

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
KATEDRA EKOLOGIE



VLIV HISTORICKÝCH FOREM OBHOSPODAŘOVÁNÍ
NA BYLINNÉ PATRO SVĚTLÝCH DOUBRAV

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Diplomant: Bc. Michal Kyncl

Vedoucí práce: Ing. Karel Boublík, Ph.D.

Konzultant práce: Ing. Jan Douša, Ph.D.

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Katedra ekologie

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Michal Kyncl

Ochrana přírody

Název práce

Vliv historických forem obhospodařování na bylinné patro světlých doubrav

Název anglicky

Effect of historical management on the herb layer of open oak forests

Cíle práce

Cílem práce je zjistit vliv různých způsobů historického managementu v lesích (hrabání steliva, kosení podrostu, kombinace obou způsobů) na druhové složení a diverzitu podrostu ve světlých dubových lesích.

Metodika

DP navazuje na probíhající výzkum odezvy rostlinných druhů na managementové zásahy (kosení, hrabání steliva, kosení a hrabání steliva, kontrola bez zásahu), které by měly simulovat "tradiční" management, který pravděpodobně umožňoval přežívání světlomilných a reliktních druhů v podrostu rozvolněných doubrav.

V červnu 2013 a 2014 fytoecologickými metodami zjistit druhové složení různě obhospodařovaných ploch a pokosení ploch. V říjnu 2013 a 2014 hrabání steliva. Poté analyzovat vliv různých managementových zásahů na složení a diverzitu bylinného patra.

Doporučený rozsah práce

asi 20-30 stran + přílohy

Klíčová slova

Český kras, diverzita, hrabání, kosení, management, světlé lesy

Doporučené zdroje informací

Barkham J. P., 1992: The effects of management on the grand flora of ancient woodland, Brigsteer Park Wood, Cumbria, England. *Biological Conservation* 60: 167-187.

Beneš J., Čížek O., Dovala J. et Konvička M., 2006: Intensive game keeping, coppicing and butterflies: The story of Milovický Wood, Czech Republic. *Forest Ecology and Management* 237: 353-365.

Mitchell F. J. G., 2005: How open were European primeval forests? Hypothesis testing using palaeoecological data. *Journal of Ecology* 93: 168-177.

Peterken G. F. et Game M., 1984: Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands of central Lincolnshire. *Journal of Ecology* 72: 155-182.

Vera F. W. M., 2000: *Grazing Ecology and Forest History*. CABI Publishing, Wallingford.

Předběžný termín obhajoby

2015/06 (červen)

Vedoucí práce

Ing. Karel Boublík, Ph.D.

Konzultant

Ing. Jan Douda, Ph.D.

Elektronicky schváleno dne 29. 10. 2014

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 5. 3. 2015

prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Děkan

V Praze dne 22. 03. 2015

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracoval samostatně pod vedením Ing. Karla Boublíka, Ph.D., a Ing. Jana Doudy, Ph.D., a že jsem uvedl všechny literární prameny, ze kterých jsem čerpal.

V Praze 22.4.2015

.....

Bc. Michal Kyncl

Poděkování:

Především bych rád poděkoval svému vedoucímu diplomové práce, Ing. Karlu Boublíkovi, Ph.D., a konzultantovi Ing. Janu Doudovi, Ph.D., za jejich pomoc při sběru a zpracování dat, ochotu, věnovaný čas a odborné vedení. Poděkování patří i mé rodině za podporu při studiu.

V Praze 22.4.2015

.....

Bc. Michal Kyncl

Abstrakt

Lesní ekosystémy byly po staletí ovlivňovány lidskou činností. Po vymizení tradičních způsobů lesnického hospodaření (pařezení, lesní pastva, hrabání steliva a travaření) došlo k rychlému úbytku světlomilných druhů organismů vázaných na světlé lesy. Tato práce se zabývá otázkou, jak historické formy obhospodařování ovlivňují diverzitu a druhové složení podrostové vegetace světlých doubrav Českého krasu. Na studované lokalitě bylo vymezeno 32 experimentálních ploch (v každé ploše 4 podplochy), na kterých byl aplikován tradiční management: kosení podrostu, hrabání steliva a kombinace kosení i hrabání během 5 vegetačních sezón. Experimentální plochy byly pravidelně jednou ročně obhospodařovány a byly na nich zapsány fytoecologické snímky. Získané výsledky z obhospodařovaných ploch jsou porovnány s místy, které byly ponechány bez zásahů. Z výsledků je patrný signifikantní nárůst druhové diverzity na hrabaných, kosených i hrabaných místech v posledních dvou letech, zatímco na kontrole docházelo k dlouhodobému úbytku rostlinných druhů v průběhu experimentu. Na obhospodařovaných plochách došlo také ke změnám druhového složení bylinného patra. Světlomilné druhy rostlin, např. *Campanula persicifolia*, *Vicia hirsuta* a *Veronica officinalis*, měly největší zastoupení na pravidelně hrabaných, kosených i hrabaných místech v roce 2014, zatímco na kontrole pokryvnost těchto druhů ubývala. Vliv kosení na diverzitu podrostu byl zanedbatelný.

Klíčová slova: Český kras, diverzita, hrabání, kosení, management, světlé lesy

Abstract

Forest ecosystems have been influenced by man for centuries. After a disappearance of traditional forest management (coppicing, forest grazing, litter raking and mowing), there was observed a rapid decline in the number of light-demanding organisms and species living in open forests. The thesis examines how historical forest management has influenced diversity and species composition of understorey vegetation in open oak forests of the Bohemian Karst. In the study area, 32 experimental plots were delimited (each divided into 4 subplots), where traditional management – understorey mowing, litter raking, and combination of mowing and raking – was applied during 5 growing seasons. The experimental plots were regularly managed and studied using phytosociological relevés once a year. The obtained results from the managed subplots were compared with the control subplots. The results showed significant increase in species diversity on the subplots where litter raking, combination of mowing and litter raking was applied in the last two years, while the number of plant species was declining in the control subplots during the experiment. Further, changes in the species composition of the herb layer in the managed sites were observed. In 2014, light-demanding plant species, e. g. *Campanula persicifolia*, *Vicia hirsuta* and *Veronica officinalis*, had the largest plant cover in subplots where litter raking, combination of mowing and litter raking was applied regularly, while the plant cover of these species had decreased in the control sites. However, the impact of mowing on species diversity of understorey was negligible.

Key words: Bohemian Karst, diversity, litter raking, mowing, management, open forests

Obsah

1. Úvod.....	9
2. Cíle práce	15
3. Charakteristika studovaného území.....	16
4. Metodika	18
4.1. Design pokusu	18
4.2. Sběr dat	19
4.3. Zpracování dat	20
5. Výsledky	23
5.1. Změny diverzity v závislosti na čase v jednotlivých typech managementu	23
5.2. Změny druhového složení podrostu v jednotlivých typech managementu a v čase ...	25
6. Diskuze	28
7. Závěr.....	33
8. Přehled literatury a použitých zdrojů	35
9. Přílohy	43

1. Úvod

U mnoha typů středoevropských lesů v současné době dochází ke změnám druhového složení podrostu, především kvůli nedostatku a absenci přírodních (pastva velkých býložravců) a antropogenních (tradiční lesní obhospodařování) disturbancí, ke kterým dříve běžně docházelo (HANSSON, 1997a). Historický vývoj lesních ekosystémů mapují pylové analýzy z fosilních záznamů (NILSSON, 1964; BENNETT, 1983; TOBOLSKI, 1991; HEERY, 1997), ze kterých vyplývá, že již v minulosti před příchodem člověka vedle sebe koexistovaly světlomilné a stínomilné druhy dřevin a organismů. Otázkou, jak mohly vypadat lesy nížin a teplých pahorkatin, hostící dodnes světlomilné druhy středoevropské flóry a fauny před začátkem tradičního lesního hospodaření, se zabývala řada studií (VERA, 2000; MITCHELL, 2002, 2005; RACKHAM, 2003; HÉDL et al. 2011).

Disturbance abiotického i biotického původu způsobovaly v lesních ekosystémech mezernatost zápoje, přes který prosvítalo dostatečné množství slunečního svitu (KULHAVÝ et al., 2003). VERA (2000) prezentoval svoji hypotézu o pastevní savaně, která se zabývala vlivem velkých býložravců (pratur, tarpan, zubr) na dynamiku lesů a bezlesí do doby, než byli tito téměř vyhubeni člověkem. Lesy v tehdejší střední Evropě mohly být rozvolněnější, světlejší s různorodějšími stanovišti. Avšak Verova hypotéza o přirozeném pastevním lese byla kritizována a zpochybňována řadou odborníků (MITCHELL, 2002, 2005; BRADSHAW et al., 2003; KIRBY, 2004). Verovu teorii o pastevní savaně zamítá MITCHELL (2002) a na základě pylových záznamů, které byly odebírány ze stinných a rozvolněných lesů Irska, Švédska a Polska se přiklání k hypotéze, že lesy byly tvořeny vysokokmenným, uzavřeným a stinným porostem, která byla popsána vědci před více jak 50 lety. Nicméně Mitchellova tvrzení mohou být ovlivněna řadou faktorů, na které upozornil RACKHAM (2003). Limitující faktory jsou konkrétní místa sběru, kde na vlhčích místech mohlo dojít k poškození pylu, a absence lípy v postglaciálních lesích Irska (RACKHAM, 2003).

