

Univerzita Karlova v Praze
Přírodovědecká fakulta
Ústav pro životní prostředí

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí

Studijní obor: Ochrana životního prostředí



Eva Šťástková

**Dynamika uchycení rostlin v experimentálním dosevu do luk obnovených na
orné půdě**

*Dynamic of the plant establishment in the experimental seeding into the
grasslands restored on the former arable land*

Typ závěrečné práce:

Bakalářská práce

Vedoucí práce:

RNDr. Ondřej Mudrák Ph.D.

Praha 2022

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze dne:

.....

Eva Šťátková

Poděkování

Ráda bych poděkovala svému vedoucímu RNDr. Ondřeji Mudrákovi za pomoc při tvorbě práce, nekonečnou trpělivost a cenné rady. Dále si poděkování zaslouží má rodina, která mě při studiu vždy podporovala a na závěr bych poděkovala příteli Jakubovi, který mi byl vždy oporou.

Abstrakt

Louky Bílých Karpat patří mezi druhově nejbohatší louky světa, i přesto ale byla v minulosti jejich značná rozloha rozorána. V posledních dvou dekádách zde probíhá jeden z největších projektů ekologické obnovy ve Střední Evropě, který má za cíl z bývalých polí opět vytvořit druhově bohatou louku. I relativně druhově bohatá regionální směs nemůže obsáhnout původní druhovou bohatost a obnova luk je po výsevu závislá na samovolné kolonizaci lučních druhů, které se ale musí uchytit v prostředí značně pozměněném oproti původní nenarušené louce. Je proto otázkou, do jaké míry může být jejich kolonizace úspěšná, případně zda je možné je do druhově ochuzené obnovené louky doset a podpořit tak formování diverzifikovanějšího lučního společenstva.

Proto jsem experimentálně porovnávala uchycení (počet jedinců v průběhu vegetační sezóny 2021) deseti lučních druhů ve výsevu na třech obnovených loukách (starých 20 let od obnovy) a třech loukách původních, které se vyskytovali v jejich blízkosti a sloužili jako referenční ekosystém. Experimentální výsev proběhl na podzim 2020 do narušených a nenarušených mikrostanovišť 20 cm × 20 cm.

Všechny druhy, alespoň v malé míře vyklíčily a přežily první rok experimentu. Počet semenáčků byl ovlivněn typem louky, narušením porostu i datem pozorování a preference pro tyto experimentální zásahy silně závisela na vysetém druhu. Většina druhů ale nevykazovala výrazný rozdíl mezi původní a obnovenou loukou a preferovala narušené mikrostanoviště. Během sezóny semenáčky doprovázela obrovská mortalita, zvláště v červenci a následujících měsících, kdy byly louky posečeny a půda vysychala. I přes velkou mortalitu se ale dosev lučních druhů do obnovených luk se ukázal jako možný. Před jeho velkoplošnou aplikací je ale vhodné otestovat, jakým způsobem (hustota výsevu, způsob narušení porostu atd.) je nejekonomičtější výsev provést.

Klíčová slova:

Bílé Karpaty, obnova travních porostů, kolonizace, populace rostlinných druhů, regionální semena

Abstract

Grasslands of White Carpathians belong to the most diverse grasslands of the world, but despite this their large area was plowed in the past. During the last two decades one of the biggest ecological restoration projects in the Central Europe is there ongoing, which aims to restore arable fields back into species rich grasslands. As even a relatively species rich regional seed mixture cannot include the original grassland diversity, grasslands are dependent on spontaneous colonization species after initial sowing. Species, however, face the considerably altered environment, different to preserved reference grasslands. The question is, to what extent can be the colonization of grasslands successful. Eventually, if it is possible to sow them into species poor restored grassland and enforce the formation of a more diverse grassland community.

This bachelor thesis experimentally compared establishment (number of individuals during the growing season 2021) of 10 grassland species in sowings on three restored grasslands (old 20 years since restoration) and on three reference grasslands, which were in their proximity and served as reference ecosystem. Sowing was conducted in autumn 2020 into the disturbed and undisturbed microsites 20×20 cm.

All species successfully established at least in some number and survived the first year of the experiment. The number of seedlings was affected by the type of the grassland, microsite disturbance, species identity and date of the observation. Most of the species did not show a significant difference between reference and restored grassland and preferred disturbed microsite. During the growing season, seedlings showed large mortality, especially in July and following months, when the grasslands were mown, and the soil dried up. Despite the enormous mortality, the sowing of grasslands species was proved as possible. However, before its wider application, it is appropriate to test the most economical way of sowing.

Key words:

White Carpathians, restoration, grassland restoration, colonization, population of grassland species, regional seeds

1. ÚVOD.....	7
1.2 Cíl práce.....	8
2. LITERÁRNÍ PŘEHLED	9
2.1 Obnova bělokarpatkých luk.....	13
3. CHARAKTERISTIKA TESTOVANÝCH ROSTLIN.....	16
3.1 Druhy rostlin	16
3.1.1 Chrpa čekánek – <i>Centaurea scabiosa</i>	16
3.1.2 Bílojetel bilinný – <i>Dorycnium herbaceum</i>	17
3.1.3 Hrachor širolistý – <i>Lathyrus latifolius</i>	18
3.1.4 Prvosenka jarní – <i>Primula veris</i>	19
3.1.5 Vratič chocholičnatý – <i>Tanacetum corymbosum</i>	19
3.1.6 Bukvice lékařská – <i>Betonica officinalis</i>	20
3.1.7 Hvozdík kartouzek – <i>Dianthus carthusianorum</i>	21
3.1.8 Devaterník velkokvětý – <i>Helianthemum grandiflorum</i>	22
3.1.9 Máchelka srstnatá – <i>Leontodon hispidus</i>	23
3.1.10 Krvavec toten – <i>Sanguisorba officinalis</i>	24
4. METODIKA.....	25
4.1 Studovaná oblast	25
4.2 Sběr a analýza dat	25
5. VÝSLEDKY	26
6. DISKUSE.....	34
7. ZÁVĚR.....	36
8. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	37
9. PŘÍLOHY	47

1. ÚVOD

Louky představují druhově bohatá společenstva, které nám poskytují důležité ekosystémové služby a funkce (Walker *et al.*, 2004; Wilson *et al.*, 2012). V důsledku požadavku na intenzivní zemědělskou produkci byla v minulosti značná rozloha luk rozorána a následná kultivace změnila řadu půdních parametrů, které jsou pak pro luční druhy nepříznivé (Mudrák *et al.*, 2022).

Velkoplošná přeměna luk na pole případně jejich špatné obhospodařování pak vyústily k úbytku populací lučních druhů rostlin v krajinném měřítku. Chybí tak přirozené zdroje semen a návrat rostlinných druhů je problematický i pokud se obhospodařování krajiny změní a louky jsou obnoveny (Jongepierová *et al.*, 2007, Jongepierová, 2008; Prach *et al.*, 2015).

Obnova rostlinného společenství probíhá především výsevem travních směsí, které ale v principu nemůžou obsáhnout původní druhovou diverzitu. Často navíc nejsou dostupná semena, která mají regionální původ a udržují lokální genotypy a tím i genetickou diverzitu druhu (Bucharová *et al.*, 2018, Höfner *et al.*, 2021). Dosev je ale často jediný způsob, jak rostliny na lokalitu dostat, obzvláště pokud se jedná o malý a izolovaný fragment (Ozinga, 2004). I pokud zdrojové populace rostlin v krajině zůstaly, šíření jejich semen je problematické. Diaspory se rozšíří jenom do malého úseku od mateřské rostliny. U běžných, hojně zastoupených druhů je běžné šíření semen pomocí větru, tekoucí vody nebo pasoucích se zvířat, ovšem u vzácných druhů k tomuto šíření často nedochází (Hölzel and Otte, 2003; Bissels *et al.*, 2006). Překážkou obnovy je i vyčerpání semenné banky (Thompson *et al.*, 1997; Bissels *et al.*, 2006).

Získání semen z lokálních zdrojů je nákladné a je proto vhodné je vysévat na místa, kde mají šanci se uchytit (Jongepierová, 2007). Řada druhů k úspěšnému vyklíčení a přežití semenáčku vyžaduje narušení drnu či jinou disturbanci, která snižuje intenzitu kompetice o zdroje, a umožní tak malým a rostlinným jedincům je získat. Překážkou pro uchycení ale může být i půda změněná orbou. Změny, které půda prodělala zůstávají patrné i po několik desetiletí (Bizzari *et al.*, 2015; Helm *et al.*, 2019; Turley *et al.*, 2020). Především jde o změnu obsahu živin, jako je zvýšení obsahu fosforu a draslíku, který je dostupný pro rostliny, ale může vést i k úbytku dusíku (Walker *et al.*,

2004; Mclauchlan, 2007; Smits *et al.*, 2008). Prvky jako jsou fosfor a draslík podporují konkurenceschopné druhy (Liancourt *et al.*, 2009), které brání kolonizaci typicky lučních druhů (Walker *et al.*, 2004; Hautier *et al.*, 2009). Kultivace mění i půdní strukturu, a tím dochází ke snížení organické hmoty, změně vodního režimu, a k narušení společenstev půdních organismů, jako jsou například arbuskulární mykorrhizní houby (Six *et al.*, 2000; Franzluebbers, 2002, Postma-Blaauw *et al.*, 2010).

Jedním z příkladů druhově bohatých luk, které byly v minulosti ohroženy rozoráváním a kde probíhá jejich ekologická obnova jsou Louky Bílých Karpat, které patří k druhově nejbohatším travním porostům na světě (Wilson *et al.*, 2012, Chytrý *et al.*, 2015). I přesto zde byla část luk přeměna na ornou půdu. Více než dvacet let zde probíhá rozsáhlý projekt ekologické obnovy druhově bohatých luk výsevem regionální druhově bohaté směsi semen (Jongepierová, 2008).

1.2 Cíl práce

Abych zjistila, zda je možné doset původní luční druhy na obnovené bělokarpatské louky, experimentálně jsem analyzovala schopnost uchycení lučních druhů na obnovené a na původní louce (Jongepierová *et al.*, 2007; Johanedisová *et al.*, 2015; Mudrák *et al.*, 2018; Prach *et al.*, 2015). Pro experiment bylo vybráno deset lučních druhů *Centaurea scabiosa*, *Dorycnium herbaceum*, *Lathyrus latifolius*, *Primula veris*, *Tanacetum corymbosum*, *Betonica officinalis*, *Dianthus carthusianorum*, *Helianthemum grandiflorum*, *Leontodon hispidus*, *Sanguisorba officinalis*. Analyzovala jsem jak obnovené, tak původní louky, které byly experimentálně maloplošně narušeny, a kladla jsem následující otázky:

Může dosev do obnovené louky vést k úspěšnému uchycení lučních druhů rostlin, respektive je míra uchycení semenáčků podobná na původní a obnovené louce?

Je k úspěšnému uchycení potřeba vhodné mikrostanoviště v podobě narušení porostu?

Jsou pro uchycení všech druhů rostlin vhodné stejné podmínky, nebo existuje variabilita mezi druhy v preferenci typu louky a narušení?

2. LITERÁRNÍ PŘEHLED

Louka je ekosystém, který vzniká na místech, kde hospodařil člověk. Buďto území přímo vykácel anebo na něm byla pastva natolik intenzivní, že se mladý les nedokázal omladit a postupně ustoupil. Případně pastva či jiné lidmi udržované hospodaření zachovalo bezlesí po celý holocén. Kdyby původce do systému nezasahoval, po určitém čase by se na její místo zase vrátil les (Jongepierová, 2008, Hájková *et al.*, 2011).

Louky udržujeme sečením, pastvou či kombinací obou metod. Jaký způsob hospodaření na louce zvolíme bude mít vliv na její druhové skladbě. Tradičně je v botanické literatuře pojem louka vymezen jen pro kosené porosty. Nicméně tradiční hospodářství pevnou hranici mezi kosenými a pasenými porosty nedodržovalo, některé louky se udržovaly pouze sešlapem, proto v této práci pojem louka zahrnuje obecně travní porost. Mimo typ hospodaření se na rozmanitosti louky podílejí i faktory jako jsou gradient vlhkosti, pH, živiny v půdě, zrnitost, či nadmořská výška (Chytrý, 2007).

Druhová bohatost rostlinných společenstev se napříč krajinou liší (Huston, 1994). Louky patří mezi druhově nejbohatší společenstva rostlin na malých prostorových škálách (<100 m²; Wilson *et al.*, 2012).

Vzácným příkladem vysoké druhové bohatosti jsou louky v Bílých Karpatech, které patří mezi světově nejbohatší louky (Jongepier & Jongepierová, 2009, Wilson *et al.*, 2012; Těšitel *et al.*, 2015).

Bílé Karpaty se nacházejí na území České i Slovenské republiky a čítají rozlohu 747 km². Geograficky patří do Vnějších Západních Karpat. Roku 1980 zde byla vyhlášena Chráněná krajinná oblast Bílé Karpaty, od roku 1996 je součástí organizace UNESCO a byla zařazena mezi evropské biosférické rezervace. Důležitost tohoto území nám dokazuje i skutečnost, že Bílé Karpaty jsou na seznamu Natury 2000 a do Evropsky významných lokalit je zařazeno mnoho oblastí mezi obcemi Velká nad Veličkou a Starý Hrozenkov – Žitková (AOPK ČR, 2022).

Převážná část Karpat spadá do flyšového pásma, které je součástí magurského flyšového příkrovu (Jongepierová, 2008). „Flyš vzniká střídáním jílovců, prachovců, pískovců a slepenců ve vrstvách silných zpravidla od několika cm až do několika metrů.“ U flyšového podloží často dochází k sesuvům půdy. Flyš má různou odolnost vůči zvětrávání a tím se reliéf území mění.

