován byl minerální dusík a kompost (C_p).

Tab. 4-XII Schéma laboratorního experimentu

Skupina	Charakteristika	Varianta	Charakteristika
A	70 % WHC	A1	Kontrola
		A2	140 kg N/ha
		A3	50 000 kg C _p /ha
B	40 % WHC	B1	Kontrola
		B2	140 kg N/ha
		B3	50 000 kg C _p /ha
C	Bod vadnutí	C1	Kontrola
		C2	140 kg N/ha
		C3	50 000 kg C _p /ha

Minerální dusík (varianty A2, B2 a C2) byl aplikován ve formě roztoku - hnojivo DAM 390 (popis v podkapitole: 4.3.1), dávka odpovídající v přepočtu 140 kg N/ha. Varianty A3, B3 a C3 byly hnojeny C_p - typ Černý drak, který byl odebrán podle ČSN EN 46 5735 z kompostárny společnosti Centrální kompostárna Brno, a. s. Množství aplikovaného C_p odpovídalo v přepočtu 50 000 kg C_p/ha (čerstvá hmotnost). Uvedený typ kompostu je registrován jako organické hnojivo (registr hnojiv, ev. číslo: R7343). Vlastnosti odebrané půdy a kompostu jsou uvedeny v Tab. 4-XIII.

Tab. 4-XIII Chemické vlastnosti použité půdy a kompostu – obsah dostupných živin.

Vzorek	P	K	Ca	Mg	K/Mg	C _{tot}	N _{tot}	C/N
Orniční vrstva	139	379	3 591	192	1,9	13 251	1 349	9,4
Podorniční vrstva	227	84	2 634	73	1,1	497	49	10,1
Kompost	549	6 319	6 147	2 314	2,7	169 310	15 416	10,9

Komentář: hodnoty obsahu všech látek ve vzorcích jsou uvedeny v mg/kg. Obsah dostupných živin (P, K, Ca, Mg) byl stanoven ve výluhu připraveném podle Mehlich (1984). Koncentrace P byla stanovena kolorimetricky, atomová absorpční spektrometrie byla použita pro stanovení K, Mg a Ca (Zbiral, 2002). Stanovení obsahu dostupných živin provedla laboratoř Oddělení agrochemie Agronomické fakulty Mendelovy univerzity. Obsah C_{tot} (Nelson & Sommers, 1996) a N_{tot} (Bremmer, 1996) stanovila laboratoř Ústavu geologie a pedologie Lesnické a dřevařské fakulty Mendelovy univerzity.

4.5.2 Měření mikrobiální aktivity v rhizosférní a nerhizosférní půdě

Mikrobiální aktivita vyjádřena jako míra vyprodukovaného CO₂ byla měřena v půdních vzorcích odebraných z kořenové a mimokořenové půdy (Příloha 14).

Hodnoty BAS byly stanoveny podle Šimek et al. (2011): Celková respirační aktivita mikroorganismů v odebraných půdních vzorcích byla měřena po 24 hodinové inkubaci. Jednotlivé půdní vzorky (15 g) byly naváženy do vzduchotěsných sérových lahví o objemu 120 ml. Následně byly vzorky inkubovány při 25 °C, po 3 a posléze 24 hodinách bylo z každé láhve odebráno 0,5 ml vzorku interní atmosféry, jenž byl analyzován na plynovém chromatografu (typ: GC Systems – 7890A GC; výrobce: Agilent Technologies, USA) vybaveném tepelně vodivostním detektorem. BAS byla vypočítaná na základě rozdílu v obsahu CO₂ ve vzorku interní atmosféry po 24 a 3 hodinách inkubace. Po ukončení měření byla k půdnímu vzorku přidána destilovaná voda, aby byl zjištěn objem interní atmosféry.

BAS byla vyjádřena jako produkce $\text{CO}_2\text{-C}$ v μg z 1 g půdního vzorku za 24 hodin, při výpočtu byla zohledněna sušina půdního vzorku a objem interní atmosféry.

4.5.3 Měření úniku minerálního dusíku z půdy

Ztráta N_{\min} z experimentálních nádob byla měřena za využití IER, které byly v případě terénních experimentů využity pro měření dostupnosti N_{\min} v kořenové zóně pokusné rostliny (podkapitoly: 4.3.3 a 4.4.5). Použity byly směsně IER (směs AER a CER v poměru 1:1), které byly vpraveny do plastových disků o největším průměru 75 mm (Obr. 4-21).



Obr. 4-21 Plastový disk (PVC) naplněný směsí AER a CER v poměru 1:1 (autor).

Příprava IER disků a jejich aplikace

Jednotlivé IER disky byly připraveny ze segmentů plastového potrubí (PVC) o největším průměru 75 mm a tloušťce 5 mm. Obě strany každého disku byly opatřeny uhelovou sítovinou (průměr ok 42 μm ; typ: UHELON 130 T; výrobce: Silk & Progress, Česká republika). Plnicí/vyprazdňovací otvor se nacházel pouze na jedné straně disku a byl tvořen úsekem sítoviny, která nebyla přilepena k disku (přibližně 10 mm). Příprava IER neboli kondicionování bylo naprosto shodné s přípravou IER sond (podkapitola: 4.3.3), jediný rozdíl byl v současném kondicionování AER a CER, tedy směsi 1:1, která byla připravena před samotným procesem kondicionování. Do každé nádoby byly umístěny dva IER disky, jeden na rozhraní orniční a podorniční vrstvy, druhý pak pod výtokový otvor z nádoby.

Laboratorní analýza

Únik N_{\min} z experimentálních nádob byl měřen kontinuálně po celou dobu trvání experimentu. Jednotlivé disky byly po ukončení experimentu analyzovány podle Záhory (2001) a Novosadové et al. (2011): Disky byly sušeny 7 dnů při laboratorní teplotě ($T \approx 19\text{--}21\text{ }^{\circ}\text{C}$). Vyschlé IER disky byly vysypány a jejich obsah byl zvážen. Následovala shodná laboratorní analýza jako v případě směsných IER sond (podkapitola: 4.4.5), tj. ovlhčení destilovanou vodou, extrakce N iontů 10% roztokem NaCl a následné stanovení koncentrace jednotlivých N iontů destilačně titrační metodou podle Peoples et al. (1986). Výsledné hodnoty úniku N_{\min} (suma $\text{NH}_4^+\text{-N}$ a $\text{NO}_3^-\text{-N}$ z obou IER disků) byly vyjádřeny v mg/m^2 .

4.5.4 Stanovení míry půdní hydrofobicity

Míra půdní hydrofobicity byla měřena podle stejné metodiky jako v případě lyzimetrického experimentu (podkapitola: 4.3.4). Metodika měření v laboratorních podmínkách byla publikována v Elbl et al. (2014c; 2014d), měření bylo prováděno v pravidelných intervalech po dosažení požadovaných vlhkostních poměrů v jednotlivých nádobách (70 % WHC atd.).

4.6 Statistické zpracování dat

Výše uvedené statistické hypotézy byly potvrzeny nebo vyvráceny na základě statistické analýzy zjištěných výsledků. Naměřené hodnoty uvedené v disertační práci byly proto podrobeny statistickému zkoumání za využití programu Statistica 12.0 CZ (výrobce: Dell Software; Round Rock, USA). Jednotlivé soubory zjištěných výsledků s rozsahem souboru > 2 hodnoty byly podrobeny jednofaktorové analýze rozptylu ANOVA a následně post hoc analýze neboli metodě mnohonásobného porovnávání za využití Tukeyova testu podle Jarošová & Noskovičová (2015) na hladině významnosti $P < 0,05$. Post hoc analýza byla využita pro identifikaci významných (statisticky průkazných - HSD) odchylek ve zjištěných výsledcích, jejichž přítomnost vedla k zamítnutí hypotézy H_0 při hodnotě $P < 0,05$ (pravděpodobnost chyby prvního druhu $\alpha = 5\%$), a tím i následně k potvrzení některé z dílčích hypotéz $H_1\text{--}H_3$. Při vyhodnocení výsledků laboratorního experimentu byl Tukeyův test doplněn dvouvýběrovým t-testem podle Budíkové et al. (2010) pro porovnání dvou souborů výběrových dat. Dále byla u vybraných parametrů zjišťována vzájemná lineární závislost korelační analýzou a jednostranná závislost regresní analýzou podle Hustopecský & Hebák (2006).

5 VÝSLEDKY A DISKUZE

Experimentální část disertační práce je tvořena dvěma terénními a jedním laboratorním experimentem, při kterých byl sledován vliv sucha na vybrané parametry: mikrobiální aktivitu v rhizosférní a nerhizosférní půdě, míru půdní hydrofobicity, vyplavování N_{\min} z půdy a jeho dostupnost v kořenové sféře modelových rostlin. Dále v případě terénního experimentu v lokalitě Březová nad Svitavou a laboratorního experimentu, který byl realizován v růstové komoře na MENDELU v Brně, byla sledována i produkce rostlinné biomasy.

5.1 Mikrobiální aktivita v rhizosférní a nerhizosférní půdě

BAS jakožto parametr korelující s životními projevy mikroorganismů v reálném čase (Bloem et al., 2006) a DHA indikující celkovou oxidační aktivitu půdní mikroflóry (Nikaeen et al., 2015) byly použity k vyjádření mikrobiální aktivity v rhizosférní a nerhizosférní půdě. DHA byla stanovena ex situ v půdních vzorcích odebraných v rámci realizace terénních experimentů podle příslušných metodik (viz podkapitoly: 4.3.2 a 4.4.4) v konkrétních termínech. Oproti tomu BAS byla v případě terénních experimentů měřena in situ. V rámci laboratorního experimentu měření BAS probíhalo po ukončení experimentu ex situ. Mikrobiální aktivita v kořenové a mimokořenové půdě byla sledována v rámci obou terénních experimentů (BAS a DHA) a laboratorního experimentu (pouze BAS).

5.1.1 Terénní experiment Březová nad Svitavou

Basální respirace

Hodnoty BAS byly měřeny ve třech obdobích každý rok (2013, 2014 a 2015). Za účelem zjištění vlivu sucha byly vybrány a následně porovnávány hodnoty BAS z 1. období, tj. před simulací sucha a z 3. období, tj. po simulaci sucha. Hodnoty BAS byly měřeny v rhizosférní (kořenové - KP) a nerhizosférní (mimokořenové - MKP) půdě. Celkový přehled naměřených hodnot je uveden v Tab. 5-I. Pro větší přehlednost byly dále jednotlivé roky znázorněny odděleně (Obr. 5-1, Obr. 5-2 a Obr. 5-3) a doplněny o podrobnou statistickou analýzu – znázornění průkazných rozdílů (Tab. 5-II, Tab. 5-III, Tab. 5-IV).

Tab. 5-I BAS (g CO₂-C/m²·24 h) v kořenové a mimokořenové zóně pokusných rostlin před simulací sucha a po ní v období 2013–2015.

Varianta	2013				2014				2015			
	Před		Po		Před		Po		Před		Po	
	BAS	± σ	BAS	± σ	BAS	± σ	BAS	± σ	BAS	± σ	BAS	± σ
V1(k)	5,40	0,66 ^{a*}	3,02	0,92 ^a	4,01	0,42 ^{a,b,c*}	2,07	0,12 ^{a,b}	4,42	0,82 ^{a*}	1,67	0,47 ^a
V2(k)	6,20	0,38 ^{a*}	2,65	0,29 ^{a,b,d}	4,40	0,30 ^{a,b,c*}	2,95	0,41 ^{a,b}	5,25	0,78 ^{a*}	1,29	0,49 ^a
V3(k)	4,53	0,31 ^{a*}	1,32	0,03 ^{b,c}	2,59	0,17 ^b	2,01	0,25 ^{a,b}	4,26	0,17 ^{a*}	1,01	0,09 ^a
V4(k)	5,14	0,19 ^{a*}	1,63	0,13 ^{a,b,c,d}	1,66	0,11 ^b	1,73	0,28 ^b	4,69	0,25 ^{a*}	0,30	0,16 ^a
V5(k)	6,32	0,71 ^{a*}	2,24	0,11 ^{a,b,c,d}	1,83	0,12 ^b	2,32	0,19 ^{a,b}	4,31	0,07 ^{a*}	1,02	0,13 ^a
V1(mk)	4,59	0,54 ^{a*}	1,41	0,22 ^{a,b,c,d}	6,60	1,98 ^a	3,83	0,16 ^a	6,06	0,54 ^{a*}	2,26	0,25 ^a
V2(mk)	4,58	0,41 ^{a*}	1,40	0,19 ^{a,b,c,d}	4,71	0,48 ^{a,b,c}	3,68	0,80 ^a	5,92	0,88 ^{a*}	1,62	0,29 ^a
V3(mk)	4,84	0,54 ^{a*}	0,91	0,15 ^c	3,22	0,17 ^c	3,56	0,35 ^{a,b}	5,63	0,37 ^{a*}	1,68	0,42 ^a
V4(mk)	4,27	0,05 ^{a*}	1,10	0,09 ^d	1,77	0,04 ^c	2,46	0,40 ^{a,b}	4,95	0,48 ^{a*}	1,03	0,47 ^a
V5(mk)	4,13	0,03 ^{a*}	1,50	0,10 ^{a,b,c,d}	1,84	0,20 ^c	3,07	0,33 ^{a,b}	5,07	0,60 ^{a*}	1,00	0,39 ^a

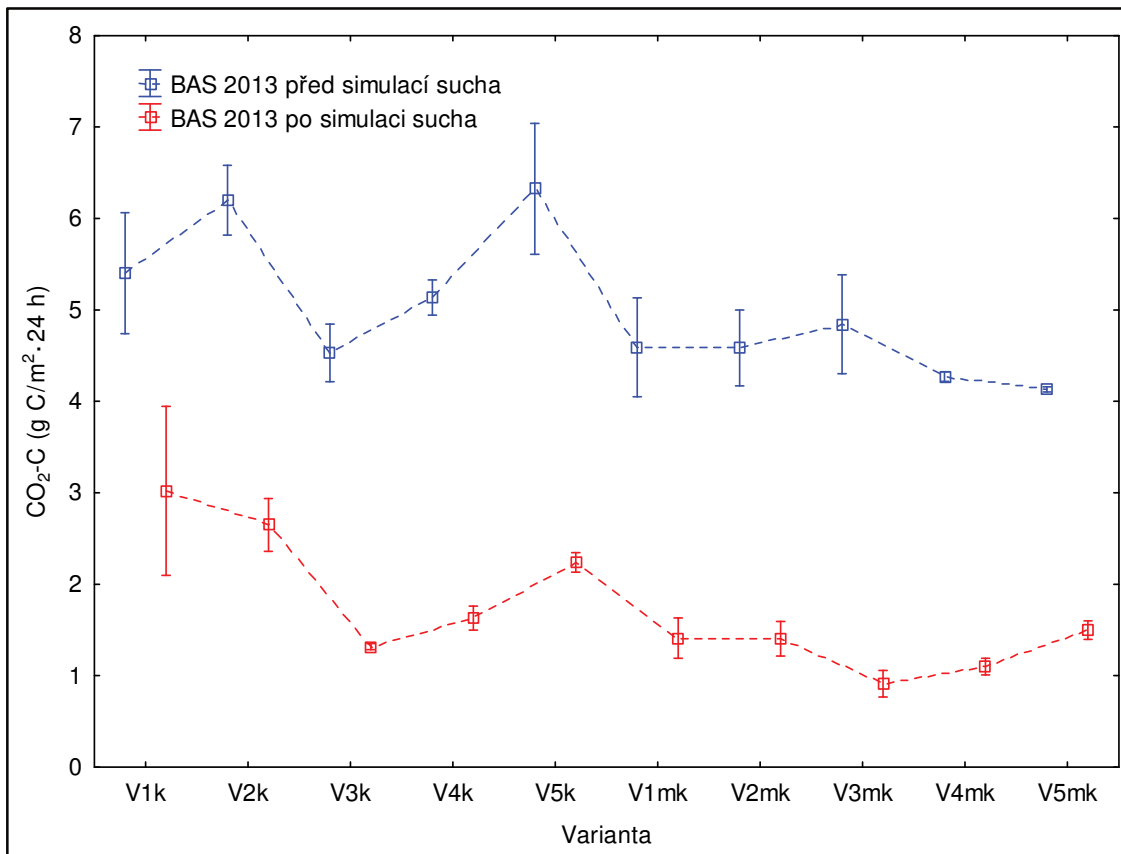
Komentář: uvedeny jsou průměrné hodnoty BAS kořenové (k) a mimokořenové (mk) půdy se směrodatnou chybou ($\pm \sigma$), rozsah souboru dat (n) = 3. Rozdílná malá písmena (indexy) u hodnot σ indikují významné statistické rozdíly (HSD) v rámci jednoho roku, mezi všemi variantami experimentu (V1–V5) a všemi skupinami experimentu (Vk–Vmk). Tučně zvýrazněné hodnoty spolu s * indikují významné statistické rozdíly v rámci jednotlivých variant mezi obdobími před simulací sucha a po ní v rámci jednoho roku. Např.: V3(k) 2013 (**4,53** ± 0,31^{a*}), index „a“ shodný s ostatními zde poukazuje na absenci statisticky průkazného rozdílu v rámci období před simulací sucha, ale tučně zvýrazněná hodnota BAS a * u indexu poukazuje na statisticky významný rozdíl v této variantě mezi hodnotou BAS před simulací sucha a po ní. Všechny statisticky významné rozdíly (HSD) byly určeny na hladině významnosti P < 0,05; ANOVA; post-hoc HSD Tukeyho test; indexy byly uvedeny u hodnot σ z důvodu větší přehlednosti tabulky.

Tab. 5-I poskytuje celkový přehled naměřených hodnot BAS v KP a MKP ve vybraných obdobích lyzimetrického experimentu od r. 2013 do r. 2015, které lze jen komplikovaně hodnotit komplexně bez detailního rozboru jednotlivých období. Nejvyšší hodnoty BAS neboli půdní respirace byly v roce 2013 a 2015 naměřeny vždy v 1. období (cyklu měření), tj. před simulací sucha v KP. Naopak nejnižší hodnoty BAS byly zjištěny vždy v období po simulaci sucha, a to i ve variantách V1 a V2, které nebyly ovlivněny zastřešením. V roce 2014 nastala obdobná situace, akorát s tím rozdílem, že nejvyšší hodnota BAS byla naměřena ve variantě V1(mk). Přesněji v MKP, která nebyla stresována suchem, a to v první polovině vegetačního období. Postup měření BAS popisuje podkapitola: 4.3.2, kde je uvedeno rozdělení měření BAS do tří cyklů. Přičemž první cyklus měření končil v první polovině vegetačního období. Naopak třetí cyklus měření, jenž byl využit pro charakterizaci období po simulaci sucha, končil v druhé polovině vegetačního období, po 1. seči. Pro účely práce je dále *1. cyklus* považován za období *před simulací sucha* a *3. cyklus* za období *po simulaci sucha*.

Půdní mikrobiální společenstva jsou podle Waldrop & Firestone (2006) úzce spjata s životními projevy nadzemních rostlinných společenstev. Tento vztah je řízen obsahem živin v půdě, především pak C a N látek a dostupností vody v půdě, která přímo ovlivňuje aktivitu mikroorganismů (Blagodatskaya & Kuzyakov, 2013). Na počátku vegetačního období, respektive v jeho 1. polovině byla provedena každý rok experimentu aplikace hnojiv do variant V2, V4 a V5, jež měla za následek zvýšení přítomnosti živin v půdě a podnícení růstu rostlin. Dále příznivé vlhkostní a teplotní podmínky na stanovišti experimentu v počátku vývoje vegetace (Tab. 4-IV; Příloha 15 a Příloha 16) působily pozitivně na rozvoj mikrobiální komunity v půdě, který byl přerušen simulací sucha. Hodnoty BAS (Tab. 5-I) proto indikují opakovaný vliv (simulace) sucha na mikrobiální aktivitu v půdě, jenž se projevil zřetelným poklesem v hodnotách BAS. Vliv sucha na pokles mikrobiální aktivity v půdě byl potvrzen Cook & Orchard (2008) a Matías et al. (2011).

Na druhou stranu pokles hodnoty BAS byl zaznamenán i ve variantách nevystavených působení sucha (V1 a V2). Habekost et al. (2008) ve své práci poukazují na skutečnost, že dynamika mikrobiální aktivity v půdě je proměnná během vegetačního období a závislá na dostupnosti a kvalitě organických zdrojů v půdě, které mohou být mineralizovány. Uvedení autoři ve své práci popisují vliv zatrávnění orné půdy na mikrobiální komunitu v půdě. Během jejich pozorování naměřily nejvyšší hodnoty BAS v průběhu a na konci vegetace, nikoliv na počátku. Předcházející sdělení nejsou v souladu se zjištěnými výsledky měření BAS ve V1 a V2, je proto nezbytné uvést, že tato data poukazují na pokles mikrobiální aktivity

v daných variantách v pozdějším období vegetace. Tento rozdíl byl statisticky průkazný ve všech letech experimentu, v KP i MKP (pozn.: všechny průkazné rozdíly v disertační práci jsou na hladině významnosti $P < 0,05$; dále autor disertační práce vytvořil i všechny tabulky a grafy v této části práce, a to na základě svých výsledků).



Obr. 5-1 Mikrobiální aktivita - BAS v kořenové a mimokořenové půdě v roce 2013.

Komentář: zobrazeny jsou průměrné hodnoty BAS, $n = 3$ (počet opakování), jednotlivé hodnoty byly podrobeny statistickému zkoumání ANOVA (analýza rozptylu) na hladině významnosti $P < 0,05$: chybové úsečky znázorňují $\pm\sigma$ (směrodatnou neboli střední chybu průměru závisící na rozptylu základního souboru, tj. σ^2 , a rozsahu výběrového souboru, tj. n). Čerchovaná čára neznázorňuje spojitost funkce, ale slouží pouze k vyjádření průběhu hodnot BAS.

Existuje předpoklad, že zaznamenaný pokles mikrobiální aktivity byl způsoben lokální meteorologickou situací. Celkový srážkový úhrn za 1. cyklus měření BAS byl 111,3 mm v roce 2013; 88,8 mm v roce 2014 a 31,3 mm v roce 2015. Následovně v 3. cyklu měření BAS (období po simulaci sucha) byl naměřen srážkový úhrn 99,5 mm v roce 2013, 95,5 mm v roce 2014 a 18,2 mm v roce 2015. Hodnoty BAS byly po třetím cyklu měření ve variantách bez zastřešení (V1 a V2) v letech 2013 a 2014 na podobné úrovni, ale v roce 2015 byl zjištěn zřetelný pokles. Dále je nezbytné porovnat celkové srážkové úhrny 31 dnů před započítáním

měření BAS, které mohly podle Bloem et al. (2006) nejvýznamněji ovlivnit aktuální mikrobiální aktivitu v půdě. Hodnoty pro 1. cyklus měření: 81 mm v roce 2013, 41,7 mm v roce 2014 a 29,9 mm v roce 2015. Oproti tomu srážkové úhrny 31 dnů před zahájením 3. cyklu měření: 70,3 mm v roce 2013, 48,1 mm v roce 2014 a 20,6 mm v roce 2015. Rozdíl v BAS mezi 1. a 3. cyklem měření byl největší v roce 2013 a 2015. Naopak v roce 2014 byl rozdíl nejnižší, stejně jako v případě BAS ve variantách V1 a V2. Zjištěná data BAS při porovnání se srážkovými úhrny indikují významný ročníkový vliv srážek na rozdíl v mikrobiální aktivitě mezi 1. a 3. cyklem měření, ve variantách nestresovaných suchem.

Tab. 5-II Statistická analýza potenciálních rozdílů v mikrobiální aktivitě - BAS mezi jednotlivými variantami experimentu v roce 2013.

Varianta	V rámci jedné skupiny mezi všemi variantami (k mk)		Napříč skupinami mezi všemi variantami (k + mk)		Mezi obdobími „Před a Po“ v rámci jedné varianty (Vk Vmk)
	Před	Po	Před	Po	
	V1(k)	a	a	A	
V2(k)	a	a, b	A	A, B, D	*
V3(k)	a	b	A	B, C	*
V4(k)	a	a, b	A	A, B, C, D	*
V5(k)	a	a, b	A	A, B, C, D	*
V1(mk)	a	a	A	A, B, C, D	*
V2(mk)	a	a	A	A, B, C, D	*
V3(mk)	a	a	A	C	*
V4(mk)	a	a	A	D	*
V5(mk)	a	a	A	A, B, C, D	*

Komentář: Tab. 5-II zobrazuje statistickou analýzu dat prezentovaných v grafu na Obr. 5-1. Rozdílná malá písmena indikují HSD mezi variantami (V1–V5) v rámci jedné skupiny (Vk | Vmk) a rozdílná velká písmena indikují HSD mezi všemi variantami napříč skupinami. * indikují HSD v rámci jednotlivých variant mezi obdobími před simulací sucha a po ní v rámci jednoho roku. Všechny HSD byly určeny na hladině významnosti $P < 0,05$; ANOVA; post-hoc HSD Tukeyho test.

Průběh hodnot BAS je dále nezbytné popsat v rámci jednotlivých let. Rok 2013 (Obr. 5-1) vystihuje trend pro celé období sledování mikrobiální aktivity v KP a MKP lyzimetrického experimentu v letech 2013 a 2015. Hodnoty uvedené v grafu na Obr. 5-1 poukazují na kombinovaný vliv (a) sucha, (b) modelové rostliny a (c) způsobu hnojení na mikrobiální aktivitu v půdě.

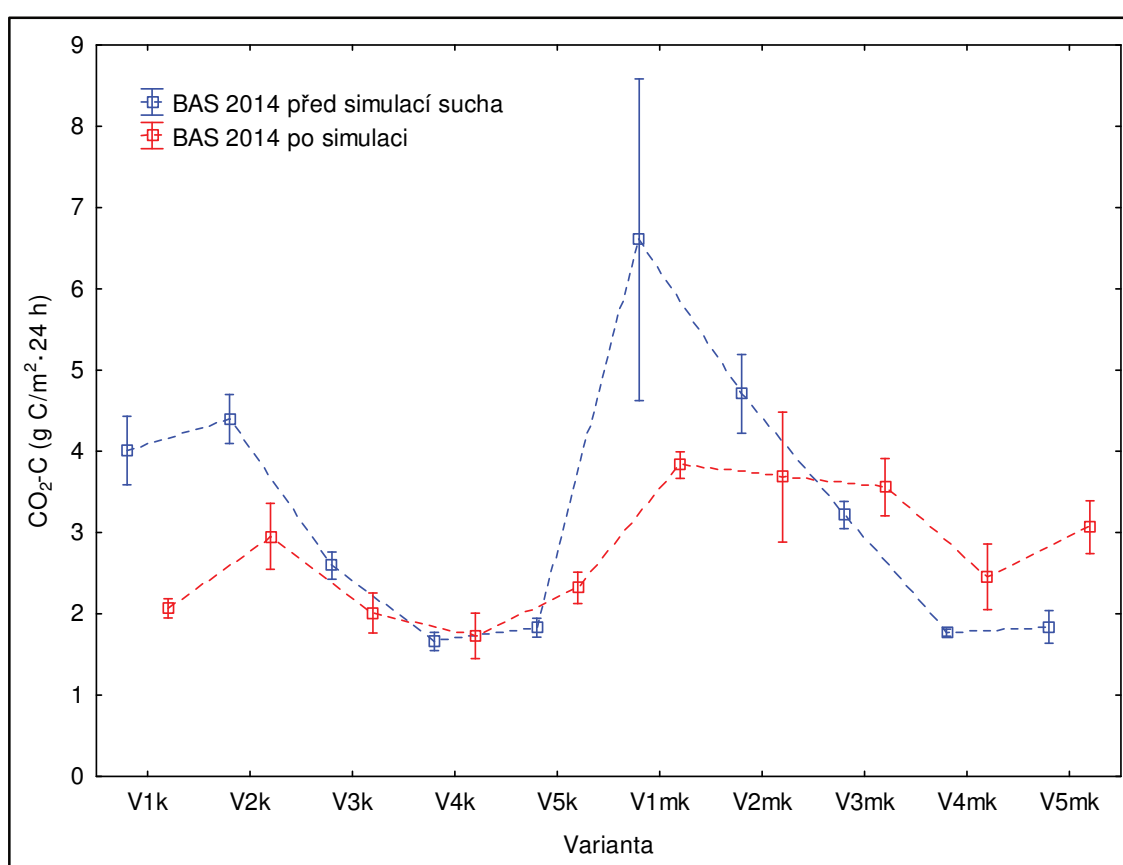
Nejvyšší hodnoty BAS byly naměřeny v období před simulací sucha a nejnižší po simulaci sucha. Rozdíl mezi těmito obdobími byl průkazný ve všech variantách a potvrzuje vliv sucha (a) na mikrobiální aktivitu v půdě. Také Sanaullah et al. (2011) pozoroval negativní vliv sucha na pokles mikrobiální aktivity v půdě.

Porovnáme-li jednotlivé hodnoty BAS v KP a MKP během roku 2013, ať už v období před nebo po simulaci sucha, je zřejmé, že je nezbytné posuzovat každou skupinu experimentu zvlášť. Protože lze očekávat, že mikrobiální aktivita ve variantách vystavených působení sucha bude nižší než ve variantách bez vláhového deficitu, ať se již jedná o KP nebo MKP. Situace ve variantách V1 a V2, přesněji nižší naměřená hodnota BAS v KP i v MKP po 3. cyklu měření, byla komentována v předcházející části. Dále nebyl v těchto variantách zjištěn průkazný rozdíl mezi úrovní mikrobiální aktivity v KP a MKP. Podle Mukerji et al. (2006) rostliny kořenovými exsudáty pozitivně ovlivňují mikrobiální aktivitu v rhizosféře a podporují rozvoj mikrobiální komunity. Na druhou stranu rostliny představují pro mikroorganismy konkurenta v boji o vodu v KP, pokud nastává její dlouhodobý nedostatek, což může vést k poklesu mikrobiální aktivity (Sanaullah et al., 2011).

Uvedený předpoklad působení modelové rostliny (b) na mikrobiální aktivitu v KP byl potvrzen statistickou analýzou pouze částečně, a to v období po simulaci sucha (Tab. 5-II). Rozdíly mezi V1(k) a V3(mk), V4(mk) napříč variantami byly identifikovány. Nebyly ale nalezeny průkazné rozdíly v hodnotě BAS mezi KP a MKP v rámci jednotlivých variant, ať vystavených suchu nebo aktuálním meteorologickým podmínkám. Nelze proto potvrdit interakci modelové rostliny s půdními mikroorganismy. Průběh hodnot (BAS v KP byla vždy vyšší než v MKP) je možno opatrně považovat za náznak adaptace modelové rostliny na suchu. V období před simulací sucha nebyly nalezeny opět průkazné rozdíly v BAS mezi jednotlivými variantami experimentu a mezi hodnoty BAS v KP a MKP jednotlivých variant. Proto lze usuzovat, že rostlina nebyla motivována ke spolupráci s mikroorganismy v rhizosféře z důvodu dostatku živin a vláhy v půdním prostředí, tedy jak v KP, tak i v MKP. Naopak po stresování suchem existuje předpoklad podle Sanaullah et al. (2011), že rostlina změní svoji životní strategii a podpoří mikroorganismy v kořenové sféře za účelem zvýšení dostupnosti živin pro svůj kořenový systém. Tento předpoklad ale nebyl v roce 2013 potvrzen.

Dalším sledovaným faktorem byl vliv aplikace hnojiv (c) na podporu mikrobiální aktivity a možné resilience půdy vůči suchu. V případě variant nevystavených působení sucha nebyly nalezeny žádné průkazné rozdíly mezi kontrolou a variantou hnojenou N_{\min} (84 kg N/ha) po 1. a 3. cyklu měření v roce 2013. Obdobná situace byla i ve variantách bez

srážkového úhrnu (V3–V5). Průkazné rozdíly byly nalezeny pouze mezi variantou V1(k) a V3(k), dále pak mezi V1(k), V3(mk) a V4(mk). V případě variant V1(k) a V3(k) se jednalo o rozdíly mezi kontrolními variantami (bez simulací sucha a s ní), kdy větší hodnota BAS byla detekována ve V1(k) což koreluje s předpokladem vlivu sucha na mikrobiální aktivitu v kořenové půdě varianty V3(k). Ostatní rozdíly mezi V1(k) a V3, V4(mk) jsou v souladu s předpokladem vyšší mikrobiální aktivity (BAS) v půdě neovlivněné suchem (Cook & Orchard, 2008; Sanaullah et al., 2011) a s přístupem ke kořenovým exsudátům (Mukerji et al. (2006). Rozdíl mezi V3(mk) a V4(mk), kdy větší produkce CO₂ byla zaznamenána ve variantě s přidavkem N_{min}, lze přisoudit dostupnost minerálních forem N pro půdní mikroorganismy (Sutton, 2011) ve variantě V4(mk).



Obr. 5-2 Mikrobiální aktivita - BAS v kořenové a mimokořenové půdě v roce 2014.

Komentář: zobrazeny jsou průměrné hodnoty BAS, $n = 3$, jednotlivé hodnoty byly podrobeny statistickému zkoumání ANOVA, na hladině významnosti $P < 0,05$: chybové úsečky znázorňují $\pm\sigma$.

Průběh hodnot BAS mezi jednotlivými variantami byl v roce 2014 odlišný od předcházejícího roku 2013 i následujícího roku 2015, jelikož u variant zasažených simulovaným suchem nebyly zjištěny průkazné rozdíly mezi obdobími před simulací sucha a po ní. Velká fluktuaace v naměřených hodnotách BAS a značný rozsah chybových úseček znázorňujících

$\pm\sigma$ indikuje možné ovlivnění měření. Dalším indikátorem poukazující na chybu v měření je nárůst mikrobiální aktivity v MKP, což nekoreluje např. se závěry Mukerji et al. (2006) a Wenhao et al. (2013), jež potvrzují rozdíly v mikrobiální aktivitě mezi těmito oblastmi.

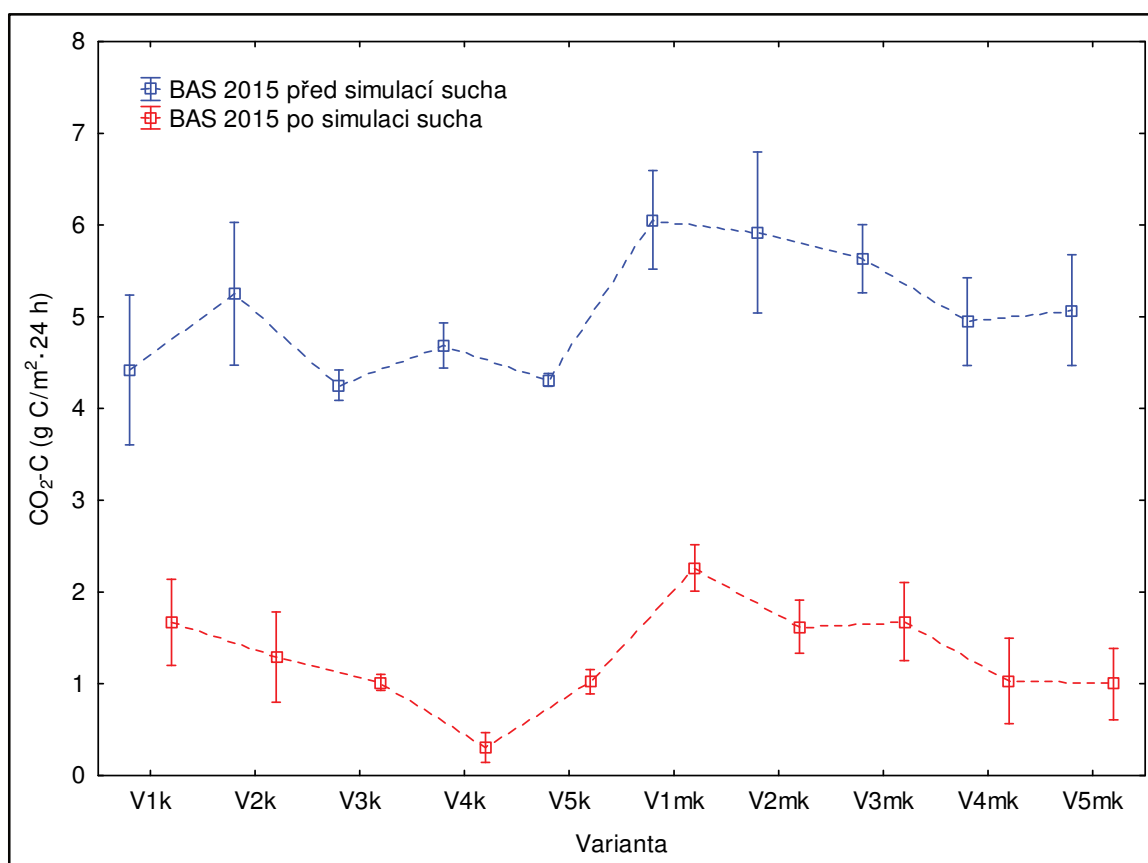
Tab. 5-III Statistická analýza potenciálních rozdílů v mikrobiální aktivitě - BAS mezi jednotlivými variantami experimentu v roce 2014.

Varianta	V rámci jedné skupiny mezi všemi variantami (k mk)		Napříč skupinami mezi všemi variantami (k + mk)		Mezi obdobími „Před a Po“ v rámci jedné varianty (Vk Vmk)
	Před	Po	Před	Po	
	V1(k)	a	a	A, B, C	
V2(k)	a	a	A, B, C	A, B	*
V3(k)	a	a	B	A, B	-
V4(k)	a	a	B	B	-
V5(k)	a	a	B	A, B	-
V1(mk)	a	a	A	A	-
V2(mk)	a, b	a	A, B, C	A	-
V3(mk)	b	a	C	A, B	-
V4(mk)	b	a	C	A, B	-
V5(mk)	b	a	C	A, B	-

Komentář: Tab. 5-III zobrazuje statistickou analýzu dat prezentovaných v grafu na Obr. 5-2. Rozdílná malá písmena indikují HSD mezi variantami (V1–V5) v rámci jedné skupiny (Vk | Vmk) a rozdílná velká písmena indikují HSD mezi všemi variantami napříč skupinami. * indikují HSD v rámci jednotlivých variant mezi obdobími před simulací sucha a po ní v rámci jednoho roku. Všechny HSD byly určeny na hladině významnosti $P < 0,05$; ANOVA; post-hoc HSD Tukeyho test.

Původní metodika měření BAS za využití aplikace natrokalciitu Keith & Wong (2006), která byla použita pro lyzimetrický experiment, popisuje možné vlivy na výsledek měření: A) Použití nevhodného množství natrokalciitu - pro měření bylo použito ve všech obdobích experimentu v přepočtu 0,06 g natrokalciitu/cm², což je v souladu s původní metodikou (Keith & Wong, 2006). B) Nevhodná velikost nádoby s natrokalciitem v měřící komoře - plastová zkumavka s natrokalciitem nebyla umístěna přímo na půdě, ale do speciálního stojanu, z hlediska plochy dna nádoby zaujímal přibližně 12 %. Také Keith & Wong (2006) nebo Zibilske (1994) použil obdobnou velikost nádoby pro natrokalciit, která byla umístěna nad povrch půdy. C) Specifické vlastnosti mikroprostředí měřící komory - rychlost větru

a teplota vzduchu při povrchové vrstvě půdy ovlivňují intenzitu respirační aktivity mikroorganismů skrze změny v půdní vlhkosti (Cook & Orchard, 2008; Karhu et al., 2014). Problematika vlivu zvýšené rychlosti větru, a tím i evapotranspirace byla eliminována umístěním měřicích komor přímo do porostu modelové rostliny (Obr. 4-9). Dalším faktorem, který mohl ovlivnit měření, byly vysoké teploty uvnitř nádoby v souvislosti s intenzivním slunečním zářením, jež podle Karhu et al. (2014) v krátkodobém horizontu působí pozitivně na růst respirační aktivity mikroorganismů. Přímý vliv sluneční radiace byl minimalizován použitím krytu z alobalu, jenž zvýšil albedo měřicí komory.



Obr. 5-3 Mikrobiální aktivita - BAS v kořenové a mimokořenové půdě v roce 2015.

Komentář: zobrazeny jsou průměrné hodnoty BAS, $n = 3$, jednotlivé hodnoty byly podrobeny statistickému zkoumání ANOVA, na hladině významnosti $P < 0,05$: chybové úsečky znázorňují $\pm\sigma$.

Po vyloučení výše uvedených možností byla provedena kontrola jednotlivých stanovišť měření BAS. Na základě kontroly provedené na konci vegetační sezóny (2014), bylo zjištěno, že část válců ze síťoviny UHELON, které měly za úkol vytvořit mimokořenové prostředí ve variantách V3–V5, měly poškozené boční šité spoje. Ihned byla provedena výroba nových, kde boční spoje byly vyztuženy lepidlem na bázi polymeru, odolným proti vlhku a narušování kořeny.

Hodnoty BAS naměřené v roce 2015 vykazují oproti roku 2014 obdobný průběh jako v roce 2013. Ve všech variantách byl zjištěn průkazný rozdíl (Tab. 5-IV) mezi obdobími před simulací sucha a po ní. Přičemž byl opět detekován již popisovaný pokles v hodnotách BAS v rámci variant V1 a V2. Důvodem byl pravděpodobně nízký srážkový úhrn v období po simulaci sucha. Pro porovnání, po simulaci sucha byla hodnota BAS ve variantách V1(k) a V2(k) nižší přibližně o 40 % v porovnání s roky 2013 a 2014.

Tab. 5-IV Statistická analýza potenciálních rozdílů v mikrobiální aktivitě - BAS mezi jednotlivými variantami experimentu v roce 2015.

Varianta	V rámci jedné skupiny mezi všemi variantami (k mk)		Napříč skupinami mezi všemi variantami (k + mk)		Mezi obdobími „Před a Po“ v rámci jedné varianty (Vk Vmk)
	Před	Po	Před	Po	
V1(k)	a	a	A	A, B	*
V2(k)	a	a	A	A, B	*
V3(k)	a	a	A	A, B	*
V4(k)	a	a	A	B	*
V5(k)	a	a	A	A, B	*
V1(mk)	a	a	A	A	*
V2(mk)	a	a	A	A, B	*
V3(mk)	a	a	A	A, B	*
V4(mk)	a	a	A	A, B	*
V5(mk)	a	a	A	A, B	*

Komentář: Tab. 5-IV zobrazuje statistickou analýzu dat prezentovaných v grafu na Obr. 5-3. Rozdílná malá písmena indikují HSD mezi variantami (V1–V5) v rámci jedné skupiny (Vk | Vmk) a rozdílná velká písmena indikují HSD mezi všemi variantami napříč skupinami. * indikují HSD v rámci jednotlivých variant mezi obdobími před simulací sucha a po ní v rámci jednoho roku. Všechny HSD byly určeny na hladině významnosti $P < 0,05$; ANOVA; post-hoc HSD Tukeyho test.