Historické informace o činnosti člověka ve středoevropských lesích jsou klíčové pro pochopení dynamiky lesních ekosystémů. Zejména historické způsoby obhospodařování zanechávají dlouhodobé následky v lesích, tj. přírodní a kulturní dědictví (HÉDL et al., 2006; GIMMI et al., 2008; BÜRGI et al., 2013). Lesní ekosystémy byly již od pravěku silně využívány lidmi jako zdroj paliva a další biomasy i jako území pro pastvu. Tradičně obhospodařované lesy byly především v hustě obydlených oblastech nížin a pahorkatin kolem velkých řek (střední Čechy, jižní a střední Morava), kde byly tradičně provozované hospodářské aktivity, avšak vliv člověka často sahal až vysoko do hor (např. milíře, lesní pastva) (HÉDL et al., 2006). Docházelo tak k dlouhodobému ovlivňování druhové a prostorové skladby či k přeměně uzavřeného lesa v otevřený pastevní les. Mezi prvotní příčiny těchto pozvolných změn byly označovány tradičně nejdůležitější a nejsystematičtější typy historického hospodaření jako je lesní pastva, osekávání stromových výmladků čili pařezení, polaření, vliv požáru, ale také hrabání steliva pro dobytek a travení (RACKHAM, 1998; HÉDL et al., 2006; FANTA, 2007).

Tradičně obhospodařované lesy byly obecně světlejší a byla na ně vázána velká část biodiverzity řady skupin organismů. Kvůli intenzivnímu a dlouhodobému odnímání biomasy (např. dřevo, stařina, opad) byly také živinově chudší než dnes (KEITH et al., 2009; HÉDL et al., 2011b). V současné době jsou tradiční typy managementu na ústupu a dochází k dramatickému úbytku světlomilných druhů rostlin, hmyzu, ale i jiných druhů organismů vázaných na světlé lesy, např. hrachor panonský (*Lathyrus pannonicus*), okáč jílkový (*Lopinga achine*), tesařík obrovský (*Cerambyx cerdo*) a další (HÉDL et al., 2010; HÉDL et al., 2011b; ČÍŽEK et al., 2009).

V minulosti se evropské lesní ekosystémy vyznačovaly nedostatkem dusíku a pravděpodobně i fosforu. Naproti tomu v současné době dochází vlivem spadů N ze spalování fosilních paliv k přesycení ekosystému dusíkem. To je v současnosti považováno za jednu z hlavních environmentálních hrozeb pro lesní biodiverzitu (MCKINNEY et LOCKWOOD, 1999; HOFMEISTER et al., 2008; HÉDL et al., 2011b; VERHEYEN et al., 2012).

Dva hlavní typy historických forem lesního managementu - výmladkový les (pařezina) a pastevní les - vytvářely rozvolněnější stromový zápoj než jiné typy managementu (hrabání steliva, trawaření) (HÉDL et al., 2011b). Při pařezení dochází k odstranění růstového vrcholu, který obráží z druhotných růstových pletiv a poté následuje růst výhonků. Dřevo z výmladků sloužilo na otop a také jako užitkové dřevo (oplocení, násady). Perioda mýcení pařeziny byla krátká, pohybovala se okolo 7 až 30 let. Lípa, habr, líska a vzácněji i dub snášejí pravidelné ořezávání v několika desítkách cyklů. Většina druhů listnatých dřevin má schopnost pravidelně obrážet a vytvářet typickou strukturu pařezin, tzv. polykormony, které představují shluky geneticky identických kmenů (HÉDL et al., 2010; HÉDL et al., 2011b). Nejrozsáhlejší zbytky pařezin u nás jsou na území jižní Moravy, ale také v Českém krasu (HÉDL et al., 2010; HAUSMANNOVÁ et al., 2012). V prvních letech po smýcení se pařezina vyznačuje raným, pasekovým stadiem s velkým množstvím světla a poměrně řídkou vegetací krátkověkých nitrofytů a trav. Z toho profitují světlomilné druhy organismů, především denní motýli a další druhy hmyzu (KONVIČKA et al., 2004; BENEŠ et al., 2006; HÉDL et al., 2010). Během druhého roku dochází k zarůstání třtinou a pařezové výmladky vytváří houštiny, ve kterých se vyskytují ptáci vázaní na křoviny. Postupným růstem výmladků se vytváří zástin a pasekové druhy jsou nahrazovány druhy lesními (SZABÓ, 2009; HÉDL et al., 2010).

K lesní pastvě ovcí, koz, prasat, koní a skotu docházelo v okolí zemědělských sídlišť a byla častým způsobem obhospodařování lesa od nejstarších dob až do 19. století. Pastevní lesy byly často světlé, dubové a dubo-habrové porosty v nížinách, které se vyznačovaly bohatým keřovým, travinným a bylinným podrostem. Při extenzivní pastvě se vytvářely skupinové porosty keřů, pod jejichž ochranou docházelo ke zmlazování původních dřevin (FANTA, 2007). Dlouhodobá pastva způsobovala postupné prosvětlování lesa, zpomalila a někdy až znemožnila přirozené zmlazení porostu. Vznikaly světlé parkové lesy s dominantními soliterními stromy, které posléze zčásti přecházely v otevřené pastviny (KONVIČKA et al., 2006; FANTA, 2007). Soubor charakteristických mikrostanovišť představovaly odumírající a mrtvé části starých stromů, na které byla vázána řada bezobratlých (HÉDL et al., 2011b).

Pastva ovlivňovala jednotlivé druhy dřevin různě: dub, lípa, líska, jasan, habr a další druhy dřevin, které se dobře vegetativně rozmnožují, byly ovlivněny méně. Buk, který se vegetativně obnovuje hůře, byl vlivem okusu silně ovlivněn a z některých oblastí téměř vymizel (FANTA, 2007). Pastevní lesy dosud najdeme hlavně v severní Evropě, především ve Švédsku, ale také v Anglii a ve středomořské oblasti (HAEGGSTRÖM, 1983). V České republice je pastva podle lesního zákona zakázána, avšak najdeme i místa, kde je výjimečně povolována a využívána jako jeden ze způsobů ochrannářského managementu lesa, např. v CHKO Český kras a v CHKO Pálava (HÉDL et al., 2011a; HAUSMANNOVÁ et al., 2012).

Jen málo studií se zabývalo vlivem kosení lesního podrostu na diverzitu rostlinných druhů. K travaření, neboli kosení trávy v lesích, docházelo především na lesních loukách a světlínách. HANSSON (2001) prezentoval výsledky své studie, kde byla zkoumána druhová diverzita cévnatých rostlin a ptáků v závislosti na kosení podrostu a pastvě v dubo-lískových porostech jižního Švédska. Celkový počet rostlinných druhů, hnízdících a migrujících ptáků byl větší na kosených plochách než na plochách, které ponechány bez zásahu. Na našem území se žádný výzkum lesním travařením nezabýval.

Hrabání lesního steliva bylo významné od nejstarších dob až do 19. století v oblastech, kde nebyl dostatek podestýlky pro ustájení domácích zvířat a jako krmivo v zimních měsících (BÜRGI et GIMMI 2007; FANTA, 2007; HÉDL et al., 2011a). V některých oblastech Švýcarska bylo suché listí používáno jako náplň do matrací a polštářů (ROTH et BÜRGI, 2006).

Různé studie prokázaly, že historické formy obhospodařování mají podstatný dopad na lesní ekosystémy (MITKA et al., 1987; MEDWECKA-KORNAŠ et GAWROŃSKY, 1991; BENEŠ et al., 2006; SAYER, 2006; GIMMI et al., 2008). EBERMAYER (1876) ve své průkopnické práci popsal důsledky dlouhodobého odnímání souvislé lesní hrabanky: úbytek živin v půdě, mechanické poškození semenáčků a snížení rychlosti růstu a výšky stromů. Opad ze stromů má dvě základní úlohy v lesních ekosystémech, za prvé je nedílnou součástí koloběhu živin a hlavním zdrojem organické hmoty v půdě; za druhé jeho přítomnost v lesích působí proti mikroklimatickým výkyvům, erozi a zhutnění půdy.

Hloubka opadu ovlivňuje diverzitu a druhové složení bylinného patra (GRIME, 1979; GEDDES et DUNKERLEY, 1999; SAYER, 2006; GIMMI et al., 2008). Pravidelné a dlouhodobé odstraňování odumřelé biomasy (opad ze stromů a stařina podrostu) vedlo k ochuzování humusových vrstev půdy v lesních ekosystémech o dusík, fosfor, vápník, hořčík a draslík. Docházelo tak k ochuzování půd o bazické živiny a lesní půdy se stávaly kyselějšími (ELLENBERG, 1998; HOFMEISTER et HRUŠKA, 2002; SAYER, 2006; HÉDL et al., 2011a).

Řada studií z Polska, Slovinska a Švýcarska se zabývala vlivem hrabání steliva na diverzitu podrostu v lesích (DZWONKO et GAWROŃSKI, 2002a, b; GIMMI et al., 2008; ŠILC et al., 2008). Polská studie DZWONKO et GAWROŃSKI (2002a) se zabývala 16letým experimentem odebrání stromové opadanky ve smíšených lesích v jižním Polsku, kde dominovaly dub letní, borovice lesní a buk lesní. Druhá diverzita na hrabaných plochách během 16 let vzrostla, ale abundance dominantních druhů a struktura podrostu zůstala nezměněná, zatímco na kontrolních plochách byly acidofilní druhy nahrazeny neutrofilními rostlinami. Na hrabaných plochách došlo k okyselení půd, kde bylo prokázáno signifikantní snížení obsahu půdního fosforu, hořčíku a vápníku. Došlo a také k poklesu kationtové výměnné kapacity (KVK) v humusové vrstvě oproti výsledkům na kontrolních plochách, kde naopak došlo k mírnému nárůstu obsahu dusíku (GLATZEL, 1991; DZWONKO et GAWROŃSKI, 2002a, b).

