

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Přírodovědecká fakulta

**Obnova nelesní vegetace v bývalém vojenském
prostoru Milovice**

Bakalářská práce

Anna Kostohryzová

Školitelka: RNDr. Klára Řehouňková, Ph.D.
Konzultantka: Mgr. Lenka Šebelíková, Ph.D.

České Budějovice 2020

Kostohryzová A. (2020): Obnova nelesní vegetace v bývalém vojenském prostoru Milovice. [Restoration of non-forest vegetation in the former military area Milovice. Bc. Thesis, in Czech] – 66 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace

This study was concerned with the restoration of non-forest vegetation in the former military area Milovice. The study was focused on the restoration potential of assisted succession using biomass transfer on the recently disturbed site, represented by abandoned field, and early spontaneous succession. Moreover, the spontaneous vegetation development in the smaller-scaled disturbed sites established by comfortable behaviour of large herbivores was explored in the pilot study.

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47 b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích 18.5. 2020

.....

Anna Kostohryzová

Poděkování

Tímto bych ráda poděkovala své školitelce Kláře Řehounkové za neuvěřitelnou trpělivost, ochotu vždy a se vším pomoci, za všechny konzultace, cenné rady a připomínky. Dále bych ráda poděkovala Anně Müllerové za obdobnou trpělivost a pomoc při zpracování dat. Velký dík patří i Lence Šebelíkové a zbytku skupiny Ekologie obnovy za podporu a ochotu vždy pomoci. Děkuji také Miloslavovi Jirků, který mi umožnil práci v terénu na milovických Travinách. V neposlední řadě děkuji také své rodině, bez jejíž psychické podpory by práce nejspíš vůbec nevznikla.

Obsah

1	Úvod	1
2	Biodiverzita bývalých VVP.....	2
3	VVP - historické změny a vývoj po roce 1989.....	3
3.1	Bývalý vojenský prostor Milovice - Mladá	4
4	Disturbance jako nástroj péče o VVP.....	5
4.1	Pastva.....	7
4.1.1	Vliv pastvy na vegetaci.....	8
5	Obnova travních porostů	10
5.1	Obnova suchých trávníků pomocí přenosu sena.....	10
6	Metodika.....	12
6.1	Studované lokality	12
6.1.1	Prachová koupaliště.....	12
6.1.2	Opuštěné pole	13
6.1.3	Zdrojová lokalita	14
6.2	Sběr dat	16
6.2.1	Prachová koupaliště.....	16
6.2.2	Opuštěné pole	17
6.3	Zpracování a vyhodnocení dat.....	18
7	Výsledky.....	19
7.1.1	Prachová koupaliště.....	19
7.2	Opuštěné pole	27
8	Diskuze.....	32
9	Závěr.....	32
10	Zdroje	35
11	Přílohy	48

1 Úvod

Od poloviny dvacátého století dochází v Evropě k rozsáhlým změnám ve způsobu hospodaření v krajině. Sílicí industrializace a s ní související ústup od klasického spíše maloplošného hospodaření podporovala spojování pozemků do větších celků, a vedla k degradaci či dokonce zániku řady biotopů (Jirků & Dostál 2015). Tato skutečnost se odráží také v poměrně výrazném poklesu celkové biodiverzity napříč nejrůznějšími ekosystémy (Newbold et al. 2019).

Zemědělstvím prakticky netknutá území se podařilo zachovat zejména v bývalých vojenských výcvikových prostorech (VVP) (Ellwanger & Reiter 2019). V době intenzifikace zemědělství areály vojenských prostorů sloužily k výcviku armády a krajina si zde zachovala svůj osobitý ráz. Byla sice vytrvale devastována těžkou vojenskou technikou, ale jak se ukázalo, bezlesé krajiny to neuškodilo. Dokonce došlo k vytvoření pestré mozaiky biotopů. Řada vojenských prostorů byla postupně opouštěna vlivem snižování stavů v armádě během 90. let 20. století. O bezlesé prostory je ale potřeba správně pečovat, aby opět nezarůstaly. Bez správného managementu, který zahrnuje nejrůznější způsoby narušování, přijdeme o unikátní stanoviště, která se v současnosti velkoplošně jinde prakticky nevyskytují.

Jednou z možností, jak se pokusit tento trend zvrátit, je přirozená pastva velkých herbivorů. Jedná se o metodu asistované obnovy, kdy je ekosystém nasměrován k cílovému stavu prostřednictvím různých aktivních zásahů. Bývalé vojenské prostory představují pro velké herbivory vhodná rozsáhlá území, která svým životním stylem pomáhají přetvářet v různorodou krajinu s řadou otevřenějších stanovišť. Vzhledem k tomu, že mozaika stanovišť vznikala a byla během aktivního využívání vojenského prostoru formována nejrůznějšími zásahy (oheň, různá mechanická narušování včetně výbuchů munice), je vhodné pastvu kombinovat s dalšími technikami nejen asistované, ale i spontánní obnovy, která využívá pouze přírodní procesy.

Cílem této práce je vypracování rešerše zaměřené na obnovu vegetace bývalých vojenských prostorů pomocí různých typů disturbancí. Na sledované ploše je v budoucnu plánovaná extenzivní pastva velkých herbivorů, proto bude toto téma společně s obnovou lučních porostů na orné půdě zahrnuto do rešerše. Dále se bude práce zabývat porovnáním spontánní a asistované sukcese na vybraných disturbovaných plochách (experimentální obnova vegetace na opuštěném poli v bývalém VVP Milovice, spontánní

obnova ploch narušených komfortním chováním zvířat). Získané vědomosti pak umožní formulovat doporučení pro praktickou obnovu opuštěných vojenských prostor.

2 Biodiverzita bývalých VVP

Druhově bohatá území vojenských prostorů vděčí za svou jedinečnost tomu, že začala být využívána armádou před zavedením intenzivního zemědělství. Území se tak vyhnulo chemizaci i scelování pozemků vedoucí k homogenizaci krajiny (Jentsch 2009, Vrba et al. 2012, d'Hondt 2015).

V současnosti lze tedy mozaikovitou krajinu v bývalých vojenských prostorech rozdělit podle způsobu využití území do tří skupin. První skupinu tvoří původní formy vegetace, které byly dříve činností člověka jen lehce ovlivněny, vznikaly před založením vojenských prostorů a přetrvaly do současnosti. Patří sem lesní vegetace, vlhké louky v nivách potoků, rašeliniště, vegetace rybníků a mokřadů. Druhá skupina je tvořena již dříve zemědělsky využívanými plochami. Spadají sem úhory polí, pastviny a louky, které přestaly být díky vojenské činnosti udržovány a vznikly tak nové typy vegetace - zarůstající louky s křovinami. Nejcennější složkou krajiny jsou oblasti vzniklé díky specifické vojenské činnosti, kterou byly následně udržovány. Jedná se o pestrá luční společenstva, obnažené písčité plochy a periodické tůně (Chytrý et al. 2001).

Armádní výcvik se podepsal na vzhledu terénu vojenských prostorů. Pojezdy těžkou technikou, střelba či požáry daly vzniknout dynamické mozaice biotopů v různých fázích sukcese (Warren 2007). To je spojeno s výskytem řady druhů rostlin i živočichů, které ke svému životu potřebují konkrétní stádia vegetace. Proto se zde mohou společně vyskytovat druhy s odlišnými ekologickými nároky (Vokasová 2013, Čížek et al. 2013). Vojenské aktivity však podporují především přežívání organismů závislých na narušování vegetačního krytu (Zámečník et Marhoul 2012). Po ukončení disturbancí otevřená plocha zarůstá, mění se v les a druhy vázané na bezlesí, a raná sukcesní stádia mizí (Řehouňková et al. 2016, (Kostrakiewicz-Gieralt 2017, Osinska-Skotak et al. 2019, Rybashlykova et al. 2019).

Vojenské prostory nabízejí mnohým druhům unikátní podmínky včetně vzácnějších stanovišť, proto je diverzita některých skupin organismů značně vysoká. Čížek et al. (2013) se v rozsáhlé studii 42 různých vojensky využívaných ploch soustředili na diverzitu skupin

vázaných na bezlesí. Autoři studie zaznamenali na území našeho státu vysoké počty druhů z celkového počtu druhů uvedených pro ČR, např. - u ptáků (54%), motýlů a vřetenušek (73%). Cévnatých rostlin bylo nalezeno 873 druhů (32 % recentní české flóry), z toho 160 druhů je uvedeno v Červeném seznamu (Grulich & Chobot 2017). Druhovú pestrost organismů ve vojenských prostorech byla ovlivněna i dalšími faktory, zejména rozlohou území, izolovaností, rozmanitostí biotopů i aktivní vojenskou činností a její intenzitou. Podobně Řehouňková et al. (2019) doložili vysoké počty ohrožených druhů rostlin z narušených stanovišť po těžbě surovin, která také představují v současné eutrofizované krajině málo úživné ostrovy se sukcesně mladými plochami.

3 VVP - historické změny a vývoj po roce 1989

První vojenské tábory vznikaly již za dob Rakouska-Uherska. Po neúspěšně vedené prusko – rakouské válce bylo nutné modernizovat zbraně a zahájit lépe organizovaný výcvik habsburského vojska (Řehounek 2013). Aby se vojáci mohli náležitě připravit, bylo důležité zajistit pro výcvik území, kde by bylo možné provádět nácvik válečných situací. Před založením prvních vojenských výcvikových prostorů si armáda pro své účely pronajímala pozemky od občanů (Hort 2013).

Jedno z takových území vzniklo také nedaleko Milovic, ležících východně od Nových Benátek ve středních Čechách. Zde po odkoupení pozemku vznikl roku 1904 první vojenský tábor Mladá (Kusovská 2012). V průběhu dvacátých a třicátých let 20. století se počet vojsk prudce zvýšil a prostory cvičišť už nestačily. Rozsáhlé plochy byly také potřeba na testování modernějších vojenských strojů (Hort 2013). Později, v roce 1926, vzniká vojenský tábor Brdy (Kusovská 2012) a roku 1935 je založen ve vybydlené oblasti mezi Vyškovem a Prostějovem vojenský tábor Dědice. Před druhou světovou válkou tak na našem území fungovaly tři vojenské tábory (Leznar 2008).

Od roku 1935 byly všechny vojenské tábory v Československu přejmenovány na výcvikové tábory. Jejich plocha se postupně zvětšovala (Řehounek 2006), a v období protektorátu byly obsazeny Němci (Kusovská 2012). Po skončení války a po odsunu německých obyvatel zůstalo na našem území množství řídké osídlených oblastí. Sem byly

situovány nové výcvikové tábory Bezděz, Boletice, Císařský les a Moravský Beroun (Hort 2013).

K zásadní změně pro fungování velkoplošných prostorů došlo po přijetí zákona č. 169/1949 Sb., O vojenských újezdech. Vojenský újezd je vymezená část území státu určená k zajišťování obrany státu a k výcviku ozbrojených sil. Újezd tvoří územně správní jednotku. Od roku 1994 se vojenské výcvikové prostory ve vojenských újezdech staly místem společného výcviku a cvičení české armády se svými spojenci. Legislativou se zákon velmi podobal současné. Díky tomuto zákonu vznikly další tři újezdy – Hradiště v okrese Karlovy Vary, Dobrá Voda v okrese Klatovy a Panenská v okrese Ústí nad Labem (Kusovská 2012), která je nyní známá jako vojenské chemické cvičiště Tisá (Hort 2013).

Po okupaci v roce 1968 došlo k obsazení některých vojenských újezdů sovětskými vojáky. Na území Československa bylo do roku 1989 dvanáct újezdů, osm z nich bylo na území České republiky. Na počátku devadesátých let došlo po rozpadu východního bloku v roce 1989 k odchodu sovětských vojsk a následně byly tři újezdy zrušeny – Mladá, Ralsko a Dobrá Voda (Řehounek 2006).

3.1 Bývalý vojenský prostor Milovice - Mladá

Bývalý vojenský prostor Milovice-Mladá se nachází na severním okraji obce Milovice. Jedná se o nejstarší plošně rozsáhlý vojenský prostor, který vznikl pro potřeby rakouské armády už v roce 1904. Tehdy zabíral rozlohu téměř 3 000 ha a zahrnoval lesní pozemky i ornou půdu. Část území byla vyvlastněna (Řehounek 2013).

Během první světové války sloužil prostor kromě výcviku armády také jako zajatecký tábor (Kozlová 2016). Po první světové válce byl tábor hojně využíván Československou armádou, která zde připravovala hlavně dělostřelectvo. V meziválečném období pokračovala modernizace prostoru a došlo k vybudování železniční vlečky či k výstavbě letiště (Reisinger 1934). Během druhé světové války pak vojenský prostor Milovice zabral území řady okolních vesnic, které byly vystěhovány (Kos 2014) či vyvlastněny (Loudilová 1996).

Po osvobození spravovala území opět Československá armáda a vojenský prostor se vrátil k původní velikosti. Milovické cvičiště se v té době využívalo hlavně pro cvičení letadel a k tankovému výcviku. Vojenský prostor se v roce 1951 přejmenoval na Vojenský újezd Mladá, což umožnilo odlišit obecní správu Milovic od cvičiště (Řehounek 2013).

V noci z 20. na 21. srpen 1968 přistála na letišti Boží Dar v Milovicích sovětská letadla a ráno došlo k jeho obsazení. Sověti během dvaceti let vybudovali v Milovicích ruské město včetně nemocnice, školy, obchodů či kulturních objektů a zůstalo zde 23 let (Emmert 2007).

Odsun vojsk začal po pádu komunistického režimu v září roku 1990, poslední letecký pluk odletěl z Božího Daru 21. ledna 1991, poslední vlak s ruskými vojáky odjel 19. června 1991. V září roku 1991 vláda Československé federativní republiky rozhodla o zrušení vojenského újezdu Mladá ke dni 31.12.1991 (vojenske-prostory.cz/historie-milovic, staženo 19.9.2019).

V roce 2010 Středočeský kraj vyhlásil výběrové řízení na využití pozemků a budov bývalého VVP Milovice-Mladá. V řízení zvítězilo konsorcium „Sdružení pro rozvoj a revitalizaci bývalého vojenského výcvikového prostoru Mladá“, které mělo zbourat na vlastní náklady staré stavby a zbudovat v těchto prostorech fotovoltaickou elektrárnu, vědecko-technologický park a sportovní areál (vojenske-prostory.cz/historie-milovic, staženo 3.2.2020). Z těchto plánů však sešlo. V současnosti se v areálu bývalého VVP nacházejí dvě pastviny, na kterých jsou chováni exmoorští pony, zubři a praturři. Milovická pastvina má rozlohu 74 ha a pase se tam okolo 30 koní a 15 až 20 praturů, pastvina na Travinách má rozlohu 125 ha a hostí okolo 40 koní a 20 zubrů (Jirků 2020, ústní sdělení). Projekt byl dotován z Evropské unie v rámci Operačního programu Životní prostředí, a je výsledkem realizace první a druhé etapy programu Obnova stanovišť a zavedení pastvy velkých spásáčů (www.ceska-krajina.cz/rezervace/prirodni-rezervace-milovice, staženo 3.2.2020). V blízkosti ohrad byly také zbudovány turistické cesty pro pěší a naučná stezka, u pastviny v Travinách bylo zbudováno velké golfové hřiště.

4 Disturbance jako nástroj péče o VVP

Existuje několik metod, které mohou pomoci uchovat pestrý ráz krajiny v opuštěných vojenských výcvikových prostorech a do značné míry nahradit vojenskou techniku. Poměrně jednoduchý způsob narušení povrchu představují disturbance mechanické, kdy je možné využít zemědělskou techniku k narušení povrchu a přispět k obnově raných sukcesních stádií. Takto je pečováno například o bývalý vojenský prostor Milovice-Mladá (Zedníková

2016). Od roku 2010 probíhá záchrana území Přírodní rezervace (PR) Pod Benáteckým vrchem, kde je mozaikovitost krajiny udržována právě pojezdem vojenské techniky, ale i jízdou off-roadů, čtyřkolek, cvičením hasičských vozů nebo tréninkovou jízdou kamionů, které se chystají na rallye Paříž-Dakar. Další z možností je shrnutí svrchní vrstvy bagrem (Reif et al. 2011). Tyto činnosti potlačují zejména expanzi trav, např. sveřepu vzpřímeného (*Bromus erectus*) a třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*). Z rostlin zde díky mechanickému narušení prosperuje například růže galská (*Rosa gallica*). Rovnou z vyježděných kolejí roste i ledenec přímořský (*Lotus maritimus*) nebo hořec křížatý (*Gentiana cruciata*) (Gerža 2015). Pro udržení mozaiky je klíčová kontinuita zásahů a kombinace různých druhů narušení (Zedníková 2016).

Dalším důležitým disturbančním činitelem je oheň, který napomůže odstranění biomasy a vzniku mezer v porostu. Cílené vypalování, ale i založení požáru vlivem počasí (blesk) pomáhá udržovat bezlesí redukcí dřevního materiálu (Clark & Wilson 2001, Miller et al. 2017). Oheň se v tradičním zemědělství využíval k udržení pastvin (Middleton 2002a), a je běžným managementovým opatřením v mnoha ekosystémech v Severní Americe, Austrálii (Middleton et al. 2006) i v Jižní Africe (van Wilgen et al. 2004). V Evropě není tato metoda tak široce používána, přesto např. ve vojenských prostorech přispěly požáry značnou měrou k udržení heterogenní mozaiky otevřených biotopů. Studium vlivu požáru se zabývali Sedláček et al. (2015) v CHKO Brdy, kde se nachází bývalý vojenský prostor Jince. V době plného fungování vojenského prostoru (nyní je tam zřízeno Posádkové cvičiště Jince) zde docházelo vlivem dělostřeleckého výcviku k disturbancím, které napomáhaly udržovat otevřené biotopy. S výbuchy souvisel často i vznik požáru. Oheň zde byl jedním z klíčových faktorů pro udržení bezlesí. Studie, která zavedení vypalování předcházela, zkoumala vliv požáru v Brdech za roky 2006-2015. Pozitivní jevy spojené s vypalováním byly zejména bránění postupnému zarůstání ploch, periodická obnova vřesu a zvýšení počtu populací bezobratlých, plazů a ptáků (Sedláček & Marhoul 2016). Cílené vypalování je úspěšně aplikováno i v bývalých vojenských prostorech v Německu (Ellwanger & Reiter 2019). Vliv požáru závisí na počasí (Hsu & Adler 2014), ploše výskytu a intenzitě ohně a dalších parametrech jako je relativní vlhkost vzduchu a rychlost větru (Ellair & Platt 2013, Platt et al. 2015). S ohněm je také historicky spjata pastva (Starns et al. 2019, McGlenn & Palmer 2019). Jsou to dva důležité faktory, ve spojení s nimi se používá označení „pyric herbivory“ (Bond & Keeley 2005, Bowman 2005, Archibald et al. 2013), protože spásací se zaměřují zejména na nedávno spálené plochy (McGranahan et al. 2018).

V neposlední řadě je třeba zmínit i samotnou extenzivní pastvu. Ta kromě nerovnoměrného spásání porostu podporuje také vznik drobnějších i plošně rozsáhlejších otevřených ploch vzniklých činnostmi pohybujících se zvířat (Jirků & Dostál 2015).

4.1 Pastva

Pastva velkých býložravců včetně domestikovaných zvířat patřila k významným faktorům, které pomáhaly formovat různorodou krajinu (Buček 2000, Hejzman et al. 2006). Pastva domácích zvířat nebyla celoroční, ale jednalo se o sezónní management a v zimních měsících se zvířata přikrmovala zejména větvemi a listím (Buček 2000).