Dále ani v jednom období experimentu v roce 2015 nebyly zjištěny průkazné rozdíly v úrovni mikrobiální aktivity mezi KP a MKP. Důležitým faktorem pro objasnění absence průkazných rozdílů mezi variantami ovlivněných simulací sucha jsou srážkové úhrny, protože jejich výkyvy významně ovlivňují půdní ekosystém (Bardgett et al., 2008) v přímé návaznosti na mikrobiální komunitu. Porovnáme-li srážkové úhrny za období 31 dnů před simulací sucha, tak nalezneme rozdíl mezi rokem 2015 (32 mm) a 2013 (110,8 mm). Tento

rozdíl poukazuje na situaci, že půdní mikroorganismy měly k dispozici dostatek půdní vláhy, obzvláště v r. 2013, která napomohla jejich rozvoji (Rivest et al., 2013) a mohly lépe odolávat působení sucha (Hueso et al., 2012) při zastřešení jak v KP, tak i v MKP. Vliv dostupnosti půdní vláhy byl z celkového hlediska hodnot BAS primární, v porovnání s efektem hnojení a v případě jejího nedostatku došlo k negativnímu působení na mikrobiální aktivitu v půdě, především pak v letech 2013 a 2015. Nepodařilo se ale naléznout signifikantní rozdíly v působení sucha na mikrobiální aktivitu v KP a MKP.

Dehydrogenázová aktivita

Hodnoty DHA byly stanoveny ex situ v odebraných půdních vzorcích, a to vždy před simulací sucha zastřešením a po ní. Měření DHA proběhlo v posledních dvou letech experimentu 2014 a 2015. Důvodem absence měření v roce 2013 byla nutnost zajištění financování stanovení této enzymatické aktivity a studium její metodiky na SPÚ v Nitre. Následující Tab. 5-V poskytuje kompletní přehled naměřených hodnot DHA za výše uvedené období, včetně statistické analýzy potencionálních rozdílů mezi jednotlivými variantami, KP a MKP. Detailní rozdíly mezi jednotlivými variantami a obdobími jsou znázorněny za využití bodových grafů Obr. 5-4 pro rok 2014 a Obr. 5-5 pro rok 2015.

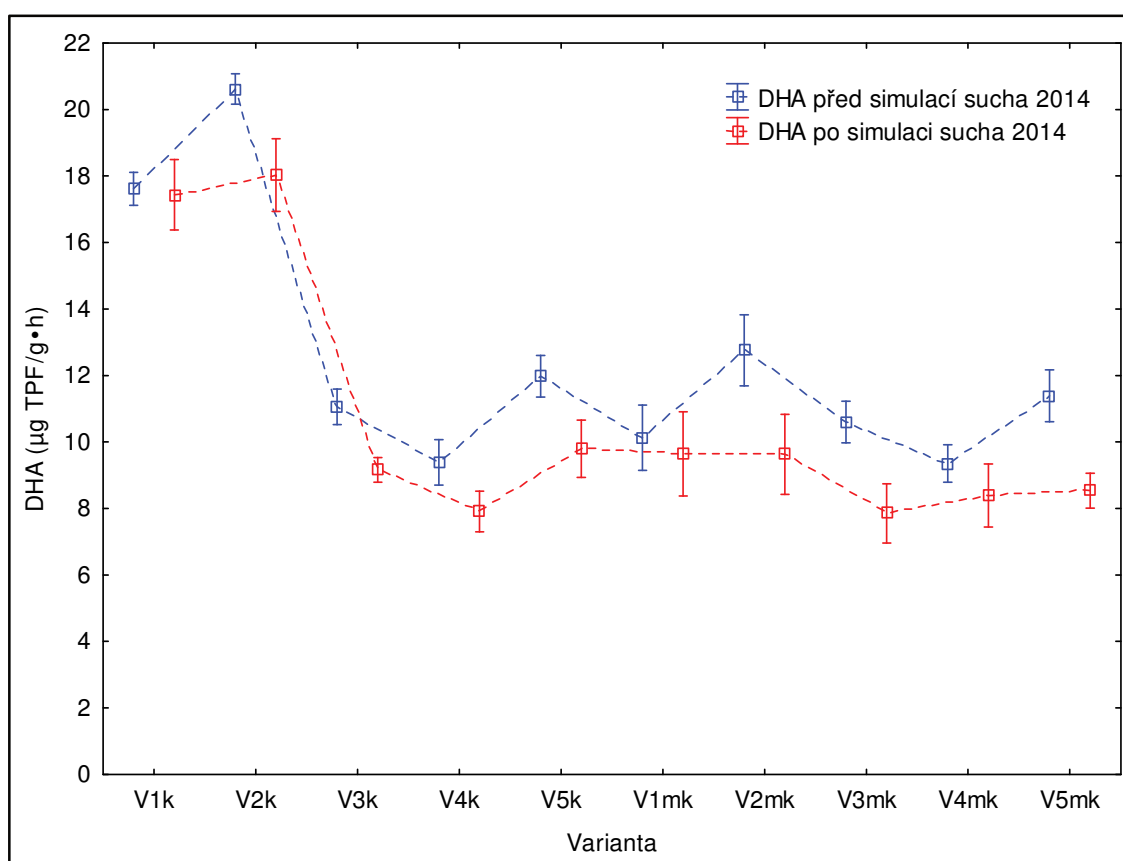
Stanovení DHA byla započata v roce 2014. Během měření v uvedeném roce byly nalezeny rozdíly mezi jednotlivými variantami, v rámci období před suchem (a) a po suchu (b). Nebyly ale detekovány žádné průkazné rozdíly v hodnotě DHA mezi obdobími před simulací sucha a po ní (Tab. 5-V). Pokud se zaměříme pouze na (a) období před simulací sucha, tak zjistíme, že se hodnoty DHA pohybovaly v rozmezí od 9,38 do 20,62 $\mu\text{g TPF/g}\cdot\text{h}$, bez rozdílu zdali se jednalo o KP nebo MKP. Signifikantní rozdíly byly nalezeny mezi variantami, jež nebyly stresované suchem (V1 a V2) v porovnání s ostatními (V3–V5) stresovanými suchem v roce 2013. Další rozdíl v úrovni DHA v rámci období (a) před simulací sucha roku 2014 je patrný, pokud se porovná zjištěná úroveň aktivity mikroorganismů v KP a MKP variant V1 a V2. Průkazné rozdíly zde byly nalezeny, přibližně o 60 % vyšší hodnota DHA ve prospěch KP. Naopak nebyly nalezeny rozdíly v DHA mezi KP a MKP ostatních variant.

Tab. 5-V DHA ($\mu\text{g TPF/g}\cdot\text{h}$) v kořenové a mimokořenové zóně pokusných rostlin před simulací sucha a po ní v období 2014–2015.

Varianta	2014						2015					
	Před			Po			Před			Po		
	DHA	$\pm \sigma$	HSD	DHA	$\pm \sigma$	HSD	DHA	$\pm \sigma$	HSD	DHA	$\pm \sigma$	HSD
V1(k)	17,61 ^a	0,50	A	17,44 ^a	1,06	A	16,79 ^a	0,83	A	15,14 ^a	0,87	A
V2(k)	20,62 ^a	0,46	A	18,03 ^a	1,09	A	20,53 ^a	0,98	A	17,93 ^a	1,45	A
V3(k)	11,06 ^b	0,54	B	9,16 ^b	0,37	B	10,30^{b*}	0,70	B	4,18 ^b	0,32	B
V4(k)	9,38 ^b	0,68	B	7,90 ^b	0,61	B	12,17^{b*}	0,93	B	3,60 ^b	0,39	B
V5(k)	11,98 ^b	0,63	B	9,79 ^b	0,86	B	16,32^{a*}	0,45	A	4,34 ^b	0,37	B
V1(mk)	10,13 ^a	0,98	B	9,64 ^a	1,26	B	10,11 ^{a,b}	0,76	B, C	6,48 ^{a,b}	0,85	B, C
V2(mk)	12,75 ^a	1,07	B	9,63 ^a	1,20	B	11,17^{a*}	0,84	B	6,85 ^a	1,02	B
V3(mk)	10,59 ^a	0,63	B	7,85 ^a	0,89	B	9,62^{a,b*}	0,51	B, C	3,76 ^{a,b}	0,40	B, C
V4(mk)	9,35 ^a	0,56	B	8,38 ^a	0,95	B	6,66 ^b	0,83	C	3,09 ^{a,b}	0,80	B, C
V5(mk)	11,39 ^a	0,78	B	8,54 ^a	0,53	B	10,23^{a,b*}	0,60	B, C	2,89 ^b	0,41	C

Komentář: uvedeny jsou průměrné hodnoty DHA naměřené v kořenové (k) a mimokořenové půdě (mk) $\pm \sigma$, $n = 3$. Rozdílná malá písmena (indexy) u hodnot DHA indikují HSD mezi variantami (V1–V5) v rámci jedné skupiny (Vk | Vmk). Rozdílná velká písmena v samostatném sloupci indikují HSD v rámci jednoho roku, mezi všemi variantami experimentu (V1–V5) a všemi skupinami experimentu (Vk–Vmk). Tučně zvýrazněné hodnoty spolu s * indikují HSD v rámci jednotlivých variant mezi obdobími před simulací sucha a po ní v rámci jednoho roku. Všechny HSD byly určeny na hladině významnosti $P < 0,05$; ANOVA; post-hoc HSD Tukeyho test.

Obdobný průběh hodnot je patrný i v druhém období roku 2014, tj. po simulaci sucha (b), kde byly nalezeny stejné průkazné rozdíly jako v období předcházejícím. Nejvyšší úroveň enzymatické aktivity prokazatelně vykazovaly V1(k) a V2(k) v porovnání s ostatními variantami (V3, V4, V5). Naopak mezi variantami stresovanými suchem nebyly nalezeny průkazné rozdíly ani při porovnání KP a MKP. Zvýšenou mikrobiální aktivitu v KP lze vysvětlit přítomností kořenových exudátů a jejich vlivu na půdní mikroorganismy. Význam kořenových exudátů pro rozvoj mikrobiální komunity v půdě potvrdil Mukerji et al. (2006). Dále pak Shi et al. (2011) popsali pozitivní korelaci mezi přítomností rozložitelných uhlíkatých látek v půdě a růstem celkové mikrobiální aktivity vyjádřené DHA. Situace vzniklá ve druhém období roku 2014 tak opět indikuje dlouhodobější vliv stresování suchem na DHA v půdě v porovnání s krátkodobým působením sucha a aplikací živin.

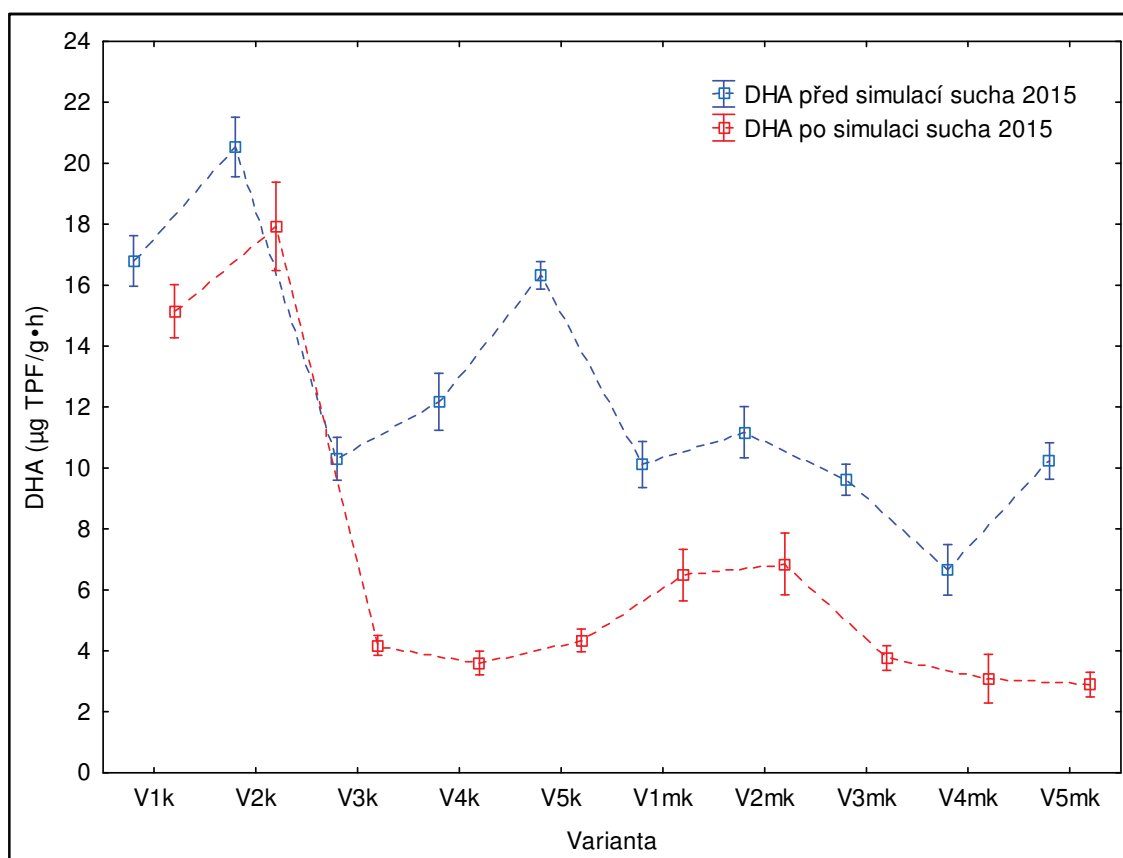


Obr. 5-4 Mikrobiální aktivita - DHA v kořenové a mimokořenové půdě v roce 2014.

Komentář: zobrazeny jsou průměrné hodnoty BAS, $n = 3$, jednotlivé hodnoty byly podrobeny statistickému zkoumání ANOVA, na hladině významnosti $P < 0,05$: chybové úsečky znázorňují $\pm\sigma$.

Variety s prokazatelně nejvyššími hodnotami DHA byly v roce 2014: V1 (k – 17,61 $\mu\text{g TPF/g}\cdot\text{h}$) nehnojená kontrola a varianta V2 (k – 20,62 $\mu\text{g TPF/g}\cdot\text{h}$), kde bylo aplikováno 84 kg N/ha. Hodnoty naměřené v období před (a) a následně po simulaci (b) sucha v KP indikují ani ne tak vliv přídatku živin na hodnotu DHA, ale možný význam stresování modelových rostlin a půdy v předcházejícím roce 2013, protože hnojeny byly i variety s nejnižší úrovní mikrobiální aktivity (V4 – 84 kg N/ha a V5 – 1,25 l LG B/ha). Tyto variety byly v předešlém roce 2013 vystaveny působení sucha.

Také Liang et al. (2014) nezjistili vliv přídatku N_{\min} na mikrobiální aktivitu v půdě vyjádřenou DHA v porovnání s kontrolní variantou, je ale nezbytné uvést, že vždy záleží na původu a charakteru živin. Oproti tomu například Luo et al. (2015) uvádí, že existuje prokazatelný vliv aplikace N na DHA v půdě, ale pokud porovnáme aplikaci statkového hnojiva s minerálním, zvýšení bude vždy ve prospěch variety s organickou formou. Na druhou stranu Chu et al. (2007) a Luo et al. (2015) poukazují na skutečnost, že aplikace N ve formě N_{\min} vždy zvýšila hodnotu všech testovaných enzymatických aktivit v půdě.



Obr. 5-5 Mikrobiální aktivita - DHA v kořenové a mimokořenové půdě v roce 2015.

Komentář: zobrazeny jsou průměrné hodnoty BAS, $n = 3$, jednotlivé hodnoty byly podrobeny statistickému zkoumání ANOVA, na hladině významnosti $P < 0,05$; chybové úsečky znázorňují $\pm\sigma$.

Naměřené hodnoty během druhého roku (2015) sledování DHA v KP a MKP jsou uvedeny v Tab. 5-V a jejich průběh je znázorněn na Obr. 5-5. Graf potvrzuje obdobný vývoj jako v roce 2014, ale s vyššími rozdíly v enzymatické aktivitě. Signifikantní rozdíly byly detekovány jak mezi jednotlivými variantami, obdobími (před suchem a po něm), tak i mezi KP a MKP konkrétních variant.

Nejvíce průkazných rozdílů bylo určeno v období před simulací sucha. Rozsah enzymatické aktivity byl podobný jako v roce 2014, tj. od 10,30 do 20,53 $\mu\text{g TPF/g}\cdot\text{h}$. Přičemž nejvyšší aktivita mikroorganismů byla zjištěna opět u KP variant nestresovaných suchem V1 – nehnojená kontrola (16,79 $\mu\text{g TPF/g}\cdot\text{h}$), V2 – aplikace 84 kg N/ha (20,53 $\mu\text{g TPF/g}\cdot\text{h}$) a navíc v jedné variantě stresované suchem V3 (16,32 $\mu\text{g TPF/g}\cdot\text{h}$). Tyto hodnoty byly průkazně nejvyšší v porovnání k variantám stresovaných suchem V3 (nehnojená kontrola) a V5 (84 kg N/ha + 1,25 l LG B/ha). Dále byly zjištěny průkazné rozdíly v mikrobiální aktivitě mezi KP a MKP. Opět byl zjištěn pokles v hodnotách DHA v MKP ve srovnání s KP, a to přibližně o 60 % v rámci varianty V1, 55 % ve variantě V2 a 62 % ve variantě V5.

Druhé období sledování DHA, tj. po simulaci sucha v roce 2015 vykazovalo pokles mikrobiální aktivity v KP všech variant stresovaných suchem. Mimo jiné byl zjištěn i průkazný pokles v hodnotách DHA ve variantě V2 (mk), která nebyla stresována suchem. Prokazatelně nejvyšší hodnoty DHA byly opět stanoveny u KP variant V1 a V2 v porovnání se zbylými variantami. Dále byly zjištěny průkazné rozdíly v DHA mezi KP a MKP variantami V1, V2 a V5. Ve variantách stresovaných suchem byl zjištěn jeho průkazný vliv na pokles DHA, a to více než o 60 %.

Na základě naměřených hodnot před simulací sucha a po ní v roce 2015 lze usuzovat, že DHA mohla být ovlivněna způsobem hnojení. Důvodem je situace, kdy nejvyšší hodnoty DHA v jednotlivých obdobích byly stanoveny ve variantě V2 hnojené minerálním hnojivem. Při zahrnutí dalších zjištěných hodnot z následujícího období po simulaci sucha je zřejmý i vliv stresování půdy a rostlin nedostatkem vláhy. Výsledky z roku 2014 a 2015 indikují nejen aktuální vliv sucha na enzymatickou aktivitu v půdě, ale i jeho dlouhodobý negativní efekt na celkovou mikrobiální aktivitu v půdě. Protože v obou letech experimentu byly nalezeny nejnižší hodnoty DHA, jež odrážejí celkovou potencionální oxidační aktivitu mikroorganismů v půdě (Nikaeen et al., 2015) ve variantách, které byly od založení experimentu každoročně vystaveny působení sucha. Liang et al. (2014) uvádí na základě 15letého sledování vlivu hnojení na enzymatické reakce, že enzym dehydrogenáza je přítomný pouze v ži-

vých buňkách půdních mikroorganismů, jež ale mohou být v latentním stavu. Uvedené tvrzení podporuje předpoklad, že DHA je možné využít jako biologický indikátor vnějších dlouhodobých vlivů (klíma, způsob hospodaření atd.). Další vědecké práce Chu et al. (2007) a Luo et al. (2015) poukazují na potenciální vliv aplikace minerálních forem N na růst DHA, i když ten může být zanedbatelný například v porovnání s organickými formy N. Stejně jako v případě experimentu na lokalitě Havraníky, tak i Hueso et al. (2012) vyzorovali negativní vliv sucha na úroveň mikrobiální aktivity v půdě vyjádřenou DHA.

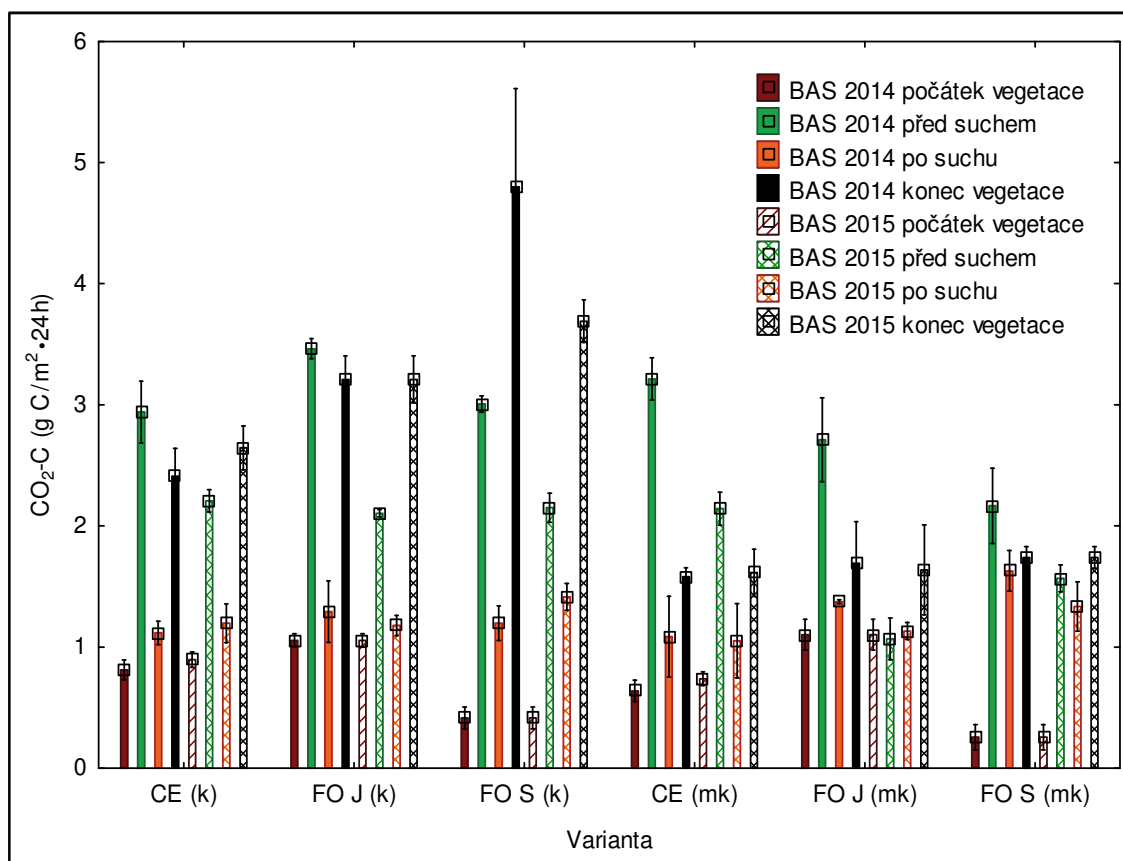
5.1.2 Terénní experiment Havraníky

Mikrobiální aktivita byla stejně jako v případě terénního experimentu Březová nad Svitavou kvantifikována za využití hodnot BAS a DHA.

Basální respirace

Aktivity mikroorganismů (BAS a DHA) byly měřeny na všech experimentálních staništích lokality Havraníky, tj. v rhizosférní a nerhizosférní půdě v letech 2014 a 2015. Experiment na lokalitě Havraníky započal v roce 2013, kdy byly provedeny první pedologické a chemické analýzy (podkapitola: 4.4.1), vytyčeny experimentální plochy a vytvořeny zóny bez přítomnosti kořenů. Měření BAS bylo poprvé uskutečněno v roce 2014, důvodem bylo laboratorní ověření metodiky měření BAS v roce 2013 (Elbl et al., 2014b) a zajištění financování Interní grantovou agenturou (IGA) Agronomické fakulty MENDELU.

BAS byla měřena vždy po celé vegetační období. Kompletní přehled naměřených hodnot je znázorněn na Obr. 5-6, kde jsou zobrazeny chronologicky hodnoty BAS: a) počátek vegetace konkrétního roku (duben 2014 a 2015), b) období před suchem, c) období po suchu, d) konec vegetace (září 2014 a 2015). Období „před suchem a po něm“ byla určována na základě dat z meteorologické stanice Kuchařovice (podkapitola: 4.4.4). Pro zachování co největší přehlednosti byla statistická analýza rozdělena do dvou skupin: a) porovnání potenciálních rozdílů mezi jednotlivými variantami v rámci vybraných období (Tab. 5-VI), b) porovnání potencionálních rozdílů mezi konkrétními obdobími (např.: počátek vegetace vs. konec vegetace apod.) v rámci jednotlivých variant (Tab. 5-VI, Tab. 5-VII a Tab. 5-VIII). Následovně byly graficky vyjádřeny rozdíly v BAS mezi K a MKP v obdobích „před suchem a po něm“ (Obr. 5-7 a Obr. 5-8).



Obr. 5-6 Mikrobiální aktivita - BAS v kořenové a mimokořenové půdě na jednotlivých experimentálních plochách v roce 2014 a 2015.

Komentář: zobrazeny jsou průměrné hodnoty BAS, $n = 3$, jednotlivé hodnoty byly podrobeny statistickému zkoumání ANOVA, na hladině významnosti $P < 0,05$; chybové úsečky znázorňují $\pm\sigma$.

Úroveň mikrobiální aktivity byla proměnlivá v rámci jednotlivých let experimentu a variant. Společným trendem byl pokles hodnot BAS po období sucha v porovnání s obdobím předcházejícím. Tato situace je patrná jak z kompletní (Tab. 5-VI), tak i dílčí (Tab. 5-VII a Tab. 5-VIII) statistické analýzy, kdy byl nalezen vždy průkazný rozdíl mezi obdobími před suchem v KP a po něm, a vyjma varianty FO J (rok 2015) i v MKP. Uvedené hodnoty poukazují na negativní vliv zvýšených teplot a absence srážek na mikrobiální aktivitu v půdě. Stejnou situaci neboli dominantní vliv teploty na mikrobiální aktivitu (nejen) v půdách trvalých travních porostů potvrzuje také studie Sheik et al. (2011). Autoři mimo potvrzení přímého vlivu sucha na pokles mikrobiální aktivity v půdě dále upozorňují na dlouhodobý vliv sucha na snížení biodiverzity mikrobiální komunity v půdě.

Přímou souvislost mezi změnami teploty vzduchu a následným ovlivněním půdní vlhkosti dále potvrdili Bardgett et al. (2008) a Cook & Orchard (2008). Srovnáme-li výsledky jednotlivých variant (Obr. 5-6), lze dojít k závěru, že mikrobiální aktivita v půdě byla ovlivněna kombinací několika faktorů: a) aktuální meteorologickou situací v kombinaci s (mikro)klimatem oblasti; b) vlastnostmi jednotlivých rostlin; c) vegetačním obdobím.

Meteorologické údaje (a) potvrzují absenci srážkových úhrnů v období min. čtyř dnů před provedením měření BAS (Příloha 12 a Příloha 13). Na základě těchto údajů a porovnání naměřených dat (Tab. 5-VI) lze předpokládat vliv sucha na mikrobiální aktivitu v půdě. Vznik meteorologického sucha umocňuje ještě skutečnost, že zájmová oblast patří mezi nejsušší místa v ČR (Quit, 1975; Reiterová & Škorpík, 2012). Rozdílné hodnoty BAS mezi jednotlivými variantami poměrně dobře ilustrují význam modelové rostliny (b) a období měření (c) na mikrobiální aktivitu v půdě. Naměřené hodnoty indikují vzájemný vztah nadzemních rostlinných společenstev s mikrobiální komunitou v půdě. Ovlivňování mikrobiální komunity v půdě rostlinami na základě vnějších podmětů, jakými mohou být sucho a dostupnost živin, potvrzuje Waldrop & Firestone (2006).

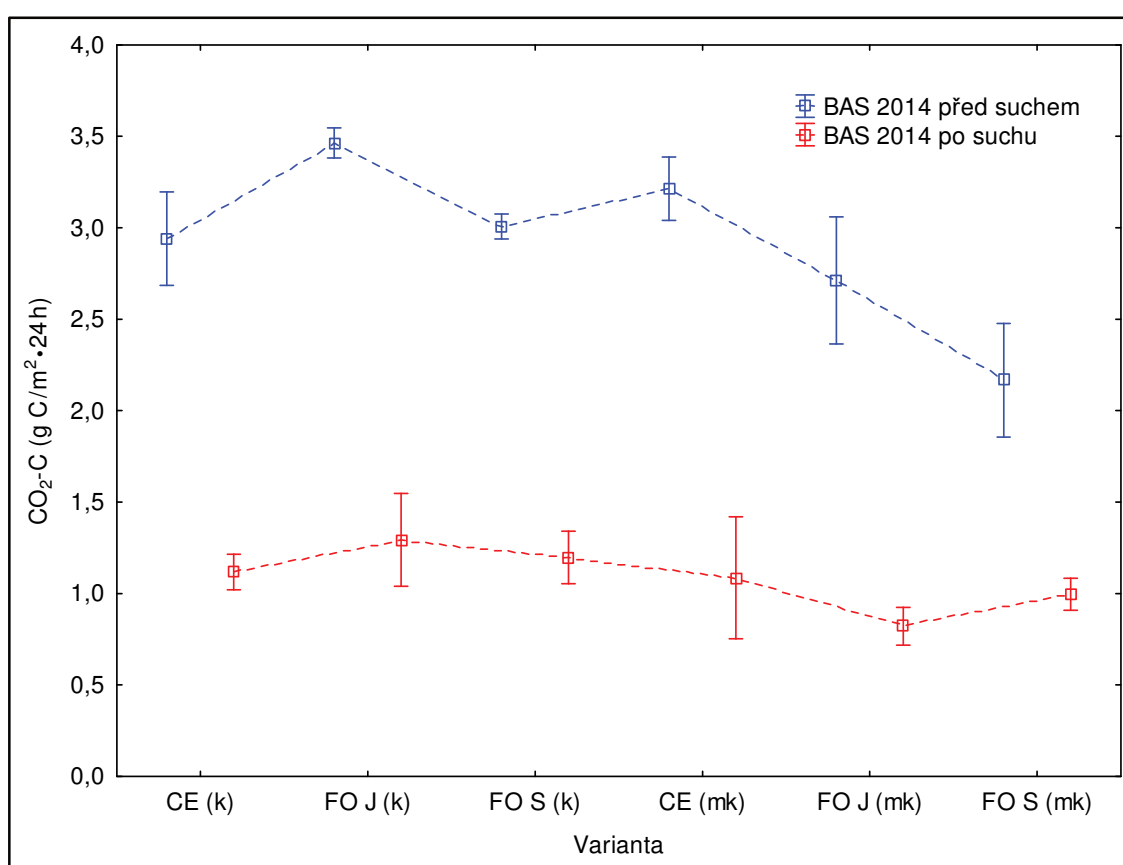
Nejvyšší hodnota BAS za rok 2014 a 2015 byla naměřená na konci vegetačního období ve variantě FO S (k) v KP a nejnižší opět ve variantě FO S, ale v MKP. Průkazné rozdíly v BAS byly nalezeny v rámci všech variant mezi počátkem a koncem vegetace v KP. Přičemž největší rozdíly byly nalezeny ve variantě FO S (k) a nejmenší ve variantě CE (k) v rámci jednotlivých let. Uvedené hodnoty můžeme považovat za vyjádření vlivu modelové rostliny a ročního období na mikrobiální aktivitu v půdě. Relativní stabilitu mikrobiální aktivity v porostu *Calamagrostis epigejos* (CE), kterou indikuje pravidelný průběh hodnot BAS (Obr. 5-6), lze vysvětlit úrovní kompetiční zdatnosti této rostliny. Naměřená BAS poukazuje na schopnost CE odolávat suchu a tlumit jeho negativní vliv na mikrobiální aktivitu ve své rhizosféře. CE je nepůvodní, invazivní druh na území NP Podyjí (Reiterová & Škorpík, 2012). Kompetiční schopnosti CE byly již potvrzeny v souvislosti s proměnlivým vodním režimem v půdách (Holub, 2002) a kolísáním půdní teploty Fiala et al., (1996).

Tab. 5-VI Statistická analýza potenciálních rozdílů v mikrobiální aktivitě - BAS na základě vybraných faktorů.

Statistický rozdíl ANOVA; HSD P < 0,05								
Varianta	2014				2015			
	V rámci jedné skupiny mezi všemi variantami (k mk)							
	Počátek vegetace	Před suchem	Po suchu	Konec vegetace	Počátek vegetace	Před suchem	Po suchu	Konec vegetace
CE (k)	a, b	a	a	a	a	a	a	a
FO J (k)	a	a	a	a, b	a	a	a	a, b
FO S (k)	b	a	a	b	b	a	a	b
CE (mk)	a	a	a	a	a	a	a	a
FO J (mk)	b	a	a	a	a	b	a	a
FO S (mk)	a	a	a	a	b	b	a	a
Napříč skupinami mezi všemi variantami (k + mk)								
	Počátek vegetace	Před suchem	Po suchu	Konec vegetace	Počátek vegetace	Před suchem	Po suchu	Konec vegetace
CE (k)	A, B, C	A, B	A	A	A	A	A	A, C
FO J (k)	A	A	A	A, B	A	A, C	A	A, B
FO S (k)	B, D	A, B	A	B	B, C	A	A	B
CE (mk)	A, B, D	A, B	A	A	A, B	A	A	C
FO J (mk)	C	A, B	A	A	A	B, C	A	C
FO S (mk)	D	B	A	A	C	C	A	C

Komentář: Tab. 5-VI zobrazuje statistickou analýzu dat prezentovaných v grafu na Obr. 5-6. Jednotlivé skupiny jsou soubory dat z měření v rhizosférní (kořenové – k) a nerhizosférní (mimokořenové – mk) půdě. Data byla porovnáвана v rámci jedné skupiny (k nebo mk) mezi variantami (CE, FO atd.) – HSD znázorňuje rozdílné malé písmeno. Dále pak byla data porovnáвана navzájem napříč skupinami v jednotlivých obdobích např.: CE (k) vs. FO J (mk) – HSD znázorňuje rozdílné velké písmeno, a to vždy pro konkrétní období. Všechny rozdíly jsou na hladině významnosti P < 0,05; ANOVA; post-hoc HSD Tukeyho test.

Festuca ovina (FO) v porovnání s CE představuje podle (Reiterová & Škorpík, 2012) původního zástupce xerothermních trávníků v NP Podyjí. Na rozdíl od vyvýšené CE jsou trsy FO (nižší, méně zapojený, trsnatý porost) vystaveny častějším cyklům vysychání a zvlhčování (Holub et al., 2012), což má za následek odlišnou míru mikrobiálního rozkladu organických látek v půdě a následně i nižší hodnoty BAS se stabilním průběhem v rámci vegetačního období. Časté změny v „obratu SOM“ v porostu FO pak následovně vedou ke vzniku významných rozdílů (Tab. 5-VI) v mikrobiální aktivitě během jednotlivých období vegetace (Obr. 5-6). Tento stav potvrzují i vyrovnané hodnoty dostupnosti N_{min} v porostu CE během vegetační sezóny (podkapitola: 5.3.2) v KP. Uvedené změny jsou typické v travních porostech aridního klimatu, například mediteránní oblasti (Rutigliano et al., 2009).



Obr. 5-7 Mikrobiální aktivita - BAS v kořenné a mimokořenné půdě na jednotlivých experimentálních plochách v roce 2014.

Komentář: zobrazeny jsou průměrné hodnoty BAS, $n = 3$, jednotlivé hodnoty byly podrobeny statistickému zkoumání ANOVA, na hladině významnosti $P < 0,05$; chybové úsečky znázorňují $\pm \sigma$.

Pokud porovnáme naměřené hodnoty BAS v KP a MKP, lze uvést, že nejmenší rozdíly byly nalezeny mezi hodnotami BAS naměřenými v MKP. Vzniklá situace tak opět indikuje vliv modelových rostlin na mikrobiální aktivitu v KP. Na druhou stranu je nezbytné uvést,

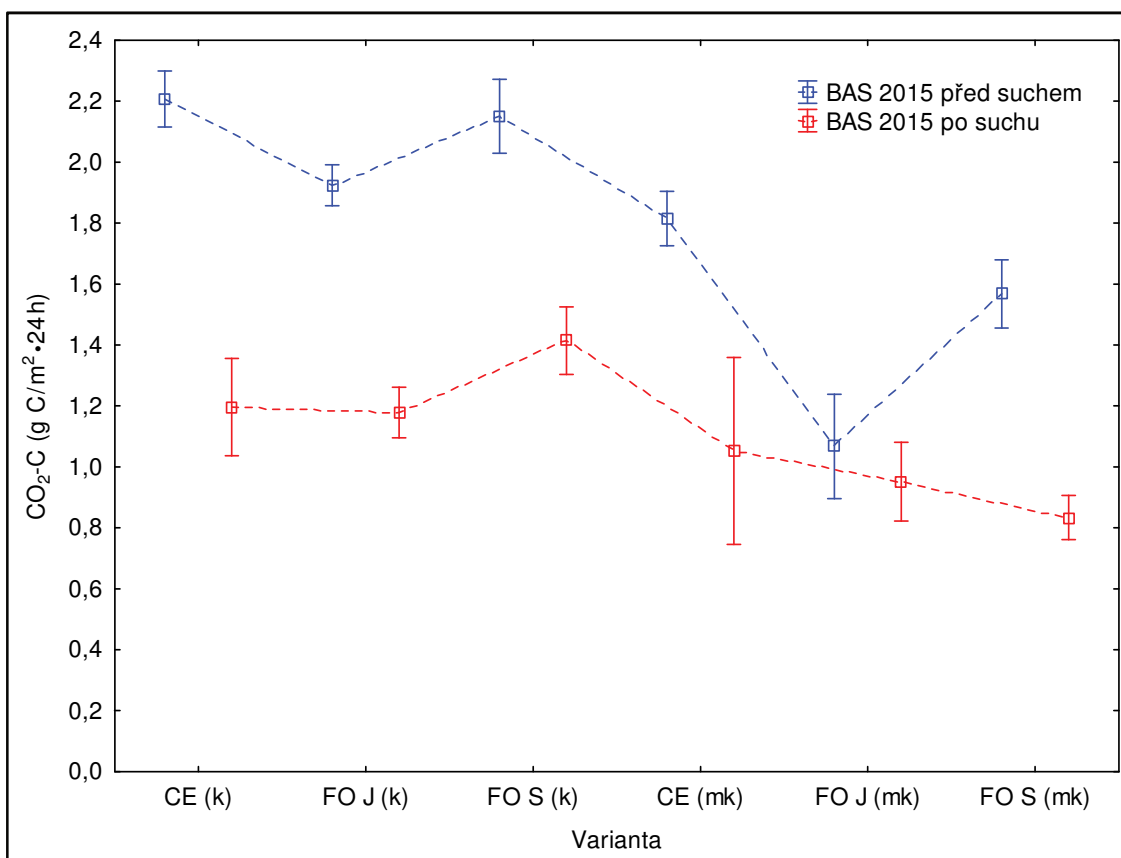
že v jednotlivých letech experimentu nebyly nalezeny průkazné rozdíly mezi mikrobiální aktivitou v KP a MKP varianty CE, naopak v rámci variant FO (S) a (J) byly nalezeny dílčí rozdíly. Dalším zajímavým aspektem je i průběh hodnot BAS v KP a MKP varianty CE, které opět indikují stabilitu mikrobiální aktivity a pomalý oběh SOM v komplexu půda – rostlina (CE), který byl komentován v předcházejícím textu.

Tab. 5-VII Statistická analýza potenciálních rozdílů v mikrobiální aktivitě - BAS na základě vybraných faktorů – rok 2014.

Statistický rozdíl ANOVA; HSD P < 0,05								
Var.	Skupina „k“				Skupina „mk“			
	Mezi vybranými obdobími v roce 2014 v rámci jedné skupiny a varianty CE (k), FO J (k), FO S (k)				Mezi vybranými obdobími v roce 2014 v rámci jedné skupiny a varianty CE (mk), FO J (mk), FO S (mk)			
	Počátek vegetace	Konec vegetace	Před suchem	Po suchu	Počátek vegetace	Konec vegetace	Před suchem	Po suchu
CE	*			*	-			*
FO J	*			*	-			*
FO S	*			*	*			*

Komentář: Tab. 5-VII zobrazuje statistickou analýzu dat prezentovaných v grafu na Obr. 5-7. Existence statisticky významných rozdílů je znázorněna *. Analyzovány byly hodnoty DHA v rámci jednotlivých skupin (k a mk) a rozdíly byly hledány mezi obdobími „počátek vegetace – konec vegetace“ a „před suchem – po suchu“. Všechny rozdíly jsou na hladině významnosti P < 0,05; ANOVA; post-hoc HSD Tukeyho test.

V roce 2014 byly nalezeny průkazné rozdíly v BAS mezi obdobími před suchem a po něm ve všech variantách. Nejvyšší hodnota BAS byla naměřena v rámci období před suchem, ve variantě FO J (k), a naopak nejnižší ve variantě FO S (mk). Rozdíl mezi těmito variantami je průkazný, navíc je zde průkazný rozdíl mezi FO J (k) a CE (k), FO S (k). Další statistické rozdíly mezi jednotlivými variantami nebyly nalezeny ani v jednom z uvedených období (Tab. 5-VII). Hodnoty BAS v KP a MKP byly vždy prokazatelně negativně ovlivněny suchem, což potvrzuje průkazný statistický rozdíl mezi obdobími před suchem a po něm v rámci všech variant. Jiná situace nastala na počátku a konci vegetačního období, jelikož byly zjištěny prokazatelné rozdíly v BAS mezi počátkem a koncem vegetace. Nejvyšší hodnoty byly pokaždé zjištěny na konci vegetace v porovnání s počátkem v rámci jednotlivých variant. Tyto rozdíly byly vždy průkazné v KP a v MKP s výjimkou variant CE a FO J. Nejvyšší úroveň mikrobiální aktivity byla detekována ve variantě FO S (k) a nejnižší CE (mk).



Obr. 5-8 Mikrobiální aktivita - BAS v kořenové a mimokořenové půdě na jednotlivých experimentálních plochách v roce 2015.

