

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA EKOLOGIE



Sukcese po odtěžení smrkového porostu v přírodní rezervaci Bukovec v Jizerských horách

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Vedoucí práce: prof. Dr. Ing. Vilém Pavlů

Autorka: Bc. Kateřina Novotná

2023

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Kateřina Novotná

Inženýrská ekologie
Ochrana přírody

Název práce

Sukcese po odtěžení smrkového porostu v přírodní rezervaci Bukovec v Jizerských horách

Název anglicky

Succession after the harvesting of spruce stand in the nature reserve Bukovec in the Jizera Mountains

Cíle práce

Sledovat sukcesi po odtěžení smrkového porostu v ochranném pásmu přírodní rezervace Bukovec v Jizerských horách. Při sledování zjistit, jak rychle probíhá na dané lokalitě sukcese. Dále zjistit rozdíly ve vývoji jednotlivých treatmentů a jejich porovnání v čase s kontrolní plochou.

Metodika

Shromáždit literární údaje o vzniku a historii luk a pastvin s větším zaměřením na horské trojštětové louky. Vypsat dominantní druhy horských trojštětových luk, popsat vhodný management těchto luk a popsat ekologickou sukcesi. V terénu v letech 2006-2015 a v roce 2017 zmapovat květenu v treatmentech: kontrolní nesečená louka (M), sečená spáleniště (B), sečené plochy s vrstvou jehličnatého opadu bez podrostu (FC) a nesečené plochy s vrstvou jehličnatého opadu bez podrostu (FU) v ochranném pásmu přírodní rezervace Bukovec v CHKO Jizerské hory. Zpracovat získaná data a statisticky je vyhodnotit.

Doporučený rozsah práce

30-40

Klíčová slova

sukcese, treatment, louka, druh, Jizerské hory

Doporučené zdroje informací

- Begon M., Townsend C. R., Harper J. L., 2006: Ecology: From Individuals to Ecosystems. Wiley-Blackwell, Oxford, UK.
- Grime J. P., Hodgson J. G., Hunt R. (eds), 1988: Comparative plant ecology, a functional approach to common British species. Unwin Hyman Limited., London.
- Karpaš R., Habánová A., Hetver J., et al., 2016: Jizerka: Smédava. Roman Karpaš RK, Liberec.
- Pavlů L., Burda J., 1999: Příspěvek k floristickému poznání Bukovce v Jizerských horách. Sborník Severočeského Muzea-Přírodní vědy 21: 95-117.
- Pavlů L., 2012: Grassland management in the Bukovec nature reserve in the Jizera mountains. Česká zemědělská univerzita, fakulta životního prostředí, Praha. 87 s. (disertační práce). "nepublikováno. Dep. SIC ČZU v Praze."

Předběžný termín obhajoby

2022/23 LS – FŽP

Vedoucí práce

prof. Dr. Ing. Vilém Pavlů

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Konzultant

Lenka Pavlů

Elektronicky schváleno dne 13. 3. 2023

prof. Mgr. Bohumil Mandák, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 14. 3. 2023

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 27. 03. 2023

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně, pod vedením prof. Dr. Ing. Viléma Pavlů. Uvedla jsem všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpala.

Prohlašuji, že tištěná verze se shoduje s verzí odevzdanou přes Univerzitní informační systém.

V České Lípě, 31. 3. 2023

Bc. Kateřina Novotná

Poděkování

Chtěla bych nejdříve poděkovat vedoucímu mé diplomové práce prof. Dr. Ing Vilémovi Pavlů za odborné vedení. Dále bych chtěla poděkovat Ing. Lence Pavlů, PhD. za ochotu, vstřícnost, trpělivost a za čas, který mi věnovala při konzultacích. A v neposlední řadě bych chtěla poděkovat Ing. Janu Titěrovi za pomoc při zpracování dat a konzultacích. Také bych chtěla poděkovat mé rodině, která mi byla po celou dobu studia velkou oporou a mému zesnulému partnerovi, který mi byl největší oporou a moc si přál, abych tuto práci dokončila, odevzdala a obhájila.

ABSTRAKT

Horské trojštětové louky (*Polygono bistortae-Trisetion flavescens*) patří mezi ohrožené biotopy z důvodu zániku tradičních způsobů jejich obhospodařování a řada z nich byla ponechána ladem po mnoho let. Hlavním cílem této práce bylo zjistit, jak rychle se po odtěžení smrkového porostu v ochranném pásmu přírodní rezervace Bukovec z míst bez podrostu a ze spálenišť stane horská trojštětová louka. Na experimentu bylo založeno 5 ploch kontrolní nesečené louky (M), 5 ploch sečených spálenišť (B), 4 sečené (FC) a 4 nesečené plochy (FU) s vrstvou jehličnatého opadu bez podrostu. Pokryvnost (%) jednotlivých druhů rostlin byla zaznamenávána každoročně v letech 2006–2015 a 2017. Odběry vzorků půd probíhaly koncem října v letech 2006, 2008, 2010–2014, 2018 a 2022. Za celou dobu trvání experimentu bylo zaznamenáno 87 druhů cévnatých rostlin, 24 druhů travin, 60 druhů dvouděložných rostlin a 3 druhy leguminóz. Data byla zpracována v programech Statistica 13.2 a Canoco 5. U varianty M byla druhová bohatost relativně konstantní a u variant B, FC a FU byl zaznamenán postupný nárůst druhové bohatosti během celého experimentu. Analýzou RDA byl zjištěn vztah nalezených druhů cévnatých rostlin k jednotlivým variantám obhospodařování. Varianty, které měly podobné druhové složení rostlin byly rozdělené do dvou skupin podle první ordinační osy. První skupinou byly varianty M a B a druhou skupinou byly varianty FU a FC. PRC analýza ukázala rozdíly ve složení rostlinných druhů mezi jednotlivými variantami v každém roce experimentu. Nejblíže kontrolní nesečené louce (M) byla varianta B. Dále se zjistilo, že traviny mají rychlejší procentuální nárůst pokryvnosti než dvouděložné rostliny na variantách FC, FU a B. Bylo to z důvodu přítomnosti druhu *Agrostis capillaris* v semenné bance, který na odkrytých plochách těchto variant rychle zvyšoval svoji pokryvnost v prvních 3 letech trvání experimentu. Podle agrochemických rozborů půd měla varianta B nejvyšší hodnoty pH a nejvíce přijatelných živin pro rostliny (P, K, Ca a Mg), naopak nejméně přijatelných živin pro rostliny měly varianty FC a FU. Z výsledků získaných v průběhu experimentu se dá usuzovat, že je rychlost sukcese podpořena především vyšším obsahem živin v půdě, přítomností semenné banky v půdě a pravidelným kosením.

Klíčová slova: druhové složení rostlin, funkční skupiny, Jizerské hory, louka, sukcese

ABSTRACT

Mountain hay meadows (alliance *Polygono bistortae-Trisetion flavescens*) are one of the most endangered habitats due to the disappearance of traditional managements and many of them have been abandoned for many years. The main objective of this work was to determine how quickly will be mountain hay meadow developed after the removal of spruce stands in the Bukovec Nature Reserve in the areas without undergrowth and in burned sites. The experiment was based on 5 plots of control unmown meadow (M), 5 plots of mowed burned sites (B), 4 mowed (FC) and 4 unmowed plots (FU) with a layer of coniferous litter without undergrowth. The cover (%) of individual plant species was recorded annually between 2006-2015 and 2017. Soil sampling was conducted in late October in 2006, 2008, 2010-2014, 2018 and 2022. Overall, 87 vascular plant species, 24 graminoids, 60 dicotyledonous plant species and 3 leguminous were recorded over the duration of the experiment. Data were analysed using Statistica 13.2 and Canoco 5 software. Species richness was relatively constant in M treatment and a gradual increase in species richness was observed in B, FC and FU treatments throughout the experiment. RDA analysis was used to determine the relationship of the vascular plant species to each treatment. Treatments that had similar plant species composition were divided into two groups according to the first ordination axis. The first group were M and B treatments, and the second group were FU and FC treatments. PRC analysis showed differences in plant species composition between the treatments in each year of the experiment. The closest to the control unmown meadow (M) was B treatment. Furthermore, graminoids were found to have a faster percentage increase in cover than dicotyledonous plants in FC, FU and B treatments. This was due to the presence of *Agrostis capillaris* in the seed bank, which increased its cover rapidly in the exposed plots of these treatments in the first 3 years of the experiment. According to the agrochemical analyses of the soils, treatment B had the highest pH values and the largest amount of plant available nutrients (P, K, Ca and Mg), whereas treatments FC and FU had the least amount of plant available nutrients. From the results obtained during the experiment, it can be concluded that the succession rate is mainly supported by the higher nutrient content of the soil, the presence of the seed bank in the soil and regular mowing.

Keywords: plant species composition, functional groups, Jizerské hory Mts., meadow, succession

Obsah

1. Úvod	9
2. Cíle práce.....	10
3. Metodika.....	11
3.1 Lokalita experimentu	11
3.2 Realizace experimentu.....	11
3.3 Statistické zpracování	12
4. Literární rešerše	12
4.1 Louky a pastviny.....	12
4.2 Vznik horských luk a jejich historie v osadě Jizerka	13
4.3 Horské trojštětové louky.....	14
4.4 Vhodný management horských trojštětových luk.....	16
4.5 Ekologická sukcese	17
4.5.1 Retrogrese.....	18
4.5.2 Primární a sekundární sukcese	18
4.5.3 Spontánní a řízená sukcese.....	19
4.5.4 Faktory ovlivňující rychlost sukcese	19
5. Charakteristika studijního území	20
6. Výsledky práce	22
7. Diskuze	41
8. Závěr.....	47
9. Přehled literatury a použitých zdrojů	49
10. Seznam obrázků	55
11. Přílohy	57
11.1 Příloha č. 1: Změny pokryvnosti (%) funkčních skupin.....	57
11.2 Příloha č. 2: Mapa s vyznačenými plochami experimentu.....	57
11.3 Příloha č. 3: Primární data- viz papírová podoba.....	58
11.4 Příloha č. 5: Fotogalerie	58

1. Úvod

Horské trojštětové louky se v dnešní době řadí mezi nejohroženější biotopy a míst s jejich výskytem stále ubývá (Babai a Molnár 2014). Zánik tohoto typu biotopu je způsoben buď jeho opuštěním od obhospodařování, intenzifikací hospodaření či v našem případě nechtěným zalesnění (Becker a Waesch 2009; Wesche a kol. 2012). Proto bychom měli tomuto biotopu věnovat pozornost a snažit se zvolit vhodný typ managementových opatření pro jeho ochranu a zachování. Bez pravidelného zásahu člověka by totiž tento biotop neexistoval. Pravidelná seč v kombinaci s pastvou či bez jsou nezbytné k udržení žádoucí struktury travního společenstva na těchto loukách.

Jen málo se ví o tom, za jak dlouho se dokáže vytvořit horská trojštětová louka na odlesněných plochách s vrstvou jehličnatého opadu a na spáleništích, na místech, kde již v minulosti tento typ louky byl. Experiment byl realizovaný v Jizerských horách, kde žádná podobná dlouhodobá studie na tomto typu luk vyvinutých na spáleništích a odlesněných plochách s vrstvou jehličnatého opadu neproběhla.

Ve své diplomové práci se tedy zabývám vývojem sukcese na spáleništích a variantách s vrstvou jehličnatého opadu po odtěžení smrkového porostu v ochranném pásmu přírodní rezervace Bukovec v chráněné krajinné oblasti Jizerské hory. Konkrétně mě zajímalo, za jak dlouho se dokážou místa bez podrostu po vykácení smrkového porostu a spáleniště přiblížit druhovým složením cévnatých rostlin horské trojštětové louce, která zde byla původně před zalesněním. Předpokládá se, že rychlost sukcese bude probíhat rychleji ve středně vlhkých podmínkách a v živinami bohatých místech než v suchých podmínkách a v živinami chudých místech (Grime 1979; Prach a kol. 1993).

Touto diplomovou prací jsem přispěla tím, že jsem zjistila jak se sukcese v dané lokalitě vyvíjí. Dalším přínosem práce je, že veškerá data získaná při experimentu by mohla být využita Správou CHKO Jizerské hory k ochrannářským účelům.

2. Cíle práce

Cílem diplomové práce je:

- a) Prostudování české a zahraniční literatury vztahující se k danému tématu diplomové práce a sepsání literární rešerše.
- b) Zhodnocení fytoecologických snímků v předem určených variantách bez podrostu během let 2006-2015 a v roce 2017 (kontrolní nesečená louka (M), sečená spáleniště (B), sečené plochy s vrstvou jehličnatého opadu bez podrostu (FC) a nesečené plochy s vrstvou jehličnatého opadu bez podrostu (FU)).
- c) Zhodnocení agrochemických rozborů půd (dle Mehlich 3):
 - pH/CaCl₂ v letech 2006, 2008, 2010-2014, 2018 a 2022
 - P, K, Ca a Mg v letech 2006-2014, 2018 a 2022
 - N_{tot}, C_{ox} a humus v letech 2007, 2009-2014 a 2022
- d) Zpracování a vyhodnocení získaných dat vhodnými analýzami
- e) Pomocí analýz zjistit, jak rychle probíhá sukcese na dané lokalitě a zjistit rozdíly ve vývoji jednotlivých variant a jejich porovnání v čase s kontrolní plochou.
- f) Výsledky potom vhodně interpretovat.

Očekávané vlastní přínosy práce spočívají jednak v získání většího přehledu v daném tématu diplomové práce po prostudování české a zahraniční literatury a naučení se nových analýz při zpracování dat. Veškerá data získaná při experimentu by mohla být využita Správou CHKO Jizerské hory k ochrannářským účelům. Výsledky z tohoto výzkumu by mohly být publikované v impaktivním vědeckém časopise.

3. Metodika

3.1 Lokalita experimentu

Experiment probíhal v ochranném pásmu PR Bukovec v letech 2006–2015 a 2017 na místech bez podrostu v severovýchodní části Jizerských hor v České Republice (ČR). Nadmořská výška studovaného místa je 905 – 915 m n.m., průměrné roční srážky jsou 1500 mm a průměrná roční teplota je 4,5 °C. Podle fytoecologického názvosloví (Chytrý, 2010) vegetace, která se vyskytuje na kontrolních nesečených loukách patří do aliance horské trojštětové louky (*Polygono bistortae-Trisetion flavescens*). Stejný typ lučního porostu se vyskytoval na lokalitě i před nechtěným zalesněním smrkem ztepilým. Přibližně 50 let před začátkem experimentu došlo k zalesnění horské trojštětové louky, která se vyskytovala na místech současných experimentálních ploch. V roce 2005 došlo k vykácení smrkového porostu a v roce 2006 se založil experiment.

3.2 Realizace experimentu

Při fytoecologickém snímkování bylo v terénu náhodně vytyčeno v místech bez podrostu 18 studijních ploch 2 x 2 m (4 m²). Z čehož bylo 5 ploch kontrolní nesečené louky (M), dále 5 ploch sečených spálenišť (B), 4 plochy s vrstvou jehličnatého opadu bez podrostu (FC) byly sečené a 4 plochy s vrstvou jehličnatého opadu bez podrostu (FU) byly nesečené. Pokryvnost (%) jednotlivých druhů rostlin byla zaznamenávána každoročně v letech 2006–2015 a 2017 u variant FC a FU se čtyřmi opakováními a u variant M a B s pěti opakováními v druhé polovině července před sečením. Varianty B a FC byly jednou ročně kosené s odstraněním pokosené biomasy v druhé polovině července a plochy M a FU kosené nebyly. Přičemž s kosením se začalo až od roku 2009. Na každé experimentální ploše se sledovaly další charakteristiky vegetace a půdy: celková pokryvnost stařinou (%), E0 a E1 a obsah živin v půdě.

Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., odd. ekotoxikologie Chomutov provedl na naši žádost na dodaných vzorcích půd agrochemické rozborů dle Mehlicha 3. Odběry vzorků půd probíhaly koncem října z hloubky 0-10 cm. V letech 2006, 2008, 2010-2014, 2018 a 2022 stanovili půdní reakce pH/CaCl₂. Dále v letech 2006-2014,

2018 a 2022 stanovili obsah dostupných živin P, K, Ca a Mg a v letech 2007, 2009 – 2014 a 2022 obsah N_{tot} , C_{ox} a humus.

3.3 Statistické zpracování

Druhy byly rozdělené na vysoké a nízké podle potencionální výšky, která je udána v publikaci Kaplan a kol. (2019). Ze všech průměrných hodnot se udělaly grafy v programu STATISTICA 13.2 (Dell Inc., Texas, 2016).

K vyhodnocení vícerozměrných dat, konkrétně trendů ve skladbě rostlinných druhů, byl použit program CANOCO 5 (Ter Braak a Šmilauer 2012) s použitím redundantní analýzy (RDA) (Lepš a Šmilauer 2003). Údaje o druhovém pokryvu (%) byly pro účely RDA analýzy logaritmicky transformovány [$y = \log(y + 1)$]. Dále byl použit permutační test Monte Carlo s 999 permutacemi, který měl významný vliv na skladbu rostlinných druhů. Ve všech analýzách byl rok použit jako kovariáta a jako vysvětlující proměnná účinek varianty. K vizualizaci výsledků multivariační analýzy byl použit standardní biplotový ordinační diagram zkonstruovaný v programu CANODRAW (ter Braak a Šmilauer 2012).

K vyhodnocení analýzy principal response curves (PRC) byl použit také program CANOCO 5, který vyjádřil účinky variant jako odchylky od kontrolní varianty. Jako kovariáta byl použit rok a jako vysvětlující proměnná interakce varianta * rok. Stejně jako u RDA analýzy byl k vizualizaci hlavních křivek odezvy PRC analýzy použit program CANODRAW. Soubor vah druhů zobrazený na pravé straně diagramu byl spojen s každým PRC.

4. Literární rešerše

4.1 Louky a pastviny

Jedná se o sekundárně bezlesní biotopy s převažujícími travinnými společenstvy. Jsou to biotopy polopřirozené na jejichž vzniku se podílel člověk (Višňák 2020), který původní les buďto vykácel a nebo zde intenzivně pásal dobytek a stromy pak neměly možnost se zmladit (Grulich 2017). Nutno podotknout, že by tento typ biotopu bez pravidelného zásahu (sečení, pastva či jejich kombinace) člověka v naší krajině nebyl a většinu území ČR by nyní pokrýval les a pouze na pár místech bychom našli

přirozené travní porosty (primární bezlesí) jakožto např. stepi či rašeliniště (Cudlín 2021). Louky se nachází na území celé ČR od nížinných oblastí až po horské oblasti (Višňák 2020). V ČR existuje několik typů luk, kde v každé z nich můžeme najít různé druhy trav a bylin v závislosti na okolních faktorech prostředí: nadmořská výška, půdní vlhkost, obsah živin v půdě a četnost seči (Chytrý a kol. 2010). Pro udržení lučního společenstva je pak důležité sečení, pastva či jejich kombinace a v ojedinělých případech i extenzivní hnojení a vápnění (Višňák 2020).