Konkrétní důsledky pastvy se liší v závislosti na typu pastevního systému, intenzitě a složení zvířat (Mayer & Erschbamer 2014, Milligan et al. 2015). Na historickém území Čech byl nejčastěji zastoupen skot a ovce či kozy společně s prasaty (Hejzman & Pavlů 2006). Činnost spásáčů, zejména velkých kopytníků, však ovlivňuje vegetaci způsobem, který se technickými zásahy, tj. kosením či sečením nedá napodobit. Druhové složení vegetace je totiž ovlivňováno nejen spásáním bylin a trav, ale také okusem dřevin, celkovým rozvolněním porostu a místy i narušením povrchu. Rozlišujeme tři základní typy potravních strategií herbivorů (Heroldová 1996, 2000). Dělíme je na okusovače, spásáče a na ty, kteří nepreferují ani jednu ze zmíněných variant, ale využívají obě – kombinovaní či oportunní okusovači – spásáči. Okusovači se živí zejména okusem listů, větví a semenáčků, v případě potřeby žerou i kůru stromů. Jediným specializovaným okusovačem je los evropský (*Alces alces*). Mezi spásáče patří velcí tuři a koňovíti (Jirků & Dostál 2015). Koně se zaměřují převážně na trávy (Mayer & Ershbamer 2014, Johansen et al. 2016, Ringmark et al. 2019, Boiko et al. 2019), na podzim přijímají i plody dřevin jako například šípky či jablka, v zimě mohou v případě nedostatku potravy okusovat i kůru ze stromů (Martin et al. 2010). Skot spásá hlavně širokolisté byliny (Meisser et al. 2014), a dřeviny někdy konzumuje i během roku (Jirků & Dostál 2015). Zubr evropský (*Bison bonasus*) se také řadí mezi spásáče, ale významnou složku potravy tvoří okus dřevin (Kuemmerle et al. 2012). Oportunní okusovači-spásáči se pasou, jen dokud je pastva čerstvá, potom se živí okusem (Jirků & Dostál 2015). Patří sem jelenovíti, kteří preferují bohatou vegetaci lemující drobné stezky (Hemrová et al. 2012), ovce a kozy, ale i kamzíci a mufloni (Heroldová 1996, Heroldová et al. 2007). Ovce a mufloni jsou některými autory přiřazovány spíše ke spásáčům (Jirků & Dostál 2015), přičemž ovce preferují zejména dvouděložné rostliny (Milligan et al. 2015).

Jako nejvhodnější pastevní management se proto jeví zastoupení více druhů velkých herbivorů s rozdílnou potravní strategií od okusovačů po spásače (Mitchell & Kirby 1990, Bailey et al. 1996, Pastor et al. 1997, Wang et al. 2006).

Velcí herbivoři ovlivňují vegetaci i sešlapem způsobeným jejich hmotností (Ramirez et al. 2018, Rahmanian et al. 2019). Sešlap má větší vliv na širokolisté byliny a keříky než na trávy, které jsou vůči němu odolnější (Yorks et al. 1997, Janunten 2003). Typickým projevem pastvy je také vznik zvířecích stezek, které utvářejí pastevní krajinu (Münzbergová 2004, Fleischer et al. 2013). V zapojeném porostu tak vznikají mezery, které představují příležitost pro uchycení konkurenčně slabších druhů rostlin. Podobně působí i projevy komfortního chování zvířat. Tím, že zvířata cíleně narušují drn a tvoří prachová koupaliště, mění strukturu povrchu a vytváří nová stanoviště na nejrůznějších typech substrátů. Zvířata se na těchto prostorech válí za účelem udržení dobrého stavu srsti, a současně na tato místa přenášejí semena zachycená na povrchu těla (Jirků & Dostál 2015). Tato místa využívají jen omezenou časovou dobu a následně vytvářejí nová. Tím v krajině vznikají raná sukcesní stádia, která jsou často kolonizována specializovanými druhy rostlin (Prach et al. 2015, Horáčková et al. 2019) i živočichů (Salek 2012, Tropek et al. 2013).

4.1.1 Vliv pastvy na vegetaci

Pastva obecně redukuje pokryv dominantních vytrvalých trav (Guretzky et al. 2007) a dalších expanzivních druhů (Dostálek & Frantík 2008). Vznik řady společenstev na otevřených stanovištích je přímo podmíněn různou intenzitou pastvy (Kirby 2004, Török et al. 2014). K takovým typům vegetace patří např. vřesoviště, poháňkové pastviny nebo stepní vegetace suchých stanovišť (Chytrý 2007). Extenzivní pastva má celkově pozitivní vliv na druhovou bohatost a prostorovou heterogenitu (Janunten 2003, Boiko et al. 2019).

Mezi biotopy nejohroženější absencí pastvy patří suché trávníky. Disturbance způsobené extenzivní pastvou napomáhají udržovat tato stanoviště otevřená a druhově pestrá (Krahulec et al. 2001, Hellström et al. 2003, Pittarello et al. 2017). Pastva současně potlačuje širokolisté konkurenčně zdatné trávy jako je např. válečka prapořitá (*Brachypodium pinnatum*) nebo sveřep vzpřímený, a umožňují existenci nižším úzkolistým travám jako kostřava žlábkatá (*Festuca rupicola*) nebo dvouděložným rostlinám jako je např. hvozdík kropenatý (*Dianthus deltoides*), řada rozrazilů (*Veronica sp.*) či mateřídouška vejčitá (*Thymus pulegoides*). Podle studie Saatkamp et al. (2018) na mediteránních suchých trávnících došlo při absenci dlouhodobé pastvy k poklesu diverzity studované plochy o 40 %

vlivem zvýšeného růstu vysokých trvalých rostlin jako např. srha laločnatá (*Dactylis glomerata*), což vedlo ke snížení počtu druhů bylin. Při vhodném načasování prospívá pastva i suchým trávníkům s orchidejemi (Jersáková & Kindlmann 2004).

Rostliny se mohou do určité míry pastvě bránit. Mezi základní strategie patří snaha vyhnout se okusu nebo naopak schopnost naučit se okus tolerovat, což je spojeno s rychlou regenerací (Slížek 2008). Rostlina má několik možností, jak se spasení vyhnout. V první řadě jsou rostliny vyztužené celulózou, ligninem a dalšími látkami se zvýšeným obsahem uhlíku (Judd et al. 2008). Vytvářejí také různé mechanické bariéry, aby okusu zabránily. Sem spadají trichomy nebo trny (Grubb 1992, Massei et al. 2000, Mládek et al. 2006, Hanley et al. 2007). Další možností je tvorba sekundárních metabolitů (Judd et al. 2008) a vypouštění těkavých látek (Turlings et al. 1998), které mohou jak odpuzovat herbivory, tak lákat jejich predátory a parazity (Bennett & Wallsgrove 1994). Rostlina také může unikat v prostoru a čase rychlým vývojem. Jedná se zejména o efemérní rostliny (Hanley 1998). Některé druhy mohou také pastvu zvířatům znesnadňovat stavbou svého těla, např. tvorbou přízemních růžic nebo formou plazivých stonků (Dupre & Diekmann 2001, Slížek 2008).

Stanoviště, udržované přirozenou pastvou, umožňuje výskyt i mnoha živočišným druhům vázaným na pestrout vegetaci. Představuje například jedinečnou šanci pro udržení bohaté motýlí fauny, a to zejména pro druhy preferující jemnou mozaiku na velkých plochách vzniklou disturbancemi a následnou sukcesí. Jedná se o okáče bělopásého (*Hipparchia hermione*) (Novotný & Konvička 2010), okáče skalního (*Chazara briseis*) (Kadlec et al. 2010) či perleťovce fialkového (*Boloria euphrosyne*) (Spitzer et al. 2009). Z výskytu velkých herbivorů profitují také ptáci a savci. Ptáci využívají přítomnosti velkých zvířat zejména k lovu hmyzu a drobných obratlovců (Jirků & Dostál 2015). Nejznámějším savcem, který je vázán na pastevní krajinu, je sysel obecný (*Spermophilus citellus*) (Uhlíková et al. 2009).

Oproti kosení je pastva výhodnější z hlediska časové a prostorové heterogenity. Další výhoda spočívá ve vyrovnané živinové bilanci a důležitá je i selektivita. Na rozdíl od kosení neprobíhá pastva jednorázově a nedotkne se všech rostlin stejnou měrou, zvířata navíc narušují souvislý drn a dávají vzniknout místům vhodným pro klíčení (Šarapatka & Urban 2006).

5 Obnova travních porostů

Úspěšná realizace obnovy druhově bohatých travních porostů probíhá na celé řadě míst v Evropě (např. Bosshard 1999, Vécirin & Muller 2003, Hölzel et al. 2006, Kirmer & Tischew 2006, Krautzer & Wittmann 2006, Lepš et al. 2007, Klimkowska et al. 2007, Pywell et al. 2007, Jongepierová 2008, Scotton et al. 2009, Kiehl et al. 2010). Může být prováděna několika způsoby. Nejběžnější variantou je výsev směsí osiva, který může být prováděn ručně či pomocí strojů (např. Baasch et al. 2012, Kirmer et al. 2012a). Mezi další možnosti spojené s výsevem patří také přísev (Fraňková & Tichý 2008) a hydroosev (Kirmer et al. 2012b). Dále je možná obnova pomocí rozmetání biomasy (Kirmer 2006), přičemž jako zdroj biomasy slouží zelené seno (např. Kiehl & Wagner 2006), klasické seno (např. Schiechtl 1973, Graiss 2000) či jeho výdrolky (např. Schubert 2009), použít se dá i shrabaný materiál (např. Jeschke 2008, Stroh et al. 2002). Při obnově nemusí jít jen o přenos semen, přenášet se dají konkrétní rostliny, které jsou již plně vyvinuté (Stolle 2006, Grüttner 2006), případně je možný přenos travního drnu (Kirmer & Tischew 2006), travního koberce (Gottschlich 2008) nebo rozprostření svrchní vrstvy půdy (např. Box et al. 2011, Pywell et al. 2011). Pokud na lokalitě nehrozí eroze a potenciální zdroje semen jsou blízko, využívá se také spontánní sukcese (např. Ash et al. 1994, Kirmer et al. 2008, Řehouňková et al. 2020). Pokud obnovujeme danou plochu, pro úspěšnou obnovu je důležitá vzdálenost zdrojové lokality (White et al. 2006, Johanidesová et al. 2014).

5.1 Obnova suchých trávníků pomocí přenosu sena

Přenos čerstvě posečené biomasy se zralými semeny (zelené seno) se využívá zejména pro obnovu trávníků na otevřených plochách, např. na čerstvě opuštěné orné půdě. Kiehl & Wagner (2006) úspěšně uplatnili tuto metodu pro obnovu suchých trávníků na vápnatých půdách bývalého pole v Německu poblíž Mnichova. Druhová biodiverzita i počet cílových druhů včetně druhů ohrožených významně vzrostly a valná většina těchto druhů byla na lokalitě zaznamenána i po osmi letech od založení experimentální plochy. Přenosem zeleného sena se zabývali i Judson et al. (2019) a Sullivan et al. (2020). Obě studie probíhaly v Anglii a dospěly k podobným závěrům. Většina cílových druhů se pomocí sena úspěšně přenesla, nejlépe se uchytily trvalé rostliny. Obě studie se shodují, že přenos biomasy pomocí zeleného sena je vhodným prvním krokem k obnově suchých trávníků.

V Německu Bischoff et al. (2018) porovnávali úspěšnost brzkého (červen), pozdního (říjen) a kombinovaného přenosu zeleného sena. Experiment byl úspěšný v přenosu cílových druhů, ale lepší výsledky přinesl pozdní přenos, při brzkém přenosu se uchytilo pouze několik nesespecializovaných druhů. Nejúspěšněji se jevila metoda, kdy byla na lokalitu biomasa přenesena dvakrát během sezóny.

Přenosem suchého sena, kdy byla posečená biomasa vysušena a skladována, se ve Francii zabývali Coiffait-Gombault et al. (2011). Seno bylo na lokalitě rozptýleno až po čtyřech měsících, přičemž celé řadě cílových druhů se povedlo uchytit, a během tří let se druhová skladba trav (91%) na lokalitě přiblížila zdrojové stepní vegetaci. Během této doby také došlo k poklesu nebo úplnému vymizení synantropních druhů. Úspěšnost přenosu bylin byla menší a dosahovala 62 %.

V Polsku Klimkowska et al. (2010) zkoumali úspěšnost přenosu suchého sena. Přenos urychlil nástup vegetace cílových druhů, plochy s biomasou měly průměrně 22 druhů, plochy bez biomasy 18 druhů. Jako nejefektivnější management se ukázala kombinace přenosu sena, odstranění půdy a volný pohyb velkých herbivorů.

Podobnou zkušenost zaznamenali Garrouj et al. (2019) ve Francii. Zkoumali kombinaci přenosu sena, pastvy ovcí a kosení. Experiment probíhal následující tři roky po přenosu. Osvědčila se pastva ovcí brzy po přenosu sena, urychlila nástup přenesených druhů. Druhová bohatost v následujících letech po přenosu výrazně vzrostla, a to z osmi druhů na plochu až na 21 druhů.

Některé studie také porovnávaly úspěšnost přenosu sena s výsevem semenných směsí či jen vybraných cílových druhů (např. Török et al. 2012, Kovendi-Jako et al. 2019). Po kombinovaném zásahu (přenos suchého sena a osetí plochy semennou směsí) došlo k dočasnému rozvoji plevelů, které ale po první sezóně ustoupily. Postupně nastoupily trvalé trávy, které ve druhém roce na plochách dominovaly (zejména *Festuca* sp.) a druhová bohatost i pokryvnost postupně narůstala. Török et al. (2012) proto doporučují metody kombinovat, pokud je žádoucí rychle převést narušenou plochu na travní porost.

Výsledky studie Kovendi-Jako et al. (2019) však ukázaly, že i pouhým přenosem sena lze dosáhnout srovnatelné druhové bohatosti jako při aplikaci semenných směsí. Celková pokryvnost plochy s přeneseným senem však byla v porovnání s osetou plochou nižší, obsahovala ale větší množství cílových druhů. Přenos sena je proto považován za cenově dostupnou a z hlediska obnovy i úspěšnou metodu, která může být vhodnou alternativou k osevu ploch pomocí semenných směsí (Sengl et al. 2017). Jako nezbytné

opatření se ale jeví následný management, velmi pozitivně je hodnocena zejména extenzivní pastva (např. Pittarello et al. 2017, Moinardeau et al. 2019).

6 Metodika

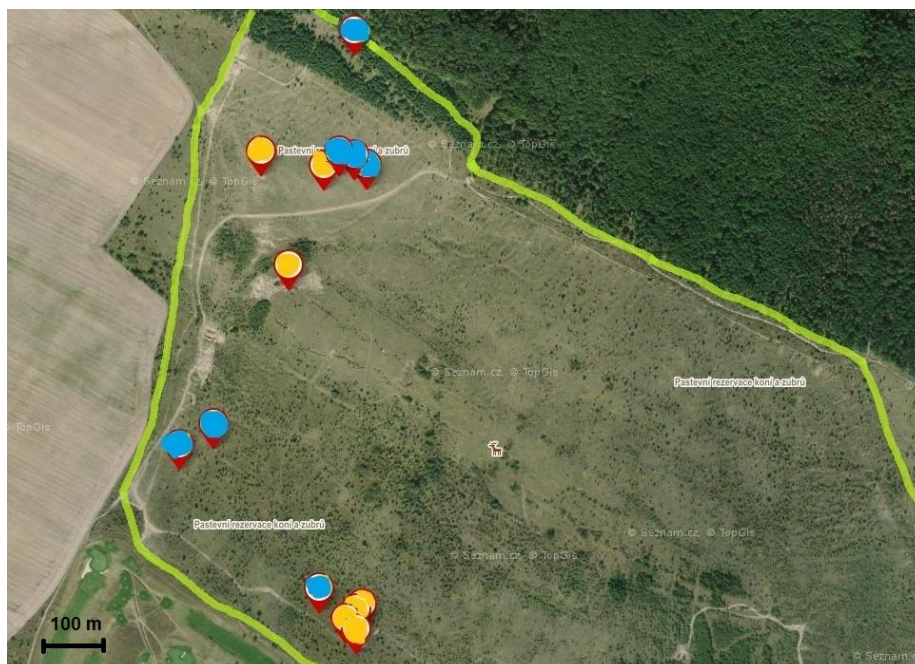
Praktická část práce probíhala v oblasti nacházející se ve Středočeském kraji mezi obcemi Milovice a Mladá Boleslav. Jednalo se o dva dílčí projekty zaměřené na obnovu narušených ploch pomocí řízené a spontánní sukcese. Studované lokality (prachová koupaliště na Travinách, opuštěné pole u přírodní rezervace Pod Benáteckých vrchem a zdrojová lokalita) mají obdobné klimatické podmínky. Jedná se o teplou oblast, pro kterou je charakteristické dlouhé suché léto a krátká mírná zima s průměrnou roční teplotou 8-9 °C a dlouhodobým ročním úhrnem srážek mezi 500-550 mm (ČHMÚ 2020).

6.1 Studované lokality

6.1.1 Prachová koupaliště

Pilotní studie na spontánní sukcesi probíhala na území Pastevní rezervace koní a zubrů Travin (N 50°16.95353', E 14°52.40832'). Území se nachází asi tři kilometry jihovýchodně od obce Benátky nad Jizerou a šest kilometrů severně od obce Milovice, jeho rozloha činí 120 ha (Cenková 2018). Sledované plochy byly rozmístěny v západní polovině rezervace (Obr. 1). Jednalo se o prachová koupaliště různého stáří, která vznikla komfortním chováním koní za účelem péče o srst. Tyto plochy byly v terénu dohledávány pomocí GPS souřadnic získaných z leteckých snímků z let 2017-2019. Tímto způsobem bylo poměrně snadno zjištěno stáří ploch. Koupaliště jsou v době vzniku a aktivního používání téměř bez vegetace, a proto je lze na mapách dobře dohledat a následně ověřit přímo v terénu. Poté, co je zvířata přestanou používat, začínají samovolně zarůstat. Spolu s těmito staršími plochami byla snímkována i nová aktivní koupaliště nalezená při terénním průzkumu rezervace.

Geologické podloží je tvořeno vápno-jílovitým a glaukonitickým pískovcem. Na podloží se vyskytují modální luvizemě (www.geology.cz, staženo 24.2.2020).



Obr. 1. Rozložení prachových koupališť v Rezervaci koní a zubrů na Travinách. Aktivní plochy (žlutě), dvouleté plochy (modře), hranice rezervace (světle zeleně).

6.1.2 Opuštěné pole

Opuštěné pole, na kterém probíhá experiment, se nachází v bezprostřední blízkosti Přírodní rezervace (PR) Pod Benáteckým vrchem (Obr. 2). Chráněné území o rozloze 69 ha leží severně od obce Milovice na území bývalého vojenského prostoru. V roce 2005 bylo území o celkové rozloze 1244,1 ha zařazeno do Národního seznamu evropsky významných lokalit. Přírodní rezervace se nachází v rozmezí nadmořských výšek 202-234 m.n.m. (Marková 2013). Vlivem dlouhodobé vojenské činnosti se na území rezervace udržovalo trvalé bezlesí, což nyní umožňuje výskyt různých travinobylinných společenstev (mezofilní ovsíkové louky, širokolisté suché trávníky, otevřené trávníky s paličkovcem šedavým (*Corynephorus canescens*) a kostřavové trávníky písčin). Vyskytují se zde i další typy porostů, a to suchá vřesoviště a vysoké suchomilné a mezofilní křoviny (Svoboda 2009).

Na úpatí rezervace leží pole, které bylo v roce 2017 opuštěno. Zde byl v následujícím roce (1.8. 2018) založen experiment. V roce 2018, před přenosem biomasy, dominovaly na poli zejména segetální a ruderalní druhy.

V podloží studovaného pole převažují písčito-hlinité až hlinito-písčité sedimenty čtvrtohorního stáří, na okraji plochy se vyskytují druhohorní vápnito-jílovité pískovce.

Vyskytují se zde kambické pararendziny a arenické kambizemě (www.geology.cz, staženo 24.2.2020).



Obr. 2. Lokalita PR Pod Benáteckým vrchem. Zakreslené hranice PR (úzká červená čára s bílým lemem), rovná červená čára značí polohu experimentu na opuštěném poli.

6.1.3 Zdrojová lokalita

Zdrojová lokalita se nachází na mírnějších svazích Přírodní památky (PP) Chlum u Nepřevázky, která leží přibližně dva a půl kilometru jižně od Mladé Boleslavi. Toto území je také chráněno soustavou Natura 2000 a spadá pod Evropsky významnou lokalitu Chlum u Nepřevázky, jejíž celková rozloha je 223,34 ha (Štefánek et al. 2015). Nadmořská výška dosahuje 225-370 m.n.m.