Komentář: zobrazeny jsou průměrné hodnoty BAS, $n = 3$, jednotlivé hodnoty byly podrobeny statistickému zkoumání ANOVA, na hladině významnosti $P < 0,05$; chybové úsečky znázorňují $\pm \sigma$.

Průběh BAS v roce 2015 byl obdobný jako v předešlém roce 2014. Mikrobiální aktivita v KP a MKP experimentu byla na počátku vegetačního období na stejné úrovni ve variantách CE a FO J. Naopak ve variantě FO S byly nalezeny hodnoty nižší v porovnání s CE a FO J. Další rozdíly byly detekovány až v následujících obdobích, kdy naměřená BAS v KP byla vždy vyšší oproti hodnotě v MKP. Tyto rozdíly ale nebyly z hlediska jednotlivých variant vždy významné. Průkazné rozdíly v BAS mezi KP a MKP byly nalezeny ve variantě FO S a FO J v období před suchem, dále pak ve stejných variantách na konci vegetace. Porovnáme-li hodnoty BAS mezi jednotlivými obdobími v rámci jednotlivých variant, tak zjistíme, že BAS byla vždy vyšší: a) na konci vegetace v porovnání s počátkem; b) v rámci období před suchem při porovnání s obdobím po suchu. Statisticky významné byly tyto rozdíly v KP a v MKP vyjma varianty FO J.

Tab. 5-VIII Statistická analýza potenciálních rozdílů v mikrobiální aktivitě - BAS na základě vybraných faktorů – rok 2015.

Statistický rozdíl ANOVA; HSD $P < 0,05$								
Var.	Skupina „k“				Skupina „mk“			
	Mezi vybranými obdobími v roce 2015 v rámci jedné varianty CE (k), FO J (k), FO S (k)				Mezi vybranými obdobími v roce 2015 v rámci jedné varianty CE (mk), FO J (mk), FO S (mk)			
	Počátek vegetace	Konec vegetace	Před suchem	Po suchu	Počátek vegetace	Konec vegetace	Před suchem	Po suchu
CE	*			*	*			*
FO J	*			*	-			-
FO S	*			*	*			*

Komentář: Tab. 5-VIII zobrazuje statistickou analýzu dat prezentovaných v grafu na Obr. 5-8. Existence statisticky významných rozdílů je znázorněna *. Analyzovány byly hodnoty DHA v rámci jednotlivých skupin (k a mk) a rozdíly byly hledány mezi obdobími „počátek vegetace – konec vegetace“ a „před suchem – po suchu“. Všechny HSD byly určeny na hladině významnosti $P < 0,05$; ANOVA; post-hoc HSD Tukeyho test.

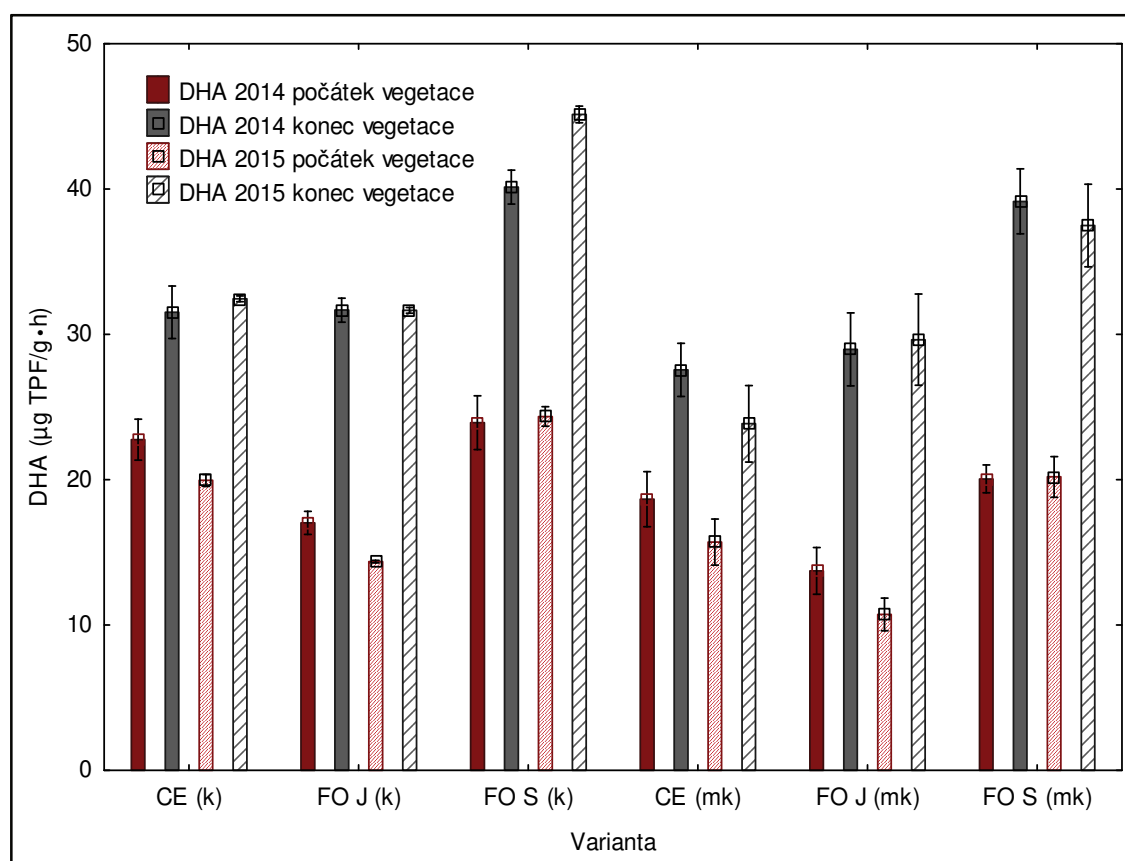
Pokud shrneme výsledky BAS za rok 2014 a 2015, tak je zde patrná vyrovnanost hodnot v MKP v porovnání s KP. Tento stav může indikovat potencionální vliv rostliny na půdní mikrobiální komunitu tak, jak ho popisuje například již zmíněná práce Waldrop & Firestone (2006). Největší rozdíl v mikrobiální aktivitě v KP byl pravidelně detekován mezi počátkem a koncem vegetace. Oproti tomu byly hodnoty BAS v MKP ustálenější. Největší rozdíly v MKP byly nalezeny v roce 2014, a to mezi obdobími před suchem a po něm, a v roce 2015 mezi počátkem a koncem vegetace. Dále je z grafu patrný minimální rozdíl v hodnotách BAS mezi KP a MKP v roce 2014 před suchem, který byl způsoben lokální meteorologickou situací. Srážkový úhrn činil 50,2 mm v měsíci květnu roku 2014 před započatím měření ve srovnání se 7,1 mm v roce 2015 (Příloha 12). Proto nebyly v období před suchem roku 2014 zjištěny žádné rozdíly mezi MK a KP, jelikož obě skupiny měly dostatek vody pro rozvoj mikrobiální aktivity. Souvislost mezi dostupností vody v půdním prostředí a úrovní mikrobiální aktivity popisuje Matías et al. (2011).

Dehydrogenázová aktivita

Míra mikrobiální aktivity na počátku a konci vegetačního období v rhizosférní a nerhizosférní půdě v jednotlivých variantách experimentu byla zjišťována v roce 2014 a 2015 na lokalitě Havraníky za využití biologického indikátoru – DHA.

Důvodem byla schopnost uvedeného indikátoru vyjádřit mikrobiální aktivitu z širšího hlediska jako biologický indikátor (Maková, 2015), tj. nejen aktivních, ale i potencionálně latentních mikroorganismů (Tarradellas et al., 1997). Na druhou stranu enzymy mohou být uvolňovány i z odumřelých buněk (Mikanová et al., 2010), proto je nezbytná opatrná interpretace zjištěných výsledků.

Celkový přehled zjištěných hodnot poskytuje sloupcový graf (Obr. 5-9), ze kterého je patrné, že nejvyšší mikrobiální aktivita byla v roce 2014 a 2015 zjištěna vždy v KP varianty FO S, a to na konci vegetačního období. Naopak nejnižší úroveň mikrobiální aktivity byla v jednotlivých letech opakovaně měřena v MKP varianty FO J. Uvedené hodnoty nelze přímo propojit s meteorologickou situací jednotlivých let. Na druhou stranu indikují potenciální rozdíl v enzymatické aktivitě mezi jednotlivými stanovišti modelových rostlin CE a FO. Statistické analýzy potencionálních rozdílů jsou uvedeny v Tab. 5-IX.



Obr. 5-9 Mikrobiální aktivita - DHA v kořenové a mimokořenové půdě na jednotlivých experimentálních plochách v roce 2014 a 2015.

Komentář: zobrazeny jsou průměrné hodnoty BAS, $n = 3$, jednotlivé hodnoty byly podrobeny statistickému zkoumání ANOVA, na hladině významnosti $P < 0,05$ – chybové úsečky znázorňují $\pm\sigma$.

Průkazné rozdíly v DHA byly nalezeny v obou letech mezi počátkem a koncem vegetace, a to ve všech variantách. Naopak nebyly nalezeny průkazné rozdíly mezi hodnotami zjištěnými v KP a MKP jednotlivých variant. Rozdíly mezi počátkem a koncem vegetace byly již částečně vysvětlovány v případě měření BAS na lokalitě Havraníky. Průběh hodnot BAS a DHA je na první pohled obdobný – nejvyšší hodnoty byly vždy naměřeny na počátku a nejnižší na konci vegetačního období. Uvedený vztah byl podroben statistickému zkoumání a v roce 2014 byla nalezena slabá pozitivní korelace mezi BAS a DHA (všech variant) pouze na konci vegetačního období ($r = 0,51$; $P = 0,038$). Stejná situace se opakovala i v roce 2015, kdy byla opět detekována slabá pozitivní korelace mezi BAS a DHA ($r = 0,54$; $P = 0,019$). Uvedené výsledky poukazují na souvislost mezi BAS a DHA na konci vegetačního období.

BAS představuje významný indikátor koloběhu uhlíku a jeho dostupnosti pro půdní organismy (Bloem et al., 2006). Hodnota BAS je dále přímo úměrná metabolické aktivitě mikroorganismů, při které dochází k mineralizaci organické hmoty v půdě (Mikanová et al., 2010). Pokud budeme souhlasit na základě vědeckých prací (Bloem et al., 2006; Deng et al., 2010; Blagodatskaya & Kuzyakov, 2013) s tvrzeními, že úroveň mikrobiální aktivity koreluje s obsahem a dostupností živin v půdě, existuje předpoklad, že na konci vegetační sezóny bylo v půdě více dostupných živin. Především pak C a N látek, které podle autorů García-Orenes et al. (2010) pozitivně působí na zvyšování celkové mikrobiální aktivity, kterou reflektují hodnoty DHA (Wolińska & Stepniewska, 2012). Sezónní variabilita mikrobiální aktivity v půdě, přesněji její zvýšená úroveň v průběhu vegetace v porovnání s počátkem, byla potvrzena Habekost et al. (2008) v návaznosti na dostupnost a kvalitu organických zdrojů živin.

Kromě rozdílů mezi počátkem a koncem vegetačního období v rámci jednotlivých variant byly dále průkazné hodnoty nalezeny mezi jednotlivými variantami v těchto obdobích:

- Konec vegetačního období 2014 – prokazatelně nejvyšší hodnota DHA ve variantě FO S, a to jak v rámci KP, tak i MKP.
- Počátek vegetačního období 2015 – rozdíl pouze mezi variantou FO J a ostatními, tato varianta vykazovala signifikantně nejnižší úroveň DHA v KP i MKP.
- Konec vegetačního období 2015 - v rámci MKP byla statisticky průkazně nejvyšší hodnota DHA nalezena ve variantách FO S a CE. Ve skupině KP, byla pak nalezena průkazně nejvyšší hodnota ve variantě FO S.

Uvedené rozdíly mezi jednotlivými variantami poukazují na propojený efekt diferenciovaných životních strategií jednotlivých modelových rostlin a mikroklimatických vlastností jejich stanovišť. Důvodem jsou signifikantně vysoké rozdíly nejen mezi počátkem a koncem vegetace v rámci jednotlivých variant, ale hlavně mezi severním (S) a jižním (J) odběrovým místem pro půdní vzorky varianty FO, ve kterých byla úroveň DHA stanovena. Hodnota DHA byla vždy vyšší ve variantě FO (S) v porovnání s FO (J). Na těchto stanovištích nebyla měřena půdní teplota, lze proto jen předpokládat vyšší osvit a teplotu půdy ve variantě FO (J). Právě zvýšená teplota v kombinaci s častějším vysycháním a následným ovlhčením půdy mohla mít za následek změny v dostupnosti živin, respektive jejich úbytek během vegetační sezóny a nedostatek na konci v porovnání s variantou FO (S). Také Holub et al. (2012) potvrdili zvýšený obrat organických látek v kořenovém systému FO v porovnání s CE, což by vysvětlovalo rozdíly v DHA mezi variantami CE (k) a FO S (k) na konci vegetačního období v obou letech experimentu.

Dále Stres et al. (2008) se ve své práci věnují problematice travních porostů ovlivněných nepříznivými klimatickými podmínkami a poukazují na skutečnost, že z krátkodobého hlediska má zvýšená teplota pozitivní vliv na růst DHA a BAS, pokud je v půdě optimální vlhkost. Na druhou stranu Kraigher et al. (2006) uvádějí, že jakmile dojde k poklesu v dostupnosti vody na hodnotu $< 40\%$ WHC, dochází v travním porostu k významnému poklesu v DHA, a to ve srovnání k chladným, ale vlhčím měsícům.

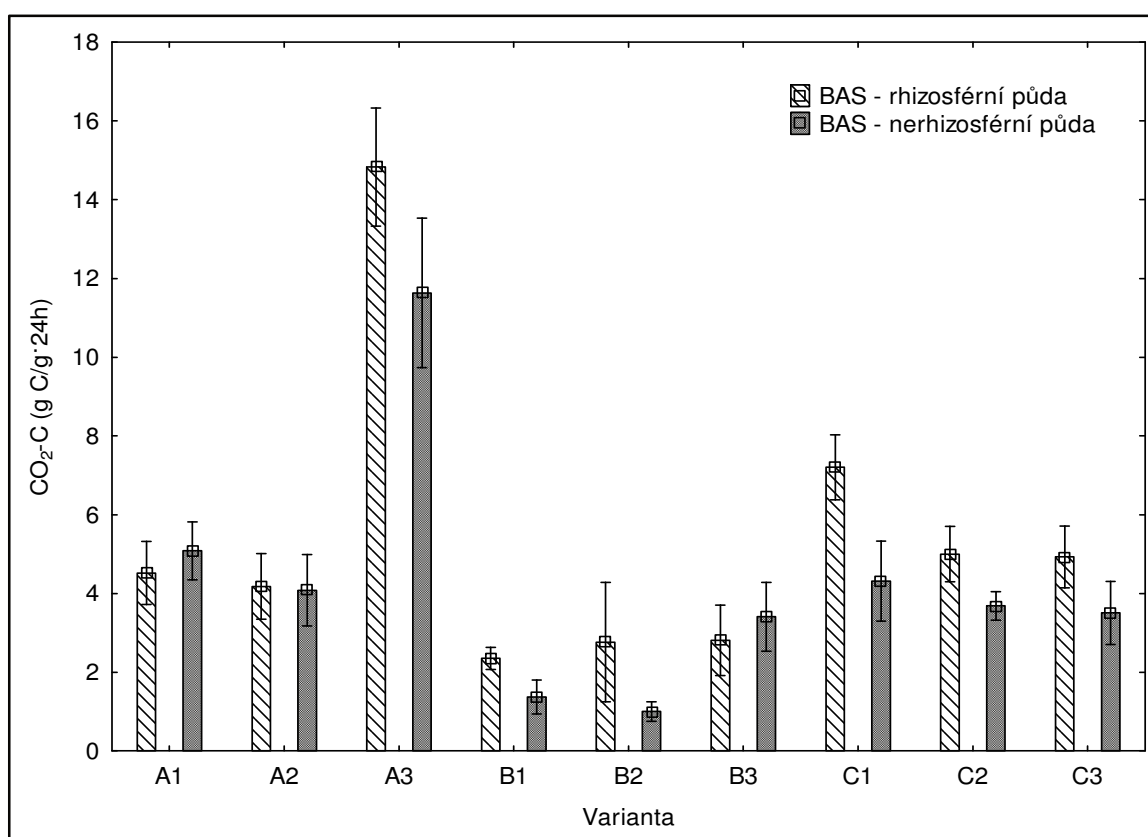
Tab. 5-IX Statistická analýza potenciálních rozdílů v mikrobiální aktivitě - DHA na základě vybraných faktorů.

Varianta	Statistický rozdíl ANOVA; HSD P < 0,05									
	2014					2015				
	V rámci jedné skupiny mezi všemi variantami (k mk)		Napříč skupinami mezi všemi variantami (k + mk)		Mezi vybranými obdobími v roce 2014 v rámci jedné varianty	V rámci jedné skupiny mezi všemi variantami (k mk)		Napříč skupinami mezi všemi variantami (k + mk)		Mezi vybranými obdobími v roce 2015 v rámci jedné varianty
	Počátek vegetace	Konec vegetace	Počátek vegetace	Konec vegetace		Počátek vegetace	Konec vegetace	Počátek vegetace	Konec vegetace	
CE (k)	a	a	A	A, C	*	a	a	A, C, E	A, C	*
FO J (k)	a	a	A, B	A, C	*	b	a	B, C, D	A, C	*
FO S (k)	a	b	A	B, C	*	a	b	A, E	B, C	*
CE (mk)	a	a	A, B	A	*	a	a	C, E	A	*
FO J (mk)	a	a	B	A	*	b	a, b	D	A, C	*
FO S (mk)	a	b	A, B	C	*	a	b	E	C	*

Komentář: jednotlivé skupiny jsou soubory dat z měření v rhizosférní půdě (kořenové – k) a nerhizosférní (mimokořenové – mk). Data byla porovnáována v rámci jedné skupiny (k nebo mk) mezi variantami (CE, FO atd.) – statisticky významný rozdíl znázorňuje rozdílné malé písmeno. Dále pak byla data porovnáována navzájem napříč skupinami, např.: CE (k) vs. FO J (mk) v r. 2015, poč. vegetace – statisticky významný rozdíl znázorňuje rozdílné velké písmeno (A vs. D). Symbol * označuje statisticky významné rozdíly v rámci jedné varianty mezi počátkem a koncem vegetace konkrétního roku, např.: CE (k) 2014, kde * indikuje statisticky významný rozdíl v hodnotě DHA mezi počátkem a koncem vegetace v roce 2014. Všechny statisticky významné rozdíly byly určeny na hladině významnosti P < 0,05; ANOVA; post-hoc HSD Tukeyho test.

5.1.3 Laboratorní experiment

Laboratorní experiment byl realizován po dobu 215 dnů v kontrolovaných podmínkách růstové komory za využití segmentů plastového potrubí, speciálně upravených pro účely a požadavky nádobového experimentu. Hlavním požadavkem bylo vytvoření umělého půdního profilu s orniční a podorniční vrstvou (simulace situace v OPVZ II. stupně při zatravnění orné půdy). Musely být proto využity segmenty odpadního potrubí o délce 550 mm z tvrzeného PVC, tyto segmenty byly u výrobce dostupné v maximální šířce 150 mm, ty byly i zakoupeny. Proto byla BAS měřena až po ukončení experimentu za využití plynové chromatografie, jelikož na povrchu nádoby při zasazení pokusné rostliny a pravidelném měření přístrojem MDI nebyl dostatečný prostor pro monitoring BAS za využití natrokalcitu.



Obr. 5-10 Mikrobiální aktivita v kořenové a mimokořenové půdě po ukončení nádobového experimentu.

Komentář: zobrazeny jsou průměrné hodnoty BAS, $n = 3$, jednotlivé hodnoty byly podrobeny statistickému zkoumání ANOVA, na hladině významnosti $P < 0,05$ – chybové úsečky znázorňují $\pm \sigma$.

Úroveň mikrobiální aktivity v kořenové a mimokořenové půdě po ukončení experimentu znázorňuje hodnota BAS. Možnost využití BAS jako indikátoru aktuální mikrobiální

aktivity potvrdil Bloem et al. (2006). Sloupcový graf na Obr. 5-10 zobrazuje všechny naměřené průměrné hodnoty BAS v jednotlivých skupinách a variantách experimentu, výsledky statistické analýzy potenciačních rozdílů jsou uvedeny v následující Tab. 5-X.

Tab. 5-X Statistická analýza potenciačních rozdílů v mikrobiální aktivitě - BAS na základě vybraných faktorů.

Skupina	Varianta	Kořenová půda		Mimokořenová půda	
		V rámci skupiny	Mezi skupinami	V rámci skupiny	Mezi skupinami
		P < 0,05	P < 0,05	P < 0,05	P < 0,05
A	A1	a	A	a	A
	A2	a	A	a	A
	A3	b	B	b	B
B	B1	a	A	a	A
	B2	a	A	a	A
	B3	a	A	a	A
C	C1	a	A	a	A
	C2	a	A	a	A
	C3	a	A	a	A

Komentář: Tab. 5-X zobrazuje statistickou analýzu dat prezentovaných v grafu na Obr. 5-10. Jednotlivé skupiny jsou soubory dat z měření ve variantách s různou půdní vlhkostí (70 % WHC, 40 % WHC a WP). Data byla porovnávaná v rámci jedné skupiny (A, B nebo C) mezi variantami (A1, A2, A3 nebo B1, B2, B3 atd.) – HSD/LSD znázorňuje rozdílné malé písmeno. Dále pak byla data porovnávaná navzájem mezi skupinami, např.: A1 vs. B1 apod. – HSD/LSD znázorňuje rozdílné velké písmeno. Všechny HSD byly určeny na hladině významnosti $P < 0,05$; ANOVA; post-hoc HSD Tukeyho test a LSD Fisherův test.

Mikrobiální aktivita v rhizosféřní (KP) a nerhizosféřní (MKP) půdě vyjádřená hodnotami BAS výrazně kolísala mezi jednotlivými variantami experimentu, a to jak v rámci jednotlivých skupin, tak i napříč všemi. Výše uvedené výsledky (Obr. 5-10) poukazují na možný vliv fluktuace v půdní vlhkosti a druhu hnojení na mikrobiální aktivitu v půdě a na rozdíl mezi mikrobiální aktivitou v rhizosféřní a nerhizosféřní půdě. Průkazně nejvyšší hodnoty BAS v porovnání s ostatními variantami byly nalezeny ve skupině A, variantě A3, a to jak v případě KP, tak i MKP. Tato varianta byla hnojena kompostem a nebyla stresována suchem, jelikož, zde byla udržována optimální hodnota půdní vlhkosti (70 % WHC). Lze proto předpokládat, že kombinace příznivých vlhkostních podmínek a dostupnosti živin

měla pozitivní vliv na rozvoj mikrobiální aktivity. Pozitivní vztah mezi optimální půdní vlhkostí a mikrobiální aktivitou (respirací), byl potvrzen Cook & Orchard (2008). Dále lze předpokládat, že kompost měl pozitivní vliv na udržení optimální půdní vlhkosti a rozvoj mikrobiální komunity (Diaz et al., 2007) v této variantě. Pozitivní efekt kompostu ale nebyl potvrzen statistickou analýzou v případě dalších skupin experimentu. Ze statistického hlediska nebyl překvapivě zjištěn ani vliv přídatku N_{\min} na mikrobiální aktivitu v půdě. Varianty s aplikací N_{\min} dosáhly stejné nebo nižší úrovně (neprůkazně) v porovnání s kontrolou.

Tab. 5-XI Statistická analýza potenciálních rozdílů v mikrobiální aktivitě - BAS mezi kořenovou a mimokořenovou půdou.

Skupina	Varianta	BAS	t-test; $P < 0,05$		
			Hlavní rozdíl	t	p
A	A1	K MKP	-0.0235	-1.9742	0.1870
	A2	K MKP	0.0041	0.1215	0.9143
	A3	K MKP	0.1333	6.0836	0.0251
B	B1	K MKP	0.0408	1.6155	0.2476
	B2	K MKP	0.0734	1.3811	0.3013
	B3	K MKP	-0.0245	-0.7684	0.5225
C	C1	K MKP	0.1204	11.4530	0.0075
	C2	K MKP	0.0548	1.3754	0.3028
	C3	K MKP	0.0591	3.5260	0.0718

Komentář: analýza t-test byla provedena pro jednotlivé varianty experimentu v rámci skupin A, B a C. Porovnávána byla vždy hodnota BAS pouze mezi kořenovou (K) a mimokořenovou půdou (MKP) v rámci jedné varianty. Významné rozdíly jsou znázorněny červenou barvou a jsou na hladině významnosti $P < 0,05$; kde t = hodnota testové statistiky a p = maximální možná hodnota testu, pro kterou není zamítnuta nulová hypotéza.

Hodnoty BAS byly dále podrobeny statistické analýze „t-test“ za účelem zjištění potenciálních rozdílů v mikrobiální aktivitě mezi KP a MKP. Výsledky analýzy shrnuje Tab. 5-XI. Naměřená data indikují rozdíl mezi mikrobiální aktivitou v rhizosférní a nerhizosférní půdě,

ale statisticky průkazné rozdíly byly zjištěny pouze ve skupině experimentu s optimálními vlhkostními podmínkami (A - 70 % WHC) a skupině pravidelně vystavované kratším časovým úsekům sucha (C - WP). Rozdíl ve skupině A byl pravděpodobně způsoben přidavkem kompostu, který byl zapraven do svrchní vrstvy půdy při sestavování nádob. Následoval proces mineralizace půdními mikroorganismy, umocněný optimální vlhkostí v kořenovém systému modelové rostliny. Pozitivní vliv aplikace kompostu na mikrobiální aktivitu potvrdil Diaz et al. (2007). V případě skupiny C mohl být tento rozdíl způsoben stresem modelové rostliny, jež místo produkce nadzemní biomasy začala uvolňovat kořenové exsudáty do rhizosféry. Lze předpokládat, že rozdíl v přítomnosti rostlinných exsudátů v rhizosférní a nerhizosférní půdě měl za následek nedostatek živin pro mikroorganismy, jenž se projevil nižší úrovní mikrobiální aktivity. Význam rostlinných exsudátů pro mikrobiální aktivitu popisuje Mukerji et al. (2006). Tento předpoklad ale nebyl potvrzen statickou analýzou, jejíž výsledky nepotvrdily signifikantní rozdíly v mikrobiální aktivitě mezi KP a MKP.

5.1.4 Shrnutí zjištěných poznatků o vlivu sucha na mikrobiální aktivitu v kořenové a mimokořenové půdě

Disertační práce je primárně zaměřena na zhodnocení vlivu sucha na mikrobiální aktivitu v rhizosférní a nerhizosférní půdě. Mikrobiální aktivita v kořenové a mimokořenové půdě byla měřena za využití BAS a DHA. Přičemž hodnoty BAS byly považovány na základě práce Bloem et al. (2006) za ukazatele životních projevů mikroorganismů v reálném čase. Oproti tomu DHA byla využita jako indikátor celkové oxidační aktivity půdní mikroflóry (Nikaeen et al., 2015), tj. živých i potencionálně latentních mikroorganismů (Tarradellas et al., 1997).

Terénní experiment Březová nad Svitavou

BAS byla měřena v KP a MKP od r. 2013 do r. 2015, v letech 2013 a 2015 byl zjištěn prokazatelný vliv sucha na pokles mikrobiální aktivity v půdě. Naopak v roce 2014 nebyl zjištěn prokazatelný vliv sucha na mikrobiální aktivitu v půdě. V rámci jednotlivých let experimentu nebyly nalezeny žádné průkazné rozdíly v mikrobiální aktivitě mezi KP a MKP konkrétních variant. Naměřené hodnoty BAS potvrzují negativní vliv sucha na mikrobiální aktivitu v půdě.

Oproti BAS byla DHA měřena pouze v letech 2014 a 2015. Naměřené hodnoty indikují nejen aktuální vliv sucha na enzymatickou aktivitu v půdě, ale i jeho dlouhodobý negativní efekt na celkovou mikrobiální aktivitu v půdě. Oproti měření BAS byl zjištěn rozdíl v mikrobiální aktivitě mezi KP a MKP, ale pouze u variant nestresovaných suchem.

Terénní experiment Havraníky

Na základě měření BAS na lokalitě Havraníky (xerothermní trávníky) lze konstatovat, že nejvyšší mikrobiální aktivita byla pravidelně zjišťována v období před suchem a na konci vegetace. Naopak nejnižší hodnoty BAS indikující nízkou mikrobiální aktivitu byly vždy naměřeny v období po suchu. V případě KP všech modelových rostlin byla hodnota BAS po období sucha pokaždé prokazatelně nižší v porovnání s obdobím před ním.

DHA byla měřena v letech 2014 a 2015, na počátku a na konci vegetace. Uvedené hodnoty proto nelze přímo propojit s meteorologickou situací jednotlivých let. Průkazné rozdíly v hodnotách DHA mezi počátkem a koncem vegetace byly nalezeny v obou letech experimentu ve všech variantách. DHA byla vždy vyšší na konci vegetace v porovnání s počátkem vegetačního období, nebyly nalezeny žádné průkazné rozdíly v DHA mezi KP a MKP v jednotlivých variantách. Existuje tak předpoklad, že na konci vegetační sezóny bylo v půdě více dostupných živin. Především pak C a N látek, které pozitivně působí na zvyšování celkové mikrobiální aktivity, kterou reflektují hodnoty DHA.

Laboratorní experiment

Mikrobiální aktivita, vyjádřená hodnotou BAS, byla měřena v rámci laboratorního experimentu po jeho ukončení, tj. ex situ, za využití plynové chromatografie. Prokazatelně nejvyšší hodnota BAS v porovnání se všemi ostatními variantami byla zjištěna ve variantě nestresované suchem a s přidavkem C_p . Mezi dalšími variantami nebyly nalezeny průkazné rozdíly, ať už byly nebo nebyly stresovány suchem.

Na základě výsledků jednotlivých experimentů lze uvést, že byla zamítnuta hypotéza H_0 , a proto je možno konstatovat, že změny v půdní vlhkosti mají vliv na mikrobiální aktivity v půdě. Naměřené hodnoty BAS a DHA nevyvrací alternativní statistické hypotézy H_1-H_3 , avšak pouze z hlediska působení sucha (změn v půdní vlhkosti) na mikrobiální aktivitu v půdě.

5.2 Míra půdní hydrofobicity

Vyjádření změn v obsahu hydrofobních a hydrofilních látek, které jsou zodpovědné za vznik SWR, je v předkládané práci realizováno za využití hodnoty K_r . Možnost využití uvedeného parametru potvrdil Lichner et al. (2007a, 2007b). Výpočet K_r byl detailně popsán v podkapitole: 4.3.4 a jeho základem bylo změření I za využití MDI (Robichaud et al., 2008), tzv. MDI test. Uvedené měření bylo realizováno ve všech experimentech, a to in situ.

5.2.1 Terénní experiment Březová nad Svitavou

Měření I bylo v podmínkách lyzimetrického experimentu realizováno v letech 2013–2015, přičemž v roce 2013 bylo měření uskutečněno pouze v oblasti půdy ovlivněné kořenovým systémem modelové rostliny (KP). Oproti tomu v r. 2014 a 2015 bylo měření prováděno i v oblasti půdy bez přímého ovlivnění kořenovým systémem rostliny (MKP). Důvodem byla úprava metodiky a rozšíření sledovaných parametrů, tj. potenciální rozdíl ve formování SWR mezi půdou rhizosférní (KP) a nerhizosférní (MKP).

Hodnota K_r byla použita k vyjádření úrovně SWR, protože na základě vědeckých studií a experimentů Wang et al. (2003), Robichaud (2003), Consentino et al. (2010) a Diamantopoulos et al. (2013) lze konstatovat, že parametry vyjadřující stav SHP jsou přímo ovlivnitelné intenzitou SWR. Negativní korelaci mezi úrovní SWR a schopností půdy infiltrovat vodu potvrdil Robichaud et al. (2008). Přesněji, podle Robichaud et al. (2008), s rostoucí mírou SWR klesá objem a rychlost infiltrace vody do půdy, jež se následovně projevují podle Lichner et al. (2007a, 2007b) poklesem v hodnotách K_r .

Celkový přehled vypočítaných hodnoty K_r poskytuje Tab. 5-XIII, a to včetně statistické analýzy. V prvním roce experimentu (2013) nebyly nalezeny žádné průkazné rozdíly mezi jednotlivými variantami, ať už v období před simulací sucha, nebo po simulaci. Dále nebyly zjištěny ani žádné průkazné rozdíly mezi období před simulací sucha a po ní v rámci jednotlivých variant.

Statisticky průkazné rozdíly byly nalezeny až v druhém roce měření (2014), v období po simulaci suchem. Nejnižší hodnoty K_r indikující zvýšenou míru SWR byly v období po simulaci sucha nalezeny v KP, ve variantách stresovaných suchem V3–V5. Nejvyšší naopak v MKP, varianty V5(mk), tato hodnota byla průkazná vůči V2(mk) a V3(k). V rámci jednotlivých variant nebyly nalezeny průkazné rozdíly mezi KP a MKP. Průkazné rozdíly byly

nalezeny v tomto období pouze mezi KP a MKP napříč variantami, například mezi V3(k) a V2(mk). Porovnání těchto variant je velmi obtížné a lze je považovat i za zavádějící. Důvodem je situace, kdy varianta V2(mk) nebyla stresována suchem a minimálně ovlivněna kořenovým systémem. Úroveň SWR, tak byla ovlivněna především půdní vlhkostí, která byla vyšší ve variantě V2 celkově vyšší ($w = 10,19 \%$) v porovnání s variantou V3 ($w = 2,44 \%$). Vyšší hodnota půdní vlhkosti indikovala zaplnění půdních pórů vodou a tím snížení infiltrační schopnosti půdy (naměření nižších hodnot K_r). Na druhou stranu z průběhu hodnot K_r v roce 2014 (období po stresování suchem) je patrná snížená rychlost infiltrace vody do rhizosféry. Uvedený stav, tak nepřímo indikuje zvýšenou hydrofobicitu v půdě ovlivněné kořeny (KP). Mezi variantami s nejnižší hodnotou K_r (V3, V4 a V5) nebyly nalezeny průkazné rozdíly, a to jak v KP, tak i v MKP, kde naopak byly zjištěny nejvyšší hodnoty K_r . Na druhou stranu, však pouze ve variantách V3(k) a V4(k), byl při srovnání s předcházejícím obdobím (před stresování suchem) nalezen pokles v hodnotě K_r v KP. Tento pokles neprůkazně indikuje zvýšení SWR v těchto variantách a potenciální pozitivní vliv aplikace LG B do varianty V5.

Tab. 5-XII Vlhkost půdy před započítáním měření I za využití MDI.

Varianta	2013		2014		2015	
	Před simulací	Po simulaci	Před simulací	Po simulaci	Před simulací	Po simulaci
	sucha	sucha	sucha	sucha	sucha	sucha
	w (%)	w (%)	w (%)	w (%)	w (%)	w (%)
V1	14,21	12,35	15,48	6,38	8,11	9,36
V2	15,39	11,03	13,71	10,19	10,65	7,24
V3	12,47	1,57	14,85	2,44	7,83	2,66
V4	13,95	2,42	12,47	3,73	9,25	2,33
V5	8,14	3,86	11,81	2,38	6,81	1,93

Komentář: vlhkost půdy byla zjišťována gravimetrickou metodou (ČSN ISO 11465) ve směsném vzorku odebraném vždy z jednoho opakování měřené varianty a vyjádřena v hm. %. Varianty 1 a 2 nebyly vystaveny simulaci sucha.

Tab. 5-XIII Hodnota K_r (cm/s) v kořenové a mimokořenové půdě pokusné rostliny od r. 2013 do r. 2015.

Var.	2013				2014				2015			
	Před simulací sucha		Po simulaci sucha		Před simulací sucha		Po simulaci sucha		Před simulací sucha		Po simulaci sucha	
	$K_r \pm \sigma$ ($\times 10^{-4}$)	HSD	$K_r \pm \sigma$ ($\times 10^{-4}$)	HSD	$K_r \pm \sigma$ ($\times 10^{-4}$)	HSD	$K_r \pm \sigma$ ($\times 10^{-4}$)	HSD	$K_r \pm \sigma$ ($\times 10^{-4}$)	HSD	$K_r \pm \sigma$ ($\times 10^{-4}$)	HSD
V1(k)	1,44 ± 0,45	a	1,94 ± 0,38	a	1,57 ± 0,26	a	2,29 ± 0,24	a, b, c	2,01 ± 0,62	a, b	2,59 ± 0,31	a, b
V2(k)	2,46 ± 0,41	a	0,72 ± 0,33	a	2,05 ± 0,47	a	2,07 ± 0,56	a, b, c	0,24 ± 0,05*	a	2,67 ± 0,25	a, b
V3(k)	2,34 ± 0,29	a	2,10 ± 0,49	a	2,33 ± 0,23	a	1,11 ± 0,49	a	1,44 ± 0,17	a, b	0,88 ± 0,11	a
V4(k)	2,18 ± 0,62	a	1,81 ± 0,18	a	2,17 ± 0,20	a	1,40 ± 0,32	a, b	1,51 ± 0,69	a, b	1,48 ± 0,40	a, b
V5(k)	1,59 ± 0,27	a	1,17 ± 0,35	a	1,82 ± 0,05	a	1,91 ± 0,19	a, b, c	2,03 ± 0,10	a, b	1,97 ± 0,49	a, b
V1(mk)	-	-	-	-	1,58 ± 0,23	a	2,08 ± 0,46	a, b, c	2,65 ± 0,31	b	3,68 ± 0,87	b
V2(mk)	-	-	-	-	2,37 ± 0,32	a	3,43 ± 0,86	b	0,59 ± 0,12	a	1,70 ± 0,54	a, b
V3(mk)	-	-	-	-	2,10 ± 0,59	a	2,46 ± 0,66	a, b, c	1,84 ± 0,28	a, b	1,41 ± 0,13	a, b
V4(mk)	-	-	-	-	2,12 ± 0,21	a	3,31 ± 0,13	a, b, c	2,12 ± 0,51	a, b	3,01 ± 1,06	a, b
V5(mk)	-	-	-	-	2,96 ± 0,37	a	4,14 ± 0,09	c	2,95 ± 0,26	b	1,77 ± 0,66	a, b

Komentář: uvedeny jsou průměrné hodnoty K_r změřené v kořenové (k) a mimokořenové (mk) $\pm \sigma$, $n = 3$. Rozdílná malá písmena (indexy) indikují HSD v rámci jednoho roku, mezi všemi variantami experimentu (V1–V5) a všemi skupinami experimentu (Vk–Vmk). Tučně zvýrazněné hodnoty K_r spolu s * indikují významné statistické rozdíly v rámci jednotlivých variant mezi obdobími před simulací sucha a po ní v rámci jednoho roku. Všechny HSD byly určeny na hladině významnosti $P < 0,05$; ANOVA; post-hoc HSD Tukeyho test.

Obdobný průběh hodnot byl zjištěn i v roce 2015, kdy v období před simulací sucha byly nalezeny průkazné rozdíly pouze mezi variantami V1(mk), V5(mk) a V2(k), V2(mk). Ve variantách V1(mk) a V5(mk) byly zjištěny nejvyšší hodnoty K_r , jež byly pravděpodobně ovlivněny obsahem vody v půdě, respektive nezaplněnými půdními póry. Půdní vlhkost byla nejnižší ve variantě V5 ($w = 6,81 \%$) a i ve variantě V1 byla její hodnota velmi nízká ($w = 8,11 \%$). Tento stav mohl ovlivnit rychlost infiltrace vody do půdního prostředí, protože prázdné póry mohly rychle pojmout větší objem vody. Dále nebyly detekovány průkazné rozdíly mezi KP a MKP v rámci jednotlivých variant, a to jak v období před simulací sucha, tak i po simulaci.

Ve druhém období roku 2015, tj. po simulaci sucha, byly nejnižší hodnoty K_r určeny ve variantách stresovaných suchem (V3–V5) při porovnání s kontrolní variantou V1 a variantou s aplikací N_{\min} , a to v KP. Absolutně nejvyšší hodnota K_r byla v tomto období zjištěna ve variantě V1(mk). Uvedené hodnoty indikují zvýšenou míru SWR ve svrchní vrstvě půdy variant stresovaných suchem, je ale nezbytné uvést, že tyto rozdíly nebyly průkazné. Dále nebyly zjištěny průkazné rozdíly v hodnotách K_r mezi obdobími před simulací sucha a po ní v rámci jednotlivých variant.

Pokud se zaměříme na hodnoty K_r před simulací sucha v jednotlivých letech (2013–2015), tak je nezbytné uvést je do souvislosti s tehdejší meteorologickou situací. Stejně jako v případě mikrobiální aktivity, jelikož MDI test se prováděl vždy po ukončení měření respirací a před/po instalaci střížek. V roce 2013 a 2014 byly zaznamenány nejvyšší hodnoty srážkových úhrnů před instalací střížek (111 a 88 mm), naopak v roce 2015 byly srážkové úhrny minimální (31 mm). Popsaná situace se projevila i do hodnot vlhkosti půdy, která byla v roce 2015 výrazně nižší v porovnání s roky 2013 a 2014. Snížený obsah vody v půdě měl za následek ovlivnění infiltračního procesu (zrychlení), který se projevil ve vyšších hodnotách K_r , které tak indikovaly nízkou hodnotu SWR. Vlhkost půdy byla měřena vždy pouze z jednoho opakování každé varianty experimentu a jako směsný vzorek. Důvodem bylo omezené množství půdy, které mohlo být z lyzimetrického experimentu odebráno, aby nedošlo k negativnímu ovlivnění celého experimentu. Proto nemohly být z důvodu nedostatečného rozsahu souboru hodnot půdní vlhkosti provedeny regresní analýzy vztahu půdního vlhkosti a K_r . V návaznosti na prezentované výsledky lze konstatovat, že existuje vztah mezi fyzikálně-chemickými vlastnostmi půdy a úrovní SWR, jenž potvrdili Mataix-Solera et al. (2013). Význam hydrologických procesů v půdě, především pak zvlhčování a vysychání na urychlení vzniku SWR byl dále potvrzen a popsán Bodí et al. (2012).