V další své práci DZWONKO et GAWROŃSKI (2002b) zjistili, že narušování a odstraňování svrchní vrstvy humusu pozitivně ovlivňuje semennou banku. Dochází ke zvýšení klíčivosti semen vzácných druhů rostlin, které by jinak byly konkurenčně potlačeny dominantními druhy. Ve švýcarských Alpách se snažili rekonstruovat vliv lesní pastvy a odnámání hrabanky v borových lesích. Studie ukázala, že dlouhodobé odnámání opadanky vedlo k ideálním podmínkám pro přirozenou obnovu borovice lesní (*Pinus sylvestris*), která je pionýrským druhem. S ústupem lesní pastvy a hrabání steliva došlo k postupným změnám stanovištních podmínek, které vedly ke změně druhového složení. Borovice začala pomalu ustupovat konkurenci schopnějšímu dubu pýřitému (*Quercus pubescens*) (GIMMI et al., 2008).

MEDWECKA-KORNAŚ et GAWROŃSKI (1991) prezentovali výsledky z národního parku Ojców, kde během 30 let došlo k poklesu zastoupení acidofilních druhů jako je brusnice borůvka (*Vaccinium myrtillus*), pstroček dvoulistý

(*Maianthemum bifolium*), černýš luční (*Melampyrum pratense*) a rozrazil lékařský (*Veronica officinalis*) z důvodu eutrofizace lesních ekosystémů, která je způsobena absencí tradičních způsobů obhospodařování. Mnoho studií zaznamenalo nárůst zastoupení nitrofilních druhů v listnatých a smíšených lesích v západní, severozápadní a střední Evropě (WILMANNNS et al., 1986; TYLER, 1987; BRUNET et al., 1997). Studie ŠILC et al. (2008) se zmiňuje o lesích s dominancí dubu zimního (*Quercus petraea*) a břízy bělokoré (*Betula pendula*) v jihovýchodním Slovinsku a Chorvatsku. Z důvodu absence hrabání steliva v těchto porostech dochází k postupnému sukcesnímu vývoji a tyto typické lesy se stávají vzácnějšími a ohroženějšími.

Tradičně obhospodařované lesy i v současnosti najdeme především ve východní Evropě (Rumunsko, Bulharsko), ale také např. v Itálii. Z mnoha evropských studií je zřejmé, že obnova historických forem obhospodařování lesa pozitivně ovlivňuje biodiverzitu a nárůst zastoupení světlomilných, často ohrožených druhů světlých lesů (DZWONKO et GAWROŃSKI, 2002a, b; HOFMEISTER et HRUŠKA, 2002; SAYER, 2006; GIMMI et al., 2008; HÉDL et al., 2011b). Na našem území probíhá řada výzkumů zaměřených především na biodiverzitu, kde se ochránáři a vědci pomocí historických způsobů obhospodařování snaží obnovit a zachovat biotopy druhů vázaných na světlý les. Takové zásahy probíhají např. v Brně (Hády), CHKO Pálava (NPR Děvín) - pařezení, CHKO Český kras (NPR Karlštejn) - pařezení, pastva, NP Podyjí - hrabání steliva (HÉDL et al., 2011b).

2. Cíle práce

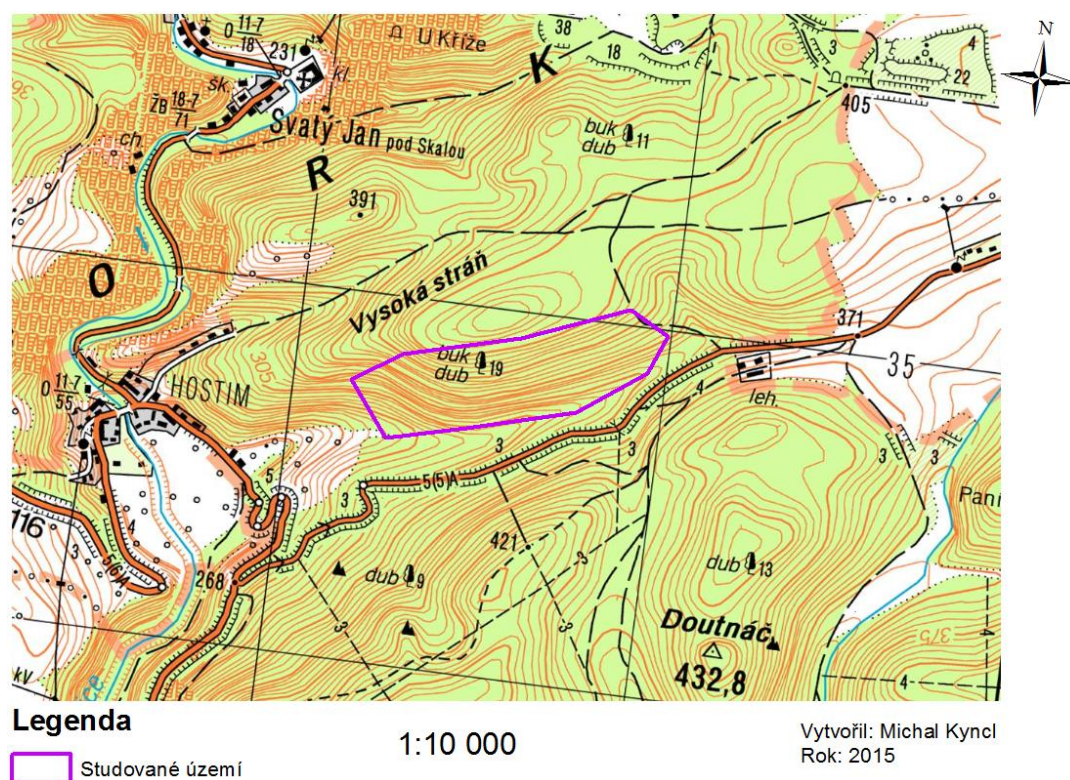
Cílem této diplomové práce bylo studium změn podrostové vegetace světlých doubrav na experimentálních plochách v Českém krasu. Na experimentálních plochách byly v průběhu pěti let aplikovány tradiční způsoby hospodaření: kosení podrostu, hrabání steliva a kombinace kosení a hrabání. Očekáváme, že tyto tradiční typy managementu budou podporovat světlomilné druhy rostlin a dojde k nárůstu druhové rozmanitosti v bylinném patře (DZWONKO et GAWROŃSKI, 2002a; VILD et al., 2015). Jako referenční slouží podplochy ponechané bez zásahu.

Dílčí cíle této práce jsou:

- (i) Vyhodnocení vlivu kosení podrostu, hrabání steliva a kombinace obou předchozích a času na diverzitu podrostové vegetace.
- (ii) Zjištění změn druhového složení bylinného patra v závislosti na jednotlivých typech managementu a v čase.

3. Charakteristika studovaného území

Zájmové území pro studium diverzity a druhového složení podrostu v závislosti na tradičních způsobech hospodaření leží na jihozápadním svahu vrchu Vysoká stráň, vzdálené cca 700 metrů vsv. od obce Hostim (**Obr. č. 1**) nedaleko Berouna. Studované území je členité (290-400 m n. m.), jeho rozloha je okolo 20 ha a dubový porost je přibližně 90 let starý (BURIÁNEK et LIŠKA, 2009). Území je součástí Chráněné krajinné oblasti (CHKO) Český kras a národní přírodní rezervace (NPR) Karlštejn. Český kras je přírodovědecky velmi cennou lokalitou, ať už výskytem mnoha vzácných a ohrožených taxonů rostlin či živočichů v druhově pestrých biocenózách nebo z pohledu geologie a paleontologie (ŠAMONIL, 2007). V rámci ochrany mimořádně cenných lokalit zde byly vyhlášeny dvě národní přírodní rezervace (NPR Karlštejn a NPR Koda), čtyři národní přírodní památky (NPP), osm přírodních rezervací (PR) a šest přírodních památek (PP) (HAUSMANNOVÁ et al., 2012).



Obr. č. 1 Vymezení studovaného území na vrchu Vysoká stráň. (ESRI - Geoportal Cenia).

Geologický podklad zájmového území tvoří zpevněné sedimenty (prachovce) s vložkami pískovců ze středního devonu (CHÁB et al., 2007). Půdním typem jsou modální kambizemě, s maloplošnými výskyty kambizemě rankerové a litozemě (AOPK ČR, 2015a). Studovaná plocha se nachází na rozhraní mírně teplé a teplé, mírně suché klimatické oblasti, která se vyznačuje převážně mírnou zimou, suchým a teplým létem a mírně teplým jarem a podzimem. Délka vegetační doby se pohybuje v rozmezí 150-170 dnů (SYROVÝ, 1958). Průměrná roční teplota se v letech 2010-2014 pohybovala od 7,8 - 9,9 °C a minimální teplota dosažená v letech 2010-2014 byla v rozmezí od -15 °C až do -21,7 °C. Průměrný roční úhrn srážek se pohyboval od 606 - 733 mm (ČHMÚ).

Lesní společenstva lze na studované ploše fytoecologicky klasifikovat jako acidofilní teplomilné doubravy na mělkých půdách (asociace *Sorbo torminalis-Quercetum* Svoboda ex Blažková 1962) a v menší míře jako hercynské dubohabřiny (asociace *Melampyro nemorosi-Carpinetum* Passarge 1962) (AOPK ČR, 2015b). Jedná se o světlé lesy, které byly dlouhodobě formovány člověkem tradičními způsoby hospodaření, tzv. pařezením dubu zimního (*Quercus petraea*), lípy srdčité (*Tilia cordata*), habru obecného (*Carpinus betulus*) (ŠAMONIL, 2005). Dále to byla pastva ovcí a koz, travaření a hrabání steliva pro hospodářská zvířata (HAUSMANNOVÁ et al., 2012).

4. Metodika

4.1. Design pokusu

Experimentální design pokusu pro studium vlivu historických forem obhospodařování na bylinné patro ve světlých doubravách byl založen Karlem Boublíkem, Janem Doudou a Janou Doudovou v červnu 2010. V současné době lze analyzovat změny diverzity a složení bylinného patra za 5 vegetačních sezón.