Na lokalitě se nachází komplex různých biotopů. Častěji jsou zastoupeny mezofilní louky, floristicky nejcennější jsou však polopřirozené suché trávníky. V hojném počtu se zde vyskytuje řada druhů z Červeného seznamu (Grulich & Chobot 2017), např. mateřídouška panonská (*Thymus pannonicus*), růže galská (*Rosa gallica*), ledenec přímořský (*Lotus maritimus*), bílojetel bylinný (*Dorycnium herbaceum*) či pcháč bezlodyžný (*Cirsium acaule*). Mezi další zajímavé druhy patří ostřice Micheliova (*Carex michelii*), hlaváč žlutavý (*Scabiosa ochroleuca*), krvavec menší (*Sanguisorba minor*) nebo devaterník velkokvětý

(*Helianthemum nummularium*). V blízkém okolí se nacházely i některé náletové dřeviny, např. hloh (*Crataegus* sp.), svída krvavá (*Cornus sanguinea*) nebo trnka obecná (*Prunus spinosa*) (Gerža 2015).

Na plochách, kde byla odebrána biomasa (Obr.3), dominovaly následující druhy: válečka prapořitá (*Brachypodium pinnatum*), ostřice chabá (*Carex flacca*), máchelka srstnatá (*Leontodon hispidus*), oman vrbolistý (*Inula salicina*), jehlice trnitá (*Ononis spinosa*) a šalvěj luční (*Salvia pratensis*). Další zaznamenané druhy ukazuje Příloha 1. Podloží je tvořeno druhohorními vápnitými jílovcí, slínovci a prachovci, z půd převažují karbonátové pelozemě (www.geology.cz, staženo 4.3.2020).



Obr. 3. Zdrojová lokalita PP Chlum u Nepřevázky.
Hranice PP (červeně s bílým lemem), zdrojová plocha (červeně).

6.2 Sběr dat

6.2.1 Prachová koupaliště

V Pastevní rezervaci koní a zubrů byla podle detailních leteckých snímků dohledána aktivní prachová koupaliště, která koně přestali po roce 2017 využívat. Na leteckých snímcích z roku 2018 bylo z map již patrné, že koupaliště začínají spontánně zarůstat. Během vegetační sezóny 2019 byla vyhledána i koupaliště aktivní, tedy založená roku 2019.

Soubor dat pro pilotní studii tak v současnosti zahrnuje celkem 14 fytoecologických snímků, sedm dvouletých koupališť (aktivní naposledy v roce 2017) a sedm aktivních koupališť (nově vzniklá nebo stále aktivní v roce 2019) (Příloha 2,3). Jednoletá koupaliště (opuštěná v roce 2018) se do pilotní studie nepovedlo zařadit, protože se nepodařilo včas získat detailní letecké snímky, které umožňují jejich identifikaci. Pokračování této studie je v plánu v následujících sezónách.

K fytoecologickému snímkování byly vybrány homogenní plochy, ve kterých bylo možné vytvořit snímek o velikosti 2x2 m. Sběr dat proběhl v červenci a srpnu 2019. Ke každému koupališti byl pořízen také kontrolní snímek o stejné velikosti v blízkém porostu, který nebyl narušen komfortním chováním zvířat. Na snímkováných plochách byla vizuálně odhadnuta jak pokryvnost jednotlivých druhů v procentech, tak celková pokryvnost vegetace v jednotlivých vegetačních patrech. Patra byla členěna na mechové (E0) a bylinné (E1, do 1 m), keřové ani stromové se na sledovaných plochách nevyskytovalo (Moravec et al. 1994). Pokryvnost byla zaznamenána v procentech, vzácné druhy byly značeny r (0,02) a druhy s pokryvností do 1 % jako + (0,1). Takto bylo celkem zaznamenáno 28 vegetačních snímků, sedm dvouletých koupališť (opuštěny po roce 2017), sedm aktivních koupališť z roku 2019 a celkem 14 kontrolních ploch. Nejednalo se o plochy trvale vytyčené, jelikož to z důvodu volného pohybu koní a praturů, případně i narušování povrchu u stále aktivních koupališť z roku 2019, nebylo technicky možné. Pozice všech snímků byla zaznamenána pomocí GPS souřadnic a byly doplněny informace o pomocných orientačních bodech v okolí.

6.2.2 Opuštěné pole

Ve vymezeném prostoru pole, opuštěného v roce 2017, byla vytyčena experimentální plocha. Některé plochy budou po zavedení pastvy v roce 2020/2021 sloužit jako kontrolní a budou ohraničeny. Proto byly všechny plochy uspořádány v dlouhém úzkém pásu (16x125 m) přiléhajícím k ohradníku, který umožní zavedení elektriny do ohrazení kolem nepasených ploch. Rozmístění jednotlivých ploch uvnitř pásu bylo dáno požadavky správce na prostupnost území pro koně, aby zvířata byla ochotná pást se na plochách k tomu určených. Uvnitř pásu bylo vytyčeno celkem 20 dílčích ploch. Vždy se jedná o dvojice ploch o rozloze 8x8 m, které na sebe přímo navazují. V těchto plochách je uprostřed vyznačena menší zkoumaná plocha o rozloze 5x5 metrů, ke byly zapisovány vegetační snímky. Jedna plocha ze dvojice je vždy ohraničena (do budoucna nepasena), druhá je bez ohraničení (do budoucna pasena) a střídají se dvojice s přenesenou biomasou a plochy ponechané spontánní obnově (viz Příloha 4). Mezi dvojicemi ploch je vždy mezera pět metrů a ohradník je od ploch též vzdálen pět metrů.

Biomasa byla posečena na zdrojové lokalitě v PP Chlum u Nepřevázky a následně převezena ve formě zeleného sena a ručně rozprostřena na studované plochy. Přenos biomasy byl realizován dne 1.8.2018. Tento termín byl konzultován s Dr. Ivanou Jongepierovou, která má řadu zkušeností se zatravňováním polí pomocí přenesené biomasy z druhově bohatých lokalit (Jongepierová 2008). Biomasa byla odebrána ze stejně velkého území, jaké zabírá studovaná lokalita, jednalo se tedy o poměr přenosu 1:1.

Na vymezených dílčích plochách byly zhotoveny fytoecnologické snímky v červnu 2018 (Příloha 5), tj. před experimentem a v roce 2019 (Příloha 6), tedy rok po přenosu biomasy. Zdrojová lokalita byla snímkována v červnu 2018 (Příloha 1). Fytoecnologické snímky měly rozměry 5x5 m. Na snímkových plochách byla vizuálně odhadnuta pokryvnost jednotlivých druhů a celková pokryvnost vegetace v jednotlivých vegetačních patrech (Moravec et al. 1994). Pokryvnost byla zaznamenána v procentech, vzácné druhy byly značeny r (0,02) a druhy s pokryvností do 1 % jako + (0,1). Patra byla členěna na mechové (E0) a bylinné (E1, do 1 m), keřové ani stromové patro se na sledovaných plochách nevyskytovalo. Takto bylo na experimentální ploše zaznamenáno celkem 20 snímků v sezóně 2018 a následně byly plochy přesnímkovány v sezóně 2019. Na zdrojové lokalitě byly v roce 2018 vytvořeny dva fytoecnologické snímky.

6.3 Zpracování a vyhodnocení dat

Data byla vyhodnocena pomocí mnohorozměrných analýz v programu Canoco 5 (ter Braak & Šmilauer 2012). Data o pokryvnosti jednotlivých druhů byla logaritmována (Šmilauer & Lepš 2014).

Ke zpracování dat z prachových koupališť byla použita lineární metoda, která byla vybrána na základě délky gradientu 2,9 SD jednotek. K vizualizaci celkové variability dat prachových koupališť se všemi plochami byla použita analýza PCA (Principal Component Analysis), a do grafu této analýzy byly pasivně promítnuty některé environmentální proměnné. Jednotlivé identity dvojic snímků (koupaliště-kontrola) byly v analýzách použity jako kovariáta. Rozdíl mezi plochami byl testován analýzou RDA (Redundancy analysis) pomocí Monte Carlo permutačního testu s 999 permutacemi.

U opuštěného pole byla na základě délky gradientu 2,7 SD jednotek v neomezené analýze vybrána metoda PCA. Vliv přenosu biomasy na změnu složení vegetace na opuštěném poli byl posouzen pomocí omezené analýzy RDA. Lineární metoda byla vybrána na základě délky gradientu 2,7 SD jednotek. Významnost modelu vlivu přenosu biomasy byla testována Monte Carlo permutačním testem s 999 permutacemi. Stejnou analýzou byla vyhodnocena i změna druhového složení mezi roky 2018 a 2019.

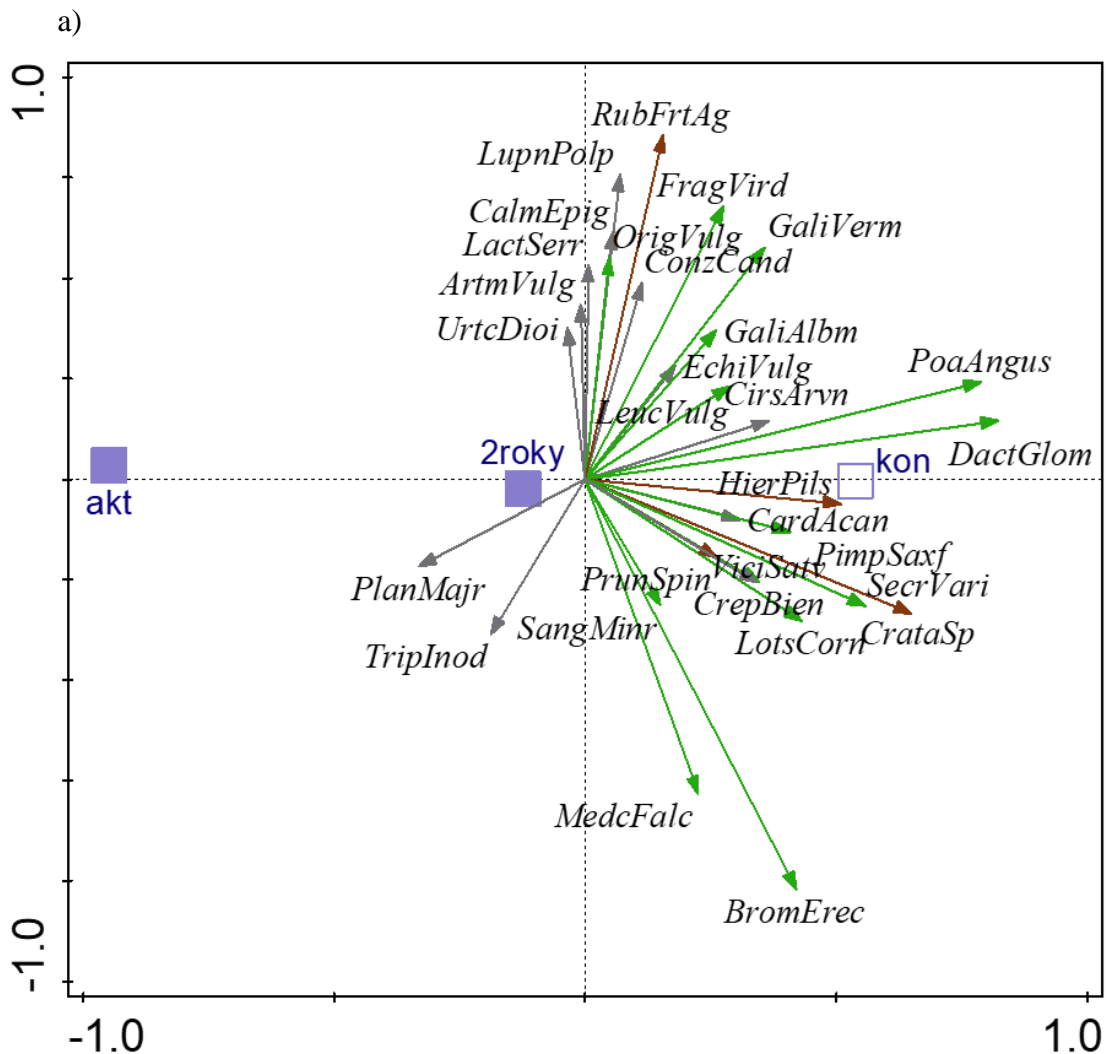
Rozdíly v druhové bohatosti a pokryvnosti jednotlivých kategorií určených podle vegetační příslušnosti (luční, synantropní, lesní), životního cyklu (monokarpické, polykarpické) a životních forem (trávy: koupaliště/graminoidy: pole, širokolisté byliny, dřeviny) byly testovány na všech typech stanovišť (Ellenberg et al. 1991 a Chytrý 2007, 2009, 2011, 2013), a to vždy zvlášť pro soubor dat z koupališť a zvlášť pro opuštěné pole. Data byla testována analýzou variance (ANOVA) a navazujícím post-hoc testem s Bonferroniho korekcí. Tyto analýzy byly provedeny pomocí programu Statistica 13 (StataCorp 2013).

7 Výsledky

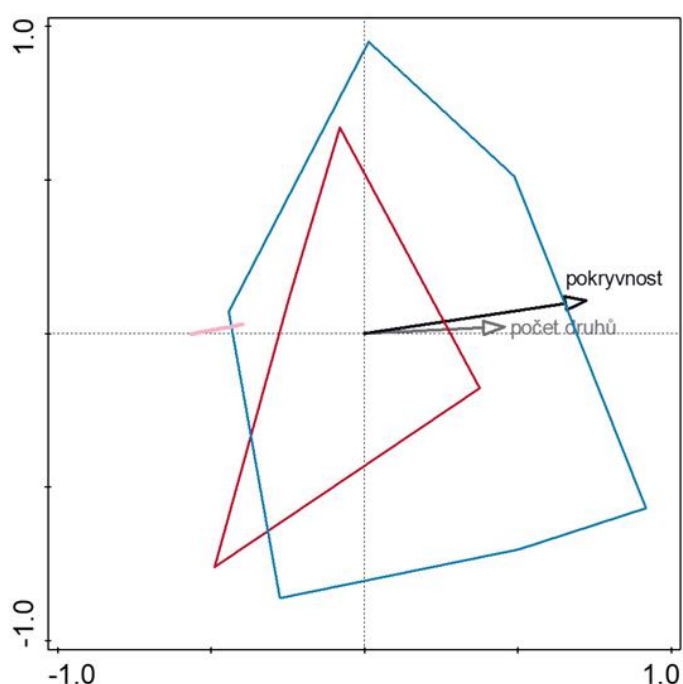
7.1 Prachová koupaliště

Na aktivních, pravidelně disturbovaných koupalištích mapovaných v roce 2019, bylo zaznamenáno jen velmi malé množství druhů vyšších rostlin (celkem 7 druhů). Pět z nich bylo lučních (71,4%), jeden synantropní (14,3%) a taktéž jeden lesní (14,3%). Na dvouletých plochách byl jejich počet několikanásobně vyšší (50 druhů), a blížil se kontrolním plochám (47 druhů) (Obr.4a).

S narůstající dobou od opuštění koupaliště, tedy s ukončením narušování půdy, se zvyšuje počet i pokryvnost druhů. Rozdíl mezi jednotlivými typy ploch byl průkazný, $F=3,3$; $p<0,001$ (Obr.4b). Stáří ploch vysvětlilo 21,51% z celkové variability druhů (Příloha 7).



b)



Obr.4. Nepřímá ordinace (PCA)

a) druhů

Druhy: luční (zeleně), synantropní (šedě), lesní (hnědě).

Pasivně promítnuté centridy pro aktivní koupaliště (akt, plný fialový čtverec), dvouletá koupaliště (2roky, plný fialový čtverec) a kontrolní plochy (kon, prázdný fialový čtverec).

Druhy jsou pojmenovány pomocí zkratk tvořených z rodového a druhového jména.

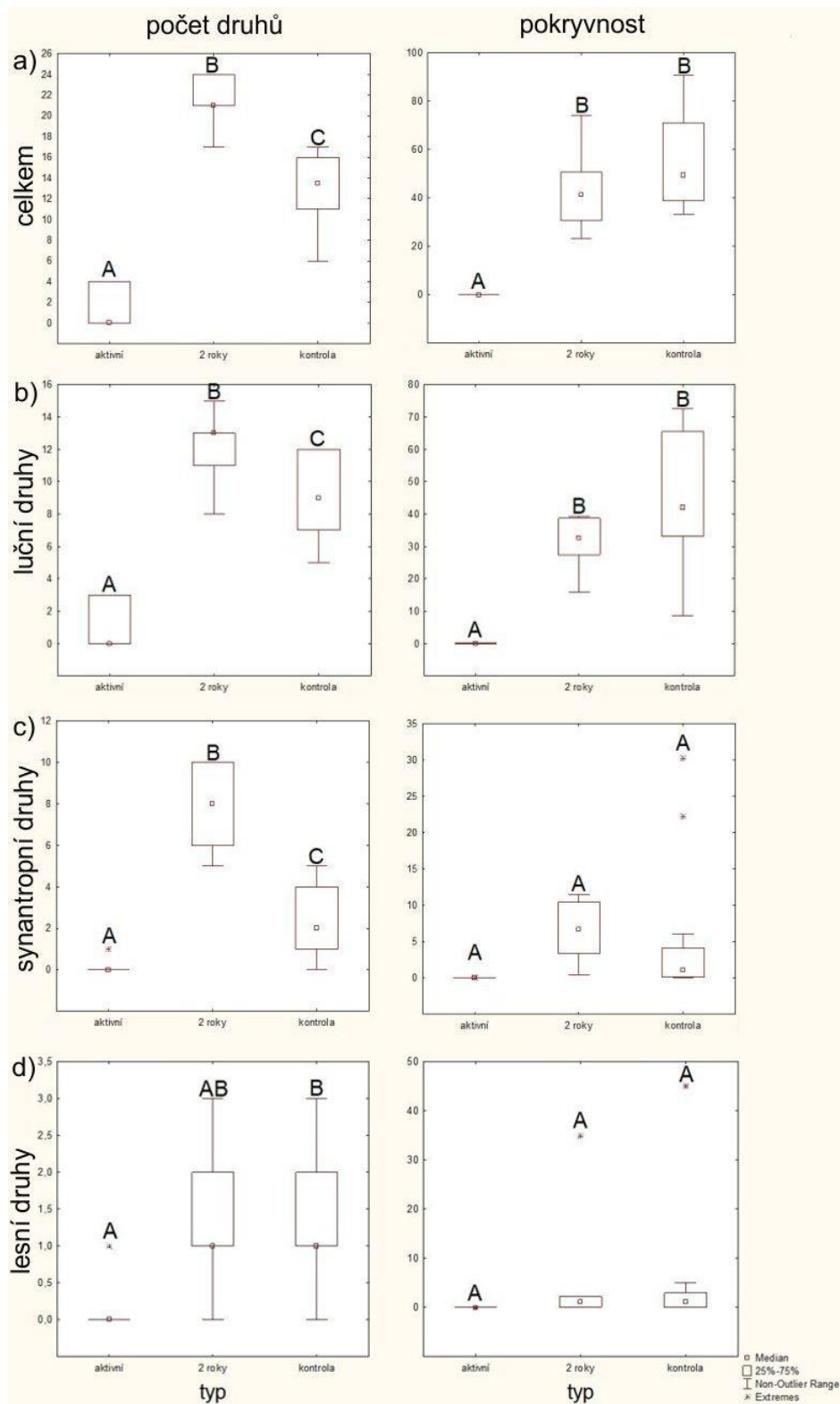
b) snímků

Obálky propojují okrajové plochy stejného typu. Plochy: kontrolní (modře), aktivní koupaliště (růžově), dvouletá koupaliště (červeně), pasivně promítnuta celková pokryvnost druhů (černá šipka) a celkový počet druhů (šedá šipka).

ArtnVulg – *Artemisia vulgaris*, BromErec – *Bromus erectus*, CalmEpig – *Calamagrostis epigejos*, CardAcan – *Carduus acanthoides*, CirsArvn – *Cirsium arvense*, ConzCand – *Conyza canadensis*, CrataSp – *Crataegus* sp., CrepBien – *Crepis biennis*, DactGlom – *Dactylis glomerata*, EchiVulg – *Echium vulgare*, FragVird – *Fragaria viridis*, GaliAlbm – *Galium album*, GaliVerm – *Galium verum*, HierPils – *Hieracium pilosella*, LactSerr – *Lactuca serriola*, LeucVulg – *Leucanthemum vulgare*, LotsCorn – *Lotus corniculatus*, LupnPolp – *Lupinus polyphyllus*, MedcFalc – *Medicago falcata*, OrigVulg – *Origanum vulgare*, PimpSaxf – *Pimpinella saxifraga*, PlanMajr – *Plantago major*, PoaAngus – *Poa angustifolia*, PrunSpin – *Prunus spinosa*, RubFrtAg – *Rubus fruticosus* agregát, SangMinr – *Sanguisorba minor*, SecrVari – *Securigera varia*, TripInod – *Tripleurospermum inodorum*, UrtcDioi – *Urtica dioica*, ViciSatv – *Vicia sativa*.