Louky a s nimi i pastviny jsou podle Katalogu biotopů ČR základní jednotkou (T1) Sekundárních trávníků a vřesovišť (T). V ČR se rozlišují podle katalogu biotopů tyto druhy luk a pastvin: T1.1 Mezofilní ovsíkové louky, T1.2 Horské trojštětové louky, T1.3 Poháňkové pastviny, T1.4 Aluviální psárkové louky, T1.5 Vlhké pcháčové louky, T1.6 Vlhká tužebníková lada, T1.7 Kontinentální zaplavované vlhké bezkolencové louky, T1.8 Kontinentální vysokobylinná vegetace, T1.9 Střídavě vlhké bezkolencové louky a T1.10 Vegetace vlhkých narušovaných půd (Chytrý a kol. 2010).

V chráněné krajinné oblasti Jizerské hory jsou předmětem ochrany tyto čtyři luční biotopy (s rozlohou v ha): T1.1 Mezofilní ovsíkové louky (1308 ha), T1.2 Horské trojštětové louky (713 ha), T1.5 Vlhké pcháčové louky (299 ha) a T1.6 Vlhká tužebníková lada (78 ha). Nejvíce zastoupen je v této oblasti biotop T1.1 Mezofilní ovsíkové louky a nejméně pak T1.6 Vlhká tužebníková lada (Višňák 2020). Mezofilní ovsíkové louky se vyskytují od nížin až po podhorské oblasti a jsou podobné svým druhovým složením horským trojštětovým loukám, které se ale vyskytují v horských oblastech. Vlhké pcháčové louky můžeme najít ve středních nadmořských výškách v okolí pramenišť a nivách potoků na místech vlhkých půd. Z nich se postupem času při nedostatečném obhospodařování vyvíjí vlhká tužebníková lada (Chytrý a kol. 2010).

4.2 Vznik horských luk a jejich historie v osadě Jizerka

Horské louky (sekundární bezlesí) vznikaly již v období neolitu z důvodu potřeby člověka získat krmivo, které bylo potřebné pro domácí zvířata. Řada těchto luk ale vznikala v 16. století tzv. budním hospodařením, které je typické např. na hřebenech Krkonoš. Budní hospodaření spočívá ve stavbě domů (bud), vypalováním lesů v jejich blízkém okolí a tím vytvářením luk v horských oblastech. Toto hospodaření bylo přítomné i v osadě Jizerka v Jizerských horách (Cudlín 2021). Před prvním osídlením

byl v Jizerských horách převážně les. Bezlesí bylo pouze v místech skalních výchozů, na sutích a na podmáčených půdách. Louky se začaly vyskytovat jen tam, kde dlouhodobě šetrně hospodařil člověk. Existuje ale výjimka a tím jsou tzv. pralouky, kde bylo bezlesí ještě před příchodem člověka. Tyto louky vznikaly různými způsoby, a to: 1. ukládáním velkého množství sněhu na některých místech (krátká vegetační sezóna zabraňovala rozvoji lesa na těchto místech); 2. výskyt pramenišť ve svazích (podmáčená místa zabraňovala vzrůstu stromů a vyvinutí stromového patra); 3. spásání světlin lesní zvěří (nadměrný okus zabraňoval dřevinám v růstu a udržoval louky na místech, kde by se přirozeně vyskytoval les) (Višňák 2020).

4.3 Horské trojštětové louky

Svaz *Polygono bistortae – trisetion flavescentis* se podle Katalogu biotopů České Republiky řadí do jedné z devíti formačních skupin. Tato skupina je označena písmenem T a značí Sekundární trávníky a vřesoviště. Skupina je dále vymezena na základní jednotky, v našem případě T1 – Louky a pastviny s podjednotkou T1.2 Horské trojštětové louky (Chytrý a kol. 2010). Horské trojštětové louky tvoří ještě asociace: Horské trojštětové louky s kakostem lesním (*Geranio sylvatici-Trisetum flavescentis*), horské knotovkové louky (*Melandrio rubri-Phleetum alpini*) a horské koprnickové louky (*Meo athamantici-Festucetum rubrae*) (Chytrý 2010).

Tyto louky se vyskytují především ve vyšších polohách od 600 do 1000 m n.m. Najdeme je na místech středně vlhkých až sušších s půdou, která je středně bohatá na živiny (Svobodová 2012). V ČR jsou především rozšířeny v Krušných horách, Jizerských horách a Krkonoších. Méně jsou pak zastoupeny na Šumavě a vzácně se vyskytují v Orlických horách a Hrubém Jeseníku (Chytrý a kol. 2010). V dalších zemích Evropy jsou nejvíce hojné v Alpách a ve středohořích západní Evropy (Chytrý 2010). Jak tvrdí Rodwell (1992), tyto louky můžeme najít i v nižších nadmořských výškách a to v oceánské oblasti severní Anglie. Tento výskyt je dán přítomným vlhkým podnebím, kde jsou chladná léta a nižším obsahem živin v půdě. Společenstva horských trojštětových luk jsou také zastoupena, i když méně často, v západních Karpatech a východních Karpatech v Rumunsku (Chytrý 2010).

Tento svaz je tvořen především zástupci druhů lučních, původně lesních, subalpínských vysokobylinných vegetací a alpínských trávníků (Chytrý 2010). Jak Svobodová (2012) tak i Chytrý (2010) tvrdí, že jsou zde společenstva bohatá na druhy,

kteře jsou květnaté a mají střední až vyšší vzrůst. Dominantními druhy, které mají v tomto svazu zpravidla vysokou pokryvnost jsou: trávy psineček obecný (*Agrostis capillaris*), tomka vonná (*Antoxanthum odoratum*), kostřava červená (*Festuca rubra* agg.), bojínek švýcarský (*Phleum rhaeticum*), lipnice širolistá (*Poa chaixii*) a trojštět žlutavý (*Trisetum flavescens*). Mezi dominantní druhy dále patří i širokolisté horské byliny rdesno hadí kořen (*Bistorta officinalis*), pcháč různolistý (*Cirsium heterophyllum*), kakost lesní (*Geranium sylvaticum*), koprník štětínolistý (*Meum athamanticum*) a silenka dvoudomá (*Silene dioica*) aj. (Chytrý a kol. 2010).

Kromě těchto již zmíněných druhů se v Jizerský horách v tomto biotopu vyskytují i kontryhely (*Alechemilla* sp. div.), zvonek okrouhlostý (*Campanula rotundifolia*), škarda měkká (*Crepis mollis*), řeřišničník hallerův (*Arabidopsis halleri*), třezalka skvrnitá (*Hypericum maculatum*), svízel hercynský (*Galium saxatile*), zvonečník klasnatý (*Phyteuma spicatum*), pětiprstka žežulník (*Gymnadenia conopsea*), lipnice luční (*Poa pratensis*), smilka tuhá (*Nardus stricta*), mochna nátržník (*Potentilla erecta*), pryskyřník prudký (*Ranunculus acris*), šťovík kyselý (*Rumex acetosa*), jetel plazivý (*Trifolium repens*), rozrazil rezekvítek (*Veronica chamaedrys*), vikev ptačí (*Vicia cracca*), řebříček obecný (*Achillea millefolium*), psárka luční (*Alopecurus pratensis*), metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*), srha říznačka (*Dactylis glomerata*), metlice trsnatá (*Deschampsia cespitosa*) a silenka dvoudomá (*Silene dioica*) (Višňák 2020; Chytrý a kol. 2010).

Jak již bylo zmíněno výše, na druhové složení luk má vliv řada faktorů. Jedním z těchto faktorů ovlivňujících druhové složení horských trojštětových luk je i jejich stáří. Zjistilo se, že druhové bohatství na starších (>150 let) loukách je o poznání vyšší než na těch mladších (40-60 let). Na starších loukách se vyskytuje více specializovaných a ohrožených druhů a jejich semena mají zpravidla vyšší hmotnost a hůře se šíří větrem. Oproti tomu semena většiny druhů rostlin na mladších loukách se větrem šíří dobře (Becker a Waesch 2009).

Velkým problémem je, že velký počet těchto luk v posledním desetiletí zanikl (Chytrý a kol. 2010). V dnešní době se tento typ luk řadí mezi nejohroženější biotopy (Babai a Molnár 2014). Je to dáno jak zánikem tradičních způsobů jejich využívání nebo opouštěním travních porostů a intenzifikací hospodaření (Becker a Waesch 2009; Wesche a kol. 2012). S intenzifikací hospodaření a s tím spojené intenzivnější hnojení a častější seč začaly vznikat porosty chudé na druhy (s tzv. nitrofilními druhy). Dále

pak opouštěním travních porostů začaly tyto porosty postupně zarůstat vysokými bylinami, trávami či křovinami, které jsou konkurenčně silnější (Chytrý a kol. 2010). Proto je velmi důležité věnovat pozornost tomuto typu biotopu a zvolit vhodný typ managementových opatření pro jeho ochranu a zachování.

4.4 Vhodný management horských trojštětových luk

Management představuje praktické opatření, které se provádí za účelem ochrany přírody a i pro zemědělské či energetické využití travního porostu. Některá chráněná území jako například rašeliniště či přirozené lesy je vhodné ponechat přírodní samoregulaci (Karpaš a kol. 2016). Naopak existence horských trojštětových luk je závislá na pravidelném obhospodařování sečí nebo na občasné pastvě (Chytrý a kol. 2010).

Sečení louky je vhodné provádět jednou až dvakrát za rok (minimálně jednou za rok) s následným sušením píce a jejím odklizením. Přičemž při sečení dvakrát ročně může být jedna seč nahrazena pastvou. Sečení v delším intervalu a to jednou obrok nebo jednou za několik let může být vhodné pouze na místech s nedostatkem živin (oligotrofních). Po každém sečení při odstraňování posečené biomasy dochází k úbytku živin v půdě a nadzemní biomase těchto lučních porostů. Kdyby se sečení provádělo na místech chudých na živiny častěji, tak by docházelo ještě k většímu ochuzení půdy na živiny. Termíny a počet sečí by měly odpovídat produktivitě a druhovému složení rostlin travního porostu a měly by zachovávat vhodnou vegetační strukturu těchto porostů s výskytem nízkých i vysokých rostlinných druhů. Dále aby nedošlo k úbytku vysokých druhů, které nesnesou příliš častou seč. Jako ideální způsob ochranného opatření by se jevilo nastavit management na míru pro každou lokalitu vzácného druhu nebo jednotlivé společenstvo, což je v praxi ale jen těžko proveditelné a vyhýbalo by se to tradiční formě hospodaření, která má jiné cíle než ty ochranné a přesto má příznivý efekt na biodiverzitu.

Dalším možným ochranným opatřením je pak ohradníková rotační pastva v kombinaci se sečením ve vhodných intervalech a následným sušením píce a jejím odklizením (Višňák 2020; Kubeš 2009).

Dalším ochranným opatřením je aplikace hnojiv a vápnění, u kterých záleží na použitém množství. Je to dáno tím, že velké množství dodaných živin by změnilo

druhové složení, posílilo by trávy a dominantním druhem by se mohl stát např. medyněk měkký (*Holcus mollis*), nebo i jiné dominantní druhy, přičemž záleží na druhovém složení porostu. Naopak při jejich nedostatku by porosty degradovaly a postupně zarůstaly smilkou tuhou (*Nardus stricta*).

Pracovními nástroji použitými při sečení jsou zejména ruční nástroje: kosy, motorové kosy – křovinořezy) a samohybná lehká mechanizace: bubnové a lištové sekačky. Na sušší lokality se pak může použít i těžší mechanizace kterou je traktor s bubnovou sekačkou. Vhodnými hospodářskými zvířaty používanými při pastvě jsou různá plemena skotu či ovcí, která se používají v kombinaci s ručními nástroji. Pastvu je také vhodné použít na sušších místech. Nadměrnou pastvou by pak mohlo dojít k přechodu horských trojštětových luk k pohánkovým pastvinám.

Doba pro provádění vhodného managementu sečení a počet sečí za rok se odvíjí od produktivity porostu. Seč může být prováděna od poloviny června do konce září s tím, že už je to možné od začátku června do poloviny října. První seč na některých typech travních porostů může být dokonce už v květnu. Na trojštětových loukách (Jizerka) se provádí zpravidla jednou za rok v červenci. U pastvy jakožto možného managementu je vhodná doba stejná jako u seče (vhodného managementu) a možná doba je už od poloviny května až do konce října (Višňák 2020).

4.5 Ekologická sukcese

Ekologická sukcese je definována jako vývoj rostlinných či živočišných společenstev a půdy na konkrétním místě. Je to dlouhodobá, samovolná a nevratná změna struktury společenstev a ekosystémů. Při samotné sukcesi dochází k postupné výměně druhů či celých společenstev (Prach 1996). Je to proces, který probíhá neustále, a při kterém dochází ke kolonizaci biotopu či zániku populací určitých druhů na daném místě. Bez sukcese by nemohlo docházet k vývoji žádných ekosystémů. Probíhá jak na souši, tak i ve vodním prostředí např. nové vodní nádrže (Rusek 2006).

Podle Clementa (1916) se dá sukcese rozdělit na šest fází. První fází je disturbance, která narušuje původní ekosystém (Glenn-Lewin a kol. 1992). Druhou fází je migrace druhů s následnou třetí fází, při kterém dojde k jejich uchycení na daném místě. Při migraci se přemísťuje více druhů a tak ve čtvrté fází dochází na daném místě ke kompetici mezi druhy. V páté fází reagují druhy na kompetici a v poslední fází se

společenstvo stabilizuje a přechází postupně do stádia klimaxu (Glenn-Lewin a kol. 1992; Clements 1916). Klimax je ustálený ekosystém s největším množstvím biomasy, a v kterém se také vyskytuje nejvíce organismů, které jsou vůči sobě v symbióze (Odum 1977). Sukcese by měla směřovat ke konečnému a relativně stabilnímu klimaxovému stádiu vegetace. Klimax je pouze abstraktní pojem. V přírodních podmínkách dochází k neustálým disturbancím a změnám ve společenstvu. Za ideálních podmínek je klimaxové stádium vůbec nejstabilnějším společenstvem (Begon a kol. 2006).

4.5.1 Retrogrese

V určité fázi sukcese může dojít k tzv. retrogresi (obrácená sukcese), která se objeví při nedostatku dostupných živin v ekosystému. Živiny mohou z ekosystému zmizet působením nějaké změny např. vyplavováním živin při zvýšené hladině podzemních vod, kácením stromů apod. Musíme si uvědomit, že je každý ekosystém unikátní a obsahuje různé množství živin. Na každý ekosystém působí různé faktory, které způsobují ztrátu těchto živin. Retrogrese se může u různých ekosystémů objevovat v různou dobu, tedy jak v raných tak i klimaxových stádiích. Při retrogresi se zastaví vývoj celého ekosystému a dojde k navrácení sukcese do jednoho z dřívějších stádií. Pro tato stádia je typická nízká diverzita, nízká produktivita a malý objem biomasy (Glenn-Lewin a kol. 1992).

4.5.2 Primární a sekundární sukcese

Sukcese se všeobecně rozděluje na primární a sekundární (Odum a Barrett 2005). Primární sukcese probíhá na místech s nově odkrytým substrátem bez podrostu, bez semenné banky a bez organického materiálu. Pro rozvoj nového rostlinného společenstva jsou potřeba diaspory z okolního prostředí. V ČR primární sukcese probíhá především v místech opuštěných lomů či výsypkách po těžbě uhlí (Pařízek 2022).

Při sekundární sukcesi dochází ke znovuobnovení rostlinného společenstva, které bylo narušeno či zcela zničeno. Nicméně oproti primární sukcesi se zachovala půda a v ní semenná banka. Některé vegetativní části rostlin jsou schopné regenerace. V ČR můžeme sekundární sukcese najít na opuštěných polích, v oblastech po požáru či po nějakých přírodních katastrofách (Glenn-Lewin a kol. 1992).

4.5.3 Spontánní a řízená sukcese

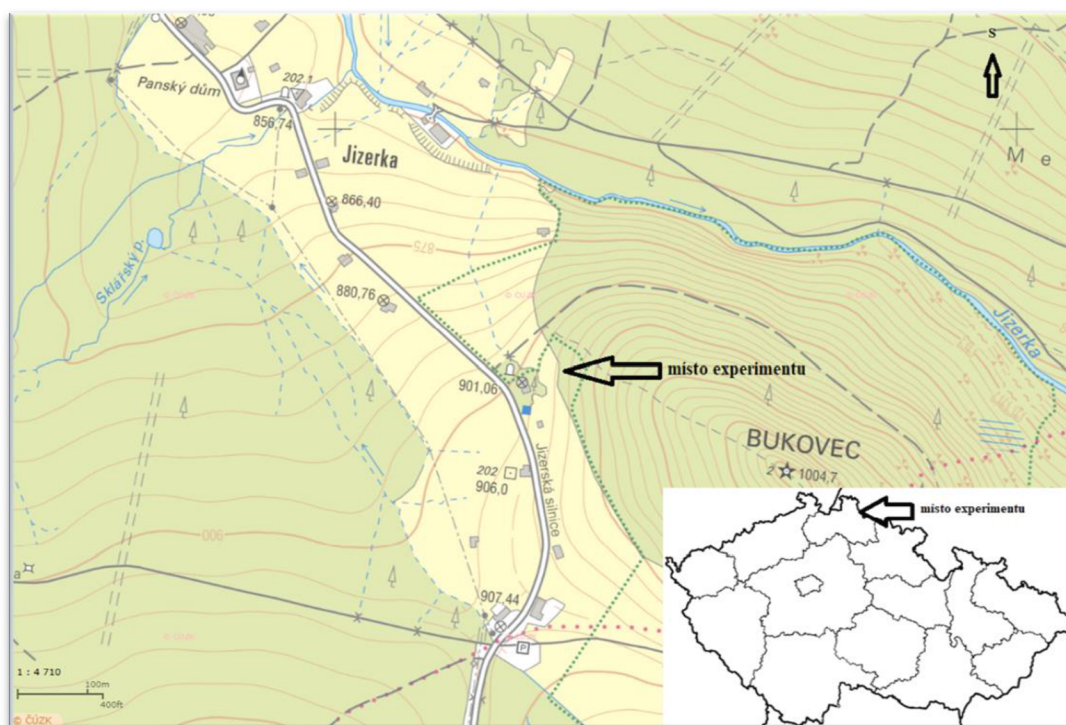
Spontánní sukcese je samovolný vývoj vegetace bez zásahu člověka. Narušené místo se ponechá přírodním procesům fungujícím bez jakéhokoliv zásahu člověka (Řehounek a kol. 2015). Dané místo začne zarůstat vegetací a to především jednoletými druhy a začne plnit protierozní, estetické a další ekologické funkce (Prach 2006). Oproti tomu řízená neboli usměrněná sukcese probíhá pomocí regulovaných zásahů člověka např. kosení či kácení do ekosystému s cílem pečovat o ekosystém a chránit jeho biodiverzitu (Plesník 2010; Schwerk 2014).

