



**Kvalitativní a kvantitativní změny společenstva
polopřirozeného travního porostu v závislosti na
odstupňovaných dávkách živin, intenzitě využití
a měnících se klimatických podmínkách**

Disertační práce

Vedoucí práce:

doc. Ing. Jiří Skládanka, Ph.D.

Vypracoval:

Ing. Adam Nawrath

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem práci: Kvalitativní a kvantitativní změny společenstva polopřirozeného travního porostu v závislosti na odstupňovaných dávkách živin, intenzitě využití a měnících se klimatických podmínkách vypracoval samostatně a veškeré použité prameny a informace uvádím v seznamu použité literatury. Souhlasím, aby moje práce byla zveřejněna v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách ve znění pozdějších předpisů a v souladu s platnou *Směrnici o zveřejňování vysokoškolských závěrečných prací*.

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

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

V Brně dne:.....

.....
podpis

Poděkování:

Touto cestou bych rád poděkoval svému školiteli doc. Ing. Jiřímu Skládankovi, Ph.D. za odborné vedení, cenné rady, pomoc a především ochotu při zpracování této disertační práce.

Velké díky patří také všem pracovníkům Ústavu výživy zvířat a pícninářství a VPS Vatín za spolupráci při ošetřování, sklizni a vyhodnocování takto zajímavého pokusu, na jehož chodu a vyhodnocení jsem měl možnost se podílet.

V neposlední řadě bych chtěl poděkovat také rodině za podporu ve studiu.

OBSAH

Obsah	4
Seznam tabulek v textu	6
Seznam obrázků v textu	8
Seznam zkratk	10
Abstrakt	11
1 ÚVOD	15
2 LITERÁRNÍ PŘEHLED	17
2.1 Rozšíření travních porostů	17
2.2 Přírozené travní porosty	18
2.3 Polopřírozené travní porosty	19
2.4 Kulturní intenzivně využívané travní porosty	20
2.5 Charakteristika travních porostů	21
2.6 Význam a funkce travních porostů	22
2.7 Biodiverzita travních porostů	24
2.7.1 Ukazatele biodiverzity	26
2.7.2 Příčiny obohacování biodiverzity	27
2.7.3 Příčiny ochuzování biodiverzity	28
2.8 Pratotechnika	30
2.8.1 Využívání travních porostů	31
2.8.2 Hnojení travních porostů	33
3 CÍL PRÁCE	40
4 MATERIÁL A METODY	41
4.1 Charakteristika stanoviště	41
4.1.1 Charakteristika rostlinného společenstva	43
4.2 Založení a ošetřování pokusu	45
4.2.1 Třísečně využívané porosty	46
4.2.2 Dvousečně využívané porosty	46
4.3 Hodnocené charakteristiky	47
4.3.1 Třísečně využívané porosty	48
4.3.2 Dvousečně využívané porosty	48
4.4 Statistické vyhodnocení výsledků	49
5 VÝSLEDKY A DISKUSE	50
5.1 Druhá skladba třísečně využívaných porostů	50
5.1.1 Agrobotanická skupina trav	50

5.1.2 Agrobotanická skupina ostatních bylin	56
5.1.3 Agrobotanická skupina jetelovin	61
5.2 Druhá skladba dvousečně využívaných porostů	64
5.2.1 Agrobotanická skupina trav	64
5.2.2 Agrobotanická skupina ostatních bylin	70
5.2.3 Agrobotanická skupina jetelovin	74
5.3 Vliv povětrnostních podmínek na zastoupení dominantních druhů.....	76
5.3.1 Třísečně využívané porosty	76
5.3.2 Dvousečně využívané porosty	77
5.4 Vliv intenzity využití na zastoupení agrobotanických skupin a dominantních druhů	78
5.5 Hodnocení druhové diverzity a druhové pestrosti	81
5.5.1 Třísečně využívané porosty	81
5.5.2 Dvousečně využívané porosty	85
5.5.3 Vliv využití na druhovou diverzitu a druhovou pestrost	88
5.5.4 Vliv povětrnostních podmínek na druhovou diverzitu a druhovou pestrost ..	90
5.6 Produkce sušiny píce při třísečném využívání	92
5.6.1 Vliv odstupňovaných dávek hnojiv	92
5.6.2 Produkční účinnost dodaných živin.....	93
5.6.3 Vliv ročníku.....	94
5.6.4 Podíl jednotlivých sečí	96
5.7 Produkce sušiny píce při dvousečném využívání.....	97
5.7.1 Vliv odstupňovaných dávek hnojiv	97
5.7.2 Produkční účinnost dodaných živin.....	97
5.7.3 Vliv ročníku.....	98
5.7.4 Podíl jednotlivých sečí	99
5.8 Vliv intenzity využití na produkci sušiny píce.....	100
6 ZÁVĚR	102
6.1 Třísečně využívané porosty.....	102
6.2 Dvousečně využívané porosty.....	104
7 DOPORUČENÍ.....	106
7.1 Doporučení pro další vědeckovýzkumnou činnost	106
7.2 Doporučení pro praxi	108
8 SEZNAM LITERATURY	110
9 PŘÍLOHY	133

SEZNAM TABULEK V TEXTU

Tab. 4.1	Popis půdního profilu. Upraveno dle Straky (1999).....	42
Tab. 4.2	Obsah přijatelných živin v půdě na začátku experimentu stanovený metodou Mehlich III [mg.kg ⁻¹ sušiny].....	42
Tab. 4.3	Obsah přijatelných živin v půdě na konci experimentu stanovený metodou Mehlich III [mg.kg ⁻¹ sušiny].....	42
Tab. 4.4	Zastoupení jednotlivých druhů ve sklizené píce [%] na daných variantách v roce 1992 při založení experimentu.....	44
Tab. 4.5	Schéma uspořádání pokusu	45
Tab. 5.1	Vliv hnojení na průměrné zastoupení jednotlivých agrobotanických skupin ve třísečně využívaném porostu v letech 1995–2013.....	50
Tab. 5.2	Vliv pořadí seče na průměrné zastoupení agrobotanických skupin v letech 1995–2013 ve třísečně využívaném porostu	51
Tab. 5.3	Vliv hnojení na zastoupení dominantních druhů ve sklizené píce v první seči při třísečném využití v období 1993–2013	53
Tab. 5.4	Vliv hnojení na zastoupení jednotlivých agrobotanických skupin ve dvousečně využívaném porostu v letech 1996–2013	64
Tab. 5.5	Vliv pořadí seče na zastoupení jednotlivých agrobotanických skupin v letech 1996–2013 ve dvousečně využívaném porostu	64
Tab. 5.6	Vliv hnojení na zastoupení dominantních druhů ve sklizené píce v první seči při dvousečném využití v období 2002–2013	67
Tab. 5.7	Vliv intenzity využití na zastoupení jednotlivých agrobotanických skupin.	78
Tab. 5.8	Vliv intenzity využití na zastoupení dominantních druhů	80
Tab. 5.9	Vliv intenzity hnojení na druhovou diverzitu u třísečně využívaných porostů	81
Tab. 5.10	Vliv ročníku na druhovou diverzitu u třísečně využívaných porostů.....	83
Tab. 5.11	Vliv intenzity hnojení na druhovou diverzitu u dvousečně využívaných porostů	86
Tab. 5.12	Vliv ročníku na druhovou diverzitu u dvousečně využívaných porostů	86
Tab. 5.13	Vliv intenzity využití na druhovou diverzitu.....	88
Tab. 5.14	Vliv intenzity hnojení a využití na druhovou diverzitu.....	89
Tab. 5.15	Druhová pestrost při rozdílné intenzitě využití na jednotlivých variantách.	90
Tab. 5.16	Závislosti mezi indexy diverzity, druhovou pestrostí a povětrnostními podmínkami ve třísečně využívaném porostu v období let 1993–2013.....	91
Tab. 5.17	Závislosti mezi indexy diverzity, druhovou pestrostí a povětrnostními podmínkami ve dvousečně využívaném porostu v období let 2002–2013... 91	91
Tab. 5.18	Průměrná produkce sušiny píce [t.ha ⁻¹] na jednotlivých variantách třísečně využívaného porostu za období let 1997–2013	93
Tab. 5.19	Průměrná produkční účinnost (PÚ) 1 kg.ha ⁻¹ dodaných živin vztažená na průměrnou produkci sušiny píce [kg.ha ⁻¹] v letech 1997–2013	94

Tab. 5.20	Průměrná produkce sušiny píce [$t \cdot ha^{-1}$] na jednotlivých variantách dvousečně využívaného porostu za období let 1996–2013	97
Tab. 5.21	Průměrná produkční účinnost (PÚ) $1 \text{ kg} \cdot ha^{-1}$ dodaných živin vztažená na průměrnou produkci sušiny píce [$kg \cdot ha^{-1}$] v letech 1996–2013	98

SEZNAM OBRÁZKŮ V TEXTU

Obr. 5.1	Zastoupení agrobotanické skupiny trav při třísečném využití v letech 1995–2013	52
Obr. 5.2	Graf analýzy hlavních komponent pro podobnost v zastoupení jednotlivých druhů agrobotanické skupiny trav při třísečném využití v letech 1993–2013	55
Obr. 5.3	Dendogram klasifikace druhů v agrobotanické skupině trav při třísečném využití v období let 1993–2013	55
Obr. 5.4	Zastoupení agrobotanické skupiny ostatních bylin při třísečném využití v letech 1995–2013.....	57
Obr. 5.5	Graf analýzy hlavních komponent pro podobnost v zastoupení jednotlivých druhů agrobotanické skupiny ostatních bylin při třísečném využití v letech 1993–2013	60
Obr. 5.6	Dendogram klasifikace druhů v agrobotanické skupině ostatních bylin při třísečném využití v období let 1993–2013	60
Obr. 5.7	Zastoupení agrobotanické skupiny jetelovin při třísečném využití v letech 1995–2013	62
Obr. 5.8	Zastoupení agrobotanické skupiny trav při dvousečném využití v letech 1996–2013	65
Obr. 5.9	Graf analýzy hlavních komponent pro podobnost v zastoupení jednotlivých druhů agrobotanické skupiny trav při dvousečném využití v letech 2002–2013	69
Obr. 5.10	Dendogram klasifikace druhů v agrobotanické skupině trav při dvousečném využití v období let 2002–2013	69
Obr. 5.11	Zastoupení agrobotanické skupiny ostatních bylin při dvousečném využití v letech 1996–2013.....	71
Obr. 5.12	Graf analýzy hlavních komponent pro podobnost v zastoupení jednotlivých druhů agrobotanické skupiny ostatních bylin při dvousečném využití v letech 2002–2013.....	73
Obr. 5.13	Dendogram klasifikace druhů v agrobotanické skupině ostatních bylin při dvousečném využití v období let 2002–2013	73
Obr. 5.14	Zastoupení agrobotanické skupiny jetelovin při dvousečném využití v letech 1996–2013.....	75
Obr. 5.15	Graf průměrné produkce sušiny píce [t.ha ⁻¹] v jednotlivých letech při třísečném využití.....	95
Obr. 5.16	Procentuální podíl jednotlivých sečí na celkové produkci sušiny píce při třísečném využití v letech 1993–2013	96
Obr. 5.17	Graf průměrné produkce sušiny píce [t.ha ⁻¹] v jednotlivých letech při dvousečném využití	99
Obr. 5.18	Procentuální podíl jednotlivých sečí na celkové produkci sušiny píce při dvousečném využití v letech 1996–2013.....	100

Obr. 5.19 Průměrná produkce sušiny píce [t.ha ⁻¹] při rozdílné intenzitě využití a hnojení v období let 1996–2013	101
--	-----

SEZNAM ZKRATEK

CHKO	Chráněná krajinná oblast
ČHMI	Český hydrometeorologický institut
PR	přírodní rezervace
TTP	trvalý travní porost
TP	travní porost
ANOVA	analýza variance
PCA	analýza hlavních komponent
r	Pearsonův korelační koeficient
pH (CaCl ₂)	půdní reakce stanovená v roztoku CaCl ₂
N	dusík
K	draslík
P	fosfor
Ca	vápník
Mg	hořčík
D	Simpsonův index diverzity
H	Shannonův index diverzity
Kh	krmná hodnota
PÚC	produkční účinnost 1 kg všech dodaných živin (celkem)
PSP	produkce sušiny píce
CDŽ	celkové množství dodaných živin [kg.ha ⁻¹]
PÚN	produkční účinnost 1 kg dodaného dusíku
CDN	celkové množství dodaného dusíku [kg.ha ⁻¹]
Ad	povrchový humózní drnový půdní horizont
En	eluviální nodulární půdní horizont
Bmt	pseudoglejový mramorovaný půdní horizont
C	půdotvorný substrát

ABSTRAKT

Travní porosty na našem území tvoří se svými 22 % významnou část zemědělského půdního fondu. V souvislosti s poklesem stavu mléčného skotu a nárůstu ploch travních porostů se naskytá otázka jejich adekvátního využití. Produkční funkce je stále pro toto společenstva stěžejní a její význam, jako krmivové základny, roste spolu s nadmořskou výškou. V poslední době se využívá také energetického potenciálu travních porostů, spočívajícího právě v tvorbě biomasy, jako obnovitelného zdroje energie. Pro zachování travních porostů je nezbytná prátotechnika spočívající zejména ze sečení a hnojení. Optimální dotací živin je možné jednak zvýšit produkci a kvalitu píce, a také zachovat vhodnou druhovou skladbu a též omezit riziko eutrofizace.

Cílem práce bylo posoudit vliv odstupňovaných dávek živin, rozdílné intenzity využití a povětrnostních podmínek daného ročníku na zastoupení jednotlivých agrobotanických skupin a dominantních druhů, druhovou diverzitu, druhovou pestrost a produkci sušiny píce u polopřirozeného travního porostu. Dále zjistit, zda existuje vztah mezi těmito veličinami a zhodnotit efektivitu dodaných živin.

Pokusná plocha byla založena v katastru obce Kameničky v roce 1992. Stanoviště bylo orientováno jihozápadním směrem na svahu se sklonem 3°. Průměrná roční teplota (1951-2000) byla 5,8 °C a průměrný roční srážkový úhrn činil 758,4 mm. Půdním typem byl pseudoglej luvický, kyselý na deluviu ruly. Půda byla písčitohlinitá. Pokus byl uspořádaný metodou dělených dílců ve 4 opakováních. Sledovanými faktory byla intenzita hnojení se stupni nehnojeno, hnojeno PK, PK+Mg, 45N+PK, 90N+PK, 90N+PK+Mg, 135N+PK, 180N+PK a 180N+PK+Mg, intenzita využití se stupni dvousečné využití (zahájeno v roce 1996) a třísečné využití (zahájeno v roce 1992) a povětrnostní podmínky v letech 1993-2013. Dusík byl dodán formou ledku amonného s vápencem (LAV 27 %) v celkové dávce 45, 90, 135 a 180 kg.ha⁻¹ N. Dávka dusíku byla při třísečném využívání aplikována ve třech termínech (1/3 na jaře, 1/3 po 1. seči a 1/3 po 2. seči). Při dvousečném využívání byla dávka aplikována ve dvou termínech (2/3 na jaře a 1/3 po 1. seči). Draselná a fosforečná hnojiva byla aplikována na jaře. Fosfor byl dodáván ve formě superfosfátu (19 %) v dávce 30 kg.ha⁻¹ P a draslík formou draselné soli (60 %) v dávce 60 kg.ha⁻¹ K. Hořčík začal být aplikován pouze na třísečné porosty od dubna 1997 v dávce 30 kg.ha⁻¹ ve formě síranu hořečnatého (26 %). Sklizeň probíhala u třísečných porostů začátkem června, začátkem srpna a začátkem října a u dvousečných

porostů v polovině června a začátkem září. Mezi hodnocené charakteristiky byl zahrnut podíl jednotlivých agrobotanických skupin a druhů ve sklizené píce v první seči, Simpsonův a Shannonův index diverzity, výnosy suché hmoty v jednotlivých sečích a efektivita využití živin. Získaná data byla vyhodnocena vícefaktorovou analýzou variance (ANOVA) s následným testováním pomocí HSD Tukeyova testu, PCA a Shlukovou analýzou.

Dotace dusíkatých hnojiv vedla k nárůstu ($P < 0,05$) podílu trav, zejména pak druhů *Alopecurus pratensis* L. a *Poa* spp., poklesu ($P < 0,05$) zastoupení ostatních bylin a ústupu ($P < 0,05$) jetelovin. Aplikace dusíku měla dále za následek pokles indexů diverzity ($P < 0,05$) a také počtu druhů. Hnojení PK mělo naopak na počet druhů a indexy diverzity pozitivní vliv. Také podíl jetelovin, kde dominoval *Trifolium repens* L., vlivem PK hnojení narostl ($P < 0,05$). Během hodnoceného období došlo v průběhu času k poklesu ($P < 0,05$) zastoupení agrobotanické skupiny trav a zvýšení ($P < 0,05$) podílu ostatních bylin. Rostoucí dotace živin a také vyšší intenzita využití vedla ke zvýšení ($P < 0,05$) produkce sušiny píce. Jako nejefektivnější se jeví hnojení PK, kdy byl zaznamenán nejvyšší nárůst produkce sušiny píce a také nejvyšší efektivita využití živin. Hnojení by mělo vycházet z aktuální zásoby živin v půdě, kdy je pro navýšení produkce píce, v závislosti na podílu jetelovin, mnohdy dostatečná aplikace PK. Nejvyšší podíl na celkových výnosech měla první seč. Její vhodné načasování je tedy pro produkci a kvalitu píce rozhodující. Dvousečné využití vedlo k dominanci trav ($P < 0,05$) a snížení ($P < 0,05$) podílu ostatních bylin a jetelovin.

Klíčová slova: Českomoravská vrchovina, úroveň hnojení, teplota, srážky, kvalitativní a kvantitativní druhová skladba, druhová diverzita, primární produkce.

ABSTRACT

Occupying 22% of area, grasslands represent an important part of agricultural land resources in the Czech Republic. In connection with the decreasing stock of dairy cattle and the increasing area of grasslands, a question is arising of adequate exploitation of these grasslands. Production function is still pivotal for these communities, and its significance as that of fodder resources increases together with the increasing altitude. Recently, the energy potential of grasslands is exploited as well, which consists in the formation of biomass as a renewable energy source. Pratotechnical system needed for the preservation of grasslands consists particularly in correct cutting and fertilization. An optimum supply of nutrients can increase the forage production and quality, retain favourable species composition, and suppress the risk of eutrophication.

The aim of the paper was to assess the influence of the graded doses of nutrients, different intensities of exploitation and weather conditions of the particular year on the representation of individual agro-botanical groups and dominant species, species diversity and production of forage dry matter in semi-natural grassland. The secondary aim was to find out whether a relation exists between these variables and to determine the effectiveness of the supplied nutrients.

The experimental plot was established in the cadastre of the village Kameničky in year 1992. The site had a SW aspect and was situated on a slope with the gradient of 3°. Mean annual temperature (1951-2000) was 5.8 °C and mean annual precipitation amount was 758.4mm. Soil type was acidic Luvic Stagnosol on the gneiss diluvium. Soil was sandy loam. The experiment was designed by using the method of split compartments in four repetitions. The evaluated factor was fertilization (no fertilization, PK, PK+Mg, 45N+PK, 90N+PK, 90N+PK+Mg, 135N+PK, 180N+PK and 180N+PK+Mg fertilization), intensity of exploitation (two cuts-established in year 1996 and three cuts-established in year 1992) and weather conditions in years 1993-2013. Nitrogen was supplied in the form of ammonium nitrate with limestone (LAV 27%) at a total dose of 45, 90, 135 and 180 kg.ha⁻¹ N. In the mode of three cuts, the dose of nitrogen was applied in three terms (1/3 in spring, 1/3 after 1st cut and 1/3 after 2nd cut). In the mode of two cuts, the dose was applied in two terms (2/3 in spring and 1/3 after 1st cut). Potassic and phosphoric fertilizers were applied in spring. Phosphorus was applied in the form of Superphosphate (19%) at 30 kg.ha⁻¹ P and potassium was applied in the form of potassium

salt (60%) at 60 kg.ha⁻¹ K. Magnesium started to be applied at 30 kg.ha⁻¹ from April 1997 in the form of magnesium sulphate (26%) only on three cut stands. In the mode of three cuts, the stands were harvested at early June, early August and early October and in the mode of two cuts, they were harvested at mid-June and early September. Characteristics assessed in the experiment included the share of individual agro-botanical groups and individual species in the 1st cut forage, Simpson's and Shannon's diversity index, dry matter yields in the respective cuts and the production effectiveness of the supplied nutrients. The data were analyzed by multi-factor analysis of variance (ANOVA) followed by Tukey's HSD test. Furthermore PCA and Cluster analysis were used.

The additional supply of fertilizers resulted in the increased ($P<0.05$) proportion of grasses, *Alopecurus pratensis* L. and *Poa* spp. in particular, in the decreased ($P<0.05$) representation of other herbs and in the withdrawal ($P<0.05$) of clovers. Moreover, the application of nitrogen resulted in the decreased ($P<0.05$) diversity indices and number of species. By contrast, PK fertilization had a positive influence on the number of species and diversity indices. The proportion of clovers, dominated by *Trifolium repens* L., increased ($P<0.05$) due to PK fertilization too. The representation of the agrobotanical groups of grasses decreased ($P<0.05$) during the studied period while the proportion of other herbs increased ($P<0.05$). The growing supply of nutrients and the higher intensity of exploitation led to the increased ($P<0.05$) production of forage dry matter. The most effective fertilization appears to be PK after which the highest forage dry matter increase was recorded as well as the highest effectiveness of nutrients utilization. Fertilization should be based on the actual supply of nutrients in the soil because a sufficient PK application is often enough for increasing fodder production in dependence on the proportion of clovers. The highest share in total yields was that of the first cut. Thus, a proper timing of the first cut is decisive for the forage production and quality. The two cut exploitation of grasslands resulted in the dominance of grasses ($P<0.05$) and in the decreased ($P<0.05$) proportion of other herbs and clovers.

Key words: The Bohemian-Moravian Highlands, level of fertilization, temperature, precipitation, qualitative and quantitative species composition, species diversity, primary production.

1 ÚVOD

Travní porosty jsou celosvětově druhými nejrozšířenějšími společenstvy a v případě České republiky tvoří se svými 22 % velmi významnou část zemědělského půdního fondu. Jejich plocha u nás navíc neustále narůstá, což v souvislosti s poklesem stavu mléčného skotu vede k otázce jejich adekvátního využití. Produkční funkce je stále pro tato společenstva stěžejní a její význam roste spolu s nadmořskou výškou, kde slouží nejen jako krmivová základna v podobě objemné píce pro dobytek, ale v poslední době se využívá také energetického potenciálu travních porostů, spočívající právě v tvorbě biomasy, jakožto obnovitelného zdroje energie. Travní porosty současně dokáží poskytovat řadu dalších funkcí, které jsou významné z celospolečenského hlediska. Díky jejich značnému rozšíření v rozličných výškových, trofických a hydrických stupních, jsou tato společenstva přirozeně jedněmi z nejbohatších zdrojů diverzity. Právě s druhovou rozmanitostí souvisí celá řada mimoprodukčních funkcí, jako například krajínotvorná a estetická funkce. Také druhově chudší porosty jsou však schopny plnit řadu externalit, které spočívají ve zlepšování půdních vlastností, protierozní a vodohospodářské funkci. Vzhledem k faktu, že se na našem území jedná v převážné míře o sekundární společenstva, je pro jejich zachování nezbytný antropogenní faktor zahrnující jejich obhospodařování.

Základní praxetchnika spočívá ve sklizni travních porostů a jejich hnojení. Intenzita využívání je dána především klimatickými podmínkami, typem společenstva a úživností stanoviště, kterou lze ovlivnit hnojením. Vzhledem k dostatku ploch travních porostů a snížené potřebě travní biomasy pro skot v posledních dvaceti letech se stalo hnojení okrajovou záležitostí, nicméně v současnosti díky nárůstu počtu masného skotu a možnému energetickému využití travní biomasy zájem o tuto problematiku opět narůstá. Na jedné straně lze hnojením podpořit produkční funkci, na druhé straně má hnojení negativní vliv na mimoprodukční funkce, zejména na druhovou diverzitu. Negativní vliv na biodiverzitu spočívá především v podpoře vzrůstných druhů rostlin, schopných tyto dávky hnojiv využít a konkurenčně se prosadit na úkor nižších druhů, čímž dojde k narušení vztahů ve společenstvu, a to se stává méně odolným vůči disturbanci. Druhově chudší společenstva navíc obvykle bývají více závislá na vlivu člověka a jejich produkce může být výrazněji ovlivněna podmínkami daného ročníku.

Optimální dotací živin je možné jednak zvýšit produkci a kvalitu píce a také zachovat vhodnou druhovou skladbu a též omezit riziko eutrofizace.

Předkládaná práce se zaměřuje na problematiku travních porostů, konkrétně na vliv dlouhodobého hnojení a využívání na produkci a strukturu společenstva. Toto téma je z hlediska rozšíření a významu travních porostů stále celosvětově velmi aktuální, o čemž svědčí také řada nových vědeckých prací v této oblasti. Tato práce by měla přispět nejenom k rozšíření znalostí v oblasti obhospodařování travních porostů, ale také k objasnění kvalitativních a kvantitativních změn v travních společenstvech vznikajících následkem rozdílných povětrnostních podmínek daného ročníku.

2 LITERÁRNÍ PŘEHLED

2.1 Rozšíření travních porostů

Celosvětově jsou travní porosty se svou výměrou 52 milionů km² druhým nejrozšířenějším suchozemským ekosystémem po tropickým deštných lesích. Z jejich plošného rozšíření vychází také druhová pestrost, která je zde mimořádná (GIBSON, 2008). Travní porosty jsou z geografického hlediska zastoupeny ve všech vegetačních pásmech, od tropických oblastí až po arktidu. Rovněž pokud jde o výškovou zonalitu, uplatňují se od nejnižších nadmořských výšek až do vysokohorských oblastí za horní hranicí lesa. Díky své značné adaptabilitě, regenerační schopnosti a homeostázi se s travními porosty setkáme i ve značně širokém rozmezí trofického a hydrického režimu (KLIMEŠ, 1997). Největší počet druhů se obvykle vyskytuje ve středních ekologických stupních a směrem k extrémním hodnotám se počet druhových komponentů snižuje (LICHNER et al., 1977; HUSTON, 2004). Také vyšší vzdálenost daného ekologického stupně od optima se negativně projevuje na produkční schopnosti porostu a jeho kvalitě (LICHNER et al., 1983).

Globální šíření travních porostů bylo iniciováno nárůstem globální aridity, před 30–45 milióny let, působením požárů a spásáním velkými býložravci (WOODWARD et al., 2004; GIBSON, 2008; SECORD et al., 2012). Na našem území je vznik a existence většiny travních porostů spjata s činností člověka. Jedná se tedy o blokované sukcesní stadium, jehož zachování je podmíněno periodickými zásahy v podobě sečení či spásání (LICHNER et al., 1983). Při nepřítomnosti těchto vlivů dochází přirozenou sukcesí k samozalesnění (ROOK et al., 2004). Ponechání travních porostů samovolnému vývoji vede k rozvoji dalších nepříznivých vlivů, jako je degradace krajiny, zvýšené riziko eroze a požárů (STOATE et al., 2009). JANČOVIČ (2003) dodává, že přirozený výběr spolu s koevolucí rostlin a živočichů v travních porostech vytvořily stabilní druhově bohaté biocenózy, které jsou však svou existencí odkázány na člověka. S biologickou rozmanitostí souvisí také řada ekosystémových služeb, které travní porosty nabízejí, jako jsou sekvestrace uhlíku, koloběh živin, zachování půdní struktury, čistoty vody, opylování (MOONEN a BARBERI, 2008), ochrana půdy před erozí, zhutněním, zlepšují rovněž kvalitu půdy a vynikají vysokou retenční schopností, nezanedbatelný je také jejich estetický efekt spjatý s rekreační funkcí (STOATE et al., 2009). Travní porosty patří k biologicky nejaktivnějším fytoocenózám s rychlým výměnným cyklem a schopností

přemisťovat prvky v biosféře. Také díky tomu jsou louky a pastviny řazeny k základním prvkům přírodní rovnováhy a stability v kulturní zemědělské krajině (KLIMEŠ, 1997).

Z hlediska původu můžeme travní porosty na našem území rozdělit do tří kategorií. Na přirozené travní porosty, polopřirozené travní porosty a kulturní, intenzivně využívané travní porosty (HEJCMAN et al., 2013).

2.2 Přirozené travní porosty

Krátce po době ledové byly na našem území rozšířeny stepi, které však záhy v důsledku měnících se klimatických podmínek začaly ustupovat šířícím se lesům, které jsou zde až do dnešních dnů klimatickým klimaxovým stadiem (MULLER, 1997; BENEŠ, 2004). V této souvislosti hovoříme o tzv. absolutních rostlinných společenstvech, kterými přirozené travní porosty jsou. Jejich přirozený výskyt je tedy předurčen přírodními podmínkami, které jsou nevhodné pro růst jiného společenstva, na našem území zejména lesa. Jak uvádí HEJCMAN et al. (2013), středoevropská provincie je charakteristická středně horkými léty a studenými zimami, což vytváří příznivé podmínky pro rozvoj lesů, kdy jsou stromy přizpůsobené přezimování a také konkurenčně silnější v kompetici o světlo. Přirozené travní porosty jsou zde tedy poměrně vzácné a jejich plocha je dnes stejně jako v minulosti velmi malá.

Na našem území se jedná zejména o travní porosty nad horní hranicí lesa, kde je jejich přežití umožněno krátkou vegetační dobou, neumožňující růst stromů (ELLENBERG, 1988; JENÍK, 1961). Jejich výskyt je také umožněn pravidelnými disturbancemi představující ústup lesa v důsledku větru, požárů či sesuvu půdy. Jejich přirozený původ od poslední doby ledové dokládá celá řada důkazů v podobě glaciálních reliktních a pylových analýz (TREMPL et al., 2008; NOVÁK et al., 2010). V minulosti, a to až do 19. století, bývaly i tyto travní porosty využívány pro pastvu dobytka (RYBNÍČEK a RYBNÍČKOVÁ, 2004).

Druhým typem přirozených travních porostů na našem území jsou suché trávníky na vápnatých půdách, které vynikají svou druhovou diverzitou (KARLÍK a POSCHLOD, 2009; CHYTRÝ, 2001). KLIMEŠ et al. (2001) zde zaznamenali 67 druhů na m². K podobným výsledkům dospěli také MERUNKOVÁ et al. (2012), kteří zjistili přítomnost 40 druhů na m² v jihovýchodní části České republiky. Tuto mimořádně vysokou druhovo bohatost travních porostů na vápencích lze hledat v historických

procesech v pleistocénu (PÄRTEL, 2002), kdy vápnité půdy ve střední Evropě dominovaly a v dobách ledových tvořily refungia flóry mírného pásu právě vápenité podklady (HEJCMAN et al., 2013; CHYTRÝ et al., 2003; EWALD, 2003). Nepřetržitý výskyt přirozených stepí na našem území je dokladován přítomností stepních měkkýšů v sedimentech (LOŽEK, 2007). Jak dokládají BUČEK et al. (2006) jedná se o nejzápadnější fragmenty stepí ve střední Evropě. Jejich výskyt je koncentrován na nejsušších a nejteplejších oblastech s ročními srážkami pod 500 mm, v nížinách, převážně na černozemních půdách na jižně exponovaných svazích. V těchto oblastech post glaciální vývoj neměl sklon k dominanci lesa a umožnil tak kontinuální výskyt stepí od pleistocénu až do současnosti (HEJCMAN et al., 2013).

Za poslední typ přirozených travních porostů lze považovat louky soustředěné v záplavových oblastech, kde pravidelné záplavy neumožnily vznik lesa. Naopak luční druhy zde díky dostatku živin dokáží vytvořit velké množství biomasy a konkurenčně se tak prosadit (HREVUŠOVÁ et al., 2009). Díky značnému množství rostlinné biomasy zde docházelo k hromadění velkých býložravců, kteří svým výskytem a spásáním travních porostů bránili opětovnému zalesnění těchto míst (HEJCMAN et al., 2013; MALOCH, 1952).

2.3 Polopřirozené travní porosty

V období holocénu byla krajina střední Evropy hustě zalesněná s výjimkou malých ostrůvků stepí v nížinách (LOŽEK, 2007). Z těchto refungii se pak druhy dále šířily do nových míst vzniklých po vykácení lesa člověkem. Původ polopřirozených travních porostů je tedy spjat až s příchodem prvních neolitických osadníků a vytvořením trvalých osad na sprašových půdách 5500–4800 let př. n. l. (BELLWOOD, 2007; PAVLŮ a ZÁPOTOCKÁ, 2007). Přítomnost polopřirozených travních porostů od této doby na našem území dokládají pylové analýzy, zejména pylu *Plantago lanceolata* L., který je považován za dobrý ukazatel polopřirozených travních porostů v krajině (POSCHLOD a BAUMANN, 2010; BRUN, 2011). Výhodou tohoto druhu je též výskyt ve všech typech travních porostů bez ohledu na produkci biomasy a pH půdy. Rovněž přítomnost pylu *Juniperus communis* subsp. *Communis*, druhu typického pro otevřené pastviny svědčí pro tento fakt (HEJCMAN et al., 2013). Polopřirozené travní porosty můžeme dle jejich využití rozdělit na louky a pastviny.

Od počátku neolitu až do doby železné byl výskyt polopřirozených travních porostů, využívaných v té době k pastvě, velmi malý a na našem území stále dominoval les a to i v nejhustěji osídlených oblastech na sprašových půdách (POKORNÝ, 2005). Vznik luk je spjat s vynálezem a počátkem používání kos v době železné. BERANOVÁ a KUBAČÁK (2010) datují první kosa na přelom 6. a 7. století př. n. l. Vznik luk před touto dobou je tedy vyloučen a přítomnost polopřirozených travních porostů byla možná jen v podobě pastvin. KAPLAN et al. (2009) datují rozsáhlé odlesňování ve střední Evropě kolem roku 1000 př. n. l., což mělo za následek rozsáhlou erozi půdy (BENEŠ, 1995). Na našem území byla největší vlna odlesňování zaznamenána po 13. století našeho letopočtu. V této době byly rovněž položeny základy velkých středověkých osad (BENEŠ et al., 2002; KOZÁKOVÁ et al., 2009; JANKOVSKÁ, 2011). Do této doby jsou rovněž datovány nálezy nejstarších dlouhých kos v České republice (BERANOVÁ a KUBAČÁK, 2010). Také další autoři (RYCHNOVSKÁ et al., 1985; LICHNER et al., 1977) spojují vznik a existenci polopřirozených travních porostů s kácením a vypalováním lesa. Existenci luk od středověku dokládají též nálezy pylu *Arrhenatherum elatius* L. Tento druh je typickým lučním druhem, nesnášející intenzivní pastevní využití (ČULÍKOVÁ, 1999). V 15. století byla okolí měst rozsáhle odlesněna, což vedlo k nedostatku dřeva a zákazu pastvy v lesích a následnému zintenzivnění pastvy na travních porostech (NOVOTNÝ, 2000). Největší nárůst luk na našem území je datován v 18. století a souvisí s přesunem dobytka do stájí a využíváním travních porostů na seno místo bývalého pastevního využití (PETRÁŠEK, 1972). Také BUČEK (2000) uvádí úbytek pastvin ve prospěch luk a rozsáhlé šíření *Arrhenatherum elatius* L. na přelomu 18. a 19. století. HEJCMAN et al. (2013) uvádí, že vývoj ploch luk a pastvin byl výrazně spjat s politickou situací, kdy ve válečných obdobích docházelo k jejich úbytku ve prospěch orné půdy, v poválečných dobách naopak vlivem neobhospodařování jejich plocha rostla.

2.4 Kulturní intenzivně využívané travní porosty

Na našem území dle SLAVÍKOVÉ (1986) již prakticky nenalezneme společenstva, která by byla naprosto bez vlivu člověka. Co se týče polopřirozených travních porostů, je obhospodařování člověkem pro jejich zachování nezbytné. V případě kulturních travních porostů však člověk výrazně zasahuje do jejich botanického složení výsevem a udržováním cílené botanické skladby a také do koloběhu živin intenzivním hnojením.

HOLÚBEK et al., (1997) dodávají, že tato společenstva jsou výrazně produktivnější, na druhé straně je jejich autoregulační schopnost snížena. Do této skupiny porostů řadíme převážně dočasné travní porosty, které KLIMEŠ (1994) definuje jako smíšená jetelotravní či travní společenstva, uplatňující se jako zdroj objemové píče pro hospodářská zvířata v systému periodické obnovy. Na druhé straně TUREK et al., (1993) v nich vidí kompenzační prvek tvorby produkce při předpokládaném rozšiřování květnatých luk.

2.5 Charakteristika travních porostů

Přirozené travní porosty odrážejí vlastnosti daného prostředí, zatímco polopřirozené a kulturní porosty jsou výsledkem intenzity a způsobu hospodaření (RYCHNOVSKÁ, 1985). JANČOVIČ et al. (2003) charakterizují travní porosty jako přírodní útvary složené z porostů trav, leguminóz a ostatních bylinných druhů spojené s abiotickým prostředím, vymezené zejména klimatickými, geologickými a půdními činiteli. Rovněž poskytují životní prostředí pro četné spektrum mikroorganismů a živočišných druhů (FIALA a GAISLER, 1999). Dle KLEČKY a FABIANA (1934) je porost funkcí stanoviště, které zahrnuje abiotické podmínky (sluneční záření, teplotu, vlhkost půdy, strukturu a chemické složení). Tyto podmínky pak svými vlastnostmi určují množství a počet druhů vyklíčených z půdní zásoby semen. Vyplývá tedy, že jakákoliv změna stanovištních podmínek vede ke změnám v druhovém složení travního porostu. Typ porostu je tedy určen nejen stanovištěm, ale i způsobem obhospodařování, s čímž souvisí i floristická skladba (FIALA a GAISLER, 1999). SLAVÍKOVÁ (1986) doplňuje, že druhové složení rostlinného společenstva se může na charakteru půdy podílet natolik, že při shodných klimatických podmínkách na stejné mateřské hornině může vlivem rozdílného složení vegetace dojít k vytvoření jiného půdního typu s různými fyzikálními a chemickými vlastnostmi. Půda je tedy nejen prostředím organismů, ale také jejich produktem. LICHNER et al. (1983) charakterizují travní porosty jako velmi pestré, multikomponentní fytocenózy, ve kterých za příznivých podmínek dominují trávy. Tato čeleď je se svými více než 7500 druhy velmi bohatá (GIBSON, 2008), z tohoto množství však pouze asi 40 druhů bylo uvedeno do kultury (MÍKA et al., 2002).

Dle PÖTSCHKE et al. (1994) je optimální travní porost složen z 50 % až 60 % travních druhů, 10 % až 30 % leguminóz a méně než 30 % ostatních bylinných druhů, bez přítomnosti plevelů. Podobná procentuální zastoupení udává také ČERMÁK et al. (2006),

který považuje za optimální složení pasekových společenstev 50% až 70% zastoupení trav, 10% až 20% podíl leguminóz a 10% zastoupení ostatních bylinných druhů. Za důležitou složku v travních porostech jsou pokládány jeteloviny, jako důležitý faktor fixace vzdušného dusíku, zkvalitnění krmiva a fyzikálních vlastností půdy (HRAZDÍRA et al., 1992). V podmínkách intenzivního obhospodařování dochází u travních porostů k průkazné ztrátě rostlinných druhů z těchto ekosystémů. Dochází zejména k úbytku jetelovin, nízkých trav a kvalitních lučních bylin ve prospěch trav vysokých (HOLÚBEK a HOLÚBEK, 2004). MÍCHAL (1994) uvádí, že poměr trav a bylin byl ještě v polovině minulého století 7:3, dnes se ve střední Evropě posunul na 8–9:1–2. Celkově se u nás na tvorbě travních společenstev podílí více jak 3000 druhů a poddruhů, ovšem na obhospodařovaných porostech je jejich počet podstatně nižší a pohybuje se okolo 250 druhů (MRKVIČKA a VESELÁ, 2001).

2.6 Význam a funkce travních porostů

Travní porosty jsou již od pradávna součástí harmonické kulturní krajiny (LEHMAN a HEDIGER, 2004). Vznik většiny travních porostů na našem území spadá do období neolitické revoluce a byl spjat s funkcí produkční (HEJCMAN et al., 2013), neboť představují významný a snadno dostupný zdroj glycidobílkovinného objemného krmiva pro přežvýkavce (TIŠLIAR a CITÁROVÁ, 2004). Jejich primární produkční funkce ve středověku postupně nabývala na významu, o čemž svědčí i dobové dokumenty. KLÁPŠTĚ (2005) uvádí, že louky ve 14. století byly pod právní ochranou města a vývoz sena mimo jeho území byl přísně zakázán. PETŘÍK (1987) dodává, že jejich význam jako krmivové základny vzrůstá se stoupající nadmořskou výškou. Zejména v horských oblastech tedy představují zdroj obživy a umožňují udržet venkovské osídlení i v těchto méně příznivých oblastech pro zemědělství (PENK, 2001). Přestože produkční funkce je u travních porostů stále stěžejní, v důsledku poklesu stavu dobytka v uplynulých dvaceti letech (GAISLER et al., 2011) se začíná hledat pro travní porosty nové využití a pozornost se stále častěji obrací k mimoprodukčním funkcím. KVAPILÍK et al. (2002) dodávají, že s tím jak se snižuje význam travních porostů jako zdroje obživy, stoupá jejich význam z hlediska udržování krajiny a ochrany životního prostředí. Dramatický pokles stavu ovcí a skotu, který vedl k opuštění pastvin, byl obzvláště výrazný po roce 1989 (BALDI a FARAGO, 2007). Na druhé straně plocha travních porostů neustále narůstá

(HRABĚ et al., 2004). HEJCMAN et al. (2013) uvádí, že v roce 2009 bylo zatížení dobyt看em stejné jako v roce 1651, avšak plocha pastvin je šestinásobná.

S přibýváním vlivů obou těchto trendů plyne zvýšení významu mimoprodukčních funkcí, které jsou nezastupitelné zejména z hlediska krajinyotvorného, hlediska ochrany půdy, vody a biodiverzity (KLIMEŠ, 1997). Zejména v podhorských oblastech vytváří střídání travních porostů a lesů typický ráz krajiny (LICHNER et al., 1983). Z hlediska vodohospodářského plní travní porosty význam kvalitativní a kvantitativní. Do kvalitativní funkce řadíme schopnost bioinfiltrační a čistící, díky kterým se s travními porosty často setkáváme v ochranných pásmech vodních zdrojů (PENK, 2001). VELICH (1996) uvádí, že množství nitrátového dusíku, které se ročně vyplaví z 1 ha luk (2–5 kg) je desetkrát menší než u orné půdy. Kvantitativní funkce spočívá ve vyrovnávání odtokových extrémů díky vysoké retenční schopnosti, evapotranspiraci a disipačnímu účinku porostu (FIALA a GAISLER, 1999), kdy nadzemní orgány rostlin působí jako disipátor kinetické energie deště a chrání povrch půdy před přímým působením kapek. Disipační účinek tedy roste exponenciálně s přibývajícím hmotností nadzemních orgánů (KASPRZAK, 1996). Retenční kapacitou je pak omezen smyv škodlivých látek do vodních zdrojů a následná eutrofizace (RYDEN et al., 1984). Dle KLIMEŠE (1997) travní porosty zadrží 80–90 % srážkové vody. Tato skutečnost nabývá na významu zejména na svažitéch pozemcích při dlouhotrvajících či přivalových deštích. Pro správné plnění vodohospodářské funkce je však důležité dobré zapojení a obhospodařování porostu. FIALA a GAISLER (1999) upozorňují, že u porostů neobhospodařovaných s velkou akumulací odumřelé biomasy dochází k projevům opačným, kdy vrstva stařiny brání vniku vody do půdy a povrchový odtok se naopak zvyšuje.

S funkcí vodohospodářskou velmi úzce souvisí protierozní a půdně ochranná funkce sestávající v omezení odnosu půdních částic větrem a vodou (MLÁDEK et al., 2006). Při dobrém zapojení dokáží travní porosty téměř plně omezit odnos půdních částic a zamezit tak smývání látek do vodních toků, kde způsobují jejich zanášení a znečištění a rovněž chrání půdu svou hustě rozvinutou kořenovou soustavou, která se uplatňuje i po odstranění nadzemní hmoty při sečích (FIALA a GAISLER, 1999). Ochranné zatravnění je také jedním z protierozních opatření (JANEČEK, 2002). MRKVIČKA (1998) uvádí, že z hlediska ochrany hydrosféry jsou travní porosty jednou z nejlepších a nejlevnějších možností. Půdně ochranná funkce spočívá ve schopnosti udržovat vhodné fyzikálně-chemické vlastnosti půdy, její strukturu a obsah humusu (KOLLÁROVÁ et al., 2007).

Díky neustálé obměně kořenového systému v půdě vzniká množství pórů a také je obohacována o organickou hmotu, která přispívá ke zvýšení obsahu humusu (MLÁDEK et al., 2006). Díky těmto vlastnostem je travní porost nejvhodnějším způsobem konzervace půdy (PAVLŮ a HEJCMAN, 2003). Vliv má nejen hmotnost biomasy, dobré prokořenění, ale i stratifikace a různorodost fytomasy kořenové soustavy (HRABĚ et al., 2004). Dostatečně vyvinutá kořenová soustava představuje stabilizační prvek ve formě zásobárny přístupných živin a energie (TOMAŠKIN a ČUNDERLÍK, 2002). Kořenový systém trav se také vyznačuje vysokou zadržovací schopností těžkých kovů (SKLÁDANKA, 2007).

2.7 Biodiverzita travních porostů

Louky a pastviny představují výrazný zdroj biodiverzity a mohou hostit až dvě třetiny druhů regionální flóry (MACHAR et al., 2012). Mnozí autoři (PÄRTEL et al., 1996; GIBSON, 2008; BELLO et al., 2010) považují travní porosty díky svému vysokému druhovému bohatství rostlin, bezobratlých a ptáků za ohniska biodiverzity. Dle JANČOVIČE a VOZÁRA (2004) slouží travní porosty jako zdroje přírodních rezervoárů ohrožených a chráněných druhů. Jsou také součástí biokoridorů pro migraci a refungia zvířat. BELLO et al. (2010) dále uvádí, že vyšší druhové rozmanitosti je dosahováno na vápenitých půdách, v porovnání s kyselými půdami, neboť právě zde jsou centra původu většiny rostlinných druhů mírného pásma. CACHOVANOVÁ et al. (2012) zjistili ve Strážovských vrších druhovou bohatost v travních porostech mezi 19–64 druhy na 16 m². KLIMEŠ (1997) dále uvádí, že počet druhů vyšších rostlin se u nás v travních porostech většinou pohybuje od 10 do 100 druhů, počet druhů nižších rostlin a mikroorganismů je pak o řád vyšší. Travní porosty tedy jednoznačně představují nejvyšší diverzitu rostlinných druhů na zemědělské půdě (JANČOVIČ a VOZÁR, 2004). Vyšší počet druhů v rostlinném společenstvu též přispívá k vyšší stabilitě v produkci biomasy v závislosti na povětrnostních podmínkách v jednotlivých letech (HUGHES et al., 2007; TILMAN et al., 2006).

Biologická rozmanitost úzce souvisí s abiotickými faktory, jako jsou půdní a klimatické podmínky (LEPŠ, 2004a). Vyšší biodiverzita rostlin je prekurzorem vysoké druhové diverzity bezobratlých živočichů, kteří jsou na rostliny vázáni (KOLLÁROVÁ, 2007), a také dalších živočichů, kteří jsou dále v potravním žebříčku závislí na bezobratlých. Ekosystém travních porostů je navzájem provázaný a tvoří jeden celek.

Na druhé straně je tedy vysoká druhová bohatost rostlinných druhů podmíněna vysokou hojností opylovačů (STOATE et al., 2009). Dle MÍCHALA (1994) a TELLERIA et al. (2005) platí, že při narušení druhové kombinace rostlin, charakteristické pro určitý ekosystém, můžeme s jistotou usuzovat na jeho chátrání a ohrožení všech členů ekosystému. V České republice je ve skupině kriticky ohrožených druhů celkem 267 cévnatých rostlin, představujících 14 % naší květeny, což je nejvíce v porovnání s ostatními Evropskými státy (MÍCHAL, 1994). Zachování biologické rozmanitosti je naléhavým úkolem pro celou společnost (BELLO et al., 2010) z důvodů nejen morálních, ale také estetických, sociálních a ekonomických (ŠARAPATKA, 2008).

Za biodiverzitu je obecně považována rozmanitost života na všech úrovních biologické organizace (DROZD, 2011). Jednou ze základních charakteristik biologické diverzity je druhová pestrost, tedy samotný výčet druhů (TILMAN et al., 1997). Určování a pojmenování druhů začalo již od úsvitu prvních civilizací v Egyptě a Řecku (EGERTON, 2001). Velký rozmach v tomto oboru představuje rozvoj taxonomie na přelomu 17. a 18. století. V důsledku rozvoje biologických věd však druhová pestrost přestává být jediným kritériem, vyjadřujícím druhovou rozmanitost a zavádí se pojem druhová diverzita. Druhová diverzita je dána počtem zjištěných druhů v závislosti na ekvitabilitě, vztažená na určité taxonomické úrovni (SIMPSON, 1949; MARGALEF, 1958). Ekvitabilita nebo též vyrovnanost společenstva je dána proporčním zastoupením jedinců mezi jednotlivé druhy. HURLBERT (1971) tedy uvádí, že druhová diverzita je funkcí druhové pestrosti a ekvitability. Obecně platí, že termín biodiverzita není omezen jen na množství druhů, ale také na genotypy v populaci, formy života a ekologická společenstva (BUCHS, 2003; MAGURRAN, 2004; TEDER et al., 2007). DROZD (2011) dodává, že v důsledku medializace pojmu dochází ke zkreslení jeho pravého významu, již tak dost obtížně definovatelného. Také BUCHS (2003) hovoří o tom, že termín biologická diverzita je často velmi volně vymezen a jeho použití se liší v závislosti na disciplíně, kde je použit. V roce 1992 byla na konferenci v Riu de Janeiro biologická diverzita definována Úmluvou o biologické rozmanitosti následovně:

„Biologická diverzita znamená variabilitu všech žijících organismů ze všech typů prostředí, mezi jinými, suchozemských, mořských a jiných vodních ekosystémů a ekologických komplexů, jejichž jsou součástí; což zahrnuje různorodost v rámci druhů, mezi druhy i mezi ekosystémy“ (CBD, 1992).

Biologickou diverzitu lze rozdělit do tří skupin na genetickou, druhovou a ekosystémovou diverzitu (VAČKÁŘ, 2005). Udržení širokého genofondu rostlin je důležitý předpoklad k rezistenci vůči řadě ekologických stresů (KOLLÁROVÁ, 2007). WHITTAKER (1960) rozvinul koncept α -diverzity jako ukazatel lokální diverzity určitého stanoviště, β -diverzity jako změny lokální diverzity v závislosti na gradientu prostředí a γ -diverzity, kterou lze chápat jako diverzitu většího území až do globální úrovně.

2.7.1 Ukazatele biodiverzity

Určení druhové pestrosti je často vyjádřeno počtem druhů na jednotku plochy (SPELLERBERG, 1995). Využití indexů druhové pestrosti je v současné době velmi omezené z důvodu jejich ovlivnění velikostí pozorované plochy (WILHM, 1967). Při studiu density druhové pestrosti je častější metodou při porovnávání fytoocenóz křivka vztahu mezi počtem druhů a plochou (ARRHENIUS, 1921; CAIN, 1938; PLOTKIN et al., 2000). Význam těchto křivek je zejména při stanovení tzv. minimální plochy, což je odhadovaná plocha, na které se vyskytuje 100 % druhů (COLWELL a CODDINGTON, 1994). Vzhledem ke snaze komplexněji charakterizovat vztahy ve společenstvu se pro určení druhové diverzity využívají indexy diverzity. Není-li možné zjistit celkovou početnost či pokryvnost druhů, je nutné vycházet z náhodně odebraného vzorku (SPELLERBERG, 1995). Mezi hojně používané indexy diverzity patří Shannonův (SHANNON, 1948) a Simpsonův index (SIMPSON, 1949). V případě Shannonova indexu diverzity výsledné číslo obsahuje jak hodnocení počtu druhů tak zároveň ekvitabilitu. Výsledek se tedy hůře interpretuje a v literatuře se setkáváme spíše se srovnáním velikostí indexů, bez dalšího komentáře. Snadnější interpretovatelnost je v případě Simpsonova indexu, který vyjadřuje pravděpodobnost, že ze vzorku vybereme dva jedince stejného druhu (DROZD, 2011). Ekvitabilitu v případě Simpsonova indexu diverzity lze vyjádřit jako proporcii zjištěné hodnoty indexu k maximální hodnotě indexu při daném počtu druhů (LLOYD a GHELARDI, 1964). Vyšší index diverzity nemusí nutně znamenat vyšší kvalitu společenstva, neboť některá společenstva mají druhovou diverzitu přirozeně nižší (SPELLERBERG, 1995). Také druhově bohatší, ale nevyrovnané společenstvo, může mít index diverzity nižší, než společenstvo druhově chudší, ale dobře vyrovnané (BEGON et al., 1997). Mezi výhody indexů diverzity patří fakt, že nesou informaci o druhové pestrosti a také o struktuře fytoocenózy (KREBS,

1999). Jejich nevýhodou je, že nedostatečně zohledňují druhy málo zastoupené a také neberou v potaz, zda je druh vzácný, ohrožený nebo naopak invazní (MAGURRAN, 2004; SPELLERBERG, 1995). Indexy diverzity také necharakterizují stadium sukcese. Z těchto důvodů je vhodné vyjadřovat biodiverzitu i jinými způsoby, především počtem druhů, jejich biomasou a počtem jedinců v populacích. Vzhledem k předpokladu, že vzorek by měl obsahovat všechny druhy, čemuž bývá jen vzácně, tyto indexy biodiverzitu mírně podhodnocují. Pro srovnávání jednotlivých lokálních diverzit nebo meziročních změn v daném společenstvu se používají indexy podobnosti. Mezi ně patří Jaccardův a Sørensenův index podobnosti zahrnující počty společných druhů a počty druhů na jednotlivých lokalitách (SPELLERBERG, 1995).

2.7.2 Příčiny obohacování biodiverzity

Druhovú diverzitu podléhá neustálým změnám v čase způsobenými sukcesí, disturbancemi, fluktuací jednotlivých druhů a kolísáním podmínek prostředí (DROZD, 2011). Druhové bohatství organismů v krajině je lidskou činností nejen snižováno, ale také zvyšováno. Ke zvyšování druhového bohatství dochází buď záměrnou introdukcí, nebo neúmyslným zavlečením druhů (MÍCHAL, 1994).

HEJCMAN et al. (2013) předpokládají obohacování biodiverzity o nové druhy díky šíření diaspor anemochorně a také zoochorně při pohybu lidí a zvířat za účelem obchodu či válečných taženích ve středověku. Toto tvrzení podporují FISCHER et al. (1996), kteří zjistili přítomnost diaspor 85 rostlinných druhů v rounu ovcí. Lze tedy předpokládat masivní transport semen rostlin jak do vzdálených oblastí, tak mezi jednotlivými populacemi rostlinných druhů. Docházelo též k záměrnému obohacování flóry lidmi, jak dokládá POSCHLOD a WALLISDEVRIES (2002) na příkladu *Onobrychys vicifolia* Scop., který byl dovezen do střední Evropy v 16. století jako krmná rostlina.

Vysoké počty druhů ve středověku ukazují na velmi vysokou druhovou rozmanitost polopřirozených travních porostů, v mnoha případech vyšší než dnes. Tuto druhovou bohatost travních porostů na našem území v 10. století zjištěnou dle palynologických analýz zaznamenali KOZÁKOVÁ a KAPLAN (2006). MÍCHAL (1994) uvádí, že tisíciletá lidská historie byla svázána se zvyšováním druhového bohatství krajiny. Prehistorické osady se rozkládaly na hranicích současných, mimořádně druhově bohatých travních porostů na vápencích (PÄRTEL et al., 2007; HÁJKOVÁ et al., 2011).

2.7.3 Příčiny ochuzování biodiverzity

V tomto století se projevuje zrychlující se trend vymírání, protisměrný s růstem lidské populace (MÍCHAL, 1994). Ochuzování druhové diverzity má rovněž negativní vliv na funkce travinných ekosystémů, zejména mimoprodukční. Vysoký pokles druhové diverzity byl zaznamenán zejména v posledních šedesáti letech, vlivem neobhospodařování (BOCHENKOVA et al., 2012; PAVLŮ et al., 2012).

Jiní autoři (EDWARDS et al., 2007; PULLIN et al., 2009) vidí příčinu ochuzování druhové diverzity v intenzifikaci zemědělské výroby, kdy v mnohých oblastech zůstaly z travních porostů jen fragmenty izolované intenzivně obhospodařovanou zemědělskou půdou (ÖSTER et al., 2009). TÖRÖK et al. (2011) dodávají, že v západní Evropě došlo v rámci společné zemědělské politiky ke zvýšení intenzity využívání. Naopak CRAMER et al. (2008) upozorňují na opuštění některých lokalit z důvodu nízké produktivity. Míra neobhospodařování pak závisí na socio-ekonomických faktorech (RAMANKUTTY a FOLEY, 1999). CRAMER et al. (2008) uvádí míru opuštění zemědělské půdy v zemích střední a východní Evropy mezi 10–20 %. MACHAR et al. (2012) vidí jako příčiny ochuzování druhové diverzity oba faktory a dodává, že ve druhé polovině 20. století došlo k rozorávání luk a pastvin, scelování, hnojení, či naopak ponechání ladem špatně přístupných pozemků. ŠARAPATKA et al. (2008) pokládají za hlavní příčiny zániku druhově bohatých společenstev intenzivní hnojení, odvodnění, přechod od extenzivní volné pastvy k intenzivní oplůtkové pastvě, v přechodu od jednosečných až dvousečných luk na vícesečné a v posunu termínu seči a jejich vysoké frekvenci, která neumožní rostlinám vykvést a vysemenit se, čímž dochází k ochuzování druhové diverzity. LEPŠ (2004a) uvádí, že na opuštěných pastvinách je nižší počet rostlinných druhů v důsledku dominance vysokých, konkurenčně silnějších rostlin. Na nebezpečí zaplevelení opuštěných lokalit upozorňují mnozí autoři (BAKKER a BERENDSE, 1999; BOSSUYT a HONNAY, 2008; MANCHESTER et al., 1999), kteří poukazují na fakt, že intenzivní hospodaření na orné půdě v minulosti mělo za následek zmizení zásoby semen v půdě, což vede při spontánní sukcesi k šíření plevelných druhů. MACHAR et al. (2012) uvádí, že při spontánní sukcesi se na orné půdě začínají v prvních letech uplatňovat plevele, které v období 5–10 let stírá travnaté sukcesní stadium, u kterého, pokud není obhospodařováno, dochází po 15. roku k výskytu dřevin. Spontánní sukcese je vhodná pouze při obnově malých orných ploch s vysokým podílem polopřirozených porostů v bezprostředním okolí (RUPRECHT, 2006). STEVENSON et al. (1995) vidí v obnově

travních porostů na opuštěných zemědělských půdách příležitost ke zmírnění nebo zastavení procesů, které poškozují diverzitu travních porostů. Rovněž může vést k ukládání oxidu uhličitého a místnímu zlepšení kvality vody (STOATE et al., 2009). Obnova luk a pastvin je široce aplikována jako opatření pro zvýšení stability krajiny a zachování biologické rozmanitosti (TÖRÖK et al., 2011). Na našem území po roce 1990 proběhl převod orné půdy na TTP, kdy jejich výměra stoupla o 40 km², tento pozitivní jev se však nevztahuje k biodiverzitě TTP (MACHAR et al., 2012).

K ochuzování druhové diverzity v travních porostech v současné době dochází také díky šíření invazních a expanzních druhů. Toto ochuzování, způsobené vymíráním původních druhů, je komplementární se zvyšováním počtu druhů oportunistických, které se šíří do nových prostředí (MÍCHAL, 1994). Problémem je například nedávné rozšíření *Arrhenatherum elatius* L. do druhově bohatých suchých trávníků, které je podpořeno absencí jejich obhospodařování spolu s vysokou depozicí sloučenin dusíku (FIALA et al., 2011; DOSTÁLEK a FRANTÍK, 2012). MACHAR et al. (2012) dodávají, že tento druh se v travních porostech až do počátku 20. století vyskytoval jen zřídka. Jeho šíření bylo zapříčiněno až plošným používáním dusíkatých hnojiv po 1. světové válce a pokračuje dodnes.

SALA et al. (2000) považují změny životního prostředí v důsledku globálních změn jako velkou hrozbu, spočívající ve snižování biologické rozmanitosti tím, že vymírají druhy. Nejzásadnějšími hrozbami jsou především změny v teplotách a distribuci srážek (ALCAMO et al., 2007). Pro zabránění extinkce druhů je nezbytné sledovat jejich nároky na životní prostředí (SPANGENBERG, 2007). Problémem je dle MÍCHALA (1994) rovněž to, že ohrožení, ústup a vymírání druhů probíhá postupně v několika generacích, děje se často nepozorovaně, neboť se projeví až po delším čase. Nicméně PIMM (2002) uvádí, že současná míra vymírání je asi 400krát rychlejší, než by byla bez přispění člověka. ŠARAPATKA (2008) dodává, že v posledních padesáti letech se mění ekosystémy rychleji a rozsáhleji než ve kterémkoli srovnatelném období lidské historie.

2.8 Pratotechnika

Tímto pojmem rozumíme komplex opatření, která slouží ke zvýšení produkční schopnosti travních porostů a také ke zvýšení jejich kvality. Děje se tak za přispění zásahů biologické, chemické a mechanické povahy, které jsou v souladu s biologií a ekologií porostu, zlepšují fyzikální a biologické parametry půdy. Rovněž těmito opatřeními dochází ke změně ve floristickém složení za účelem zvýšení produkčních a kvalitativních parametrů daného porostu (VARGOVÁ, 2012). Nesprávný management vede k únikům živin, erozi půdy a nízké biologické rozmanitosti (STOATE et al., 2009; MRKVIČKA a VESELÁ, 2001). Pratotechnika má tedy význam jak z kvantitativního hlediska, které zahrnuje produkční potenciál porostu a zastoupení jednotlivých druhů, tak kvalitativního, které spočívá v druhovém spektru a jeho změnách a rovněž v kvalitě píce. Nesprávnou pratotechnikou může dojít i k ireverzibilní změně druhového spektra (TIŠLIAR a CITAROVÁ, 2008). Produkce závisí na řadě faktorů, z nichž některé je možno ovlivnit. K významným faktorům patří povětrnostní podmínky, způsob a četnost využití a také zásobení vodou a živinami. Dále hraje roli druhové zastoupení a vztahy ve společenstvu, zvláště konkurence jednotlivých druhů a alelopatie (GIBSON, 2008). Na průběh tvorby biomasy má také vliv morfologie daných druhů (HOLÚBEK et al., 2007). Nárůst biomasy se liší i v průběhu roku, kdy je na počátku vegetace menší, poté se prudce zvyšuje a vrcholu dosahuje na přelomu května a června (HALL et al., 1998). Produkce je úzce spjata s odnožováním trav, které probíhá nepřetržitě od časného jara až do podzimu, největší intenzity však dosahuje od konce března do začátku května (SKLÁDANKA, 2008). Každá změna stanovištních podmínek vede ke změnám v druhovém zastoupení, což se projeví i ve výnosech píce travních porostů (RYCHNOVSKÁ, 1980; FIALA, 2002). Výnosy v našich podmínkách se pohybují od 1,5 t.ha⁻¹ u extenzivně využívaných travních porostů s nízkou úrovní výživy až po 18 t.ha⁻¹ u intenzivně využívaných porostů (6 sečí) s odpovídající druhovou skladbou, dostatkem vláhy a vysokými dávkami živin (RYCHNOVSKÁ, 1980). Výkonnost málo produkčních porostů lze zlepšit buď intenzivní výživou, nebo obnovou založením nového porostu (LICHNER et al., 1983).

Pratotechnika má též vliv na kvalitu krmiva, čímž rozumíme charakteristiky, které udávají schopnost krmiva uspokojit určité požadavky zvířete a určují také vhodnost pro jeho příjem zvířetem (MÍKA et al., 1997). Výživová hodnota travních porostů se může měnit vlivem rozdílného zastoupení jednotlivých agrobotanických skupin. ZEMAN et al. (2006) uvádí, že botanická struktura ovlivňuje stravitelnost, koncentraci vlákniny

a energie. KLAPP et al. (1953) a později NOVÁK (2004) rozdělili druhy v travních porostech dle krmné hodnoty na plnohodnotné druhy s $Kh = 8$, kde řadíme kulturní druhy trav a jetelovin, hodnotné druhy s $Kh = 6-7$, méně hodnotné druhy s $Kh = 4-5$, málo hodnotné druhy s $Kh = 1-3$, bezcenné druhy s $Kh = 0$ a jedovaté druhy se zápornou krmnou hodnotou. Toto rozdělení však neposkytuje plně objektivní pohled na kvalitu píce, neboť procesem stárnutí se mění chutnost a stravitelnost a tím také příjem krmiva (HOLÚBEK et al., 2007). Z tohoto důvodu jsou vhodnější chemické rozborů (OPITZ von BOBERFELD et al., 2003). ZEMAN et al. (2006) uvádí, že obvykle se stářím porostu dochází ke snižování množství i kvality bílkovin, klesá stravitelnost, obsah sacharidů a energie a zvyšuje se obsah vlákniny. Kvalitu určuje zejména podíl listů ke stéblům, kdy množství listů se stářím klesá (MÍKA et al., 1997). Z tohoto faktu tedy vyplývá optimální doba sklizně v období metání dominantního druhu trav v porostu (HRABĚ et al., 2004).

Správná pratotechnika je prekurzorem kvalitní píce a pro travní porosty je nepostradatelná. V neobhospodařovaných porostech se vytvářejí podmínky pro šíření nežádoucích a invazních druhů, které potlačují druhy nativní, mění se struktura porostu a s ní i ráz krajiny, což může mít za následek i snížení atraktivnosti z rekreačního hlediska (KOLLÁROVÁ et al., 2007). Velkým problémem je také zarůstání bývalých luk a pastvin náletovými dřevinami, čímž vznikají nestabilní a obtížně obnovitelné porosty. Dle ŠARAPATKY (2008) se na nesečené louce prosazují *Bistorta major* S.F. Gray, *Cirsium* spp., *Rumex* spp., *Urtica dioica* L., *Filipendula ulmaria* L. a *Heracleum mantegazzianum* Sommier et Levier. Naopak obhospodařované porosty vytvářejí bohatě diverzifikovanou kulturní krajinu, která je rozmanitá jak druhově tak geneticky (FIALA a GAISLER, 1999).

2.8.1 Využívání travních porostů

Území našeho státu spadá z geobotanického hlediska do lesního pásma (LICHNER et al., 1983). Travní porosty, až na výjimky, nepředstavují primární rostlinnou formaci a jejich přítomnost je tedy podmíněna pravidelným obhospodařováním. Pravidelné disturbance jako sečení a pastva (ROOK et al., 2004) jsou tradičními způsoby jejich využití, v poslední době se uplatňuje také mulčování (HRABĚ et al., 2004). Mulčování je vhodné pouze při výšce porostu do 15 cm, jinak může docházet k zahrnování zmulčované hmoty (ŠARAPATKA, 2008). Dle TÖRÖKA et al. (2011) je sečení obvykle nákladově efektivnější než pastva, která vyžaduje infrastrukturu a pracovní sílu, nicméně má za

následek vyšší úmrtnost bezobratlých. Nejvýznamnější vliv sečení a pastvy je redukce nadzemní biomasy (DIEMER et al., 2001; BONANOMI et al., 2006), čímž dochází u rostlin k ochuzování o asimilační plochu (HOLÚBEK et al., 2007) a následně má dopad na celkové výnosy. KIZEKOVÁ et al. (2011) uvádí, že i přes stejný mechanismus redukce nadzemní biomasy mají kosení a pastva rozdílný vliv na životní cyklus a ekologii rostlin. Následná regenerace travního porostu závisí na výšce ponechaného strniště, růstové fázi a počtu sečí (VARGOVÁ, 2012). Seč pro rostliny vždy představuje určitý stres, kdy dochází ke snížení intenzity fotosyntézy až do doby vytvoření nové dostatečné listové plochy. Nízké strniště může mít za následek poškození odnožovacích uzlin a následný výskyt prázdných míst, kde může dojít k rozšíření plevelných druhů. Vysoké strniště umožňuje vyšší ukládání zásobních látek a tím rychlejší nárůst fytomasy (NOVÁK, 2008).