Při výběru studovaných ploch bylo dbáno na subjektivní pohled z důvodu dosažení co nejvyšší variability podmínek prostředí. Bylo vybráno 32 studijních ploch, mezi nimiž byla minimální vzdálenost 40 m. Každá plocha byla rozdělena na 4 podplochy o velikosti 3×3 m s minimální vzdáleností 1 m od sebe, abychom zabránili vzniku ekotonálního efektu. Plochy byly vybírány tak, aby na nich byly keře zastoupeny s maximální pokryvností 5 %. V podploše mohly být maximálně dva kmeny stromů. Na jednotlivých podplohách byly náhodně vybrány a simulovány historické formy managementu jako jsou hrabání steliva, kosení podrostu, kombinace kosení a hrabání. Poslední podplocha sloužila jako kontrola, na které nebyl aplikován žádný management. Jednotlivé podplochy byly v terénu barevně označeny v levém horním rohu značkou na kmeni hraničního stromu a ostatní tři rohy byly ohraničeny hřebíky ukotvenými do půdy.

Historické formy managementu byly aplikovány v letech 2010, 2011, 2012, 2013 a 2014. Kosení bylinného patra bylo prováděno v červnu a hrabání steliva v listopadu po opadu listí. Hrabání steliva a kosení podrostu probíhalo na vymezených studovaných podplohách o rozměrech 3×3 m a také ve vzdálenosti 1 m od hrany čtverce. Pokosená biomasa byla následně odebírána mimo studované podplochy (**Obr č. 2**).

4.2. Sběr dat

Zápis fytoocenologických snímků probíhal vždy před aplikací managementu v červnu 2010-2014. Během jedné vegetační sezóny bylo zapsáno 128 snímků, vždy od každého druhu managementu bylo 32 snímků. Celkově bylo zapsáno 640 snímků za 5 vegetačních sezón. Pro odhad dominance a abundance jednotlivých druhů rostlin byl prováděn procentuální vizuální odhad. Pokryvnost jednotlivých druhů bylinného patra byla určena s přesností na 1 % v rozmezí pokryvností 1-10 % a s přesností na 5 % v rozmezí 10-100 %. Do zápisníku byly zapisovány tyto údaje: číslo plochy, číslo podplochy, místo podplochy, datum snímku, sklon, expozice, GPS souřadnice (S-JTSK), aplikovaný management a procentuální pokryvnost bylinného patra. Sjednocení nomenklatury druhů cévnatých rostlin bylo provedeno podle Klíče ke květeně České republiky (KUBÁT et al. 2002).



Obr. č. 2. Na horním snímku je kontrolní podplocha, na dolním podplocha hrabaná. Foto: Michal Kyncl

4.3. Zpracování dat

Fytocenologické snímky byly převedeny do elektronické podoby pomocí programu Turboveg for Windows (HENNEKENS et SCHAMINÉE, 2001). Data byla dále převedena do programu JUICE 7.0 (TICHÝ, 2002), kde byly sloučeny obtížně určitelné druhy do druhových skupin, agregátů (agg.), a exportována do programu Microsoft Office Excell. Vstupní matice pro statistické analýzy v programu R 2.15.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012) a pro mnohorozměrné analýzy v programu CANOCO 5 (TER BRAAK et ŠMILAUER, 2012) byly vytvořeny v programu Microsoft Excel.

Pro analýzu změn druhové bohatosti v závislosti na čase a typu managementu byla vytvořena vstupní matice, která obsahovala sloupce *čas*, kde byly zapsány roky 2010-2014; *lokalita*, kde byly podplochy 1-32; *mgmt*, kde byl typ managementu (koseno, hrabáno, kombinace kosení a hrabání, kontrola), a *druhy*, které obsahovaly součet druhů v jednom snímku. V programu R byl vytvořen zobecněný lineární smíšený model (GLMM) za použití Poissonova rozdělení, abychom zjistili, zda se druhová diverzita podrostu v závislosti na typu managementu a v čase neliší. Závislou proměnnou byl počet druhů a nezávislou proměnnou byl čas, management a lokalita.

Dále byly vyhotoveny 4 vstupní matice pro analýzy změn druhové bohatosti podrostu v jednotlivých typech managementu v průběhu let 2010-2014. Pomocí programu R byly vytvořeny zobecněné lineární smíšené modely (GLMM) za použití Poissonova rozdělení za účelem testování, zda se diverzita podrostu neliší, zvláště vlivem kosení v průběhu let, vlivem hrabání v průběhu let, kombinací obou předchozích v průběhu let a bez zásahu (kontrola) v průběhu let. Závislou proměnnou byl počet druhů a nezávislou proměnnou čas (v modelu značeno jako *treatment*) a lokalita. Pro analýzu změn druhové bohatosti podrostu na 32 plochách v závislosti na jednotlivých typech managementu (kosení, hrabání, kombinace, kontrola) v průběhu let byl použit primárně stejný skript, jen s tím rozdílem, že se každý typ managementu testoval zvláště.

Aby byly porovnány vzájemné rozdíly druhové diverzity podrostu mezi roky v rámci jednoho aplikovaného typu managementu, byl použit Tukeyho HSD (*honest significant difference*) test mnohonásobného porovnávání (DUBJAKOVÁ, 2009).

Pro analýzy mnohonásobného porovnávání byl použit primárně stejný skript, jen s tím rozdílem, že každý typ managementu se testoval zvlášť. Grafické znázornění výsledků Tukeyho testů byl sestrojen (**obr. č. 3**), ve kterém jsou znázorněny změny diverzity zvlášť v jednotlivých typech managementu v průběhu let 2010-2014. Celkově byly sestrojeny 4 grafy, v každém bylo 5 box-plotů (4 typy managementu, 5 vegetačních sezón). Pro porovnávání druhové diverzity mezi jednotlivými typy managementu byl v programu R vytvořen model GLMM Poissonova rozdělení a pro následné porovnávání byl použit Tukeyho test (**Příloha č. 6**).

Vstupní data pro ordinační metody v programu CANOCO 5 byla upravena v programu Microsoft Excel. Pro nepřímé a přímé analýzy byla vytvořena tabulka závislé (vysvětlované) proměnné **druhy** (*plant species*) ve snímcích (*cases*) pro každý typ managementu zvlášť. Pokryvnost jednotlivých druhů byla znázorněna v procentech a 160 snímků za 5 vegetačních sezón bylo označeno číselně. Celkově byly vytvořeny čtyři tabulky pro každý typ managementu (koseno, hrabáno, kombinace, kontrola). Pro přímé analýzy byla nezávislá (vysvětlující) proměnná prostředí (*environmental variable*) určena pětistavová kategoriální proměnná **čas** (2010-2014), čímž bylo zjištěno, jak se měnila rostlinná společenstva v průběhu let. Jako nezávislé (vysvětlující) kovariáty byly zvoleny binárně kódované **podplochy** (1-128). Kovariáty (*covariables*) jsou nazývány (nezajímavé) nezávislé proměnné prostředí s předpokládaným vlivem na proměnné vysvětlované, slouží k odstranění vlivu prostředí, aby došlo k čistému efektu jednotlivých faktorů (LEPŠ et ŠMILAUER, 2000). V tomto případě bylo žádoucí odstranit vliv podploch na rostlinné druhy a získat čistý efekt času. Nepřímá gradientová analýza DCA (*detrended correspondence analysis*) byla použita pro určení lineární či unimodální metody (HERBEN et MÜNZBERGOVÁ, 2003). Pomocí analýzy DCA byla zjištěna délka gradientu, tedy jak druh reaguje v mnohorozměrném prostoru, buď lineárně (krátké gradienty) nebo unimodálně (dlouhé gradienty). U lineárních technik má druh své maximum výskytu buď při maximální nebo minimální hladině proměnné prostředí, zatímco u unimodálních může mít druh své maximum kdekoliv. Když je velikost nejdelšího gradientu (*length of gradient*) větší než 4, je použita unimodální metoda. Na druhé straně, pokud je délka gradientu menší než 3, je třeba použít lineární metodu (HERBEN et MÜNZBERGOVÁ, 2003).

Bylo použito přímé lineární RDA gradientové analýzy (*redundancy analysis*), díky které byly zhodnoceny změny pokryvnosti druhů bylinného patra v závislosti na proměnných daného prostředí (HERBEN et MÜNZBERGOVÁ, 2003). Byla snížena váha vzácných druhů, kde druhy, které nedosahovaly 8% pokryvnosti, nebyly v analýze zohledněny. Významnost korelace vysvětlujících proměnných byla testována pomocí Monte Carlo permutačního testu, kde byly permutace specifikovány dle hierarchické struktury (*hierarchical design*). V programu CANOCO 5 se hierarchická struktura skládá ze split-plot uspořádání, kde split-plots zobrazují roky (2010-2014) a whole plot jednotlivé podplochy. Floristické složení bylo randomizováno s počtem 999 permutací v rámci jednotlivých podploh (úplně) proti času (se zachováním sekvencí v čase), randomizace pokusných podploh byla provedena v blocích definovanými kovariátami.

Výsledky čtyř mnohorozměrných analýz jsou znázorněny formou ordinačních diagramů z programu CANOCO 5 (**Obr. č. 4**). Druhy bylinného patra jsou v ordinačních diagramech znázorněny pomocí šipek, které ukazují směr, ve kterém roste pokryvnost druhu, zatímco kategoriální proměnné prostředí (2010-2014) jsou znázorněny pomocí bodu. Pomocí směru a délek šipek byl určen vliv daného zásahu na určitý druh, čím je směřující šipka delší k určitému roku, tím je druh daným rokem plně podporován (LEPŠ et ŠMILAUER, 2000; HERBEN et MÜNZBERGOVÁ, 2003).