4.5.4 Faktory ovlivňující rychlost sukcese

Rychlost sukcese je nejvíce ovlivněna věkem (sukcesním stářím) daného stanoviště (Novák a Prach 2003; Řehounková a Prach 2006). Další faktory, které ovlivňují rychlost sukcese jsou např. dostupnost diaspor v půdě či mezidruhové vztahy, velikost stanoviště (Chuman 2012), vlhkost, okolní vegetace (Řehounková a Prach 2006) a dostupnost živin v půdě (Osbornová a kol. 1990). V narušených místech sukcese samovolně postupuje v obvyklém pořadí od jednoletých bylin, přes vytrvalé byliny, následně křoviny až les (Prach a Pyšek 2001).

5. Charakteristika studijního území

Studijní území se nachází v ochranném pásmu v severozápadní části přírodní rezervace Bukovec v severovýchodní části CHKO Jizerské hory. V roce 2005 zde došlo k vykácení smrkového porostu a v roce 2006 se zde založil experiment. Nyní má studijní území bezlesní charakter a přibližuje se svou vegetací horské trojštětové louce, která zde byla před zalesněním.



Obr. č. 1: Lokalizace studijního území v ochranném pásmu PR Bukovec v CHKO Jizerské hory (© ČÚZK 2023).

Studijní území náleží dle geomorfologického členění ČR do provincie Česká vysočina, soustavy Krkonošsko-jesenické, podsoustavy Krkonošské, celku Jizerské hory, podcelku Jizerská hornatina a okrsku Soušská hornatina (Demek a Mackovičín 2006).

Dle fytogeografického členění patří zájmové území do obvodu České oreofytikum s fytochorionem 92 – Jizerské louky. Ale z fytogeografického hlediska jsou jihovýchodní okraj CHKO Jizerské hory a vrch Bukovec považovány již za součást Krkonoš. Je to z důvodu bohatší květeny oproti zbytku Jizerských hor. Přičemž květena je na Bukovci podmíněna spíše geologickým podložím bohatým na minerály než blízkostí Krkonoš (Karpaš a kol. 2016).

V přírodní rezervaci Bukovec se nad studovanými plochami nachází nejvyšší čedičový kužel Bukovec ve střední Evropě s nadmořskou výškou 1004,9 m n.m. vzniklý ve třetihorách výlevem čedičové lávy, která prorazila prvohorní žulový masiv severozápadně až jihovýchodně. Jedná se o tzv. olivinický nefelinit. Území přírodní rezervace Bukovec je z větší části kryto hlinitokamenitými svahovinami, z kterých místy vystupuje již zmíněný nefelinit (Skřivánek 1967).

Studované území se nachází v nižším stupni svahů, kde je vliv čedičového skeletu minimální a půdy jsou zde kyselejší a minerálně chudší. Čím nižší nadmořská výška, tím je vliv čediče menší a alkalita půd se zeslabuje. Půdním typem jsou zde kryptopodzoly, které jsou přechodem kambizemí k podzolům. Půda je troficky bohatší oproti průměru Jizerských hor (Němeček a kol. 2001).

Podnebí daného území má horský charakter s nižšími teplotami s ročním průměrem kolem 4,5 °C s častými ranními a pozdními mrazíky, vysokými srážkami nad 1500 mm ročně a dlouho trvající sněhovou pokrývkou s mocností až 1,5 m (dle údajů naměřených v hydrometeorologické stanici v osadě Jizerka) (Pavlů a Burda 1999).

Studijní území spadá do povodí Labe, do kterého je odvodňováno prostřednictvím Jizerky tvořící severní hranici rezervace, Jizery a jejich přítoků. Prameny v severozápadní části na okraji rezervace jsou jímány ve vodojemu (Karpaš a kol. 2016). Ve studovaném území se žádné prameny nevyskytují a neprotéká tímto územím žádný potok ani řeka.

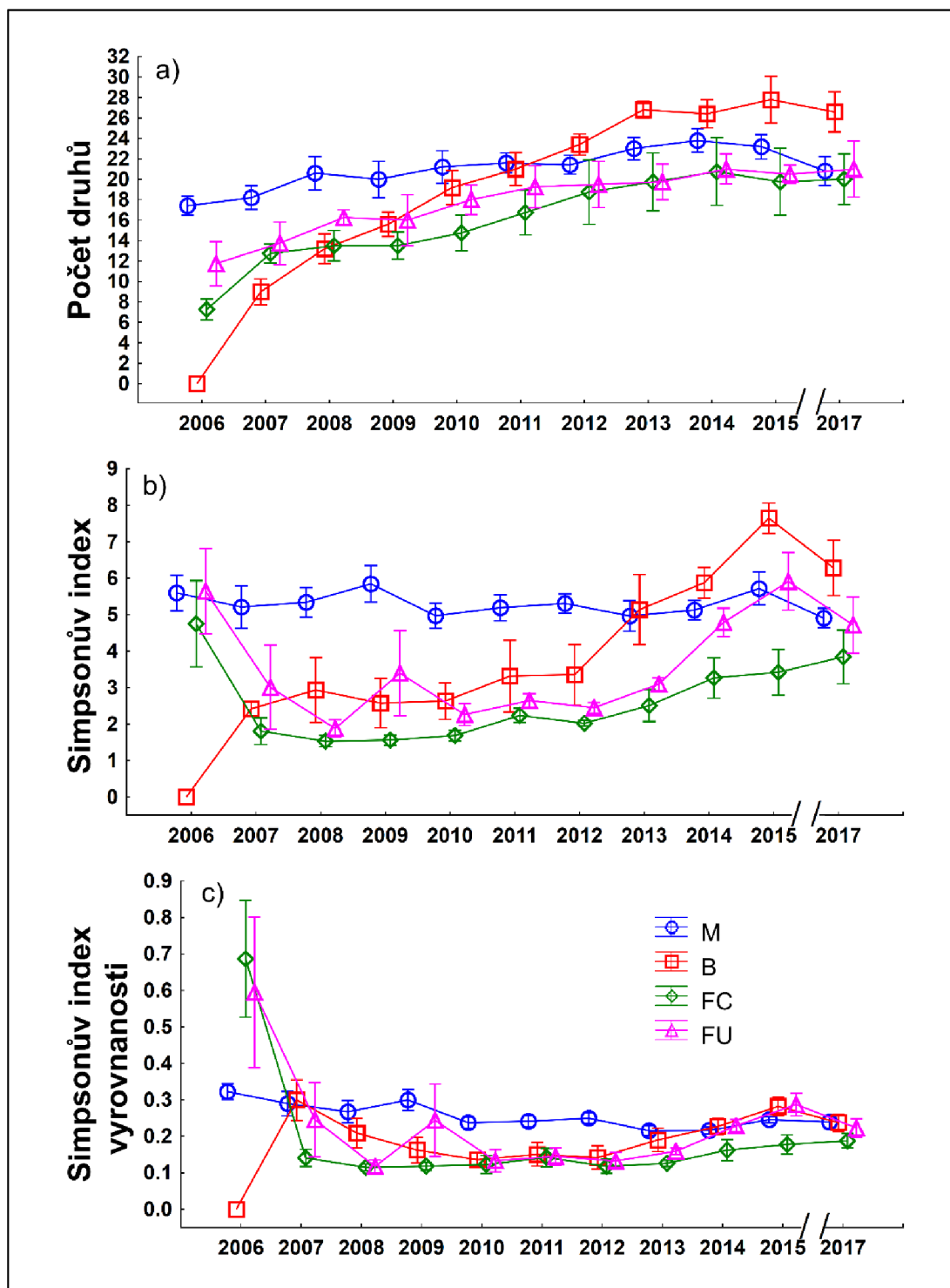
6. Výsledky práce

Na začátku experimentu bylo na studovaném místě zaznamenáno celkem 41 druhů cévnatých rostlin, z čehož bylo 10 druhů travin, 1 druh leguminóz a 30 druhů dvouděložných rostlin. Během jedenácti let studie bylo zaznamenáno 85 druhů cévnatých rostlin z čehož bylo 24 druhů travin, 3 druhy leguminóz a 58 druhů dvouděložných rostlin.

Během celého experimentu byl zaznamenán postupný nárůst druhové bohatosti u variant B, FC a FU (obr. 2a). U varianty M byla druhová bohatost relativně konstantní a pohybovala se v rozmezí od 17 do 24. Nejvyšší druhová bohatost byla u varianty B od roku 2012 do konce experimentu s nejvyšším počtem druhů 28 v roce 2015. Nejnižší druhová bohatost s rozsahem od 7 do 21 byla u variant FC a FU od roku 2009 do konce experimentu. V posledním roce experimentu (2017) byl počet druhů u variant FC, FU a M přibližně na stejné úrovni.

Simpsonův index diverzity byl u varianty M relativně konstantní po celou dobu trvání experimentu a hodnoty se pohybovaly od 4 do 6 (obr. 2b). Varianty FC a FU měly podobný průběh křivek. Varianta FC se pohybovala v rozmezí od 1 do 5 a varianta FU v rozmezí od 1 do 6. U varianty B měl Simpsonův index na počátku experimentu (2006) hodnotu 0, v průběhu experimentu se jeho hodnota postupně zvyšovala, maximální hodnoty (7,7) dosáhla v roce 2015. Kromě prvního roku byly nejnižší hodnoty u varianty FC.

Simpsonův index vyrovnanosti byl u varianty M relativně konstantní po celou dobu trvání experimentu a hodnoty se pohybovaly od 0,2 do 0,3 (obr. 2c). Kromě prvního roku experimentu měly hodnoty Simpsonova indexu vyrovnanosti na variantách B, FC a FU podobný průběh křivek a pohybovaly se v rozmezí od 0,1 do 0,3. V prvním roce byly hodnoty u variant FC a FU nejvyšší a poté klesly.



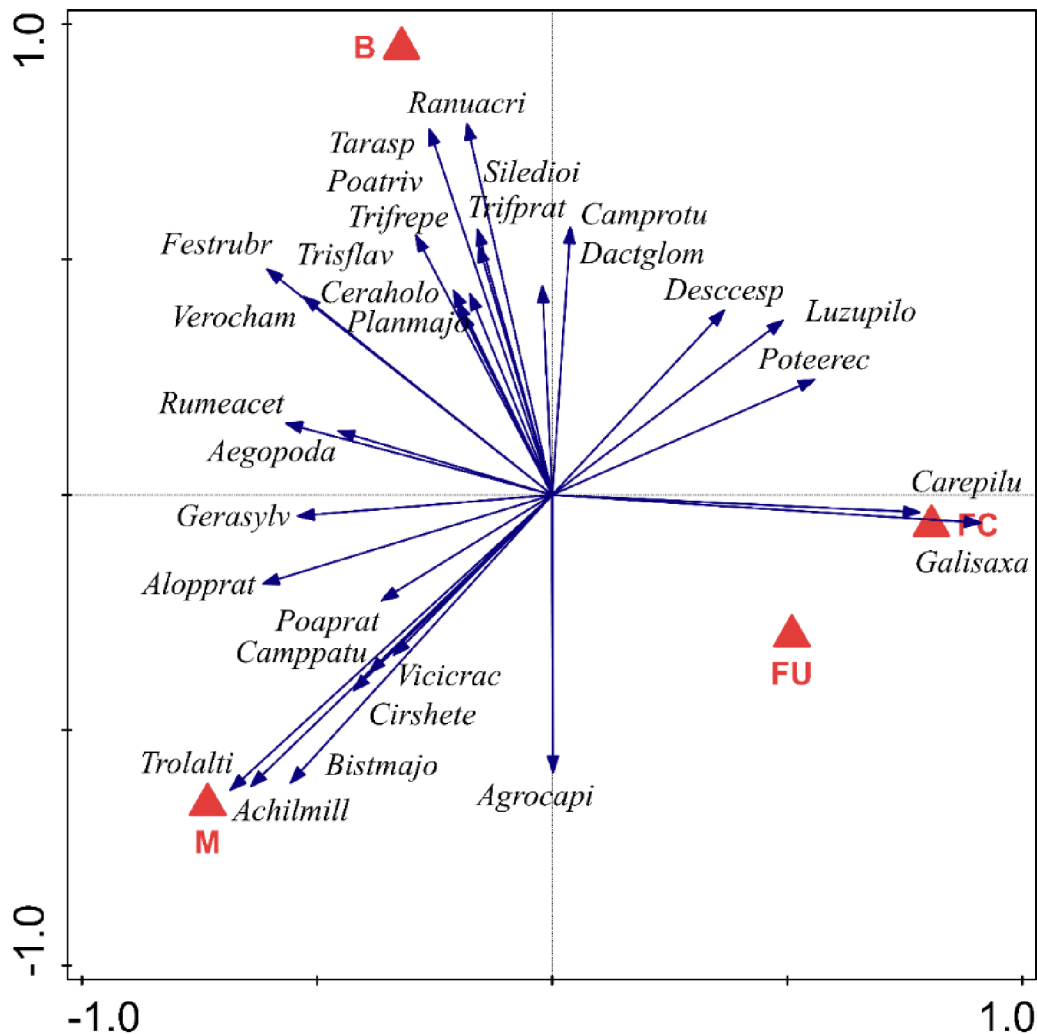
Obr. č. 2: (a) Celkový počet druhů cévnatých rostlin v jednotlivých variantách, (b) Simpsonův index diverzity a (c) Simpsonův index vyrovnanosti druhů v daném společenstvu v letech 2006-2015 a 2017. Aplikované varianty byly: kontrolní nesečená louka (M), sečená spáleniště (B), sečené plochy s vrstvou jehličnatého opadu bez podrostu (FC) a nesečené plochy s vrstvou jehličnatého opadu bez podrostu (FU). Střední chyby průměru jsou označeny svislými čarami.

Tab. č. 1: Výsledky RDA analýzy odhadů pokryvnosti. M (kontrolní nesečená louka), B (sečená spáleniště), FC (sečené plochy s vrstvou jehličnatého opadu), FU (nesečené plochy s vrstvou jehličnatého opadu) = varianty z roku 2017; plot ID = ID grafu; % vysvětlené variability = druhová variabilita vysvětlená 1. (všemi) ordinačními osami F-distribuce = F statistika pro každou konkrétní analýzu; P-hodnota = odpovídající hodnota pravděpodobnosti získaná permutačním testem Monte Carlo. Testovaná nulová hypotéza: časový trend v druhovém složení je nezávislý na variantě.

Rok	Vysvětlující proměnné	Kovariáty	% vysv. proměnných na 1. ose (na všech osách)	F-distribuce na 1. ose (na všech osách)	P-hodnota na 1. ose (na všech osách)
2017	M, B, FC, FU	Blok	28.51 (46.06)	1.7 (3.7)	0.002 (0.002)

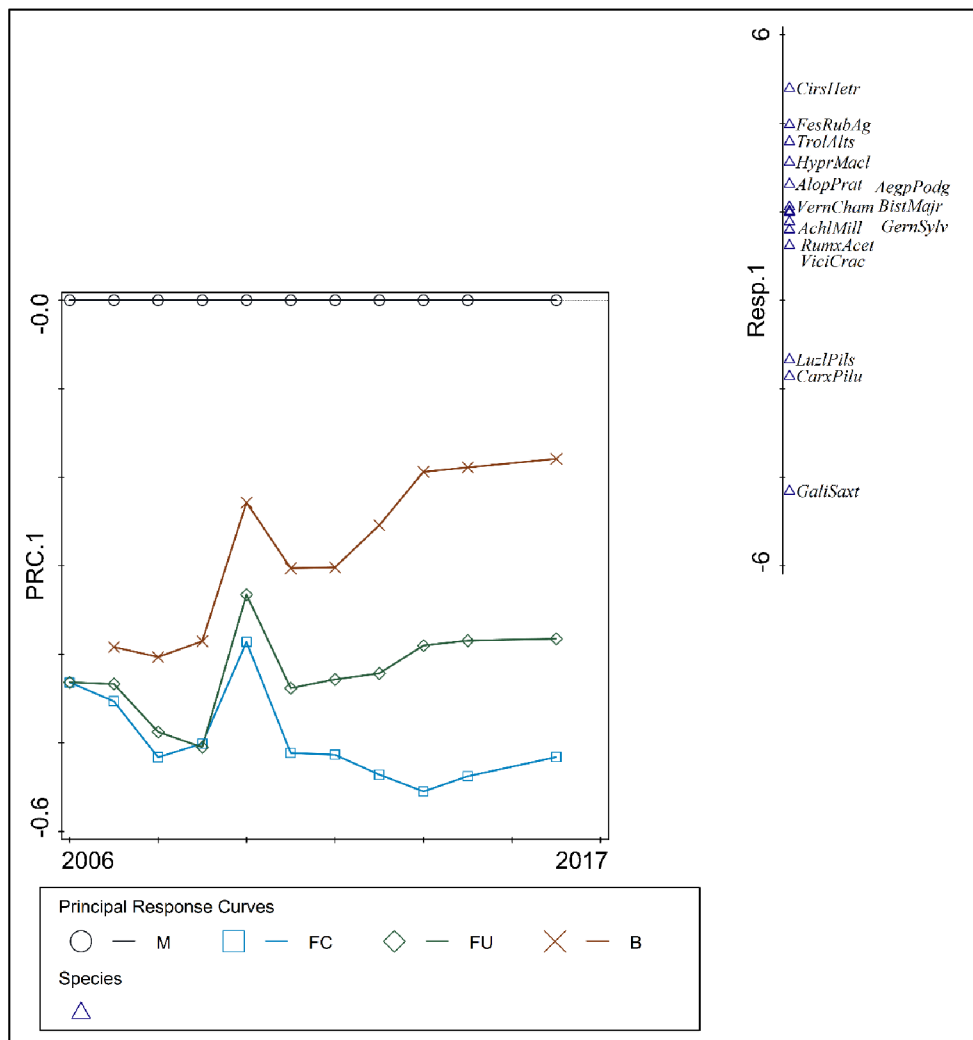
V tab. č. 1 je uvedena hodnota testovací statistiky, která vyšla $p=0,002$ na 1. ose, i na všech osách stejně. Druhové složení cévnatých rostlin tedy reaguje na jednotlivé varianty statisticky vysoce významně. F-distribuce vyšla na 1. ose 1,7 a na všech osách 3,7.

Na obr. č. 3 vidíme vztah nalezených druhů cévnatých rostlin k jednotlivým typům variant roku 2017. V ordinačním grafu můžeme vidět druhy, které korelovaly s variantou M: upolín nejvyšší (*Trollius altissimus*), řebříček obecný (*Achillea millefolium*), rdesno hadí kořen (*Bistorta officinalis*), pcháč různolistý (*Cirsium heterophyllum*), zvonek rozkladitý (*Campanula patula*), vikev ptačí (*Vicia cracca*). Dále jsou zde druhy, které byly podporovány variantou B: pampeliška (*Taraxacum sp.*), pryskyřník prudký (*Ranunculus acris*), kostřava červená (*Festuca rubra agg.*), rozrazil rezevíték (*Veronica chamaedrys*), jetel plazivý (*Trifolium repens*), jetel luční (*Trifolium pratense*) a zvonek okrouhlolistý (*Campanula rotundifolia*). Pak je zde druh varianty FC: mochna nátržník (*Potentilla erecta*). Dále je tu druh náležící variantě FU: ostřice kulkonosná (*Carex pilulifera*). Svízel hercynský (*Galium saxatile*) a ostřice kulkonosná (*Carex pilulifera*) patří do variant FC a FU.