Intenzita sečného využití je dána jednak úrovní hnojení (HOLÚBEK et al., 2004), kdy by se měl se zvyšujícími dávkami zvyšovat také počet sečí, a rovněž ekologickými faktory (RYCHNOVSKÁ, 1980). Z hlediska produkce píce jsou účelné 2–4 seče (STRAKA, 1999). Plynulé dorůstání travních porostů je odkázáno na dostatek půdní vody, neboť trávy jako hlavní komponent se vyznačují hustou avšak málo hlubokou kořenovou soustavou (JANČOVIČ a VOZÁR, 2005). Příliš intenzivní využívání vede k redukci ukládání rezerv v kořenech a má za následek ústup vysokých druhů trav (NOVÁK, 2008). Termín jednotlivých sečí je obvykle dán kompromisem mezi kvalitou a produkcí píce (HRABĚ a BUCHGRABER, 2004). Časná seč v ranějších růstových fázích vede ke sníženému odnožování a následnému snížení produkce v další seči. Pozdní seč je naopak spojena s poklesem kvality. Vhodné načasování 1. seče má tedy na výnosy a kvalitu rozhodující vliv, neboť na ni připadá 50–70 % celkové produkce a její oddálení vede ke snížení kvality (STRAKA, 1999). Sečení je základním způsobem využití travních porostů na zelené krmení, seno a siláž (VARGOVÁ, 2012).

Sečení má také vliv na druhové spektrum, kdy se jeho vlivem porost prosvětluje a dochází k podpoře rozvoje jetelovin a nízkých bylin. Dle ZILIOTTA et al. (2002) dochází při tří a vícesečném využití k nárůstu počtu druhů v porostu. Naopak pouze při jednosečném využití celkový počet druhů klesá a roste zastoupení trav. Toto tvrzení je také v souladu se zjištěním JAKRLOVÉ (1997b), která dále zjistila schopnost alternativní zastupitelnosti dominantních druhů. BRIEMELE a ELSAESSER (2002) uvádí, že extenzifikace v podobě snížení počtu sečí snižuje diverzitu rostlinných druhů.

KRÁLOVEC (1997) dodává, že alespoň jednosečné využití je pro udržení druhové pestrosti nezbytné i na stanovištích, kde již došlo k odčerpání živin vlivem absence hnojení. Pro udržení biologické rozmanitosti je nezbytný také diferencovaný přístup k sečení s vyloučením sjednocení termínů sečí. Pro podporu biodiverzity je nejvhodnější ruční kosení, které napodobuje nerovnoměrné rozložení narušení potřebné k vytvoření bohaté mozaiky travních porostů (BISSELS et al., 2006). Nedochozí zde k vysokému úhynu bezobratlých a dalších živočichů, čímž se zvyšuje celková biodiverzita travních porostů. ŠARAPATKA (2008) uvádí, že v minulosti se naše krajina skládala z mnoha typů luk, které se kosily postupně od května do srpna. V případě sečení těžkou technikou dochází k homogenizaci rostlinného společenstva (ZECHMEISTER et al., 2003) a také vede ke zvyšování kompaktnosti půdy (SCHÄFFER et al., 2007). Toto má za následek nižší míru infiltrace spojenou s vyšším odtokem z povrchu, což usnadňuje transport živin, pesticidů a sedimentů do povrchových vod (STOATE et al., 2009).

2.8.2 Hnojení travních porostů

Potřeba výživy travních porostů je nezbytným faktorem pro udržení takové kvality a kvantity produkce, která odpovídá potřebám a požadavkům hospodářských zvířat (SOMMER et al., 1994). Hnojení patří mezi neúčinnější pratotechnické zásahy a je hlavním intenzifikačním činitelem zúrodnění. Předpokladem pro hnojení je však přítomnost kvalitních druhů v porostu (MICHALEC et al., 2001). Při malém podílu produkčních druhů trav dochází k nízké efektivitě hnojení a tedy i malému zhodnocení vstupů a následným ekonomickým ztrátám (TIŠLIAR et al., 2001). Dle RATAJE (1996) platí, že u porostů s vysokým přirozeným výnosovým potenciálem jsou přírůstky z hnojení nižší. Autor dále uvádí, že vlivem samotného hnojení se mění nehodnotné porosty na hodnotné. Mezi nejčastější projevy hnojení patří změna druhového spektra (STEVENS et al., 2004), což má následně vliv na kvalitativní a kvantitativní stránku produkce (VARGOVÁ, 2012). Čím jsou dávky hnojiv vyšší, tím jsou změny v druhovém spektru markantnější (HOLÚBEK, 2005). Také STOATE et al. (2009) uvádí, že vysoká míra používání hnojiv vede k poklesu biologické rozmanitosti a zhoršování kvality vody. LUCIAN a GAVRIL (2013) doporučují používat nízké dávky hnojiv, které nemají vliv na biologickou rozmanitost a strukturu luční vegetace. ŠARAPATKA (2008) považuje za nejvyšší dávku dodaných živin, při které ještě nedochází k ochuzení druhového spektra, $40 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N}$.

Nezbytným opatřením je racionální hnojení, které má pozitivní vliv na kvalitu i kvantitu a nepředstavuje nebezpečí pro životní prostředí. Množství efektivně využitelných živin závisí na hydričném a edafickém režimu stanoviště. Vliv má také doba hnojení, počasí, půda, množství dodaných živin a jejich zásoba v půdě (NOVÁK, 2008). Rovněž různé druhy a agrobotanické skupiny se liší svou schopností využívat živiny (JANČOVIČ a VOZÁR, 2005). Nadměrné hnojení jednou živinou, která vyvolává nárůst výnosů, vede k nadměrnému odčerpávání dalších živin v půdě, které se tím dostávají do minima (VARGOVÁ, 2012). ILAVSKÁ et al. (2006) uvádí, že při přerušení dlouhodobého hnojení dochází hned v prvním roce k výraznému snížení produkce sušiny. Na nepřiměřené hnojení jsou velmi citlivé zvláště mezofilní louky (UHLIAROVÁ a ONDRÁŠEK 2004). Zvláště ohrožena jsou také společenstva chudých půd, kde rostliny silně profitující ze zlepšeného zásobení živinami vylučují ty, které jsou méně schopné reagovat na změněné podmínky (MÍCHAL, 1994). Nadměrné hnojení může vést i k negativní sukcesi (HANZES et al., 2004), kdy porost vykazuje znaky vývojově mladších sukcesních stadií (SLAVÍKOVÁ, 1986). V tomto případě dochází k dominanci dvou až tří konkurenčně nejsilnějších druhů trav, ústupu méně vytrvalých druhů, čímž dojde k vytvoření prázdných míst, do kterých se šíří plevelné, zvláště synantropní druhy, které zde vytvářejí trvalá společenstva (JURKO, 1990). Tato nitrofilní a ruderalní společenstva jsou obvykle velmi stabilní (UHLIAROVÁ a ONDRÁŠEK, 2004). Opětovné navrácení do původního stavu je možné až po pozvolném vyčerpání zásob živin a za předpokladu, že jsou v půdě stále přítomna semena rostlin původního druhového složení (ŠARAPATKA, 2008). Dle GOUGHHA a MARRSE (1990) mají vysoké koncentrace živin na opuštěné zemědělské půdě za následek dominanci několika málo druhů trav, čímž omezují schopnost kolonizace dalších druhů, která by vedla k vyšší druhové pestrosti.

Vysoká schopnost využití živin travním porostem je dána především hustým kořenovým systémem, který dosahuje největšího prokořenění těsně pod povrchem půdy do hloubky 10–15 cm (VARGOVÁ, 2012). Hustý kořenový systém trav je aktivní téměř po celý rok, s čímž souvisí vysoká schopnost zabránit vyplavení živin. STOATE et al. (2009) uvádí, že ve střední Evropě došlo k dramatickému poklesu ve využívání minerálních hnojiv, zejména fosforečných, což přispělo ke snížení obsahu dusičnanů a fosfátů v povrchových a podpovrchových vodách. Toto tvrzení podporují také ISTVÁNOVICZ et al. (2007), kteří poukazují na nárůst kvality vod vlivem poklesu

znečištění o 80 %. EKHOLM et al. (2007) naopak uvádí, že i přes pokles vstupů nebylo od roku 1990 zjištěno žádné výrazné zlepšení kvality vod. TAMMINEN a ANDERSEN (2007) dodávají, že ve sladkých vodách je příčinou eutrofizace především fosfor na rozdíl od slaných vod, kde je jím dusík.

2.8.2.1 Hnojení dusíkem

Dusík jako živina je základním stavebním prvkem a má tedy dominantní postavení při zvyšování výnosů, kdy vlivem odstupňovaných dávek dusíku dochází k lineárnímu zvyšování tvorby biomasy (STRAKA, 1999). KRAJČOVIČ et al. (1988) uvádí, že při intenzivním hnojení N dochází ke zvýšení produkce postupně s maximem ve 4–6 roku od zahájení hnojení, poté následuje pokles výnosů způsobený degradací porostu a hnojení přestává být efektivní i z ekonomického hlediska (SLAMKA et al., 2006). Hnojení dusíkem má v porovnání s ostatními živinami nejvýraznější vliv na tvorbu fytomasy, kdy dochází k přímé podpoře tvorby a počtu nových odnoží trav, prodlužování stonku a tím nárůstu hmotnosti. Dle VELICHA (1986) dochází vlivem N hnojení i ke zvýšení množství kořenové biomasy do hloubky 10 cm, v hlubších vrstvách však dochází k opaku. Při intenzivním hnojení tedy dochází k posunu kořenové hmoty směrem k povrchu, což může vést k variabilitě výnosů vlivem měnících se vlhkostních podmínek (STRAKA, 1999). Rostliny přijímají dusík ve formě dusičnanové a amoniakální (NOVÁK, 2008). Dusíkaté hnojení se vyznačuje rychlým účinkem, kdy je převážná část spotřebovaná nárůstem v první seči a vliv na další seč je již velmi malý (VELICH, 1996). Koncentrace dusíku v půdním prostředí podléhá značným změnám, které jsou způsobeny intenzitou mineralizace, imobilizace a denitrifikace, jejichž intenzita je závislá na ročním období, půdních a klimatických podmínkách a také na intenzitě hnojení (KNAPPE et al., 1997). Dle MÍCHALA (1994) množství dusíku v prostředí díky depozicím stoupá a dochází také k okyselování půd. HOLÚBEK (1991) prokázal, že ke zvyšování výnosů dochází jen do maximální dávky 240 kg.ha⁻¹ N. KRÁLOVEC a RAIS (1990) zjistili, že množství využitelného dusíku se liší v závislosti na stanovišti, kdy bylo na mezohygrofytním stanovišti dosaženo maximální produkce při dávce 160 kg.ha⁻¹ N. Vyšší dávky N již vliv na růst produkce neměly. NEUBERG et al. (1995) uvádí jako maximální využitelnou jednorázovou dávku 80 kg.ha⁻¹ N. Účinnost dusíkatého hnojení je tedy především podmíněna ekologickými podmínkami stanoviště (WOJAHN, 1977). Nezbytná je také vhodná druhová skladba s přítomností vysoceprodučních trav. Pro účinnost dusíkatého

hnojení je však nezbytná také vyrovnaná výživa ostatními živinami (HOLÚBEK et al., 1997). Nesprávné hnojení dusíkem vede nejen ke snížení jeho účinnosti, ale dochází také k řadě nepříznivých důsledků (VELICH, 1996), zejména zhoršení kvality krmiva a nebezpečí vyplavení. Množství vyplaveného dusíku v nitrátové formě závisí především na srážkové činnosti. Dle DOKOUPILA (1997) může ročně činit 10–60 kg.ha⁻¹ N a zemědělství tak představuje přibližně 70 % znečištění dusičnany. Nejvyšší riziko vyplavování dusičnanů nastává v případě, že rostlina absorbuje málo dostupného dusíku a klesá evapotranspirace při vysokém množství srážek (STOATE et al., 2009). Dusičnan je vysoce rozpustný a snadno vyplavitelný do vodních toků, kde může urychlit proces eutrofizace (MATIAS a BOAVIDA, 2005; NEWTON a MUDGE, 2005). Velmi nízká úroveň vyplavení nitrátů je zejména u travních porostů, díky celoročnímu pokrytí půdy živými píce rostlinami a jejich příjmu živin, a hrají tak významnou roli v ochraně proti eutrofizaci vod (BUCHGRABER et al., 1994; POZDÍŠEK a BJELKA, 2002). Příliš vysoké dávky N se mohou negativně projevit na kvalitě píce (DUCHOŇ, 1959; PETŘÍK, 1987). MÍKA (1983) zjistil nárůst obsahu stravitelných dusíkatých látek při současném snížení obsahu vodorozpustných sacharidů. Dochází také ke zvyšování obsahu nitrátů v píci (KEMP, 1982), což může mít toxický účinek na pasoucí se dobytek.

Dusíkaté hnojení má výrazný vliv také na druhové složení, přičemž k největším změnám druhového spektra dochází v prvních 3–6 letech, poté dojde k ustálení podílu jednotlivých agrobotanických skupin (VELICH, 1986). Dle CLARKA a TILMANA (2008) dochází ke změně druhového spektra již při nízkých, ale dlouhodobých dávkách dusíku, které zapříčiňují vymizení zejména málo zastoupených druhů. Dochází k celkovému poklesu počtu druhů, dominanci trav, které tvoří základ a stabilitu produkce, a ústupu jetelovin a ostatních bylin (HOLÚBEK et al., 1997). Další změny jsou již pozvolné a probíhají zejména v rámci agrobotanických skupin. U skupiny trav dochází s postupem času k úbytku trsnatých trav a nárůstu rhizomatických trav (STRAKA, 1999). Autor dále uvádí maximální využitelnou dávku u trsnatých trav 150–200 kg.ha⁻¹ N, nad touto hranicí má již dusíkaté hnojení negativní účinky. Dle HALVY et al. (1977) obsahují trávy v růstové fázi odnožování přibližně 50–80 % N, který potřebují pro uskutečnění celého vývojového cyklu.

Mimo hnojení dusíkem má význam také přítomnost půdních bakterií schopných fixovat vzdušný dusík. Kromě volně žijících mikroorganismů je významná především symbiotická fixace bakterií *Rhizobium* spp. s bobovitými rostlinami, které jsou takto

schopny fixovat až 300 kg.ha⁻¹ N za rok (HRABĚ et al., 2004). Bobovité rostliny jsou pro býložravce velmi výživné a mají také pozitivní vliv na půdní úrodnost (LAŠTŮVKA a KREJČOVÁ, 2000).

2.8.2.2 Hnojení fosforem

Fosfor je v ekosystémech zastoupen v podstatně nižší koncentraci a bývá proto často limitujícím faktorem produkce (LAŠTŮVKA a KREJČOVÁ, 2000). Z hlediska výživy rostlin je však druhým nejvýznamnějším prvkem. Je nezbytný pro biochemické pochody související s přenosem energie, syntézu nukleových kyselin a fosfolipidů (NOVÁK, 2008). U rostlin zvyšuje pružnost listových čepelí a podílí se na tvorbě a regeneraci kořenového systému (LAŠTŮVKA a KREJČOVÁ, 2000). Stimulující účinek na kořenový systém vlivem zvyšující se koncentrace P byl prokázán i STRAKOU (1999). Přirozeně se fosfor v půdě vyskytuje vlivem zvětrávání minerálů, množství dostávající se do půd srážkovou činností je zanedbatelné a pohybuje se do 0,3 kg.ha⁻¹ za rok (NOVÁK, 2008). V půdě je tento prvek velmi málo pohyblivý a nehrozí zde tedy ztráty vyplavením. Nebezpečí představuje pouze vyplavení do povrchových vod při erozním smyvu přívalovými srážkami (SCHACHTSCHABEL, 1985). Riziko vyplavení je dle STOATEHO et al. (2009) nejvyšší při nízké intenzitě růstu rostlin na podmáčených nebo zhutnělých půdách. Účinnost fosforečného hnojení je zpočátku menší a plně se projeví až po 2–3 letech hnojení. Po přerušení hnojení však ještě dochází k dlouhodobému následnému působení (VELICH, 1996).

Fosfor zvyšuje využití ostatních živin travním porostem, zejména dusíku a zlepšuje též kvalitu a chutnost píce (HOLÚBEK et al., 1997). Jeteloviny a byliny se vyznačují vyšším obsahem fosforu v píci než trávy (POULÍK, 1996). Co se týče kvality a kvantity produkce mají fosforečná hnojiva vliv jednak nepřímo na změnu druhového spektra, ale také na chemické složení jednotlivých druhů (STRAKA, 1999). Fosforečné hnojení travních porostů působí pozitivně na dominanci jetelovin (MRKVIČKA a VESELÁ, 2007).

2.8.2.3 Hnojení draslíkem

Podíl půd s velmi nízkým a nízkým obsahem draslíku je dle ŠIMKA (2003) u travních porostů 29 %. Tuto živinu jsou však zejména trávy schopny přijímat ve výrazně větším

množství, než je potřeba i pro nejvyšší výnosy a obvykle tedy netrpí jejím nedostatkem. Tento luxusní příjem je nežádoucím jevem, neboť vysoké množství draslíku v píce snižuje její kvalitu a také se snižuje produkční účinnost K hnojení (VELICH et al., 1994). Draslík je tedy v porovnání s ostatními živinami více mobilní, což se projevuje stimulací i ostatních nehnojených částí porostu v případě, že stimulujeme jen určitou omezenou část kořenového systému travních porostů (STRAKA, 1999). Obsah draslíku v rostlinách je poměrně vysoký (1–4 % hmotnosti) a je srovnatelný s obsahem dusíku (ŠIMEK, 2003). Z hlediska obsahu draslík řadíme k makroelementům a po dusíku a fosforu je třetí hlavní živinou. Jeho význam spočívá především v udržování osmotického potenciálu a enzymatických reakcí (KOVÁČIK et al., 2012). Napomáhá také při adaptaci rostlin na stresové podmínky, jako jsou sucho, nízké teploty, odolnost vůči houbovým chorobám a hmyzu (ŠIMEK, 2003). Vyplavování draslíku z kořenové zóny je závislé zejména na intenzitě hnojení touto živinou, na druhu půdy a obsahu humusu (STRAKA, 1999). Dle ŠIMKA (2003) se ztráty draslíku způsobené vyplavením a odnosem erozí pohybují od 25 do 50 kg.ha⁻¹ za rok. Draselné hnojení v travních porostech podporuje bylinnou složku (SKLÁDANKA et al., 2009). Nedostatek draslíku se u trav projevuje nekrózami špiček a okrajů listů (MÍKA et al., 2002). Půdy jsou vlivem odběru biomasy o draslík soustavně ochuzovány a pro zachování výnosů je tedy nutné jej doplňovat hnojením (ŠIMEK, 2003).

2.8.2.4 Hnojení vápníkem a hořčíkem

Oba prvky jsou rostlinami přijímány ve formě dvojmocných kationtů. Jejich význam spočívá zvláště v příznivém vlivu na chemické a fyzikální vlastnosti půd, kdy srážením půdních koloidů vytvářejí příznivou půdní strukturu, což má pozitivní vliv na vzdušný a vodní režim půd (ŠIMEK, 2003). Vápněním se také upravuje půdní reakce. Vzhledem k faktu, že travním porostům vyhovuje slabě kyselá půdní reakce (pH 5,5–6,4), je však význam vápníku poměrně nízký (STRAKA, 1999). Travní porosty vytvářejí i bez vápnění svým kořenovým systémem velmi stabilní půdní strukturu (VOIGLÄNDER a JACOB, 1987). Hodnoty pH se projevují především v botanické skladbě. Porosty s nízkým podílem hodnotných druhů lze pomocí vápnění a NPK hnojení velmi rychle vylepšit (STRAKA, 1999). Samotné Ca hnojení však dle KLAPPA (1971) z dlouhodobého hlediska vede ke zhoršení porostové skladby. Hořčík má vliv především na kvalitu píce, kdy při jeho nedostatku (pod 0,2 % v sušině píce) a současném nadbytku draslíku hrozí

nebezpečí výskytu pastevní tetanie (HRABĚ et al., 2004; VORLÍČEK a POULÍK, 1985). Vápník ovlivňuje semipermeabilitu membrán a je součástí řady enzymů (ŠIMEK, 2003). Vliv má také na tvorbu kořenového systému, kdy při jeho nedostatku dochází ke snížené tvorbě vlasových kořenů a jejich zahnívání. Hořčík se podílí na řadě biochemických procesů a tvorbě chlorofylu (KOVÁČIK et al., 2012). V rostlinách je hořčík mobilní a při jeho nedostatku dochází k přesunu ze starších pletiv do mladších (ŠIMEK, 2003).

3 CÍL PRÁCE

Cílem této práce je posoudit vliv odstupňovaných dávek hnojiv, rozdílné intenzity využití a povětrnostních podmínek daného ročníku na zastoupení jednotlivých agrobotanických skupin, dominantních druhů trav, jetelovin a ostatních bylin, druhovou diverzitu, druhovou pestrost a produkci sušiny píce u polopřirozeného travního porostu. Dále budou posouzeny vztahy mezi zkoumanými veličinami a efektivita dodaných živin vztažená na produkci sušiny píce. Zodpovězení nastolených otázek by mělo přispět k získání nových poznatků a doplnění současného stavu poznání v této problematice.

Za účelem prokázání vlivu sledovaných faktorů byly definovány následující hypotézy:

H₀₁: Rozdílná intenzita hnojení nemá vliv na kvalitativní a kvantitativní složení společenstva a produkci sušiny píce.

H₀₂: Rozdílná intenzita využívání nemá vliv na kvalitativní a kvantitativní složení společenstva a produkci sušiny píce.

H₀₃: Povětrnostní podmínky nemají vliv na kvalitativní a kvantitativní složení společenstva a produkci sušiny píce.

4 MATERIÁL A METODY

4.1 Charakteristika stanoviště

Stacionární výzkumná plocha byla založena v roce 1992 na stanovišti jihovýchodně od obce Kameničky. Experimentální plocha se nacházela v katastru této obce, která dále náleží do CHKO Žďárské vrchy na Českomoravské vrchovině. Geomorfologický podcelek Žďárké vrchy spadá do Hornosvratecké vrchoviny (STRAKA, 1999). Nedaleko výzkumných ploch se také nachází PR Volákův kopec. Z geografického hlediska jsou GPS souřadnice stanoviště 49°43'25.866"N, 15°58'40.750"E. Stanoviště bylo orientováno jihozápadním směrem na svahu se sklonem 3° v nadmořské výšce 630 m n. m. Rovněž z hlediska vodohospodářského je toto území významné, neboť jím prochází rozvodnice mezi Černým a Severním mořem. Nalézají se zde také pramenná oblast řek Svratky a Sázavy (STRAKA, 1999).

Dle TOLASZ et al. (2007) se stanoviště nachází v chladné klimatické oblasti, okrsku mírně chladném. Průměrná roční teplota dle dlouhodobého normálu (1961–2000) byla 5,8 °C a průměrný roční srážkový úhrn činil 758,4 mm. Meteorologická data zahrnující teploty, srážky a jejich dlouhodobé normály v jednotlivých měsících hodnocených let (1992–2013) byla získána z meteorologické stanice ČHMI Svratouch (ČHMI, 2014). Průběh povětrnostních podmínek jednotlivých let a dlouhodobých průměrů zobrazují klimadiagramy na obr. 9.36–9.59.

Geologicky území spadá do Českého masivu, který je tvořen převážně prvohorními a čtvrtohorními horninami (STRAKA, 1999). Půdním typem byl pseudoglej luvický, kyselý na deluviu ruly. Půdní profil dokládá tab. 4.1. Půda byla písčitohlinitá s průměrným obsahem jílnatých částic (menších než 0,01 mm) 23,8 %. Z hlediska vodního režimu se jednalo o mezohygrofytní stanoviště. Obsah přijatelných živin stanovený metodou Mehlich III je uveden v tab. 4.2 a 4.3.

Tab. 4.1 Popis půdního profilu. Upraveno dle Straky (1999)

Ad (0–18 cm)	Povrchový humózní drnový horizont slabě zrašelinělý, černošedé barvy, písčitohlinitý, drobtovitá struktura (3–5mm). Obsah skeletu ruly a křemene až 12,3 %. Malý výskyt FeMn bročků, středně až silně prokořenělý, jeho přechod je zřetelný.
En (18–27 cm)	Eluviální nodulární pseudoglejový horizont světle šedé barvy, písčitohlinitý bez zřetelné struktury. Obsah skeletu ruly a křemene až 16,9 %, vyskytují se zde i kameny o velikosti až 26 cm. Hojně jsou zastoupeny FeMn bročky, horizont je slabě prokořenělý, přechod zřetelný.
Bmt (27–65 cm)	Pseudoglejový horizont mramorovaný luvický se střídáním dominující šedorezavé a šedé barvy, se sníženou hydraulickou vodivostí. Písčitohlinitý bez zřetelné struktury, 1–5 % skeletu ruly a křemene, četné FeMn bročky, difuzní přechod.
C (> 65 cm)	Půdotvorný substrát, písčitohlinité deluvium ruly.

Tab. 4.2 Obsah přijatelných živin v půdě na začátku experimentu stanovený metodou Mehlich III [mg.kg⁻¹ sušiny]

P	K	Ca	Mg	pH/CaCl₂
31,0	72,3	2003,2	179,3	4,6

Tab. 4.3 Obsah přijatelných živin v půdě na konci experimentu stanovený metodou Mehlich III [mg.kg⁻¹ sušiny]

Využití	Intenzita hnojení	P	K	Ca	Mg	pH/CaCl₂
Dvousečné	Nehnojeno	31,8	69,4	2051,0	163,9	4,6
Dvousečné	PK	85,2	82,5	2228,0	175,1	4,7
Dvousečné	90N+PK	88,0	81,6	1939,0	171,3	4,5
Dvousečné	180N+PK	86,1	79,2	2104,0	162,1	4,5
Třísečné	Nehnojeno	34,6	75,9	2064,0	177,0	4,6
Třísečné	PK	100,1	88,9	2597,0	197,7	4,7
Třísečné	45N+PK	136,6	95,5	2531,0	154,7	4,7
Třísečné	90N+PK	89,8	89,8	2167,0	167,2	4,5
Třísečné	135N+PK	140,4	90,9	2339,0	127,6	4,6
Třísečné	180N+PK	92,6	87,2	2406,0	183,7	4,6

4.1.1 Charakteristika rostlinného společenstva

Z hlediska floristicky-cenologického třídění je porost řazen do typu *Sanquisorba-Festucetum comutatae* (STRAKA, 1999). Dle katalogu biotopů ČR (CHYTRÝ et al., 2001) se jedná o střídavě vlhké bezkolencové louky. Jde o středně vysoké zapojené luční porosty s pokryvností obvykle nad 90 %. Převládajícími druhy jsou zde *Molinia* spp., který však v některých porostech schází, *Festuca rubra* agg. a *Sanguisorba officinalis* L. (ŘEZNÍČKOVÁ, 2007). Druhovému složení se liší dle oblasti rozšíření a nadmořské výšky. STANCIC (2008) označuje střídavě vlhké louky za jedny z nejcennějších díky rozmanitosti druhů. ŘEZNÍČKOVÁ (2007) uvádí výskyt průměrně 35–50 druhů, ale porosty mohou zahrnovat i více než 60 druhů. Mechové patro se na vlhčích místech uplatňuje s velkou stálostí. Výskyt těchto luk je obvykle ve výškách nad 300 m v nivách řek, potoků a na březích rybníků. Obvykle se jedná o extenzivně využívané, jednou ročně kosené nehnojené louky na oglejených půdách se silně kolísající hladinou podzemní vody. Zásoba živin je zde nízká až střední, půdní reakce je kyselá až neutrální. Nebezpečí zde představuje především eutrofizace v důsledku hnojení, odvodňování, opouštění a následné zarůstání pozemků (CHYTRÝ et al., 2001). Zastoupení jednotlivých druhů v roce 1992 při založení pokusu dokládá tab. 4.4.

Tab. 4.4 Zastoupení jednotlivých druhů ve sklizené píce [%] na daných variantách v roce 1992 při založení experimentu

Druh/varianta	Nehnojeno	PK	90N+PK	180N+PK
<i>Phleum pratense</i> L.	23,1	0,8	15,0	6,9
<i>Festuca rubra</i> L.	3,2	0,5	5,9	9,6
<i>Festuca pratensis</i> Huds.	1,9	8,8	0,4	7,1
<i>Poa</i> spp.	2,3	11,7	6,1	16,6
<i>Deschampsia cespitosa</i> L.	0,0	0,3	0,9	0,5
<i>Alopecurus pratensis</i> L.	22,2	18,4	29,2	24,1
<i>Agrostis</i> spp.	0,0	0,2	11,6	0,6
<i>Elytrigia repens</i> L.	0,0	0,0	3,3	0,0
<i>Dactylis glomerata</i> L.	0,0	0,0	0,0	2,0
<i>Lychnis flos-cuculi</i> L.	2,3	1,3	0,8	0,0
<i>Alchemilla vulgaris</i> L.	0,2	0,5	1,1	0,0
<i>Sanguisorba officinalis</i> L.	12,4	3,8	8,5	2,2
<i>Carex</i> spp.	2,5	0,8	1,0	0,2
<i>Cirsium palustre</i> L.	0,0	0,0	0,0	0,8
<i>Myosotis palustris</i> L.	0,2	0,0	0,0	0,0
<i>Glechoma hederaceae</i> L.	0,3	0,0	0,0	0,0
<i>Nasturtium officinale</i> R. Br.	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Ranunculus repens</i> L.	11,1	11,9	11,8	8,8
<i>Bistorta major</i> S. F. Gray	1,0	35,7	3,1	16,6
<i>Achillea millefolium</i> L.	0,0	0,5	0,0	0,0
<i>Cardamine pratensis</i> L.	0,5	1,2	0,4	1,1
<i>Juncus conglomeratus</i> L.	15,2	0,0	0,0	0,0
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	0,2	1,5	0,3	1,8
<i>Rumex acetosa</i> L.	1,4	0,5	0,3	1,2
<i>Trifolium pratense</i> L.	0,1	0,0	0,3	0,0
<i>Vicia cracca</i> L.	0,0	1,9	0,0	0,0
Počet druhů v agrobotanických skupinách				
Trávy	5,0	7,0	8,0	8,0
Jeteloviny	1,0	1,0	1,0	0,0
Ostatní byliny	12,0	10,0	9,0	8,0
Druhů celkem	18,0	18,0	18,0	16,0
Zastoupení agrobotanických skupin				
Trávy	52,6	40,6	72,5	67,4
Jeteloviny	0,1	1,9	0,3	0,0
Ostatní byliny	47,3	57,5	27,2	32,6
Celkem	100	100	100	100

4.2.1 Třísečně využívané porosty

Hodnoceným faktorem byla intenzita hnojení v období let 1993–2013 v následujících

stupních:	1.1	Nehnojeno
	1.2	PK
	1.3	PK+Mg
	1.4	45N+PK
	1.5	90N+PK
	1.6	90N+PK+Mg
	1.7	135N+PK
	1.8	180N+PK
	1.9	180N+PK+Mg

Stupně hnojení 1.3, 1.6 a 1.9 jsou hodnoceny od roku 1997, kdy na parcely začal být aplikován hořčík.

Fosforečná a draselná hnojiva byla od roku 1992 aplikována na jaře, vždy koncem dubna. Fosfor byl dodáván ve formě superfosfátu (19 %) v dávce 30 kg.ha⁻¹ a draslík ve formě draselné soli (60 %) v dávce 60 kg.ha⁻¹. Na varianty 45N+PK a 135N+PK byla fosforečná a draselná hnojiva aplikována až od jara roku 1993. Hořčík začal být aplikován od dubna 1997 v dávce 30 kg.ha⁻¹ ve formě síranu hořečnatého (26 %). Dusík byl aplikován od roku 1992 ve formě ledku amonného s vápencem (27 %) v dávce 45, 90, 135 a 180 kg.ha⁻¹ N. Dávky 90, 135 a 180 kg.ha⁻¹ N byly rozděleny na tři stejné části, z nichž první byla aplikována na konci dubna, druhá po první seči a poslední po druhé seči. Dávka 45 kg.ha⁻¹ N byla rozdělena na dva díly, z nichž první 2/3 byly aplikovány koncem dubna a zbylá 1/3 po první seči.

4.2.2 Dvousečně využívané porosty

Dvousečně využívané porosty začaly být hodnoceny od roku 1996.

Hodnoceným faktorem byla intenzita hnojení v období let 1996–2013 v následujících

stupních:	1.1	Nehnojeno
	1.2	PK
	1.3	90N+PK
	1.4	180N+PK

Fosforečná a draselná hnojiva byla od roku 1992 aplikována vždy koncem dubna. Fosfor byl dodáván ve formě superfosfátu (19 %) v dávce 30 kg.ha⁻¹ a draslík ve formě draselné soli (60 %) v dávce 60 kg.ha⁻¹. Dusík byl aplikován od roku 1992 ve formě ledku amonného s vápencem (27 %) v dávce 90 a 180 kg.ha⁻¹ N. Celkové dávky dusíku byly od roku 1997 rozděleny na dva díly, z nichž první 2/3 byly aplikovány koncem dubna a zbylá 1/3 po první seči. V letech 1992–1996 byly dávky dusíku aplikovány dle stejného schématu jako při třísečném využití, tedy ve třech stejných dávkách (na jaře, po první seči a po druhé seči).

4.3 Hodnocené charakteristiky

Mezi hodnocené charakteristiky ve sledovaných letech byly zahrnuty výnosy suché hmoty v jednotlivých sečích, stanovení průměrné produkční účinnosti dodaných živin za hodnocené období, podíl jednotlivých agrobotanických skupin ve sklizené píce v jednotlivých sečích, počet a podíl jednotlivých druhů v první seči, dále Simpsonův a Shannonův index diverzity. Rok 1992 do hodnocení zařazen nebyl vzhledem k faktu, že se jednalo o rok založení. Produkce sušiny píce z jednotlivých variant byla vždy přepočtena na t.ha⁻¹ ze zjištěné hmotnosti zelené píce (obr. 9.63) na základě jejího obsahu sušiny stanovené při 105 °C.

Stanovení produkční účinnosti 1 kg dodaných živin/dusíku bylo vypočteno dle následujících vztahů:

$$PÚC = \frac{PSP \text{ nehnojeného porostu} - PSP \text{ hnojeného porostu}}{CDŽ} \quad [\text{kg sušiny} \cdot 1 \text{ kg živin}^{-1}]$$

$$PÚN = \frac{PSP \text{ porostu hnojeného PK (Mg)} - PSP \text{ porostu hnojeného N}}{CDN} \quad [\text{kg sušiny} \cdot 1 \text{ kg N}^{-1}]$$

PÚC – produkční účinnost 1 kg všech dodaných živin (celkem)

PSP – produkce sušiny píce [kg.ha⁻¹]

CDŽ – celkové množství dodaných živin [kg.ha⁻¹]

PÚN – produkční účinnost 1 kg dodaného dusíku

CDN – celkové množství dodaného dusíku [kg.ha⁻¹]

PK (Mg) – v případě dvousečného využití varianta dotovaná pouze PK, při třísečném využití byla u stupňů hnojení 1.6 a 1.9 do výpočtu zahrnuta varianta dotovaná PK+Mg

Bezprostředně před samotnou sklizní byl z každé varianty ve dvou opakováních odebrán vzorek píce ze stabilně vytyčených ploch o výměře 0,5 m². Každý vzorek byl poté rozdělen na jednotlivé druhy (pouze v první seči) nebo agrobotanické skupiny (ve všech sečích), které byly následně usušeny při 60 °C a poté zváženy. Vážením byla stanovena jejich hmotnost v suchém stavu a podíl jednotlivých druhů byl vyjádřen v procentech z celkové hmotnosti suché píce. Při třídění vzorků do jednotlivých agrobotanických skupin byly druhy rozřazovány na trávy, jeteloviny a ostatní byliny. Ze zjištěného procentuálního zastoupení jednotlivých druhů byly následně vypočítány indexy diverzity.

Simpsonův index diverzity (D) a Shannonův index diverzity (H) byly vypočítány dle následujících vzorců (BEGON et al., 1997):

$$D = \frac{1}{\sum_{i=1}^S P_i^2}$$

$$H = - \sum_{i=1}^S P_i (\ln P_i)$$

S – celkový počet druhů

P – podíl i-tého druhu [%]

4.3.1 Třísečně využívané porosty

Sklizeň probíhala v období let 1993–2013 pomocí žacího stroje MF–70 se žací lištou o záběru 1,2 m (obr. 9.60 a 9.62). Sklizišná plocha byla 12 m², výška strniště 0,07 m. Sklizeň porostů probíhala vždy začátkem června, začátkem srpna a na začátku října. Botanické hodnocení na jednotlivé druhy probíhalo v období let 1993–2013 vždy v první seči. V ostatních sečích byly určovány jen agrobotanické skupiny. U variant 45N+PK a 135N+PK bylo prováděno pouze stanovení agrobotanických skupin ve všech sečích a to v období 1995–2013.

4.3.2 Dvousečně využívané porosty

Sklizeň probíhala v období let 1996–2013 na všech parcelách pomocí žacího stroje MF–70 se žací lištou o záběru 1,2 m (obr. 9.61 a 9.62). Sklizišná plocha byla 12 m²,

výška strniště 0,07 m. U dvousečných porostů byla první seč posunuta na polovinu června a druhá seč probíhala začátkem září. Botanické hodnocení na jednotlivé druhy probíhalo v období let 2002–2013 vždy v první seči. V ostatních sečích byly určovány jen agrobotanické skupiny. V období 1996–2001 byly v obou sečích rozlišovány pouze agrobotanické skupiny.

4.4 Statistické vyhodnocení výsledků

Pro hodnocení získaných výsledků byl použit statistický program Statistica 10.0 CZ. Ke zjištění průkaznosti byla použita vícefaktorová analýza variance (ANOVA) a následné hodnocení pomocí Tukeyova HSD testu na hladině významnosti $P < 0,05$. Závislosti ve vzájemných vztazích byly zjištěny pomocí jednoduché lineární korelace a hodnoceny dle výběrového Pearsonova koeficientu korelace (BERANOVÁ a BLAŽKOVÁ, 2012). Pro determinaci vzájemných podobností byla použita shluková analýza (Cluster analysis) a PCA analýza (Principal Component Analysis). V grafickém vyjádření pak blízkost dvou objektů poukazuje na vzájemnou podobnost. Shluková analýza vychází z matice podobnosti mezi objekty. Míra vzdálenosti dvou objektů byla vyjádřena Euklidovskou vzdáleností, která v prostoru určuje délku nejkratší cesty mezi dvěma body. Jako pravidlo slučování byla zvolena Wardova metoda založená na principu analýzy rozptylu. Tato metoda je považována za velmi efektivní s tendencí vytvářet spíše malé shluky (KUBÍKOVÁ et al., 2004). Cílem PCA analýzy je snížení dimenze dat, kdy je skupina proměnných, vykazujících vzájemné korelace, nahrazena jednou veličinou, která nese téměř stejnou informaci jako veličiny původní (KUBÍKOVÁ et al., 2004). Program Microsoft Excel 2013 byl použit pro grafické zpracování tabulek a grafů.

5 VÝSLEDKY A DISKUSE

5.1 Druhá skladba třísečně využívaných porostů

5.1.1 Agrobotanická skupina trav

Nejnižší zastoupení agrobotanické skupiny trav bylo zaznamenáno na nehnojené variantě (52 %). Naopak na variantě 180N+PK, dotované nejvyšším množstvím živin, činilo zastoupení 71,6 %. Dusíkaté hnojení mělo na zastoupení trav prokazatelně kladný vliv ($P < 0,05$), tab. 5.1. K tomuto zjištění dospěli rovněž HOLÚBEK et al. (1997), STRAKA (1999), BAKKER a BERENDSE (1999) a CAMSKÁ a SKÁLOVÁ (2012). Vliv mělo také množství dodaného dusíku. Zatímco mezi dávkami 45N+PK, 90N+PK a 135N+PK rozdíl v zastoupení trav zaznamenán nebyl, při dávce 180N+PK došlo k nárůstu podílu trav ($P < 0,05$). Negativní vliv na zastoupení trav naopak mělo PK hnojení, při kterém byly trávy zastoupeny jen ze 42,7 %, což je dokonce méně ($P < 0,05$) než na nehnojené variantě, kde byl průměrný podíl trav ve sledovaném období 52 %. Také VARGOVÁ (2012) zjistila pokles v zastoupení trav vlivem PK hnojení.

Tab. 5.1 Vliv hnojení na průměrné zastoupení jednotlivých agrobotanických skupin ve třísečně využívaném porostu v letech 1995–2013

Varianta/agrobotanická skupina	Trávy	Jeteloviny	Ostatní byliny
Nehnojeno	52,0 ^a	4,3 ^a	43,7 ^a
PK	42,7 ^b	14,6 ^b	42,7 ^{ab}
45N+PK	59,7 ^c	3,8 ^a	36,5 ^c
90N+PK	61,8 ^c	3,1 ^a	35,0 ^c
135N+PK	60,8 ^c	0,3 ^c	38,9 ^{bc}
180N+PK	71,6 ^d	0,4 ^c	28,0 ^d

Střední hodnoty u jednotlivých variant značí průměry ze všech sečí. Průměrné hodnoty s rozdílnými horními indexy ve sloupcích značí statisticky průkazný rozdíl na hladině $P < 0,05$.

Také při porovnání jednotlivých sečí (tab. 5.2) lze zaznamenat rozdíly v zastoupení trav, kdy v první seči bylo jejich zastoupení 50,3 %, ve druhé seči již trávy zaujímaly 55 % a ve třetí seči stoupl jejich zastoupení na 68,7 %, přičemž rozdíly mezi jednotlivými sečemi byly statisticky průkazné ($P < 0,05$). Z výsledků je tedy patrné zvyšování konkurenceschopnosti trav v průběhu roku v důsledku sílící intenzity odnožování, vlivem seče. Je zde tedy zřejmý pozitivní vliv využívání na zastoupení agrobotanické skupiny trav v porostu. Také MAUCHAMP et al. (2014) uvádí dominanci travních druhů na sečených porostech. VARGOVÁ (2012) však naopak zjistila pokles

zastoupení trav vlivem seče. Tyto odlišné závěry byly pravděpodobně způsobeny odlišným botanickým složením porostu, kdy v případě VARGOVÉ dominoval druh *Arrhenatherum elatius* L. nesnášející častou defoliaci (HRABĚ a BUCHGRABER, 2004).

Tab. 5.2 Vliv pořadí seče na průměrné zastoupení jednotlivých agrobotanických skupin v letech 1995–2013 ve třísečně využívaném porostu

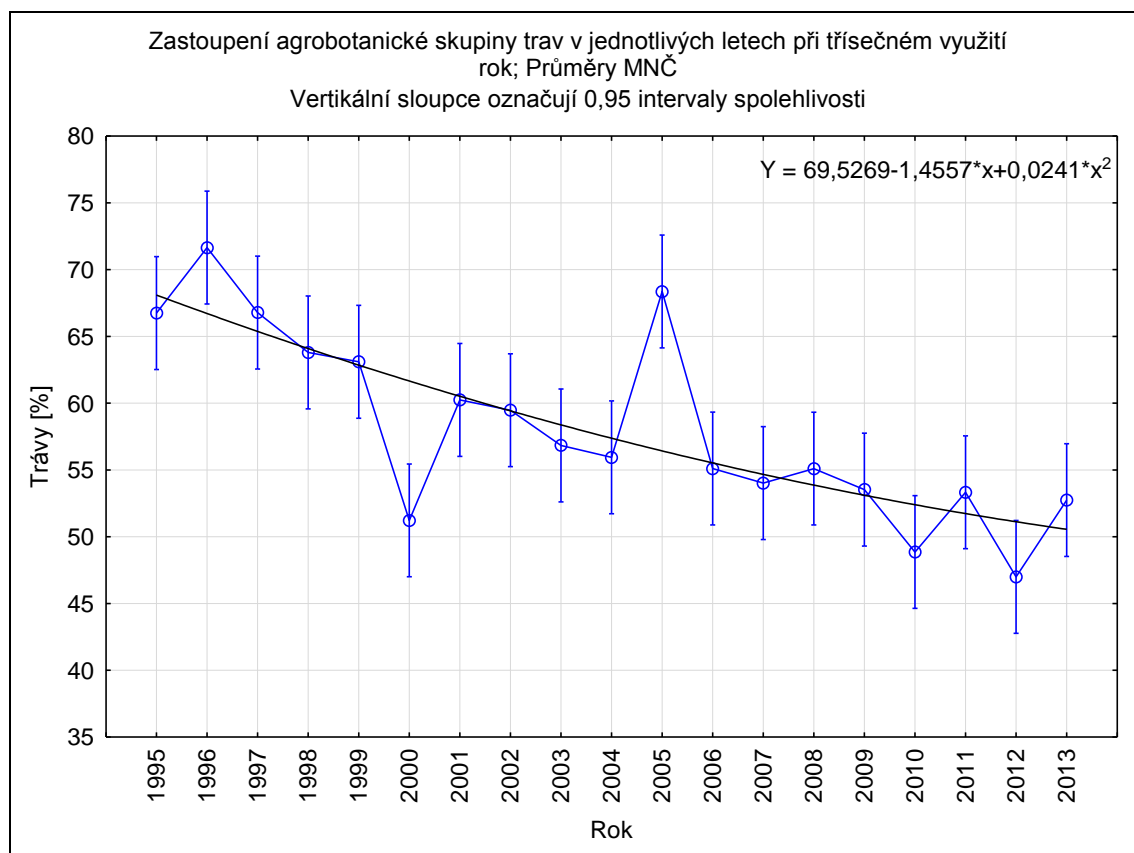
Seč/agrobotanická skupina	Trávy	Jeteloviny	Ostatní byliny
1. seč	50,3 ^a	3,4 ^a	46,2 ^a
2. seč	55,3 ^b	6,3 ^b	38,4 ^b
3. seč	68,7 ^c	3,5 ^a	27,8 ^c

Střední hodnoty u jednotlivých sečí značí průměry ze všech variant. Průměrné hodnoty s rozdílnými horními indexy ve sloupcích značí statisticky průkazný rozdíl na hladině $P < 0,05$.

Vývoj procentuálního zastoupení trav v časové řadě 19 let (1995–2013) zachycuje obr. 5.1. Z tohoto grafu je patrný postupný trend mírného poklesu v zastoupení této agrobotanické skupiny s postupem času. V časové řadě jsou také patrné dvě hodnoty, které z řady výrazně vybočují. První zaznamenává prudký pokles zastoupení trav v roce 2000, který je navíc v porovnání s obdobím 1995–1999 a rokem 2005 statisticky průkazný ($P < 0,05$). Příčinou tohoto poklesu bylo pravděpodobně nejnížší zjištěné zastoupení *Alopecurus pratensis* L., která byla ve skupině trav dominantním druhem (tab. 9.2). Druhá výrazná odchylka v zastoupení trav naopak zobrazuje neobvyklý nárůst v roce 2005, s průkaznou odlišností ($P < 0,05$) od období 2006–2013 a roku 2000. Skupina trav pak byla nejhojněji zastoupena v roce 1996, s nejvyšším zaznamenaným zastoupením 71,7 % (tab. 9.1), a v roce 2005 (68,4 %), kdy došlo k výraznému navýšení v porovnání s ostatními roky. Vysoké zastoupení trav v těchto letech bylo způsobeno zejména nárůstem pokryvnosti *Alopecurus pratensis* L., která v roce 1996 dosáhla vůbec nejvyššího zaznamenaného zastoupení (tab. 9.2). Naopak nejnížších pokryvností ($P < 0,05$) v porovnání s výše uvedenými roky trávy dosáhly v letech 2010 (48,9 %) a 2012 (47 %), kdy bylo zastoupení dominantních druhů nízké.

Nejvíce zastoupeným druhem ve sledovaném období (1993–2013) byla *Alopecurus pratensis* L. s 19,9 % (tab. 9.2). Ve větší míře se zde ještě vyskytovala *Poa* spp. s 11 % a *Festuca rubra* L. s 6 %. Dominanci těchto druhů na mezohygrofytním stanovišti uvádí také HRABĚ a STRAKA (1997). Již méně hojnými druhy pak byly *Phleum pratense* L. (3,2 %), *Deschampsia cespitosa* L. a *Anthoxanthum odoratum* L. s 1,6 %, *Agrostis* spp. (1,3 %) a *Festuca pratensis* Huds. (1,1 %).

Obr. 5.1 Zastoupení agrobotanické skupiny trav při třísečném využití v letech 1995–2013



Sřední hodnoty u jednotlivých let značí průměry ze všech variant a sečí.

Pozitivní vliv hnojení byl patrný zvláště u *Alopecurus pratensis* L. a *Poa* spp., kdy se jejich zastoupení zvyšovalo spolu s rostoucí intenzitou hnojení od 7,4 % u nehnojené varianty po 31,9 % u varianty 180N+PK, respektive od 5,6 % po 20,2 % u *Poa* spp. V obou případech byly rozdíly statisticky průkazné ($P < 0,05$), jak dokládá tab. 5.3. Dominanci těchto druhů na variantách dotovaných dusíkem zjistili také STRAKA (1999) a HONSOVÁ et al. (2007). Rovněž VELICH (1986) uvádí, že vlivem dlouhodobého dusíkatého hnojení dochází k šíření rhizomatických trav, včetně méně vzrůstných jako *Poa pratensis* L.

Tab. 5.3 Vliv hnojení na zastoupení dominantních druhů ve sklizené píci v první seči při třísečném využití v období 1993–2013

Druh/varianta	Nehnojeno	PK	90N+PK	180N+PK
<i>Phleum pratense</i> L.	2,4 ^{ab}	2,1 ^a	5,0 ^b	3,7 ^{ab}
<i>Festuca rubra</i> L.	10,8 ^a	4,6 ^b	5,5 ^b	4,4 ^b
<i>Festuca pratensis</i> Huds.	1,6	1	0,9	1,4
<i>Poa</i> spp.	5,6 ^a	8,8 ^{ab}	11,5 ^b	20,2 ^c
<i>Deschampsia cespitosa</i> L.	1,8	2,2	1,4	1,3
<i>Alopecurus pratensis</i> L.	7,4 ^a	15,8 ^b	28,3 ^c	31,9 ^c
<i>Agrostis</i> spp.	2,8 ^a	0,4 ^b	1,9 ^{ab}	0,5 ^b
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	3,4 ^a	1,9 ^b	1,3 ^{bc}	0,2 ^c
<i>Lychnis flos-cuculi</i> L.	3,7 ^a	2,0 ^b	0,2 ^c	0,6 ^{bc}
<i>Sanguisorba officinalis</i> L.	9,3 ^{ab}	10,6 ^b	6,2 ^a	2,6 ^c
<i>Carex</i> spp.	8,9 ^a	3,7 ^b	0,6 ^c	1,5 ^{bc}
<i>Ranunculus acris</i> L.	10,4 ^a	6,8 ^b	4,0 ^c	1,5 ^d
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	6,8	4	3,9	6,6
<i>Bistorta major</i> S. F. Gray	6,2 ^a	15,3 ^{ab}	16,2 ^b	9,2 ^{ab}
<i>Juncus conglomeratus</i> L.	5,1 ^a	1,1 ^b	2,2 ^{ab}	3,7 ^{ab}
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	1,5	1,3	1,2	1,6
<i>Rumex acetosa</i> L.	0,4 ^a	0,9 ^{ab}	1,5 ^{ab}	2,2 ^b
<i>Trifolium repens</i> L.	2,4 ^a	9,1 ^b	2,3 ^a	0,4 ^a

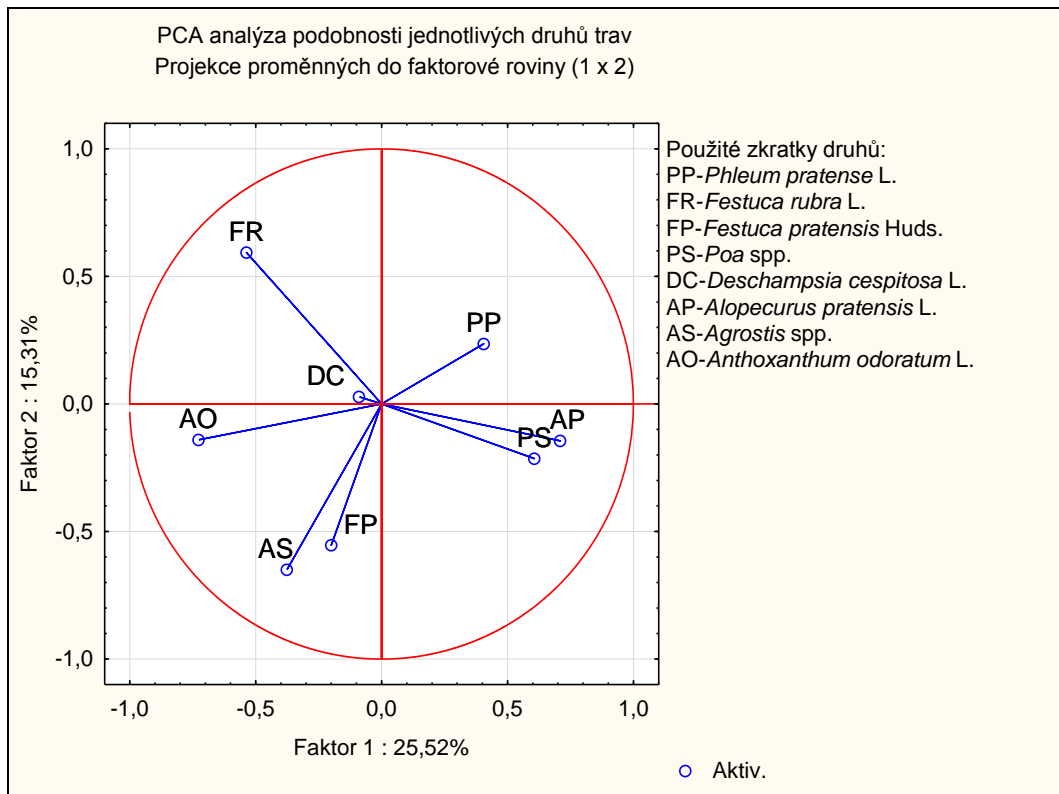
Průměrné hodnoty s rozdílnými horními indexy v řádcích značí statisticky průkazný rozdíl na hladině $P < 0,05$.

K opačnému jevu došlo u *Festuca rubra* L. a *Anthoxanthum odoratum* L., jejichž podíl na variantách dotovaných hnojiv byl nižší ($P < 0,05$) než na nehnojené variantě. Snížení pokryvnosti *Anthoxanthum odoratum* L. vlivem vyšší dotace hnojiv zaznamenala také VARGOVÁ (2012). Druh *Festuca rubra* L. vytváří při nedostatku dusíku více rozvětvený kořenový systém než při jeho přebytku, čímž získává konkurenční výhodu, která se však při vyšší dotaci dusíku ztrácí (GASTAL et al., 2010). Rovněž další autoři (MRKVIČKA a VESELÁ, 1997; HEJCMAN et al., 2012) prokázali vyšší podíl *Festuca rubra* L. v nehnojených porostech než v porostech hnojených. Druh *Phleum pratense* L. pak byl nejvíce zastoupen na variantách dotovaných dusíkem, naopak nejvyšší podíl *Agrostis* spp. byl zaznamenán při absenci hnojení. Také HREVUŠOVÁ (2011) dospěla k závěru, že na nehnojených plochách dominují nízké trávy, zatímco aplikace dusíku zvyšuje zastoupení vzrůstných trav. Zastoupení *Deschampsia cespitosa* L. a *Festuca pratensis* Huds. bylo pravděpodobně více ovlivněno konkurencí dominantních druhů než intenzitou hnojení.

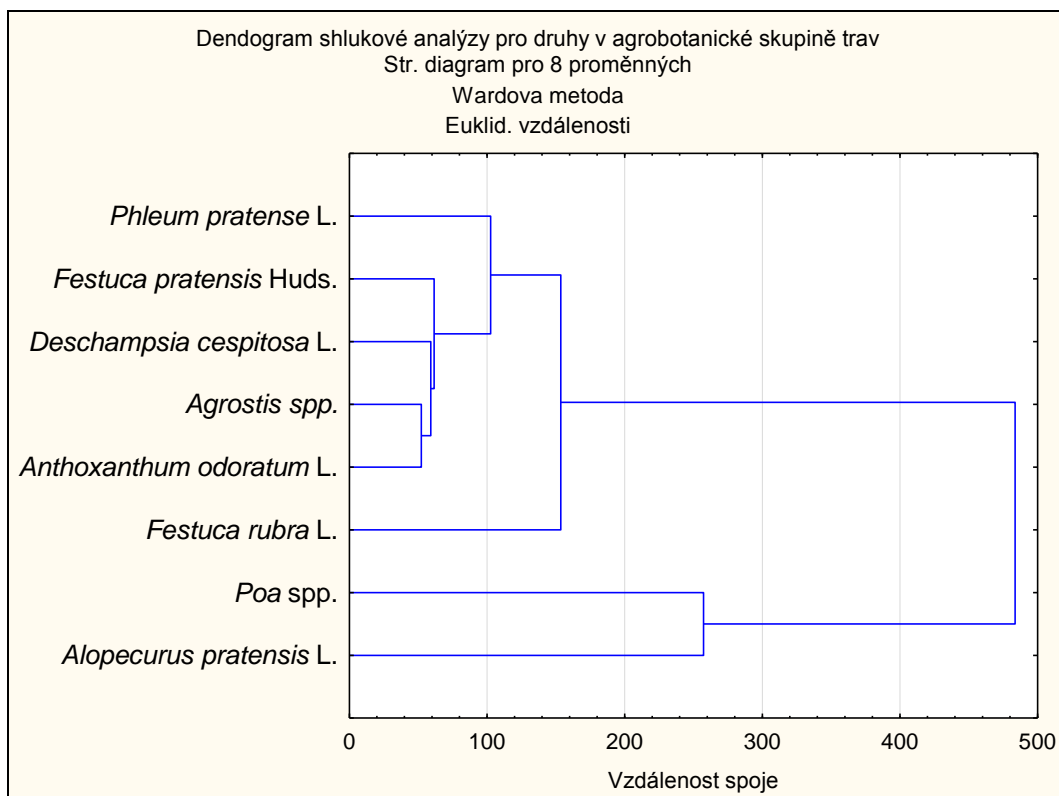
Dominantní *Alopecurus pratensis* L. byla nejvíce zastoupena v roce 1996 (40 %), tab. 9.2. Vysoké zastoupení bylo zaznamenáno rovněž v letech 1994 (27,5 %), 1995 (28,7 %) a 2005 (27,8 %). Naopak nejnižší zastoupení ($P < 0,05$), v porovnání s výše uvedenými roky, bylo zjištěno v roce 2000 a činilo pouhých 6,2 %. Dané údaje tedy poukazují na značnou rozkolísanost v zastoupení *Alopecurus pratensis* L. v závislosti na ročníku. V mnoha letech s nižšími pokryvnostmi *Alopecurus pratensis* L. (1997, 1998, 1999, 2000, 2001, 2007) je její ústup kompenzován nárůstem zastoupení *Festuca rubra* L. Je zde tedy patrná určitá alternace těchto dvou druhů, kterou potvrzuje i zjištěná nepřímá závislost, ačkoliv slabá (obr. 9.1). Rovněž *Poa* spp. vykazovala značné meziroční změny v zastoupení s maximem v roce 1997 (24,4 %) a minimem v roce 2011 (4,3 %), které jsou navíc statisticky průkazné ($P < 0,05$). Na podobnost *Poa* spp. a *Alopecurus pratensis* L. ukazují také obr. 5.2 PCA analýzy a dendrogram shlukové analýzy (obr. 5.3). Toto tvrzení podporuje také zjištěná přímá slabá závislost těchto dvou druhů (obr. 9.2). Graf PCA analýzy dále ukazuje na podobnost *Festuca pratensis* Huds. a *Agrostis* spp., mezi nimiž byla též zjištěna slabá přímá závislost (obr. 9.3). Naopak *Phleum pratense* L. a *Anthoxanthum odoratum* L. jsou si značně vzdáleny, čemuž odpovídá i zjištěná nepřímá slabá závislost na obr. 9.4. Oba výše popsané vztahy mezi druhy jsou patrné také z dendrogramu (obr. 5.3).

V roce 2011 bylo zaznamenáno nejnižší zastoupení *Phleum pratense* L. (0,3 %). Tento ústup byl kompenzován vzrůstem pokryvnosti *Agrostis* spp., který právě v tomto roce vykazoval nejvyšší zastoupení za sledované období (5,6 %). Nejnižší zastoupení *Agrostis* spp. pak bylo zjištěno v období let 2002–2006. Nízká pokryvnost *Agrostis* spp. v roce 2002 byla kompenzována *Anthoxanthum odoratum* L., která zde dosáhla nejvyšší pokryvnosti za celé sledované období (3,9 %). Při pohledu na časovou řadu (tab. 9.2) lze dále vidět, že *Phleum pratense* L. vykazoval nejvyšší zastoupení v prvních sedmi letech sledování (1993–1999), s nejvyšší pokryvností v roce 1993 (8,6 %), zatímco na konci sledovaného období v letech 2010–2013 bylo jeho zastoupení jedno z nejnižších. JORGENSEN a JUNTILA (1994) zjistili vyšší konkurenční schopnost *Phleum pratense* L. při dotaci dusíku v prvních letech sledování pokusu, která však vlivem seče klesala, neboť tato trsnatá tráva se hůře vyrovnává s disturbancemi v podobě sečí, což postupem času vede k převaze druhů tvořících výběžky.

Obr. 5.2 Graf analýzy hlavních komponent pro podobnost v zastoupení jednotlivých druhů agrobotanické skupiny trav při třísečném využití v letech 1993–2013



Obr. 5.3 Dendrogram klasifikace druhů v agrobotanické skupině trav při třísečném využití v období let 1993–2013



5.1.2 Agrobotanická skupina ostatních bylin

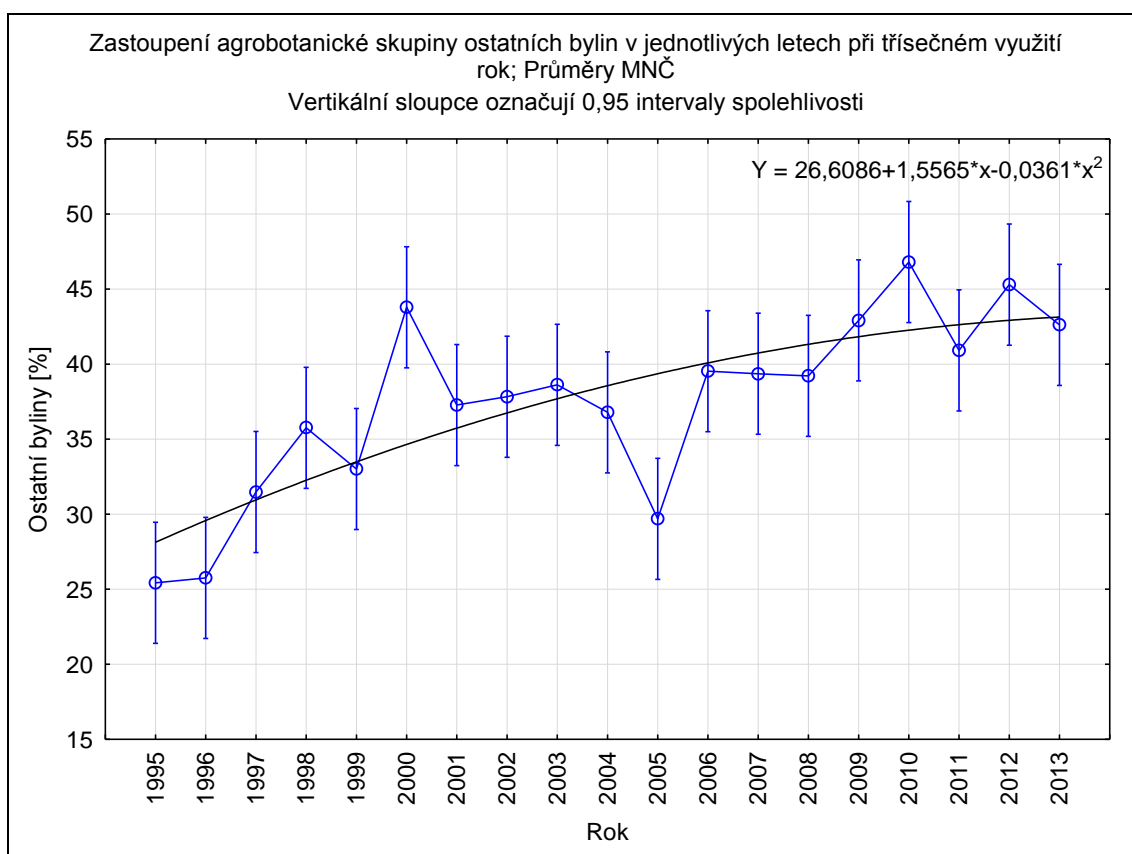
Nejnižší zastoupení ostatních bylin bylo zaznamenáno na variantě 180N+PK (28 %). Naopak na variantě nehnojené se ostatní byliny prosadily nejvíce a jejich zastoupení činilo 43,7 %. Podíl ostatních bylin v porostu klesal při použití hnojiv (tab. 5.1), kdy rozdíl mezi nehnojenou variantou a variantami dotovanými dusíkem byl statisticky průkazný ($P < 0,05$). K těmto závěrům dospěli rovněž STRAKA (1999), GAISLER et al. (1998), SILVERTOWN et al. (2006) a HEJCMAN et al. (2007). Srovnáme-li jednotlivé hnojené varianty, lze dojít k závěru, že ostatní byliny se ve větší míře prosadily také na variantě s PK hnojením a variantě 135N+PK. Pozitivní vliv draselného hnojení na zastoupení bylinné složky v porostu je znám také z literatury (SINKOVIC, 2009; SKLÁDANKA et al. 2009; HONSOVÁ et al., 2007). Relativně vysoké zastoupení agrobotanické skupiny ostatních bylin na variantě 135N+PK, nejvyšší ze všech dusíkem dotovaných variant, pak mohlo být způsobeno změnou druhového spektra, kdy zde pravděpodobně došlo k uplatnění druhů schopných efektivně využít tuto dávku dusíku. Přestože na této variantě botanická skladba nebyla hodnocena, lze na základě zastoupení druhů na ostatních variantách předpokládat, že k vysokému podílu ostatních bylin přispěl zejména *Bistorta major* S. F. Gray, který dominoval na variantě 90N+PK.

Agrobotanická skupina ostatních bylin ve svém zastoupení v jednotlivých sečích vykazovala zcela opačný trend než trávy (tab. 5.2). Zatímco při první seči byly ostatní byliny zastoupeny 46,2 %, ve třetí seči to již bylo pouhých 27,8 %. Pokles zastoupení s pořadím seče byl statisticky průkazný ($P < 0,05$). Vysvětlením pro tuto skutečnost se zdá být nižší regenerační schopnost při narušení, v porovnání s trávami, které jsou schopny se lépe vypořádat s disturbancemi (GIBSON, 2008). Také VARGOVÁ (2012) uvádí snížení podílu ostatních bylin ve třetí seči a příčinu vidí v akumulaci nitrátů v půdě, které dokáží lépe využít trávy a ostatní byliny jim poté již nedokáží dostatečně konkurovat.

Při porovnání časové řady let 1995–2013 (obr. 5.4) agrobotanická skupina ostatních bylin vykazuje pozvolný, avšak setrvalý nárůst v zastoupení v průběhu hodnocených let, na rozdíl od trav, u kterých byl zaznamenán mírný pokles (obr. 5.1). Příčinou tohoto jevu mohou být změny v rámci skupiny ostatních bylin v kvalitativním a kvantitativním zastoupení druhů, ve prospěch druhů lépe snášejících pravidelnou disturbanci. Také VARGOVÁ (2012) zaznamenala nárůst podílu skupiny ostatních bylin v průběhu času. Při pohledu na časovou řadu jsou také patrné výrazné odchylky v letech 2000 a 2005, kdy v roce 2000 vlivem poklesu zastoupení trav došlo k nárůstu ostatních bylin, které úbytek

trav kompenzovaly a výrazněji se prosadily v porostu. V roce 2005 se naopak ostatní byliny v porostu nedokázaly konkurenčně prosadit vůči hojně zastoupeným travám a došlo k jejich poklesu. Při pohledu na obr. 5.1 a 5.4 je patrné, že i v dalších letech pokles zastoupení agrobotanické skupiny trav korespondoval se vzestupem zastoupení ostatních bylin. Svědčí o tom i velmi silná nepřímá závislost mezi skupinou trav a ostatních bylin ($r = -0,9040$), obr. 9.5. Nepřímou závislost mezi těmito dvěma skupinami prokázala i VARGOVÁ (2012). Nejnížší zastoupení ostatních bylin bylo zjištěno v prvních dvou letech hodnocení (tab. 9.1), tedy rocích 1995 (25,4 %) a 1996 (25,8 %) a dále pak také v roce 2005 (29,7 %). Nejvíce pak byly ostatní byliny zastoupeny v letech 2000 (43,8 %), 2010 (46,8 %) a 2012 (45,3 %). Rozdíly mezi roky s nejnižším a nejvyšším zastoupením ostatních bylin byly statisticky průkazné ($P < 0,05$).