Absence průkazných rozdílů (vyjma varianty V2k v roce 2015) mezi obdobími před simulací sucha a po ní v hodnotách K_r ve všech rocích experimentu lze vysvětlit několika způsoby: (a) citlivost MDI testu na změny v půdní vlhkosti na přítomnost hydrofobních látek; (b) dobou trvání sucha.

(a) MDI t byl využit pro zjištění hodnot I a následně K_r ve značném množství vědeckých prací (Robichaud, 2003; Hunter et al., 2011; Robichaud et al., 2008). Přičemž vybraní autoři (Robichaud et al., 2008; Lichner et al., 2007a; Šindelář et al., 2008) potvrzují dostatečnou citlivost MDI t na menších plochách, a to například pro zjištění rozdílu v úrovni SWR nebo I mezi variantami nádobového či maloparcelového experimentu. Naopak uvedení autoři považují za hlavní problém, který může ovlivnit měření, malý objem zásobní nádrže infiltrometru. Důvodem je stav, kdy I je vypočítaná na základě malého objemu infiltrované vody, a výpočet by proto mohl být zatížen chybou – voda se infiltruje pouze do svrchní části půdy.

(b) Existoval předpoklad na základě Bardgett et al. (2008), Manzoni et al. (2012) a Schrama & Bardgett (2016), že simulace sucha (pokles w a zvýšení T v půdě) bude mít za následek lýzi mikrobiální buněk a uvolnění organických látek z kořenů (reakce rostlin na stres suchem). Oba procesy měly způsobit zvýšení úrovně SWR. Ve variantách stresovaných suchem skutečně nastal pravidelně pokles K_r indikující zvýšenou SWR svrchní vrstvy půdy, ale ten nebyl průkazný s předcházejícím obdobím „před simulací sucha“. Důvodem byla pravděpodobně krátká doba stresování jednotlivých modelových rostlin (variant experimentu).

Protože nebyly nalezeny průkazné rozdíly v hodnotách K_r mezi KP a MKP v jednotlivých variantách, lze usuzovat, že hodnoty K_r byly v období před suchem vždy na stejné úrovni jak v KP, tak i MKP konkrétních variant. Naopak po simulaci suchem vždy nastal pokles hodnot K_r v KP oproti MKP. Uvedený pokles nebyl průkazný, ale indikuje nižší úroveň SWR v MKP a zároveň i potenciální vliv sucha na změny v SWR. Popsaný stav je možné vysvětlit na základě laboratorního experimentu, kde Carminati et al. (2010) sledovali dynamiku obsahu vody v rhizosféře. Autoři zjistili, že kořenový systém citlivě reaguje na změnu půdní vlhkosti: v průběhu sušení rhizosféra obsahovala 0,05krát více vody než okolní půda. Důvodem byla podle autorů přítomnost gelových látek na povrchu kořenů, jež umožňují rostlinám zadržovat ve své polymerní struktuře určité množství vody v půdě. Zároveň dokáží tyto látky působit i částečně hydrofobně. Existuje předpoklad, že obdobná situace nastala i v rhizosféře modelové rostliny lyzimetrického experimentu a vyšší obsah hydrofobních látek měl za následek snížení hodnoty K_r v KP.

5.2.2 Terénní experiment Havraníky

Měření I bylo prováděno na lokalitě Havraníky v letech 2013–2015 za využití MDI, každý rok vždy ve dvou obdobích, a to před suchem a po něm. Charakterizace těchto období a přesný postup měření je uveden v podkapitole: 4.4.6. Celkový přehled výsledků, včetně hodnot půdní vlhkosti, je uveden v Tab. 5-XIV.

Mezi jednotlivými variantami v rámci každého roku měření byly zjištěny rozdíly v hodnotě K_r , jež byly ale pouze částečně průkazné. Na základě naměřených dat není možné určit přesný trend vývoje K_r v závislosti na působení meteorologického sucha, protože nebyl zjištěn průkazný pokles v hodnotě K_r , který by indikoval formování SWR. Signifikantně nejvyšší hodnoty K_r byly opakovaně zjištěny v období po suchu ve variantě FO S (k) a FO S (mk) v porovnání s ostatními variantami experimentu (rok 2013 a 2015). Vysoké hodnoty K_r indikují nízkou úroveň SWR v půdě této varianty. Naopak v roce 2013 byla zjištěna prokazatelně nejnižší hodnota K_r ve variantě FO J (k) a (mk), a to v obou obdobích – před suchem i po něm. Další průkazné rozdíly byly nalezeny v období před suchem roku 2014, nejnižší hodnota K_r naměřena ve variantě FO J (mk) v porovnání s ostatními variantami. Naměřené hodnoty, indikují možný vliv modelových rostlin na formování SWR na úkor sucha. Nelze ale přesně určit, zda tento vliv byl způsoben rozdílnou schopností rostlin zadržet vodu ve svém kořenovém systému nebo kompetičními schopnostmi jednotlivých rostlin.

Pokud porovnáme hodnoty K_r z experimentu Havraníky s daty z lyzimetrického experimentu Březová nad Svitavou, tak zjistíme, že indikují potencionální rozdíl v úrovni SWR mezi KP a MKP. Naprostá většina variant výše uvedených experimentů vykazovala nárůst v hodnotách K_r v MKP při srovnání s KP. Tento rozdíl mezi KP a MKP by měl být předmětem dalšího výzkumu, protože zjištěná data jsou statisticky neprůkazná.

Přítomnost rozdílů mezi KP a MKP, i když statisticky neprůkazných, byla komentovaná v rámci lyzimetrického experimentu za využití vědecké práce Carminati et al. (2010). Autoři v ní vysvětlují zvýšenou dostupnost vody v rhizosféře v porovnání s okolní půdou. Podle jejich výsledků byla způsobena přítomností gelových látek na povrchu kořenů. Uvedené látky na základě své polymerní struktury mají schopnost poutat určité množství vody a následně působit na formování SWR. Další autoři Doerr et al. (2000) a Cerda & Robichaud (2009) popsali a potvrdili korelaci mezi obsahem vody v půdě a úrovní SWR, především v souvislosti s přirozeným obsahem SOM a jejím pozitivním vlivem na zadržování vody v půdě a formování SWR.

Tab. 5-XIV Hodnota K_r (cm/s) v kořenové a mimokořenové půdě na experimentální ploše Havraníky od r. 2013 do r. 2015.

Varianta	Před suchem			Po suchu			
Rok							
2013	w (%)	$K_r \pm \sigma$ ($\times 10^{-4}$)	HSD	w (%)	$K_r \pm \sigma$ ($\times 10^{-4}$)	HSD	
CE (k)	15,61	$3,75 \pm 0,28$	a, c	6,39	$5,12 \pm 1,08$	a, c	-
FO J (k)	16,87	$1,46 \pm 0,18$	b	5,36	$2,65 \pm 0,20$	a, c	-
FO S (k)	14,20	$3,01 \pm 0,12$	c	3,42	$23,79 \pm 2,48$	b	*
CE (mk)	14,43	$3,38 \pm 0,25$	c	6,29	$6,48 \pm 1,41$	c	-
FO J (mk)	17,69	$1,41 \pm 0,17$	b	5,18	$3,14 \pm 0,36$	c	-
FO S (mk)	14,82	$3,02 \pm 0,38$	c	3,39	$21,62 \pm 2,23$	b	*
2014							
CE (k)	16,27	$3,38 \pm 0,32$	a	4,65	$5,23 \pm 0,22$	a	-
FO J (k)	18,62	$2,18 \pm 0,37$	a	5,93	$2,47 \pm 0,16$	a	-
FO S (k)	16,41	$2,63 \pm 0,29$	a	4,01	$4,47 \pm 0,43$	a	-
CE (mk)	15,98	$3,17 \pm 0,27$	a	5,14	$5,79 \pm 2,18$	a	-
FO J (mk)	17,09	$1,85 \pm 0,14$	b	6,07	$2,78 \pm 0,20$	a	-
FO S (mk)	16,37	$3,05 \pm 0,26$	a	4,27	$5,31 \pm 1,55$	a	-
2015							
CE (k)	15,41	$2,26 \pm 0,42$	a	4,39	$4,22 \pm 0,55$	a	-
FO J (k)	10,13	$1,65 \pm 0,39$	a	6,10	$2,43 \pm 0,16$	a	-
FO S (k)	13,14	$2,56 \pm 0,75$	a	1,34	$16,36 \pm 1,42$	b	*
CE (mk)	14,68	$2,56 \pm 0,26$	a	5,76	$4,35 \pm 0,57$	a	-
FO J (mk)	9,43	$1,84 \pm 0,58$	a	5,75	$2,50 \pm 0,16$	a	-
FO S (mk)	12,71	$2,84 \pm 0,14$	a	2,31	$20,49 \pm 4,68$	b	*

Komentář: vlhkost půdy byla zjišťována gravimetrickou metodou (ČSN ISO 11465) v povrchovém vzorku odebraném vždy z jednoho opakování měřené varianty a vyjádřena v hm. %. Dále jsou uvedeny průměrné hodnoty K_r změřené v kořenové (k) a mimokořenové (mk) $\pm \sigma$, $n = 3$. Rozdílná malá písmena indikují HSD v rámci jednoho roku mezi všemi variantami a * indikuje HSD mezi hodnotou jedné varianty před obdobím sucha a po něm. Všechny HSD byly určeny na hladině významnosti $P < 0,05$; ANOVA; post-hoc HSD Tukeyho test.

Pokud dále porovnáme hodnoty jedné rostliny, ale ze dvou stanovišť, tedy FO J (k) a FO S (k), jsou zde patrné signifikantní rozdíly v úrovni SWR. Nabízí se proto otázka vlivu orientace stanoviště, a to buď na sever, nebo na jih. Existuje předpoklad, že jižní stanoviště

bylo vystavené vyššímu osvětlení, a tím i změnám vlhkosti, jež mohly způsobit rozdílnou úroveň mineralizace SOM v porovnání se severně orientovaným stanovištěm. Proto ve variantě FO J (k) lze očekávat zvýšený obsah organických látek v půdě, a tím i SWR. Porovnáme-li dále hodnoty BAS a DHA, na konci vegetace byly vždy vyšší ve variantě FO S (k) v porovnání s variantou FO J (k). Detekovaná produkce CO₂ a úroveň DHA ve variantě FO S (k) indikují vyšší úroveň rozkladu SOM během vegetačního období 2014 a 2015, jehož výsledkem mohlo být nižší výsledné množství organických látek (organismy je zkonsumovaly) a odumřelých mikroorganismů v KP. Uvedené látky podle Doerr et al. (2000) přímo ovlivňují úroveň SWR. Naopak nižší hodnoty BAS a DHA v případě FO J (k) indikují nižší dostupnost snadno rozložitelných složek SOM v půdě, jež by přímo podpořily mikrobiální aktivitu během vegetačních období 2014 a 2015. Lze proto hypotézovat, že v KP varianty FO J (k) zůstaly obtížněji rozložitelné části SOM, které zvýšily úroveň SWR. Na základě výše uvedených důvodů byla provedena regresní analýza hodnot K_r s BAS a DHA, variant FO S a J. V roce 2014 a 2015 byla zjištěna průkazná pozitivní korelace mezi hodnotami K_r a DHA, přesněji rok 2014: $r = 0,85$; $P = 0,03$ a rok 2015: $r = 0,95$; $P = 0,004$. Kromě hodnot DHA byly analyzovány i hodnoty BAS, zde byla jak v roce 2014 ($r = 0,57$; $P = 0,25$), tak i v roce 2015 ($r = 0,63$; $P = 0,18$) zjištěna neprůkazná pozitivní korelace. Uvedené hodnoty indikují, že s rostoucí hodnotou DHA a BAS docházelo i k nárůstu hodnot K_r , které indikují pravděpodobný pokles úrovně SWR z nedostatku hydrofobních organických látek v půdě.

Bloem et al. (2006) potvrdili využitelnost hodnocení produkce CO₂ (BAS) pro zjištění úrovně rozkladu SOM. Stejně tak Veres et al. (2013) uvádí, že existuje pozitivní korelace mezi intenzitou rozkladu SOM a enzymatickými aktivitami v půdě. Dále vliv výše uvedených faktorů (kolísání půdní vlhkosti, obsah SOM v půdě atd.) na formování SWR potvrdili Müller & Deurer (2011). Přímou souvislost mezi změnami půdní vlhkosti a formování SWR popsali podrobně Nyman et al. (2014). Jestliže budeme dále porovnávat hodnoty K_r vypočítané pro stanoviště S a J, pak zjistíme, že pouze ve variantě FO S byly nalezeny průkazné rozdíly v roce 2013 a 2015 mezi obdobími před suchem a po něm. Respektive v období po suchu byly vždy hodnoty K_r prokazatelně vyšší přibližně o 60 %. Tyto hodnoty indikují velmi nízkou úroveň SWR na severně orientovaném stanovišti, která mohla být způsobena výše zmíněným rychlejším obratem SOM, jež indikují hodnoty BAS a dále i DHA.

Naopak stabilní hodnoty K_r v porostu CE (k + mk) pravděpodobně indikují schopnost CE postupně rozkládat SOM v půdě. Tento stav potvrzují i výsledky měření mikrobiální aktivity v půdě, které byly v případě CE (k + mk) velmi vyrovnané. Pozvolný obrat SOM pod vegetací CE, jež indikují hodnoty BAS a DHA, potvrdil a popsal Holub et al. (2012).

5.2.3 Laboratorní experiment

Kompletní přehled hodnot K_r vypočtených pro jednotlivé varianty laboratorního experimentu poskytuje Tab. 5-XV. Hodnoty I , jež jsou nezbytné pro výpočet K_r , byly měřeny v případě nádobového experimentu za využití MDI stejným způsobem jako v rámci terénních experimentů (podkapitola: 4.4.6). Největší problém představovalo bobtnání a smršťování půdy, které způsobovalo nerovnosti na povrchu půdy v jednotlivých experimentálních nádobách. Tento proces zapříčinila fluktuace v hodnotě půdní vlhkosti, problém se vyskytoval především u skupiny B a C. Vzniklé nerovnosti komplikovaly měření a byly řešeny aplikací menšího množství písku, který sloužil k vytvoření inertního vyrovnaného podkladu pro zařízení MDI.

Tab. 5-XV Hodnota K_r (cm/s) v půdě jednotlivých variant nádobového laboratorního experimentu.

Skupina - WHC	Varianta	K_r (cm/s) ($\times 10^{-4}$)	$\pm \sigma$ ($\times 10^{-4}$)	LSD		HSD	
				V rámci skupiny P < 0,05	Mezi skupinami P < 0,05	V rámci skupiny P < 0,05	Mezi skupinami P < 0,05
A (70 %)	A1	7,11	0,41	a	A, C, D, E	a	A
	A2	7,59	0,44	a	A, C, D, E	a	A
	A3	11,13	0,33	b	B	a	A
B (40 %)	B1	4,87	1,52	a	C, D	a	A
	B2	4,33	1,21	a	C, D	a	A
	B3	10,55	2,77	b	D, E	a	A
C (WP)	C1	7,98	0,77	a	D, E	a	A
	C2	7,31	0,48	a	D, E	a	A
	C3	9,18	2,09	a	E	a	A

Komentář: uvedeny jsou průměrné hodnoty K_r ($\pm \sigma$; $n = 3$) změřené v jednotlivých variantách experimentu. Měření probíhalo vždy po dosažení požadované půdní vlhkosti (70 % a 40 % WHC, respektive WP). Rozdílná malá písmena indikují LSD a HSD mezi jednotlivými variantami experimentu v rámci jedné skupiny. Rozdílná velká písmena indikují LSD a HSD mezi všemi variantami experimentu bez ohledu na příslušnost ke konkrétní skupině. Všechny HSD byly určeny na hladině významnosti $P < 0,05$; ANOVA; post-hoc Fischerův LSD test a HSD Tukeyho test.

Prezentovány jsou dvě statistické analýzy výsledků LSD a HSD obě na hladině významnosti $P < 0,05$. Důvodem bylo prvotní publikování výsledků Elbl et al. (2014c), při kterém byla použita LSD analýza na rozdíl od zbylých prací citovaných v rámci předkládané disertační práce. Nejvyšší hodnota K_r byla vždy naměřena ve variantách s přidavkem C_p , naopak v kontrolních variantách (A1, B1, C1) a variantách s přidavkem N_{min} (A2, B2, C2) byly vždy zjištěny nejnižší hodnoty K_r . Uvedené výsledky poukazují na dva významné vlivy pro formování SWR: a) vlhkostní režim půdy; b) aplikace organické hmoty do půdy. Vliv vlhkosti je dobře patrný na výsledcích ve skupině A (70 % WHC) a C (WP). Hodnoty K_r pro kontrolní varianty a varianty s přidavkem N_{min} byly identické, s minimálními neprůkaznými rozdíly. Indikovaly tak stejnou úroveň SWR. Skupina A byla udržována na optimální hodnotě WHC, oproti tomu skupina C byla pravidelně stresována suchem. Přesněji ve skupině C byl opakovaně navozován stav WP a po jeho dosažení byla skupina navlažena na hodnotu 70 % WHC. Pro srovnání skupina B byla soustavně vystavena suchu, protože zde byla hodnota WHC udržována na úrovni 40 %. Tento stres suchem se projevil výrazným poklesem v hodnotách K_r , a tím i pravděpodobně nárůstem SWR.

Kromě výše uvedeného dopadu změn půdní vlhkosti je i patrný vliv aplikace C_p neboli organické hmoty do půdy, jelikož všechny varianty (A3, B3, C3), kde byl aplikován, vykazovaly stejnou úroveň SWR. Navíc zvýšená hodnota K_r v těchto variantách indikuje nízkou úroveň SWR. Zjištěný stav je na první pohled v rozporu s poznatky, Doerr et al. (2000), Goebel et al. (2011) a Lozano et al. (2014), tedy s obecným přesvědčením o vlivu aplikace SOM na zvýšení SWR. V případě laboratorního experimentu aplikace C_p měla ale pravděpodobně za následek zlepšení retenčních schopností půdy. Půda byla schopna přijmout, zadržet a postupně uvolňovat poskytovanou závlahovou dávku. Lze uvažovat, že tento efekt se následně projevil na zvýšení objemu vody, jež půda mohla infiltrovat, tj. snížením úrovně SWR. Pozitivní vliv aplikace C_p na zlepšení fyzikálních vlastností půdy a zvýšení celkového obsahu SOM v půdě potvrdili Diaz et al. (2007), přičemž Bazzoffi et al. (1998) potvrzuje pozitivní vliv aplikace C_p na schopnost půdy zadržet a „hospodařit“ s vodou.

Z hlediska statistické průkaznosti naměřených dat je nezbytné uvést, že nebyl zjištěn HSD mezi jednotlivými variantami a skupinami. Pouze LSD indikují vliv aplikace kompostu na snížení úrovně SWR i při vlhkostně nepříznivých podmínkách v půdě. Dále opět jen LSD částečně potvrzují souvislost mezi změnami ve vlhkostním režimu půdy a úrovní SWR.

5.2.4 Shrnutí zjištěných poznatků o vlivu sucha na formování půdní hydrofobicity

Míra půdní hydrofobicity byla vyjádřena na základě hodnot K_r , jejichž změna (nárůst nebo pokles) přímo koreluje s přítomností hydrofobních látek v půdě. Hodnoty K_r byly vypočítány na základě měření I , které bylo prováděno in situ v rámci všech experimentů.

Terénní experiment Březová nad Svitavou

Úroveň SWR byla sledována v KP, ve všech třech letech experimentu (2013–2015), vždy před simulací sucha a po něm. Dále od r. 2014 bylo měření I rozšířeno i na MKP. Vypočítané hodnoty K_r statisticky neprokázaly vliv sucha ani způsobu hnojení na úroveň SWR.

Terénní experiment Havraníky

Měření I probíhalo od r. 2013 do r. 2015 ve dvou obdobích (před suchem a po něm), vždy v KP a MKP. Zjištěné hodnoty K_r neprokazují přímý vliv sucha na formování SWR. Na druhou stranu při porovnání s výsledky lyzimetrického experimentu indikují potencionální rozdíl v úrovni SWR mezi KP a MKP, dále pak kombinovaný vliv modelové rostliny a lokálního mikroklimatu na rozdílnou hydrofobicitu v KP jednotlivých rostlin. Pravděpodobně jako výsledek kompetiční zdatnosti konkrétní rostliny, která se může jevit jako zásadní pro další studium vzniku SWR.

Laboratorní experiment

V rámci laboratorního experimentu nebyl mezi jednotlivými variantami zjištěn žádný průkazný rozdíl v hodnotách K_r mezi jednotlivými variantami. Nejnižší hodnoty indikující zvýšenou úroveň SWR byly detekovány v kontrolní variantě a variantě hnojené DAM, ale bez průkazného rozdílu vůči vyšším hodnotám indikující nižší úroveň SWR ve variantách, kde byl aplikován C_p .

Pokud porovnáme výše uvedené výsledky měření mikrobiální aktivity a K_r s uvedenými statistickými hypotézami, pak je možné konstatovat, že byla zamítnuta hypotéza H_0 . Dále bylo zjištěno ($P < 0,05$), že sucho ovlivňuje diferencovaně mikrobiální aktivitu v půdě, ale nebylo prokázáno, že by působilo na formování půdní hydrofobicity. Naměřené hodnoty DAS, DHA v kombinaci s hodnotami K_r nevyvrací platnost alternativní hypotézy H_1 , ale naopak ji potvrzují.

5.3 Vyplavování minerálního dusíku z půdy, jeho dostupnost v kořenové sféře a produkce rostlinné biomasy

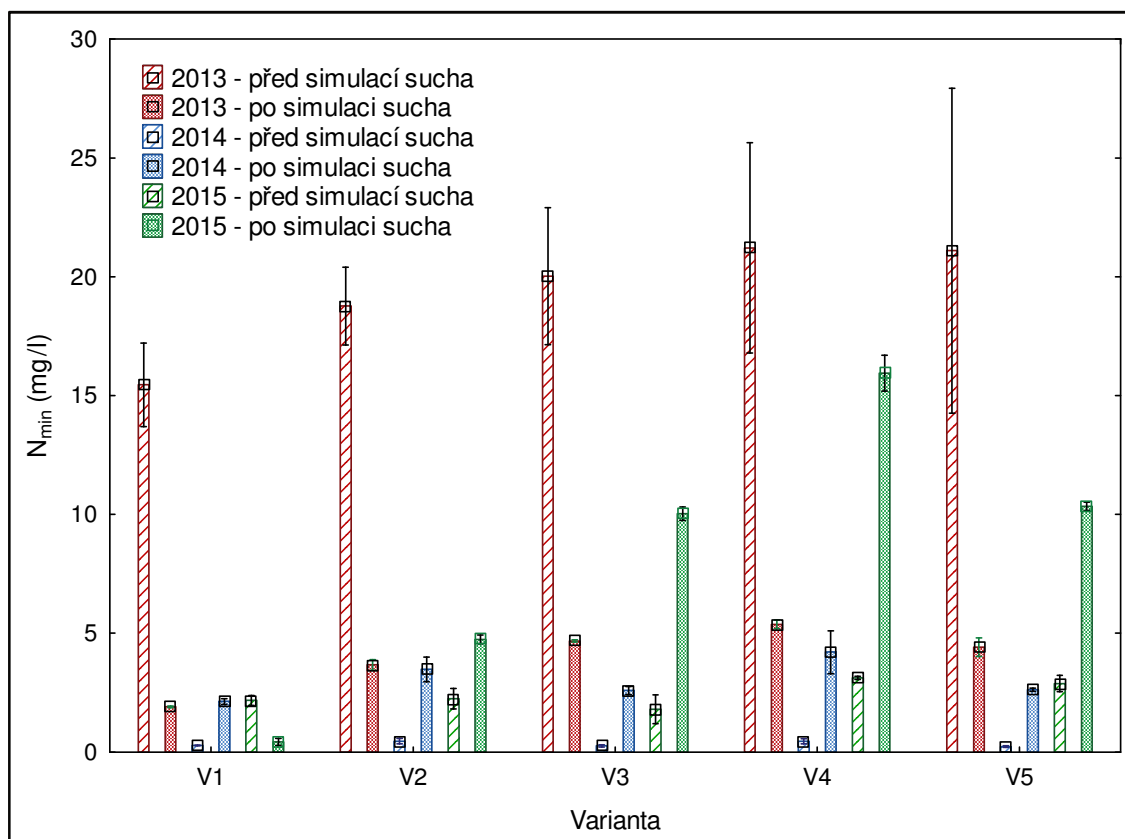
Vyplavování N_{\min} bylo sledováno v rámci terénního lyzimetrického experimentu v OPVZ II. stupně Březová nad Svitavou, a to jako jeho koncentrace v půdním eluátu zachyceném z experimentálních nádob. Dále byl únik N_{\min} sledován při laboratorním experimentu, kde byly použity pro jeho kvantifikaci IER disky (Obr. 4-19). V rámci uvedených experimentů byla vyhodnocována i produkce rostlinné biomasy. Terénní experiment Havraníky byl specifický z hlediska lokality, kde byl realizován - jednalo se o NPR v rámci NP. Proto musela být všechna realizovaná měření co nejšetrnější k danému ekosystému a nemohl být proveden odběr biomasy ani umístění IER disků do půdního profilu za účelem měření pohybu N_{\min} .

5.3.1 Terénní experiment Březová nad Svitavou

Zjištěné hodnoty úniku N_{\min} a produkce rostlinné biomasy představují výsledky za období leden 2013 – říjen 2015 trvání terénního experimentu v OPVZ II. stupně Březová nad Svitavou. Prezentované hodnoty jsou rozděleny do pěti variant v souladu s metodikou měření.

Na základě hodnot uvedených v grafu na Obr. 5-11 lze předpokládat kombinovaný vliv sucha, meteorologických jevů (především srážek) a způsobu hnojení na ztrátu N_{\min} z půdy. Nejvyšších hodnoty vyplavení N_{\min} byly nalezeny v období před stresováním suchem v roce 2013. Tato skutečnost byla způsobena zvýšenými srážkami v období únor až duben 2013 (102,5 mm) v porovnání se stejným obdobím v následujících letech (2014 = 73,5 mm; 2015 = 70,1 mm). Zvýšené srážky měly pozitivní vliv na vznik a únik půdního eluátu (SE) z jednotlivých lyzimetrů, a tím i zvýšení vyplavení N_{\min} z půdy jednotlivých lyzimetrů. Dalším faktorem, který ovlivnil ztrátu N_{\min} z půdy, je podle Nendel et al. (2005) proces stabilizace sypaného lyzimetru, který má podle autorů přímý vliv na průběh mineralizace, dostupnost N v půdě a schopnost půdy zadržovat N látky. Lyzimetry byly naplněny v září 2012 (podkapitola: 4.3) a první odběry SE provedli pracovníci BVK, a. s., při pravidelné kontrole lyzimetrů v únoru 2013. Stabilizace lyzimetrů tak probíhala přibližně čtyři měsíce, což ale nemuselo být dostačující a množství vyplaveného N_{\min} mohlo být ovlivněno jeho obsahem v odebrané homogenizované půdě a nedostatečným vytvořením kompaktní půdní struktury.

Uvedenou skutečnost potvrzují i vysoké hodnoty $\pm\sigma$, jež indikují vysoký rozptyl hodnot základního souboru, a to jak v porovnání s druhým obdobím měření v roce 2013, tak i s následujícími roky 2014 a 2015.



Obr. 5-11 Koncentrace N_{\min} (mg/l) v zachyceném eluátu.

Komentář: zobrazeny jsou průměrné hodnoty N_{\min} (mg/l), $n = 3$, jednotlivé hodnoty byly podrobeny statistickému zkoumání ANOVA, na hladině významnosti $P < 0,05$ – chybové úsečky znázorňují $\pm\sigma$.

Vývoj koncentrace N_{\min} vykazoval stabilnější průběh v letech 2014 a 2015 v porovnání s rokem 2013, respektive obdobím před simulací sucha. Tento stav opět potvrzuje předpoklad, že zvýšený únik N_{\min} v prvním období roku 2013 byl způsoben meteorologickou situací (zvýšený srážkový úhrn) a procesem stabilizace lyzimetru. Výsledky z druhého období (tj. po simulaci sucha) roku 2013 mají větší vypovídací hodnotu o vlivu sucha a způsobu hnojení na únik N_{\min} . Signifikantně nejnižší únik N_{\min} byl zjištěn v kontrolní variantě (V1 = 1,90 mg/l) a druhý nejnižší ve variantě, kde bylo aplikováno 84 kg N/ha (V2 = 3,67 mg/l). Tyto varianty nebyly vystaveny stresu suchem a zde zjištění únik N_{\min} byl přibližně o 60 % nižší v porovnání se stresovanými variantami. Rozdíl mezi stresovanými a nestresovanými variantami byl průkazný. Naměřené hodnoty v druhém období roku 2013

tak indikují vliv sucha na snížení schopnosti půdy zadržet N_{\min} . Negativní vliv delších období sucha na schopnost půdy zadržet N_r , mineralizaci SOM a koloběh N potvrdili Bimüller et al. (2014). Zvýšený únik N_{\min} ve V2 v porovnání s V1 byl pravděpodobně způsoben aplikací minerálního hnojiva. Uvedený rozdíl je v souladu s lyzimetrickými experimenty Decau et al. (2003) a Selbie et al. (2014), kde uvedení autoři sledovali dopad aplikace dusíkatého minerálního hnojiva na ztrátu a využitelnost N látek v TTP (*Lolium perenne* L.). Decau et al. (2003) a Selbie et al. (2014) zjistili, že přídavek N_{\min} vytváří předpoklad pro ztrátu $\text{NO}_3\text{-N}$ z půdy, a to především v situaci, kdy dochází ke kombinaci dvou jevů: (a) zvýšené srážkové úhrny; (b) aplikace nadměrného množství minerálních forem N_r , které TTP nedokáže využít. Zvýšeným srážkovým úhrnům byly varianty V1 a V2 vystaveny především v roce 2014.

Dále lze předpokládat, že dávka 84 kg N/ha mohla být nad rámec potřeby modelové rostliny (*Deschampsia caespitosa* L.) v roce 2013. Sutton (2011) potvrzuje, že zvýšen obsah N_{\min} v přirozených půdách a jeho následná ztráta vyplavením indikuje narušení těchto půd, respektive překročení kapacity půdy, v rámci které je schopna dodaný N_r využít. Vliv aplikace N hnojiva je patrný i ve variantách stresovaných suchem, kde prokazatelně nejvyšší ztráta N_{\min} byla detekována ve variantě V4 hnojené 84 kg N/ha. Oproti tomu varianta V5 se stejným množstvím aplikovaného N, ale spolu s LG B, vykazovala ztrátu N_{\min} na stejné úrovni jako kontrolní varianta V3.

Následovně v roce 2014 a 2015 byla opět nejnižší koncentrace N_{\min} detekována v SE zachyceném z varianty V1, a to jak v období před, tak i po simulaci sucha. Tato skutečnost opět koreluje s Decau et al. (2003) a Selbie et al. (2014). Přičemž je důležité sledovat rozdíly (a) mezi variantami v rámci jednotlivých skupin experimentu (V1 vs. V2; V3 vs. V4 apod.), dále pak (b) mezi skupinami (stresované vs. nestresované suchem).

- a) Rozdíly mezi jednotlivými variantami experimentu v rámci jednotlivých skupin indikují negativní vliv aplikace minerálního hnojiva na vyplavování N_{\min} z půdy, protože varianty hnojené hnojivem DAM 390 - 84 kg N/ha (V2 a V4) vykazovaly min. o 20 % zvýšené úniky N_{\min} v porovnání s nehnojenými kontrolami, a to jak ve skupině nestresované suchem (V1 vs. V2), tak i stresované suchem (V3, V5 vs. V4). Signifikantní rozdíly mezi V1 a V2 byly nalezeny ve všech letech sledování (2013, 2014 a 2015), vždy ve druhém období měření. Kromě výše uvedeného byly zjištěny průkazné rozdíly mezi variantou V3 (nehnojená kontrola) a V4 (84 kg N/ha), opět ve všech letech experimentu, vždy po stresování suchem (druhé období měření).

Dále je nezbytné uvést, že varianta V5 hnojená stejnou dávkou N jako V2 a V4, ale s přídatkem LG (1,25 l/ha), vykazovala prokazatelně nižší hodnoty vyplavení N_{\min} z půdy v porovnání s variantou V4 (období po stresu suchem 2013, 2014 a 2015). Navíc v roce 2014 dosáhla tato varianta stejné úrovně ztráty N_{\min} jako varianta V2, která nebyla stresovaná suchem, a varianta V3 (nehnojená kontrola) stresovaná suchem. Naměřené hodnoty ve variantě V5 tak indikují pozitivní vliv kombinované aplikace DAM 390 a Lignohumátu LG B na snížení vyplavování N_{\min} z půdy.

Hnojivo LG B, jež bylo aplikováno do varianty V5 představuje kapalný huminový přípravek s obsahem solí huminových a fulvových kyselin (konc. 12 %) v poměru 1:1. Tento přípravek lze velmi zjednodušeně považovat za uměle připravenou, částečně rozpuštěnou organickou hmotu. Složení přípravku má podle výrobce podpořit tvorbu rostlinných pletiv a zvýšit odolnost rostlin vůči stresovým situacím. Přípravek na základě svého složení může pravděpodobně ovlivnit procesy v rhizosféře. Především pak fulvokyseliny, které snadno disociují a zapojují se tak do výměny C a O_2 , mohou představovat podle Zsolnay (2003) zdroj energie pro půdní mikroorganismy. Uvedené výsledky (Obr. 5-11) poukazují na možnost eliminace ztráty N_{\min} z půdy za využití podpůrných látek pozitivně působících na půdní mikroorganismy. Pro potvrzení byla provedena regresní analýza hodnot BAS a koncentrace N_{\min} v SE. Detekována byla negativní korelace mezi úrovní mikrobiální aktivity, vyjádřena hodnotou BAS, a koncentrací N_{\min} v SE, a to v roce 2013 ($r = -0,67$; $P = 0,05$) a 2015 ($r = -0,68$; $P = 0,05$) pro období stresování suchem. Výsledky regresní analýzy jsou průkazné a indikují, že ve variantách s nejvyššími hodnotami koncentrace N_{\min} v SE byla zjištěna nejnižší úroveň mikrobiální aktivity v KP.

- b) Pokud porovnáme jednotlivé skupiny experimentu, tak zjistíme, že nejvyšší hodnoty úniku N_{\min} byly nalezeny ve variantách stresovaných suchem v období před simulací sucha (2013) a v období po simulaci (2015). Ztráta N_{\min} za období před simulací sucha byla v jednotlivých letech experimentu přibližně na stejné úrovni ve všech variantách. Průkazné rozdíly byly nalezeny až v období „před suchem“ v roce 2015. Největší rozdíly ve vyplavování N_{\min} mezi variantami stresovanými a nestresovanými suchem se vždy projeví až po simulaci sucha, tj. v celkové koncentraci N_{\min} v SE za toto období. V roce 2013 a 2015 byly nalezeny průkazné rozdíly mezi variantami nestresovanými suchem (V1 a V2) a variantami stresovanými (V3, V4 a V5). V roce 2014 byla signifikantně nejnižší hodnota koncentrace N_{\min} v SE detekována ve variantě V1, a to v porovnání s variantami V2, V3, V4.

Rozdílné hodnoty ztráty N_{\min} mezi jednotlivými skupinami (stresované a nestresované suchem) experimentu potvrzují předkládanou hypotézu zprostředkovaného vlivu sucha na ztrátu půdních živin - v tomto případě dusíku, kterou potvrdili i Bimüller et al. (2014). Ukazatelem vlivu sucha je prokazatelný nárůst koncentrace N_{\min} v zachyceném SE v rámci jednotlivých variant (V3–V5) za období simulace stresu suchem. Protože nárůst koncentrace N_{\min} byl vždy prokazatelný s předcházejícím obdobím. Kromě toho v roce 2014 a 2015 byl zjištěn průkazný nárůst koncentrace N_{\min} v SE v období po simulaci sucha v porovnání s předcházejícím. Různé vědecké práce Bloem (2006), Sutton (2011) a Gabriel et al. (2012) uvádějí, že ztráta živin z půdy je indikátorem narušení mikrobiální aktivity v půdě a porušení organo-minerálního komplexu půdy. Především pak Sutton (2011) považuje ztráty N_r z půdy nejen za důkaz poškození půd, ale i potvrzení negativního antropogenního působení na půdní ekosystém. Tento stav indikují i hodnoty BAS, jež byly nejnižší ve variantách s nejvyšší ztrátou N_{\min} za období stresování suchem v roce 2013 a 2015. Uvedení autoři potvrzují vliv působení negativních vnějších faktorů na ztrátu N_{\min} z půdy a snížení jeho dostupnosti pro rostliny. Předkládané výsledky dále indikují význam vlivu hnojení na zadržování N_{\min} v půdě a možnost zmírnění dopadů sucha aplikací podpůrných látek, především takových, jež dokáží podpořit mikrobiální aktivitu v půdě a resistenci rostlin vůči stresu suchem.

Tab. 5-XVI Statistická analýza potenciálních rozdílů ve ztrátě N_{\min} z jednotlivých variant lyzimetrického experimentu na základě vybraných faktorů.

Varianta	2013			2014			2015		
	Před	Po	Mezi obdobími	Před	Po	Mezi obdobími	Před	Po	Mezi obdobími
V1	a	a	*	a	a, c	*	a, b	a	*
V2	a	b	*	a	b, c, d	*	a, b	b	*
V3	a	c	*	a	c	*	a	c	*
V4	a	d	*	a	d	*	b	d	*
V5	a	c	*	a	c	*	a, b	c	*

Komentář: Tab. 5-XVI zobrazuje statistickou analýzu dat prezentovaných v grafu na Obr. 5-11. Rozdílná malá písmena indikují HSD mezi variantami v rámci jednotlivých období (před suchem a po suchu) a let (2013, 2014, 2015). HSD mezi obdobími před suchem a po něm je v rámci jednotlivých variant a let znázorněn *. Všechny HSD byly určeny na hladině významnosti $P < 0,05$; ANOVA; post-hoc HSD Tukeyho test.

Tab. 5-XVII Dostupnost N_{\min} (mg/10 ml ionexu) v kořenové zóně pokusné rostliny v období od r. 2012 do r. 2015.

Varianta	Časové období	Vegetační klid			Vegetační období I			Vegetační období II		
		N_{\min}	$\pm \sigma$	HSD	N_{\min}	$\pm \sigma$	HSD	N_{\min}	$\pm \sigma$	HSD
V1	2013	0,22 ^a	0,06	A, B	0,62 ^{a,c}	0,24	A	0,46 ^a	0,11	A, B, C
V2		0,25 ^a	0,04	A, B, C	5,17 ^{b,d}	0,76	B	0,51 ^a	0,16	B, C
V3		0,29 ^a	0,05	A, B, C	0,42 ^c	0,29	A	0,57 ^a	0,09	C
V4		0,38 ^a	0,08	A, B, C	0,33 ^c	0,11	A	0,49 ^a	0,09	A
V5		0,43 ^a	0,04	A, C	4,18 ^d	0,95	B	0,47 ^a	0,11	A
V1	2014	0,07 ^{a,c}	0,03	B	1,02 ^{a,b}	0,02	A	0,16 ^a	0,09	A
V2		0,34 ^{b,c}	0,10	A, B, C	1,46 ^{b,c}	0,19	A	0,26 ^a	0,03	A, B, C
V3		0,16 ^c	0,01	A, B	1,48 ^{b,c}	0,12	A	0,10 ^a	0,02	A
V4		0,18 ^c	0,06	A, B	1,76 ^c	0,22	A	0,19 ^a	0,06	A, B, C
V5		0,18 ^c	0,04	A, B	1,22 ^{b,c}	0,16	A	0,13 ^a	0,04	A, B
V1	2015	0,45 ^a	0,05	A	0,61 ^a	0,11	A	0,13 ^a	0,05	A, B
V2		0,42 ^a	0,07	A	0,68 ^a	0,09	A	0,17 ^a	0,06	A, B, C
V3		0,42 ^a	0,03	A	0,52 ^a	0,01	A	0,15 ^a	0,05	A, B
V4		0,57 ^a	0,11	C	0,76 ^a	0,07	A	0,11 ^a	0,03	A, B
V5		0,38 ^a	0,08	A, B	0,51 ^a	0,05	A	0,13 ^a	0,01	A, B

Komentář: uvedeny jsou průměrné hodnoty dostupnosti N_{\min} v kořenové sféře pokusné rostliny $\pm \sigma$, $n = 3$. Rozdílná malá písmena indikují HSD v rámci jednoho roku a jednoho parametru (např. rozdíly mezi variantami v r. 2013 během vegetačního období I). Rozdílná velká písmena indikují HSD v průběhu trvání experimentu v rámci jednoho parametru (např. rozdíly mezi variantami během vegetačního klidu za období 2013-2015). Nejvyšší hodnoty dostupnosti N_{\min} v rámci jednotlivých časových obdobích jsou zvýrazněny **tučně**. Všechny HSD byly určeny na hladině významnosti $P < 0,05$; ANOVA; post-hoc HSD Tukeyho test.

Ztráta N_{\min} z půdy představuje významný problém při intenzivním obdělávání orné půdy (Delin & Stenberg, 2014) a je indikátorem poškození přirozených schopností půdy (Sutton, 2011), mezi které patří zadržování živin ve svém sorpčním komplexu (Gabriel et al., 2013). Dostupnost N_{\min} v kořenové zóně modelové rostliny, neboli množství N iontů zachycených na IER indikuje schopnost rhizosféry využít dostupný N_{\min} . Pokud dochází k nárůstu zachycených iontů, tento stav poukazuje na špatnou využitelnost N_{\min} rostlinou (Záhora, 2001), jež se může projevit ztrátou N_{\min} z půdy (Záhora, 2011). Dostupnost N_{\min} v rhizosféře (KP) modelové rostliny byla sledována ve všech variantách a opakováních lyzimetrického experimentu. Kompletní přehled naměřených hodnot, včetně statistické analýzy, je uveden v Tab. 5-XVII. Dostupnost N_{\min} byla měřena od r. 2012 do r. 2015, a to vždy ve třech obdobích: a) vegetační klid (VK); b) vegetační období I (VO I); c) vegetační období II (VO II).