Vodní eroze spolu s odnosnými silami byly klíčovým faktorem v tvorbě dnešního vzhledu (Kuča *a kol.*, 1992). Oblast má sedimenty převážně vápnité. Typ travních porostů jsou polopřirozené, druhově bohaté a suché travní porosty klasifikované v evropském systému jako aliance Bromion a v Nature 2000 jako široolisté suché louky (Chytrý, 2007, 2010).

V Bílých Karpatech můžeme na rozloze 49 m² nalézt více než 130 druhů cévnatých rostlin. Některé plochy se pyšní světovým rekordem v počtu cévnatých rostlin (Merunková K., Preislerová Z. & Chytrý M., 2012). V NPR Čertoryje bylo na 1 m² nalezeno 67 druhů cévnatých rostlin, na 4 m² pak 105 druhů, tyto hodnoty jsou považovány za světově nejvyšší v oblasti o stejné rozloze (Wilson *et al.*, 2012). Jejich extrémně vysoká druhová bohatost převyšuje obvyklá rostlinná společenstva (Klimeš, 1997). Pozoruhodností luk je výskyt rostlinných druhů, které se vzácně nebo vůbec nevyskytují v sousedních oblastech (Jongepierová, 2008), takto různorodá skupina zahrnuje většinou druhy kontinentálních stepí a druhy rostoucí spíše v nižších nadmořských výškách.

Z jakého důvodu jsou bělokarpatské louky natolik bohaté se zatím nepodařilo uspokojivě vysvětlit. Možné vysvětlení druhového bohatství tkví v regionálních vlivech, jako jsou evoluční a historické migrace (Zobel, 1992, 1997) anebo místní vlivy abiotického prostředí a mezidruhové interakce (Grime, 1979). Hájková *et al.*, (2011) se domnívá, že tamní louky jsou pravěkého původu a pastviny mohly existovat po celý holocén. Faktorů, které by nám vypověděly o převažujícím prostředí je málo.

Ačkoliv Hájková *et al.* (2011) zdůrazňuje důležitost krajinských vlivů, interpretace z regionů nejsou tak jednoznačné. Zatímco paleoekologická data nasvědčují perzistenci otevřených biotopů po celý holocén, fragmentová pylová data poukazují na původ pastvin sahajících až do středověku (Rybníček & Rybníčková, 2008).

Bohatost tamních luk, může ovlivnit i četnost srážek (Whittaker & Niering, 1975), hloubka půdy, pH půdy (Pärtel, 2002, Schuster & Diekmann, 2003, Chytrý *et al.* 2007), půdní živiny (Crawley *et al.*, 2005, Hejčman *et al.*, 2010) nebo i rostlinná biomasa (Braakhekke & Hooftman, 1999). Polosuché travní porosty v Bílých Karpatech byly obhospodařovány několik staletí

(Jongepierová, 2008, Hájková *et al.*, 2011), avšak v letech 1950–1990 utrpěly louky velkou ztrátu biodiverzity.

Poválečné období se vyznačovalo prudkým ekonomickým rozvojem, kde se příliš neohlíželo na ekologické problémy. Ekonomickému růstu se dopomohlo především intenzivním hospodářstvím největší plochu vhodnou pro intenzivní hospodaření. Plochy nevhodné pro tento typ hospodaření se naopak opouštěly (Moldan, 1990). Od 60. let 20. století vznikala zemědělská družstva a státní statky. V rámci celorepublikového rozvoje docházelo k úbytku trvale travních porostů a později i k intenzifikaci agrotechnických i agrochemických opatření. V letech 1973–1975 bylo kvůli požadavkům na půdu pro obiloviny rozoráno velké množství luk, např. 130 ze 546 ha Vojšických luk. Louky byly rozorány často načerno. V 80. letech byly výnosy velmi nízké, a tak se přistoupilo k rekultivaci travních porostů. Bohužel, rozorání a znovu osetí komerční směsí nebylo ku prospěchu tamních luk (Jongepierová, 2008) Nepůvodní plochy postrádají dusík a organický materiál vlivem časté orby a mají vysoké množství fosforu (Klein-Raufhake *et al.*, 2022).

Pokud se má společenstvo obnovit, musí se uchytit jeho druhy, které mají ale různé nároky. Potřebují příznivé stanoviště pro klíčení, některé semenáčky potřebují stínit od ostatních rostlin, jiné vyžadují přímé slunce (Ryser, 1993). Často druhy potřebují narušený prostor, aby byla menší konkurence, ale ne vždy je narušení výhodou, jelikož v rámci narušení dochází k otevření prostoru pro přímé sluneční paprsky a v důsledku toho k přehřívání povrchu půdy a nedostatku vody (Ryser, 1993). Uchycení druhu je ovlivněno i biotickými faktory jako například velikost semen. Druhy s menšími semeny produkují větší množství semen než druhy s většími semeny. Rostlinné druhy s většími semeny mají větší pravděpodobnost vyklíčení a přežití semenáčku (Jakobsson, 2000).

Krátce po výsevu, když se uchytí luční společenstvo, je často druhově poměrně chudé a potřebuje „dosytit“ druhy z okolí. Uchycení semenáček je pro to zásadní i po prvotní fázi obnovy, kdy se vytvoří zapojený porost (Walker *et al.* 2004).

Životní cyklus rostlin je plný nástrah, které musí přežít, mají-li se úspěšně rozmnožit. V životním cyklu rostlin se střídají fáze: semeno, semenáček, vegetativní fáze, generativní fáze a senescence. Nejcitlivější stádium rostliny je

semenáček. V této fázi životního cyklu se setkáváme s největší mortalitou. Růst u semenáčku je limitován dostupností zdrojů (Mašková, 2019). V rané fázi musí jedinec bojovat o minerální živiny, vodu a světlo. Je malého vzrůstu a bývá proto zastíněn ostatními rostlinami, zároveň má malý kořenový systém a nemůže tak snadno získávat vodu a živiny (Mašková, 2019). Pro přežití musí rychle reagovat na změny ve svém okolí. Než si semenáček utvoří asimilační a absorpční pletiva, musí pracovat pouze se zdroji, které získal ze semene. Jedná se o tzv. princip trade-off, tedy o omezené množství zdrojů, se kterými může disponovat a musí si vybrat, zda chce upřednostnit podzemní či nadzemní část rostliny (Shiple & Meziane, 2002). Pokud jedinec investuje více energie do prýtu, bude lépe soupeřit o světlo. Jestliže vloží energii do podzemní části, bude mít jedinec lepší a kvalitnější kořenový systém, tím pádem i lepší přístup k vodě a minerálním látkám. Vhodná investice napomáhá dalšímu úspěšnému vývoji rostliny. Některé rostlinné druhy proto využívají vegetativní rozmnožování, které umožňuje se fázi semenáčku vyhnout. Ekologie uchycení a přežívání semenáčků je pro populace rostlin a jejich koexistenci zásadní (Grubb, 1977).

Na jedné lokalitě může dlouhodobě koexistovat více druhů jen tehdy, pokud se všechny přítomné druhy budou mezi sebou lišit alespoň v jednom z aspektů ekologické niky (princip konkurenčního vyloučení). Definice ekologické niky spočívá ve stanovištní nise, tj. souhrn limitů, které rostlina dokáže tolerovat ve svém blízkém okolí. Niku určuje životní forma rostliny, tj. velikost a prostorový tvar rostliny s ohledem na její produktivitu, fenologické, tj. vývoj rostliny během vegetačního období a regenerační nika tj. způsob nahrazení dospělého jedince jedincem mladší generace (Grubb, 1977; Richards, 1969; Wuenscher, 1969, 1974).

Pro úspěšný začátek životního cyklu rostlina často potřebuje dostatek životního prostoru vzniklého narušením porostu. Prostorová mezera neboli narušení, vzniká pomocí environmentálních faktorů jako jsou například požáry, odumření rostlinných jedinců nebo mohou pomoci jiný organismy (narušení prostoru divokými prasaty, krtkem atd.). V takovémto místě je snížena kompetice o světlo a živiny. Na druhou stranu je tu povrch země vystaven přímému slunci a může se přehřívat a vysychat, což může limitovat přežívání semenáčků (Grubb, 1977).

2.1 Obnova bělokarpatských luk

Obnova luk je proces, který trvá poměrně dlouhou dobu a často probíhá na bývalé orné půdě. Návrat k původnímu lučnímu ekosystému, k jeho nadzemní i podzemní části, je ovšem složitý a úspěch je často nejistý (Fagan *et al.*, 2008; Conrad & Tischew, 2011). Orba a agrotechnické postupy mění značně půdu. Orná půda má sklony k úbytku organické půdní hmoty, k snížené mikrobiální diverzitě a mívá i změněné cykly živin (Mclauchlan, 2007; Turley *et al.*, 2020). Tyto půdy jsou bohaté na fosfor a draslík, který je dostupný pro rostliny, ovšem vlivem obdělávání došlo k velké ztrátě dusíku a ostatních makroživin (Walker *et al.*, 2004, Mclauchlan, 2007, Smits *et al.*, 2008). Degradace půdy poté ovlivňuje koloběh živin a urychluje proces mineralizace, tím se nám z půdy vytrácení prvky jako je síra a dusík (Mclauchlan, 2007, Amelung *et al.*, 2019). Přidáním hnojiv se stav nezlepší, naopak jsou podporovány procesy denitrifikace a nitrifikace. Celkový úbytek dusíku vede téměř k jeho vyčerpání. Předchozí orba, nedostatek dusíku a nadbytek fosforu má za následek degradaci půdy a její struktury, tím se se narušuje přirozený chod živin a zvyšuje se rychlost mineralizace, poté dochází k rychlému vyčerpání pohyblivých prvků jako je síra a dusík (Watzka *et al.*, 2006; Mclauchlan, 2007, Amelung *et al.*, 2019). Změny, které se v půdě nahromadily, přetrvávají i po několik desetiletí, a to i po její obnově (Bizzari *et al.*, 2015; Helm *et al.*, 2019; Turley *et al.*, 2020).

Orná půda má i změněnou semennou banku, která obsahuje převážně semena plevelných rostlin (McDonald *et al.*, 1996) a bez lidského zásahu a přenosu semen či jiných diaspor lučních rostlin trvá obnova trvalých travních porostů dlouhou dobu (Klötzli, 2001). Přitom přenos diaspor s rostlinným materiálem je vysoce úspěšná metoda obnovy luk. Luční druhy často nejsou přítomny v okolí obnovovaného místa nebo jsou zastoupeny v menší míře (McDonald *et al.*, 1996).

V 90. letech, kdy se intenzivní zemědělská produkce ukázala být v méně produktivních oblastech ekonomicky nevhodná, se začala orná půda měnit zpět na louky. V Bílých Karpatech jako v jedné z mála oblastí ČR se kladl důraz na ekologickou obnovu luk. Ekologická obnova probíhala zejména za použití pečlivě připravených druhově bohatých směsí regionálního osiva (Jongepierová *et al.*, 2007; Jongepierová, 2008; Prach *et al.*, 2015).

Metody, které se používají při obnově bělokarpatských luk, jsou tedy: sukcese na koseném úhoru, vysetí komerčních směsí osiv anebo využití regionálních směsí. Rozloha luk obnovených sukcesí je v Bílých Karpatech ~ 200 ha, komerční směsí ~6000 ha a regionální směsí ~700 ha. Původní zachovalé louky mají v Bílých Karpatech rozlohu ~4000 ha (Albert *et al.*, 2019). Úspěšnost obnovy druhové bohatosti u všech těchto metod ale závisí na spontánní kolonizaci druhů z okolí obnovených luk (Török *et al.*, 2010; Tschardt *et al.*, 2011; Prach *et al.*, 2013).

Metoda, která se příliš často nevyužívá, ovšem její výsledky jsou příznivé je přenos drnů (Bullock, 1998). Nevýhody, které se pojí s touto metodou, jsou její náklady a technické provedení. Navíc nevyhnutelně poškozuje zdrojové lokality výkopu drnů (Török *et al.*, 2011). Cílové rostliny jsou přeneseny i s hlínou, kde byla rostlina zakořeněná, nejedená se tedy o rostlinu, která by tam vyrostla ze semene. Zda bude obnova úspěšná, závisí na šíření plevelů prvních letech obnovy, kdy cílové rostliny mohou být kompetičně potlačeny plevely. Při pokusném použití v Bílých Karpatech tato metoda sice úspěšně přenesla na obnovenou louku řadu typicky lučních druhů, ty se ale z drnu dál nešířily. Přenos drnu se proto v Bílých Karpatech dál nevyužívá (Mudrák *et al.*, 2017).

Spontánní sukcese bývá nejúspěšnější, když cílové druhy migrují na počátku sukcese. Je vhodná na plochách bývalých travních porostů, kde bylo luční společenstvo narušeno jen na krátkou dobu (Jongepierová *et al.*, 2007) a zdroje cílových rostlin jsou v blízkosti (Ruprecht, 2005) anebo riziko invazních druhů je nízké (Matus *et al.*, 2003, 2005). Spontánní sukcese může být dobrou možností, jak louky obnovit, velmi ale závisí na zdrojích semen v okolí. Pokud je šíření semen omezené, obnova trvá delší dobu nebo vede k druhově chudým porostům (Prach *et al.*, 2014).

Regionální směs je praktickou volbou pro ekologickou obnovu, její složení závisí na dané oblasti. Důležité je tedy brát ohled na geografickou polohu, nadmořskou výšku i následující využití směsi. V Bílých Karpatech mezi časté druhy trav můžeme zařadit: sveřep vzpřímený (*Bromus erectus*), kostřava červená (*Festuca rubra*), kostřava žlábkatá (*Festuca rupicola*), třeslice prostřední (*Briza media*). Mezi jeteloviny řadíme: jetel červenavý (*Trifolium rubens*), jetel horský (*Trifolium montanum*), hrachor široolistý (*Lathyrus latifolius*), kozinec cizrnovitý (*Astragalus cicer*). U bylin se jedná především o

bukvice lékařská (*Betonica officinalis*), chrpa čekánek (*Centaurea scabiosa*), třezalka tečkovaná (*Hypericum perforatum*), pcháč panonský (*Cirsium pannonicum*) (Jongepierová, 2008).