Obr. 5.4 Zastoupení agrobotanické skupiny ostatních bylin při třisečném využití v letech 1995–2013



Střední hodnoty u jednotlivých let značí průměry ze všech variant a sečí.

Dominantním druhem ve skupině ostatních bylin bylo *Bistorta major* S. F. Gray s 11,2 %. Následoval *Sanguisorba officinalis* L. s 6,9 %, *Ranunculus acris* L. (5,4 %) a *Ranunculus auricomus* agg. (5 %). Již v menší míře zde byla zastoupena *Carex* spp. (3,5 %), *Juncus conglomeratus* L. (2,9 %), *Lychnis flos-cuculi* L. (1,6 %), *Taraxacum officinale* agg. (1,3 %) a *Rumex acetosa* L. s 1,2 %.

Vliv hnojení na zastoupení jednotlivých druhů ve skupině ostatních bylin byl zřejmý, jak dokládá tab. 5.3. LEPŠ (1999) uvádí, že vysoké druhy rostlin jsou schopny efektivně využít aplikované živiny a získat tak konkurenční výhodu. Na odstupňované dávky hnojení nejlépe reagoval *Rumex acetosa* L. postupným navýšením zastoupení od 0,4 % na nehnojené variantě po 2,2 % na variantě 180N+PK (2,2 %), kdy byl tento rozdíl statisticky průkazný ($P < 0,05$). Rostoucí zastoupení *Rumex acetosa* L. v závislosti na intenzitě hnojení je také dobře známo z literatury (NIGGLI et al., 1993). Na hnojení pozitivně reagovalo také *Bistorta major* S. F. Gray a to až do dávky 90N+PK, kde dosáhlo vyššího ($P < 0,05$) zastoupení (16,2 %) proti nehnojené variantě, kde bylo zastoupeno jen 6,2 %. Při dávce 180N+PK se již pravděpodobně tento druh nedokázal prosadit v konkurenci trav, zejména *Alopecurus pratensis* L. a *Poa* spp., které zde dominovaly, a jeho pokryvnost poklesla. Zcela opačně se stupňující dávky hnojiv podepsaly na zastoupení *Ranunculus acris* L., jehož podíl s rostoucími dávkami klesal ($P < 0,05$), což potvrzují i výsledky MRKVIČKY a VESELÉ (1997). Negativní vliv hnojení byl dále zjištěn u *Lychnis flos-cuculi* L. a *Carex* spp., jejichž zastoupení kleslo ($P < 0,05$) již při použití PK hnojení. Ke stejnému zjištění došli rovněž MRKVIČKA a VESELÁ (1997). Naopak zastoupení *Sanguisorba officinalis* L. bylo PK hnojením podpořeno a negativně se projevilo pouze hnojení dusíkem, obzvláště dávka 180N+PK, kde se ho vyskytlo nejméně ($P < 0,05$) v porovnání s ostatními variantami. U druhů *Ranunculus auricomus* agg. a *Taraxacum officinale* agg. se vliv hnojení na jejich zastoupení neprokázal. Je však možné pozorovat nižší zastoupení těchto druhů na variantě PK a 90N+PK, způsobené pravděpodobně konkurencí jiných druhů, zejména *Bistorta major* S. F. Gray, které právě na těchto variantách dominovalo.

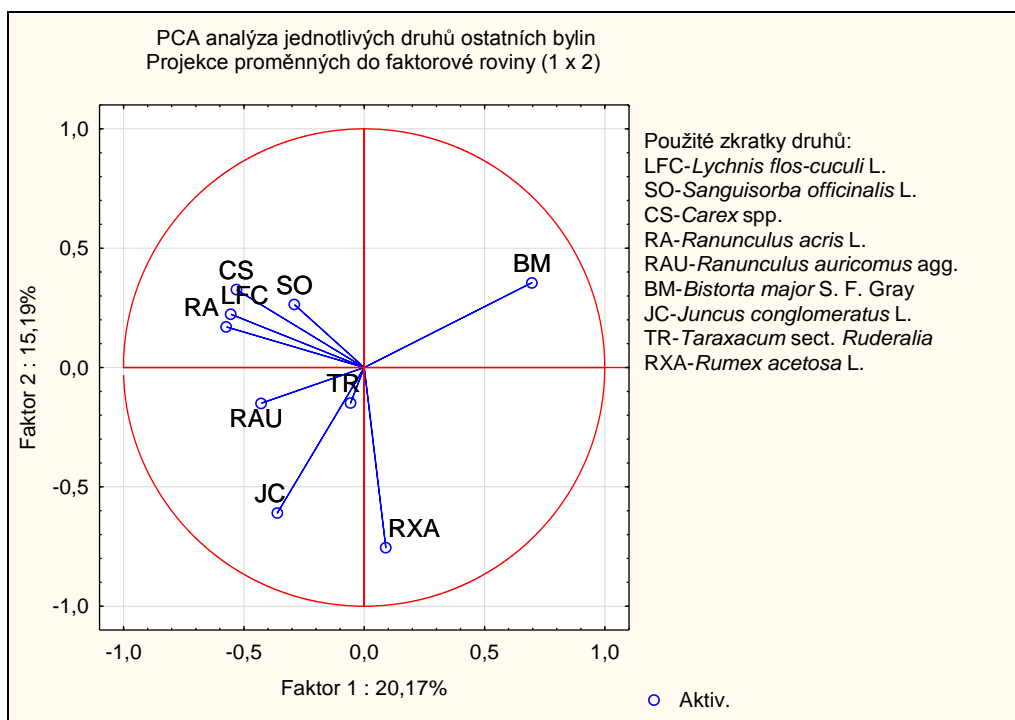
Při pohledu na tab. 9.2, zobrazující časovou řadu (1993–2013) průměrných zastoupení jednotlivých druhů, jsou zřejmé změny v závislosti na ročníku. Patrné je to u dominantního *Bistorta major* S. F. Gray, které podléhalo poměrně výrazně meziročním změnám, kdy nejvyšší pokryvnosti dosáhlo v letech 1999 (19,6 %) a 2009 (19,3 %), nejnižší pak v letech 2004 (6,8 %) a 2007 (7,2 %). Druh *Juncus conglomeratus* L.

vykazoval vysoké zastoupení v posledních třech hodnocených letech s maximem v roce 2012 (6,1 %), jeho nejnižší zastoupení (0,6 %) pak bylo zjištěno v letech 2005 a 2006. Tohoto poklesu využily další druhy jako *Sanguisorba officinalis* L., který byl v roce 2005 zastoupen nejvíce za celé sledované období, a to 10,8 %. V roce 2006 zase vykazoval nejvyšší ($P < 0,05$) zastoupení *Ranunculus auricomus* agg. (15,7 %), a to v porovnání s obdobím 1994–2002, kdy v některých letech téměř vymizel. Druhy *Taraxacum officinale* agg. a *Rumex acetosa* L. vykazovaly nejvyšší zastoupení v roce 2000, a to 3,4 %, respektive 4,9 %. Nejméně se pak *Taraxacum officinale* agg. vyskytla v posledních třech hodnocených letech (2011–2013), na rozdíl od *Rumex acetosa* L., který se téměř nevyskytoval v počátečních letech (1993–1998) hodnoceného období. Nízký podíl *Taraxacum officinale* agg. v letech 2011–2013 mohl být pravděpodobně způsoben konkurencí ostatních druhů, zejména pak *Juncus conglomeratus* L., který v tomto období vykazoval jedny z nejvyšších zastoupení. Ústup *Rumex acetosa* L. v prvních letech hodnoceného období pak mohl být zapříčiněn pravidelným obhospodařováním, které bylo zahájeno v roce 1992. Jeho přítomnost v roce založení dokládá tab. 4.4. Rovněž ZALLER (2004) uvádí pravidelné odstraňování biomasy jako jeden z účinných prostředků potlačení *Rumex* spp. NOVÁK (1994) dále uvádí, že pravidelnou sečí se vytvářejí optimální podmínky pro *Poa trivialis* L., která vytváří nadzemní výběžky, což omezuje klíčení semen *Rumex* spp. Také *Carex* spp. vykazovala nejnižší ($P < 0,05$) zastoupení v prvních čtyřech letech hodnocení v porovnání s roky 2003 (9,7 %), 2001 (8,9 %) a 2012 (8,8 %). Druh *Ranunculus acris* L. pak vykazoval nejnižší ($P < 0,05$) zastoupení v letech 1997–1999 v porovnání s rokem 2002, kdy došlo k výraznému navýšení na 11,4 %. Toto vysoké zastoupení pravděpodobně mohlo vést ke snížení zastoupení druhu *Sanguisorba officinalis* L., u kterého bylo naopak v roce 2002 zjištěno nejnižší zastoupení (2 %) za celé hodnocené období.

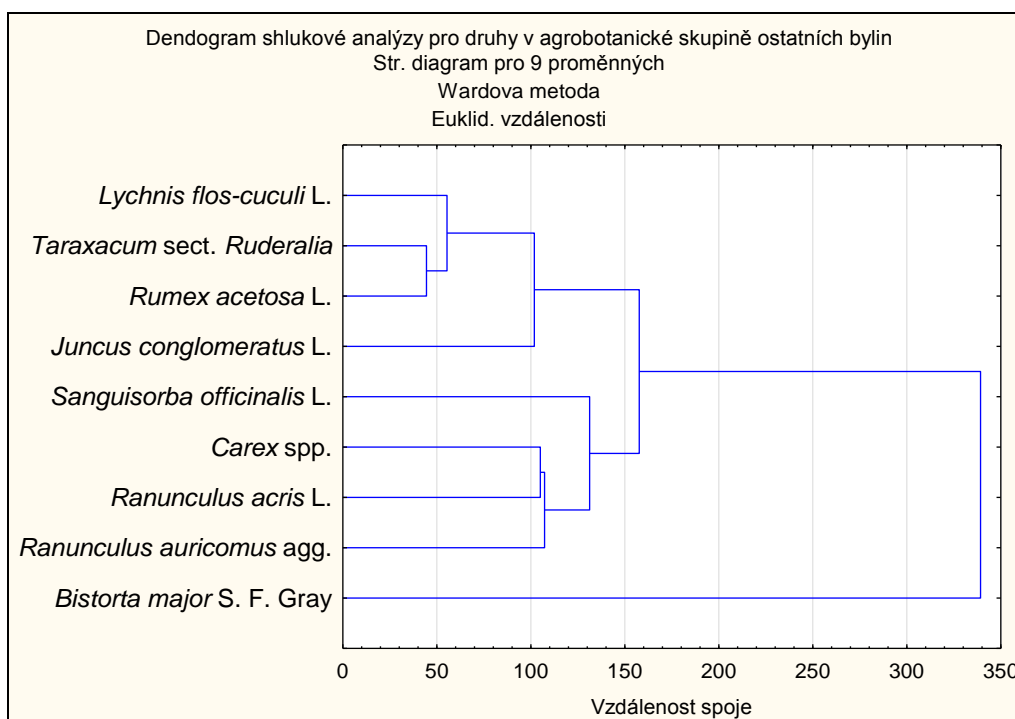
Na obr. 5.5 je možno nalézt podobnost v zastoupení u druhů *Carex* spp., *Ranunculus acris* L., *Lychnis flos-cuculi* L. a *Sanguisorba officinalis* L. Naopak *Bistorta major* S. F. Gray je od ostatních druhů značně odlišné, pravděpodobně díky svému dominantnímu postavení ve skupině ostatních bylin. Největší odlišnost v zastoupení pak byla zjištěna mezi druhy *Bistorta major* S. F. Gray a *Juncus conglomeratus* L., což poukazuje na určitou alternaci těchto druhů, pro kterou svědčí i zjištěná nepřímá závislost, přestože slabá (obr. 9.6). Také dendogram (obr. 5.6) ukazuje na odlišnost *Bistorta*

major S. F. Gray od ostatních druhů a na podobnost *Carex* spp. a *Ranunculus acris* L., které nalézáme v jednom shluku.

Obr. 5.5 Graf analýzy hlavních komponent pro podobnost v zastoupení jednotlivých druhů agrobotanické skupiny ostatních bylin při třísečném využití v letech 1993–2013



Obr. 5.6 Dendrogram klasifikace druhů v agrobotanické skupině ostatních bylin při třísečném využití v období let 1993–2013



5.1.3 Agrobotanická skupina jetelovin

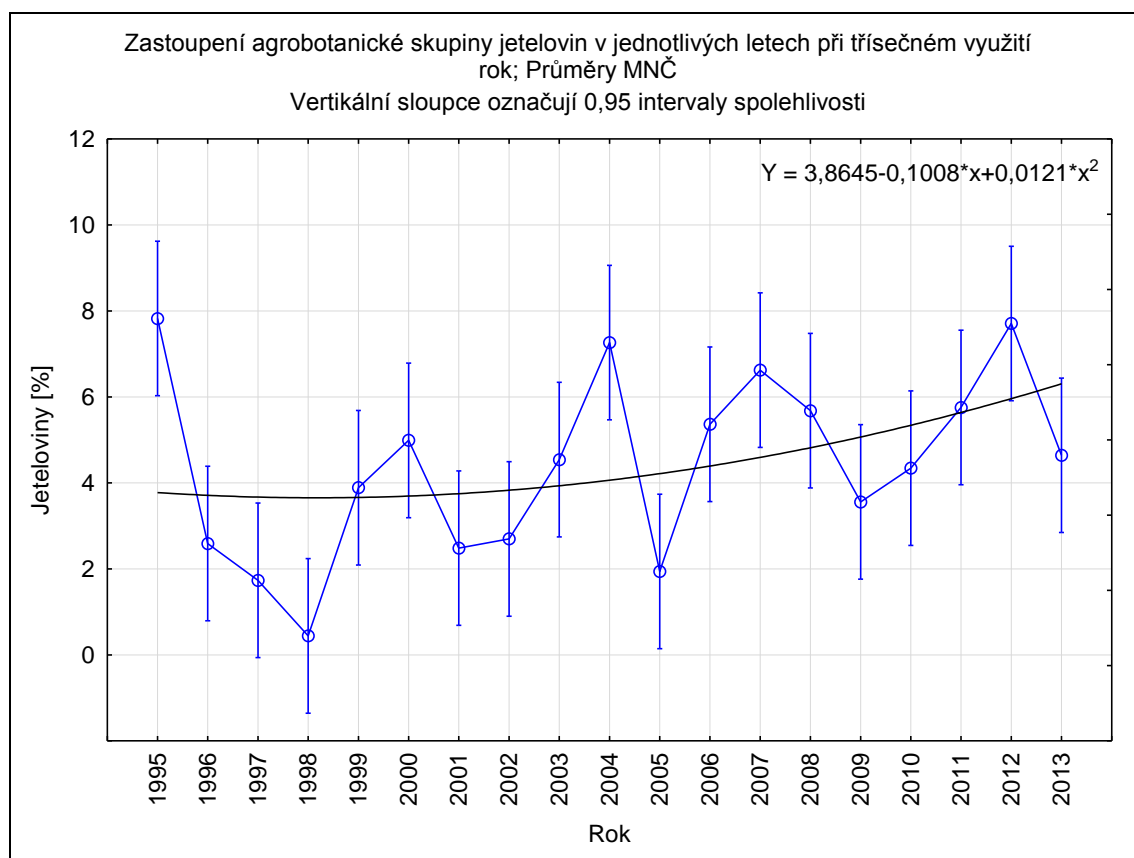
Pozitivní vliv na zastoupení jetelovin v porostu mělo PK hnojení, kdy se na této variantě vyskytovalo průměrně 14,6 % jetelovin (tab. 5.1). Rozdíl mezi touto a ostatními variantami byl statisticky průkazný ($P < 0,05$). Pozitivní vliv PK hnojení uvádí také další autoři (JANČOVIČ et al., 1999; MRKVIČKA a VESELÁ, 2002). Negativně se naopak projevilo dusíkaté hnojení, kdy s rostoucími dávkami dusíku jeteloviny ustupovaly z porostu, přičemž nejméně byly zastoupeny na variantě 135N+PK (0,3 %). Toto zjištění je v souladu s výsledky STRAKY (1999) a VELICHA (1986). Průkazný rozdíl ($P < 0,05$) v zastoupení jetelovin byl zjištěn též mezi variantami s vyššími dotacemi dusíku (180N+PK, 135N+PK) a nižšími dávkami na variantách 45N+PK a 90N+PK. Varianty dotované nižšími dávkami dusíku vykazovaly podobné zastoupení jetelovin jako varianta nehnojená. Negativní působení dusíku spočívá jednak v redukci kořenových hlízek (WHITEHEAD, 1995) a také ve vyšší konkurenci ostatních vysokých druhů (LEPŠ, 1999). Také samotná symbiotická fixace je energeticky náročná a tudíž při zvýšené koncentraci dusíku v půdě i nevýhodná (SOUSSANA a TALLEC, 2010).

Zastoupení jetelovin bylo průkazně ($P < 0,05$) podpořeno ve 2. seči (tab. 5.2), kdy dosáhly zastoupení 6,3 %, na rozdíl od 1. seče (3,4 %) a 3. seče (3,5 %). Vysoké zastoupení jetelovin ve 2. seči bylo pravděpodobně způsobeno prosvětlením porostu, ke kterému došlo první sečí, což umožnilo jetelovinám se lépe prosadit v konkurenci trav. Také VARGOVÁ (2012) zjistila navýšení podílu jetelovin ve druhé seči. Vysoké nároky jetelovin na světlo uvádí rovněž STALEY a BELESKY (2004). Ve třetí seči došlo k opětovnému poklesu zastoupení jetelovin, zřejmě vlivem poškození nadzemních orgánů při druhé seči, které již jeteloviny nebyly schopny adekvátně kompenzovat. Snížení pokryvnosti jetelovin ve třetí seči prokázala i VARGOVÁ (2012).

Při srovnání zastoupení jetelovin v časové řadě (obr. 5.7) je možné pozorovat velmi mírný nárůst jejich zastoupení v průběhu let. Jak se zdá, jeteloviny pravděpodobně citlivěji reagují na daný ročník, respektive na rozdílné klimatické charakteristiky daného roku, které se projevily jako výraznější odchylky v jejich zastoupení na časové řadě. Nejvyšších pokryvností bylo dosaženo v roce 1995 (7,8 %), následované rokem 2012 (7,7 %) a 2004 (7,3 %), tab. 9.1. Na tomto zastoupení se největší měrou podílel *Trifolium repens* L., který právě v těchto letech dosahoval nejvyššího zastoupení (tab. 9.2). Vzhledem ke skutečnosti, že po letech s vysokým zastoupením *Trifolium repens* L. opakovaně docházelo k prudkému poklesu jeho zastoupení, je možné, že tyto poklesy

nemusely být způsobeny pouze odlišnými povětrnostními podmínkami daného roku, ale také působením vlastních alelopatických látek. Autotoxicitu u *Trifolium* spp. uvádí rovněž KRUSE et al. (2000). Nejnižších pokryvností dosahovaly jeteloviny v letech 1998 (0,4 %) 1997 (1,7 %) a 2005 (1,9 %), přičemž rozdíly mezi těmito roky a léty s nejvyšším zastoupením byly statisticky průkazné ($P < 0,05$). Rovněž HREVUŠOVÁ (2011) uvádí silný vliv ročníku na zastoupení jetelovin. VELICH (1986) popisuje střídání vyšších pokryvností jetelovin, jejichž součástí jsou 1–2 letá maxima, s nižšími pokryvnostmi, což dále ovlivňuje rozšíření ostatních agrobotanických skupin. Při porovnání zastoupení jetelovin (obr. 5.7) se skupinou trav (obr. 5.1), je možné sledovat pokles v jejich zastoupení v některých letech s vyšším výskytem trav. Tomuto zjištění rovněž odpovídá středně silná nepřímá závislost mezi těmito dvěma skupinami ($r = -0,4494$), obr. 9.7. Také OBERGRUBER (1991) zaznamenal při poklesu agrobotanické skupiny trav nárůst zastoupení jetelovin.

Obr. 5.7 Zastoupení agrobotanické skupiny jetelovin při třísečném využití v letech 1995–2013



Střední hodnoty u jednotlivých let značí průměry ze všech variant a sečí.

Dominantním druhem v agrobotanické skupině jetelovin byl *Trifolium repens* L., který v průměru za sledované období dosáhl pokryvnosti 3,4 %, jak dokládá tab. 9.2. LEDGARD et al. (2001) uvádí, že tento druh je odolný díky plazivým lodyhám a také schopnosti vegetativního množení, v menší míře se dokáže udržet i při vyšší intenzitě hnojení. Výskyt dalších jetelovin jako *Lathyrus pratensis* L., *Trifolium pratense* L. a *Vicia cracca* L. byl již v daleko menší míře a za sledované období nedosáhl hranice 1%. Výskyt daných druhů v jednotlivých letech a variantách dokládá tab. 9.6.

Trifolium repens L., stejně jako celá skupina jetelovin, velice výrazně reagoval na PK hnojení zvýšením ($P < 0,05$) pokryvnosti, která na této variantě v průměru činila 9,1 %, tab. 5.3. Naopak ústup tohoto druhu byl zaznamenán při hnojení dusíkem, obzvláště při dávce 180N+PK, kde bylo zastoupení *Trifolium repens* L. jen 0,4 %. Také VOZÁR (2009) uvádí snižování pokryvnosti tohoto druhu vlivem stoupající dávky dusíku.

Rovněž vliv ročníku na zastoupení *Trifolium repens* L. byl značný (tab. 9.2). Zatímco nejvyšší ($P < 0,05$) zastoupení bylo zjištěno v letech 1995 (10,3 %) a 2004 (9,4 %), v letech 1993, 1997, 1998, 1999 a 2002 jeho zastoupení nepřekročilo hranici 1,3 %.

5.2 Druhá skladba dvousečně využívaných porostů

5.2.1 Agrobotanická skupina trav

Zastoupení trav u dvousečně využívaných porostů postupně rostlo vlivem odstupňovaných dávek živin z 44,9 % na nehnojené variantě až na 78 % na variantě 180N+PK, tab. 5.4. K nárůstu zastoupení trav ($P<0,05$) proti nehnojené variantě, došlo již při dotaci PK, na rozdíl od třísečného využití, kdy použití PK hnojiv vedlo k poklesu podílu trav (tab. 5.1). Příčinou zjištěného rozdílu mohlo být nižší zastoupení jetelovin na této variantě při dvousečném využití (tab. 5.4), v porovnání s třísečnými porosty, tab. 5.1. Přestože jsou jeteloviny PK hnojením podporovány, zde se ve zvýšené konkurenci trav nedokázaly dostatečně prosadit. Také JAKRLOVÁ (1997a) a ODSTRČILOVÁ et al. (2010) uvádí dominanci trav při nižší intenzitě využití, což je způsobeno jejich vyšší konkurenční schopností a potlačením ostatních agrobotanických skupin. Nejvyššího zastoupení pak trávy dosahovaly na variantách dotovaných dusíkem. Rozdíl mezi těmito variantami a variantami prostými dusíkatého hnojení byl navíc statisticky průkazný ($P<0,05$). Tyto výsledky jsou v souladu se zjištěním HREVUŠOVÉ (2011).

Tab. 5.4 Vliv hnojení na zastoupení jednotlivých agrobotanických skupin ve dvousečně využívaném porostu v letech 1996–2013

Varianta/agrobotanická skupina	Trávy	Jeteloviny	Ostatní byliny
Nehnojeno	44,9 ^a	2,6 ^a	52,5 ^a
PK	50,5 ^b	9,1 ^b	40,3 ^b
90N+PK	74,0 ^c	0,5 ^c	25,5 ^c
180N+PK	78,0 ^c	0,0 ^c	22,0 ^c

Střední hodnoty u jednotlivých variant značí průměry ze všech sečí. Průměrné hodnoty s rozdílnými horními indexy ve sloupcích značí statisticky průkazný rozdíl na hladině $P<0,05$.

Vliv na zastoupení trav mělo také pořadí seče, kdy jejich zastoupení ve druhé seči vzrostlo ($P<0,05$) na 63,4 %, ve srovnání s 60,3 % v první seči (tab. 5.5). Rovněž v třísečných porostech bylo zaznamenáno zvýšení zastoupení trav s pořadím seče (tab. 5.2). Kladný vliv seče na zastoupení trav je znám i z literatury (SINKOVIC, 2009).

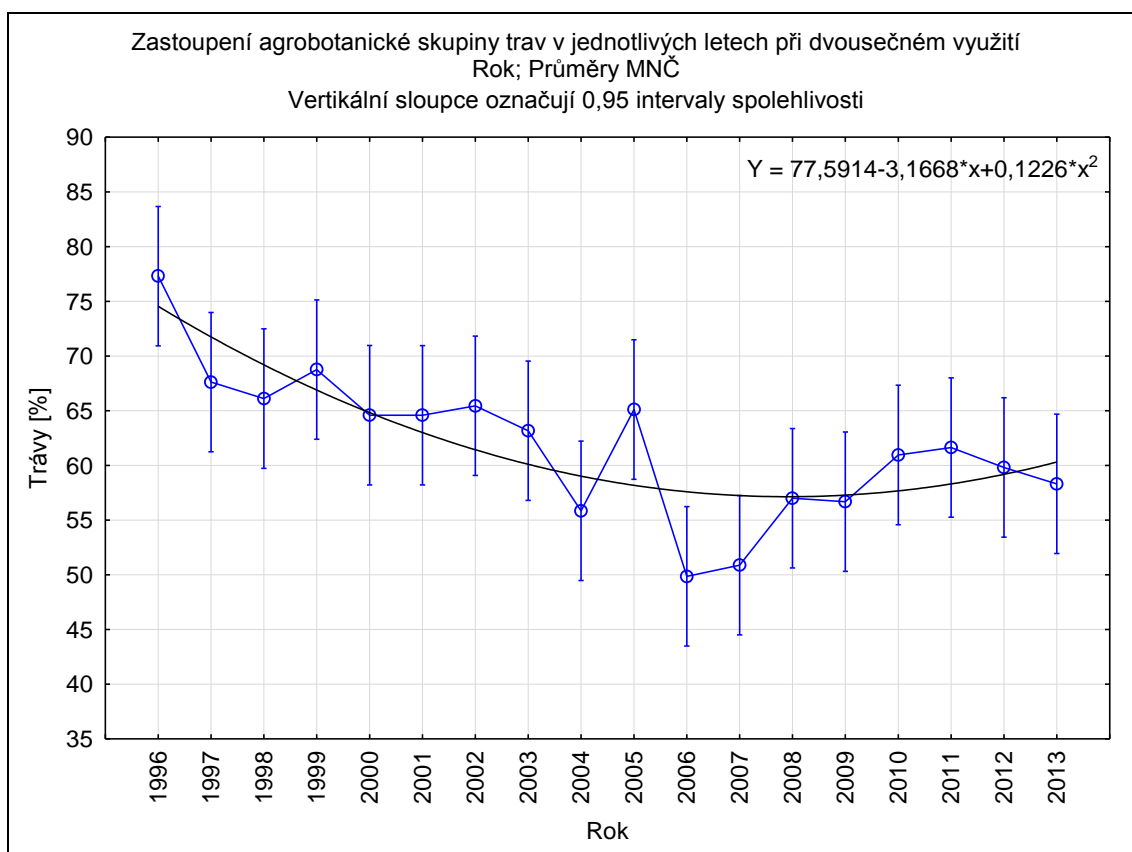
Tab. 5.5 Vliv pořadí seče na zastoupení jednotlivých agrobotanických skupin v letech 1996–2013 ve dvousečně využívaném porostu

Seč/agrobotanická skupina	Trávy	Jeteloviny	Ostatní byliny
1. seč	60,3 ^a	2,8	36,9 ^a
2. seč	63,4 ^b	3,3	33,3 ^b

Střední hodnoty u jednotlivých sečí značí průměry ze všech variant. Průměrné hodnoty s rozdílnými horními indexy ve sloupcích značí statisticky průkazný rozdíl na hladině $P<0,05$.

Vliv ročníku je u skupiny trav rovněž patrný. Při porovnání časové řady (1996–2013) vykazují i dvousečné porosty, podobně jako třísečné, trend pozvolného snižování zastoupení trav v průběhu času (obr. 5.8). Tento trend však v případě dvousečných porostů není natolik jednoznačný, neboť v časovém úseku 2007–2011 lze naopak pozorovat mírný nárůst v jejich zastoupení. Vyšší zastoupení trav za sledované období bylo zjištěno v prvních čtyřech letech hodnocení (1996–1999), vůbec nejvíce pak v roce 1996 (77,3 %), jak dokládá tab. 9.4. Nejnižší zastoupení naopak bylo zaznamenáno v letech 2006 (49,9 %) a 2007 (50,9 %), přičemž rozdíl mezi těmito roky a léty 1996–1999 byl statisticky průkazný ($P < 0,05$). Nízké zastoupení agrobotanické skupiny trav v těchto letech bylo pravděpodobně způsobeno nejnižším zjištěným zastoupením *Festuca rubra* L. v roce 2006 a *Alopecurus pratensis* L. v roce 2007 (tab. 9.5). K patrnému nárůstu v zastoupení trav pak došlo ještě v roce 2005 (65,1 %) v porovnání s předchozím rokem a roky následujícími. Také u třísečných porostů byl tento nárůst zaznamenán (obr. 5.1).

Obr. 5.8 Zastoupení agrobotanické skupiny trav při dvousečném využití v letech 1996–2013



Střední hodnoty u jednotlivých let značí průměry ze všech variant a sečí.

V průběhu hodnoceného období 2002–2013 byla výrazně dominantním druhem *Alopecurus pratensis* L., která dosáhla průměrného zastoupení 33,1 %, tab. 9.5. Vyššího zastoupení dosáhla ještě *Poa* spp. s 6,9 %. Ostatní druhy trav již byly zastoupeny podstatně méně, jak dokládá tab. 9.5. Rovněž další autoři (STRAKA, 1999; RIEDER, 1983) uvádí, že vlivem dvousečného využití dochází ke zvýšení podílu vzrůstných trav na úkor nízkých druhů, které jsou pozdní sečí potlačovány. Na rozdíl od třísečných porostů se při dvousečném využití navíc prosadil *Holcus lanatus* L., který dosáhl v průměru 3 %, namísto *Deschampsia cespitosa* L., která nepřesáhla ani hranici 1 %.

Druh *Alopecurus pratensis* L. byl podpořen hnojením ($P < 0,05$), kdy jeho zastoupení vzrostlo ze 7,5 % na nehnojené variantě na 26,5 % na variantě PK (tab. 5.6). Ještě výraznější nárůst ($P < 0,05$) byl zaznamenán v případě hnojení dusíkem, kde bylo nejvyššího zastoupení (50,2 %) dosaženo na variantě 90N+PK. Dominanci *Alopecurus pratensis* L. při hnojení dusíkem zjistila také HREVUŠOVÁ (2011). Rovněž zastoupení *Poa* spp. mělo narůstající tendenci při zvyšujících se dotacích hnojiv, kdy vzrostlo ($P < 0,05$) z 2,6 % na nehnojené variantě až na 13,7 % na variantě 180N+PK. Pozitivní vliv hnojení byl dále zjištěn u *Phleum pratense* L. jehož zastoupení vzrostlo ($P < 0,05$) z 1,9 % (nehnojená varianta) na 5,9 % (varianta 90N+PK). Při nejvyšší dotaci živin (180N+PK) však došlo u *Phleum pratense* L. k poklesu ($P < 0,05$) zastoupení v porovnání s variantou 90N+PK. Tento pokles byl pravděpodobně způsoben konkurencí ostatních druhů, zvláště *Poa* spp., která na této variantě vykazovala nejvyšší pokryvnost. Výsledky JUMPPONENA et al. (2002) prokázaly, že *Phleum pratense* L. odebírá svými kořeny ve 20 cm hloubky mnohem méně dusíku při růstu ve směsi než při pěstování v monokultuře, což poukazuje na nižší konkurenční schopnost tohoto druhu v získávání živin při konkurenci ostatních druhů. SCHMID a BAZZAZ (1992) dále uvádí, že *Phleum pratense* L. má nižší hustotu zakořeňování, než *Poa pratensis* L. Druhy *Festuca rubra* L. a *Anthoxanthum odoratum* L. byly naopak dávkou hnojiv ovlivněny negativně a jejich zastoupení klesalo ($P < 0,05$) při použití dusíkatých hnojiv. Tento pokles v zastoupení byl kompenzován vysokou pokryvností druhů *Agrostis* spp. a *Holcus lanatus* L., která u těchto druhů byla na variantě 180N+PK nejvyšší. Rovněž BUCKLAND et al. (2001) uvádí, že na hnojených plochách se na uvolněných místech velmi dobře uplatňuje *Holcus lanatus* L. Dominanci *Alopecurus pratensis* L. a *Holcus lanatus* L. na variantách dotovaných dusíkem při dvousečném využití prokázal také PAVLŮ et al. (2011).

Tab. 5.6 Vliv hnojení na zastoupení dominantních druhů ve sklizené píce v první seči při dvousečném využití v období 2002–2013

Druh/varianta	Nehojeno	PK	90N+PK	180N+PK
<i>Phleum pratense</i> L.	1,9 ^a	3,6 ^{ab}	5,9 ^b	1,5 ^a
<i>Festuca rubra</i> L.	6,0 ^a	2,1 ^b	1,8 ^b	1,2 ^b
<i>Poa</i> spp.	2,6 ^a	3,9 ^{ab}	7,6 ^b	13,7 ^c
<i>Holcus lanatus</i> L.	1,9	2,9	1,5	5,7
<i>Alopecurus pratensis</i> L.	7,5 ^a	26,5 ^b	50,2 ^c	48,3 ^c
<i>Agrostis</i> spp.	2,6	0,3	1,5	3,0
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	4,8 ^a	4,7 ^a	1,7 ^b	0,0 ^b
<i>Angelica sylvestris</i> L.	0,7	1,1	1,5	0,8
<i>Lychnis flos-cuculi</i> L.	3,5 ^a	2,2 ^{ab}	1,0 ^b	0,1 ^b
<i>Sanguisorba officinalis</i> L.	9,6 ^a	14,8 ^b	5,0 ^{ac}	0,6 ^c
<i>Carex</i> spp.	22,2 ^a	4,0 ^b	0,5 ^b	0,3 ^b
<i>Ranunculus acris</i> L.	4,8 ^a	6,9 ^a	2,6 ^b	1,1 ^b
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	4,1 ^a	2,2 ^b	1,7 ^b	1,2 ^b
<i>Bistorta major</i> S. F. Gray	13,6 ^{ab}	1,5 ^a	8,8 ^{ab}	14,6 ^b
<i>Juncus conglomeratus</i> L.	1,5 ^a	8,2 ^b	2,4 ^a	0,5 ^a
<i>Rumex acetosa</i> L.	1,4	0,5	1,3	1,0
<i>Trifolium repens</i> L.	1,0 ^a	6,0 ^b	0,4 ^a	0,1 ^a

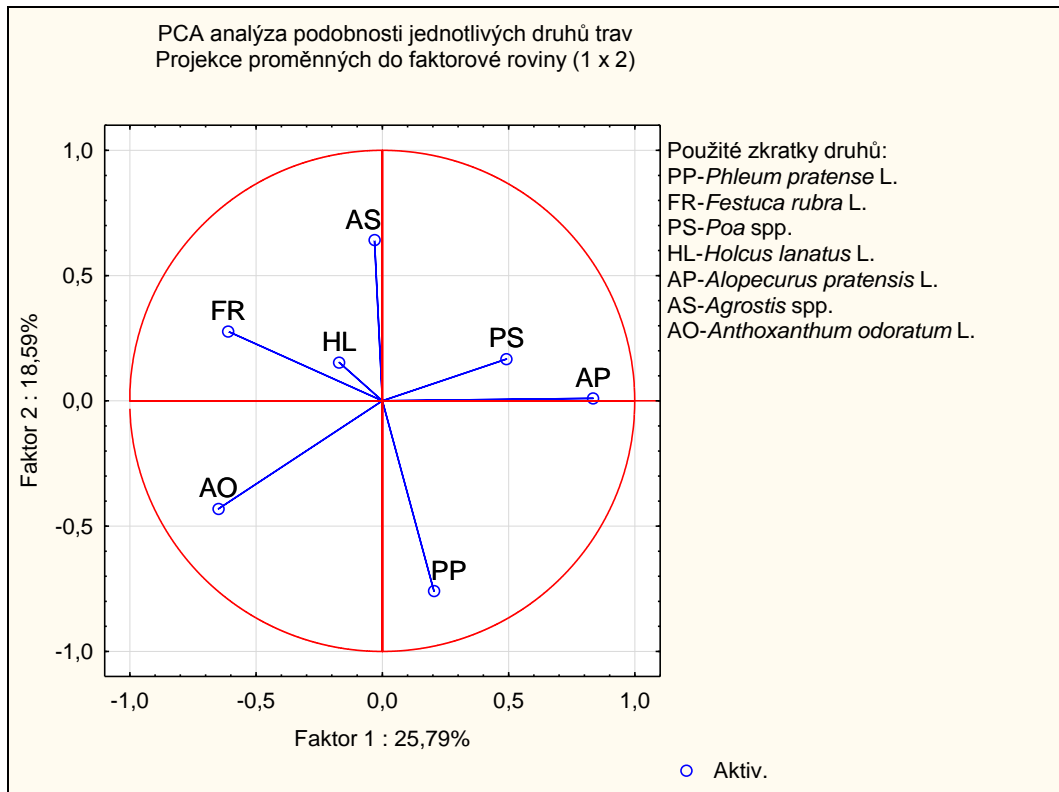
Průměrné hodnoty s rozdílnými horními indexy v řádcích značí statisticky průkazný rozdíl na hladině $P < 0,05$.

Také při dvousečném využití vykazovala *Alopecurus pratensis* L. značné meziroční změny s nejvyššími zastoupeními v letech 2003 (47,4 %) a 2004 (38,6 %) a v porovnání s těmito roky nejnižším ($P < 0,05$) zastoupením v roce 2007 (17,4 %), jak dokládá tab. 9.5. Toto nízké zastoupení mohlo být způsobeno nejvyšší zjištěnou sumou teplot v jarních měsících, která byla výrazně nad dlouhodobým průměrem (obr. 9.8). Roků s nižšími pokryvnostmi *Alopecurus pratensis* L. využily zejména *Festuca rubra* L. a částečně i *Anthoxanthum odoratum* L., které se v těchto letech v porostu prosadily ve větší míře. Pro tuto alternaci druhů svědčí i zjištěné korelace mezi *Alopecurus pratensis* L. a *Festuca rubra* L. ($r = -0,4217$), obr. 9.15 a *Alopecurus pratensis* L. a *Anthoxanthum odoratum* L. ($r = -0,4448$), obr. 9.16. O alternativní dominanci druhů, kdy jedna z dominant dokáže lépe využít klimatické podmínky daného roku, hovoří také JAKRLOVÁ (1997b) a HRABĚ a HALVA (1993). V roce 2002 vykazovaly své nejvyšší pokryvnosti druhy *Poa* spp. (20,4 %) a *Phleum pratense* L. (5%). Naopak *Holcus lanatus* L. byl v tomto roce zastoupen pouhými 0,6 %, zatímco v roce 2013 vykazoval mimořádně vysoké zastoupení, a to 11,3 %. *Poa* spp. se v takto hojném počtu jako v roce 2002 již během

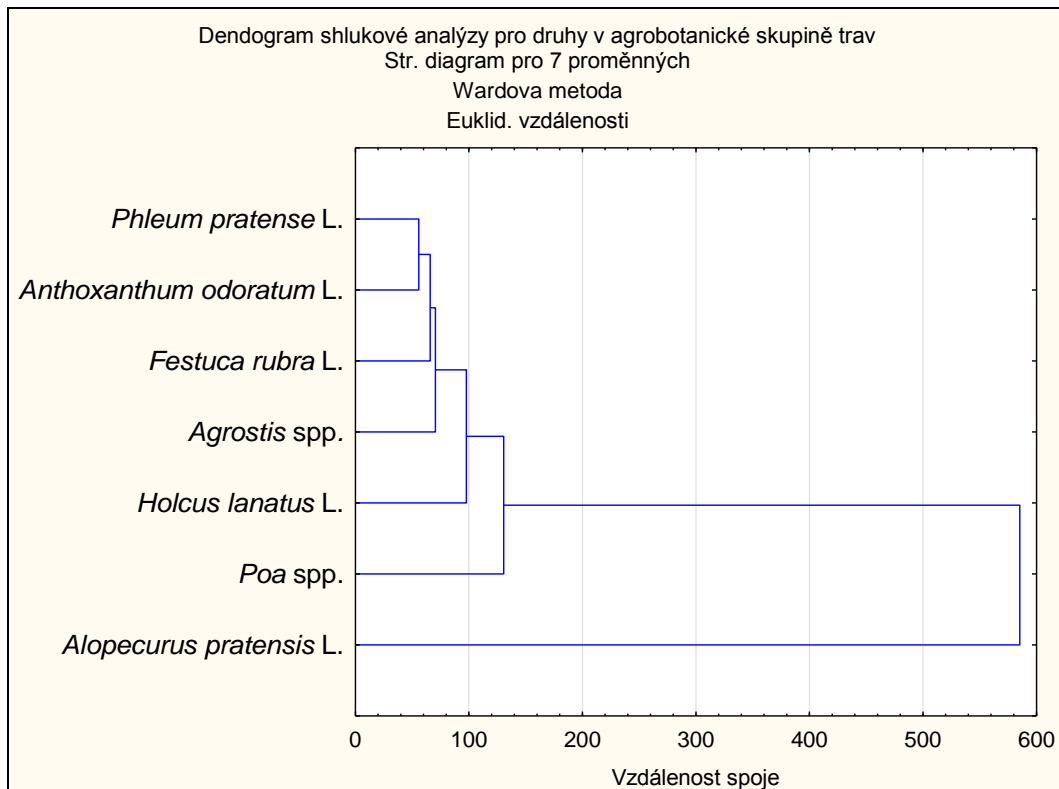
hodnoceného období nevyskytla a ve všech následujících letech bylo její zastoupení nižší ($P < 0,05$) s minimem v roce 2011 (3,6 %). Prudký pokles zastoupení u *Poa* spp. v následujícím roce 2003 byl pravděpodobně způsoben výraznou dominancí vzrůstné a konkurenčně silnější *Alopecurus pratensis* L. vlivem velmi nízkého zastoupení *Poa* spp. v roce 2011 došlo k prosazení *Agrostis* spp. v porostu, který zde byl zastoupen 5,6 %, což je nejvíce za celé sledované období. Při porovnání tabulek 9.2 a 9.5 zjistíme, že v období 2002–2013 dosáhla *Poa* spp. i při třísečném využití v roce 2002 nejvyššího zastoupení a v roce 2011 naopak nejnižšího. V obou intenzitách využití zase vykazoval v roce 2011 nejvyšší pokryvnosti *Agrostis* spp. a nejnižší naopak v roce 2006. Podobně také *Festuca rubra* L. v roce 2006 dosáhla nejnižších a v roce 2007 nejvyšších pokryvností při obou intenzitách využití. Příčinou ústupu *Festuca rubra* L. v roce 2006 mohly být nadměrné srážkové úhrny v prvních pěti měsících roku (obr. 9.9), které byly nejvyšší za celé hodnocené období, a velmi nízké teploty v jarních měsících (obr. 9.8). HECTOR et al., (2012) prokázali pokles tvorby biomasy u *Festuca* spp., způsobené stoupající hladinou podzemní vody, k čemuž pravděpodobně na zdejším mezohygrofytním stanovišti mohlo dojít. V roce 2007 byla naopak zaznamenána nejvyšší suma teplot v jarních měsících za celé hodnocené období, což se pravděpodobně projevilo na nejvyšším zaznamenaném zastoupení *Festuca rubra* L.

Porovnáme-li podobnost v zastoupení druhů (obr. 5.9), zjistíme nejbližší analogii mezi *Alopecurus pratensis* L. a *Poa* spp. Naopak velmi odlišné od *Alopecurus pratensis* L. jsou nízké druhy trav *Anthoxanthum odoratum* L. a *Festuca rubra* L., což bylo prokázáno také nepřímými závislostmi (obr. 9.15 a 9.16). Dendrogram (obr. 5.10) též ukazuje na značnou odlišnost *Alopecurus pratensis* L. od těchto druhů a nejbližší podobnost s *Poa* spp. Vysoká odlišnost *Alopecurus pratensis* L. od ostatních druhů je pravděpodobně způsobena jejím vysokým zastoupením v porostu v průběhu celého hodnoceného období. Rovněž literatura uvádí dominanci *Alopecurus pratensis* L., zejména na vlhkých stanovištích (LAPINSHIENE, 1998; GOTZE et al., 2010).

Obr. 5.9 Graf analýzy hlavních komponent pro podobnost v zastoupení jednotlivých druhů agrobotanické skupiny trav při dvousečném využití v letech 2002–2013



Obr. 5.10 Dendrogram klasifikace druhů v agrobotanické skupině trav při dvousečném využití v období let 2002–2013



5.2.2 Agrobotanická skupina ostatních bylin

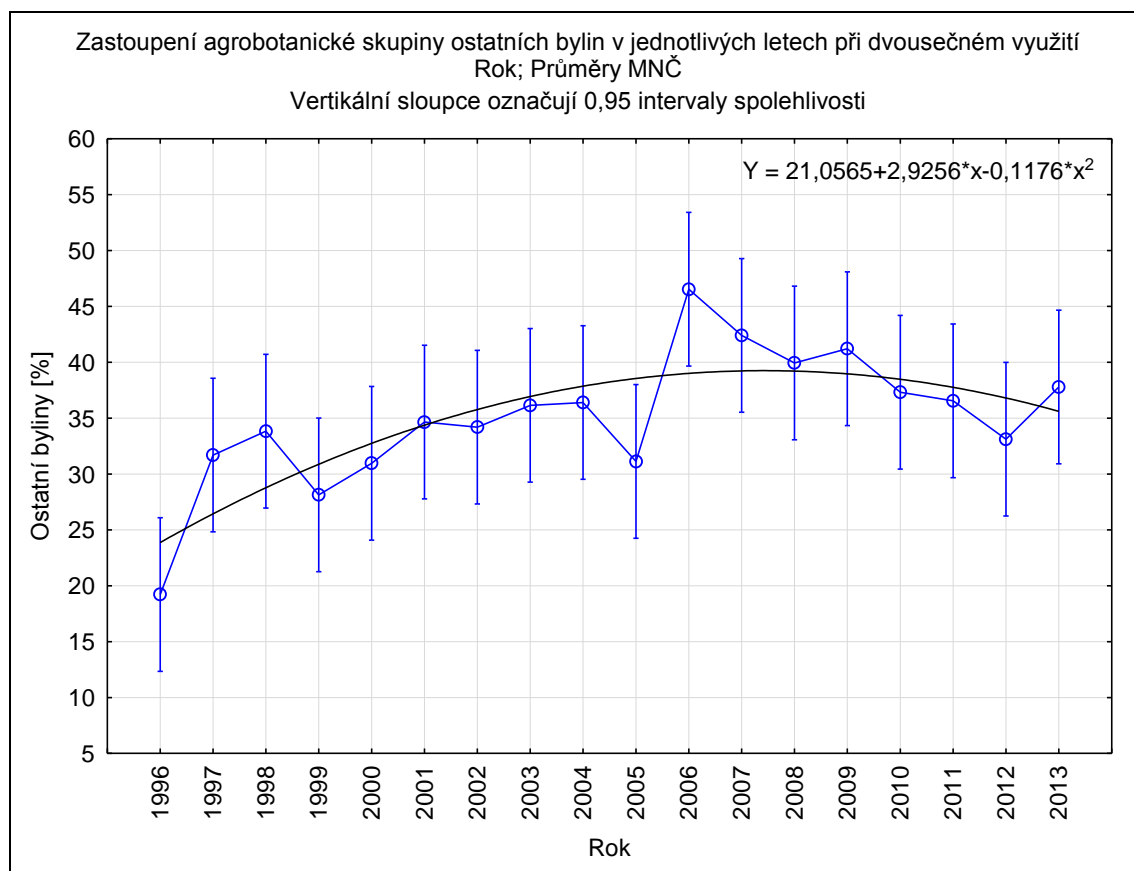
Ostatní byliny na rozdíl od trav vykazovaly s rostoucí dávkou hnojiv pokles v zastoupení (tab. 5.4). Přestože pokles v zastoupení byl zjištěn již po použití PK hnojení, a to statisticky průkazný ($P < 0,05$), nebyl natolik markantní jako při použití dusíkatých hnojiv, kdy na variantě 180N+PK bylo zastoupeno pouze 22,0 % ostatních bylin v porovnání s nehnojenou variantou, kde zastoupení činilo 52,5 %. Rozdíl mezi variantami dotovanými dusíkem a ostatními variantami byl navíc statisticky průkazný ($P < 0,05$). Pokles v zastoupení této agrobotanické skupiny vlivem hnojení prokázali také HREVUŠOVÁ (2011) a KRAJČOVIČ et al. (1988).

Podobně jako u třísečných porostů byl i zde zaznamenán pokles ($P < 0,05$) zastoupení skupiny ostatních bylin z 36,9 % v první seči na 33,3 % v seči druhé, způsobený využíváním porostů.

Při porovnání časové osy se zastoupením ostatních bylin lze vysledovat dva odlišné trendy (obr. 5.11). První fáze představuje roky 1996–2006, kdy je patrný pozvolný nárůst z 19,2 % na 46,5 % (tab. 9.4). Rozdíl mezi roky 1996 a 2006 byl statisticky průkazný ($P < 0,05$). Ve druhé fázi, která představuje období 2007–2012, dochází naopak k pozvolnému poklesu v zastoupení. Na časové ose jsou také patrné dva výraznější poklesy v zastoupení ostatních bylin v letech 1999 (28,1 %) a 2005 (31,1 %), způsobené nárůstem v zastoupení agrobotanické skupiny trav v těchto letech. O vlivu zastoupení trav na skupinu ostatních bylin svědčí také velmi silná nepřímá závislost ($r = -0,9520$), obr. 9.17. ODSTRČILOVÁ et al. (2010) uvádí, že trávy zejména při dvousečném využití vykazují vysokou konkurenční schopnost proti ostatním botanickým skupinám díky 2krát vyššímu obsahu chlorofylu.

Nejvíce zastoupeným druhem ostatních bylin v hodnoceném období (2002–2013) bylo *Bistorta major* S. F. Gray s průměrným zastoupením 9,6 % následované *Sanguisorba officinalis* L. (7,5 %), *Carex* spp. (6,7 %) a *Ranunculus acris* L. s 3,9 %, tab. 9.5. Ostatní druhy již nebyly zastoupeny tak hojně. Na rozdíl od třísečných porostů dosáhl hranice 1 % druh *Angelica sylvestris* L., naopak *Taraxacum officinale* agg. při dvousečném využití této pokryvnosti nedosáhla.

Obr. 5.11 Zastoupení agrobotanické skupiny ostatních bylin při dvousečném využití v letech 1996–2013



Střední hodnoty u jednotlivých let značí průměry ze všech variant a sečí.

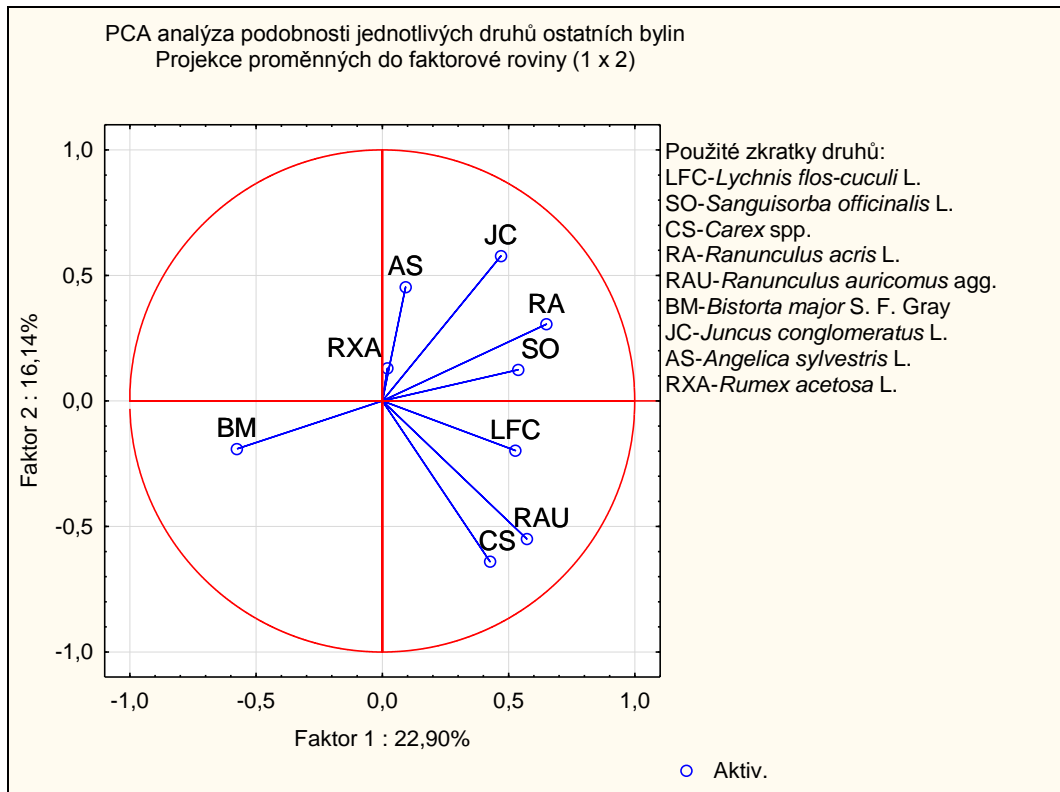
Účinky hnojení na skupinu ostatních bylin byly vesměs negativní. Negativní vliv ($P < 0,05$) mělo dusíkaté hnojení u *Lychnis flos-cuculi* L., *Carex* spp., *Ranunculus acris* L., *Ranunculus auricomus* agg. v porovnání s nehnojenou variantou (tab. 5.6). Na druhé straně PK hnojení mělo u druhů *Sanguisorba officinalis* L. a *Juncus conglomeratus* L. pozitivní vliv ($P < 0,05$) na jejich zastoupení v porostu při porovnání s ostatními variantami. Na PK hnojení při dvousečném využití naopak negativně reagovalo *Bistorta major* S. F. Gray (tab. 5.6), které však v případě třísečných porostů PK hnojením své zastoupení zvyšovalo (tab. 5.3). U druhů *Angelica sylvestris* L. a *Rumex acetosa* L., se vliv hnojení neprokázal. Zdá se tedy, že jejich zastoupení bylo pravděpodobně ovlivněno spíše konkurencí ostatních druhů než hnojením.

Pokud porovnáme zastoupení *Bistorta major* S. F. Gray v jednotlivých letech, dojdeme ke značným rozdílům s nejnižší pokryvností 2,9 % v roce 2002 a zastoupením 17,8 % v roce 2009, tab. 9.5. V roce 2004 se zase vyskytl nejhojněji *Sanguisorba officinalis* L. s 15 % (tab. 9.5), v porovnání s rokem 2011, kdy došlo k jeho ústupu ($P < 0,05$) na pouhých 2,1 %. Dominance *Sanguisorba officinalis* L. ve skupině ostatních bylin v roce 2004 mohla být příčinou nejnižších zaznamenaných pokryvností *Lychnis flos-cuculi* L. (0,2 %) a *Carex* spp. (3,1 %) v témže roce. *Carex* spp. naopak dominovala v letech 2005 a 2012 kdy dosáhla zastoupení 10,1 %. Druh *Ranunculus acris* L. byl během hodnoceného období nejméně zastoupen v roce 2006 (2,4 %). Tento ústup byl kompenzován *Ranunculus auricomus* agg., který byl v témže roce zastoupen 4,9 %, což byla naopak jeho nejvyšší zaznamenaná pokryvnost. Nižší ($P < 0,05$) zastoupení proti roku 2006, bylo u *Ranunculus auricomus* agg. zjištěno v letech 2002 (0,7 %) a 2008 (0,6 %).

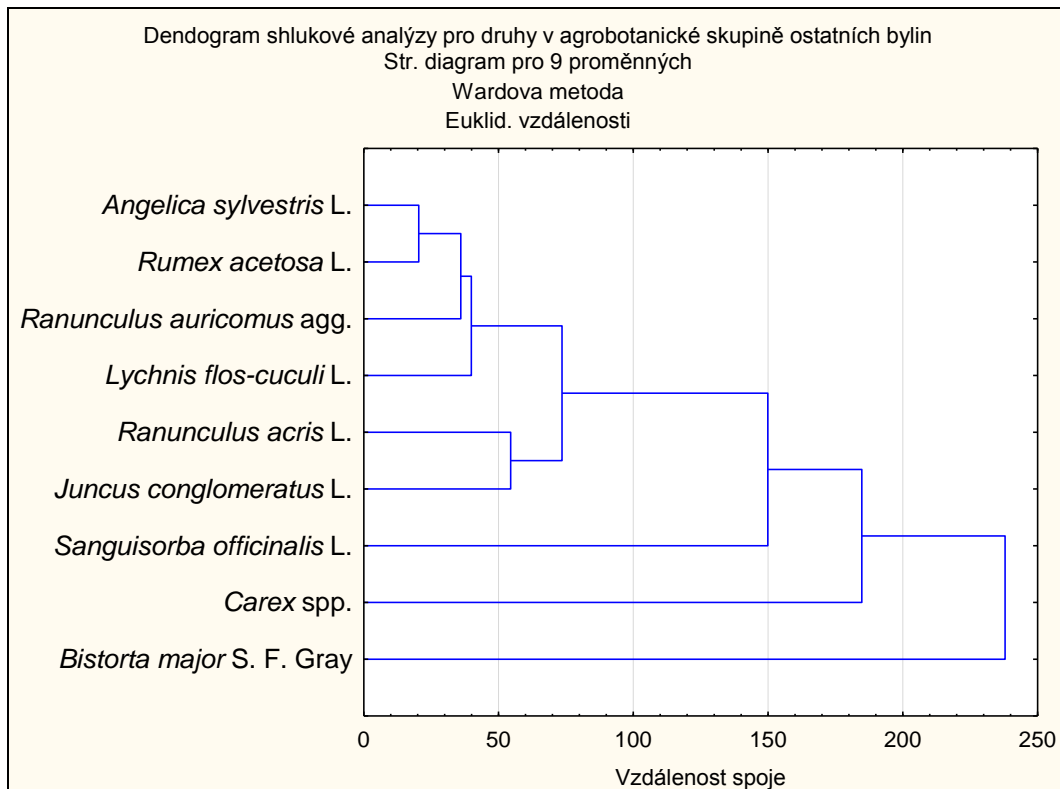
Při pohledu na obr. 5.12 lze vidět odlišnost *Bistorta major* S. F. Gray od ostatních druhů, která byla pravděpodobně způsobena jeho vysokým zastoupením v rámci agrobotanické skupiny ostatních bylin. K tomuto vyššímu zastoupení mohlo dojít vlivem odlišných nároků na růstové faktory, což *Bistorta major* S. F. Gray umožnilo lépe se prosadit v konkurenci ostatních druhů. Tato odlišnost je patrná také na dendogramu (obr. 5.13). Na obr. 9.18 a 9.19 jsou dále patrné nepřímé slabé závislosti mezi *Bistorta major* S. F. Gray a *Ranunculus acris* L. a *Bistorta major* S. F. Gray a *Juncus conglomeratus* L., což poukazuje na určitou alternaci těchto druhů v některých letech. Naopak středně silná přímá závislost mezi *Ranunculus auricomus* agg. a *Carex* spp. ($r = 0,4539$), obr. 9.20, poukazuje na podobné změny v zastoupení těchto druhů v určitých letech během hodnoceného období.

Porovnáme-li zastoupení druhů v agrobotanické skupině ostatních bylin při obou intenzitách využití (tab. 9.2 a 9.5), zjistíme, že v hodnoceném období 2002–2013 dosáhlo *Bistorta major* S. F. Gray nejvyšších zastoupení při obou intenzitách využití v roce 2009. Podobně také v roce 2006 vykazoval nejvyšší zastoupení *Ranunculus auricomus* agg. U *Carex* spp. se pak v letech 2003, 2011 a 2012 vyskytly jedny z nejvyšších pokryvností, zatímco v letech 2008 a 2009 naopak pokryvnosti nejnižší.

Obr. 5.12 Graf analýzy hlavních komponent pro podobnost v zastoupení jednotlivých druhů agrobotanické skupiny ostatních bylin při dvousečném využití v letech 2002–2013



Obr. 5.13 Dendrogram klasifikace druhů v agrobotanické skupině ostatních bylin při dvousečném využití v období let 2002–2013



5.2.3 Agrobotanická skupina jetelovin

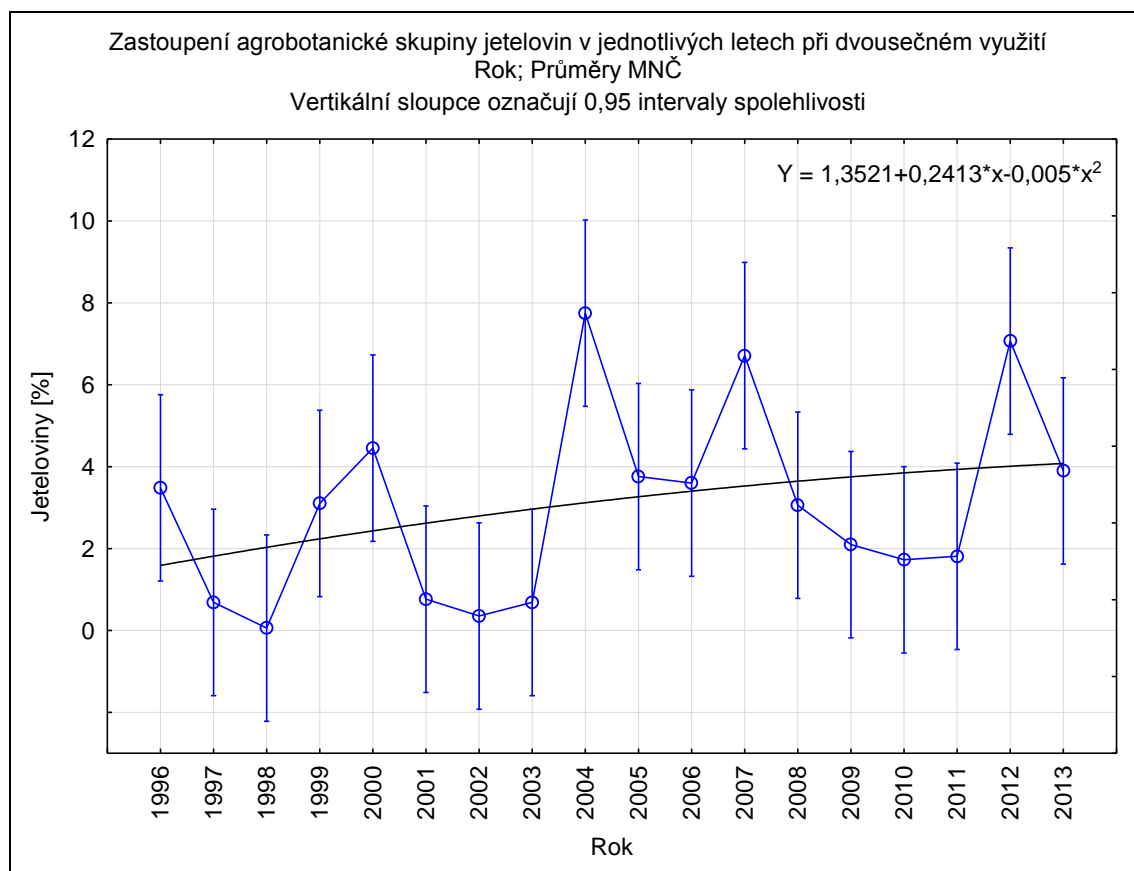
Jednoznačně pozitivní vliv na zastoupení jetelovin mělo PK hnojení, díky kterému vzrostlo zastoupení této agrobotanické skupiny na 9,1 %, jak dokládá tab. 5.4. Vliv PK hnojení byl v porovnání s ostatními variantami statisticky průkazný ($P < 0,05$). Stejný efekt mělo PK hnojení i v případě třísečných porostů (tab. 5.1). Toto je v souladu se zjištěním dalších autorů (VELICH, 1986; JANČOVIČ a VOZÁR, 2005). Naopak negativní vliv na zastoupení této agrobotanické skupiny mělo dusíkaté hnojení, kdy na variantě 180N+PK došlo k jejich úplnému ústupu. Rozdíl mezi variantami dotovanými dusíkem a ostatními variantami byl statisticky průkazný ($P < 0,05$). Průkazný úbytek jetelovin vlivem dusíkatého hnojení zjistila i HREVUŠOVÁ (2011).

Pozitivní vliv na zastoupení jetelovin v porostu měla také seč, kdy se jejich podíl zvýšil z 2,8 % v první seči na 3,3 % v seči druhé, tab. 5.5. K tomuto navýšení pravděpodobně došlo, stejně jako v případě třísečného využití, vlivem prosvětlení porostu. Rovněž TORSELL et al. (2007) prokázali navýšení podílu jetelovin ve druhé seči. BRUM et al. (2009) dodávají, že jeteloviny mají v období letního nárůstu vhodnější podmínky pro růst (delší fotoperiodu a vyšší teploty) a díky hlubšímu kořenovému systému jsou také odolnější přísuškům (WEAVER, 1958).

Agrobotanická skupina jetelovin vykazovala též výrazné kolísání v zastoupení vlivem ročníku (obr. 5.14). Nejvyšších zastoupení bylo dosaženo v letech 2004 (7,7 %), 2007 (6,7 %) a 2012 (7,1 %), tab. 9.4. Na tomto zastoupení se nejvíce podílel *Trifolium repens* L., který právě v těchto letech vykazoval nejvyšší pokryvnosti (tab. 9.5). Nejnižší zastoupení jetelovin pak bylo zaznamenáno v letech 1998 (0,1 %) a 2002 (0,4 %). Rozdíl mezi těmito roky a léty s jejich nejvyšším zastoupením byl navíc statisticky průkazný ($P < 0,05$). Pokles zastoupení jetelovin vlivem snížení intenzity využívání na mezohygrofytním stanovišti dokládá také STRAKA (1999). Při porovnání obr. 9.8 a 9.14 lze v některých letech s nižším zastoupením trav pozorovat vzrůst v zastoupení jetelovin, což dokládá i zjištěná nepřímá slabá závislost (obr. 9.21).

Z jetelovin se na dvousečně využívaných porostech vyskytl ve větší míře pouze *Trifolium repens* L. (1,9 %), tab. 9.5. Z tab. 9.7 vyplývá, že v porostu se v mnoha letech vyskytly také druhy *Lathyrus pratensis* L., *Trifolium spadiceum* L. a *Vicia cracca* L., jejich pokryvnost však nepřesáhla 1 %.

Obr. 5.14 Zastoupení agrobotanické skupiny jetelovin při dvousečném využití v letech 1996–2013



Střední hodnoty u jednotlivých let značí průměry ze všech variant a sečí.

Na zastoupení *Trifolium repens* L. mělo pozitivní vliv ($P < 0,05$) hnojení PK (tab. 5.6), v porovnání s ostatními variantami, kdy jeho zastoupení činilo 6 %. Naopak při nejvyšších dávkách hnojiv 180N+PK z porostu téměř vymizel (0,1 %). Vliv na zastoupení *Trifolium repens* L. měl i ročník, kdy byl za celé hodnocené období nejvíce zastoupen ($P < 0,05$) v roce 2004 (6,1 %), jak dokládá tab. 9.5. Vysoké zastoupení *Trifolium repens* L. v tomto roce bylo pravděpodobně způsobeno nízkými zastoupeními *Bistorta major* S. F. Gray a *Carex* spp. (tab. 9.5). Naopak v letech 2002 a 2010 došlo k jeho ústupu z porostu, pravděpodobně vlivem konkurence ostatních druhů, zejména trav. LORENTZEN et al. (2008) uvádí, že pokryvnost *Trifolium repens* L. je ovlivněna také počtem druhů v porostu. Rovněž v případě třísečného využití došlo ve sledovaném období (2002–2013) u *Trifolium repens* L. v roce 2004 k nejvyšším a v letech 2002 a 2010 k nejnižším pokryvnostem (tab. 9.2).

5.3 Vliv povětrnostních podmínek na zastoupení dominantních druhů

5.3.1 Třísečně využívané porosty

Porovnáme-li zastoupení jednotlivých druhů (tab. 9.2) s teplotními poměry daných let (obr. 9.8), můžeme sledovat změny v jejich pokryvnosti v závislosti na sumě teplot v prvních pěti měsících jednotlivých roků. Nejvýraznější změny lze sledovat u *Alopecurus pratensis* L., jejíž zastoupení v letech s vyšší sumou teplot opakovaně klesalo, což dokazuje i zjištěná středně silná nepřímá závislost ($r = -0,4151$), jak lze vidět na obr. 9.10. Podobně při vyšších sumách teplot v některých letech klesalo také zastoupení *Poa* spp. a *Ranunculus auricomus* agg. Závislosti těchto druhů zobrazuje tab. 9.3. Zcela opačný trend lze zaznamenat u *Lychnis flos-cuculi* L., na jehož pokryvnost měly vyšší sumy teplot pozitivní vliv ($r = 0,4177$), jak dokládá obr. 9.11. Tabulka 9.3 uvádí, že také u druhů *Festuca rubra* L., *Festuca pratensis* Huds., *Rumex acetosa* L. *Taraxacum officinale* agg. a *Sanguisorba officinalis* L. byly zjištěny přímé, ačkoli slabé závislosti, které dokazují navyšování pokryvností těchto druhů v některých letech s vyššími sumami teplot, zatímco v určitých letech s nižšími teplotami v prvních měsících roku byly opakovaně zjištěny nižší pokryvnosti.