Dostupnost N_{\min} byla velmi proměnlivá, a to jak mezi jednotlivými variantami, tak i obdobími. Na základě naměřených hodnot nelze konstatovat průkazný vliv simulace sucha nebo hnojení na dostupnost N_{\min} v KP. Prokazatelně nejvyšší hodnoty byly každoročně zjištěny v období VO I a nejnižší v období VK. Tento stav indikuje primární vliv ročního období spolu s aktuálními meteorologickou situací na využitelnost N_{\min} v KP. Na druhou stranu i přes absenci zřetelného trendu je patrné, že ve variantách s aplikací minerálního hnojiva (V2 a V4) byla v rámci období VO I vždy změřena nejvyšší dostupnost v rámci jednotlivých let. Tyto hodnoty indikují možnou saturaci KP nadbytkem N_{\min} , jež půdní mikroorganismy a rostliny nestačily využít tak, jak je popsáno například ve studiích Galloway et al. (2003), Sutton (2011) a Záhora et al. (2011). Období VO I zahrnovalo vrchol vegetace (květen–červen) s nejvyšší aktivitou mikroorganismů v půdě. Proto právě v tomto období byla každoročně zjištěna nejvyšší dostupnost N_{\min} v KP. Naopak období VO II zahrnuje konec vegetace, navíc po stresování suchem a zvýšené ztrátě N_{\min} .

Nejnižší dostupnost N iontů v KP byla v jednotlivých letech experimentu vždy stanovena v období VK. Vzniklý stav lze očekávat, protože během vegetačního klidu nastala minimalizace vstupů N látek do lyzimetrického experimentu. Dále byly utlumeny procesy vedoucí k uvolňování N látek ze SOM a minimalizována potřeba rostlin po živinách.

Posledním parametrem, který uzavírá kruh ztráty a dostupnosti N_{\min} v půdě, je produkce sušiny pokusné rostliny, protože právě ta je přímo závislá na dostupnosti živin v půdě a především pak N_{\min} . Produkce rostlinné biomasy (vyjádřena sušinou) byla proměnlivá v rámci jednotlivých roků realizace experimentu i mezi roky navzájem. Přičemž nejvyšší produkce biomasy byla vždy zjištěna ve variantě V2, která nebyla stresována suchem: a) 2013 –

76,72 g; b) 2014 – 59,93 g; c) 2015 – 47,53 g. Tato varianta byla hnojena 84 kg N/ha, uvedené hodnoty nebyly v roce 2013 a 2015 statisticky průkazné vůči nehnojené kontrole, nestresované suchem – variantě V1. Naopak hodnoty produkce rostlinné biomasy ve variantě V2 (rok 2013, 2014 a 2015) byly průkazně vyšší než ve variantách stresovaných suchem (V3, V4 a V5). Uvedené hodnoty potvrzují negativní vliv sucha na produkci dvousečného porostu *Deschampsia caespitosa* L. a dále obecně známý fakt pozitivní reakce travního porostu na přidavek minerálního hnojiva s obsahem N, což je v souladu s Decau et al. (2003) a Selbie et al. (2014). Tento přírůstek měl ale na základě výše uvedených hodnot (Obr. 5-11) negativní vliv na ztrátu N_{\min} z půdy.

Tab. 5-XVIII Produkce sušiny (g) modelové rostliny v období od r. 2013 do r. 2015.

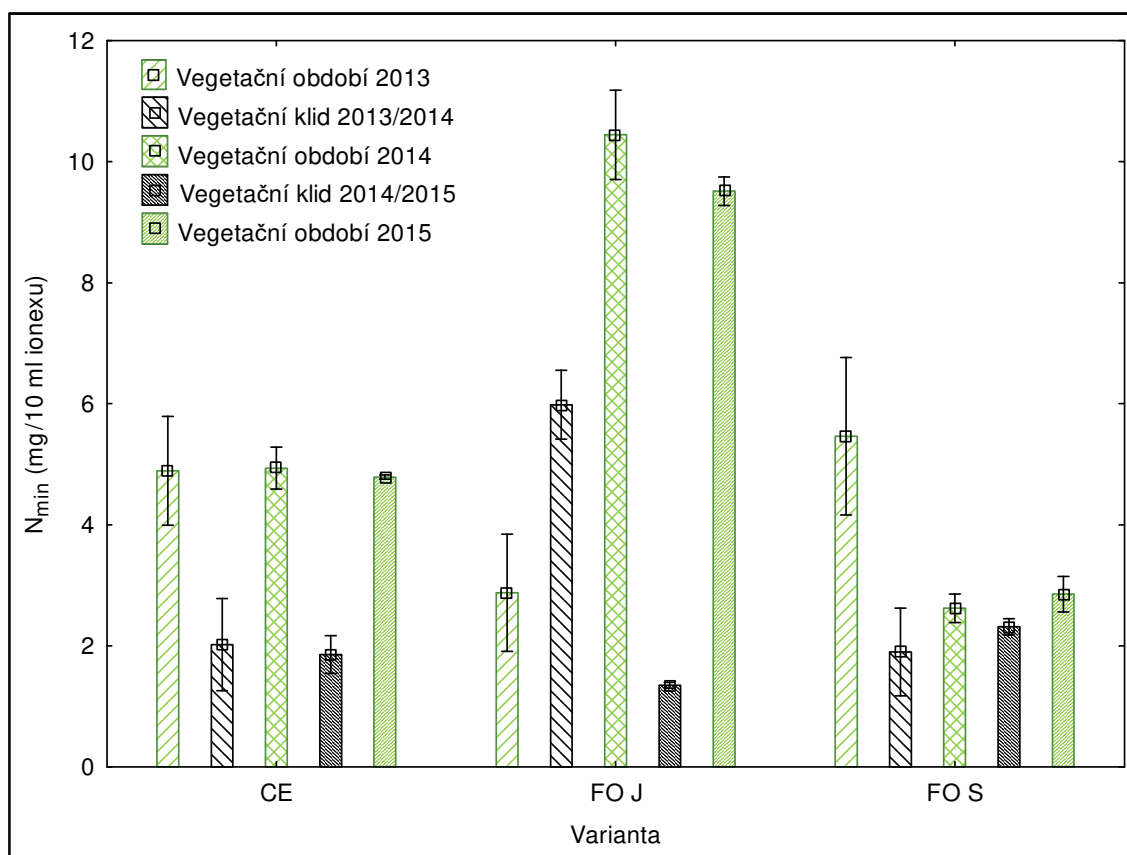
Varianta	2013			2014			2015		
	Sušina (g)	$\pm \sigma$	HSD	Sušina (g)	$\pm \sigma$	HSD	Sušina (g)	$\pm \sigma$	HSD
V1	73,31*	1,52	a, c	33,53	1,71	a, c	45,12	2,69	a
V2	76,72*	1,63	a	59,93	2,26	b	47,53	1,06	a
V3	57,70*	1,57	b	29,56	2,08	c	29,47	1,04	b
V4	68,93*	1,06	c	41,80	2,37	a	33,14	0,95	b
V5	66,81*	2,20	c	41,34	1,18	a	29,62	1,22	b

Komentář: uvedeny jsou průměrné hodnoty produkce sušiny (g) modelové rostliny ($\pm \sigma$, $n = 3$). Rozdílná malá písmena indikují HSD mezi jednotlivými variantami v rámci jednotlivých let. HSD v produkci sušiny mezi prvním rokem experimentu (2013) a následujícími roky (2014 a 2015) je znázorněn symbolem *. Všechny HSD byly určeny na hladině významnosti $P < 0,05$; ANOVA; post-hoc HSD Tukeyho test.

Hodnoty uvedené v tabulce (Tab. 5-XVIII) potvrzují, že v letech 2013 a 2014 měl přírůstek živin ve variantách V4 a V5 pozitivní vliv na snížení poklesu produkce rostlinné biomasy ve srovnání s variantami, které nebyly stresovány suchem a především pak při porovnání s kontrolní nehnojenou variantou. Tento pozitivní vliv indikuje průkazný rozdíl v produkci rostlinné biomasy mezi kontrolní variantou stresovanou suchem (V3) a hnojenými variantami (V4 – 84 kg N/ha; V5 – 84 kg N/ha + 1,25 l LG B/ha), jež byly taktéž vystaveny působení sucha. Nebyly ale nalezeny průkazné rozdíly mezi variantami V4 a V5, které by indikovaly pozitivní vliv kombinované aplikace LG B + DAM 390 v porovnání se samotnou aplikací DAM 390.

5.3.2 Terénní experiment Havraníky

Specifické pedologické podmínky, přesněji středně skeletovitá půda (šterkovitá až kamenitá) na výzkumné lokalitě Havraníky a skutečnost, že se jedná o NPR v rámci NP, znemožňovaly měření úniku N_{\min} ze svrchních vrstev půdy do hlubších částí půdního profilu, jelikož nemohly být do půdy instalovány prostředky k měření pohybu N_{\min} půdním profilem. Odběr rostlinné biomasy z jednotlivých variant experimentu nemohl být realizován z důvodu komplexní ochrany NPR Havranické vřesoviště. Měřena byla proto jen dostupnost N_{\min} v kořenové sféře jednotlivých rostlin.



Obr. 5-12 Dostupnost N_{\min} (mg/10 ml ionexu) v kořenové zóně modelových rostlin.

Komentář: zobrazeny jsou průměrné hodnoty N_{\min} (mg/10 ml ionexu), $n = 3$, jednotlivé hodnoty byly podrobeny statistickému zkoumání ANOVA, na hladině významnosti $P < 0,05$ – chybové úsečky znázorňují $\pm \sigma$.

Dostupnost N_{\min} v rhizosféře (KP) modelových rostlin (CE a FE) byla sledována na vybraných stanovištích od roku 2013 do roku 2015, vždy po celé vegetační období (182 dnů) a období vegetačního klidu (181 dnů). Hodnoty dostupnosti N_{\min} byly rozdílné v rámci jednotlivých stanovišť (CE, FO J a FO S), a jak je patrné z grafu na Obr. 5-12, tak i mezi jednotlivými rostlinami (CE a FO). Podle Záhory (2001) lze interpretovat hodnoty záchyty N_{\min}

na IER v KP jako schopnost biotických složek půdního prostředí nenávratně ztratit živinu (dusík) z v uzavřených půdních cyklů. Dále Záhora (2001) a Záhora et al. (2011) popisuje korelace mezi ztrátou N_{\min} z půdy a schopností půdy N_{\min} zadržet následovně: „čím více zachyceného N_{\min} na ionexech, tím horší vnitro-půdní hospodaření s dusíkem“. Uvedené informace jsou nezbytné pro následnou interpretaci výsledků, lze proto konstatovat, že zvýšené hodnoty dostupnosti N_{\min} v KP neindikují pozitivní stav, ale skutečnost, že rostlina na konkrétním stanovišti nedokáže s N_{\min} efektivně hospodařit.

Tab. 5-XIX Statistická analýza potenciaálních rozdílů v dostupnosti N_{\min} (mg/10 ml ionexu) v kořenové zóně modelových rostlin.

Varianta	2013	2013/2014	2014	2014/2015	2015
	Vegetační období	Vegetační klid	Vegetační období	Vegetační klid	Vegetační období
CE	a	a	a*	a	a
FO J	a*	b	b*	b	b
FO S	a	a	c	a, b	c

Komentář: Tab. 5-XIX zobrazuje statistickou analýzu dat prezentovaných v grafu na Obr. 5-12. Data byla porovnávaná mezi jednotlivými variantami (CE, FO J atd.) v rámci konkrétního období – HSD znázorňuje rozdílné malé písmeno. Dále byly vždy porovnány hodnoty dostupnosti N_{\min} vegetačního období a navazujícího období vegetačního klidu – HSD znázorňuje symbol * a zvýraznění textu. Vegetační období 2015 nebylo porovnávané s jiným obdobím měření. Všechny HSD byly určeny na hladině významnosti $P < 0,05$; ANOVA; post-hoc HSD Tukeyho test.

Nejvyšší hodnoty zachyceného N_{\min} byly zjištěny v roce 2014 a 2015 ve variantě FO J, vždy za vegetační období - průkazné vůči variantám CE a FO J (Tab. 5-XIX). Naopak v roce 2013 byla nejvyšší dostupnost N_{\min} detekována za období vegetačního klidu, opět ve variantě FO, ale na severním stanovišti S (průkazně v porovnání s variantami CE a FO J). Naměřené zvýšené hodnoty zachytu N_{\min} indikují nízkou využitelnost N látek v KP modelové rostliny (FO) na stanovišti J. Na druhou stranu tatáž varianta se stejnou modelovou rostlinou (FO), ale severně orientovaným stanovištěm (S), indikovala rozdílnou využitelnost N_{\min} v jednotlivých letech experimentu.

Nejvyšší dostupnost N_{\min} byla ve všech variantách experimentu zjištěna vždy ve vegetačním období v porovnání s obdobím vegetačního klidu. Přičemž nejvyšší rozdíl mezi jednotlivými obdobími byl nalezen v roce 2014, kdy byla zároveň zjištěna nejvyšší dostupnost

N_{\min} v KP (10,4 mg N_{\min} /10 ml ionexu). Rozdíly mezi vegetačním obdobím a obdobím vegetačního klidu byly průkazné v rámci jednotlivých variant v roce 2013 (FO J) a 2014 (CE, FO J).

Pokud detailně porovnáme získané informace o stanovišti *J* a *S* varianty FO, tak zjistíme výrazné rozdíly ve využitelnosti N_{\min} . Hodnota záchyty N_{\min} na IER v KP varianty FO S se pohybovala okolo hranice 2,5 mg N_{\min} /10 ml ionexu za vegetační období a následně 1,9 mg N_{\min} /10 ml ionexu za období vegetačního klidu. Oproti tomu hodnoty dostupnosti N_{\min} v KP varianty FO J silně kolísaly, ve vegetačním období 2014 a 2015 byly o více než 200 % vyšší v porovnání s FO S. Proto lze uvést, že využitelnost N_{\min} modelovou rostlinou FO byla na stanovišti *S* vyšší v porovnání se stanovištěm *J* (vegetační období - rok 2014 a 2015). Protože koncentrace „nadbytečného“, tj. rostlinou nevyužitého N_{\min} , byla průkazně nižší ve variantě FO S oproti variantě FO J.

Naměřené rozdíly v dostupnosti N_{\min} , a tím i jeho využitelnosti mezi variantami FO J a FO S, je možné interpretovat jako vliv mikroklimatu stanoviště *J* a *S*. Stanoviště orientované severně (FO S) bylo vystaveno nižší úrovni osvitů, a tím i pozvolnějším změnám v teplotě půdy a půdní vlhkosti. Vyšší osvit jižně orientované varianty (FO J) mohl přispět k urychlení procesů mineralizace, které měly za následek uvolnění většího množství N látek, než kolik byla schopna modelová rostlina a mikroorganismy v půdě využít. Pokud porovnáme DHA v KP na konci vegetace, tak zjistíme, že v roce 2014 a 2015 byla nalezena negativní korelace. Přesněji nepřímá úměra - ve variantách s nižší dostupností N_{\min} byly zjištěny vyšší hodnoty DHA, uvedená závislost byla průkazná jak v roce 2014 ($r = 0,68$; $P < 0,042$), tak i v roce 2015 ($r = 0,74$; $P < 0,020$). DHA představuje významný indikátor koloběhu C a N (Sardans et al., 2008), především pak v případě využitelnosti N v půdě. Hodnoty DHA indikují schopnost půdy zadržet a využít N látky (Wolińska & Stępniewska, 2012) a se zvyšující se hodnotou dochází ke snížení obsahu C a N látek v půdě (Veres et al., 2013).

Naopak naměřené hodnoty dostupnosti N_{\min} v KP modelové rostliny CE indikují schopnost rostliny efektivně využívat N látky a přizpůsobovat se aktuálním podmínkám. Záchyty N_{\min} v této variantě (CE) vykazoval zřetelný průběh, tj. vyšší hodnoty za vegetační období (± 5 mg N_{\min} /10 ml ionexu) a nižší za období vegetačního klidu (± 2 mg N_{\min} /10 ml ionexu). Zjištěné hodnoty potvrzují, že CE, jakožto invazní druh, má vysoké kompetiční schopnosti, jež byly potvrzeny Holoub (2002) a Holub et al. (2012). Dokáže se proto lépe přizpůsobit podmínkám v NP Podyjí, a z těchto důvodů (podle Reiterová a Škorpík, 2012) představuje v dané lokalitě invazní rostlinu. Schopnost CE efektivně využívat obecně SOM, jejíž sou-

částí jsou i N látky, potvrzují i hodnoty mikrobiální aktivity. Pokud provedeme regresní analýzu hodnot BAS a dostupnosti N_{\min} v KP u všech variant s následnou korelací dvou proměnných, zjistíme pozitivní vztah mezi uvedenými parametry. Především pak u dostupnosti N_{\min} za vegetační období a BAS v KP na počátku vegetace, zjištěné pozitivní korelace jsou průkazné za rok 2014 ($r = 0,86$; $P = 0,03$) a 2015 ($r = 0,83$; $P = 0,006$).

Hlavním zdrojem dusíku pro jednotlivé varianty byl dálkový přenos ze zemědělských ploch (polní hnojiště, orná půda po aplikaci organických a organo-minerálních hnojiv). Přesněji depozice atmosférického N_r , nejčastěji ve formě volatizovaného amoniaku, který podle Tian et al. (2014) představuje hlavní zdroj N_{\min} (N_r) pro přirozené travní ekosystémy.

5.3.3 Laboratorní experiment

Únik N_{\min} z jednotlivých experimentálních nádob byl sledován po celou dobu realizace laboratorního experimentu v růstových komorách biotechnologického pavilonu Mendelovy univerzity v Brně. Výsledky ztráty N_{\min} z jednotlivých variant laboratorního experimentu byly již částečně publikovány (Elbl et al. 2014c) a jejich celkový přehled, včetně statistické analýzy, je uveden v Tab. 5-XX. Výsledky indikují kombinovaný vliv sucha a druhu aplikované podpůrné látky (hnojiva) na velikost ztráty N_{\min} z půdy.

Ztráta N_{\min} z jednotlivých experimentálních nádob byla pravděpodobně ovlivněna způsobem hnojení. Nejvyšší hodnoty úniku N_{\min} byly nalezeny ve variantách s aplikací minerálního hnojiva (A2; B2) a v jednom případě (skupina C) v kontrolní variantě (C1). Naopak nejnižší hodnoty byly zjištěny vždy ve variantách s aplikací kompostu A3 (17,03 mg/m²), B3 (23,01 mg/m²), C3 (13,28 mg/m²). Dále je ale nezbytné uvést, že rozdíly mezi variantami ve skupině A, B nebyly statisticky průkazné. Na druhou stranu ve skupině C byly nalezeny průkazné hodnoty a z hlediska všech skupin experimentu byla nejnižší hodnota nalezena ve variantě C3. Pokud porovnáme variantu C3 s variantami, kde bylo aplikováno minerální hnojivo, zjistíme průkazný rozdíl vůči variantám A2 (DAM 390) a B2 (DAM 390). Následovně pak i vůči kontrolní variantě C1.

Vliv druhu hnojení na vypalování N_{\min} z půdy, respektive pozitivní korelaci mezi aplikací minerálních hnojiv s obsahem N_r a ztrátu N_{\min} ze svrchní vrstvy půdy (0–30 cm), potvrdil například Galloway (2003), Brentrup et al. (2004) a Delin & Stenberg (2014). Dále existuje velké množství vědeckých studií (Diaz et al., 2007; Sutton, 2011), jež potvrzují pozitivní vliv aplikace kompostu na zadržení N_r v půdě a zlepšení jeho využití půdními mikroorganismy a rostlinami (Neuens & Reheul, 2003; Diaz et al., 2007). Porovnáme-li naměřené

hodnoty úniku N_{\min} ve variantách s aplikací kompostu a bez, pak výsledky korespondují s výše uvedenými studiemi.

Tab. 5-XX Ztráta N_{\min} z jednotlivých variant nádobového experimentu.

Skupina	Varianta	N_{\min} (mg/m ²)	$\pm \sigma$	HSD $P < 0,05$	
				V rámci skupiny	Mezi skupinami
A	A1	25,60	9,61	a	A, B, C
	A2	40,61	6,46	a	A, B
	A3	17,03	2,41	a	A, C
B	B1	32,46	1,09	a	A, B, C
	B2	41,20	2,82	a	B
	B3	23,01	3,61	a	A, B, C
C	C1	43,20	6,37	a	B
	C2	35,14	1,62	a, b	A, B, C
	C3	13,28	2,14	b	C

Komentář: uvedeny jsou průměrné hodnoty záhytu N_{\min} na ploše IER disků ($\pm \sigma$; $n = 3$). Jednotlivé skupiny jsou soubory dat z měření ve skupinách s různou půdní vlhkostí (70 % WHC, 40 % WHC a WP). Data byla porovnávaná v rámci jedné skupiny (A, B nebo C) mezi variantami (A1, A2, A3 nebo B1, B2, B3 atd.) – HSD znázorňuje malé písmeno. Dále pak byla data porovnávaná navzájem mezi skupinami, např.: A1 vs. B1 apod. – HSD znázorňuje rozdílné velké písmeno. Všechny HSD byly určeny na hladině významnosti $P < 0,05$; ANOVA; post-hoc HSD Tukeyho test.

Na základě výše uvedených informací jediné průkazné rozdíly mezi jednotlivými variantami v rámci konkrétních skupin experimentu byly detekovány ve skupině C. Právě skupina C byla vystavena dlouhodobějším periodám nedostatku vláhy, kdy po dosažení WP byly všechny varianty v této skupině navlaženy na 70 % WHC. Uvedený stav měl tedy za následek pravidelné, rychlé nasycení půdního profilu vodou. Varianty C1 a C2 nebyly doplněny o žádný zdroj organické hmoty a pouze varianta C2 byla doplněna o zdroj živin, který mohl napomoci rozvoji rostlin a jejího kořenového systému. Lze proto předpokládat, že zvýšený únik N_{\min} byl způsoben neschopností půdy zadržet infiltrovanou vodu. Zvýšený pohyb SE půdním profilem experimentální nádoby měl pak za následek vyplavení N_{\min} . Vliv vodní bilance (dostupnosti vody) v systému rostlina - půda a jeho vliv na pohyb N_{\min} v rhizosféře byl prokázán Gabriel et al. (2012), Bimüller et al. (2014) a Gabriel & Kellman (2014). Dále

Diaz et al. (2007) potvrdili pozitivní vliv zapravení kompostu do půdy na zlepšení fyzikálních vlastností půdy, jež přímo ovlivňují vodní retenci.

Tab. 5-XXI Produkce sušiny (g) modelové rostliny.

Varianta	Nadzemní biomasa			Podzemní biomasa			Celková biomasa		
	Sušina (g)	$\pm \sigma$	HSD	Sušina (g)	$\pm \sigma$	HSD	Sušina (g)	$\pm \sigma$	HSD
A1	24,81	0,67	a	9,89	0,73	a, c, d, e	34,69	1,15	a, d
A2	30,92	0,50	b	12,49	1,24	a, d	43,41	1,20	a
A3	34,11	1,71	b	20,42	1,45	b	54,33	2,58	b
B1	18,48	0,79	d, e	4,31	0,60	c	22,79	0,33	c, d
B2	17,93	0,90	d, e	5,02	0,16	c	22,95	0,82	c, d
B3	19,03	0,78	d	6,51	1,19	d	25,55	1,97	d
C1	16,01	1,51	e	12,87	3,06	d	28,87	4,46	d
C2	15,49	0,37	e	5,96	1,21	e	21,44	1,40	c
C3	13,68	1,24	e	6,07	0,72	e	19,75	1,58	c

Komentář: uvedeny jsou průměrné hodnoty produkce sušiny (g) pokusné rostliny ($\pm \sigma$; n = 3). Rozdílná malá písmena indikují HSD mezi jednotlivými variantami v rámci jednotlivých let. Všechny HSD byly určeny na hladině významnosti $P < 0,05$; ANOVA; post-hoc HSD Tukeyho test.

Produkce sušiny rostlinné biomasy (Tab. 5-XXI) modelové rostliny byla hodnocena z hlediska: (a) nadzemní, (b) podzemní a (c) celkové biomasy. Důvodem bylo co nejpodrobnější vyjádření působení fluktuaace v půdní vlhkosti a dostupnosti živin na produkci rostlinné biomasy. Přičemž parametr produkce sušiny byl doplněn o poměr podzemní a nadzemní biomasy, tzv. „Root and Shoot“ (Obr. 5-13).

Nejvyšší hodnota produkce biomasy celkem byla průkazně zaznamenána ve skupině A, variantě hnojené kompostem A3 (54,33 g), a to v porovnání s ostatními variantami. Na druhou stranu nejnižší hodnota byla zjištěna také ve variantě hnojené kompostem C3 (19,75 g), ale ve skupině C. Naměřené hodnoty celkové produkce biomasy indikují kombinovaný vliv dostupnosti vody v půdním prostředí a přídavku živin na produkci rostlinné biomasy. Porovnáme-li výsledky produkce rostlinné biomasy ve skupině A, B, C, nalezneme průkazné rozdíly. Tyto rozdíly indikují, že v případě optimálních vlhkostních poměrů (skupina A - 70 % WHC) je produkce biomasy dále ovlivnitelná způsobem hnojení, protože v této skupině

dosáhly hnojené varianty průkazně vyšší produkce celkové biomasy. Na druhou stranu, pokud je v půdě nedostatek vláhy (skupina B - 40 % WHC a C - WP), způsob hnojení nemá signifikantní význam na tvorbu celkové biomasy. Naopak ve skupinách B a C dosáhla nejvyšší produkce biomasy nehnojená kontrola.

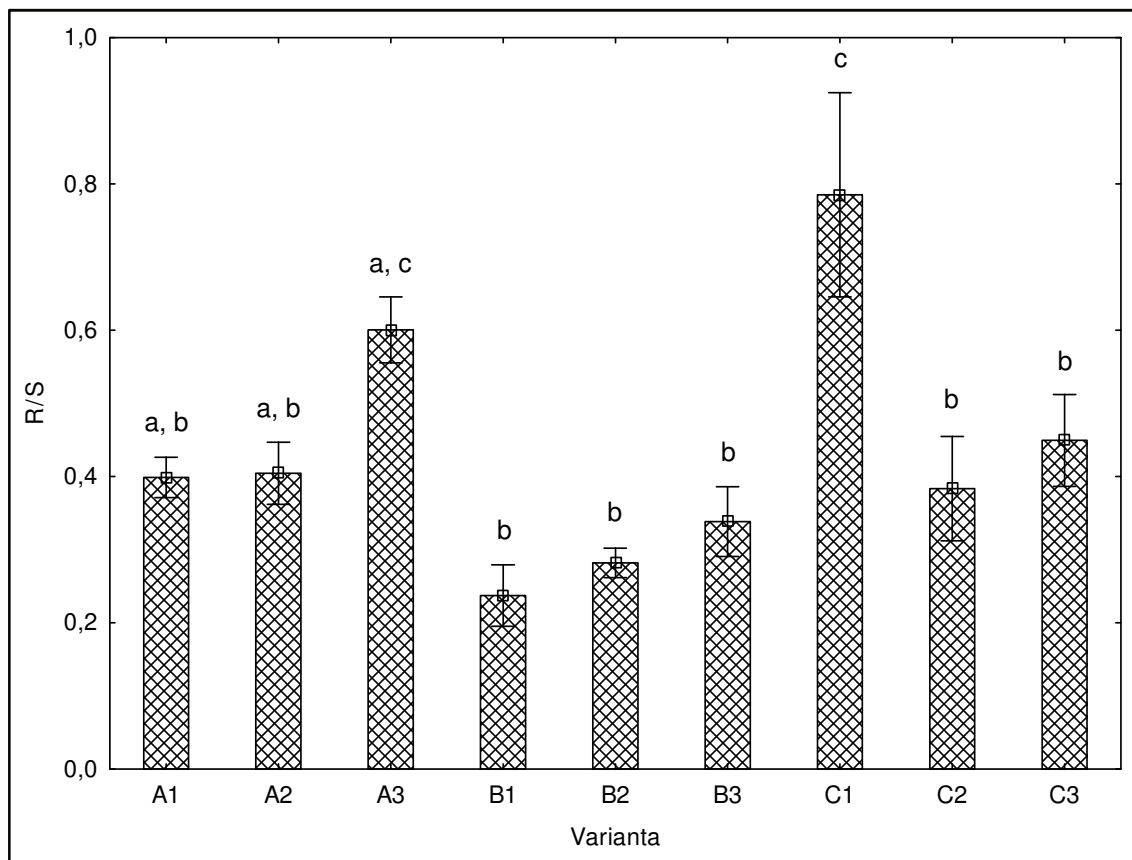
Dále je nezbytné porovnat produkci nadzemní a podzemní biomasy, protože „*rozhodnutí rostliny investovat do kořenů nebo listů*“ reflektuje podle Šeré (2013) její životní strategii. Při porovnání hodnot produkce nadzemní biomasy ve skupině A (optimální vlhkost) zjistíme, že rozdíl mezi hnojenými variantami nebyl průkazný, ale existoval vůči nehnojené kontrole. Uvedený stav opět indikuje pozitivní vliv jak půdní vlhkosti, tak i způsobu hnojení. Naopak ve skupině B a C nebyl nalezen rozdíl mezi jednotlivými variantami v produkci nadzemní biomasy, byl ale detekován průkazný rozdíl mezi skupinami navzájem. Tento rozdíl indikuje, že modelová rostlina (*Deschampsia caespitosa* L. - DS) se dokázala lépe vyrovnat se stresem suchem než s pravidelným procesem zvlhčování (70 % WHC) a vysychání (WP).

Rozdílná situace nastala v produkci podzemní biomasy, kde nejvyšší hodnota byla zaznamenána opět ve variantě A3, přičemž tato hodnota byla průkazná vůči všem variantám. Uvedená hodnota opakovaně potvrzuje pozitivní vliv aplikace kompostu a optimální půdní vlhkosti na rozvoj nadzemní a podzemní biomasy. Rozdílné hodnoty produkce podzemní biomasy ve skupině B a C indikují odlišné strategie modelové rostliny. DS pravděpodobně investovala do rozvoje nadzemní biomasy ve skupině B z důvodu stálého nedostatku vláhy a snahy využít zvětšenou listovou plochu jako alternativní zdroj (srážení vzdušné vlhkosti). Naopak ve skupině C, která byla pravidelně zavlažována po vyschnutí (dosažení WP), rostlina mohla podporovat kořenový systém za účelem rozšíření rhizosféry pro zadržení co největšího objemu vody. Každopádně uvedené skutečnosti by naznačovaly pouze hodnoty ve variantách C1 a C2.

Každá rostlina na základě vlastností stanoviště, na kterém se nachází, investuje dostupnou energii z fotosyntézy buď do rozvoje listů (nadzemní biomasy), nebo kořenů (podzemní biomasy). Poměr tohoto rozložení biomasy vyjadřuje parametr „Root and Shoot ratio (R/S)“ neboli poměr nadzemní a podzemní biomasy. Uvedený poměr může být vyjádřen sušinou či délkou nadzemní a podzemní biomasy nebo například obsahem C látek v nadzemní a podzemní biomase (Šerá, 2013).

Pro účely předkládané práce byl R/S stanoven jako poměr sušiny nadzemní a podzemní biomasy a graficky je znázorněn včetně statistické analýzy sloupcovým grafem na Obr. 5-13. Nejvyšší a nejnižší poměr R/S byl nalezen vždy v kontrolní variantě, nejvyšší ve skupině

pravidelně stresované suchem C (WP; C1 = 0,79) a nejnižší ve skupině trvale stresované suchem B (40 % WHC; B1 = 0,24). Přičemž hodnota R/S ve variantě C1 byla prokazatelně nejvyšší při srovnání s ostatními variantami ve skupině B a C.



Obr. 5-13 Poměr R/S modelové rostliny.

Komentář: zobrazeny jsou poměry hodnot sušiny (g) nadzemní a podzemní biomasy modelové rostliny, $n = 3$, jednotlivé hodnoty byly podrobeny statistickému zkoumání ANOVA, na hladině významnosti $P < 0,05$; chybové úsečky znázorňují $\pm \sigma$. Rozdílná malá písmena (indexy) indikují HSD mezi variantami jednotlivými variantami na hladině významnosti $P < 0,05$; post-hoc HSD Tukeyho test.

Monk (1966) uvádí, že poměr R/S je odlišný pro jednotlivé druhy rostlin a představuje významný ekologický indikátor, jehož hodnota je odlišná v závislosti na stáří rostliny (s věkem se postupně zvyšuje) a její kompetiční schopnosti (získávat energii v konkrétních podmínkách). Modelová rostlina byla pěstovaná v rámci experimentu po dobu 215 dnů. Tato skutečnost v návaznosti na práci Monk (1966) významně ovlivnila hodnotu poměru R/S. Protože rostliny neměly dostatek času k rozvoji podzemní biomasy.

Výše uvedené průkazné rozdíly mezi variantou C1 a ostatními variantami ve skupinách B a C je možné vysvětlit na základě práce Středa et al. (2012), kde autoři popisují závislost

velikosti kořenového systému na dostupnosti vody v půdě. Autoři zjistili, že velikost kořenového systému pozitivně koreluje s rostoucí dostupností vody na stanovišti. Skupina B byla trvale stresována suchem. Rostliny v skupině nemohly proto vytvořit dostatečné množství nadzemní ani podzemní biomasy, protože již od započetí experimentu (po zakořenění rostlin a preinkubaci nádob v růstové komoře) byly vystaveny nedostatku vláhy. Tuto skutečnost nemohl ovlivnit přídavek kompostu ani aplikace minerálního hnojiva. Naopak varianty ve skupině C byly vystaveny suchu v pravidelných intervalech a po jeho dosažení nastalo navlhčení variant na úroveň 70 % WHC. Náhlou dostupnost vody dokázaly nejlépe využít rostliny v kontrolní variantě, jelikož nebyly stimulovány přídavkem živin, a tím byly donuceny k investici do kořenového systému. Naopak varianty s přídavkem živin (C2 – 140 kg N/ha a C3 – 50 000 kg Cp) stimulovaly k tvorbě nadzemní biomasy na úkor rozvoje kořenového systému. Tato skutečnost je velmi dobře ilustrována hodnotami sušiny nadzemní a podzemní biomasy ve skupině C. Porovnáme-li hodnoty uvedené v Tab. 5-XXI, zjistíme, že ve skupině C nebyly průkazné rozdíly v produkci sušiny nadzemní biomasy, ale pouze v případě sušiny podzemní biomasy. Chloupek et al. (2010) a Středa et al. (2012) ve svých vědeckých pracích potvrdili, že velikost kořenového systému je základním prvkem vytvářející předpoklad pro příjem živin, vody a následně i produkci nadzemní hmoty.

5.3.4 Shrnutí zjištěných poznatků o vlivu sucha na vyplavování minerálního dusíku

Hlavním cílem předložené práce bylo kromě zhodnocení přímého vlivu sucha na mikrobiální aktivitu v rhizosférní a nerhizosférní půdě i sledování nepřímého neboli zprostředkovaného vlivu sucha na ztrátu N_{\min} z půdy a jeho dostupnost v rhizosféře. Dále byl zjišťován vliv sucha, přesněji změn v půdní vlhkosti na produkci rostlinné biomasy.

Terénní experiment Březová nad Svitavou

V rámci experimentu na lokalitě Březová nad Svitavou byl měřen únik N_{\min} z orné půdy, dostupnost N_{\min} v rhizosféře a produkce rostlinné biomasy. Byl zjištěn prokazatelný vliv sucha na ztrátu N_{\min} z půdy v letech 2014 a 2015, respektive na jeho zvýšenou koncentraci v půdním eluátu. V roce 2013 byl experiment ovlivněn zvýšeným srážkovým úhrnem a procesem stabilizace lyzimetru. V následujících letech experimentu 2014 a 2013 byl vliv sucha na ztrátu N_{\min} z půdy zcela evidentní a průkazný.

Dále je z výsledných hodnot patrné, že únik N_{\min} z orné půdy byl prokazatelně ovlivněn aplikací minerálního hnojiva DAM v porovnání s nehnojenými kontrolními variantami. Naopak aplikace DAM ve směsi s LG B měla pozitivní vliv na snížení vyplavování N_{\min} z půdy v porovnání s variantou hnojenou pouze hnojivem DAM, v rámci skupiny stresované suchem.

Variety vystavené působení sucha vykazovaly prokazatelně nižší produkci rostlinné biomasy modelové rostliny v porovnání s nestresovanými variantami, ve všech letech experimentu. Aplikace hnojiva DAM, ať už samostatně nebo ve směsi s LG B měla v roce 2013 a 2014 prokazatelně pozitivní vliv na snížení negativního působení sucha na produkci rostlinné biomasy. Celkové množství biomasy modelové plodiny bylo v těchto letech vyšší v porovnání s kontrolní variantou v rámci stresovaných variant.

Terénní experiment Havraníky

Experiment na lokalitě Havraníky byl prováděn v podmínkách NP Podují, proto nemohl být realizován odběr rostlinné biomasy a z hlediska šetrnosti vůči chráněnému porostu bylo provedeno měření pouze dostupnosti N_{\min} v rhizosféře. Měření probíhalo od r. 2013 do r. 2015, vždy přes vegetační období a období vegetačního klidu. Nejvyšší hodnoty dostupnosti N_{\min} byly pravidelně detekovány v porostu *Festuca ovina* na jižně orientovaném stanovišti. Naopak na severně orientovaném stanovišti stejné modelové rostliny byly naměřeny hodnoty nejnižší dostupnosti N_{\min} . Oproti tomu porost *Calamagrostis epigeios* vykazoval vyrovnanou dostupnost N_{\min} během celého experimentu, tj. pravidelný pokles v hodnotách během období vegetačního klidu a nárůst během vegetačního období.

Zjištěné hodnoty dostupnosti N_{\min} v rhizosféře jednotlivých rostlin na lokalitě Havraníky poukazují na rozdílný způsob adaptace rostlin na zdejší suché klimatické podmínky. Dále tyto hodnoty ilustrují význam lokalizace stanoviště konkrétní rostliny, především pak trsnatých druhů, mezi které patří i *Festuca ovina*, jelikož právě mikroklima stanoviště významně ovlivnilo dostupnost N_{\min} v rhizosféře.

Laboratorní experiment

Celkově nejnižší ($P < 0,05$) hodnoty úniku N_{\min} ($13,28 \text{ mg/m}^2$) v porovnání s ostatními variantami byly zjištěny ve variantě stresované suchem a hnojené C_p . Naopak nejvyšší únik byl zjištěn v kontrolní, nehnojené variantě stresované suchem ($43,20 \text{ mg/m}^2$). Výsledky indikují na jedné straně negativní vliv sucha na vyplavování N_{\min} z půdy, ale i možnost omezení tohoto negativního vlivu skrze aplikaci organické hmoty do půdy.

Naměřené hodnoty úniku N_{\min} v rámci všech realizovaných experimentů zamítají nulovou hypotézu H_0 a nevyvracejí alternativní hypotézy H_1-H_3 , přičemž je možné konstatovat prokázání vlivu sucha na ztrátu N_{\min} z půdy. Dále výsledky prokazatelně ($P < 0,05$) indikují možnost ovlivnění vyplavení N_{\min} z půdy přidavkem organických látek k minerálnímu hnojivu nebo jeho úplným nahrazením organickým hnojivem.

6 ZÁVĚR

Předložená disertační práce byla vypracovaná za účelem studia vlivu sucha na mikrobiální aktivity v rhizosférní a nerhizosférní půdě. Hlavním cílem práce bylo celkové zhodnocení přímého vlivu sucha na mikrobiální aktivitu v půdě a nepřímých vlivů sucha na úroveň půdní hydrofobicity, dostupnost minerálního dusíku v rhizosféře a jeho ztrátu z půdy. Byly provedeny dva terénní a jeden laboratorní experiment. Terénní experimenty byly realizovány v odlišných podmínkách: a) v Ochranném pásmu vodního zdroje Březová nad Svitavou, b) v Národní přírodní rezervaci Havranické vřesoviště; a odlišnou formou: a) lyzimetry, tj. za využití experimentálních nádob, b) měřením přímo v porostu. Oproti tomu laboratorní experiment byl uskutečněn v kontrolovaných podmínkách (teplota, osvit, vlhkost) růstové (vegetační) komory. V rámci uskutečněných experimentů byly testovány celkem čtyři statistické hypotézy, přičemž nulová hypotéza (H_0) byla vždy zamítnuta, na základě čehož byl potvrzen vliv sucha na vybrané půdní parametry. Avšak s rozdílnou statistickou prokazatelností a naměřenou intenzitou vlivu.

Mikrobiální aktivita v rhizosférní a nerhizosférní půdě

Výsledky realizovaných terénních experimentů prokázaly, že změny v půdní vlhkosti v důsledku extrémních klimatických jevů negativně působí na mikrobiální aktivitu jak v rhizosférní, tak i nerhizosférní půdě. Nebyla však prokázána odlišná reakce rhizosférní a nerhizosférní půdy na působení sucha z hlediska mikrobiální aktivity.

Na základě výsledků jednotlivých experimentů lze uvést, že změny v půdní vlhkosti v důsledku působení sucha mají vliv na mikrobiální aktivity v půdě. Naměřené hodnoty BAS a DHA potvrzují významný vliv sucha na mikrobiální aktivitu v půdě, a to jak z hlediska aktuálního, tak i dlouhodobého. Výsledky obou terénních experimentů prokazují vysoký význam vlivu sucha na mikrobiální aktivitu v rhizosférní i nerhizosférní půdě, bez rozdílu zdali se jedná o antropogenně ovlivněné prostředí v rámci lyzimetrického experimentu nebo přirozený ekosystém národní přírodní rezervace.

Realizované experimenty pouze částečně prokázaly možnost eliminace negativních vlivů sucha, a to za využití aplikace organických hnojiv. Především pak kompostu, jehož aplikace byla testována v rámci laboratorního experimentu a měla pozitivní vliv na podporu mikrobiální aktivity v půdě stresované suchem.

Míra půdní hydrofobicity

Na základě naměřených hodnot nenasycené hydraulické vodivosti není možné jednoznačně prokázat, ale ani vyvrátit vliv sucha na formování půdní hydrofobicity. Důvodem je stav, kdy v rámci jednotlivých experimentů byly zjištěny pouze částečně průkazné rozdíly, které na jedné straně indikují potenciální vliv sucha na vznik půdní hydrofobicity, ale na druhou stranu poukazují na kombinaci více faktorů.

Tato situace nastala v případě terénního experimentu realizovaného v přirozených podmínkách Havranického vřesoviště, kde byl zjištěn kombinovaný vliv modelové rostliny a mikroklimatu lokality. Přičemž během realizace obou terénních experimentů nižší hodnoty nenasycené hydraulické vodivosti, které indikují vyšší úroveň půdní hydrofobicity byly pravidelně měřeny v rhizosférní půdě v porovnání s nerhizosférní půdou. Rozdíl mezi těmito hodnotami ale byl průkazný pouze na lokalitě Havraníky, a to navíc jen částečně. Každopádně poukazují na význam modelové rostliny a lze je považovat za výsledek kompetiční zdatnosti, která by měla být předmětem dalšího výzkumu.