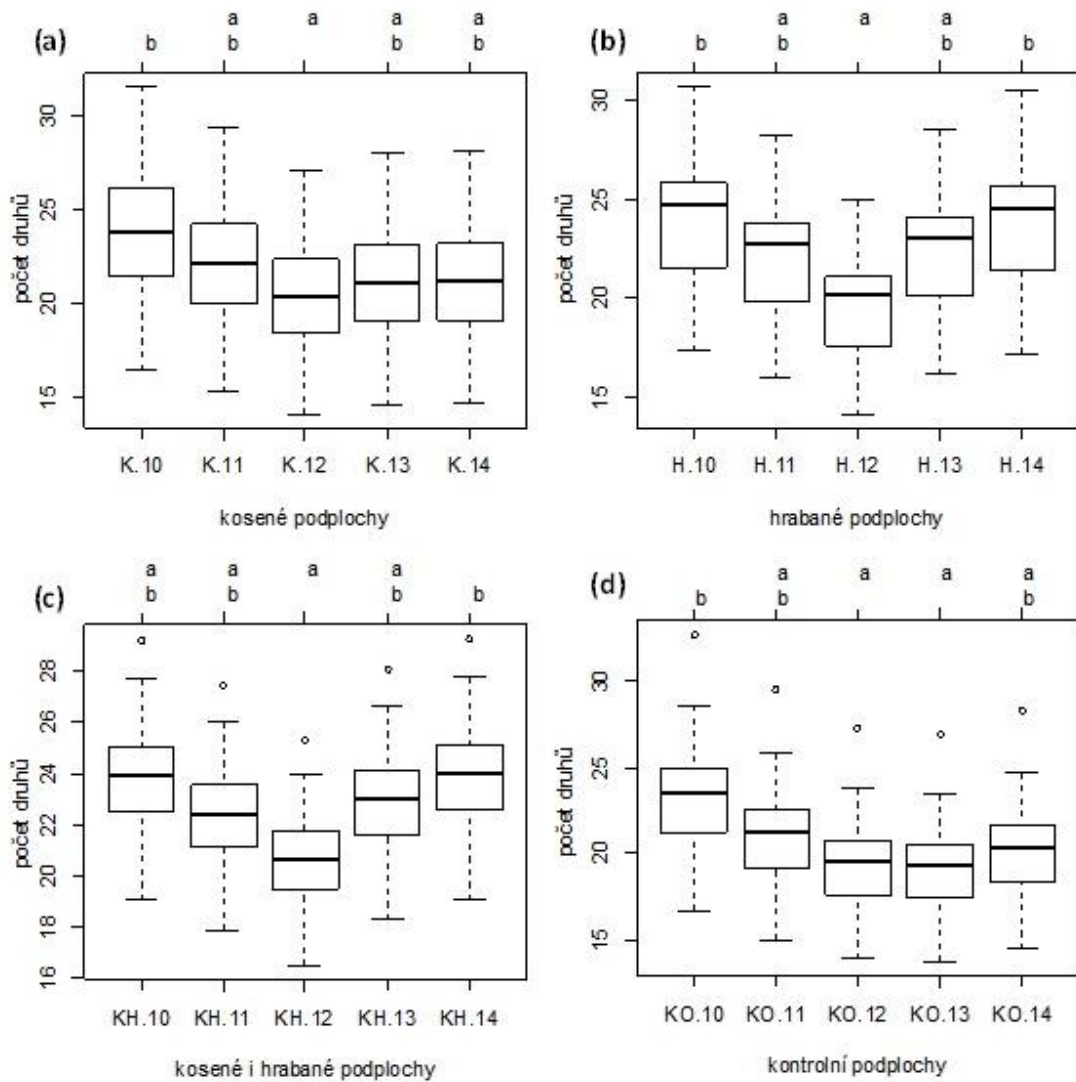
5. Výsledky

Celkem bylo během 5 let v 640 snímcích zaznamenáno 174 rostlinných druhů. Podle zobecněného lineárního smíšeného modelu za použití Poissonova rozdělení byl testován vliv aplikovaného managementu (kosení, hrabání, kosení i hrabání) a kontroly v průběhu let (2010-2014) na druhovou diverzitu podrostu v programu R. Byl zjištěn signifikantní vliv kontroly na druhovou diverzitu podrostu ($Z = 2,28$, $p = 0,02$) a statisticky významný vliv interakce kontroly s časem na diverzitu podrostu ($Z = -2,29$, $p = 0,02$). Závislost mezi diverzitou a ostatními typy managementu na 32 plochách a v průběhu let vyšly statisticky neprůkazně (**Příloha č. 1**).

5.1. Změny diverzity v závislosti na čase v jednotlivých typech managementu

Změny diverzity v průběhu 5 let byly testovány v jednotlivých typech managementu zvlášť. Bylo očekáváno, že se druhová diverzita mění v průběhu let v závislosti na managementu (koseno, hrabáno, koseno i hrabáno) a kontrole. Z výsledků modelů GLMM Poissonova rozdělení a podle Tukeyho testů byly zjištěny průkazné rozdíly v diverzitě zvlášť na kosených, hrabaných, kosených i hrabaných a kontrolních podplohách v průběhu 5 vegetačních sezón. Druhová rozmanitost **kosených** podploh (**Obr. č. 3a**) klesala od roku 2010 až do roku 2012, kdy v následujících dvou letech došlo k mírnému nárůstu. Signifikantní rozdíly v diverzitě byly mezi roky 2010 a 2012 ($Z = -2,90$, $p = 0,03$). Na **hrabaných** a **kosených i hrabaných** podplohách (**Obr. č. 3b, c**) docházelo k poklesu diverzity od začátku experimentu až do roku 2012, avšak během let (2013-2014) došlo k opětovnému nárůstu druhů. Statisticky významný rozdíl v diverzitě hrabaných podploh byl prokázán mezi roky 2010 a 2012 ($Z = -3,82$, $p = 0,002$), a také mezi 2012 a 2014 ($Z = 3,65$, $p = 0,002$). Na kosených i hrabaných podplohách byly signifikantní rozdíly v diverzitě mezi roky 2012 a 2014 ($Z = 2,77$, $p = 0,04$). Během 4 vegetačních sezón byl zaznamenán dlouhodobý úbytek rostlinných druhů na **kontrolních** snímcích (**Obr. č. 3d**), signifikantní rozdíl v diverzitě byl prokázán mezi roky 2010

a 2012 ($Z = -3,39$, $p = 0,006$), a také 2010 a 2013 ($Z = -3,61$, $p = 0,002$) (**Příloha č. 2-5**). Pomocí modelu GLMM Poissonova rozdělení a Tukeyho testů byl zaznamenán signifikantní rozdíl v diverzitě mezi hrabanými a kontrolními podplochami ($Z = -2,94$, $p = 0,017$), a také mezi kombinovanými (koseno i hrabáno) a kontrolními ($Z = 3,974$, $p = 0,001$) (**Příloha č. 6**).



Obr. č. 3: Změny v druhové rozmanitosti v bylinném patře zvláště na 32 kosených, 32 hrabaných, 32 kosených i hrabaných a 32 kontrolních podplochách během 5 vegetačních sezón pomocí Tukeyho testu. Roky, které mají rozdílná jednotlivá písmena, se od sebe signifikantně liší v diverzitě (u kosených, kosených i hrabaných snímků na hladině významnosti 0,05 a u hrabaných a kontrolních na hladině významnosti 0,01). Tlustá čára uvnitř krabicového grafu zobrazuje průměr, spodní hranice "krabice" odpovídá 25% kvantilu a horní 75% kvantilu. Dvě úsečky ("vousy") vně "krabice" zobrazují minimum a nad maximum, extrémní hodnoty (*outlier*) jsou označeny kroužkem. (Zkratky: Roky: 10 - 2010, 11 - 2011, 12 - 2012, 13 - 2013, 14 - 2014; Management: K - koseno, H - hrabáno, KH - koseno i hrabáno, KO - kontrola). Program R.

5.2. Změny druhového složení podrostu v jednotlivých typech managementu a v čase

Vliv roků na druhové složení bylinného patra byl testován zvláště na 32 kosených, 32 hrabaných, 32 kosených i hrabaných a 32 kontrolních podplohách. Očekávaná hypotéza byla, že se mění složení rostlinných druhů v závislosti na typu aplikovaného managementu v průběhu 5 vegetačních sezón. Pomocí analýzy DCA byla zjištěna délka gradientu (*length of gradient*), jež na kosených snímcích byla 2,5, na hrabaných snímcích 2,7, kosených i hrabaných nabývala hodnot 2,9 a na kontrolních snímcích byla 2,3. Proto byla zvolena přímá lineární RDA analýza pro krátké gradienty u všech typů managementu. Ve všech čtyřech ordinačních diagramech bylo vybráno vždy 27 druhů, které nejlépe reagují na aplikovaný management a roky (**Obr č. 4**). Druhy byly znázorněny pomocí zkratk, úplné názvy druhů jsou v **příloze č. 7**.