Populace rostlin na loukách obnovených pomocí semen pocházejících z regionu se geneticky odlišují od sousedních přírodních populací do té míry, jak se obvykle liší přirozené populace v regionu. Využití regionálních semen pomáhá udržet místní genofond. A i když může dojít k posunu v genetickém složení druhů v průběhu produkce regionální směsi, je tento posun oproti komerčním zdrojům zanedbatelný (Höfner *et al.*, 2021). Pokud by regionální osiva nebyla k dispozici, obnova by se musela spoléhat na semena z přírodních zdrojů. Ovšem sebraná semena jsou vzácná a nemohou pokrýt rostoucí poptávku (Meissen *et al.*, 2015; Merritt & Dixon, 2011). Komerční semena bez regionálního certifikátu nejsou pro ekologickou obnovu ideální volbou, jelikož jsou geneticky odlišné a mohly by pozměnit lokální populace, jež jsou přizpůsobeny na podmínky oblasti (Höfner *et al.*, 2021).

Komerční směs je pro ekologickou obnovu travních porostů nevhodná z několika důvodů. Populace lučních druhů rostlin mají různé genetické složení a různou genetickou heterogenitu. Použitím směsí semen ze zahraničí či z opačného konce České republiky tuto heterogenitu ztrácejí. Daleko větší problém nastává u druhů, které nejsou v našich lokalitách běžně se vyskytující a mohou ohrozit naši původní květenu. V Bílých Karpatech se navíc louky obnovené komerčně dostupnými osivy vyvíjejí směrem k mezickým loukám, na rozdíl od regionální směsi, která podporuje formování pro oblast typických suchých luk (Prach *et al.*, 2014)

3. CHARAKTERISTIKA TESTOVANÝCH ROSTLIN

3.1 Druhy rostlin

V rámci praktické části jsem se zaměřila na úspěšnost uchycení deseti lučních druhů, které se liší svou morfologií, ekologickými nároky a strategiemi, jejichž popis následuje.

3.1.1 Chrpa čekánek – *Centaurea scabiosa*

Chrpa čekánek patří do čeledi hvězdčovitých (Asteraceae), jedná se o vytrvalou bylinu dorůstající až do výšky 120 cm. Lodyha je hranatá a v mládí pavučinatě chlupatá. Utváří přízemní růžice, listy jsou dlouze řapíkaté. Lodyžní listy jsou peřenosečné, krátce řapíkaté až přisedlé. Velké úbory vyrůstají jednotlivě na konci lodyhy a větví. Barva květů je růzovofialová až fialová (Štěpánek J, 2004).

Většinou ji potkáme na sušším a slunném stanovišti, na kamenitých půdách s vyšším obsahem bází. Roste na mezích, ve světlejších lesích i na jejich okraji, nachází se většinou v doubravách a v hadcových borech. Doba kvetení je červenec až září.

Jedná se o velmi rozšířený druh, nalezneme ho téměř po celé Evropě a na Západní Sibíři (Štěpánek J, 2004).



Obr. 1 *C. scabiosa* – detail květu,
Foto: Dana Michalcová, Zdroj:
www.pladias.cz

3.1.2 Bílojetel bylinný – *Dorycnium herbaceum*

Bílojetel bylinný patří do čeledi bobovitých (Fabaceae). Jedná o vytrvalou bylinu, dorůstající do výšky kolem 30-70 cm. Lodyha je chutě větvená, poléhavá až mírně vystoupavá, dolní část rostliny je dřevnatá. Uspořádání listů je střídavé, tvar je dlanitě složený, pětičetný. Kvetení je během plného léta, doba kvetení je červen až červenec. Barva je bílá, kalich je pěticípý a slabě souměrný. Korunní lístky jsou bílé až lehce narůžovělé. Pavéza je delší než křídla a člunek, křídla mají po stranách dvě kapsy. Plodem je lusk s jedním semenem.

Vyhledává sušší a slunná až polostinná stanoviště. Upřednostňuje zásaditou půdu. Výskyt této rostliny je především na jihovýchodní Moravě. V Čechách jsou lokality pouze ostrůvkovité.

Bílojetel patří mezi ohrožené druhy. Spadá do kategorie C3. (Slavík B., 1995)



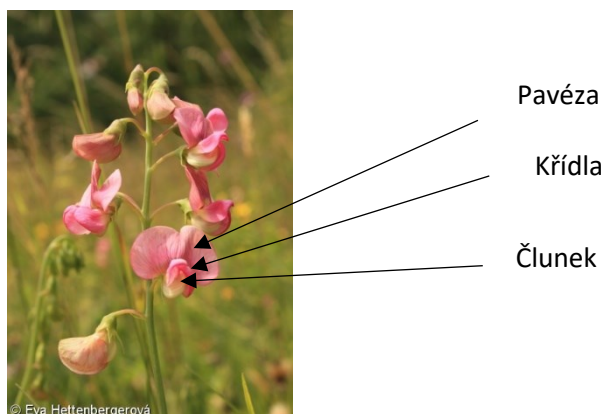
Obr. 2 *Dorycnium herbaceum* – květ jedince, Foto: Karel Fajmon, Zdroj: www.pladias.cz

3.1.3 Hrachor širolistý – *Lathyrus latifolius*

Patří do čeledi bobovitých (Fabaceae). Jedná se vytrvalou bylinu s plazivými oddenky, lodyhy jsou poléhavé až vystoupavé, dlouhé od 50 do 200 cm, hrané a dvoukřídlé. Listy jsou přítomné, ale nejsou přeměněné, uspořádané střídavě, palisty jsou přítomny. Typ plodu je lusk, který má hnědou barvu. Doba kvetení je od června do srpna. Barva květu je růžová, pavéza je někdy nahnědlá, člunek nazelenale bílý.

Hrachor širolistý preferuje světlé stanoviště, na okrajích sadů, vinic, cest, v křovinách či na loukách. Je rozšířený téměř po celé Evropě. V České republice se vyskytuje hojně na území panonského termofytika¹, méně často ho uvidíme v karpatském mezofytiku²

Jedná se o ohrožený taxon, spadá do kategorie ohrožení C3. (Chrtková A. & Bělohávková R., 1995)



Obr. 3 *Lathyrus latifolius* – popis částí květu čeledi bobovitých, Foto: Eva Hettenbergerová, Zdroj: www.pladias.cz

¹ Termofytikum – – teplé oblasti s výskytem typických, na teplo a sucho vázaných druhů rostlin. Panonské termofytikum zahrnuje oblast jižní Moravy a Moravských úvalů.

² Mezofytikum- je přechod mezi teplomilnou a chladnomilnou květenou a zabírá největší část území.

Zdroj: SKALICKÝ, V. (1988): Regionálně fyto geografické členění. In: Hejný S. a Slavík B.: Květena ČSR I., Academia, Praha, textová část, s. 103-121

3.1.4 Prvosenka jarní – *Primula veris*

Řadí se do čeledi prvosenkovitých (Primulaceae). Prvosenka jarní je vytrvalá bylina, vysoká 4-20 cm, stvol je přímý a chlupatý. Listy tvoří přízemní růžici, jsou řapíkaté, vejčité až vejčité podlouhlé. Řapík je křídlatý, na okraji vroubkovaný. Plod je tobolka, která je kratší než kalich. Semena musí být narušena chladem, aby došlo ke klíčení, kvůli tomu většina semen klíčí až na jaře. Kvete během dubna a května. Barva květů je žlutá, květní obaly jsou kalich a koruna, okvěť je srostlé. Květy jsou vonné.

Roste především v sušších listnatých lesích, v dubohabřinách, šípakových doubravách³ či v suťových lesích. Rozšíření je prakticky po celé Evropě, vyjma nejsevernějších a nejjižnějších oblastí. Nalezeme jí i v Západní Asii

Jedná se o taxon, který vyžaduje další pozornost (C4).

Využívá se jako léčivá bylina (Kovanda M., 1992)



Obr. 4 *Primula veris*, Foto: Pavel Veselý, Zdroj: [www. Pladias.cz](http://www.Pladias.cz)

3.1.5 Vrtič chocholičnatý – *Tanacetum corymbosum*

Jedná se o druh z čeledi hvězdnicovitých (Asteraceae). V. chocholičnatý je vysoká, vytrvalá bylina, dosahující mezi 40–120 cm. Lodyha je přímá, v horná polovině větvená a hranatá. Olistěná je pouze řídce a uspořádání listů je střídavé. Tvar listů je jednoduchý a jsou peřenosečné. Úbory vyrůstají po 3-15 na konci větví. Plodem je nažka. Kvete od června do srpna, barva květů je bílá nebo žlutá.

Preferuje světlejší lesy, jejich okraje, křovinaté stráně, skály. Upřednostňuje sušší zásadité půdy, které jsou bohaté na živiny.

³ Šípakové doubravy – dle vůdčí dřeviny – dub pýřitý.

<https://strednicechy.ochranaprirody.cz/aktuality-rp-stredni-cechy/minuty-z-prirody-sipakove-doubravy/>

Je rozšířená po celé Evropě a Asii, vyjma Skandinávie a severní části Ruska. V České republice se vyskytuje převážně v Bílých Karpatech, v Českém krasu a v Křivoklátsku (Zelený V., 2004)



Obr. 5 *T. corymbosum* – květ jedince,
Foto: Pavel Veselý, Zdroj:
www.Pladias.cz

3.1.6 Bukvice lékařská – *Betonica officinalis*

Bukvice lékařská patří do čeledi hluchavkovitých (Lamiaceae). Jedná se o vytrvalou bylinu, vysokou 20-80 cm. Má ztloustlý oddenek a přímou nevětvenou lodyhu. Listy jsou s čepelí podlouhle vejčité, přízemní a dolní lodyžní listy jsou dlouze řapíkaté, horní krátce řapíkaté. Na stonku jsou listy vstřícné. Plodem je tvrdka. Kvete od července do srpna, barva květů je bílá, růžová až červenofialová. Okvětí je srostlé a okvětní obaly jsou kalich a koruna.

Vyhledává teplomilné doubravy a lesní lemy, můžeme jí vidět na loukách i pastvinách od nížin po podhůří, zcela vzácně i v horách.

Je rozšířená po celé Evropě, severozápadní Africe, Malé Asii i Kavkazu. V České republice se vyskytuje téměř po celém území (Chrtek J. jun, 2000).



Obr. 6 *B. officinalis* - celá rostlina,
Foto: Pavel Veselý, Zdroj: www.pladias.cz

3.1.7 Hvozdík kartouzek – *Dianthus carthusianorum*

Spadá do čeledi hvozdíkovité (Caryophyllaceae). Jedná se o vytrvalou bylinu, vysokou 15-40 cm. Lodyha je vystoupavá až přímá, nevětvená, lysá nebo v dolní části chlupatá. Listy jsou kopinaté, pochvy válcovité. Doba kvetení je od června do září. Barva květů je růžová nebo červená. Okvětí je volné a květní obaly jsou kalich a koruna. Kalich je trubkovitý, lysý a až 15 mm dlouhý. Čepel korunních lístků je nahoře nepravidelně zubatá. Plod je tobolka.

Tento druh preferuje výslunné skály, xerothermní plochy, které jsou jižně orientované, najít ho můžeme i na suchých trávnících nebo skalních stepích.

Rozšíření je po celé Evropě, nejvíce však ve střední. Byl zavlečen i do některých oblastí Severní Ameriky. V Čechách převládá v teplejších oblastech, na Moravě je vzácnější. Na jihu Čech a v Předšumaví je velmi vzácný (Kovanda M., 1990).



Obr. 7 *D. carthusianorum* – kopinaté listy,
Foto: Josef Klíč, Zdroj: www.pladias.cz



Obr. 8 *D. carthusianorum* - kalich
a koruna, Foto: Josef Klíč, Zdroj:
www.pladias.cz

3.1.8 Devaterník velkokvětý – *Helianthemum grandiflorum*

Devaterník spadá do čeledi cistovité (Cistaceae). Jedná se o polokeř vysoký 10-40 cm. Lodyha i květní stopky jsou lehce chlupaté. Listy jsou eliptické. Kališní lístky jsou pokryté chloupky a jsou úzce eliptické nebo kopinaté. Květy jsou sytě žluté, korunní lístky jsou velké 12-16 mm a v květenství bývá 3-15 květů. Kvete od června do září. Plodem je vejcovitá tobolka.

Preferuje slunné, kamenité nebo křovinaté stráně, okraje lesů či sušší louky a pastviny.

Vyskytuje se v mírném pásmu Evropy, vyjma východu evropské části Ruska. V České republice roste hojně na většině území, nejčastěji od nížin do podhorského stupně. Nejvíce lokalit je na jihu a směrem k severu ubývá. Je vázaný na subalpínské pohoří jako jsou Karpaty, Vysoké Sudety (Jeseníky), Alpy a balkánské hory (Hrouda L., 1990).



Obr. 9 *H. grandiflorum* – celý jedinec
Foto: Pavel Veselý, Zdroj: www.pla-dias.cz

3.1.9 Máchelka srstnatá – *Leontodon hispidus*

Máchelka spadá do čeledi hvězdnicovitých (Asteraceae). Máchelka srstnatá je vytrvalá bylina s krátkým větveným oddenkem. Lodyhy jsou 10-70 cm dlouhé, přímé. Objevují se buď jednotlivě nebo v trsu. Pod úborem jsou mírně ztlustělé. Úbory jsou jednotlivé, v průměru 15-30 mm velké. Listy jsou v přízemní růžici, mají podlouhlý, kopinatý tvar, jsou mělce vykrajovaně zubaté a pokryté chloupky. Zákrovní listy jsou čárkovitě kopinaté. Květy jsou žluté, blizny jsou žluté i za sucha. Kvete od června do září.