Vyplavování minerálního dusíku z půdy, jeho dostupnost v rhizosféře a produkce rostlinné biomasy

Byl zjištěn prokazatelný vliv sucha na ztrátu N_{\min} z půdního prostředí. Varianty stresované suchem, ať už v rámci lyzimetrického experimentu na lokalitě Březová nebo nádobového laboratorního experimentu, vykazovaly vždy vyšší ztrátu N_{\min} vyplavením v porovnání s variantami nestresovanými. Případně pak při porovnání s obdobím před simulací sucha.

Na základě výše uvedených informací lze konstatovat, že únik N_{\min} v rámci terénního a laboratorního experimentu byl ovlivněn kombinovaným působením sucha a způsobem hnojení. Přičemž samotná aplikace minerálního hnojiva DAM s obsahem N_{\min} měla negativní vliv na ztrátu minerálních forem N z půdy, bez rozdílu, zdali se jednalo o variantu hnojenou DAM, stresovanou nebo nestresovanou suchem. Naopak aplikace organických hnojiv (LG B a C_p) prokazatelně v období po stresování půdy suchem snížila únik N_{\min} v porovnání s kontrolní variantou, tak též stresovanou suchem.

Naměřené hodnoty dále potvrzují, že aktuální dostupnost N_{\min} v rhizosféře je ovlivněna kombinací faktorů, nejen působením sucha. Na druhou stranu tyto hodnoty indikují, že sucho působí na dostupnost N_{\min} jednak přímo, ale i nepřímo skrze vliv na mikrobiální aktivitu v rhizosféře, fluktuaci půdní vlhkosti apod. Dostupnost N_{\min} v rhizosféře modelových rostlin tak nebyla primárně ovlivněna suchem, ale kombinací několika faktorů: a) vlastnostmi mo-

delových rostlin, b) způsobem ošetřování (hnojením), c) ročním obdobím (tj. aktuálními meteorologickými podmínkami). Pokles v dostupnosti byl pravidelně zaznamenáván v období vegetačního klidu a následně v druhé polovině vegetačního období.

Dále bylo prokázáno, že simulace sucha negativně ovlivnila produkci biomasy modelové rostliny. Produkce rostlinné biomasy byla signifikantně ovlivněna působením sucha, varianty stresované suchem vykazovaly min. o 15 % nižší produkci v porovnání s variantami nestresovanými. Tento pokles produkce je možné mírnit vhodně zvoleným způsobem hnojení. Například aplikace DAM a LG B měla prokazatelný vliv na snížení poklesu produkce rostlinné biomasy. Vliv aplikace C_p na zmírnění působení sucha nebyl statisticky průkazný. Negativní působení sucha bylo možné eliminovat za využití vhodných hnojiv, především pak aplikací organických a organo-minerálních látek.

Pokud shrneme všechny zjištěné poznatky, tak lze konstatovat, že na základě uvedených výsledků byla zamítnuta nulová hypotéza H_0 : *změny v půdní vlhkosti způsobené extrémními klimatickými jevy nemají žádný vliv na mikrobiální aktivity v půdě a ztrátu živin z půdy, neovlivňují úroveň půdní hydrofobicity a není možné zmírnit jejich působení v případě zemědělské půdy způsobem hnojení* a potvrzena alternativní hypotéza H_1 : *změny v půdní vlhkosti způsobené extrémními klimatickými jevy působí negativně pouze na mikrobiální aktivity v půdě a ztrátu živin z půdy. Dále se neprojevují na změně půdní hydrofobicity*. Další alternativní hypotézy nebyly potvrzeny nebo pouze částečně, například hypotéza H_3 : *změny v půdní vlhkosti způsobené extrémními klimatickými jevy působí negativně na mikrobiální aktivity v půdě a ztrátu živin z půdy. Dále se projevují na změně půdní hydrofobicity. Negativní působení lze korigovat v případě zemědělské půdy způsobem hnojení*.

7 SUMMARY

This dissertation focuses on assessing the effect of drought on microbial activity in the rhizosphere and non-rhizosphere soil. The main objective of this work was to evaluate the overall direct impact of drought on microbial activity in the soil and indirect effects of drought on the level of soil hydrophobicity, the availability of mineral nitrogen in the rhizosphere and on its loss from soil. There were made two field and one laboratory experiment. Field experiments were carried out under different conditions: a) in the protective zone of water sources Březová nad Svitavou, b) in National Nature Reserve Havranické moorland; and a by a different form: a) method using lysimeters, i.e. using the experimental pots, b) measuring directly in the stand. In contrast, the laboratory experiment was carried out under controlled conditions (temperature, illumination, humidity) in growth (vegetation) chambers. In the framework of the mentioned experiments, there were tested four statistical hypotheses, wherein the null hypothesis (H_0) has always been rejected. On its basis, the effect of drought on selected soil parameters was confirmed but with different statistical verifiability and different measured intensity of the impact.

Microbial activity in rhizosphere and non-rhizosphere soil

The results of the field experiments have shown that changes in soil moisture, adversely caused by extreme climatic phenomena, affect microbial activity, both in the rhizosphere and non-rhizosphere soil. Different reaction of rhizosphere and non-rhizosphere soil to the effects of drought was not proved in terms of microbial activity.

Based on the results of experiments, it can be stated the changes in soil moisture due to the effect of drought affect the microbial activity in the soil. Measured values of BAS and DHA confirmed the significant effect of drought on microbial activity in the soil in terms of both, the short- and a long-term point of view. The results of both field experiments demonstrate the high significance of the effects of drought on microbial activity in the rhizosphere and non-rhizosphere soil, irrespective whether it is anthropogenically influenced environment of lysimetric experiment, or natural ecosystem of National Nature Reserve.

Completed experiments only partially demonstrated the possibility of eliminating the negative effects of droughts by using organic fertilizers, especially compost where application has been tested under laboratory experiment and had a positive effect to promote the microbial activity in the soil stressed by drought.

Rate of soil hydrophobicity

Based on the measured values of unsaturated hydraulic conductivity, it is not possible to clearly demonstrate the effect of drought on the formation of soil hydrophobicity. It is caused by identification of only partially significant differences in the individual experiments. The differences indicate potential impact of drought on the formation of soil hydrophobicity on one hand, but on the other hand point to combination of several factors.

This situation occurred in the field experiment realized under natural conditions in Havranické moorland, where the combined effect of the model plants and microclimate of the site was found. Whereas within the two field experiments, lower levels of unsaturated hydraulic conductivity indicating a higher level of soil hydrophobicity were regularly measured in the rhizosphere soil, compared to non-rhizosphere soil. The difference between these values was significant only in the locality Havraníky, and moreover only partially. Anyway, they highlight the importance of model plants and can be considered as a result of competitive prowess, which shall be the subject of a further research.

Leaching of mineral nitrogen from soil, its availability in rhizosphere and biomass production

Effect of drought on N_{\min} loss from the soil was found to be significant. Variants stressed by drought, whether in lysimetric experiment in Březová nad Svitavou or in pot laboratory experiment has always showed higher loss of N_{\min} , compared to unstressed variants or when compared with the period before the simulated drought.

Based on the above information, it can be stated that the leaching of N_{\min} within the field and laboratory experiment was influenced by the combined effects of drought and fertilization method. The application of mineral fertilizer DAM containing N_{\min} negatively affected the loss of mineral forms of N from the soil, irrespective whether variant fertilized with DAM was stressed or unstressed by drought. On the contrary, application of organic fertilizers (LG B and Cp) was found to reduce loss of N_{\min} after soil was stressed by drought, in comparison with the control variant stressed by drought.

Measured values confirm that the current availability of N_{\min} in the rhizosphere is influenced by a combination of factors, not only by drought. On the other hand, these values indicate drought affects availability of N_{\min} , both directly and indirectly via effect on the microbial activity in the rhizosphere, fluctuation of soil moisture, etc. Availability of N_{\min} in the rhizosphere of model plants was not primarily affected by the drought, but by the combination of several factors: a) properties of model plants, b) the treatment (fertilization),

c) the season (i.e. the current meteorological conditions). The decline in availability was recorded periodically during the dormancy period and then in the second half of the growing season.

Furthermore, it was proven that simulation of drought negatively affected biomass production of model plants. Production of plant biomass was significantly affected by drought. Drought-stressed variants exhibited by minimally 15% lower production than unstressed variants. The decline in the production is possible to be mitigated by appropriately selected fertilization. For example, applications of DAM and LG B had demonstrable effect on slowing down the biomass production. Effect of Cp to mitigate the effects of drought was not statistically significant. Negative effects of drought could be eliminated using suitable fertilizers, especially applications of organic and organic-mineral substances.

If we summarize all the findings, it can be stated that on the basis of these results the null hypothesis H_0 was rejected: *Changes in soil moisture caused by extreme climatic events have no effect on the microbial activity in the soil and on nutrient loss from the soil, they do not support the increase in soil hydrophobicity and in case of agricultural soil it is not possible to mitigate their effect by fertilization method.* The alternative hypothesis H_1 was confirmed: *Changes in soil moisture caused by extreme climatic events have a negative effect only on microbial activity in the soil and nutrient loss from the soil. Furthermore, they are not reflected in the change of soil hydrophobicity.* Other alternative hypotheses have not been confirmed or only partially, for example the hypothesis H_3 .

8 LITERATURA

8.1 Přehled použité literatury

A

ALLEN, C. D., A. K. MACALADY, H. CHENCHOUNI et al. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, 2010, roč. 259, č. 4, s. 660–684.

ALAOUI, A., J. LIPIEC, H. H. GERKE. A review of the changes in the soil pore system due to soil deformation: A hydrodynamic perspective. *Soil and Tillage Research*, 2011, roč. 115–116, s. 1–15.

B

BAETZ, U., E. MARTINOIA. Root exudates: the hidden part of plant defense. *Trends in Plant Science*, 2014, roč. 19, č. 2, s. 90–98.

BAI, A. J., V. R. RAI. Bacterial quorum sensing and food industry. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*, 2011, roč. 10, s. 184–194.

BALÍK, J. *Význam rhizosféry v životním prostředí*. Praha: Vědecký výbor fyto-sanitární a životního prostředí, Výzkumný ústav rostlinné výroby v.i.i., 2009, 64 s.

BARDGETT, R. D., CH. FREEMAN, N. J. OSTLE. Microbial contributions to climate change through carbon cycle feedbacks. *The ISME Journal*, 2008, roč. 2, č. 8, s. 805–814.

BAZZOFFI, P., S. PELLEGRINI, S. ROCCHINI et al. The effect of urban refuse compost and different tractors tyres on soil physical properties, soil erosion and maize yield. *Soil and Tillage Research*, 1998, roč. 48, č. 4, s. 275–286.

BENS, O., N. A. WAHL, H. FISCHER et al. Water infiltration and hydraulic conductivity in sandy cambisols: impacts of forest transformation on soil hydrological properties. *European Journal of Forest Research*, 2007, roč. 126, č. 1, s. 101–109.

BIMÜLLER, C., M. DANNENMANN, J. TEJEDOR et al. Prolonged summer droughts retard soil N processing and stabilization in organo-mineral fractions. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, roč. 68, s. 241–251.

BINKLEY, D., P. MATSON. Ion exchange resin bag method for assessing forest soil nitrogen availability. *Soil Science Society of America Journal*, 1983, roč. 47, č. 5, s. 1050–1052.

BLAGODATSKAYA, E., Y. KUZYAKOV. Active microorganisms in soil: Critical review of estimation criteria and approaches. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, roč. 67, s. 192–211.

BLOEM, J., D. W. HOPKINS, A. BENEDETTI. *Microbiological methods for assessing soil quality*. Wallingford: CABI Publishing, 2006, 320 s. ISBN 978-0-0851-99-098-9.

BOT, A., J. BENITES. *The importance of soil organic matter: key to drought-resistant soil and sustained food production*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2005a, 78 s. ISBN 92-510-5366-9.

BOT, A., J. BENITES. *Drought-resistant soils: optimization of soil moisture for sustainable plant production*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2005b, 96 s. ISBN 2-5-105358-8.

BOUMA, J. Soil science contributions towards Sustainable Development Goals and their implementation: linking soil functions with ecosystem services. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2014, roč. 177, č. 2, s. 111–120.

BRADY, N. C., R. R. WEIL. *Elements of the nature and properties of soils*. Upper Saddle River, N.J. (USA): Pearson Prentice Hall, 2010, 614 s. ISBN 01-350-1433-6.

BREMNER, J. M. Nitrogen total. In SPARKS, D. L. (ed.). *Methods of soil analysis. 3rd part: Chemical methods*. Madison, Wisconsin (USA): Soil Science Society of America, 1996, s. 1085–1122.

BRENTROP, F., J. KÜSTERS, J. LAMMEL et al. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology II. The application to N fertilizer use in winter wheat production systems. *European Journal of Agronomy*, 2004, roč. 20, č. 3, s. 265–279.

BREZINSKA M., Z. STEPNIEWSKA, W. STEPNIEWSKI. Dehydrogenase and catalase activity of soil irrigated with municipal waste water. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2001, roč. 10, č. 5, s. 307–311.

BUCZKO, U., O. BENS, R. F. HÜTTL. Variability of soil water repellency in sandy forest soils with different stand structure under Scots pine (*Pinus sylvestris*) and beech (*Fagus sylvatica*). *Geoderma*, roč. 126, č. 3–4, s. 317–336.

BUDÍKOVÁ, M., M. KRÁLOVÁ, B. MAROŠ. *Průvodce základními statistickými metodami*. Praha: Grada, 2010, 272 s. ISBN 978-80-247-3243-5.

BURKE, E. J., S. J. BROWN, N. CHRISTIDIS. Modelling the recent evolution of global drought and projections for the twenty-first century with the Hadley centre climate model. *Journal of Hydrometeorology*, 2006, roč. 7, č. 5, s. 1113–1125.

BUTTERBACH-BAHL, K., P. GUNDERSEN. Nitrogen processes in terrestrial ecosystems. In SUTTON, M. A. *The European nitrogen assessment: sources, effects, and policy perspectives*. New York: Cambridge University Press, 2011, s. 99–125. ISBN 978-1-107-00612-6.

BODÍ, M. B., S. H. DOERR, A. CERDA et al. Hydrological effects of a layer of vegetation ash on underlying wettable and water repellent soil. *Geoderma*, 2012, roč. 191, s. 14–23.

C

CASIDA, L. E., D. A. KLEIN, T. SANTORO. Soil dehydrogenase activity. *Soil Science*, roč. 98, č. 6, s. 371–376.

CARMINATI, A., A. B. MORADI, D. VETTERLEIN et al. Dynamics of soil water content in the rhizosphere. *Plant and Soil*, 2010, roč. 332, č. 1, s. 163–176.

CERDA, A., P. R. ROBICHAUD (ed.). *Fire effects on soils and restoration strategies*. Enfield, NH: Science Publisher, 2009, 605 s. ISBN 9781439843338.

COATS, V. S., M. E. RUMPHO. The rhizosphere microbiota of plant invaders: an overview of recent advances in the microbiomics of invasive plants. *Frontiers in Microbiology*, 2014, roč. 23, č. 5, s. 368–378.

CONSENTINO, D., P. D. HALLET, J. C. MICHEL et al. Do different methods for measuring the hydrophobicity of soil aggregates give the same trends in soil amended with residue? *Geoderma*, 2010, roč. 15, č. 159, s. 221–227.

COOK, F. J., V. A. ORCHARD. Relationships between soil respiration and soil moisture. *Soil Biology and Biochemistry*, 2008, roč. 40, č. 5, s. 1013–1018.

CULEK, M. *Biogeografické členění České republiky*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2005, 589 s. ISBN 80-86064-82-4.

CZACHOR, H., S. H. DOERR, L. LICHNER. Water retention of repellent and subcritical repellent soils: New insights from model and experimental investigations. *Journal of Hydrology*, 2010, roč. 380, č. 1–2, s. 104–111.

ČERNÝ, J., J. BALÍK, P. TLUSTOŠ et al. Minerální a organický dusík v půdě. In: *Racionální použití průmyslových hnojiv: sborník z konference konané 27. 11. 1997*. Praha: Česká zemědělská univerzita, 1997, s. 72–78. ISBN 80-213-0366-2.

D

DAS, S. K., A. VARMA. Role of enzymes in maintaining soil health. In SHUKLA, G. A., A. VARMA. *Soil enzymology*. New York: Springer, 2011, s. 25–42. ISBN 978-3-642-14224-6.

DANIHELKA, J., V. ANTONÍN, V. GRULICH et al. *Národní park Podýjí. Botanický průvodce*. Praha: Česká botanická společnost, 2002, 12 s.

DECAU, M. L., J. C. SIMON, A. JACQUET. Fate of urine nitrogen in three soils throughout a grazing season. *Journal of Environmental Quality*, 2003, roč. 32, č. 4, s. 1405–1413.

DENG, Q., G. ZHOU, J. LIU et al. Responses of soil respiration to elevated carbon dioxide and nitrogen addition in young subtropical forest ecosystems in China. *Biogeosciences*, 2010, roč. 7, č. 1, s. 315–328.

DELIN, S., M. STENBERG. Effect of nitrogen fertilization on nitrate leaching in relation to grain yield response on loamy sand in Sweden. *European Journal of Agronomy*, 2014, roč. 52, část B, s. 291–296.

DENNIS, P. G., A. J. MILLER, P. R. HIRSCH. Are root exudates more important than other sources of rhizodeposits in structuring rhizosphere bacterial communities? *FEMS Microbial Ecology*, 2010, roč. 72, č. 3, s. 313–327.

DIAMANTOPOULOS, E., W. DURNER, A. RESZKOWSKA et al. Effect of soil water repellency on soil hydraulic properties estimated under dynamic conditions. *Journal of Hydrology*, 2013, roč. 486, s. 175–186.

DIAZ, L. F., M. De BERTOLDI, W. BIDLINGMAIER et al. *Compost science and technology*. Boston: MA Elsevier, 2007, 380 s. ISBN 9780080439600.

DICK, R. P., D. P. BREAKWELL, R. F. TURCO. Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrative microbiological indicators. In DORAN J. W., A. J. JONES (ed.) *Methods of assessing soil quality*. Madison, USA: Soil Science Society of America, 1996, s. 247–271.

DIEHL, D. Soil water repellency: dynamic of heterogeneous surfaces. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 2013, č. 453, s. 8–18.

DOERR, S. H., R. A. SHAKESBY, R. P. D. WALSH. Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth-Science Reviews*, 2000, roč. 51, č. 1–4, s. 33–65.

DOERR, S. H., R. A. SHAKESBY, L. H. MacDonald. Soil water repellency: A key factor in post-fire erosion? In CERDA, A., P. R. ROBICHAUD (ed.). *Fire effects on soils and restoration strategies*. Enfield, NH: Science Publisher, 2009, s. 197–223.

DOSTÁLEK, J., T. FRANTÍK. Dry grassland plant diversity conservation using low-intensity sheep and goat grazing management: case study in Prague (Czech Republic). *Biodiversity and Conservation*, 2007, roč. 17, č. 6, s. 1439–1454.

DYKYJOVÁ, D. *Metody studia ekosystémů*. 1 vyd. Praha: Academia, 1989, 690 s.

E

ELBL, J., J. K. FRIEDEL, J. ZÁHORA, et al. Leaching of mineral nitrogen and phosphate from rhizosphere soil stressed by drought and intensive rainfall. *World Academy of Science, Engineering and Technology*, 2013a, roč. 7, č. 11, s. 324–330.

ELBL, J., A. KINTL, J. ZÁHORA. Dynamika úniku klíčových živin z jímací oblasti pro zásobování města Brna pitnou vodou. In *Sbírka vybraných příspěvků z konference Život v půdě s tematickým zaměřením: Antropogenní ovlivnění života v půdě*. 1. vyd. Nitra: Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, 2013b, s. 7–17. ISBN 978-80-552-1008-7.

ELBL, J., L. PLOŠEK, J. ZÁHORA et al. Effect of increased doses of compost to prepare reclamation substrate on soil respiration and content of mineral nitrogen in the soil. *Ad Alta*, 2013c, roč. 3, č. 2, s. 88–91.

ELBL, J., L. PLOŠEK, A. KINTL et al. Effect of organic-waste compost addition on leaching of mineral nitrogen from arable land and plant production. *World Academy of Science, Engineering and Technology*, 2013d, roč. 7, č. 6, s. 2088–2093.

ELBL, J., L. PLOŠEK, A. KINTL et al. The effect of increased doses of compost on leaching of mineral nitrogen from arable land. *Polish Journal of Environmental*, 2014a, roč. 23, č. 3, s. 697–703.

ELBL, J. K. ZÁKOUTSKÁ, J. ZÁHORA et al. Determination of nitrate nitrogen in surface water: comparison of distillation-titration and spectrophotometric methods. *Ad Alta*, 2014b, roč. 4, č. 1, s. 86–89.

ELBL, J., L. PLOŠEK, A. KINTL et al. Effects of drought on microbial activity in rhizosphere, soil hydrophobicity and leaching of mineral nitrogen from arable soil depending on method of fertilization. *World Academy of Science, Engineering and Technology*, 2014c, roč. 8, č. 8, s. 741–747.

ELBL, J., A. KINTL, T. LOŠÁK et al. Influence of different type of fertilization and rainfall variations on soil hydrophobicity and leaching of mineral nitrogen. In BADALÍKOVÁ, B. *Proceedings from 7th International Conference "Soil management in sustainable farming system"*. 1. vyd. Veverská Bitýška, Czech Republic: Research Institute for Fodder Crops Ltd., Troubsko, Czech Republic, 2014d, s. 35–40. ISBN 978-80-86908-32-8.

ELBL, J., J. ZÁHORA, P. ŠKARPA et al. The different effects of drought on soil microbial activities and soil hydrophobicity in permanent grass cover and arable land. *Ad Alta*, 2014e, roč. 4, č. 2, s. 57–61.

ELBL, J. M. VAVERKOVÁ, D. ADAMCOVÁ et al. Influence of fertilization on microbial activities, soil hydrophobicity and mineral nitrogen leaching. *Ecological Chemistry and Engineering S.*, 2014f, roč. 21, č. 4, s. 661–675.

ELBL J., P. SLÁMA, M. D. VAVERKOVÁ et al. *Jatropha* seed cake and organic waste compost: the potential for improvement of soil fertility. *Ecological Chemistry and Engineering S.*, 2016, roč. 23, č. 1, s. 131–141.

ENGLER, W. T. *Fluid flow in porous media*. New Mexico (USA): New Mexico Tech Science, Engineering, Research University. 2010, 80 s.

ERISMAN, J. E. The European nitrogen problem in a global perspective. In SUTTON, M. A. *The European nitrogen assessment: sources, effects, and policy perspectives*. New York: Cambridge University Press, 2011, s. 9–31. ISBN 978-1-107-00612-6.

ESHEL, G., A. SHEPON, T. MAKOV et al. Land, irrigation water, greenhouse gas, and reactive nitrogen burdens of meat, eggs, and dairy production in the United States. *PNAS*, 2014, roč. 111, č. 33, s. 11996–12001.

F

FAITHFULL, N. T. *Methods in agricultural chemical analysis*. Wallingford, UK: CABI Publishing, 2002, 206 s. ISBN 0-85199-608-6.

FIALA, K., Underground biomass of three typical grass stand growing on areas deforested by air-pollution. *Ekológia*, 1989, roč. 8, s. 105–115.

FIALA, K., V. ZELENÁ, J. JAKRLOVÁ. Struktura a produkce porostů s dominantními druhy rodu *Calamagrostis* na imisních holinách. *Zprávy České botanické společnosti*, 1996, roč. 31, materiály 13, s. 97–99.

FISCHER, T., M. VESTE, W. WIEHE et al. Water repellency and pore clogging at early successional stages of microbiotic crusts on inland dunes, Brandenburg, NE Germany. *Catena*, 2010, roč. 80, č. 1, s. 47–52.

FUSTEC, J., F. LESUFFLEUR, S. MAHIEU et al. Nitrogen rhizodeposition of legumes. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 2010, roč. 30, č. 1, s. 57–66.

G

GABRIEL, J. L., R. MUNOZ-CARPENA, M. QUEMADA. The role of cover crops in irrigated systems: Water balance, nitrate leaching and soil mineral nitrogen accumulation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2012, roč. 155, s. 50–61.

GABRIEL, C. E., L. KELLMAN. Investigating the role of moisture as an environmental constraint in the decomposition of shallow and deep mineral soil organic matter of a temperate coniferous soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, roč. 68, s. 373–384.

GALLOWAY, J. N., J. D. ABER, J. W. ERISMAN et al. The nitrogen cascade. *BioScience*, 2003, roč. 53, č. 4, s. 341–356.

GARCÍA-ORENES, F., C. GUERRERO, A. ROLDÁN et al. Soil microbial biomass and activity under different agricultural management systems in a semiarid Mediterranean agroecosystem. *Soil and Tillage Research*, 2010, roč. 109, č. 2, s. 110–115.

GENG, S. M., D. H. YAN, T. X. ZHANG et al. Effects of extreme drought on agriculture soil and sustainability of different drought soil. *Hydrology and Earth System Sciences*, 2014, roč. 11, č. 1, s. 1–29.

GENUCHTEN VAN, M. T. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil science society of America journal*, 1980, roč. 44, č. 5, s. 892–898.

GOEBEL, M. O., J. BACHMANN, M. REICHSTEIN et al. Soil water repellency and its implications for organic matter decomposition – is there a link to extreme climatic events?. *Global Change Biology*, 2011, roč. 17, č. 8, s. 2640–2656.

H

HABEKOST, M., N. EISENHAEUER, S. SHEU et al. Seasonal changes in the soil microbial community in a grassland plant diversity gradient four years after establishment. *Soil Biology & Biochemistry*, 2008, roč. 40, č. 10, s. 2588–2595.

HABERLE, J., M. TRČKOVÁ, P. RŮŽEK. *Příčiny nepříznivého působení vlivu sucha a dalších abiotických faktorů na příjem a využití živin obilninami a možnosti jeho omezení*. Praha: Výzkumný ústav rostlinné výroby, 2008, 28 s. ISBN 978-80-87011-45-4.

HEIM, A., M. W. I. SCHMIDT. Lignin turnover in arable soil and grassland analysed with two different labelling approaches. *European Journal of Soil Science*, 2007, roč. 58, s. 599–608.

HEIM, R. R. A Review of Twentieth-Century Drought Indices Used in the United States. *Bulletin of American Meteorological Society*, 2002, roč. 83, č. 8, s. 1149–1165.

HLAVINKA, P., M. TRNKA, D. SEMERÁDOVÁ et al. Effect of drought on yield variability of key crops in Czech Republic. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2009, roč. 149, č. 3–4, s. 431–442.

HOLUB, P. The expansion of *Calamagrostis epigejos* into alluvial meadows: Comparison of aboveground biomass in relation to water regimes. *Ekológia*, 2002, roč. 21, č. 1, s. 27–37.

HOLUB, P., I. TŮMA, J. ZÁHORA et al. Different nutrient use strategies of expansive grasses *Calamagrostis epigejos* and *Arrhenatherum elatius*. *Biologia*, 2012, roč. 67, č. 4, s. 673–680.

HOMOLÁK, M., J. CAPULIAK, V. PICHLER et al. Estimating hydraulic conductivity of a sandy soil under different plant covers using minidisk infiltrometer and a dye tracer experiment. *Biologia*, 2009, roč. 64, č. 3, s. 600–604.

HORNUNQ, M., B. REYNOLDS. The effects of natural and anthropogenic environmental changes on ecosystem processes at the catchment scale. *Trends in Ecology & Evolution*, 1995, roč. 10, č. 11, s. 443–449.

HUESO, S., C. GARCÍA, T. HERMÁNDEZ. Severe drought conditions modify the microbial community structure, size and activity in amended and unamended soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 2012, roč. 50, s. 167–173.

HUNTER, A. E., H. W. CHAU, B. C. SI. Impact of tension infiltrometer disc size on measured soil water repellency index. *Canadian Journal of Soil Science*, 2011, roč. 91, č. 1, s. 77–81.

HUSTOPECKÝ, J., P. HEBÁK. *Vícerozměrné statistické metody 2*. Praha: nakladatelství Informatorium, 2006, 240 s. ISBN 978-80-7333-036-1.

CHENU, C., Y. LE BISSONNAIS, D. ARROUAYS. Organic Matter Influence on Clay Wettability and Soil Aggregate Stability. *Soil Science Society of America Journal*, 2000, roč. 64, č. 4, s. 1479–1486.

CH

CHLOUPEK, O., V. DOSTÁL, T. STŘEDA et al. Drought tolerance of barley varieties in relation to their root system size. *Plant Breeding*, 2010, roč. 126, č. 6, s. 630–636.

CHU, H., X. LIN, T. FUJII et al. Soil microbial biomass, dehydrogenase activity, bacterial community structure in response to long-term fertilizer management. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, roč. 39, č. 11, s. 2971–2976.

CHURCHLAND, C., S. J. GRAYSTON. Specificity of plant-microbe interactions in the tree mycorrhizosphere biome and consequences for soil C cycling. *Frontiers in Microbiology*, 2014, roč. 5, s. 261–281.

I

IPPC. Summary for Policymakers. In Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner et al (ed.). *Climate Change 2013: The physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on Climate Change*. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2013, 1535 s.

J

JAROŠOVÁ, E., D. NOSKIEVIČOVÁ. *Pokročilejší metody statistické regulace procesu*. 1. vydání. Praha: Grada, 2015, 296 s. ISBN 978-80-247-5884-8.

JAVOREKOVÁ, S., J. MAKOVÁ, D. TANČINOVÁ. Influence of pesticides on microbial activity in selected soil types of Slovakia. *Ecological Chemistry and Engineering A*, 2009, roč. 16, č. 12, s. 1567–1576.

JONES, J. B. *Plant nutrition and soil fertility manual*. Boca Raton, USA: CRC Press, 2012, 304 s. ISBN 978-1-4398-1609-7.

K

KARHU, K., M. C. AUFFRET, J. A. J. DUNGAIT, et al. Temperature sensitivity of soil respiration rates enhanced by microbial community response. *Nature*, 2014, roč. 513, s. 81–84.

KEITH, H., S. C. WONG. Measurement of soil CO₂ efflux using soda lime absorption: both quantitative and reliable. *Soil Biology & Biochemistry*, 2006, roč. 38, č. 5, s. 1121–1131.

KINTL, A., L. PLOŠEK, J. ELBL. Pro jídlo a pití půdy není zbylí. *Veronica: časopis pro ochranu přírody a krajiny*, 2014, roč. 6, č. 1, s. 40–41.

KIRKHAM, M. B. Field capacity, wilting point, available water and the nonlimiting water range. In *Principles of soil and plant water relations*. 2. vyd. Boston: Elsevier, 2014, s. 153–170. ISBN 978-0-12-420022-7.

KOBZA, J. *Pedológia vo svetle novších poznatkov*. Banská Bystrica: BELLIANUM, 2013, 172 s., ISBN 978-80-557-0622-1.

KRAIGHER, B., B. STRES, B. HACIN et al. Microbial activity and community structure in two drained fen soils in the Ljubljana Marsh, *Soil Biology and Biochemistry*, 2006, roč. 38, č. 9. s. 2762–2771.

KRČMÁŘ, A., H. KŘÍŽ. *Vliv geografických podmínek na využívání podzemní vody v jímacím území u Březové n. Svitavou*. Brno: Československá akademie věd, *Studia Geographica* 89.

KUBÁT, K. *Klíč ke květeně České republiky*. Praha: Academia, 2002.

KUBÁT, J. *Metodika hodnocení množství a kvality půdní organické hmoty v orných půdách*. Praha: Výzkumný ústav rostlinné výroby, 2008, 34 s. ISBN 978-80-87011-65-2.

KUZYAKOV, Y., X. XU. Competition between roots and microorganisms for nitrogen: mechanisms and ecological relevance. *New Phytologist*, 2013, roč. 198, č. 3, s. 656–669.

L

LAL, S., D. L. BAGDI, B. L. KAKRALYA et al. Role of brassinolide in alleviating the adverse effect of drought stress on physiology, growth and yield of green gram (*Vigna radiata*.) genotypes. *Legume Research: An International Journal*, 2013, roč. 36, s. 359–363.

LEBRON, I., D. A. ROBINSON, M. OATHAM et al. Soil water repellency and pH soil change under tropical pine plantations compared with native tropical forest. *Journal of Hydrology*, č. 414–415, s. 194–200.

LIANG, Q., CH. HAIQING, Y. GONG et al. Effects of 15 years of manure and mineral fertilizers on enzyme activities in particle-size fractions in a North China Plain soil. *European Journal of Soil Biology*, 2014, roč. 60, s. 112–119.

LICHNER, L., P. HALLET, D. S. FEENEY et al. Field measurement of soil water repellency and its impact on water flow under different vegetation. *Biologia*, 2007a, roč. 62, č. 5, s. 537–541.

LICHNER, L., T. ORFÁNUS, K. NOVÁKOVÁ et al. The Impact of vegetation on hydraulic conductivity of sandy soil. *Soil and Water Research*, 2007b, roč. 2, č. 2, s. 59–66.

LIU, Z. F., B. J. FU, X. X. ZHENG. Plant biomass, soil water content and soil N:P ratio regulating soil microbial functional diversity in a temperate steppe: a regional scale study. *Soil Biology & Biochemistry*, 2010, roč. 42, č. 3, s. 445–450.

LOCKWOOD, C. L., D. I. STEWART, R. J. G. MORTIMER et al. Leaching of copper and nickel in soil-water systems contaminated by bauxite residue (red mud) from Ajka, Hungary: the importance of soil organic matter. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, roč. 22, č. 14, s. 10800–10810.

LOZANO, E., F. GARCÍA-ORENES, G. BÁRCENAS-MORENO et al. Relationships between soil water repellency and microbial community composition under different plant species in a Mediterranean semiarid forest. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 2014, roč. 62, č. 2, s. 101–107.

LUO P., X. HAN, Y. WANG et al. Influence of long-term fertilization on soil microbial biomass, dehydrogenase activity, and bacterial and fungal community structure in a brown soil of northeast China. *Annals of Microbiology*, 2015, roč. 65, č. 1, s. 533–542.

M

MAKOVÁ, J. *Vplyv hnojenia na vybrané biologické indikátory kvality a zdravia pôdy*. Nitra: Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, 2015, 120 s. ISBN 9788055214146.

MANZONI, S., J. P. SCHIMEL, A. PORPORATO. Responses of soil microbial communities to water stress: results from a meta-analysis. *Ecology*, 2012, roč. 93, č. 4, s. 930–938.

MAROZAS, V., S. JURGITA. Development of ground vegetation following shelter-wood cuttings in pine forests, Lithuania. *Acta biologica universitatis Daugavpiliensis*, 2012, roč. 12, č. 1, s. 88–93.

MARSCHNER, H. *Mineral nutrition of higher plants*. 6 vyd. London: Academic Press, 2003, 862 s. ISBN 0-12-473543-6.

MATĚJKOVÁ, Š., T. ŠIMON. Application of FTIR spectroscopy for evaluation of hydrophobic/hydrophilic organic components in arable soil. *Plant, Soil and Environment*. 2012, roč. 58, č. 4, s. 192–195.

MATAIX-SOLERA, J., V. ARCENEGUI, N. TESSLER et al. Soil properties as key factors controlling water repellency in fire-affected areas: Evidences from burned sites in Spain and Israel. *Catena*, 2013, roč. 108, s. 6–13.

MATAIX-SOLERA, J., S. H DOERR. Hydrophobicity and aggregate stability in calcareous topsoils from fire-affected pine forests in southeastern Spain. *Geoderma*, 2004, roč. 118, č. 1–2, s. 77–88.

MATÍAS, L., J. CASTRO, R. ZAMORA. Effect of simulated climate change on soil respiration in a mediterranean-type ecosystem: rainfall and habitat type are more important than temperature or the soil carbon pool. *Ecosystems*, 2012, roč. 15, č. 2, s. 299–310.

McNEAR Jr., D. H. The rhizosphere - roots, soil and everything in between. *Nature Education Knowledge*, 2013, roč. 4, č. 1, s. 1–13.

MEHLICH, A. Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. *Communication in Soil Science and Plant Analysis*, 1984, roč. 15, č. 12, s. 1409–1416.

MIKANOVÁ, O., T. ŠIMON, D. CERHANOVÁ. *Hodnocení kvality půdy biologickými metodami*. Praha: Výzkumný ústav rostlinné výroby, 2010, 26 s. ISBN 978-80-7427-044-4.

MONK, C. Ecological importance of Root/Shoot ratios. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 1966, roč. 93, č. 6, s. 402–406.

MUKERJI, K. G., CH. MANOHARACHARY, J. SINGH. *Microbial activity in the rhizosphere*. Berlin: Springer, 2006, 350 s. ISBN 10 3-540-29182-2.

MÜLLER, K., M. DEURER. Review of the remediation strategies for soil water repellency. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2011, roč. 144, č. 1, s. 208–221.

N

NELSON, D. W., L. E. SOMMERS. Total carbon, organic carbon and organic matter. In SPARKS, D. L. (ed.). *Methods of soil analysis. 3rd part: Chemical methods*. Madison, Wisconsin, USA: Soil Science Society of America, 1996, s. 961–1010.

NENDEL, C., S. REUTER, K. CH. KERSEBAUM et al. Nitrogen mineralization from mature bio-waste compost in vineyard soils II. Test of N-mineralization parameters in a long-term *in situ* incubation experiment. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2005, roč. 168, č. 2 s. 219–227.

NEUMANN, G., S. BOTT, M. A. OHLER et al. Root exudation and root development of lettuce (*Lactuca sativa* L. cv. Tizian) as affected by different soils. *Frontiers in Microbiology*, 2014, roč. 5, s. 1–6.

NEVENS, F., D. REHEUL. 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*, 2003, roč. 19, č. 2, s. 189–203.

NIELSEN, M. N., A. WINDING. *Microorganisms as indicators of soil health*. Aarhus: National Environmental Research Institute – Ministry of the Environment of Denmark, 2002, 84 s. ISBN 87-7772-658-8.

NIKAEEN, M., A. H. NAFEZ, B. BINA et al. Respiration and enzymatic activities as indicators of stabilization of sewage sludge composting. *Waste Management*, 2015, roč. 39, s. 104–110.

NOVOSADOVÁ, I., J. ZÁHORA, J. D. RUIZ SINOGA. The availability of mineral nitrogen in Mediterranean open steppe dominated by *Stipa tenacissima* L. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 2011, roč. 59, č. 5, 187–192.

NOVOSADOVÁ, I., J. D. RUIZ SINOGA, J. ZÁHORA et al. Soil microbial respiration beneath *Stipa tenacissima* L. and in surrounding bare soil. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 2011b, roč. 59, č. 1, s. 183–190.

NYMAN, P. G. J. SHERIDAN, H. G. SMITH et al. Modelling the effects of surface storage, macropore flow and water repellency on infiltration after wildfire. *Journal of Hydrology*, 2014, roč. 513, s. 301–313.

O

O'GREEN, A. T. Soil water dynamics. *Nature Education Knowledge*, 2012, roč. 3, č. 6, s. 1–12.

OSCAR, R., Y. LI, R. CUMANI. *Understanding the drought impact of El Niño on the global agricultural areas: An assessment using FAO's Agricultural Stress Index (ASI)*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2014, 52 s. ISBN 978-92-5-108671-1.

P

PELLETIER, V., J. GALLICHAND, S. GUMIERE et al. Water table control for increasing yield and saving water in cranberry production. *Sustainable*, 2015, roč. 7, č. 8, s. 10602–10619.

PEOPLES, M. B., A. W. FAIZAH, B. RERKASEM et al. *Methods for evaluating nitrogen fixation by modulated legumes in the field*. Canberra: Australian Centre for International Agricultural Research, 1989, 81 s. ISBN 09-495-1190-0.

PETERSON, T. C., M. P. HOERLING, P. A. STOTT et al (ed.). Explaining Extreme Events of 2012 from a Climate Perspective. *Bulletin of the American Meteorological Society*. 2013, roč. 84, č. 9, s. 1–74.

PICCOLO, A., R. SPACCINI, G. HABERHAUER et al. Increased Sequestration of Organic Carbon in Soil by Hydrophobic Protection. *Naturwissenschaften*, 1999, roč. 86, č. 10, s. 496–499.

PIDWIRNY, M., S. JONES. *Fundamentals of physical geography*. Kelowna: The University of British Columbia, [online], 2014, 2. vyd., [cit. 2015-29-12], dostupné z: <http://www.physicalgeography.net/fundamentals/contents.html>.

PHILIP, J. R. Theory of infiltration. In CHOW, V. T. (ed.). *Advances in Hydroscience*, vol. 5. New York, USA: Academic Press, 1969, s. 215–296.

PLOŠEK, L., J. ZÁHORA. Vliv aplikace organických látek do půdy na půdní vlastnosti a erozi půdy. In ZÁHORA, J., O. URBÁNKOVÁ, J. ELBL et al. *Půda, místo pro život*. Brno: Mendelova univerzita v Brně, 2015, s. 63–72. ISBN 978-80-7509-367-7.

POTOP, V., M. MOŽNÝ, J. SOUKUP. Drought evolution at various time scales in the lowland regions and their impact on vegetable crops in the Czech Republic. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2012, roč. 156, č. 15, s. 121–133.

Q

QUIRING, S. M., T. N. PAPAKRYIAKOU. An evaluation of agricultural drought indices for the Canadian prairies. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2003, roč. 118, č. 1–2, s. 49–62.

QUITT, E. *Klimatické oblasti ČSR. Barevná mapa 1:500 000*. Brno: Geografický ústav Československé akademie věd, 1975.

R

RAFIQUE, M., K. HAYAT, T. MUKHTAR et al. Bacterial biofilm formation and its role against agricultural pathogens. In A. MENDÉZ-VILAS. *The battle against microbial pathogens: Basic science, technological advances and educational programs*. Badajoz, ESP: Formatex, 2015, s. 373–382. ISBN 978-84-942134-6-5.

REITEROVÁ, L., M. ŠKORPÍK (ed.). *Plán péče o národní park Podyjí a jeho ochranné pásmo 2012–2020*. Znojmo: Správa národního parku Podyjí, 2012, 316 s.