Obr. č. 3: Ordinační diagram znázorňující výsledky RDA analýzy dat druhového složení pod různými variantami obhospodařování v roce 2017 (poslední rok pozorování). Zkratky variant (M, B, FC a FU) jsou vysvětleny v Obr. č. 2. Zkratky druhů: První čtyři písmena udávají zkratku názvu rodu a další čtyři písmena zkratku názvu druhu. Aegopoda = *Aegopodium podagraria*; Agrocapu = *Agrostis capillaris*; Achillmill = *Achillea millefolium*; Alopprat = *Alopecurus pratensis*; Bistoffi = *Bistorta officinalis*; Camppatu = *Campanula patula*; Camprotu = *Campanula rotundifolia*; Carepilu = *Carex pilulifera*; Ceraholo = *Cerastium holosteoides*; Cirshete = *Cirsium heterophyllum*; Dactglom = *Dactylis glomerata*; Desccesp = *Deschampsia cespitosa*; Festrubr = *Festuca rubra* agg.; Galisaxa = *Galium saxatile*; Gerasylyv = *Geranium sylvaticum*; Luzupilo = *Luzula pilosa*; Planmajo = *Plantago major*; Poaprat = *Poa pratensis*; Poatriv = *Poa trivialis*; Poteerec = *Potentilla erecta*; Ranuacri = *Ranunculus acris*; Rumeacet = *Rumex acetosa*; Siledioi = *Silene dioica*; Tarasp = *Taraxacum* sp.; Trifprat = *Trifolium pratense*; Trifrepe = *Trifolium repens*; Trisflav = *Trisetum flavescens*; Trolalti = *Trollius altissimus*; Verocham = *Veronica chamaedrys*; Vicicrac = *Vicia cracca*.

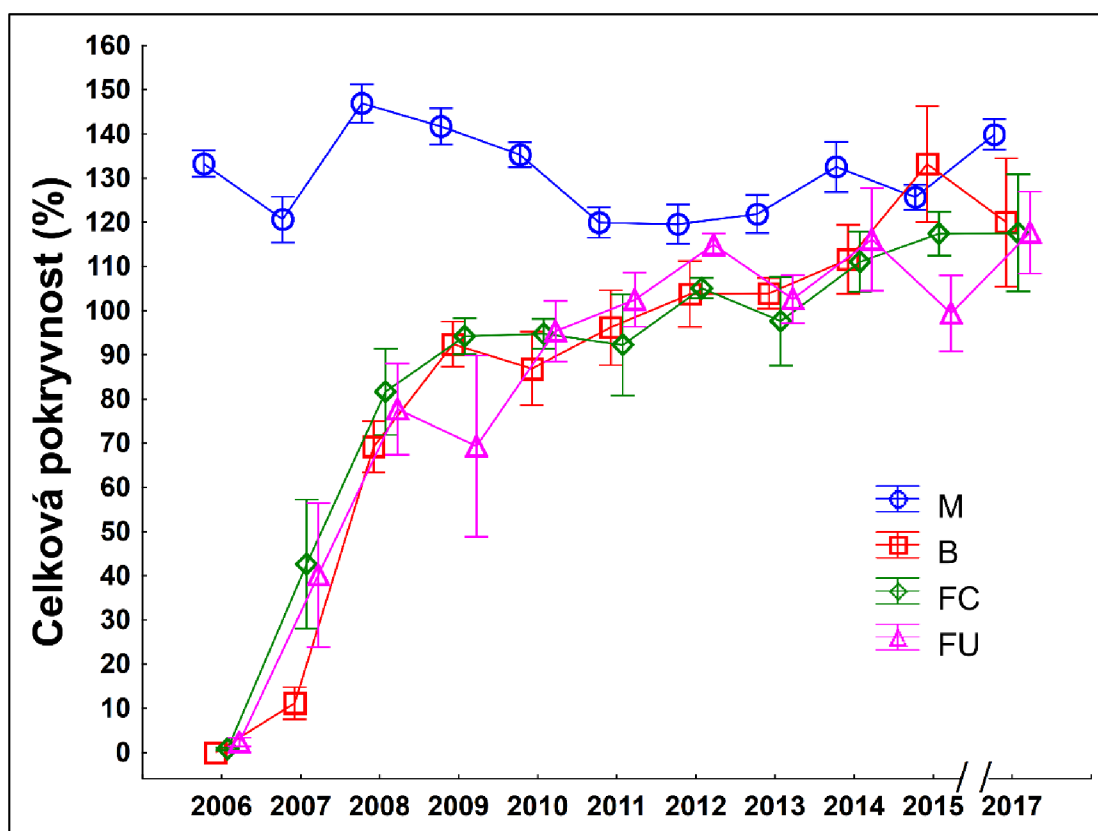
PRC analýza ukázala rozdíly ve složení rostlinných druhů mezi jednotlivými variantami v každém roce experimentu (obr. č. 4). Varianta B byla svým složením rostlinných druhů nejbližší kontrolní referenční nesečené louce (M). Naopak varianty FC a FU byly svým druhovým složením nejdále od kontrolní referenční nesečené louky (M). Druhy se záporným skóre PRC (např. *Luzula pilosa*, *Carex pilulifera* a *Galium saxatile*) měly vyšší početnost ve variantách FC a FU, zatímco druhy s kladným skóre PRC (např. *Vicia cracca*, *Rumex acetosella*, *Achillea millefolium*, *Geranium sylvaticum*, *Veronica chamaedrys*, *Bistorta officinalis*, *Alopecurus pratensis*, *Aegopodium podagraria*, *Hypericum maculatum*, *Trollius altissimus*, *Festuca rubra* agg. a *Cirsium heterophyllum*) měly vyšší početnost ve variantách M a B.



Obr. č. 4: PRC analýza pro varianty M, B, FC a FU (zkratky variant jsou vysvětleny v Obr. č. 2) během experimentu. Osa x odpovídá času a osa y ukazuje diferenciaci rostlinných společenstev v každé variantě. Varianta M byla brána jako referenční – nulová čára (tudíž skóre pro parametry ve variantě M

je 0 ve všech časech a v důsledku toho je znázorněn čárou shodnou s osou x). Jednorozměrný diagram vpravo ukazuje skóre druhů na ose RDA. Druhy, které nejlépe odpovídají modelu, jsou vyneseny jako trojúhelníky na čáře vpravo od grafu. Zkratky druhů viz Obr. č. 3.

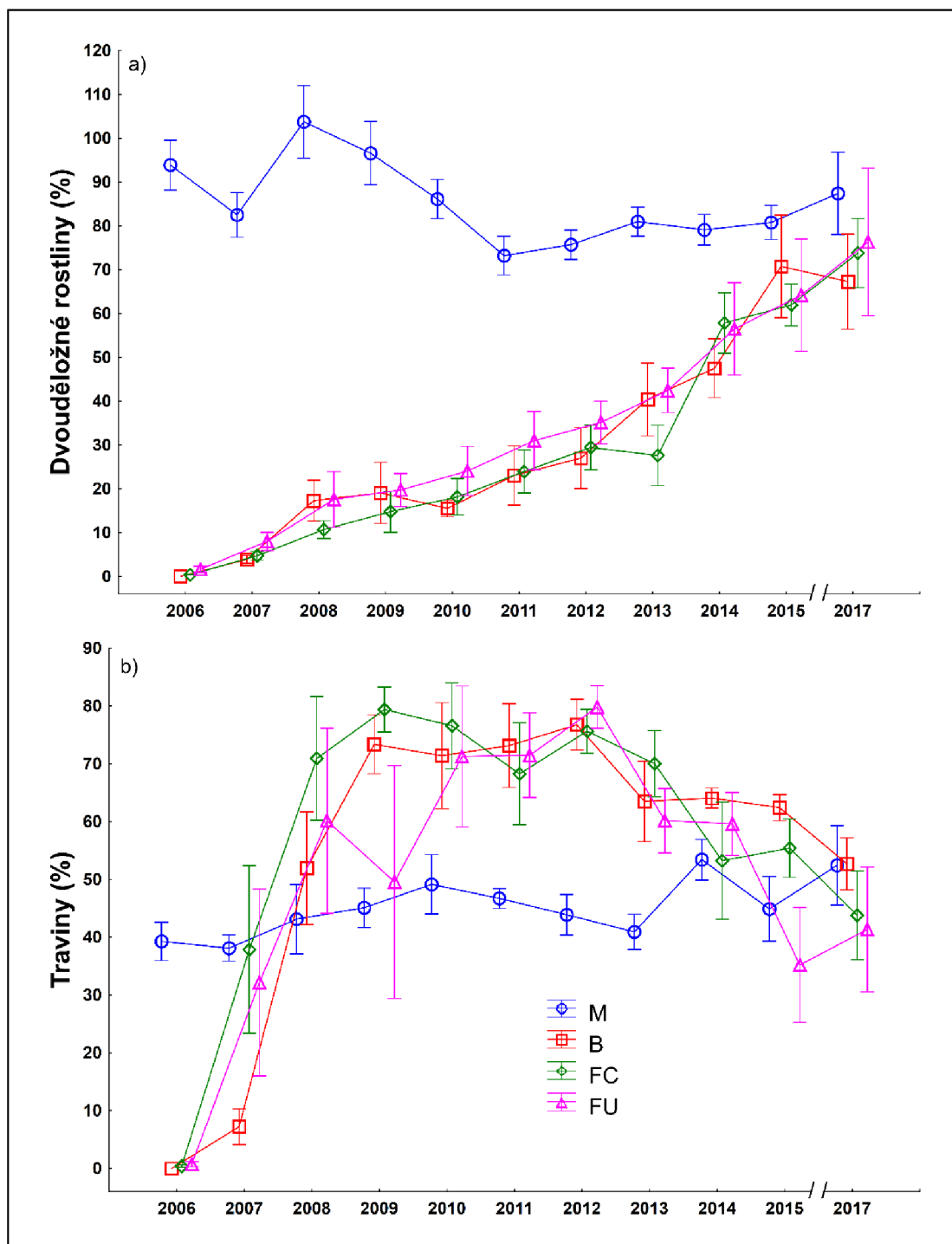
Celková pokryvnost cévnatých rostlin byla u varianty M relativně konstantní po celou dobu trvání experimentu a hodnoty se pohybovaly od 119 % do 147 % (obr. č. 5). Varianty B, FC a FU měly podobný průběh křivek. U variant B, FC a FU celková pokryvnost roste a z malých hodnot blízkých 0 % se dostala až na hodnoty kolem 120 %. První 3 roky byl nárůst celkové pokryvnosti rychlý a následně se zpomalil. Celková pokryvnost se postupně přibližovala k pokryvnosti varianty M.



Obr. č. 5: Procentuální celková pokryvnost cévnatých rostlin v jednotlivých variantách M, B, FC a FU v letech 2006-2015 a 2017. Zkratky variant (M, B, FC a FU) jsou vysvětleny v Obr. č. 2. Střední chyby průměru jsou označeny svislými čarami.

Pokryvnost dvouděložných rostlin byla u varianty M relativně konstantní a nejvyšší po celou dobu trvání experimentu a hodnoty se pohybovaly od 73 % do 104 % (obr. č. 6a). Varianty B, FC a FU měly podobný průběh křivek. U variant B, FC a FU celková pokryvnost roste a z malých hodnot blízkých 0 % se dostala až na hodnoty kolem 70 %. Pokryvnost u variant B, FC a FU se postupně přibližovala k pokryvnosti varianty M. Pokryvnost varianty M byla ovlivněna především výskytem vysokých druhů dvouděložných rostlin (obr. 7c).

Pokryvnost travin byla u varianty M relativně konstantní a hodnoty se pohybovaly od 38 % do 53 % po celou dobu trvání experimentu (obr. č. 6b). Varianty B, FC a FU měly podobný průběh křivek. U variant B, FC a FU byl zaznamenán velký nárůst pokryvnosti až k hodnotám 70 % během prvních dvou let. Traviny měly rychlejší nárůst pokryvnosti než dvouděložné rostliny na začátku experimentu (obr. č. 6a). Po přibližně 6 letech experimentu, ale začala pokryvnost u variant B, FC a FU klesat až na úroveň pokryvnosti varianty M. Pokryvnost travin u všech variant byla ovlivněna výskytem nízké trávy *A. capillaris* (obr. č. 8a).



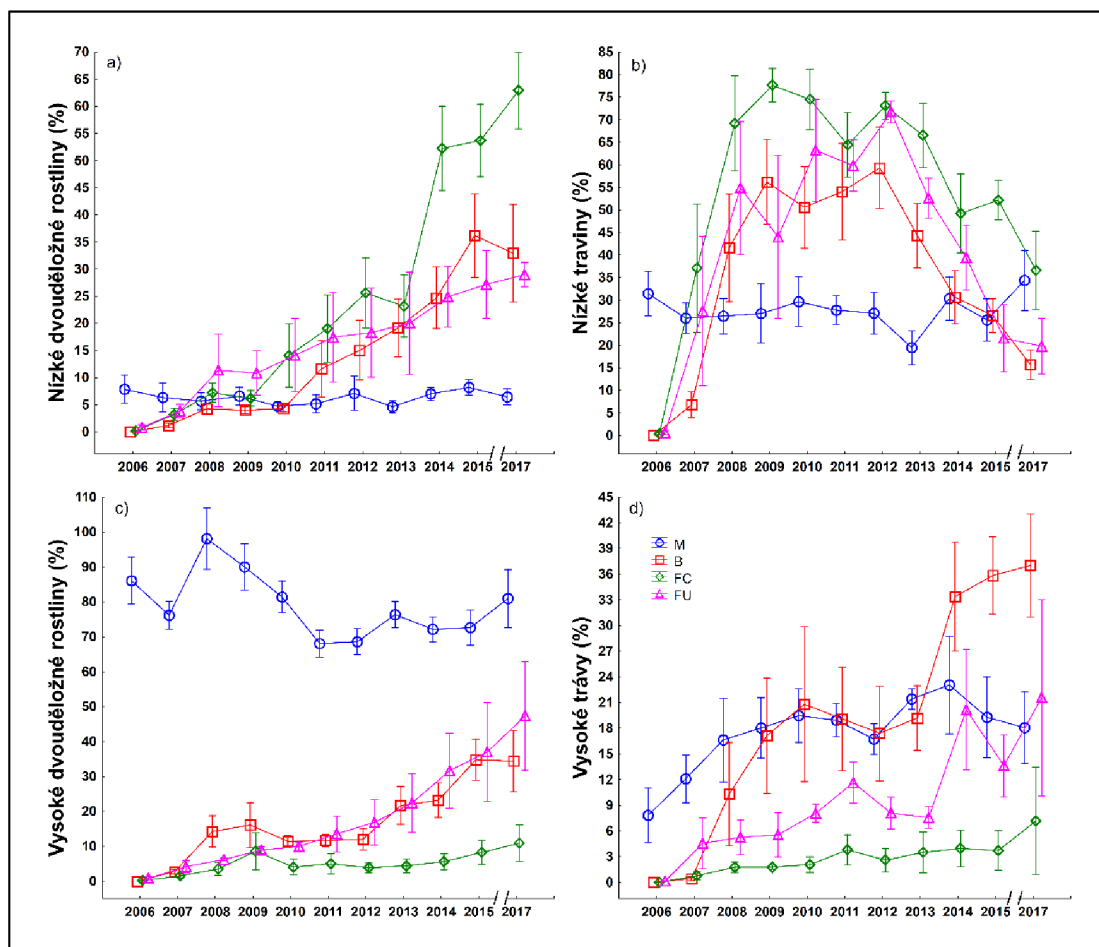
Obr. č. 6: (a) Procentuální pokryvnost dvouděložných rostlin v jednotlivých variantách M, B, FC a FU a (b) procentuální pokryvnost travin v jednotlivých variantách v letech 2006-2015 a 2017. Zkratky variant (M, B, FC a FU) jsou vysvětleny v Obr. č. 2. Střední chyby průměru jsou označeny svislými čarami.

Pokryvnost nízkých dvouděložných rostlin byla u varianty M relativně konstantní a hodnoty se pohybovaly od 4 % do 9 % po celou dobu trvání experimentu (obr. č. 7a). Varianty B a FU měly podobný průběh křivek. U variant B a FU pokryvnost roste a z hodnot 0 % (2006) se dostala až na hodnoty kolem 30 % (2017). U varianty FC pokryvnost roste a z hodnot 0,2 % (2006) se dostala až na hodnotu nejvyšší 63,0 % (2017). Nejvyšší pokryvnost byla u varianty FC od roku 2010 do konce experimentu.

Pokryvnost nízkých travin byla u varianty M relativně konstantní a hodnoty se pohybovaly od 19 % do 35 % po celou dobu trvání experimentu (obr. č. 7b). U variant B, FC a FU byl zaznamenán velký nárůst pokryvnosti až k hodnotám blízkým 80 % během prvních dvou let. Rychlejší nárůst pokryvnosti byl zaznamenán u nízkých travin oproti nízkým dvouděložným rostlinám (obr. č. 7a,b). Po přibližně 6 letech experimentu, ale začala pokryvnost u variant B, FC a FU klesat až na úroveň pokryvnosti varianty M.

Pokryvnost vysokých dvouděložných rostlin byla u varianty M relativně konstantní, nejvyšší a hodnoty se pohybovaly od 68 % do 99 % po celou dobu trvání experimentu (obr. č. 7c). Varianty B a FU měly podobný průběh křivek. U variant B a FU pokryvnost roste a z malých hodnot blízkých 0 % se dostala až na hodnoty kolem 40 %. U varianty FC byla pokryvnost na mírném vzestupu po celou dobu trvání experimentu a hodnoty se pohybovaly od 0 % do 11 %. Kromě prvního roku byly nejnižší hodnoty pokryvnosti u varianty FC.

Pokryvnost vysokých travin měla u varianty M tendence k mírnému vzestupu a pohybovala se od 7 % (2006) do 24 % (2014) (obr. č. 7d). U variant B a FU pokryvnost roste a z malých hodnot blízkých 0 % se dostala až na hodnotu 22 % u varianty FU a 37 % u varianty B. Nejvyšší pokryvnost byla u varianty B od roku 2014 do konce experimentu a pohybovala se kolem 35 %. U varianty FC byla pokryvnost na mírném vzestupu po celou dobu trvání experimentu a hodnoty se pohybovaly od 0 % do 8 %. Kromě prvních dvou let byly nejnižší hodnoty pokryvnosti u varianty FC.



