

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroekologie a rostlinné produkce



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Vliv výživného režimu půdy na botanické složení a
kořenový systém lučního porostu**

Diplomová práce

**Bc. Eliška Krajčová
Ekologické zemědělství**

Ing. Zuzana Hrevušová, Ph.D.

© 2024 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Vliv výživného režimu půdy na botanické složení a kořenový systém lučního porostu" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 19.4.2024

Poděkování

Velké poděkování patří mé skvělé vedoucí práce Ing. Zuzaně Hrevušové, Ph.D. za veškerou ochotu, strávený čas a cenné rady, které mi při zpracování diplomové práce věnovala.

Vliv výživného režimu půdy na botanické složení a kořenový systém lučního porostu

Souhrn

Diplomová práce se zabývala reakcí lučního porostu na změny ve výživném režimu půdy. V teoretické části je popsána důležitost lučních porostů z hlediska poskytování cenných ekosystémových služeb a také ekologické faktory prostředí, které plnění těchto služeb přímo ovlivňují.

Právě výživný režim půdy je jedním z nejdůležitějších ekologických faktorů, který ovlivňuje jednak botanickou skladbu a druhovou diverzitu lučního porostu, tak i morfologii a distribuci jeho kořenového systému. V práci jsou dále zmíněny variability v kořenových systémech jednotlivých funkčních skupin, tzn. trav, jetelovin a ostatních dvouděložných druhů.

Rostliny interagují s prostředím tím, že vykazují plastické růstové reakce listů, odnoží a kořenů, aby zlepšily zachycování zdrojů v biotopech s heterogenní distribucí zdrojů. Tyto adaptace, které se vyvinuly podél gradientu prostředí jsou však druhově a lokálně velmi specifické, a proto vyžadují další výzkum. V případě pochopení těchto mechanismů lze některé tyto adaptace řídit tak, aby se optimalizoval růst a vývoj rostlin, které plní své funkce na konkrétních stanovištích a tím se přispělo k udržitelné produkci a ochraně životního prostředí.

Jelikož výživný režim můžeme ovlivnit aplikací hnojiv, praktická část byla zaměřena na posouzení podílu agrobotanických skupin na porostech s různým množstvím aplikovaných živin. Pokus probíhal v Senožatech na lučním porostu typu *Arrhenatherion elatioris*. Experiment probíhal na třech variantách hnojení – nehnojené kontrolní variantě, variantě hnojené 50 kg N + PK a variantě hnojené 200 kg N + PK na hektar ročně. Dále se hodnotilo množství kořenové biomasy ve vrstvách 0-15 cm a 15-30 cm půdního profilu. Vzorky z roku 2023 byly odebrány před první (květen) a před druhou sečí (říjen).

Bylo zjištěno, že s rostoucí dávkou N hnojení vzrůstá celkové množství nadzemní biomasy, maximální výška porostu a rovněž zastoupení trav a snižuje se podíl jetelovin a ostatních dvouděložných druhů. Statisticky významný rozdíl v množství podzemní biomasy mezi variantami N hnojení nebyl nalezen, navzdory tomu, že byly pozorovány změny v množství kořenové biomasy napříč variantami hnojení. Nejvíce kořenové biomasy se nacházelo na variantě hnojení N50 + PK. Přes 90 % kořenů se nacházelo v horní vrstvě půdy. Byl nalezen statisticky významný rozdíl v množství celkové živé i odumřelé nadzemní biomasy mezi měsíci odběru, v květnu bylo zaznamenáno větší množství nadzemní biomasy, v říjnu byl zase pozorován vyšší podíl odumřelé nadzemní biomasy. Rovněž byl nalezen vztah mezi sezónou a množstvím kořenů v hlubší vrstvě půdního horizontu, větší množství bylo pozorováno v říjnu. Množství nadzemní biomasy, výška porostu ani podíly agrobotanických skupin nekorelovaly s charakteristikami kořenů.

Klíčová slova: *Arrhenatherion*, hnojení, agrobotanické skupiny, distribuce kořenů, množství kořenové biomasy

The influence of the nutrient regime of the soil on the botanical composition and root system of a meadow

Summary

The diploma thesis dealt with the reaction of meadow vegetation to changes in the nutrient regime of the soil. The theoretical part describes the importance of grasslands in terms of providing valuable ecosystem services, as well as the ecological factors of the environment that directly affect the performance of these services.

It is the nutrient regime of the soil that is one of the most important ecological factors, which affects both the botanical composition and species diversity of the meadow, as well as the morphology and distribution of its root system. The work also mentions the variability in the root systems of individual functional groups, i.e. grasses, legumes and forbs.

Plants interact with the environment by exhibiting plastic growth responses of leaves, shoots, and roots to enhance resource capture in habitats with heterogeneous resource distributions. However, these adaptations that have evolved along the environmental gradient are very species and locally specific and therefore require further research. If these mechanisms are understood, some of these adaptations can be managed to optimize the growth and development of plants that fulfill their functions in specific habitats and thereby contribute to sustainable production and environmental protection.

Since we can influence the nutrient regime by applying fertilizers, the practical part was focused on assessing the share of agrobotanical groups on stands with different amounts of applied nutrients. The experiment took place in Senožaty on a meadow of the type *Arrhenatherion elatioris*. The experiment was carried out on three variants of fertilization – an unfertilized control variant, a variant fertilized with 50 kg N + PK and a variant fertilized with 200 kg N + PK per hectare per year. Furthermore, the amount of root biomass in the 0-15 cm and 15-30 cm layers of the soil profile was evaluated. The samples from 2023 were taken before the first and before the second cutting.

It was found that with an increasing dose of N fertilization, the total amount of above-ground biomass, the maximum height of the stand, as well as the presence of grasses increases, and the proportion of legumes and forbs decreases. A statistically significant difference in the amount of below-ground biomass between the N fertilization variants was not found, despite the fact that changes in the amount of root biomass were observed across the fertilization variants. The most amount of root biomass was found on the N50 + PK fertilization variant. Over 90 % of the roots were located in the upper soil layer. A statistically significant difference was found in the amount of total living and dead above-ground biomass between the sampling months, a larger amount of above-ground biomass was recorded in May, and a higher proportion of dead above-ground biomass was observed in October. A relationship was also found between the season and the amount of roots in the deeper layer of the soil horizon, a greater amount was observed in October. The amount of aboveground biomass, height of stand, and proportions of agrobotanical groups did not correlate with root characteristics.

Keywords: *Arrhenatherion*, fertilization, agrobotanical groups, root distribution, amount of root biomass

Obsah

1	Úvod	7
2	Vědecká hypotéza a cíle práce	8
3	Literární rešerše	9
3.1	Význam trvalých lučních porostů	9
3.2	Ekologické faktory ve vztahu k botanickému složení lučního porostu	10
3.3	Botanická skladba lučního porostu a druhová diverzita	10
3.4	Výživný režim půdy	11
3.4.1	Příjem živin	12
3.4.2	Dusík	13
3.4.3	Fosfor	14
3.4.4	Draslík	14
3.4.5	Rostlinné strategie pro příjem živin	15
3.4.6	Vliv hnojení na botanické složení lučního porostu	16
3.5	Kořenový systém (morfologie a distribuce)	18
3.5.1	Kořenové znaky	20
3.5.2	Kořenový systém ve vztahu k druhové diverzitě	22
3.5.3	Kořenový systém travních porostů ve vztahu k druhovému složení	23
3.5.4	Kořenový systém travních porostů ve vztahu ke hnojení	27
4	Metodika	29
4.1	Charakteristika stanoviště	29
4.1.1	Klimatické podmínky	30
4.1.2	Založení a vývoj stanoviště	31
4.1.3	Hnojení pokusu	32
4.2	Odběr nadzemní a podzemní biomasy a práce v laboratoři	33
4.3	Statistické vyhodnocení dat	34
5	Výsledky	35
5.1	Nadzemní biomasa	35
5.1.1	Množství nadzemní biomasy a zastoupení funkčních skupin	35
5.1.2	Výška porostu	38
5.2	Podzemní biomasa	40
5.2.1	Množství kořenové biomasy	40
5.3	Korelace mezi nadzemní a podzemní biomasou	43
6	Diskuze	45
6.1	Nadzemní biomasa a její vliv na podzemní biomasu	45
6.2	Podzemní biomasa	46
7	Závěr	49
8	Literatura	50

1 Úvod

Trvalé travní porosty jsou ekosystémy, které tvoří v České republice rozsáhlé plochy a plní velmi důležité ekosystémové služby, mezi které patří například produkce píce pro hospodářská zvířata, poskytování prostředí pro organismy a udržování biodiverzity. Podílejí se na koloběhu a retenci vody a živin, sekvestrují uhlík, zabraňují erozi půdy, ovlivňují klima a mnoho jiného. V posledních letech si lidé začali uvědomovat svůj neblahý vliv na životní prostředí a s tím se právě dostávají do popředí především již zmíněné mimoprodukční funkce travních porostů, což naznačuje i současná dotační politika.

Agrobotanické skupiny rostlinných druhů, které jsou zastoupeny v lučních porostech se člení na trávy, jeteloviny a ostatní dvouděložné druhy (byliny). Každý travní porost je ovlivňován stanovištními podmínkami a různými ekologickými faktory. Díky různé toleranci každého druhu k těmto faktorům, je možné předpovídat výskyt určitých druhů na konkrétním stanovišti a opačně, dle výskytu druhů odhadovat podmínky určitého stanoviště. K těmto všem faktorům je ještě potřeba zohlednit i konkurenci mezi rostlinnými druhy, ať už nadzemní či podzemní a také jejich strategii na příjem živin. Různé druhy rostlin mají rozdílné požadavky na živiny a reakce na změny v úrovni živin. Dostupnost základních živin v půdě přímo ovlivňuje růst a vývoj rostlinných druhů i celkovou biodiverzitu, stabilitu a fungování lučního ekosystému (Whitehead 2000).

Kořenový systém hraje zásadní roli při příjmu živin, absorpci vody a ukotvení rostlin, stejně jako při utváření půdní struktury a mikrobiálních společenstev. Výživný režim půd ovlivňuje také rozložení kořenů v půdním horizontu. Různé druhy rostlin mají různé kořenové systémy, které jsou přizpůsobeny k využití živin a vody ze specifických hloubek v půdě. Koexistence těchto funkčních skupin s odlišnou morfologií kořenů zvyšuje celkovou stabilitu a produktivitu lučních ekosystémů. Trávy přispívají ke vhodné struktuře půdy a tím zabraňují erozi, jeteloviny obohacují půdu vazbou dusíku a ostatní dvouděložné rostliny přinášejí rozmanitost a přizpůsobivost měnícím se podmínkám prostředí. Změny v úrovni živin v půdě mohou změnit hloubku a hustotu kořenových systémů, což má dopad na celkový koloběh živin a příjem vody v ekosystému (Fageria & Moreira 2011).

Studium distribuce kořenů v různých hloubkách na loukách s různými výživnými režimy půdy může poskytnout pohled na strategie získávání zdrojů rostlinných druhů a jejich přizpůsobení různým půdním podmínkám a může nám pomoci porozumět tomu, jak druhy rostlin reagují na změny v dostupnosti živin v půdě a jak tyto reakce ovlivňují procesy v ekosystému.

Další výzkum toho, jak dostupnost živin utváří luční společenstva může pomoci při předvídání a řízení změn ve vegetaci v reakci na environmentální stresory, jako je aktuální změna klimatu.

Pochopení komplexního působení faktorů a obzvláště vlivu výživného režimu půd na botanické složení a kořenový systém lučních porostů je zásadní pro efektivní hospodaření, ochranu a obnovu cenných lučních porostů a rozvinutí znalostí o interakcích mezi rostlinami a půdou pro budoucí generace.

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Cílem práce je na louce s různým množstvím aplikovaných živin zhodnotit podíl agrobotanických skupin rostlinných druhů a posoudit distribuci kořenů v různých hloubkách.

Hypotézy:

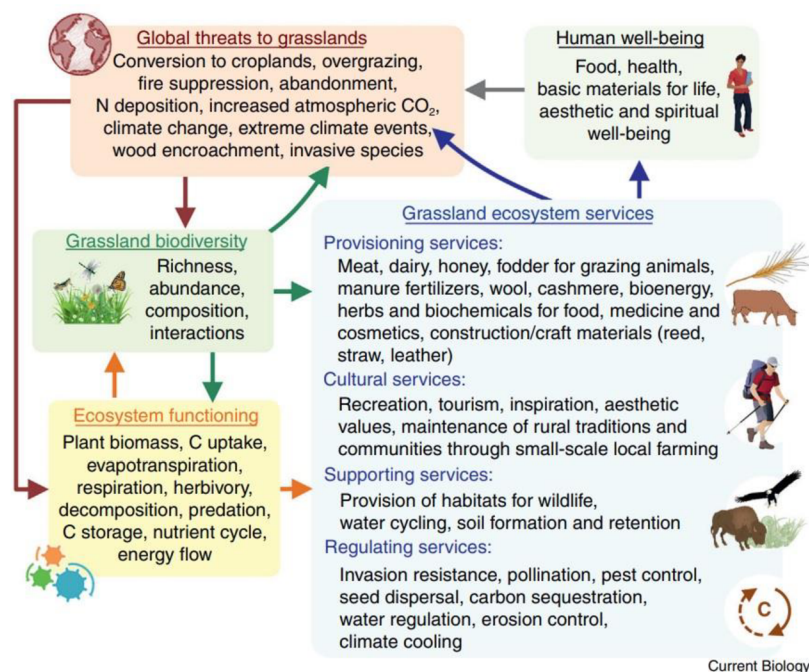
- Dlouhodobé hnojení ovlivňuje botanické složení porostu, distribuci a morfologii kořenového systému lučního porostu.
- Existuje závislost mezi aplikovaným množstvím živin do půdy a botanickým složením lučního porostu.
- Vyšší množství dusíkatých hnojiv podporuje růst trav
- Vyšší dávka dusíkatých hnojiv redukuje podíl jetelovin v travním porostu
- Dávka N hnojení koreluje s výškou porostu
- Hnojení ovlivňuje množství a distribuci kořenového systému lučního porostu.
- Při nedostatku dostupných živin v půdě má luční porost tendenci rozvíjet kořenový systém hlouběji.

3 Literární rešerše

3.1 Význam trvalých lučních porostů

Trvalé travní porosty (louky i pastviny) jsou nedílnou součástí krajiny, na našem území zaujímají přes milion hektarů (MZe 2021). Travní porosty (TP) jsou ceněny díky řadě svých ekosystémových funkcí, které jsou schopny vykonávat, především pokud jsou správně obhospodařované (Petermann & Buzhdygan 2021).

Travní porosty jsou zdrojem potravy pro dobytek, také jsou spojovány s tradičním hospodařením a zachováním rázu kulturní krajiny, díky této estetické funkci jsou oblíbeným cílem pro rekreaci. Dále mají významný vliv na životní prostředí. Luční porosty jsou ekosystémem s velkou rostlinnou i živočišnou rozmanitostí. Pozitivně ovlivňují klima prostřednictvím sekvestrace uhlíku (Sala et al. 2017). Tím, že se zvýší množství uhlíku sekvestrovaného v půdě, je z atmosféry odebráno mnoho uhlíku, který by jinak působil jako skleníkový plyn a přispíval ke globálnímu oteplování (Bai & Cotrufo 2022). Navíc, pokud se zlepšuje kvalita půdy prostřednictvím ukládání uhlíku, půda se stává schopnější zadržovat vodu a zlepšuje se její schopnost zachycovat živiny. Kořenové systémy lučních porostů mohou zadržovat a odstraňovat z vody škodlivé látky, především živiny, které mohou jinak způsobovat eutrofizaci vodních ekosystémů. To přispívá k vytvoření vhodnějšího prostředí pro růst rostlin a zvyšuje odolnost ekosystémů vůči suchu a erozi. Travní porosty mohou mít rovněž vliv na utváření místního klimatu a snižování rizika degradace půdy (Bengtsson et al. 2019). Mimo jiné produkují kyslík, poutají plynné exhaláty, omezují prašnost a tlumí hluk. Navíc jeteloviny, které jsou součástí řady travních porostů, mají schopnost fixovat vzdušný dusík (Zhao et al. 2020). Obrázek 1 potvrzuje, že luční porosty jsou důležité pro udržování ekosystémové rovnováhy, biodiverzity a lidské prosperity (Petermann & Buzhdygan 2021).



Obrázek 1: Vztahy mezi biodiverzitou travních porostů, fungováním ekosystémů, ekosystémovými službami a lidským blahobytem (Petermann & Buzhdygan 2021).

3.2 Ekologické faktory ve vztahu k botanickému složení lučního porostu

Je známo, že travní porost je funkcí stanoviště $P=f(s)$, to znamená, že výskyt a charakteristika vegetace jsou dány konkrétními podmínkami a vlastnostmi daného stanoviště (Klečka 1938). Luční porosty jsou tedy úzce provázány se svým prostředím a jsou výsledkem interakce mezi jednotlivými ekologickými faktory. Tyto ekologické faktory společně určují, jakým způsobem se luční porosty vyvíjejí a jaká druhová pestrost v nich může být přítomná. Druhové složení a rozmanitost rostlinných druhů v lučním porostu jsou tedy ovlivněny konkrétními podmínkami stanoviště. Tím se vytváří jedinečná a specifická biotopová společenstva, která jsou charakteristická pro luční vegetaci (Argenti et al. 2020).

Mezi ekologické faktory ovlivňující botanickou skladbu lučních porostů patří klimatické podmínky (teplota, srážky, vítr, rosa, vzdušná vlhkost, sluneční svit), orografické podmínky (nadmořská výška, svažitost a expozice ke světovým stranám, reliéf), edafické podmínky, výživný a vodní režim půdy (Michaud et al. 2011). Velkou roli hraje i konkurence mezi druhy, a to jak o živiny, tak i světlo a prostor (Grime 2006). Významný vliv na botanické složení lučních porostů má i disturbance, což je z biologického hlediska narušení obvyklých podmínek, což způsobuje významné ekosystémové změny a často vede k odstranění velkého množství biomasy i živočichů. Disturbance, jako např. pastva, kosení nebo přírodní katastrofy aj., může vést ke změně dominantních druhů nebo dokonce k úplnému vymizení některých druhů rostlin (Hobbs & Hueneke 1992).

Z ekologických faktorů má na TP z hlediska produkčních i mimoprodukčních funkcí největší vliv vodní a výživný režim a využívání porostů. V této práci se dále zaměříme právě na vliv výživného režimu půdy.

3.3 Botanická skladba lučního porostu a druhová diverzita

Agrobotanické složení lučního porostu je tedy výsledkem komplexní interakce mezi přírodními faktory a rostlinnými druhy, které jsou schopny přežít a růst v daném prostředí. Agrobotanické skupiny rostlinných druhů v lučních porostech se obecně dělí na trávy, jeteloviny a ostatní dvouděložné druhy (Carlier et al. 2009).

Podíl jednotlivých agrobotanických skupin v porostu se posuzuje především prostřednictvím kvantitativního vyhodnocení vegetačního pokryvu jednotlivých skupin rostlinných druhů. Z hlediska botanického složení lze travní porosty na pokusných plochách popsat pomocí různých parametrů (hustota rostlin, pokryvnost, četnost nebo výnosový podíl). Každý parametr popisuje různé rysy, které spolu mohou za určitých okolností do určité míry korelovat, ale nejsou plně ekvivalentní. Volba posuzovaného parametru proto v první řadě závisí na konkrétním cíli šetření. Pro posouzení zvoleného parametru je k dispozici mnoho metod, které se od sebe liší subjektivitou, přesností, náročností a požadavkem na technické vybavení. Volba metody závisí především na požadované přesnosti, finanční náročnosti a dostupných zdrojích. Mezi metody kvantitativního vyhodnocení vegetačního pokryvu patří například fytocenologické snímkování, fenologické měření, lineární a kvadrátová metoda (Peratoner & Pötsch 2019).

Rovnováha mezi vegetací a stanovištěm nám umožňuje určit ekologickou kvalitu prostředí na základě charakteristických vlastností vegetace pomocí metody zvané bioindikace (Chytrý 2007). Vybrané druhy rostlin jsou nazývány bioindikátory. Tyto druhy mají schopnost reagovat na změny v prostředí. Právě jejich přítomnost, či absence v porostu může indikovat například změny v půdních podmínkách, vlhkosti, přítomnosti určitých živin apod. Informace získané pomocí bioindikace jsou vyhodnoceny a interpretovány s ohledem na známe vzory a charakteristiky druhů. A mohou sloužit jako nástroj pro řízení péče o luční porosty s cílem udržet jejich biodiverzitu a ekologickou stabilitu (Clement & Proctor 2009). Rovnováha mezi vegetací a stanovištěm funguje oboustranně, tím pádem nám i umožňuje odhadnout přítomnost různých druhů vegetace na základě vlastností prostředí a dává nám možnost vytvářet klasifikační systémy, které zohledňují jak vegetaci, tak prostředí (Chytrý 2007).

Druhovú diverzitu lučních porostů se týká počtu a rozmanitosti druhů rostlin a živočichů v těchto ekosystémech. Větší počet druhů v lučních porostech znamená přítomnost různých funkčních skupin rostlin a živočichů. Tato rozmanitost pak nabízí mnoho výhod jak pro produkční, tak i mimoprodukční funkce porostu (Gajour et al. 2012). Luční porosty s vysokou druhovou diverzitou poskytují různorodé habitaty, potravní zdroje a ekologické funkce.

Vysoká druhová diverzita zabezpečuje stabilitu a odolnost ekosystému vůči změnám prostředí, například výkyvům počasí, či šíření invazivních druhů rostlin. Různé druhy rostlin mají odolnost vůči různým druhům škodlivých organismů, nemocí a nepříznivých podmínek, proto porosty s vyšší rozmanitostí mohou být jako celek odolnější. Dále větší druhová rozmanitost může být cenná z hlediska ochrany ohrožených a endemických druhů rostlin a živočichů (Petermann & Buzhdygan 2021).

Ačkoli se na první pohled zdá, že vyšší biodiverzita je vždy pozitivní, může přinášet i několik negativních aspektů. Například konkurence mezi různými druhy rostlin může vést k omezené dostupnosti živin, světla a prostoru, což může ovlivnit růst a produkci jednotlivých rostlin. Také vyšší diverzita rostlin může ztížit kontrolu nežádoucích plevelů a škůdců, a tím zvýšit náklady na jejich hubení. Rovněž je možné, že různé druhy živočichů mohou soupeřit o potravu a útočiště, což může mít negativní dopad na jejich populaci (Hobbs & Huenneke 1992; Weisser et al. 2017).

Je tedy důležité najít vyváženou a udržitelnou rovnováhu mezi rostlinnou druhovou diverzitou a produkčními i mimoprodukčními funkcemi lučního porostu, přičemž každý faktor je třeba zohlednit a přizpůsobit místním podmínkám a potřebám.

3.4 Výživný režim půdy

Výživný režim se týká rozložení a dostupnosti živin v půdě, které jsou zásadní pro růst a vývoj rostlin v daném ekosystému. Výživný režim ovlivňuje celkovou produktivitu, biodiverzitu a stabilitu lučního porostu. Je významný pro ekosystémové procesy a interakce mezi jednotlivými druhy (Whitehead 2000).

Potřeba živin a schopnost jejich příjmů se u trav a ostatních druhů velmi liší, významnou roli hraje i fyziologická plasticita kořenů (Fransen et al. 2001). Vyrůstnější druhy mají vyšší nároky na půdu s dostatkem živin. Větší rostliny se mohou dostat na místa bohatá na živiny a vyčerpat z nich živiny dříve, než se k nim dostanou menší rostliny (Šantrůček et al. 2008). Na

chudých půdách obvykle převládají nízké nehodnotné druhy, které mohou přijímat živiny z hůře dostupných vazeb (Casper & Jackson 1997).

Nemusí to být však pravda v případě zásahu jiných faktorů, například při symbiotických vztazích s mykorhizou (Corcoz et al. 2022). Optimální výživný režim kvalitních porostů, kde převládá například *Alopecurus pratensis* a *Arrhenatherum elatius*, je na mezoeutrofním stupni (Ellenberg 1988).

Dusík, fosfor a draslík jsou často označovány jako limitující živiny travních porostů, a tudíž tvoří nejčastěji dodávané živiny prostřednictvím hnojení – NPK. Limitující živiny v lučním porostu jsou ty živiny, které jsou v daném prostředí nedostatečně dostupné a omezují růst a vývoj rostlin. Různé živiny mohou být limitující v různých stanovištích. Tyto živiny mohou ovlivňovat botanické složení lučního porostu tím, že některé druhy rostlin budou efektivněji využívat dostupné živiny a budou lépe konkurovat ostatním (Borer et al. 2017). V důsledku toho může dojít ke změně dominance druhů a celkové struktury porostu (Harpole et al. 2016). Fujita et al. (2010) potvrzují, že zvýšená depozice N může změnit druhové složení travinných společenstev jejich posunutím k omezení P. Zvýšený přísun N stimuluje aktivitu fosfatázy prostřednictvím stechiometrických účinků N:P, což potenciálně zvyšuje příjem rostlinného P druhově specifickým způsobem. Depozice N proto může změnit strukturu rostlinného společenstva nejen zvýšením produktivity, ale také upřednostněním druhů s vlastnostmi, které jim umožňují lépe přetrvávat v podmínkách, kde je limitující P.

Dusík je součástí aminokyselin, bílkovin a chlorofylu, což jsou klíčové molekuly pro růst a fotosyntézu rostlin. Fosfor je důležitý pro energetické procesy, fotosyntézu a tvorbu nukleových kyselin (DeMalach 2018). Draslík je významný pro regulaci vodního transportu v rostlinách a pro různé enzymatické procesy (Marschner 2012).