Můžeme pozorovat rovněž závislosti mezi srážkovými poměry v prvních pěti měsících jednotlivých let (obr. 9.9) a zastoupením druhů (tab. 9.2). Nejvýraznější závislosti vykazovaly *Agrostis* spp. a *Juncus conglomeratus* L., jejichž zastoupení v letech s vyššími srážkovými úhrny bylo opakovaně jedno z nejnižších. Toto zjištění rovněž dokazují středně silné nepřímé závislosti u *Agrostis* spp. ($r = -0,5914$), obr. 9.12 a *Juncus conglomeratus* L. ($r = -0,4195$), obr. 9.13. Pokles zastoupení *Juncus conglomeratus* L. v některých letech s vyššími srážkovými úhrny je neobvyklý, neboť se jedná o druh vlhkých stanovišť (TOUCHETTE et al., 2010). Nicméně TOUCHETTE et al. (2008) u příbuzného druhu *Juncus effusus* L. zjistili nárůst biomasy a listové plochy v období 2–4 týdnů, během kterých byl tento druh vystaven nedostatku vody. Vzhledem ke skutečnosti, že se jedná o stanoviště se střídavým vlhkostním režimem, lze tímto tvrzením nepřímou závislost vysvětlit. Z tab. 9.3 jsou zřejmé také další zjištěné nepřímé, i když slabé závislosti u druhů *Phleum pratense* L., *Alopecurus pratensis* L., *Carex* spp. a *Bistorta major* S. F. Gray., u kterých je rovněž patrný pokles zastoupení v určitých letech s vyššími srážkovými úhrny. Pozitivní vliv vyšších srážkových úhrnů, který dokazuje i středně silná přímá závislost na obr. 9.14 ($r = 0,4431$), byl naopak pozorován u *Taraxacum officinale* agg. Rovněž u druhů *Sanguisorba officinalis* L., *Trifolium*

repens L., *Ranunculus acris* L., *Rumex acetosa* L. a *Poa* spp. docházelo opakovaně v některých letech s vyššími srážkovými úhrny k navýšení jejich pokryvností. Dokazují to i přímé slabé závislosti (tab. 9.3). Závislost *Trifolium repens* L. na dostatku vody potvrzují také výsledky GARCIA et al. (2010), kteří pozorovali jeho zvýšený růst při zavlažování.

5.3.2 Dvousečně využívané porosty

V případě dvousečného porostu lze také pozorovat změny v zastoupení jednotlivých druhů (tab. 9.5) vlivem odlišných teplotních poměrů jednotlivých let (obr. 9.8). Navýšení zastoupení u druhu *Festuca rubra* L. je možné opakovaně zaznamenat v letech s vyššími sumami teplot v prvních pěti měsících roku, jak také dokazuje středně silná přímá závislost ($r = 0,5069$) zobrazená na obr. 9.22. Tab. 9.8 dokládá pozitivní vliv vyšších teplot na zastoupení druhů *Phleum pratense* L., *Anthoxanthum odoratum* L., *Angelica sylvestris* L., *Lychnis flos-cuculi* L. a *Sanguisorba officinalis* L. Vyšší sumy teplot se naopak negativně projeví na zastoupení *Ranunculus auricomus* agg. ($r = -0,6130$), obr. 9.23, u kterého bylo možno pozorovat opakované poklesy zastoupení v teplejších letech. Rovněž *Alopecurus pratensis* L. a *Carex* spp. v některých letech s vyššími teplotami snižovaly svou pokryvnost, což dokládají i zjištěné slabé nepřímé závislosti (tab. 9.8).

Pozitivní vliv srážek během prvních pěti měsíců roku (obr. 9.9) se projevil u *Sanguisorba officinalis* L., který v letech s vyššími srážkovými úhrny opětovně vykazoval vyšší zastoupení (tab. 9.5). Rovněž středně silná přímá závislost (obr. 9.24) toto tvrzení potvrzuje ($r = 0,4520$). Pozitivně v určitých letech působily srážky i na zastoupení *Festuca rubra* L., *Ranunculus auricomus* agg. a *Trifolium repens* L. Dokládá to také tab. 9.8 prokazující přímé závislosti mezi těmito druhy a srážkovými úhrny v období leden-květen. LUCERO et al. (1999) uvádí, že sucho má na *Trifolium repens* L. negativní důsledky. Vysoké srážkové úhrny však na některé druhy působily negativně (*Agrostis* spp., *Ranunculus acris* L. a *Juncus conglomeratus* L.). U těchto druhů v letech s vyššími srážkovými úhrny docházelo opakovaně ke snížení zastoupení, zatímco v některých letech s nižšími úhrny srážek byly zaznamenány nárůsty pokryvnosti. Prokazují to také středně silné nepřímé závislosti (obr. 9.25, 9.26 a 9.27) u *Agrostis* spp. ($r = -0,6081$), *Ranunculus acris* L. ($r = -0,5067$) a *Juncus conglomeratus* L. ($r = -0,4846$).

5.4 Vliv intenzity využití na zastoupení agrobotanických skupin a dominantních druhů

Zvyšující se intenzita využití měla na zastoupení agrobotanické skupiny trav negativní vliv, kdy její zastoupení pokleslo z 61,9 % při dvousečném využití na 51,3 % u třísečně využívaných porostů (tab. 5.7). Tento rozdíl byl statisticky průkazný ($P < 0,05$). Také KRAMBERGER et al. (2005) dospěli k závěru, že při dvousečném využití s pozdější první sečí se zvyšuje podíl trav. Zcela opačný vliv měla intenzita využití na agrobotanickou skupinu ostatních bylin, jejíž podíl při vyšší intenzitě využití vzrostl z 35,1 % na 42,9 %. Toto zjištění je v souladu s výsledky MAGYAR et al. (2008). Rovněž na jeteloviny působila vyšší intenzita využití kladně, což se projevilo vzrůstem zastoupení z 3,1 % na 5,8 %. Jak u agrobotanické skupiny ostatních bylin, tak u jetelovin, byl tento nárůst v zastoupení statisticky průkazný ($P < 0,05$). Snížení podílu jetelovin způsobené nižší intenzitou využití prokázal i STRAKA (1999).

Tab. 5.7 Vliv intenzity využití na zastoupení jednotlivých agrobotanických skupin

Využití /agrobotanická skupina	Trávy	Jeteloviny	Ostatní byliny
Dvousečné	61,9 ^a	3,1 ^a	35,1 ^a
Třísečné	51,3 ^b	5,8 ^b	42,9 ^b

Střední hodnoty značí průměry ze všech sečí let 1996–2013 variant nehnojeno, PK, 90N+PK a 180N+PK. Průměrné hodnoty s rozdílnými horními indexy ve sloupcích značí statisticky průkazný rozdíl na hladině $P < 0,05$.

Při pohledu na obr. 9.28, který zachycuje průměrné hodnoty zastoupení jednotlivých agrobotanických skupin za sledované období (1996–2013), jsou patrné také rozdíly při interakci intenzita využití \times intenzita hnojení ($p = 0,0000$). Zatímco na variantě bez dotace hnojiv jsou rozdíly v zastoupení jednotlivých agrobotanických skupin mezi dvousečným a třísečným využitím nepatrné, na variantách hnojených podíl trav při vyšší intenzitě využití klesá ($P < 0,05$), zatímco zastoupení ostatních bylin roste ($P < 0,05$). Rozdíly jsou patrné také u agrobotanické skupiny jetelovin, jejíž zastoupení při vyšší intenzitě využití roste ($P < 0,05$) na variantách dotovaných PK a 90N+PK.

V agrobotanické skupině trav měla vyšší intenzita využití kladný vliv na nárůst podílu *Festuca rubra* L., *Poa* spp. a *Deschampsia cespitosa* L. Rozdíl v zastoupení těchto druhů mezi dvousečným a třísečným využitím byl navíc statisticky průkazný ($P < 0,05$). Také *Festuca pratensis* Huds. při vyšší intenzitě využití zvýšila svou pokryvnost. Naopak druhy *Alopecurus pratensis* L. a *Phleum pratense* L. vykazovaly vyšší ($P < 0,05$)

pokryvnosti při dvousečném využití. Také NISSINEN et al. (1995) zaznamenali snížení zastoupení *Phleum pratense* L. spolu s vyšší intenzitou využití. Přestože DICKINSON a POLWART (1982) uvádí, že rhizomatické trávy mají při vyšší intenzitě sečení lepší regeneraci, u *Alopecurus pratensis* L. se toto neprokázalo. Také v případě druhu *Anthoxanthum odoratum* L. byly zjištěny vyšší pokryvnosti při nižší intenzitě využití. Intenzita využití, jak se zdá, nijak neovlivnila zastoupení *Agrostis* spp.

Ve skupině ostatních bylin došlo při vyšší intenzitě využití k nárůstu v zastoupení druhů *Ranunculus acris* L. a *Ranunculus auricomus* agg. Tento nárůst byl navíc statisticky průkazný ($P < 0,05$). Z výsledků se zdá, že *Ranunculus acris* L. je schopný odolávat narušení a prosperovat lépe při vyšší intenzitě využití. Tuto odolnost *Ranunculus acris* L. vůči narušení prokázali také BAATTRUP a RIIS (2004). Pozitivně se vyšší intenzita využití projevila také u *Bistorta major* S. F. Gray, *Taraxacum officinale* agg. a *Rumex acetosa* L. Zvýšení zastoupení u *Taraxacum officinale* agg. při vyšší intenzitě využívání zjistil i KLIMEŠ et al. (2003). U druhů *Carex* spp., *Sanguisorba officinalis* L. a *Juncus conglomeratus* L. však třísečné využití mělo za následek pokles jejich pokryvností, v případě *Carex* spp. dokonce průkazný ($P < 0,05$). Druh *Lychnis flos-cuculi* L., co se zastoupení týče, nebyl intenzitou využití nijak ovlivněn. V agrobotanické skupině jetelovin došlo u *Trifolium repens* L. vlivem vyšší intenzity využití k nárůstu ($P < 0,05$) zastoupení v porostu.

Tab. 5.8 Vliv intenzity využití na zastoupení dominantních druhů

Druh/využití	Dvousečné	Třísečné
<i>Phleum pratense</i> L.	3,2 ^a	1,8 ^b
<i>Festuca rubra</i> L.	2,8 ^a	5,6 ^b
<i>Festuca pratensis</i> Huds.	0,5	0,9
<i>Poa</i> spp.	6,9 ^a	9,2 ^b
<i>Deschampsia cespitosa</i> L.	0,9 ^a	1,8 ^b
<i>Alopecurus pratensis</i> L.	33,1 ^a	21,1 ^b
<i>Agrostis</i> spp.	1,8	1,8
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	2,8	2,2
<i>Lychnis flos-cuculi</i> L.	1,7	1,7
<i>Sanguisorba officinalis</i> L.	7,5	6,6
<i>Carex</i> spp.	6,7 ^a	4,6 ^b
<i>Ranunculus acris</i> L.	3,9 ^a	6,4 ^b
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	2,3 ^a	8,6 ^b
<i>Bistorta major</i> S. F. Gray	9,6	10,9
<i>Juncus conglomeratus</i> L.	3,1	2,7
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	0,7	1,0
<i>Rumex acetosa</i> L.	1,1	1,6
<i>Trifolium repens</i> L.	1,9 ^a	4,1 ^b

Střední hodnoty u jednotlivých druhů značí průměry z variant nehnojeno, PK, 90N+PK a 180N+PK v letech 2002–2013 vztažené na první seč. Průměrné hodnoty s rozdílnými horními indexy v řádcích značí statisticky průkazný rozdíl na hladině $P < 0,05$.

5.5 Hodnocení druhové diverzity a druhové pestrosti

5.5.1 Třísečně využívané porosty

Pro porovnání druhové diverzity jednotlivých let a variant byl zvolen Simpsonův (D) a Shannonův index diverzity (H). Simpsonův index diverzity přikládá větší váhu dominantním druhům, zatímco Shannonův index diverzity je více citlivý k druhové bohatosti a lépe vystihuje její vyrovnanost (MENDES et al., 2008). Výpočet obou indexů zahrnuje nejen počet druhů, ale též jejich zastoupení. Posouzení těchto indexů bylo doplněno o hodnocení druhové pestrosti zahrnující celkové počty druhů a počty druhů v agrobotanické skupině trav, jetelovin a ostatních bylin v jednotlivých letech a variantách.

Při porovnání zjištěných hodnot Simpsonova indexu diverzity na jednotlivých variantách je zřejmý jeho pokles v souvislosti se zvyšující se dávkou dodaného dusíku (tab. 5.9), kdy při nejvyšší dotaci živin dosahoval hodnoty $D=4,7$, což dle tab. 9.9 odpovídá nízké úrovni diverzity. Pokles Simpsonova indexu diverzity vlivem hnojení prokázal také LEPŠ (2004b). Nejvyšší hodnoty indexu diverzity ($D=7,3$) pak vykazovala varianta nehnojená a varianta dotovaná PK. Negativní vliv na Simpsonův index diverzity mělo dusíkaté hnojení, kdy byl prokázán statisticky průkazný rozdíl ($P<0,05$) mezi variantami dotovanými dusíkem a ostatními variantami bez dusíkatého hnojení. Rovněž LI et al. (2011) dospěli k závěru, že vlivem hnojení dochází ke snížení druhové diverzity. Tento efekt vysvětlují tím, že hnojení podporuje v kořenové konkurenci jen určité druhy a dochází tak ke snížení druhové rozmanitosti. Jiní autoři (HUBERTY et al., 1998; ELISSEOU et al., 1995) naopak prokázali konkurenční výhodu určitých druhů spočívající v rychlejší tvorbě nadzemní biomasy po aplikaci dusíku, což se negativně odráží v indexu diverzity.

Tab. 5.9 Vliv intenzity hnojení na druhovou diverzitu u třísečně využívaných porostů

Varianta	Simpsonův index diverzity (D)	Shannonův index diverzity (H)
Nehnojeno	7,3 ^a	2,3 ^a
PK	7,3 ^a	2,3 ^a
N90+PK	5,2 ^b	2,0 ^b
N180+PK	4,7 ^b	1,8 ^c

Sřední hodnoty u jednotlivých variant značí průměry za období let 1993–2013 vztažené k první seči. Průměrné hodnoty s rozdílnými horními indexy ve sloupcích značí statisticky průkazný rozdíl na hladině $P<0,05$.

Porovnáme-li hodnoty Simpsonova indexu diverzity s hodnotami Shannonova indexu, dojdeme k podobnému závěru, tedy snížení hodnot indexu diverzity spolu s rostoucí dotací živin (tab. 5.9). Toto tvrzení podporují též výsledky STRAKY (1999), SCHADLERA et al., (2008) a GREVILLIOTA et al. (2002). Také v případě Shannonova indexu diverzity byly rozdíly mezi variantami hnojenými dusíkem a variantou nehnojenou spolu s variantou dotovanou PK statisticky průkazné ($P < 0,05$). Statisticky průkazný rozdíl ($P < 0,05$) byl navíc zjištěn i mezi jednotlivými variantami dotovanými dusíkem, tedy mezi variantou 90N+PK a 180N+PK. Tyto výsledky jsou v souladu se zjištěním dalších autorů (KOUKOURA et al., 2005; ELISSEOU et al., 1995), kteří rovněž prokázali snížení Shannonova indexu diverzity vlivem dusíkatého hnojení. JOYCE (2001) dodává, že vlivem hnojení dochází ke snižování druhové rozmanitosti a zjednodušení struktury společenstva. Hodnoty Shannonova indexu diverzity se pohybovaly v rozmezí $H=2,3$ u nehnojené varianty po $H=1,8$ na variantě 180N+PK (tab. 5.9). K podobným výsledkům dospěli též WILLEMS et al. (1996), kteří při NPK hnojení v průběhu několika let zaznamenali Shannonův index diverzity $H < 2$, avšak po ukončení hnojení stoupla hodnota ve třetím roce na $H=2,6$. HUBERTY et al. (1998) naopak neprokázali vliv dusíkatého hnojení (v dávce $120 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ aplikované po dobu 7 let) na pokles Shannonova indexu diverzity, přičemž tuto skutečnost vysvětlují tím, že jednoleté druhy byly v porostu, vlivem dusíkatého hnojení, nahrazeny druhy vytrvalými. Počet druhů tedy zůstal stejný, došlo však ke změnám ve druhovém složení společenstva.

Mimo rozdílů v jednotlivých variantách byly zjištěny rozdíly v indexech diverzity také mezi jednotlivými roky. Nejnižší Simpsonův index diverzity byl zaznamenán v roce 1996 ($D=4,1$), jak dokládá tab. 5.10, přičemž tato hodnota odpovídá nízké úrovni diverzity, viz tab. 9.9. Naopak nejvyšších hodnot dosáhl tento index v letech 2001 ($D=7,5$) a 2013 ($D=7,6$), kdy v obou letech dosáhl střední úrovně diverzity. Rozdíl mezi rokem 1996 a léty 2001 a 2013 byl statisticky průkazný ($P < 0,05$). Rovněž Shannonův index diverzity zaznamenal v roce 1996 nejnižší hodnotu $H=1,7$ a v letech 2001 a 2013 hodnoty indexu diverzity nejvyšší, shodně v obou letech $H=2,3$ (tab. 5.10). I v případě tohoto indexu byly rozdíly mezi roky statisticky průkazné ($P < 0,05$). Důvodem, proč bylo v roce 1996 dosaženo nejnižších indexů diverzity za celé sledované období, budou pravděpodobně teplotní poměry v daném roce. Porovnáme-li sumu teplot v období leden-květen s průměrem období posledních třiceti let (obr. 9.8), zjistíme, že v roce 1996 bylo dosaženo nejnižší teploty za celé sledované období, a to pouze $2,5 \text{ }^\circ\text{C}$. Tato nízká hodnota

byla způsobena zápornými průměrnými teplotami až do měsíce března, což mohlo mít za následek vymrznutí řady druhů citlivých k nízkým teplotám. Naopak v letech, kdy bylo dosaženo nejvyšších indexů diverzity, se teplotní i srážkové poměry přibližovaly dlouhodobým průměrům (obr. 9.8 a 9.9). Dle HREVUŠOVÉ (2011) podléhají oba indexy meziroční variabilitě způsobené změnami v kvalitativním i kvantitativním druhovém složení porostu.

Tab. 5.10 Vliv ročníku na druhovou diverzitu u třísečně využívaných porostů

Rok	Simpsonův index diverzity (D)	Shannonův index diverzity (H)
1993	5,4 ^{ab}	2,0 ^{ab}
1994	6,2 ^{ab}	2,1 ^{ab}
1995	5,4 ^{ab}	1,9 ^{ab}
1996	4,1 ^a	1,7 ^a
1997	6,2 ^{ab}	2,1 ^{ab}
1998	5,9 ^{ab}	2,0 ^{ab}
1999	5,4 ^{ab}	2,0 ^{ab}
2000	7,0 ^{ab}	2,2 ^b
2001	7,5 ^b	2,3 ^b
2002	6,4 ^{ab}	2,2 ^b
2003	5,6 ^{ab}	1,9 ^{ab}
2004	5,5 ^{ab}	2,1 ^{ab}
2005	6,2 ^{ab}	2,0 ^{ab}
2006	6,3 ^{ab}	2,1 ^{ab}
2007	7,2 ^{ab}	2,2 ^b
2008	6,3 ^{ab}	2,2 ^b
2009	5,3 ^{ab}	2,0 ^{ab}
2010	6,8 ^{ab}	2,2 ^b
2011	5,9 ^{ab}	2,1 ^{ab}
2012	6,6 ^{ab}	2,2 ^b
2013	7,6 ^b	2,3 ^b

Střední hodnoty u jednotlivých let značí průměry z variant nehnojeno, PK, 90N+PK a 180N+PK vztažené k první seči. Průměrné hodnoty s rozdílnými horními indexy ve sloupcích značí statisticky průkazný rozdíl na hladině $P < 0,05$.

Rozdílné hodnoty indexů diverzity lze také pozorovat mezi variantami v jednotlivých letech, kde je možné opětovně zaznamenat nejvyšší hodnoty na nehnojených variantách, přičemž v některých letech je dosahováno vyšších hodnot na variantách dotovaných PK (tab. 9.10 a 9.11). Rovněž MRKVIČKA et al. (2006) při sledování hodnot Simpsonova indexu diverzity zjistili, že varianty dotované PK v některých letech převyšují hodnoty

z kontrolních variant. Rozdíl byl patrný zejména v letech 1997 a 2007, kdy byly zjištěny vyšší hodnoty obou indexů diverzity na variantách dotovaných PK v porovnání s nehnojenými variantami (tab. 9.10 a 9.11). Vyšší index diverzity v roce 2007 na variantě dotované PK v porovnání s nehnojenou variantou může být spojen s pozitivními účinky draslíku na adaptabilitu rostlin vůči stresovým podmínkám (ŠIMEK, 2003), konkrétně vyšších teplot, kdy byla v roce 2007 zjištěna nejvyšší suma teplot (leden-květen) za celou dobu sledování (obr. 9.8). Vysoké hodnoty indexů diverzity v roce 1997 na PK variantě byly pravděpodobně způsobeny nárůstem počtu druhů. V roce 1996 bylo na této variantě zaznamenáno pouhých 22 druhů (tab. 9.12) a tedy i nízké hodnoty indexů diverzity ($D=4,9$; $H=1,9$). Tento stav pravděpodobně umožnil rozšíření dalších druhů na tuto variantu, což se projevilo v následujícím roce 1997, nárůstem počtu druhů na 29 a zvýšením hodnot indexů diverzity ($D=9,8$; $H=2,6$). Nízký počet druhů v roce 1996 mohl být pravděpodobně způsoben vysokým zastoupením agrobotanické skupiny trav (obr. 5.1) a dominancí konkurenčně silné *Alopecurus pratensis* L. (tab. 9.2), jejíž podíl však v následujícím roce výrazně poklesl a umožnil nástup skupiny ostatních bylin jak zastoupením (obr. 5.4), tak počtem druhů (tab. 9.12). Z tab. 9.10 je patrné, že nejvyšší Simpsonův index diverzity byl zjištěn na nehnojené variantě v roce 2001 ($D=10,2$). Tato hodnota jako jediná během sledovaného období odpovídá vysoké úrovni diverzity (tab. 9.9). Naopak nejnižší Simpsonův index diverzity ($D=2,3$) byl zjištěn na variantě 180N+PK v roce 1997, což značí velmi nízkou úroveň diverzity. Rovněž Shannonův index diverzity vykazoval nejvyšší hodnoty v letech 2001 a 2005 na nehnojené variantě a v roce 1997 na variantě PK (tab. 9.11). Hodnota $H=2,6$ v těchto letech dle tab. 9.9 odpovídá nízké – střední úrovni diverzity. Nejnižších hodnot pak Shannonův index diverzity dosahoval v letech 1996 ($H=1,2$) a 1995 ($H=1,3$) na variantě 180N+PK, přičemž obě hodnoty odpovídají polonízké úrovni diverzity.

Co se počtu druhů týče, lze v tab. 9.12 vysledovat, že nejvíce druhů bylo ve sledovaném období opakovaně zaznamenáno na variantě dotované PK. Vůbec nejvyšší druhová pestrost, čítající 34 druhů, zde byla zjištěna v letech 2002 a 2007. Rovněž CACHOVANOVÁ et al. (2012) pozorovali významný vliv draslíku na druhové bohatství. Nejméně druhů, a to pouhých 11, bylo zjištěno na variantě 180N+PK v roce 1996. Rovněž OGUZ (2012) zjistil snížení počtu druhů vlivem hnojení, kdy zaznamenal zmizení 31 druhů spolu se současným výskytem 14 nových na hnojených pozemcích. KLIMEŠ (1985) uvádí, že roční obměna porostové skladby se pohybuje v rozmezí 30–60 %.

VOZÁR a JANČOVIČ (2004) dodávají, že počet druhů v porostu ovlivňuje každoroční dávka dusíku. Změny byly také v počtech druhů jednotlivých agrobotanických skupin. Nejvíce druhů trav bylo zjištěno v roce 2000 na variantě 90N+PK, a to 11 druhů. Naopak nejméně druhů trav se vyskytlo v letech 1996 a 2006 na variantě 180N+PK. Ostatní byliny pak byly, co se týče počtu druhů, nejvíce zastoupeny v letech 2007 a 2013, a to 21 druhy. Nejméně druhů ostatních bylin pak bylo zaznamenáno v roce 1996 na variantě 180N+PK. Počet druhů v agrobotanické skupině jetelovin byl ve sledovaném období opakovaně nejvíce zastoupen na variantách s PK hnojením. Nejvyšší počet druhů jetelovin na této variantě (4 druhy) byl zaznamenán v letech 1997 a 2008. Na variantách 180N+PK byla agrobotanická skupina jetelovin zastoupena pouze jedním nebo v několika letech dokonce žádným zástupcem. Konkrétní druhy v jednotlivých letech a variantách lze nalézt v tab. 9.6.

5.5.2 Dvousečně využívané porosty

U dvousečně využívaných porostů lze rovněž sledovat trend poklesu indexů diverzity v souvislosti s dávkou dodaných živin. Zatímco v případě Simpsonova indexu diverzity byly jak na nehnojené, tak na PK variantě zjištěny shodné hodnoty $D=6$, tedy střední úroveň diverzity, tak Shannonův index vykazoval na variantě PK nepatrný pokles diverzity proti variantě nehnojené (tab. 5.11). Také HREVUŠOVÁ (2011) zaznamenala nižší hodnoty indexu diverzity již při pouhém PK hnojení. HARCASA (2009) uvádí, že hnojení způsobuje změny v druhovém složení porostu, kdy ubývá druhů v reakci na stres způsobený rostoucími dávkami hnojiv. V případě obou indexů diverzity byl zjištěn statisticky průkazný rozdíl ($P<0,05$) mezi variantami hnojenými dusíkem a variantou nehnojenou spolu s variantou dotovanou PK. Shannonův index diverzity navíc prokázal statisticky průkazný rozdíl ($P<0,05$) i mezi jednotlivými variantami hnojenými dusíkem.

Tab. 5.11 Vliv intenzity hnojení na druhovou diverzitu u dvousečně využívaných porostů

Varianta	Simpsonův index diverzity (D)	Shannonův index diverzity (H)
Nehnojeno	6,0 ^a	2,2 ^a
PK	6,0 ^a	2,1 ^a
N90+PK	3,6 ^b	1,7 ^b
N180+PK	2,9 ^b	1,4 ^c

Střední hodnoty u jednotlivých variant značí průměry za období let 2002–2013 vztažené k první seči. Průměrné hodnoty s rozdílnými horními indexy ve sloupcích značí statisticky průkazný rozdíl na hladině $P < 0,05$.

Porovnáme-li průměrné hodnoty indexů diverzity v jednotlivých letech (tab. 5.12), zaznamenáme i zde rozdíly mezi ročníky. Meziroční variabilitu v hodnotách indexů diverzity pozorovali též WILLEMS a VAN NIEUWSTADT (1996). Je možné pozorovat pokles v hodnotách Simpsonova indexu diverzity v letech 2003 ($D=3,7$) a 2011 ($D=3,7$), kdy bylo dosaženo jen nízké úrovně diverzity, zatímco v letech 2002 ($D=5,1$), 2007 ($D=6,1$) a 2013 ($D=5,6$) dosahoval tento index střední hodnoty diverzity, jak dokládá tab. 5.12. Také Shannonův index diverzity vykazoval v letech 2003 ($H=1,6$) a 2011 ($H=1,7$) nižší hodnoty diverzity než v rocích 2007 ($H=2,1$) a 2013 ($H=2,0$), kdy bylo dosaženo nízké – střední úrovně diverzity (dle tab. 9.9). Nízké hodnoty indexů diverzity v letech 2003 a 2011 mohly být způsobeny nižšími ročními srážkovými úhrny v porovnání s dlouhodobým průměrem (obr. 9.30).

Tab. 5.12 Vliv ročníku na druhovou diverzitu u dvousečně využívaných porostů

Rok	Simpsonův index diverzity (D)	Shannonův index diverzity (H)
2002	5,1	1,9
2003	3,7	1,6
2004	4,4	1,7
2005	4,0	1,8
2006	4,4	1,9
2007	6,1	2,1
2008	4,7	1,8
2009	4,6	1,8
2010	4,6	1,9
2011	3,7	1,7
2012	4,3	1,8
2013	5,6	2,0

Střední hodnoty u jednotlivých let značí průměry ze všech variant (nehnojeno, PK, 90N+PK a 180N+PK) vztažené k první seči.

Rozdíly byly zjištěny také mezi variantami v jednotlivých letech. Na variantě nehnojené a hnojené PK se Simpsonův index diverzity ve většině let pohyboval na střední úrovni diverzity, přičemž vůbec nejvyšší hodnota $D=8,5$ byla zaznamenána v roce 2007 na PK variantě (tab. 9.13). Naopak na variantách dotovaných dusíkem se většinu let pohyboval na nízké úrovni diverzity. Vůbec nejnížší úroveň ($D=1,9$) byla zjištěna v letech 2003 a 2004 na variantě 180N+PK, což značí velmi nízkou úroveň diverzity. Rovněž Shannonův index diverzity vykazoval téměř v celém sledovaném období vyšší hodnoty diverzity na variantě nehnojené a PK variantě (tab. 9.14). Na nehnojené variantě byla nejvyšší úroveň diverzity zjištěna v roce 2002, na PK variantě pak v roce 2007, obě $H=2,4$. Nejnížší hodnota pak byla zjištěna na variantě 180N+PK v letech 2003 a 2004, a to $H=1,0$. Rovněž SCHMIDT (2007) zaznamenal nárůst Shannonova indexu diverzity při snížení dávek hnojení.

Nejvyšší druhová pestrost dvousečně využívaných travních porostů byla ve sledovaném období zaznamenána na nehnojené variantě v letech 2012 a 2013, kdy se zde vyskytlo 30 druhů rostlin (tab. 9.15). Nejméně druhů se téměř v celém sledovaném období naopak nacházelo na variantě 180N+PK, kdy bylo v roce 2002 nalezeno pouhých 17 a v roce 2004 18 druhů. Ke snížení počtu druhů vlivem hnojení dospěli také LEPSŠ (2004b), SAMMUL et al. (2003) a CRAWLEY et al. (2005). SCHMIDT (2006) zase dospěl k závěru, že nízké dotace živin přispívají k vyšší druhové bohatosti bez projevů druhové dominance. BOEYE et al. (1997) uvádí, že k negativnímu působení dusíku na druhovou pestrost dochází pouze v případě, nejsou-li ostatní živiny, zejména fosfor deficitní. Agrobotanická skupina trav byla nejčastěji zastoupena v počtu 7 až 10 druhů bez ohledu na varianty. Nejméně druhů trav, pouhých 5, bylo zaznamenáno v roce 2004 na variantě 180N+PK. Ostatní byliny, co do počtu druhů, byly nejvíce zastoupeny v letech 2012 a 2013, celkem 19 druhy. Nejméně druhů ostatních bylin pak bylo nalezeno v roce 2002 na variantě 180N+PK, a to 9 zástupců. CZOBEL et al. (2013) uvádí snížení počtu druhů, zejména dvouděložných, mezi nehnojeným porostem a hnojeným NPK o 22 %. Jeteloviny byly nejvíce zastoupeny v letech 2006 v počtu 5 druhů na PK variantě a 2013 na nehnojené variantě 4 druhy. Naopak na variantách hnojených dusíkem se v některých letech nevyskytl žádný druh jetelovin. Konkrétní druhy v jednotlivých letech a variantách lze nalézt v tab. 9.7.

5.5.3 Vliv využití na druhovou diverzitu a druhovou pestrost

Při porovnání hodnot indexů diverzity mezi dvousečně a třísečně využívaným porostem je zřejmý nárůst diverzity spolu s intenzitou využívání. Tento rozdíl byl v případě obou indexů diverzity statisticky průkazný ($P < 0,05$), jak dokládá tab. 5.13. Zatímco při dvousečném využití vykazoval Simpsonův index diverzity hodnotu $D=4,6$ (nízkou úroveň diverzity), v případě třísečného využití to již byla střední úroveň ($D=6,3$). Rovněž Shannonův index diverzity vykazoval vyšší hodnoty při navýšení počtu sečí. Příčinou vyšších indexů diverzity při vyšší intenzitě využití bylo patrně omezení konkurence vzrůstných druhů trav, což umožnilo uplatnění konkurenčně slabších druhů v porostu. K závěru, že vyšší počet sečí zvyšuje hodnoty Simpsonova indexu diverzity, dospěli také VUJNOVIC et al. (2002), kteří však dodávají, že příliš vysoká intenzita využívání, představující 6 a více sečí či naopak neobhospodařování, má za následek snížení indexu diverzity. Rovněž GROSS et al. (2009) uvádí, že jak nadměrná intenzifikace, tak extenzifikace je spojena s poklesem počtu druhů.

Tab. 5.13 Vliv intenzity využití na druhovou diverzitu

Simpsonův index diverzity (D)		Shannonův index diverzity (H)	
Využití	D	Využití	H
Dvousečné	4,6 ^a	Dvousečné	1,8 ^a
Třísečné	6,3 ^b	Třísečné	2,1 ^b

Střední hodnoty značí průměry z variant nehnojeno, PK, 90N+PK a 180N+PK vztažené k prvním sečím v letech 2002–2013. Průměrné hodnoty s rozdílnými horními indexy ve sloupcích značí statisticky průkazný rozdíl na hladině $P < 0,05$.

Rozdíly nalezneme také v interakci intenzita využití \times varianta ($p = 0,0046$). V případě Simpsonova indexu diverzity byl statisticky průkazný rozdíl ($P < 0,05$) zaznamenán na variantě 180N+PK, kdy při dvousečném využití bylo dosaženo pouze nízké úrovně diverzity ($D=2,9$), zatímco při třísečném využití ($D=5,1$) zde byla úroveň diverzity střední (tab. 5.14). Rovněž Shannonův index diverzity prokázal statisticky průkazný rozdíl ($P < 0,05$) mezi dvousečným a třísečným využitím na variantě 180N+PK. Průkazný rozdíl ($P < 0,05$) byl v případě Shannonova indexu diverzity zjištěn také na variantě 90N+PK. Ze zjištěných výsledků tedy vyplývá, že při použití dusíkatých hnojiv má intenzita využití na úroveň biodiverzity prokazatelný vliv ($P < 0,05$).

Tab. 5.14 Vliv intenzity hnojení a využití na druhovou diverzitu

Využití	Varianta	Simpsonův index diverzity (D)	Shannonův index diverzity (H)
Dvousečné	Nehnojeno	6,0 ^{ab}	2,2 ^{ab}
Třísečné	Nehnojeno	7,4 ^{bc}	2,3 ^a
Dvousečné	PK	6,0 ^{abc}	2,1 ^{abc}
Třísečné	PK	7,6 ^c	2,3 ^a
Dvousečné	90N+PK	3,6 ^{de}	1,7 ^d
Třísečné	90N+PK	5,1 ^{ad}	2,0 ^{bc}
Dvousečné	180N+PK	2,9 ^e	1,4 ^e
Třísečné	180N+PK	5,1 ^{ad}	1,9 ^{cd}

Střední hodnoty značí průměry vztažené k prvním sečím v letech 2002–2013. Průměrné hodnoty s rozdílnými horními indexy ve sloupcích značí statisticky průkazný rozdíl na hladině $P < 0,05$.

Přestože v případě obou indexů diverzity byly vyšší hodnoty zaznamenány při vyšší intenzitě využití, v druhové pestrosti to již takto zřejmé nebylo (tab. 5.15). Porovnáme-li průměrné počty druhů v období 2002–2013, zjistíme, že vyšší druhové pestrosti bylo dosaženo při dvousečném využití na variantě nehnojené a variantě 90N+PK. Přestože RYSER et al. (1995) uvádí postupné navýšení počtu druhů při vyšší frekvenci využití, zde se navýšení počtu druhů při třísečném využití projevilo pouze na porostech hnojených PK a 180N+PK. Z těchto závěrů tedy vyplývá, že i při nepatrně nižší druhové pestrosti může být diverzita porostů vyšší a je závislá také na vyrovnanosti společenstva, respektive na míře dominance druhů. Při porovnání jednotlivých let byla nejvyšší druhová pestrost opakovaně zaznamenávána při třísečném využití na variantách PK (tab. 9.12), v případě dvousečného využití to byly varianty nehnojené (tab. 9.15). Vliv využívání na zvýšení druhové pestrosti je též zřetelný, porovnáme-li počty druhů v roce založení experimentu tab. 4.3 s ostatními roky (tab. 9.12). Ke stejným závěrům dospěl také STRAKA (1999), který zaznamenal navýšení počtu druhů v letech následujících po založení experimentu.

Tab. 5.15 Druhová pestrost při rozdílné intenzitě využití na jednotlivých variantách

Dvousečné porosty				
Agrobotanická skupina/varianta	Nehnojeno	PK	90N+PK	180N+PK
Trávy	8	9	8	7
Jeteloviny	3	3	1	1
Ostatní byliny	16	14	15	14
Druhů celkem	27	25	24	22
Třísečné porosty				
Agrobotanická skupina/varianta	Nehnojeno	PK	90N+PK	180N+PK
Trávy	8	8	8	7
Jeteloviny	2	3	1	1
Ostatní byliny	16	16	14	15
Druhů celkem	25	27	23	23

Průměrné hodnoty jsou vztaženy k prvním sečím v letech 2002–2013 a zaokrouhleny na celá čísla.

5.5.4 Vliv povětrnostních podmínek na druhovou diverzitu a druhovou pestrost

Porovnáme-li hodnoty indexů diverzity při třísečném využívání (tab. 5.10) s průměrnými ročními teplotami (obr. 9.29), lze vysledovat, že v některých letech s vyššími průměrnými ročními teplotami byly zaznamenány i vyšší hodnoty obou indexů diverzity. Naopak v roce 1996, kdy byla zjištěna nejnižší průměrná roční teplota, výrazně nižší, než činí dlouhodobé průměry, vykazovaly i oba indexy diverzity nejnižší zjištěné hodnoty. Také tab. 5.16 dokazuje středně silnou přímou závislost mezi průměrnou roční teplotou a oběma indexy diverzity. S indexy diverzity je úzce spjata také druhová pestrost, kdy byl v letech s vyššími průměrnými ročními teplotami opakovaně zaznamenán vyšší počet druhů (tab. 9.16), což dokazuje i středně silná přímá závislost ($r = 0,6085$). Rovněž STRAKA (1999) prokázal kolísání počtu druhů v závislosti na povětrnostních podmínkách. Pozitivní vliv vyšších průměrných ročních teplot na druhovou pestrost a druhovou diverzitu je dán pravděpodobně charakteristikou zdejšího stanoviště, kdy při nízkých průměrných ročních teplotách, vzhledem k nadmořské výšce, může v zimních měsících docházet k ústupu druhů náchylných k vymrzání, což se negativně odrazí na druhové pestrosti a druhové diverzitě.

Také vliv srážek se pozitivně projevil na hodnotách indexu diverzity a druhové pestrosti, ačkoliv zjištěné přímé závislosti byly nižší než v případě průměrných ročních teplot (tab. 5.16).

Tab. 5.16 Závislosti mezi indexy diverzity, druhovou pestrostí a povětrnostními podmínkami ve třísečně využívaném porostu v období let 1993–2013

Sledovaný vztah mezi veličinami	Korelační koeficient (r)	Statistická průkaznost (p)
Simpsonův index diverzity × průměrná roční teplota	0,4202	0,0579
Shannonův index diverzity × průměrná roční teplota	0,5031	0,0201
Druhová pestrost × průměrná roční teplota	0,6085	0,0034
Simpsonův index diverzity × roční srážkové úhrny	0,2682	0,2398
Shannonův index diverzity × roční srážkové úhrny	0,1835	0,4259
Druhová pestrost × roční srážkové úhrny	0,1849	0,4222

Při dvousečném využití měly naopak větší vliv na druhovou diverzitu (tab. 5.12) srážkové úhrny (obr. 9.30), kdy byly v případě obou indexů diverzity zjištěny středně silné přímé závislosti na ročních srážkových úhrnech (tab. 5.17). Na rozdíl od třísečných porostů se vliv srážek nijak neprojevil na druhové pestrosti (tab. 9.17). Také při dvousečném využití se však projevil kladný vliv teploty na hodnotu indexů diverzity a počet druhů i přes nižší zjištěné hodnoty přímých závislostí.

Tab. 5.17 Závislosti mezi indexy diverzity, druhovou pestrostí a povětrnostními podmínkami ve dvousečně využívaném porostu v období let 2002–2013

Sledovaný vztah mezi veličinami	Korelační koeficient (r)	Statistická průkaznost (p)
Simpsonův index diverzity × průměrná roční teplota	0,2219	0,4881
Shannonův index diverzity × průměrná roční teplota	0,1735	0,5897
Druhová pestrost × průměrná roční teplota	0,3497	0,2652
Simpsonův index diverzity × roční srážkové úhrny	0,4829	0,1118
Shannonův index diverzity × roční srážkové úhrny	0,5400	0,6990
Druhová pestrost × roční srážkové úhrny	-0,0325	0,9201

5.6 Produkce sušiny píce při třísečném využívání

5.6.1 Vliv odstupňovaných dávek hnojiv

Při porovnání průměrné celkové produkce sušiny píce na jednotlivých variantách je zřejmý kladný vliv dodaných živin na nárůst produkce nadzemní biomasy, jak dokládá tab. 5.18. Zatímco na nehnojené variantě dosáhla průměrná produkce $3,9 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ sušiny píce, již při použití PK hnojiv průměrný výnos činil $5,9 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$. Rozdíl mezi nehnojenou variantou a ostatními hnojenými variantami byl statisticky průkazný ($P < 0,05$). Toto zjištění je v souladu s výsledky STRAKY (1999). Také MRKVIČKA a VESELÁ (2002) zaznamenali zvýšení výnosů po PK hnojení, a to o 37 % v porovnání s nehnojenou variantou. Účinek nízké dávky dodaného dusíku ($45\text{N}+\text{PK}$) se neprojevil příliš efektivně, neboť průměrné výnosy píce na této variantě ($6 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$) byly jen nepatrně vyšší než na variantě s pouhým PK hnojením. Pozitivní vliv na výnosy byl však zaznamenán při použití vyšších dávek dusíkatých hnojiv, kdy na variantách $90\text{N}+\text{PK}$, $135\text{N}+\text{PK}$ a $180\text{N}+\text{PK}$ bylo zjištěno navýšení produkce ($P < 0,05$) v porovnání s variantou dotovanou jen PK. Vůbec nejvyšší průměrné produkce píce bylo dosaženo na variantě $180\text{N}+\text{PK}$, a to $8,1 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$. Rovněž další autoři (VARGOVÁ, 2012; HOLÚBEK, 1991 a VELICH, 1986) uvádí nárůst produkce při zvyšujících se dávkách dusíkatých hnojiv. GAISLER et al. (1998) zaznamenali při intenzitě hnojení $180\text{N}+\text{PK}$ průměrný výnos $8,89 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$. Vyšší výnos uváděný těmito autory mohl být způsoben odlišnou strukturou společenstva. Jako méně efektivní se pak jevila dávka $135\text{N}+\text{PK}$, neboť dlouhodobá průměrná produkce sušiny píce nebyla o mnoho vyšší ($7,2 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$) než na variantě $90\text{N}+\text{PK}$ s výnosy $6,9 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$. Účinek Mg hnojení na produkci se na variantách PK a $90\text{N}+\text{PK}$ projevil pozitivně navýšením výnosů, u PK varianty dokonce statisticky průkazným navýšením výnosů ($P < 0,05$), kdy došlo ke zvýšení produkce při dodání $30 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ Mg z $5,9 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ na $6,5 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$, respektive z $6,9$ na $7,3 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ u varianty $90\text{N}+\text{PK}$. Ne vždy však byl vliv stupňujících se dávek živin spojen s vyšší produkcí píce. Negativní vliv Mg hnojení byl zaznamenán na variantách dotovaných nejvyšším množstvím živin ($180\text{N}+\text{PK}$), kdy byl po jeho dodání zjištěn pokles průměrné produkce z $8,1$ na $7,8 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$. Příčinou tohoto negativního působení by mohl být antagonistický vztah mezi ionty hořčíku a draslíku či vápníku (ŠIMEK, 2003). OHNO a GRUNES (1985) uvádí, že vyšší dávky hořčíku mohou vzhledem k antagonismu mezi hořčíkem a vápníkem omezit jeho translokaci mezi kořeny a nadzemními částmi. HIGGINS et al. (2012)

dodávají, že vysoké aplikace dusíkatých hnojiv mohou vést k vyšším ztrátám hořčíku z půdy způsobenými jeho vyplavením.

Tab. 5.18 Průměrná produkce sušiny píce [$t \cdot ha^{-1}$] na jednotlivých variantách třísečně využívaného porostu za období let 1997–2013

Varianta/seč	1. seč	2. seč	3. seč	Celkem
Nehnojeno	2,1 ^a	1,3 ^a	0,6 ^a	3,9 ^a
PK	3,1 ^b	2,0 ^b	0,8 ^{ab}	5,9 ^d
PK+Mg	3,4 ^{cd}	2,0 ^b	1,0 ^{bc}	6,5 ^{bc}
45N+PK	3,2 ^{bc}	2,0 ^b	0,7 ^{ab}	6,0 ^{bd}
90N+PK	3,5 ^{cd}	2,3 ^c	1,1 ^{cd}	6,9 ^{ce}
90N+PK+Mg	3,9 ^e	2,3 ^c	1,1 ^{cd}	7,3 ^{ef}
135N+PK	3,5 ^d	2,5 ^{cd}	1,1 ^{cd}	7,2 ^e
180N+PK	4,1 ^e	2,6 ^d	1,3 ^d	8,1 ^g
180N+PK+Mg	4,0 ^e	2,6 ^d	1,2 ^{cd}	7,8 ^{fg}

Průměrné hodnoty s rozdílnými horními indexy ve sloupcích značí statisticky průkazný rozdíl na hladině $P < 0,05$.

5.6.2 Produkční účinnost dodaných živin

Efektivitu využití dodaných živin na jednotlivých variantách lze odvodit od jejich produkční účinnosti, tedy množství vyprodukované biomasy na jednotku dodaných živin. Nejvyšší zaznamenána produkční účinnost dodaných živin byla zjištěna na variantě PK, kdy po dodání $1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ živin došlo k navýšení produkce sušiny o $22,3 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, tab. 5.19. K podobným hodnotám došli také REGAL a VESELÁ (1980). Nejnižší produkční účinnost dodaných živin byla naopak zaznamenána na variantě dotované největším množstvím hnojiv (180N+PK+Mg), kdy produkce sušiny na $1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ dodaných živin činila jen $12,9 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Obecně lze též vyzorovat, že u variant dotovaných navíc Mg byla produkční účinnost při všech úrovních hnojení nižší. Zhodnotíme-li produkční účinnost pouze dodaného N, dojdeme k podobnému závěru, tedy snížení produkční účinnosti na variantách s dodaným Mg. Dále lze vyzorovat, že produkční účinnost $1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ N na variantách Mg prostých, spolu se zvyšující dávkou dusíku rostla, vyjma varianty 135N+PK, kde došlo k poklesu produkční účinnosti ($9,3 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) v porovnání s variantou 90N+PK ($10,6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$). Dávka dusíku $135 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ N se z hlediska produkční účinnosti dodaného dusíku tedy jeví jako neefektivní. Rovněž STRAKA (1999) zjistil nárůst produkční účinnosti N spolu s rostoucí dotací této živiny. KRÁLOVEC a LIPA VSKÝ (1991) uvádí průměrnou produkční účinnost 1 kg dusíku $16 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ sušiny.

Jako nejvíce efektivní se pak jeví pouhé PK hnojení, při němž bylo dosaženo nejvyšší produkční účinnosti.

Tab. 5.19 Průměrná produkční účinnost (PÚ) 1 kg.ha⁻¹ dodaných živin vztažená na průměrnou produkci sušiny píce [kg.ha⁻¹] v letech 1997–2013

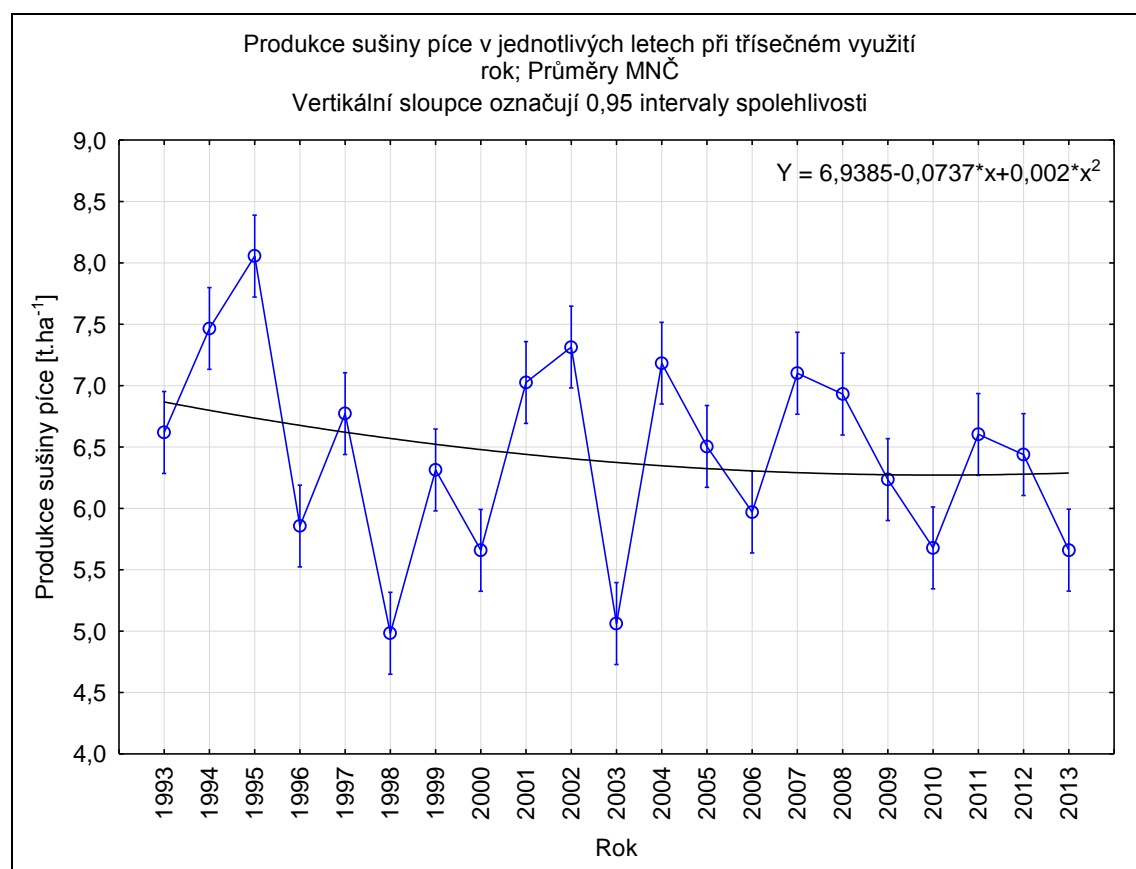
Varianta	PK	PK+ Mg	45N +PK	90N +PK	90N+ PK+Mg	135N +PK	180N +PK	180N+ PK+Mg
PÚ živin celkem	22,3	21,2	15,4	16,4	16,0	14,5	15,4	12,9
PÚ dusíku	-	-	1,6	10,6	9,0	9,3	11,9	7,4

5.6.3 Vliv ročníku

Výnosy sušiny píce se výrazně lišily v závislosti na ročníku od 5,0 do 8,1 t.ha⁻¹, přičemž průměrná produkce za sledované období (1993–2013) činila 6,4 t.ha⁻¹, tab. 9.18. Také další autoři (HREVUŠOVÁ, 2011 a STRAKA, 1999) zaznamenali změny ve výnosech v závislosti na ročníku. Při pohledu na obr. 5.15 můžeme vidět postupný nárůst produkce sušiny v prvních třech hodnocených letech, s maximem v roce 1995 (8,1 t.ha⁻¹), který však byl v roce 1996 ukončen zřetelným poklesem produkce na 5,9 t.ha⁻¹. Rovněž STRAKA (1999) zaznamenal v roce 1995 nejvyšší produkci píce. Tato vysoká produkce mohla být způsobena nejvyšším zjištěným zastoupením jetelovin v porostu (tab. 9.1). Výsledky HREVUŠOVÉ (2011) rovněž dokládají vysokou produkci sušiny píce v letech s vysokým zastoupením jetelovin. Prudký pokles produkce v roce 1996 pak mohl být způsoben nejnižší zaznamenanou průměrnou roční teplotou v tomto roce, která byla výrazně nižší, než činí dlouhodobé průměry (obr. 9.29). DAŇHELKA a HONSOVÁ (2008) uvádí, že výnosy jsou na mezohygrofytním stanovišti ovlivněny více teplotou vzduchu než srážkovými úhrny. Také zastoupení jetelovin v roce 1996 bylo nízké. Vůbec nejnižších výnosů bylo dosaženo v letech 1998 (5,0 t.ha⁻¹) a 2003 (5,1 t.ha⁻¹). Rozdíl mezi obdobími let 1993–1995 a roky s nejnižší produkcí sušiny byl navíc statisticky průkazný (P<0,05). Nízká produkce sušiny píce v roce 1998 mohla být způsobena ústupem jetelovin, neboť v tomto roce byl jejich podíl nejnižší za celé sledované období, a to pouhých 0,4 %, tab. 9.1. Také STRAKA (1999) zaznamenal v tomto roce nejnižší průměrnou produkci sušiny píce. V roce 2003 pak mohly být nízké výnosy způsobeny výrazně nižšími ročními srážkovými úhrny v porovnání s dlouhodobými průměry (obr. 9.30). CIAIS et al. (2005) uvádí, že vlivem sucha v roce 2003 činily ztráty primární produkce 30 %. Vliv srážkových úhrnů na produkci sušiny dokazuje též přímá závislost, přestože jen slabá, obr. 9.31. Přímou závislost mezi výnosy a srážkovými úhrny

zaznamenali také GUTAUSKAS et al. (2005). GILGEN a BUCHMANN (2009) zase zjistili, že v letech s nižšími srážkovými úhrny dochází ke snížení produkce biomasy, zatímco roky s nadprůměrnými úhrny se na produkci příliš neprojeví. BERNHARDT-ROMERMANN et al. (2011) dodávají, že srážkové úhrny se na výnosech projevují zejména při vyšší intenzitě využití. GROSS et al. (2009) dále zjistili pozitivní vztah mezi počtem druhů a produkcí porostu. Rovněž v případě třísečného využití byla zjištěna přímá slabá závislost, tab. 9.19.

Obr. 5.15 Graf průměrné produkce sušiny píce [t.ha⁻¹] v jednotlivých letech při třísečném využití



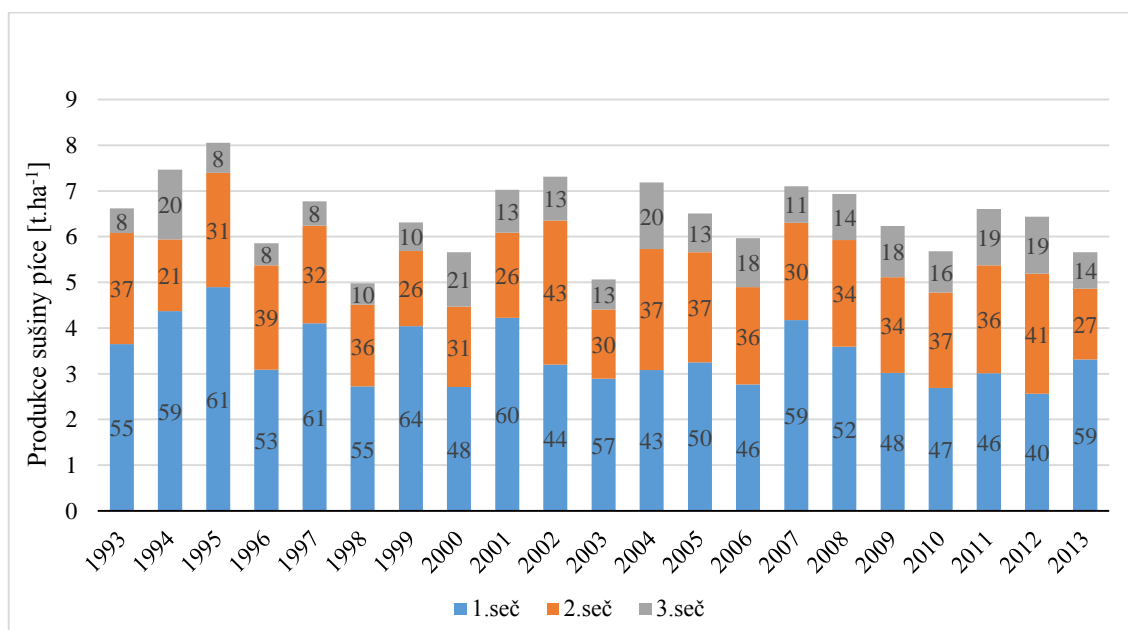
Střední hodnoty značí průměrnou celkovou produkci sušiny píce ze všech variant [t.ha⁻¹] mimo variant dotovaných Mg z důvodu zahájení hnojení touto živinou až v roce 1997.

Při pohledu na obr. 9.32 je zřetelné rozdělení let do dvou odlišných shluků, kde v horní části nalzáme roky s vyššími průměrnými výnosy sušiny, zatímco ve spodní části jsou sloučeny roky s nižšími výnosy. Dále roky 1998 a 2003, kdy byla zaznamenána nejnížší produkce sušiny, tvoří jeden shluk. Také PCA analýza přiřazuje roky do dvou větších skupin na základě podobnosti výnosů v jednotlivých variantách daných let (obr. 9.33). Jako odlišné od těchto skupin se pak jeví rok 2003 a roky 2012, 2013.

5.6.4 Podíl jednotlivých sečí

Porovnáme-li podíl jednotlivých sečí (obr. 5.16) na celkové produkci sušiny píce, je zřejmé, že největší měrou se na výnosech podílela první seč. Její podíl na celkové produkci sušiny píce se pohyboval od 40 % do 64 % v závislosti na ročníku. Výsledky STRAKY (1999) a HREVUŠOVÉ (2011) také dokládají význam první seče na celkové produkci píce. S pořadím seče podíl na celkové produkci klesal, přičemž ve druhé seči se pohyboval v rozmezí 21 % až 43 %. Rovněž VELICH (1986) uvádí pokles produkce s pořadím seče. Výjimku tvořil rok 2012, kdy byl podíl první seče na celkové produkci píce nepatrně nižší v porovnání se sečí druhou. Vysvětlením této inverze se zdají být nejnižší zaznamenané srážkové úhrny v měsíci březnu, jak dokládá klimadiagram (obr. 9.56), což mohlo způsobit snížený růst a odnožování zejména trav, v období prvního nárůstu. Také VARGOVÁ (2012) pozorovala v některých letech ve druhé seči vyšší produkci, než v první. Třetí seč se již ve všech sledovaných letech na celkové produkci sušiny píce podílela marginálně a její podíl činil jen 8–21 %. Konkrétní procentuální podíly jednotlivých sečí na celkové produkci sušiny píce v daných letech dokládá obr. 5.16. Produkci sušiny v jednotlivých letech a sečích pak dokládá tab. 9.18, kde je možno dále pozorovat, že v letech s nejvyššími celkovými výnosy byly zaznamenány také vysoké výnosy v první seči. Rovněž při porovnání jednotlivých variant (tab. 5.18) je zřejmé, že výnosy v první seči tvoří nadpoloviční objem celkové produkce sušiny píce.

Obr. 5.16 Procentuální podíl jednotlivých sečí na celkové produkci sušiny píce při třísečném využití v letech 1993–2013



Číselné hodnoty ve sloupcích značí procentuální podíl dané seče na celkové produkci.

5.7 Produkce sušiny píce při dvousečném využívání

5.7.1 Vliv odstupňovaných dávek hnojiv

Při porovnání průměrných výnosů na jednotlivých variantách za celé sledované období dojdeme k závěru, že odstupňované rostoucí dávky hnojiv se na výnosech projeví pozitivně nárůstem produkce sušiny píce, jak dokládá tab. 5.20. K těmto závěrům dospěla též řada dalších autorů (HRABĚ a KNOT, 2011; HREVOŠOVÁ, 2011). Zatímco na nehnojené variantě činily průměrné výnosy 3,9 t.ha⁻¹, při pouhém PK hnojení již došlo k navýšení na 5,8 t.ha⁻¹ a na variantě 180N+PK se výnosy vyšplhaly až na 7,5 t.ha⁻¹. Rozdíly v produkci mezi jednotlivými variantami byly navíc statisticky průkazné (P<0,05). Také výsledky STRAKY (1999) tyto závěry podporují. Příčinou výrazného nárůstu produkce již při pouhém PK hnojení je pravděpodobně zvýšení zastoupení jetelovin (tab. 5.4), čímž dochází ke zvýšené fixaci dusíku na této variantě.

Tab. 5.20 Průměrná produkce sušiny píce [t.ha⁻¹] na jednotlivých variantách dvousečně využívaného porostu za období let 1996–2013

Varianta/seč	1. seč	2. seč	Celkem
Nehnojeno	2,7 ^a	1,3 ^a	3,9 ^a
PK	3,9 ^b	1,9 ^b	5,8 ^b
90N+PK	4,4 ^c	2,2 ^c	6,6 ^c
180N+PK	5,0 ^d	2,5 ^d	7,5 ^d

Průměrné hodnoty s rozdílnými horními indexy ve sloupcích značí statisticky průkazný rozdíl na hladině P<0,05.

5.7.2 Produkční účinnost dodaných živin

Podobně jako při třísečném využití, také v případě dvousečného využití byla nejvyšší produkční účinnost dodaných živin zjištěna na variantě PK, tab. 5.21, kdy po dodání 1 kg.ha⁻¹ živin byla navýšena produkce sušiny o 20,8 kg.ha⁻¹. S rostoucími dávkami dodaných živin pak jejich produkční účinnost klesala až na 13,2 kg.ha⁻¹ na variantě 180N+PK. Pokud zhodnotíme pouze produkční účinnost dodaného dusíku, dojdeme k opačnému závěru, tedy nárůstu produkce sušiny píce na 1 kg.ha⁻¹ dodaného N spolu s rostoucí dávkou dodaného dusíku. Rovněž VARGOVÁ (2012) zaznamenala vyšší produkční účinnost na variantách s vyššími dávkami dusíku. Při porovnání s třísečně využívanými porosty (tab. 5.19) pak byla produkční účinnost dusíku i celkových živin u dvousečných porostů na všech variantách nižší (tab. 5.21), což bylo způsobeno nižší produkcí sušiny při stejné dotaci živin (obr. 5.19).

Tab. 5.21 Průměrná produkční účinnost (PÚ) 1 kg.ha⁻¹ dodaných živin vztažená na průměrnou produkci sušiny píce [kg.ha⁻¹] v letech 1996–2013

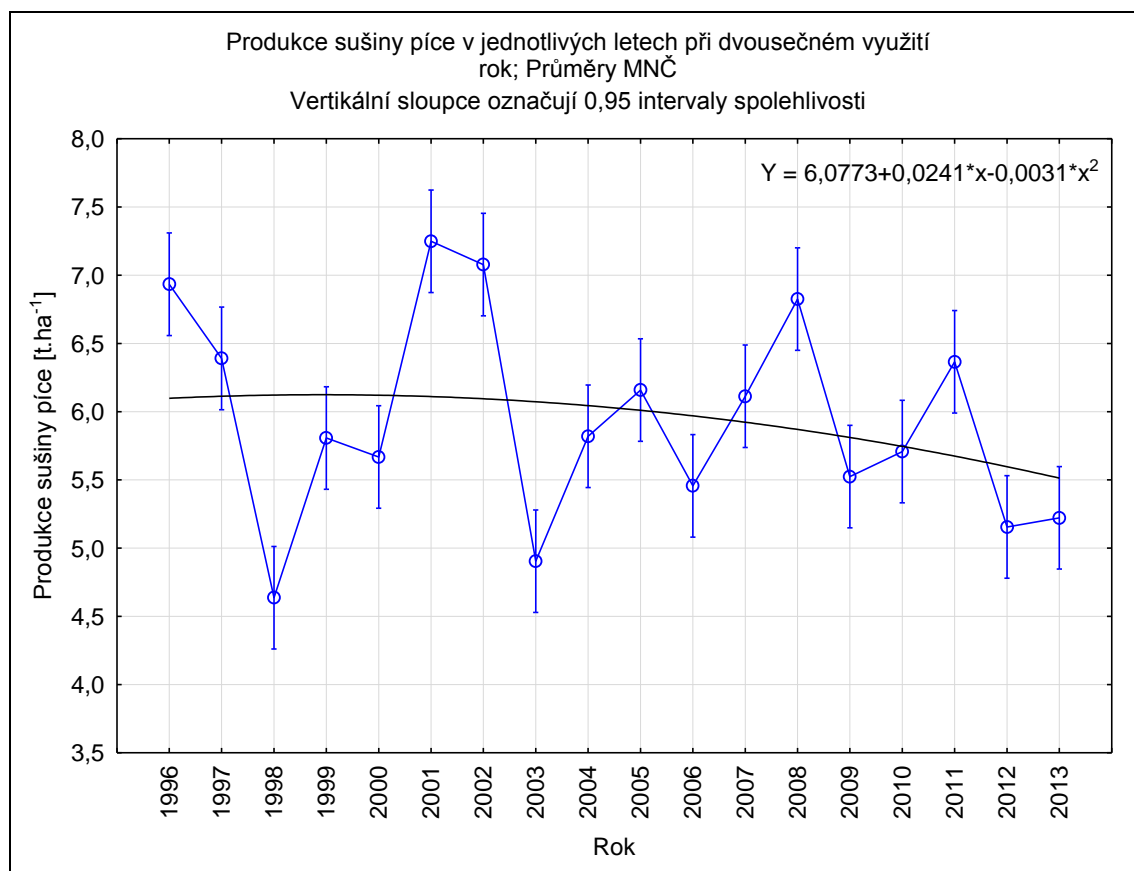
Varianta	PK	90N+PK	180N+PK
PÚ živin celkem	20,8	14,8	13,2
PÚ dusíku	-	8,8	9,4

5.7.3 Vliv ročníku

I v případě dvousečného využití se projevil vliv daného ročníku na produkci sušiny píce, která se pohybovala se od 4,6 t.ha⁻¹ do 7,2 t.ha⁻¹, tab. 9.20. Průměrný výnos sušiny píce činil 5,9 t.ha⁻¹. Nejnižších výnosů bylo dosaženo v letech 1998 (4,6 t.ha⁻¹) a 2003 (4,9 t.ha⁻¹), tedy ve stejných letech jako v případě třísečného využití. Také příčiny nízké produkce (nejnižší zaznamenané zastoupení jetelovin v roce 1998, tab. 9.4 a nízké srážkové úhrny roku 2003, obr. 9.30) se zdají být shodné jako u třísečných variant. Nejvyšší produkce sušiny píce pak bylo dosaženo v letech 2001 (7,2 t.ha⁻¹), 2002 (7,1 t.ha⁻¹) a 1996 (6,9 t.ha⁻¹). Rozdíl mezi roky s nejvyšší a nejnižší produkcí sušiny píce byl navíc statisticky průkazný ($P < 0,05$). Porovnáme-li produkci píce v roce 1996 při obou intenzitách využití (tab. 9.18 a 9.20), dojdeme k závěru, že snížení intenzity využívání v tomto roce mělo kladný vliv na výnosy, kdy při dvousečném využití dosahovala produkce 6,9 t.ha⁻¹, zatímco při třísečném využití byla produkce biomasy v témže roce jen 5,9 t.ha⁻¹. V následujících letech však u dvousečně využívaných porostů došlo ke snížení produkce sušiny píce.

Autoři SCHMIDT (2006) a TANG et al. (2014) došli ke zjištění, že druhová diverzita má pozitivní vliv na produkci biomasy, což se potvrdilo také v případě dvousečného využití, kdy byly zjištěny přímé slabé závislosti mezi výnosy a oběma indexy diverzity, tab. 9.19. V případě třísečného využití se však toto neprokázalo, neboť zjištěné závislosti byly zanedbatelné. ASSAF a ISSELSTEIN (2009) dodávají, že druhová rozmanitost zvyšuje nejen produktivitu, ale též stabilitu výnosů. Jiní autoři (ROSE a LEUSCHNER, 2012; ELISSEOU et al., 1995) naopak zjistili negativní vliv druhové diverzity na výnosy. LEPŠ (2004b) pak uvádí, že rozdíly ve variabilitě výnosů jsou způsobeny spíše dostupností živin než druhovou rozmanitostí.