Obr. č. 7: Změny pokryvnosti (%) funkčních skupin: (a) nízké dvouděložné rostliny, (b) nízké traviny, (c) vysoké dvouděložné rostliny a (d) vysoké trávy ve variantách M, B, FC a FU v letech 2006-2015 a 2017. Zkratky variant (M, B, FC a FU) jsou vysvětleny vttttt Obr. č. 1. Střední chyby průměru jsou označeny svislými čarami.

Pokryvnost druhu *A. capillaris* byla u varianty M relativně konstantní a hodnoty se pohybovaly od 19 % do 34 % po celou dobu trvání experimentu (obr. č. 8a). U variant B, FC a FU byl zaznamenán velký nárůst pokryvnosti až k hodnotám blízkým 70 % během prvních dvou let. Po přibližně 6 letech experimentu, ale začala pokryvnost u variant B, FC a FU klesat až na úroveň pokryvnosti varianty M.

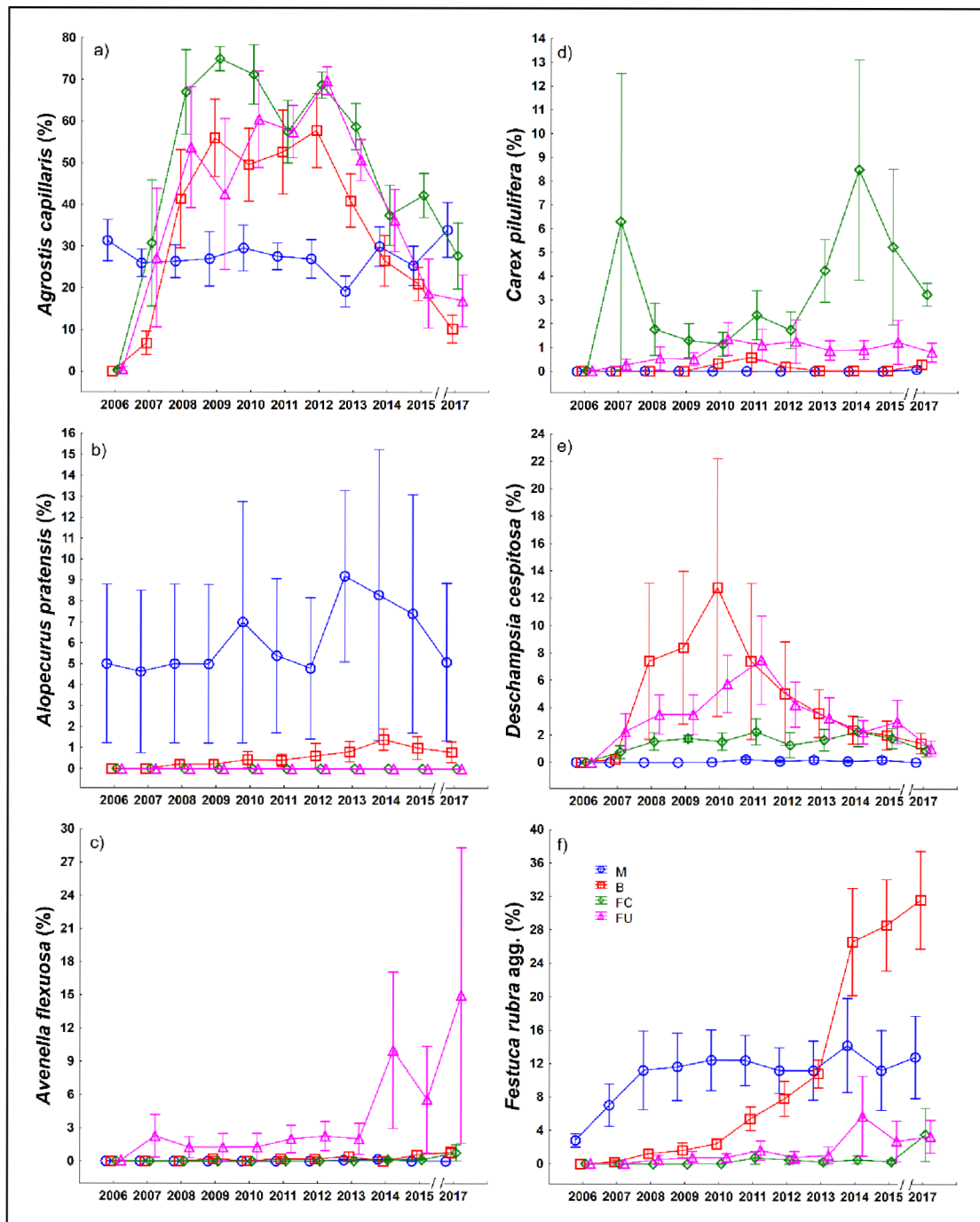
Pokryvnost druhu *A. pratensis* se na variantě M v průběhu trvání celého experimentu pohybovala od 4 % do 9 % (obr. č. 8b). Tento druh nebyl zastoupený na variantách FC a FU. U varianty B pokryvnost pomalu rostla a pohybovala se od 0 % do 2 % během celého experimentu.

Pokryvnost druhu *A. flexuosa* byla u varianty FU na počátku experimentu (2006) 0,1 %, v průběhu experimentu se její hodnota postupně zvyšovala, maximální hodnoty (15 %) dosáhla v roce 2017 (obr. č. 8c). U variant B, FC a M se pokryvnost pohybovala kolem 0 % po celou dobu trvání experimentu (obr. č. 8c).

U druhu *C. pilulifera* byl zaznamenán velký nárůst pokryvnosti u varianty FC v letech 2006-2007 až na hodnotu 6,3 % a 2012-2014 na hodnotu 8,5 %. U variant B a M se pokryvnost pohybovala kolem 0 % po celou dobu trvání experimentu. U varianty FU byla pokryvnost na mírném vzestupu po celou dobu trvání experimentu a hodnoty se pohybovaly od 0 % do 2 %.

U druhu *D. cespitosa* byl zaznamenán velký nárůst pokryvnosti u varianty B v letech 2007-2010 až na hodnotu 12,8 %. Pokryvnost u varianty B postupně klesla od roku 2010 na hodnotu 1,4 % (2017). Nárůst pokryvnosti byl zaznamenán i u varianty FU v letech 2006-2011 až na hodnotu 8 %. Pokryvnost u varianty FU postupně klesla od roku 2011 na hodnotu 1 %. U varianty M se pokryvnost pohybovala kolem 0 % a u varianty FC se hodnoty pohybovaly od 0 % do 2 % po celou dobu trvání experimentu.

Pokryvnost druhu *F. rubra agg.* u varianty M první dva roky rostla a poté se do konce celého experimentu pohybovala od 11 % do 15 %. Pokryvnost u varianty B byla na počátku experimentu 0 % (2006), v průběhu experimentu se její hodnota postupně zvyšovala a maximální hodnoty 31,6 % dosáhla v roce 2017. U variant FU a FC se pokryvnost pohybovala kolem 0 % a ke konci experimentu pomalu rostla.



Obr. č. 8: Změny v průměrné pokryvnosti (%) dominantních druhů trav – (a) *Agrostis capillaris*, (b) *Alopecurus pratensis*, (c) *Avenella flexuosa*, (d) *Carex pilulifera*, (e) *Deschampsia cespitosa* a (f) *Festuca rubra* agg.. ve variantách M, B, FC a FU v letech 2006-2015 a 2017. Zkratky variant (M, B, FC a FU) jsou vysvětleny v Obr. č. 2. Střední chyby průměru jsou označeny svislými čarami.

Pokryvnost druhu *C. heterophyllum* se na variantě M v průběhu trvání celého experimentu pohybovala od 26 % do 42 % (obr. č. 9a). U variant B, FC a FU pokryvnost roste a z malých hodnot blízkých 0 % se dostala až na hodnoty u varianty B na 13,2 %, u varianty FC na 6,5 % a u varianty FU na 26 % v roce 2017.

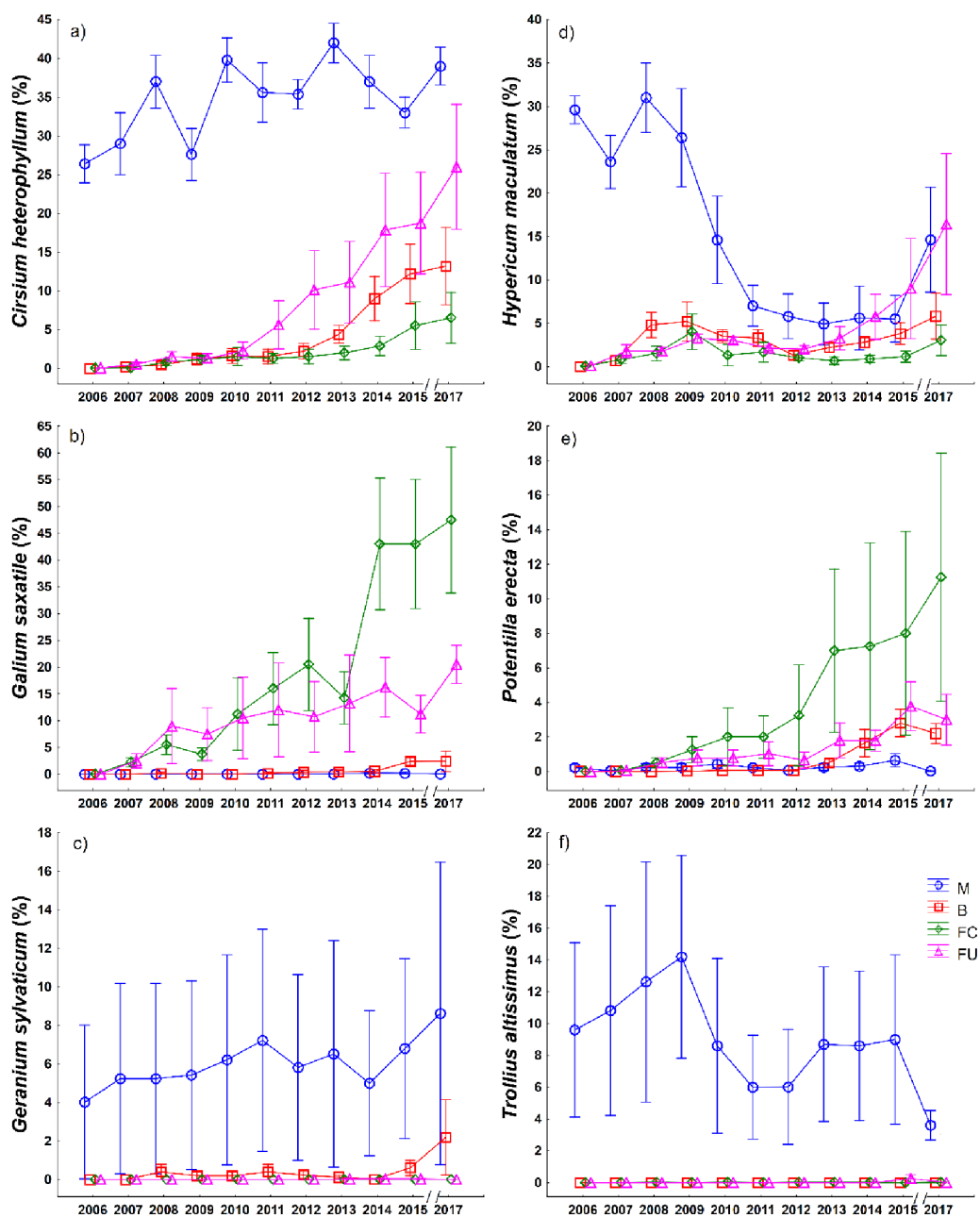
U druhu *G. saxatile* u variant FC a FU pokryvnost roste a z malých hodnot blízkých 0 % se dostala až na hodnoty nejvyšší u varianty FC na 47,5 % a u varianty FU na 20,5 % v roce 2017 (obr. č. 9b). U variant B a M se pokryvnost pohybovala kolem 0 % po celou dobu trvání experimentu.

Pokryvnost *G. sylvaticum* byla u varianty M relativně konstantní, nejvyšší a pohybovala se od 4 % do 9 % po celou dobu trvání experimentu (obr. č. 9c). U variant B, FC a FU se pokryvnost pohybovala kolem 0 % po celou dobu trvání experimentu. Pouze u varianty B došlo k nepatrnému nárůstu pokryvnosti v roce 2017 na hodnotu 2,2 %.

Po prvních dvou letech experimentu došlo k velkému poklesu pokryvnosti *H. maculatum* u varianty M z hodnoty 31 % na hodnotu 4,9 % (2013) a od roku 2015 k nárůstu na hodnotu 14,6 % (obr. č. 9d). U varianty FU pokryvnost roste a z malých hodnot blízkých 0 % se dostala až na hodnotu 16,4 % v roce 2017. Varianty B a FC měly podobný průběh křivek a hodnoty se pohybovaly od 0 % do 6 % během celého experimentu.

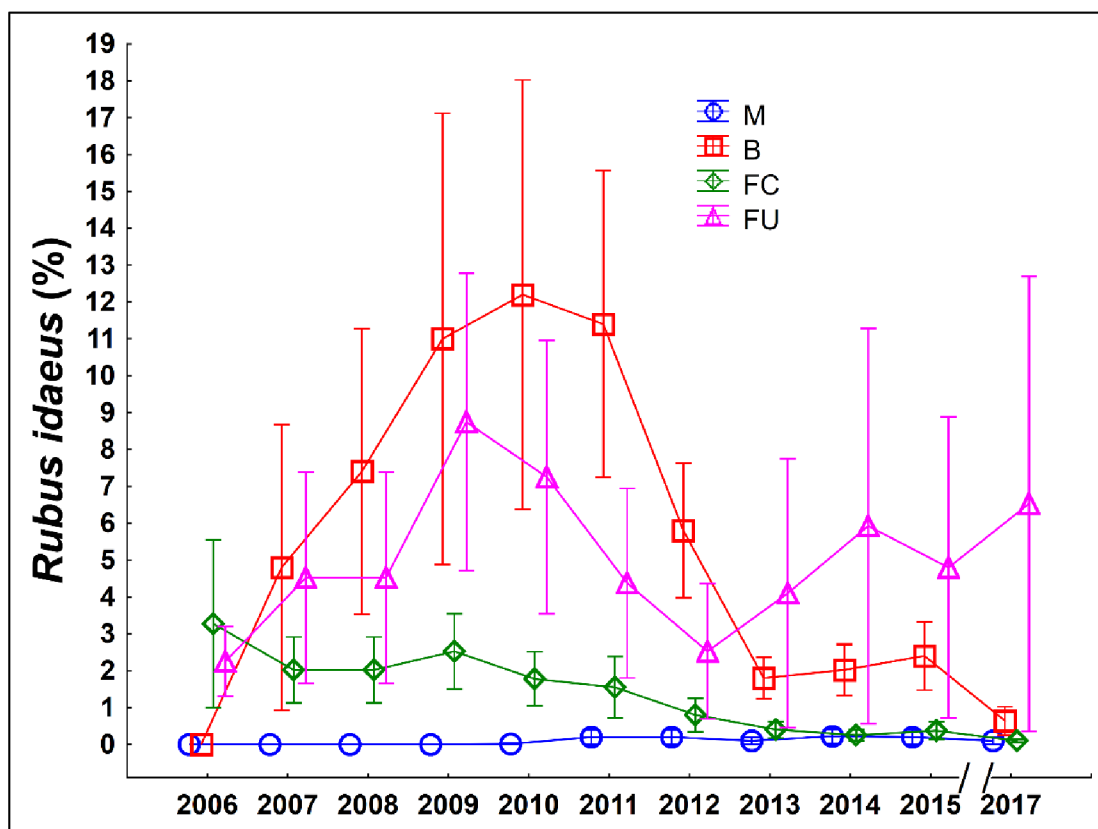
U druhu *P. erecta* pokryvnost u varianty FC roste a z hodnoty 0 % (2006) se dostala až na hodnotu 11,3 % v roce 2017 (obr. č. 9e). Varianty B a FU měly podobný průběh křivek s rostoucí tendencí a hodnoty se pohybovaly od 0 % do 4 % během celého experimentu. U varianty M se pokryvnost pohybovala kolem 0 % po celou dobu trvání experimentu.

Pokryvnost *T. altissimus* byla u varianty M nejvyšší a pohybovala se od 3 % do 15 % po celou dobu trvání experimentu (obr. č. 9f). Z nejvyšší hodnoty v roce 2009 pokryvnost klesla na hodnotu 3,6 % v roce 2017. U variant B, FC a FU se pokryvnost pohybovala kolem 0 % po celou dobu trvání experimentu.



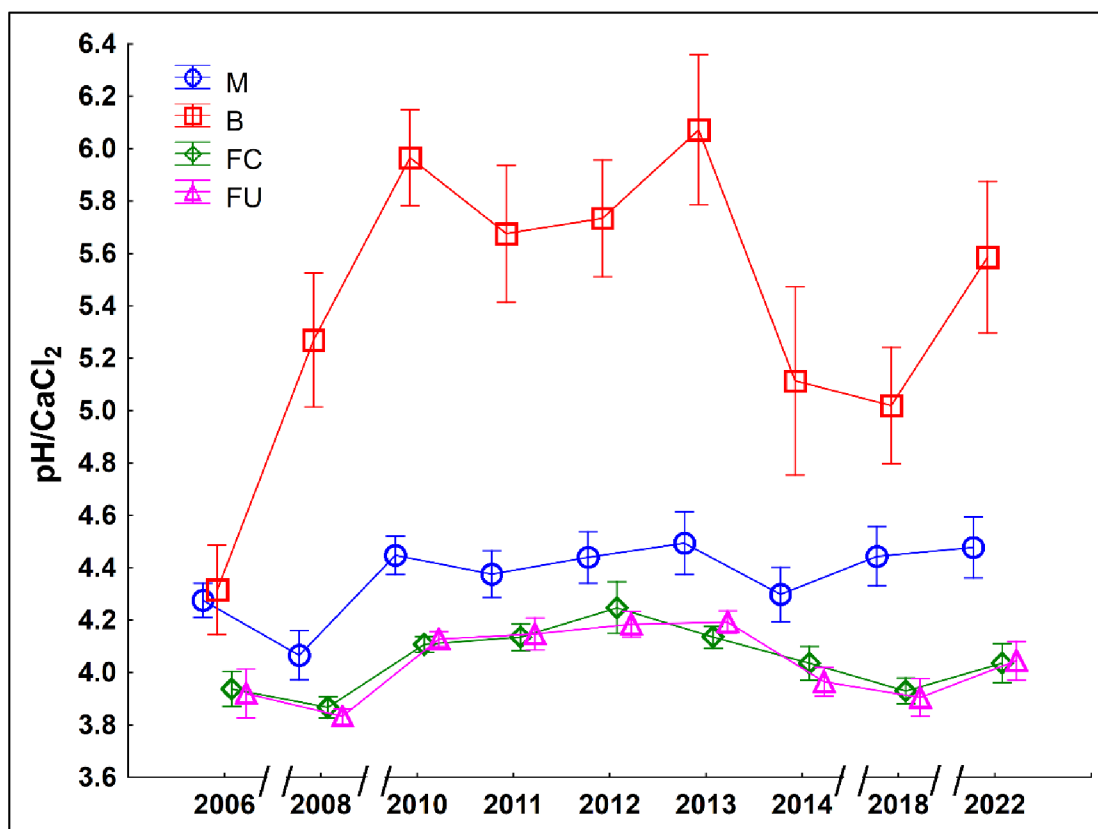
Obr. č. 9: Změny v průměrné pokryvnosti (%) dominantních druhů dvouděložných rostlin – (a) *Cirsium heterophyllum*, (b) *Galium saxatile*, (c) *Geranium sylvaticum*, (d) *Hypericum maculatum*, (e) *Potentilla erecta* a (f) *Trollius altissimus*. Ve variantách M, B, FC a FU v letech 2006-2015 a 2017. Zkratky variant (M, B, FC a FU) jsou vysvětleny v Obr. č. 2. Sřední chyby průměru jsou označeny svislými čarami.