3.4.1 Příjem živin

Rostliny přijímají živiny hlavně z půdy prostřednictvím kořenového systému. Kořenové vlášení jsou specializované struktury na kořenech, které zvětšují povrch kontaktu s půdou a umožňují rostlinám absorbovat vodu a živiny. Rostliny mají schopnost reagovat na podmínky v půdě změnou morfologie kořenů (Rengel & Marschner 2005), například v případě nerovnoměrné distribuce živin v půdě mohou změnit růstový vzor svých kořenů a mohou růst směrem k živinám a tím maximalizovat jejich příjem (Jackson et al. 1990). Rovněž mohou zvyšovat afinitu přenašečů živin v plazmatické membráně kořenových buněk. Aktivita v okolí kořenového systému (rhizosféra) také hraje důležitou roli v dostupnosti živin. Rostliny mohou vylučovat organické sloučeniny do půdy, které interagují s mikroorganismy a ovlivňují dostupnost živin (Rengel & Marschner 2005). Rostliny samozřejmě mohou přijímat živiny i z povrchu listů (Mejias et al. 2021), to je důležité, například pro mikroprvky jako je železo (Radujkovic et al. 2021).

Některé rostliny vytvářejí symbiotické vztahy s mykorhizními houbami (Smith & Read 2008). Výhodou této symbiomy pro rostliny je zlepšení přístupu k živinám, mimo jiné zvyšování tolerance vůči stresovým podmínkám a zlepšení růstu a zdraví rostlin (Jacott et al. 2017). Mezi hlavní formy mykorhizní symbiomy patří endomykorhiza a ektomykorhiza. Liší se tím, že endomykorhiza probíhá uvnitř kořenů a ektomykorhiza probíhá okolo kořenového systému rostliny (Brundrett & Tedersoo 2018). Princip je však stejný, rostlina poskytuje houbě

organické sloučeniny (cukry) výměnou za minerální živiny, zejména dusík a fosfor, které houba efektivně získává z půdy (Konvalinková et al. 2017).

Koloběh živin zahrnuje vztahy mezi půdou, rostlinami i živočichy a jejich okolím. Interakce mezi těmito složkami v ekosystému jsou důležité pro pochopení koloběhu živin. Půdní mikroorganismy rozkládají rostlinné a živočišné zbytky, včetně moči a výkalů a přetvářejí je na živiny přístupné pro rostliny. Živiny jsou dále z kořenů transportovány do nadzemních částí rostliny a dále využívány (Whitehead 2000). Živiny do travních porostů vstupují rovněž skrze atmosférickou depozici a prostřednictvím hnojení. Naopak ke ztrátám živin dochází volatilizací a vyplavováním. Cyklus dusíku je spíše otevřený, jelikož snadno dochází k vyluhování. Naopak cyklus fosforu je spíše uzavřený, díky jeho špatné rozpustnosti půdě (Gibson 2009).

Resorpce živin je jedním z mechanismů, který umožňuje rostlinám optimalizovat využití dostupných zdrojů a přežít v různých ekologických podmínkách (Brant & Chen 2015). Tento proces je důležitým aspektem životní strategie rostlin a ekosystémového koloběhu živin (Aerts & Chapin 2000). Tento proces funguje na principu přesunu živin ze senescentních tkání zpět do kořenů. Živiny ve stárnoucích listech víceletých druhů mohou být transportovány do jiných tkání pro uskladnění během zimy (Heckathorn & Delucia 1996). Aerts a de Caluwe (1989) zjistili, že N a P v *Molinia caerulea* byly resorbovány ze senescentních listů a stébel do bazálních internodií pro skladování přes zimu. Zvýšená dostupnost N v půdě snižuje závislost druhů na dusíku resorbovaném ze senescentních listů. Ve studii Huang et al. (2012) zjistili, že koncentrace dusíku v senescentních tkáních vykazovaly obecný rostoucí trend v reakci na gradienty dusíku v půdě, což naznačuje, že resorpce dusíku byla méně účinná při vysoké dostupnosti dusíku. Dlouhodobé hnojení dusíkem, vedoucí k posunu od omezení dusíku k omezení fosforu, mělo za následek zvýšení resorpce P a tím i poptávku po P u některých druhů. Atmosférická depozice N proto podporuje návrat většího množství N do systému rostlina-půda a má velký vliv na strategii rostlin v přijímání P a konečně na cyklování P v travních porostech.

3.4.2 Dusík

Dusík je hlavní živinou omezující produktivitu a druhové složení travních porostů. Na travnatých plochách se 95 % dusíku vyskytuje v půdní organické hmotě. Dostupnost dusíku pro rostliny závisí na mineralizaci jinak imobilizovaného organického dusíku v půdní organické hmotě půdními mikroorganismy na anorganické formy (Gibson 2009). Dusík je tedy rostlinám dostupný prostřednictvím absorpce ze zásoby anorganického dusíku v půdním roztoku jako NH_4^+ nebo NO_3^- . Dále mohou využívat organický dusík, který se nachází ve formě biologicky dostupných monomerů, jako jsou aminokyseliny a aminocukry aj. Tyto látky jsou rozpuštěny v půdním roztoku a jsou tak k dispozici pro rostlinnou výživu (White et al. 2015). Kromě toho některé druhy disponují schopností přijímat dusík prostřednictvím biologické fixace pomocí rhizobakterií, které dokáží přeměnit atmosférický dusík (N_2) na amoniak přístupný pro rostliny.

Symbiotický vztah hlízkových bakterií a rostlin, především z čeledi *Fabaceae*, je v lučních porostech zásadní, protože zabezpečuje dodávku dusíku pro trávy a další rostliny, což zajišťuje vyvážený a zdravý růst vegetace (Gibson 2009). Omezení růstu trav způsobené

nedostatečnými dodávkami NPK je rozšířené a překonávané právě rutinní aplikací hnojiv. Obecně platí, že potřeba hnojiva je větší při sklizni pomocí sečení, protože živiny jsou odstraněny z pozemku a nevrací se do půdy zpět jako je tomu v případě pastvin. Vysoké dávky dusíkatých hnojiv jsou účinné pouze tehdy, když růst není omezen jinými faktory, zejména vodou (Whitehead 2000). V lučních porostech, kde probíhá efektivní biologická fixace dusíku, může být hnojení dusíkem neúčinné nebo dokonce kontraproduktivní. Je důležité udržovat optimální hnojení, aby se zabránilo zbytečnému negativnímu dopadu na životní prostředí, čímž se dostáváme právě ke ztrátám dusíku z lučního porostu. Ke ztrátám dusíku z travních porostů dochází povrchovým odtokem či vyplavováním, emisemi oxidů (N_2O , NO , NO_x) a těkáním amoniaku (Mejias et al. 2021), což způsobuje eutrofizaci vod, okyselení půdy a ztrátu biologické rozmanitosti (Banger et al. 2017).

3.4.3 Fosfor

Podíl anorganických a organických forem P v půdách se velmi liší. Rostliny mohou přijímat fosfor buď jako $H_2PO_4^-$ nebo HPO_4^{2-} . Relativní množství iontů závisí na půdním pH, podíl HPO_4^{2-} roste se zvyšujícím se pH. Rychlost absorpce je částečně určena koncentrací v půdním roztoku blízko povrchu kořene a částečně rychlostí pohybu iontů směrem k povrchu kořene. V lučních porostech mají trávy s hustším kořenovým systémem výhodu v příjmu fosforu nad jetelovinami. Některé rostliny vylučují organické kyseliny svými kořeny, což může zvýšit rozpustnost půdních fosfátů (Whitehead 2000).

Na dostupnost fosforu v půdě má vliv řada faktorů (Garcia-Velazquez et al. 2020). V půdě P interaguje s minerály, mrtvou hmotou, mikroorganismy a rostlinami (Ruttenberg 2003). Dynamika a biologická dostupnost půdních anorganických a organických forem P je převážně řízena geochemickými, ale i biologickými procesy. P je vázán na rostlinnou produkci a na mikrobiální imobilizaci a mineralizaci. Půdní P je spojený s minerálními frakcemi, které jsou pro organismy většinou krátkodobě nedostupné (Shafiqat et al. 2016). Tedy v závislosti na půdních podmínkách, např. pH, se může vysrážet rozpustný fosforečnan a vytvořit nerozpustné minerály například s Ca, Fe (Weng et al. 2012), nebo být začleněn do půdní organické hmoty a dalších půdních koloidů (Lambers et al. 2008). Dle Hou et al. (2018) jsou v konečném důsledku geochemické i biologické procesy cyklu P závislé na klimatu, které určuje jak geochemické zvětrávání, tak biologickou aktivitu (Chadwick et al. 2007).

Ztráty fosforu z lučních porostů mohou vzniknout například prostřednictvím eroze, kdy půda, která obsahuje vázaný fosfor je odplavena z povrchu či unesena do vodních toků, kde přispívá k eutrofizaci. Kromě toho ztráty fosforu z půdy mohou nastat při vysokých srážkách, kdy dochází ke splachování a odtoku, totéž platí při vysokých dávkách hnojiva (Sims et al. 1998).

3.4.4 Draslík

V půdě se obvykle vyskytují čtyři frakce draslíku, 90-98 % tvoří minerální K (většinou nedostupný), 1-10 % fixní K (pomalu dostupný), 1-2 % vyměnitelný K (snadně dostupný) a 0,1-0,2 % K v půdním roztoku (snadno dostupný) (Sumner 2000; Carey et al. 2011). Zejména systémy založené na jetelovinách a ekologickém zemědělství těží z dostatečného přísunu K díky vysoce prospěšným účinkům draslíku na N_2 fixující bakterie

rostlin z čeledi *Fabaceae* (Johnston 2003). Dostupná forma draslíku pro rostliny v lučném porostu je draselný iont (K^+), který je rozpuštěn v půdním roztoku. Vyluhování K z travních porostů je obvykle nízké, ke zvýšeným ztrátám dochází při vysoké úrovni dostupného K v půdě, vysokými přírůsty K z hnojiva apod. Vysoké vstupy K mají negativní vliv na příjem Mg a Ca rostlinami a mohou způsobit urychlené vyplavování těchto kationtů (Kayser & Isselstein 2005). Moir et al. (2013) potvrdili, že dlouhodobá historie používání draselných hnojiv a současná praxe jejich používání mají významný vliv na to, jak se draslík a hořčík pohybují v půdním a rostlinném systému.

Koloběh živin a dostupnost K se mezi půdami podstatně liší. Zejména na písčitéch půdách s malým obsahem jílu se K může stát na jedné straně limitujícím faktorem a na druhé straně vykazovat vyšší vyplavování (Kayser & Isselstein 2005). Korge et al. (2015) ve svém pokusu došli k závěru, že vyluhování draslíku obvykle záviselo pouze na poměru N:K aplikovaných hnojiv a zvýšilo se s užším poměrem. Pravidelným sečením a odvozem živin, zejména draslíku, z půdy dochází k postupnému vyčerpání půdních zásob této živiny. Doba, po kterou půda udrží dostatečné zásoby draslíku, závisí na jeho původním obsahu a rychlosti, kterou je odebírán, u draslíku to může trvat přibližně 3 až 10 let (Kayser & Isselstein 2005).

3.4.5 Rostlinné strategie pro příjem živin

Na změnu okolních podmínek rostliny reagují vyvinutím různých adaptačních strategií na podporu jejich růstu a rozvoje (Shukla et al. 2017). Rostlinné strategie, jinak popisované jako funkční typy rostlin mohou být definovány jako seskupení podobných genetických charakteristik, které se široce opakují mezi druhy nebo populacemi a vykazují podobnosti v ekologii (Grime 1979). Dle Loidi (2017) rostlinnou strategií rozumíme soubor morfologických a funkčních adaptací rostlin, které zajišťují úspěšnost založení a obsazení určité lokality, včetně schopnosti konkurovat jiným rostlinám, a optimální využití jejich zdrojů.

Rostliny mají různé strategie pro příjem živin a tyto strategie se mohou lišit v závislosti na druhu rostliny, typu půdy a klimatických podmínkách. Také může docházet k různým kombinacím strategií, rovněž záleží na preferenci konkrétní živiny a využívání symbiotických vztahů s bakteriemi nebo houbami. Při omezených půdních zdrojích se uplatňuje přednost podzemní strategie před nadzemní (Fort et al. 2012). Venterink a Güsewell (2010) naznačují, že na travních porostech hnojených dusíkem (N) nebo fosforem (P) dominují různé druhy trav možná kvůli vlivu poměru N:P na konkurenční strategie. Například bylo zjištěno, že *Alopecurus pratensis* byl silnějším konkurentem pod omezením N, zatímco *Agrostis capillaris* byl rovnocenným nebo silnějším konkurentem s omezením P.

MacArthur a Wilson (1967) navrhli model dvou extrémních základních strategií r-K. Rostliny označované jako r – selektované (r-selected plants) jsou krátkověké, mají rychlý růst, nízký vzrůst, nízký podíl kořenů na celkové hmotnosti rostliny a vysokou produkci malých semen, která se snadno rozptýlí na velké vzdálenosti a jsou schopny si dlouho udržet klíčivost. Mají sice nízkou konkurenční schopnost, ale výrazně přispívají k zásobě půdních semen. K-selektované rostliny (K-selected plants) jsou naopak dlouhověké, vyššího vzrůstu, pomalu rostoucí s nízkou produkcí semen, která si neudrží klíčivost moc dlouho. Jsou vysoce konkurenceschopné, pokud jde o využívání místních zdrojů (voda, živiny, světlo) a po určitém čase se stávají na lokalitě dominantními.

Grime (1979) rozšířil strategie o trojúhelníkový model třech extrémních strategií C (konkurenti)-S (tolerantní vůči stresu) -R (ruderalní). V tomto modelu se předpokládá, že intenzita konkurence o dostupné zdroje roste s tím, jak se snižuje disturbance a stres z prostředí. Všechny rostlinné druhy ve společenstvu budou mít postavení v trojúhelníku v závislosti na jejich odolnosti vůči stresu, toleranci k disturbanci a soutěžní sílu. Struktura a floristické složení komunity tedy bude odrážet rovnováhu mezi těmito třemi jevy na úrovni komunity.

Dle Levang-Brilz & Biondini (2003) konkurence rostlin a druhová diverzita jsou podstatně ovlivněny interakcemi mezi růstem rostlin a rychlostí příjmu živin laterálním šířením kořenů, plasticitou kořenů a v malé míře heterogenitou živin. Hodge (2004) píše, že celková délka kořene, povrch kořene a rychlost příjmu kořenů v rámci rostliny může ovlivnit jak úspěšně rostliny soutěží o živiny v heterogenním půdním prostředí. Heterogenita v distribuci zdrojů vzniká v důsledku organických vstupů a jejich následného mikrobiálního rozkladu. Tyto vstupy se značně liší svou chemickou a fyzikální kvalitou, stejně jako materiál, ze kterého jsou odvozeny. Celková kořenová hmota poskytuje informace o skladovacích kapacitách rostlin, zatímco značná hloubka kořenů může druhu pomoci růst v suchých podmínkách tím, že mu umožní využívat vodu z větší hloubky (Fort et al. 2012).

Campbell et al. (1991) se zabývali kořenovou odpovědí kompetitivně dominantních a subdominantních druhů. Dominantní rostliny měly největší absolutní množství kořenů v zóně bohaté na živiny, díky tvorbě rozsáhlých kořenových systému a tzv. hrubé strategii (coarse strategy). Nicméně subdominantní rostliny lokalizovaly větší část svého nového kořenového růstu do zóny bohaté na živiny, tj. lokalizovaly své kořeny s větší přesností. Použili tzv. jemnou strategii (fine strategy) shánění zdrojů, která spočívá ve zvýšení délky kořene a povrchové plochy kořene. Tato tvrzení však nepotvrdili Einsmann et al. (1999), Bliss et al. (2002). Wijesinghe et al. (2001) dodávají, že přesnost shánění zdrojů není pevnou vlastností, ale liší se v rámci druhů mezi různými způsoby obhospodařování. Enviromentální kontext, ve kterém je reakce kořenového systému vyjádřena je tedy stejně důležitý jako reakce samotná.

Levang-Brilz & Biondini (2003) zjistili, že snížení dodávky N zvýšilo poměr kořenů: výhonků u 62 % druhů. Fort et al. (2012) uvádějí, že syndromy kořenových vlastností umožňují klasifikaci druhů podél gradientu od druhů s konzervativní strategií (ze stresových stanovišť), které vykazují hluboký a hrubý kořenový systém, k druhům s akviziční strategií (z bohatých a vlhkých stanovišť). Korelace mezi znaky listů a kořenů odhalují podobné strategie rostlin jak nad zemí, tak pod zemí, navzdory existenci různých vztahů podle schopnosti druhů snášet sucho.

3.4.6 Vliv hnojení na botanické složení lučního porostu

Jak již bylo zmíněno výše, výživný režim půdy má zásadní vliv na rozmanitost a složení lučních porostů, protože může vytvářet selekční tlak na rostliny, které jsou schopny využívat konkrétní živiny a prosperovat na konkrétním stanovišti. Dále se již zaměříme spíše na živiny dodávané skrze hnojiva. Příkladky hnojiv často vedou k poklesu rostlinné diverzity a změnám ve struktuře společenstva a funkčních skupinách (Suding et al. 2005). Tyto nadzemní změny jsou doprovázeny změnami mikrobiálního společenství s účinky na aktivitu půdních enzymů (Ramirez et al. 2012) a mikrobiální složení (Leff et al. 2015).

Dvěma významnými hrozbami pro udržitelné fungování polopřirozených travních porostů v nížinných pásmech jsou, zaprvé zatížení živinami v důsledku zemědělského hnojení a znečištění, a zadruhé nárůst extrémních období sucha v důsledku změny klimatu. Tyto hrozby mohou způsobit podstatné posuny v druhové diverzitě a složení porostu a značně ovlivnit uhlíkovou a vodní bilanci ekosystémů. Například v provedeném experimentu s polopřirozeným travním porostem mírného pásma s převahou druhů s mělkým kořenovým systémem (95 % kořenové biomasy v 0-20 cm) a dominancí trav jako jsou *Agrostis capillaris*, *Dactylis glomerata*, *Festuca pratensis* aj., přidavek dusíku způsobil významnou ztrátu ostatních dvouděložných rostlin (-25 %) a snížení srážek podpořilo silnou dominanci travních druhů na začátku sezóny, později v suchých letních měsících však společenstvo s převahou travních druhů trpělo silným odumíráním nadzemní hmoty v důsledku nižší efektivity využívání vody a slabšími adaptacemi druhů na sucho. Jejich zjištění tedy naznačují důležitost zachování vysoké diverzity travních porostů pro posílení jejich odolnosti vůči extrémním jevům, jako jsou sucha (Kübert et al. 2019).

Hnojení je nedílnou součástí intenzifikace využití půdy, která je hlavní hrozbou pro biologickou rozmanitost travních porostů. Boch et al. (2021) testovali účinky hnojení a zavlažování na druhové bohatství cévnatých rostlin a funkční složení horských travních porostů. V jejich pokusu maximálního výnosu bylo dosaženo při středních úrovních hnojení (58 kg N/ha za rok). Druhové bohatství všech cévnatých rostlin se snížilo o 5 až 6 druhů na 50 kg navíc použitého N hnojiva na hektar za rok. To naznačuje, že by zemědělci mohli snížit své náklady použitím menšího množství hnojiva, aniž by museli dělat kompromisy ve výnosu. Zároveň by tím snížili znečištění životního prostředí a snížením hnojení z 80 kg na 50 kg N/ha za rok by mohli zvýšit druhové bohatství rostlin o asi 3,5 druhu. Nižší úroveň minerálního hnojení NPK vede k dobrému výnosu při zachování průměrné úrovně druhové diverzity (Zarzycki & Kopeček 2020). Francksen et al. (2022) zase ve své studii odhalili negativní lineární vztah mezi mírou hnojení dusíkem a změnou ve druhovém bohatství rostlin, což odpovídalo ztrátě přibližně 1,5 druhu na metr čtvereční na každých 100 kg přidaného dusíku na hektar za rok. Dále zjistili, že hnojení vyvolalo větší snížení rozmanitosti rostlinných druhů, když byla míra defoliace nižší. To může naznačovat, že častější defoliace snižuje konkurenční výhodu, kterou poskytuje zvýšená hladina dusíku u relativně malého počtu druhů a tím zmírňuje jejich dominanci (Busch et al. 2019). Pavlů et al. (2021) dodali, že v jejich experimentu nízké druhy (výška <0,5 m) převládaly ve všech ošetřeních bez ohledu na aplikaci živin a tento výsledek pravděpodobně souvisel s trojsečným režimem.

Hnojení pravděpodobně snižuje diverzitu porostů, protože vede ke zvýšené konkurenci o světlo a tím dochází k zastínění menších druhů vyššími rostlinami (Hautier et al. 2009). To potvrzují Głęb & Kacorzyk (2011), kteří pozorovali, že hnojení minerálním dusíkem snížilo procento jetelovin a nízkých trav, které byly nahrazeny vysokými travami jako *Festuca pratensis*, *Poa pratensis* a *Agropyron repens*. Hnojení upřednostňovalo rychle rostoucí rostliny a rostliny, které se obvykle vyskytují v produkčních porostech. Boch et al. (2021) ve své studii potvrzují, že intenzivní hnojení zvýšilo zastoupení nitrofilních trav, jako je například *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata*, *Trisetum flavescens*. Naopak s rostoucím hnojením byl pozorován úbytek druhů, které preferují na živiny chudší půdy, jako *Bromus erectus*.

Dle Cornwella et al. (2003) je důležitá pro travní porosty i dostupnost vody. Zjistili, že vysoká dostupnost vody obvykle vede k vyšší druhové bohatosti, zatímco vysoká dostupnost

živin obvykle vede k nižší druhové bohatosti. Carlsson et al. (2017) dodává, že hnojení zvýšilo odolnost porostů vůči stresu suchem buď přímým pozitivním vlivem na produktivitu, nebo nepřímým vlivem změnou funkčního složení porostu.

Vysoké dávky hnojiv vedou k homogenizaci travních společenstev (Hautier et al. 2018). Dlouhodobý přísávek dusíku nebo fosforu může vést k rozvoji podobných oligotrofních společenstev srovnatelných s těmi, která rostou na nehnojených pozemcích, to je pravděpodobně způsobeno společnou limitací jinými živinami, které jsou odstraněny při sklizni. Po přidání živin se produktivita zvyšuje a poté dlouhodobě snižuje. Diverzita travních porostů je omezena více živinami (Zarzycki et al.2020).

Nedostatek dusíku obvykle limituje růst trav a nedostatek fosforu růst jetelovin a ostatních dvouděložných rostlin (Kidd et al. 2017). To potvrzují Pavlů et al. (2021) tvrzením, že nejvyšší pokryvnost jetelovin je při hnojení pouze PK. Dle Janssens et al. (1997) se nejvyšší počet druhů nachází při optimálním množství živin v půdě, což odpovídá cca 5-8 mg P/100 g půdy a 20 mg K/100 g půdy. V travních porostech pouze s omezením dusíku mohou jeteloviny hojně růst a korigovat nedostatek tohoto prvku a tím zpomalovat změny ve druhovém složení.

Dle Zarzycki & Kopeć (2020) je důležité sledovat účinky hnojení na TP v dlouhodobém horizontu. V jejich dlouhodobém experimentu (1968-2007) se při přísávkou hnojení NPK nejprve zvýšila produktivita TP a dominovaly výnosné druhy trav, například *Dactylis glomerata*, *Festuca pratensis*, *Poa pratensis*, v průběhu času však produktivita klesla. Počáteční vysoký výnos v důsledku hnojení při těchto ošetřeních zvýšil odběr živin, které nebyly obsaženy v hnojivech (Kopeć & Gondek 2013), což mělo za následek vysoký limitující vliv na produktivitu. To bylo nejvíce patrné při ošetření dávkou 180 NPK, v tomto případě se bilance dusíku stala kladnou, tj. dusík přestal být limitující živinou. Následná suplementace mikroživinami pravděpodobně rozšířila ekologickou niku (Harpole & Tilman 2007) a usnadnila uchycení nových druhů, to pravděpodobně vedlo ke snížení podílu trav ve prospěch ostatních dvouděložných druhů (Zarzycki & Kopeć 2020).

Kidd et al. (2017) v dlouhodobém experimentu zjistili, že aplikace chlěvského hnoje zvyšuje zásoby organického uhlíku v půdě, výnos sena, dostupnost živin a brání okyselení půdy. Naproti tomu anorganická hnojiva obsahující N, půdu silně okyselila, ale rovněž zvýšila zásoby organického uhlíku v půdě zvýšením uložení uhlíku v hrubé a jemné frakci. Aplikace N hnojiv také snížila druhovou bohatost rostlin a hojnost jetelovin a ostatních dvouděložných rostlin. Kirkham et al. (2008) uvádí, že anorganická hnojiva v jejich pokusu neškodila kvalitě vegetace více než ekvivalentní dávka hnoje, kdy 24 t hnoje/rok snížilo druhovou rozmanitost a bohatost indikačních druhů na všech lokalitách a zvýšilo proporcionální pokryvnost druhů náročných na živiny.