Obr. 5.17 Graf průměrné produkce sušiny píce [t.ha⁻¹] v jednotlivých letech při dvousečném využití



Střední hodnoty značí průměrnou celkovou produkci sušiny píce ze všech variant [t.ha⁻¹].

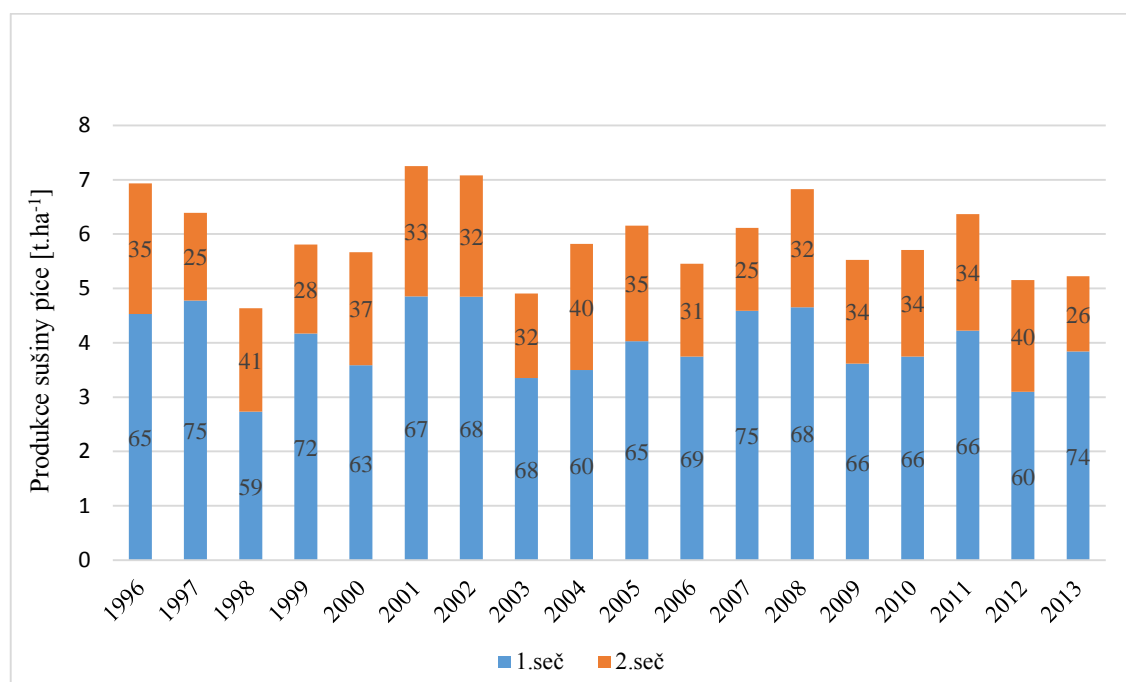
Při pohledu na dendogram shlukové analýzy (obr. 9.34) je patrný shluk tvořený roky 1998 a 2003 s nejnižšími výnosy, které se dále shlukují s ostatními roky s nižší produkcí sušiny píce. Na obr. 9.35 je pak možno vidět podobnost daných let na základě výnosů v jednotlivých variantách.

5.7.4 Podíl jednotlivých sečí

V případě dvousečného využití byl podíl první seče na celkové produkci sušiny píce ještě výraznější než při třísečném využití a pohyboval se od 59 % do 75 %, obr. 5.18. Pokud porovnáme jednotlivé varianty, tak také dojdeme k závěru, že první seč tvoří většinový objem celkové produkce sušiny píce (tab. 5.20). Druhá seč se pak v závislosti na ročníku podílela na celkové produkci z 25 % až 41 %. Nejvýraznější rozdíly v podílu jednotlivých sečí na celkové produkci píce byly zaznamenány v letech 1997 a 2007, kdy se podílela první seč na celkové produkci píce ze 75 %. Naopak v letech 1998 a 2012 se první seč podílela na výnosech jen z 59 %, respektive 60 %. Nižší podíl první seče na celkových

výnosech v roce 2012 mohl být, stejně jako v případě třísečných porostů, způsoben nejnižším zaznamenaným srážkovým úhrnem v měsíci březnu (obr. 9.56). V roce 1998 zase byla zjištěna velmi nízká suma srážek v jarním období při porovnání s dlouhodobými průměry (obr. 9.9). Procentuální podíly jednotlivých sečí na celkové produkci píce dokládá obr. 5.18, průměrnou produkci sušiny píce v jednotlivých sečích daných let lze nalézt v tab. 9.20.

Obr. 5.18 Procentuální podíl jednotlivých sečí na celkové produkci sušiny píce při dvousečném využití v letech 1996–2013



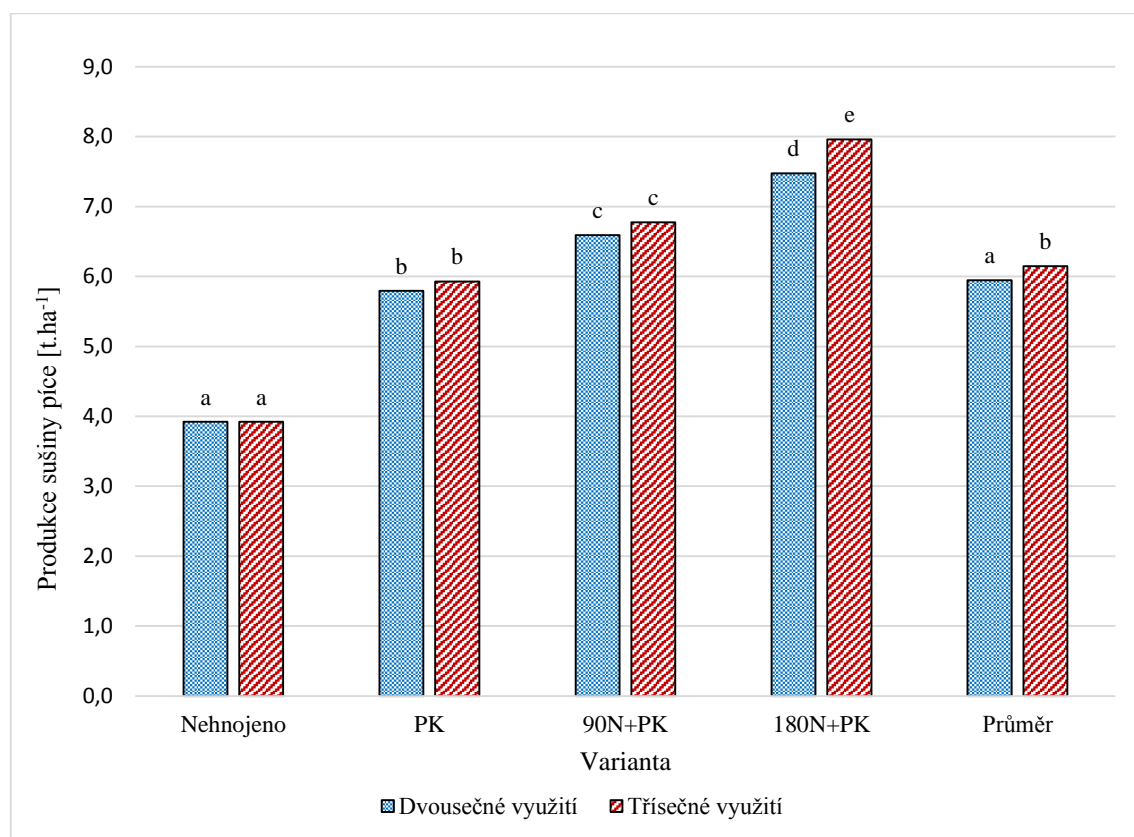
Číselné hodnoty ve sloupcích značí procentuální podíl dané seče na celkové produkci.

5.8 Vliv intenzity využití na produkci sušiny píce

Porovnáme-li průměrnou produkci sušiny píce na jednotlivých variantách ve sledovaném období (1996–2013), je patrná vyšší produkce píce při vyšší intenzitě využití na všech hnojených variantách, obr. 5.19. Na variantě dotované nejvyšším množstvím živin (180N+PK) byl rozdíl mezi dvousečně a třísečně využívaným porostem dokonce statisticky průkazný ($P < 0,05$). ROSE a LEUSCHNER (2012) došli k závěru, že na produkci biomasy má větší vliv intenzita hnojení než intenzita využití, což je také v souladu s výsledky na obr. 5.19. BERNHARDT-ROMERMANN et al. (2011) uvádí, že v podmínkách mírného klimatu maximalizuje výnos střední intenzita využití, představující 3–4 seče. Rovněž při porovnání průměrných hodnot produkce sušiny píce mezi jednotlivými intenzitami využití, zjištěných průměrem ze všech variant, zjistíme

nárůst ($P < 0,05$) produkce na třísečně využívaných porostech. K opačným závěrům však dospěl STRAKA (1999), který zaznamenal vyšší průměrné výnosy při dvousečném využití. Tento rozpor byl způsoben výrazně kratší dobou sledování (1996–1998) a značným nárůstem výnosů v roce 1996 na dvousečně využívaných porostech.

Obr. 5.19 Průměrná produkce sušiny píce [$t \cdot ha^{-1}$] při rozdílné intenzitě využití a hnojení v období let 1996–2013



Rozdílné indexy nad jednotlivými sloupci značí statisticky průkazný rozdíl na hladině $P < 0,05$.

6 ZÁVĚR

Předložená práce si kladla za cíl osvětlit a získat nové poznatky v oblasti problematiky vlivu odstupňovaných dávek živin, intenzity využití a rozdílných povětrnostních podmínek daného ročníku na kvalitativní a kvantitativní charakteristiky polopřirozeného travního porostu prostřednictvím vyhodnocení vlivu jednotlivých hodnocených faktorů v dlouhodobém časovém horizontu let 1993-2013 na pokusném stanovišti v Kameničkách. Nulové hypotézy nastolené za tímto účelem byly zamítnuty, čímž se prokázal vliv hnojení, intenzity využití a povětrnostních podmínek na kvalitativní a kvantitativní složení společenstva a produkci sušiny píce.

6.1 Třísečně využívané porosty

Byl zjištěn pozitivní vliv dusíkatého hnojení na zastoupení agrobotanické skupiny trav. Nebyl však zaznamenán rozdíl v zastoupení mezi dávkami dusíku 45, 90 a 135 kg.ha⁻¹ N a k dalšímu nárůstu zastoupení došlo až při dodání 180 kg.ha⁻¹ N. Negativní vliv na zastoupení této skupiny mělo PK hnojení. Agrobotanická skupina jetelovin byla naopak na variantách dotovaných PK zastoupena nejvíce a dusíkaté hnojení vedlo k jejímu výraznému ústupu. Negativně se dusíkaté hnojení projevilo také na zastoupení agrobotanické skupiny ostatních bylin. Zastoupení agrobotanické skupiny trav rostlo s pořadím seče. Naopak na zastoupení agrobotanické skupiny ostatních bylin se seč projevila negativně a její zastoupení s pořadím seče klesalo. Jeteloviny byly nejvíce zastoupeny ve druhé seči.

Na zastoupení agrobotanické skupiny trav se nejvíce podílela *Alopecurus pratensis* L. (19,9 %), *Poa* spp. (11,0 %) a *Festuca rubra* L. (6,0 %). Podíl *Alopecurus pratensis* L. a *Poa* spp. rostl spolu se zvyšujícími se dotacemi živin. Naopak u *Festuca rubra* L. měla dotace živin negativní vliv. Také PCA a shluková analýza ukázaly na podobnost mezi *Alopecurus pratensis* L. a *Poa* spp. a odlišnost *Festuca rubra* L. od ostatních druhů. V agrobotanické skupině ostatních bylin pak mělo nejvyšší zastoupení *Bistorta major* S. F. Gray (11,2 %), *Sanguisorba officinalis* L. (6,9 %) a *Ranunculus acris* L. (5,4 %). Hnojení se pozitivně projevilo na rostoucím zastoupení *Bistorta major* S. F. Gray, a to až do dotace 90 kg.ha⁻¹ N+PK. Negativní vliv hnojení byl naopak zaznamenán u *Ranunculus acris* L., jehož podíl s rostoucími dotacemi živin klesal. Na zastoupení *Sanguisorba officinalis* L. mělo pozitivní vliv PK hnojení, další dotace živin ve formě dusíkatých

hnojiv vedla ke snížení jeho podílu. Mezi jetelovinami dominoval *Trifolium repens* L. s průměrným zastoupením 3,4 %. Na jeho zastoupení mělo pozitivní vliv PK hnojení. Vysoké dotace živin měly za následek jeho ústup z porostu.

Nejvyšší indexy diverzity byly zaznamenány na variantě nehnojené a variantě dotované PK. Nejvyšší druhovou pestrost vykazovaly varianty dotované PK. Použití dusíkatých hnojiv naopak vedlo k poklesům počtu druhů a indexů diverzity.

Hnojení mělo pozitivní vliv na nárůst produkce sušiny píce. Nejvyšší nárůst produkce byl zaznamenán na variantě dotované PK, kde byla zjištěna také nejvyšší produkční účinnost $1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ dodaných živin ($22,3 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$). Vliv mělo i dodání $30 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ Mg, kdy došlo na variantách PK a 90N+PK k navýšení produkce. Jako méně vhodná se jevila dávka živin 45N+PK, kdy v porovnání s variantou PK došlo jen k nepatrnému nárůstu produkce sušiny píce.

Třísečné využití v porovnání s dvousečným, mělo pozitivní vliv na zvýšení hodnot indexů diverzity. Vyšší intenzita využití se pozitivně odrazila také v navýšení průměrné produkce sušiny píce, přičemž nejvyšším podílem se na produkci podílela první seč. Třísečné využívání vedlo k nárůstu podílu druhů *Festuca rubra* L., *Poa* spp. a *Trifolium repens* L.

Zastoupení agrobotanické skupiny trav v průběhu hodnoceného období setrvale klesalo z 66,7 % v roce 1995 až na 52,7 % v roce 2013. Pokles této skupiny vedl k vyššímu zastoupení ostatních bylin, jejichž podíl během hodnoceného období naopak vzrostl z 25,4 % až na 42,6 %. Během hodnoceného období bylo dále opakovaně zaznamenáno, že v letech s nižším zastoupením trav docházelo k vyššímu zastoupení ostatních bylin ($r = -0,9040$). U agrobotanické skupiny jetelovin, přestože lze během hodnoceného období pozorovat mírný nárůst v zastoupení, docházelo k pravidelným poklesům pokryvnosti v 1-3 letých intervalech, které následovaly vždy po letech s jejich nejvyšším podílem.

Nejnižší index diverzity byl zjištěn v roce 1996, naopak v letech 2001 a 2013 byly indexy diverzity nejvyšší. Pozitivně se na hodnoty indexů diverzity a druhovou pestrost projeví vyšší průměrné roční teploty. U druhu *Juncus conglomeratus* L. byla zjištěna nepřímá závislost ($r = -0,4195$) mezi zastoupením a srážkovými úhrny v prvních pěti měsících roku. Podíl *Alopecurus pratensis* L. opakovaně klesal v letech s vyšší sumou teplot v prvních pěti měsících ($r = -0,4151$).

Produkce sušiny píce se v závislosti na ročníku pohybovala od 5,0 do 8,1 t.ha⁻¹, přičemž průměrná produkce za hodnocené období činila 6,4 t.ha⁻¹.

6.2 Dvousečně využívané porosty

Zastoupení agrobotanické skupiny trav rostlo vlivem stoupající dotace živin. Opačný vliv měla rostoucí dotace živin na zastoupení agrobotanické skupiny ostatních bylin. Jeteloviny byly nejvíce zastoupeny na variantě dotované PK. Dusíkaté hnojení naopak vedlo k jejich výraznému ústupu. Seč měla pozitivní vliv na agrobotanickou skupinu trav a jetelovin, jejichž zastoupení s pořadím seče rostlo. Naopak zastoupení agrobotanické skupiny ostatních bylin s pořadím seče klesalo.

V případě dvousečného využití byly v agrobotanické skupině trav dominantními druhy *Alopecurus pratensis* L. (33,1 %) a *Poa* spp. (6,9 %), jejichž zastoupení bylo pozitivně ovlivněno dusíkatým hnojením. Další druhy trav se zde vlivem výrazné dominance *Alopecurus pratensis* L. vyskytly již v daleko menší míře. Také PCA a shluková analýza zaznamenala výraznou odlišnost vzrůstné *Alopecurus pratensis* L. od ostatních, zejména nižších druhů trav (*Festuca rubra* L., *Antoxanthum odoratum* L.). Na zastoupení skupiny ostatních bylin se nejvíce podílely *Bistorta major* S. F. Gray (9,6 %), *Sanguisorba officinalis* L. (7,5 %), *Carex* spp. (6,7 %) a *Ranunculus acris* L. (3,9 %). Dusíkaté hnojení vedlo ke snížení podílu těchto druhů, vyjma *Bistorta major* S. F. Gray, které naopak na variantě 180N+PK vykazovalo nejvyšší zastoupení. Podíl tohoto druhu výrazně klesl po použití PK hnojiv. Pozitivní vliv PK hnojení byl naopak zjištěn u *Sanguisorba officinalis* L. a *Ranunculus acris* L. V agrobotanické skupině jetelovin se ve větší míře vyskytl pouze *Trifolium repens* L. (1,9 %), který vykazoval nejvyšší zastoupení na variantě dotované PK. Vyšší dotace živin pak vedla k jeho výraznému ustoupení z porostu.

Indexy diverzity a druhová pestrost klesaly s rostoucí dotací živin, zejména po dodání dusíkatých hnojiv.

Nejvyšší podíl na produkci měla první seč. Rostoucí dotace živin se pozitivně projevila navýšením výnosů. Nejvyšší nárůst produkce byl zaznamenán na variantě dotované PK. Na této variantě byla zjištěna také nejvyšší produkční účinnost dodaných živin.

Dvousečné využití ve srovnání s třísečným, vedlo k vyššímu zastoupení agrobotanické skupiny trav, zejména pak druhů *Alopecurus pratensis* L. a *Phleum pratense* L. Negativní vliv naopak měla nižší intenzita využití na agrobotanickou skupinu jetelovin a ostatních bylin. Dvousečné využití vedlo ke snížení podílu *Ranunculus acris* L., *Ranunculus auricomus* agg. a *Trifolium repens* L.

Podobně jako v případě třísečného využití, došlo během hodnoceného období k poklesu zastoupení agrobotanické skupiny trav, nicméně od roku 2007 dochází k opětovnému pozvolnému nárůstu v zastoupení této skupiny. Zcela opačný trend vykazovala agrobotanická skupina ostatních bylin, jejíž zastoupení během hodnoceného období rostlo až do roku 2006. Poté tato skupina začala vykazovat mírný setrvalý pokles v zastoupení. U agrobotanické skupiny jetelovin byl během hodnoceného období zaznamenán mírný nárůst zastoupení. Jsou zde však patrné roky s vysokým zastoupením jetelovin, které opakovaně střídají období s nízkými pokryvnostmi. Během hodnoceného období bylo dále opakovaně zaznamenáno, že v letech s nižším zastoupením trav docházelo k vyššímu zastoupení ostatních bylin ($r = -0,9520$).

Nejvyšší indexy diverzity byly zjištěny v roce 2007, naopak nejnižší indexy diverzity byly zjištěny v letech 2003 a 2011. Byl zaznamenán pozitivní vliv vyšších ročních srážkových úhrnů na hodnoty indexů diverzity. Podíl *Festuca rubra* L. se opakovaně zvyšoval v letech s vyššími sumami teplot v prvních pěti měsících ($r = 0,5069$). Poklesem zastoupení v letech s vyššími sumami teplot v prvních pěti měsících roku naopak reagoval *Ranunculus auricomus* agg. ($r = -0,6130$).

Produkce sušiny píce se v závislosti na ročníku pohybovala od 4,6 do 7,2 t.ha⁻¹. Průměrná produkce píce za hodnocené období činila 5,9 t.ha⁻¹.

7 DOPORUČENÍ

7.1 Doporučení pro další vědeckovýzkumnou činnost

Problematika ekologických vztahů v hodnoceném porostu si zaslouží pozornost zejména díky řadě mimoprodukčních funkcí, které tyto porosty plní. Vzhledem k rostlinnému společenstvu, lokaci výzkumné plochy a půdnímu podloží je významná funkce vodohospodářská. Získané výsledky jsou cenné z hlediska sledování dlouhodobé časové řady, neboť dlouholeté experimenty na travních porostech jsou dnes poměrně vzácné a tedy i mimořádně cenné. Sledování změn ve společenstvech travních porostů je možné jen díky dlouhodobému sledování, z čehož vyplývají i náměty na další vědeckovýzkumnou činnost.

- Přestože experiment přinesl řadu cenných poznatků, bylo by i nadále přínosem sledovat vývoj porostu v dalších letech. Je tedy nezbytné zachovat stávající experiment a nadále sledovat alespoň základní charakteristiky porostu jako druhové složení a produkci sušiny píce.
- Rozšířit hodnocení zastoupení jednotlivých druhů i na varianty 45N+PK a 135N+PK by přispělo k objasnění podílu druhů na celkové produkci.
- Rozšířit meteorologická měření na pokusném stanovišti by bylo přínosem k objasnění vlivu povětrnostních podmínek na jednotlivé druhy. Vhodné by bylo zejména kontinuální hodnocení délky sněhové pokrývky, sumy efektivních teplot, teploty půdy a kolísání hladiny podzemní vody v průběhu roku.
- Sledovat také podíl prázdných míst a zastoupení mechového patra, které může hrát roli při utváření konkurenčních vztahů.
- Zhodnotit prvkové složení píce, případně dominantních druhů, by přispělo k lepšímu porozumění v oblasti využití živin porostem.

- Druhov \acute{a} konkurence m \acute{u} že b \acute{y} t ovlivn \acute{e} na tak \acute{e} produkc \acute{i} alelopatik jednotliv \acute{y} ch druh \acute{u} , sledov \acute{a} n \acute{i} t \acute{e} chto l \acute{a} tek v p \acute{u} d \acute{e} by mohlo objasnit z \acute{m} eny v zastoupen \acute{i} jednotliv \acute{y} ch druh \acute{u} .
- Sledovat dynamiku r \acute{u} stu a zastoupen \acute{i} druh \acute{u} v jednotliv \acute{y} ch patrech nadzemn \acute{i} biomasy by pomohlo objasnit pod \acute{i} l jednotliv \acute{y} ch druh \acute{u} na utv \acute{a} ren \acute{i} produkce travn \acute{i} ho porostu.
- V sou \acute{c} asn \acute{e} dob \acute{e} doch \acute{a} z \acute{i} u n \acute{e} kter \acute{y} ch d $\acute{r$ ive intenzivn \acute{e} vyu \acute{z} ivan \acute{y} ch travn \acute{i} ch porost \acute{u} k jejich degradaci vlivem neobhospodařov \acute{a} n \acute{i} , bylo by tedy p \acute{r} inosn \acute{e} sledovat vliv rezidu \acute{a} ln \acute{i} ho hnojen \acute{i} na v \acute{y} voj druhov \acute{e} ho spektra a produkce na tomto stanovi $\acute{s$ ti.
- Op \acute{e} tovn \acute{e} zah \acute{a} jen \acute{i} podobn \acute{e} ho v \acute{y} zkumu na dal \acute{s} ich stanovi $\acute{s$ t \acute{i} ch by rovn \acute{e} ž p \acute{r} isp \acute{e} lo k roz \acute{s} ir \acute{e} n \acute{i} pozn \acute{a} n \acute{i} v t \acute{e} to problematice.

7.2 Doporučení pro praxi

Travní porost je výsledkem utváření složitých mezidruhových vztahů, které je problematické komplexně pojmout. Přesto se v této práci podařilo nalézt odpověď na řadu otázek, vzešlých ze stanovených hypotéz, týkajících se nejen interakcí mezi rostlinami samotnými, ale také rostlinami a jejich prostředím. Díky nově získaným poznatkům je tedy možné vyvodit doporučení pro praktické využití. Je však potřeba vzít v úvahu skutečnost, že daná doporučení se vztahují na hodnocený psárkový porost a na jiném typu travního porostu tedy mohou být méně vhodné.

- Podíl trav v porostu je možno zvýšit dodáním dusíku. Při třísečném využití je dostatečné dodání $45 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N+PK}$.
- Dodání $45 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N}$ k samotnému PK hnojení sice zvýší podíl trav, ale neprojeví se na nárůstu produkce.
- Podíl jetelovin je naopak možno zvýšit dotací PK hnojiv bez aplikace dusíku.
- Hnojení PK v kombinaci s třísečným využitím podporuje nejen jeteloviny, ale druhovou diverzitu jako celek.
- Pozitivní vliv na druhovou pestrost a druhovou diverzitu má také vyšší suma teplot v prvních pěti měsících roku.
- Pro dosažení vyšší produkce píce je dostatečná aplikace fosforu v dávce $30 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ a draslíku v dávce $60 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Tato dotace živin je rovněž nejefektivnější, pokud jde o využití živin travním porostem.
- Další zvýšení produkce je možné po dodání 90 a $180 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N}$ k PK hnojení. Dotace $135 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N+PK}$ nevede k výraznému zvýšení produkce píce, v porovnání s dávkou $90 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N+PK}$.

- Také dodání hořčíku v dávce 30 kg.ha⁻¹ vede souběžně s dodáním PK a 90N+PK k dalšímu zvýšení produkce.
- Vyšší produkce sušiny je také možno dosáhnout třísečným využíváním.
- Dvousečné využívání vede ke zvýšení podílu trav a poklesu ostatních bylin, včetně jedovatých druhů jako jsou *Ranunculus acris* L. a *Ranunculus auricomus* agg.
- U jetelovin dochází po letech s vysokou pokryvností k cyklickému několikaletému poklesu zastoupení.
- Snížení podílu trav vede k nárůstu zastoupení ostatních bylin v porostu.
- Zastoupení agrobotanické skupiny trav roste s pořadím seče, klesá naopak zastoupení ostatních bylin. Jeteloviny jsou zastoupeny nejvíce ve druhé seči.
- Nejvyšší podíl na celkových výnosech má první seč, její vhodné načasování je tedy pro produkci a kvalitu píče rozhodující.

8 SEZNAM LITERATURY

ALCAMO, J., MORENO, J.M., NOVÁKY, B., BINDI, M., COROBOV, R., DEVOY, R.J.N., GIANNAKOPOULOS, C., MARTIN, E., OLESEN, J.E., SHVIDENKO, A., 2007: Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability, s. 541-580. In: PARRY, M.L., CANZIANI, O.F., PALUTIKOF, J.P., LINDEN, P.J., HANSON, C.E. (eds.), *Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge, 976 s. Dostupné na: https://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_wg2_report_impacts_adaptation_and_vulnerability.htm

ARRHENIUS, O., 1921: Species and Area. *Journal of Ecology*, roč. 9, s. 95-99.

ASSAF, T.A., ISSELSTEIN, J., 2009: Evaluation of dandelion as a potential forage species in mixed-species swards. *Crop Science*, roč. 49, s. 714-721.

BAATTRUP-PEDERSEN, A., RIIS, T., 2004: Impacts of different weed cutting practices on macrophyte species diversity and composition in a Danish stream. *River Research and Applications*, roč. 20, s. 103-114.

BAKKER, J.P., BERENDSE, F., 1999: Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology & Evolution*, roč. 14, s. 63-68.

BÁLDI, A., FARAGÓ, S., 2007: Long-term changes of farmland game populations in a post-socialist country (Hungary). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, roč. 118, s. 307-311.

BEGON M. (ed.), 1997: *Ekologie - Jedinci, populace a společenstva*. Vydavatelství Univerzity Palackého, Olomouc, 949 s.

BELLO, F., LAVOREL, S., GERHOLD, P., REIER, Ü., PÄRTEL, M., 2010: A biodiversity monitoring framework for practical conservation of grasslands and shrublands. *Biological Conservation*, roč. 143, s. 9-17.

BELLWOOD P., 2007: First farmers the origin of agricultural societies. *Cambridge Archeological Journal*, roč. 17, s. 87-109.

BENEŠ J., 1995: Erosion and accumulation processes in the late holocene of Bohemia, in relation to prehistoric and mediaeval landscape occupation, s. 133-144. In: KUNA M., VENCLOVÁ N. (eds), *Wither archaeology?*, Institute of Archaeology, Praha, 312 s.

BENEŠ J., KAŠTOVSKÝ J., KOČÁROVÁ R., KOČÁR P., KUBEČKOVÁ K., POKORNÝ P., STAREC P., 2002: Archaeobotany of the Old Prague Town defence system, Czech Republic: archaeology, macro-remains, pollen, and diatoms. *Vegetation History and Archaeobotany*, roč. 11, s. 107-119.

BENEŠ J., 2004: Palaeoecology of the LBK: earliest agriculturalist and landscape of Bohemia, Czech Republic, s. 143-150. In: LUKES A., ZVELEBIL M. (eds), *LBK Dialogues, Studies in the formation of the Linear Pottery Culture*, BAR International Series 1304, Archaeopress, Oxford, 205 s.

BERANOVÁ M., KUBAČÁK A., 2010: *Dějiny zemědělství v Čechách a na Moravě*. Libri, Praha, 432 s.

BERANOVÁ, P., BLAŽKOVÁ, L., 2012: *Analýza rozptylu-výuková skripta*. StatSoft, Praha, 82 s.

BERNHARDT-ROMERMANN, M., ROMERMANN, C., SPERLICH, S., SCHMIDT, W., 2011: Explaining grassland biomass - the contribution of climate, species and functional diversity depends on fertilization and mowing frequency. *Journal of Applied Ecology*, roč. 48, s. 1088-1097.

BISSELS, S., DONATH, T.W., HÖLZEL, N., OTTE, A., 2006: Effects of different mowing regimes on seedling recruitment in alluvial grasslands. *Basic and Applied Ecology*, roč. 7, s. 433-442.

BOEYE, D., VERHAGEN, B., VAN HAESBROECK, V., VERHEYEN, R.F., 1997: Nutrient limitation in species-rich lowland fens. *Journal of Vegetation Science*, roč. 8, s. 415-424.

BOCHENKOVÁ M., HEJCMAN M., KARLÍK P., 2012: Effect of plant community on recruitment of *Pulsatilla pratensis* in dry grassland. *Scientia Agriculturae Bohemica*, roč. 43, s. 127-133.

BONANOMI, G., CAPORASO, S., ALLEGREZZA, M., 2006: Short-term effects of nitrogen enrichment, litter removal and cutting on a Mediterranean grassland. *Acta Oecologica*, roč. 30, s. 419-425.

BOSSUYT, B., HONNAY, O., 2008: Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. *Journal of Vegetation Science*, roč. 19, s. 875-884.

BRIEMELE, G., ELSAESSER, M., 2002: *Grassland extensification-the first 10 years of "Aulendorf experiment"*, s. 770-771. In: DURAND, J.L., EMILE, J.C., LEMAIRE, G. (eds.), *Multi-function grasslands, quality forages, animal products and landscapes. Proceedings of the 19th General Meeting Of the European Grassland Federation*, La Rochelle, France, 27-30 May 2002, AFPPF, 1126 s.

BRUM, O.B., LOPEZ, S., GARCÍA, R., ANDRÉS, S., CALLEJA, A., 2009: Influence of harvest season, cutting frequency and nitrogen fertilization of mountain meadows on yield, floristic composition and protein content of herbage. *Revista Brasileira de Zootecnia*, roč. 38, s. 596-604.

BRUN, C., 2011: Anthropogenic indicators in pollen diagrams in eastern France: a critical review. *Vegetation History and Archaeobotany*, roč. 20, s. 135-142.

- BUCKLAND, S.M., THOMPSON, K., HODGSON, J.G., GRIME, J.P., 2001: Grassland invasions: effects of manipulations of climate and management. *Journal of Applied Ecology*, roč. 38, s. 301-309.
- BUČEK, A., 2000: Krajina České republiky a pastva. *Veronika*, roč. 14, s. 1-7.
- BUČEK, A., LACINA, J., LAŠTŮVKA, Z. (eds) 2006: *Panonské stepní trávníky na Moravě*. Veronika, 17. zvláštní vydání, Brno, 58 s.
- BUCHGRABER, K., DEUTSCH, A., GINDL, G., 1994: *Zeitgemässe Grünlandbewirtschaftung*. Leopold Stocker Verlag, Graz, 194 s.
- BUCHS, W., 2003: Biotic indicators for biodiversity and sustainable agriculture - introduction and background. *Agriculture Ecosystems and Environment*, roč. 98, s. 1-16.
- CACHOVANOVÁ, L., HÁJEK, M., FAJMONOVÁ, Z., MARRS, R., 2012: Species richness, community specialization and soil-vegetation relationships of managed grasslands in a geologically heterogenous landscape. *Folia geobotanica*, roč. 47, s. 349-371.
- CAIN, S.A., 1938: The Species-Area Curve. *American Midland Naturalist*, roč. 19, s. 573-581.
- CAMSKA, R., SKÁLOVÁ, H., 2012: Effect of low-dose N application and early mowing on plant species composition of mesophilous meadow grassland (Arrhenatherion) in Central Europe. *Grass and Forage Science*, roč. 67, s. 403-410.
- CBD, 1992: *Convention on Biological Diversity*. Rio de Janeiro, databáze online [cit. 2014-04-02]. Dostupné na: <http://www.cbd.int/>
- CIAIS, P., REICHSTEIN, M., VIOVY, N., GRANIER, A., OGEE, J., ALLARD, V., AUBINET, M., BUCHMANN, N., BERNHOFER, C., CARRARA, A., CHEVALLIER, F., DE NOBLET, N., FRIEND, A.D., FRIEDLINGSTEIN, P., GRUNWALD, T., HEINESCH, B., KERONEN, P., KNOHL, A., KRINNER, G., LOUSTAU, D., MANCA, G., MATTEUCCI, G., MIGLIETTA, F., OURCIVAL, J.M., PAPALE, D., PILEGAARD, K., RAMBAL, S., SEUFERT, G., SOUSSANA, J.F., SANZ, M.J., SCHULZE, E.D., VESALA, T., VALENTINI, R., 2005: Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature*, roč. 437, s. 529-533.
- CLARK, M.C., TILMAN, D., 2008: Loss of plant species after chronic low-level nitrogen deposition to prairie grassland. *Nature*, roč. 451, s. 712-715.
- COLWELL, R.K., CODDINGTON, J.A., 1994: Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Biological Sciences*, roč. 345, s. 101-118.
- CRAMER, V.A., HOBBS, R.J., STANDISH, R.J., 2008: What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *Trends in Ecology & Evolution*, roč. 23, s. 104-112.

- CRAWLEY, M.J., JOHNSTON, A.E., SILVERTOWN, J., DODD, M., DE MAZANCOURT, C., HEARD, M.S., HENMAN, D.F., EDWARDS, G.R., 2005: Determinants of species richness in the Park Grass Experiment. *The American Naturalist*, roč. 165, s. 179-192.
- CZOBEL, S.Z., NEMETH, Z., SZIRMAI, O., GYURICZA, C.S., TOTH, A., HAZI, J., VIKAR, D., PENKSZA, K., 2013: Short-term effects of extensive fertilization on community composition and carbon uptake in a pannonian loess grassland. *Photosynthetica*, roč. 51, s. 490-496.
- ČERMÁK, B., LÁD, F., KLIMEŠ, F., JÍLEK, R., KOBES, M., 2006: Dynamic of nutrients quality characteristic of pasture in different altitude in south Bohemia region, *Slovak Journal of Animal Science*, roč. 39, s. 99-102.
- ČHMI, 2014: Databáze online [cit. 10.9. 2014]. Dostupné na: http://portal.chmi.cz/portal/dt?action=content&provider=JSPTabContainer&menu=JSPTabContainer/P4_Historicka_data/P4_1_Pocasi/P4_1_9_Mesicni_data&nc=1&portal_1_ang=cs#PP_Mesicni_data
- ČULÍKOVÁ, V., 1999: Rostlinné makrozbytky z objektu č. 126 na předhradí slovanského hradiska v Libici nad Cidlinou, *Památky Archeologické*, roč. 90, s. 166-185.
- DAŇHELKA, J., HONSOVÁ, D., 2008: Vliv klimatických podmínek na výnosy trvalých travních porostů v kontextu globální změny klimatu. *Meteorologické zprávy*, roč. 61, s. 20-25.
- DICKINSON, N.M., POLWART, A., 1982: The effect of mowing regime on an amenity grassland ecosystem: above-and below-ground components. *Journal of Applied Ecology*, roč. 19, s. 569-577.
- DIEMER, M., OETIKER, K., BILLETTER, R., 2001: Abandonment alters community composition and canopy structure of Swiss calcareous fens. *Applied Vegetation Science*, roč. 4, s. 237-246.
- DOKOUPIL, P., 1997: Lyzimetrické sledování pohybu živin v půdě, s. 26-30. In: RICHTER, R., TRÁVNÍK, K. (eds): *Půdní úrodnost, sborník referátů z odborného semináře 12. 2. 1997*. MZLU Brno, 45 s.
- DOSTÁLEK, J., FRANTÍK, T., 2012: The Impact of Different Grazing Periods in Dry Grasslands on the Expansive Grass *Arrhenatherum elatius* L. and on Woody Species. *Environmental Management*, roč. 49, s. 855-861.
- DROZD, P., 2011: *Modelování a kvantitativní analýza biologické diverzity*. Habilitační práce, Univerzita Palackého v Olomouci, Přírodovědecká fakulta, Ostrava, 70 s.
- DUCHOŇ, F., HAMPL, J., 1959: *Agrochemie*. ČSAV-SZN, Praha, 423 s.

- EDWARDS, A.R., MORTIMER, S.R., LAWSON, C.S., WESTBURY, D.B., HARRIS, S.J., WOODCOCK, B.A., BROWN, V.K. 2007: Hay strewing, brush harvesting of seed and soil disturbance as tools for the enhancement of botanical diversity in grasslands. *Biological Conservation*, roč. 134 s. 372-382.
- EGERTON, F.N., 2001: A History of the ecological sciences: Early Greek Origins. *Bulletin of the Ecological Society of America*, roč. 82, s. 93-97.
- EKHOLM, P., GRANLUND, K., KAUPPILA, P., MITIKKA, S., NIEMI, J., RANKINEN, K., RÄIKE, A., RÄSÄNEN, J., 2007: Influence of EU policy on agricultural nutrient losses and the state of receiving surface waters in Finland. *Agricultural and Food Science*, roč. 4, s. 282-300.
- ELISSEOU, G.C., VERESOGLOU, D.S., MAMOLOS, A.P., 1995: Vegetation productivity and diversity of acid grasslands in northern greece as influenced by winter rainfall and limiting nutrients. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology*, roč. 16, s. 687-702.
- ELLENBERG, H., 1988: *Vegetation ecology of Central Europe*. Cambridge University Press, Cambridge UK, 753 s.
- EWALD, J., 2003: The calcareous riddle: why are there so many calciphilous species in the Central European flora? *Folia Geobotanica*, roč. 38, s. 357-366.
- FIALA, J., GAISLER, J., 1999: *Obhospodařování travních porostů pícninářsky nevyužívaných*. ÚZPI, Praha, 38 s.
- FIALA, J., 2002: Současný systém obhospodařování travních porostů: 1. část. *Úroda*, roč. 50, s. 9-11.
- FIALA, K., TŮMA, I., HOLUB, P. 2011: Effect of nitrogen addition and drought on above-ground biomass of expanding tall grasses *Calamagrostis epigejos* and *Arrhenatherum elatius*. *Biologia*, roč. 66, s. 275-281.
- FISCHER, S., POSCHLOD, P., BEINLICH, B., 1996: Experimental studies on the dispersal of plants and animals by sheep in calcareous grasslands. *Journal of Applied Ecology*, roč. 33, s. 1206-1222.
- GAISLER, J., FIALA, J., SPOUSTOVÁ, B., 1998: The Changes of Botanical Composition Yield in Dependence on the Type of Grassland and Fertilization. *Rostlinná výroba*, roč. 44, s. 39-44.
- GAISLER, J., PAVLŮ, V., MLÁDEK, J., HEJCMAN, M., PAVLŮ, L., 2011: *Obhospodařování travních porostů ve vztahu k agro-environmentálním opatřením*. VÚRV, Praha, 24 s.
- GARCIA, J.A., PINEIRO, G., ARANA, S., SANTINAQUE, F.H., 2010: Moisture deficit and defoliation effects on white clover yield and demography. *Crop Science*, roč. 50, s. 2009-2010.

- GASTAL, F., DAWSON, L.A., THORNTON, B., 2010: Responses of plant traits of four grasses from contrasting habitats to defoliation and N supply. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, roč. 88, s. 245-258.
- GIBSON, D. J., 2008: *Grasses and Grassland Ecology*. Oxford university press, Oxford, 322 s.
- GILGEN, A.K., BUCHMANN, N., 2009: Response of temperate grasslands at different altitudes to simulated summer drought differed but scaled with annual precipitation. *Biogeosciences*, roč. 6, s. 2525-2539.
- GOTZE, C., JUNG, A., MERBACH, I., WENNRICH, R., GLASSER, C., 2010: Spectrometric analyses in comparison to the physiological condition of heavy metal stressed floodplain vegetation in a standardised experiment. *Central European Journal of Geoscientific*, roč. 2, s. 132-137.
- GOUGH, M.W., MARRS, R.H., 1990: A comparison of soil fertility between semi-natural and agricultural plant communities: implications for the creation of species-rich grassland from abandoned arable land. *Biological Conservation*, roč. 51, s. 83-96.
- GREVILLIOT, F., MILLER, S., 2002: Grassland ecotopes of the upper Meuse as references for habitats and biodiversity restoration: A synthesis. *Landscape Ecology*, roč. 17, s. 19-33.
- GROSS, N., BLOOR, J.M.G., LOUAULT, F., MAIRE, V., SOUSSANA, J.F., 2009: Effects of land-use change on productivity depend on small-scale plant species diversity. *Basic and Applied Ecology*, roč. 10, s. 687-696.
- GUTAUSKAS, J., DAUGELIENE, N., DAUGELIENE, P., 2005: The relationship between the weather conditions and botanical composition and dry matter yield of a long-term pasture. *Integrating Efficient Grassland Farming and Biodiversity*, roč. 10, s. 605-608.
- HÁJKOVÁ, P., ROLEČEK, J., HÁJEK, M., HORSÁK, M., FAJMON, K., POLÁK, M., JAMRICHOVÁ, E., 2011: Prehistoric origin of the extremely species-rich semi-dry grasslands in the Bílé Karpaty Mts. (Czech Republic and Slovakia). *Preslia*, roč. 83, s. 185-204.
- HALL, M.H., 1998: Harvest management effects on dry matter yield, forage quality and economic return of four cool-season grasses. *Journal of Production Agriculture*, roč. 11, s. 252-255.
- HALVA, E., LESÁK, J., HRABĚ, F., 1977: *Pícninářství (Polní pícniny)*. VŠZ v Brně, Brno, 186 s.
- HANZES, Ľ., ILAVSKÁ, I., BRITANÁK, N., 2004: Effect of mineral fertilisation on the above-ground biomass and root system production of permanent grassland. *Acta tyototechnica et zootechnica*, roč. 7, s. 78-83.

- HARCSA, M., 2009: Stress effects of extensive and intensive nutrient supply on grassland coenosys. *Cereal Research Communications*, roč. 37, s. 269-272.
- HECTOR, A., VON FELTEN, S., HAUTIER, Y., WEILENMANN, M., BRUELHEIDE, H., 2012: Effects of dominance and diversity on productivity along ellenberg's experimental water table gradients. *PloS ONE*, roč. 7, s. 1-8.
- HEJCMAN, M., KLAUDISOVÁ, M., SCHELLBERG, J., HONSOVÁ, D., 2007: The Rengen Grassland Experiment: plant species composition after 64 years of fertiliser application. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, roč. 122, s. 259-266.
- HEJCMAN, M., STRNAD, L., HEJCMANOVÁ, P., PAVLŮ, V., 2012: Response of plant species composition, biomass production and biomass chemical properties to high N, P and K application rates in *Dactylis glomerata*- and *Festuca arundinacea*-dominated grassland. *Grass and Forage Science*, roč. 67, s. 488-506.
- HEJCMAN, M., HEJCMANOVÁ, P., PAVLŮ, V., BENEŠ, J., 2013: Origin and History of Grassland in Central Europe. *Grass and Forage Science*, roč. 68, s. 345-363.
- HIGGINS, S., MORRISON, S., WATSON, C.J., 2012: Effect of annual applications of pelletized dolomitic lime on soil chemical properties and grass productivity. *Soil Use and Management*, roč. 28, s. 62-69.
- HOLÚBEK, R., 1991: *Produkčná schopnosť a kvalita poloprírodných trávnych porastov mierne teplej a mierne suchej oblasti*. Veda, Bratislava, 132 s.
- HOLÚBEK, R., JANČOVIČ, J., KRAJČOVIČ, V., BEŇUŠKA, N., KNOTEK, S., ŠŮR, D., 1997: *Lúkarstvo a pasienkárstvo*. Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, Nitra, 129 s.
- HOLÚBEK, R., HOLÚBEK I., 2004: Vplyv PK hnojenia na produkciu, kvalitu a ekonomiku výroby sena z trávnych porastov. In: *Produkční ekologické a krajínovorné funkcie trávnych ekosystémov a krmných plodín: Zborník referátov z medzinárodnej vedeckej konferencie*. Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, Nitra, s. 60-67.
- HOLÚBEK, R., 2005: *Pasienkárstvo a trávne porasty. 1. vydání*. SPU, Nitra, 142 s.
- HOLÚBEK, R., JANČOVIČ, J., GREGOROVÁ, H., NOVÁK, J., ĎURKOVÁ, E., VOZÁR, L., 2007: *Krmovinárstvo-manažment pestovania a využívania krmovín*. SPU Nitra, Nitra, 419 s.
- HONSOVÁ, D., HEJCMAN, M., KLAUDISOVA, M., PAVLU, V., KOCOURKOVÁ, D., HAKL, J., 2007: Species composition of an alluvial meadow after 40 years of applying nitrogen, phosphorus and potassium fertilizer. *Preslia*, roč. 79, s. 245-258.
- HRABĚ, F., HALVA, E., 1993: *Limits of forage production and the efficiency of grassland management*, s. 323-341. In: Rychnovská, M. (ed.), *Structure and functioning of seminatural meadows*, Academia, Praha, 386 s.

- HRABĚ, F., STRAKA, J., 1997: The changeability of the species composition of meadow associations, s. 133-138. In: *EGF-Poznaň, International symposium of EGF, 19-23 May*, EGF Wageningen, 412 s.
- HRABĚ, F. (ed.), 2004: *Trávy a jetelotrávy v zemědělské praxi*. Vydavatelství ing. Petr Baštan, Olomouc, 212 s.
- HRABĚ, F., BUCHGRABER, K., 2004: *Pícninářství – travní porosty*. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Brno, 149 s.
- HRABĚ, F., KNOT, P., 2011: The effect of trophism level and exploitation intensity on the production characteristics of grassland community dominated by *Festuca arundinacea* Schreb. *Plant, Soil and Environment*, roč. 57, s. 160-165.
- HRAZDÍRA, Z., 1992: *Efektivnost bezorebného přisevu lučních porostů v nížinných oblastech*. VÚLP, Banská Bystrica, 56 s.
- HREVUŠOVÁ Z., HEJCMAN M., PAVLŮ V., HAKL J., KLAUDISOVÁ M., MRKVIČKA J., 2009: Long-term dynamics of biomass production, soil chemical properties and plant species composition of alluvial grassland after the cessation of fertilizer application in the Czech Republic. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, roč. 130, s. 123-130.
- HREVUŠOVÁ, Z., 2011: *Vliv různé intenzity obhospodařování na vybrané ekologické a produkční funkce lučního porostu*. Dizertační práce, Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha, 184 s.
- HUBERTY, L.E., GROSS, K.L., MILLER, C.J., 1998: Effects of nitrogen addition on successional dynamics and species diversity in michigan old-fields. *Journal of Ecology*, roč. 86, s. 794-803.
- HUGHES, A.R., BYRNES, J.E., KIMBRO, D.L., STACHOWICZ, J.J., 2007: Reciprocal relationships and potential feedbacks between biodiversity and disturbance. *Ecology Letters*, roč. 10, s. 849-864.
- HURLBERT, S.H., 1971: The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*, roč. 52, s. 577-586.
- HUSTON, M.A., 2004: Management strategies for plant invasions: manipulating productivity, disturbance, and competition. *Diversity and Distributions*, roč. 10, s. 167-178.
- CHYTRÝ M. (ed.), 2001: *Katalog biotopů České republiky*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 445 s.
- CHYTRÝ M., TICHÝ L., ROLEČEK J., 2003: Local and regional patterns of species richness in Central European vegetation types along the pH/calcium gradient. *Folia Geobotanica*, roč. 38, s. 429-442.

- ILAVSKÁ, I., BRITAŇÁK, N., HANZES, Ľ., LIPTÁK, L., 2006: Hodnotenie trávnych porastov v horskej výrobnjej oblasti Slovenska, s. 63-71. In: FERIEŇČIKOVÁ, D., *Trávne porasty-súčasť horského poľnohospodárstva a krajiny*. VÚTPHP, Banská Bystrica, 286 s.
- ISTVÁNOVICS, V., CLEMENT, A., SOMLYODY, L., SPECZIAR, A., G-TOTH, L., PADISAK, J., 2007: Updating water quality targets for shallow Lake Balaton (Hungary), recovering from eutrophication. *Hydrobiologia*, roč. 581, s. 305-318.
- JAKRLOVÁ, J., 1997a: *Luční porosty a intenzivní disturbance kosením-je možný návrat k pôvodnímu stavu?* In: Obnova druhově bohatých luk. Sborník přírodovědeckého klubu, Uherské Hradiště, 90 s.
- JAKRLOVÁ, J., 1997b: *Vývoj ekosystémů trvalých, přisěvaných a dočasných travních porostů*. Závěrečná zpráva pro GAČR, VSTE, Liberec, s. 48-50.
- JANČOVIČ, J., HOLÚBEK, R., ŠANTRŮČEK, J., 1999: Botanical and production changes of permanent grassland after cessation of mineral fertilization. *Rostlinná výroba*, roč. 45, s. 3-27.
- JANČOVIČ, J., ĎURKOVÁ, E., VOZÁR, Ľ., 2003: *Trávne porasty a poľné krmoviny*. Nitra, SPU, 127 s.
- JANČOVIČ, J., VOZÁR, Ľ., 2004: Čo s TTP, ktoré sa nevyužívajú na krmné účely. *Naše pole*, roč. 8, s. 24-25.
- JANČOVIČ, J., VOZÁR, Ľ., 2005: Botanical composition of semi-natural grassland after fertilization interruption. *Acta fatotechnica et zootechnica*, roč. 1, s. 1-5.
- JANEČEK, M., 2002: *Ochrana zemědělské půdy před erozí*. ISV, Praha, 201 s.
- JANKOVSKÁ, V., 2011: The middle ages in pollen-analytical research on the territory of the Czech Republic. *Bulletin of Geography – Physical Geography Sciences*, roč. 4, s. 47-70.
- JENÍK J., 1961: *Alpínská vegetace Krkonoš, Kralického Sněžníku a Hrubého Jeseníku: teorie anemo-orografických*. ČSAV, Praha, 409 s.
- JORGENSEN, M., JUNTILA, O., 1994: Competition between meadow fescue (*Festuca pratensis* Huds.) and timothy (*Phleum-pratense* L.) at 3 levels of nitrogen-fertilization, during 3 growing seasons. *Journal of Agronomy and Crop Science*, roč. 173, s. 326-337.
- JOYCE, C., 2001: The sensitivity of a species-rich flood-meadow plant community to fertilizer nitrogen: The Lužnice river floodplain, Czech republic. *Plant Ecology*, roč. 155, s. 47-60.
- JUMPPONEN, A., HOGBERG, P., HUSS-DANELL, K., MULDER, C. P. H., 2002: Interspecific and spatial differences in nitrogen uptake in monocultures and two-species mixtures in north european grasslands. *Functional Ecology*, roč. 16, s. 454-461.

- JURKO, A., 1990: *Ekologické a socio-ekonomické hodnotenie vegetácie*. Príroda, Bratislava, 200 s.
- KAPLAN, J.O., KRUMHARDT, K.M., ZIMMERMANN, N., 2009: The prehistoric and preindustrial deforestation in Europe. *Quaternary Science Reviews*, roč. 28, s. 3016-3034.
- KARLÍK, P., POSCHLOD, P., 2009: History or abiotic filter: which is more important in determining the species composition of calcareous grasslands? *Preslia*, roč. 81, s. 321-340.
- KASPRZAK, K., 1996: Mimoprodukční funkce travních porostů. In: *Produkční a ekologický význam trvalých travních porostů*. VÚCHS, Rapotín, s. 25-28.
- KEMP, A., 1982: The importance of the chemical composition of forage for optimizing animal production, s. 95-116. In: *Optimizing Yields-The Role of Fertilizers*, International Potash Institute, Bern, 305 s.
- KIZEKOVÁ, M., BRITAŇÁK, N., ČUNDERLÍK, J., HANZES, L., MARTINCOVÁ, J., POLLÁK, Š., 2011: Ekologická obnova biotopov trávnych porastov na Slovensku, s. 142-144. In: BABULICOVÁ, M., MALOVCOVÁ, Ľ., SEKEROVÁ, M. (eds), *Pestovateľské technológie a ich význam pre prax*, CRCV, Piešťany, 220 s.
- KLAPP, E., BOEKER, P., KÖNIG, F., STÄHLIN, A., 1953: Wertzahlen des Grünland. *Das Grünland*, roč. 2, s. 38-42.
- KLAPP, E., 1971: *Wiesen und Weiden*. Paul Parey Verlag, Berlin, 620 s.
- KLÁPŠTĚ, J., 2005: *Proměna českých zemí ve středověku*. Nakladatelství Lidové noviny, Praha, 624 s.
- KLEČKA, A., FABIAN, J., 1934: *Vědecké základy lučního a pastevního pokusnictví*, Nakladatelství ministerstva zemědělství, Praha, 548 s.
- KLIMEŠ, F., 1985: *Systémové řešení optimální skladby fytocenóz dočasných TP ve vyšších polohách jihozápadních Čech*. VŠZ, České Budějovice, 53 s.
- KLIMEŠ, F., 1994: *Ekologické a ekonomické aspekty uplatnění dočasných travních porostů*. Metodika ÚZPI, Praha, 36 s.
- KLIMEŠ, F., 1997: *Lukařství a pastvinářství*. Jihočeská univerzita, České Budějovice, 142 s.
- KLIMEŠ, L., DANČÁK, M., HÁJEK, M., JONGEPIEROVÁ, I., KUČERA, T., 2001: Scale-dependent biases in 29 species counts in a grassland. *Journal of Vegetation Science*, roč. 12, s. 699-704.
- KLIMEŠ, F., KOLAR, L., KOBEŠ, M., VOZENILKOVA, B., 2003: The impacts of various cultivation methods and permanent grassland use on the changes in *Taraxacum officinale* Web. cover rate. *Plant Soil and Environment*, roč. 49, s. 49-54.

- KNAPPE, S., KEESE, U., KALBITZ, K., 1997: Lysimeteruntersuchungen zur Wirkung von Flächenstillegungsmaßnahmen auf den Stickstoffaustrag und den Nitratgehalt von Sickerwasser von vier Bodenformen, s. 105-110. In: BRETTSCUH, S. (ed.), *Lysimeter und nachhaltige Landnutzung, Bericht über die 7. Lysimetertagung*, BAL Gumpenstein, Irnding, 184 s.
- KOLLÁROVÁ, M., 2007: *Zásady pro obhospodařování trvalých travních porostů*. Výzkumný ústav zemědělské techniky, Praha, 53 s.
- KOUKOURA, Z., KYRIAZOPOULOS, A., MANTZANAS, K., 2005: Effects of fertilization on floristic diversity and herbage production in a grazed natural rangeland. *Integrating Efficient Grassland Farming and Biodiversity*, roč. 10, s. 307-310.
- KOVÁČIK, P., LOŠÁK, T., VARGA, L., DUCSAY, L., HANÁČKOVÁ, E., 2012: *Výživa rostlin*. Slovenská Poľnohospodárska univerzita v Nitre, Nitra, 179 s.
- KOZÁKOVÁ, R., KAPLAN, M., 2006: Příspěvek pylové analýzy k rekonstrukci přírodních poměrů v okolí Libice nad Cidlinou. *Archeologické Rozhledy*, roč. 58, s. 540-549.
- KOZÁKOVÁ, R., POKORNÝ, P., HAVRDA, J., JANKOVSKÁ, V., 2009: The potential of pollen analyses from urban deposits: multivariate statistical analysis of a data set from the medieval city of Prague, Czech Republic. *Vegetation History and Archaeobotany*, roč. 18, s. 477-488.
- KRAJČOVIČ, V., 1988: Hodnota polopřírodních a přírodních travních porostů v ekosystéme hůrských oblastí. *Rostlinná výroba*, roč. 34, s. 115-124.
- KRÁLOVEC, J., RAIS, I., 1990: Vliv vodního a živného režimu půd na produktivitu travního porostu. In: *Optimalizace vodního režimu půd pro zemědělské kultivary*. VÚZPP, Praha, s. 45-54.
- KRÁLOVEC, J., LIPAŤSKÝ, J., 1991: Interaction of 4 contemporary applied nutrients in grassland yield. *Rostlinná Výroba*, roč. 37, s. 897-904.
- KRÁLOVEC, J., 1997: Změny agrochemických vlastností půd pod travními porosty z hlediska útlumu zemědělské výroby, s. 31-32. In: RICHTER, R., TRÁVNÍK, K. (eds): *Půdní úrodnost, sborník referátů z odborného semináře 12. 2. 1997*. MZLU Brno, 45 s.
- KRAMBERGER, B., GSELMAN, A., BOREC, A., KALIGARIC, M., 2005: Periodic very late cut of permanent grassland as a measure to facilitate self-reseeding of grasses. *Berichte über Landwirtschaft*, roč. 83, s. 431-446.
- KREBS, J.CH., 1999: *Ecological Methodology*. Benjamin/Cummings, Kalifornská univerzita, 620 s.
- KRUSE, M., STRANDBERG, M., STRANDBERG, B., 2000: *Ecological effects of Allelopathic Plants-A Review*. National Environmental Research Institute, Silkeborg, Denmark, NERI technical report, No. 315, 66 s.

- KUBÁT, K., HROUDA, L., CHRTEK, J., KAPLAN, Z., KIRSCHNER, J., ŠTĚPÁNEK, J. (eds.), 2002: *Klíč ke květeně České republiky*. Academia, Praha, 928 s.
- KUBÍKOVÁ, J., ŠKOP, M., KUBÁSEK, J., 2004: *Vícerozměrné Statistické Metody, I. Vydání-Výuková Skripta*. Statsoft, Praha, 59 s.
- KVAPILÍK, J., VANĚK, D., NOVÁ, V., 2002: Trvalé travní porosty a chov přežvýkavců v ČR, v kandidátských zemích a v EU, s. 48-61. In: ŘÍHA, J. (ed.), *Chov a šlechtění skotu pro konkurenceschopnou výrobu a obhospodařování drnového fondu*. Rapotín, 208 s.
- LAPINSHIENE, N., 1998: Effect of reclamation on the dynamics of aboveground and underground phytomass of cultured meadow communities in different ecotypes of Lithuania. *DEVELOPMENTS IN PLANT AND SOIL*, roč. 82, s. 61-73.
- LAŠTŮVKA, Z., KREJČOVÁ, P., 2000: *Ekologie*. Konvoj, Brno, 185 s.
- LEDGARD, S.F., SPROSEN, M.S., PENNO, J.W., RAJENDRAM, G.S., 2001: Nitrogen fixation by white clover in pastures grazed by dairy cows: Temporal variation and effects of relationships in a wet meadow. *Journal of Vegetation Science*, roč. 10, s. 219-230.
- LEHMAN, B., HEDIGER, W., 2004: The contribution of grassland to social benefits of agriculture an economic analysis. *Land use systems in grassland dominated regions*, roč. 9, s. 252-254.
- LEPŠ, J., 1999: Nutrient status, disturbance and competition: an experimental test of nitrogen fertilization. *Plant and Soil*, roč. 229, s. 177-187.
- LEPŠ, J., 2004a: Diversity and ecosystem function, s. 199-237, In: MAAREL, E. (ed.), *Vegetation Ecology*, Blackwell, Oxford, 395 s.
- LEPŠ, J., 2004b: Variability in population and community biomass in a grassland community affected by environmental productivity and diversity. *Oikos*, roč. 107, s. 64-71.
- LI, W., WEN, S.J., HU, W.X., DU, G.Z., 2011: Root-shoot competition interactions cause diversity loss after fertilization: A field experiment in an alpine meadow on the tibetan plateau. *Journal of Plant Ecology*, roč. 4, s. 138-146.
- LICHNER, S., MORHÁČ, P., ŠANTA, M., FOLKMAN, I., ŠINKOVIC, J., KVIETOK, J., LOBOTKA, I., 1977: *Lúky a pasienky*. Příroda, Bratislava, 423 s.
- LICHNER, S., KLESNIL, A., HALVA, E., 1983: *Krmovinárstvo*. Příroda, Bratislava, 548 s.
- LLOYD, M., GHELARDI, R.J., 1964: A Table for calculating the 'equitability' component of species diversity. *Journal of Animal Ecology*, roč. 33, s. 217-225.

- LORENTZEN, S., ROSCHER, C., SCHUMACHER, J., SCHULZE, E. D., SCHMID, B., 2008: Species richness and identity affect the use of aboveground space in experimental grasslands. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics*, roč. 10, s. 73-87.
- LOŽEK, V., 2007: *Zrcadlo minulosti: Česká a slovenská krajina v kvartéru*. Dokořán, Praha, 216 s.
- LUCERO, D.W., GRIEU, P., GUCKERT, A., 1999: Water deficit and plant competition effects on growth and water-use efficiency of white clover (*Trifolium repens*, L.) and ryegrass (*Lolium perenne* L.) mixtures. *European Journal of Agronomy*, roč. 11, s. 167-177.
- LUCIAN, C.M., GAVRIL, M.A., 2013: Influence of organic and mineral fertilisation on a permanent grassland biodiversity and floristic composition. *Current opinion in biotechnology. European Biotechnology Congress 2013, Supplement 1*, roč. 24, s. 72.
- MAGURRAN, A.E., 2004: *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, Oxford, 256 s.
- MAGYAR, E. I., BUCHGRABER, K., WARNER, D., SZEMAN, L., 2008: Influence of fertilisation and grassland management on the development of herbs on permanent grassland. *Acta Botanica Hungarica*, roč. 50, s. 143-158.
- MACHAR, I., DROBILOVÁ, L. (eds), 2012: *Ochrany přírody a krajiny v České republice, II. Díl*. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc, 798 s.
- MALOCH, M., 1952: *Krmovinárstvo I. diel. Lúkarstvo a pasienkárstvo. Základy náuky o pestovaní lúk a pasienkov*. Oráč Roľníckeho vydavateľstvo, Bratislava, 447 s.
- MANCHESTER, S.J., MCNALLY, S., TREWEEK, J.R., SPARKS, T.H., MOUNTFORD, J.O., 1999: The cost and practicality of techniques for the reversion of arable land to lowland wet grassland—an experimental study and review. *Journal of Environmental Management*, roč. 55, s. 91-109.
- MARGALEF, R., 1958: Information theory in ecology. *General Systems*, roč. 3, s. 36-71.
- MATIAS, N.G., BOAVIDA, M.J., 2005: Effects of catchment development on the trophic status of a deep and a shallow reservoir in Portugal. *Lake and Reservoir Management*, roč. 21, s. 350-360.
- MAUCHAMP, L., MOULY, A., BADOT, P.M., GILLET, F., 2014: Impact of management type and intensity on multiple facets of grassland biodiversity in the french jura mountains. *Applied Vegetation Science*, roč. 17, s. 645-657.
- MENDES, R.S., EVANGELISTA, L.R., THOMAZ, S.M., AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C., 2008: A unified index to measure ecological diversity and species rarity. *Ecography*, roč. 31, s. 450-456.

- MERUNKOVÁ, K., OTÝPKOVÁ, Z., CHYTRÝ, M., 2012: White Carpathian grasslands: can local ecological factors explain their extraordinary species richness? *Preslia*, roč. 84, s. 311-325.
- MÍCHAL, I., 1994: Ekologická stabilita. *Veronica*, Brno, 276 s.
- MICHALEC, M., 2001: Hnojenie trvalých trávnych porastov, s. 4-6 In: *Obhospodarovanie trvalých trávnych porastov*. VÚTPHP, Banská Bystrica, 81 s.
- MÍKA, V., 1983: Vliv NPK hnojení travních porostů na chuť a příjem píče zvířaty. *Agrochémia*, roč. 5, s. 138-140.
- MÍKA, V., HARAZIM, J., KALACH, P., KOHOUTEK, A., KOMÁREK, P., PAVLŮ, V., POZDÍŠEK, J., 1997: *Kvalita píče, 1. vydání*. Ústav zemědělských a potravinářských informací, Praha, 227 s.
- MÍKA, V. (ed.), 2002: *Morfogeneze trav*. VÚRV, Praha, 200 s.
- MLÁDEK, J., PAVLŮ, V., HEJCMAN, M., GAISLER, J. (eds.), 2006: *Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích*. VÚRV, Praha, 104 s.
- MOONEN, A.C., BARBERI, P., 2008: Functional biodiversity: an agro-ecosystem approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, roč. 127, s. 7-21.
- MRKVIČKA, J., VESELÁ, M., 1997: Progress of yields and botanical composition of permanent meadow stands in absence of N-fertilization. *Rostlinná výroba*, roč. 43, s. 565-570.
- MRKVIČKA, J., 1998: *Pastvinářství*. ČZU Praha, Praha, 81 s.
- MRKVIČKA, J., VESELÁ, M., 2001: *Vliv různých forem hnojení na botanické složení a výnosový potenciál porostu*. Ústav zemědělských a potravinářských informací, Praha, 27 s.
- MRKVIČKA, J., VESELÁ, M., 2002: The influence of long-term fertilization on species diversity and yield potential of permanent meadow stand. *Rostlinná výroba*, roč. 48, s. 69-75.
- MRKVIČKA, J., VESELÁ, M., KLIMEŠ, F., KOCOURKOVÁ, D., 2006: The changes of species richness and diversity of foxtail type stand during long-term fertilization. *Scientia Agriculturae Bohemica*, roč. 37, s. 41-48.
- MRKVIČKA, J., VESELÁ, M., 2007: Antropogenní zásahy a sukcese druhů lučního porostu, s. 72-75. In: NOVÁK, J., *Súčasnost' a perspektívy krmovinářského výskumu a vzdelávania v multifunkčnom využívaní krajiny*. SPU Nitra, Nitra, 248 s.
- MULLER, S., 1997: The post-glacial history of *Pulsatilla vernalis* and *Daphne cneorum* in Bitcherland, inferred from the phytosociological study of their current habitat. *Global Ecology and Biogeography Letters*, roč. 6, s. 129-137.

- NEUBERG, J., JEDLIČKA, J., ČERVENÁ, H., 1995: *Výživa a hnojení plodin*. Metodika, ÚZPI, Praha, 64 s.
- NEWTON, A., MUDGE, S.M., 2005: Lagoon-sea exchanges, nutrient dynamics and water quality management of the Ria Formosa (Portugal). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, roč. 62, s. 405-414.
- NIGGLI, U., NOSBERGER, J., LEHMANN, J., 1993: Effects of nitrogen-fertilization and cutting frequency on the competitive ability and the regrowth capacity of *Rumex obtusifolius* L. in several grass swards. *Weed Research*, roč. 33, s. 131-137.
- NISSINEN, O., HAKKOLA, H., 1995: Effects of plant species and harvesting system on grassland production in northern Finland. *Agricultural Science in Finland*, roč. 4, s. 479-495.
- NOVÁK, J., 1994: Botanical and production changes in ruderal grassland after non-tillage reseeding. *Rostlinná Výroba*, roč. 40, s. 1049-1056.
- NOVÁK, J., 2004: Evaluation of grassland quality. *Ekológia*, roč. 23, s. 127-143.
- NOVÁK, J., 2008: *Pasienky, lúky a trávniky*. Patria I. Spol. s.r.o., Prievidza, 708 s.
- NOVÁK, J., PETR, L., TREML, V., 2010: Late-Holocene human-induced changes to the extent of alpine areas in the East Sudetes, Central Europe. *Holocene*, roč. 20, s. 895-905.
- NOVOTNÝ, G., 2000: Pastva hospodářských zvířat v lesích českých zemí v minulosti. *Veronika*, roč. 14, s. 1-7.
- OBERGRUBER, G., 1991: Effects of mineral nitrogen fertilizing on quality of green forage. *Bodenkultur*, roč. 2, s. 21-30.
- ODSTRČILOVÁ, V., KOHOUTEK, A., KOMÁREK, P., NERUŠIL, P., 2010: Vliv frekvence sečení a úrovně hnojení na botanické složení trvalého travního porostu na fluvizemi glejové na Malé Hané v průměru roků 2003-2009, s. 130-138. In: Kohoutek, A. (ed.), *Kvalita píce z travních porostů a chov skotu v měnících se ekonomických podmínkách*, ÚZEI, Kunín, 147 s.
- OGUZ, I., 2012: The effect of planting, protection and fertilization applications on vegetation, soil properties, soil loss and soil water content in central anatolia degraded rangeland. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, roč. 7, s. 167-173.
- OHNO, T., GRUNES, D.L., 1985: Potassium-magnesium interactions affecting nutrient-uptake by wheat forage. *Soil Science Society of America Journal*, roč. 49, s. 685-690.
- OPITZ VON BOBERFELD, W., THEOBALD, P.C., LASER, H., 2003: Prediction of digestibility and energy concentration of winter pasture forage and herbage of low-input grassland-a comparison of methods. *Archives of Animal Nutrition*, roč. 57, s. 167-176.