U druhu *R. idaeus* byl zaznamenán nárůst pokryvnosti u varianty B v letech 2006-2010 až k nejvyšší hodnotě 12,2 % a u varianty FU v letech 2006-2009 až k hodnotě 8,8 % (obr. č. 10). Pokryvnost 3,3 % u varianty FC od prvního roku postupně klesla až skoro na 0 % v roce 2017. Nejnižší pokryvnost blízka 0 % byla po celou dobu experimentu u varianty M.



Obr. č. 10: Změny v průměrné pokryvnosti (%) keře *Rubus idaeus* ve variantách M, B, FC a FU v letech 2006-2015 a 2017. Zkratky variant (M, B, FC a FU) jsou vysvětleny v Obr. č. 2. Střední chyby průměru jsou označeny svislými čarami.

Nejvyšší hodnoty pH/CaCl₂ byly zjištěny u varianty B po celou dobu trvání experimentu a pohybovaly se od 4,3 % do 6,1 % (obr. č. 11). Varianty FC a FU měly podobný průběh křivek. Nejnižší hodnoty pH/CaCl₂ byly u variant FC a FU a pohybovaly se od 3,8 do 4,3 po celou dobu trvání experimentu. Hodnoty pH/CaCl₂ u varianty M byly vyšší než u variant FC a FU a pohybovaly se od 4,1 do 4,5 po celou dobu trvání experimentu.



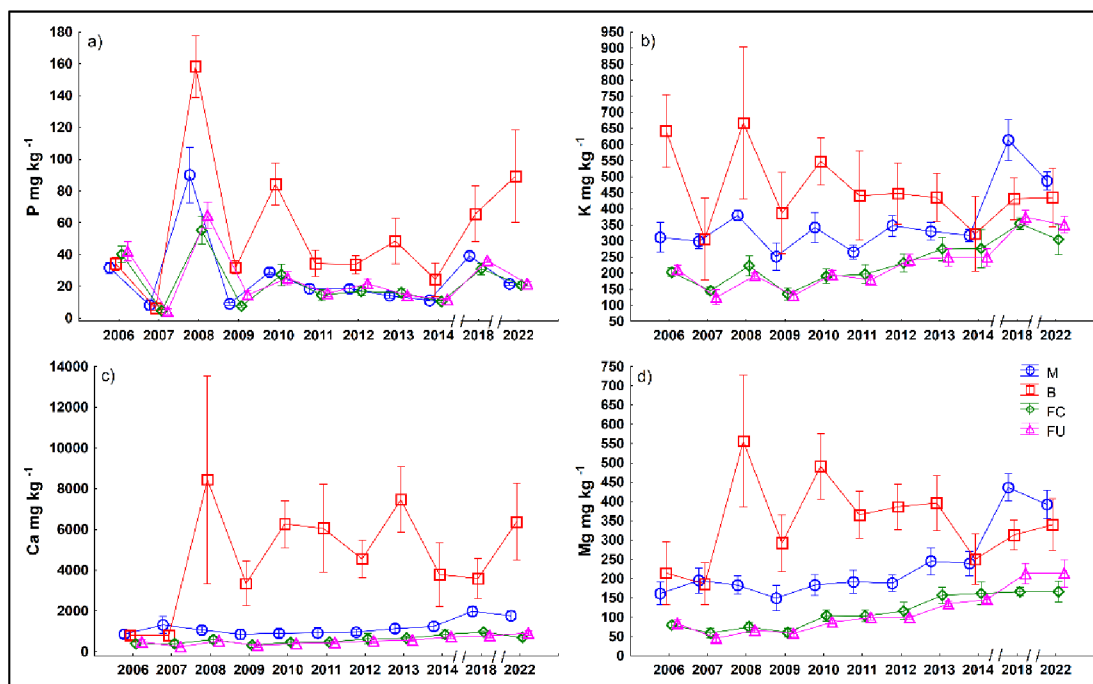
Obr. č. 11: Půdní reakce ve variantách M, B, FC a FU v letech 2006, 2008, 2010 – 2014, 2018 a 2022. Zkratky variant (M, B, FC a FU) jsou vysvětleny v Obr. č. 2. Střední chyby průměru jsou označeny svislými čarami.

U varianty B byl zaznamenán velký nárůst koncentrace dostupného P v půdě v letech 2007-2008 z hodnoty 6,2 mg.kg⁻¹ až na hodnotu 158,5 mg.kg⁻¹ (obr. č. 13a). Od roku 2009 se hodnoty u varianty B pohybovaly od 24 mg.kg⁻¹ do 90 mg.kg⁻¹ do konce experimentu. Varianty FC, FU a M měly podobný průběh křivek. Vyšší nárůst koncentrace dostupného P v půdě byl zaznamenán i u variant B, FC a FU v roce 2008. Hodnoty koncentrace dostupného P v půdě u variant FC, FU a M se pohybovaly od 4 mg.kg⁻¹ do 42 mg.kg⁻¹ v letech 2006-2007 a od roku 2009 do konce experimentu.

U varianty B se koncentrace dostupného K v půdě pohybovala od 305 mg.kg⁻¹ do 668 mg.kg⁻¹ v letech 2006-2009 a od roku 2009 do konce experimentu od 323 mg.kg⁻¹ do 547 mg.kg⁻¹ (obr. č. 13b). U varianty M se hodnoty pohybovaly od 251 mg.kg⁻¹ do 379 mg.kg⁻¹ v letech 2006-2014. Mezi lety 2014-2018 u varianty M došlo k nárůstu až na hodnotu 613,9 mg.kg⁻¹. Varianty FC a FU měly podobný průběh křivek s rostoucí tendencí a hodnoty se pohybovaly od 124 mg.kg⁻¹ do 373 mg.kg⁻¹ po celou dobu experimentu.

U varianty B byl zaznamenán velký nárůst koncentrace dostupného Ca v půdě v letech 2007-2008 z hodnoty 798,6 mg.kg⁻¹ až na hodnotu 8439 mg.kg⁻¹ (obr. č. 13c). Od roku 2009 do konce experimentu se u varianty B hodnoty pohybovaly od 3352 mg.kg⁻¹ do 7465 mg.kg⁻¹. Varianty FC a FU měly podobný průběh křivek a hodnoty se pohybovaly od 242 mg.kg⁻¹ do 788 mg.kg⁻¹ po celou dobu experimentu. U varianty M se hodnoty pohybovaly od 963 mg.kg⁻¹ do 1984 mg.kg⁻¹ během celého experimentu.

U varianty B byl zaznamenán velký nárůst koncentrace dostupného Mg v půdě v letech 2007-2008 z hodnoty 186 mg.kg⁻¹ až na hodnotu 556 mg.kg⁻¹ (obr. č. 13d). Od roku 2009 do konce experimentu se hodnoty pohybovaly od 250 mg.kg⁻¹ do 492 mg.kg⁻¹. U varianty M byly hodnoty relativně konstantní v letech 2006-2014 a pohybovaly se od 149 mg.kg⁻¹ do 246 mg.kg⁻¹. V letech 2014-2018 došlo k nárůstu u varianty M na hodnotu 436,3 mg.kg⁻¹. Varianty FC a FU měly podobný průběh křivek s rostoucí tendencí a hodnoty se pohybovaly od 45 mg.kg⁻¹ do 214 mg.kg⁻¹ během celého experimentu.



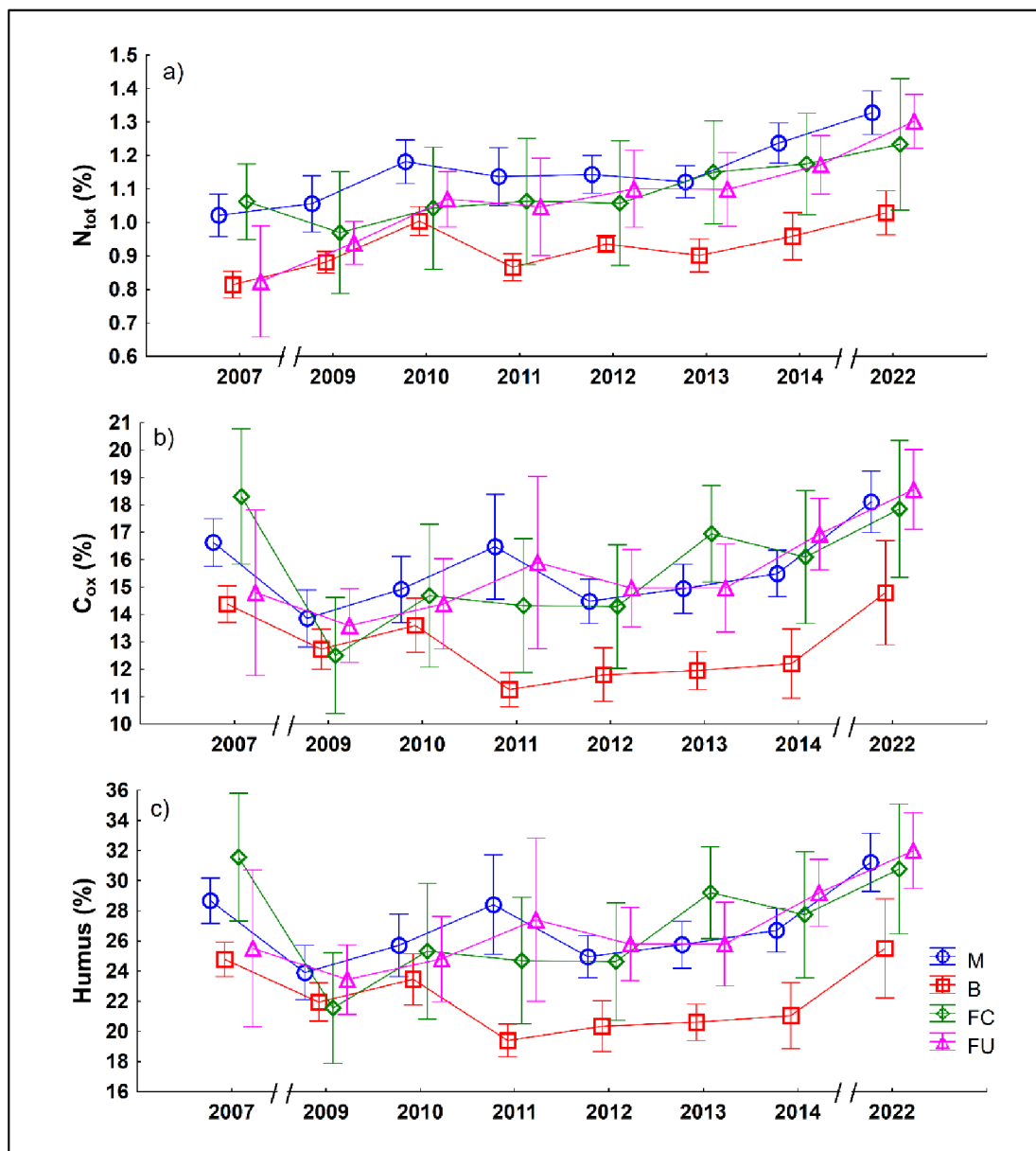
Obr. č. 12: Obsah dostupného (mg/kg): (a) P, (b) K, (c) Ca a (d) Mg v půdě ve variantách M, B, FC a FU v letech 2006–2014, 2018 a 2022. Zkratky variant (M, B, FC a FU) jsou vysvětleny v Obr. č. 2. Střední chyby průměru jsou označeny svislými čarami.

Nejnižší obsah celkového N v půdě byl zjištěn u varianty B v průběhu celého experimentu (obr. č. 14a). U varianty B došlo k nárůstu z hodnoty 0,8 % (2007) na hodnotu 1 % (2022). Až na roky 2007-2009 u varianty FU došlo u variant FC, FU a M k nárůstu a hodnoty se pohybovaly od 0,8 % do 1,3 % během celého experimentu.

Nejnižší obsah oxidovatelného C v půdě byl zjištěn u varianty B v průběhu celého experimentu až na rok 2009 (obr. č. 14b). U varianty B klesl z hodnoty 14,9 % (2007) na hodnotu 11,3 % (2011) a následně vzrostl na hodnotu 14,8 % (2022). U variant FC, FU a M se hodnoty pohybovaly od 12 % do 19 % během celého experimentu.

Nejnižší obsah humusu v půdě byl zjištěn u varianty B v průběhu celého experimentu až na rok 2009 (obr. č. 14c). U varianty B klesl z hodnoty 25,7 % (2007)

na hodnotu 19,4 % (2011) a následně vzrostl na hodnotu 25,5 % (2022). U variant FC, FU a M se hodnoty pohybovaly od 21 % do 32 % během celého experimentu.



Obr. č. 13: (a) Obsah celkového dusíku v půdě (% sušiny), (b) obsah oxidovatelného uhlíku v půdě (% sušiny) a (c) obsah organických látek v půdě původem z odumřelých zbytků rostlin, živočichů a mikrobů ve variantách M, B, FC a FU v letech 2007, 2009 – 2014 a 2022. Zkratky variant (M, B, FC a FU) jsou vysvětleny v Obr. č. 2. Střední chyby průměru jsou označeny svislými čarami.

7. Diskuze

Z našich výsledků vyplývá, že v našem experimentu je druhová bohatost rostlin pravděpodobně značně ovlivněna stavem živin v půdě. Dle Hettenbergerové (2013) nedostatek živin omezuje růst většiny rostlinných druhů. Největší druhová bohatost byla na variantě B, kde se počet druhů v průběhu experimentu postupně zvyšoval a v posledních několika sledovaných letech dosáhl dokonce nejvyšších hodnot.

Hodnocení složení společenstva pomocí Simpsonova indexu diverzity postihuje na rozdíl od druhové bohatosti i strukturu společenstva (Begon a kol. 2005). V našem experimentu dosáhl Simpsonův index diverzity nejvyšších hodnot ve variantě B, ale až v posledních letech, protože v prvním roce v této variantě nerostlo nic kromě játrovek např. *Marchantia polymorpha* a mechorostů. Simpsonův index diverzity byl u varianty M vyrovnán v průběhu celého experimentu. Vyrovnanost byla dána tím, že u této varianty nebyl žádný management, proto se struktura společenstva neměnila. Varianta M byla totiž před zahájením experimentu dlouhodobě nesečená a ani nebyla hnojená. U variant FC a FU vyšel Simpsonův index diverzity v prvních dvou letech experimentu vysoký. Mohlo to být dané tím, že u variant bylo více druhů s malou, ale celkem vyrovnanou pokryvností.

Simpsonův index vyrovnanosti druhů dosahuje nejvyšších hodnot při rovnoměrném relativním zastoupení všech druhů (Begon a kol. 2005). V prvním roce experimentu byly mezi variantami velké rozdíly, které byly dané způsobem managementu. Ve variantě B byla stejně jako v případě Simpsonova indexu diverzity hodnota v prvním roce nulová, způsobená absencí cévnatých druhů rostlin díky pálení klestí a následným nahromaděním popela. U variant FC a FU byl Simpsonův index vyrovnanosti v prvních dvou letech experimentu vysoký. Stejně jako u Simpsonova indexu diverzity to mohlo být dané tím, že u variant bylo více druhů s malou, ale celkem vyrovnanou pokryvností.

Na variantě M neprobíhal před zahájením experimentu dlouhodobě žádný management, tzn. že louka byla dlouhodobě nesečená a nehnojená. Tomu odpovídají celkem vyrovnané hodnoty pokryvností jednotlivých sledovaných skupin (nízkých a vysokých dvouděložných rostlin a nízkých a vysokých travin) v této variantě. Zvyšování pokryvnosti vysokých travin ve variantě M na počátku experimentu může být výsledkem přirozené fluktuace porostu i po dlouhodobě stabilním managementu

(Titěra a kol. 2020). Naopak u ostatních variant struktura porostu odráží probíhající sekundární sukcesí, protože pod vykáceným smrkovým porostem byla půda pokrytá jehličnatým opadem či popelem a byla prakticky bez porostu.

Zajímavý je trend nástupu pokryvnosti u dvouděložných druhů rostlin. Celkově tato skupina rostlin reaguje na zahájení managementu mírným vzestupem (kromě varianty M). Ve variantě FC je však odlišná odezva nízkých a vysokých druhů, zatímco vysoké druhy zvyšovaly svoji pokryvnost jen velmi pomalu, u nízkých druhů byl zaznamenán po zahájení sečení poměrně rychlý nárůst. Na pokryvnosti v této skupině se nejvíce podílel druh *G. saxatile*, méně pak druh *P. erecta*. Druh *G. saxatile* je natolik nízký, že nebyl sečením prakticky vůbec poškozen a druh *P. erecta* byl v době počáteční sukcese na lokalitě také velice nízký, takže nebyly sečením prakticky vůbec poškozeny. Naopak vysoké druhy *C. heterophyllum* a *H. maculatum* byly v sečené variantě FC sečením výrazně redukovány a snižovaly zde svoji pokryvnost podobně jako v trvalém experimentu Pavlů a kol. (2011).

Nízké traviny v počátečním období experimentu pozitivně reagovaly pravděpodobně na vysoký obsah živin v popelu (kromě N). V počátečním období byl dominantní nízkou trávou *A. capillaris*, který byl hojně zastoupen v semenné bance, a tudíž měl oproti ostatním druhům náskok. Postupně byl však vystřídán konkurenčně silnější vysokou trávou *F. rubra*.

Druh *A. pratensis* je vysoký, produktivní druh tolerující mírnou intenzitu seče a v daných horských podmínkách se mu zas až tak nedaří, proto je ho ve variantě M málo, i když se neseče a v ostatních variantách se ještě nestačil uchytit. Nulová pokryvnost u variant FC a FU během celého experimentu mohla být způsobena kyselějším pH půdy pohybujícím se v rozmezí 4,1-4,5, přičemž ideální pH je pro tento druh v rozmezí 5,0-7,0 (Grime a kol. 1988). U varianty FC mohlo nulovou pokryvnost ovlivnit i kosení, kdy podle Gaislera a kol. (2013) v jejich experimentu potlačilo kosení *A. pratensis* v porostu. Posledním vlivem mohl být nízký obsah živin v půdě.