3.5 Kořenový systém (morfologie a distribuce)

Pod pojmem rostlinná morfologie se tedy rozumí popis rostlinného těla, z jakých rostlinných orgánů je složeno a kolik rostlinné biomasy je rozděleno mezi orgány (Klimešová 2018). Morfologické vlastnosti vyplývají ze způsobu, jakým jsou nadzemní struktury květů, listů, stonků a semen iniciovány, zvětšovány, a jak kořeny, hlízy a oddenky rostou pod zemí (Moore et al. 2020). Pochopení kombinace morfologie (růstového habitatu a struktury) a fyziologie (rychlosti růstu a metabolické procesy) je rozhodující pro správný management

travních porostů. K očekávaným ekonomickým a environmentálním výsledkům je třeba kompromisů. Porozumění variací v morfologii nabízí možnosti, které mohou být prospěšné pro celý systém (Matthew 2017).

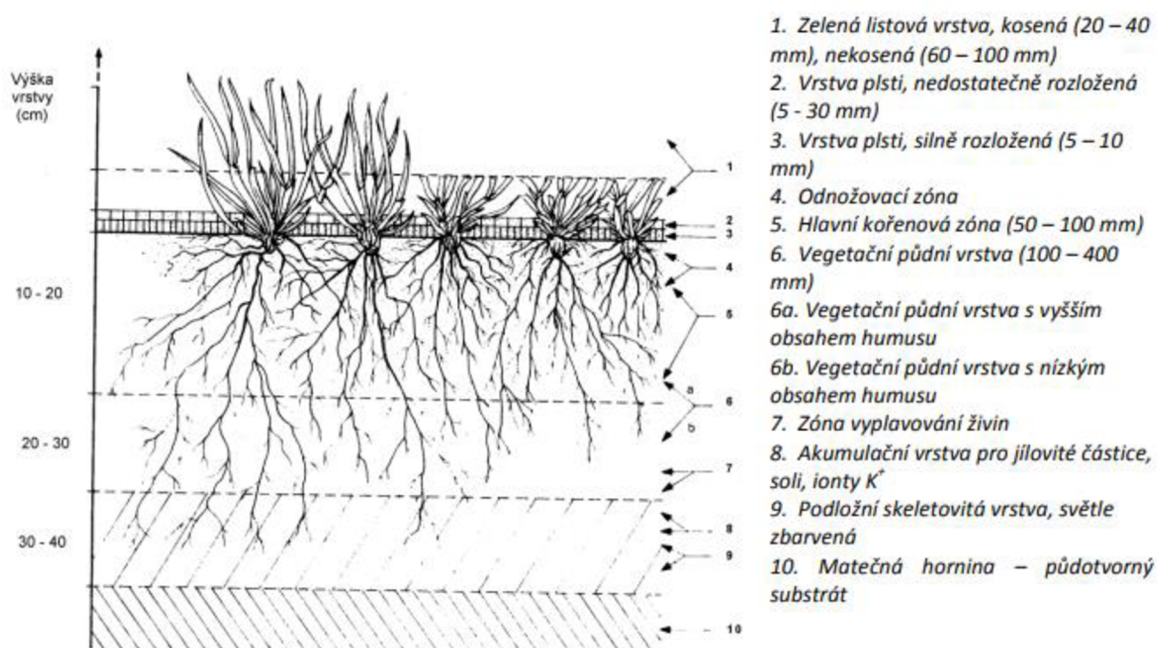
Morfologie kořenového systému na lučních porostech je zásadním aspektem, který ovlivňuje příjem živin, strukturu půdy a dynamiku ekosystému. Různé funkční skupiny, včetně trav, jetelovin a ostatních dvouděložných rostlin, vykazují odlišné morfologie kořenů přizpůsobené jejich ekologickým rolím (Weisser et al. 2017).

Celková produktivita kořenů a jejich distribuce v půdě je výsledkem dvou hlavních faktorů. Zaprvé anatomické, morfologické a architektonické charakteristiky druhu, například velikost rostlin, růstová forma kořene, kořenové znaky atd. Zadruhé fenotypová plasticita kořenů jednotlivých druhů v reakci na faktory prostředí, například identita a hustota sousedních rostlin, druhová bohatost, dostupnost zdrojů, struktura půdy aj. (Poorter et al. 2015; Herben et al. 2018; Bakker et al. 2018; Lepik et al. 2020).

Kořenové systémy slouží hlavně k příjmu živin, vody a ukládání zásobních látek. Rostlina vyrovnává růst odnoží a kořenů s fotosyntézou a dýcháním, aby se optimalizovalo využití sacharidů. Pokud je bilance velmi kladná, nadzemní i podzemní růst bude optimální pro dané podmínky. Téměř vždy má produkce semen nejvyšší prioritu. Při vegetativních fázích rostlin v dobrém prostředí má vyšší prioritu růst listů následovaný růstem vegetativních odnoží s nejnižším růstem kořenů. Pokud je intenzita světla nízká z důvodu zataženého počasí nebo jsou rostliny zastíněné, fotosyntéza se snižuje, zatímco listy pokračují v růstu, možná ještě rychleji na úkor kořenů a ukládání sacharidů. Pokud dojde ke stresu ze sucha, listy zpomalí růst a zároveň udrží nebo dokonce zvýší transport cukrů pro skladování nebo růst kořenů (Moore et al. 2020).

Odstranění listové plochy sklizní nebo pastvou snižuje ukládání sacharidů a růst kořenů, zatímco se obnovuje vrcholový růst (Ferro et al. 2015). Protože výnos je vysokou prioritou, pastviny a louky jsou často obhospodařovány způsoby, které jsou škodlivé pro skladování zásobních látek a zejména pro růst kořenů. Častá defoliace snižuje vývoj odnoží i kořenů, protože je zde menší plocha listů pro produkci sacharidů nezbytných pro růst, příjem minerálů a dýchání kořenů. Mělké kořeny zaujmají menší objem půdy, takže mají horší přístup k živinám a zejména k půdní vodě. To má za následek menší produkci odnoží, což snižuje fotosyntézu, dále zvyšuje problém menšího kořenového systému a vede rostlinu k zeslábnutí a možnému odumření (Moore et al. 2020).

Kromě výše uvedeného kořeny slouží k upevnění rostlin v půdě a vytváří tak předpoklad pro značnou mechanickou zátěž travního drnu. Ten je tvořen třemi základními vrstvami: listovou vrstvou, vrstvou plsti (odumřelá, částečně rozložená biomasa) a prokořeněnou vrstvou půdy viz obrázek 2 (Straka & Straková 2011). Hloubka kořenového systému, množství kořenů a odnožování trav má zásadní význam pro založení souvislého kompaktního drnu odolného vůči disturbanci (Kot'an et al. 2013)



Obrázek 2: Struktura travního dmu nízko sečeného travního porostu (Straka & Straková 2011)

Kořenové systémy mají vliv na strukturu půdy. Studium kořenových charakteristik může pomoci v prevenci eroze, zlepšování schopnosti půdy zadržovat vodu a udržování půdního zdraví (Leuschner et al. 2013). Kořenová architektura může ovlivňovat hydraulickou vodivost půdy a kapacitu snižovat odtok a vytvářet hydraulicky účinné cesty pro průtok vody půdou a podporovat stabilitu svahu a kontrolu eroze (Macleod et al. 2013). Gould et al. (2016) svými výsledky ukazují, že vysoká druhová rozmanitost rostlin a konkrétní kořenové vlastnosti jednotlivých druhů a funkčních skupin prospívají výše zmíněným vlastnostem půdy v travních porostech, které jsou klíčové pro její fungování. Bylo zjištěno, že druhová bohatost rostlin má silný pozitivní vliv na stabilitu půdního agregátu, například architektonické kořenové rysy, jako je délka kořene, přímo ovlivňují strukturu půdy prostřednictvím vázání a stlačování půdních částic, což ovlivňuje agregaci půdy a stabilitu agregátu (Six et al. 2004).

3.5.1 Kořenové znaky

Ve výzkumu kořenových znaků v lučních porostech jsou zkoumány různé parametry, které poskytují informace o struktuře, adaptacích a funkcích kořenových systémů rostlin. Mezi tyto kořenové znaky patří například (Głęb & Kacorzyk 2011; Fort et al. 2012; Leuschner et al. 2013; Bakker et al. 2021):

Specifická délka kořene (SRL) - ukazatel, který udává délku kořenového systému vzhledem k jeho hmotnosti. Tato hodnota vyjadřuje, jak efektivně rostlina vytváří délku kořenů vzhledem k množství hmoty kořenů. Vyšší hodnoty SRL naznačují, že rostlina má kořenový systém, který je adaptován na rychlou absorpci živin a vody. Dle Ostonen et al. (2007), je SRL spolu s průměrem kořene (RD) nejvíce zkoumanou vlastností kořene, která typicky vykazuje negativní vztah k délce života kořenů (Ryser a Lambers 1995), zatímco pozitivně koreluje s rychlostí absorpce dusíku (Lu et al. 2022).

Specifický povrch kořene (SRA) - ukazatel, který udává plochu kořenového systému vzhledem k jeho hmotnosti. Tato hodnota vyjadřuje, jak velký povrch kořenů připadá na jednotkovou hmotnost kořenů. Vyšší hodnoty SRA mohou naznačovat, že rostlina investuje do větší plochy kořenů, což může zlepšit její schopnost absorpce živin a vody. SRA byla jen zřídka měřena v polních podmínkách, však představuje přímou podzemní analogii k SLA a měla by dokonce být blíže k výměnným procesům mezi kořeny a půdou (příjem živin a vody, rhizodepozice, dýchání) než SRL (Mokany & Ash 2008).

Průměr kořene (RD) - Při měření průměru kořene je důležité stanovit konkrétní bod, ve kterém se průměr měří. Vzhledem k tomu, že kořen není stejnoměrný, měření v různých bodech může poskytnout různé informace o struktuře kořenového systému. Většinou se průměr měří ve dvou hlavních bodech, a to u kořenového krčku (bazální průměr) a u konkrétní vzdálenosti od kořenového krčku, například ve střední části kořene (aproximační průměr). Výsledky Gill et al. (2002) naznačují, že průměr kořene koreluje s dlouhověkostí trav.

Hustota kořenových pletiv (TMD) - vyjadřuje množství kořenové hmoty nebo hmotnosti kořenových pletiv na jednotkovou plochu půdy v daném prostoru. Hustota kořenových pletiv může odrážet kvalitu kořenů, vyšší hodnoty mohou naznačovat, že kořeny jsou hustší a obsahují více hmoty na jednotkový objem, což může být spojeno s pevnějšími, odolnějšími a hustěji strukturovanými kořeny. Dále tento faktor může odrážet strategie v konkurenci o zdroje aj. Ryser et al. (1996) naznačují, že druhy rostoucí na půdách bohatých na dusík mají obecně nižší hustotu kořenových pletiv.

Koncentrace N v kořenech (RNC) a koncentrace C v kořenech (RCC) - udávají množství dusíku či uhlíku obsaženého v kořenových pletivech rostliny. Celkově lze RNC či RCC využít jako diagnostický nástroj pro hodnocení výživového stavu rostlin, sledování půdních podmínek a posuzování případné potřeby hnojení dusíkem. Ve studii de Vries et al. (2016) došli k závěru, že prostřednictvím různých mechanismů mohou změny v kořenových systémech a mikrobiálních společenstvech vyvolané suchem ovlivnit dostupnost půdního C a N.

Kořenová biomasa (root mass) - Celková kořenová biomasa zahrnuje hmotnost všech kořenů rostliny.

Procento jemných kořenů (Fine root percentage) - odráží podíl jemných kořenových struktur na celkové kořenové biomase nebo objemu kořenového systému rostliny. Jemné kořeny jsou obvykle definovány jako kořeny s menším průměrem (průměr 0–0,1 mm), které mají tendenci být více aktivní v absorpci vody a živin.

Hloubka kořenů (root depth) – označuje jak hluboko rostliny koření, hloubka kořenů hraje roli v přístupnosti vody a živin.

Frakce hlubokých kořenů (deep root fraction; DRF) - může být vyjádřena jako poměr hmotnosti nebo objemu kořenů, které jsou nalezeny v hlubších půdních vrstvách, k celkové hmotnosti nebo objemu kořenů. Tato hodnota poskytuje informace o tom, jaká část kořenů rostliny se nachází v hlubších půdních vrstvách.

Zkoumání těchto znaků má význam z hlediska porozumění ekologii rostlin a interakcím mezi rostlinami a životním prostředím. Znalost kořenových znaků může být využita pro zlepšení odolnosti rostlin v zemědělství vůči stresovým podmínkám (Leuschner et al. 2013). A dále nám pomáhá při hodnocení biodiverzity a vytváření strategií pro ochranu a obnovu přírodních ekosystémů (Bakker et al. 2021).

3.5.2 Kořenový systém ve vztahu k druhové diverzitě

Bakker et al. (2021) tvrdí, že rozdělení zdrojů v půdním profilu mezi druhy prostřednictvím rozdílů v hloubce zakořenění je jedním z hlavních vysvětlení pozitivního vztahu mezi biodiverzitou a produktivitou. To potvrzuje i Berendse (1982), který říká, že jedním z klasických příkladů rozdělení zdrojů je diferenciací v hloubce zakořenění mezi druhy. Pokud druhy s různou hloubkou zakořenění rostou společně ve směsích, lze zdroje získat z mělkých i hlubokých vrstev půdy (Bakker et al. 2021). Důležitost znalosti hloubky distribuce zakořenění rostlin potvrzují Jackson et al. (1996). Ti ve své podrobné literární syntéze analyzovali kořenové vzorce pro pozemské biomy a porovnávali distribuce pro různé funkční skupiny rostlin. Právě travní porosty mírného pásma byly jednou ze skupin, která vykazovala nejmělkčí profily zakořenění, s 80-90 % kořenů v horních 30 cm půdy. Kořenová biomasa pro TP byla pod 1,5 kg/m². Naopak TP patřily do skupin s nejvyšším poměrem kořenů a odnoží. Při porovnání dat napříč biomy pro funkční skupiny rostlin, měly trávy 44 % svých kořenů v horních 10 cm půdy. Dle Bakker et al. (2021) v průměru mají ostatní dvouděložné rostliny větší podíl kořenů v hlubší vrstvě než trávy, ale hloubka zakořenění se také výrazně liší mezi druhy v rámci funkčních skupin.

Výsledky Bakker et al. (2021) ukazují, že pohled na jednotlivce spíše, než na komunitu může objasnit interakce mezi druhy, které přispívají k pozitivním účinkům na biodiverzitu. Hluboce zakořenění jedinci vykazovali nejvyšší individuální užitkovost, když rostli vedle mělce kořenících druhů než vedle hluboce kořenících druhů. Domnívají se, že to souvisí s obecnou distribucí kořenů v hloubce. V TP většina druhů rostlin nejvíce koření v mělkých půdních vrstvách (Mueller et al. 2013). I hluboko kořenící druhy mají často největší podíl kořenů ve svrchních vrstvách půdy. Tudíž mělce kořenící druhy, i když jsou obklopeny hluboce zakořeněnými druhy tedy pravděpodobně čelí intenzivní konkurenci s mnoha dalšími kořeny v horních vrstvách půdy (Jesch et al. 2018). Na rozdíl od toho může být konkurence méně intenzivní v hlubších vrstvách, zejména ve společenství, kde většina druhů zakořeňuje mělce, což poskytuje výhodu hluboce kořenícím druhům.

Konkurenční vztahy v kořenové zóně však mohou být silně ovlivněny konkrétními podmínkami růstu, druhem rostliny a hnojením. Hnojení může ovlivnit rozvoj kořenového systému v souladu s potřebami rostliny a dostupností živin v půdě. Reakce rostlin na obohacení živinami mohou být ovlivňovány pH půdy, zásobou C v půdě a % jílu v půdě, dále atmosférickou depozicí N, průměrnými ročními srážkami, srážkovou sezónností na úrovni lokality, vlhkostním indexem (průměrné roční srážky/potenciální evapotranspirace) a průměrnou roční teplotou (Keller et al. 2022). Frank (2007) ve své studii potvrzuje přímý negativní vliv sucha na růst kořenů. Wang et al. (2020) zase svou studií dodávají, že okyselení půdy zvýšilo kořenovou biomasu a zároveň snížilo rozklad kořenů.

Přítomnost určitých druhů trav a jetelovin s jejich charakteristickým kořenovým systémem silně ovlivňuje půdní fyzikální vlastnosti travních porostů kontrastním a potenciálně komplementárním způsobem. V pokuse byly vztahy mezi rostlinnou identitou a fyzikálními vlastnostmi půdy silně ovlivněny kořenovými znaky. Jemně kořenící druhy trav, a zejména *Lolium perenne*, měly silný vztah ke stabilitě půdního agregátu, zatímco přítomnost jetelovin,

zejména *Lotus corniculatus* s jeho silnějším kořenem, vedla k méně stabilním půdním agregátům, ale prospívala půdní hydrologii a pevnostní vlastnosti (Gould et al. 2016).

3.5.3 Kořenový systém travních porostů ve vztahu k druhovému složení

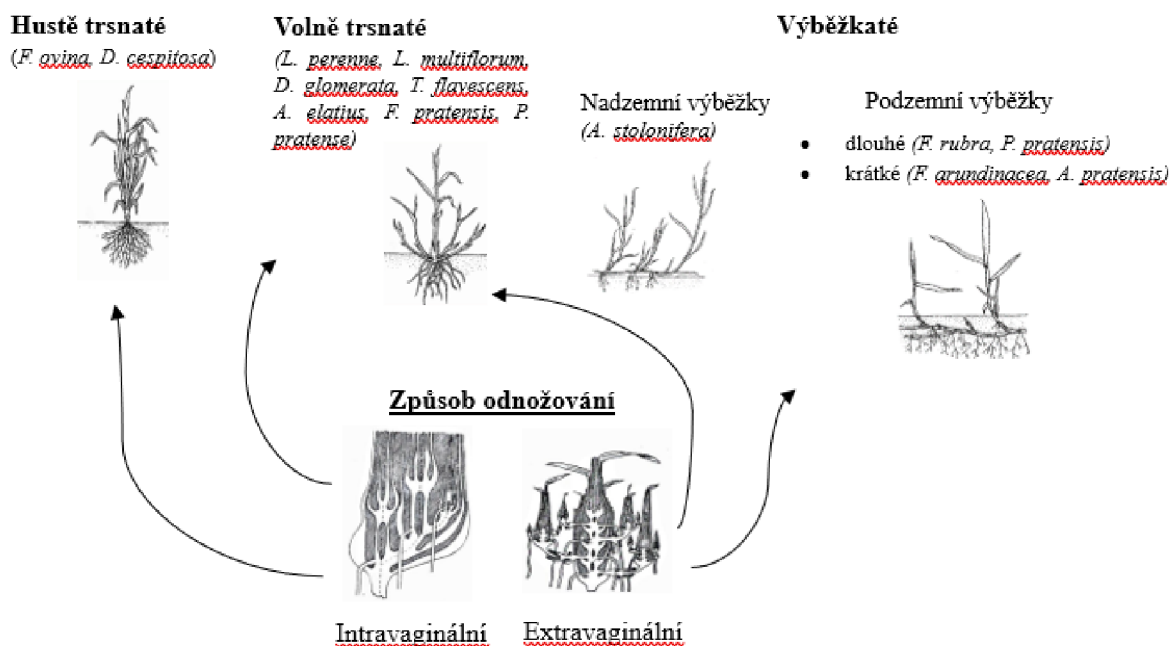
Trávy, které tvoří obvykle většinou část lučních porostů, mají typicky svazčitý kořenový systém. Tyto systémy se skládají z četných tenkých kořenů vybihajících laterálně v horních vrstvách půdy. Toto přizpůsobení umožňuje travám efektivně využívat povrchové živiny a vodu. Vlákňitá kořenová struktura také pomáhá stabilizovat půdu a zabraňuje její erozi (Moore et al. 2020).

U kořenového systému trav existují dva typy kořenů. Zaprvé primární kořeny, které se vyvinou z embrya během klíčení semen. Zadruhé vedlejší (adventivní) kořeny, které vycházejí z odnožovací uzliny – každá nová odnož má své vlastní, které obvykle spolu s ní pak odumírají. Kořeny mohou odumírat také v důsledku sucha, horka a jiných nepříznivých podmínek (Kořan et al. 2013). Primární kořeny jsou obvykle časem nahrazeny vedlejšími kořeny (Klimeshová 2018). Adventivní kořeny se začnou tvořit brzy po vyrašení prvního listu. Adventivní kořeny mohou fungovat po celou dobu životnosti výhonku, avšak životnost kořenů je částečně ovlivňována četností defoliace a také produkcí semen (Hannaway et al. 2023).

Doba, po kterou kořeny rostlin přetrvávají, hloubka, do které se rozprostírají, hmotnost a struktura kořenového systému ukazují významné variace mezi druhy a odrůdami rostlin. Tyto rozdíly mohou být ovlivněny faktory, jako je konkrétní stanoviště, úroveň péče a vliv stresových podmínek (Straka & Straková 2011). Čím hlouběji sahají kořeny do půdy, tím lépe mohou absorbovat vláhu z větších hloubek a lépe odolávat stresům z nedostatku vody (Mueller et al. 2013). Hloubka prokořenění je ovlivněna četností sečí a úrovní utužení vegetační vrstvy (Straka & Straková 2011). Zrnitost půdy působí na rostlinnou efektivitu prokořeňování půdy, jak mechanicky, tak i prostřednictvím vlivu vzdušného režimu půdy (English et al. 2005). Kořeny všech rostlinných druhů potřebují ke svému růstu kyslík a většina rostlin je zásobována kyslíkem především z půdního vzduchu. Špatné provzdušňování je obecně problémem pouze u vlhkých půd. V utužených půdách dochází k inhibici růstu kořenů, což v důsledku může vést ke snížení výnosu (Simojoki 2001). Dle Straky a Strakové (2011) na intenzivně zatěžovaných porostech se nachází 80-90 % veškeré kořenové biomasy ve svrchní vrstvě půdy 0-50 mm.

Trávy se mohou rozmnožovat buď generativním způsobem pomocí semen, nebo vegetativním způsobem. Vegetativní rozmnožování probíhá prostřednictvím odnoží, které jsou geneticky identické s mateřskou rostlinou. Tyto dceřinné odnože vytvářejí svou vlastní odnožovací uzlinu a vyvíjejí svůj vlastní kořenový systém. Intenzita odnožování je ovlivňována dostupností vody, světla a živin. Trávy lze dle způsobu odnožování klasifikovat na intravaginální a extravaginální. Dále je možné trávy rozčlenit podle způsobu tvorby drnu na hustě trsnaté, volně trsnaté a výběžkaté (Obrázek 3). Hustě trsnaté trávy rostou ve ztížených ekologických podmínkách, naopak volně trsnaté a výběžkaté trávy často patří k významným kulturním druhům, které jsou dále šlechtěny pro využití v lučních a pastevních porostech (Collins et al. 2017).

Způsob tvorby drnu



Obrázek 3: Způsoby odnožování a tvorby drnu trav (Skládanka et al. 2009; Collins et al. 2017)

Jak již bylo mnohokrát zmíněno příjem živin ovlivňuje hloubka zakořenění (Stanton 2003). Příklady rozdělení trav podle hloubky zakořenění můžeme vidět v tabulce 1.

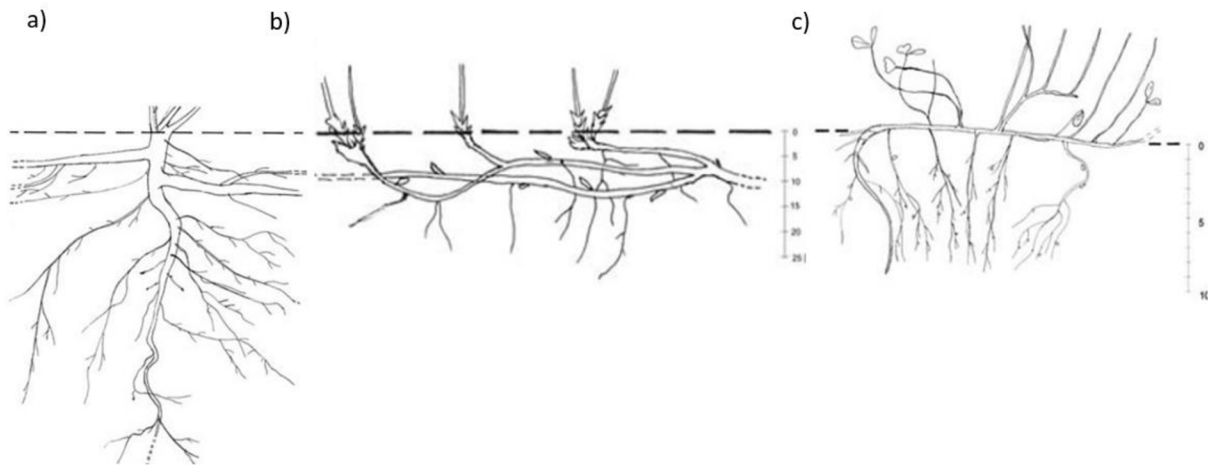
Tabulka 1: Rozdělení trav podle hloubky zakořenění (Skládanka 2005)

Hluboko kořenící	Středně hluboko kořenící	Mělce kořenící
<i>Arrhenatherum elatius</i>	<i>Dactylis glomerata</i>	<i>Alopecurus pratensis</i>
<i>Phalaris arundinacea</i>	<i>Trisetum flavescens</i>	<i>Phleum pratense</i>
<i>Bromus inermis</i>	<i>Lolium multiflorum</i>	<i>Poa pratensis</i>
<i>Festuca pratensis</i>	<i>Lolium perenne</i>	<i>Agrostis stolonifera</i>
	<i>Festuca rubra</i>	

Jeteloviny jsou známé pro svůj symbiotický vztah s rhizobakteriemi fixujícími dusík v kořenových nodech. Nodulace, tedy tvorba uzlů různých tvarů na kořenech jetelovin, může být ovlivněna salinitou a pH půdy, vlhkostí, teplotou a dostupností živin (Chmelíková & Hejcman 2012). Kořenové systémy jetelovin, na rozdíl od trav, často vykazují křovitou architekturu s primárním vertikálním kořenem, který proniká hluboko do půdy. Většina jetelovin tvoří i četné postranní kořeny vycházející z pericyklu, mohou se u nich vyskytovat i adventivní kořeny. Dlouhé křovité kořeny mohou být prospěšné v suchých podmínkách, jelikož mohou čerpat vodu i živiny z hlubších vrstev půdy. Stupeň vývoje laterálních kořenů závisí na prostředí. Obecně je větvení kořenů výraznější v nepříznivých podmínkách (Moore et al. 2020).