- ÖSTER, M., ASK, K., COUSINS, S.A.O., ERIKSSON, O., 2009: Dispersal and establishment limitation reduces the potential for successful restoration of semi-natural grassland communities on former arable fields. *Journal of Applied Ecology*, roč. 46, s. 1266-1274.
- PÄRTEL, M., ZOBEL, M., ZOBEL, K., MAAREL, E., 1996: The species pool and its relation to species richness: evidence from Estonian plant. *Oikos*, roč. 75, s. 111-117.
- PÄRTEL, M., 2002: Local plant diversity patterns and evolutionary history at the regional scale. *Ecology*, roč. 83, s. 2361-2366.
- PÄRTEL, M., HELM, A., REITALU, T., LIIRA, J., ZOBEL, M., 2007: Grassland diversity related to the Late Iron Age human population density. *Journal of Ecology*, roč. 95, s. 574-582.
- PAVLŮ, V., HEJCMAN, M., 2003: Kvóty hospodářských zvířat a tvář krajiny. *Vesmír*, roč. 82, s. 435-436.
- PAVLŮ, I., ZÁPOTOCKÁ, M., 2007: *Archeologie pravěkých Čech 3, Neolit*. Archeologický ústav AVČR, Praha, 118 s.
- PAVLŮ, V., SCHELLBERG, J., HEJCMAN, M., 2011: Cutting frequency vs. N application: Effect of a 20-year management in *Iolico-cynosuretum* grassland. *Grass and Forage Science*, roč. 66, s. 501-515.
- PAVLŮ, V., GAISLER, J., PAVLŮ, L., HEJCMAN, M., LUDVÍKOVÁ, V., 2012: Effect of fertiliser application on plant species composition of *Festuca rubra* grassland under cutting management and its after effect under abandonment. *Acta Oecologica*, roč. 45, s. 42-49.
- PENK, J., 2001: *Mimoprodukční funkce zemědělství a ochrana krajiny*. Institut výchovy a vdělání, Mze ČR, Praha, 64 s.
- PETRÁŠEK, F., 1972: *Geneze chovu skotu v českých zemích*. Academia, Praha, 380 s.
- PETŘÍK, M., 1987: *Intenzivní pícninářství*. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 473 s.
- PIMM, S.L., 2002: Hat die Vielfalt des Lebens auf der Erde eine Zukunft? *Natur und Kultur*, roč. 3, s. 3-33.
- PLOTKIN, J.B., POTTS, M.D., LESLIE, N., MANOKARAN, N., LAFRANKIE, J., ASHTON, P.S., 2000: Species-area curves, spatial aggregation, and habitat specialization in tropical forests. *Journal of Theoretical Biology*, roč. 207, s. 81-99.
- POKORNÝ, P., 2005: Role of man in the development of Holocene vegetation in Central Bohemia. *Preslia*, roč. 77, s. 113-128.

- POSCHLOD, P., WALLISDEVRIES, M.F., 2002: The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands – lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation*, roč. 104, s. 361-376.
- POSCHLOD, P., BAUMANN, A., 2010: The historical dynamics of calcareous grasslands in the central and southern Franconian Jurassic mountains: a comparative pedoantracological and pollen analytical study. *The Holocene*, roč. 20, s. 13-23.
- PÖTSCH, M.E., BUCHGRABER, K., HAIN, E., 1994: Unkrautregulierung am Grünland, Sonderbeil, *Der Pflanzenarzt*, roč. 5, s. 1-12.
- POULÍK, Z., 1996: *Výživa a hnojení pícních kultur*. Institut výchovy a vzdělávání Mze ČR, Praha, 36 s.
- POZDÍŠEK, J., BJELKA, M., 2002: Výživa a krmení skotu v systému bez tržní produkce mléka, s. 165-173. In: KOHOUTEK, A., GOLDA, J. (eds), *Obhospodařování travních porostů a jejich využití skotem v době přibližování ČR do EU*. VÚRV, Praha, 231 s.
- PULLIN, A.S., BÁLDI, A., CAN, O.E., DIETERICH, M., KATI, V., LIVOREIL, B., LOVEI, G., MIHOK, B., NEVIN, O., SELVA, N., SOUSA-PINTO, I., 2009: Conservation focus on Europe: major conservation policy issues that need to be informed by conservation science. *Conservation Biology*, roč. 23, s. 818-824.
- RAMANKUTTY, N., FOLEY, J.A., 1999: Estimating historical changes in global land cover: croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles*, roč. 13, s. 997-1027.
- RATAJ, D., 1996: Trvalé travne porasty. In: KNOTEK, S. (ed.), *Průručka krmovinára*. VÚTPHP, Banská Bystrica, 258 s.
- REGAL, V., VESELÁ, M., 1980: Vliv stupňovaných dávek draslíku a fosforu na pícninářské vlastnosti travního porostu při intenzivní dusíkaté výživě. *Acta universitatis agriculturae*, roč. 28, s. 181-185.
- RIEDER, J.B., 1983: *Dauergrünland*. BLV-Verlagsgesellschaft, München, 192 s.
- ROOK, A.J., DUMONT, B., ISSELSTEIN, J., OSORO, K., WALLISDEVRIES, M.F., PARENTE, G., MILLS, J., 2004: Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures. *Biological Conservation*, roč. 119, s. 137-150.
- ROSE, L., LEUSCHNER, C., 2012: The diversity-productivity relationship in a permanent temperate grassland: Negative diversity effect, dominant influence of management regime. *Plant Ecology & Diversity*, roč. 5, s. 265-274.
- RUPRECHT, E., 2006: Successfully recovered grassland: a promising example from Romanian old-fields. *Restoration Ecology*, roč. 14, s. 473-480.
- RYBNÍČEK, K., RYBNÍČKOVÁ, E., 2004: Pollen analysis of sediments from the summit of the Praděd range in the Hrubý Jeseník Mts (Eastern Sudetes). *Preslia*, roč. 76, s. 331-347.

- RYDEN, J.C., BALL, P.R., GARWOOD, E.A., 1984: Nitrate Leaching from Grassland. *Nature*, roč. 311, s. 50-53.
- RYCHNOVSKÁ, M., 1980: Tvorba výnosů u lučních porostů, s. 308-332. In PETR, J., ČERNÝ, V., HRUŠKA, L., *Tvorba výnosů hlavních polních plodin*. SZN, Praha, 448 s.
- RYCHNOVSKÁ, M., BALÁTOVÁ, E., ÚLEHLOVÁ, B., PELIKÁN, J., 1985: *Ekologie lučních porostů*. Academia, Praha, 292 s.
- RYSER, P., LANGENAUER, R., GIGON, A., 1995: Species richness and vegetation structure in a limestone grassland after 15 years management with six biomass removal regimes. *Folia Geobotanica Phytotaxonomica*, roč. 30, s. 157-167.
- ŘEZNÍČKOVÁ, M., 2007: *TDD01 Molinietum caeruleae Koch 1926*, s. 210-213. In: CHYTRÝ M. (ed.), *Vegetace České republiky. 1. Travinná a keříčková vegetace [Vegetation of the Czech Republic. 1. Grassland and Heathland Vegetation]*. Academia, Praha, 528 s.
- SALA, O.E., CHAPIN, F.S., ARMESTO, J.J., BARLOW, E., BLOOMFIELD, J., DIRZO, R., HUBER-SANWALD, E., HUENNEKE, L.F., JACKSON, R.B., KINZIG, A., LEEMANS, R., LODGE, D.M., MOONEY, H.A., OESTERHELD, M., POFF, N.L., SYKES, M.T., WALKER, B.H., WALKER, M., WALL, D.H., 2000: Biodiversity-Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, roč. 287, s. 1770-1774.
- SAMMUL, M., KULL, K., TAMM, A., 2003: Clonal growth in a species-rich grassland: Results of a 20-year fertilization experiment. *Folia Geobotanica*, roč. 38, s. 1-20.
- SECORD, R., BLOCH, J.I., CHESTER, S.G.B., BOYER, D.M., WOOD, A.R., WING, S.L., KRAUS, M.J., MCINERNEY, F.A., KRIGBAUM, J. 2012: Evolution of the earliest horses driven by climate change in the Paleocene-Eocene Thermal Maximum. *Science*, roč. 335, s. 959-962.
- SHANNON, C.E., 1948: The mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*, roč. 27, s. 379-423.
- SCHADLER, M., ROTTSTOCK, T., BRANDL, R., 2008: Do nutrients and invertebrate herbivory interact in an artificial plant community? *Basic and Applied Ecology*, roč. 9, s. 550-559.
- SCHÄFFER, B., ATTINGER, W., SCHULIN, R., 2007: Compaction of restored soil by heavy agricultural machinery-soil physical and mechanical aspects. *Soil Tillage Restoration*, roč. 93, s. 28-43.
- SCHACHTSCHABEL, P., 1985: Beziehung zwischen dem durch K-Düngung erzielbaren Mehrertrag und dem K-Gehalt der Boden nach Feldversuchen in der Bundesrepublik Deutschland. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, roč. 148, s. 439-458.

- SCHMID, B., BAZZAZ, F. A., 1992: Growth-responses of rhizomatous plants to fertilizer application and interference. *Oikos*, roč. 65, s. 13-24.
- SCHMIDT, W., 2006: Biodiversity and plant productivity in a grassland succession: Effects of nutrient levels and disturbance regimes. *Polish Botanical Studies*, roč. 22, s. 437-448.
- SCHMIDT, W., 2007: How long does it take for diversity to return to species-poor *alopecurus pratensis* meadows? Results of permanent plot experiments following reduction of agricultural use intensity. *Hercynia*, roč. 40, s. 111-132.
- SILVERTOWN, J., POULTON, P., JONSTON, E., EDWARDS, G., HEARD, M., BISS, P., 2006: The Park Grass Experiment 1856-2006: its contribution to ecology. *Journal of Ecology*, roč. 94, s. 801-814.
- SIMPSON, E.H., 1949: Measurement of Diversity. *Nature*, roč. 163, s. 688-688.
- SINKOVIC, T., 2009: Plant diversity and species richness of ljubljana marsh grasslands under the influence of different cutting and fertilizing regimes. *Acta Agronomica Hungarica*, roč. 57, s. 197-203.
- SKLÁDANKA, J., 2007: Druhá diverzita travních porostů a její vztah k produkčním a mimoprodukčním funkcím, s. 24-32. In: SKLÁDANKA, J., VESELÝ, P., *Travní porosty jako krajnotvorný prvek*. MZLU, Brno, 60 s.
- SKLÁDANKA, J., 2008: *Produkce a kvalita vytrvalých trav a meziplodin jako zdrojů píče na konci vegetačního období*. Habilitační práce, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Brno, 188 s.
- SKLÁDANKA, J., VEČEREK, M., VYSKOČIL, I., 2009: *Multimediální učební texty travinné ekosystémy [online]*. Poslední aktualizace: 6. 1.2010 [cit. 06. 03. 2014]. Dostupné z: http://web2.mendelu.cz/af_222_multitext/trek/index.php?N=0&I=0
- SLAMKA, P., HANÁČKOVÁ, E., HOLÚBEK, I., 2006: Vplyv hnojenia trávnych porastov na úrodu sušiny a dusíkatých látok. *Scienta Agriculturae Bohemica*, roč. 2, s. 49-56.
- SLAVÍKOVÁ, J., 1986: *Ekologie rostlin*. Praha, SPN, 368 s.
- SOMMER, A., ČEREŠŇÁKOVÁ, Z., FRYDRYCH, Z., KRÁLÍK, O., KRÁLÍKOVÁ, Z., KRÁSA, A., PAJTÁŠ, M., PETRIKOVIČ, P., POZDÍŠEK, J., ŠIMEK, M., TRINÁCTÝ, J., VENCL, B., ZEMAN, L., 1994: *Potreba živin a výživná hodnota krmív pre hovädzí dobytok, ovce a kozy*. VUŽV, Nitra, 133 s.
- SOUSSANA, J.F., TALLEC, T., 2010: Can we understand and predict the regulation of biological N₂ fixation in grassland ecosystems? *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, roč. 88, s. 197-213.

- SPANGENBERG, J.H., 2007: Biodiversity pressure and the driving forces behind. *Ecological Economics*, roč. 61, s. 146-158.
- SPELLERBERG, I.F., 1995: *Monitorování ekologických změn*. Český ústav ochrany přírody, Brno, 186 s.
- STALEY, T.E., BELESKY, D.P., 2004: Nodulation and root growth of forage legumes sown into tall fescue swards. *Grass and Forage Science*, roč. 59, s. 399-405.
- STANCIC, Z., 2008: Classification of mesic and wet grasslands in northwest Croatia. *Biologia*, roč. 63, s. 1089-1103.
- STEVENS, C.J., DISE, N.B., MOUNTFORD, O.J., GOWING, D.J., 2004: Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science*, roč. 303, s. 1876-1879.
- STEVENSON, M.J., BULLOCK, J.M., WARD, L.K., 1995: Re-creating semi-natural communities: Effects of sowing rate on establishment of calcareous grasslands. *Restoration Ecology*, roč. 3, s. 279-289.
- STOATE, C., BÁLDI, A., BEJA, P., BOATMAN, N.D., HERZON, I., DOORN, A., SNOO, G.R., RAKOSY, L., RAMWELL, C., 2009: Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe. *Journal of Environmental Management*, roč. 91, s. 22-46.
- STRAKA, J., 1999: *Vývoj travních porostů ve vztahu k ekologickým charakteristikám*. Dizertační práce, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Brno, 137 s.
- ŠARAPATKA, B., 2008: *Zemědělství a krajina-cesty k vzájemnému souladu*. Univerzita Palackého, Olomouc, 271 s.
- ŠIMEK, M., 2003: *Základy nauky o půdě-3. Biologické procesy a cykly prvků*. Biologická fakulta JU, České Budějovice, 151 s.
- TAMMINEN, T., ANDERSON, T., 2007: Seasonal phytoplankton nutrient limitation patterns as revealed by bioassays over Baltic Sea gradients of salinity and eutrophication. *Marine Ecology Progress*, roč. 340, s. 121-138.
- TANG, L.L., WAN, K.Y., CHENG, C.P., LI, R.H., WANG, D.Z., PAN, J.F., TAO, Y., XIE, J., CHEN, G., 2014: Effect of fertilization patterns on the assemblage of weed communities in an upland winter wheat field. *Journal of Plant Ecology*, roč. 7, s. 39-50.
- TEDER, T., MOORA, M., ROOSALUSTE, E., ZOBEL, K., PÄRTEL, M., KÕLJALG, U., ZOBEL, M., 2007: Monitoring of biological diversity: a common-ground approach. *Conservation Biology*, roč. 21, s. 313-317.
- TELLERIA, J.L., RAMIREZ, A., PERZ-TRIS, J., 2005: Conservation of seed-dispersing migrant birds in Mediterranean habitats: shedding light on patterns to preserve processes. *Biological Conservation*, roč. 124, s. 493-502.

- TILMAN, D., KNOPS, J., WEDIN, D., REICH, P., RITCHIE, M., SIEMANN, E., 1997: The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, roč. 277, s. 1300-1302.
- TILMAN, D., REICH, P.B., KNOPS, J.M.H., 2006: Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. *Nature*, roč. 441, s. 629-632.
- TIŠLIAR, E., ZIMKOVÁ, M., CITAROVÁ, E., 2001: Úroda, floristické zloženie a kvalita krmu obnovených trávnych porasov. *Pol'nohospodárstvo*, roč. 47, s. 188-201.
- TIŠLIAR, E., CITAROVÁ, E., 2004: Možnosti a predpoklady zlepšovania úrodnosti TTP. *Naše pole*, roč. 8, s. 30-31.
- TIŠLIAR, E., CITAROVÁ, E., 2008: Obnova trvalého trávneho porastu po ukončení intenzívneho využívania. *Úroda*, roč. 56, s. 60-61.
- TOLASZ, R., 2007: *Atlas podnebí Česka: Climate atlas of Czechia. 1. vyd.* Český hydrometeorologický ústav, Praha, 255 s.
- TOMAŠKIN, J., ČUNDERLÍK, J., 2002: Structure of total grassland biomass in ecosystems of seminaturals, over-sown and renowated swards. In: *Ekológia trávneho porastu VI.* VÚTPHP, Banská Bystrica, s. 258-265.
- TORSSELL, B., ECKERSTEN, H., KORNHER, A., NYMAN, P., BOSTROM, U., 2007: Modelling carbon dynamics in mixed grass-red clover swards. *Agricultural Systems*, roč. 94, s. 273-280.
- TÖRÖK, P., VIDA, E., DEÁK, B., LENGYEL, S., TÓTHMÉRÉSZ, B., 2011: Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. *Biodiversity and Conservation*, roč. 20, s. 2311-2332.
- TOUCHETTE, B.W., FRANK, A., IANNACONE, L.R., TURNE, G., 2008: Drought susceptibility in emergent wetland angiosperms: A comparison of water deficit growth in five herbaceous perennials. *Wetlands Ecology and Management*, roč. 16, s. 485-497.
- TOUCHETTE, B.W., IANNACONE, L.R., TURNER, G., FRANK, A., 2010: Ecophysiological responses of five emergent-wetland plants to diminished water supply: An experimental microcosm study. *Aquatic Ecology*, roč. 44, s. 101-112.
- TREML, V., JANKOVSKÁ, V., PETR, L., 2008: Holocene dynamics of the alpine timberline in the High Sudetes. *Biologia*, roč. 63, s. 73-80.
- TUREK, F., 1993: *Uplatnění kříženců mezi jilkou a kostřavami v pícninářství podhorských poloh.* Metodika ÚZPI, Praha, 28 s.
- UHLIAROVÁ, E., ONDRÁŠEK, L., 2004: Štúdium súčasného stavu trávnych porastov vo vzťahu k ich funkcií v horskej krajine, s. 32-35. In: KRAJČOVIČ, V., MICHALEC, M. (eds.), *Využívanie trvalých trávnych porastov v horských a poľnohospodársky znevýhodnených oblastiach.* VÚTPHP, Banská Bystrica, 137 s.

- VAČKÁŘ, D. (ed.), 2005: *Ukazatele změn Biodiverzity*. Academia, Praha, 298 s.
- VARGOVÁ, V., 2012: *Floristicko-produkčné charakteristiky dlhodobého hnojenia údolných lúk*. Dizertační práce, Slovenská Poľnohospodárska univerzita v Nitre, Nitra, 150 s.
- VELICH, J., 1986: *Studium vývoje produkční schopnosti trvalých lučních porostů a drnového procesu při dlouhodobém hnojení a jeho optimalizace*. Vysoká škola zemědělská, Praha, 162 s.
- VELICH, J., 1994: *Pícninářství*. VŠZ v Praze, Praha, 204 s.
- VELICH, J., 1996: *Praktické lukařství*. Institut výchovy a vzdělání, Mze, Praha, 57 s.
- VESELÁ, M., MRKVIČKA, J., 2002: Výnosy a kvalita píce z travních porostů. *Úroda*, roč. 50, s. 14-15.
- VOIGLÄNDER, G., JACOB, H., 1987: *Grünlandwirtschaft und Futterbau*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 480 s.
- VORLÍČEK, Z., POULÍK, Z., 1985: *Využití kapalných hnojiv u víceletých pícnin na orné půdě*. VŠÚP, Troubsko, 85 s.
- VOZÁR, Ľ., JANČOVIČ, J., 2004: Diverzita antropogénne ovplyvnenej asociácie *Lolio-Cynosuretum Typicum* R.Tx. 1937. In: VOZÁR, Ľ., *Produkčné, ekologické a krajnotvorné funkcie trávnych ekosystémov a krmných plodín*. Sborník z mezinárodní vědecké konference 30. Zář 2004, SPU Nitra, Nitra, s. 136-143.
- VOZÁR, Ľ., 2009: *Možnosti využitia prerušovanej výživy dusikom v mätonohovo-hrebienkovom trávnom poraste*. SPU, Nitra, 84 s.
- VUJNOVIC, K., WEIN, R.W., DALE, M.R.T., 2002: Predicting plant species diversity in response to disturbance magnitude in grassland remnants of central alberta. *Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne De Botanique*, roč. 80, s. 504-511.
- WEAVER, J.E., 1958: Classification of root systems of forbs of grassland and a consideration of their significance. *Ecology*, roč. 39, s. 394-401.
- WHITEHEAD, D.C., 1995: *Grassland Nitrogen*. Cab International, Wallingford, 381 s.
- WHITTAKER, R.H., 1960: Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, roč. 30, s. 279-338.
- WILHM, J.L., 1967: Comparison of some diversity indices applied to populations of benthic macroinvertebrates in a stream receiving organic wastes. *Journal of Water Pollution Control Federation*, roč. 39, s. 1673-1683.

WILLEMS, J.H., VAN NIEUWSTADT, M.G.L., 1996: Long-term after effects of fertilization on above-ground phytomass and species diversity in calcareous grassland. *Journal of Vegetation Science*, roč. 7, s. 177-184.

WOJAHN, E., 1977: Review of 50 years grassland farming and trends of development in the further intensification of forage production in the German Democratic Republic, s. 3-29. In: WOJAHN, E., *Proceedings of the XIII International Grassland Congress*, Leipzig, 921 s.

WOODWARD, F.I., LOMAS, M.R., KELLY, C.K., 2004: Global climate and the distribution of plant biomes. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Biological Sciences*, roč. 359, s. 1465-1476.

ZALLER, J.G., 2004: Ecology and non-chemical control of *Rumex crispus* and *R. obtusifolius* (Polygonaceae): A review. *Weed Research*, roč. 44, s. 414-432.

ZECHMEISTER, H.G., SCHMITZBERGER, I., STEURER, B., PETERSEIL, J., WRBKA, T., 2003: The influence of land-use practices and economics on plant species richness in meadows. *Biological Conservation*, roč. 114, s. 165-177.

ZEMAN, L., DOLEŽAL, P., KOPŘIVA, A., MRKVICOVÁ, E., PROCHÁZKOVÁ, J., RYANT, P., SKLÁDANKA, J., STRAKOVÁ, E., SUCHÝ, P., VESELÝ, P., ZELENKA, J., 2006: *Výživa a krmění hospodářských zvířat*. Praha, Profipress, 360 s.

ZILLOTTO, U., GIANELLE, D., SCOTTON, M., 2002: Effect of the extensification on a permanent meadow in a high productive environment: 1-botanical aspects, s. 862-863. In: DURAND, J.L., EMILE, J.C., LEMAIRE, G. (eds.), *Multi-function grasslands, quality forages, animal products and landscapes*. Proceedings of the 19th General Meeting Of the European Grassland Federation, La Rochelle, France, 27-30 May 2002, AFPF, 1126 s.

9 PŘÍLOHY

Seznam tabulek v příloze

- Tab. 9.1 Zastoupení agrobotanických skupin [%] v jednotlivých letech (1995-2013) při třísečném využití
- Tab. 9.2 Zastoupení dominantních druhů v jednotlivých letech při třísečném využití (uvedené hodnoty vztažené k první seči značí průměry z variant nehnojeno, PK, 90N+PK a 180N+PK)
- Tab. 9.3 Závislosti mezi jednotlivými druhy a povětrnostními podmínkami ve sledovaném období (1993-2013) při třísečném využití
- Tab. 9.4 Zastoupení agrobotanických skupin [%] v jednotlivých letech (1996-2013) při dvousečném využití
- Tab. 9.5 Zastoupení dominantních druhů v jednotlivých letech při dvousečném využití (uvedené hodnoty vztažené k první seči značí průměry ze všech variant)
- Tab. 9.6 Kvalitativní zastoupení druhů v první seči ve třísečně využívaném porostu v jednotlivých letech a variantách (1. část)
- Tab. 9.6 Kvalitativní zastoupení druhů v první seči ve třísečně využívaném porostu v jednotlivých letech a variantách (2. část)
- Tab. 9.7 Kvalitativní zastoupení druhů v první seči ve dvousečně využívaném porostu v jednotlivých letech a variantách
- Tab. 9.8 Závislosti mezi jednotlivými druhy a povětrnostními podmínkami ve sledovaném období (2002-2013) při dvousečném využití
- Tab. 9.9 Vyhodnocení indexů druhové diverzity (upraveno dle JURKO, 1990)
- Tab. 9.10 Vliv ročníku a intenzity hnojení na Simpsonův index diverzity u třísečně využívaného porostu
- Tab. 9.11 Vliv ročníku a intenzity hnojení na Shannonův index diverzity u třísečně využívaného porostu
- Tab. 9.12 Počty druhů v jednotlivých letech a variantách při třísečném využití v první seči
- Tab. 9.13 Vliv ročníku a intenzity hnojení na Simpsonův index diverzity u dvousečně využívaného porostu
- Tab. 9.14 Vliv ročníku a intenzity hnojení na Shannonův index diverzity u dvousečně využívaného porostu
- Tab. 9.15 Počty druhů v jednotlivých letech a variantách při dvousečném využití v první seči
- Tab. 9.16 Průměrné počty druhů v jednotlivých letech ve třísečně využívaném porostu v první seči

- Tab. 9.17 Průměrné počty druhů v jednotlivých letech ve dvousečně využívaném porostu v první seči
- Tab. 9.18 Průměrná produkce sušiny píce v jednotlivých letech při třísečném využití (jedná se o průměry ze všech variant mimo variant dotovaných Mg z důvodu zahájení hnojení touto živinou až v roce 1997)
- Tab. 9.19 Závislosti mezi produkcí sušiny píce a druhovou diverzitou/druhovou pestrostí
- Tab. 9.20 Průměrná produkce sušiny píce v jednotlivých letech při dvousečném využití (jedná se o průměry ze všech variant)

Seznam obrázků v příloze

- Obr. 9.1 Graf závislosti *Alopecurus pratensis* L. a *Festuca rubra* L. při třísečném využití
- Obr. 9.2 Graf závislosti *Alopecurus pratensis* L. a *Poa* spp. při třísečném využití
- Obr. 9.3 Graf závislosti *Festuca pratensis* Huds. a *Agrostis* spp. při třísečném využití
- Obr. 9.4 Graf závislosti *Phleum pratense* L. a *Anthoxanthum odoratum* L. při třísečném využití
- Obr. 9.5 Graf závislosti agrobotanické skupiny ostatních bylin na agrobotanické skupině trav při třísečném využití
- Obr. 9.6 Graf závislosti *Juncus conglomeratus* L. a *Bistorta major* S. F. Gray při třísečném využití
- Obr. 9.7 Graf závislosti agrobotanické skupiny jetelovin na agrobotanické skupině trav při třísečném využití
- Obr. 9.8 Teplotní poměry v prvních pěti měsících jednotlivých hodnocených let v porovnání s dlouhodobými průměry
- Obr. 9.9 Srážkové úhrny v prvních pěti měsících jednotlivých hodnocených let v porovnání s dlouhodobými průměry
- Obr. 9.10 Graf závislosti *Alopecurus pratensis* L. na sumě teplot v prvních pěti měsících roku při třísečném využití
- Obr. 9.11 Graf závislosti *Lychnis flos-cuculi* L. na sumě teplot v prvních pěti měsících roku při třísečném využití
- Obr. 9.12 Graf závislosti *Agrostis* spp. na srážkových úhrnech v prvních pěti měsících roku při třísečném využití
- Obr. 9.13 Graf závislosti *Juncus conglomeratus* L. na srážkových úhrnech v prvních pěti měsících roku při třísečném využití
- Obr. 9.14 Graf závislosti *Taraxacum officinale* agg. na srážkových úhrnech v prvních pěti měsících roku při třísečném využití

- Obr. 9.15 Graf závislosti *Alopecurus pratensis* L. a *Festuca rubra* L. při dvousečném využití
- Obr. 9.16 Graf závislosti *Alopecurus pratensis* L. a *Antoxanthum odoratum* L. při dvousečném využití
- Obr. 9.17 Graf závislosti agrobotanické skupiny ostatních bylin na agrobotanické skupině trav při dvousečném využití
- Obr. 9.18 Graf závislosti *Bistorta major* S. F. Gray a *Ranunculus acris* L. při dvousečném využití
- Obr. 9.19 Graf závislosti *Bistorta major* S. F. Gray a *Juncus conglomeratus* L. při dvousečném využití
- Obr. 9.20 Graf závislosti *Ranunculus auricomus* L. a *Carex* spp. při dvousečném využití
- Obr. 9.21 Graf závislosti agrobotanické skupiny jetelovin na agrobotanické skupině trav při dvousečném využití
- Obr. 9.22 Graf závislosti *Festuca rubra* L. na sumě teplot v prvních pěti měsících roku při dvousečném využití
- Obr. 9.23 Graf závislosti *Ranunculus auricomus* agg. na sumě teplot v prvních pěti měsících roku při dvousečném využití
- Obr. 9.24 Graf závislosti *Sanguisorba officinalis* L. na srážkových úhrnech v prvních pěti měsících roku při dvousečném využití
- Obr. 9.25 Graf závislosti *Agrostis* spp. na srážkových úhrnech v prvních pěti měsících roku při dvousečném využití
- Obr. 9.26 Graf závislosti *Ranunculus acris* L. na srážkových úhrnech v prvních pěti měsících roku při dvousečném využití
- Obr. 9.27 Graf závislosti *Juncus conglomeratus* L. na srážkových úhrnech v prvních pěti měsících roku při dvousečném využití
- Obr. 9.28 Vliv intenzity využití a hnojení na zastoupení agrobotanických skupin (průměry ze všech sečí let 1996-2013)
- Obr. 9.29 Roční průměrné teploty jednotlivých hodnocených let v porovnání s dlouhodobými průměry
- Obr. 9.30 Roční srážkové úhrny jednotlivých hodnocených let v porovnání s dlouhodobými průměry
- Obr. 9.31 Graf závislosti produkce sušiny píce na srážkových úhrnech při třísečném využití
- Obr. 9.32 Dendogram klasifikace produkce sušiny píce jednotlivých let při třísečném využití

- Obr. 9.33 Graf analýzy hlavních komponent pro podobnost produkce sušiny píce jednotlivých let při třísečném využití
- Obr. 9.34 Dendogram klasifikace produkce sušiny píce jednotlivých let při dvousečném využití
- Obr. 9.35 Graf analýzy hlavních komponent pro podobnost produkce sušiny píce jednotlivých let při dvousečném využití
- Obr. 9.36 Klimadiagram pro rok 1992
- Obr. 9.37 Klimadiagram pro rok 1993
- Obr. 9.38 Klimadiagram pro rok 1994
- Obr. 9.39 Klimadiagram pro rok 1995
- Obr. 9.40 Klimadiagram pro rok 1996
- Obr. 9.41 Klimadiagram pro rok 1997
- Obr. 9.42 Klimadiagram pro rok 1998
- Obr. 9.43 Klimadiagram pro rok 1999
- Obr. 9.44 Klimadiagram pro rok 2000
- Obr. 9.45 Klimadiagram pro rok 2001
- Obr. 9.46 Klimadiagram pro rok 2002
- Obr. 9.47 Klimadiagram pro rok 2003
- Obr. 9.48 Klimadiagram pro rok 2004
- Obr. 9.49 Klimadiagram pro rok 2005
- Obr. 9.50 Klimadiagram pro rok 2006
- Obr. 9.51 Klimadiagram pro rok 2007
- Obr. 9.52 Klimadiagram pro rok 2008
- Obr. 9.53 Klimadiagram pro rok 2009
- Obr. 9.54 Klimadiagram pro rok 2010
- Obr. 9.55 Klimadiagram pro rok 2011
- Obr. 9.56 Klimadiagram pro rok 2012
- Obr. 9.57 Klimadiagram pro rok 2013
- Obr. 9.58 Klimadiagram pro období 1981-2010
- Obr. 9.59 Klimadiagram pro dlouhodobý normál (1961-1990)
- Obr. 9.60 Třísečný porost před sklizní
- Obr. 9.61 Dvousečný porost před sklizní
- Obr. 9.62 Sklizeň porostu
- Obr. 9.63 Vážení sklizené píce

Tab. 9.1 Zastoupení agrobotanických skupin [%] v jednotlivých letech (1995-2013) při třísečném využití

Rok/agrobotanická skupina	Trávy	Jeteloviny	Ostatní byliny
1995	66,7	7,8	25,4
1996	71,7	2,6	25,8
1997	66,8	1,7	31,5
1998	63,8	0,4	35,8
1999	63,1	3,9	33,0
2000	51,2	5,0	43,8
2001	60,2	2,5	37,3
2002	59,5	2,7	37,8
2003	56,8	4,5	38,6
2004	55,9	7,3	36,8
2005	68,4	1,9	29,7
2006	55,1	5,4	39,5
2007	54,0	6,6	39,4
2008	55,1	5,7	39,2
2009	53,5	3,6	42,9
2010	48,9	4,3	46,8
2011	53,3	5,8	40,9
2012	47,0	7,7	45,3
2013	52,7	4,6	42,6

Sřední hodnoty u jednotlivých let značí průměry ze všech variant a sečí.

Tab. 9.2 Zastoupení dominantních druhů v jednotlivých letech při třisečném využití (uvedené hodnoty vztažené k první seči značí průměry z variant nehnojeno, PK, 90N+PK a 180N+PK)

Druh/rok	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	Průměr
<i>Phleum pratense</i> L.	8,6	5,6	4,5	5,7	4,1	6,7	5,2	3,1	3,8	2,6	1,6	3,8	2,4	1,4	1,1	2,0	3,9	1,4	0,3	0,4	1,2	3,2
<i>Festuca rubra</i> L.	6,2	3,6	4,1	7,3	8,7	7,8	9,2	9,1	9,1	3,8	5,4	3,8	5,9	3,6	11,7	6,2	5,9	4,8	4,8	3,7	7,7	6,0
<i>Festuca pratensis</i> Huds.	2,2	0,7	1,3	0,5	2,1	0,5	0,8	4,1	2,3	1,3	0,4	0,4	0,8	0,0	1,2	5,2	0,4	0,3	0,1	0,1	0,4	1,1
<i>Poa</i> spp.	9,8 ^{abc}	10,8 ^{abc}	14,3 ^{abcd}	13,7 ^{abcd}	24,4 ^d	17,6 ^{cd}	16,1 ^{bcd}	12,5 ^{abc}	12,0 ^{abc}	15,5 ^{bcd}	7,0 ^{abc}	9,9 ^{abc}	13,9 ^{abcd}	15,0 ^{abcd}	8,4 ^{abc}	6,1 ^{ab}	8,0 ^{abc}	8,1 ^{abc}	4,3 ^a	5,3 ^{ab}	8,8 ^{abc}	11,0
<i>Deschampsia cespitosa</i> L.	1,1	1,8	2,7	0,6	1,5	1,6	3,2	1,3	0,1	1,7	5,9	2,3	2,0	1,3	0,9	0,9	0,8	1,6	2,0	0,7	1,3	1,6
<i>Alopecurus pratensis</i> L.	25,4 ^{abc}	27,5 ^{bc}	28,7 ^{bc}	40,0 ^c	15,0 ^{ab}	17,7 ^{ab}	13,7 ^{ab}	6,2 ^a	10,6 ^{ab}	19,8 ^{ab}	23,8 ^{abc}	23,8 ^{abc}	27,8 ^{bc}	21,0 ^{abc}	17,2 ^{ab}	22,3 ^{abc}	18,9 ^{ab}	21,1 ^{abc}	24,7 ^{abc}	14,7 ^{ab}	17,8 ^{ab}	19,9
<i>Agrostis</i> spp.	1,7	2,1	0,4	0,4	0,5	1,3	0,6	0,3	0,7	0,2	0,3	0,3	0,2	0,1	2,3	2,1	3,8	3,0	5,6	1,4	2,1	1,3
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	0,0	0,5	0,9	0,0	0,6	0,3	0,0	3,0	3,8	3,9	0,9	0,9	1,8	1,3	0,9	2,7	3,0	3,4	1,3	2,4	3,8	1,6
<i>Lychnis flos-euculi</i> L.	0,4 ^a	3,9 ^{ab}	2,9 ^{ab}	0,4 ^a	2,4 ^{ab}	0,8 ^a	1,9 ^{ab}	0,3 ^a	1,0 ^{ab}	2,1 ^{ab}	0,8 ^a	0,4 ^a	1,1 ^{ab}	2,6 ^{ab}	6,0 ^b	0,8 ^a	0,1 ^a	1,2 ^{ab}	3,3 ^{ab}	0,9 ^{ab}	1,1 ^{ab}	1,6
<i>Sanguisorba officinalis</i> L.	10,0	8,1	8,9	3,8	10,7	9,0	6,9	7,0	7,8	2,0	6,3	9,4	10,8	8,0	9,2	8,5	6,3	3,4	3,9	7,0	4,0	6,9
<i>Carex</i> spp.	0,9 ^a	0,9 ^a	1,0 ^a	1,0 ^a	2,3 ^{abc}	3,6 ^{abc}	7,7 ^{abc}	2,3 ^{abc}	2,1 ^{ab}	2,8 ^{abc}	9,7 ^c	3,0 ^{abc}	4,0 ^{abc}	3,9 ^{abc}	2,4 ^{abc}	1,6 ^{ab}	1,3 ^a	4,1 ^{abc}	8,9 ^{bc}	8,8 ^{bc}	5,2 ^{abc}	3,5
<i>Ranunculus acris</i> L.	5,9 ^{abc}	4,2 ^{abc}	3,0 ^{ab}	6,8 ^{abc}	1,9 ^a	2,0 ^a	3,0 ^{ab}	9,3 ^{bc}	6,2 ^{abc}	11,4 ^c	8,2 ^{abc}	5,7 ^{abc}	5,6 ^{abc}	4,8 ^{abc}	5,3 ^{abc}	5,1 ^{abc}	6,2 ^{abc}	8,5 ^{abc}	4,3 ^{abc}	5,3 ^{abc}	6,9 ^{abc}	5,4
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	4,9 ^{abcde}	0,4 ^{ab}	0,3 ^{ab}	0,4 ^{ab}	0,0 ^a	0,3 ^{ab}	0,3 ^{ab}	0,1 ^{ab}	1,6 ^{abc}	4,6 ^{abcd}	14,2 ^{ef}	9,4 ^{bcdef}	5,8 ^{abcde}	15,7 ^f	6,6 ^{abcdef}	4,9 ^{abcde}	4,6 ^{abcd}	10,3 ^{ctdef}	7,8 ^{abcdef}	11,4 ^{def}	7,2 ^{abcdef}	5,0
<i>Bistorta major</i> S. F. Gray	8,8	10,7	7,3	9,5	8,3	15,7	19,6	18,3	17,5	13,2	7,9	6,8	8,4	8,9	7,2	10,7	19,3	12,4	10,8	14,5	10,4	11,2
<i>Juncus conglomeratus</i> L.	3,0	2,3	0,9	3,9	2,6	5,7	4,8	6,0	1,6	0,9	1,6	1,1	0,6	0,6	2,5	1,2	1,6	4,6	5,5	6,1	5,9	2,9
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	2,0 ^{ab}	2,6 ^{ab}	2,5 ^{ab}	0,8 ^{ab}	1,8 ^{ab}	1,4 ^{ab}	0,6 ^{ab}	3,4 ^a	2,3 ^{ab}	1,1 ^{ab}	0,4 ^{ab}	2,3 ^{ab}	1,1 ^{ab}	1,0 ^{ab}	1,1 ^{ab}	2,3 ^{ab}	1,2 ^{ab}	0,7 ^{ab}	0,1 ^{ab}	0,2 ^{ab}	0,1 ^b	1,3
<i>Rumex acetosa</i> L.	0,0	0,0	0,0	0,3	0,5	0,0	0,7	4,9	0,6	3,2	0,6	0,4	0,3	0,8	2,4	2,9	3,9	1,7	0,3	1,4	1,1	1,2
<i>Trifolium repens</i> L.	0,0 ^a	1,6 ^{ab}	10,3 ^c	2,2 ^{abc}	1,2 ^a	0,7 ^a	1,3 ^a	4,1 ^{abc}	4,3 ^{abc}	0,6 ^a	1,9 ^{ab}	9,4 ^{bc}	2,5 ^{abc}	1,9 ^{ab}	6,7 ^{abc}	4,9 ^{abc}	3,1 ^{abc}	1,4 ^{ab}	5,5 ^{abc}	6,7 ^{abc}	4,9 ^{abc}	3,4

Průměrné hodnoty s rozdílnými horními indexy v řádcích značí statisticky průkazný rozdíl na hladině $P < 0,05$.

Tab. 9.3 Závislosti mezi jednotlivými druhy a povětrnostními podmínkami ve sledovaném období (1993-2013) při třísečném využití

	Vztah mezi teplotou a jednotlivými druhy		Vztah mezi srážkovými úhrny a jednotlivými druhy	
	Korelační koeficient (r)	Statistická průkaznost (p)	Korelační koeficient (r)	Statistická průkaznost (p)
<i>Phleum pratense</i> L.	0,0315	0,8892	-0,2962	0,1807
<i>Festuca rubra</i> L.	0,3183	0,1489	0,0511	0,8214
<i>Festuca pratensis</i> Huds.	0,3531	0,1070	0,0078	0,9725
<i>Poa</i> spp.	-0,1692	0,4515	0,2354	0,2915
<i>Deschampsia cespitosa</i> L.	-0,0347	0,8783	0,0588	0,7950
<i>Alopecurus pratensis</i> L.	-0,4151	0,0547	-0,2073	0,3546
<i>Agrostis</i> spp.	0,0267	0,2304	-0,5914	0,0037
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	0,0023	0,9919	0,2143	0,3383
<i>Lychnis flos-cuculi</i> L.	0,4177	0,0531	0,1643	0,4651
<i>Sanguisorba officinalis</i> L.	0,1754	0,4350	0,3117	0,1579
<i>Carex</i> spp.	-0,0114	0,9600	-0,2358	0,2907
<i>Ranunculus acris</i> L.	-0,0745	0,7417	0,2978	0,1782
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	-0,2650	0,2334	0,1978	0,3777
<i>Bistorta major</i> S. F. Gray	0,0243	0,2767	-0,2046	0,3611
<i>Juncus conglomeratus</i> L.	0,0948	0,6749	-0,4195	0,0520
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	0,2293	0,3046	0,4431	0,0389
<i>Rumex acetosa</i> L.	0,3600	0,0951	0,2354	0,2917
<i>Trifolium repens</i> L.	0,0857	0,7047	0,3017	0,1723

Tab. 9.4 Zastoupení agrobotanických skupin [%] v jednotlivých letech (1996-2013) při dvousečném využití

Rok/agrobotanická skupina	Trávy	Jeteloviny	Ostatní byliny
1996	77,3	3,5	19,2
1997	67,6	0,7	31,7
1998	66,1	0,1	33,8
1999	68,8	3,1	28,1
2000	64,6	4,5	31,0
2001	64,6	0,8	34,6
2002	65,4	0,4	34,2
2003	63,2	0,7	36,1
2004	55,9	7,7	36,4
2005	65,1	3,8	31,1
2006	49,9	3,6	46,5
2007	50,9	6,7	42,4
2008	57,0	3,1	39,9
2009	56,7	2,1	41,2
2010	61,0	1,7	37,3
2011	61,6	1,8	36,6
2012	59,8	7,1	33,1
2013	58,3	3,9	37,8

Střední hodnoty u jednotlivých let značí průměry ze všech variant a sečí.

Tab. 9.5 Zastoupení dominantních druhů v jednotlivých letech při dvousečném využití (uvedené hodnoty vztažené k první seči značí průměry ze všech variant)

Druh/rok	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	Průměr
<i>Phleum pratense</i> L.	5,0	2,6	1,6	3,3	3,0	4,5	2,5	4,4	3,7	1,9	1,8	4,5	3,2
<i>Festuca rubra</i> L.	4,6	3,1	5,3	1,5	0,7	6,0	2,6	1,5	2,3	1,3	1,8	2,9	2,8
<i>Poa</i> spp.	20,4 ^a	4,3 ^b	6,4 ^b	8,5 ^b	6,9 ^b	5,5 ^b	4,6 ^b	4,8 ^b	6,9 ^b	3,6 ^b	6,4 ^b	5,1 ^b	6,9
<i>Holcus lanatus</i> L.	0,6	1,0	1,0	2,0	0,6	7,4	2,6	1,3	5,5	1,6	1,0	11,3	3,0
<i>Alopecurus pratensis</i> L.	27,7 ^{abc}	47,4 ^c	38,6 ^{bc}	37,8 ^{abc}	28,9 ^{abc}	17,4 ^a	36,9 ^{abc}	33,3 ^{abc}	33,6 ^{abc}	38,0 ^{abc}	35,9 ^{abc}	22,1 ^{ab}	33,1
<i>Agrostis</i> spp.	1,0	0,3	0,4	0,8	0,2	0,5	0,2	0,6	2,5	5,6	5,3	4,6	1,8
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	2,5	0,9	1,3	3,7	2,0	4,0	5,9	4,2	3,3	1,0	2,4	2,8	2,8
<i>Angelica sylvestris</i> L.	0,6	0,0	1,2	0,8	0,7	2,0	1,4	0,4	0,5	0,8	2,0	1,9	1,0
<i>Lychnis flos-cuculi</i> L.	2,1	0,3	0,2	0,5	3,3	3,6	1,3	1,3	3,9	2,4	1,0	0,5	1,7
<i>Sanguisorba officinalis</i> L.	5,5 ^{ab}	6,5 ^{ab}	15,0 ^b	5,7 ^{ab}	9,2 ^{ab}	11,0 ^{ab}	12,0 ^{ab}	11,2 ^{ab}	3,2 ^a	2,1 ^a	4,7 ^{ab}	4,0 ^{ab}	7,5
<i>Carex</i> spp.	7,8	9,7	3,1	10,1	5,8	4,3	4,3	3,9	6,8	8,7	10,1	6,2	6,7
<i>Ranunculus acris</i> L.	3,4	4,0	3,2	3,0	2,4	3,4	3,7	2,8	3,7	4,9	5,4	6,7	3,9
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	0,7 ^a	3,7 ^{ab}	3,0 ^{ab}	1,9 ^{ab}	4,9 ^b	1,4 ^{ab}	0,6 ^a	1,9 ^{ab}	1,6 ^{ab}	2,7 ^{ab}	1,5 ^{ab}	3,6 ^{ab}	2,3
<i>Bistorta major</i> S. F. Gray	2,9	5,8	5,2	7,7	15,5	14,4	9,0	17,8	11,4	11,5	4,3	10,0	9,6
<i>Juncus conglomeratus</i> L.	6,5	5,0	2,2	1,4	2,7	1,2	1,6	0,5	2,0	5,8	4,4	4,2	3,1
<i>Rumex acetosa</i> L.	3,3 ^a	0,2 ^b	0,5 ^b	0,3 ^b	0,8 ^b	1,0 ^b	0,6 ^b	1,4 ^{ab}	1,3 ^{ab}	0,5 ^b	0,6 ^b	2,2 ^{ab}	1,1
<i>Trifolium repens</i> L.	0,2 ^a	0,5 ^a	6,1 ^b	2,9 ^{ab}	0,9 ^a	3,0 ^{ab}	1,8 ^a	0,5 ^a	0,3 ^a	1,1 ^a	3,3 ^{ab}	1,8 ^a	1,9

Průměrné hodnoty s rozdílnými horními indexy v řádcích značí statisticky průkazný rozdíl na hladině $P < 0,05$.

Tab. 9.8 Závislosti mezi jednotlivými druhy a povětrnostními podmínkami ve sledovaném období (2002-2013) při dvousečném využití

	Vztah mezi teplotou a jednotlivými druhy		Vztah mezi srážkovými úhrny a jednotlivými druhy	
	Korelační koeficient (r)	Statistická průkaznost (p)	Korelační koeficient (r)	Statistická průkaznost (p)
<i>Phleum pratense</i> L.	0,2055	0,5217	0,1819	0,5715
<i>Festuca rubra</i> L.	0,5069	0,0926	0,2065	0,5195
<i>Poa</i> spp.	0,1462	0,6502	0,1626	0,6137
<i>Holcus lanatus</i> L.	0,0209	0,9486	0,0870	0,7881
<i>Alopecurus pratensis</i> L.	-0,2861	0,3673	-0,3267	0,3000
<i>Agrostis</i> spp.	-0,0419	0,8971	-0,6081	0,0359
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	0,2914	0,3580	0,1493	0,6432
<i>Angelica sylvestris</i> L.	0,3107	0,3257	0,0773	0,8112
<i>Lychnis flos-cuculi</i> L.	0,1679	0,6020	0,1869	0,5608
<i>Sanguisorba officinalis</i> L.	0,1548	0,6309	0,4520	0,1401
<i>Carex</i> spp.	-0,1020	0,7525	-0,3270	0,2995
<i>Ranunculus acris</i> L.	-0,0200	0,9509	-0,5067	0,0927
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	-0,6130	0,0341	0,2685	0,3989
<i>Bistorta major</i> S. F. Gray	-0,0219	0,9461	0,1237	0,7016
<i>Juncus conglomeratus</i> L.	0,0824	0,7990	-0,4846	0,1103
<i>Rumex acetosa</i> L.	0,1127	0,7273	-0,0071	0,9826
<i>Trifolium repens</i> L.	0,0239	0,9413	0,2778	0,3820

Tab. 9.9 Vyhodnocení indexů druhové diverzity (upraveno dle JURKO, 1990)

Simpsonův index diverzity		Shannonův index diverzity	
< 2,5	velmi nízká	< 0,49	mimořádně nízká
2,5-4,99	nízká	0,5-0,99	velmi nízká
5-9,99	střední	1-1,69	polonízká
10-14,99	vysoká	1,7-2,49	nízká
15-29,9	velmi vysoká	2,5-3,29	nízká-střední
> 30	mimořádně vysoká	3,3-3,99	střední
		4-4,99	polovysoká
		5-6,99	vysoká
		7-9,99	velmi vysoká
		> 10	mimořádně vysoká

Tab. 9.10 Vliv ročníku a intenzity hnojení na Simpsonův index diverzity u třísečně využívaného porostu

Simpsonův index diverzity (D)				
Rok/varianta	Nehnojeno	PK	90N+PK	180N+PK
1993	5,8	5,4	6,1	4,1
1994	8,5	6,5	5,8	3,8
1995	7,5	7,6	3,8	2,5
1996	5,2	4,9	4,1	2,5
1997	7,6	9,8	5,0	2,3
1998	6,0	6,8	6,1	4,8
1999	6,6	7,4	4,5	3,0
2000	7,3	7,6	5,3	7,6
2001	10,2	5,4	8,5	6,0
2002	8,1	6,0	7,5	4,0
2003	6,6	6,8	3,9	5,0
2004	8,1	6,2	4,8	3,1
2005	9,8	7,2	4,7	3,0
2006	7,5	8,4	4,5	4,7
2007	7,4	9,7	5,2	6,5
2008	6,1	8,2	4,7	6,4
2009	6,1	4,8	4,8	5,7
2010	7,6	8,6	4,1	6,8
2011	6,1	7,9	5,4	4,0
2012	6,6	8,1	5,3	6,4
2013	9,0	9,1	5,9	6,2

Průměrné hodnoty u jednotlivých let jsou vztažené k první seči.

Tab. 9.11 Vliv ročníku a intenzity hnojení na Shannonův index diverzity u třísečně využívaného porostu

Shannonův index diverzity (H)				
Rok/varianta	Nehnojeno	PK	90N+PK	180N+PK
1993	2,1	2,1	2,0	1,7
1994	2,4	2,3	2,0	1,6
1995	2,3	2,3	1,6	1,3
1996	1,9	1,9	1,6	1,2
1997	2,3	2,6	2,0	1,4
1998	2,1	2,2	2,1	1,8
1999	2,2	2,3	1,8	1,5
2000	2,3	2,3	1,9	2,2
2001	2,6	2,1	2,4	2,0
2002	2,4	2,1	2,3	1,8
2003	2,1	2,2	1,7	1,8
2004	2,4	2,2	2,0	1,6
2005	2,6	2,3	1,9	1,4
2006	2,4	2,4	1,8	1,8
2007	2,2	2,5	2,0	2,2
2008	2,3	2,4	2,0	2,2
2009	2,1	2,1	1,9	1,9
2010	2,3	2,4	1,9	2,2
2011	2,1	2,4	2,0	1,8
2012	2,2	2,3	2,2	2,1
2013	2,4	2,5	2,2	2,1

Průměrné hodnoty u jednotlivých let jsou vztažené k první seči.

Tab. 9.12 Počty druhů v jednotlivých letech a variantách při třísečném využití v první seči

Rok/varianta	Trávy			Jeteloviny			Ostatní byliny			Druhů celkem						
	Nehmojeno	PK	90N+PK	Nehmojeno	PK	90N+PK	Nehmojeno	PK	90N+PK	Nehmojeno	PK	90N+PK				
1993	8	10	8	9	1	1	0	0	12	11	11	8	21	22	19	17
1994	10	10	9	11	2	2	1	0	15	16	13	9	27	28	23	20
1995	9	10	7	8	3	3	0	0	11	11	11	8	23	24	18	16
1996	8	6	9	5	1	3	1	0	11	13	10	6	20	22	20	11
1997	9	9	12	6	4	4	1	0	12	16	16	10	25	29	29	16
1998	8	9	10	7	2	2	0	0	13	15	13	9	23	26	23	16
1999	7	7	10	7	1	2	1	0	15	19	14	14	23	28	25	21
2000	9	9	11	8	2	3	1	1	14	15	15	14	25	27	27	23
2001	8	10	10	8	3	1	1	0	18	15	18	14	29	26	29	22
2002	9	12	10	10	1	2	1	1	18	20	16	16	28	34	27	27
2003	7	8	10	6	1	2	1	1	15	14	12	13	23	24	23	20
2004	10	9	8	9	3	3	0	1	18	14	15	14	31	26	23	24
2005	9	8	8	6	2	3	2	1	18	15	10	14	29	26	20	21
2006	8	8	6	5	2	3	1	1	18	17	17	19	28	28	24	25
2007	9	10	9	8	2	3	2	1	19	21	15	18	30	34	26	27
2008	11	8	9	7	2	4	2	1	18	17	17	16	31	29	28	24
2009	8	8	9	7	2	3	2	1	16	19	17	14	26	30	28	22
2010	8	9	7	8	1	3	1	1	15	18	12	14	24	30	20	23
2011	6	9	8	7	1	2	1	1	14	17	16	18	21	28	25	26
2012	7	8	8	8	3	3	1	1	15	14	18	18	25	25	27	27
2013	9	8	8	7	3	3	1	1	18	21	17	15	30	32	26	23

Tab. 9.13 Vliv ročníku a intenzity hnojení na Simpsonův index diverzity u dvousečně využívaného porostu

Simpsonův index diverzity (D)				
Rok/varianta	Nehnojeno	PK	90N+PK	180N+PK
2002	7,6	5,0	5,2	2,6
2003	6,3	3,5	3,0	1,9
2004	5,4	6,2	4,2	1,9
2005	4,2	7,3	2,2	2,4
2006	4,4	5,4	4,2	3,6
2007	7,5	8,5	4,8	3,4
2008	7,8	5,9	2,6	2,6
2009	5,6	7,1	3,5	2,4
2010	6,0	4,1	4,3	3,8
2011	4,2	4,8	2,4	3,4
2012	5,3	6,8	2,6	2,4
2013	7,1	7,7	3,8	3,9

Průměrné hodnoty u jednotlivých let jsou vztažené k první seči.

Tab. 9.14 Vliv ročníku a intenzity hnojení na Shannonův index diverzity u dvousečně využívaného porostu

Shannonův index diverzity (H)				
Rok/varianta	Nehnojeno	PK	90N+PK	180N+PK
2002	2,4	2,0	2,0	1,2
2003	2,2	1,5	1,6	1,0
2004	2,0	2,1	1,6	1,0
2005	2,1	2,3	1,4	1,3
2006	2,0	2,2	1,7	1,7
2007	2,3	2,4	2,0	1,6
2008	2,3	2,1	1,5	1,4
2009	2,0	2,2	1,7	1,2
2010	2,2	1,9	1,9	1,6
2011	1,9	2,1	1,3	1,6
2012	2,2	2,2	1,6	1,3
2013	2,3	2,3	1,9	1,7

Průměrné hodnoty u jednotlivých let jsou vztažené k první seči.

Tab. 9.15 Počty druhů v jednotlivých letech a variantách při dvousečném využití v první seči

Rok/varianta	Trávy			Jeteloviny			Ostatní byliny			Druhů celkem						
	Nehojeno	PK	90N+PK	180N+PK	Nehojeno	PK	90N+PK	180N+PK	Nehojeno	PK	90N+PK	180N+PK				
2002	10	9	10	8	2	1	2	0	17	15	13	9	29	25	25	17
2003	7	9	8	7	1	2	0	0	17	11	11	12	25	22	19	19
2004	6	10	8	5	3	3	0	1	14	11	13	12	23	24	21	18
2005	8	10	10	8	3	3	1	1	16	11	15	12	27	24	26	21
2006	8	7	7	7	3	5	0	1	13	15	13	17	24	27	20	25
2007	9	9	7	9	3	3	1	1	14	15	17	17	26	27	25	27
2008	7	9	9	8	3	2	1	0	16	17	15	15	26	28	25	23
2009	7	10	7	7	3	3	1	1	14	13	17	11	24	26	25	19
2010	8	8	9	7	3	2	1	0	18	15	15	12	29	25	25	19
2011	8	8	9	8	3	2	1	1	16	13	17	14	27	23	27	23
2012	8	9	7	8	3	2	1	1	19	18	17	16	30	29	25	25
2013	7	8	9	7	4	2	1	2	19	15	18	16	30	25	28	25

Tab. 9.16 Průměrné počty druhů v jednotlivých letech ve třísečně využívaném porostu v první seči

Rok	Trávy	Jeteloviny	Ostatní byliny	Druhů celkem
1993	9	1	11	20
1994	10	1	13	25
1995	9	2	10	20
1996	7	1	10	18
1997	9	2	14	25
1998	9	1	13	22
1999	8	1	16	24
2000	9	2	15	26
2001	9	1	16	27
2002	10	1	18	29
2003	8	1	14	23
2004	9	2	15	26
2005	8	2	14	24
2006	7	2	18	26
2007	9	2	18	29
2008	9	2	17	28
2009	8	2	17	27
2010	8	2	15	24
2011	8	1	16	25
2012	8	2	16	26
2013	8	2	18	28

Tab. 9.17 Průměrné počty druhů v jednotlivých letech ve dvousečně využívaném porostu v první seči

Rok	Trávy	Jeteloviny	Ostatní byliny	Druhů celkem
2002	9	1	14	24
2003	8	1	13	21
2004	7	2	13	22
2005	9	2	14	25
2006	7	2	15	24
2007	9	2	16	26
2008	8	2	16	26
2009	8	2	14	24
2010	8	2	15	25
2011	8	2	15	25
2012	8	2	18	27
2013	8	2	17	27

Tab. 9.18 Průměrná produkce sušiny píce [$t \cdot ha^{-1}$] v jednotlivých letech při třísečném využití (jedná se o průměry ze všech variant mimo variant dotovaných Mg z důvodu zahájení hnojení touto živinou až v roce 1997)

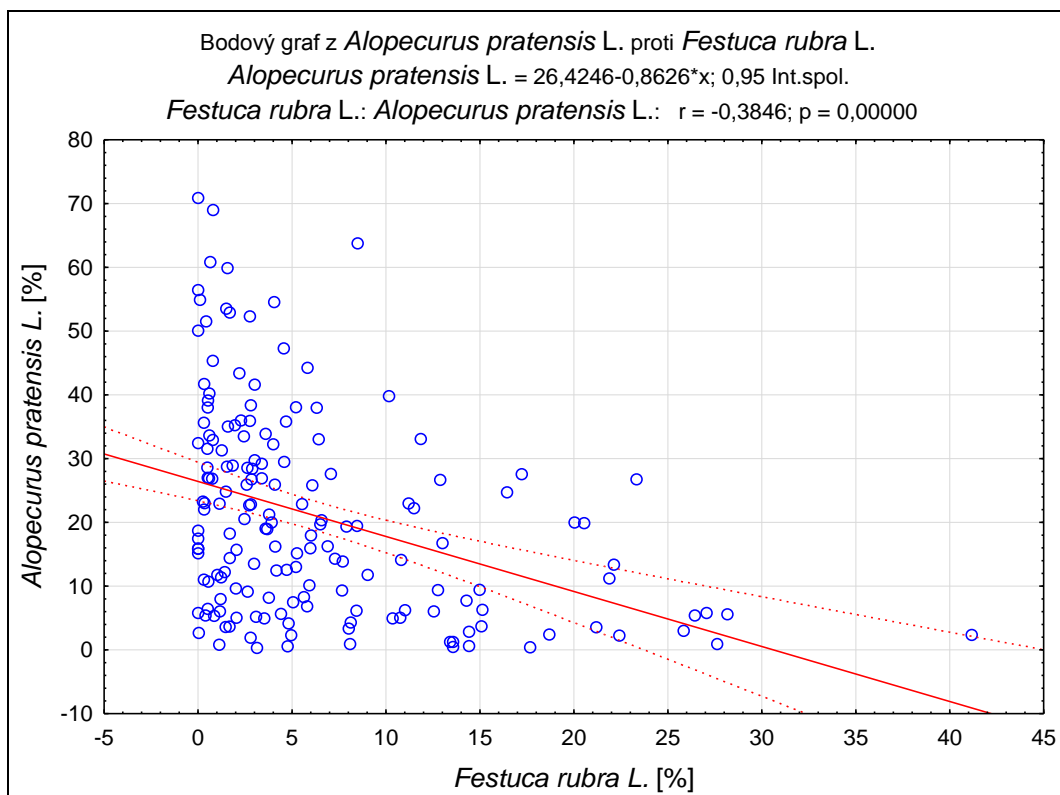
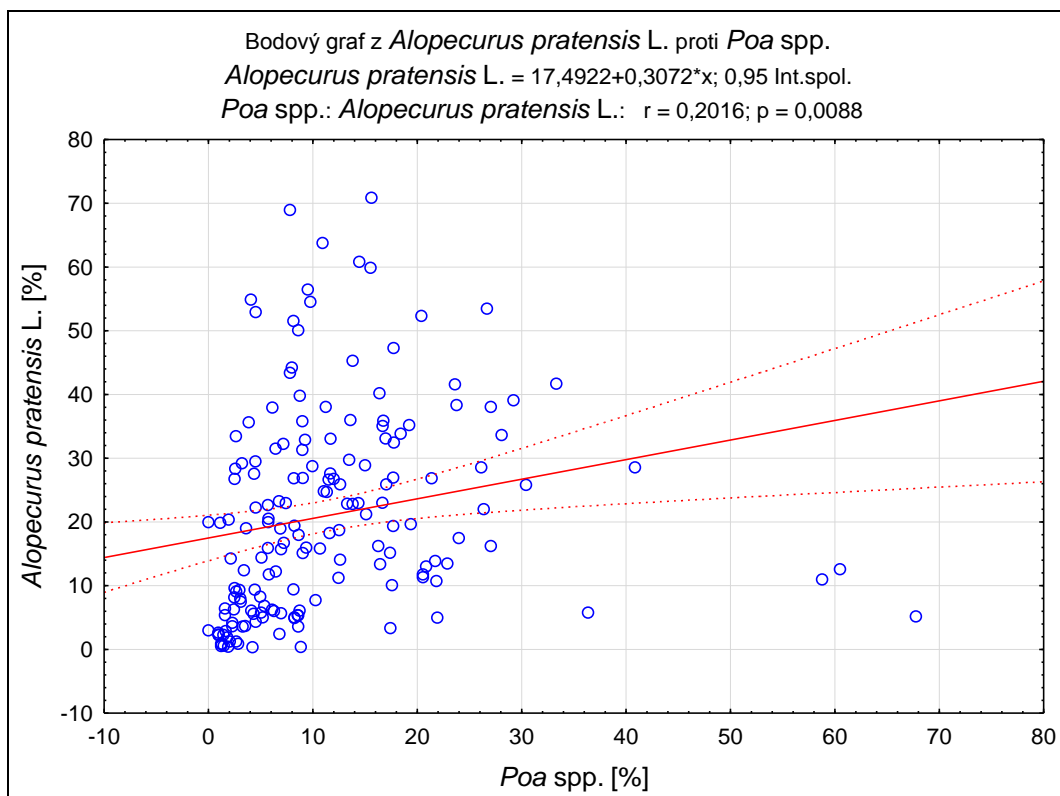
Rok/seč	1. seč	2. seč	3. seč	Celkem
1993	3,7	2,4	0,5	6,6
1994	4,4	1,6	1,5	7,5
1995	4,9	2,5	0,7	8,1
1996	3,1	2,3	0,5	5,9
1997	4,1	2,1	0,5	6,8
1998	2,7	1,8	0,5	5,0
1999	4,0	1,6	0,6	6,3
2000	2,7	1,8	1,2	5,7
2001	4,2	1,9	0,9	7,0
2002	3,2	3,2	1,0	7,3
2003	2,9	1,5	0,7	5,1
2004	3,1	2,6	1,5	7,2
2005	3,3	2,4	0,8	6,5
2006	2,8	2,1	1,1	6,0
2007	4,2	2,1	0,8	7,1
2008	3,6	2,3	1,0	6,9
2009	3,0	2,1	1,1	6,2
2010	2,7	2,1	0,9	5,7
2011	3,0	2,4	1,2	6,6
2012	2,6	2,6	1,2	6,4
2013	3,3	1,6	0,8	5,7
Průměr	3,4	2,1	0,9	6,4