Otázkou je, proč je na kosených plochách B oproti koseným plochám FC o dost vyšší nárůst pokryvnosti *F. rubra* v průběhu let. Podle Grime a kol. (1988) snese *F. rubra* široký rozsah pH, jen neroste na příliš kyselých půdách s $\text{pH} < 5,0$. Na místech po požárové disturbanci dochází k odstranění biomasy a rostlinného opadu, ke změně poměrů biogenních prvků v půdě a také zvýšení hodnoty pH (Pánková 2019). Hodnotu

pH tedy zvýšila přítomnost popela, který je zásaditý a má vysoký podíl Ca, Mg, P, K a dalších prvků. Naopak obsah N je nízký. Výsledky agrochemických rozborů půd z našeho experimentu (dle Melicha 3) jen potvrzují výše zmíněné, že na plochách B je hodnota $pH > 5,0$ díky popelu. Na plochách FC a FU byla na začátku experimentu velká vrstva opadu smrkového jehličí. Tato vrstva podle Pallant a Riha (2009) acidifikovala povrchové půdy. Proto je pH v těchto variantách nízké a pohybuje se kolem 4,0 dle rozborů našich půd (Melich 3). Z výsledků také vyplývá, že obsah N_{tot} (%) byl u FC a FU vyšší než u B. Dle Nováka a kol. (2015) se totiž dekompozicí opadu jehličí může dostat do podrostu cca 20-26 kg N na ha za rok. Dále pak v experimentu Pavlů a kol. (2012) byla *F. rubra* výrazně potlačena v nejvíce hnojené ploše (180 kg N/ha) během periody intenzivního managementu (seč 3 x do roka). Vyšší pH pravděpodobně ovlivnilo vyšší pokryvnost *F. rubra* na variantě B. Vyšší pokryvnost na variantě B mohla být také způsobena konkurenčními podmínkami, které jsou u varianty B jiné než u variant FC a FU. Druh *F. rubra* na variantě B postupně nahrazoval druh *A. capillaris* (obr. č. 8a,f). Dále se zjistilo, že může mít kosení pozitivní vliv na pokryvnost *F. rubra* podobně jako ve studii Pavlů a kol. (2011). Pouze u kosených ploch FC z důvodu nižšího pH půdy vyšla pokryvnost nižší. Experimenty Gaislera a kol. a Pavlů a kol. (2013 a 2012) ukázaly, že nekosené louky mají větší pokryvnost, podobně jako v našem experimentu. Druh *F. rubra* je totiž plastický a snáší jak neobhospodařování tak opak. Lze to vysvětlit dle Gaislera a kol. (2013) její vysokou genetickou variabilitou a vysokou ekologickou plasticitou. Proto je schopna růst na různých stanovištích a při různém managementu (Grime 1988).

Druh *A. capillaris* byl dominantním druhem v semenné bance a ovlivnil vývoj porostu, zejména nízkých trav, v prvních letech experimentu (Lenka Pavlů, ústní sdělení). Jeho rychlý nárůst na počátku experimentu mohl být dán právě jeho přítomností v půdě, takže se mohl rychle prosadit bez konkurence ostatních druhů. Pravděpodobně ve chvíli, kdy se ostatní druhy začaly prosazovat, tak jeho pokryvnost začala klesat. Je to druh kompetitivně slabý (Gaisler a kol. 2013; Hejcman a kol. 2014) a např. vysoká tráva *F. rubra* ho začala přerůstat a začala být v porostu dominantní. V experimentu Pavlů a kol. (2022) právě ve variantách po aplikaci N vzrostla jeho pokryvnost. Na obhospodařovaných stanovištích byl *A. capillaris* celkově nejhojnějším druhem. Tento druh má totiž rád pravidelná narušování v podobě kosení, pastvy či sešlapu (Ludvíková a kol. 2014). Na neobhospodařovaných místech může *A.*

capillaris růst také, v našem experimentu na trojštětových loukách a na experimentu v Mníšku (svaz *Arrhenatherion*) (Gaisler a kol. 2013). Na plochách nekosených luk si udržuje stále podobnou pokryvnost, která je ale nižší než u ostatních variant. Takže nižší pokryvnost na nekosených loukách může být způsobena tím, že není u tohoto druhu pravidelně narušováno stanoviště. Je to druh, který dané stanoviště po narušení ihned obsadí a tvoří tzv. záplaty (Grime 1988). Takže se zdá, že je pokryvnost *A. capillaris* závislá nejen na obsahu živin v půdě, ale i na pravidelném managementu (Venterink a Güsewell 2010).

Vysoká pokryvnost *A. flexuosa* na plochách FU mohla být dána kombinací kyselé půdy se zhoršeným rozkladem humusu a neobhospodařováním (Scurfield 1954). Růst tohoto druhu je podpořen značnou vrstvou kyselého opadu jehličí. Dle Popelka (2014) se pokryvnost *A. flexuosa* zvětšuje po ukončení hospodaření. Je to druh, kterému nevyhovuje sečení, ale je to S-stratég a na nekosených loukách není schopen konkurovat vzrůstnějším a kompetičně zdatnějším druhům.

Davy (1980) ve svých experimentech zjistil vysokou fyziologickou plasticitu u genotypů *D. cespitosa*. Je schopna například tolerovat široké rozmezí pH půdy pohybující se od 4-7 (Grime 1988). Druhu *D. cespitosa* se nedaří v zapojeném porostu varianty M, pravděpodobně díky výskytu konkurenčně zdatnějších druhů např. *T. altissimus*, *G. sylvaticum*, *A. capillaris*, *A. pratensis* či *F. rubra agg.* Po poměrně rychlém nástupu na variantě B podpořeném pravděpodobně absencí jiných druhů byl druh *D. cespitosa* postupně vytlačen konkurenčně silnějšími druhy, např. druhem *F. rubra agg.*.

Druhu *C. pilulifera* nejvíce vyhovují stanoviště krátkých trávníků s kyselou půdou. Roste tedy nejčastěji na neúrodných pastvinách a vřesovištích (Grime 1988). Proto se jí nejvíce daří na plochách FC.

Jak v našem experimentu, tak i v experimentu Pavlů a kol. (2011) byl druh *C. heterophyllum* v neobhospodařovaných porostech dominantní vysokou dvouděložnou rostlinou ve společenstvu svazu *Polygono bistortae-Trisetion flavescens* (Chytrý a kol. 2010). Vyskytuje se nejvíce na neobhospodařovaných loukách (Stroh 2015). Vyskytuje se vzácně v neutrálních až alkalických podmínkách. Například v Německu je nejčastější na vlhkých, mírně kyselých a středně bohatých půdách na obsah N (Reif a Weiskopf 1988).

U druhu *H. maculatum* nastala po dvou letech fluktuace a pokryvnost rapidně začala klesat na variantě M. Nejvíce se tomuto druhu daří na neobhospodařovaných lokalitách M, což potvrzují výsledky i jiných autorů (Hejzman a kol. 2005; Krahulec a kol. 2001; Pavlů a kol. 2007).

Druh *G. saxatile* je druhem nejhojněji se vyskytujícím na půdách s pH <5,0. Nejvíce se mu daří na pastvinách a vřesovištích (Grime 1988). V našem experimentu byl nejvíce přítomný na živinami chudých kyselých stanovištích FC a FU. Druh *G. saxatile* nemá rád živiny a proto je jeho pokryvnost na živinami bohatých stanovištích B a M velmi nízká. Má rád ale kosení a pastvu, které zvyšují jeho pokryvnost (Grime 1988). Begon a kol. (2006) ve své knize popisují pokus s pěstováním druhu *G. saxatile* s druhem *G. pumillum*. Vyšlo z toho, že *G. saxatile* vzácně roste i na bazických substrátech, i když je považován za acidofilní druh. V konkurenci s druhem *G. pumillum* v kyselém prostředí, ale druh *G. saxatile* vyhrává a v bazickém prohrává. Pokryvnost druhu *G. saxatile* je tedy pravděpodobně dána jak typem prostředí tak konkurenceschopností.

Druh *P. erecta* má podobný vývoj pokryvnosti na jednotlivých stanovištích jako druh *G. saxatile*, jen u lokalit FC a FU má pokryvnost o něco nižší. Stejně jako druh *G. saxatile* dokáže růst vzácně i na půdách s vyšším pH. Stejně jako *G. saxatile* má ráda neúrodná a nenarušená (bez kosení a pastvy) stanoviště (Grime 1988).

Jak druh *G. sylvaticum*, tak i druh *T. altissimus* se nachází především ve variantě M. Tyto druhy nebyly schopné se ani po 10 letech trvání experimentu dostat do variant FC a FU. Pouze druh *G. sylvaticum* se dostal do varianty B v posledních letech experimentu. Je to dané pravděpodobně tím, že se jedná o konkurenčně silnější druhy vyskytující se v pokročilejším stádiu sukcese. V případě Pavlů a kol. (2011) se tyto druhy nachází především na variantě M, která byla před zahájením experimentu pravidelně jednou za rok kosena od roku 1945 do zahájení experimentu, na rozdíl od našeho experimentu, kdy kosena nebyla.

Druh *R. idaeus* je keř, který byl v semenné bance ojedinele se vyskytujícím druhem a byl ve variantách B a FU druhem poměrně hojným (Lenka Pavlů, ústní sdělení). Je to kompetitor, kterému se daří jak v nezapojeném porostu, tak naopak.

Vývoj vegetace byl, jak již bylo poukázáno výše, značně ovlivněn stavem živin v půdě a hodnotou pH. Na variantě B byl obsah živin v půdě a hodnota pH podstatně ovlivněny přítomností popela zbylého na povrchu půdy po pálení klestu smrku ztepilého po odtěžení dřeva. Dřevěný popel obsahuje základní živiny (N-P-K) v poměru 0-1-3 (Souček a Špulák 2006) a má také díky vysokému obsahu Ca a Mg zásaditý charakter (Pánková 2019). Naopak na plochách FC a FU byla na začátku experimentu velká vrstva opadu smrkového jehličí, která půdu výrazně acidifikovala (Pallant a Riha 2009). Stav živin v půdě a její pH pod lučním nesečeným porostem v podstatě odpovídaly dlouhodobému neobhospodařování a díky neodstraňování živin byly jejich koncentrace poměrně vysoké.

8. Závěr

Náš 11 let trvající experiment hodnotil vývoj sukcese v různých variantách po odtěžení smrkového porostu v ochranném pásmu PR Bukovec v CHKO Jizerské hory. V kontrolní nesečené ploše byl počet cévnatých druhů rostlin relativně konstantní, v ostatních variantách byl v průběhu sukcese zaznamenán postupný nárůst počtu druhů blížíící se počtům v nesečené louce (M). Ve variantě B, kde byla půda obohacena o živiny z popela vzniklého po spálení klestu, byl počet druhů dokonce vyšší než v kontrolní ploše M. Podobné průběhy byly zaznamenány i v případě Simpsonova indexu.

Rychlost sukcese se dá zjistit pomocí změn procentuální pokryvnosti druhů na dané lokalitě. Bylo zjištěno, že nejpomalejší průběh sukcese byl u *A. pratensis*, *C. heterophyllum*, *G. sylvaticum* a *T. altissimus*. Tyto cévnaté rostliny nebyly schopny se ani po 11 letech experimentu dostat do porostu variant B, FC a FU. Naopak sukcese byla nejrychlejší během prvních šesti let u *A. capillaris* a během čtyř let u *R. idaeus*. Vyšlo nám také, že se v nekosených loukách prakticky vůbec nevyskytují *C. pilulifera*, *D. cespitosa*, *A. flexuosa*, *G. saxatile* a *P. erecta*. Je to z důvodu, že tyto druhy nemají rády prostředí bohaté na živiny, preferují kyslejší půdy a nedaří se jim v porostech s konkurenčně silnějšími druhy.

V závěrečném roce experimentu (2017) se jednotlivé varianty lišily nejenom počtem druhů, ale také jejich zastoupením. Druhy upřednostňující variantu B byly: *Taraxacum* sp., *R. acris*, *F. rubra* agg., *V. chamaedrys*, *T. repens*, *T. pratense* a *C. rotundifolia*; na variantě M se nejvíce vyskytovaly druhy: *A. millefolium*, *T. altissimus* a *B. major* a na variantách FC a FU druhy *G. saxatile* a *C. pilulifera*.

Celková pokryvnost cévnatých druhů rostlin se rychle zvyšovala převážně v prvních třech letech po vykácení smrkového porostu, ke konci experimentu dosahovala téměř hodnot zaznamenaných na kontrolní louce M. Odlišný průběh sukcese byl sledován u dvouděložných rostlin a travin. V rámci dvouděložných rostlin průběh sukcese ovlivňoval především defoliační management v FC variantě, kde vlivem sečení výrazně stoupal podíl nízkých dvouděložných rostlin, a naopak zastoupení rostlin dvouděložných zůstalo velice nízké. Průběh sukcese v rámci travin ovlivňovalo vysoké zastoupení nízké trávy *A. capillaris* na počátku experimentu, která

již byla přítomná v semenné bance a kterou v průběhu experimentu vystřídala vysoká tráva F. rubra.

Z výsledků agrochemických rozborů půd vyplývá, že nejvyšší hodnoty pH a nejvíce přijatelných živin (P, K, Ca a Mg) v půdě bylo zjištěno u varianty B.

Hlavní otázkou bylo, jak rychle se rostlinná společenstva v různých variantách přiblíží svým složením druhů k horské trojštětové louce, tedy jak rychle probíhá sukcese na dané lokalitě. Protože experiment měl jen omezený počet variant (z provozních a prostorových důvodů nezahrnoval např. dlouhodobě sečený luční porost nebo porost, který by se vyvíjel na spáleníšti a byl by ovlivněn sečením), jsou naše závěry částečně hypotetické, nicméně z výsledků získaných v průběhu experimentu se dá usuzovat, že je rychlost sukcese podpořena především vyšším obsahem živin v půdě, složením semenné banky v půdě a pravidelným kosením.

Výsledky našeho experimentu ukazují, jakým způsobem mohou odlišná managementová opatření (sečení, přísun živin) ovlivnit vývoj sukcese na dané konkrétní lokalitě. Výsledky našeho experimentu nelze zcela generalizovat, nicméně závěry poukazují, jak mohou managementová opatření zásadně ovlivnit vývoj travního porostu. Myslím si, že veškerá data získaná při experimentu by mohla být využita Správou CHKO Jizerské hory, a nejen jimi, k ochranným účelům horských trojštětových luk.

9. Přehled literatury a použitých zdrojů

Babai D., Molnár Z., 2014: Small-scale traditional management of highly species-rich grasslands in the Carpathians. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 182: 123-130.

Becker T., Waesch G., 2009: Plant diversity differs between young and old mesic meadows in a central European low mountain region. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 129 (4): 457-464.

Begon M., Townsend C. R., Harper J.L., 2005: *Ecology: from Individuals to Ecosystems*. Wiley-Blackwell, Oxford, UK.

Begon M., Townsend C.R., Harper J.L., 2006: *Ecology: from individuals to ecosystems*, 4th ed. ed. Blackwell Pub, Malden.

Clements F. E., 1916: *Plant succession*. Carnegie Institution of Washington Publication, 512 s.

Cudlín O., 2021: Kde a proč začaly vznikat louky? (online) [cit. 2021.4.7], dostupné z <https://www.plavnicka.cz/kde-a-proc-zacaly-vznikat-louky/>.

Davy A. J., 1980: An ecological study of populations of *Deschampsia caespitosa* (L.), *Journal of Ecology* 68: 1075-1096.

Gaisler J., Pavlů V., Pavlů L., Hejcman M., 2013: Long-term effects of different mulching and cutting regimes on plant species composition of *Festuca rubra* grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 178: 10-17.

Glenn-Lewin D. C., Peet R. K., Veblen T. T., 1992: *Plant succession, theory and prediction*. Chapman & Hall, London, 359 s.

Grime J. P., 1979: *Plant strategies and vegetation processes*. - Wiley, Chichester.

Grime J.P., Hodgson J.G., Hunt R., 1988: *Comparative Plant Ecology: A Functional Approach to Common British Species*. Unwin Hyman, London, UK.

Grulich V., 2017: Louka – přírodní stanoviště, nebo technická památka? (online) [cit. 2017.7.12], dostupné z <<https://botany.cz/cs/louka/>>.

Hejcman M., Auf D., Gaisler J., 2005: Year-round cattle grazing as an alternative management of hay meadows in the Giant Mts. (Krkonoše, Karkonosze), The Czech Republic, *Ekologia-Bratislava* 24:419-429.

Hejcman M., Pavlů V., Sochorová L., Štrobach J., 2014: The Steinach Grassland Experiment: Soil chemical properties, sward height and plant species composition in three cut alluvial meadow after decades-long fertilizer application, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 184, 76–87.

Hejcman M., Sochorová L., Pavlů V., Štrobach J., Diepolder M., Schellberg J., 2014: The

Hettenbergerová E., 2013: Druhová bohatost a variabilita cévnatých rostlin, mechorostů a měkkýšů na vlhkostním gradientu. Masarykova univerzita, Fakulta přírodovědecká, Brno. 93 s. (disertační práce). „nepublikováno“.

Chuman T., 2012: Usinf spontaneous vegetation succession in restoration quarries, *Životné prostredie* 46(3): 134-138.

Chytrý M., 2010: Vegetace České Republiky. 1. Travinná a keříčková vegetace. Ed. 2. Academia, Praha.

Chytrý M., Kučera T., Kočí M., Grulich V., Lustyk P., 2010: Katalog biotopů České Republiky. Ed. 2. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.

Karpaš R., Habánová A., Hetver J., 2016: Jizerka: Smědava. Nakladatelství Roman Karpaš, Liberec, 192 s.

Kovář P., 2002: Geobotanika: Úvod do ekologické botaniky. Nakladatelství Karolinum, Praha, 104 s.

Krahulec F., Skálová H. H., Herben T., Hadincová V., Wildová R., Pecháčková S., 2001: Vegetation changes following sheep grazing in abandoned mountain meadows, *Appl. Veg. Sci.* 4:97-102.

Kubeš J., 2009: Zjištění, vyčíslení a rozbor nákladů na údržbu trvalých travních ploch ve vybraném podniku v oblasti s vyšší svažitostí pozemků. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta zemědělská, České Budějovice. 47 s. (diplomová práce). „nepublikováno“.

Ludvíková V., Pavlů V., Gaisler J., Hejcman M., Pavlů L., 2014: Long term defoliation by cattle grazing with and without trampling differently affects soil penetration resistance and plant species composition in *Agrostis capillaris* grassland, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 197: 204-2011.

Novák J., Dušek D., Slodičák M., Kacálek D., 2015: Opad v mladých borových porostech, *Zprávy lesnického výzkumu* 60: 115-121.

Novák J., Prach K., 2003: Vegetation succession in basalt quarries: Pattern on a landscape scale, *Appl. Veg. Sci* 6: 111-116.