Preferuje půdy, které jsou bohatší na živiny, jsou vlhké nebo jen mírně vysychavé. Na vřesovištích ji uvidíme jen zřídka, totéž platí i o lesích. *L. hispidus* nalezneme od nížin po hory, roste na otevřených travnatých porostech hlavně na loukách, pastvinách nebo podél cest, většinou tam, kde byl narušen rostlinný kryt.

Jedná se o velmi rozšířený druh po celém území České republiky.

Lehká záměna může nastat s máchelkou srstnatou olýsalou, která na rozdíl od máchelky srstnaté pravá není chlupatá (Kubát K. & Kaplan Z., 2004).



Obr. 11 *L. hispidus* – úbor a část lodyhy, Foto: Dana Michalcová, Zdroj: www.pladias.cz



Obr. 10 *L. hispidus* – detail listu, Foto: Dana Michalcová, Zdroj: www.pladias.cz

3.1.10 Krvavec toten – *Sanguisorba officinalis*

Patří do čeledi růžovitých (Rosaceae). Jde o vytrvalou bylinu, dosahující výšky až 120 cm. Lodyha je přímá, rýhovaná až oblá. V horní části se někdy větví. Listy jsou lichozpeřené a zubaté a jejich uspořádání na stonku je střídavé a v přízemní růžici. Květy jsou oboupohlavné, kalich je přítomen, ale koruna chybí. Typem květenství je hlávka. Barva květů je karmínově červená a doba kvetení je od června do září.

Vyhledává vlhké louky a pastviny, břehy vodních toků, nalezneme ho na vlhkých pcháčových loukách i na střídavě bezkolencových loukách.

Je rozšířen po celém severu Euroasie. Na území České republiky se vyskytuje poměrně hojně v pásu od nížin po hory.

Krvavec toten je živnou rostlinou housenek motýla modráška bahenního (*Maculinea nausithous*; Skalický V., 1995).



Obr. 12 *Sanguisorba officinalis*,
Foto: Dana Michalcová, Zdroj:
www.pladias.cz



Obr. 13 *S. officinalis* – lichozpe-
řený list, Foto: Pavel Veselý,
Zdroj: www.pladias.cz



Obr.14 *S. officinalis* – květ (ka-
lich), Foto: Barbora Obstová,
Zdroj: www.pladias.cz

4. METODIKA

4.1. Studovaná oblast

Výzkum byl proveden v Chráněné krajinné oblasti Bílé Karpaty. Pro studium byly vybrány tři lokality (Čertoryje, Suchov a Miládka), kde se nachází původní a obnovené louky blízko u sebe. Studovaných luk je tedy celkem šest, tři původní a tři obnovené (Tab. I.-1).

Pro uskutečnění experimentu byly vybrány louky s podobným datem založení a s podobnými vlastnostmi. Původní a obnovené louky se nacházely poměrně blízko sebe. Obnovená louka Miládka byla zatravněna roku 2000, louky Vojšice a Suchov byly zatravněny v roce 2001. Seč je zde prováděna jednou ročně v termínu od půlky června do půlky července. Nadmořská výška studovaných lokalit se pohybuje mezi 370-500 m. n. m., průměrná teplota vzduchu plochy byla 7-9 °C, roční srážky byly od 500-800 mm (Jongepierová, 2008).

4.2. Sběr a analýza dat

Na všech studovaných loukách bylo vyseto 10 druhů lučních rostlin (*Centaurea scabiosa*, *Dorycnium herbaceum*, *Lathyrus latifolius*, *Primula veris*, *Tanacetum corymbosum*, *Betonica officinalis*, *Dianthus carthusianorum*, *Helianthemum grandiflorum*, *Leontodon hispidus*, *Sanguisorba officinalis*) do narušeného a nenarušeného prostoru. Vyseto bylo vždy 200 semen, do plochy o velikosti 20 × 20 cm (pouze u *L. latifolius* bylo vyseto pouze 100 semen, protože jeho semena jsou řádově větší než u ostatních druhů).

Každá plocha je diagonálně označena kovovým víčkem a v druhém rohu nalezneme hřebík, což umožňuje snadnou lokalizaci detektorem kovu a nepřekáží seči louky. Na každé louce je experiment ve čtyřech opakováních. Narušení porostu bylo provedeno otočením půdy do hloubky 10 cm. Semena rostlin byla ručně sbírána v rámci regionu. Pokus byl založen 29.10.-15.11. 2020. Uspořádání pokusu je zobrazeno v příloze Obr. II.-1.

Abych určila, které období roku je pro semenáčky nejnáročnější, tři metry před horním okrajem experimentu jsou umístěny tři datalogery (Tomst TMS 4) – jeden v narušené plošce druhý v nenarušeném porostu a třetí 40 cm pod zemí (mezi dvěma předchozími). Tyto datalogery zaznamenávaly teplotu při povrchu půdy, relativní půdní vlhkost v hloubce 0-10 cm, a v hloubce 40-50 cm. Měření půdní vlhkosti je založeno na měření elektrické vodivosti okolní půdy a

přepočítáno na relativní hodnoty 100 (vzduch) – 3500 (destilovaná voda). Dataloggerly zaznamenávaly hodnoty každých 15 minut od začátku pokusu do června 2022 (Wild *et al.*, 2019).

Sběr dat proběhl v termínech od 7. do 8. dubna, od 3. do 5. května, od 1. do 3. června, od 6. do 9. července a od 5. do 7. října roku 2021. U každé plochy byl ve výše uvedených měsících zaznamenán počet přítomných semenáčků jednotlivých lučních druhů a byly odečteny data z TMS Dataloggerů.

Abych popsala vegetaci, ve které byl pokus založen, byl v době od 6. do 9. července ve vzdálenosti 3 m od pokusných ploch zapsán fytoecologický snímek o ploše 1 m².

Počet semenáčků jsem analyzovala faktoriální analýzou variance (ANOVA), kde typ louky, narušení porostu, druh semenáčku, a čas odečítání byly faktory s pevným efektem a lokalita faktor s náhodným efektem. Počty semenáčků byly logaritmicky transformovány ($\log x + 1$). Analýzu jsem provedla v programu R (verze 4.0.3; R Core Team 2020). Jednotlivá měření dataloggerů pro narušené a nenarušené, původní a obnovené jsem zprůměrovala pro každý čas měření a vynesla do grafu. Ve fytoecologických snímcích jsem vyhodnotila průměrnou druhovou bohatost původních a obnovených luk.

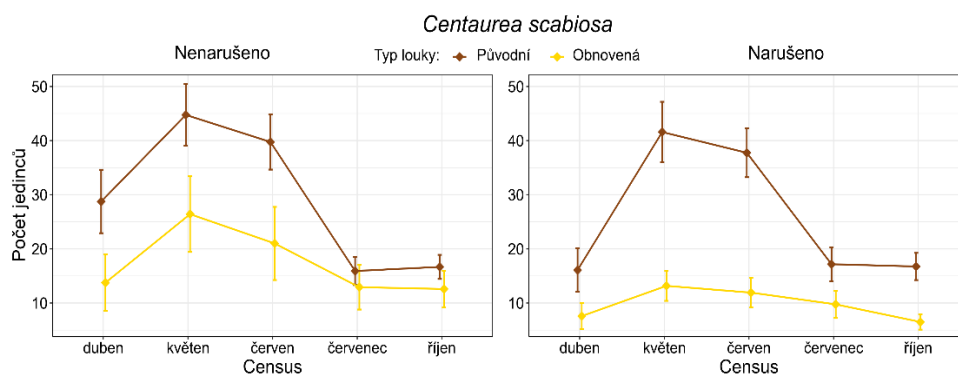
5. VÝSLEDKY

Všechny vyšeté druhy vyklíčily alespoň v nějaké míře na obou typech luk (Obr. 16-25). Počet semenáčků byl průkazně ovlivněn typem louky, narušením, datem pozorování a lišil se i mezi druhy, jak ukázala ANOVA (Tabulka 1). Průkazná interakce druhu a typu louky indikuje, že některé druhy měly větší počet jedinců na původní louce, zatímco jiné na obnovené. Část druhů měla vyšší počty jedinců v nenarušeném porostu, zatímco většina ostatních byla početnější v narušeném porostu, jak ukázala průkazná interakce druhu a narušení. Druhy se lišily v průběhu početnosti během pozorování (průkazná interakce druhu a data pozorování). Četnost jedinců rostlin v průběhu sezóny se lišila i mezi původní a obnovenou loukou, což indikovala průkazná interakce typu louky a data pozorování (Tabulka 1). Většina druhů měla největší počet jedinců v květnu či v červnu, po seči luk byly v červnu a říjnu počty jedinců povětšinou výrazně nižší (Obr. 16-25).

Tabulka 1 Výsledky ANOVA hodnotící počty semenáčků deseti druhů
 Výsledky ANOVA hodnotící počty semenáčků deseti druhů v narušeném a
 nenarušeném porostu původních a obnovených luk. Odečet semenáčků
 probíhal v pěti termínech od dubna do října. Uvedeny jsou počty stupňů
 volnosti (Df), F statistika a P proměnných. Dvojtečka značí interakci.

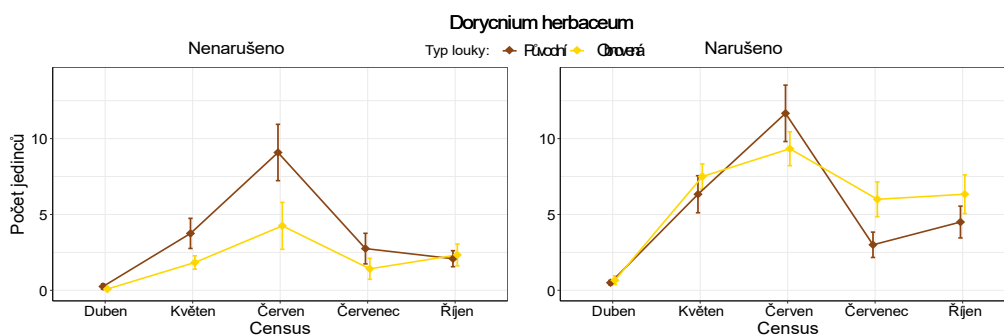
	Df	F	P
Typ louky	1	9,76	0,002
Narušení	1	213,14	0,000
Druh	9	177,57	0,000
Datum pozorování	4	183,90	0,000
Typ louky:Narušení	1	2,41	0,121
Typ louky:Druhy	9	12,51	0,000
Narušení:Druhy	9	14,77	0,000
Typ louky:Datum pozorování	4	5,65	0,000
Narušení:Datum pozorování	4	1,10	0,356
Druhy:Datum pozorování	36	10,99	0,000
Typ louky:Narušení:Druh	9	0,81	0,606
Typ louky:Narušení: Datum pozorování	4	0,44	0,776
Typ louky:Druhy:Datum pozorování	36	0,94	0,574
Narušení:Druh:Datum pozorování	36	1,27	0,134
Typ louky:Narušení:Druh:Datum pozo- rování	36	0,49	0,995
Reziduály	2209		

Celkově byla odpověď druhů na zkoumané experimentální zásahy velmi
 druhově specifická. *C. scabiosa* měla více jedinců na původních loukách a byl
 to jeden z druhů s více jedinci v nenarušených plochách. Po pokosení (v červenci
 a říjnu) se rozdíl mezi narušenými a nenarušenými plochami setřel. Nejmenšího
 počtu jedinců ale dosahovala na obnovené louce v nenarušených plochách (Obr.
 16).



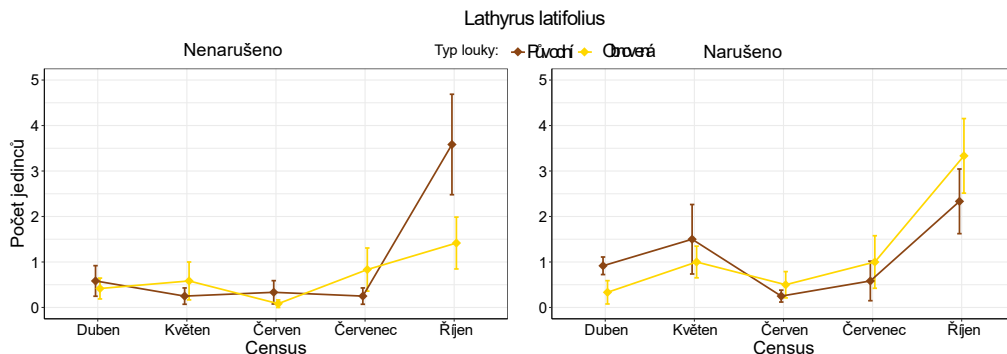
Obr. 16: Počet jedinců *C. scabiosa* v jednotlivých experimentálních zásazích a měsících experimentu. Body znázorňují průměry, chybové úsečky značí střední chybu odhadu průměru.

Dorycnium herbaceum měl podobné počty jedinců na obou typech luk. Vyšší počty jedinců jsem pozorovala v narušených plochách. Zpočátku vegetační sezóny klíčil poměrně málo, v červnu jeho počet dosáhl maxima na původních loukách v narušeném prostoru. Po seči jeho početnost poklesla (Obr. 17).