Na úrovni jednotlivých druhů lze určitou variabilitu morfologie kořenového systému připisat strategiím získávání živin a jejich zachování (Chmelíková & Hejcman 2012). Roumet et al. (2006) píší, že kořenové systémy vytrvalých druhů jsou více náhodně větvené a mají větší průměr kořenů než jednoleté druhy.

Ve studii Chmelíkové a Hejcmana (2012), která se zabývala variabilitou kořenových systémů běžných jetelovin v Evropě, bylo hodnoceno následujících osm znaků kořenového systému a dva znaky kořenových nodulů. Typ kořenového systému (Obrázek 4), přítomnost oddenků (rhizomů), hloubka, průměr, maximální úroveň větvení, barva a dřevitost, tvar a velikost nodulů. Výsledky jejich pozorování shrnuje tabulka 2.



Obrázek 4: Schéma typů kořenových systémů vybraných jetelovin (Chmelíková & Hejcman 2012). a) „Root splitter“ – např. u *Trifolium pratense*; b) hypogeogenní rhizomy – např. u *Lathyrus pratensis*; c) horizontálně kořenicí lodyhy na nebo nad půdním povrchem – např. u *Trifolium repens*

Tabulka 2: Souhrn výsledků pozorování morfologie kořenů a rysů kořenových nodulů (Chmelíková & Hejzman 2012)

Species	Abbreviation	Tribus	Number of plants	Number of sites	Life forms	Type of root system	Depth [cm]	Rhizome	Maximum order of branching	Recovery buds	Special diameter [mm]	Woodiness	Colour	Shape of nodules	Size of nodules [mm]
<i>Anthyllis vulneraria</i>	AntVul	Loteae	5	1	H	RS	>30	0	3	no	3-4	yes	dark	a	<2
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	AstGly	Galegeae	7	2	H	RS	>30	0	5	yes	3-4	no	near-white	b, c, e	>4
<i>Cytisus scoparius</i>	CytSco	Genisteae	6	3	N	RS	>30	0	5	yes	7-8	yes	dark	b, c	>4
<i>Genista tinctoria</i>	GenTin	Genisteae	11	1	N	HR	10-20	1	5	yes	5-6	yes	dark	a, b, c, e	>4
<i>Lathyrus pratensis</i>	LatPra	Viciaeae	11	6	H	HR	20-30	1	3	no	3-4	yes	light/dark	c	<2
<i>Lathyrus sylvestris</i>	LatSyl	Viciaeae	13	2	H	HR	20-30	1	3	yes	11-12	yes	light/dark	c	2-4
<i>Lotus corniculatus</i>	LotCor	Loteae	16	5	H	RS	>30	1	3	yes	5-6	yes	dark	a	<2
<i>Lupinus polyphyllus</i>	LupPol	Galegeae	11	3	H	RS	>30	0	3	yes	10-11	no	light/dark	d	>4
<i>Medicago lupulina</i>	MedLup	Trifolieae	10	2	H	RS	>30	0	3	no	3-4	yes	light/dark	c, e	>4
<i>Medicago sativa</i>	MedSat	Trifolieae	10	2	H	RS	>30	0	3	yes	5-6	yes	dark	c, e	>4
<i>Melilotus albus</i>	MelAlb	Trifolieae	5	1	H	RS	20-30	0	5	no	8-9	no	light	c, e	>4
<i>Melilotus officinalis</i>	MelOff	Trifolieae	5	1	H	RS	20-30	0	5	no	8-9	no	light	c, e	>4
<i>Securigera varia</i>	SecVar	Loteae	12	3	H	RS, HR	>30	0	3	yes	3-4	yes	dark	c, e	2-4
<i>Trifolium arvense</i>	TriArv	Trifolieae	29	3	T/H	RS	0-10	0	3	no	1-2	no	near-white	c, e	<2
<i>Trifolium campestre</i>	TriCam	Trifolieae	6	3	T/H	RS	0-10	0	3	no	1-2	no	near-white	c	<2
<i>Trifolium medium</i>	TriMed	Trifolieae	6	3	H	RS	20-30	1	4	no	3-4	yes	light/dark	c	<2
<i>Trifolium pratense</i>	TriPra	Trifolieae	21	3	H	RS	20-30	0	3	no	3-4	no	near-white	c	<2
<i>Trifolium repens</i>	TriRep	Trifolieae	6	3	H/Ch	HRS	10-20	1	3	no	1-2	no	near-white	c	<2
<i>Vicia angustifolia</i>	VicAng	Viciaeae	7	3	T/H	RS	10-20	0	3	no	1-2	no	near-white	c	<2
<i>Vicia cracca</i>	VicCra	Viciaeae	12	3	H	HR	20-30	1	3	no	3-4	yes	dark/white	c, e	>4
<i>Vicia hirsuta</i>	VicHir	Viciaeae	5	4	T/H	RS	0-10	0	3	no	1-2	no	near-white	c, b, e	2-4

Life forms according to Raunkiaer (1934): H – hemicryptophyte; N – nanophanerophyte; T – terophyte; Ch – chamaephyte; type of root system: RS – root splitters, HR – hypogeogenous rhizomes, HRS – horizontal rooting stems or above the soil surface; special diameter – mean value of taproot diameter under the crown and maximum diameter within the root system; shape of nodules: a – globose, b – branched, c – cylindrical, d – ruff-like, e – fan-like.

Životní formy podle Raunkiaera (1934): H – hemikryptofyt; N – nanofaneroft; T – terofyt; Ch – chamaefyt; typ kořenového systému: RS – „root splitter“, HR – hypogogenní rhizomy, HRS – horizontálně kořenící lodyhy na nebo nad půdním povrchem; přítomnost oddenků; průměr – střední hodnota průměru křulového kořene pod korunkou a maximálního průměru v kořenovém systému; maximální úroveň větvení, barva a dřevitost, tvar nodulů: a – kulovitý, b – rozvětvený, c – válcovitý, d – vlnitý, e – vějířovitý.

Chmelíková a Hejzman (2012) došli k závěru, že některé kořenové vlastnosti jsou spíše určeny podmínkami prostředí a jiné dědičností. Jednotlivé znaky kořenových systému se lišily svou plasticitou za různých podmínek prostředí, například větvení bylo plastičtější než průměr kořene. Stejný výsledek zaznamenali Forde a Lorenzo (2001), což naznačuje, že průměr kořene může být vysoce druhově specifický, a tudíž vysoce dědičný, zatímco větvení může záviset spíše na půdních podmínkách na úrovni jednotlivé rostliny.

Nejčastější tvar nodulů byl válcovitý. U některých druhů je přítomen více než jeden tvar nodulu, ale často je dominantní pouze jeden. V jejich studii byla většina nodulů lokalizována na laterálních kořenech, což je v souladu s Capoen et al. (2010).

Ostatní dvouděložné rostliny mají různou morfologii kořenů. Některé druhy mohou mít křulové kořeny, podobné jetelovinám, které usnadňují příjem vody a živin z hlubších vrstev půdy. Jiné mohou vykazovat vláknité nebo rhizomatózní kořenové systémy, které se šíří horizontálně. Tato variabilita v kořenových strukturách odráží přizpůsobivost ostatních dvouděložných rostlin různým podmínkám prostředí, poskytuje odolnost a ekologickou flexibilitu (Collins et al. 2017).

Crespo et al. (2022) ve své studii vyzorovali, že pořadí, ve kterém se v průběhu vývoje travního společenství měnilo zastoupení funkčních skupin rostlin ve společenstvech travních porostů může ovlivnit vertikální distribuci kořenů v půdě, což může mít následky pro soužití druhů. Pořadí a načasování minulých biotických (např. migrace druhů) a abiotických (např. disturbance) událostí během utváření komunity TP může ovlivnit strukturu a fungování rostlinného společenstva (Ejraes et al. 2006; Delory et al. 2019). Tato historická nahodilost může být způsobena prioritními efekty, ve kterých pořadí výskytu druhů určuje, jak se druhy vzájemně ovlivňují (Fukami 2015). Crespo et al. (2022) v experimentu potvrdili svou hypotézu, která tvrdila, že vertikální rozmístění kořenů závisí na pořadí výskytu funkčních skupin během utváření společenstva, přičemž společenstva, ve kterých byly nejprve vysety jeteloviny nebo ostatní dvouděložné rostliny, rostla v půdním profilu rychleji, a nakonec zakořeňovala hlouběji než, společenstva, ve kterých byly zasety nejprve trávy. Tento výsledek byl vysvětlen tím, že když byly nejprve vysety trávy, kořeny postupovaly půdou pomaleji a větší podíl kořenové biomasy byl přítomen v horní vrstvě půdy.

3.5.4 Kořenový systém travních porostů ve vztahu ke hnojení

Hnojení má nesporný vliv na kořenový systém TP. Nicméně vyvodit konkrétní závěry o tom, jak hnojení působí na kořenový systém je mnohdy složité, jelikož se jedná o posouzení komplexních vzájemných interakcí mezi kořenovým systémem a aplikovaným hnojivem. Do toho je potřeba zohlednit o jaký typ hnojiva se jedná, jeho dávku, půdní vlastnosti stanoviště a také přítomnost konkrétních rostlinných druhů. Dále je potřeba zvážit i možný negativní vliv nadměrného hnojení, jednak z hlediska narušení rovnováhy mezi kořenovým systémem a nadzemní částí rostliny, a samozřejmě také z hlediska znečištění životního prostředí (Kidd et al. 2017; Zhao et al. 2019; Herben et al. 2022).

Leuschner et al. (2013) píší, že hnojení NPK vedlo ke značným posunům vlastností, přičemž všechny zkoumané druhy reagovaly stejným způsobem, a to zvýšením SRL, SRA a RNC a snížením TMD, ale v různém rozsahu. Posuny vlastností byly ve většině případů koherentní mezi druhy, ale velikost změny závisela na druhu a pravděpodobně také na systematické skupině (jednoděložné vs. dvouděložné rostliny). Kořeny dvouděložných druhů měly tendenci být plastičtější ve své morfologické reakci na zvyšující se hnojení než kořeny jednoděložných druhů. U hnojených porostů došlo ke zvýšení SRA až o 30 % ve srovnání s nehnojenými. Tato změna byla většinou způsobena snížením TMD. Zvýšení SRL zas bylo většinou způsobeno snížením průměru kořene. Došli k závěru, že vyšší dostupnost půdního dusíku nevedla k rozvoji kořenového systému s mnohem větší celkovou délkou, ale s vyšší absorpční plochou. Dle Craine a Dyzbinki (2013) větší délka kořene by měla být konkurenční výhodou v soutěži o živiny. Nicméně vyšší absorpční plocha/vysoká kapacita příjmu však může usnadnit zrychlení odběru živin z půdy, a tím snížit dostupnost pro možné konkurenty. Výsledky z pozorování ukazují, že vybrané druhy jsou schopny modifikovat SRL a SRA alespoň částečně prostřednictvím změn, buď v průměru kořene nebo v hustotě kořenových pletiv. Variace v délce kořenů souvisí s objemem půdy prorostlé kořeny (což by bylo důležité při nerovnoměrném přidávku živin), zatímco změny plochy povrchu by měly mít hlavně vliv

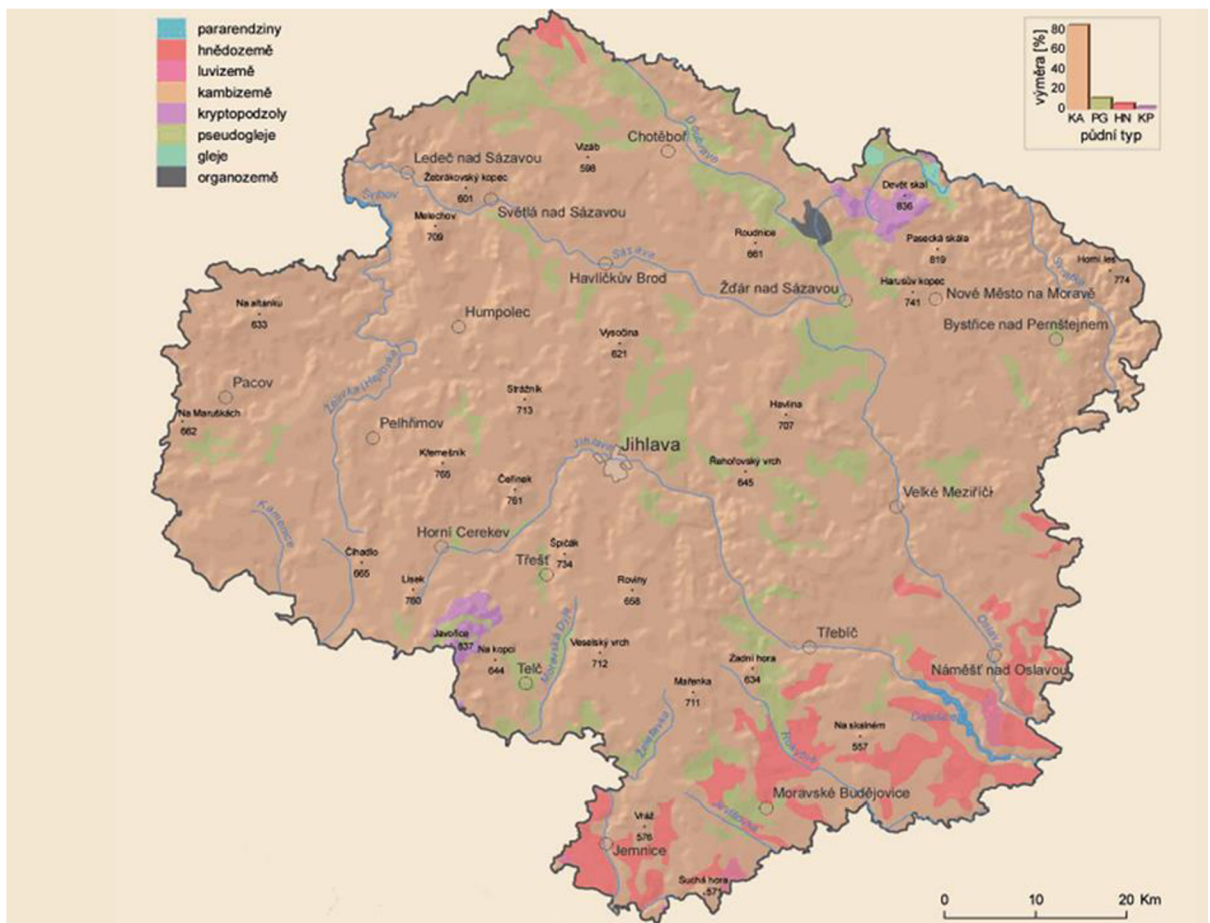
na intenzitu vyčerpání vody a živin na objem půdy, což může být významnější při nárazovém zásobování živinami (Leuschner et al. 2013).

Keller et al. (2022) potvrzují vliv hnojení na kořenový systém. Ve svém experimentu zjistili, že přídavek P trvale zvyšoval produkci kořenů (v průměru o 15 %). Přídavek N zvýšil kořenovou biomasu na místech s nízkou depozicí dusíku, ale snížil na místech s vysokou depozicí dusíku. Song et al. (2019) dodává, že rostliny investují méně uhlíku do výstavby kořenů, když je k dispozici více živin. Keller et al. (2022) kladou důraz na podmínky stanoviště a půdní zásobu živin, P stimuloval produkci kořenů napříč lokalitami nezávisle na místních podmínkách prostředí, nicméně reakce kořenů na hnojení N závisely na podmínkách stanoviště. Peng et al. (2017) zjistili, že přídavek N významně nezměnil biomasu kořenů, ale potlačil produkci kořenů a rychlost obratu. Głęb & Kacorzyk (2011) došli k závěru, že hnojení sníží sílu kořenových systémů, což může být problém z hlediska eroze půdy. Craine et al. (2002) však pozorovali, že ošetření N zvýšilo průměrnou hustotu kořenové tkáně druhů, ale jinak nevedlo k významným změnám v konstrukci kořenového systému. Nedošlo k žádným změnám v průměru, koncentracích dusíku v tkáních, biomase ani umístění kořenové biomasy v půdním profilu. Ve své studii se věnovali spíše umístění jemných (fine) a silných (coarse) kořenů podzemní biomasy v půdním profilu, což pokládají za stejně důležité jako rozlišování jiných nadzemních a podzemních znaků.

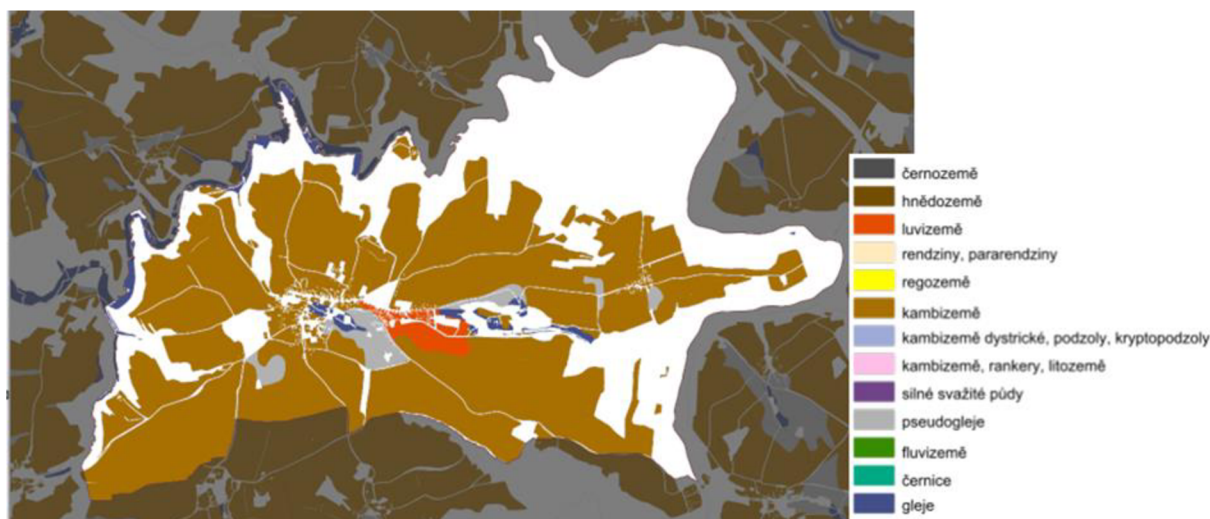
4 Metodika

4.1 Charakteristika stanoviště

Experimentální stanoviště se nachází v krajské oblasti Vysočina v obci Senožaty (49°34' N, 15°12' E) v okrese Pelhřimov v blízkosti města Humpolec. Převládajícím půdním typem je zcela patrně z obrázků č. 5 a 6 kambizem (VÚMOP 2024; MŽP 2023). Jedná se o půdy se střední rychlostí infiltrace i při úplném nasycení, zahrnující převážně hlinitopísčité půdy (VÚMOP 2022). Území se nachází v nadmořské výšce 463 m. n. m. Na pokusném stanovišti je průměrná hloubka hladiny podzemní vody mezi 0,3 a 1 m.



Obrázek 5: Mapa půdních typů v kraji Vysočina (MŽP 2023)



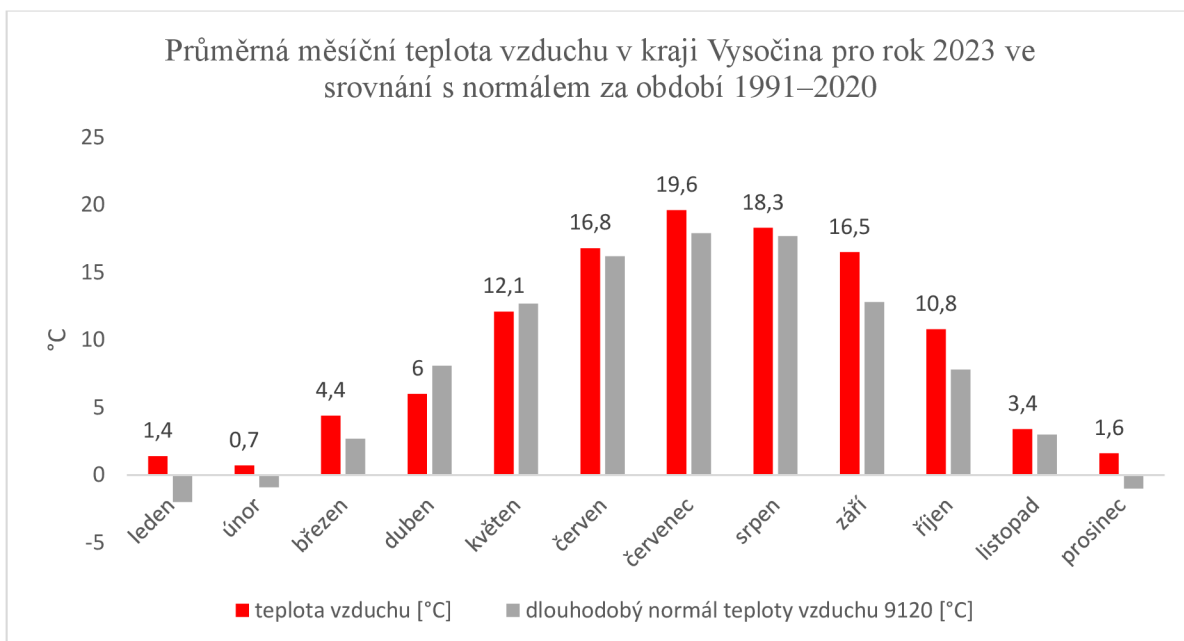
Obrázek 6: Mapa půdních typů v oblasti Senožat (VÚMOP 2024).

4.1.1 Klimatické podmínky

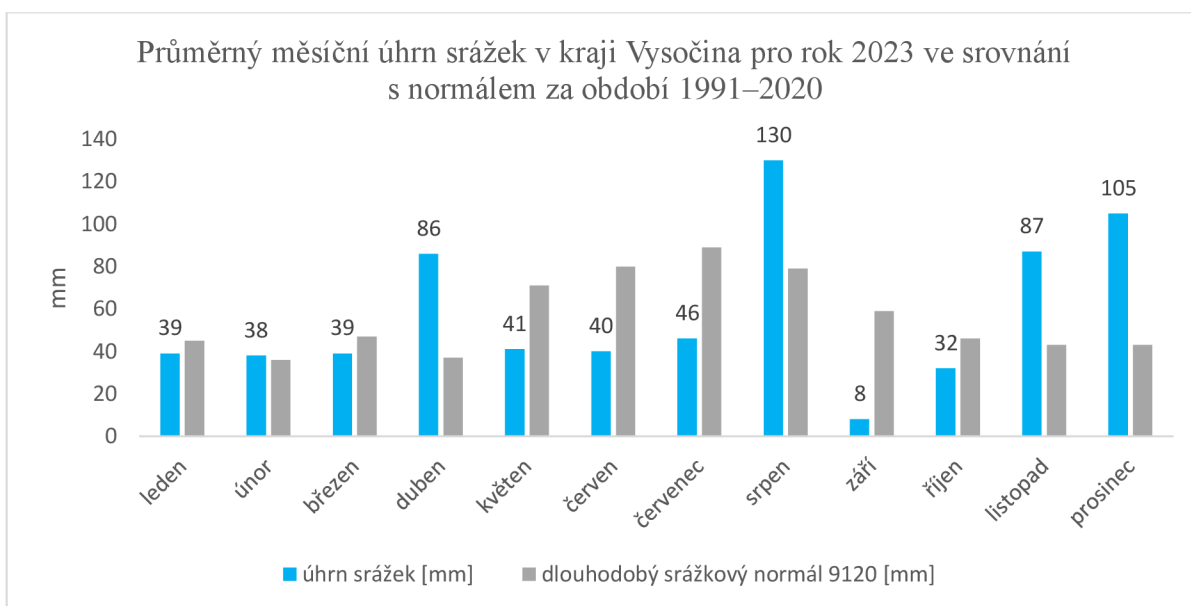
Co se týče klimatických podmínek, tak na grafu 1 můžeme pozorovat průměrnou měsíční teplotu za daný rok 2023 ve srovnání s dlouhodobým průměrem za období 1991–2020. Z grafu vidíme, že nejteplejším měsícem byl červenec s průměrnou měsíční teplotou 19,6 °C, což je o 1,7 °C víc v porovnání s dlouhodobým průměrem pro tento měsíc. Nejchladnějším měsícem byl únor, nicméně oproti dlouhodobému průměru se průměrná únorová teplota držela nad nulou. Průměrná roční teplota za rok 2023 dosahovala 9,3 °C (ČHMÚ 2023a).