Odum E. P., 1977: *Základy ekologie*. Academia, Praha, 733 s.

Odum E. P., Barrett G. W., 2005: *Fundamentals of ecology*. Thomson Brooks/Cole, Belmont.

Osbornová J., Kovářová M., Lepš., J., Prach K., 1990: Succession in abandoned fields. *Studies in Central Bohemia, Czechoslovakia*.

Pallant E., Riha S., 2009: Surface Soil Acidification under Red Pine and Norway Spruce, *Soil Science Society of America Journal* 54: 1124-1130.

Pánková K., 2019: Vliv požáru na vegetaci vřesovišť na dopadových plochách v CHKO Brdy. Univerzita Karlova, Fakulta přírodovědecká, Praha. 73 s. (diplomová práce). „nepublikováno“.

Pařízek A., 2022: Sukcese na výsypkách po těžbě hnědého uhlí se zaměřením na vodní biotopy. Masarykova univerzita, Fakulta přírodovědecká, Brno. 72 s. (bakalářská práce). „nepublikováno“.

Pavlů L., Pavlů V., Gaisler J., Hejcman M., Mikulka J., 2011: Effect of long-term cutting versus abandonment on the vegetation of a mountain hay meadow (Polygon-Trisetion) in Central Europe, *Flora* 206: 1020-1029.

Pavlů L., Poetsch E. M., Pavlů V., Titěra J., Hejcman M., Gaisler J., Hopkins A., 2022: The Admont Grassland Experiment: 70 years of fertilizer application and its effects on soil and vegetation properties in an alluvial meadow managed under a three-cut regime, *Science of The Total Environment* 808.

Pavlů V., Gaisler J., Pavlů L., Hejcman M., Ludvíková V., 2012: Effect of fertiliser application and abandonment on plant species composition of *Festuca rubra* grassland, *Acta Oecologica* 45: 42-49.

Pavlů V., Hejcman M., Pavlů L., Gaisler J., 2007: Restoration of grazing management and its effect on vegetation in an upland grassland, *Appl. Veg. Sci.* 10:375-382.

Plesník J., 2010: Příroda jako proudící mozaika – Co přinesly nejnovější poznatky ekosystémové ekologie, *Ochrana přírody* 3: 27-30.

Popelka O., 2014: Vliv různých disturbancí na subalpínskou a alpínskou vegetaci Krkonoš. Univerzita Palackého, Fakulta přírodovědecká, Olomouc. 111 s. (diplomová práce). „nepublikováno“.

Prach K., 1996: Úvod do vegetační ekologie. Vysoká škola báňská – Technická univerzita, Ostrava.

Prach K., 2006: Příroda pracuje zadarmo, *Vesmír* 85(5): 272-277.

Prach K., Pyšek P., 2001: Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe, *Ecological Engineering* 17(1): 55-62.

Prach K., Pyšek P., Šmilauer P., 1993: On the Rate of Succession, *Nordic Ecological Society* 66: 343-346.

Reif A., Weiskopf A. 1988: Ecological studies on the Melancholy Thistle *Cirsium helenioides* L. Hill in Upper Franconia, *Phytosociology and Sites* 8: 101-148.

Rodwell J. S., 1992: *British Plant Communities, Volume 3: Grasslands and Montane Communities*. Cambridge University Press, Cambridge.

Rusek J., 2006: Síla sukcese: Vývoj půdy na haldách chemické továrny. *Živa* 3: 131.

Řehounek J., Řehouňková K., Tropek R., Prach K., 2015: Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. *Calla*, České Budějovice, 147 s.

Řehouňková K., Prach K., 2006: Spontaneous vegetation succession in disused gravel-sand pits: role of local site and landscape factors, *J. Veget. Sci* 17: 493-500.

Scurfield G., 1954: *Deschampsia flexuosa*. Biological flora of the British Isles, *Journal of Ecology* 42: 225-233.

Schwerk A., 2014: Changes in carabid beetle fauna (Coleoptera: Carabidae) along successional gradients in post-industrial areas in Central Poland, *Eur. J. Entomol.* 111(5): 677-685.

Souček J., Špulák O., 2006: Dřevěný popel – odpad, nebo cenná surovina? *Lesnická práce* 85: 1-6.

Steinach grassland experiment: soil chemical properties, sward height and plant species

Stroh P., 2015: *Cirsium heterophyllum* L. Melancholy Thistle, *Botanical Society of Britain and Ireland* 1: 30.

Svobodová A., 2012: Byliny Krkonoš aneb po čem šlape naše kráva. Správa Krkonošského národního parku, Vrchlabí.

Tansley A. G., 1917: On competition between *Galium saxatile* L. and *G. sylvestre* Poll. on different types of soil, *Journal of Ecology* 5:173-179.

Titěra J., Pavlů V., Pavlů L., Hejcman M., Gaisler J., Schellberg J., 2020: Response of grassland vegetation composition to different fertilizer treatments recorded over ten years following 64 years of fertilizer applications in the Rengen Grassland Experiment, *Applied Vegetation Science* 23: 417-427.

Venterink H. O., Güsewell S., 2010: Competitive interactions between two meadow grasses under nitrogen and phosphorus limitation, *Functional Ecology* 24: 877-886.

Višňák R., 2020c: Plán péče o: PR Bukovec na období 2022-2030 – Ms., depon. in: Správa CHKO Jizerské hory

Wesche K., Krause B., Culmsee H., Leuschner C., 2012: Fifty Years of Change in Central European Grassland Vegetation: Large Losses in Species Richness and Animal-Pollinated Plants. *Biological Conservation* 150: 76-85.

10. Seznam obrázků

Obr. č. 1: Lokalizace studijního území v ochranném pásmu PR Bukovec v CHKO Jizerské hory (© ČÚZK 2023).....	20
Obr. č. 2: (a) Celkový počet druhů cévnatých rostlin v jednotlivých variantách, (b) Simpsonův index diverzity a (c) Simpsonův index vyrovnanosti druhů v daném společenstvu v letech 2006-2015 a 2017. Aplikované varianty byly: kontrolní nesečená louka (M), sečená spáleniště (B), sečené plochy s vrstvou jehličnatého opadu bez podrostu (FC) a nesečené plochy s vrstvou jehličnatého opadu bez podrostu (FU). Standardní chyby jsou označeny svislými čarami.	23
Obr. č. 3: Ordinační diagram znázorňující výsledky RDA analýzy dat druhového složení pod různými variantami obhospodařování v roce 2017 (poslední rok pozorování). Zkratky variant (M, B, FC a FU) jsou vysvětleny v Obr. č. 2. Zkratky druhů: První čtyři písmena udávají zkratku názvu rodu a další čtyři písmena zkratku názvu druhu. Aegopoda = Aegopodium podagraria; Agrocapi = Agrostis capillaris; Achilmill = Achillea millefolium; Alopprat = Alopecurus pratensis; Bistoffi = Bistorta officinalis; Camppatu = Campanula patula; Camprotu = Campanula rotundifolia; Carepilu = Carex pilulifera; Ceraholo = Cerastium holosteoides; Cirshete = Cirsium heterophyllum; Dactglom = Dactylis glomerata; Desccesp = Deschampsia cespitosa; Festrubr = Festuca rubra agg.; Galisaxa = Galium saxatile; Gerasylv = Geranium sylvaticum; Luzupilo = Luzula pilosa; Planmajo = Plantago major; Poaprat = Poa pratensis; Poatriv = Poa trivialis; Poteerec = Potentilla erecta; Ranuacri = Ranunculus acris; Rumeacet = Rumex acetosa; Siledioi = Silene dioica; Tarasp = Taraxacum sp.; Trifprat = Trifolium pratense; Trifrepe = Trifolium repens; Trisflav = Trisetum flavescens; Trolalti = Trollius altissimus; Verocham = Veronica chamaedrys; Vicicrac = Vicia cracca.....	25
Obr. č. 4: PRC analýza pro varianty M, B, FC a FU (zkratky variant jsou vysvětleny v Obr. č. 2) během experimentu. Osa x odpovídá času a osa y ukazuje diferenciaci rostlinných společenstev v každé variantě. Varianta M byla brána jako referenční – nulová čára (tudíž skóre pro parametry ve variantě M je 0 ve všech časech a v důsledku toho je znázorněn čarou shodnou s osou x). Jednorozměrný diagram vpravo ukazuje skóre druhů na ose RDA. Druhy, které nejlépe odpovídají modelu, jsou vyneseny jako trojúhelníky na čáře vpravo od grafu. Zkratky druhů viz Obr. č. 3.....	26
Obr. č. 5: Procentuální celková pokryvnost cévnatých rostlin v jednotlivých variantách M, B, FC a FU v letech 2006-2015 a 2017. Zkratky variant (M, B, FC a FU) jsou vysvětleny v Obr. č. 2. Standardní chyby jsou označeny svislými čarami.....	27
Obr. č. 6: (a) Procentuální pokryvnost dvouděložných rostlin v jednotlivých variantách M, B, FC a FU a (b) procentuální pokryvnost travin v jednotlivých variantách v letech 2006-2015 a 2017. Zkratky variant (M, B, FC a FU) jsou vysvětleny v Obr. č. 2. Standardní chyby jsou označeny svislými čarami.	29
Obr. č. 7: Změny pokryvnosti (%) funkčních skupin: (a) nízké dvouděložné rostliny, (b) nízké traviny, (c) vysoké dvouděložné rostliny a (d) vysoké trávy ve variantách M, B, FC a FU v letech 2006-2015 a 2017. Zkratky variant (M, B, FC a FU) jsou vysvětleny v Obr. č. 1. Standardní chyby jsou označeny svislými čarami.	31
Obr. č. 8: Změny v průměrné pokryvnosti (%) dominantních druhů trav – (a) Agrostis capillaris, (b) Alopecurus pratensis, (c) Avenella flexuosa, (d) Carex pilulifera, (e) Deschampsia cespitosa a (f) Festuca rubra agg. ve variantách M, B, FC a FU v letech 2006-2015 a 2017. Zkratky variant (M, B, FC a FU) jsou vysvětleny v Obr. č. 2. Standardní chyby jsou označeny svislými čarami.	33

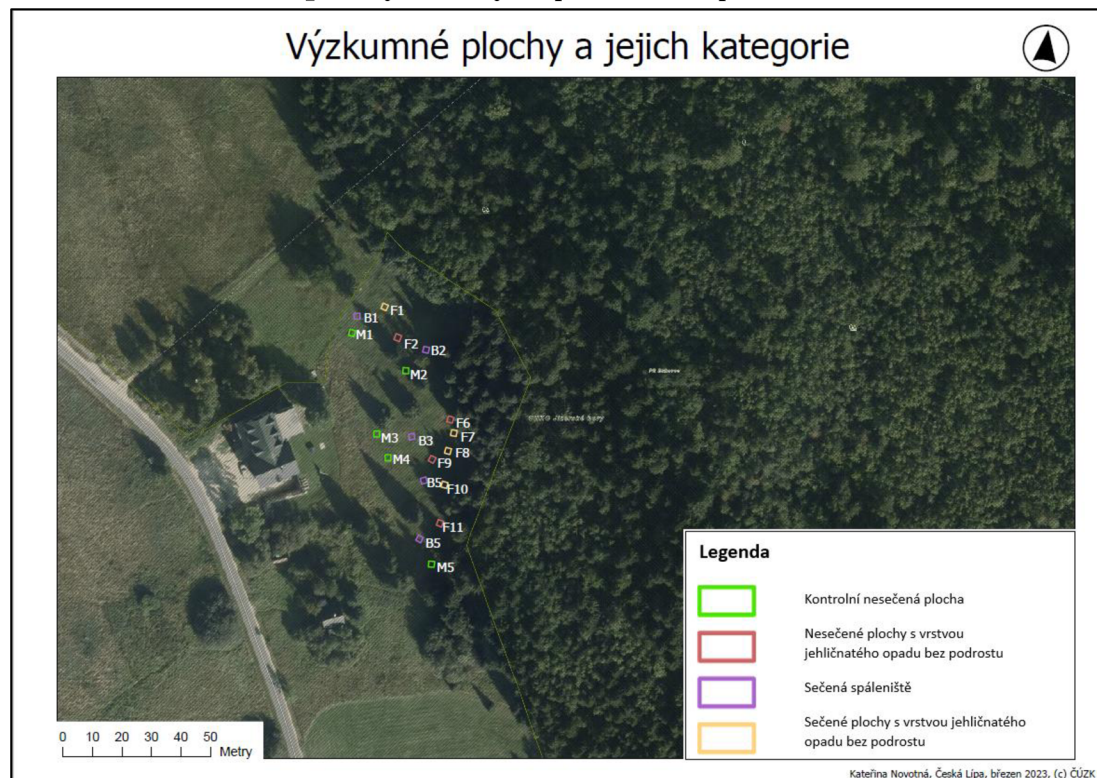
Obr. č. 9: Změny v průměrné pokryvnosti (%) dominantních druhů dvouděložných rostlin – (a) <i>Cirsium heterophyllum</i> , (b) <i>Galium saxatile</i> , (c) <i>Geranium sylvaticum</i> , (d) <i>Hypericum maculatum</i> , (e) <i>Potentilla erecta</i> a (f) <i>Trollius altissimus</i> . Ve variantách M, B, FC a FU v letech 2006-2015 a 2017. Zkratky variant (M, B, FC a FU) jsou vysvětleny v Obr. č. 2. Standardní chyby jsou označeny svislými čarami.	35
Obr. č. 10: Změny v průměrné pokryvnosti (%) keře <i>Rubus idaeus</i> ve variantách M, B, FC a FU v letech 2006-2015 a 2017. Zkratky variant (M, B, FC a FU) jsou vysvětleny v Obr. č. 2. Standardní chyby jsou označeny svislými čarami.	36
Obr. č. 11: Půdní reakce ve variantách M, B, FC a FU v letech 2006, 2008, 2010 – 2014, 2018 a 2022. Zkratky variant (M, B, FC a FU) jsou vysvětleny v Obr. č. 2. Standardní chyby jsou označeny svislými čarami.	37
Obr. č. 13: Obsah dostupného (mg/kg): (a) P, (b) K, (c) Ca a (d) Mg v půdě ve variantách M, B, FC a FU v letech 2006–2014, 2018 a 2022. Zkratky variant (M, B, FC a FU) jsou vysvětleny v Obr. č. 2. Standardní chyby jsou označeny svislými čarami.	39
Obr. č. 14: (a) Obsah celkového dusíku v půdě (% sušiny), (b) obsah oxidovatelného uhlíku v půdě (% sušiny) a (c) obsah organických látek v půdě původem z odumřelých zbytků rostlin, živočichů a mikrobů ve variantách M, B, FC a FU v letech 2007, 2009 – 2014 a 2022. Zkratky variant (M, B, FC a FU) jsou vysvětleny v Obr. č. 2. Standardní chyby jsou označeny svislými čarami.	40
Foto č. 1: Pohled na PR Bukovec s místem experimentu z upolínové louky.	58
Foto č. 2: Místo experimentu v ochranném pásmu PR Bukovec.	58

11. Přílohy

11.1 Příloha č. 1: Změny pokryvnosti (%) funkčních skupin

Vysoké trávy	Nízké trávy	Vysoké dvouděložné rostliny	Nízké dvouděložné rostliny
<i>Alopecurus pratensis</i>	<i>Agrostis capillaris</i>	<i>Aegopodium podagraria</i>	<i>Alchemilla sp.</i>
<i>Avenella flexuosa</i>	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	<i>Achillea millefolium</i>	<i>Anemone nemorosa</i>
<i>Calamagrostis epigeios</i>	<i>Briza media</i>	<i>Anthriscus sylvestris</i>	<i>Campanula patula</i>
<i>Calamagrostis vilosa</i>	<i>Carex ovalis</i>	<i>Bistorta officinalis</i>	<i>Campanula rotundifolia</i>
<i>Dactylis glomerata</i>	<i>Carex palescens</i>	<i>Cirsium arvense</i>	<i>Cardaminopsis halleri</i>
<i>Deschampsia cespitosa</i>	<i>Carex pilulifera</i>	<i>Cirsium heterophyllum</i>	<i>Cerastium holosteoides</i>
<i>Festuca rubra agg.</i>	<i>Luzula multiflora</i>	<i>Cirsium palustre</i>	<i>Epilobium alpestre</i>
<i>Holcus mollis</i>	<i>Luzula pilosa</i>	<i>Cirsium vulgare</i>	<i>Galeopsis sp.</i>
<i>Juncus effusus</i>	<i>Nardus stricta</i>	<i>Crepis mollis subsp. succisifolia</i>	<i>Galium saxatile</i>
<i>Luzula luzuloides</i>		<i>Digitalis purpurea</i>	<i>Gnaphalium sylvaticum</i>
<i>Poa annua</i>		<i>Epilobium angustifolium</i>	<i>Pilosella aurantiaca</i>
<i>Poa pratensis</i>		<i>Epilobium montanum</i>	<i>Hieracium murorum</i>
<i>Poa supina</i>		<i>Filipendula ulmaria</i>	<i>Lychnis fls-cuculi</i>
<i>Poa trivialis</i>		<i>Geranium sylvaticum</i>	<i>Lysimachia nemorum</i>
<i>Trisetum flavescens</i>		<i>Gymnadenia conopsea</i>	<i>Melampyrum sylvaticum</i>
		<i>Hieracium laevigatum</i>	<i>Meum athamanticum</i>
		<i>Hypericum maculatum</i>	<i>Myosotis nemorosa</i>
		<i>Chaerophyllum hirsutum</i>	<i>Plantago major</i>
		<i>Leucanthemum ircutianum</i>	<i>Polygala vulgaris</i>
		<i>Phyteuma spicatum</i>	<i>Potentilla erecta</i>
		<i>Polygonatum verticilatum</i>	<i>Primula elatior</i>
		<i>Ranunculus acris</i>	<i>Ranunculus auricomus agg.</i>
		<i>Rumex acetosa</i>	<i>Ranunculus repens</i>
		<i>Senecio nemorensis agg.</i>	<i>Rhinanthus minor</i>
		<i>Trollius altissimus</i>	<i>Scorzoneroideis autumnalis</i>
		<i>Urtica dioica</i>	<i>Silene dioica</i>
		<i>Veratrum album subsp. lobelianum</i>	<i>Stellaria graminea</i>
		<i>Vicia cracca</i>	<i>Taraxacum sp.</i>
			<i>Trifolium pratense</i>
			<i>Trifolium repens</i>
			<i>Tussilago farfara</i>
			<i>Veronica chamaedrys</i>
			<i>Veronica officinalis</i>
			<i>Veronica serpyllifolia</i>
			<i>Viola sp.</i>

11.2 Příloha č. 2: Mapa s vyznačenými plochami experimentu



11.3 Příloha č. 3: Primární data- viz papírová podoba

11.4 Příloha č. 4: Fotogalerie



Foto č. 1: Pohled na PR Bukovec s místem experimentu z upolinové louky.



Foto č. 2: Místo experimentu v ochranném pásmu PR Bukovec.