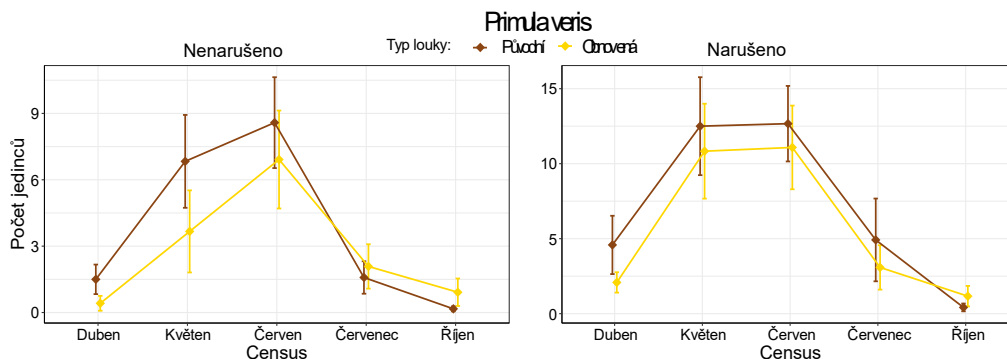
Obr. 17: Počet jedinců *D. herbaceum* v jednotlivých experimentálních zásazích a měsících experimentu. Body znázorňují průměry, chybové úsečky značí střední chybu odhadu průměru.

U hrachoru široolistého, *Lathyrus latifolius*, byly počty semenáčků velmi nízké. V posledním sčítání v říjnu roku 2021 se počty zvýšily, lze tak očekávat, že další jedinci budou klíčit dodatečně (Obr. 18).



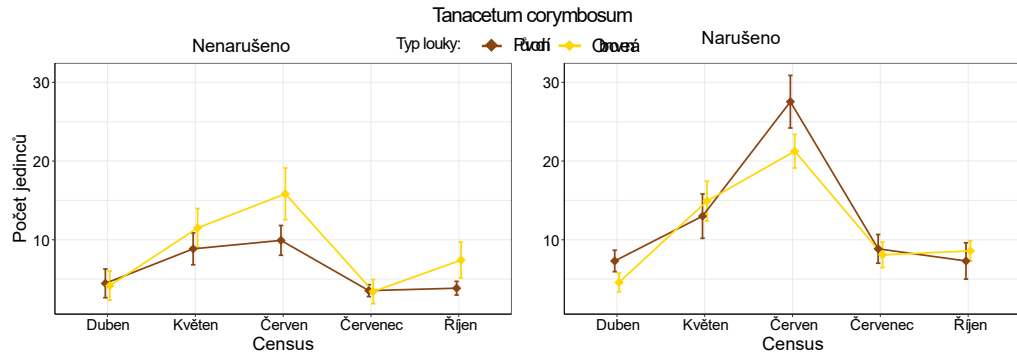
Obr. 18: Počet jedinců *L. latifolius* v jednotlivých experimentálních zásazích a měsících experimentu. Body znázorňují průměry, chybové úsečky značí střední chybu odhadu průměru.

Primula veris dosahovala podobných početností jak na loukách původních, tak i na obnovených. Vyšších početností dosahovala v narušených plochách. Maximální počet jedinců jsem pozorovala na vrcholu vegetační sezóny v červnu, po pokosení její počet poklesl (Obr. 19).



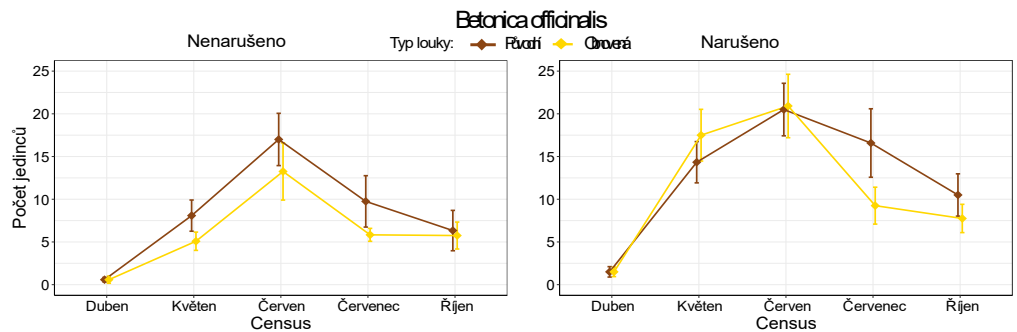
Obr. 19: Počet jedinců *P. veris* v jednotlivých experimentálních zásazích a měsících experimentu. Body znázorňují průměry, chybové úsečky značí střední chybu odhadu průměru.

Tanacetum corymbosum se lépe uchycoval v narušených plochách. Největší početnost měl na vrcholu sezóny v červnu. Zatímco v nenarušených plochách se lépe uchycoval na obnovených loukách, v narušených plochách dosáhl maximálního počtu na původních loukách (Obr. 20).



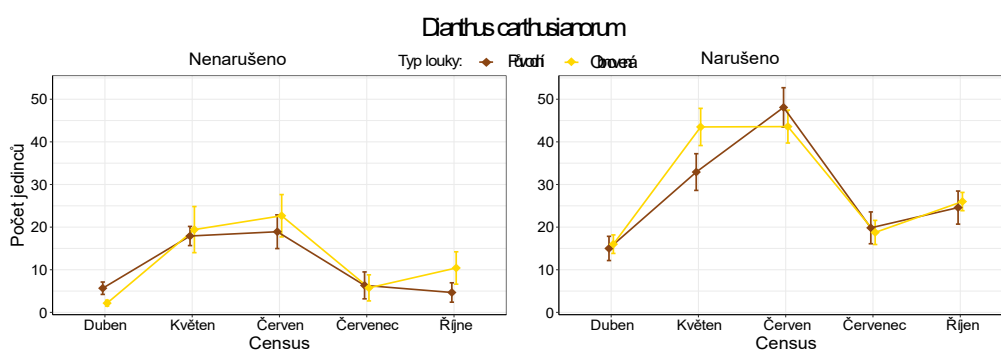
Obr. 20: Počet jedinců *T. corymbosum* v jednotlivých experimentálních zásazích a měsících experimentu. Body znázorňují průměry, chybové úsečky značí střední chybu odhadu průměru.

Betonica officinalis měla vyšší počet jedinců v narušených plochách. Rozdíly mezi typy luk byly malé. I počty tohoto druhu po pokosení poklesly (Obr. 21).



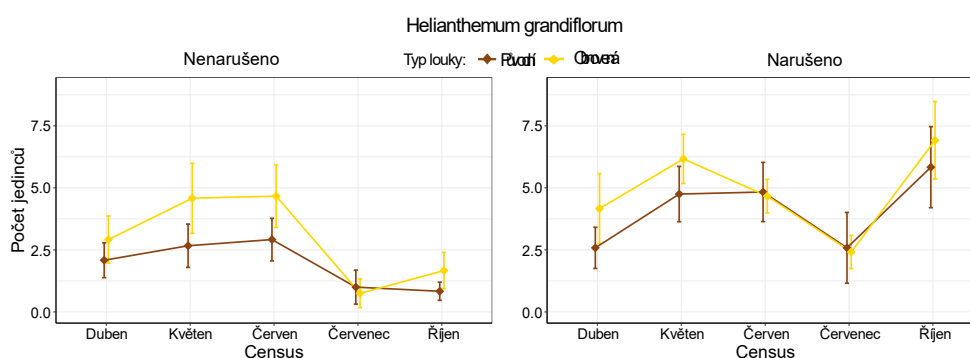
Obr. 21: Počet jedinců *B. officinalis* v jednotlivých experimentálních zásazích a měsících experimentu. Body znázorňují průměry, chybové úsečky značí střední chybu odhadu průměru.

Podobně i u hvozdíku kartouzku, *Dianthus carthusianorum* se semenáčkům více dařilo v narušené ploše, nepozorovala jsem výraznější rozdíl mezi typy luk a jeho početnost poklesla po pokosení (Obr. 22).



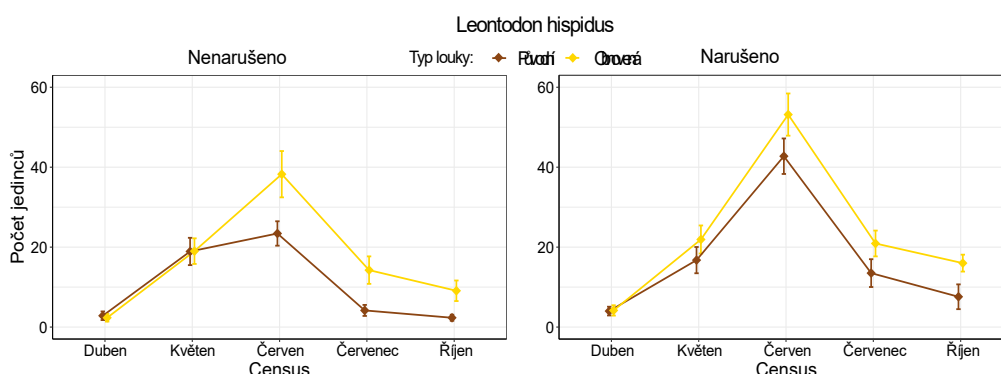
Obr. 22: Počet jedinců *D. carthusianorum* v jednotlivých experimentálních zásazích a měsících experimentu. Body znázorňují průměry, chybové úsečky značí střední chybu odhadu průměru.

Helianthemum grandiflorum klíčilo poměrně málo a po většinu roku jsem nepozorovala žádný výrazný rozdíl mezi experimentálními zásahy. Na konci vegetační sezóny ale počty semenáčků v nenarušených plochách poklesly, zatímco v narušených stouply (Obr. 23).



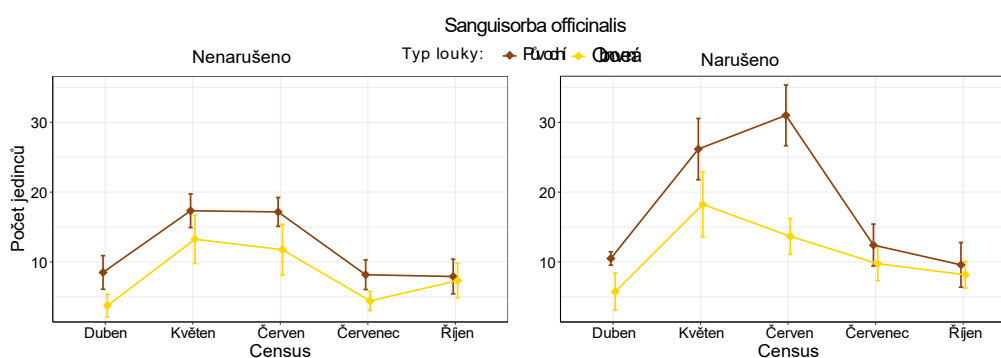
Obr. 23: Počet jedinců *H. grandiflorum* v jednotlivých experimentálních zásazích a měsících experimentu. Body znázorňují průměry, chybové úsečky značí střední chybu odhadu průměru.

Leontodon hispidus dosahovala vyššího počtu jedinců na obnovené louce a uchycovala lépe v narušeném porostu. I tento druh dosahoval maximálního počtu jedinců v červnu a po pokosení jeho počet poklesl (Obr. 24).



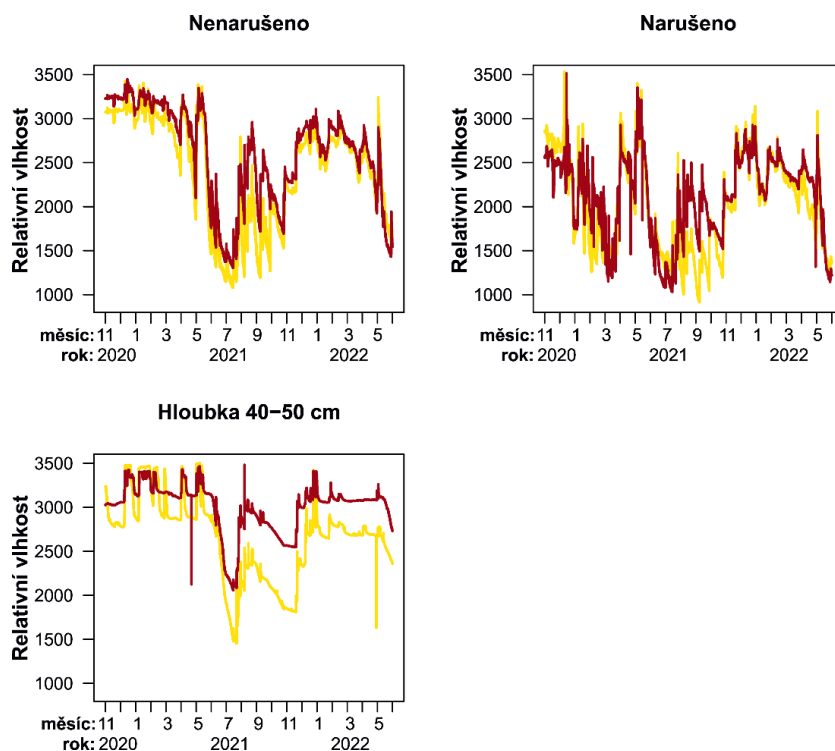
Obr. 24: Počet jedinců *L. hispidus* v jednotlivých experimentálních zásazích a měsících experimentu. Body znázorňují průměry, chybové úsečky značí střední chybu odhadu průměru.

Sanguisorba officinalis se uchycoval lépe v narušených plochách, což bylo patrné zejména na původních loukách, kde měl nejvyšší počtu jedinců. V nenarušeném porostu se uchycoval podobně na obou typech luk (Obr. 25).