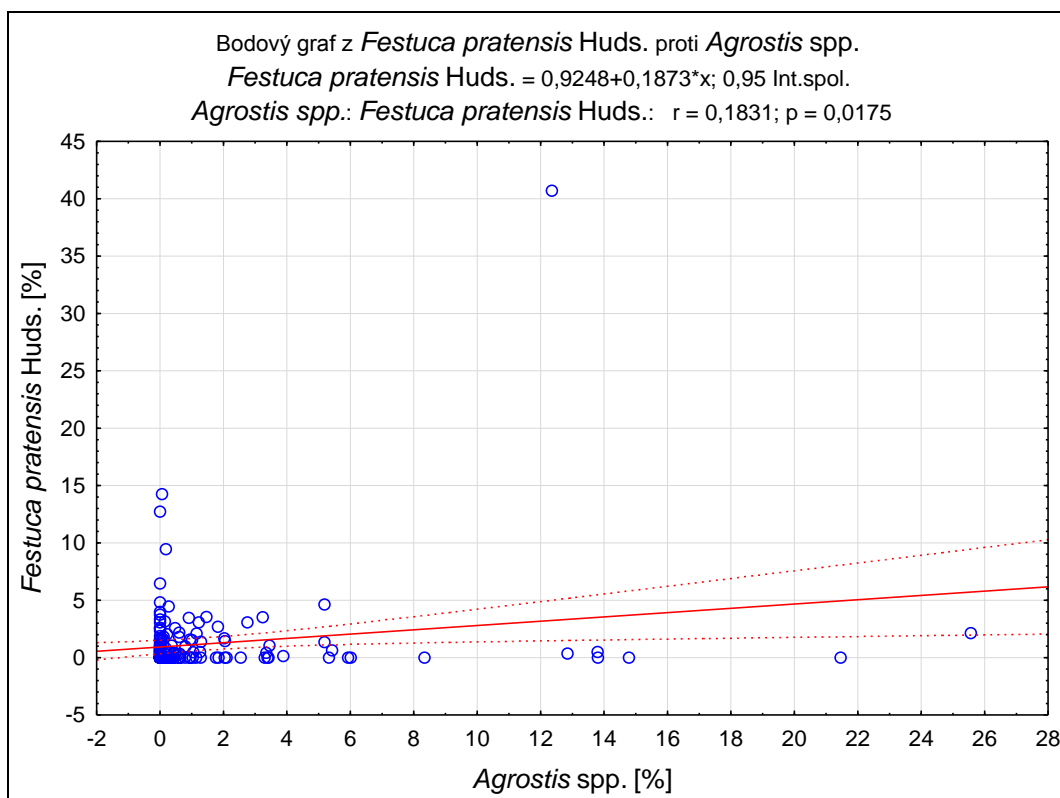
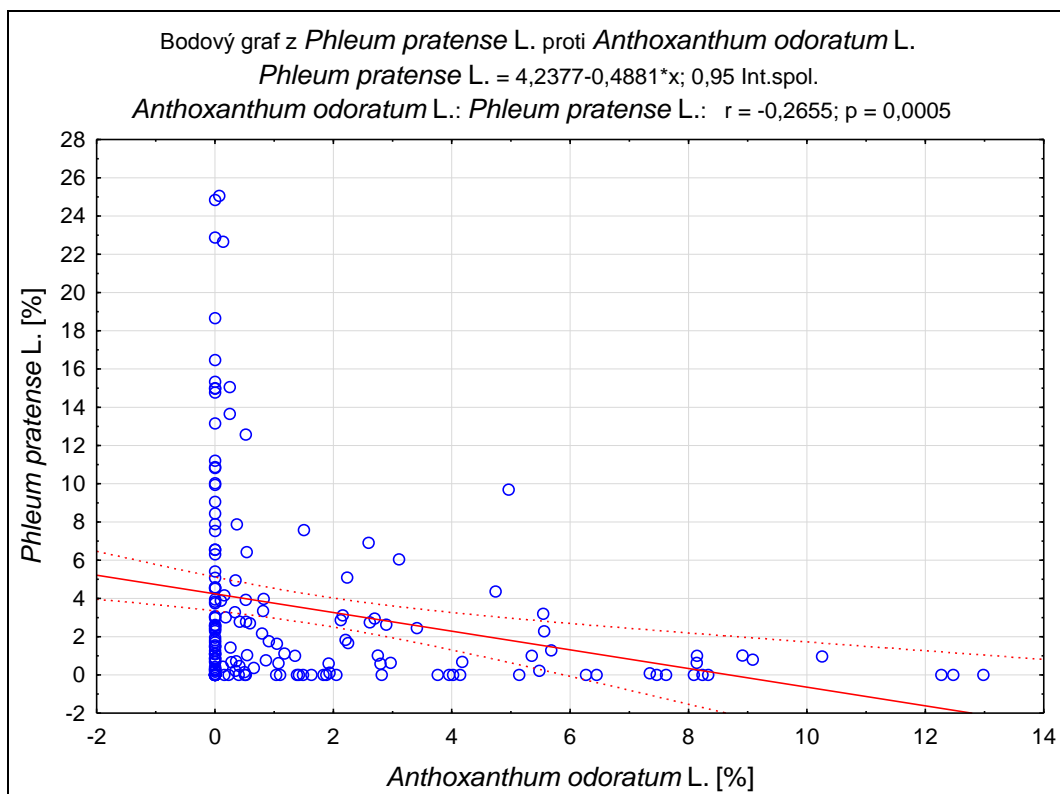
Tab. 9.19 Závislosti mezi produkcí sušiny píce a druhovou diverzitou/druhovou pestrostí

Sledovaná závislost	Korelační koeficient (r)	Statistická průkaznost (p)
Třísečné využití		
Produkce sušiny × Simpsonův index diverzity	0,0163	0,9442
Produkce sušiny × Shannonův index diverzity	0,0855	0,7125
Produkce sušiny × Druhová pestrost	0,1972	0,3915
Dvousečné využití		
Produkce sušiny × Simpsonův index diverzity	0,1907	0,5527
Produkce sušiny × Shannonův index diverzity	0,132	0,6827
Produkce sušiny × Druhová pestrost	0,0923	0,7755

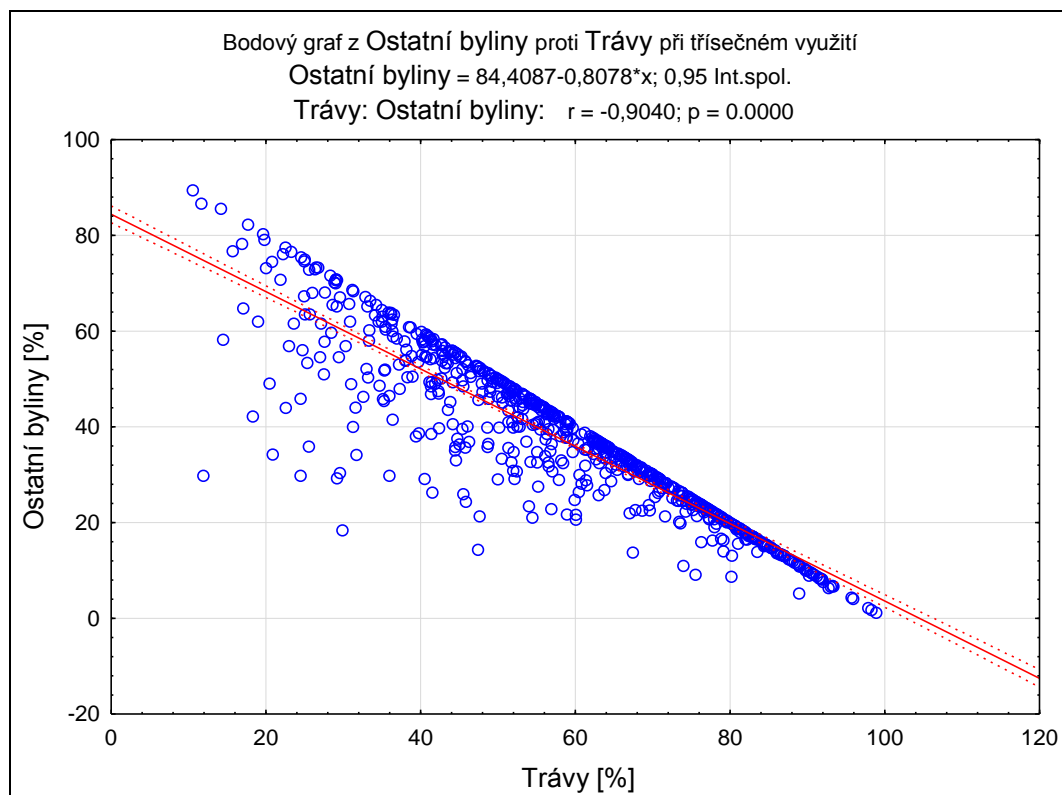
Tab. 9.20 Průměrná produkce sušiny píce [$t \cdot ha^{-1}$] v jednotlivých letech při dvousečném využití (jedná se o průměry ze všech variant)

Rok/seč	1. seč	2. seč	Celkem
1996	4,5	2,4	6,9
1997	4,8	1,6	6,4
1998	2,7	1,9	4,6
1999	4,2	1,6	5,8
2000	3,6	2,1	5,7
2001	4,9	2,4	7,2
2002	4,8	2,2	7,1
2003	3,4	1,6	4,9
2004	3,5	2,3	5,8
2005	4,0	2,1	6,2
2006	3,7	1,7	5,5
2007	4,6	1,5	6,1
2008	4,7	2,2	6,8
2009	3,6	1,9	5,5
2010	3,7	2,0	5,7
2011	4,2	2,1	6,4
2012	3,1	2,1	5,2
2013	3,8	1,4	5,2
Průměr	4,0	2,0	5,9

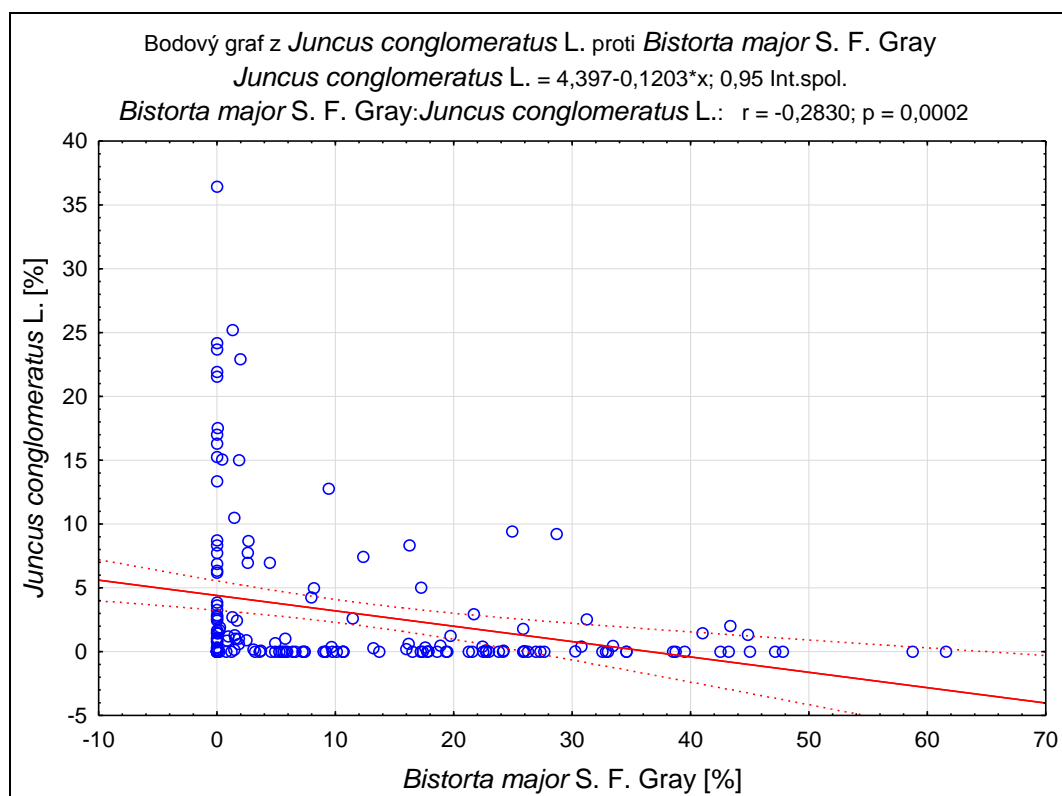
Obr. 9.1 Graf závislosti *Alopecurus pratensis* L. a *Festuca rubra* L. při třísečném využitíObr. 9.2 Graf závislosti *Alopecurus pratensis* L. a *Poa* spp. při třísečném využití

Obr. 9.3 Graf závislosti *Festuca pratensis* Huds. a *Agrostis* spp. při třísečném využitíObr. 9.4 Graf závislosti *Phleum pratense* L. a *Anthoxanthum odoratum* L. při třísečném využití

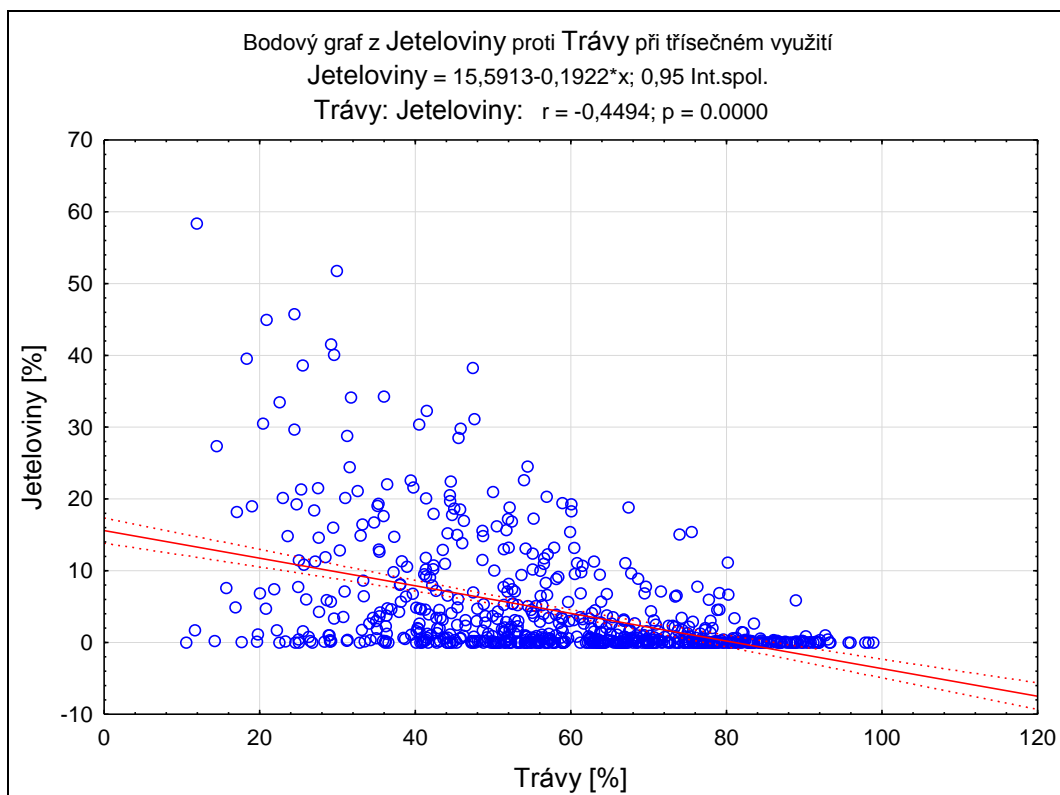
Obr. 9.5 Graf závislosti agrobotanické skupiny ostatních bylin na agrobotanické skupině trav při třísečném využití



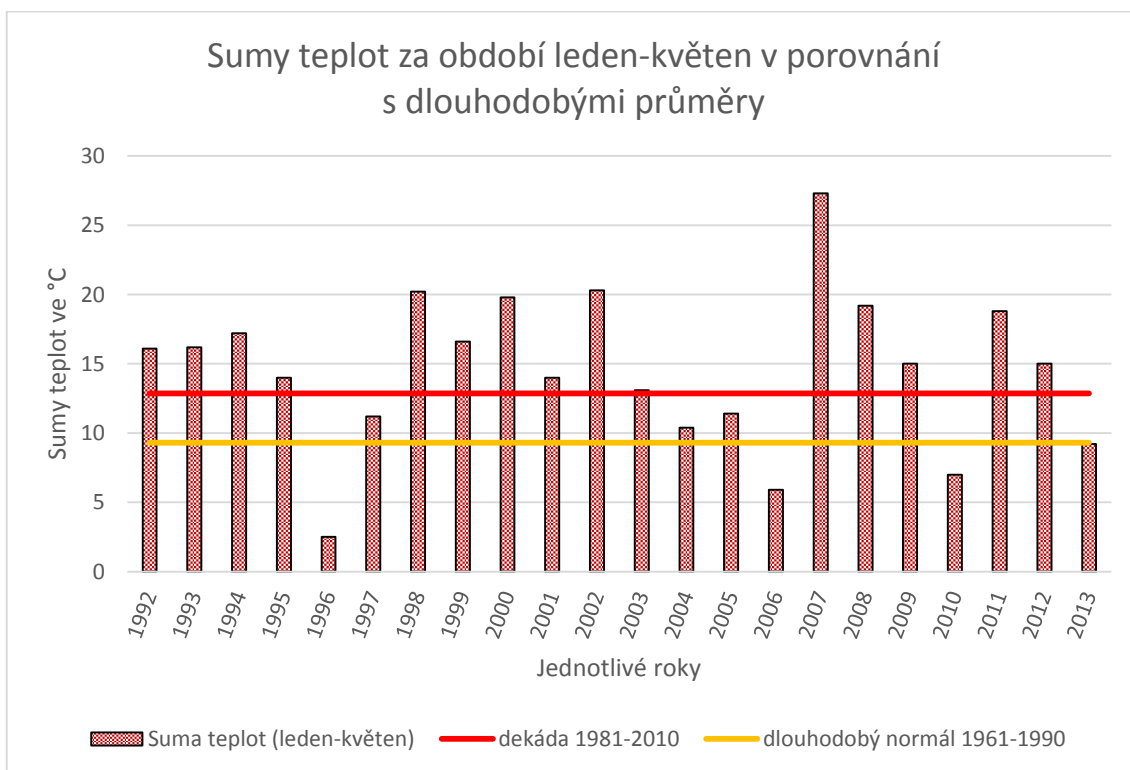
Obr. 9.6 Graf závislosti *Juncus conglomeratus* L. a *Bistorta major* S. F. Gray při třísečném využití



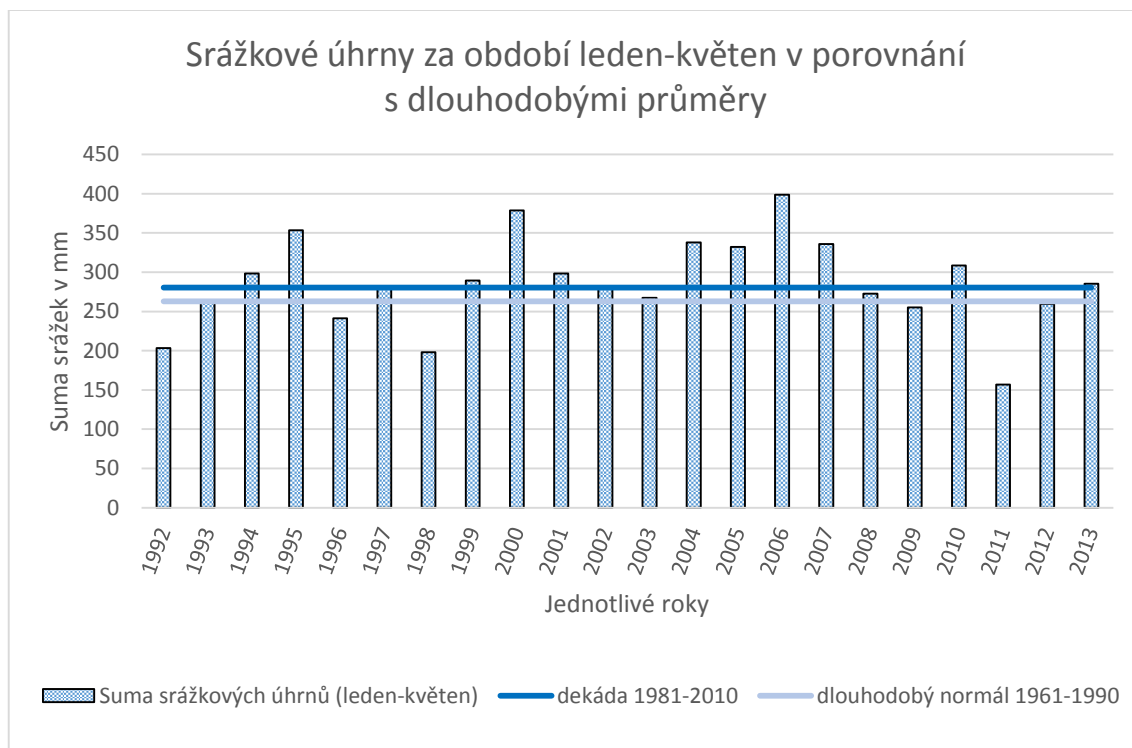
Obr. 9.7 Graf závislosti agrobotanické skupiny jetelovin na agrobotanické skupině trav při třísečném využití



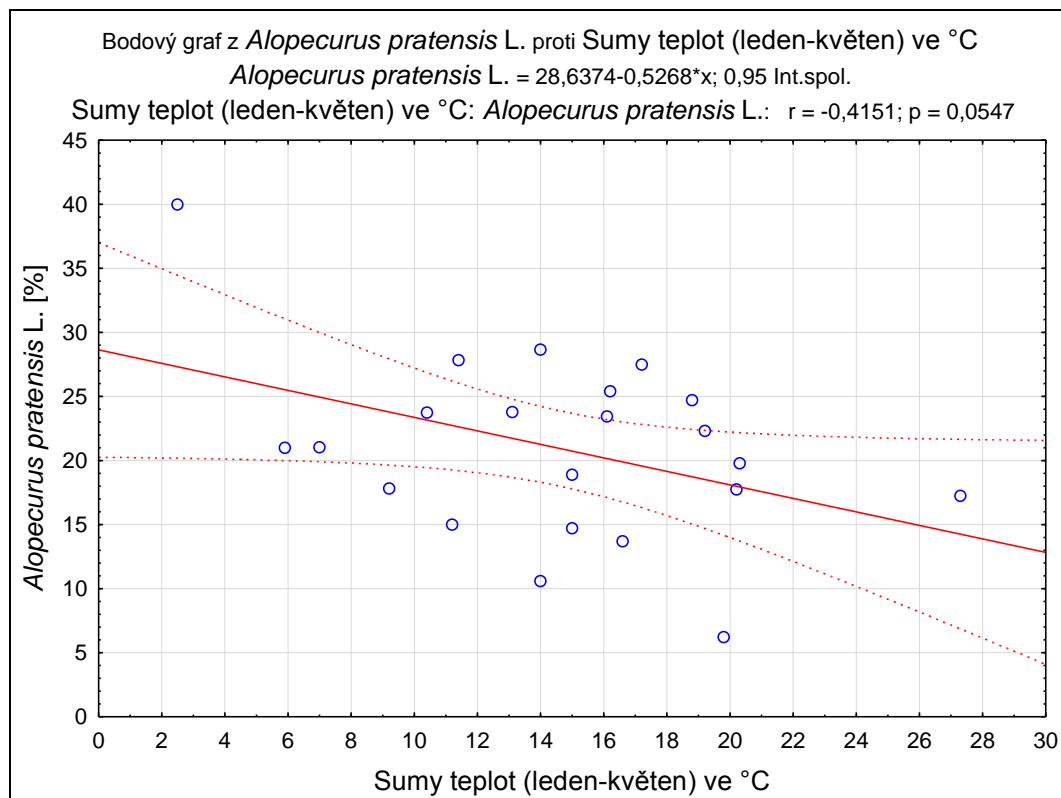
Obr. 9.8 Teplotní poměry v prvních pěti měsících jednotlivých hodnocených let v porovnání s dlouhodobými průměry



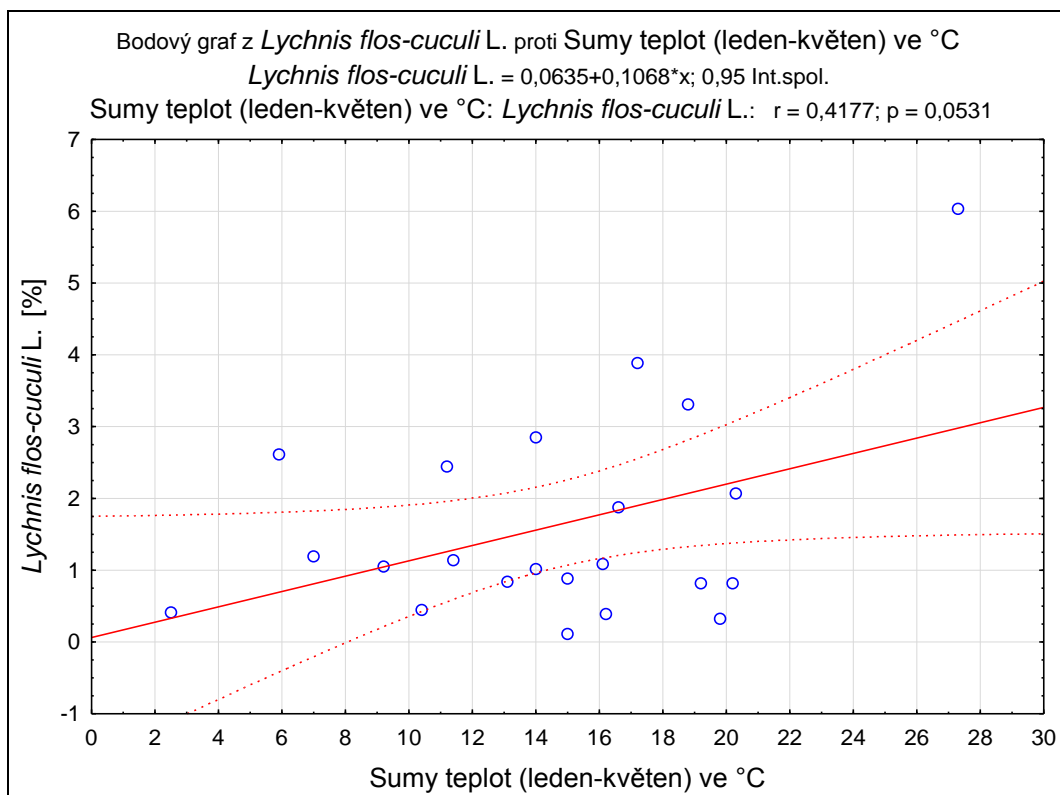
Obr. 9.9 Srážkové úhrny v prvních pěti měsících jednotlivých hodnocených let v porovnání s dlouhodobými průměry



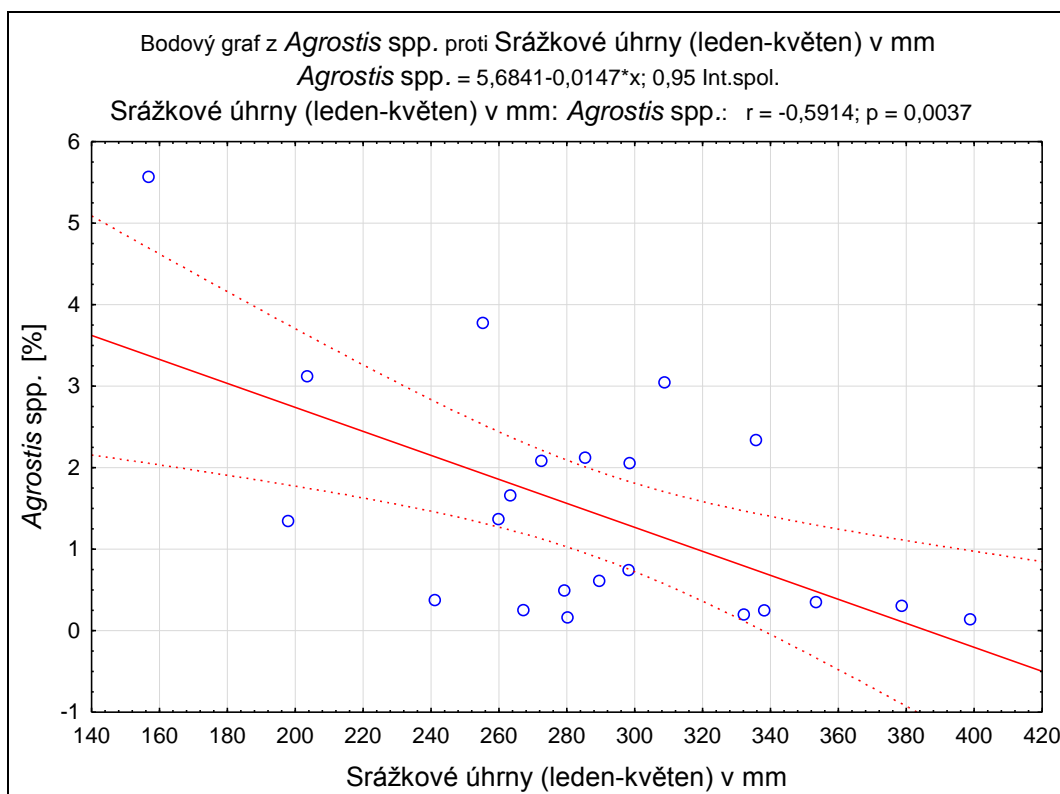
Obr. 9.10 Graf závislosti *Alopecurus pratensis* L. na sumě teplot v prvních pěti měsících roku při třísečném využití



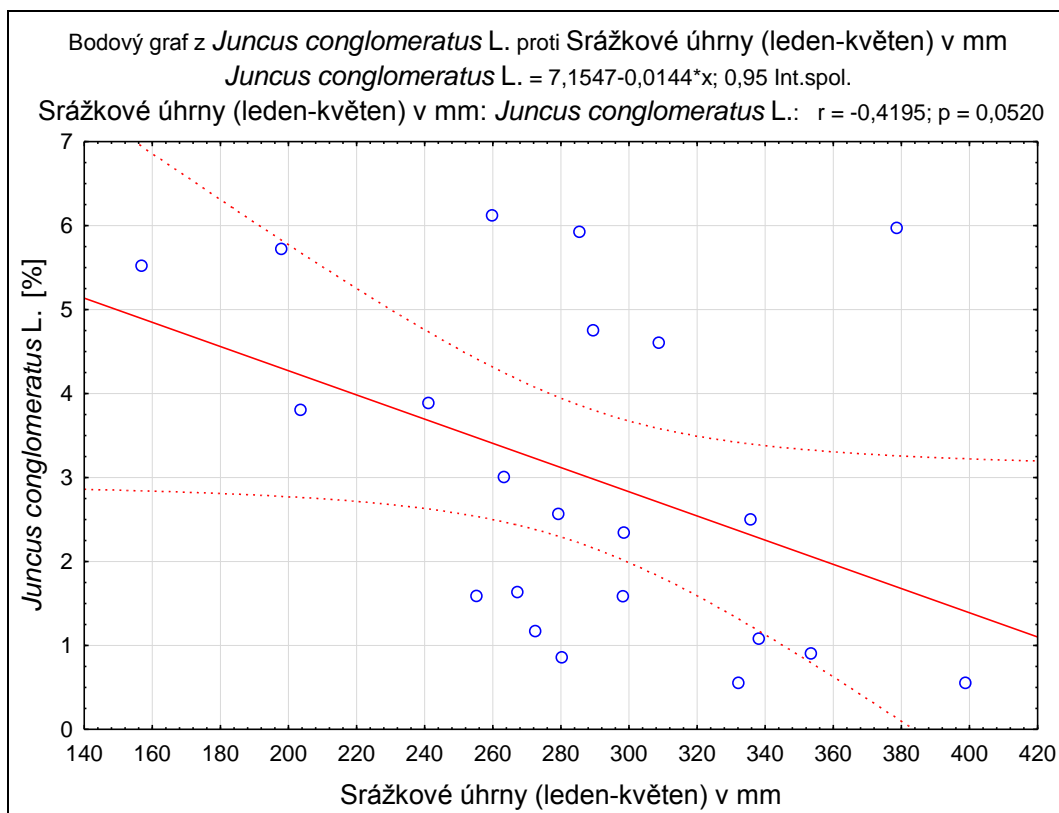
Obr. 9.11 Graf závislosti *Lychnis flos-cuculi* L. na sumě teplot v prvních pěti měsících roku při třísečném využití



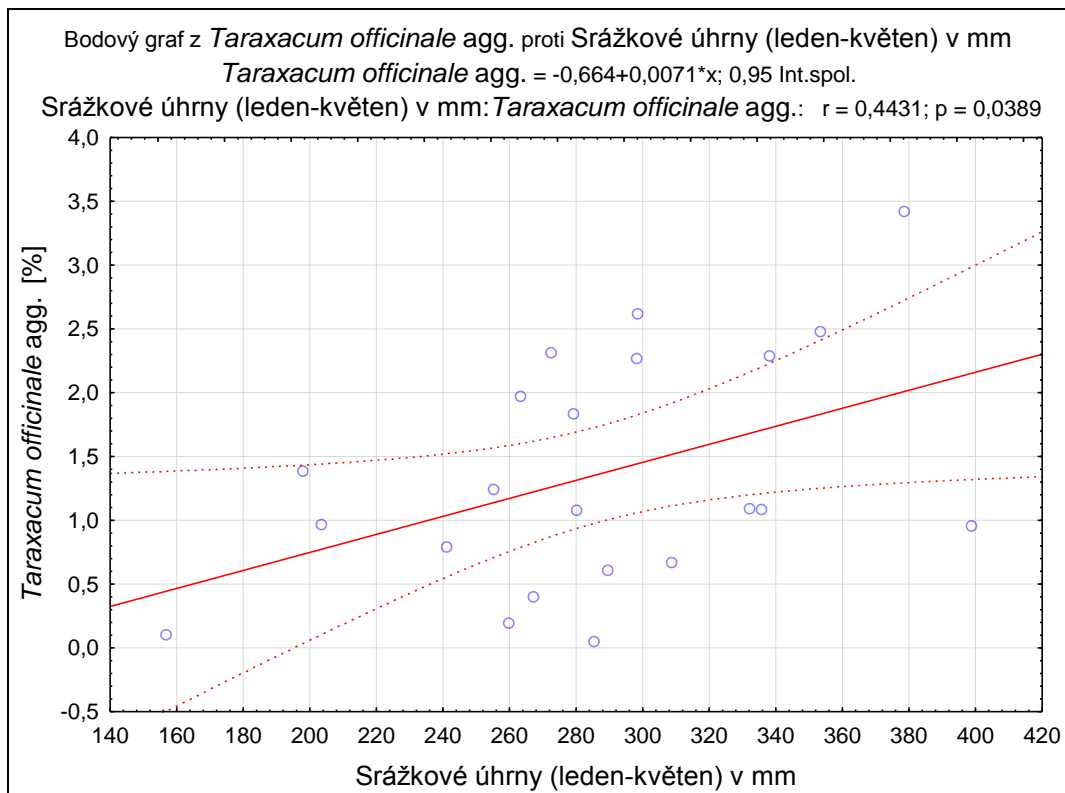
Obr. 9.12 Graf závislosti *Agrostis* spp. na srážkových úhrnech v prvních pěti měsících roku při třísečném využití



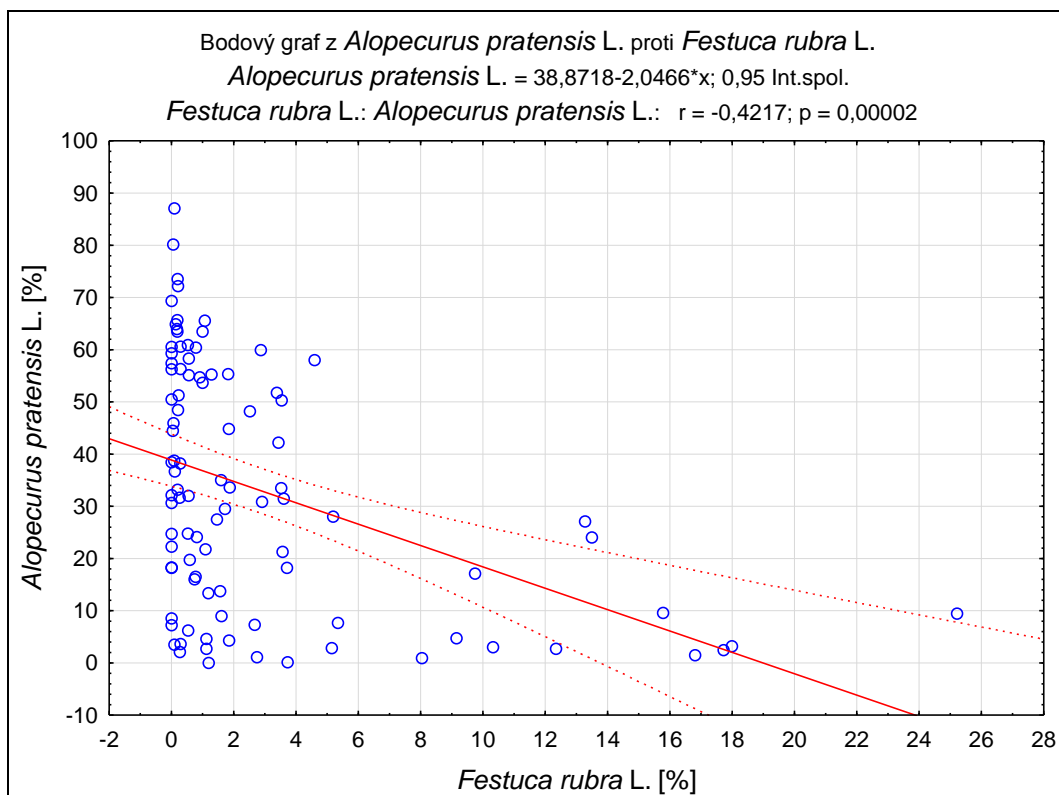
Obr. 9.13 Graf závislosti *Juncus conglomeratus* L. na srážkových úhrnech v prvních pěti měsících roku při třísečném využití



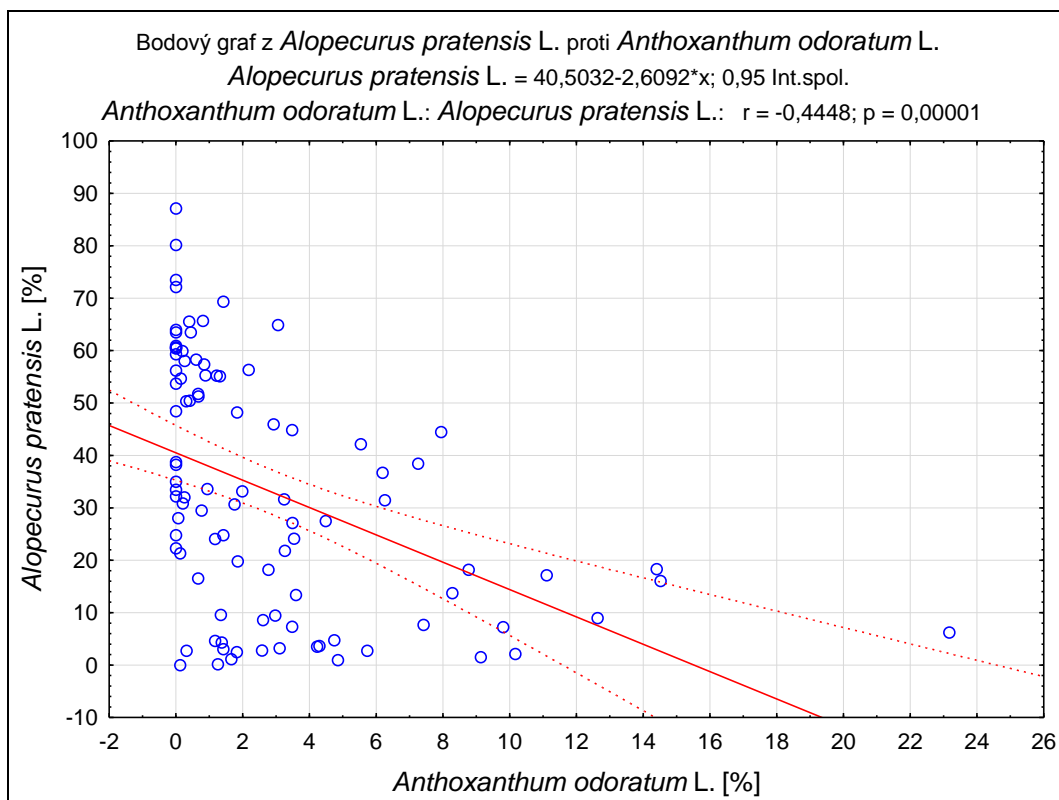
Obr. 9.14 Graf závislosti *Taraxacum officinale* agg. na srážkových úhrnech v prvních pěti měsících roku při třísečném využití



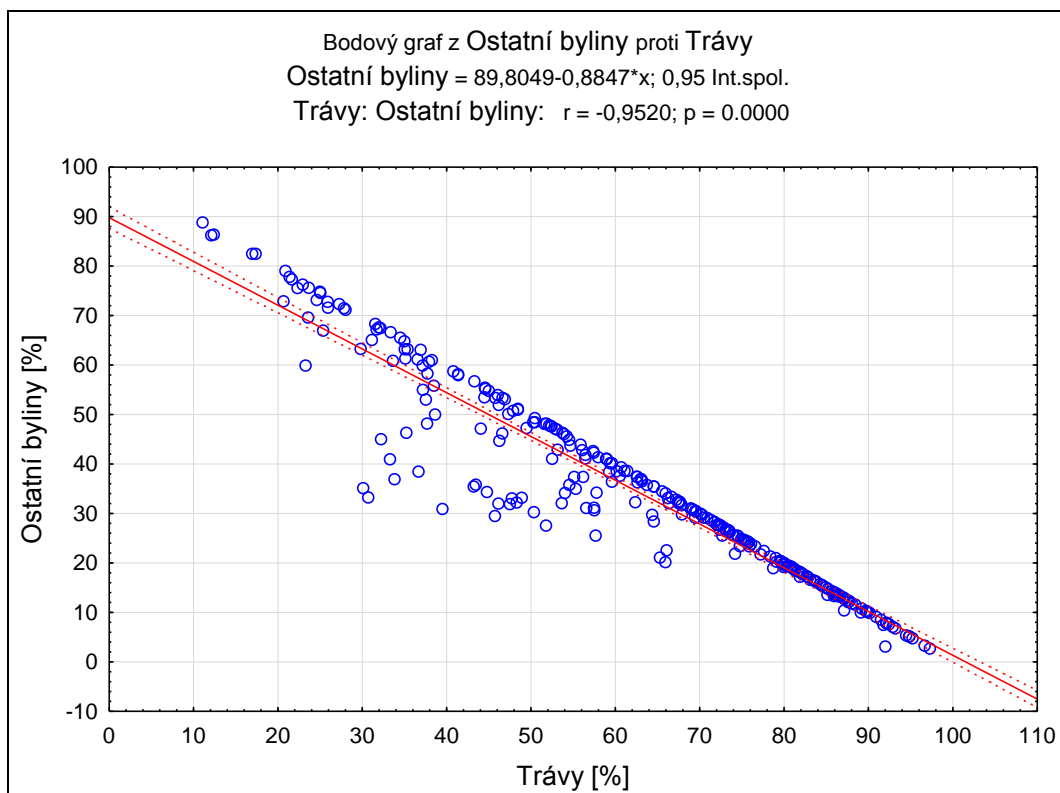
Obr. 9.15 Graf závislosti *Alopecurus pratensis* L. a *Festuca rubra* L. při dvousečném využití



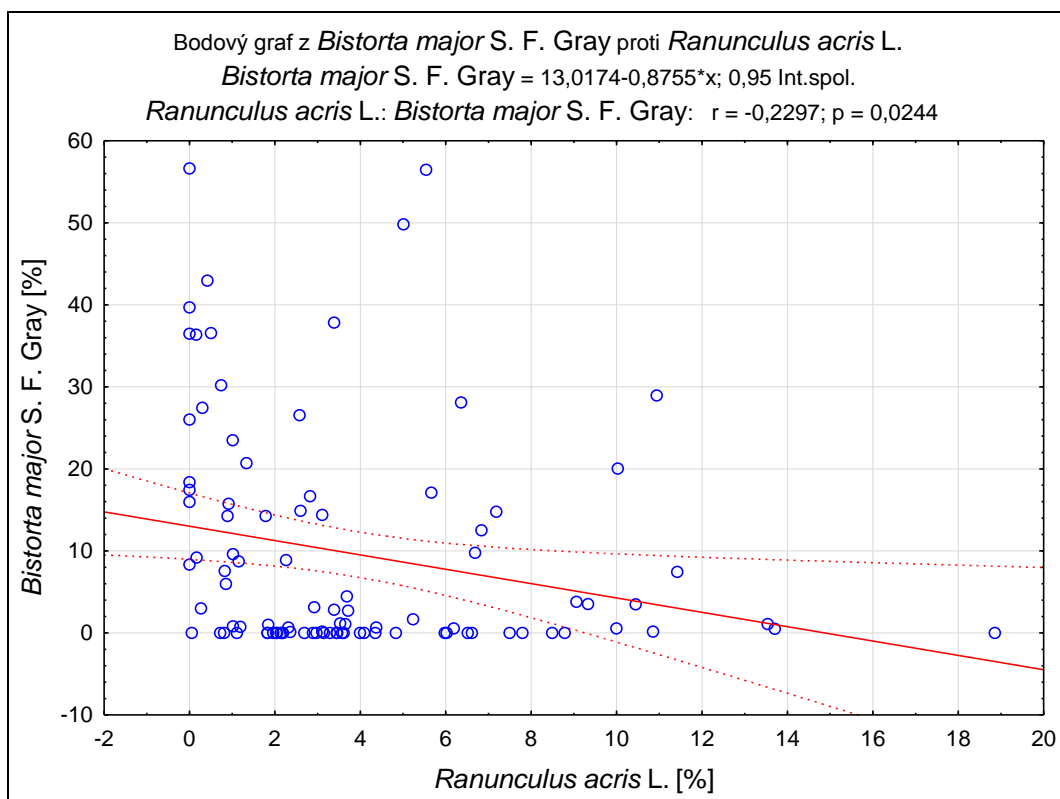
Obr. 9.16 Graf závislosti *Alopecurus pratensis* L. a *Anthoxanthum odoratum* L. při dvousečném využití



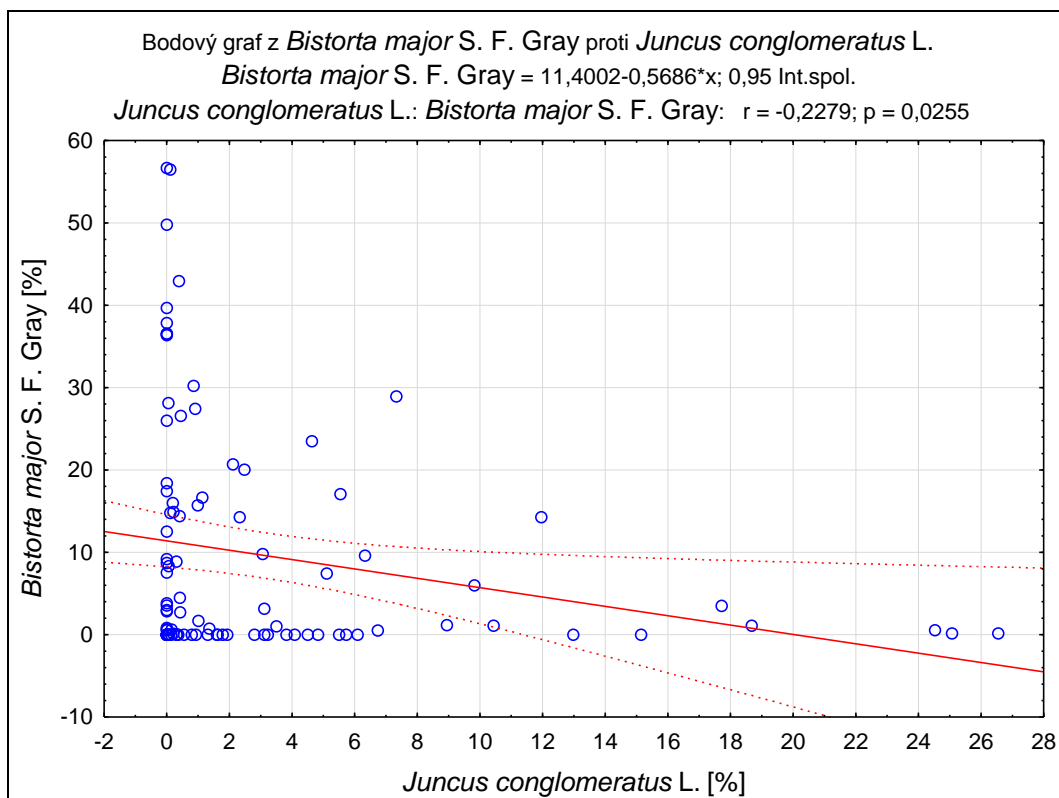
Obr. 9.17 Graf závislosti agrobotanické skupiny ostatních bylin na agrobotanické skupině trav při dvousečném využití



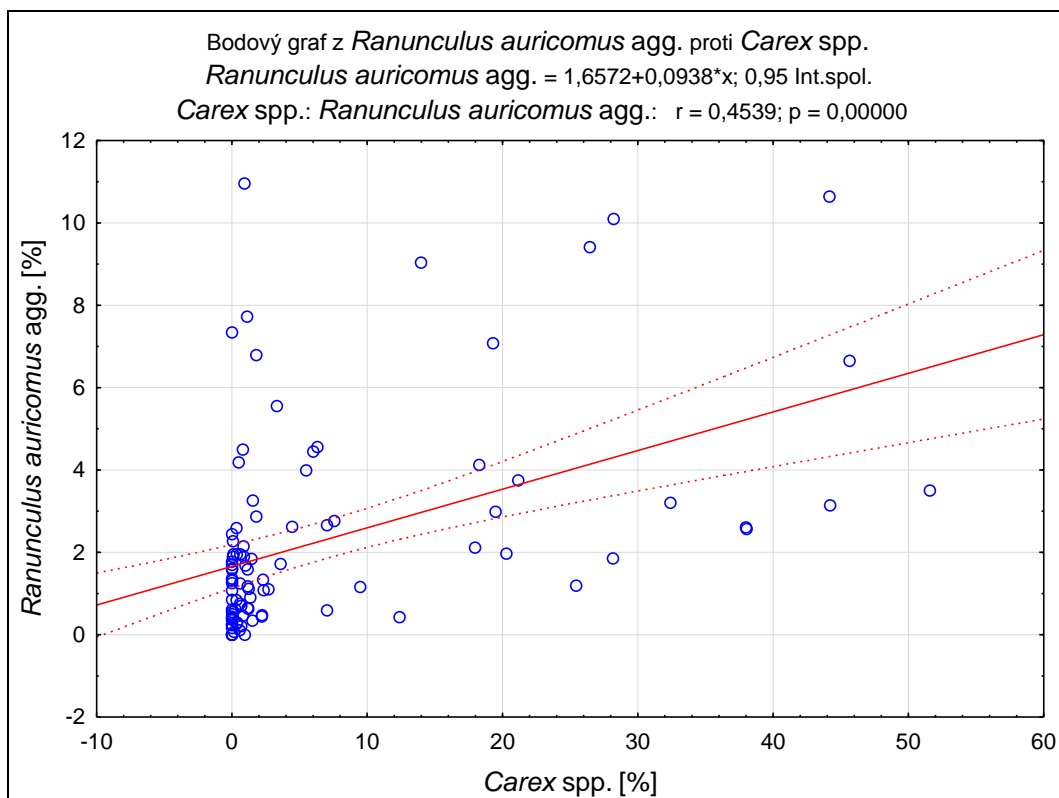
Obr. 9.18 Graf závislosti *Bistorta major* S. F. Gray a *Ranunculus acris* L. při dvousečném využití



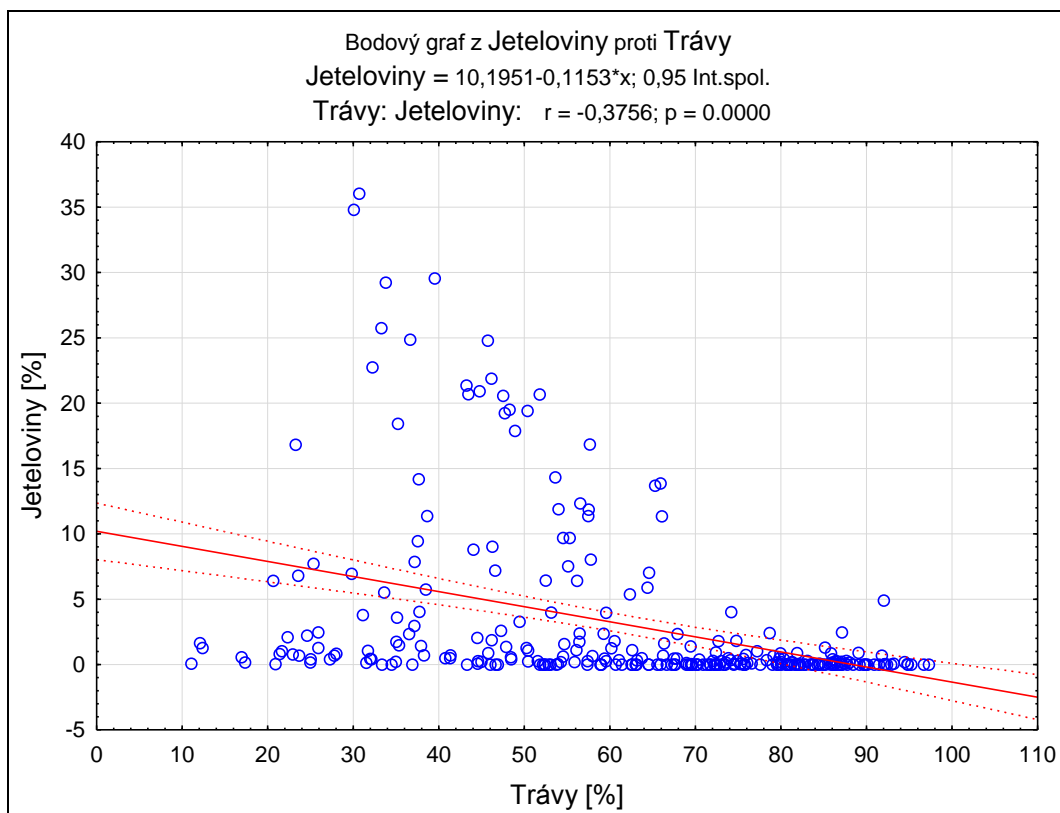
Obr. 9.19 Graf závislosti *Bistorta major* S. F. Gray a *Juncus conglomeratus* L. při dvousečném využití



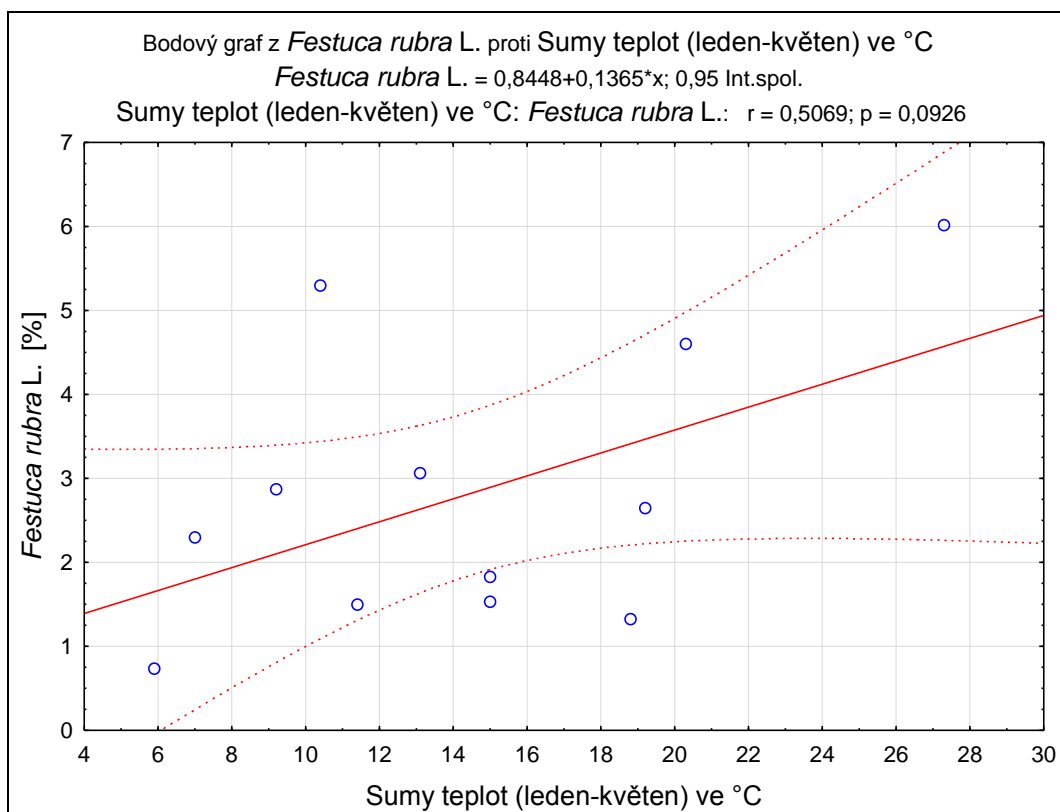
Obr. 9.20 Graf závislosti *Ranunculus auricomus* L. a *Carex* spp. při dvousečném využití



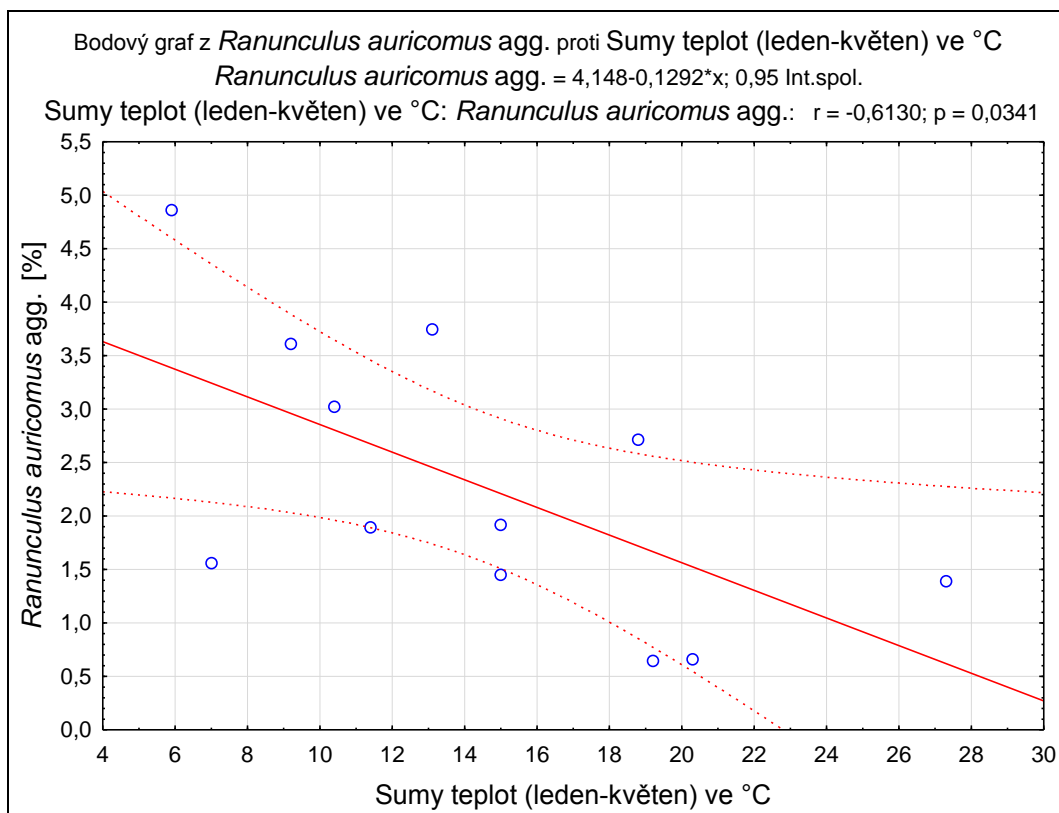
Obr. 9.21 Graf závislosti agrobotanické skupiny jetelovin na agrobotanické skupině trav při dvousečném využití



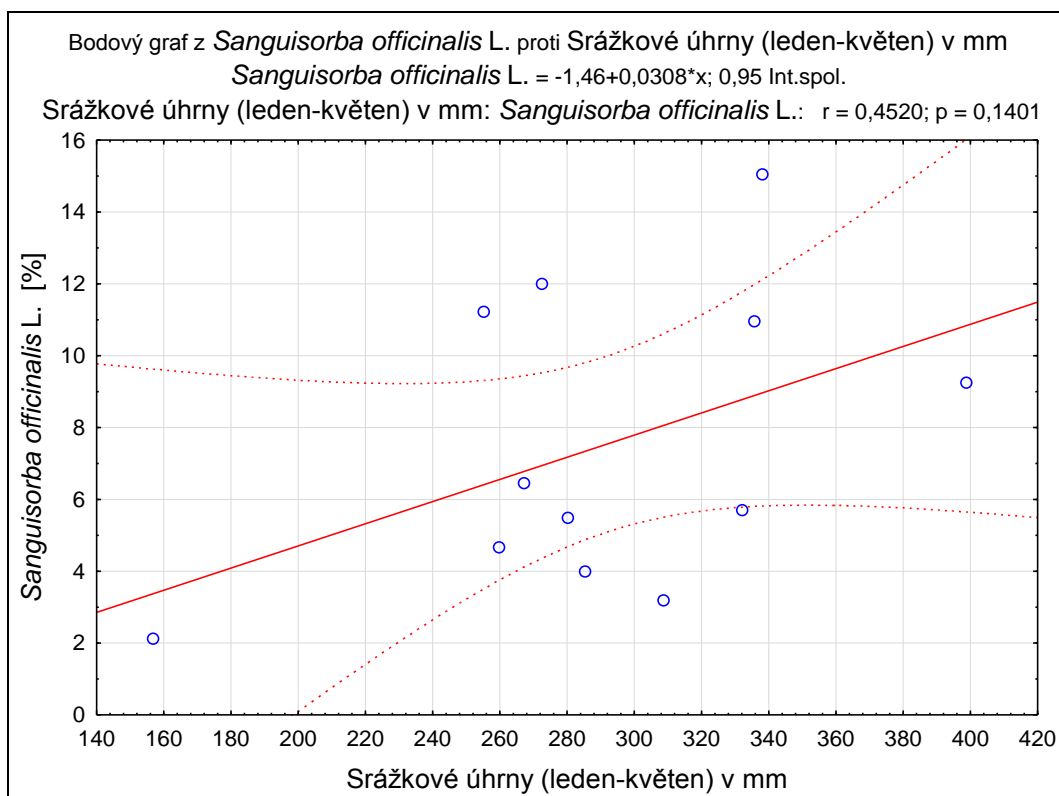
Obr. 9.22 Graf závislosti *Festuca rubra* L. na sumě teplot v prvních pěti měsících roku při dvousečném využití



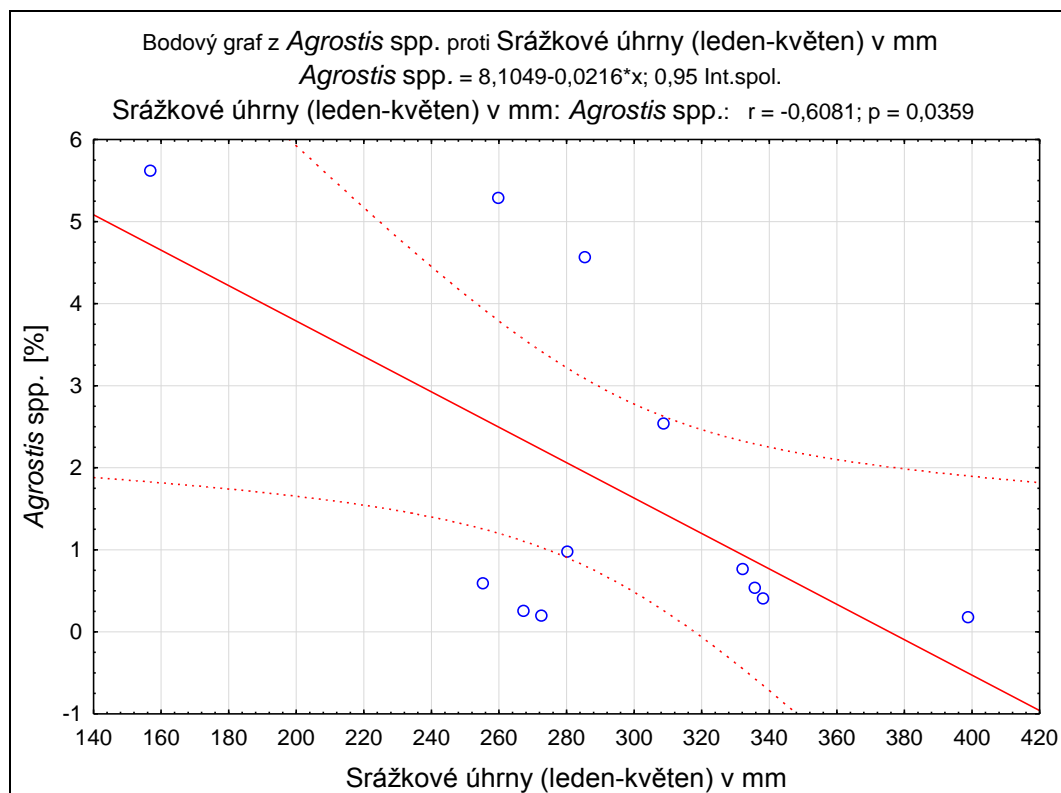
Obr. 9.23 Graf závislosti *Ranunculus auricomus* agg. na sumě teplot v prvních pěti měsících roku při dvousečném využití



Obr. 9.24 Graf závislosti *Sanguisorba officinalis* L. na srážkových úhrnech v prvních pěti měsících roku při dvousečném využití



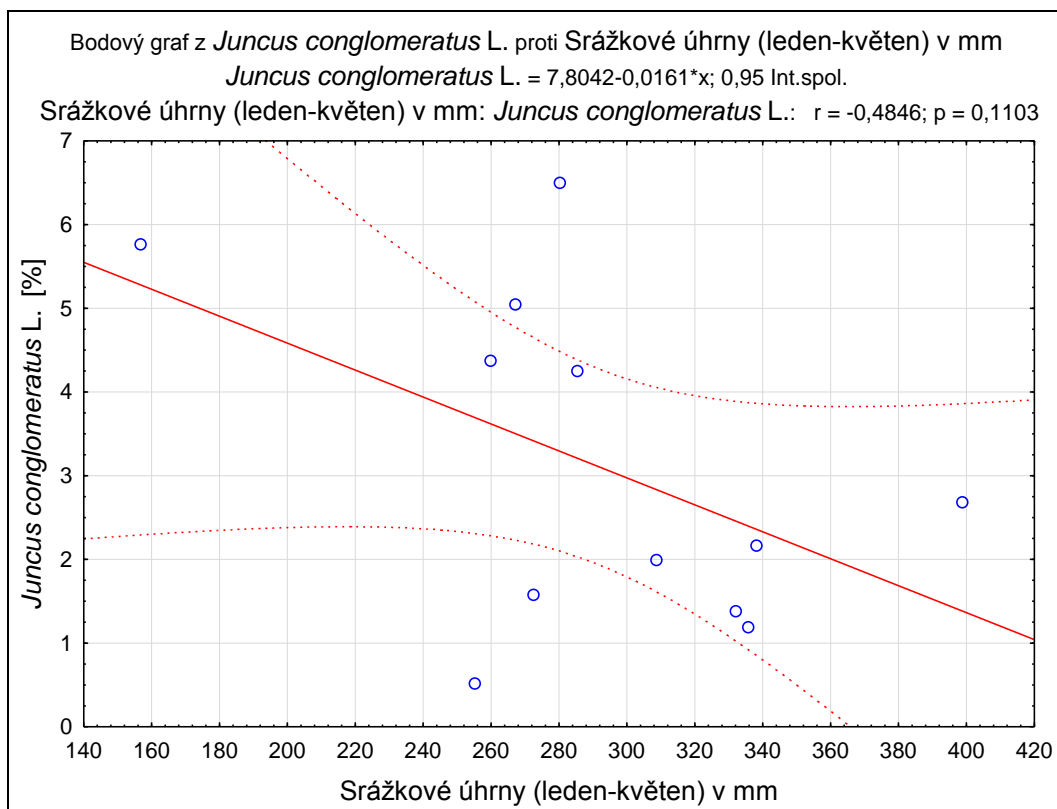
Obr. 9.25 Graf závislosti *Agrostis* spp. na srážkových úhrnech v prvních pěti měsících roku při dvousečném využití



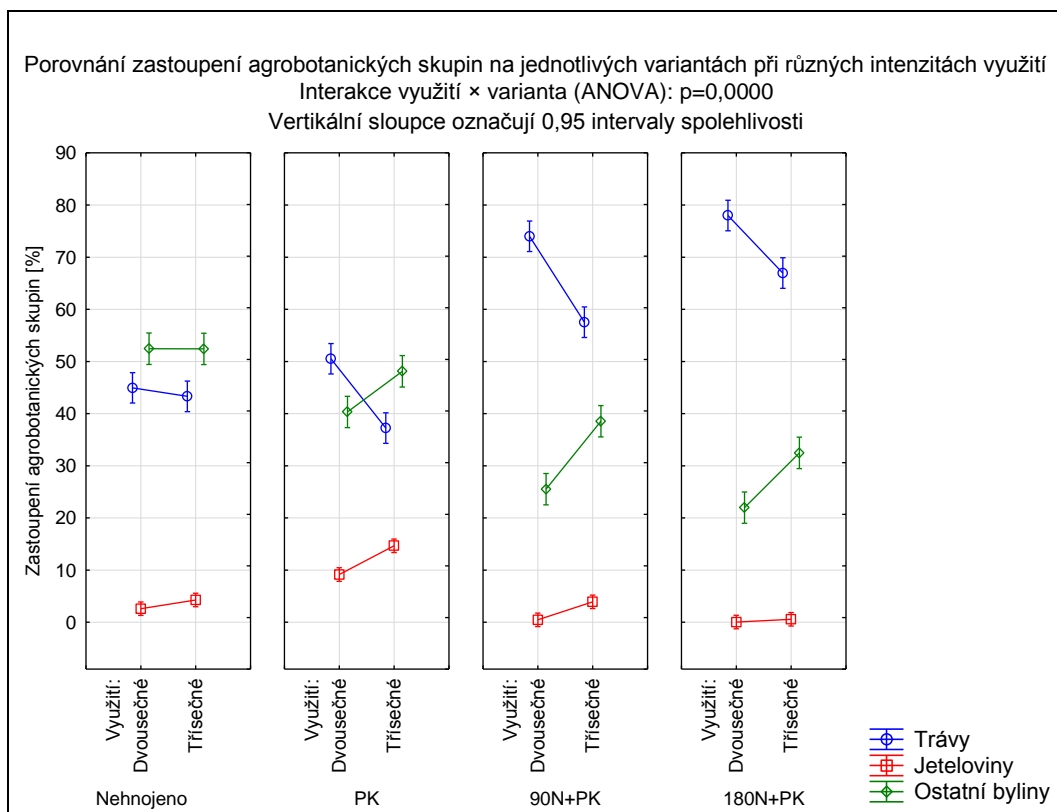
Obr. 9.26 Graf závislosti *Ranunculus acris* L. na srážkových úhrnech v prvních pěti měsících roku při dvousečném využití