RENNENBERG, H., M. DANNENMANN, A. GESSLER et al. Nitrogen balance in forest soils: nutritional limitation of plants under climate change stresses. *Plant Biology*, 2009, roč. 11, s. 4–23.

REWALD, B., D. L. GODBOLD, O. FALIK et al. Root and rhizosphere processes—high time to dig deeper. *Frontiers in Plant Science*, 2014, roč. 5, s. 278–281.

RIVASTAVA, P. K. Microbial activity and nutrient status in oak and pine oriented forest soil of mid altitude Central Himalaya. *Gene Conserve*, 2010, roč. 9, s. 29–39.

RIVEST, D. M. LORENTE, A. OLIVIER et al. Soil biochemical properties and microbial resilience in agroforestry systems: Effects on wheat growth under controlled drought and flooding conditions. *Science of The Total Environment*, 2013, č. 463, s. 51–60.

ROBICHAUD, P. R., S. A. LEWIS, L. E. ASHMUN. *New procedure for sampling infiltration to assess post-fire soil water repellency*. Res. Note. RMRS-RN-33. Fort Collins, CO: USDA, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 2008, 14 s.

ROBICHAUD, P. R. Infiltration rates after prescribed fire in Northern Rocky Mountain forest. In RITSEMA, C. J., L. W. DEKKER (ed.). *Soil water repellency: Occurrence, consequences, and amelioration*. Amsterdam, NLD: Elsevier Science B. V., 2003, s. 203–215. ISBN 0-444-51269-1.

RULÍK, M. *Mikrobiální biofilm*. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, 2011, 448 s. ISBN 978-80-244-2747-8.

RUTHERFORD, S. T, L. BASSLER. Bacterial Quorum Sensing: Its role in virulence and possibilities for its control. *Cold Spring Harbor Perspective in Medicine*, 2012, roč. 4, č. 2, s. 1–26.

RUTIGLIANO, F. A., S. CASTALDI, R. D'ASCOLI, S. PAPA, A. CARTOFA, R. MARZAIOLI, A. FIORETTO. Soil activities related to nitrogen cycle under three plant cover types in Mediterranean environment. *Applied Soil Ecology*, 2009, roč. 43, s. 40–46.

S

SALEM, H. M., C. VALERO, M. A. MUNOZ et al. Short-term effects of four tillage practices on soil physical properties, soil water potential, and maize yield. *Geoderma*, 2015, roč. 238, s. 60–70.

SANAULLAH, M., E. BLAGODATSKAYA, A. CHABBI et al. Drought effects on microbial biomass and enzyme activities in the rhizosphere of grasses depend on plant community composition. *Applied Soil Ecology*, 2011, roč. 48, č. 1, s. 38–44.

SARDANS, J., J. PENULAS, M. ESTIARTE. Changes in soil enzymes related to C and N cycle and in soil C and N content under prolonged warming and drought in a Mediterranean shrubland. *Applied Soil Ecology*, roč. 39, č. 2, s. 223–235.

SELBIE, D. R., K. C. CAMERON, H. J. DI et al. The fate of urine nitrogen: a grassland lysimeter study in Ireland. In CURRIE, L. D., C. L. CHRISTENSEN. *Nutrient management for the farm, catchment and community*. Occasional Report No. 27. Palmeston North, NZ:

Fertilizer and Lime Research Centre, Massey University, Palmerston North, New Zealand, 2014, s. 1–7.

SELVARAJU, R., S. BAAS. *Climate variability and change: adaptation to drought in Bangladesh: a resource book and training guide*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2007, 56 s. ISBN 92-510-5782-6.

SHAXSON, F., R. BARBER. *Optimizing soil moisture for plant production*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2003, 107 s., ISBN 92-5-104944-0.

SHEIK, C. S., W. H. BEASLEY, M. S. ELSHAHED et al. Effect of warming and drought on grassland microbial communities. *The ISME Journal*, 2011, roč. 5, č. 10, s. 1962–1700.

SHI, S., A. E. RICHARDSON, M. O'CALLAGHAN et al. Effects of selected root exudate components on soil bacterial communities. *FEMS Microbiology Ecology*, 2011, roč. 77, s. 600–610.

SHORT, F. L., S. L. MURDOCH, R. P. RYAN. Polybacterial human disease: the ills of social networking. *Trends in Microbiology*, 2014, roč. 22, č. 9, s. 508–516.

SCHRAMA, M., R. D. BARDGETT. Grassland invasibility varies with drought effects on soil functioning. *Journal of Ecology*, 2016, roč. 104, s. 1250–1258.

SCHREINER, O., E. C. SHOERY. Chemical nature of soil organic matter. *U. S. Department of Agriculture – Bureau of soils Bulletin*, 1910, roč. 70, s. 5–548.

SCHMIDT, M. W. I., M. S. TORN, S. ABIVEN et al. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*, 2011, roč. 478 č. 7367, s. 49–56.

SCHMITT, A., B. GLASER. Organic matter dynamics in a temperate forest soil following enhanced drying. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, roč. 43, č. 3, s. 478–489.

SCHINDLER, J. Mikrobiální biofilm. *Vesmír*, 2001, roč. 80, č. 4, s. 203–206.

SINGH K, B. SINGH, R. R. SINGH. Changes in physico-chemical, microbial and enzymatic activities during restoration of degraded sodic land: Ecological suitability of mixed forest over monoculture plantation. *Catena*, 2012, roč. 96, s. 56–57.

SKUJINS, J. Enzymes in soil. In Mc LAREN, A. D., G. H. PETERSON. *Soil biochemistry*. New York: Marcel Dekker, Inc., 1971, s. 371–414.

SOLANO, C., M. ECEVERZ, I. LASA. Biofilm dispersion and quorum sensing. *Current Opinion in Microbiology*, 2014, roč. 18, s. 96–104.

STEENPASS, CH., J. VANDERBORGHT, M. HERBST et al. Estimating soil hydraulic properties from infrared measurements soil surface temperatures and TDR data. *Vadose Zone Journal*, 2010, roč. 9, s. 910–924.

STRAKOVÁ, M., J. STRAKA, L. MICHALÍKOVÁ et al. *Kapesní atlas trav*. Brno: BRKO, s.r.o., 2002, 96 s.

STRES, B., T. DANEVČIČ, L. PAL, et al. Influence of temperature and soil water content on bacterial, archaeal and denitrifying microbial communities in drained fen grassland soil microcosms. *FEMS Microbiology Ecology*, 2008, roč. 6, s. 110–122.

STŘEDA, T., V. DOSTÁL, V. HORÁKOVÁ et al. Effective use of water by wheat varieties with different root system sizes in rain-fed experiments in Central Europe. *Agricultural Water Management*, 2012, roč. 104, s. 203–209.

SUTTIE, J. M., S. G. REYNOLDS, C. BATELLO (ed.). *Grasslands of the World*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2005, 514 s. ISBN 92-5-105337-5.

SUTTON, M. A. *The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives*. New York: Cambridge University Press, 2011, 612 s. ISBN 11-070-0612-0.

ŠERÁ, B. Jak funguje poměr root/shoot. In BALUŠKA, F. *Význam celistvosti rostliny ve výzkumu, šlechtění a produkci: Importance of plant integrity in research, plant breeding and production*. Praha: Výzkumný ústav rostlinné výroby, 2013, s. 65–74. ISBN 978-80-7427-129-8.

ŠIMEK, M. *Základy nauky o půdě 3: Biologické procesy a cykly prvků*. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 2003, 151 s. ISBN 80-7040-630-5.

ŠIMEK, M. *Základy nauky o půdě 1: Neživé složky půdy*. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 2005, 102 s. ISBN 80-7040-747-6.

ŠIMEK, M., S. VIRTANEN, V. KRIŠTŮFEK et al. Evidence of rich microbial communities in the subsoil of a boreal acid sulphate soil conducive to greenhouse gas emissions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2011, roč. 140, č. 1–2, s. 113–122.

ŠIMEK, M., D. ELHOTOVÁ, V. PIŽL. *Živá půda*. Praha: Akademie věd ČR, 2015, 20 s. ISBN 978-80-200-2567-8.

ŠINDELÁŘ, R., P. KOVAŘÍČEK, M. VLÁŠKOVÁ et al. Měření infiltrace vody do půdy pomocí kruhového infiltrometru Mini Disk. *Agritech Science*, 2008, roč. 2, č. 3, s. 1–6.

T

TARRADELLAS, J., G. BITTON, D. ROSSEL. *Soil ecotoxicology*. Boca Raton, USA: CRC Lewis Publishers, 1997, kap. 7, s. 180–198. ISBN 15-667-0134-1.

TAN, K. H. *Principles of soil chemistry*. Boca Raton, USA: CRC Press (Talyor & Francis Group), 2011, 362 s. ISBN 978-1-4398-1392-8.

THOMPSON, A., K. W. GOYNE. Introduction to the Sorption of Chemical Constituents in Soils. *Nature Education Knowledge*, 2012, roč. 4, č. 4, s. 7–9.

TIAN, X. F., H. W. HU, Q. DING et al. Influence of fertilization on soil ammonia oxidizer and denitrifier abundance, microbial biomass, and enzyme activities in alpine meadow. *Biology and Fertility of Soils*, 2014, roč. 5, č. 5, s. 703–713.

TRNKA, M., M. DUBROVSKÝ, M. SVOBODA et al. Developing a regional drought climatology for the Czech Republic. *International Journal of Climatology*, 2009, roč. 29, č. 6, s. 863–883.

TRUBETSKAYA, O. E., O. A. TRUBETSKOJ, G. VOYARD et al. Determination of hydrophobicity and optical properties of soil humic acids isolated by different methods. *Journal of Geochemical Exploration*, 2013, roč. 132, s. 84–89.

TULLER, M., D. OR. Water retention and characteristic curve. In: HILLEL, D. (ed.) *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Oxford: Elsevier, 2004, s. 278–289.

U

UNISDR. *Drought Risk Reduction Framework and Practices: Contributing to the Implementation of the Hyogo Framework for Action*. Geneva: United Nations secretariat of the International Strategy for Disaster Reduction (UNISDR), 2009, 213 s.

V

VAŠKŮ, Z. Čekají nás sucha?. *Vesmír*. 2001, roč. 80, č. 3, s. 143–145.

VERES, Z., Z. KOTROCZO, K. MAGYAROS et al. Dehydrogenase activity in a litter manipulation experiment in temperate forest soil. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*, 2013, roč. 9, č. 1, s. 25–33.

VRÁNOVÁ, V., K. REJŠEK, P. FORMÁNEK. Vodorozpuštěné kořenové exudáty rostlin: úloha a význam jejich studia. *Listy Cukrovarnické a Řepařské*, 2012, roč. 128, č. 11, s. 350–353.

VOGELLER, P., Y. D. N. TREMBLAY, A. A. MAFU et al. Life on the outside: role of biofilms in environmental persistence of Shiga-toxin producing *Escherichia coli*. *Frontiers in Microbiology*, 2014, roč. 5, článek č. 317, s. 1–12.

W

WAHL, N. A., O. BENS, B. SCHÄFE. Impact of changes in land-use management on soil hydraulic properties: hydraulic conductivity, water repellency and water retention. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 2003, roč. 28, č. 33–36, s. 1377–1387,

WALDROP, M. P., M. K. FIRESTONE. Seasonal dynamics of microbial community composition and function in oak canopy and open grassland soils. *Microbial Ecology*, 2006, roč. 52, č. 3, s. 470–479.

WANG, Z., Q. J. WU, L. WU et al. Effects of water repellency on infiltration rate and flow instability. In RITSEMA, C. J., L. W. DEKKER (ed.). *Soil water repellency: Occurrence, consequences, and amelioration*. Amsterdam: Elsevier Science B. V., 2003, s. 235–245. ISBN 0-444-51269-1.

WARD, R. C. *Principles of hydrology*. Maidenhead (UK): McGraw Hill, 1975, 2. vyd., 367 s.

WENHAO, Y., H. HONG, R. MEI et al. Changes of microbial properties in (near) rhizosphere soils after phytoextraction by *Sedum alfredii* H: A rhizobox approach with an artificial Cd-contaminated soil. *Applied Soil Ecology*, 2013, roč. 72, s. 14–21.

WILHITE, A. D., M. V. K. SIVAKUMAR, R. PUWARTY. Managing drought risk in a changing climate: The role of national drought policy. *Weather and Climate Extremes*, 2014, roč. 3, s. 4–13.

WOLIŃSKA, A., Z. STĘPNIEWSKA. Dehydrogenase activity in the soil environment. In CANUTO, R. A. *Dehydrogenases*. Rijeka: INTECH Open Access Publisher, 2012, s. 183–210. ISBN 78-953-307-019-3.

X

XIAO, T., S. X. CHANG, R. KABZEMS. Soil impaction and forest floor removal reduced microbial biomass and enzyme activities in a boreal aspen forest soil. *Biology and Fertility of Soils*, 2008, roč. 44, č. 3, s. 471–479.

Y

YAN, N., P. MARSCHNER, W. CAO et al. Influence of salinity and water content on soil microorganisms. *International Soil and Water Conservation Research*. 2015 roč. 3, č. 4, s. 316–323.

Z

ZÁHORA, J. Dostupnost dusíku v půdě vřesovišť Národního parku Podyjí. *Thayensia*, 2001, roč. 4, s. 169–181.

ZÁHORA, J., P. NOHEL, A. KINTL. Vyplavování minerálního dusíku z orných, lučních a lesních půd v OPVZ II. stupně Březová nad Svitavou. In *Voda Zlín 2011*. 1. vyd. Zlín: Moravská vodárenská, a. s., 2011, s. 49–54.

ZÁHORA, J. Interakce mezi půdou a organismy. In: VOPRAVIL, J. *Vzdělávací modu ochrana životního prostředí v oblasti půda*. Náměšť nad Oslavou: ZERA, 2012, s. 119–151. ISBN 978-80-87226-15-5.

ZÁHORA, J., O. URBÁNKOVÁ, J. ELBL et al. *Půda, místo pro život*. Brno: Mendelova univerzita v Brně, 2015, 108 s. ISBN 978-80-7509-367-7.

ZÁHORA, J., M. CHYTRÝ, P. HOLUB et al. Vliv akumulace dusíku na vřesoviště a suché trávníky v Národním parku Podyjí. *Životné prostredie: revue pre teóriu a starostlivosť o životné prostredie = The Environment: Revue for theory and care of the environment*, 2016, roč. 50, č. 2, s. 97–107.

ZBÍRAL, J. *Analýza půdy I – jednotné pracovní postupy*. Brno: ÚKZUZ, 2002, 197 s.

ZHANG, R. Determination of soil sorptivity and hydraulic conductivity from the disk infiltrometer. *Soil Science Society of America Journal*, 1997, roč. 61, č. 4, 1024–1030.

ZHANG, X., W. DONG, Y. DAI et al. Responses of absolute and specific soil enzyme activities to long term additions of organic and mineral fertilizer. *Science of the Total Environment*, 2015, č. 536, s. 59–67.

ZHU, B., J. L. M. GUTKNECHT, D. J. HERMAN et al. Rhizosphere priming effects on soil carbon and nitrogen mineralization. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, roč. 76, s. 183–192.

ZIBILSKE, L. M. Carbon mineralization. In MICKELSON, S. H. (ed.). *Methods of soil analysis Part 2 – Microbiological and Biochemical properties*. Madison, Wis., USA: Publ. Soil Science Society of America, 1994, s. 835–865. ISBN: ISBN 089118810X.

ZSOLNAY, Á. Dissolved organic matter: artefacts, definitions, and functions. *Geoderma*, 2003, roč. 113, č. 3–4, s. 187–209.

ŽALUD, Z. *Bioklimatologie*. Brno: Mendelova univerzita v Brně, 2015. 168 s.
ISBN 978-80-7509-189-5.

8.2 Technické normy

ČSN 10381-6 Kvalita půdy - Odběr vzorků - Část 6: Pokyny pro odběr, manipulaci a uchovávání půdních vzorků za aerobních podmínek pro studium mikrobiálních procesů, biomasy a diverzity v laboratoři.

ČSN ISO 11465 Kvalita půdy – Stanovení hmotnostního podílu sušiny a hmotnostní vlhkosti půdy – Gravimetrická metoda.

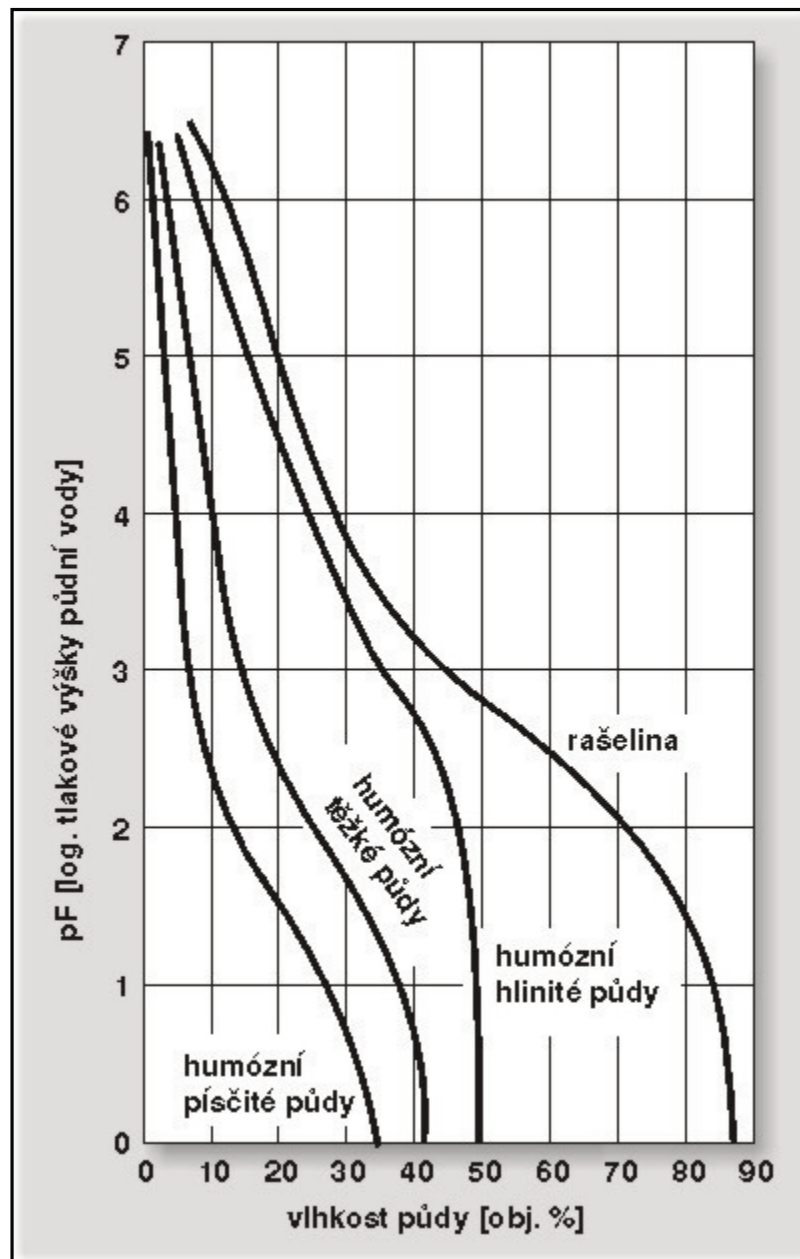
ČSN 46 5735 Průmyslové komposty.

9 PŘÍLOHY

Příloha 1 Retenční křivky půdní vlhkosti (Vašků, 2001).	195
Příloha 2 Globální hydrologický cyklus (upraveno podle Shaxson & Richard, 2003; originál: Ward, 1975).	196
Příloha 3 Formování bakteriálního biofilmu (upraveno podle: Vogeeler et al., 2014).	197
Příloha 4 Znázornění potenciální mezidruhové interakce mezi bakteriemi v biofilmu za využití QS (upraveno podle: Short et al., 2014).	198
Příloha 5 Klimadiagram dle Waltera-Leithera pro stanici Jevíčko za období 1962–2012 (zdroj dat: ČHMÚ).	199
Příloha 6 Porovnání dlouhodobých průměrných měsíčních srážkových úhrnů pro zájmovou oblast Březová nad Svitavou (zdroj dat: ČHMÚ).	200
Příloha 7 Porovnání dlouhodobých průměrných měsíčních teplot pro zájmovou oblast Březová nad Svitavou (zdroj dat: ČHMÚ).	201
Příloha 8 Detailní znázornění OPVZ Březová nad Svitavou (připraveno v Hydrogeologickém informačním systému VÚV TGM; zdroj dat o OPVZ: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka; zdroj mapového podkladu: ČÚZK).	202
Příloha 9 Lyzimetr připravený k zapuštění do půdy na stanovišti v OPVZ Březová nad Svitavou (autor).	203
Příloha 10 IER sondy připravené k aplikaci do jednotlivých lyzimetrů (autor).	204
Příloha 11 Mini Disk Infiltrometr (upraveno podle: Robichaud, 2008).	205
Příloha 12 Denní srážkové úhrny na meteorologické stanici Kuchařovice pro měsíc květen v roce 2014 a 2015 (zdroj dat: ČHMÚ).	206
Příloha 13 Denní srážkové úhrny na meteorologické stanici Kuchařovice pro měsíc červen v roce 2014 a 2015 (zdroj dat: ČHMÚ).	207
Příloha 14 Odběr půdních vzorků z kořenové (rhizosféry) a mimokořenové (nerhizosféry) půdy pokusné rostliny <i>Deschampsia caespitosa</i> (autor).	208
Příloha 15 Průměrné měsíční srážkové úhrny na meteorologické stanici Březová nad Svitavou za období 2013–2015 (zdroj dat: ČHMÚ a BVK, a. s.).	209
Příloha 16 Průměrné měsíční teploty na meteorologické stanici Březová nad Svitavou za období 2013–2015 (zdroj dat: ČHMÚ a BVK, a. s.).	210

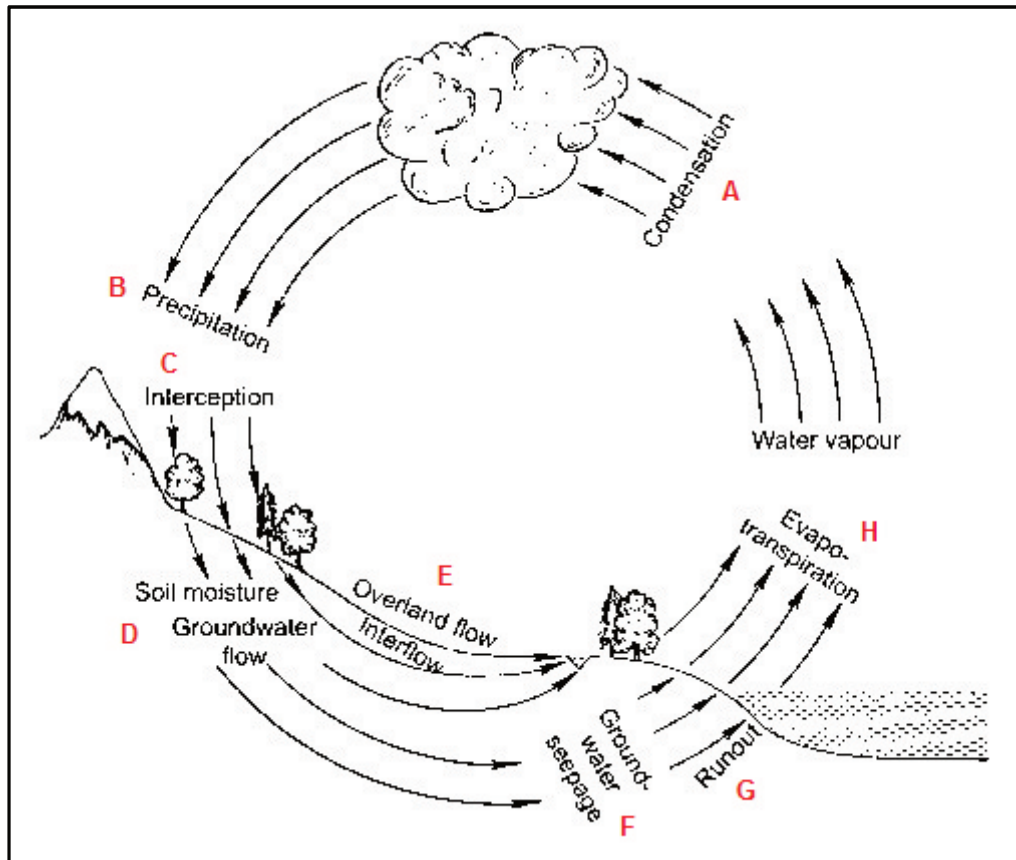
9.1 Přílohy k literárnímu přehledu

Příloha 1 Retenční křivky půdní vlhkosti (Vašků, 2001).



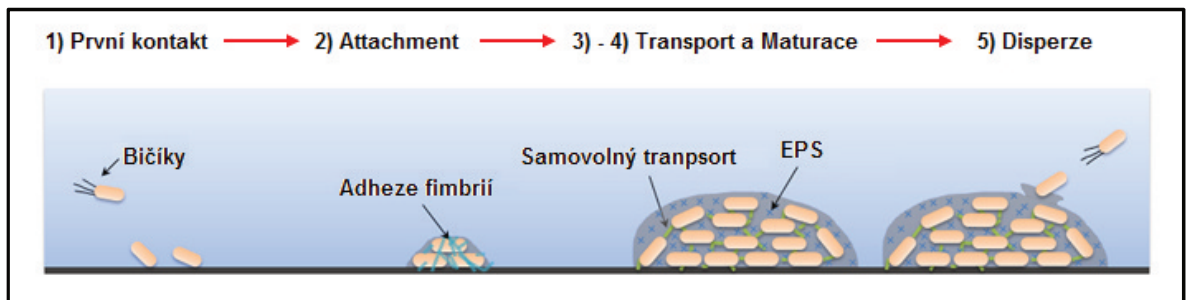
Komentář: příklady průběhu retenčních křivek půdní vlhkosti pro jednotlivé druhy půd vyjadřují souvislost mezi objemovým procentem vody v půdě a silou (sacím tlakem) vodního sloupce působící na jednotku plochy. Tlak půdní vody je uváděn v hodnotách dekadického logaritmu, takže např. 1 = 101 pascalů, 4 = 104 pascalů = 10 000 pascalů. Rozdíl mezi půdami je způsoben různou velikostí dutin v půdě. Z velkých pórů voda odtéká snadno, kdežto v jemných kapilárách je vázána obrovskými silami. Pro ilustraci: Průměrná hodnota vlhkosti při vadnutí se konvenčně stanovuje jako vlhkost pF = 4,18 (převzato z: Vašků, 2001).

Příloha 2 Globální hydrologický cyklus (upraveno podle Shaxson & Richard, 2003; originál: Ward, 1975).



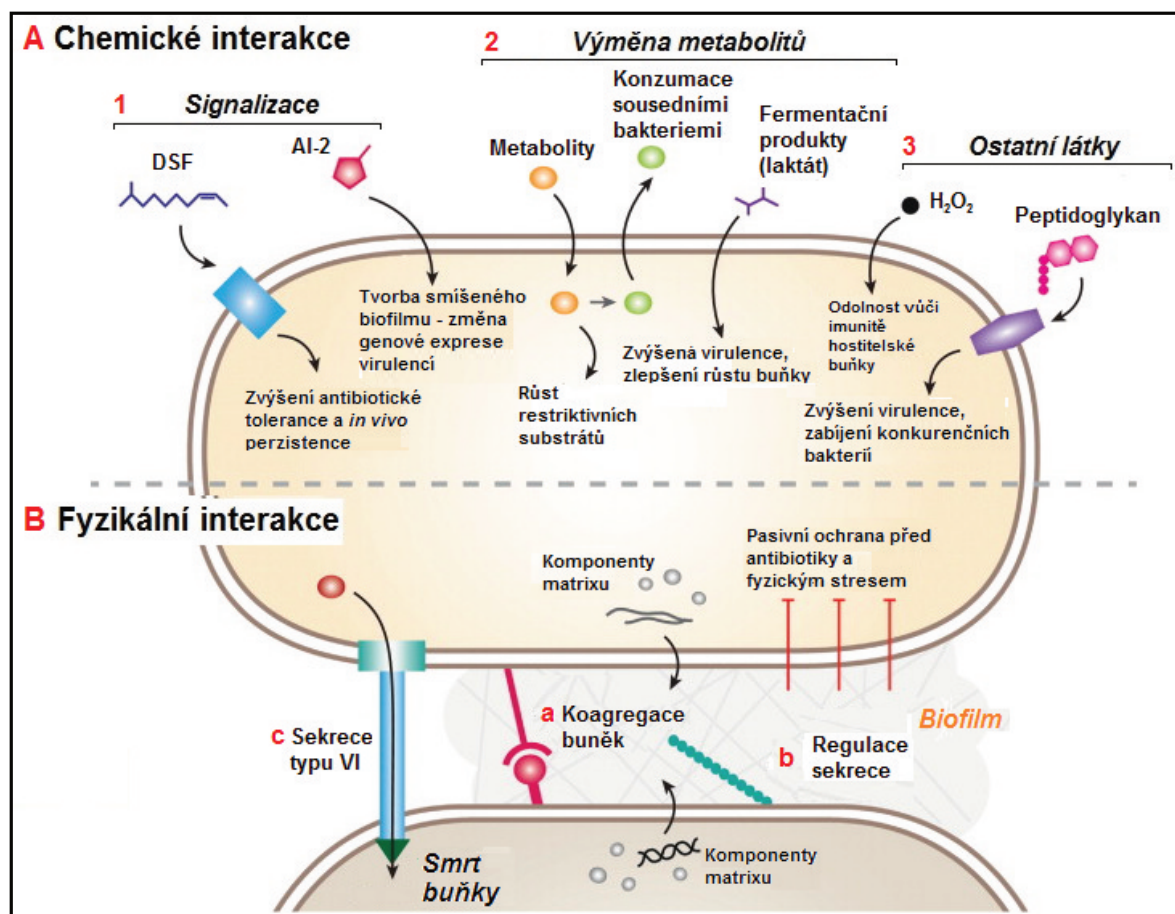
Komentář: globální hydrologický cyklus je podle Shaxson & Richard (2003) tvořen následujícími procesy, z nichž většina je přímo spjata s půdním prostředím. **A** – kondenzace; **B** – srážky (precipitace); **C** – intercepce; **D** – půdní vlhkost a proudění podzemní vody; **E** – povrchový tok (odtok); **F** – prosakování a vzlínání podzemní vody; **G** – odtokem z půdního prostředí; **H** – evapotranspirací (celkový výpar).

Příloha 3 Formování bakteriálního biofilmu (upraveno podle: Vogeeler et al., 2014).



Komentář: tvorba bakteriálního biofilmu je dynamický proces ovlivňovaný jak environmentálními faktory, tak i vlastnostmi samotných bakterií. Schéma zobrazuje 5 základních kroků, tj. první kontakt neboli conditioning; attachment, (přisednutí na povrch), proces transportu a maturace a v neposlední řadě disperzi, jež lze definovat jako šíření buněk do okolí (Vogeeler et al., 2014).

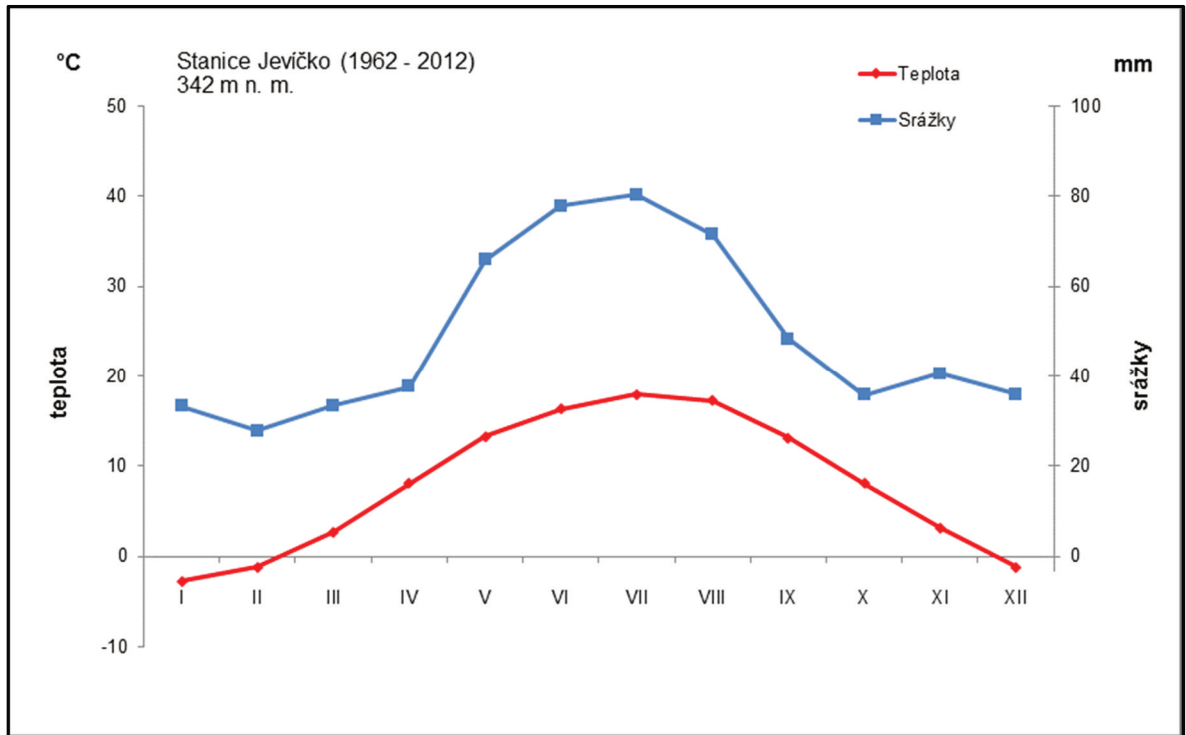
Příloha 4 Znárodnění potenciální mezidruhové interakce mezi bakteriemi v biofilmu za využití QS (upraveno podle: Short et al., 2014).



Komentář: bakterie může ovlivňovat jiné buňky v rámci komunity, tj. biofilmu. Chemické interakce (A) zahrnují signalizaci (1) neboli produkci a vjírnání specifických signálních molekul (např.: DSF – difusní signální faktor). Bakterie mezi sebou dále realizují výměnu metabolitů (2), které slouží k vývoji komunity a mohou být použity jako prostředek regulace → usměrnění vývoje komunity. V neposlední řadě pak bakterie produkují látky (3), jež umožňují pozitivní přijetí konkrétní bakterie (buňky) v rámci komunity (biofilmu). Fyzikální interakce (B) zahrnují procesy, které podporují tvorbu biofilmu a chrání bakteriální buňky před negativním vlivem okolního prostředí (antibiotika, fyzikální působení atd.). Konkrétní fyzikální interakce zahrnují receptor adheze a adhezi zprostředkovanou koagregací (a), interakci povrchových struktur (pili, fimbrie atd.) a regulaci sekrece extracelulárního matrixu (b). V případě antagonistického vztahu nastává produkce toxinů, například u sekrece typu VI jsou toxiny translokovány (c) do sousední buňky (Short et al., 2014).

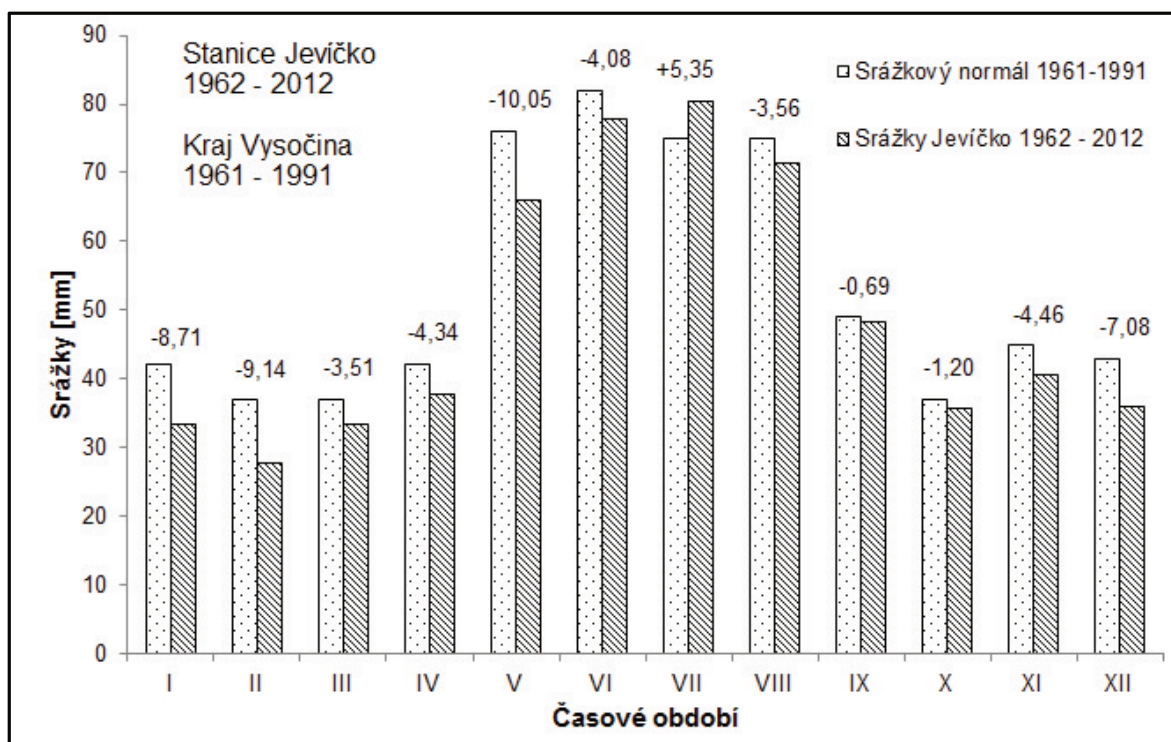
9.2 Přílohy k metodické části

Příloha 5 Klimadiagram dle Waltera-Leithera pro stanici Jevíčko za období 1962–2012 (zdroj dat: ČHMÚ).



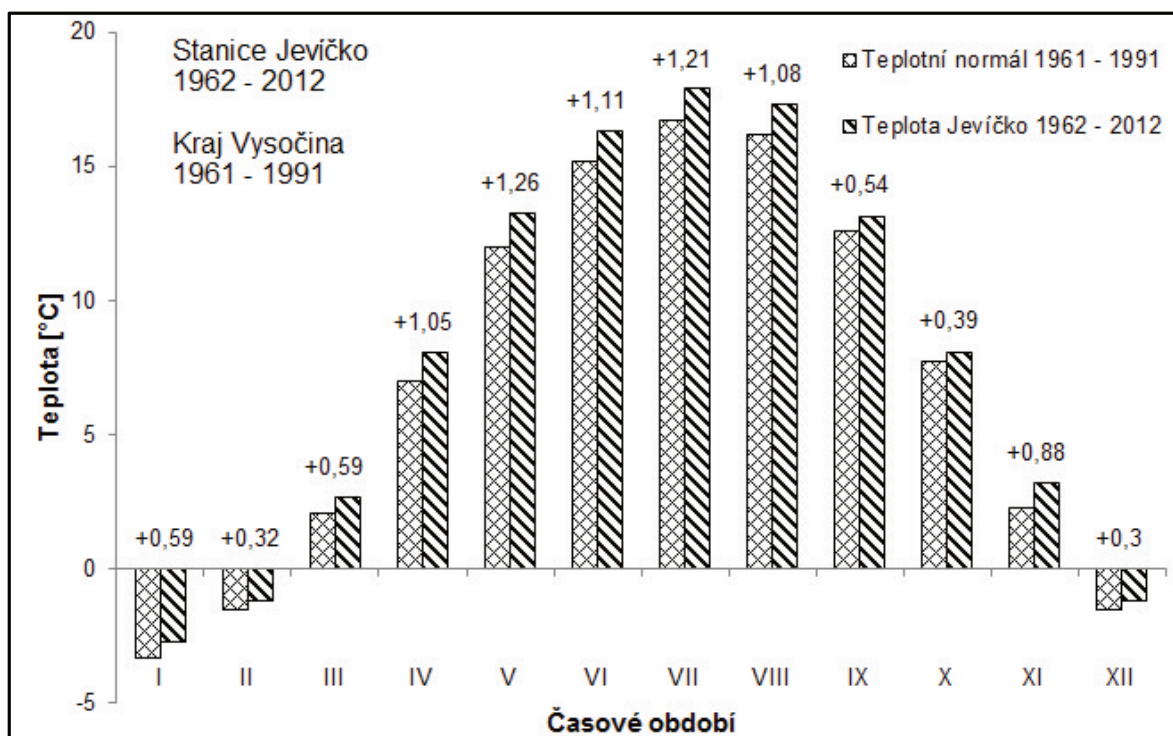
Komentář: zobrazen je průměrný měsíční srážkový úhrn a teplota za období 1962–2012 na stanici Jevíčko.

Příloha 6 Porovnání dlouhodobých průměrných měsíčních srážkových úhrnů pro zájmovou oblast Březová nad Svitavou (zdroj dat: ČHMÚ).