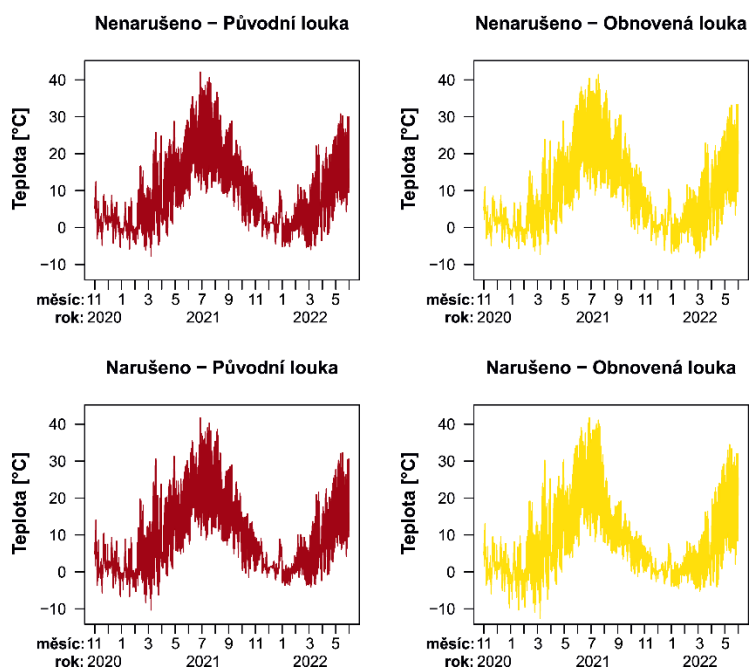


Obr. 25: Počet jedinců *S. officinalis* v jednotlivých experimentálních zásazích a měsících experimentu. Body znázorňují průměry, chybové úsečky značí střední chybu odhadu průměru.

Datalogery ukázaly, že relativní půdní vlhkost byla vyšší v půdách původních luk, a to jak v horních 10 cm, tak 40-50 cm pod povrchem. Nejnižších hodnot dosahovala relativní vlhkost v období od června do září 2021. Narušení povrchu půdy vedlo k rozkolísání relativní vlhkosti a z dlouhodobější perspektivy k menší relativní vlhkosti (Obr. 26). V teplotách povrchu nebyl mezi experimentálními zásahy větší rozdíl (Obr. 27).



Obr. 26: Relativní vlhkost půdy měřená TMS datalogery přepočtená na hodnoty 100 (vzduch) – 3500 (destilovaná voda). Vyneseny jsou průměrné hodnoty na původních a obnověných loukách v narušených a nenarušených plochách (vlhkost půdy měřena v hloubce 0-10 cm) a v hloubce půdy 40-50 cm. Hnědě jsou vyneseny původní louky, žlutě louky obnověné.



Obr. 27: Teplota při povrchu půdy měřená TMS datalogery. Vyneseny jsou průměrné hodnoty na původních a obnověných loukách v narušených a nenarušených plochách.

Z fytoocenologických snímků můžeme vidět, že na obnovených loukách bylo dle očekávání méně cévnatých rostlin s porovnáním původních luk. Průměrný počet rostlinných druhů je 19 na obnovených loukách. Na původních plochách máme v průměru 34 druhů, nejméně druhů je na lokalitě Čertoryje a Bůrová, obnovené louky, s výsledným počtem 14 druhů, nejvíce druhů je na lokalitě Miládka a Bůrová, původní louky, s počtem 41 druhů. (Tab. I.-2, Tab. I.-3).

6. DISKUSE

Všem druhům se podařilo v prvním roce pokusu úspěšně vyklíčit a jednotlivým zástupcům každého druhu se podařilo přežít jak na původní, tak i na obnovené louce. Všechny semenáčky doprovázela obrovská mortalita, zvláště po červnové seči, kdy už semenáčky nestínila vzrostlá vegetace. V tomto období jsem navíc pozorovala nejvyšší míru vyschnutí půdního profilu. Semenáčky jsou nejcitlivější fáze života rostliny, vysoké teploty a zřejmě hlavně nedostatek vláhy, které panují na otevřeném prostoru mohou poškodit jejich vývoj (Mašková, 2019). V raném vývoji je semenáček závislý na živinách, které dokáže vstřebat ze semene, nedostatek živin proto může být pro semenáčky fatální (Klepper, 1989). Půda na obnovených loukách vykazovala vyšší relativní vlhkost a byla i bohatší na živiny, (především o fosfor a draslík), byla ovšem chudá na dusík, který je tu pro rostliny limitním prvkem (Klein-Raufhake *et al.*, 2022). Nicméně i přes tyto rozdíly v půdních parametrech jsem zásadní rozdíl v klíčení a přežívání semenáčků na obou typech luk nepozorovala.

U většiny druhů převážily jiné faktory. Vliv půdy na semenáčky vysetých druhů, proto zřejmě není rozhodující, a šíření druhů je limitováno nedostatečným šířením semen. Otázkou ale zůstává, jestli jsou lokální populace dostatečné množství semen vyprodukovat (Johannedisová *et al.*, 2015).

Přirozený přísun semen do obnovených lokalit je podstatně nižší než do původních luk. Většina semen se samovolně rozšíří pouze do deseti metrů od mateřské rostliny (Coulson *et al.*, 2001). Malé množství semen se ale šíří i na velmi velké vzdálenosti. Jejich dopad je náhodný a nebývá tak časté, že dopadnou do vhodného mikrostanoviště. Zatímco jsou na původních loukách testované druhy relativně hojně zastoupeny a většina jejich semen dopadne zde (Coulson *et al.*, 2001), na obnovených loukách se semena musí šířit z velké vzdálenosti. Výsev 200 semen na plochu 20 cm × 20 cm ale představuje vysokou

hustotu semen, kterou můžeme na velkou vzdálenost jen těžko předpokládat (Johannedisová *et al.*, 2015). Čím větší je zdroj semen a čím rozsáhlejší je receptorová lokalita, tím je tato pravděpodobnost větší (Kirmer *et al.*, 2008; Prach *et al.*, 2015). Menší hustota výsevu, odpovídající přirozenému šíření semen (jehož intenzita je ale ve studované oblasti neznámá), by tak mohla změnit výsledky pokusu. Důležitou roli v obnovení populací, tak hraje zastoupení cílových druhů v okolí, kde se populace udržují pozitivní zpětnou vazbou vyšší produkce semen (Hutchings & Booth, 1996; Buisson *et al.*, 2006; Oster *et al.*, 2009a, b; Matsamura & Takeda, 2010).

Experiment nicméně zahrnoval deset druhů lučních rostlin. U těchto druhů jsem pozorovala různé strategie kolonizace prostředí. *C. scabiosa* měla větší počet jedinců na původní louce, podobně jako *S. officinalis*. *C. scabiosa* preferovala nenarušený prostor pro klíčení, u většiny druhů to bylo naopak. Větší úspěch při uchycení obvykle mají mikrostanoviště, kde došlo k porušení půdy (Švamberská *et al.*, 2017). Vytvoření mikrostanovišť je ve volné přírodě zajištěno zvířaty, jako například krtek nebo divokým prasetem anebo jsou vytvořeny uměle. Tyto mezery v porostu snižují konkurenci, což je velmi důležité pro semenáčky v rané fázi vývoje (Silvertown & Smith, 1988; Grime 2001; Hölzel 2005), narušení porostu poskytne více světla a živin (Morgan, 1997). Kompetice mezi jednotlivými druhy je velká. Typickými konkurenty na obnovených loukách jsou trávy, které stíní světlo milným druhům v růstu (Lepš, 1999). V narušeném prostoru obnovených luk se například dobře uchycovali *L. hispidus* a *D. carthusianorum*. Jak ale ukazuje příklad *C. scabiosa*, i nenarušený prostor může pro mnohé druhy být velkou výhodou. Studie Ryser (1993) si povšimla, že některé druhy potřebují pro své přežití zastínění okolní vegetací. Na otevřeném prostoru by semenáčky nepřežily a potřebují tak facilitaci od ostatních druhů (Ryser, 1993). Navíc v narušeném porostu jsou semenáčky nápadnější a jejich mladé, živinami bohaté tkáně mohou snáz přilákat herbivory, kteří i byli na studovaných lokalitách pozorováni. Menší počet rostlin v narušeném porostu tak mohl být způsoben větším herbivorním tlakem (Klein-Raufhake *et al.*, 2022).

V poměrně malém počtu klíčil *H. grandiflorum* a stejně tak *L. latifolius*. Semena *H. grandiflorum*, která jsou velmi malá, se pravděpodobně dostala do půdní semenné banky (Thompson, 1997). *H. grandiflorum* se dříve vyséval při

obnově luk, ovšem jeho klíčení je velmi omezené a pomalé, proto se jeho výsev ukončil (Jongepierová, 2008). Mé výsledky ukazují, že při tvorbě vhodných mikrostanovišť je jeho uchycení možné. U *L. latifolius* byly velká semena tohoto druhu pozorována na povrchu půdy po celou dobu experimentu. Zvýšená klíčivost na konci sledovaného období ukazuje, že tento druh potřebuje delší období k vyklíčení.

7. ZÁVĚR

Po provedeném experimentu můžeme potvrdit, že obohacení o semenáčky lučních druhů na obnovené louky je možné, ovšem setkáváme se s obrovskou mortalitou semenáčků. Z celkem 10 vyšetých druhů se podařilo vyklíčit všem. Druh *C. scabiosa* prospíval lépe v nenarušeném prostoru, zatímco semenáčky ostatních vyšetých druhů prospívaly spíše v narušeném prostoru, kde není příliš velká mezidruhovú kompetice. V průběhu vegetační sezóny byl počet semenáčků jednotlivých druhů velmi variabilní. Většině se podařilo vyklíčit v průběhu jara, např. *C. scabiosa*, která ze začátku klíčila velmi intenzivně, ovšem některé druhy začaly klíčit později, zejména *L. latifolius* a *H. grandiflorum*. Největší mortalita u semenáčků nastala během měsíců červenec a srpen, kdy bylo největší sucho.

Výzkum nám přinesl poznatky, které bychom mohli uplatnit v praxi. Z výsledků vidíme že na porušené půdě se semena uchycují snáze než na nenarušeném prostoru, tím bychom mohli pomoci při obnově luk a navrhnout řešení pomocí zemědělských strojů, branami či jiným kultivačním strojem. Než ale přistoupíme k velkoplošnému výsevu, je vhodné provést další experiment, kde by se tento přístup otestoval v lokálních podmínkách.

8. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- Albert Á.-J., Mudrák O, Jongepierová I, Fajmon K, Frei I, Ševčíková M, Klimešová J, Doležal J (2019) Grassland restoration on ex-arable land by transfer of brushharvested propagules and green hay. *Agric. Ecosyst. Environ.* 272, 74–82.
- Amelung W, Blume H-P, Fleige H, Horn R, Kandeler E, Kögel-Knabner I, Kretzschmar R, Stahr K, Wilke B-M (2019) Scheffer/Schachtschabel Lehr-buch der Bodenkunde. 17th edition. Berlin, Germany: Springer Spektrum
- Bissels S, Donath TW, Holzel N, Otte A (2006) Effects of different mowing regimes on seedling recruitment in alluvial grasslands. *Basic Appl. Ecol.* 7, 433–442.
- Bizzari LE, Collins CD, Brudvig LA, Damschen EI (2015) Historical agriculture and contemporary fire frequency alter soil properties in longleaf pine woodlands. *Forest Ecol. Manag.* 349, 45–54.
- Braakhekke WG, Hooftman DAP (1999) The resource balance hypothesis of plant species diversity in grassland. *J. Veg. Sci.* 10, 187–200.
- Bucharova A, Bossdorf O, Hölzel N, Kollmann J, Prasse R, Durtka W (2018) Mix and match: regional admixture provenancing strikes a balance among different seed-sourcing strategies for ecological restoration. *Conserv. Genet.* 20, 7–17.
- Buisson E, Dutoit T, Torre F, Römermann C, Poschlod P (2006) The implications of seed rain and seed bank patterns for plant succession at the edges of abandoned fields in Mediterranean landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 115, 6–14.
- Bullock JM, (1998) Community translocation in Britain: setting objectives and measuring consequences. *Biol. Conserv.* 84, 199–214.
- Conrad MK, Tischew S (2011) Grassland restoration in practice: do we achieve the targets? A case study from Saxony-Anhalt/Germany. *Ecol. Eng.* 37, 1149–1157.
- Coulson SJ, Bullock JM, Stevenson MJ, Pywell RF (2001) Colonization of grassland by sown species: dispersal versus microsite limitation in responses to management. *J. Appl. Ecol.* 38, 204–216.

- Crawley MJ, Johnston AE, Silvertown J, Dodd M, de Mazancourt C, Heard MS, Henman DF, Edwards GR (2005) Determinants of species richness in the Park Grass Experiment. *Am. Nat.* 165, 179–192.
- Franzluebbers AJ (2002) Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. *Soil Tillage Res.* 66, 197–205.
- Fagan KC, Pywell RF, Bullock JM, Marrs RH (2008) Do restored calcareous grasslands on former arable fields resemble ancient targets? The effect of time, methods and environment on outcomes. *J. Appl. Ecol* 45, 1293–1303.
- Grime JP, Thompson K (1979) Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *J. Ecol.* 67, 893–921.
- Grime JP (2001) *Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties*. 2nd edition. Wiley, Chichester, United Kingdom
- Grubb PJ (1977) The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of regeneration niche. *Biological Reviews* 52, 107–145
- Hájková P, Roleček J, Hájek M, Horsák M, Fajmon K, Polák M, Jamrichová E (2011) Prehistoric origin of the extremely species-rich semi-dry grasslands in the Bílé Karpaty Mts (Czech Republic and Slovakia). *Preslia* 83, 185–204.
- Hamre LN, Halvorsen R, Edvardsen A, Rydgren K (2010) Plant species richness, composition and habitat specificity in a Norwegian agricultural landscape. *Agric. Ecosyst. Environ.* 138, 189–196.
- Hautier Y, Niklaus PA, Hector A (2009) Competition for light causes plant biodiversity loss after eutrophication. *Science* 324, 636–638.
- Hejcman M, Češková M, Schellberg J, Pätzold S (2010) The Rengen Grassland Experiment: effect of soil chemical properties on biomass production, plant species composition and species richness. *Folia Geobot.* 45, 125–142.
- Helm J, Dutoit T, Saatkamp A, Bucher SF, Leiterer M, Römermann C (2019) Recovery of Mediterranean steppe vegetation after cultivation: legacy effects on plant composition, soil properties and functional traits. *Appl. Veg. Sci.* 22, 71–84.
- Höfner J, Klein-Raufhake T, Lampei C, Mudrak O, Bucharova A, Durka W (2021) Populations restored using regional seed are genetically diverse and similar to natural populations in the region. *J. Appl. Ecol.* 1–11.