Na dvouletých plochách patřilo 24 druhů (48%) mezi luční, 22 druhů (44%) k synantropním a čtyři druhy (8%) k lesním. Na kontrolních plochách bylo celkem nalezeno 47 druhů, z toho 24 druhů (51,1%) patřilo k lučním, 18 druhů (38,3%) k synantropním a pět druhů (10,6%) bylo lesních.

Počet druhů byl průkazně vyšší na dvouletých plochách, a to nejen v porovnání s plochami aktivními, ale také s plochami kontrolními. Naproti tomu pokryvnost bylinného patra se průkazně lišily pouze aktivní plochy (Obr. 5a).



Obr. 5. Počet druhů a pokryvnost pro všechny druhy a pro jednotlivé vegetační skupiny na aktivních a dvouletých prachových koupalištích a na kontrolních plochách.

a) celkem, b) luční druhy, c) synantropní druhy, d) lesní druhy.

Signifikance je značena písmeny, v boxplotech je znázorněn medián a kvartily.

$p < 0,001$, pouze u c) pokryvnost - ns, d) počet druhů - ns; pokryvnost - ns.

Počet lučních druhů na koupalištích během prvních dvou let po jejich opuštění výrazně vzrostl, a průkazně převyšoval i počet lučních druhů na kontrolních plochách. Pokryvností se však průkazně odlišovaly jen aktivní plochy, rozdíl v pokryvnosti mezi dvouletými plochami a kontrolními plochami byl neprůkazný (Obr. 5b). Na mladších plochách dominovala srha laločnatá (*Dactylis glomerata*), na dvouletých plochách potom měla kromě srhy laločnaté velkou pokryvnost ještě lipnice úzkolistá (*Poa angustifolia*) (Příloha 2,3).

Současně se žádoucími cílovými lučními druhy narůstal na dvouletých plochách i počet nežádoucích synantropních druhů. Jejich zastoupení bylo průkazně vyšší v porovnání s kontrolními plochami, v pokryvnostech u jednotlivých typů ploch průkazný rozdíl nebyl (Obr. 5c). Na mladších plochách se nacházel jen ředkevník galský (*Erucastrum gallicum*), na dvouletých plochách dominovala mochna plazivá (*Potentilla reptans*) (Příloha 2,3).

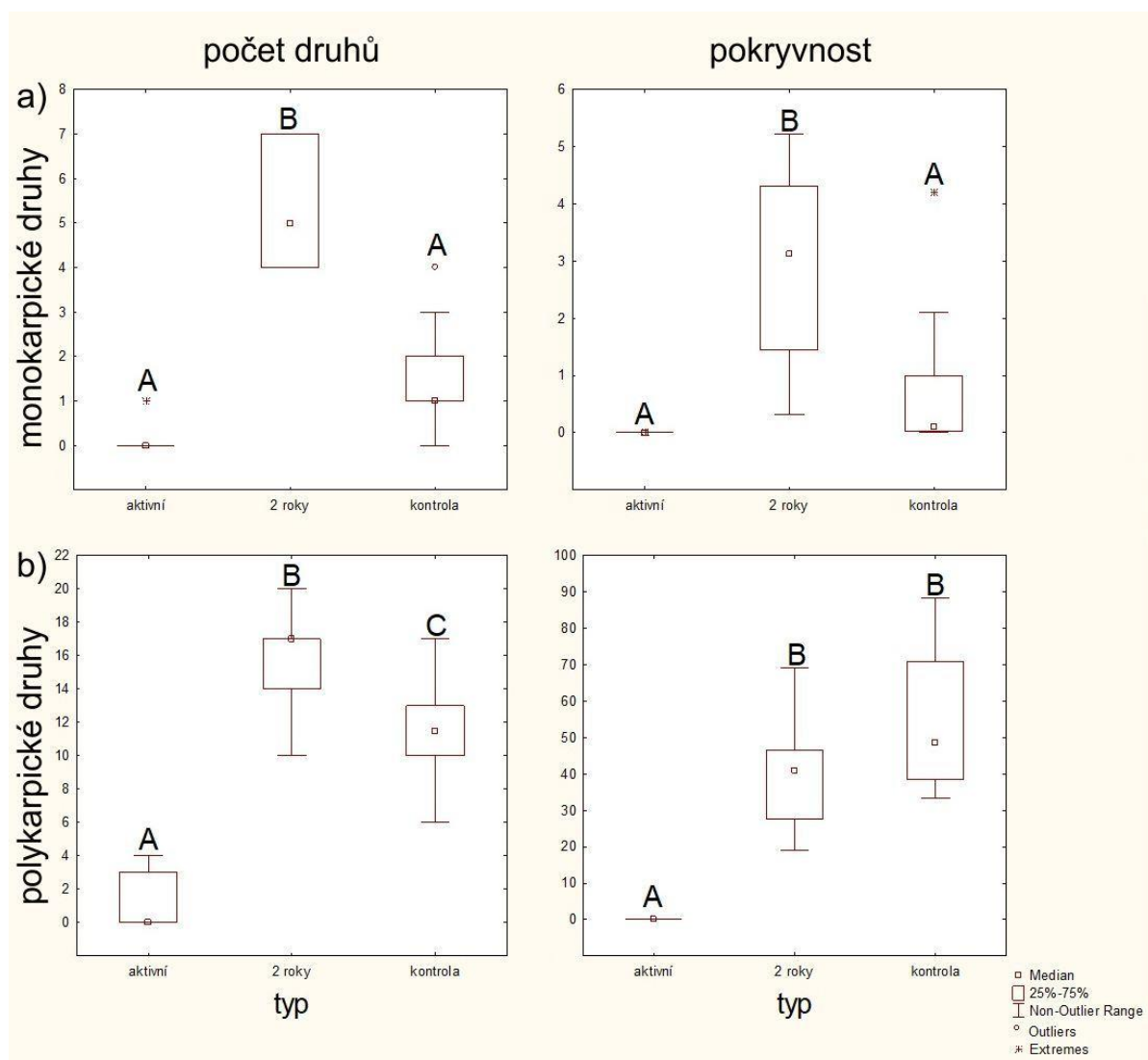
Lesní druhy se na plochách vyskytovaly jen poměrně vzácně. Nejvíce jich bylo na plochách kontrolních. V pokryvnosti mezi dvouletými a kontrolními plochami však nebyl průkazný rozdíl (Obr. 5d). Na aktivních plochách se vyskytoval pouze jestřábník chlupáček (*Hieracium pilosella*), na dvouletých plochách dominoval ostružiník křovitý (*Rubus fruticosus* agg.) (Příloha 2,3).

Z hlediska rozdělení druhů podle délky životního cyklu na aktivních plochách dominovaly polykarpické druhy, kterých bylo nalezeno šest (85,7%). Monokarpický byl pouze jediný druh (14,3%). Na dvouletých plochách byl zaznamenán největší počet polykarpických druhů, které zde také převažovaly, celkem 36 druhů (72%). Současně zde byl také nejvyšší počet monokarpických druhů, celkem 14 druhů (28%). Na kontrolních plochách byly počty druhů velmi podobné plochám dvouletým, polykarpických druhů bylo 35 (74,5%), monokarpických druhů 12 (25,5%).

Počet monokarpických druhů na dvouletých plochách se průkazně lišil od aktivních i kontrolních ploch. Pokryvnost kopírovala tento trend. Průkazně nejvyšší byla na dvouletých plochách. (Obr. 6a). Na mladších plochách rostl pouze ředkevník galský, na starších plochách dominovala užanka lékařská (*Cynoglossum officinale*) a turanka kanadská (*Conyza canadensis*) (Příloha 2,3).

Počet polykarpických druhů na dvouletých plochách byl průkazně vyšší než na kontrolních plochách. Jejich pokryvnost byla průkazně nejnižší u aktivních ploch, mezi dvouletými a aktivními plochami nebyl zjištěn průkazný rozdíl (Obr. 6b). Na mladších plochách se vyskytovaly polykarpické druhy ve velmi malé míře, na starších plochách

dominovala srha laločnatá, velkou pokryvnost měla také lipnice úzkolistá a sveřep vzpřímený (*Bromus erectus*) (Příloha 2,3).



Obr. 6. Počet druhů a pokryvnost v jednotlivých skupinách dle délky životního cyklu na aktivních a dvouletých prachových koupalištích a na kontrolních plochách.

a) monokarpické druhy, b) polykarpické druhy.

Signifikance je značena písmeny, v boxplotech je znázorněn medián a kvartily.

$p < 0,001$.

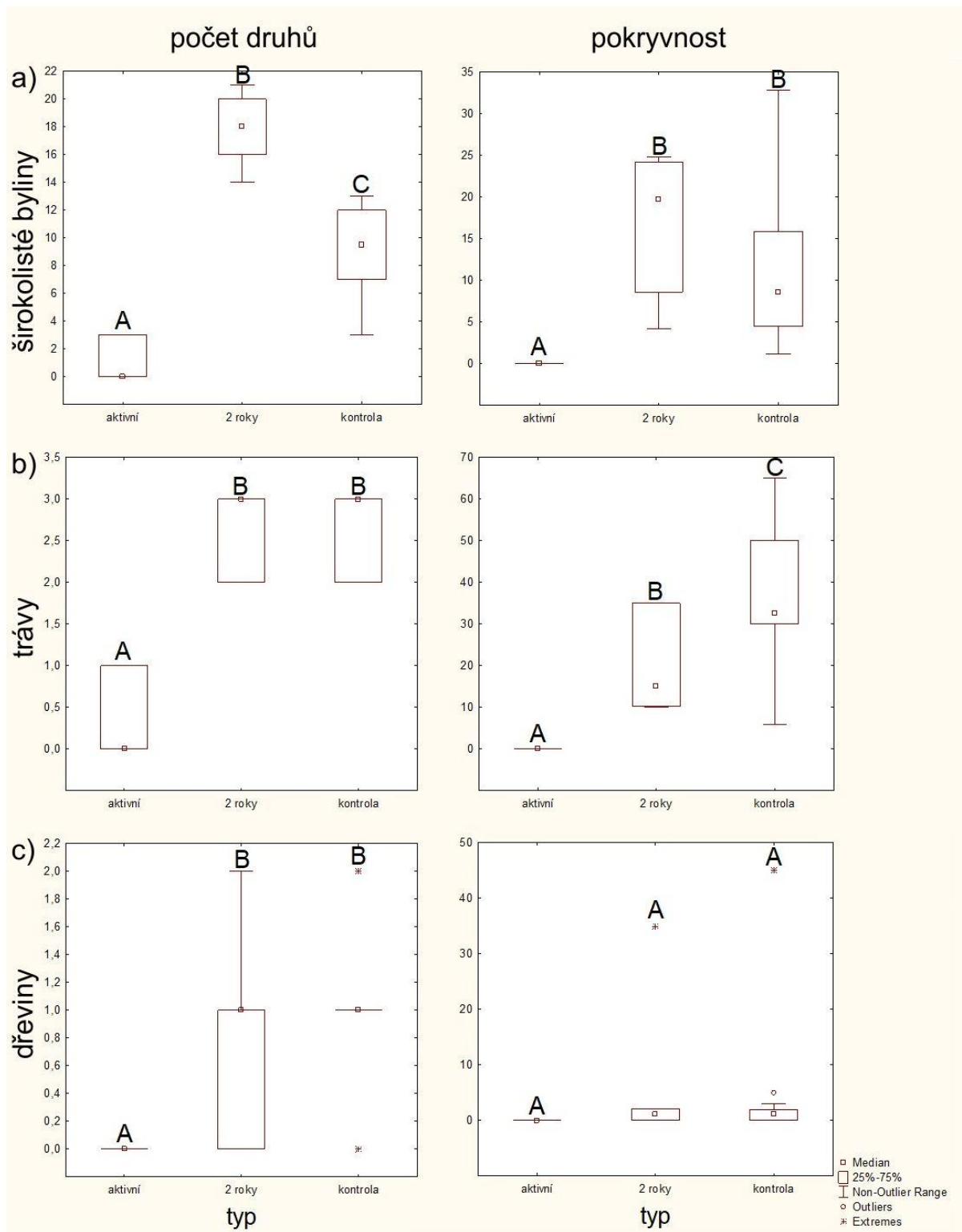
Mezi životními formami převažovaly na aktivních plochách širokolisté byliny v celkovém počtu šesti druhů (85,7%). Z trav se zde nacházel jen jeden druh (14,3%), dřeviny se zde nenacházely vůbec. Na dvouletých plochách převažovaly širokolisté byliny, celkem

44 druhů (88%). K travám patřily čtyři druhy (8%), mezi dřeviny dva druhy (4%). Na kontrolních plochách bylo 40 druhů bylin (85,1%), čtyři druhy trav (8,5%) a tři druhy dřevin (6,4%).

Průkazně nejvyšší počet druhů bylin byl na dvouletých plochách, méně jich bylo na plochách kontrolních, a průkazně nejméně se jich vyskytovalo na aktivních plochách. V pokryvnosti se dvouleté a kontrolní plochy průkazně nelišily, průkazně nižší pokryvnost vykazovaly aktivní plochy (Obr. 7a). Na aktivních plochách netvořil žádný z druhů dominantu, na dvouletých plochách měly největší pokryvnost pýr plazivý (*Elytrigia repens*), třezalka tečkovaná (*Hypericum perforatum*) a mochna plazivá (Příloha 2,3).

Na všech typech ploch se nacházelo jen málo druhů patřících mezi trávy. Průkazně nižší počty vykazovaly jen aktivní plochy, dvouleté a kontrolní se od sebe nelišily. Nejvyšší pokryvnost vykazovaly kontrolní plochy, které se průkazně lišily od ostatních typů ploch (Obr. 7b). Na aktivních plochách rostla jen srha laločnatá, na dvouletých plochách taktéž dominovala srha laločnatá, velkou pokryvnost měla také lipnice úzkolistá (Příloha 2,3).

Dřeviny byly na všech typech ploch zaznamenány jen vzácně. Na aktivních plochách se nenacházela žádná, dvouleté a kontrolní plochy se průkazně v počtu druhů nelišily. Pokryvnost byla také na všech typech ploch srovnatelná a průkazně se mezi plochami nelišila (Obr. 7c). Dřeviny se nacházely jen na starších plochách, kde dominoval ostužiník křovitý (Příloha 2,3).



Obr. 7. Počet druhů a pokryvnost v jednotlivých skupinách dle životní formy na aktivních a dvouletých prachových koupalištích a na kontrolních plochách.

a) širokolisté byliny, b) trávy, c) dřeviny.

Signifikance je značena písmeny, v boxplotech je znázorněn medián a kvartily.

$p < 0,001$, pouze u a) pokryvnost: $p < 0,01$, c) počet: $p < 0,01$, pokryvnost – ns.

7.2 Opuštěné pole

Na snímcích z roku 2018 bylo na poli zaznamenáno 28 druhů, následující rok bylo na poli nalezeno 40 druhů (viz Tab. 1). V průběhu let 2018 a 2019 se výrazně změnila druhová skladba.

Tab. 1. Druhové složení pole v letech 2018 a 2019, prezence (+) a absence (-) druhu. J – monokarpický druh, V – polykarpický druh, G – luční druh, S – synantropní druh, W – lesní druh, B – bylina, T – graminoid, D – dřevina.

druhy	délka života	vegetační skupiny	životní forma	2018	2019
<i>Achillea millefolium</i>	V	G	B	-	+
<i>Agrimonia eupatoria</i>	V	G	B	-	+
<i>Allium scorodoprasum</i>	V	W	B	-	+
<i>Apera spica-venti</i>	J	S	T	+	+
<i>Arabidopsis thaliana</i>	J	S	B	+	+
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	J	G	B	+	+
<i>Calamagrostis epigejos</i>	V	S	T	-	+
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	J	S	B	+	+
<i>Centaurea stoebe</i>	J	G	B	-	+
<i>Cerastium semidecandrum</i>	J	G	B	+	+
<i>Convolvulus arvensis</i>	V	S	B	-	+
<i>Conyza canadensis</i>	J	S	B	+	+
<i>Crataegus sp. juv</i>	V	W	D	-	+
<i>Dactylis glomerata</i>	V	G	T	-	+
<i>Daucus carota</i>	J	S	B	-	+
<i>Digitaria ischaemum</i>	J	S	T	+	+
<i>Echinochloa crus-galli</i>	J	S	T	+	-
<i>Echium vulgare</i>	J	S	B	+	+
<i>Erodium cicutarium</i>	J	S	B	+	+
<i>Fallopia convolvulus</i>	J	S	B	+	+
<i>Festuca rubra</i>	V	G	T	-	+
<i>Galium verum</i>	V	G	B	-	+
<i>Geranium pusillum</i>	J	S	B	-	+
<i>Hypericum perforatum</i>	V	G	B	-	+
<i>Chenopodium album</i>	J	S	B	+	+
<i>Chenopodium strictum</i>	J	S	B	+	-
<i>Lactuca serriola</i>	J	S	B	+	+
<i>Melampyrum arvense</i>	J	S	B	-	+
<i>Oenothera biennis</i>	J	S	B	+	+
<i>Papaver rhoeas</i>	J	S	B	+	-
<i>Plantago lanceolata</i>	V	G	B	-	+
<i>Poa angustifolia</i>	V	G	T	-	+
<i>Polygonum arenastrum</i>	J	S	B	+	+
<i>Prunus sp. juv</i>	V	W	D	+	+
<i>Raphanus raphanistrum</i>	J	S	B	+	+
<i>Rumex acetosella</i>	V	G	B	+	+
<i>Sanguisorba minor</i>	V	G	B	-	+
<i>Setaria pumila</i>	J	S	T	+	-
<i>Setaria viridis</i>	J	S	T	+	+
<i>Silene latifolia (alba)</i>	V	S	B	+	+
<i>Sisymbrium loeselii</i>	J	S	B	+	-
<i>Spergula arvensis</i>	J	S	B	+	-
<i>Stellaria media</i>	J	S	B	+	-
<i>Trifolium arvense</i>	J	G	B	-	+
<i>Trifolium campestre</i>	J	G	B	-	+
<i>Tripleurospermum inodorum</i>	J	S	B	+	+
<i>Viola arvensis</i>	J	S	B	+	+

Na plochách snímkových v roce 2018 byla většina druhů klasifikována jako synantropní (85,7%). Luční druhy byly vzácné (10,7%), a lesní druhy se vyskytovaly jen ojediněle (3,6%). V roce 2019 stále převažovaly synantropní druhy, ale protože celkový počet druhů vzrostl, bylo jejich relativní zastoupení nižší než v předešlém roce (55%). Současně se pětinašobně zvětšil počet lučních druhů (37,5%). Počet lesních druhů zůstal nízký (7,5%). Na zdrojové ploše dominovaly luční druhy (71,1%), lesní (15,6%) a synantropní druhy (11,1%) se zde vyskytovaly poměrně málo. Na zdrojové ploše se ještě nacházel jeden mokřadní druh (2,2%). Tato kategorie se na poli vůbec nevyskytovala, proto není v tabulce Tab. 2 tato kategorie vůbec uvedena.

Tab. 2. Celkové počty a průměrné počty druhů a pokryvnosti na plochu. Před přenosem (2018), po přenosu (2019) a zdrojové plochy (zdroj), ke každé kategorii je spočten průměr a směrodatná odchylka, včetně signifikance s Bonferroniho korekcí (znázorněno písmeny).