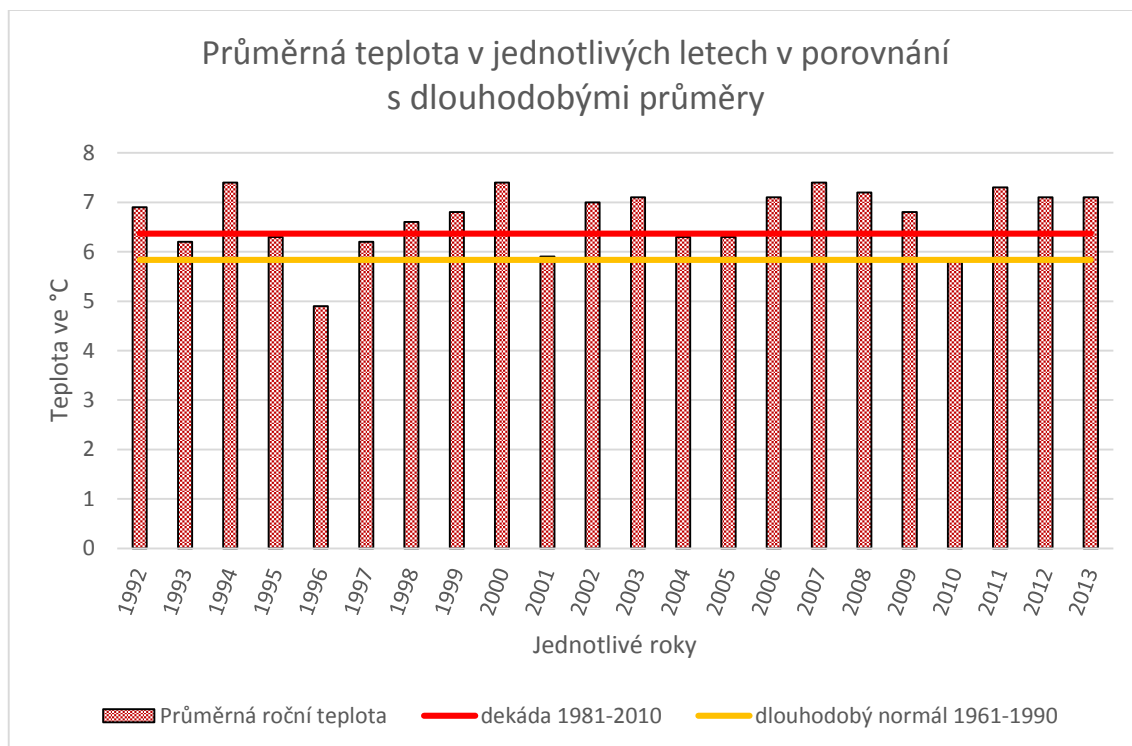
Obr. 9.27 Graf závislosti *Juncus conglomeratus* L. na srážkových úhrnech v prvních pěti měsících roku při dvousečném využití



Obr. 9.28 Vliv intenzity využití a hnojení na zastoupení agrobotanických skupin (průměry ze všech sečí let 1996-2013)



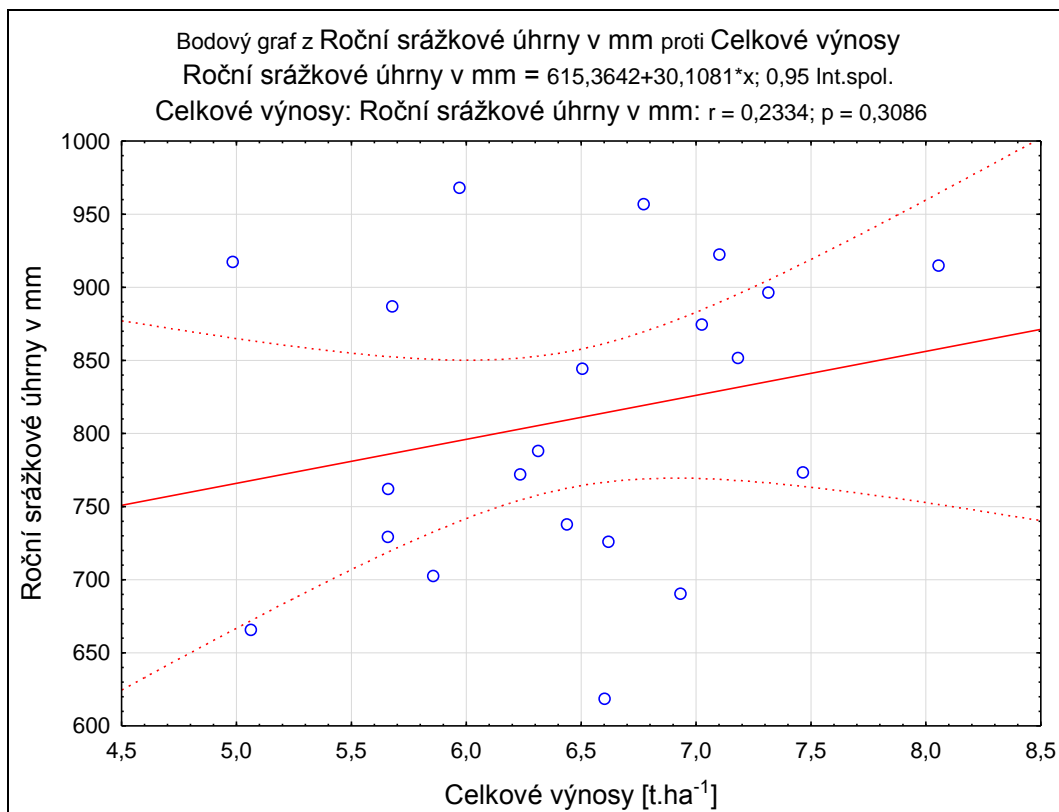
Obr. 9.29 Roční průměrné teploty jednotlivých hodnocených let v porovnání s dlouhodobými průměry



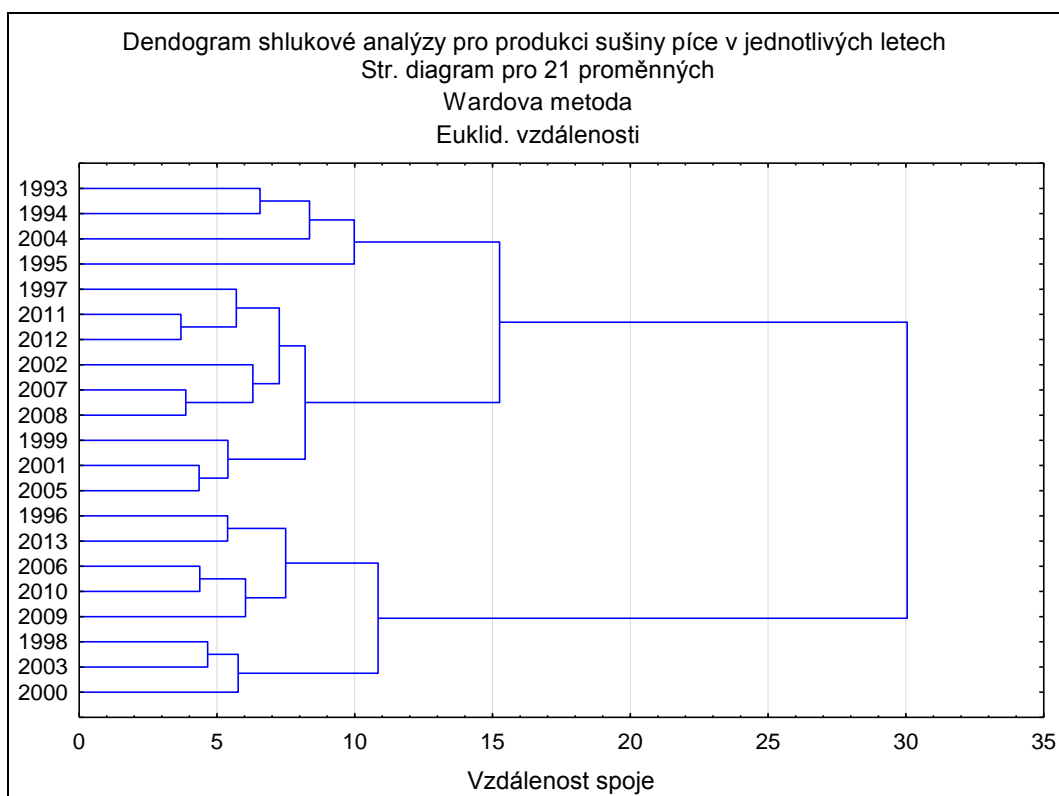
Obr. 9.30 Roční srážkové úhrny jednotlivých hodnocených let v porovnání s dlouhodobými průměry



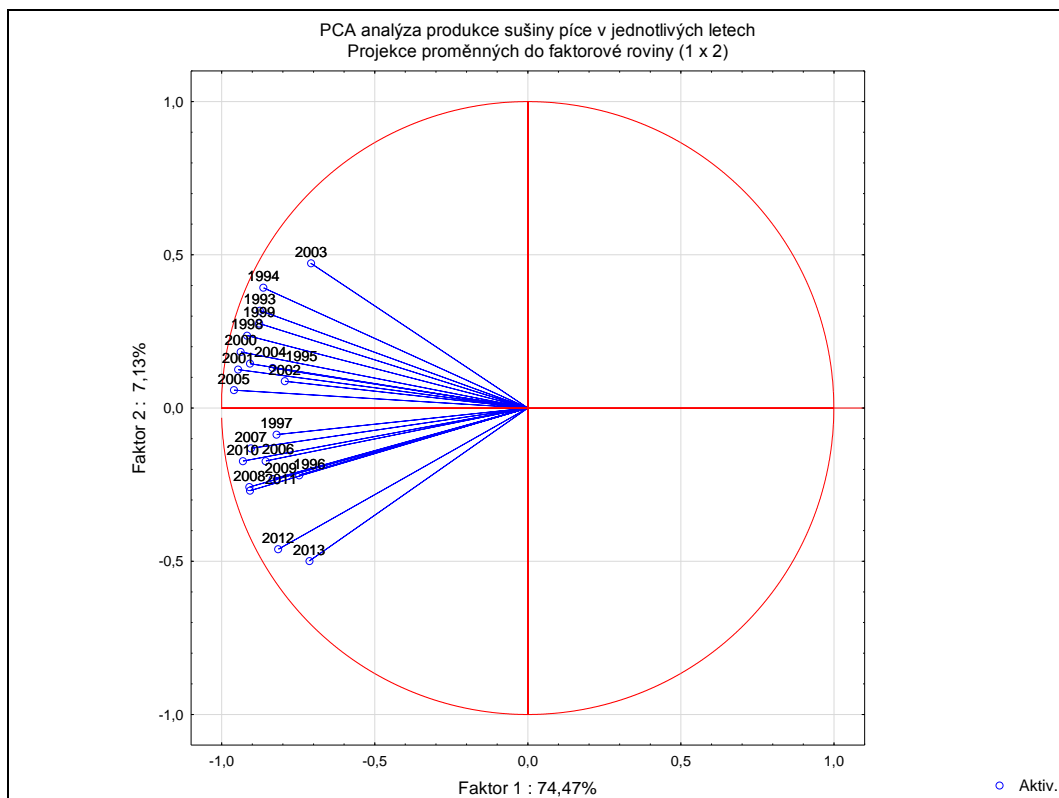
Obr. 9.31 Graf závislosti produkce sušiny píce na srážkových úhrnech při třísečném využití



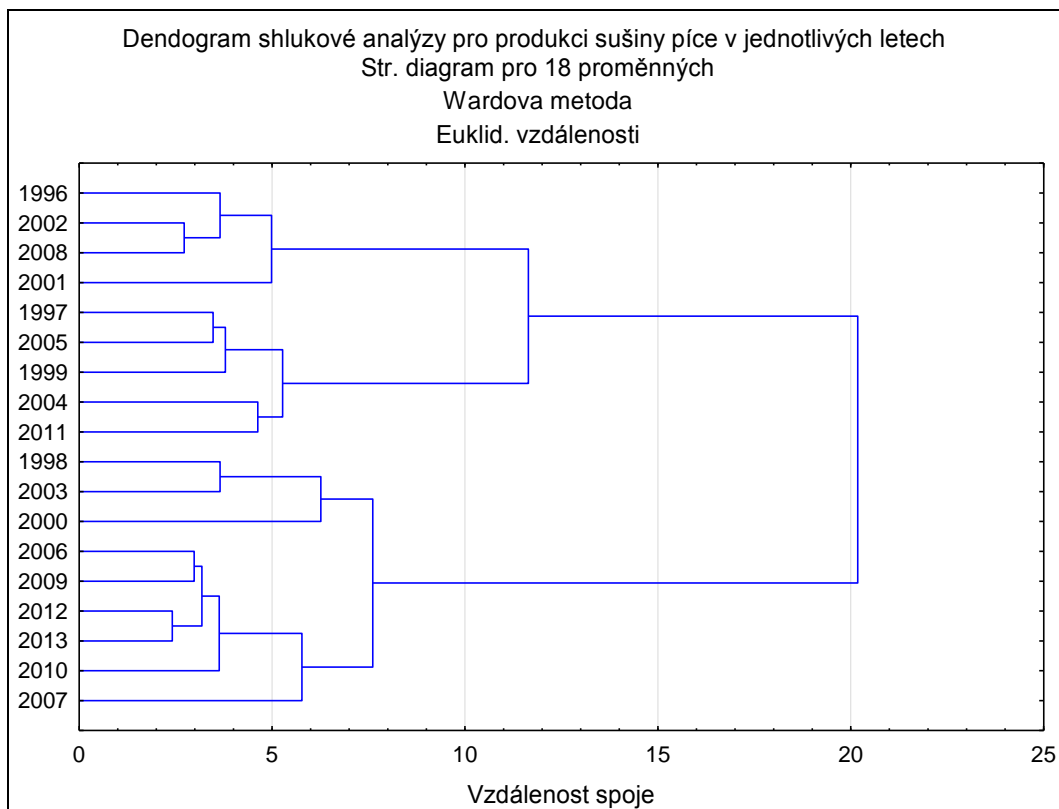
Obr. 9.32 Dendrogram klasifikace produkce sušiny píce jednotlivých let při třísečném využití



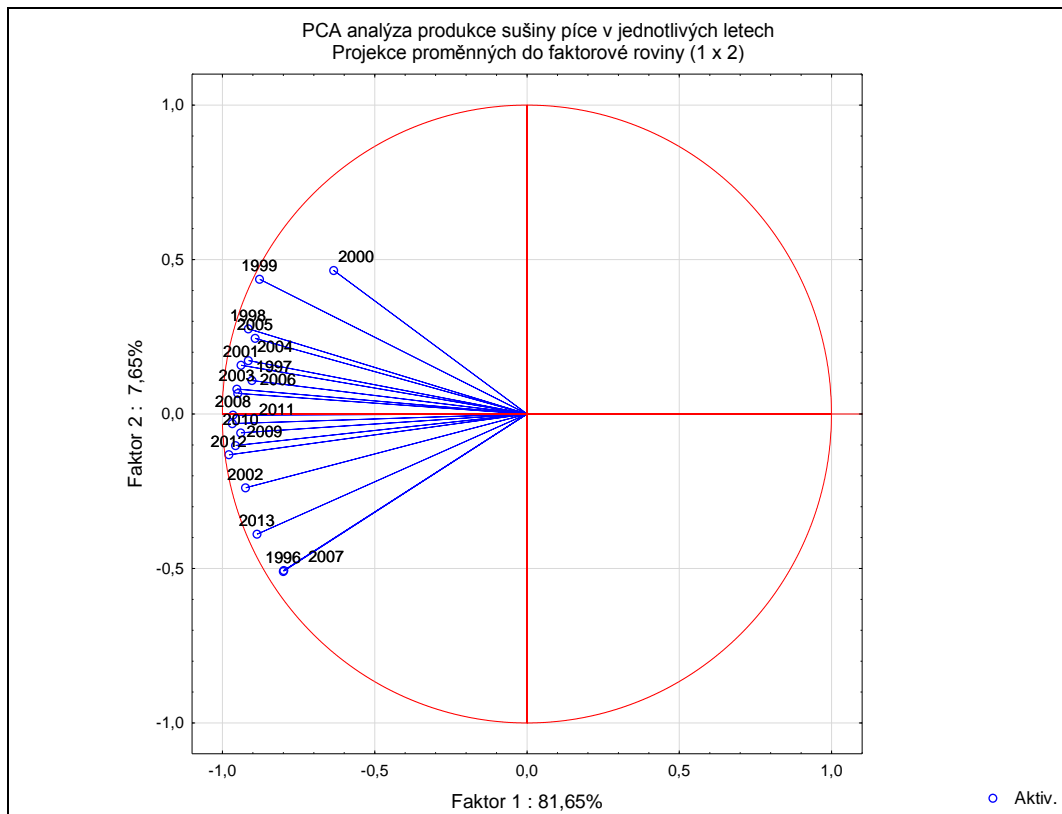
Obr. 9.33 Graf analýzy hlavních komponent pro podobnost produkce sušiny píce jednotlivých let při třísečném využití



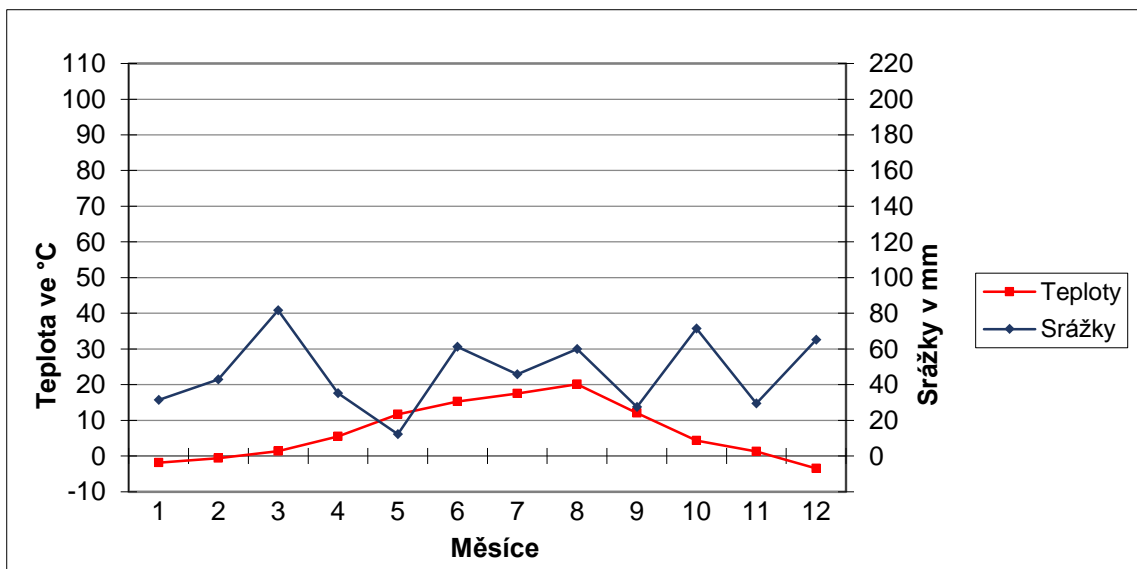
Obr. 9.34 Dendrogram klasifikace produkce sušiny píce jednotlivých let při dvousečném využití



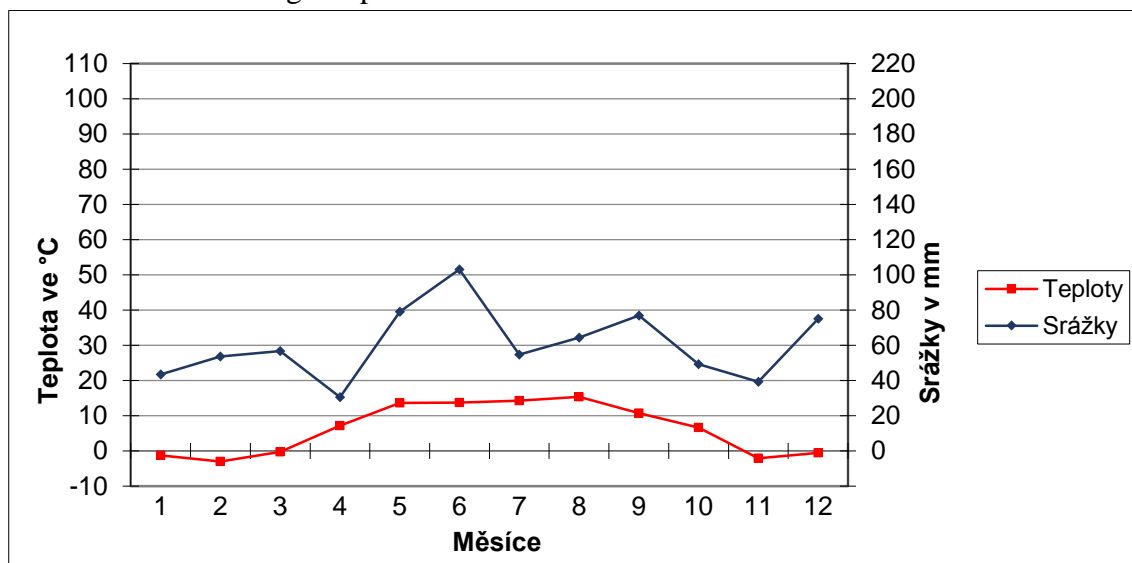
Obr. 9.35 Graf analýzy hlavních komponent pro podobnost produkce sušiny píce jednotlivých let při dvousečném využití



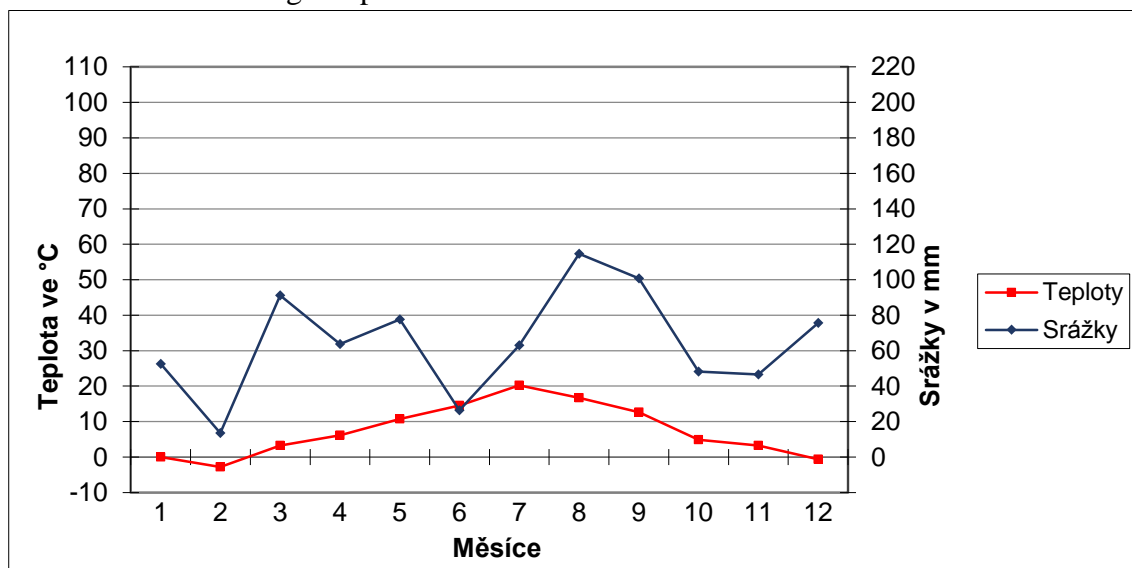
Obr. 9.36 Klimadiagram pro rok 1992



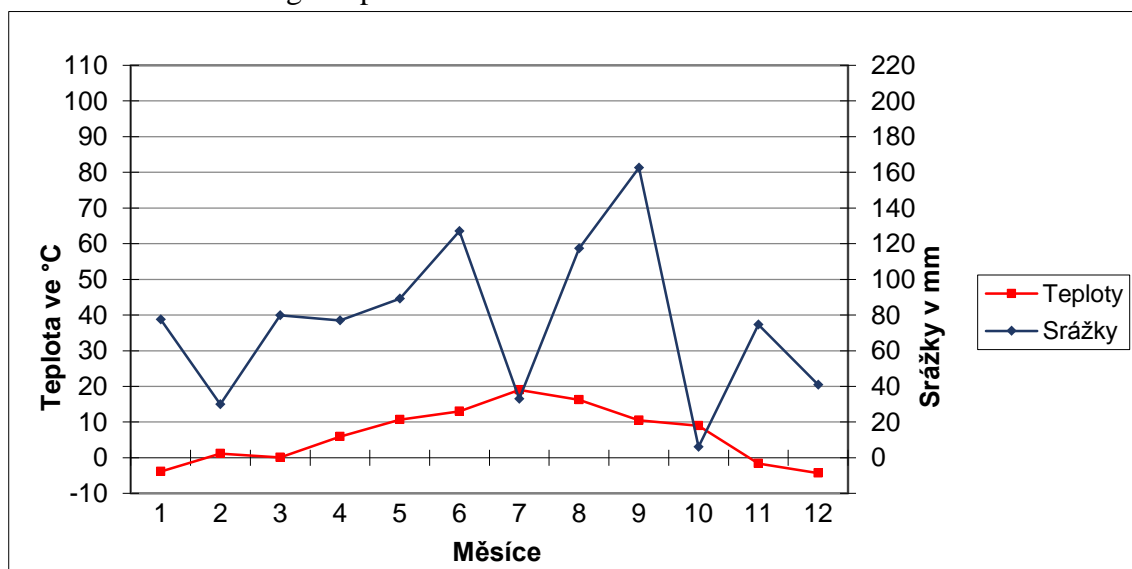
Obr. 9.37 Klimadiagram pro rok 1993



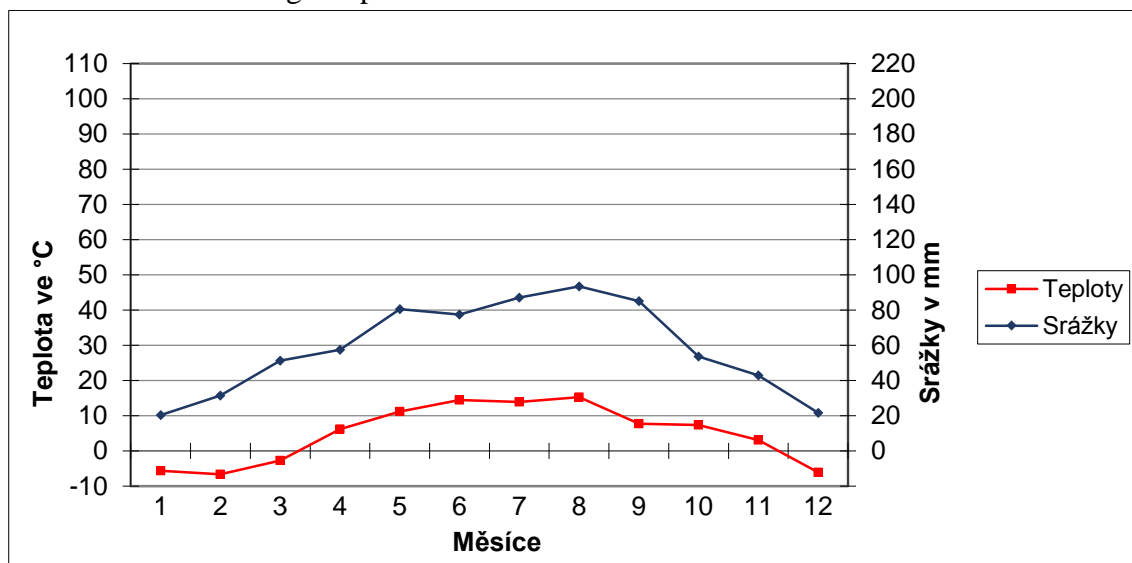
Obr. 9.38 Klimadiagram pro rok 1994



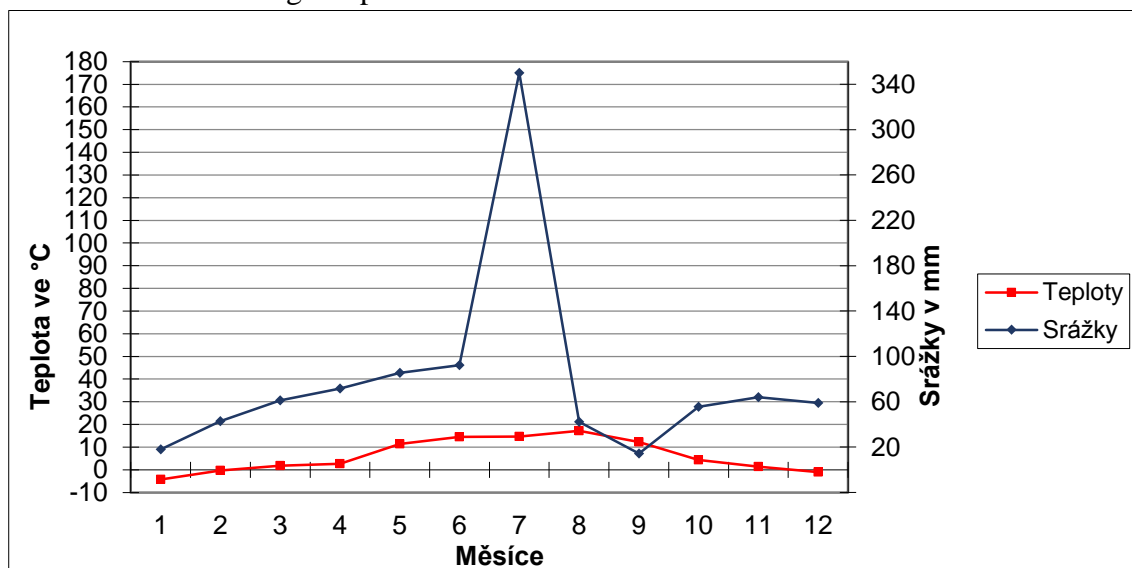
Obr. 9.39 Klimadiagram pro rok 1995



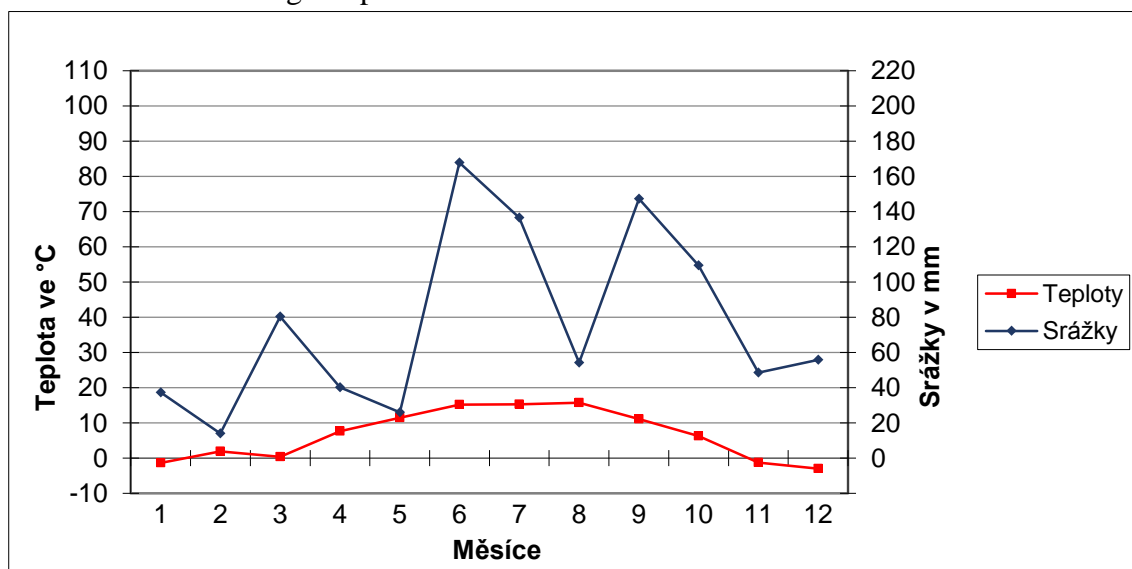
Obr. 9.40 Klimadiagram pro rok 1996



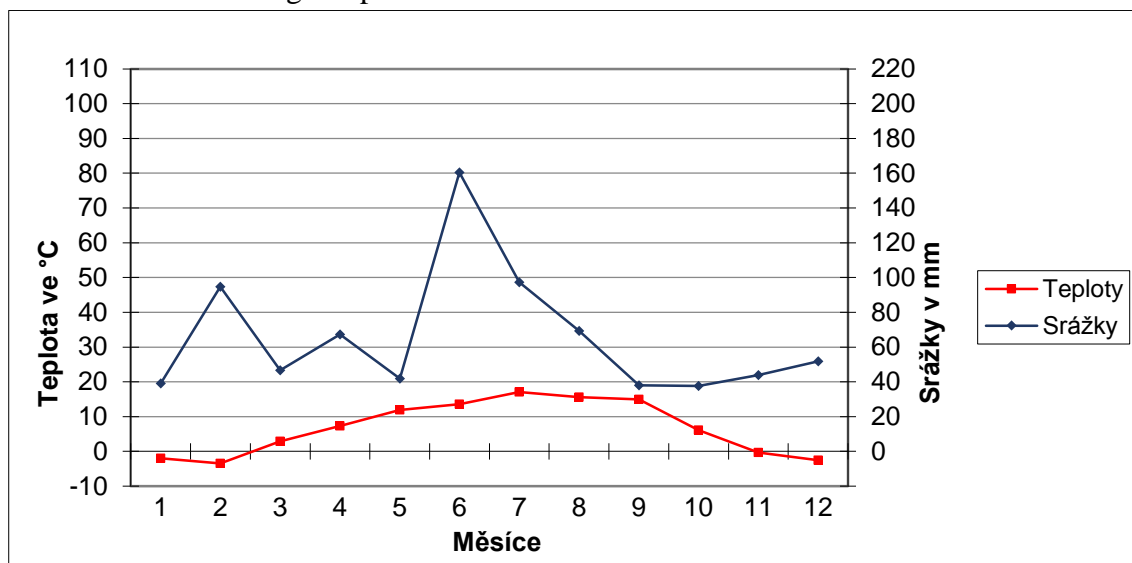
Obr. 9.41 Klimadiagram pro rok 1997



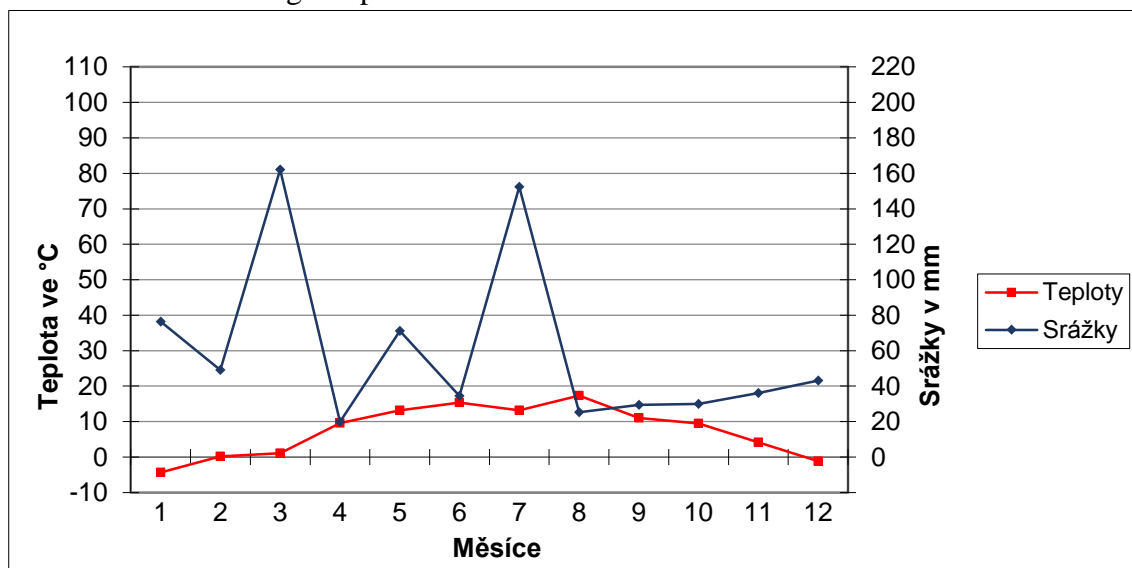
Obr. 9.42 Klimadiagram pro rok 1998



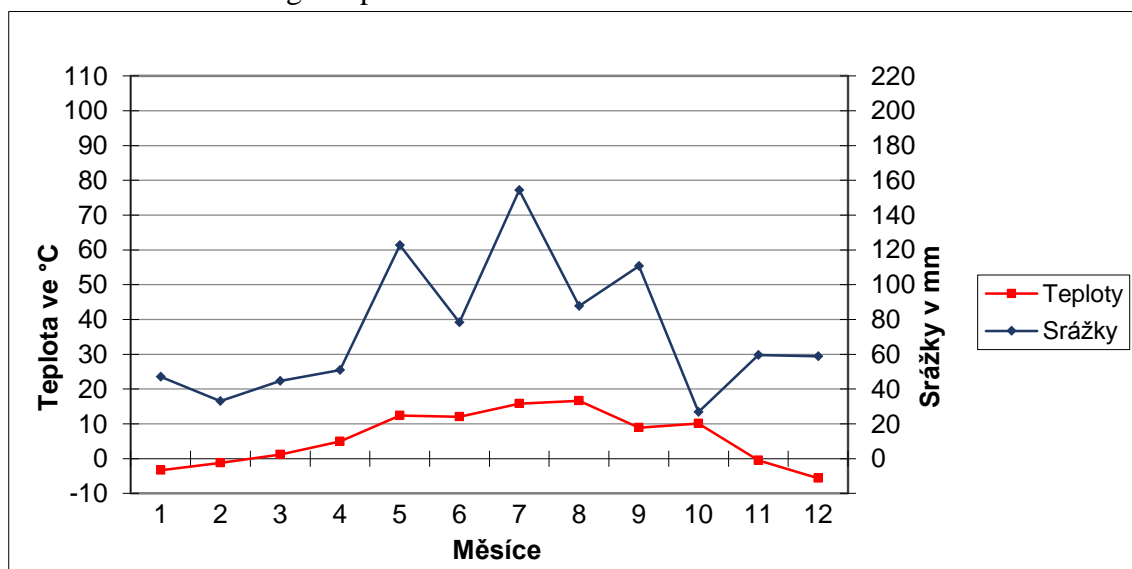
Obr. 9.43 Klimadiagram pro rok 1999



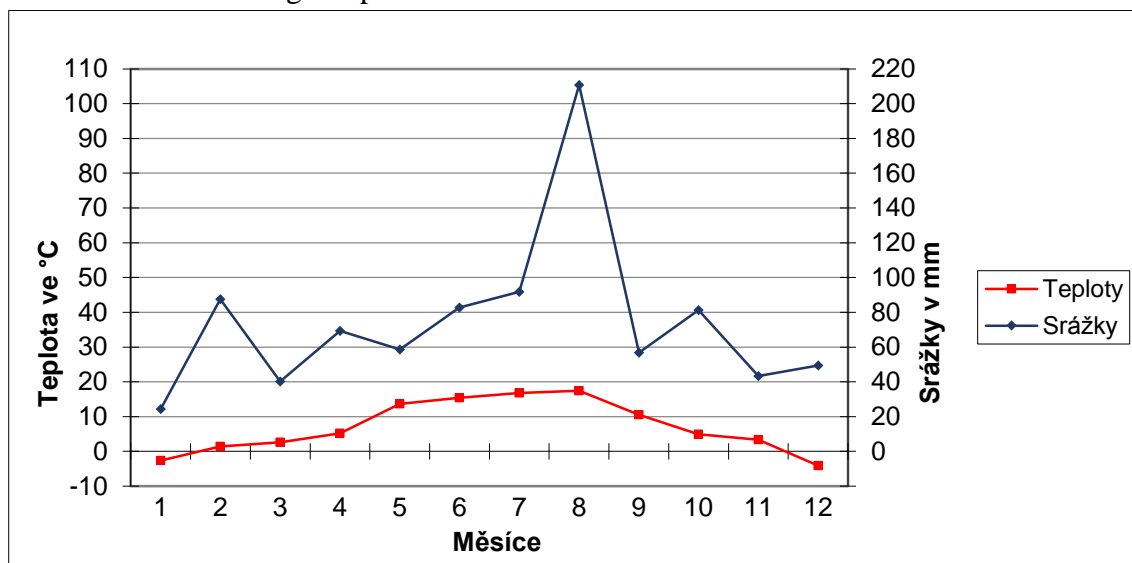
Obr. 9.44 Klimadiagram pro rok 2000



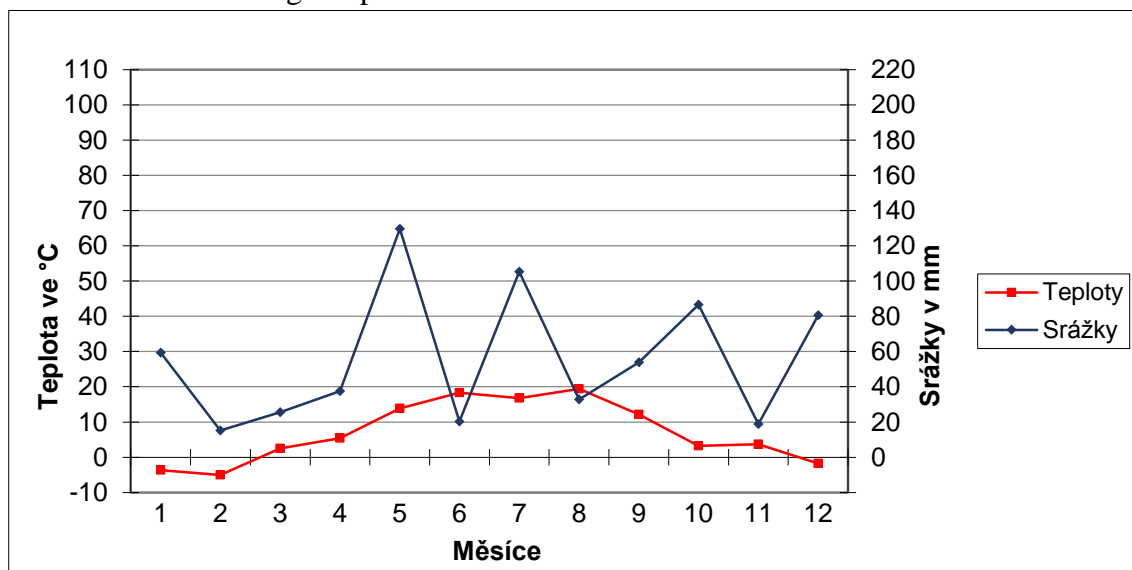
Obr. 9.45 Klimadiagram pro rok 2001



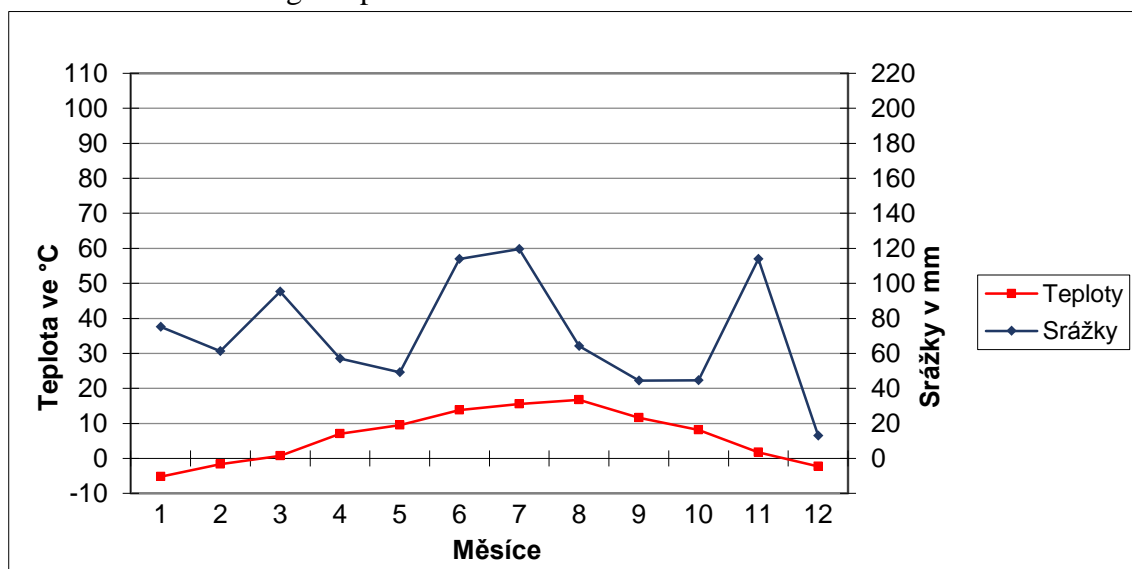
Obr. 9.46 Klimadiagram pro rok 2002



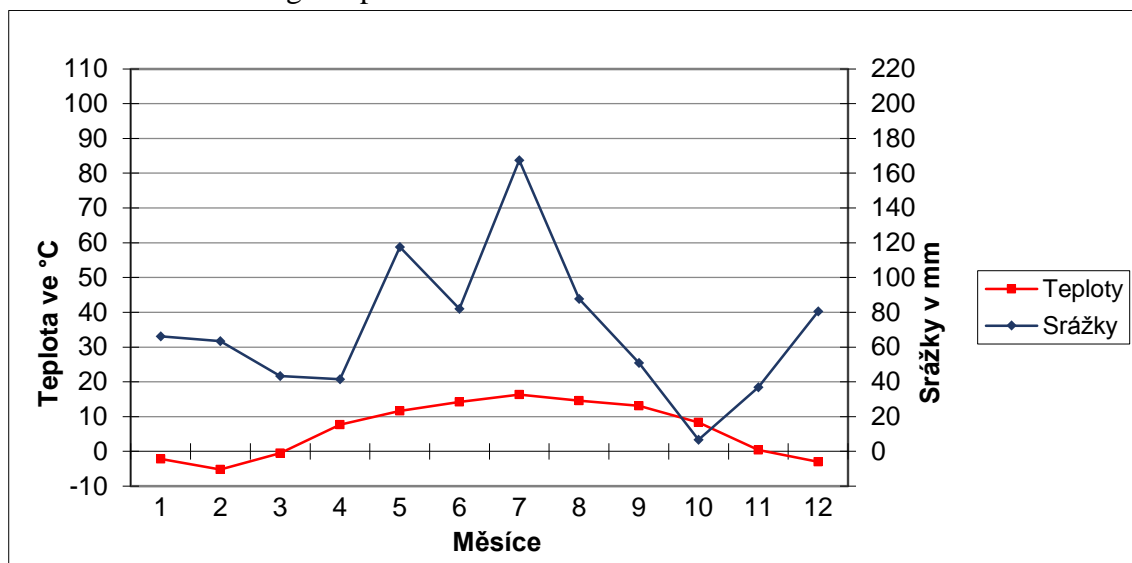
Obr. 9.47 Klimadiagram pro rok 2003



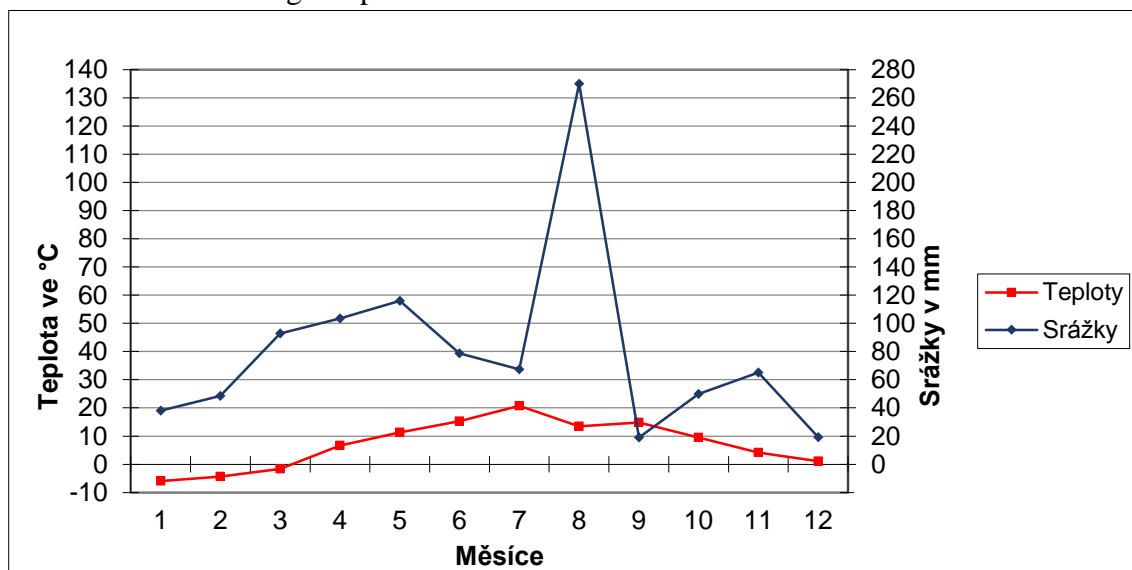
Obr. 9.48 Klimadiagram pro rok 2004



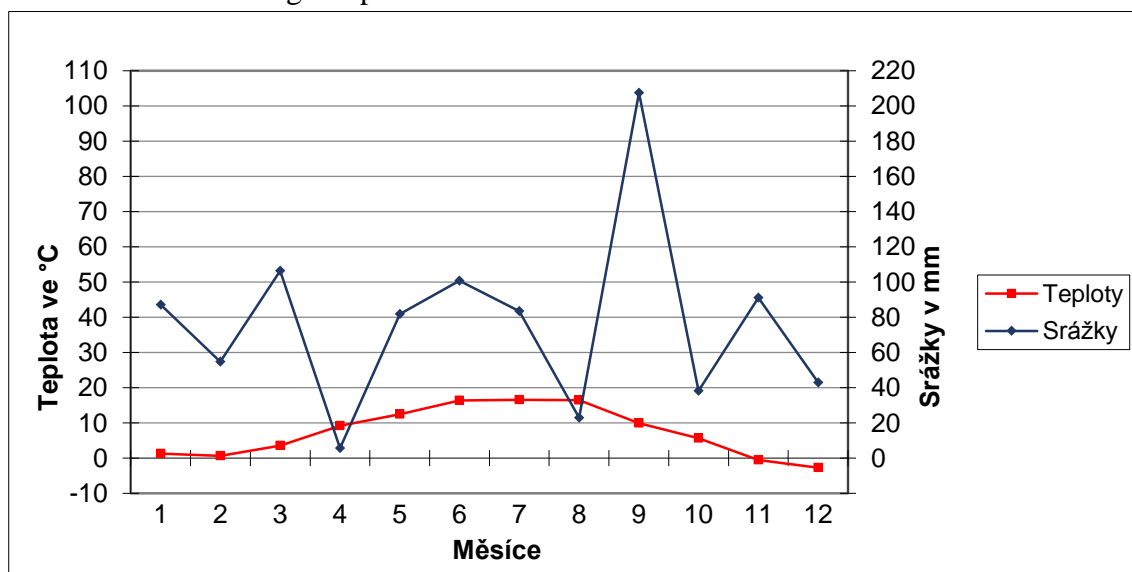
Obr. 9.49 Klimadiagram pro rok 2005



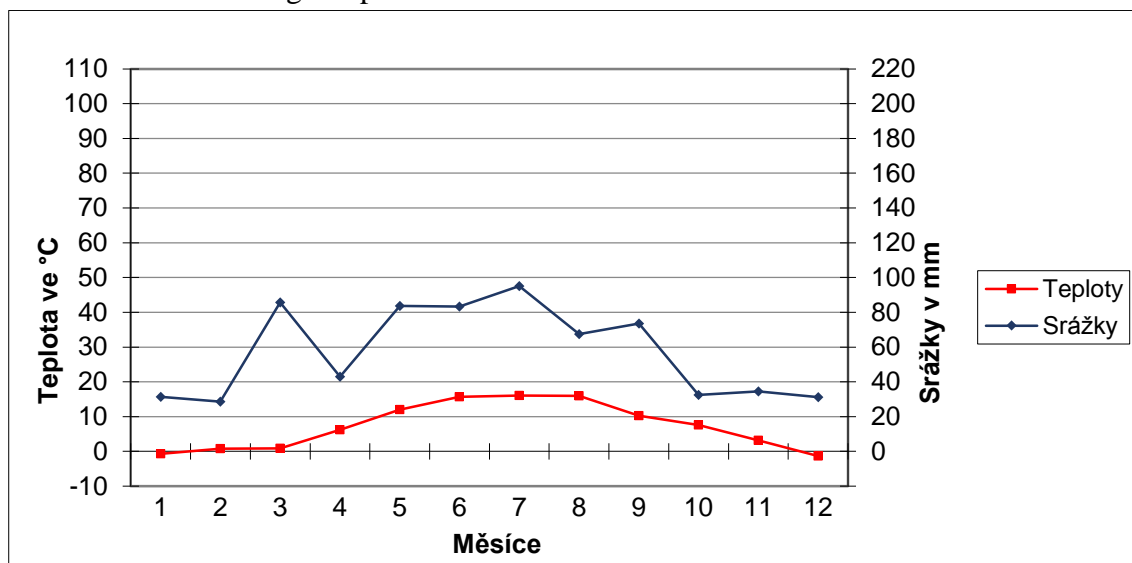
Obr. 9.50 Klimadiagram pro rok 2006



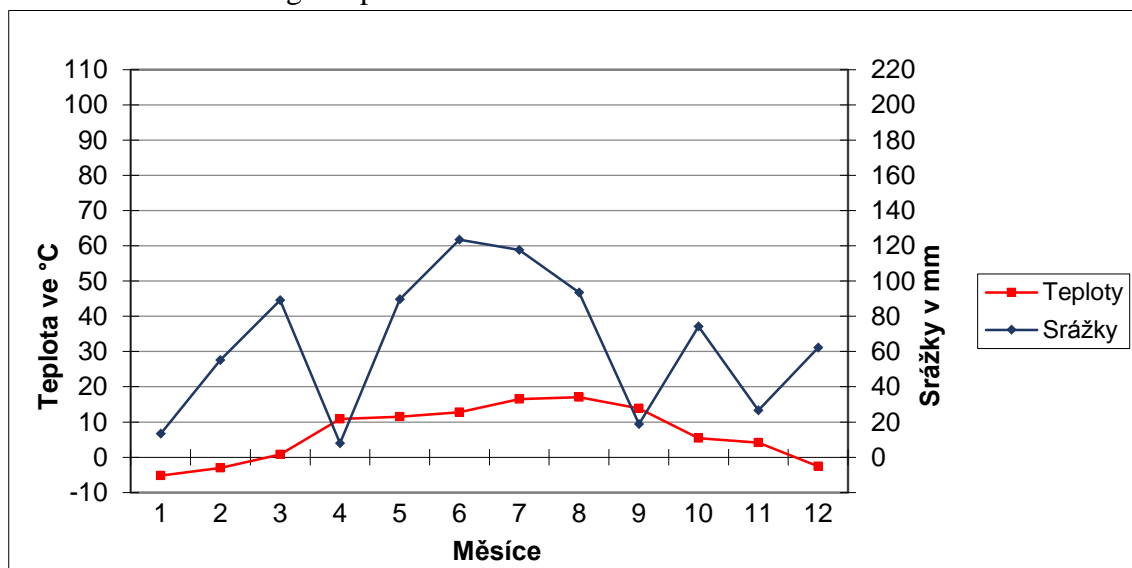
Obr. 9.51 Klimadiagram pro rok 2007



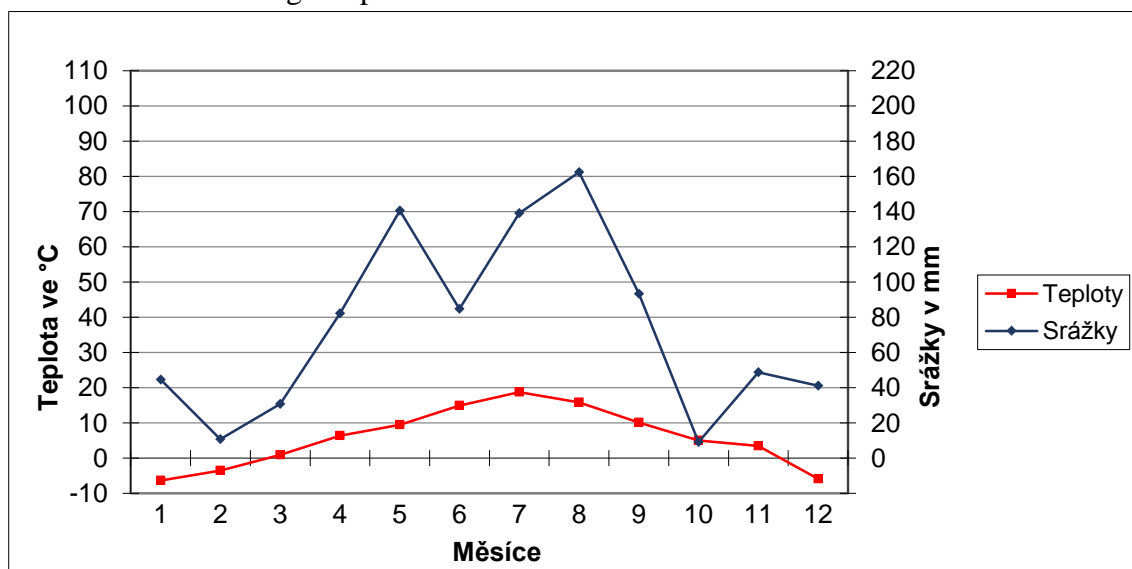
Obr. 9.52 Klimadiagram pro rok 2008



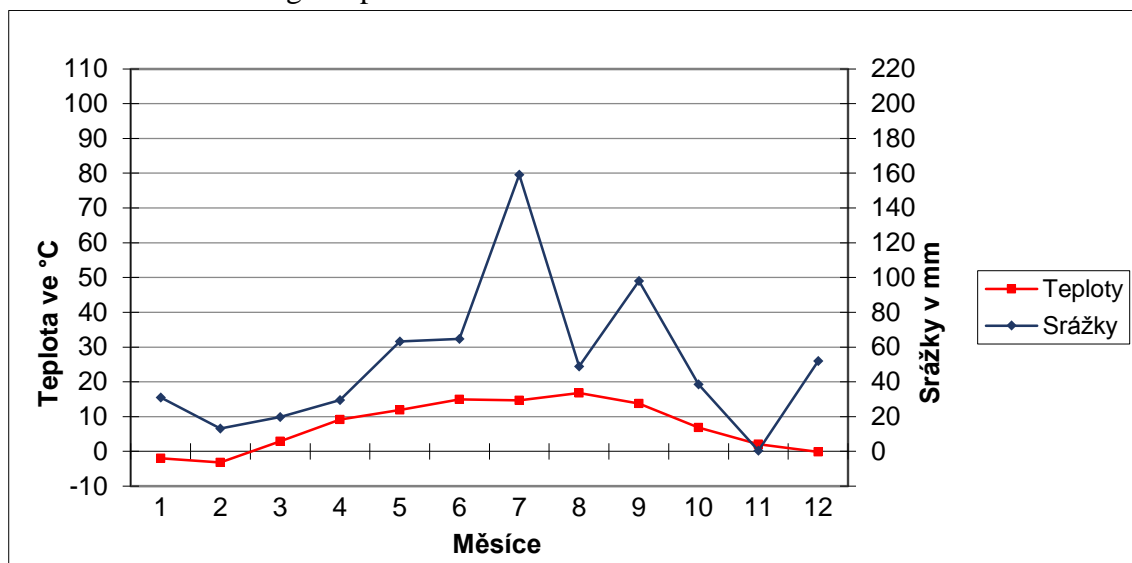
Obr. 9.53 Klimadiagram pro rok 2009



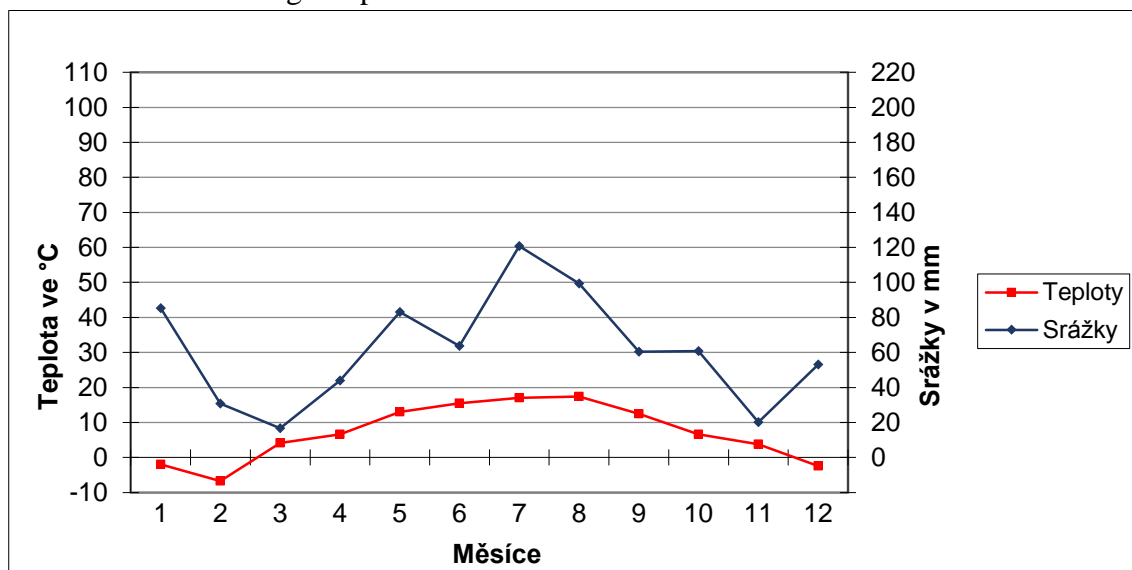
Obr. 9.54 Klimadiagram pro rok 2010



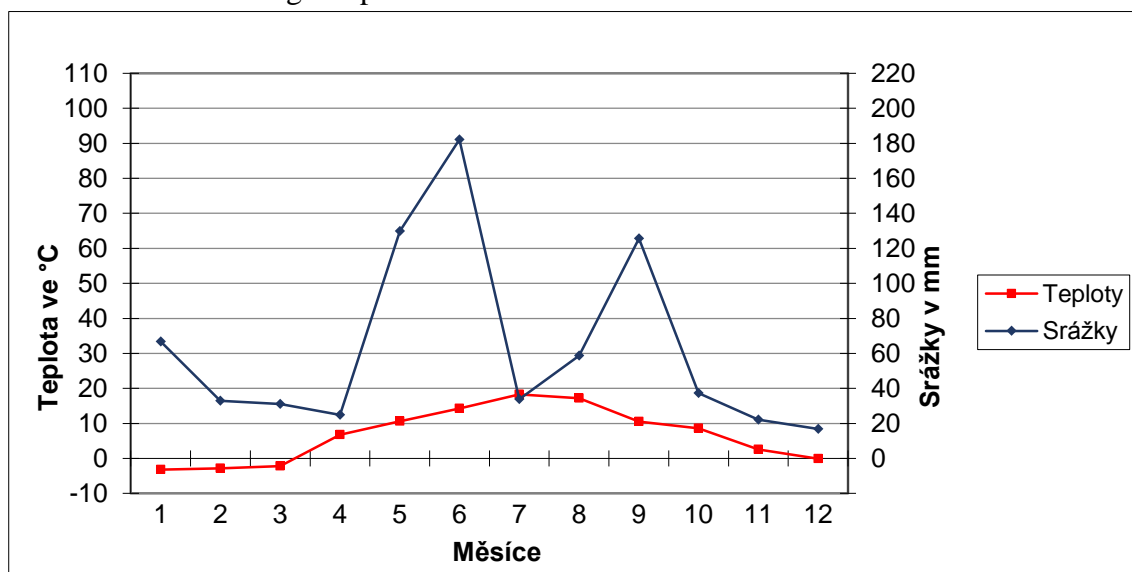
Obr. 9.55 Klimadiagram pro rok 2011



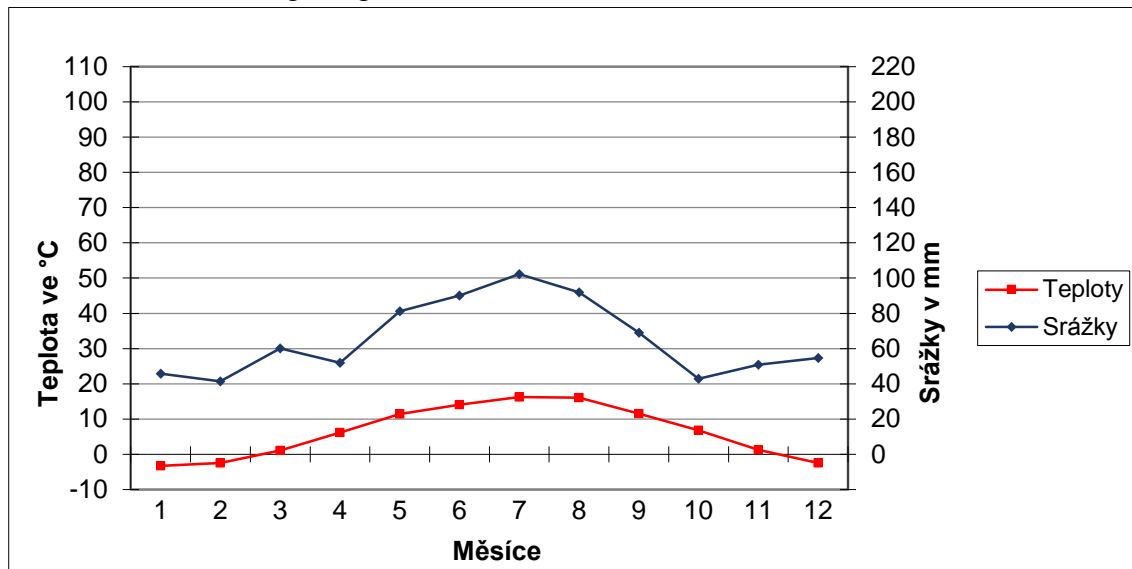
Obr. 9.56 Klimadiagram pro rok 2012



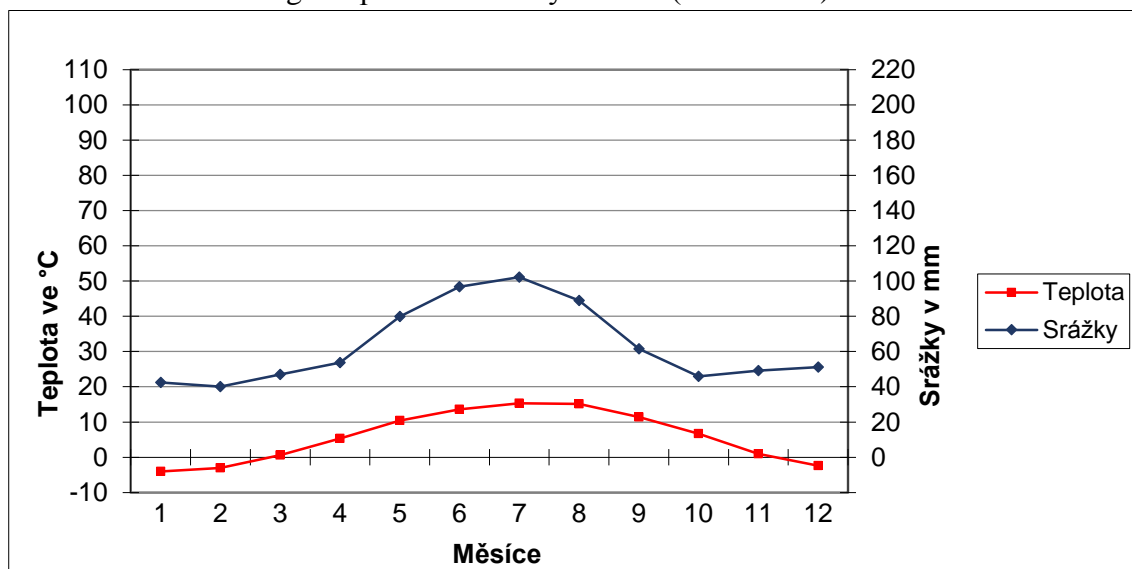
Obr. 9.57 Klimadiagram pro rok 2013



Obr. 9.58 Klimadiagram pro období 1981-2010



Obr. 9.59 Klimadiagram pro dlouhodobý normál (1961-1990)



Obr. 9.60 Třísečný porost před sklizní (Foto: autor)



Obr. 9.61 Dvousetčný porost před sklizní (Foto: autor)



Obr. 9.62 Sklizeň porostu (Foto: autor)



Obr. 9.63 Vážení sklizené píče (Foto: autor)