K roku 2023 činil průměrný roční úhrn srážek v oblasti Vysočiny 691 mm, což bylo jen nepatrně vyšší množství srážek oproti dlouhodobému normálu za období 1991–2020, který činil 675 mm. Významná diference byla ovšem v rozložení srážek během roku. Na grafu 2 si můžeme povšimnout úhrnu srážek pro jednotlivé měsíce. Nevyšší měsíční úhrn srážek byl zaznamenán v srpnu. Nejvyšší výkyv oproti normálu můžeme vidět v prosinci, je zde patrná odchylka 62 mm. Další extrémní rozdíl můžeme pozorovat v srpnu a dubnu. Nejsušším měsícem bylo září (ČHMÚ 2023b).

Pro účely této diplomové práce hrají největší roli hodnoty teplot a srážek v průběhu vegetační sezóny, které předcházejí jednotlivým odběrům, to znamená od začátku dubna do první poloviny října (druhého odběru). Průměrná teplota za vegetační sezónu, duben až říjen, tedy byla 14,3 °C (dlouhodobý průměr 13,3 °C) a průměrný úhrn srážek byl 383 mm (dlouhodobý průměr 461 mm).



Graf 1: Průměrná měsíční teplota vzduchu v kraji Vysočina pro rok 2023 ve srovnání s normálem za období 1991–2020 (ČHMÚ 2023a)



Graf 2: Průměrný měsíční úhrn srážek v kraji Vysočina pro rok 2023 ve srovnání s normálem za období 1991–2020 (ČHMÚ 2023b)

4.1.2 Založení a vývoj stanoviště

V Senožatech byl v roce 1976 zahájen dlouhodobý experiment, ve kterém byla aplikována metoda náhodných bloků, známá také jako randomizace, s cílem zajistit objektivitu experimentu. Experiment zahrnoval šest různých variant hnojení, z nichž každá měla čtyři opakování. Do roku 1991 se pokus hnojil dvojnásobnou dávkou dusíkatých hnojiv. V roce 1991 také došlo ke zmenšení parcel pozemku na polovinu, nyní je velikost jedné parcely 12 m² (3x4 m). V současné době se na polovině parcel přestalo hnojit úplně a sleduje se reziduální vliv hnojení viz šedá políčka na obrázku 7.

V rámci této diplomové práce se zaměříme pouze na 3 varianty hnojení, které jsou barevně označené na obrázku 7 – kontrola, N50 + PK, N200 + PK a 3 opakování (replikace). Protože porost je hodně různorodý a je potřeba odebrat vzorek z více míst, byly v rámci opakování vzaty 3 sondy – A, B, C (pseudoreplikace), to znamená, že bylo vzato pro každou variantu 9 sond.

R kontrola	R N300 + PK	R N400 + PK	R PK	R N100 + PK	R N200 + PK
kontrola	N150 + PK	N200 + PK	PK	N50 + PK	N100 + PK
R N400 + PK	R PK	R N100 + PK	R N200 + PK	R kontrola	R N300 + PK
N200 + PK	PK	N50 + PK	N100 + PK	kontrola	N150 + PK
R N200 + PK	R kontrola	R N300 + PK	R N400 + PK	R PK	R N100 + PK
N100 + PK	kontrola	N150 + PK	N200 + PK	PK	N50 + PK
R PK	R N100 + PK	R N200 + PK	R kontrola	R N300 + PK	R N400 + PK
PK	N50 + PK	N100 + PK	kontrola	N150 + PK	N200 + PK

Obrázek 7: Plánek rozmístění jednotlivých variant hnojení na pokusu. R – reziduální vliv hnojení. Kontrola – neaplikují se hnojiva, N – množství aplikovaného dusíku ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$), PK – aplikovaný fosfor a draslík ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$).

4.1.3 Hnojení pokusu

Pravidelné hnojení dusíkem probíhá na jaře, kdy je aplikován na parcely ve formě ledku amonného s vápencem ($\text{NH}_4\text{NO}_3 + \text{CaCO}_3$) s obsahem dusíku 27,5 % a obsahem vápníku 8 %. Naopak aplikace fosforu probíhá na podzim ve formě superfosfátu ($\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 + \text{CaSO}_4$) v dávce $40 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ spolu s draslíkem ve formě draselné soli ($\text{KCl} + \text{NaCl}$) v dávce $100 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Hnojiva jsou na porost aplikována ručně. Na obrázku 8 můžeme pozorovat patrný rozdíl mezi nehnojenou a intenzivně hnojenou variantou.



Obrázek 8: Nehnojená vs. intenzivně hnojená varianta v Senožatech v době 1. odběru

4.2 Odběr nadzemní a podzemní biomasy a práce v laboratoři

Odběr biomasy z trvalého lučního porostu typu *Arrhenatherion elatioris* (Chytrý 2007) probíhal před první a před druhou sečí, konkrétně 22. května a 11. října roku 2023. Byl použit čtverec o rozměrech 20x20 cm, jak již bylo zmíněno výše, odebírala se biomasa ze tří variant hnojení ve třech replikacích a v každé replikaci ve třech pseudoreplikacích. To znamená, že tedy bylo odebráno 9 vzorků pro každou variantu hnojení. Nejprve byla změřena nejvyšší výška porostu. Následně se čtverec vystříhal nůžkami na výšku strniště 5 cm. Odstřižená biomasa se dala do označeného pytle. Dále se ze čtverce pomocí sondýrky, o průměru 8 cm, odebrala půda s kořeny (obrázek 9). Pro účely této diplomové práce bylo bráno v úvahu pouze množství kořenů ve vrstvě půdy 0-15 cm a 15-30 cm. Všechny pseudoreplikáty byly uchovány odděleně.

V laboratoři se nadzemní biomasa roztřídila na trávy, jeteloviny, ostatní byliny a nezelenou hmotu (non green), usušila se a zvažila se před i po usušení a jejich hmotnost byla zaznamenána. Celkové množství zelené biomasy bylo zpětně dopočítáno. Sušení probíhalo po dobu 48 hodin na 60 °C.

Odebraný vzorek půdy ze sondýrky se prosieval na 2 mm sítu a následně ze síta byly vyčleněny kořeny, ty se potom promyly, aby byly čisté a daly se rovněž sušit na 60 °C po dobu 48 hodin. Obvykle sušení probíhá při teplotě 105 °C po dobu 24 hodin, nicméně v našem případě byla odebraná biomasa dále posílána na rozборы, a tudíž bylo nutné zachování veškerých látek. Opět proběhlo vážení kořenů v čerstvém i sušeném stavu a zaznamenání jejich hmotností.



Obrázek 9: Odebraná půda s kořeny z horního horizontu

4.3 Statistické vyhodnocení dat

Výsledky byly vyhodnoceny analýzou hlavních efektů (ANOVA), následným post-hoc testem (Tukey HSD test) a korelační analýzou v programu Statistica CZ 12, jako pomocný program pro manipulaci s daty a tvorbu některých grafů byl použit Microsoft Excel.

Na základě získaných dat z roku 2023 byly pro posouzení vlivu hnojení na luční porost vypočteny tyto ukazatele:

- Podíl a množství jednotlivých agrobotanických skupin a nezelené hmoty (trávy, jeteloviny, byliny, non-green)
- Celkové množství nadzemní biomasy na 1 m²
- Maximální výška porostu
- Množství podzemní biomasy v jednotlivých vrstvách (0-15 cm; 15-30 cm) a celkové množství podzemní biomasy na 1 m² a na 1 m³
- Korelace mezi nadzemními parametry porostu a množstvím kořenové biomasy

5 Výsledky

5.1 Nadzemní biomasa

5.1.1 Množství nadzemní biomasy a zastoupení funkčních skupin

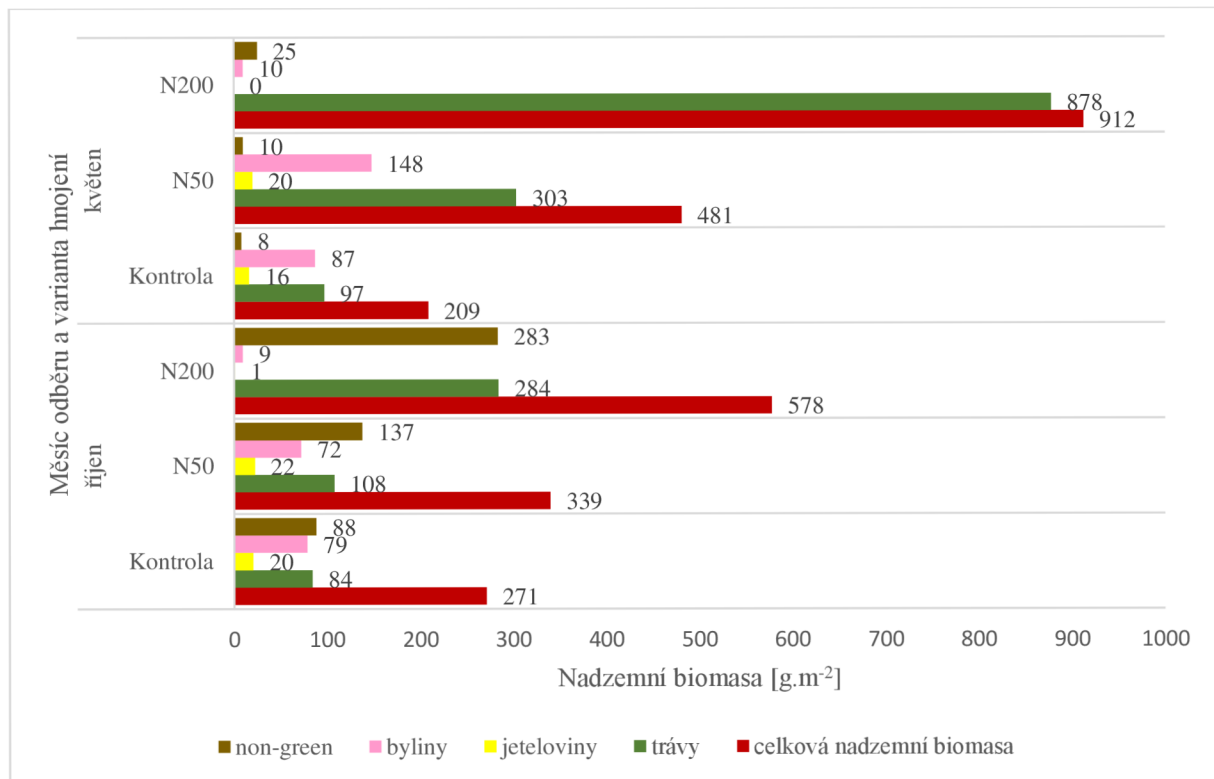
Ze získaných dat z roku 2023 byl zjištěn statisticky významný rozdíl ($\alpha < 0,05$) v množství celkové nadzemní biomasy mezi měsíci odběru (v tabulkách a grafech označeno jako sezóna; $p = 0,023$). Rovněž byl zjištěn významný statistický rozdíl v množství celkové nadzemní biomasy mezi variantami hnojení ($p = 0,001$) viz tabulka 3. Jak je vidět v grafu 3, nejvyšší množství bylo na variantě hnojení N200 + PK v květnu, v říjnu však bylo o cca 47 % nižší. Naopak nejnižší množství bylo na kontrole v květnu, avšak v říjnu bylo o 23 % vyšší.

Tabulka 3: Průměrné množství nadzemní biomasy a výsledky Tukey HSD testu (analýza hlavních efektů) pro varianty hnojení a sezóny

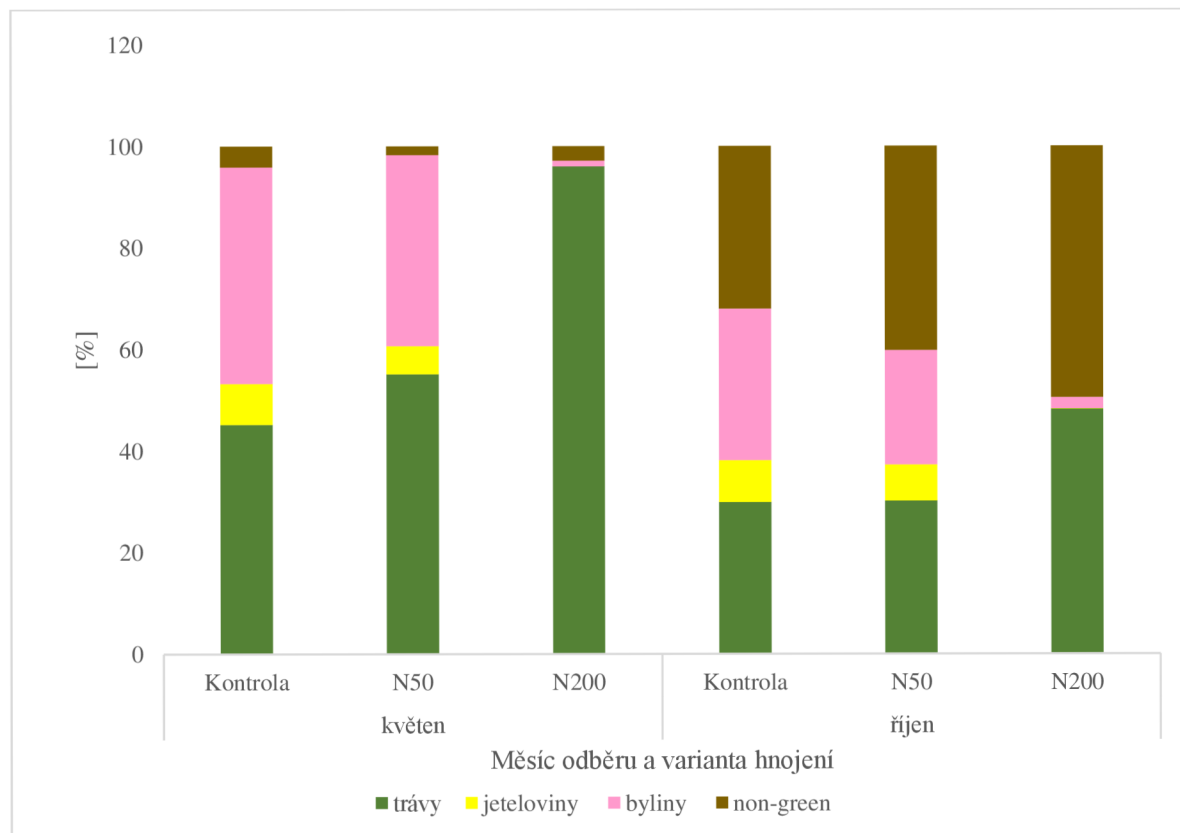
		Nadzemní biomasa [g.m ⁻²]	Hladina významnosti p		
Hnojení			Kontrola	N50 + PK	N200 + PK
Kontrola	239,72		0,055		0,001
N50 + PK	410,15		0,055		0,001
N200 + PK	744,98		0,001	0,001	
Sezóna			Květen		Říjen
Květen	533,95				0,023
Říjen	395,95		0,023		

Červeně označené hodnoty značí průkazné rozdíly mezi variantami na hladině významnosti $\alpha < 0,05$

Dále byly pozorovány rozdíly v množství a procentuálním zastoupení jednotlivých funkčních skupin a nezelené biomasy (non-green) mezi měsíci odběru ($p = 0,001$) i mezi variantami hnojení ($p = 0,001$). Byly odhaleny statisticky významné rozdíly v množství a procentuálním zastoupení jednotlivých funkčních skupin a nezelené biomasy mezi kontrolní variantou hnojení a N200 + PK variantou hnojení ($p = 0,001$), rovněž mezi hnojením N50 + PK a N200 + PK u všech funkčních skupin ($p = 0,001$). U non-green byl pak statisticky významný rozdíl jen mezi kontrolou a variantou hnojení N200 + PK ($p = 0,003$) a mezi měsíci ($p = 0,001$). Grafy 3 a 4 znázorňují zaokrouhlené průměrné hodnoty množství i podílů biomasy v jednotlivých měsících odběru a variantách hnojení. Na první pohled lze pozorovat, že se zvýšenou dávkou N hnojení roste podíl trav v porostu a ubývá jetelovin. Jeteloviny byly nejvíce zastoupeny na kontrolní variantě hnojení. Podíl non-green rapidně vzrostl v říjnu.



Graf 3: Průměrné množství celkové nadzemní biomasy, funkčních skupin a non-green na jednotlivých variantách hnojení v konkrétním měsíci odběru

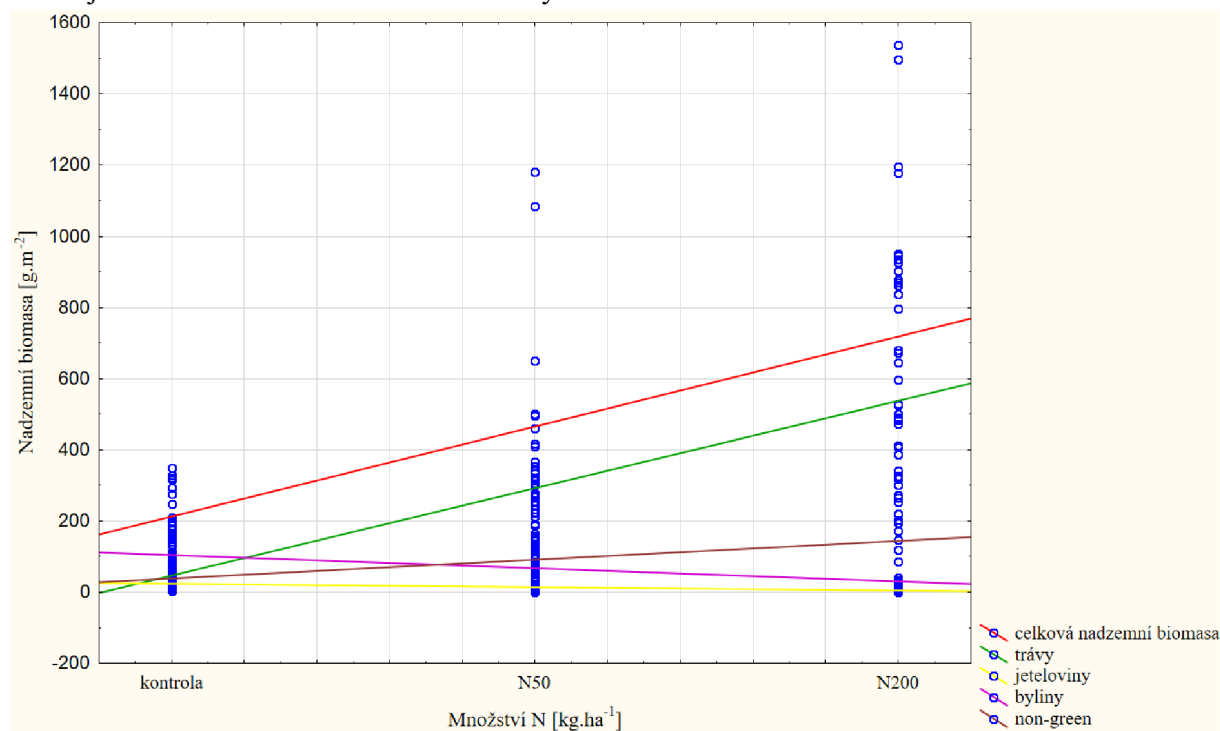


Graf 4: Průměrné procentuální zastoupení (váhový podíl) funkčních skupin a nezelené hmoty v jednotlivých variantách hnojení a měsíci odběru

Co se týče závislosti jednotlivých funkčních skupin a nezelené biomasy na úrovni N hnojení (graf 5), tak byly stanoveny korelační (R; určuje sílu závislosti) a determinační koeficienty (R²; určuje z kolika procent je závisle proměnná ovlivněna nezávisle proměnnou), hodnota p (hladina významnosti) a rovněž rovnice průběhu závislosti pro každou skupinu následovně:

- celková nadzemní biomasa [g.m⁻²]
 $y = - 40,3056 + 252,6278*x$; R = 0,6808; R² = 0,4636; p = 0,001
- trávy [g.m⁻²]
 $y = - 198,1958 + 245,2271*x$; R = 0,6076; R² = 0,3692; p = 0,001
- jeteloviny [g.m⁻²]
 $y = 31,2509 - 8,9757*x$; R = - 0,4581; R² = 0,2099; p = 0,001
- byliny [g.m⁻²]
 $y = 140,8208 - 36,6833*x$; R = - 0,4880; R² = 0,2381; p = 0,001
- non-green [g.m⁻²]
 $y = - 14,1815 + 53,0597*x$; R = 0,3956; R² = 0,1565; p = 0,003

Na základě těchto údajů je možné pozorovat silnou závislost celkového množství nadzemní hmoty a množství trav na množství aplikovaného N. Celkové množství nadzemní biomasy bylo ovlivněno ze 46 % variantou hnojení, množství trav pak ze 37 %. To znamená, že se zvyšující dávkou N hnojení rostlo množství jak celkové nadzemní biomasy, tak trav. Opačný trend je vidět u jetelovin, se vzrůstající dávkou N hnojení klesalo množství jetelovin a bylin. Jedná se o středně silnou závislost na variantě hnojení, množství jetelovin je variantou N hnojení ovlivněno z 21 % a množství bylin z 24 %.



Graf 5: Vztah mezi N hnojením a množstvím nadzemní biomasy a zastoupení jednotlivých skupin

5.1.2 Výška porostu

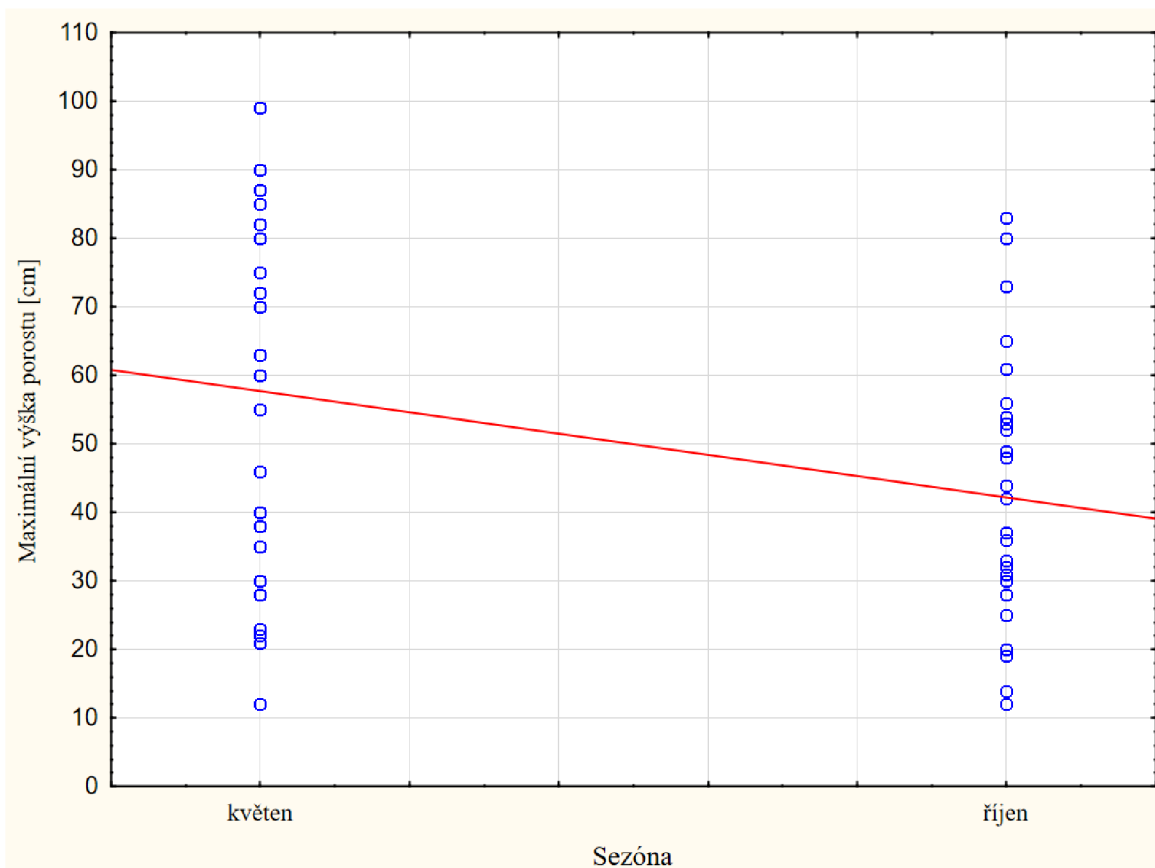
Analýzou hlavních efektů byl zjištěn statisticky významný rozdíl ve výšce porostu mezi variantami hnojení ($p = 0,001$) i mezi měsíci odběru ($p = 0,001$). Po podrobnějším vyhodnocení byl statisticky průkazný rozdíl ve výšce porostu mezi všemi variantami hnojení viz tabulka 4.

Tabulka 4: Průměrné výšky porostu a výsledky Tukey HSD testu (analýza hlavních efektů) pro varianty hnojení a sezóny.