	Druhy	Počet			Pokryvnost					
		2018	2019	zdroj	2018	2019	zdroj			
		počet druhů			průměr na plochu ±SE			průměr na plochu ±SE		
	celkem	28	40	45	A 12,800±2,542	A 11,500±3,543	B 32,000±1,000	A 54,670±10,755	A 51,684±8,036	B 108,220±3,980
Vegetační skupiny	luční druhy	3	15	32	A 1,350±0,477	B 2,450±1,3220	C 23,500±0,500	A 4,782±8,814	B 15,943±16,546	C 57,560±7,040
	synantropní druhy	24	22	5	A 11,400±2,332	B 8,900±2,718	C 3,000±0,000	A 37,087±13,757	B 24,238±13,408	B 0,300±0,000
	lesní druhy	1	3	7	A 0,050±0,218	A 0,150±0,357	B 4,500±0,500	A 0,001±0,004	A 0,003±0,007	B 0,860±0,440
Délka života	monokarpické druhy	25	24	3	A 11,300±2,532	B 8,850±3,321	C 2,000±0,000	A 37,069±13,742	B 24,323±13,591	B 0,200±0,000
	polykarpické druhy	3	16	42	A 1,500±0,500	B 2,650±0,910	C 30,000±1,000	A 4,801±8,831	B 15,861±16,659	C 76,020±4,980
Životní formy	šírokolisté byliny	22	31	32	A 9,150±2,197	A 8,900±3,434	B 23,000±2,000	A 27,471±7,941	A 31,398±10,035	A 36,160±8,560
	graminoidy	5	7	6	A 3,600±0,917	B 2,500±0,742	A 4,500±1,500	A 14,398±14,755	A 8,784±5,424	B 39,200±13,100
	dřeviny	1	2	7	A 0,050±0,218	A 0,100±0,300	B 4,500±0,500	A 0,001±0,004	A 0,002±0,006	B 0,860±0,440

Plochy na poli se v průměrném počtu i pokryvnosti lučních druhů mezi roky průkazně lišily. Počet lučních druhů v roce 2019 stoupl oproti roku 2018 na pětinašobek, na zdrojové ploše byl však počet druhů průkazně vyšší. Změny u pokryvnosti lučních druhů byly podobné. V roce 2018 dominoval na plochách šťovík menší (*Rumex acetosella*), významné procento tvořily také písečnice douškolistá (*Arenaria serpyllifolia*) a rožec

pětimužný (*Cerastium semidecandrum*). V roce 2019 dominoval zejména šťovík menší (Příloha 5,6).

Celkový počet synantropních druhů se ve druhém roce sezóny téměř nezměnil, v průměrných počtech se však plochy mezi lety průkazně lišily. Na zdrojové ploše byl počet i pokryvnost synantropních druhů nejnižší. Naopak nejvyšší počet synantropních druhů byl zaznamenán v roce 2018 a průkazně se lišil od roku 2019. V roce 2018 dominoval merlík bílý (*Chenopodium album*), významné procento pokrývala také violka rolní (*Viola arvensis*) a pumpava obecná (*Erodium cicutarium*). V roce 2019 dominovala pumpava obecná, významnou plochu také zabírala chundelka metlice (*Apera spica-venti*) (Příloha 5,6).

Lesní druhy se první rok vyskytovaly vzácně, postupně se jejich počet nepatrně zvýšil. Průkazně se však plochy mezi lety nelišily. Nejvyšší počet lesních druhů byl na zdrojové ploše. Pokryvnost lesních druhů byla na poli v obou sezónách srovnatelná, průkazně se lišila jen na zdrojové ploše (Tab. 2). V roce 2018 se na plochách vyskytovala jen trnka obecná (*Prunus spinosa*), v následujícím roce přibyl ještě hloh (*Crataegus* sp.) a česnek ořešec (*Allium scorodoprasum*) (Příloha 5,6).

Monokarpické druhy v roce 2018 na poli dominovaly (89,3%), polykarpických druhů se zde moc nevyskytovalo (10,7%). V roce 2019 bylo na plochách stále více monokarpických druhů, rozdíl mezi počtem monokarpických (60%) a polykarpických druhů (40%) už však nebyl tak patrný. Na zdrojové ploše byla situace zcela opačná, monokarpické druhy zde byly jen ojediněle (6,7%), zbytek tvořily polykarpické druhy (93,3%).

Monokarpických druhů bylo průkazně nejvíce v prvním roce. Lišily se od sebe i plochy z roku 2019 a zdrojová plocha. Průkazně nejvyšší pokryvnost monokarpických druhů vykazovaly plochy z roku 2018. Pokryvnost pole v roce 2019 a pokryvnost zdrojové plochy se průkazně nelišily. V roce 2018 dominoval merlík bílý, velkou pokryvnost měla i violka rolní a chundelka metlice. V následujícím roce dominovala pumpava obecná, významné procento zabírala i chundelka metlice (Příloha 5,6).

Polykarpické druhy průkazně dominovaly na zdrojové ploše, plochy se lišily i mezi lety, nejnižší počet polykarpických druhů byl zaznamenán v prvním roce, následující rok stoupl jejich počet na pětinasobek. Pokryvnost v roce 2019 také průkazně vzrostla (Tab. 2). V obou letech absolutně dominoval šťovík menší (Příloha 5,6).

Mezi životními formami v roce 2018 dominovaly širokolisté byliny (78,6%), graminoidy tvořily menší procento (17,8%) a z dřevin zde byl nalezen pouze jeden druh

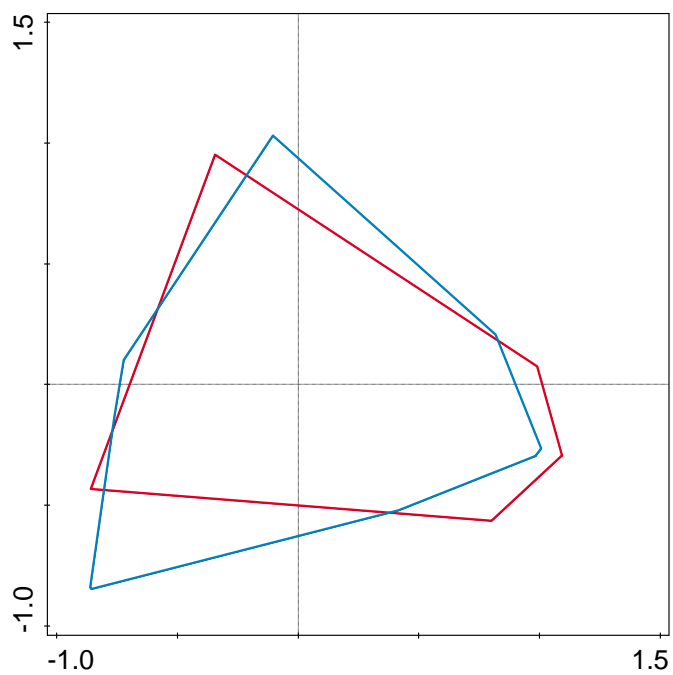
(3,6%). V roce 2019 byla situace velmi podobná – širokolisté byliny (77,5%), graminoidy (17,5%) a druhy dřevin byly na plochách dva (5%). Na zdrojové ploše dominovaly širokolisté byliny (71,1%), dále graminoidy (13,3%), zbytek tvořily dřeviny (15,6%).

Počet bylin mezi lety sice narostl, nárůst mezi lety však nebyl průkazný. Průkazně se lišila jen zdrojová plocha. Pokryvnost byla na všech typech ploch srovnatelná. V roce 2018 dominoval merlík bílý, velkou pokryvnost měly také violka rolní a pumpava obecná. V roce 2019 dominoval šťovík menší, pumpava obecná měla také velkou pokryvnost (Příloha 5,6).

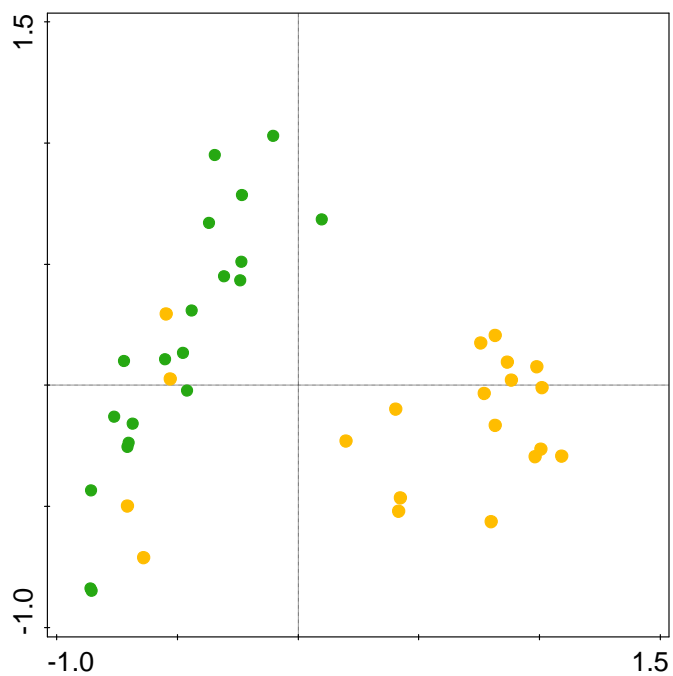
Počet graminoidů se mezi lety průkazně zvýšil, počty druhů na plochách z roku 2018 byly srovnatelné s počty na zdrojové ploše. Pokryvnost graminoidů byla ale nejvyšší právě na zdrojové ploše, plochy z roku 2018 a 2019 se od sebe průkazně nelišily. V roce 2018 dominovaly bér zelený (*Setaria viridis*) a chundelka metlice. Následující rok dominovala chundelka metlice (Příloha 5,6).

Druhů dřevin bylo celkově na všech plochách málo, plochy na poli se od sebe průkazně nelišily ani v počtech ani v pokryvnosti, průkazně se lišila jen zdrojová plocha (Tab. 2). V roce 2018 se na plochách vyskytovala jen trnka obecná, v následujícím roce se na plochách vyskytl ještě hloh (Příloha 5,6).

Mezi lety se podařilo přenést šest druhů ze zdrojové lokality (*Agrimonia eupatoria*, *Daucus carota*, *Galium verum*, *Hypericum perforatum*, *Melampyrum arvense*, *Sanguisorba minor*). Všechny se však vyskytovaly nanejvýš ve dvou plochách v pokryvnosti 0,02%. Snímky s biomasou a kontrolní plochy se překrývají, průkazně není patrný vliv přenosu biomasy ($F= 0,8$; $p=0,466$, viz Příloha 8) (Obr. 8). Na snímcích z roku 2018 a 2019 je však patrný vliv spontánní sukcese (Obr.9).



Obr. 8. DCA ordinace snímků.
 Plochy s biomasou (červeně), kontrolní plochy (modře).



Obr.9. DCA – ordinace snímků.
 Snímky z roku 2018 (žlutě), snímky z roku 2019 (zeleně).

8 Diskuze

Nelesní biotopy potřebují k udržení druhové bohatosti disturbance a vznik prázdného prostoru mezi rostlinami (Davies et al. 1999, Isselstein et al. 2002). Prachová koupaliště právě takový prostor nabízí. Disturbance mají větší význam u jednoletých a krátkodobě žijících rostlin než u vytrvalých rostlin, které mohou regenerovat vegetativně (McIntyre et al. 1995, Lavorel et al. 1997). Studovaná prachová koupaliště jsou mladými otevřenými plochami, na aktivních se nachází jen velmi málo druhů, na dvouletých se již nachází převážně druhy polykarpické, monokarpické jsou vzácnější. Na plochách bez disturbancí se nacházejí spíše trvalé druhy, které jsou lépe adaptované na konkurenční podmínky v zapojeném porostu (Crawley & May 1987). Jedná se převážně o graminoidy, které jsou konkurenčně velmi zdatné a při absenci disturbancí v porostu většinou dominují (Guretzky et al. 2007). Pro udržení větší bohatosti lučních druhů, zejména širokolistých bylin, se drobné disturbance způsobené komfortním chováním koní jeví jako ideální management. Ohledně vývoje vegetace na takto narušených plochách zatím žádné informace nejsou, jelikož se obnovou takových ploch žádné studie dosud nezabývaly. Podle pilotní studie, která zatím není příliš obsáhlá, se však vegetace vyvíjí k druhově bohatšímu porostu, dvouleté disturbované plochy druhovou početností lučních druhů, a dokonce i širokolistých bylin, převyšují plochy bez zásahu. U synantropních druhů, které jsou na prachových koupalištích také poměrně značně zastoupeny, lze očekávat s časem jejich pokles. Při obnově vegetace v delším časovém měřítku takový vývoj zaznamenali například Galvánek & Ripka (2017).

Přenos biomasy není tak nákladnou metodou obnovy, musí být však splněny podmínky na vhodnou zdrojovou lokalitu. Pro úspěšný přenos je důležitá zejména vzdálenost zdrojové lokality a s tím související odpovídající druhové složení (White et al. 2006, Johanidesová et al. 2014). V úspěšnosti hraje roli i množství dalších faktorů v podobě množství srážek či povětrnostních podmínek. Aby mohl být přenos úspěšně realizován, je však nejdůležitější vhodné načasování, protože semena již musí být zralá (Jongepierová 2008). Právě nevhodné načasování mohlo být důvodem, proč po první sezóně efekt přenosu biomasy nebyl takřka znatelný. K vyhodnocení úspěšnosti experimentu je ale zapotřebí delší časový horizont. Török et al. (2012) zaznamenali při obnově pomocí přenosu biomasy na bývalé orné půdy nejprve výrazný nárůst plevelů, ve druhé sezóně je začaly postupně nahrazovat cílové druhy. Podobně i Coiffait-Gombault et al. (2011) zaznamenali větší nárůst cílových druhů až během druhé a třetí sezóny, přičemž větší úspěšnost v přenosu vykazovaly trávy (91%) než byliny (62%), které jsou hlavním cílem přenosu mého experimentu. Rok po

přenosu se ve vegetaci vyskytovalo šest přenesených druhů, ale pouze ve velmi malých pokryvnostech. Co se týče pokryvnosti, Kovendi-Jako et al. (2019) zaznamenali v první sezóně po přenosu biomasy také nízkou pokryvnost cílových druhů, podařilo se jim však přenést většinu těchto druhů. Obecně je pro podporu co největšího množství přenesených druhů vhodné uskutečnit přenos dvakrát v sezóně, aby se zachytily druhy, jejichž semena dozrávají dříve a později i ty pozdnější. V případě pokusu na poli byl proveden přenos jen jednou, což mohlo vést k tomu, že biomasa byla sklizena v době, kdy část semen už vypadla. Množství semen nemuselo být dostatečné, aby umožnilo vyklíčení a přežití jedinců i do další sezóny. Podle Bischoff et al. (2018) je vhodné přenos uskutečnit dvakrát - brzký (začátek června) a pozdní (začátek října). Bischoff et al. (2018) zaznamenali větší úspěch ve druhém čili pozdnějším přenosu. To naznačuje, že pozdnější přenos nemusí nutně znamenat ztrátu některých druhů či neúspěch. Některé druhy se mohou objevit až v další sezóně, jak zaznamenali Coiffait-Gombault et al. (2011) nebo Török et al. (2012).

Po první sezóně od přenosu biomasy není znatelný posun vegetace k druhovému složení na zdrojové lokalitě. Projevila se zatím jen směna druhů způsobená vlivem spontánní sukcese. Studium sukcese na orné půdě se zabývalo několik studií a řada z nich doložila výraznou směnu dominant a jejich rychlé střídání během iniciálních stadií sukcese (např. Wilcox 1998, Lencová & Prach 2011, Prach et al. 2014, Prach et al. 2017).

Prvními kolonizátory jsou na narušených stanovištích typicky jednoleté rostliny, které jsou později nahrazené společenstvy trvalých rostlin (Brown 1991, Corbet 1995). Také na experimentálních plochách na opuštěném poli převažovaly v prvním roce monokarpické druhy, víceleté druhy zde téměř nerostly a jejich pokryvnost byla minimální. Následující rok už se poměr monokarpických a polykarpických druhů změnil, stále však monokarpické druhy dominovaly. Převahu monokarpických druhů v iniciálních stádiích na opuštěných polích doložili také Lencová & Prach (2011) nebo Sojneková & Chytrý (2015).

Dle studie Lencové a Pracha (2011) se každé pole bez ohledu na způsob obnovy (semenné směsi, spontánní sukcese) přibližně po deseti letech stane polopřirozeným travním porostem. Pro správný vývoj je však nezbytný management v podobě sekání porostu či ještě lépe v podobě extenzivní pastvy (Garrouj et al. 2019), aby se předešlo zarůstání dřevinami. Tento management má také pozitivní vliv na růst bylin (Bakker 1989). Pokud by bylo opuštěné pole ponecháno samovolnému vývoji, postupem času by vývoj vedl na řadě středoevropských stanovišť k lesnímu porostu (Osbornová et al. 1990, Prach et al. 2007). Výjimkou mohou být stanoviště v suchých a teplých oblastech, kde je sukcese pomalá, a kde i po několika desetiletích dominují křovinaté trávníky (Jírová 2012).

Jako vhodná kombinace managementů pro obnovu travních porostů se jeví spojení přenosu biomasy s extenzivní pastvou (Klimkowska et al. 2010, Garrouj et al. 2019). Tento management je plánován i pro experimentální plochy na opuštěném poli. Klimkowska et al. (2010) obnovovali travní porost pomocí přenosu suchého sena. Na plochách zkoušeli i úspěšnost kombinace více technik, nejlepší výsledky však vykazovaly plochy s kombinovanými zásahy – přenos sena, odstranění svrchní části půdy a následná přítomnost velkých herbivorů. Prachová koupaliště jsou představiteli otevřených stanovišť, kam se řada cílových lučních druhů, zejména širokolistých bylin, dostává přenosem v srsti zvířat i bez asistované obnovy, tedy např. přenosu biomasy. Díky rozvolnění stávajících porostů mají druhy větší šanci na úspěšný přenos. Na druhou stranu, pokud by se ukázalo, že pomocí přenosu biomasy je možné na studované ploše obnovit růst druhů, které se zde už nevyskytují, umožnilo by to nasměrování sukcese k druhově pestřejším porostům. Kombinace obou metod by tedy mohla úspěšně nastartovat obnovu travních porostů ve vojenském výcvikovém prostoru.

9 Závěr a doporučení pro ekologickou obnovu

Pilotní studie na prachových koupalištích vykazuje výrazný posun vegetace směrem k cílovým lučním druhům s větším zastoupením širokolistých bylin. Celkovým počtem druhů tyto plochy také většinou přesahují okolní pouze pasené plochy. Ve vegetaci jsou zatím ve zvýšené míře zastoupeny i synantropní druhy, lze však předpokládat jejich pokles s časem. Zatím se disturbance vlivem komfortního chování koní jeví jako vhodný management pro obnovu nelesní pestřejší vegetace, je však potřeba ověřit tento předpoklad vývoje i na starších plochách a současně doplnit znalosti o vývoji vegetace i na plochách jednoletých.

Přenos biomasy na narušenou plochu se zatím nejeví jako úspěšná restaurační metoda, plochy s přenesenou biomasou a plochy pouze ponechané spontánní sukcesí se neliší, a zatím nesměřují k vegetaci zaznamenané na zdrojové lokalitě. Tato metoda je také spojena s řadou rizik a omezení. Vliv hraje zejména načasování odběru biomasy, úspěšnost může ovlivnit i úhrn srážek či povětrnostní podmínky. Pro vyšší úspěšnost přenosu biomasy by zřejmě bylo zapotřebí odebrat ji z větší plochy na zdrojové lokalitě, než jaká je rozloha plochy experimentální. Přenos byl uskutečněn v poměru 1:1, vhodnější by mohl být poměr alespoň 2:1. Pro větší procento úspěšnosti by také mohlo být vhodné provést přenos alespoň

dvakrát za sezónu. Při odstranění těchto nedostatků by měl být přenos účinnější metodou obnovy travních porostů. Experimentální plochu je však třeba dlouhodoběji sledovat a ověřit, zda se v následujících sezónách neobjeví ještě další druhy ze zdrojové lokality. Po jednom roce se povedlo přenést jen 6 druhů (13%) z celkem 45 druhů zaznamenaných na zdrojové lokalitě.

Zatím předběžné výsledky pilotní studie naznačují, že během extenzivní pastvy velkých býložravců může v porostu vznikat řada menších druhově pestřejších ploch s vyšším zastoupením žádoucích lučních druhů, zejména širokolistých bylin. Zvířata mohou tedy sama aktivně napomoci k rychlému a efektivnímu šíření těchto druhů na disturbované plochy, které svou činností aktivně vytvářejí. V porovnání s podstatně pomalejší a zatím neúspěšnou obnovou druhově pestřejších porostů na podobně velkých pokusných plochách se na opuštěném poli se jeví mozaika prachových koupališť s pestřejší vegetací úspěšněji. Do budoucna by bylo zajímavé ověřit, zda by tyto plochy mohly sloužit dlouhodoběji jako systém nášlapných kamenů k šíření cílových druhů, zejména širokolistých bylin, na rozsáhlých pasených plochách ve vojenských prostorech.