- Hölzel N, Otte A (2003) Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. *Applied Vegetation Science* 6, 131–140.
- Hölzel N (2005) Seedling recruitment in flood-meadow species: the effects of gaps, litter and vegetation matrix. *Appl. Veg. Sci.* 8, 115–124.
- Hrouda L, Hejný S, Slavík B, Skalický V, (eds) (1990), *Květena České republiky* 2, Academia Praha, p. 434–438.
- Huston MA (1994) *Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hutchings MJ, Booth KD (1996) Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. I. The potential roles of the seed bank and the seed rain. *J. Appl. Ecol.* 33, 1171–1181.
- Hutchings MJ, Booth KD (1996) Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. I. The potential roles of the seed bank and the seed rain. *Journal of Applied Ecology* 33, 1171–1181
- Mediterranean landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 115, 6–11
- Chrtková A, Bělohávková R, Slavík B, Smejkal M, Dvoříková M, Grulich V, (eds) (1995) *Květen České republiky* 4, Academia Praha, p. 416–437
- Chrtek J. jun., Slavík B, Štěpánková J (eds) (2000) *Květena České republiky* 6, Academia Praha, p. 626–628
- Chytrý M, Danihelka J, Ermakov N, Hájek M, Hájková P, Kočí M, Kubešová S, Lustyk P, Otýpková Z, Popov D, Roleček J, Řezníčková M, Šmarda P, Valachovič M (2007) Plant species richness in continental southern Siberia: effects of pH and climate in the context of the species pool hypothesis. *Global Ecol. Biogeogr.* 16, 668–678.
- Chytrý M. et kol., (2007) *Vegetace České republiky: 1 Travinná a keříková vegetace*. Academia Praha, 165–278
- Chytrý M, Kucera T, Kočí M, Grulich V, Lustyk P, (Eds.) (2010) *Katalog biotopů České republiky (Habitat catalogue of the Czech Republic)*. 2nd ed. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Prague
- Chytrý M, Dražil T, Hájek M, Kalníková V, Preislerová Z, Šibík J, et al. (2015) The most species-rich plant communities in the Czech Republic and Slovakia (with new world records). *Preslia* 87, 217–278.

- Jakobsson A, Eriksson O (2000) A comparative study of seed number, seed size, seedling size and recruitment in grassland plants. *Oikos* 88, 494–502.
- Jaunatre R, Buisson E, Dutoit T (2014) Can ecological engineering restore Mediterranean rangeland after intensive cultivation? A large-scale experiment in southern France. *Ecological Engineering* 64, 202–212.
- Johanidesová E, Fajmon K, Jongepierová I, Prach K (2015) Spontaneous colonization of restored dry grasslands by target species: restoration proceeds beyond sowing regional seed mixtures. *Grass and Forage Science* 70, 631–638.
- Jongepierová I, Mitchley J, Tzanopoulos J (2007) A field experiment to recreate species rich hay meadows using regional seed mixtures. *Biological Conservation* 139, 297–305.
- Jongepierová I. (Ed.) (2008) Louky Bílých Karpat. Grasslands of the White Carpathian Mountains. ČSOP Bílé Karpaty, str. 42-43
- Jongepier JW, Jongepierová I (2009) The White Carpathian wild flower grassland Czech Republic. *Grassland in Europe of High Nature Value*, KNNV Publishing Zeist, pp. 186–195.
- Kirmer A, Tischew S, Ozinga WA, von Lampe M, Baasch A, von Groenendael JM (2008) Importance of regional species pools and functional traits in colonization processes: predicting re-colonization after large-scale destruction of ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 45, 1523–1530
- Klaus VH, Hoever CJ, Fischer M, Hamer U, Kleinebecker T, Mertens D, Schäfer D, Prati D, Hölzel N (2018) Contribution of the soil seed bank to the restoration of temperate grasslands by mechanical sward disturbance. *Restoration Ecology* 26, S114–S122
- Klein-Raufhake T, Höfner J, Hölzel N, Knorr KH, Lampei C, Mudrák O, et al. (2022) Nitrogen limitation reduces the performance of target plant species in restored meadows. *Restoration Ecology*, e13608.
- Klepper B, (1989) The effects of low temperature on seedling growth of maize genotypes, *Field Crops Research*.
- Klimeš L, Dančák M, Hájek M, Jongepierová I, Kučera T (2001) Scale-dependent biases in species counts in a grassland. *Journal of Vegetation Science* 12, 699–704.

- Klimeš L, (1997) Druhové bohatství luk v Bílých Karpatech – Sborník Přírodovědného klubu v Uh. Hradišti 2, 31–42
- Kovanda M, Hejný S, Slavík B, Hrouda L, Skalický V, (eds) (1990) Květena České republiky 2, Academia Praha, p. 200–213
- Kovanda M, Hejný S, Slavík B, Kirschner J, Křísa B (eds) (1992) Květena České republiky 3, Academia Praha, p. 246–252
- Kubát K, Kaplan Z, Slavík B, Štěpánková J, Štěpánek J, (eds) (2004) Kětena České republiky 7, Academia Praha, p. 714–719
- Kuča P, a kol (1992) Bílé Karpaty. Chráněná krajinná oblast. Bratislava: Ekológia 380, str. 16
- Lepš J (1999) Nutrient status, disturbance and competition: an experimental test of relationships in a wet meadow. *Journal of Vegetation Science* 10, 219–230
- Liancourt P, Viard-Crétat F, Michalet R (2009) Contrasting community responses to fertilization and the role of the competitive ability of dominant species. *Journal of Vegetation Science* 20, 138–147
- Mašková T (2019) Decisions in seed reproduction in plants. Disertační práce, Univerzita Karlova, Praha.
- Matsamura T, Takeda Y (2010) Relationship between species richness and spatial and temporal distance from seed sources in semi-natural grasslands. *Appl. Veg. Sci.* 13, 336–345
- Matus G, Tóthmérész B, Papp M (2003) Restoration prospects of abandoned species-rich sandy grassland in Hungary. *Applied Vegetation Science* 6, 169–178.
- Matus G, Papp M, Tóthmérész B (2005) Impact of management on vegetation dynamics and seed bank formation of inland dune grassland in Hungary. *Flora* 200, 296–306.
- McDonald AW, Bakker JP, Vegelin K (1996) Seed bank classification and its importance for the restoration of species-rich flood-meadows. *J. Veg. Sci.* 7, 157–164
- McLauchlan K (2007) The Nature and Longevity of Agricultural Impacts on Soil Carbon and Nutrients: A Review. *Ecosystems* 9(8), 1364–1382
- Meissen JC, Galatowitsch SM, Cornett MW (2015) Risks of overharvesting seed from native tallgrass prairies. *Restoration Ecology* 23(6), 882– 89

- Merritt DJ, Dixon KW (2011) Restoration seed banks – A matter of scale. *Science* 332(6028), 424–425.
- Merunkova K, Preislova Z, Chytry M (2012) White Carpathian grasslands: can local ecological factors explain their extraordinary species richness? *Preslia* 84, 311–325
- Moldan B, a kol. (1990) *Životní prostředí České republiky: Vývoj a stav do konce roku 1989*, Academia, Praha
- Morgan JW (1997) The effect of gap size on establishment, growth and flowering of the endangered *Rutidosia leptorrhynchoidea* (Asteraceae). *J Appl Ecol* 34, 566–576
- Matsamura T, Takeda Y (2010) Relationship between species richness and spatial and temporal distance from seed sources in semi-natural grasslands. *Applied Vegetation Science* 13, 336–345
- Mudrak O, Fajmon K, Jongepierova I, Doležal J (2017) Restoring species-rich meadow by means of turf transplantation: long-term colonization of ex-arable land. *Applied Vegetation Science* 20, 62–73
- Mudrak O, Fajmon K, Jongepierova I, Prach K (2018) Mass effects, clonality, and phenology but not seed traits predict species success in colonizing restored grasslands. *Restoration Ecology* 26, 489–496
- Mudrak O, Hrabovsky A, Dvorsky M, Liancourt P, Albert AJ, Doležal J, Čierníková M, Hölzel N (2022) Grassland restoration on former arable land: Fine-scale grass accumulation and damaged soil conditions limit species establishment. *Applied Vegetation Science* 25, e12665
- Öster M, Ask K, Cousins SAO, Eriksson O (2009 a) Dispersal and establishment limitation reduces the potential for successful restoration of semi-natural grassland communities on former arable fields. *Journal of Applied Ecology* 46, 1266–1274
- Öster M, Ask K, Römermann C, Tackenberg O, Eriksson O (2009 b) Plant colonization of ex-arable fields from adjacent species-rich grasslands: the importance of dispersal vs. recruitment ability. *Agric. Ecosyst. Environ.* 130, 93–99
- Ozinga WA, Bekker RM, Schaminée JHJ, van Groenendael JM (2004) Dispersal potential in plant communities depends on environmental conditions. *Journal of Ecology* 92, 767–777.

- Postma-Blaauw MB, de Goede RGM, Bloem J, Faber JH, Brussaard L (2010) Soil biota community structure and abundance under agricultural intensification and extensification. *Ecology* 91, 460–473
- Prach K, Pyšek P (2001) Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: experience from Central Europe. *Ecological Engineering* 17, 55–62.43
- Prach K, Jongepierová I, Řehouňková K, Fajmon K (2013) Restoration of grasslands on ex-arable land using regional and commercial seed mixtures and spontaneous succession: Successional trajectories and changes in species richness. *Agric. Ecosyst. Environ.* 182, 131–136
- Prach K, Řehouňkový K, Lencová K, Jírová A, Konvalinková P, Mudrák O, Študent V, Vaněček Z, Tichý L, Petřík P, Šmilauer P, Pyšek P (2014) Vegetation succession in restoration of disturbed sites in Central Europe: the direction of succession and species richness across 19 seres. *Applied Vegetation Science* 17, 193–200
- Prach K, Jongepierová I, Řehouňková K, Fajmon K (2014) Restoration of grasslands on ex-arable land using regional and commercial seed mixtures and spontaneous succession: successional trajectories and changes in species richness. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 182, 131–136
- Prach K, Fajmon K, Jongepierová I, Řehouňková K (2015) Landscape context in colonization of restored dry grassland by target species. *Applied Vegetation Science* 18, 181–189
- Pärtel M (2002) Local plant diversity patterns and evolutionary history at the regional scale. *Ecology* 83, 2361–2366.
- Richardson PW (1969) Speciation in the tropical rain forest and the concept of the niche. *Biological Journal of the Linnean Society* 1, 149–153.
- Ruprecht E (2006) Successfully recovered grassland: a promising example from Romanian old-fields. *Restoration Ecology* 14, 473–480
- Rybníček K, Rybníčková E (2008) Upper Holocene dry land vegetation in the Moravian-Slovakian borderland (Czech and Slovak Republics). *Veg. Hist. Archaeobot.* 17, 701–711.
- Ryser P (1993) Influences of Neighbouring Plants on Seedling Establishment in Limestone Grassland. *J. of Veg. Sci.* 4, 195–202

- Shipley B, Meziane D (2002) The balanced-growth hypothesis and the allometry of leaf and root biomass allocation. *Functional Ecology* 16, 326–331.
- Schuster B, Diekmann M (2003) Changes in species density along the soil pH gradient: evidence from German plant communities. *Folia Geobot.* 38, 367–379
- Silvertown J, Smith B (1988) Gaps in the canopy: the missing dimension in vegetation dynamics. *Vegetatio* 77, 57–60
- Six J, Elliott ET, Paustian K (2000) Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 2099–2103
- Šmilauer P, Lepš J (2014) *Multivariate analysis of ecological data using Canoco 5*. Cambridge University Press, pp. 15–38
- Skalický V, Slavík B, Smejkal M, Dvořáková M, Grulich V, (eds) (1995) *Květen České republiky 4*, Academia Praha, p. 240–246
- Slavík B, Smejkal M, Dvořáková M, Grulich V, (eds) (1995) *Květena České republiky 4*, Academia Praha, p. 488–492
- Smits NAC, Willems JH, Bobbink R (2008) Long-term after-effects of fertilisation on the restoration of calcareous grasslands. *Applied Vegetation Science* 11, 279–286.
- Stadler J, T refflich A, brandl R, Klotz S (2006) Spontaneous regeneration of dry grasslands on set-aside fields. *Biodiversity and Conservation* 16, 621–630.
- Šmilauerová M, and Šmilauer P (2007) What youngsters say about adults: seedling roots reflect clonal traits of adult plants *Journal of Ecology* 95, 406–413
- Štěpánek J, Slavík B, Štěpánková J, (eds) (2004) *Květena České republiky 7*, Academia, Praha, 449–451
- Švamberská E, Vítová A, Lepš J (2017) The role of biotic interactions in plant community assembly: What is the community species pool? *Acta Oecologica* 85, 150–156
- Těšitel J, Fibich P, de Bello F, Chytrý M, Lepš J (2015) Habitats and ecological niches of root-hemiparasitic plants: An assessment based on a large database of vegetation plots. *Preslia* 87, 87–108

- Thompson K, Parkinson JA, Band SR, Spencer RE (1997) A comparative study of leaf nutrient concentrations in a regional herbaceous flora. *New Phytologist* 136, 679–689.
- Török P, Deák B, Vida E, Valkó O, Lengyel S, Tóthmérész B (2010) Restoring grassland biodiversity: sowing low diversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. *Biological Conservation* 143, 806–812.
- Török P, Deák B, Vida E, Valkó O, Lengyel S, Tóthmérész B (2011) Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. *Biodiversity and Conservation* 11, 2311–2332.
- Tscharntke T, Batáry P, Dormann CF (2011) Set-aside management: how do succession, sowing patterns and landscape context affect biodiversity? *Agric. Ecosyst. Environ.* 143, 37–44.
- Turley NE, Bell-Dereske L, Evans SE, Brudvig LA (2020) Agricultural land-use history and restoration impact soil microbial biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 57, 852–863.
- Walker KJ, Stevens PA, Stevens DP, Mountford JO, Manchester SJ, Pywell RF (2004) The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation* 119, 1–18
- Watzka M, Buchgraber K, Wanek W (2006) Natural ^{15}N abundance of plants and soils under different management practices in a montane grassland. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 564–576
- Whittaker RH, Niering WA (1975) Vegetation of the Santa Catalina Mountains, Arizona. V. Biomass, production, and diversity along the elevation gradient. *Ecology* 56, 771–790
- Wild J, Kopecký M, Macek M, Šanda M, Jankovec J, Haase T (2019) Climate at ecologically relevant scales: A new temperature and soil moisture logger for longterm microclimate measurement. *Agricultural and Forest Meteorology* 268, 40–47
- Wilson JB, Peet RK, Dengler J, Pärtel M (2012) Plant species richness: the world records. *J. Veg. Sci.* 23, 796–802
- Wuenschel JE (1969) Niche specification and competition modeling. *Journal of Theoretical Biology* 25, 436–443.