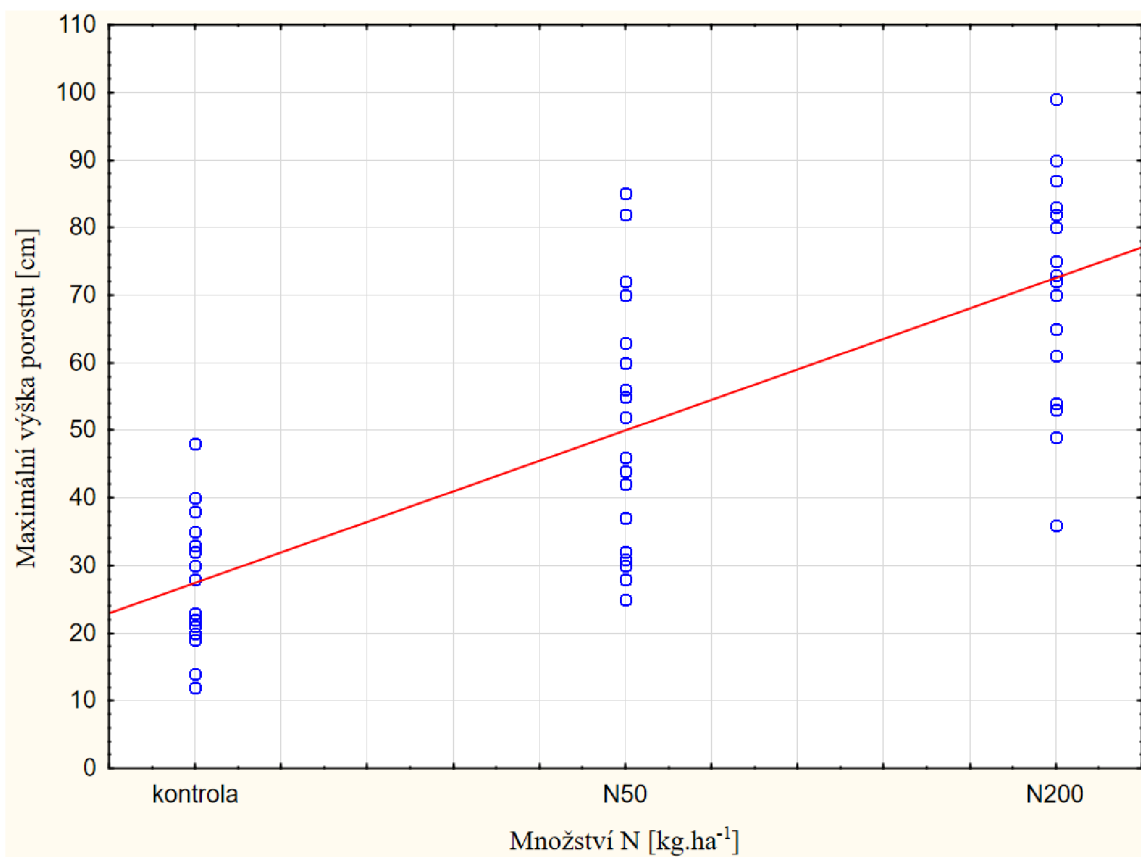
Výška [cm]		Hladina významnosti p		
Hnojení		Kontrola	N50 + PK	N200 + PK
Kontrola	27,056		0,001	0,001
N50 + PK	50,556	0,001		0,001
N200 + PK	72,167	0,001	0,001	
Sezóna		Květen		Říjen
Květen	57,667			0,001
Říjen	42,185	0,001		

Červeně označené hodnoty značí průkazné rozdíly mezi variantami na hladině významnosti $\alpha < 0,05$

Na grafech 6 a 7 lze pozorovat vliv aplikovaného množství N hnojení a sezóny na maximální výšku porostu. Mezi sezónou a výškou porostu je středně silná závislost, sezóna ovlivňovala výšku porostu jen z 11 % a to v klesajícím trendu. Je možné pozorovat, že mezi hnojením a výškou porostu je silná závislost, výška porostu byla z 60 % ovlivněna variantou hnojení, to znamená že se zvyšující se dávkou N hnojení rostla maximální výška porostu.



Graf 6: Korelace mezi sezónou a maximální výškou porostu. Regresní koeficient (R) = - 0,325; determinační koeficient (R²) = 0,106; p = 0,016; y = 73,1481 - 15,4815*x

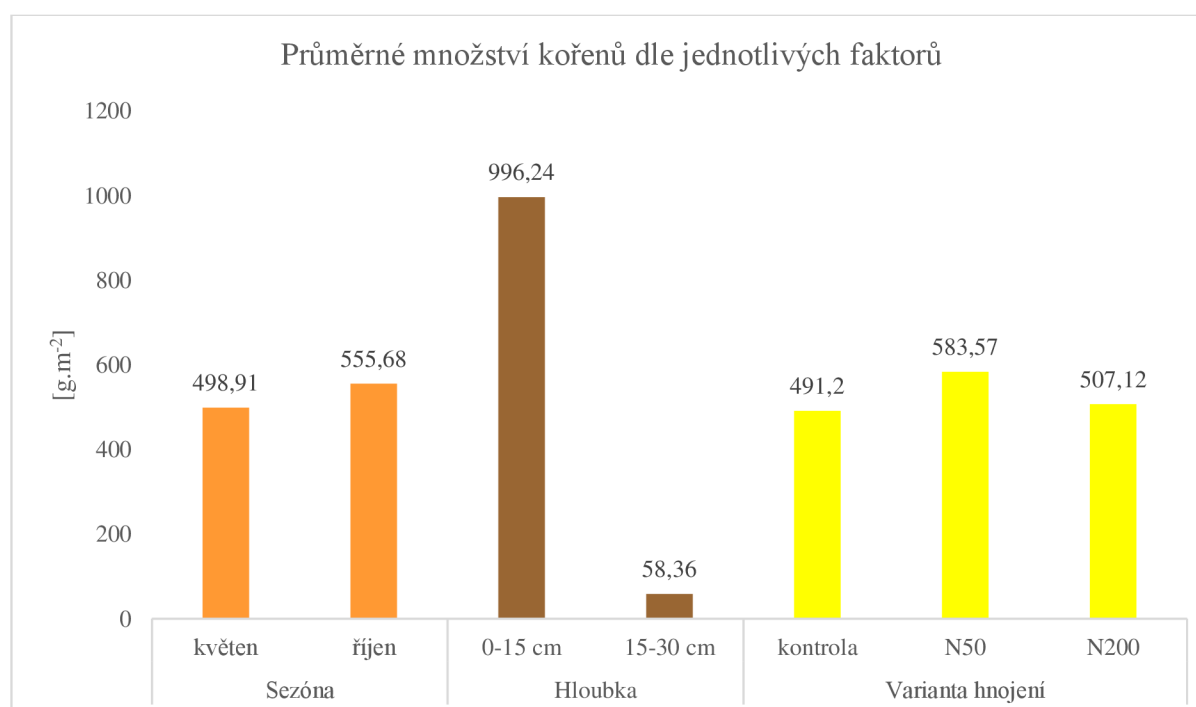


Graf 7: Korelace mezi množstvím N hnojení a maximální výškou porostu. Regresní koeficient (R) = 0,774; determinační koeficient (R²) = 0,599; p = 0,001; y = 4,8148 + 22,5556*x

5.2 Podzemní biomasa

5.2.1 Množství kořenové biomasy

Ze statistických analýz byl zjištěn významný rozdíl v množství kořenů na jednotku plochy (1 m²) pouze mezi vrstvami 0-15 cm a 15-30 cm (hloubka; p <0,001), nebyl prokázán průkazný rozdíl v množství kořenů mezi variantami hnojení (p=0,344) a ani mezi měsíci odběru (p=0,304). V grafu 8 je možné vidět průměrné množství kořenů dle jednotlivých nezávisle proměnných faktorů. Na první pohled je vidět výrazně méně kořenů v hlubší vrstvě. V květnu v horní vrstvě bylo cca 96 % kořenů a v říjnu 93 % kořenů. V horní vrstvě bylo nejvíce kořenové biomasy při hnojení dávkou N50 + PK (1102,9 g.m⁻²), ve spodní vrstvě bylo více kořenové biomasy na hnojených variantách N50 + PK a N200 + PK (64 g.m⁻² u obou variant). Průměrné množství kořenové biomasy na jednotku objemu podle jednotlivých faktorů lze vidět v tabulce 5.

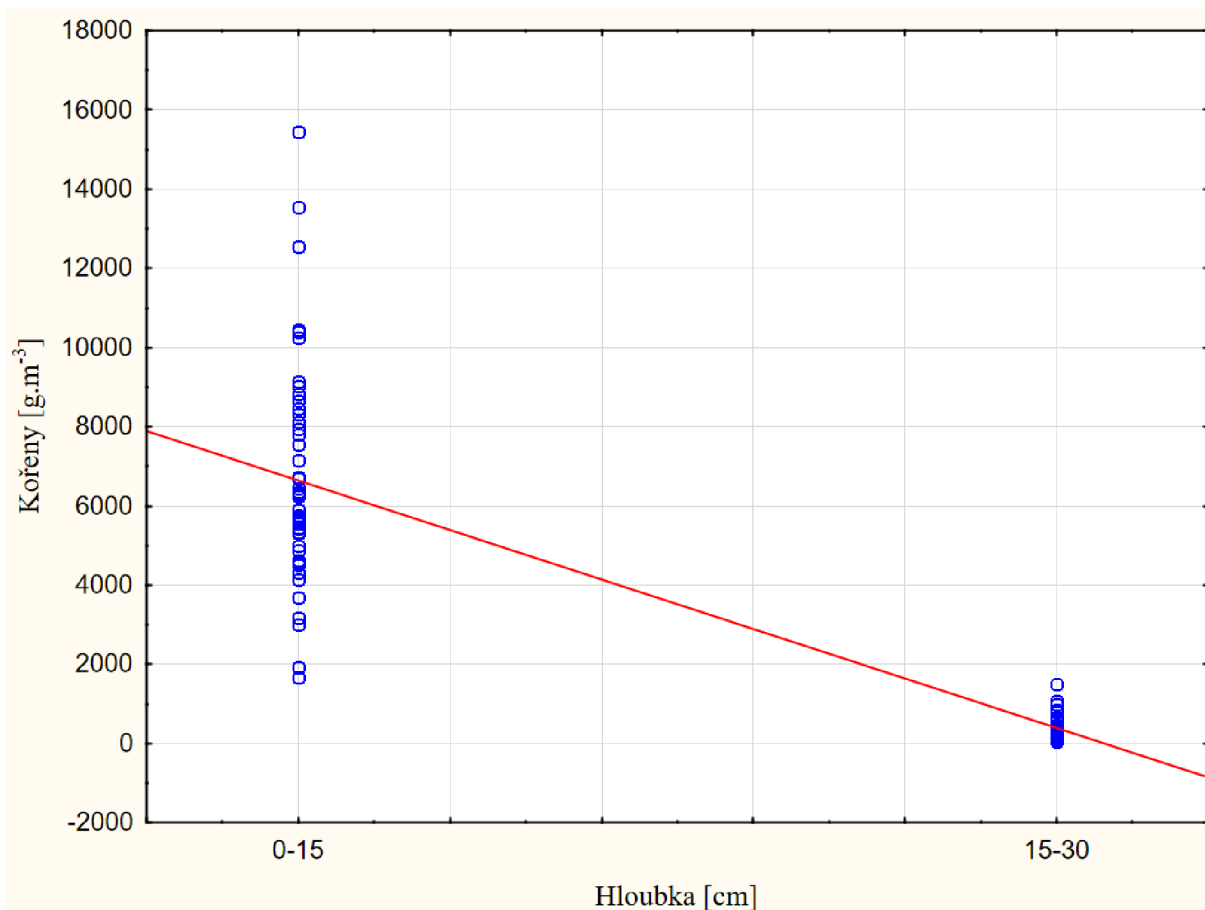


Graf 8: Průměrné množství kořenů na jednotku plochy dle jednotlivých faktorů

Tabulka 5: Průměrné množství kořenů dle jednotlivých faktorů

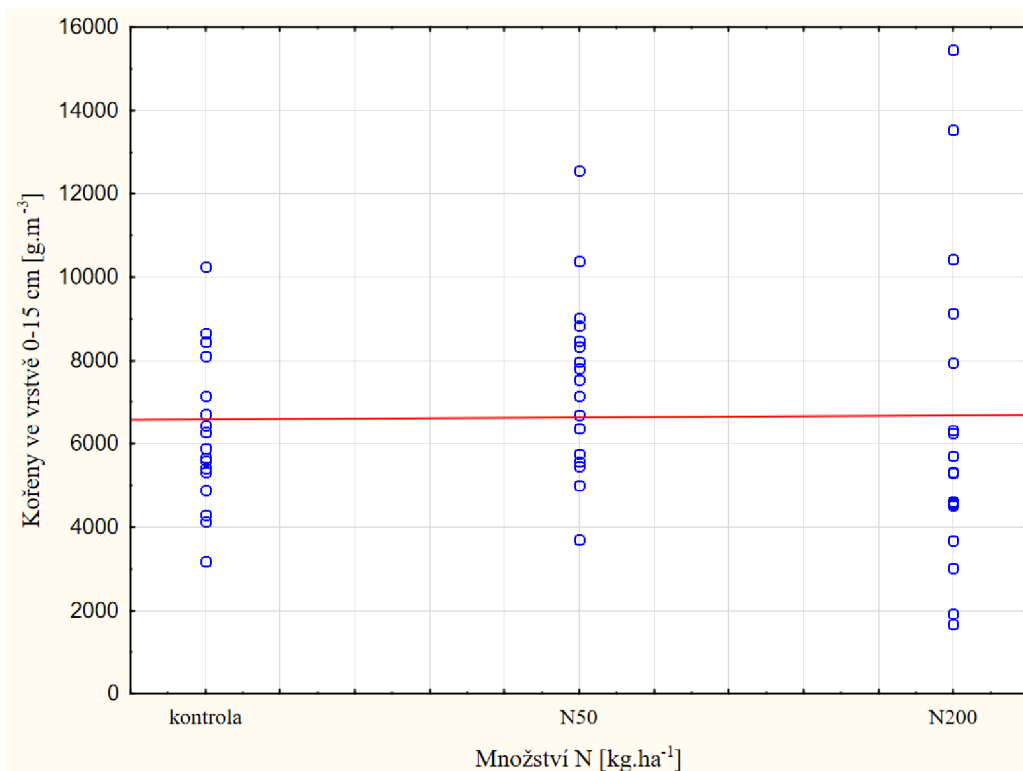
	Sezóna		Hloubka		Varianta hnojení		
	květen	říjen	0-15 cm	15-30 cm	kontrola	N50 + PK	N200 + PK
Průměrné množství kořenů [g.m ⁻³]	3326,10	3704,50	6641,60	389,00	3274,70	3890,50	3380,80

Na základě regresní analýzy byla zjištěna silná závislost mezi vrstvami půdního profilu a množstvím kořenů (graf 9). Hloubka půdního profilu ovlivňovala množství kořenů ze 73 %.

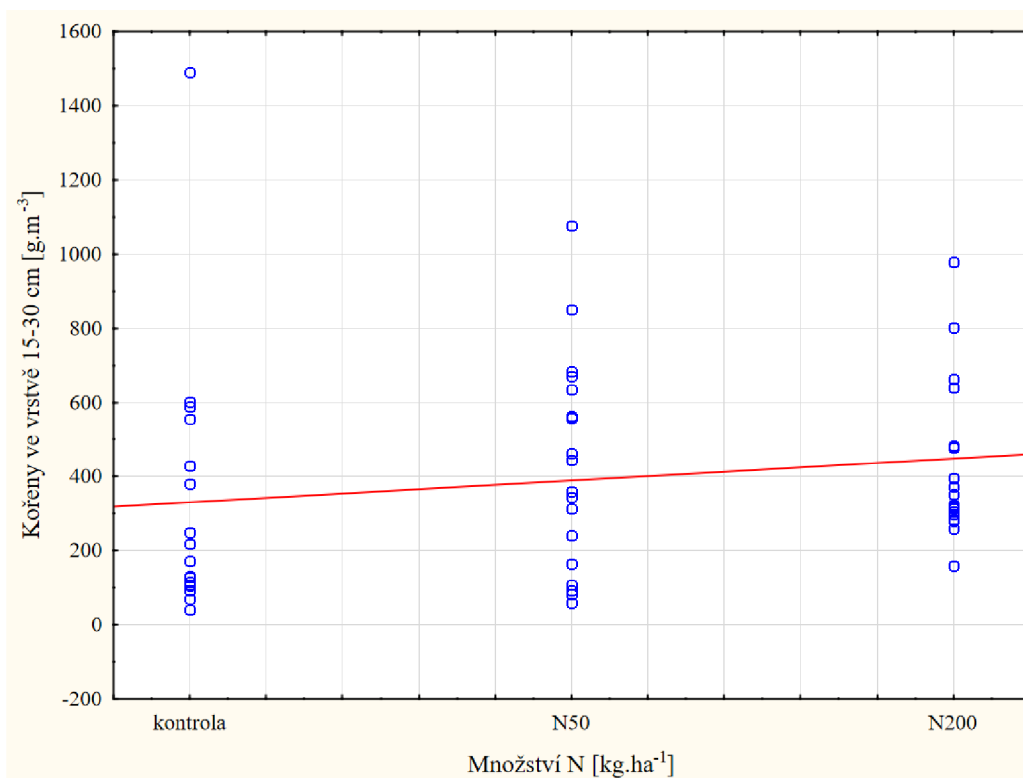


Graf 9: Vztah hloubky půdního profilu a množství kořenů. Regresní koeficient (R) = - 0,856; determinační koeficient (R²) = 0,733; p = 0,001; $y = 12894,1119 - 6252,5332 \cdot x$

Nebyla zjištěna signifikantní korelace mezi variantou N hnojení a množstvím kořenů, nicméně dle grafů 10a,b je možné pozorovat, že se zvyšující se dávkou N hnojení mělo množství kořenové biomasy ve vrstvě 15-30 cm tendenci se zvyšovat, zatímco ve vrstvě 0-15 cm je přímka množství kořenové biomasy prakticky konstantní.

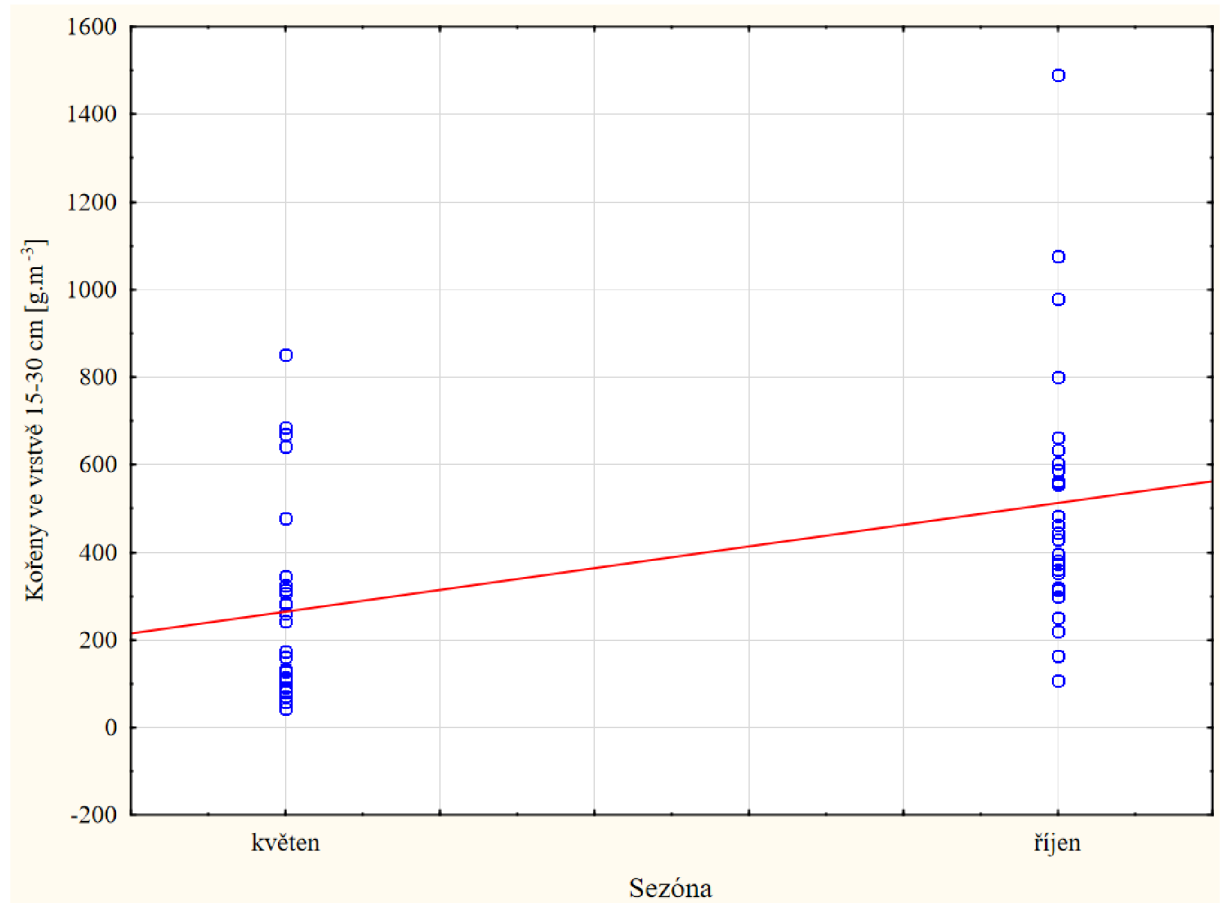


Graf 10a: Korelace mezi množstvím N hnojení a množstvím kořenů v horní vrstvě půdy.
 Regresní koeficient (R) = 0,014; determinační koeficient (R²) = 0,000; p = 0,918; y = 6548,0292 + 46,7747*x



Graf 10b: Korelace mezi množstvím N hnojení a množstvím kořenů v hlubší vrstvě půdy.
 Regresní koeficient (R) = 0,170; determinační koeficient (R²) = 0,029; p = 0,220; y = 270,2687 + 59,3884*x

Sezóna měla významný vliv na množství kořenové biomasy ve vrstvě 15-30 cm viz graf 11, zatímco ve vrstvě 0-15 cm neměla signifikantní význam ($R = 0,0957$; $R^2 = 0,0092$; $p = 0,491$). V hloubce 15-30 cm půdního horizontu došlo v říjnu k nárůstu kořenové biomasy o 48,5 % oproti květnu.



množstvím non-green. Opět byly stanoveny korelační a determinační koeficienty, hodnota p a rovněž rovnice průběhu závislosti pro každou skupinu následovně:

- korelace mezi množstvím trav a množstvím kořenů ve vrstvě 0-15 cm
 $R = 0,006$; $R^2 = 0$; $p = 0,969$; $y = 994,3093 + 0,0066*x$
- korelace mezi množstvím trav a množstvím kořenů ve vrstvě 15-30 cm
 $R = -0,109$; $R^2 = 0,012$; $p = 0,4321$; $y = 62,5058 - 0,0142*x$
- korelace mezi množstvím jetelovin a množstvím kořenů ve vrstvě 0-15 cm
 $R = 0,131$; $R^2 = 0,017$; $p = 0,344$; $y = 952,8245 + 3,2645*x$
- korelace mezi množstvím jetelovin a množstvím kořenů ve vrstvě 15-30 cm
 $R = 0,047$; $R^2 = 0,002$; $p = 0,735$; $y = 56,6751 + 0,1264*x$
- korelace mezi množstvím bylin a množstvím kořenů ve vrstvě 0-15 cm
 $R = 0,027$; $R^2 = 0,001$; $p = 0,847$; $y = 984,4828 + 0,1743*x$
- korelace mezi množstvím bylin a množstvím kořenů ve vrstvě 15-30 cm
 $R = -0,044$; $R^2 = 0,002$; $p = 0,753$; $y = 60,4228 - 0,0306*x$
- korelace mezi množstvím non-green a množstvím kořenů ve vrstvě 0-15 cm
 $R = 0,264$; $R^2 = 0,07$; $p = 0,054$; $y = 908,1972 + 0,9576*x$
- korelace mezi množstvím non-green a množstvím kořenů ve vrstvě 15-30 cm
 $R = 0,359$; $R^2 = 0,129$; $p = 0,008$; $y = 45,4423 + 0,1405*x$

Maximální výška porostu neměla významný vliv na množství kořenů, nicméně data naznačují, že výška ovlivňuje množství kořenů spíše v horní vrstvě půdy než ve spodní.

- vztah mezi maximální výškou porostu a množstvím kořenů ve vrstvě 0-15 cm
 $R = 0,128$; $R^2 = 0,017$; $p = 0,355$; $y = 889,1058 + 2,1458*x$
- vztah mezi maximální výškou porostu a množstvím kořenů ve vrstvě 15-30 cm
 $R = -0,032$; $R^2 = 0,001$; $p = 0,818$; $y = 61,2433 - 0,0578*x$

6 Diskuze

Udržování optimálního výživného režimu pomocí aplikace hnojiv je běžná praxe. Když pomíneme rizika při nadměrné aplikaci živin pro životní prostředí (Banger et al. 2017), aplikace hnojiv může být výhodná hned z několika důvodů. Hnojení dodává půdě živiny, které jsou v půdě v nedostatečném množství a zároveň jsou nezbytné pro růst a vývoj rostlin. Hnojení může zvýšit kvalitu porostu tím, že podpoří růst trav a dalších nutričně kvalitních složek píce pro zvířata (Novák 2004), zároveň může vést k vyššímu výnosu (Głab & Kacorzyk 2011). Rovněž vhodná dávka hnojení může vést ke zvýšení biodiverzity u degradovaných luk, tím, že poskytne živiny pro různé druhy rostlin a mikroorganismů (Bai et al. 2010). Správné hnojení rovněž zlepšuje strukturu půdy a její retenční schopnost, čímž se předchází erozi (Tasser et al. 2003). Důkladná analýza půdy a sledování doporučení pro použití hnojiv jsou klíčové pro úspěšné hnojení luk (Bai et al. 2021).