10 Zdroje

- Archibald S., Lehmann C. E. R., Gomez-Dans J. L., Bradetock R. A., 2013: Defining pyromes and global syndromes of fire regimes, *Proceeding of the National Academy of Sciences of USA* 110: 6442-6447.
- Ash H. J., Gemmell R. P., Bradshaw A.D., 1994: The introduction of native plant species on industrial waste heaps: a test of immigration and other factors affecting primary succession, *Journal of Applied Ecology* 31: 74-84.
- Baasch A., Kirmer A., Tischew S., 2012: Nine years of vegetation development in a postmining site: effects of spontaneous and assisted site recovery, *Journal of Applied Ecology* 49: 251-260.
- Bailey D. W., Gross J. E., Laca E. A., Rittenhouse L. R., Carghenour M. B., Swift D. M., Sims P.L., 1996: Mechanisms that results in large herbivore grazing distribution patterns. *Journal of Range Management* 49: 386-400.
- Bakker J. P., 1989: Nature management by grazing and cutting. On the ecological significance of grazing and cutting regimes applied to restore former species-rich grassland communities in the Netherlands. Kluwer, Dordrecht.
- Bennett R. N., Wallsgrave R. M., 1994: Secondary metabolites in plant defence mechanisms, *New Phytologist* 127: 633-671.
- Bischoff A., Hoboy S., Winter N., Warthemann G., 2018: Hay and seed transfer to re-establish rare grassland species and communities: How important are date and soil preparation? *Biological Conservation* 221: 182-189.
- Boiko S., Bielinis E., Sierota Z., Zawadzka A., Słupska A., Nasiadko M., Borkowski J., 2019: Polish pony changes lower layer biodiversity in old Growth Scots pine stands, *Forests* 10.
- Bond W. J., Keeley J. E., 2005: Fire as a global „herbivore“: the ecology and evolution of flammable ecosystems, *Trends in Ecology & Evolution* 20: 387-394.
- Bosshard A., 1999: Renaturierung artenreicher Wiesen auf nährstoffreichen Böden. Ein Beitrag zur Optimierung der ökologischen Aufwertung der Kulturlandschaft und zum Verständnis mesischer Wiesen-Ökosysteme. Diss. Botanicae.
- Bowman D., 2005: Understanding a flammable planet – climate, fire and global vegetation patterns, *New Phytologist* 165: 341-345.
- Box J., Brown M., Coppin N., Hawkeswood N., Webb M., Hill A., Palmer Q., Le Duc M., Putwain P.D., 2011: Experimental wet heath translocation in Dorset, England, *Ecological Engineering* 37: 158-171.
- Brown V. K., 1991: The effects of changes in habitat structure during succession in terrestrial communities. In: Bell S. S., McCoy C. D., Mushinsky H. R. (eds). *Habitat structure: the physical arrangement of objects in space*. Chapman and Hall, pp.141-168.
- Buček A., 2000: *Krajina České republiky a pastva*, Veronica, 14. zvláštní vydání: 1-7.

- Cenková J., 2018: Percepce návratu divokých býložravců do krajiny ČR, Bakalářská práce, Fakulta regionálního rozvoje a mezinárodních studií, Mendelova univerzita v Brně.
- Clark D. L., Wilson M. V., 2001: Fire, mowing and hand removal of woody species in restoring a native wetland prairie in the Willamette Valley of Oregon. *Wetlands* 21: 135-144.
- Coiffait-Gombault, Buisson E., Dutoit T., 2011: Hay transfer and sowing structuring species: two complementary ecological engineering techniques to restore dry grassland communities, *Ecological Engineering: from concepts to applications*, Paris 2009: 33-39.
- Corbet S. A., 1995: Insects, plants and succession: advantages of long-term set aside, *Agriculture, Ecosystems & Environment* 53: 201-217.
- Crawley M. J., May R. M. 1987: Population dynamics and plant community structure: Competition between annuals and perennials, *Journal of Theoretical Biology* 125: 475-789.
- ČHMÚ, 2020: Český hydrometeorologický ústav, portal.chmi.cz/historicka-data/pocasi/uzemni-srazky (staženo 4.3. 2020).
- Čížek O., Vrba P., Beneš J., Hrázský Z., Koptík J., Kučera T., Marhoul P., Zámečník J., Konvička M., 2013: Conservation Potential of Abandoned Military Areas Matches That of Established Reserves: Plants and Butterflies in the Czech Republic. *PloS ONE*, sv. 8, č. 1.
- Davies A., Dunnett N.P., Kendle T., 1999: The importance of transplant size and gap width in the botanical enrichment of species-poor grasslands in Britain, *Restoration Ecology* 7: 271-280.
- d'Hondt J.L., 2015: The biodiversity of the former canton of Savignac-les-Eglises (Dordogne): synthesis of forty years of observations (1975-2015), *Bulletin de la Societe Zoologique de France* 140:279-291.
- Dostálek J., Frantík T, 2008: Dry grassland plant diversity conservation using low-intensity sheep and goat grazing management: case study in Prague (Czech Republic), *Biodiversity and Conservation* 17: 1439-1454.
- Dupre C., Diekmann M., 2001: Differences in species richness and life-history traits between grazed and abandoned grasslands in southern Sweden, *Ecography* 24:275-286.
- Ellair D. P., Platt W. J., 2013: Fuel composition influences fire characteristics and understorey hardwoods in pine savanna. *Journal of Ecology* 101: 192-201.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., & Paulißen, D. (1991). *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. *Scripta Geobotanica*, 18, 1–248.
- Ellwanger G., Reiter K., 2019: Nature conservation on decommissioned military training areas - German approaches and experiences, *Journal for Nature Conservation* 49: 1-8.
- Emmert F., 2007: Rok 1968 v Československu, Praha: nakladatelství Vyšehrad.
- Fleischer K., Streitberger M., Fartmann T., 2013: The importance of disturbance for the conservation of a low-competitive herb in mesotrophic grasslands, *Biologia* 68: 398-403.

- Fraňková E., Tichý L., 2008: Dosévání druhů do obnovované louky (Sowing additional species in restored grasslands). In: Jongepierová I. (eds.) Louky Bílých Karpat (Grasslands of the White Carpathian Mountains), ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí n. M., 401-407.
- Galváneček D., Ripka J., 2018: Vegetation development after a large scale restoration of species-rich grasslands in a Central European floodplain, *Wetlands Ecology* 26: 373-381
- Garrouj M., Alard D., Corcket E., Marchand L., Benot M.L., 2019: The effects of management on vegetation trajectories during the early-stage restoration of previously arable land after hay transfer, *Ecology and Evolution* 9: 13776-13786.
- Gerža M., 2015: Plán péče o přírodní památku Chlum u Nepřevázky, návrh na vyhlášení na období 2016-2025.
- Gottschlich H., 2008: Einsatz und Produktion von standortgerechten Rollsooden zur Rekultivierung von Hochlagen unter besonderer Berücksichtigung von pflanzensoziologischen Erhebungen. Unpubl. Diploma thesis, Universität Wien. In: Practical handbook for seed harvest and ecological restoration of species-rich grasslands edited by Michele Scotton, Anita Kirmer and Bernhard Krautzer, Cleup.
- Graiss W., 2000: Erosionsschutz über der Waldgrenze – Vergleich verschiedener Ansaatmethoden mit Heu und Deckfrucht. Unpubl. Diploma thesis, Institut für Landschaftsplanung und Ingenieurbiologie, Universität für Bodenkultur, Wien. In: Practical handbook for seed harvest and ecological restoration of species-rich grasslands edited by Michele Scotton, Anita Kirmer and Bernhard Krautzer, Cleup.
- Grubb P. J., 1992: A positive distrust in simplicity – lessons from plant defences and from competition among plants and among animals, *Journal of Ecology* 80: 585-610.
- Grulich V., Chobot K. (eds.), 2017: Příroda č. 35 - Červený seznam ohrožených druhů ČR: Cévnaté rostliny, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Guretzky J. A., Kenneth J. M., Burras C. L., Brummer E. Ch., 2007: Plant species richness in relation to pasture position, management, and scale, *Agriculture Ecosystems & Environment* 122: 387-391.
- Grüttner A., 2006: Pflanzungen an Seeufern – Hinweise für die Umsetzung in: Kirmer A. and Tischew S. (eds.) Handbuch naturnahe Begrünung von Rohböden, Teubner Verlag, Wiesbaden: 159-161. In: Practical handbook for seed harvest and ecological restoration of species-rich grasslands edited by Michele Scotton, Anita Kirmer and Bernhard Krautzer, Cleup.
- Hanley M. E., 1998: Seedling herbivory, community composition and plant life history traits, *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*: 191-205.
- Hanley M. E., Lamont B. B., Fairbanks M. M., Rafferty Ch. M., 2007: Plant structural traits and their role in anti-herbivore defence, *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 8: 157-178.
- Hejčman M., Krahulec F., Pavlů V., 2006: Typy pastevně využívaných TTP: Pastviny. In: Mládek J., Pavlů V., Hejčman M., Gaisler J. Pastva jako prostředek údržby trvale travních porostů v chráněných územích. Praha: VÚRV, 104 s.

Hejcman M., Pavlů V., 2006: Historie pastevního obhospodařování in: Mládek J., Pavlů V., Hejcman M., Geisler J., eds.: Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích. Praha: VÚRV, 104 s.

Hellström K., Huhta A.P., Rautio P., Tuomi J., Oksanen J., Laine K., 2003: Use of sheep grazing in the restoration of semi-natural meadows in northern Finland, *Applied Vegetation Science* 6: 45-52.

Hemrová L., Červenková Z., Münzbergová Z., 2012: The effects of large herbivores on the landscape dynamics of a perennial herb, *Annals of Botany* 110: 1411-1421.

Heroldová M., 1996: Dietary overlap of three ungulate species in the Palava Biosphere Reserve, *Forest Ecology and Management* 88, 139-142

Heroldová M., 2000: Potravní strategie našich kopytníků, *Svět myslivosti* z <http://www.agris.cz/clanek/96604>, staženo 6.2.2020.

Heroldová M., Homolka M., Kamler J., Koubek P., Forejtek P., 2007: Foraging strategy of mouflon during the hunting season as related to food supply, *Acta Veterinaria Brno* 76, 195-202.

Hölzel N., Bissel S., Donath T.W., Handke K., Harnisch M., Otte A., 2006: Renaturierung von Stromtalwiesen am hessischen Oberrhein. Bundesamt für Naturschutz. *Natur. Biol. Vielfalt* 31. In: Practical handbook for seed harvest and ecological restoration of species-rich grasslands edited by Michele Scotton, Anita Kirmer and Bernhard Krautzer, Cleup.

Horáčková M., Řehouňková K., Prach K., 2019: Relationships between vegetation and seed bank in sand pits: Effects of different restoration approaches and successional age, *Applied Vegetation Science* 22, 282-291.

Hort J., 2013: Vojenské újezdy v ČR – bariéra nebo příležitost? Bakalářská práce, Ekonomicko-správní fakulta, Masarykova univerzita, Brno.

Hsu J.S., Adler P. B., 2014: Anticipating changes in variability of grassland production due to increases in interannual precipitation variability. *Ecosphere* 5: 15.

Chytrý M., Kučera T., Kočí M., 2001: Katalog biotopů České republiky, Praha, 304 pp.

Chytrý M. (eds.), 2007: Vegetace České republiky 1. Travinná a keříčková vegetace. Academia, Praha, 525 pp. ISBN: 978-80-200-1896-0.

Chytrý, M. (eds.), 2009: Vegetace České republiky. 2. Ruderální, plevelová, skalní a sut'ová vegetace. Praha: Academia.

Chytrý, M. (eds.), 2011: Vegetace České republiky. 3. Vodní a mokřadní vegetace. Praha: Academia.

Chytrý, M. (eds.), 2013: Vegetace České republiky. 4. Lesní a křovinná vegetac. Praha: Academia.

Isselstein J., Tallowin J.R.B., Smith R.E.N., 2002: Factors affecting seed germination and seedling establishment of fen-meadow species, *Restoration Ecology* 10: 173-184.

- Janunten J., 2003: Vegetation changes in a semi-natural grassland during mowing and grazing periods, *Annales Botanici Fennici* 40: 255-263.
- Jentsch A., Friedrich S., Steinlein T., Beyschlag W., Nezdal W., 2009: Assessing Conservation Action for Substitution of Missing Dynamics on Former Military Training Areas in Central Europe, *Restoration Ecology* 17: 107-116.
- Jersáková J., Kindlmann P., 2004: Zásady péče o orchidejová stanoviště. Kopp., České Budějovice, 119 pp.
- Jeschke M., 2008: Einfluss von Renaturierungs – und Pflegemaßnahmen auf die Artendiversität und Artenzusammensetzung von Gefäßpflanzen und Kryptogamen in mitteleuropäischen Kalkmagerrasen. Dissertation, Technische Universität München, Freising. In: Practical handbook for seed harvest and ecological restoration of species-rich grasslands edited by Michele Scotton, Anita Kirmer and Bernhard Krautzer, Cleup.
- Jirků M. & Dostál D., 2015: Alternativní management ekosystémů. Metodika zavedení chovu býložravých savců jako alternativního managementu vybraných lokalit. Certifikovaná metodika(Nment).
- Jirků M., 2020: ústní sdělení o stavu počtu zvířat v Milovicích.
- Jírová A., 2012: Vegetation succession in old fields at broad landscape scales. Disertační práce, Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita, České Budějovice.
- Johanidesova E., Fajmon K., Jongepierova I., Prach K., 2014: Spontaneous colonization of restored dry grasslands by target species: restoration proceeds beyond sowing regional seed mixtures, *Grass and Forage Science* 70: 631-638.
- Johansen L., Wehn S., Hoostad K.A., 2016: Clonal growth buffers the effect of grazing management on the population growth rate of a perennial grassland herb, *Flora* 223: 11-18.
- Jongepierová I., 2008: Louky Bílých Karpat. ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí n. M.
- Judd W. S., Campbell CH. S., Kellog E. A., Stevens P. F., Donoghue M. J., 2008: Plant systematics: A phylogenetic approach. Third Edition. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts USA.
- Judson K., Sullivan E., Hall N., Ashton P., 2019: An Evaluation of the Success of Green Hay Transfer and Plug Planting as Methods of Hay Meadow Restoration, Poster. DOI: 10.13140/RG.2.2.14751.71848, BES Annual Meeting 2019.
- Kadlec T., Vrba P., Kepka P., Schmitt T., Konvička M., 2010: Tracking the decline of once-common butterfly: delayed oviposition, demography and population genetics in the Hermit, *Chazara briseis*, *Animal Conservation* 13: 172-183.
- Kiehl K., Wagner C., 2006: Effects of hay transfer on long-term establishment of vegetation and grasshoppers on former arable fields, *Restoration Ecology* 14: 157-166.
- Kiehl K., Kirmer A., Donath T., Rasran L., Hölzel N., 2010: Species introduction in restoration projects – evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe, *Basic and Applied Ecology* 11: 285-299.

- Kirby K. J., 2004: A model of a natural wooded landscape in Britain as influenced by large herbivore activity, *Forestry* 77: 405-420.
- Kirmer A., 2006: Samenreiches Mahdgut und Heumulch – Hinweise für die Umsetzung in: Kirmer A. and Tischew S. (eds.) *Handbuch naturnahe Begrünung von Rohböden*, Teubner-Verlag Wiesbaden, 39-41.
- Kirmer A., Tischew S., 2006: *Handbuch naturnahe Begrünung von Rohböden, Strategien und Beispiele für eine nachhaltige und ökologische Renaturierung*. Teubner-Verlag.
- Kirmer A., Tischew S., Ozinga W.A., von Lampe M., Baasch A., van Groenendael J.M., 2008: Importance of regional species pools and functional traits in colonisation processes: predicting re-colonisation after large-scale destruction of ecosystems, *Journal of Applied Ecology* 45: 1523-1530.
- Kirmer A., Baasch A., Tischew S., 2012a: Sowing of low and high diversity seed mixtures in ecological restoration of surface mined-land, *Applied Vegetation Science* 15: 198-207.
- Kirmer A., Mann S., Stolle M., Krautzer B., Graiss W., Haslgrübler P., Ševčíková M., Scotton M., 2012b: Techniques for the establishment of species-rich grasslands in: *Practical handbook for seed harvest and ecological restoration of species-rich grasslands* edited by Michele Scotton, Anita Kirmer and Bernhard Krautzer, Cleup.
- Klimkowska A., van Diggelen R., Bakker J.P., Grootjans A.O., 2007: Wet meadow restoration in Western Europe: A quantitative assessment of the effectiveness of several techniques, *Biological Conservation* 140: 318-328.
- Klimkowska A., Kotowski W., van Diggelen R., Grootjans A.P., Dzierza P., Brzezinska K., 2010: Vegetation re-development after fen meadow restoration by topsoil removal and hay transfer, *Restoration Ecology* 18: 924-933.
- Kos P., 2014: Na cvičení do Čech, In: *II. světová*, 9/2014, s. 35-37.
- Kostrakiewicz-Gieralt K., 2017: The effect of succession stage on seed rain and seedling recruitment in overgrown *Molinia caeruleae* meadows, *Archives of Biological Sciences* 69: 513-522.
- Kovendi-Jako A., Halassy M., Csecserits A., Hulber K., Szitar K., Wrбка T., Torok K., 2019: Three years of vegetation development worth 30 years of secondary succession in urban-industrial grassland restoration, *Applied Vegetation Science* 22: 138-149.
- Kozlová K., 2016: *Archeologie konfliktů 20. století. Zaniklý Vojenský výcvikový tábor Prameny*. Diplomová práce, Filozofická fakulta Západočeské univerzity v Plzni.
- Krahulec F., Skálová H., Herben T., Hadincová V., Wildová R., Pecháčková S., 2001: Vegetation changes following sheep grazing in abandoned mountain meadows, *Applied Vegetation Science* 4: 97-102.
- Krautzer B., Wittmann H., 2006: Restoration of alpine ecosystems. In: Andel J. and Aronson J. (eds.) *Restoration Ecology. The New Frontier*, Blackwell Publishing, Malden u.a., 208-220.

Kuemmerle T., Hickler T., Olofsson J., Schurgers G., Radeloff V. C., 2012: Reconstructing range dynamics and fragmentation of European bison for the last 8000 years, *Diversity and Distributions* 18: 47-59.

Kusovská M., 2012: Vojenský újezd jako determinant populačního vývoje daného mikroregionu. Diplomová práce, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova v Praze.

Lavorel S., McIntyre S., Landsberg J., Forbes T.D.A., 1997: Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance, *Trends in Ecology & Evolution* 12: 474-478.

Lencova K., Prach K., 2011: Restoration of hay meadows on ex-arable land: commercial seed mixtures vs. spontaneous succession, *Grass and Forage Science* 66: 265-271.

Lepš J., Doležal J., Bezemer T.M., Brown V.K., Hedlund K., Igual Arroyo M., Jörgensen H.B., Lawson C.S., Mortimer S.R., Peix Gelart A., Rodriguez Barrueco C., Santa Regina I., Šmilauer P., van der Putten W. H., 2007: Long-term effectiveness of sowing high and low density seed mixtures to enhance plant community development on ex-arable fields, *Applied Vegetation Science* 10: 97-110.

Leznar M., 2008: Vysídlení vesnic na Vyškovsku 1939-1945. Rozšiřování vyškovského vojenského prostoru pro potřeby německých okupačních vojsk. Diplomová práce, Filozofická fakulta, Univerzita Karlova v Praze.

Loudilová M., 1996: Milovice 600let: pohled do jejich vývoje v průběhu dějin 1396-1996, Milovice: Městský úřad, 1996.

Marková M., 2013: Floristický průzkum přírodní rezervace Pod Benáteckým vrchem (Floristic survey of nature reserve Pod Benateckym vrchem), Bakalářská práce, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, Katedra botaniky a fyziologie rostlin, Česká zemědělská univerzita v Praze.