- Wuenschel JE (1974) The ecological niche and vegetation dynamics. In Strain BR, Billings WD (eds.) *Vegetation and Environment: Handbook of Vegetation Science*. Junk, The Hague. pp. 39–45
- Zelený V, Slavík B, Štěpánek J, Štěpánková J, (eds) (2004) *Květena České republiky 7*, Academia, Praha, p. 158–162
- Zobel M (1992) Plant Species Coexistence: The Role of Historical, Evolutionary and Ecological Factors. *OIKOS* 65, 314–320
- Zobel M (1997) The relative role of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence? *Tr Ecol Evol* 12, 266–269

9. PŘÍLOHY

Tab. I.-1: Lokalizace a půdní parametry zkoumaných lokalit. Uvedeny jsou průměry \pm směrodatná odchylka patnácti měření na každé lokalitě (Mudrák et al. 2022).

Lokalita	Typ louky	Soutadnice	Nadmořská výška	pH(H ₂ O)	pH(KCl)	Konduktivita [uS/cm]	SOM [%]	N [%]	P [mg/kg]	K [mg/kg]	Jíl [%]	Prach [%]	Písek [%]
Čertoryje	Původní	48.86409°N, 17.42783°E	380 m n.m	5.2 \pm 0.3	4.7 \pm 0.3	61 \pm 12	8.2 \pm 0.7	0.28 \pm 0.03	12.9 \pm 6.7	123 \pm 27	29 \pm 6	55 \pm 7	17 \pm 7
Čertoryje	Obnovená	48.86296°N, 17.43848°E	410 m n.m	6.1 \pm 0.1	5.7 \pm 0.1	63 \pm 16	9.6 \pm 0.7	0.30 \pm 0.02	34.5 \pm 9.9	203 \pm 24	30 \pm 10	51 \pm 15	19 \pm 23
Břůvá	Původní	48.90315°N, 17.53324°E	480 m n.m	5.4 \pm 0.4	4.7 \pm 0.4	62 \pm 24	9.6 \pm 0.9	0.29 \pm 0.03	12.2 \pm 1.1	142 \pm 37	24 \pm 4	61 \pm 6	15 \pm 8
Břůvá	Obnovená	48.91522°N, 17.53338°E	400 m n.m	7.7 \pm 0.1	7.3 \pm 0.0	151 \pm 19	6.6 \pm 0.3	0.21 \pm 0.02	15.5 \pm 5.5	279 \pm 38	24 \pm 4	69 \pm 6	7 \pm 5
Miládka	Původní	48.90285°N, 17.60569°E	480 m n.m	5.6 \pm 0.4	5.3 \pm 0.5	74 \pm 26	12.7 \pm 1.7	0.38 \pm 0.05	10.7 \pm 0.4	121 \pm 11	30 \pm 4	62 \pm 6	8 \pm 5
Miládka	Obnovená	48.90210°N, 17.60991°E	490 m n.m	5.9 \pm 0.3	5.3 \pm 0.3	82 \pm 13	9.0 \pm 0.8	0.29 \pm 0.03	22.3 \pm 8.3	115 \pm 21	27 \pm 5	59 \pm 7	13 \pm 7

Tab. I.-2: Fytcenologická snímek na původních loukách

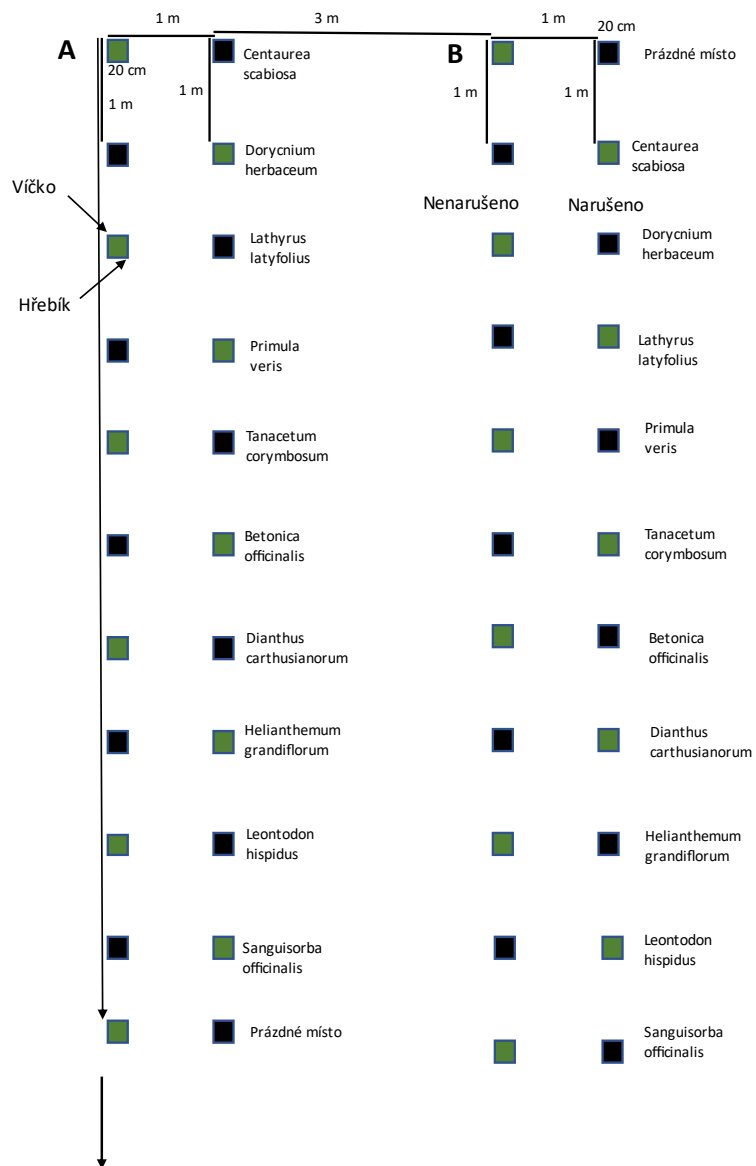
Datum: 7. 7. 2021	Původní louky		
Parcela:	Čertoryje	Miládka	Bůrová
E0 – mechové patro	5	1	30
E1 – bylinné patro, celková pokryvnost	70	85	85
<i>Agrostis capillaris</i>		1	
<i>Agrostis vinealis</i>			+
<i>Achillea millefolium</i>			R
<i>Ajuga genevensis</i>	+	+	
<i>Alchemilla sp.</i>			+
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	+	1	1
<i>Arrhenatherum elatius</i>		+	
<i>Astrantia major</i>		+	
<i>Betonica officinalis</i>	R	5	3
<i>Brachypodium pinnatum</i>	+	5	1
<i>Briza media</i>		+	3
<i>Bromus erectus</i>	20	10	5
<i>Calamagrostis arundinacea</i>			R
<i>Calamagrostis epigejos</i>	3		
<i>Campanula glomerata</i>		R	+
<i>Carex montana</i>		2	
<i>Carlina acaulis</i>			+
<i>Centaurea jacea</i>			1
<i>Centaurea stenolepis</i>			+
<i>Cerastium brachypodium</i>	R		
<i>Cirsium pannonicum</i>		+	+
<i>Crataegus monogyna</i>		+	
<i>Cruciata glabra</i>		+	+
<i>Dactylis glomerata</i>		+	
<i>Dianthus carthusianorum</i>			+
<i>Euphorbia cyparissias</i>	+		
<i>Festuca pratensis</i>		+	2
<i>Festuca rubra</i>	5	5	10
<i>Festuca rupicola</i>	35	5	30
<i>Filipendula vulgaris</i>	3	+	4
<i>Fragaria viridis</i>		R	
<i>Galium verum</i>	+	5	
<i>Genista tinctoria</i>		+	
<i>Geranium sanguineum</i>	+	45	5
<i>Helianthemum grandiflor.</i>		+	+
<i>Holcus lanatus</i>		+	
<i>Hypericum perforatum</i>			+
<i>Chamaecytisus virescens</i>			
<i>Inula salicina</i>	1	1	
<i>Lathyrus latifolius</i>			+

<i>Lathyrus niger</i>			+
<i>Lathyrus pratensis</i>			+
<i>Leucanthemum vulgare</i>		1	+
<i>Lilium martagon</i>			
<i>Linum catharticum</i>		R	
<i>Lotus corniculatus</i>		1	
<i>Luzula campestris</i>			+
<i>Ononis spinosa</i>		1	
<i>Plantago lanceolata</i>		+	+
<i>Potentilla alba</i>	5	20	40
<i>Primula veris</i>		2	1
<i>Prunus spinosa</i>		R	
<i>Ranunculus auricomus</i>		R	R
<i>Ranunculus polyanthemos</i>		+	+
<i>Rumex acetosa</i>	R		
<i>Sanguisorba officinalis</i>	+	+	2
<i>Serratula tinctoria</i>		1	+
<i>Trifolium alpestre</i>			+
<i>Trifolium dubium</i>	R		
<i>Trisetum flavescens</i>			1
<i>Trifolium montanum</i>			+
<i>Valeriana stolonifera</i>		R	
<i>Veronica arvensis</i>			
<i>Veronica chamaedrys</i>			+
<i>Vicia tenuifolia</i>		1	
<i>Viola canina</i>			R
<i>Viola hirta</i>	1	+	1

Tab. I.-3: Fytocenologický snímek na obnovených loukách

Datum: 7.7.2021	Obnovené louky		
Parcela:	Čertoryje	Miládka	Bůrová
E0 – mechové patro	10	10	1
E1 – bylinné patro, celková pokryvnost	60	60	90
<i>Agrimonia eupatoria</i>	1		
<i>Agrostis capillaris</i>		1	
<i>Achillea millefolium</i>		+	
<i>Ajuga reptans</i>		+	
<i>Anthriscus sylvestris</i>		3	
<i>Arabis hirsuta</i>		+	
<i>Arrhenatherum elatius</i>		1	
<i>Betonica officinalis</i>	R	2	
<i>Betula pendula</i>			
<i>Brachypodium pinnatum</i>	8	40	
<i>Bromus erectus</i>	40		20
<i>Campanula patula</i>		+	
<i>Centaurea jacea</i>		1	
<i>Cerastium brachypetalum</i>		R	
<i>Cerastium holosteoides</i>	R		
<i>Convolvulus arvensis</i>	+		
<i>Crataegus monogyna</i>	1		R
<i>Dactylis glomerata</i>		1	+
<i>Daucus carota</i>		1	
<i>Elymus hispidus</i>		1	
<i>Erigeron annuus</i>		+	1
<i>Festuca rubra</i>		5	
<i>Festuca rupicola</i>	8	8	70
<i>Fragaria viridis</i>	1		R
<i>Galium album</i>	2	1	+
<i>Galium verum</i>		R	
<i>Helictotrichon pubescens</i>	+		
<i>Hypericum perforatum</i>		2	
<i>Lathyrus pratensis</i>		R	
<i>Lathyrus tuberosus</i>			2
<i>Leucanthemum vulgare</i>		4	
<i>Myosotis arvensis</i>		+	R
<i>Poa pratensis</i>			+
<i>Potentilla heptaphylla</i>			
<i>Primula veris</i>		1	
<i>Ranunculus polyanthemos</i>		+	+
<i>Rosa canina</i>	+		
<i>Sanguisorba officinalis</i>	R	1	
<i>Trifolium campestre</i>		R	2
<i>Trisetum flavescens</i>			1

<i>Veronica arvensis</i>		R	
<i>Veronica chamaedrys</i>		+	
<i>Veronica officinalis</i>			
<i>Vicia angustifolia</i>			+
<i>Viola hirta</i>	+	+	





Obr. II.-1: Uspořádání experimentu v terénu



Obr. II.-2: Fotografie experimentu na původní louce Bůrová



Obr. II.-3: Fotografie *S. officinalis* v narušeném prostoru, říjen 2021



Obr. II.-4: Fotografie TMS Dataloggeru