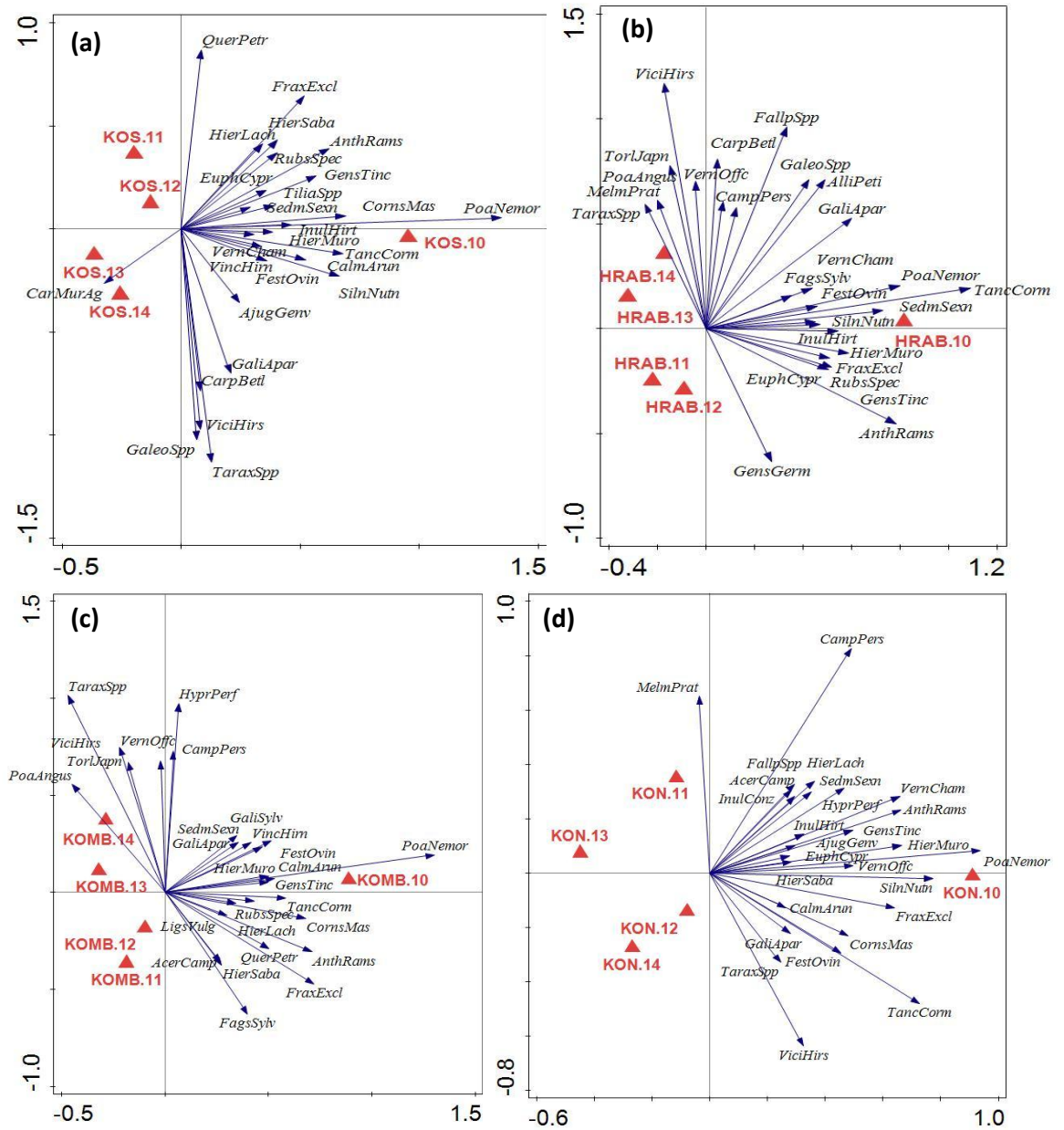
Z výsledků přímé lineární analýzy RDA byl vliv roků na druhové složení na **kosených** podplohách statisticky průkazný ($F = 6,2$, $p = 0,002$). První kanonická osa vysvětluje 15,19 % variability dat druhů, druhá kanonická osa vysvětluje 0,8 %. Celková variabilita vysvětlená proměnnými prostředí obou os je 15,99 % z variability druhového složení podrostové vegetace (**Příloha č. 8**). V ordinačním diagramu (**obr. č. 4a**) jsou druhy, které se nejčastěji vyskytovaly na kosených podplohách během 5 vegetačních sezón. V roce 2010 měly největší procentuální zastoupení lipnice hajní (*Poa nemoralis*), dřín obecný (*Cornus mas*), oman srstnatý (*Inula hirta*), jestřábník zední (*Hieracium murorum*), řimbaba chocholičnatá (*Tanacetum corymbosum*), třtina rákosovitá (*Calamagrostis arundinacea*), rozchodník šestiřadý (*Sedum sexangulare*) a lípa (*Tilia spp.*). Naopak na konci experimentu v roce 2014 přibyla pouze ostřice měkkoostenná (*Carex muricata* agg.).

V **hrabaných** podplohách byl prokázán signifikantní vliv let na druhové složení ($F = 3,9$, $p = 0,002$). Celková variabilita obou kanonických os vysvětlená proměnnými prostředí je 10,28 %, kdy první vysvětluje 9,18 % a druhá 1,1 % variability danou vegetačním složením (**Příloha č. 9**). Z **obr. č. 4b** vyplývá, že na začátku experimentu se nejčastěji vyskytovaly rozrazil rozekvítek (*Veronica chamaedrys*), buk lesní (*Fagus sylvatica*), kostřava ovčí (*Festuca ovina*), lipnice hajní (*Poa nemoralis*), řimbaba chocholičnatá (*Tanacetum corymbosum*), rozchodník

šestiřadý (*Sedum sexangulare*), silenka nicí (*Silene nutans*), oman srstnatý (*Inula hirta*), jestřábník zední (*Hieracium murorum*). Naopak na konci experimentu měly největší zastoupení rozrazil lékařský (*Veronica officinalis*), habr obecný (*Carpinus betulus*), zvonek broskvolistý (*Campanula persicifolia*), vikev chlupatá (*Vicia hirsuta*), tořice japonská (*Torilis japonica*), lipnice úzkolistá (*Poa angustifolia*), černýš luční (*Melampyrum pratense*) a pampeliška (*Taraxacum* spp.).

Vliv času na druhové složení na **kosených i hrabaných** snímcích byl statisticky průkazný ($F = 4,8$, $p = 0,002$). Z výsledků vyplývá, že první kanonická osa vysvětluje 11,33 % a druhá kanonická osa vysvětluje 1,13 % variability souboru druhů (celkem = 12,46 %) (**Příloha č. 10**). V ordinačním diagramu (**Obr. č. 4c**) jsou zobrazeny druhy s tendencí výskytu na počátku experimentu, např. kostřava ovčí (*Festuca ovina*), lipnice hajní (*Poa nemoralis*), řimbaba chocholičnatá (*Tanacetum corymbosum*), jestřábník zední (*Hieracium murorum*), třtina rákosovitá (*Calamagrostis arundinacea*), kručinka barvířská (*Genista tinctoria*), řimbaba chocholičnatá (*Tanacetum corymbosum*). Na druhé straně zvonek broskvolistý (*Campanula persicifolia*), třezalka tečkovaná (*Hypericum perforatum*) rozrazil lékařský (*Veronica officinalis*), vikev chlupatá (*Vicia hirsuta*), tořice japonská (*Torilis japonica*), lipnice úzkolistá (*Poa angustifolia*) a pampeliška (*Taraxacum* spp.) mají tendenci v průběhu experimentu přibývat.

V **kontrolních** snímcích byl prokázán signifikantní vliv času na druhové složení ($F = 5,5$, $p = 0,002$). Vysvětlená variabilita obou kanonických os je 14,37 % (první osa = 13,83 %, druhá = 0,54 %) (**Příloha č. 11**). V **obr. č. 4d** je patrné, že v roce 2010 se převážně vyskytovaly rozrazil lékařský (*Veronica officinalis*), jestřábník zední (*Hieracium murorum*), jestřábník savojský (*Hieracium sabaudum*), silenka nicí (*Silene nutans*), lipnice hajní (*Poa nemoralis*), pryšec chvojka (*Euphorbia cyparissias*) a jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*). O rok později došlo k nárůstu početnosti u černýše lučního (*Melampyrum pratense*). Z toho vyplývá, že na začátku experimentu byla zaznamenána největší abundance druhů v podrostové vegetaci, která poté během 4 vegetačních sezón klesala.



Obr. č. 4: Ordinační diagramy přímých lineárních RDA analýz na kosených (KOS), hrabaných (HRAB), kosených i hrabaných (KOMB) a kontrolních (KON) podplochách zobrazují závislost druhového složení během 5 vegetačních sezón (2010-2014). Šipky značí druhy a trojúhelníky roky. V každém diagramu bylo vybráno 27 druhů, které nejlépe reagují na roky. Zkratky: roky: 10 - 2010, 11 - 2011, 12 - 2012, 13 - 2013, 14 - 2014. Úplné názvy druhů jsou v příloze č. 7. Canoco 5.

6. Diskuze

Historické formy hospodaření ovlivňovaly a formovaly středoevropské lesní ekosystémy po staletí, ne-li po tisíciletí (BÜRGI et al., 2013). Tato studie prokázala, že hrabání steliva a kombinace kosení podrostu a hrabání mají významný vliv na diverzitu a složení podrostové vegetace světlých doubrav vrchu Vysoká stráň. Výsledky byly porovnávány s místy bez zásahu, na kterých byl zaznamenán dlouhodobý kontinuální pokles druhů. Studie, které se zabývaly vlivem hrabání na vegetační dynamiku lesního podrostu, rovněž ukázaly pozitivní dopad hrabání na druhovou rozmanitost bylinného patra (WILKE et al., 1993; ERIKSSON, 1995; DZWONKO et GAWRONSKI, 2002a; VILD et al., 2015).