6.1 Nadzemní biomasa a její vliv na podzemní biomasu

Głab & Kacorzyk (2011) ve svém pokusu s různými variantami hnojení, který také probíhal na pozemcích, kde převažovaly kambizemě, zjistili, že u všech variant, kde proběhla aplikace hnojiv vzrostly výnosy nadzemní biomasy v porovnání s kontrolní nehnojenou variantou. To je v souladu s výsledky této práce (graf 3). Chen et al. (2011) dodávají, že v jejich experimentu, který ovšem probíhal v Mongolsku, došli k závěrům, že se množství nadzemní biomasy zvýšilo v reakci na aplikovaný dusík, pouze když průměrný úhrn srážek byl podobný nebo vyšší než dlouhodobý normál. Tím pádem naznačili, že účinnost aplikace dusíku může záviset na dostupnosti vody. To výsledky této práce nepotvrdily, navzdory tomu, že průměrný úhrn srážek za vegetační období byl nižší oproti dlouhodobému normálu. To je pravděpodobně způsobeno teplotními rozdíly (Jobbágy et al. 2002) mezi Mongolskem a ČR.

V této práci byly pozorovány rozdíly ve výnosu nadzemní biomasy mezi měsíci odběru. To, že byl vyšší výnos nadzemní biomasy v květnu ve srovnání se říjnem je snadno vysvětlitelné tím, že produktivita travních porostů mírného pásma je omezena reakcí rostlin na nízké teploty, což ovlivňuje zimní vytrvalost a sezónní rychlost růstu. V zimním období je růst omezován kombinací nízké teploty a nedostatku dostupného světla, ale v předjaří je hlavním limitujícím faktorem nízká teplota půdy. Jakmile se teplota zvýší, stimuluje se růst, což má za následek vrchol růstu na jaře, než tempo růstu později v sezóně poklesne (Wingler & Hennessy 2016). S tím souhlasí Hurtado-Uria et al. (2013) tvrzením, že vrcholný růst trav nastává koncem jara a začátkem léta a růst na konci léta a na podzim je omezen, protože teplota a intenzita slunečního záření klesá.

Co se týče zastoupení funkčních skupin, tak s rostoucími dávkami N hnojení se zvyšovalo zastoupení trav a snižovalo se zastoupení jetelovin (graf 4 a graf 5). Tato zjištění potvrdila stanovené hypotézy. To je v souladu se studiemi ostatních autorů (Suding et al. 2005; Stevens et al. 2006; Kidd et al. 2017; Kübert et al. 2019; Weggler et al. 2019; Zarzycki & Kopec 2020). Předpokládá se, že je to způsobeno posunem od podzemní konkurence o živiny k nadzemní soutěži o světlo. Druhy, konkrétně jeteloviny, které podporují bakterie fixující dusík, jsou špatnými konkurenty o světlo, a proto jsou následkem zvýšené aplikace N hnojení vytlačeny

konkurenceschopnějšími travami (Suding et al. 2005; Tognetti et al. 2021). S rostoucí dávkou N hnojení se rovněž zvyšovala maximální výška porostu (graf 7), to je v souladu s Głęb & Kacorzyk (2011), jelikož N hnojení podporuje růst vzrůstných trav na úkor jetelovin a trav nižšího vzrůstu.

Celkové množství nadzemní biomasy v této práci nemělo vliv na množství kořenů. Rovněž množství ani podíl jednotlivých funkčních skupin neměl vliv na množství kořenů. Wenhong et al. (2008) pozorovali, že s rostoucím množstvím nadzemní biomasy se zvyšovalo množství podzemní biomasy, nicméně to nebylo popsáno jako vzájemně se ovlivňující faktory, ale oba faktory byly závislé na lokalitě, a především na množství srážek. Liu et al. (2021) dodávají, že vzorce alokace biomasy se mění podél srážkového gradientu, ale jsou výrazně druhově odlišné.

Dále v této práci bylo pozorováno, že vyšší množství nezelené biomasy (non-green) mělo mírný vliv na množství kořenů v hlubší vrstvě, tj. se zvyšujícím se množstvím nezelené biomasy se zvyšovalo množství kořenů v hlubší vrstvě. To bylo pravděpodobně způsobeno tím, že rostliny ztratily fotosynteticky aktivní plochu a přeměrovaly zdroje do růstu kořenů (Aerts & Chapin 2000; Bennett et al. 2012; Brant & Chen 2015).

6.2 Podzemní biomasa

V této práci byl zjištěn významný rozdíl v množství kořenové biomasy pouze mezi vrstvami půdního horizontu (0-15; 15-30) viz graf 8, 9 a tabulka 5. Přes 90 % kořenů se nacházelo v horní vrstvě půdy, to je v souladu s ostatními studiemi Jackson et al. (1996), Mueller et al. (2013), Liu et al. (2020), které tvrdí, že většinové množství kořenů travních porostů se nachází v horní vrstvě půdního horizontu. Důležitou roli hraje i teplota, která většinou část vegetační sezóny převyšovala průměrné teploty dlouhodobého normálu (graf 1). Výsledky Wu et al. (2014) poskytují důkaz, že rostliny mohou reagovat na změnu klimatu změnou svých kořenů tak, aby byly tenčí, mělčí a zvýšily svou rychlost obratu, což naznačuje, že tok C v půdě a koloběh živin by se zrychlil v důsledku rychlého obratu jemných kořenů pod zvýšeným teploty.

Nebyla potvrzena stanovená hypotéza, která říkala, že hnojení ovlivňuje množství kořenové biomasy. Ve výsledcích této práce neměla varianta hnojení signifikantní vliv na množství kořenů viz grafy 8 a 10a,b. Avšak například Tomaškin et al. (2013) ve své studii zjistili významný vliv N hnojení na množství kořenové biomasy. Konkrétně se ve své práci zabývali vlivem různých dávek minerálního hnojení na produkci podzemní a nadzemní rostlinné biomasy tří různých typů travních porostů, stanovením poměru R:S (kořen:odnož) a dobou obratu podzemní rostlinné biomasy. Na každém travním porostu aplikovali 4 varianty hnojení – kontrola, pouze PK, N90 + PK, N180 + PK. Byl prokázán specifický stimulační vliv dusíku na produkci kořenové biomasy. Nejvyšší množství kořenové biomasy bylo u intenzivně hnojených porostů. Hejduk & Hrabě (2003) rovněž pozorovali nárůst podzemní biomasy v důsledku aplikace vyššího množství N hnojiv (N90 + PK). Na nehnojených stanovištích uvádějí produkci o 92 g.m⁻² nižší než na hnojených. Ačkoli v této práci byl rovněž pozorován

nárůst kořenové biomasy z nehnojených 491,2 g.m⁻² na 583,57 g.m⁻² u hnojené varianty N50 + PK, nebylo to shledáno statisticky významné.

Holub et al. (2013) zjistili, že hnojení dávkou N90 + PK vedlo ke zvýšení množství kořenové biomasy oproti nehnojené variantě, nicméně záleželo na roku. Dále zjistili, že intenzivní hnojení N180 + PK vedlo spíše k poklesu množství kořenové biomasy a vyšší produkci nadzemní biomasy. V případě této práce byl také pozorován pokles v množství kořenové biomasy mezi variantou N50 + PK a N200 + PK viz graf 8, ale opět byl statisticky nevýznamný. Keller et al. (2022) také pozorovali vliv N hnojení na kořenový systém a došli k závěru, že přídavek N zvýšil množství kořenové biomasy pouze na místech s nízkou depozicí N, ale na místech s vysokou depozicí N ho snížil. Peng et al. (2017) zase dodávají, že přídavek N snižuje produkci kořenů a rychlost obratu kořenů v globálním měřítku. Keller et al. (2022) to odůvodňují tím, že přídavky N hnojení v oblastech s vysokou depozicí N vedou ke zvýšenému obratu kořenů. To znamená ke zrychlení odumírání starých kořenů a jejich nahrazování novými. Navíc naznačují, že zatímco přídavek dusíku zvyšuje obrat kořenů v oblastech s vysokou depozicí dusíku, neovlivňuje produkci nových kořenů. Toto tvrzení je v souladu s koncepčním modelem životnosti tkáně. Podle tohoto modelu, jakmile rostliny dosáhnou bodu nasycení dusíkem (mají dusíku dostatek), má životnost jejich kořenů tendenci se snižovat. To se děje proto, že při saturaci dusíkem jsou relativní náklady na udržování kořenové tkáně vyšší ve srovnání s příjmem dusíku kořeny. V důsledku toho se obrat kořenů zvyšuje, protože rostliny upřednostňují efektivní alokaci zdrojů (Smithwick et al. 2013). Ovšem Keller et al. (2022) dodávají, že jejich pozorování se velmi lišilo na úrovni lokalit.

Další vliv na tvorbu kořenové biomasy má rok pěstování (Mrkvička et al. 2004). Jeho vliv tvoří agroklimatické podmínky (Tomaškin et al. 2013). Proto je pravděpodobné, že v této práci nebyl zjištěn významný vliv hnojení na množství kořenů, jelikož data pocházela pouze z jednoho roku. Dle Tomaškin et al. (2013) produkce kořenové biomasy je v klimaticky suchém roce výrazně vyšší než v klimaticky normálních a vlhkých letech. A vysvětlují to anatomickými a morfologickými charakteristikami adaptace zakořeňování rostlin při stresu ze sucha. Kdy deficit půdní vláhy brání růstu nadzemních asimilačních částí, což má za následek vyšší tvorbu kořenů. Dá se říct, že tato adaptace snižuje ztráty vody transpirací a zároveň umožní čerpat vodu z hlubších vrstev půdy.

Mrkvička et al. (2004) dodávají, že kromě množství kořenové biomasy, minerální hnojení ovlivňuje i vertikální distribuci kořenů. V jejich experimentu nejvyšší množství kořenové biomasy bylo ve vrstvě 0-10 cm. Dusíkaté hnojení způsobilo vytlačení kořenové biomasy směrem k povrchu. V prezentovaných pokusných letech dosáhl podíl kořenové biomasy do 10 cm hloubky v kontrolní variantě 87,5 %, při ošetřeních N100 + PK 90,2 % a na pozemku hnojeném N200 + PK 92,6 %. To není v souladu s výsledky této práce, jelikož zde bylo nejvíce kořenové biomasy v horní vrstvě na variantě hnojení N50 + PK.

Dále byl prokázán vliv sezóny na množství kořenové biomasy ve vrstvě 15-30 cm půdního horizontu (graf 11). V říjnu se v hloubce 15-30 cm půdního horizontu nacházelo větší množství kořenové biomasy než v květnu. To mohlo být způsobeno aktuálními srážkovými poměry, které byly v září i říjnu výrazně nižší oproti průměrným hodnotám dlouhodobého normálu viz graf 2. Tím pádem je možné, že rostliny zvýšily růst kořenů do hlubších vrstev za účelem získání více dostupné vody a případně i živin. To potvrzují Nipert & Holdo (2014), podle nichž je omezená dostupnost vody klíčovým regulátorem procesů jednotlivých rostlin,

společenství a ekosystémů. Maximální hloubka zakořenění se běžně používá k charakterizaci náchylnosti rostlinných druhů k suchu. To spočívá na předpokladu, že hluboce zakořeněné druhy rostlin by měly k využití větší celkový objem půdní vody a měly by být méně náchylné k epizodickým změnám v dostupnosti vody. Nezávisle na maximální hloubce zakořenění mohou růstové reakce a náchylnost k suchu ovlivnit strategie zakořenění založené na rozdílech v alokaci biomasy s hloubkou, plasticitě příjmu ve vztahu k dostupnosti vody a změnám ve schopnosti transportu vody. Jinými slovy, kořenová architektura a distribuce mohou být pro příjem vody a případnou transpiraci důležitější než maximální hloubka zakořenění. Liu et al. (2020) dodávají, že v jejich pokusu morfologické charakteristiky kořenů rostlin významně ovlivnily schopnost infiltrace půdní povrchové vody. Hustota a složitost kořenových systémů rostlin se snižovala s hloubkou půdy a kořeny byly distribuovány hlavně blízko povrchu půdy až do hloubky 20 cm pro různé travní porosty.

Zároveň by výsledky této práce mohly souviset s tím, že se nejvíce kořenů vyvíjí v letě a na podzim (Wang 2016). To potvrzují Mrkvička et al. (2004) tím, že v jejich studii množství kořenové biomasy bylo ovlivněno sezónními změnami, nejčastěji se pokles objevil v květnu a další nárůst v podzimních měsících. S tím souhlasí rovněž Holub et al. (2013), kteří říkají, že většinou byly zjištěny významně vyšší hodnoty kořenové biomasy v poslední části vegetačního období. Toto bylo doloženo větším množstvím zaznamenaných kořenů v podzimních měsících a hodnoceno téměř u všech aplikovaných postupů.

Parametry nadzemní a podzemní biomasy travních porostů jsou důležité pro charakterizaci regionálních a globálních koloběhů uhlíku v travních ekosystémech a vzhledem k tomu, že změny v alokaci biomasy mohou ovlivnit fungování ekosystému a plnění ekosystémových služeb, je potřeba dalšího výzkumu zejména v kontextu změn životního prostředí.

7 Závěr

Cílem diplomové práce bylo zhodnotit, jak se s různým množstvím aplikovaných živin mění podíl agrobotanických skupin rostlinných druhů lučního porostu. Dalším cílem bylo posoudit distribuci kořenů v různých hloubkách a popsat základní architekturu kořenového systému. Z literární rešerše vyplývá, že jednotlivé funkční skupiny rostlinných druhů, nacházející se v lučním porostu mají morfologicky rozdílné kořenové systémy, pro trávy je typický svazčitý kořenový systém, zatímco pro jeteloviny hlavní kůlový kořen. Tato variabilita hraje důležitou roli v získávání živin a vody a podporuje stabilitu lučního ekosystému. Z experimentu provedeného v Senožatech na travním porostu typu *Arrhenatherion elatioris* bylo vyhodnoceno, že:

- Byla potvrzena hypotéza, že dlouhodobé hnojení ovlivňuje botanické složení porostu, s rostoucí dávkou N hnojení se zvyšovalo celkové množství nadzemní biomasy i množství trav a snižovalo se množství jetelovin a ostatních dvouděložných druhů.
- Měsíc odběru měl vliv na celkové množství nadzemní biomasy, u hnojených variant bylo více celkové nadzemní biomasy pozorováno v květnu než v říjnu.
- V říjnu byl rovněž pozorován dramatický nárůst nezelené biomasy oproti květnu
- Byla potvrzena hypotéza, že dávka N hnojení koreluje s výškou porostu, maximální výška porostu byla ze 60 % ovlivněna dávkou N hnojení, tj. se zvyšující dávkou N hnojení rostla maximální výška porostu.
- Maximální výška porostu korelovala se sezónou v klesajícím trendu, to znamená, že v květnu průměrně dosahoval porost vyšší výšky než v říjnu.
- Hypotéza, že hnojení ovlivňuje množství podzemní biomasy byla statisticky neprůkazná, ačkoli byly pozorovány změny v množství podzemní biomasy napříč variantami hnojení. Největší množství kořenů bylo pozorováno na variantě hnojení N50 + PK.
- Statisticky významný rozdíl v množství kořenů byl zjištěn mezi vrstvami půdního horizontu, v horní vrstvě (0-15 cm) se nacházelo přes 90 % kořenů.
- Sezóna měla významný vliv na množství kořenů v hlubší vrstvě půdy (15-30 cm), výrazně vyšší množství kořenové biomasy bylo nalezeno v říjnu.
- Nebyl zjištěn vliv množství celkové nadzemní biomasy ani podílu jednotlivých funkčních skupin na množství podzemní biomasy.
- Vyšší množství nezelené biomasy pozitivně ovlivňovalo množství kořenů v hlubší vrstvě.
- Maximální výška porostu neměla významný vliv na množství kořenů.
- Hypotéza, že při nedostatku dostupných živin v půdě má luční porost tendenci rozvíjet kořenový systém hlouběji byla částečně vyvrácena, bylo pozorováno vyšší množství kořenové biomasy v hlubší vrstvě na hnojených variantách, ale zároveň je nutné brát v potaz, že reakce kořenového systému jsou velmi druhově specifické.

8 **Literatura**

- Aerts R, de Caluwe H. 1989. Aboveground Productivity and Nutrient Turnover of *Molinia Caerulea* along an Experimental Gradient of Nutrient Availability. *Oikos* **54**: 320–324.
- Aerts R, Chapin FS. 2000. The Mineral Nutrition of Wild Plants Revisited: A Re-Evaluation of Processes and Patterns. *Advances in Ecological Research* **30**: 1–67.
- Argenti G, Staglianò N, Bellini E, Messeri A, Targetti S. 2020. Environmental and management drivers of alpine grassland vegetation types. *Italian Journal of Agronomy* **15**: 156–164.
- Bai Y, Cotrufo MF. 2022. Grassland soil carbon sequestration: Current understanding, challenges, and solutions. *Science* **377**: 603–608.
- Bai Y, Wu J, Clark CM, Naeem S, Pan Q, Huang J, Zhang L, Guohan X. 2010. Tradeoffs and thresholds in the effects of nitrogen addition on biodiversity and ecosystem functioning: Evidence from inner Mongolia Grasslands. *Global Change Biology* **16**: 889–889.
- Bai Y, Xia J, Schellenberg MP, Yan R, Zhang R, Lv S, Wei Z. 2021. Fertilizer addition induces a cascade of plant community responses in a meadow. *Applied Ecology and Environmental Research* **19**: 3805–3821.
- Bakker L, Barry K, Mommer L, Ruijven J. 2021. Focusing on individual plants to understand community scale biodiversity effects: the case of root distribution in grasslands. *Oikos* **130**: 1954–1966.
- Bakker L, Mommer L, Ruijven J. 2018. Using root traits to understand temporal changes in biodiversity effects in grassland mixtures. *Oikos* **128**: 208–220.
- Banger K, Yuan M, Wang J, Nafziger ED, Pittelkow CM. 2017. A Vision for Incorporating Environmental Effects into Nitrogen Management Decision Support Tools for U.S. Maize Production. *Frontiers in Plant Science* **8**, 1270.
- Bengtsson J, Bullock J, Egoh B, Everson C, Everson T, O'Connor T, O'Farrell PJ, Smith H, Lindborg R. 2019. Grasslands—more important for ecosystem services than you might think. *Ecosphere* **10**, e02582.
- Bennett E, Roberts JA, Wagstaff C. 2012. Manipulating resource allocation in plants. *Journal of Experimental Botany* **63**: 3391–3400.
- Berendse F. 1982. Competition between plant populations with different rooting depths. *Oecologia* **53**: 50–55.
- Bliss K, Jones RH, Mitchell RJ, Mou PP. 2002. Are competitive interactions influenced by spatial nutrient heterogeneity and root foraging behavior? *New Phytologist* **154**: 409–417.
- Boch S, Kurtogullari Y, Allan E, Lessard-Therrien M, Rieder N, Fischer M, Martínez-De León G, Arlettaz R, Humbert JY. 2021. Effects of fertilization and irrigation on vascular plant species richness, functional composition and yield in mountain grasslands. *Journal of Environmental Management* **279**, 111629.

- Borer E, Grace J, Harpole W, MacDougall A, Seabloom E. 2017. A decade of insights into grassland ecosystem responses to global environmental change. *Nature Ecology and Evolution* **1**: 1–7.
- Brant AN, Chen HY. 2015. Patterns and Mechanism of Nutrient Resorption in Plants. *Critical reviews in Plant Sciences* **34**: 471–486.
- Brundrett M, Tedersoo L. 2018. Evolutionary history of mycorrhizal symbioses and global host plant diversity. *New Phytologist*. **220**: 1108–1115.
- Busch V, Klaus VH, Schäfer D, Prati D, Boch S, Müller J, Chisté M, Mody K, Blüthgen N, Fischer M, Hölzel N, Kleinebecker T. 2019 Will I stay or will I go? Plant species-specific response and tolerance to high land-use intensity in temperate grassland ecosystems. *Journal of Vegetation Science* **30**: 674–686.
- Campbell BD, Grime JP, Mackey JML. 1991. A trade-off between scale and precision in resource foraging. *Oecologia* **87**: 532–538.
- Capoen W, Oldroyd G, Goormachtig S, Holsters M. 2010. *Sesbania rostrata*: a case study of natural variation in legume nodulation. *New Phytology* **186**: 340–345.
- Carey PL, Curtin D, Scott CL. 2011. An improved procedure for routine determination of reserve-K in pastoral soils. *Plant Soil* **341**: 461–472.
- Carlier L, Rotar I, Vlahova M, Vidican R. 2009. Importance and Functions of Grasslands. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca* **37**: 25–30.
- Carlsson M, Merten M, Kayser M, Isselstein J, Wrage-Mönnig N. 2017. Drought stress resistance and resilience of permanent grasslands are shaped by functional group composition and N fertilization. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **236**: 52–60.
- Casper BB, Jackson RB. 1997. Plant competition underground. *Annual Review of Ecology and Systematics* **28**: 545–570.
- Clement B, Proctor M. 2009. Ecological Dynamics I: Vegetation as Bioindicator and Dynamic Community. Pages 282–303 in Maltby E, Barker T, editors. *The Wetlands Handbook*, 2 Volume Set. John Wiley & Sons, UK.
- Collins M, Nelson CJ, Moore KJ, Barnes RF. (eds.). 2017. *Forages: An Introduction to Grassland Agriculture*, 7th Edition Volume I. John Wiley & Sons, USA.
- Corcoz L, Păcurar F, Pop-Moldovan V, Vaida I, Stoian V, Vidican R. 2022. Mycorrhizal Patterns in the Roots of Dominant *Festuca rubra* in a High-Natural-Value Grassland. *Plants* **11**: 112.
- Cornwell WK, Grubb PJ. 2003. Regional and local patterns in plant species richness with respect to resource availability. *Oikos* **100**: 417–428.
- Craine J, Wedin D, Chapin F, Reich P. 2002. Relationship between the structure of root systems and resource use for 11 North American grassland plants. *Plant Ecology* **165**: 85–100.
- Craine JM, Dybzinski R. 2013. Mechanisms of plant competition for nutrients, water and light. *Functional Ecology* **27**: 833–840.

- Crespo IM, Weidlich E, Temperton V, Delory B. 2022. Assembly history modulates vertical root distribution in a grassland experiment. *Oikos*, e08886.
- ČHMÚ. 2023a. Územní teploty v roce 2023. Dostupné na: <https://www.chmi.cz/historicka-data/pocasi/uzemni-teploty#>.
- ČHMÚ. 2023b. Územní srážky v roce 2023. Dostupné na: <https://www.chmi.cz/historicka-data/pocasi/uzemni-srazky#>.
- de Vries FT, Brown C, Stevens CJ. 2016. Grassland species root response to drought: consequences for soil carbon and nitrogen availability. *Plant and Soil* **409**: 297–312.
- Delory B, Weidlich E, von Gillhaussen P, Temperton V. 2019. When history matters: The overlooked role of priority effects in grassland overyielding. *Functional Ecology* **33**: 2369–2380.
- DeMalach N 2018. Toward a mechanistic understanding of the effects of nitrogen and phosphorus additions on grassland diversity. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* **32**: 65–72.
- Einsmann JC, Jones RH, Mou P, Mitchell RJ. 1999. Nutrient foraging traits in 10 co-occurring plant species of contrasting life forms. *Journal of Ecology* **87**: 609–619.
- Ejrnæs R, Bruun H, Graae B. 2006. Community assembly in experimental Grasslands: suitable environment or timely arrival? *Ecology* **87**: 1225–1233.
- Ellenberg H. 1988. *Vegetation ecology of central Europe*. Cambridge University Press, Cambridge.
- English N, Weltzin JF, Fravolini A, Thomas L, Williams D. 2005. The influence of soil texture and vegetation on soil moisture under rainout shelters in a semi-desert grassland. *Journal of Arid Environments* **63**: 324–343.
- Fageria NK, Moreira A. 2011. The Role of Mineral Nutrition on Root Growth of Crop Plants. *Advances in Agronomy* **110**: 251–331.
- Ferro M, Zanine A, Ferreira D, de Souza A, Valério LG. 2015. Organic Reserves in tropical Grasses under Grazing. *American Journal of Plant Sciences* **6**: 2329–2338.
- Forde B, Lorenzo H. 2001. The nutritional control of root development. *Plant and Soil* **232**: 51–68.
- Fort F, Jouany C, Cruz P. 2012. Root and leaf functional trait relations in Poaceae species: Implications of differing resource-acquisition strategies. *Journal of Plant Ecology* **6**: 211–219.
- Francksen RM, Turnbull S, Rhymer CM, Hiron M, Bufe C, Klaus VH, Newell-Price P, Stewart G, Whittingham MJ. 2022 The Effects of Nitrogen Fertilisation on Plant Species Richness in European Permanent Grasslands: A Systematic Review and Meta-Analysis. *Agronomy* **12**, 2928.
- Frank DA. 2007. Drought effects on above- and belowground production of a grazed temperate grassland ecosystem. *Oecologia* **152**: 131–139.