Martin J. L., Stockon S. A., Allombert S., Gaston A.J., 2010: Top-down and bottom up consequences of unchecked ungulate browning on plant and animal diversity in temperate forests: lessons from a deer introduction, *Biological Invasions* 12: 353-371.

Massei G., Hartley S. E., Bacon P. J., 2000: Chemical and morphological variation of Mediterranean woody evergreen species: Do plants respond to ungulate browsing? *Journal of Vegetation Science* 11: 1-8.

Mayer R., Erschbamer B., 2014: Ongoing changes at the long-term monitoring sites of Gurgler Kamm Biosphere Reserve, Tyrol, Austria, *eco.mont - Journal on Protected Mountain Areas Research and Management* 6: 5-14.

McGranahan D. A., Hovick T. J., Elmore R.D., Engle D.M., Fuhlendorf S.D., 2018: Moderate patchiness optimizes heterogeneity, stability, and beta diversity in mesic grassland, *Ecology and Evolution* 8: 5008-5015.

McIntyre S., Lavorel S., Tremont R.M., 1995: Plant life-history attributes - their relationship to disturbance responses in herbaceous vegetation, *Journal of Ecology* 83: 31-44.

- Meisser M., Deléglise C., Freléhoux F., Chassot A., Jeangros B., Mosimann E., 2014: Foraging behaviour and occupation pattern of beef cows on a heterogeneous pasture in the Swiss Alps, *Czech Journal of Animal Science* 59: 84-95.
- Middleton B. A., 2002a: Non-equilibrium dynamics of sedge meadows grazed by cattle in southern Wisconsin. *Plant Ecology*. 161, 89-110.
- Middleton B. A., Holster B., van Diggelen R., 2006: Biodiversity management of fens and fen meadows by grazing, cutting and burning. *Applied Vegetation Science* 9, 307-316.
- Miller J.E.D., Damschen E.I., Ratajczak Z., Ozdogan M., 2017: Holding the line: three decades of prescribed fires halt but do not reverse woody encroachment in grasslands, *Landscape Ecology* 32: 2297-2310.
- Milligan G., Rose R. J., Marrs R. H., 2015: Winners and losers in a long-term study of vegetation change at Moor House NNR: Effects of sheep – grazing and its removal on British upland vegetation, *Ecological Indicators* 68: 89-101.
- McGlinn D.J., Palmer M.W., 2019: Examining the assumptions of heterogeneity-based management for promoting plant diversity in a disturbance-prone ecosystem, *PeerJ* 7.
- Mitchel F. J. G., Kirby K. J., 1990: The impact of large herbivores on the conservation of semi-natural woods in the British Uplands. *Forestry* 63: 333-353.
- Mládek J., Pavlů V., Hejcman M., Gaiser J., 2006: Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích. *VÚRV Praha*, 104 pp.
- Moinardeau C., Mesleard F., Ramone H., Dutoit T., 2019: Short-term effects on diversity and biomass on grasslands from artificial dykes under grazing and mowing treatments, *Environmental Conservation* 46: 132-139.
- Munzbergova Z., 2004: Effect of spatial scale on factors limiting species distributions in dry grassland fragments, *Journal of Ecology* 92: 854-867.
- Newbold T., Bentley L., Hill S. L. L., Edgar M.J., Horton M., Su G., Sekercioglu C.H., Collen B., Purvis A., 2019: Global effects of land use on biodiversity differ among functional groups, *Functional Ecology* 34: 684-693.
- Novotný D., Konvička M., 2010: Podaří se zachránit okáče bělopásného? *Živa* 58: 174-175.
- Osbornová, J., Kovárová, M., Leps, J., Prach, K. (Eds.), 1990: Succession in abandoned fields, studies in Central Bohemia, Czechoslovakia, *Geobotany* 15: 1-168, Kluwer Acad. Publ., Dordrecht, Boston, London.
- Osinska-Skotak K., Radecka A., Piorkowski H., Michalska-Hejduk D., Kopec D., Tokarska-Guzik B., Ostrowski W., Kania A., Niedzielko J., 2019: Mapping succession in non-forest habitats by means of remote sensing: Is the data acquisition time critical for species discrimination? *Remote Sensing* 11.
- Pastor J., Moen R., Cohen Y., 1997: Spatial heterogeneities, carrying capacity, and feedbacks in animal – landscape interactions, *Journal of Mammalogy* 78: 1040-1052.

- Pittarello M., Gorlier A., Lombardi G., Lonati M., 2017: Plant species selection by sheep in semi-natural dry grasslands extensively grazed in the south-western Italian Alps, *Rangeland Journal* 39: 123-131.
- Platt W. J., Orzell S. L., Slocum M. G., 2015: Seasonality of fire weather strongly influences fire regimes in South Florida savanna-grassland landscapes. *PLoS ONE* 10:28.
- Prach K., Pysek P., Jarosik V., 2007: Climate and pH as determinants of vegetation succession in Central European man-made habitats, *Journal of Vegetation Science* 18: 701-710.
- Prach K., Jirova A., Dolezal J., 2014: Pattern of succession in old-field vegetation at a regional scale, *Preslia* 86: 119-130.
- Prach K., Fajmon K., Jongepierová I., Řehouňková K., 2015: Landscape context in colonization of restored dry grasslands by target species, *Applied Vegetation Science* 18, 181-189.
- Prach K., Tichý L., Vítovcová K., Řehouňková K., 2017: Participation of the Czech flora in succession at disturbed sites: quantifying species' colonization ability, *Preslia* 89, 87-100.
- Pywell R.F., Bullock J.M., Tallowin J. B., Walker K.J., Warman E.A., Masters G, 2007: Enhancing diversity of species-poor grassland: an experimental assessment of multiple constraints, *Journal of Applied Ecology* 44: 81-94.
- Pywell R.F., Meek W.R., Webb N.R., Putwain P.D., Bullock J.M., 2011: Long-term heathland restoration on former grassland: The results of a 17-year experiment, *Biological Conservation* 144: 1602-1609.
- Quitt, E., 1975: Mapa klimatických oblastí ČSR: 1: 500 000, Brno: Geografický ústav ČSAV.
- Rahmanian S., Hejda M., Ejtehadi H., Farzam M., Memariani F., Pysek P., 2019: Effects of livestock grazing on soil, plant functional diversity, and ecological traits vary between regions with different climates in northeastern Iran, *Ecology and Evolution* 9, 8225-8237.
- Ramirez J.I., Jansen P.A., Poorter L., 2018: Effects of wild ungulates on the regeneration, structure and functioning of temperate forests: A semi-quantitative review, *Forest Ecology and Management* 424, 406-419.
- Reif J., Marhoul P., Čížek O., Konvička M., 2011: Abandoned military training sites are an overlooked refuge for at-risk open habitat bird species, *Biodiversity and Conservation* 20: 3645-3662.
- Reisinger R., Milovičtí, *Naše vojsko* 7, 1933-1934, č. 11, 380 s., s. 161-162.
- Ringmark S., Skarin A., Jansson A., 2019: Impact of year-round grazing by horses on pasture nutrient dynamics and the correlation with pasture nutrient content and fecal nutrient composition, *Animals* 9.
- Rybashlykova L.P., Belyaev A.I., Pugacheva A.M., Anna M., 2019: Monitoring successional changes in pasture phytocenoses in 'exhausted' areas of deflation in the North-West Caspian Region, South of Russia-*Ecology Development* 14: 78-85.

Řehounek J., 2006: Osudové okamžiky: sto let vojenského výcvikového prostoru Milovice – Mladá, 1.vydání Nymburk: Kaplanka pro Svazek obcí Svatojiřský les, 2006. 105 s.

Řehounek J., 2013: Osudové okamžiky: sto let vojenského výcvikového prostoru Milovice – Mladá, 2. vydání, Nymburk.

Řehouňková K., Čížek L., Řehounek J., Šebelíková L., Tropek R., Lencová K., Bogusch P., Marhoul P. & Máca J. 2016. Additional disturbances as a beneficial tool for restoration of post-mining sites: a multi-taxa approach. *Environmental Science and Pollution Research* 23: 13745-13753.

Řehouňková K., Vítovcová K., Prach K., 2019: Threatened vascular plant species in spontaneously revegetated post-mining sites, *Restoration Ecology*.

Řehouňková K., Jongepierová I., Šebelíková L., Vítovcová K., Prach K., 2020: Topsoil removal in degraded open sandy grasslands: Can we restore threatened vegetation fast? Running head: Restoration of threatened open sandy grasslands, *Restoration Ecology*, accepted.

Saatkamp A., Henry F., Dutoit T., 2018: Vegetation and soil seed bank in a 23-year grazing exclusion chronosequence in a Mediterranean dry grassland, *Plant Biosystems* 152: 1020-1030.

Salek M., 2012: Spontaneous succession on opencast mining sites: implications for bird biodiversity, *Journal of Applied Ecology* ,49: 1417-1425.

Sengl P., Magnes M., Weithenthaler K., Wagner V., Erdos L., Berg C., 2017: Restoration of lowland meadows in Austria: A comparison of five techniques, *Basic and Applied Ecology* 24: 19-29.

Scotton M., Piccinin L., Dainese M., Sancin F., 2009: Seed production of an *Arrhenatherion elatioris* hay-meadow in the eastern Italian Alps, *Grass and Forage Science* 64: 208-218.

Schiechl H. M., 1973: Sicherungsarbeiten im Landschaftsbau – Grundlagen, lebende Baustoffe, Methoden. Verlag Georg G. W. Callwey, München. In: Practical handbook for seed harvest and ecological restoration of species-rich grasslands edited by Michele Scotton, Anita Kirmer and Bernhard Krautzer, Cleup.

Schubert R., 2009: „Das grüne Wunder“ Naturnahe Begrünungen mit gebietsheimischen Diasporen. Deutscher Verband für Landschaftspflege, Landesbüro Sachsen. In: Practical handbook for seed harvest and ecological restoration of species-rich grasslands edited by Michele Scotton, Anita Kirmer and Bernhard Krautzer, Cleup.

Sedláček O., Marhoul P., Dušek J. (2015): Využití řízených požárů v ochrannářském managementu se zvláštním zřetelem na jeho využití při managementu bezlesí navrhované CHKO Brdy. Nepubl. studie zpracovaná pro AOPK ČR. 122 pp.

Sedláček O., Marhoul P., 2016: Hoří, má panenka! Minulost a budoucnost ohně (nejen) v Brdech. *Časopis Fórum ochrany přírody* 1/2016.

Slížek Š, 2008: Role sekundárních metabolitů ve strategii přežití rostlin na pastvinách, Bakalářská práce, Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého v Olomouci.

- Spitzer L., Beneš J., Dandová J., Jašková V., Konvička M., 2009: The Large Blue butterfly, *Phengaris [Maculinea] arion*, as a conservation umbrella on a landscape scale: the case of the Czech Carpathians, *Ecological indicators* 9: 1053-1056.
- Starns H.D., Fuhlendorf S.D., Elmore R.D., Twidwell D., Thacker E.T., Hovick T.J., Luttberg B., 2019: Recoupling fire and grazing reduces wildland fuel loads on rangelands, *Ecosphere* 10.
- StataCorp, 2013: Stata Statistical Software: Release 13. College Station, TX: StataCorp LP.
- Stolle M., 2006: Pflanzungen und Einbringen unbewurzelter Pflanzenteile – Hinweise für die Umsetzung in: Kirmer A. and Tischew S. (eds.) *Handbuch naturnahe Begrünung von Rohböden*. Teubner Verlag Wiesbaden: 153-165.
- Stroh M., Storm C., Zehm A., Schwabe-Kratochwil A., 2002: Restorative grazing as a tool for directed succession with diaspore inoculation: the model of sand ecosystems, *Phytocoenologia* 32: 595-625.
- Sullivan E., Hall N., Ashton P., 2020: Restoration of upland hay meadows over an 11-year chronosequence: an evaluation of the success of green hay transfer, *Restoration Ecology* 28: 127-137.
- Svoboda S., 2009: Přírodní rezervace Pod Benáteckým vrchem, dostupné z <http://www.mestolysa.cz/pod-benateckym-vrchem.html> (staženo 4.3. 2020).
- Šarapatka B., Urban J et al., 2006: *Ekologické zemědělství v praxi*. 1. vydání Šumperk: Svaz PRO-BIO, 502 s.
- Šmilauer, P., & Lepš, J. (2014). *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO 5*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Štefánek M., Pipek J., Spilka J., 2015: Souhrn doporučených opatření pro evropsky významnou lokalitu Chlum u Nepřevázky, CZ0210109, AOPK ČR.
- ter Braak C. J. F., Šmilauer P. (2012): *Canoco reference manual and user's guide: software for ordination, version 5.0*. Ithaca USA: Microcomputer Power.
- Torok P., Miglecz T., Valko O., Kelemen A., Toth K., Lengyel S., Tothmeresz B., 2012: Fast restoration of grassland vegetation by a combination of seed mixture sowing and low-diversity hay transfer, *Ecological Engineering* 44: 133-138.
- Torok P., Valko O., Deak B., Kelemen A., Tothmeresz B., 2014: Traditional Cattle Grazing in a Mosaic Alkali Landscape: Effects on Grassland Biodiversity along a Moisture Gradient, *Plos One* 9.
- Tropek R., Hejda M., Kadlec T., Spitzer L., 2013: Local and landscape factors affecting communities of plants and diurnal Lepidoptera in black coal spoil heaps: Implications for restoration management, *Ecological Engineering*, 57: 252-260.
- Turlings T. C. J., Lengwiler U. B., Bernasconi M. L., Wechsler D., 1998: Timing of induced volatile emissions in maize seedlings, *Planta* 207: 146-152.
- Uhlíková J., Matějů J., Nová P., Vohralík V., 2009: *Sysel obecný: hlodavec, který neslyší*. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha, 16 pp.

van Wilgen B. W., Govender N., Biggs H. C., Ntsala D., Funda X. N., 2004: Response of savanna fire regimes to changing fire-management policies in a large African national park. *Biological Conservation* 18, 1533-1540.

Vécrin M., Muller S., 2003: Top-soil translocation as a technique in the re-creation of species-rich meadows, *Applied Vegetation Science* 6: 271-278.

Vokasová L., 2013: Natura v zeleném aneb proč revitalizovat bývalé vojenské prostory. *Naše příroda*. sv.6, č.2, s. 86-89.

Vrba P., Čížek O., Marhoul P., Zámečník J., Beneš J., Konvička M., 2012: Opuštěné vojenské prostory jako významná refugia motýlí fauny/Abandoned Military Land – an Important Refuge for Butterflies, *Živa* 5: 251-254.

Wang G., Hobbs N.T., Boone R. B., Illius A. W., Gordon I. J., Gross J. E., Hamlin K. L., 2006: Spatial and temporal variability modify density dependence in populations of large herbivores. *Ecology* 87:95-102.

Warren S.D., Holbrook S.W., Dale D.A., Whelan N.L., Elyn M, Grimm W., Jentsch A., 2007: Biodiversity and the heterogeneous disturbance regime on military training lands, *Restoration Ecology* 15:606-612.

White P.S., Chiarucci A., Collins B., Diaz S., 2006: Disturbance, seeds, restoration, and the importance of experiments and long-term observations: the Editors' Award for 2005, *Applied Vegetation Science* 9: 1-2.

Yorks T.P., West N.E., Mueller R. J., Warren S.D., 1997: Tolerance of traffic by vegetation: life form conclusions and summary extracts from a comprehensive data base, *Environmental Management* 21: 121-131.

Zámečník J. et Marhoul P., 2012: Disturbance management, a way to preserve species-rich communities in abandoned military areas In.: Jongepierová I., Pešout P., Jongepier J. W., Prach K. (eds.): *Ecological restoration in the Czech Republic. – Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha, 114-116 p. (PDF).*

<http://vojenske-prostory.cz/historie-milovic>, staženo 19.9. 2019.

<https://ekolist.cz/cz/zelena-domacnost/zpr%C3%A1vy-zd/PR-jak-chranit-prirodu-nejentanky>, staženo 26.1.2020.

<http://www.ceska-krajina.cz/rezervace/prirodni-rezervace-milovice>, staženo 3.2.2020

<http://www.geology.cz>, staženo 4.3.2020.

<http://www.mestolysa.cz>, staženo 25.2.2020.

11 Přílohy

Příloha 1. Pokryvnosti v procentech na snímkových plochách 5x5 m na zdrojové ploše Nepřevázka z roku 2018. V prvním sloupci jsou druhy, zkratky nad následujícími sloupci značí lokalitu Nepřevázka (N), čísla značí pořadí snímku a rok.

Druh	N1_18	N2_18
<i>Agrimonia eupatoria</i>	0,02	
<i>Anthoxanthum odoratum</i>		0,1
<i>Arrhenatherum elatius</i>		1
<i>Astragalus glycyphyllos</i>		0,1
<i>Betonica officinalis</i>	0,1	
<i>Brachypodium pinnatum</i>	25	50
<i>Briza media</i>	1	0,1
<i>Campanula rapunculoides</i>	0,1	
<i>Carex flacca</i>	20	15
<i>Carex tomentosa</i>	1	0,1
<i>Carlina vulgaris</i>	0,1	
<i>Centaurea scabiosa</i>	0,1	
<i>Cirsium acaule</i>	1	
<i>Crataegus sp. (juv)</i>	0,1	0,1
<i>Cornus sanguinea</i>	0,1	0,1
<i>Daucus carota</i>	0,1	
<i>Euphorbia esula</i>	0,1	0,1
<i>Falcaria vulgaris</i>	0,1	
<i>Festuca pratensis</i>		0,1
<i>Festuca rupicola</i>	0,1	1
<i>Galium verum</i>	0,1	1
<i>Hypericum perforatum</i>		0,1
<i>Inula salicina</i>	10	5
<i>Knautia arvensis</i>	0,1	0,1
<i>Leontodon hispidus</i>	5	
<i>Leucanthemum vulgare</i>	0,1	0,1
<i>Linum catharticum</i>	0,1	0,1
<i>Lotus corniculatus</i>	0,1	
<i>Melaprium arvense</i>		0,1
<i>Ononis spinosa</i>	5	2
<i>Pimpinella saxifraga</i>		0,1
<i>Pinus sylvestris</i>	0,02	
<i>Plantago media</i>	0,1	0,1
<i>Potentilla reptans</i>		0,1
<i>Prunella grandiflora</i>	0,1	0,1

Druh	N1_18	N2_18
<i>Prunus sp.</i>	0,1	
<i>Pyrus communis (juv)</i>	0,1	
<i>Rosa sp.</i>		0,1
<i>Rubus fruticosus agg.</i>		1
<i>Salvia pratensis</i>		3
<i>Sanguisorba minor</i>	0,1	0,1
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	0,1	0,1
<i>Tetragonolobus maritimus</i>	1	0,1
<i>Vicia cracca</i>		0,1

Příloha 2. Pokryvnosti v procentech na snímkaných plochách 2x2 m na Travinách – prachová koupaliště z roku 2017 a příslušné kontrolní plochy. V prvním sloupci jsou druhy, zkratky nad následujícími sloupci značí válené plochy (v) a kontrolní plochy (k), čísla značí pořadí snímku a rok.