Světlé doubravy vrchu Vysoká stráň byly dříve pravděpodobně hojně obhospodařovány, zejména pastvou hospodářských zvířat a pařezním, podobně jako na ostatních lokalitách světlých lesů (LOŽEK, 1974). Rozhodující pro udržení či navýšení druhové rozmanitosti je produktivita stanoviště a charakter antropogenních disturbancí, které provázely historický vývoj lesních ekosystémů (HÉDL et al., 2011b). Pravidelné tradiční obhospodařování lesů vytváří heterogenní prostředí, které je považováno za jeden z důležitých faktorů pro druhovou diverzitu rostlinných společenstev. S rostoucí heterogenitou prostředí vznikají příhodné podmínky jak pro stínomilné, tak i pro světlomilné druhy rostlin. Většina lesních rostlinných společenstev se skládá z malého počtu dominantních druhů a z velkého počtu málo zastoupených druhů (TILMAN et PACALA 1993; MERGANIČ 2008). Na začátku experimentu byla druhová bohatost podrostové vegetace vysoká. Dominantou podrostové vegetace byly druhy *Poa nemoralis* a *Hieracium murorum*, které se vyskytují na stinnějších stanovištích v porovnání se světlomilnými druhy sušších stanovišť, např. *Silene nutans*, *Sedum sexangulare* a *Inula hirta*. Častý byl také druh *Tanacetum corymbosum*, který upřednostňuje zásadité půdy bohaté na živiny. V dnešním moderním lese dochází ke zvýšení věku lesa a době obmýti, některé lesní druhy mají omezenou migrační schopnost a nemají šanci přežít kvůli dlouhodobým nepříznivým světelným podmínkám. Přežívají jen ty světlomilné rostliny s dobrou schopností šíření, které produkují lehká a početná semena, např. některé druhy zvonků (*Campanula*) (HÉDL et al., 2011b). Na aplikovaný management hrabání opadanky a kombinace kosení podrostu i hrabání pozitivně reagoval druh

Campanula persicifolia, ale i další světlomilné druhy, např. *Clinopodium vulgare*, *Vincetoxicum hirsutinaria* a *Veronica officinalis*. U těchto druhů docházelo ke kolísání pokryvnosti; nejprve došlo k jejich poklesu v letech 2011-2012 a poté k opětovnému nárůstu (2013-2014). To může být vysvětleno tím, že již před začátkem experimentu docházelo ke změnám v podrostové vegetaci, např. k úbytku a změnám pokryvností druhů. VEVERKOVÁ (2013) uvádí, že v Českém krasu dochází k poklesu celkové diverzity v bučinách, dubohabřinách a teplomilných doubravách. Hlavním důvodem je opuštění pařezinového hospodaření, kdy došlo ke změnám podmínek prostředí. Lesní ekosystémy jsou více stinné a živinově bohatší, z toho těží stínomilné a nitrofilní druhy rostlin.

Diverzita a pokryvnost bylinného patra na vrchu Vysoká stráň klesala během prvních tří let na všech podplohách, tedy i na kontrole. V bylinném patře došlo k průměrnému poklesu o čtyři rostlinné druhy. Na pravidelně hrabaných a kosených i hrabaných místech byl zaznamenán signifikantní nárůst počtu druhů v následujících dvou letech, zatímco na kontrole diverzita i procentuální pokryvnost druhů stále klesala. Z toho lze usuzovat, že diverzita bylinného patra byla ovlivňována faktory, které měly pravděpodobně větší vliv v letech 2010-2012, např. srážkami, minimální a maximální teplotou, vlivem lesní zvěře, hloubkou opadu a eutrofizací. Nejmenší roční úhrn srážek byl zaznamenán v roce 2012 a největší v roce 2014. Důležitost srážek a teploty při odnímání steliva potvrzují VILD et al. (2015), kteří zjistili signifikantní vztah mezi druhovou bohatostí a srážkami a teplotou pozdní zimy a brzkého jara. Dalším faktorem může být načasování hrabání, které ovlivňuje chemické složení půd a druhové složení podrostu různými způsoby. Pokud je hrabanka odstraňována na konci vegetačního období v počáteční fázi dekompozice, dochází tím k odnímání C, N a dalších živin, které by jinak byly postupně k dispozici (VILD et al., 2015). Extrémní výkyvy počasí ovlivňují svrchní vrstvu půdy v průběhu zimy a je tak větší pravděpodobnost, že dojde k přerušení dormance semen a inhibici klíčení (BASKIN et BASKIN, 2014). Naproti tomu odstraňováním steliva v raném začátku jara dochází k silnějšímu ovlivnění klíčení semenáčků než na konci vegetačního období (XIONG et NILSSON, 1999), organický materiál je k dispozici rozkladačům, kteří využívají především polyfenoly a rozpustné sacharidy (BOCOCK, 1964). Na konci experimentu byla průměrná diverzita hrabaných a kombinovaných podploh shodná jako na začátku (roku 2010). To může být

vysvětleno tím, že ke změnám v prostředí, které jsou způsobené aplikací managementu, dochází pomalu a může to trvat i několik vegetačních sezón. Stanovištní podmínky na hrabaných a kombinovaných snímcích se začaly měnit až po třech letech, kdy druhy začaly reagovat pozitivně. DZWONKO et GAWROŃSKI (2002a) uvádí, že k největším změnám došlo v bylinném patře po 6 letech odnámání steliva.

Odnímáním stromového opadu dochází ke snižování zásob živin v půdě a k mechanickým disturbancím horní vrstvy půdy (GLATZEL, 1991), k okyselení půdy, vytváření nových nik pro jednoleté rostliny, vyvolání klíčení malých semen z důvodu změn světelných podmínek a rychlejšímu prohřátí půdy na jaře (SAYER, 2006; GIMMI et al., 2008, GIMMI et al., 2013). Jednoleté rostliny jsou často ruderály, které za svůj krátký životní cyklus investují velké množství energie na produkci semen (GRIME, 2001) a snadněji kolonizují pravidelným hrabáním narušená místa, zatímco většina původních druhů vázaných na dubové porosty jsou víceleté rostliny (VILD et al., 2015). V této studii byl zaznamenán na pravidelně hrabaných místech nárůst pokryvnosti jednoletých rostlin (*Vicia hirsuta* a *Melampyrum pratense*), které se vyskytují na sušších a kyselých půdách. To se shoduje se studií VILD et al. (2015), kde vlivem podzimního hrabání opadanky došlo k zvýšení diverzity jednoletých rostlin podrostové vegetace a naopak neshoduje s výsledky práce DZWONKO et GAWROŃSKI (2002a), kde nedošlo k nárůstu druhové diverzity jednoletých rostlin. V této studii nebyla testována druhová rozmanitost jednoletých rostlin z důvodu malého výskytu těchto druhů, na experimentálních plochách převažovaly vytrvalé druhy rostlin.

HOFMEISTER et HRUŠKA (2002) uvádí, že odnámáním hrabanky dochází ke ztrátám bazických prvků z lesních ekosystémů: Ca 15-40 kg.ha⁻¹.rok⁻¹, Mg 3-10 kg.ha⁻¹.rok⁻¹, K 12-25 kg.ha⁻¹.rok⁻¹, naopak ztráty Na jsou zanedbatelné. Tento fakt potvrzují další studie (EBERMAYER, 1876; ELLENBERG, 1998; GLATZEL, 1991; HOFMEISTER et al., 2008). MICHNA et al. (2013) prezentují vlastnosti půdy vrchu Vysoká stráň na začátku experimentu v roce 2010. Minimální hodnota pH studovaných ploch byla 5,36, maximální 6,71 a průměrná 5,9. Z organominerálního horizontu (A), kde koření rostliny, byly zjištěny obsahy prvků C, Ca, N, P, K, Mg, z kterých měly největší vliv na druhové složení bylinného patra horčík a vápník. Bylo by zajímavé porovnat tyto hodnoty se současnými půdními podmínkami podploch a

získat tak představu, k jakým změnám v půdě došlo. Další odebrání vzorků půdy je plánován na září 2015. Naproti tomu VILD et al. (2015) nezjistili žádné signifikantní změny v zásobě živin v půdě (Ca, Mg, N, P, K, Na) a pH během čtyřletého experimentu hrabání steliva v NP Podyjí.

Největší diverzita byla zaznamenána na začátku experimentu na všech podplohách a na konci na hrabaných a kosených i hrabaných místech, kde se průměrně vyskytovalo 24 druhů. Naopak nejmenší diverzita byla zaznamenána na kontrolních podplohách v roce 2014, kdy se průměrně vyskytovalo 19,3 druhů. Z dalších studií je prokázáno, že hrabání steliva v opadavých listnatých (WILKE et al., 1993) a jehličnatých lesích (DE VRIES et al., 1995; BAAR et KUYPER, 1998; HOFMEISTER et al., 2008) významně ovlivňuje druhovou bohatost, pokryvnost a složení podrostové vegetace.

Na kosených snímcích nebyl prokázán pozitivní vliv aplikovaného managementu. V současnosti nebyla publikována žádná studie, která by se zabývala samostatným vlivem kosení podrostové vegetace na diverzitu bylinného patra. Z toho vyplývá, že je obtížné tyto výsledky diskutovat a porovnávat. Nicméně HANSSON (2001) se zmiňuje, že kosení podrostu v kombinaci s pastvou lze dosáhnout udržení nebo navýšení druhové diverzity v bylinném patře. Pravidelné disturbance v podobě kosení podrostu podporují konkurenčně slabší, vzácné rostlinné druhy a udržují druhovou diverzitu. Kosení podrostové vegetace působí neselektivně, v porovnání s pastvou jsou všechny přítomné druhy ovlivněny sečí. Největší asimilační plocha nadzemní biomasy je před sečí, naopak po pokosení dojde k jejímu snížení a trávy rychleji odnožují (HEJDUK et GAISLER, 2006). To se v této studii nepotvrdilo, kosení podporovalo zastoupení částečně ruderálního druhu *Carex muricata* agg., která je charakteristickým druhem polostinných stanovišť, preferujícím humózní a živinově bohaté půdy.