- Fransen B, Kroon H, Berendse F. 2001. Soil Nutrient Heterogeneity Alters Competition between Two Perennial Grass Species. *Ecology* **82**: 2534–2546.
- Fujita Y, Robroek BJM, De Ruiter PC, Heil GW, Wassen MJ. 2010. Increased N affects P uptake of eight grassland species: the role of root surface phosphatase activity. *Oikos* **119**: 1665–1673.
- Fukami T. 2015. Historical Contingency in Community Assembly: Integrating Niches, Species Pools, and Priority Effects. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* **46**: 1–23.
- Garcia-Velazquez L, Rodriguez A, Gallardo A, Maestre FT, Santos E, Lafuente A, Fernandez M, Singh B, Wang J, Duran, J. 2020. Climate and soil micro-organisms drive soil phosphorus fractions in coastal dune systems. *Functional Ecology* **34**: 1690–1701.
- Gaujour E, Amiaud B, Mignolet C, Plantureux S. 2012. Factors and processes affecting plant biodiversity in permanent grasslands. A review. *Agronomy for Sustainable Development* **32**: 133–160.
- Gibson DJ. 2009. *Grasses and Grassland Ecology*. Oxford University Press, New York.
- Gill RA, Burke IC, Lauenroth WK, Milchunas DG. 2002. Longevity and Turnover of Roots in the Shortgrass Steppe: Influence of Diameter and Depth. *Plant Ecology* **159**: 241–251.
- Głąb T, Kacorzyc P. 2011. Root distribution and herbage production under different management regimes of mountain grassland. *Soil and Tillage Research* **113**: 99–104.
- Gould I, Quinton J, Weigelt A, Deyn GB, Bardgett R. 2016. Plant diversity and root traits benefit physical properties key to soil function in grasslands. *Ecology Letters* **19**: 1140–1149.
- Grime JP. 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. Wiley, London.
- Grime JP. 2006. *Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties*, Second Edition. John Wiley & Sons, Chichester.
- Hannaway DB, et al. 2023. The Grass Growth and Regrowth Project: Roots. Forage Information System. Oregon State University. Available from: <https://forages.oregonstate.edu/regrowth/how-does-grass-grow/developmental-phases/vegetative-phase/roots>
- Harpole W, Tilman D. 2007. Grassland species loss resulting from reduced niche dimension. *Nature* **446**: 791–793.
- Harpole, W., Sullivan, L., Lind, E. Firn J, Adler P, Borer E, Chase J, Fady P, Hautier Y, Hillebrand H, MacDougall A, Seabloom E, Williams R, Bakker J, Cadotte M, Chaneton E, Chu C, Cleland E, D'Antonio C, Wragg P. 2016. Addition of multiple limiting resources reduces grassland diversity. *Nature* **537**: 93–96.
- Hautier Y, Isbell F, Borer E, Seabloom E, Harpole W, Lind E, MacDougall A, Stevens C, Adler P, Alberti J, Bakker J, Brudvig L, Buckley Y, Cadotte M, Caldeira M, Chaneton E, Chu

- C, Daleo P, Dickman C, Hector A. 2018. Local loss and spatial homogenization of plant diversity reduce ecosystem multifunctionality. *Nature Ecology and Evolution* **2**: 50–56.
- Hautier Y, Niklaus P, Hector A. 2009. Competition for Light Causes Plant Biodiversity Loss After Eutrophication. *Science* **324**: 636–638.
- Heckathorn SA, Delucia EH. 1996. Retranslocation of shoot nitrogen to rhizomes and roots in prairie grasses may limit loss of N to grazing and fire during drought. *Functional Ecology* **10**: 396–400.
- Hejduk S, Hrabě F. 2003. Influence of different systems of grazing, type of swards and fertilizing on underground phytomass of pastures. *Plant soil environment* **49**: 18–23.
- Herben T, Šašek J, Balšánková T, Hadincova V, Krahulec F, Krak K, Pecháčková S, Skalova H. 2022. The shape of root systems in a mountain meadow: plastic responses or species-specific architectural blueprints? *New Phytologist* **235**: 2143–2145.
- Herben T, Vozábová T, Hadincová V, Krahulec F, Mayerová H, Pecháčková S, Skálová H, Krak K. 2018. Vertical root distribution of individual species in a mountain grassland community: does it respond to neighbours? *Journal of Ecology* **106**: 1083–1095.
- Hobbs RJ, Huenneke LF. 1992. Disturbance, Diversity, and Invasion: Implications for Conservation. *Conservation Biology* **6**: 324–337.
- Hodge A. 2004. The plastic plant: root responses to heterogeneous supplies of nutrients. *New Phytologist* **162**: 9–24.
- Holub P, Tůma I, Fiala K. 2013. Effect of fertilization on root growth in the wet submontane meadow. *Plant Soil Environment* **59**: 342–347.
- Hou E, Chen C, Luo Y, Zhou G, Kuang Y, Zhang Y, Heenan M, Lu X, Wen, D. 2018. Effects of climate on soil phosphorus cycle and availability in natural terrestrial ecosystems. *Global Change Biology* **24**: 3344–3356.
- Huang JY, Yu HL, Wang B, Li LH, Xiao GJ, Yuan ZY. 2012. Nutrient resorption based on different estimations of five perennial herbaceous species from the grassland in inner Mongolia, China. *Journal of Arid Environments* **76**: 1–8.
- Hurtado-Uria C, Hennessy D, Shalloo L, O'Connor D, Delaby L. 2013. Relationships between meteorological data and grass growth over time in the south of Ireland. *Irish Geography* **46**: 175–201.
- Chadwick OA, Kelly EF, Hotchkiss SC, Vitousek PM. 2007. Precontact vegetation and soil nutrient status in the shadow of Kohala Volcano, Hawaii. *Geomorphology* **89**: 70–83.
- Chen Q, Hooper DU, Lin S. 2011. Shifts in Species Composition Constrain Restoration of Overgrazed Grassland Using Nitrogen Fertilization in Inner Mongolian Steppe, China. *PLoS ONE* **6**, e16909.
- Chmelíková L, Hejzman M. 2012. Root system variability in common legumes in Central Europe. *Biologia* **67**: 116–125.

- Chytrý M. (ed.). 2007. Vegetace České republiky. 1. Travinná a keříčková vegetace. Academia, Praha.
- Jackson RB, Canadell J, Ehleringer JR, Mooney HA, Sala OE, Schulze ED. 1996. A Global Analysis of Root Distributions for Terrestrial Biomes. *Oecologia* **108**: 389–411.
- Jackson RB, Manwaring JH, Caldwell MM. 1990. Rapid physiological adjustment of roots to localized soil enrichment. *Nature* **344**: 58–60.
- Jacott CN, Murray JD, Ridout CJ. 2017. Trade-Offs in Arbuscular Mycorrhizal Symbiosis: Disease Resistance, Growth Responses and Perspectives for Crop Breeding. *Agronomy* **7**: 75.
- Janssens F, Peeters A, Tallowin J, Bakker JP, Bekker RM, Verweij G, Fillat F, Oomes MJM. 1997. Relationship between soil nutrients and plant diversity in grasslands: definition of limits for the maintenance and the reconstruction of species-rich communities. *Grassland Science in Europe* **2**: 315–322.
- Jesch A, Barry K, Ravenek J, Bachmann D, Strecker T, Weigelt A, Buchmann N, Kroon H, Gessler A, Mommer L, Roscher C, Scherer-Lorenzen M. 2018. Belowground resource partitioning alone cannot explain the biodiversity-ecosystem function relationship: A field test using multiple tracers. *Journal of Ecology* **106**: 2002–2018.
- Jobbágy E, Sala O, Paruelo J. 2002. Patterns and controls of primary production in the Patagonian Steppe. *Ecology* **83**: 307–319.
- Johnston EA. 2003 Potassium in Agriculture. European Fertilizer Manufacturers Association, Brussels.
- Kayser M, Isselstein J. 2005. Potassium cycling and losses in grassland systems. A review. *Grass and Forage Science* **60**: 213–224.
- Keller A, Walter Ch, Blumenthal D, Borer E, Collins S, DeLancey L, Fay P, Hofmockel K, Knops J, Leakey A, Mayes M, Seabloom E, Hobbie S. 2022. Stronger fertilization effects on aboveground versus belowground plant properties across nine U.S. grasslands. *Ecology* **104**, e3891.
- Kidd J, Manning P, Simkin J, Peacock S, Stockdale E. 2017. Impacts of 120 years of fertilizer addition on a temperate grassland ecosystem. *PLoS ONE* **12**, e0174632.
- Kirkham F, Tallowin J, Sanderson R, Bhogal A, Chambers B, Stevens D. 2008. The impact of organic and inorganic fertilizers and lime on the species-richness and plant functional characteristics of hay meadow communities. *Biological Conservation* **141**: 1411–1427.
- Klečka A, Fabián J, Kunz E. 1938. Pícninářství v teorii a praxi. Státní zemědělské nakladatelství, Praha.
- Klimešová J. 2018. Temperate herbs: an architectural analysis. Academia, Praha.
- Konvalinková T, Püschel D, Řezáčová V, Gryndlerová H, Jansa J. 2017 Carbon flow from plant to arbuscular mycorrhizal fungi is reduced under phosphorus fertilization. *Plant Soil* **419**: 319–333.

- Kopeć M, Gondek K. 2013. Liming of permanent grassland and method of delaying depletion of soil microelement resources. *Ecological Engineering and Environmental Technology* **34**: 29–37.
- Korge M, Kauer K, Keres I, Loit E, Selge, A, Viiralt R, Raave H. 2015. The effect of fertilizer and N application rate on nitrogen and potassium leaching in cut grassland. *Zemdirbyste–Agriculture* **102**: 381–388.
- Kořan a kolektiv. 2013. Sborník: Morfologie a životní cyklus trav. Komise pro stadiony a hrací plochy. IOG, Praha.
- Kübert A, Götz M, Kuester E, Piayda A, Werner C, Rothfuss Y and Dubbert M. 2019. Nitrogen Loading Enhances Stress Impact of Drought on a Semi-natural Temperate Grassland. *Frontiers in Plant Science* **10**, 1051.
- Lambers H, Raven JA, Shaver GR, Smith SE. 2008. Plant nutrient acquisition strategies change with soil age. *Trends in Ecology and Evolution* **23**: 95–103.
- Leff JW, Jones SE, Prober SM, Barberán A, Borer ET, Firen JL, Harpole WS, Hobbie SE, Hofmockel KS, Knops JM, McCulley RL, La Pierre K, Risch AC, Seabloom EW, Schütz M, Steenbock C, Stevens CJ, Fierer N. 2015. Consistent responses of soil microbial communities to elevated nutrient inputs in grasslands across the globe. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **112**: 10967–10972.
- Lepik A, Abakumova M, Davison J, Zobel K, Semchenko M. 2020. Spatial mapping of root systems reveals diverse strategies of soil exploration and resource contest in grassland plants. *Journal of Ecology* **109**: 652–663.
- Leuschner Ch, Gebel S, Rose L. 2013. Root trait responses of six temperate grassland species to intensive mowing and NPK fertilisation: A field study in a temperate grassland. *Plant and Soil* **373**: 687–698.
- Levang-Brilz N, Biondini ME. 2003. Growth rate, root development and nutrient uptake of 55 plant species from the Great Plains Grasslands, USA. *Plant Ecology* **165**: 117–144.
- Liu Y, Guo L, Huang Z, López-Vicente M, Wu G. 2020. Root morphological characteristics and soil water infiltration capacity in semi-arid artificial grassland soils, *Agricultural Water Management* **235**, 106153.
- Liu Y, Xu M, Li G, Wang M, Li Z, De Boeck HJ. 2021. Changes of Aboveground and Belowground Biomass Allocation in Four Dominant Grassland Species Across a Precipitation Gradient. *Frontiers in Plant Science* **13**, 650802.
- Loidi J. 2017. Dynamism in Vegetation. Vegetation Changes on a Short Time Scale. In book: *The Vegetation of the Iberian Peninsula* **12**: 81–99.
- Lu B, Qian J, Hu J, Wang P, Jin W, Tang S, He Y, Zhang Ch. 2022. The role of fine root morphology in nitrogen uptake by riparian plants. *Plant and Soil* **472**: 1–16.
- MacArthur RH, Wilson ED. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton in: Loidi J. 2017. *Dynamism in Vegetation. Vegetation Changes on a Short Time Scale*.

- Macleod CJA, Humphreys MW, Whalley WR, Turner L, Binley A, Watts CW, Skøt L, Joynes A, Hawkins S, King I, O'Donovan S, Haygarth P. 2013. A novel grass hybrid to reduce flood generation in temperate regions. *Scientific Reports* **3**: 1683.
- Marschner P. 2012. *Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants*, 3rd ed. Academic Press, London.
- Matthew C. (ed.). 2017. *Forage Plant Ecophysiology*. Basal, Switzerland.
- Mejias J, Salazar F, Amaro LP, Hube S, Rodriguez M, Alfaro M. 2021. Nanofertilizers: A Cutting-Edge Approach to Increase Nitrogen Use Efficiency in Grasslands. *Frontiers in Environmental Science* **9**, 635114.
- Michaud A, Plantureux S, Amiaud B, Carrère P, Cruz P, Duru M, Dury B, Farruggia A, Fiorelli JL, Kernéis E, Baumont R. 2011. Identification of the environmental factors which drive the botanical and functional composition of permanent grasslands, *Journal of Agriculture Science* **150**: 1–18.
- Moir J, Seidel M, Kayser M. 2013. Potassium dynamics of four grassland soils contrasting in soil K management history. *Grassland Science* **59**: 1–10.
- Mokany K, Ash JL. 2008. Are traits measured on pot grown plants representative of those in natural communities? *Journal of Vegetation Science* **19**: 119–126.
- Moore KJ, Collins M, Nelson CJ, Redfearn DD. (eds.). 2020. *Forages: The Science of Grassland Agriculture*, 7th Edition, Volume II. John Wiley & Sons, UK.
- Mrkvička J, Veselá M, Skála M. 2004. Effect of fertilization on the distribution of root phytomass and the yield of meadow stands. *Plant Soil and Environment* **50**: 116–121.
- Mueller K, Tilman D, Fornara D, Hobbie S. 2013. Root depth distribution and the diversity-productivity relationship in a long-term grassland experiment. *Ecology* **94**: 787–793.
- MZe. 2021. *Situační a výhledová zpráva. Půda*. Praha.
- MŽP. 2023. *Půdní mapy*. Dostupné na: https://www.mzp.cz/cz/pudni_mapy.
- Nippert JB, Holdo RM. 2014. Challenging the maximum rooting depth paradigm in grasslands and savannas. *Functional Ecology* **29**: 739–745.
- Novák J. 2004. Evaluation of grassland quality. *Ekológia* **23**: 127-143.
- Ostonen I, Puttsepp U, Biel C, Alberton O, Bakker MR, Lohmus K, Majdi H, Metcalfe D, Olsthoorn AFM, Pronk A, Vanguelova E, Weih M, Brunner I. 2007. Specific root length as an indicator of environmental change. *Plant Biosystems* **141**: 426–442.
- Pavlu L, Pötsch E, Pavlu V, Titěra J, Hejcman M, Gaisler J, Hopkins A. 2021. The Admont Grassland Experiment: 70 years of fertilizer application and its effects on soil and vegetation properties in an alluvial meadow managed under a three-cut regime. *Science of The Total Environment* **808**, 152081.
- Peng Y, Guo D, Yang Y. 2017. Global patterns of root dynamics under nitrogen enrichment. *Global Ecology and Biogeography* **26**: 102–114.

- Peratoner G, Pötsch E. 2019. Methods to describe the botanical composition of vegetation in grassland research. *Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment* **70**: 1–18.
- Petermann JS, Buzhdygan OY. 2021 Grassland biodiversity. *Current Biology* **31**: 1195–1201.
- Poorter H, Jagodzinski AM, Ruiz-Peinado R, Kuyah S, Luo Y, Oleksyn J, Usoltsev VA, Buckley TN, Reich PB, Sack L. 2015. How does biomass distribution change with size and differ among species? An analysis for 1200 plant species from five continents. *New Phytology* **208**: 736–749.
- Radujković D, Verbruggen E, Seabloom EW, Bahn M, Biederman LA, Borer ET, Boughton EH, Catford JA, Campioli M, Donohue I, Ebeling A, Eskelinen A, Fay PA, Hansart A, Knops JMH, MacDougall AS, Ohlert T, Olde Venterink H, Raynaud X, Risch AC, Roscher C, Schütz M, Silveira ML, Stevens CJ, Van Sundert K, Virtanen R, Wardle GM, Wragg PD, Vicca S. 2021. Soil properties as key predictors of global grassland production: Have we overlooked micronutrients? *Ecology Letters* **24**: 2713–2725.
- Ramirez KS, Craine JM, Fierer N. 2012. Consistent effects of nitrogen amendments on soil microbial communities and processes across biomes. *Global Change Biology* **18**: 1918–1927.
- Rengel Z, Marschner P. 2005. Nutrient availability and management in the rhizosphere: exploiting genotypic differences. *New Phytology* **168**: 305–312.
- Roumet C, Urcelay C, Díaz S. 2006. Suites of root traits differ between annual and perennial species growing in the field. *New Phytology* **170**: 357–368.
- Ruttenberg KC. 2003. The Global Phosphorus Cycle. *Treatise on Geochemistry* **8**: 585–643.
- Ryser P, Lambers H. 1995. Root and leaf attributes accounting for the performance of fast-growing and slow-growing grasses at different nutrient supply. *Plant Soil* **170**: 251–265.
- Ryser P. 1996. The importance of tissue density for growth and life span of leaves and roots: a comparison of five ecologically contrasting grasses. *Functional Ecology* **10**: 717–723.
- Sala O, Yahdjian L, Havstad K, Aguiar M. 2017. Rangeland Ecosystem Services: Nature's Supply and Humans' Demand. *Springer* **14**: 462–489.
- Shafqat MN, Shahid S, Eqani S, Shah SH, Waseem A. 2016. Soil phosphorus fractionation as a tool for monitoring dust phosphorus signature underneath a Blue Pine (*Pinus wallichiana*) canopy in a Temperate Forest. *Forest Systems* **25**, e070.
- Shukla V, Kumar S, Kumar N. 2017. *Plant Adaptation Strategies in Changing Environment*. Springer, Singapore.
- Simojoki A. 2001. Oxygen supply to plant roots in cultivated mineral soils [Doctoral Dissertation]. Department of Applied Chemistry and Microbiology, University of Helsinki, Helsinki.
- Sims JT, Simard RR, Joern BC. 1998. Phosphorus Loss in Agricultural Drainage: Historical Perspective and Current Research. *Journal of Environment Quality* **27**: 277–293

- Six J, Bossuyt H, Degryze S, Denef K. 2004. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil and Tillage Research* **79**: 7–31.
- Skládanka J, Večerek M, Vyskočil I. 2009. *Travné ekosystémy. Ústav výživy zvířat a pícninářství, Praha.*
- Skládanka J. 2005. *Multimediální učební texty pícninářství. Ústav výživy zvířat a pícninářství MZLU, Brno.*
- Smith SE, Read DJ. 2008 *Mycorrhizal Symbiosis. Third Edition. Elsevier, Oxford.*
- Smithwick EA, Eissenstat DM, Lovett GM, Bowden RD, Rustad LE, Driscoll CT. 2013 Root stress and nitrogen deposition: consequences and research priorities. *New Phytology* **197**: 712–719.
- Song J, Wan S, Piao A, Knapp AT, Classen S, Vicca P, Ciais MJ, Hovenden S, Leuzinger C, Beier P, Kardol J, Xia Q, Liu J, Ru Z, Zhou Y, Luo D, Guo J, Adam L, Zscheischler JS, Dukes J, Tang J, Chen KS, Hofmockel LM, Kueppers L, Rustad L, Liu MD, Smith PH, Templer R, Quinn RJ, Norby RP, Phillips S, Niu S, Fatichi Y, Wang P, Shao H, Han D, Wang L, Lei J, Wang X, Li Q, Zhang X, Li F, Su B, Liu F, Yang G, Ma G, Li Y, Liu Y, Liu Z, Yang K, Zhang Y, Miao M, Hu C, Yan A, Zhang M, Zhong Y, Hui Y, Zheng M. 2019. A metaanalysis of 1,119 manipulative experiments on terrestrial carbon-cycling responses to global change. *Nature Ecology and Evolution* **3**: 1309–1320.
- Stanton N. 2003. The underground in grasslands. *Annual Review of Ecology and Systematics* **19**: 573–589.
- Stevens CJ, Dise NB, Gowing DJ, Mountford JO. 2006. Loss of forb diversity in relation to nitrogen deposition in the UK: regional trends and potential controls. *Global Change Biology* **12**: 1823–1833.
- Straka J, Straková M. 2011. *Zakládání trávníků a péče o trávníky. Agrostis Trávníky s.r.o., Rousínov.*
- Suding KN, Collins SL, Gough L, Clark C, Cleland EE, Gross KL, Milchunas DG, Pennings S. 2005. Functional- and abundance based mechanisms explain diversity loss due to N fertilization. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **102**: 4387–4392.
- Sumner M. 2000. *Handbook of Soil Science. CRC Press, New York.*
- Šantrůček J, et al. 2008. *Encyklopedie pícninářství. Česká zemědělská univerzita, Praha.*
- Tasser E, Mader M, Tappeiner U. 2003. Effects of land use in alpine grasslands on the probability of landslides. *Basic and Applied Ecology* **4**: 271–280.
- Tognetti P, Prober S, Baez S, Chaneton E, Firn J, Risch A, Schuetz M, Simonsen A, Yahdjian L, Borer E, Seabloom E, Arnillas C, Bakker J, Brown C, Cadotte M, Caldeira M, Daleo P, Dwyer J, Fay P, Sankaran M. 2021. Negative effects of nitrogen override positive effects of phosphorus on grassland legumes worldwide. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **118**, e2023718118.

- Tomaškin J, Jančovič J, Vozár L, Tomaškinová J. 2013. The effect of mineral fertilization on belowground plant biomass of grassland ecosystems. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* **61**: 1431–1440.
- Venterink HO, Güsewell S. 2010. Competitive interactions between two meadow grasses under nitrogen and phosphorus limitation. *Functional Ecology* **24**: 877–886.
- VÚMOP, v.v.i. 2022. eKatalog BPEJ. Dostupné na: <https://bpej.vumop.cz/72911>.
- VÚMOP, v.v.i. 2024. Půda v číslech: skupiny půdních typů. Dostupné na: <https://statistiky.vumop.cz/?core=stat&typ=ku&kod=747564>.
- Wang P, Guo J, Xu X, Yan X, Zhang K, Qiu Y, Zhao Q, Huang K, Luo Xi, Yang F, Guo H, Hu S. 2020. Soil acidification alters root morphology, increases root biomass but reduces root decomposition in an alpine grassland. *Environmental Pollution* **265**, 115016.
- Wang Z, Ding L, Wang J, Zuo X, Yao S, Feng J. 2016. Effects of root diameter, branch order, root depth, season and warming on root longevity in an alpine meadow. *Ecological Research* **31**: 739–747.
- Wegglér K, Thumm U, Elsaesser M. 2019. Development of Legumes After Reseeding in Permanent Grassland, as Affected by Nitrogen Fertilizer Applications. *Agriculture* **9**, 207.
- Weigelt A, Mommer L, Andrzejek K, Iversen C, Bergmann J, Bruehlheide H, Fan Y, Freschet G, Guerrero-Ramírez N, Kattge J, Kuyper T, Laughlin D, Meier I, Van der Plas F, Poorter H, Roumet C, Ruijven J, Sabatini F, Semchenko M, McCormack M. 2021. An integrated framework of plant form and function: The belowground perspective. *The New Phytologist* **232**: 42–59.
- Weisser W, Roscher Ch, Meyer S, Ebeling A, Luo G, & Allan E, Beßler H, Barnard R, Buchmann N, Buscot F, Engels Ch, Fischer Ch, Fischer M, Gessler A, Gleixner G, Halle S, Hildebrandt A, Hillebrand H, Kroon H, Eisenhauer N. 2017. Biodiversity effects on ecosystem functioning in a 15-year grassland experiment: Patterns, mechanisms, and open questions. *Basic and Applied Ecology* **23**: 1–73.
- Weng L, Van Riemsdijk WH, Hiemstra T. 2012. Factors Controlling Phosphate Interaction with Iron Oxides. *Journal of Environment Quality* **41**: 628–635.
- Wenhong M, Yuanhe Y, Jin-Sheng H, Hui Z, JingYun F. 2008. Above- and belowground biomass in relation to environmental factors in temperate grasslands, Inner Mongolia. *Science in China. Series C, Life sciences / Chinese Academy of Sciences*. **51**: 263–270.
- White JF, Chen Q, Torres MS, Mattera R, Irizarry I, Tadych M, Bergen M. 2015. Collaboration between grass seedlings and rhizobacteria to scavenge organic nitrogen in soils. *AoB Plants* **7**: 1-11.
- Whitehead DC. 2000. Nutrient elements in grassland. Soil-plant-animal relationships. CABI Publishing, Wallingford.
- Wijesinghe DK, John EA, Beurskens S, Hutchings MJ. 2001. Root system size and precision in nutrient foraging: responses to spatial pattern of nutrient supply in six herbaceous species. *Journal of Ecology* **89**: 972–983.

- Wingler A, Hennessy D. 2016. Limitation of Grassland Productivity by Low Temperature and Seasonality of Growth. *Frontiers in Plant Science* **7**, 10.3389.
- Wu Y, Zhang J, Deng Y, Wu J, Wang S, Tang Y, Cui X, 2014. Effects of warming on root diameter, distribution, and longevity in an alpine meadow. *Plant Ecology* **215**: 1057–1066.
- Zarzycki J, Kopeć M. 2020. The scheme of nutrient addition affects vegetation composition and plant species richness in different ways: Results from a long-term grasslands experiment. *Agriculture Ecosystems & Environment* **291**, 106789.
- Zhao Y, Liu Z, Wu J. 2020 Grassland ecosystem services: a systematic review of research advances and future directions. *Landscape Ecology* **35**: 793–814.
- Zhao Y, Yang B, Li M, Xiao R, Rao K, Wang J, Zhang T, Guo J. 2019. Community composition, structure and productivity in response to nitrogen and phosphorus additions in a temperate meadow. *Science of The Total Environment* **654**: 863–871.