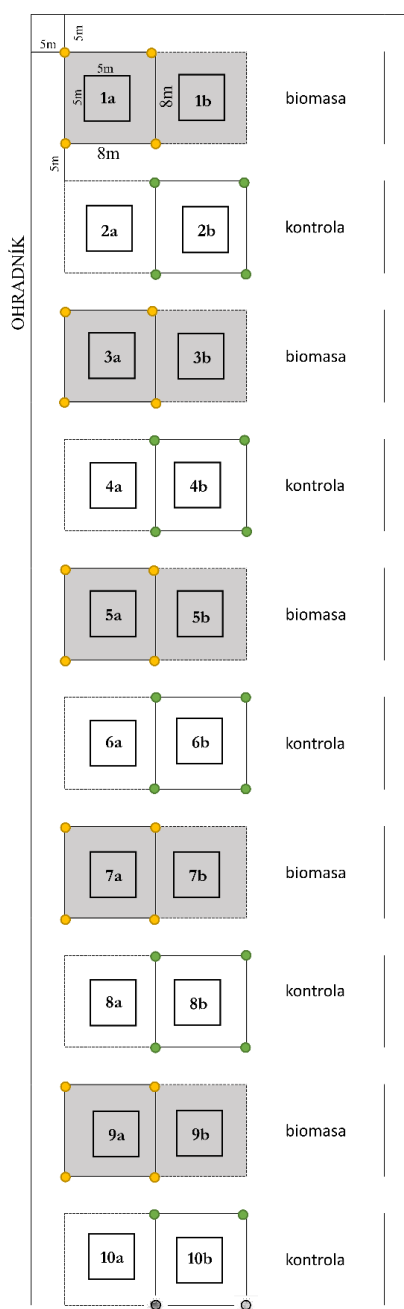
Druh	v1_17	k1_17	v2_17	k2_17	v3_17	k3_17	v4_17	k4_17	v5_17	k5_17	v6_17	k6_17	v7_17	k7_17
<i>Agrimonia eupatoria</i>	0,1	2	0,1	0,1	1		1	2	0,02	0,1	3		0,1	0,1
<i>Achillea millefolium</i>	0,1	0,1			2	1	1	2	0,1		1			
<i>Anagalis arvensis</i>	0,02		1				0,1		0,02		0,1		0,1	
<i>Arabidopsis thaliana</i>													0,02	
<i>Artemisia vulgaris</i>	1	0,1					0,1							
<i>Bromus erectus</i>								10	10	35	10	30	5	3
<i>Calamagrostis epigejos</i>	0,1	0,1												
<i>Carduus acanthoides</i>	0,1		1			0,1							0,1	
<i>Centaurea jacea</i>					0,1		1				1			
<i>Cerastium holosteoides</i>	0,1		0,02		0,02						0,02			0,1
<i>Cirsium arvense</i>	0,1				0,1			1	0,1		0,1			0,1
<i>Conyza canadensis</i>	5						0,02							
<i>Crataegus sp.</i>							1	0,1	0,1	1				
<i>Crepis biennis</i>						0,1								
<i>Cynoglossum officinale</i>			0,1		1		1				1		1	
<i>Dactylis glomerata</i>	10	35	15	30	5	5	25	30	15	20	0,1	0,1	0,1	1
<i>Daucus carota</i>							1		0,1					
<i>Echium vulgare</i>							0,1							
<i>Elytrigia repens</i>	5										5	5	10	20
<i>Erigeron annuus</i>			0,1		2	0,1	0,1							
<i>Erucastrum gallicum</i>			0,1											
<i>Euphorbia cyparissias</i>			2		2		0,02		0,1		0,02			
<i>Fragaria viridis</i>	1	2												0,1
<i>Rubus fruticosus agregát</i>	35	5	1	0,1					2				1	0,02
<i>Sanguisorba minor</i>				0,1	0,1	0,1		2					1	1
<i>Silene vulgaris</i>	0,1											0,1		
<i>Taraxacum ruderalia</i>			1								0,02	1		
<i>Trifolium repens</i>	0,1	0,1				1	2		0,1					
<i>Tripleurospermum inodorum</i>											1			
<i>Urtica dioica</i>	0,1													
<i>Vicia sativa</i>								0,1						

Příloha 3. Pokryvnosti v procentech na snímkových plochách 2x2 m na Travinách – prachová koupaliště z roku 2019 a příslušné kontrolní plochy. V prvním sloupci jsou druhy, zkratky nad následujícími sloupci značí válené plochy (v) a kontrolní plochy (k), čísla značí pořadí snímku a rok.

Druh	v1_19	k1_19	v2_19	k2_19	v3_19	k3_19	v4_19	k4_19	v5_19	k5_19	v6_19	k6_19	v7_19	k7_19
<i>Agrimonia eupatoria</i>												0,1		0,1
<i>Achillea millefolium</i>								0,02						0,1
<i>Anagalis arvensis</i>						1								
<i>Bromus erectus</i>										25				15
<i>Calamagrostis epigejos</i>				20				1						
<i>Carduus acanthoides</i>										1				
<i>Centaurea jacea</i>									0,02	0,1				0,1
<i>Cerastium holosteoides</i>						0,1								
<i>Cirsium arvense</i>		1				2				0,1				
<i>Convolvulus arvensis</i>		0,02												
<i>Conyza canadensis</i>		0,1				3								
<i>Crataegus sp.</i>						1				2				1
<i>Crepis biennis</i>										0,1				1
<i>Cynoglossum officinale</i>				2								0,02		
<i>Dactylis glomerata</i>		10	0,02			10		10	0,02	20		30	0,02	30
<i>Daucus carota</i>														
<i>Echium vulgare</i>								0,1						
<i>Elytrigia repens</i>		20												
<i>Erucastrum gallicum</i>													0,02	
<i>Fragaria viridis</i>						1		1						
<i>Galium album</i>						1		0,1						0,1
<i>Galium verum</i>		0,1		1		1		5		0,1		0,1		
<i>Hieracium pilosella</i>						2			0,02	1				
<i>Hypericum perforatum</i>		0,02		0,1		0,1				0,1				
<i>Lactuca serriola</i>				0,1										

Druh	v1_19	k1_19	v2_19	k2_19	v3_19	k3_19	v4_19	k4_19	v5_19	k5_19	v6_19	k6_19	v7_19	k7_19
<i>Lathyrus pratensis</i>		0,1		0,1										
<i>Leontodon autumnalis</i>								0,1						
<i>Leucanthemum vulgare</i>						1				0,1				
<i>Lotus corniculatus</i>										0,1			0,02	0,02
<i>Lupinus polyphyllus</i>				0,1										
<i>Medicago falcata</i>		0,02				0,02				3		1		0,1
<i>Origanum vulgare</i>				2										
<i>Pimpinella saxifraga</i>									0,02	2				
<i>Poa angustifolia</i>		20		20		20		15		20		3		5
<i>Potentilla reptans</i>		3		0,1										
<i>Rubus fruticosus agregát</i>		1		45		2		2						
<i>Sanguisorba minor</i>								0,1					0,02	0,1
<i>Securigera varia</i>								1		2				
<i>Silene vulgaris</i>		0,1		0,1										
<i>Taraxacum ruderalia</i>		0,02										0,1		
<i>Trifolium repens</i>														0,1
<i>Tripleurospermum inodorum</i>						0,1								
<i>Vicia sativa</i>										0,02				

Příloha 4. Schéma experimentu na opuštěném poli, dvojice ploch o rozloze 8×8 metrů, které na sebe přímo navazují, v těchto plochách je uprostřed vyznačena menší zkoumaná plocha o rozloze 5×5 metrů. Jedna plocha ze dvojice je vždy ohraničená (do budoucna nepasena), druhá je bez ohraničení (do budoucna pasena) a střídají se dvojice s přenesenou biomasou (žlutě ohraničené plochy) a plochy ponechané spontánní obnově (zeleně ohraničené plochy). Mezi dvojicemi ploch je vždy mezera 5 metrů a ohradník je od ploch též vzdálen 5 metrů.



Příloha 5. Pokryvnosti v procentech na snímkaných plochách 5x5 m na opuštěném poli z roku 2018. V prvním sloupci jsou druhy, čísla nad následujícími sloupci značí pořadí snímku a rok, plochy do budoucna s přenesenou biomasou (a), plochy bez přenosu biomasy (b).

Druh	1a_18	1b_18	2a_18	2b_18	3a_18	3b_18	4a_18	4b_18	5a_18	5b_18
<i>Apera spica-venti</i>	10	15	5	5	5	3	10	10	5	3
<i>Arabidopsis thaliana</i>			0,02		0,1	5	0,1	0,1	0,1	
<i>Arenaria serpyllifolia</i>					0,02		0,1		0,1	
<i>Capsella bursa-pastoris</i>			0,1		5	0,1	5	1	5	
<i>Cerastium semidecandrum</i>			0,02		0,1	0,1				
<i>Conyza canadensis</i>					0,02	0,1			0,1	
<i>Digitaria ischaemum</i>	20	0,1		0,1		0,1	0,1	0,1		
<i>Echinochloa crus-galli</i>	30	30	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	2	0,1	
<i>Echium vulgare</i>		0,1							0,02	
<i>Erodium cicutarium</i>	3	3	20	10	2	3	5	10	5	10
<i>Fallopia convolvulus</i>	0,02	0,1	0,1	1	2	3	1	0,1	0,1	0,1
<i>Chenopodium album</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	10	20	5	5	10	5
<i>Chenopodium strictum</i>		0,02								
<i>Lactuca serriola</i>							0,1			
<i>Oenothera biennis</i>	0,02									
<i>Papaver rhoeas</i>							0,1			
<i>Polygonum arenastrum</i>	0,1	0,1	0,1		0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Prunus sp. juv</i>										0,02
<i>Raphanus raphanistrum</i>										
<i>Rumex acetosella</i>	5	10	3	5		0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Setaria pumila</i>		0,1		0,1	0,1	0,1	0,1	0,1		
<i>Setaria viridis</i>	0,1	0,1	20	25	3	3	5	5	2	1
<i>Silene latifolia (alba)</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1		0,1	0,1	
<i>Sisymbrium loeselii</i>	0,02		0,02		0,1			0,02		
<i>Spergula arvensis</i>	0,1									
<i>Stellaria media</i>								0,1		
<i>Tripleurospermum inodorum</i>										
<i>Viola arvensis</i>		0,1	10	3	10	10	5	5	15	15

Druh	6a_18	6b_18	7a_18	7b_18	8a_18	8b_18	9a_18	9b_18	10a_18	10b_18
<i>Apera spica-venti</i>	5	3	5	5	0,1	3	3	0,1	3	2
<i>Arabidopsis thaliana</i>	0,1	0,1	0,1	1				0,1	0,02	
<i>Arenaria serpyllifolia</i>		0,1								
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	0,1	0,1	2	1					0,1	0,1
<i>Cerastium semidecandrum</i>									0,1	
<i>Conyza canadensis</i>				0,1						
<i>Digitaria ischaemum</i>										
<i>Echinochloa crus-galli</i>	0,1	0,1		0,1			0,1	1	0,1	0,1
<i>Echium vulgare</i>										
<i>Erodium cicutarium</i>	1	2	10	10	2	1	10	5	5	5
<i>Fallopia convolvulus</i>	0,1	0,1	1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Chenopodium album</i>	20	15	15	15	0,1	0,1	10	10	15	15
<i>Chenopodium strictum</i>	0,1									
<i>Lactuca serriola</i>										
<i>Oenothera biennis</i>										
<i>Papaver rhoeas</i>	0,1									
<i>Polygonum arenastrum</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	0,02		0,1	1	0,1	0,1
<i>Prunus sp. juv</i>										
<i>Raphanus raphanistrum</i>		0,1	0,02					0,02	0,02	
<i>Rumex acetosella</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	30	30	0,1	1	5	5
<i>Setaria pumila</i>			0,02		0,02	0,02			0,1	
<i>Setaria viridis</i>	1	3	1	2	1	0,1	10	10	5	5
<i>Silene latifolia (alba)</i>				0,1	0,1					
<i>Sisymbrium loeselii</i>										
<i>Spergula arvensis</i>										
<i>Stellaria media</i>										
<i>Tripleurospermum inodorum</i>		1	1						1	
<i>Viola arvensis</i>	15	10	5	5	0,1	0,1	2	5	1	1

Příloha 6. Pokryvnosti v procentech na snímkových plochách 5x5 m na opuštěném poli z roku 2019. V prvním sloupci jsou druhy, čísla nad následujícími sloupci značí pořadí snímku a rok, plochy s přenesenou biomasou (a), plochy bez přenosu biomasy (b).

Druh	1a_19	1b_19	2a_19	2b_19	3a_19	3b_19	4a_19	4b_19	5a_19	5b_19
<i>Achillea millefolium</i>									0,1	
<i>Agrimonia eupatoria</i>										
<i>Allium scorodoprasum</i>								0,02		
<i>Apera spica-venti</i>	5	5	5	3	15	15	10	15	10	5
<i>Arabidopsis thaliana</i>										
<i>Arenaria serpyllifolia</i>			0,02		1	0,1	0,1		1	
<i>Calamagrostis epigejos</i>	0,1									
<i>Capsella bursa-pastoris</i>			0,1		3	2	2	5	1	
<i>Centaurea stoebe</i>					0,1					
<i>Cerastium semidecandrum</i>						0,1				
<i>Convolvulus arvensis</i>										
<i>Conyza canadensis</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	2	3	1	1	1	0,1
<i>Crataegus sp. juv</i>										
<i>Dactylis glomerata</i>										0,02
<i>Daucus carota</i>					0,02					
<i>Digitaria ischaemum</i>		0,02	3	3	2	1	2	3	1	1
<i>Echium vulgare</i>		2							2	
<i>Erodium cicutarium</i>	5	2	15	10	5	5	10	10	15	20
<i>Fallopia convolvulus</i>			0,02		0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,02
<i>Festuca rubra</i>										
<i>Galium verum</i>		0,02								
<i>Geranium pusillum</i>			1	0,1	25	10	5	5	0,1	
<i>Hypericum perforatum</i>										
<i>Chenopodium album</i>										
<i>Lactuca serriola</i>					0,1		0,1		0,1	
<i>Melampyrum arvense</i>										
<i>Oenothera biennis</i>	1									
<i>Plantago lanceolata</i>					0,1					
<i>Poa angustifolia</i>										
<i>Polygonum arenastrum</i>			0,02	0,1		0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Prunus sp. juv</i>										
<i>Raphanus raphanistrum</i>										
<i>Rumex acetosella</i>	25	50	20	25	2	5	1	0,1	3	7
<i>Sanguisorba minor</i>						0,02	0,02			
<i>Setaria viridis</i>	0,1			0,1				0,1	0,1	0,1
<i>Silene latifolia (alba)</i>	0,1	0,1	0,1		0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	

Druh	1a_19	1b_19	2a_19	2b_19	3a_19	3b_19	4a_19	4b_19	5a_19	5b_19
<i>Trifolium arvense</i>					0,1		0,1		0,1	
<i>Trifolium campestre</i>					0,1					
<i>Tripleurospermum inodorum</i>					0,02					
<i>Viola arvensis</i>		0,02	0,1		0,1	1	0,1		1	0,1

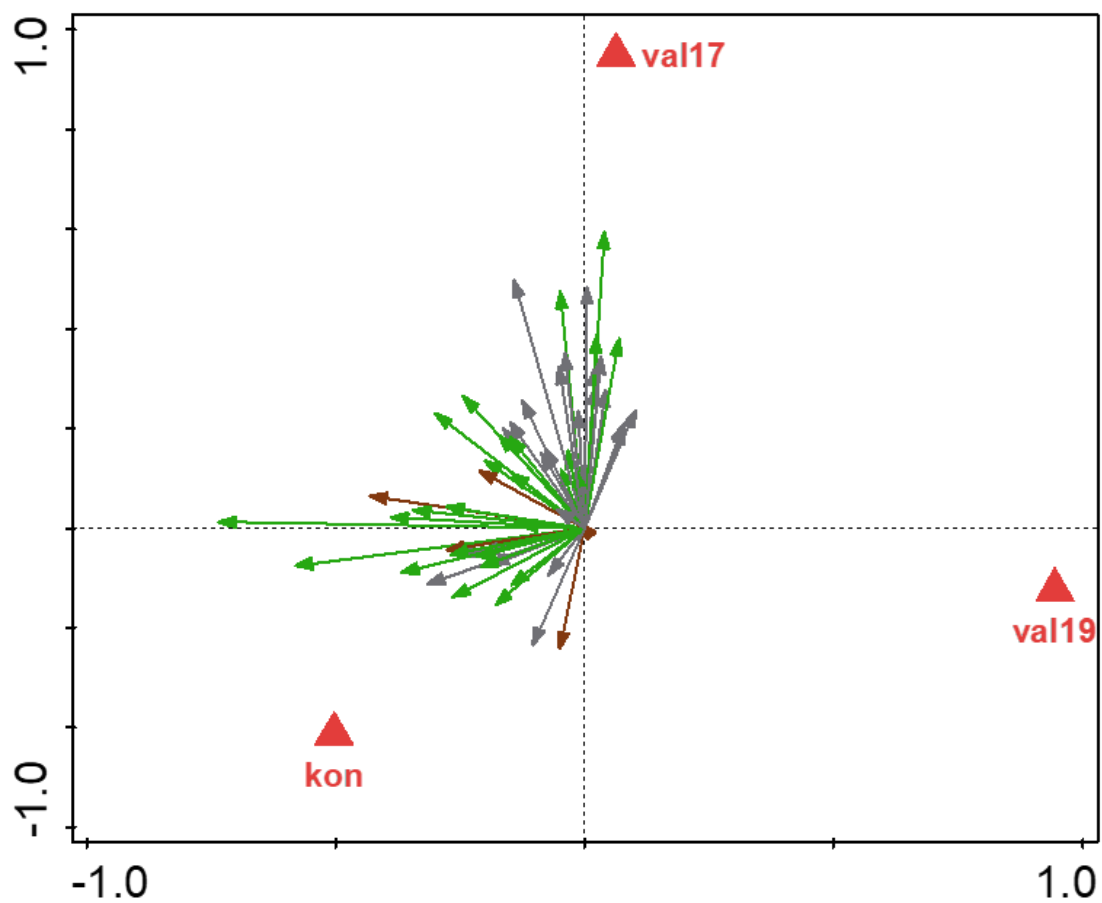
Druh	6a_19	6b_19	7a_19	7b_19	8a_19	8b_19	9a_19	9b_19	10a_19	10b_19
<i>Achillea millefolium</i>						0,02			0,02	
<i>Agrimonia eupatoria</i>								0,02		
<i>Allium scorodoprasum</i>										
<i>Apera spica-venti</i>	15	15	10	10	0,1	0,1	7	3	3	3
<i>Arabidopsis thaliana</i>	0,1			0,1				0,1		
<i>Arenaria serpyllifolia</i>			0,1							
<i>Calamagrostis epigejos</i>							0,1			
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	1	1	2	1				0,1		
<i>Centaurea stoebe</i>										
<i>Cerastium semidecandrum</i>										
<i>Convolvulus arvensis</i>							0,02			
<i>Conyza canadensis</i>	1	1	1	1	0,02		0,1	1	0,1	0,1
<i>Crataegus sp. juv</i>									0,02	
<i>Dactylis glomerata</i>							0,02			
<i>Daucus carota</i>									0,02	
<i>Digitaria ischaemum</i>	0,1	1	0,1	0,1	0,1		1	1	0,1	1
<i>Echium vulgare</i>			0,1							
<i>Erodium cicutarium</i>	15	15	20	20	0,1	0,1	15	10	10	10
<i>Fallopia convolvulus</i>		0,1	0,1	0,1				0,1		
<i>Festuca rubra</i>								0,02		
<i>Galium verum</i>										
<i>Geranium pusillum</i>										
<i>Hypericum perforatum</i>							0,02			
<i>Chenopodium album</i>								0,02		
<i>Lactuca serriola</i>	0,1	0,1	0,1	0,1				0,1	0,1	
<i>Melampyrum arvense</i>							0,02			
<i>Oenothera biennis</i>										
<i>Plantago lanceolata</i>	0,02								0,1	0,02
<i>Poa angustifolia</i>	0,1		0,1							
<i>Polygonum arenastrum</i>	0,1	0,1	0,1	0,1						
<i>Prunus sp. juv</i>				0,02						
<i>Raphanus raphanistrum</i>		0,02								
<i>Rumex acetosella</i>	3	0,1	2	7	50	50	10	10	25	20
<i>Sanguisorba minor</i>										
<i>Setaria viridis</i>										
<i>Silene latifolia (alba)</i>				0,1	0,1					

Druh	6a_19	6b_19	7a_19	7b_19	8a_19	8b_19	9a_19	9b_19	10a_19	10b_19
<i>Trifolium arvense</i>										
<i>Trifolium campestre</i>										
<i>Tripleurospermum inodorum</i>		3	0,1	0,1			0,1	0,1	0,1	
<i>Viola arvensis</i>	0,1	2	0,1	0,1			0,1	1	0,1	0,1

Příloha 7. RDA – přímá ordinace druhů na prachových koupalištích.

Testován vliv stáří ploch.

Luční druhy (zeleně), synantropní druhy (šedě) a lesní druhy (hnědě). Aktivní plochy (val19), dvouleté plochy (val17), kontrolní plochy (kon).



Příloha 8. PCA – ordinace snímků.

Kontrolní plochy (modrá obálka), aktivní plochy (červená obálka), dvouleté plochy (zelená obálka), promítnuta pozice jednotlivých snímků.