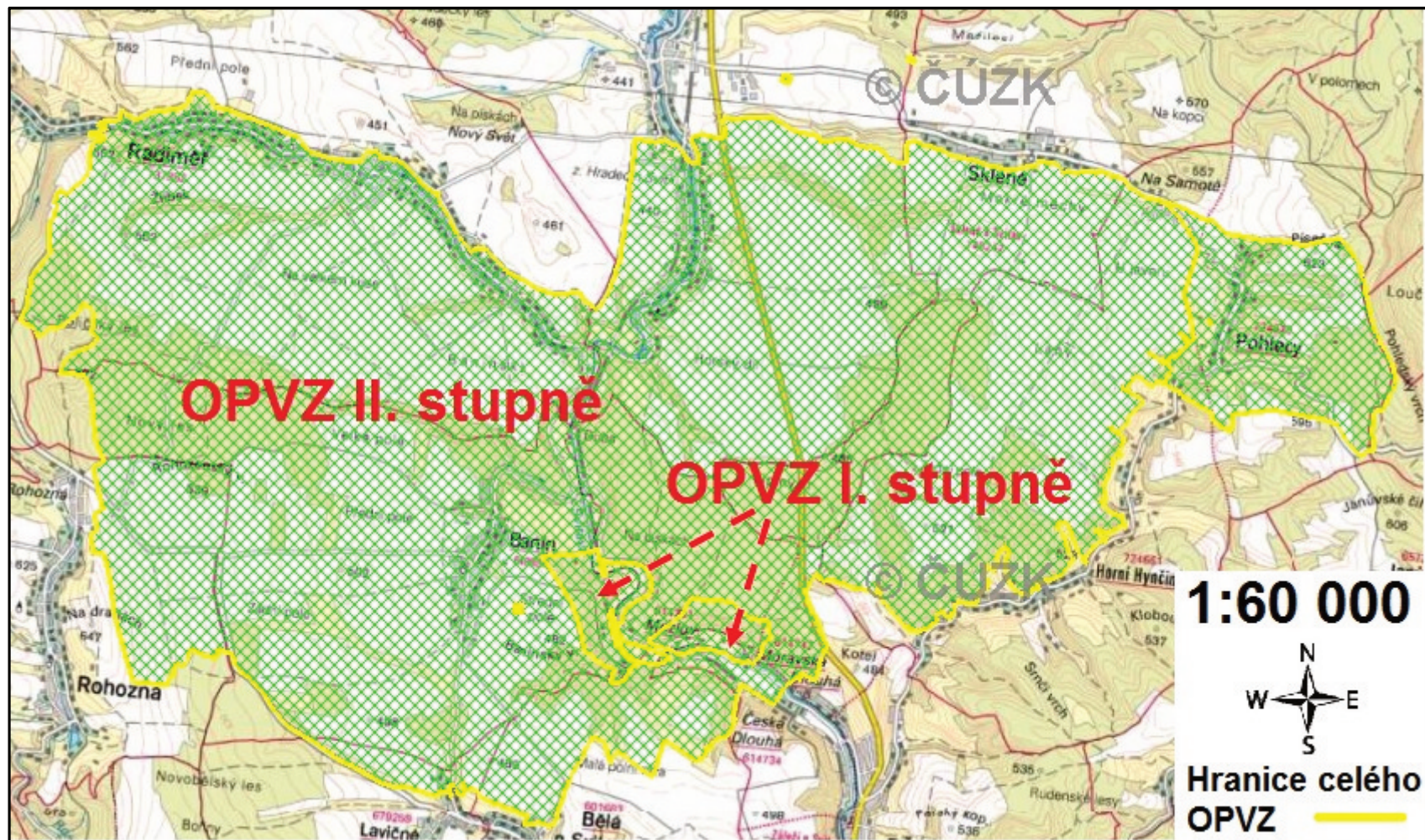
Komentář: porovnání dlouhodobého srážkového normálu pro jednotlivé měsíce Kraje Vysočina za období 1961–1991 s průměrnými měsíčními srážkovými úhrny na stanici Jevíčko za období 1962–2012. Rozdíl je uveden v absolutních hodnotách. Stanice Jevíčko je nejbližší profesionální meteorologická stanice k zájmové lokalitě Březová nad Svitavou, kde byl realizován lyzimetrický experiment.

Příloha 7 Porovnání dlouhodobých průměrných měsíčních teplot pro zájmovou oblast Březová nad Svitavou (zdroj dat: ČHMÚ).

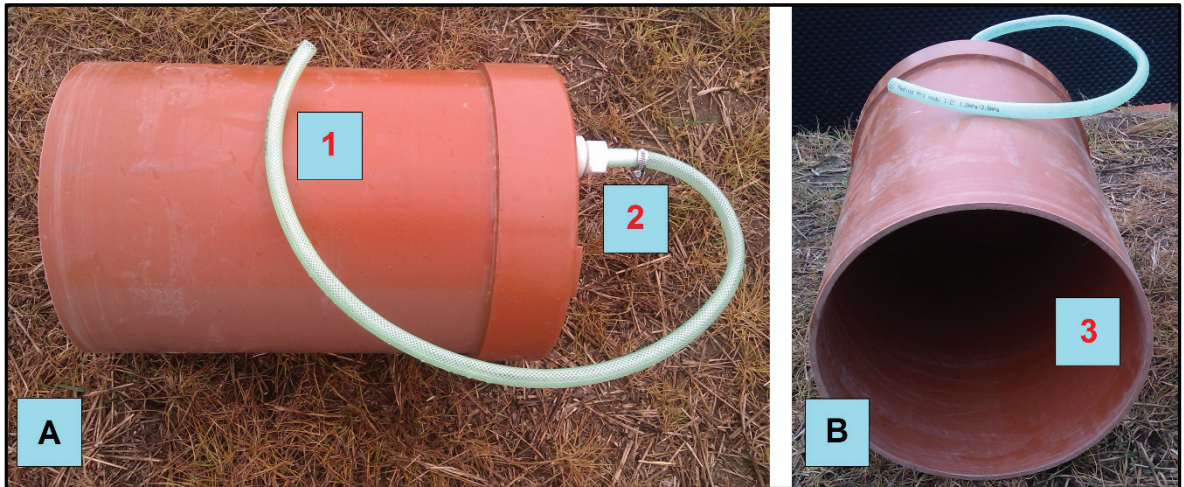


Komentář: porovnání dlouhodobého teplotního normálu pro jednotlivé měsíce Kraje Vysočina za období 1961–1991 s průměrnými měsíčními teplotami na stanici Jevíčko za období 1962–2012. Rozdíl je uveden v absolutních hodnotách. Stanice Jevíčko je nejbližší profesionální meteorologická stanice k zájmové lokalitě Březová nad Svitavou, kde byl realizován lyzimetrický experiment.

Příloha 8 Detailní znázornění OPVZ Březová nad Svitavou (připraveno v Hydrogeologickém informačním systému VÚV TGM; zdroj dat o OPVZ: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka; zdroj mapového podkladu: ČÚZK).

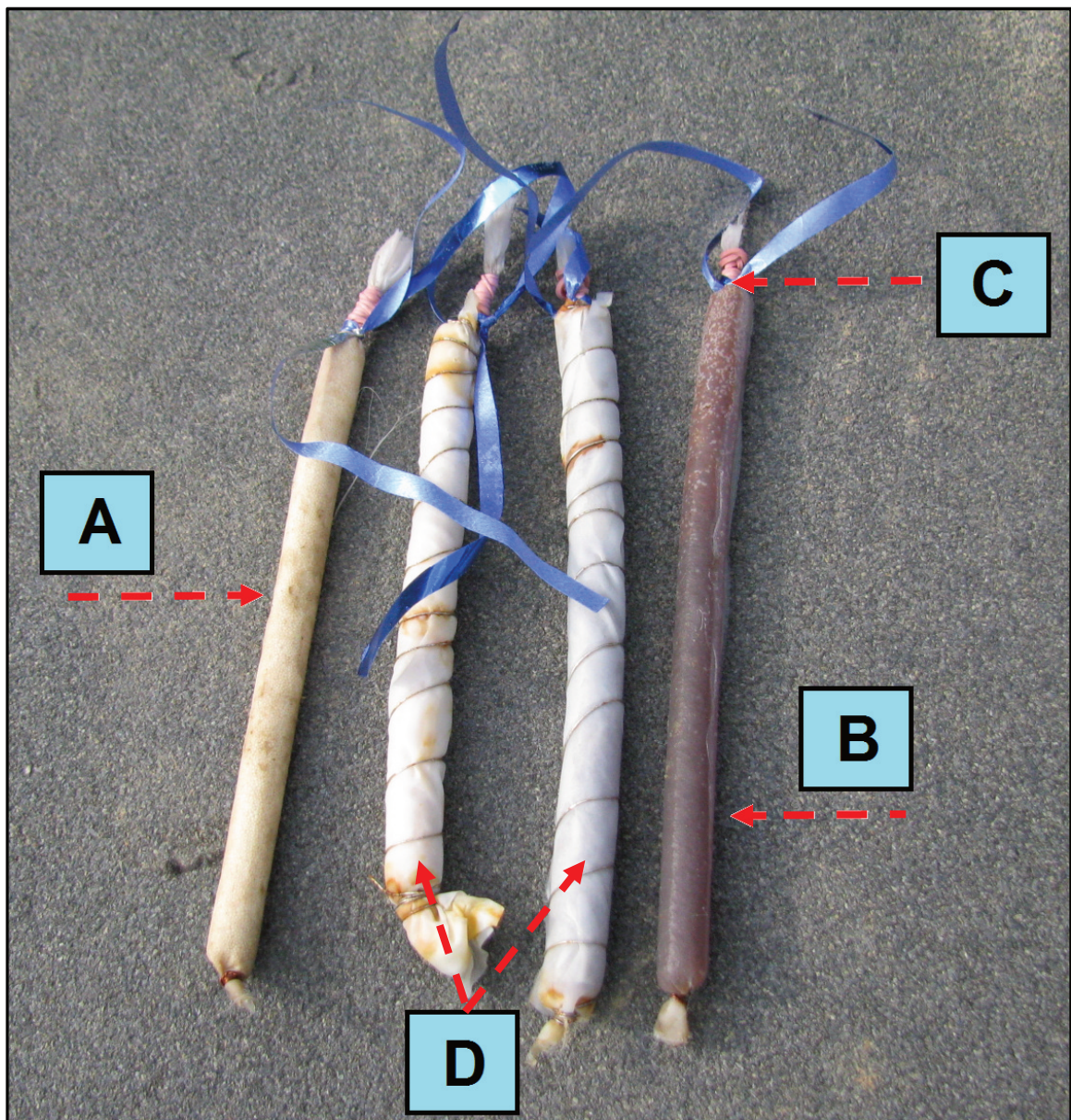


Příloha 9 Lyzimetr připravený k zapuštění do půdy na stanovišti v OPVZ Březová nad Svitavou (autor).



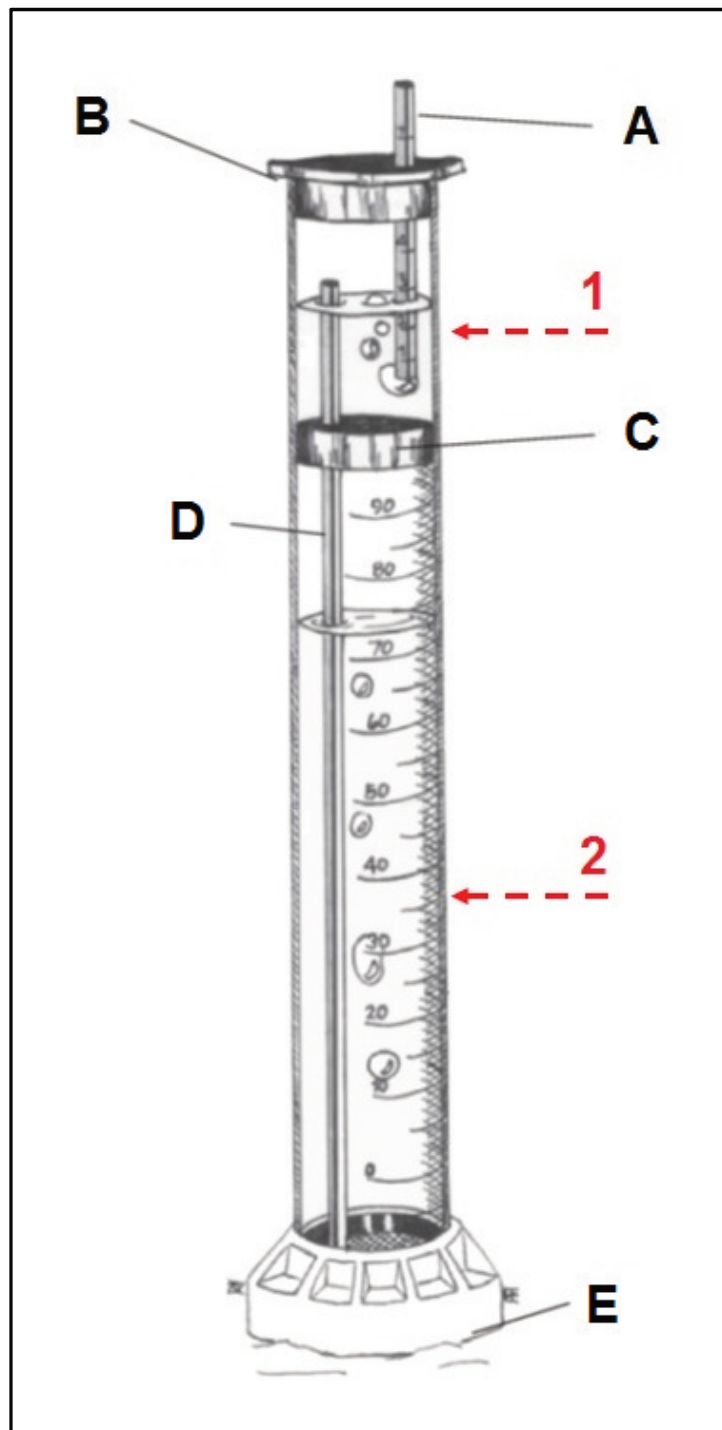
Komentář: **A** – boční pohled; **B** – čelní pohled; **1** – výtoková hadice pro zachytávání půdního eluátu; **2** – výtokový otvor pro odvod půdního eluátu z lyzimetru a **3** – zdrsnění vnitřního povrchu lyzimetru za účelem zamezení stékání vody po obvodu lyzimetru mimo vytvořenou orniční a podorniční vrstvu (autor).

Příloha 10 IER sondy připravené k aplikaci do jednotlivých lyzimetrů (autor).



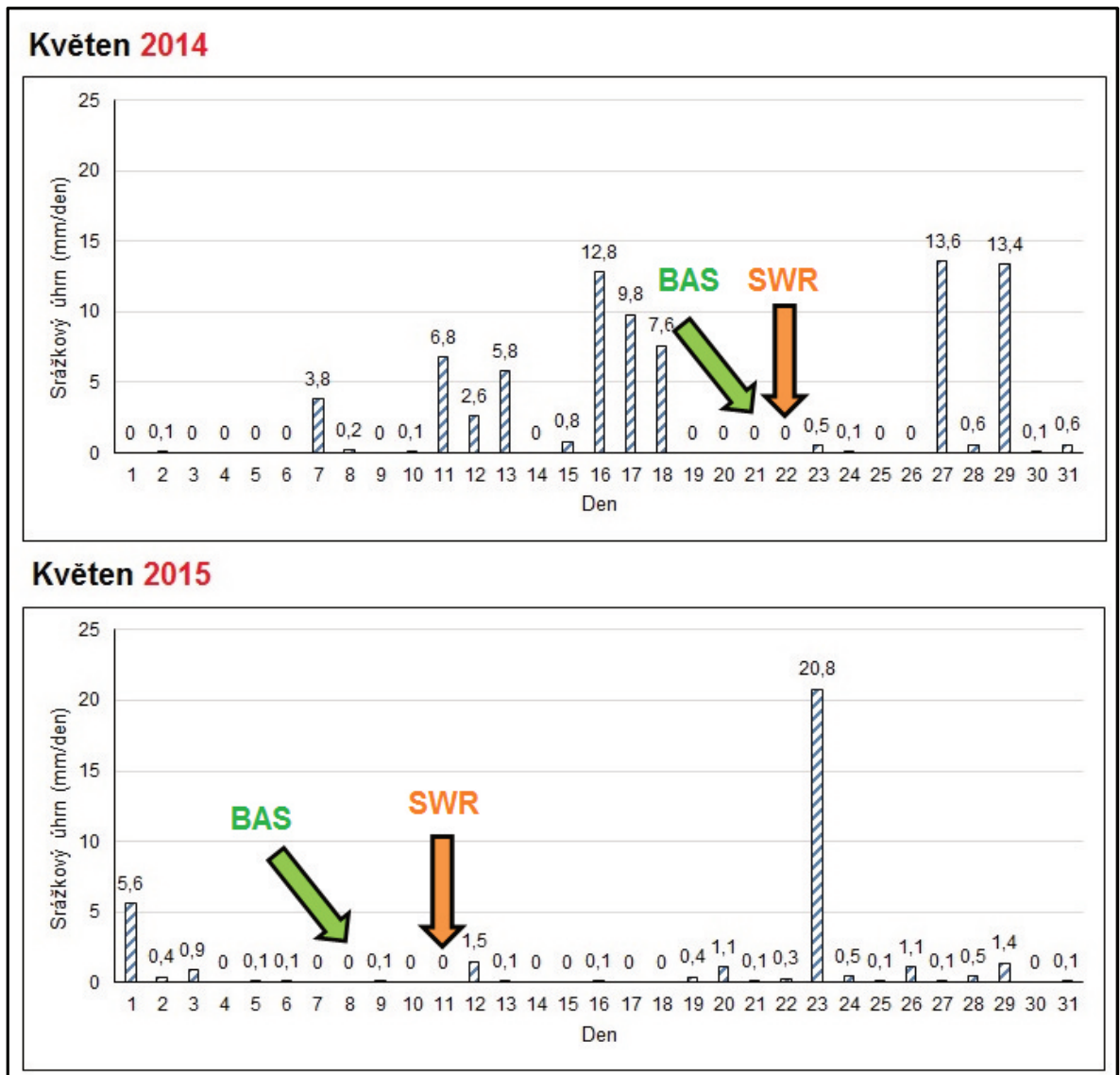
Komentář: **A** – AER sonda; **B** – CER sonda; **C** – uzávěr sondy (gumička a stuha); **D** – AER a CER sondy obalené hedvábím, tento model nebyl použit pro účely disertační práce. Podkladová fotografie byla poskytnuta Ing. Antonínem Kintlem.

Příloha 11 Mini Disk Infiltrometr (upraveno podle: Robichaud, 2008).



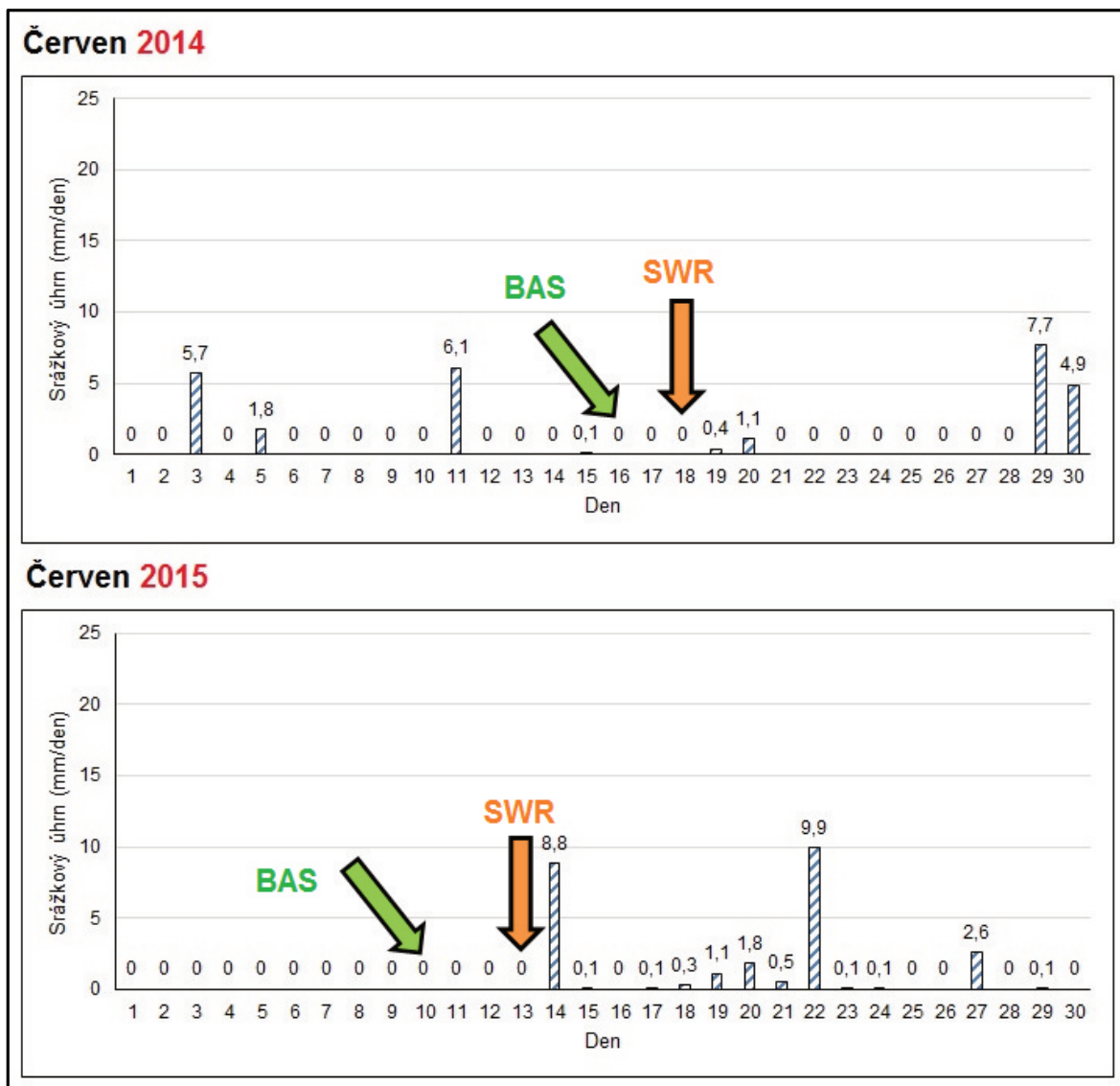
Komentář: MDI je tvořen dvěma komorami, probublávací (1) a vodním zásobníkem (2). První komora obsahuje dutou trubice pro nastavení h_0 (A) a je uzavřena pryžovou zátkou (B). Obě komory (1 a 2) jsou odděleny pryžovou bariérou (C), skrze kterou prochází jako spojující prvek Mariottova trubice (D). Vodní zásobník (rezervoár) je uzavřen porézním diskem ze spékané oceli (E), které je z důvodu vodotěsnosti vložen do pryžového obalu → voda protéká pouze skrze disk a ne okolo něj.

Příloha 12 Denní srážkové úhrny na meteorologické stanici Kuchařovice pro měsíc květen v roce 2014 a 2015 (zdroj dat: ČHMÚ).



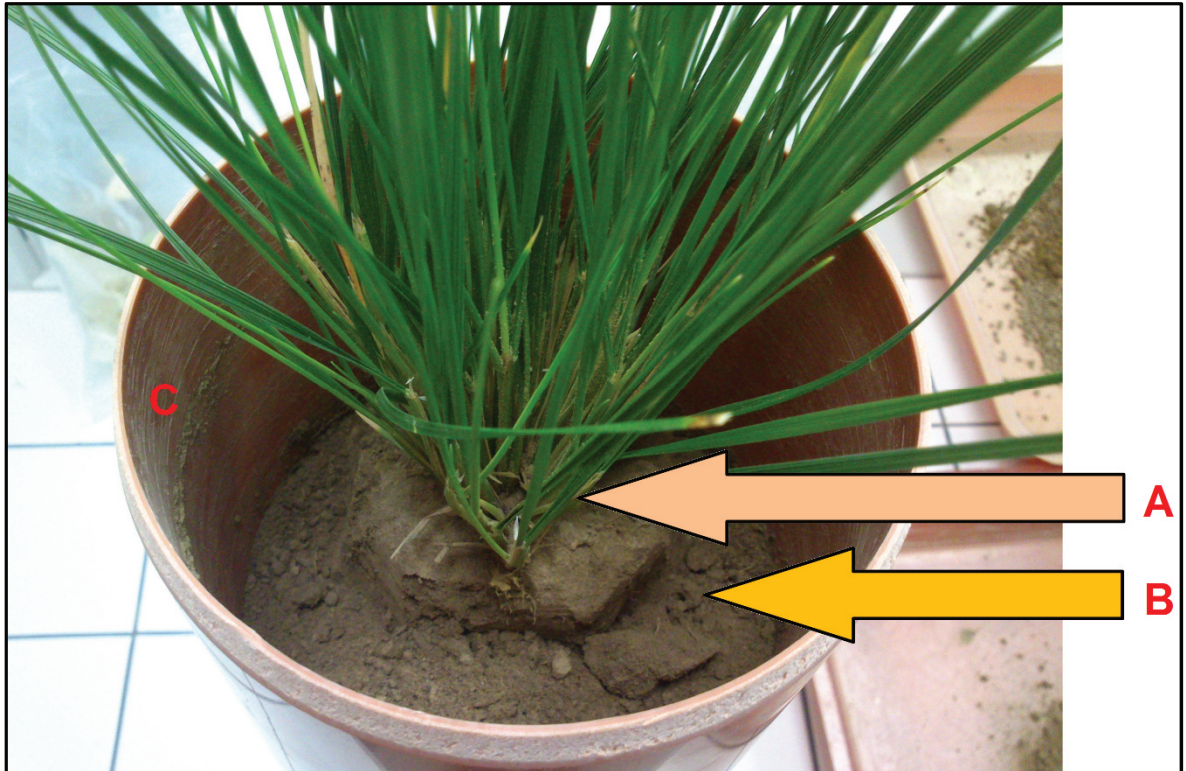
Komentář: sloupcové grafy kromě meteorologických informací znázorňují termíny měření basální respirace (BAS) a kumulativní vodní infiltrace, která byla nezbytná pro výpočet nenasycené hydraulické vodivosti a následné určení míry vodoodpudivosti půdy (SWR). Měsíc květen představoval v roce 2014 a 2015 období před suchem.

Příloha 13 Denní srážkové úhrny na meteorologické stanici Kuchařovice pro měsíc červen v roce 2014 a 2015 (zdroj dat: ČHMÚ).



Komentář: Sloupkové grafy kromě meteorologických informací znázorňují termíny měření basální respirace (**BAS**) a kumulativní vodní infiltrace, která byla nezbytná pro výpočet nenasycené hydraulické vodivosti a následné určení míry vodoodpudivosti půdy (**SWR**). Měsíc červen představoval v roce 2014 a 2015 období po suchu.

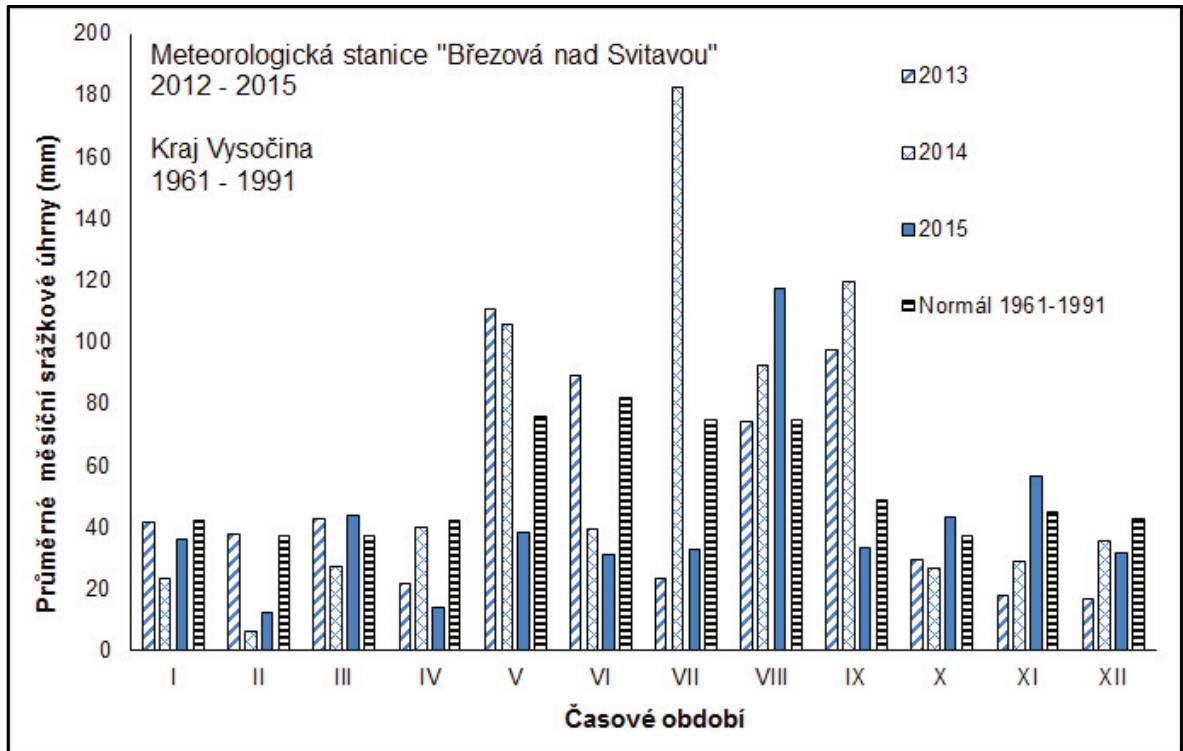
Příloha 14 Odběr půdních vzorků z kořenové (rhizosféry) a mimokořenové (nerhizosféry) půdy pokusné rostliny *Deschampsia caespitosa* (autor).



Komentář: odběr půdních vzorků probíhal po ukončení experimentu, nejdříve z oblasti mimokořenové půdy (B) a následně z rhizosféry (A). Zdrsněné stěny nádoby (C) znemožňovaly stékání vody podél půdního profilu a závlahová voda se proto mohla rovnoměrně infiltrovat do půdy. Odebrané půdní vzorky byly uloženy do chladicího boxu ($T = 3\text{ }^{\circ}\text{C}$) okamžitě po odebrání. Inkubace půdních vzorků před měřením respirace na plynovém chromatografu, byla provedena přesně podle metodiky měření BAS (Šimek et al., 2011): 24 hod při $T = 25\text{ }^{\circ}\text{C}$.

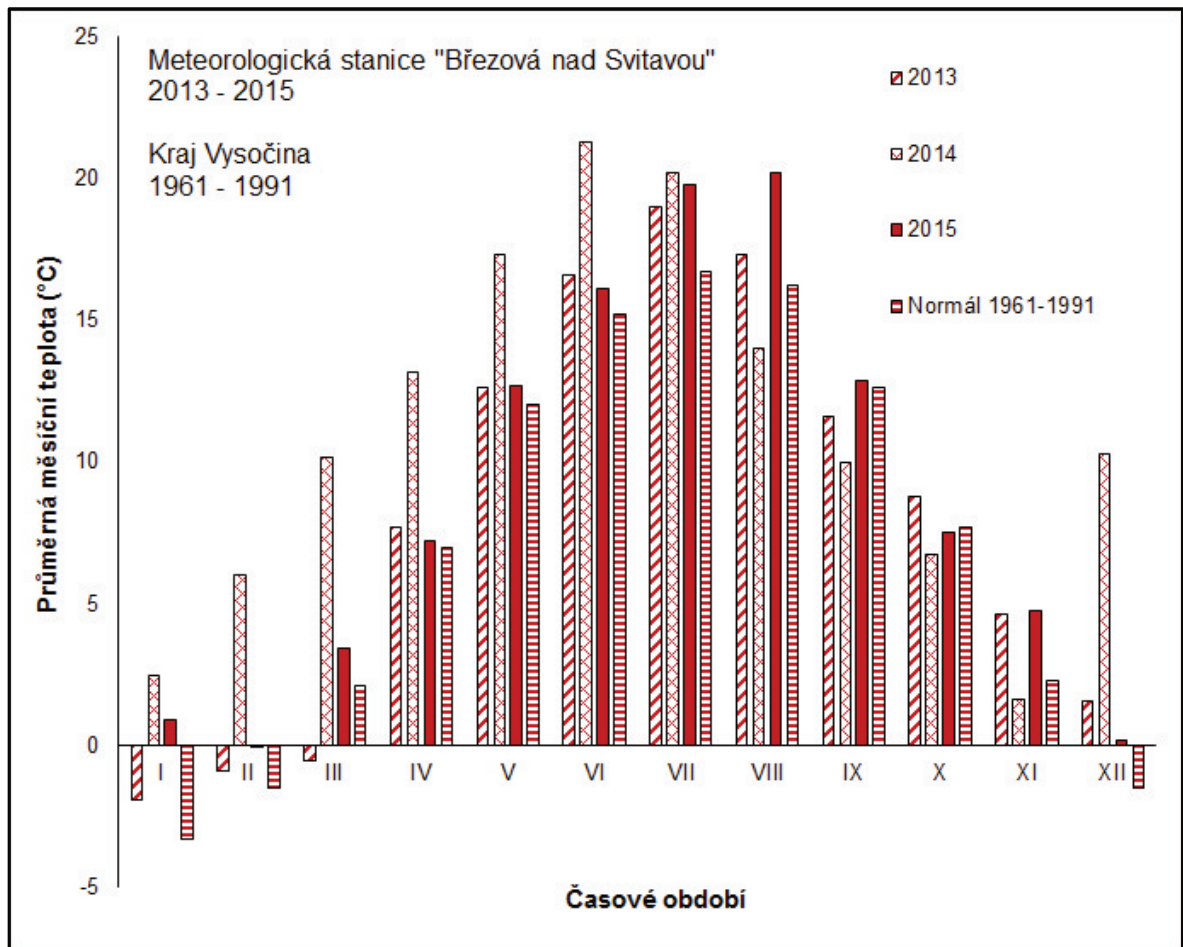
9.3 Přílohy k výsledkům

Příloha 15 Průměrné měsíční srážkové úhrny na meteorologické stanici Březová nad Svitavou za období 2013–2015 (zdroj dat: ČHMÚ a BVK, a. s.).



Komentář: průměrné roční srážky byly určeny na základě měsíčních, respektive denních srážkových úhrnů (v mm), jež byly měřeny vždy za období 24 hodin, a to v 7:00 následujícího dne. V případě pevných (sněhových) srážek byl proveden přepočít podle vodní hodnoty sněhu. Normál reprezentuje průměrné hodnoty za časové období 1961-1990 pro kraj Vysočina, tj. 30 let. Data z meteorologické stanice Březová byla naměřena během realizace lyzimetrického experimentu (zdroje dat: stanice Březová – BVK, a. s.; Normál – ČHMÚ).

Příloha 16 Průměrné měsíční teploty na meteorologické stanici Březová nad Svitavou za období 2013–2015 (zdroj dat: ČHMÚ a BVK, a. s.).



Komentář: průměrná roční teplota byla spočtena na základě měsíčních, respektive denních průměrných hodnot (v °C), které byly vypočteny ze třech měření realizovaných v 7:00; 14:00 a 21:00 středního místního slunečního času. Normál reprezentuje průměrné hodnoty za časové období 1961-1990 pro kraj Vysočina, tj. 30 let. Data z meteorologické stanice Březová byla naměřena během realizace lyzimetrického experimentu (zdroje dat: stanice Březová – BVK, a. s.; Normál – ČHMÚ).

9.4 Přehled nejvýznamnější publikační činnosti autora

Články v recenzovaných vědeckých časopisech s IF:

První autor

ELBL J., P. SLÁMA, M. D. VAVERKOVÁ et al. Jatropha seed cake and organic waste compost: the potential for improvement of soil fertility. *Ecological Chemistry and Engineering S*, 2016, roč. 23, č. 1, s. 131–141.

ELBL J., M. D. VAVERKOVÁ, D. ADAMCOVÁ et al. Influence of fertilization on microbial activities, soil hydrophobicity and mineral nitrogen leaching. *Ecological Chemistry and Engineering S*, 2014, roč. 21, č. 4, s. 661–675.

ELBL J., L. PLOŠEK, A. KINTL et al. The effect of increased doses of compost on leaching of mineral nitrogen from arable land. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2014, roč. 23, č. 3, s. 697–703.

Spoluautor

DAVID, J., M. MUCHOVÁ, J. ELBL et al. Construction of remains of small-scale mining activities as a possible innovative way how to prevent desertification. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2016, roč. 13, č. 6, s. 1405–1418.

LOŠÁK, T., J. HLUŠEK, T. VÁLKA, J. ELBL et al. The effect of fertilisation with digestate on kohlrabi yields and quality. *The Plant, Soil and Environment*, 2016, roč. 62, č. 6, s. 1178–1214.

ZLÁMALOVÁ, T., J. ELBL, M. BAROŇ et al. Using foliar applications of magnesium and potassium to improve yields and some qualitative parameters of vine grapes (*Vitis vinifera*, L.). *The Plant, Soil and Environment*, 2015, roč. 61, č. 10, s. 451–457.

Monografie:

První autor

ELBL, J., A. KINTL, L. PLOŠEK et al. *Použití odpadních vod v zemědělství*. Brno: Mendelova univerzita v Brně, 2014, 54 s. ISBN 978-80-7375-997-0.

ELBL, J., L. PLOŠEK, A. KINTL et al. *Předpoklady pro využití odpadních vod v zemědělství*. Brno: Mendelova univerzita v Brně, 2014, 50 s. ISBN 978-80-7375-995-7.

Spoluautor

ZÁHORA, J., O. URBÁNKOVÁ, J. ELBL et al. *Půda místo pro život*. Brno: Mendelova univerzita v Brně, 2015, 108 s. ISBN 978-80-7509-367-7.

Skripta a učebnice:

První autor

ELBL, J., J. ZÁHORA. *Agricultural microbiology*. Brno: Mendelova univerzita v Brně, 2015, 194 s. ISBN 978-80-7509-371-4.

Spoluautor

BRTNICKÝ, M., J. HLADKÝ, V. VLČEK, M. MUCHOVÁ, J. DAVID, J. ELBL et al. *Půdní typy ČR*, Brno: Mendelova univerzita v Brně, 2015, 45 s. ISBN 978-80-7509-282-3.

HLADKÝ, J., M. MUCHOVÁ, D. JUŘIČKA, J. KYNICKÝ, J. ELBL et al. *Etika půdy a její ochrana*, Brno: Mendelova univerzita v Brně, 2015, 32 s. ISBN 978-80-7509-300-4.

Články v recenzovaných vědeckých časopisech evidovaných v databázi Scopus nebo Web Of Science:

Spoluautor

KINTL, A., A. NAWRATH, J. ELBL et al. Nitrogen and phosphorus availability effect on activity of cellulolytic microorganisms in meadows. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 2016, roč. 64, č. 4, s. 1173–1179.

KINTL, A., J. ELBL, J. ZÁHORA et al. Evaluation of grain yield in mixed legume-cereal cropping systems. *Ad Alta*, 2015, roč. 5, č. 1, s. 96–98.

LOŠÁK, T., J. HLUŠEK, I. LAMPARTOVÁ, J. ELBL et al. Changes in the content of soil phosphorus after its application into chernozem and haplic luvisol and the effect on yields of barley biomass. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 2016, roč. 64, č. 5, s. 603–1608.

Články v recenzovaných vědeckých časopisech evidovaných v databázi RIV Rady pro výzkum, vývoj a inovaci vlády ČR:

První autor

ELBL, J., J. ŠIMEČKOVÁ, A. KINTL et al. The combined effects of application of biological waste from processing of *Jatropha curcas* L. and organic waste compost on arbuscular mycorrhiza and on loss of ammonium nitrogen from rhizosphere soil. *Acta Facultatis Ecologiae*, 2015, roč. 31, č. 1, s. 5–13.

ELBL, J., K. ZÁKOUTSKÁ, J. ZÁHORA et al. Determination of nitrate nitrogen in surface water: comparison of distillation-titration and spectrophotometric methods. *Ad Alta*, 2014, roč. 4, č. 1., s. 86–89.

*ELBL, J., J. ZÁHORA, P. ŠKARPA et al. The different effects of drought on soil microbial activities and soil hydrophobicity in permanent grass cover and arable land. *Ad Alta*, 2014, roč. 4, č. 2., s. 57–61.

Spoluautor

KINTL, A., J. ELBL, L. PLOŠEK et al. Způsoby měření úniku minerálního dusíku při zavlažování plantáží rychle rostoucích dřevin odpadními vodami. *Acta Environmentalica Universitatis Comenianae*, 2013, roč. 21, č. 1, s. 5–17.

PLOŠEK, L., J. ELBL, A. KINTL et al. Vliv aplikace kompostu na únik minerálního dusíku a produkci biomasy. *Waste forum*, 2013, roč. 8, č. 1, s. 20–28.

Články v recenzovaných sbornících z vědeckých konferencí evidovaných v databázi WOS nebo Scopus:

První autor

*ELBL, J., A. KINTL, J. ZÁHORA. Effect of mineral nitrogen and organic carbon addition on soil hydrophobicity affected by rainfall variations. In ŠKARPA, P. et al. *MendelNet 2013: Proceedings of International PhD Students Conference*. Brno: Mendelova univerzita v Brně, 2013, s. 286–290.

*ELBL, J., J. ZÁHORA. The comparison of microbial activity in rhizosphere and non-rhizosphere soil stressed by drought. In POLÁK, O. et al. *MendelNet 2014: Proceedings of International PhD Students Conference*. Brno: Mendelova univerzita v Brně, 2014, s. 234–240.

ELBL, J., I. MIKAJLO, M. BRTNICKÝ et al. Biochar and organic-waste compost as soil amendments to arable soil: potential influence on soil reaction, salinity and phytotoxicity. In *MendelNet 2015-Proceedings of International PhD Students Conference*. Brno: Mendelova univerzita v Brně, 2015, s. 212–217.

Články v recenzovaných sbornících z vědeckých konferencí

První autor

*ELBL, J., A. KINTL, T. LOŠÁK et al. Influence of different type of fertilization and rainfall variations on soil hydrophobicity and leaching of mineral nitrogen. In BADALÍKOVÁ, B. *Proceedings from 7th International Conference "Soil management in sustainable farming system"*. 1. vyd. Veverská Bítýška, Czech Republic: Research Institute for Fodder Crops Ltd., Troubsko, Czech Republic, 2014, s. 35–40. ISBN 978-80-86908-32-8.

*ELBL, J., A. KINTL, J. ZÁHORA et al. Correlation between fluctuations in soil moisture and changes in soil fertility. In *The International Conference on Soil - the non-renewable environmental resource*. Brno: Mendelova univerzita v Brně, 2016, s. 125–134. ISBN 978-80-7509-413-1.

Popularizační články vědecké články:

První autor

ELBL, J., A. KINTL. Jděme po zelené..., aneb nechme půdu zarůst. *Příroda.cz*, 2013, dostupné na: <http://www.priroda.cz/clanky.php?detail=2548>.

Spoluautor

KINTL, A., J. ELBL. Smíšená kultura? Změna v zemědělství!. *Vesmír*, 2014, roč. 93, č. 1, s. 224–226.

KINT, A., J. ELBL. Jak změnit pověst kukuřici? *Farmář*, roč. 20, č. 2, s. 38–40.

KINTL, A., L. PLOŠEK., J. ELBL Pro jídlo a pití půdy není zbyte. *Veronica: časopis pro ochranu přírody a krajiny*, 2014, č. 1., s. 40–41.

KINTL, A., J. ELBL, H. DVOŘÁČKOVÁ. Organická hmota v půdě - 1. část. *Úroda*, 2015, roč. 63, č. 11, s. 42–43.

*Publikace obsahující výsledky jednotlivých experimentů disertační práce.