Hlavní vegetační gradient druhového složení podrostu studované lokality směřuje od mezofilních acidofytů, např. *Festuca ovina*, *Hieracium murorum*, *Hieracium sabaudum* až po (fakultativní) bazifyty, např. *Inula hirta*. Na kontrolních plochách docházelo k poklesu druhové bohatosti v průběhu 4 let. Jednalo se o pokles zastoupení druhů *Campanula persicifolia*, *Veronica chamaedrys*, *Inula hirta*, které jsou považovány za relativně světlomilné druhy. Změna druhového složení podrostové vegetace je ovlivněná množstvím živin v půdě. Dříve byly vlivem

hrabání a kosení z lesních ekosystémů odnášeny i s biomasou, v současnosti se naopak hromadí v půdě a jejich zdrojem je i atmosférický spad (CHYTRÝ et al., 2001). Na hrabaných a kombinovaných hrabaných i kosených snímcích bylo druhové složení na konci experimentu podobné. Jednalo se o druhy, které jsou náročné na světlo, snášejí sušší půdy s nízkým obsahem živin a indikující slabě kyselou půdu, např. *Vicia hirsuta*, *Veronica officinalis*, *Campanula persicifolia*. Dále byl zaznamenán procentuální nárůst v pokryvnosti u *Torilis japonica*, která se vyskytuje na živných polostinných stanovištích s velkým obsahem dusíku, a také *Poa angustifolia* a *Taraxacum* spp. Tento fakt podporují VILD et al. (2015), kteří ukázali, že vytrvalé rostliny mýtin (*Hypericum perforatum*, *Poa angustifolia*) reagovaly pozitivně na hrabání steliva. To se neshoduje s výsledky švédské studie (HANSSON, 2001), kde kosení podrostu a pastva podporovaly regionálně vzácné druhy, např. sasanku pryskyřníkovitou (*Anemone ranunculoides*), dymnivku plnou (*Corydalis solida*), kyčelnici cibulkonosnou (*Dentaria bulbifera*) a žindavu evropskou (*Sanicula europaea*) (HANSSON, 2001). Změny ve složení podrostové vegetace zastavením odnímání opadanky byly znamenány v řadě studií (SYDES et GRIME, 1981; MEDWECKA-KORNAŚ et GAWROŃSKI, 1991; GIMMI et al., 2008; VILD et al., 2015). DZWONKO et GAWROŃSKI (2002) uvádí, že absencí odstraňování hrabanky dochází k úbytku acidofilních druhů *Veronica officinalis* a *Melampyrum pratense*. Tato studie naopak zaznamenala nárůst těchto druhů na pravidelně hrabaných podplohách. VILD et al. (2015) uvádějí, že hrabání steliva nemělo výrazný vliv na diverzitu ohrožených druhů podrostové vegetace. Potenciál hrabání steliva pro účely ochrany přírody je třeba dále studovat v delším časovém horizontu.

Ačkoliv u kosení podrostu a hrabání steliva nedochází k rozvolňování stromového zápoje, jako je tomu u pařezení a pastvy, při kterých jsou lesy světlejší a rozvolněnější, dochází k pozitivnímu ovlivňování pokryvnosti světlomilných druhů. To může být vysvětleno tím, že stromový zápoj světlých doubrav na studované lokalitě propouští dostatek slunečních paprsků a tak kombinací hrabání i kosení, ale i hrabáním samostatně, napomáhá udržování druhové bohatosti podrostové vegetace.

7. Závěr

Z dosud provedených studií je patrné, že historické formy obhospodařování výrazně ovlivňují množství živin v půdě, světelné podmínky, ale i pokryvnost, složení a rozmanitost rostlinných druhů podrostové vegetace.

Na 32 experimentálních plochách (v každé ploše 4 podplochy 3 x 3 m) byl v průběhu pěti let studován vliv tradičních způsobů obhospodařování na podrostovou vegetaci světlých doubrav Českého krasu pomocí fytoecologického snímkování. Jednalo se o simulování managementu: kosení podrostu, hrabání steliva a kombinace obou předchozích, které by měly podporovat světlomilné druhy a biodiverzitu na úrovni rostlinných druhů. Jako referenční sloužily kontrolní podplochy, které byly ponechány bez zásahu.

Z výsledků vyplývá, že na obhospodařovaných snímcích (i kontrole) světlých doubrav došlo k významnému snížení druhové diverzity podrostové vegetace během prvních tří let (2010-2012). Pokračující trend poklesu diverzity se změnil v průběhu dalších dvou vegetačních sezón v letech 2013-2014. Došlo k výraznému nárůstu druhové bohatosti na hrabaných a hrabaných i kosených podplochách. Naproti tomu druhová rozmanitost kontrolních podploh stále klesala. Tato studie přinesla nové poznatky o samostatném vlivu kosení podrostu na druhovou diverzitu vegetace, které doposud nebyly známy. Kosení podrostové vegetace mělo zanedbatelný vliv na diverzitu a lze tak usuzovat, že na kosených i hrabaných snímcích má na druhovou rozmanitost větší vliv hrabání. Hrabání a kombinace managementu hrabání a kosení významně ovlivňovalo složení bylinného patra. Z těchto typů managementu profitují především světlomilné druhy rostlin, např. *Campanula persifolia*, *Vicia hirsuta* a *Veronica officinalis*, u kterých došlo k nárůstu pokryvnosti, zatímco na kontrolních plochách docházelo u těchto druhů k úbytku pokryvnosti. U taxonu *Carex muricata* agg. došlo k nárůstu pokryvnosti na pravidelně kosených místech.

V letošním roce jsou naplánovány odběry půdních vzorků na všech obhospodařovaných podplochách, tedy i na kontrole. Jejich následný rozbor, vyhodnocení a výsledky budou publikovány v následujících letech.

Závěrem lze říci, že pravidelné odnímání hrabanky pozitivně ovlivňuje diverzitu a pokryvnost světlomilných druhů podrostové vegetace světlých doubrav. V budoucnosti bychom měli umožnit, aby vedle sebe existovaly různé podoby lesa a vegetace. Historicky obhospodařované lesní ekosystémy nabízejí ekologicky hodnotné a rozmanité území s přírodními a kulturně-historickými hodnotami, které pomáhají k obnově a zachování světlomilných a dalších ohrožených druhů organismů. Měla by probíhat osvěta cílená na širokou veřejnost a lesníky. Mezi lesníky a širokou veřejností je totiž rozšířena myšlenka, že tyto způsoby obhospodařování exploatují přírodu. Jak je dnes již známo, tato opatření patří mezi smysluplné a ochránářsky důležité možnosti využívání lesa.

8. Přehled literatury a použitých zdrojů

- AOPK ČR, 2015a: Půdní mapa 1 : 1 000 000. WMS služby v ČR, online: <http://www.gepro.cz/geodezie-a-projektovani/tipy-a-triky/wms/wms-sluzby-v-cr>, cit. 17.1.2015.
- AOPK ČR, 2015b: Mapový server Agentury ochrany přírody a krajiny ČR, online: <http://mapy.natura.cz/>, cit. 10.2.2015.
- BAAR J., KUYPER TH.W., 1998: Restoration of aboveground ectomycorrhizal Flora in stands of *Pinus sylvestris* (Scots pine) in the Netherlands by removal of litter and humus. *Restoration Ecology* 6: 227–237.
- BASKIN C.C. et BASKIN J.M., 2014: Seeds: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination. Academic Press, San Diego, CA: 666 p.
- BENEŠ J., ČÍŽEK O., DOVALA J. et KONVIČKA M., 2006: Intensive game keeping, coppicing and butterflies: The story of Milovický Wood, Czech Republic. *Forest Ecology and Management* 237: 353–365.
- BENNETT K.D., 1983: Devensian late-glacial and Flandrian vegetational history at Hockham mere, Norfolk, England. *New Phytologist* 95: 489–504.
- BOCOCK K., 1964: Changes in the amounts of dry matter, nitrogen, carbon and energy in decomposing woodland leaf litter in relation to the activities of the soil fauna. *Journal of Ecology* 52: 273–284.
- BRADSHAW R.H., HANNON G.E. et LISTER A.M., 2003: A long-term perspective on ungulate–vegetation interactions. *Forest Ecology and Management* 181: 267–280.
- BRUNET J., FALKENGREN-GRERUP U., RÜHLING Å. et TYLER G., 1997: Regional differences in floristic change in South Swedish oak forests as related to soil chemistry and land use. *Journal of Vegetation Science* 8: 329–336.
- BÜRGI M. et GIMMI U., 2007: Three objectives of historical ecology: the case of litter collecting in Central European forests. *Landscape Ecology* 22: 77–87.
- BÜRGI M., GIMMI U. et STUBER M., 2013: Assessing traditional knowledge on forest uses to understand forest dynamics. *Forest Ecology and Management* 289: 115–122.

- BURIÁNEK V. et LIŠKA J., 2009: Možnosti zavedení pařezinného hospodářství a převodu na tvar středního lesa na vybraných lokalitách v NPR Karlštejn. In: BUČEK A.: Nízké a střední lesy krajiny. Odborný seminář Lesnické a dřevařské fakulty MZLU v Brně.
- ČÍŽEK L., KONVIČKA M., BENEŠ J. et FRIC Z., 2009: Zpráva o stavu země: Odhmyzeno. Jak se daří nejpočetnější skupině obyvatel České republiky? Vesmír 88(6): 386-389.
- DE VRIES B.W.L., JANSEN E., VAN DOBBE, H.F. et KUYPER, TH.W., 1995: Partial restoration of fungal and plant species diversity by removal of litter and humus layers in stands of Scots pine in the Netherlands. *Biodiversity and Conservation* 4: 156–164.
- DUBJAKOVÁ E., 2009: Metody mnohonásobného porovnávání pro jednoduché třídění, Diplomová práce, Masarykova Univerzita, Přírodovědecká fakulta, Brno: 71 p.
- DZWONKO Z. et GAWROŃSKI S., 2002a: Effect of litter removal on species richness and acidification of a mixed oak-pine woodland. *Biological Conservation* 106: 389–398.
- DZWONKO Z. et GAWROŃSKI S., 2002b: Influence of Litter and Weather on Seedling Recruitment in a Mixed Oak-Pine Woodland. *Annals of Botany* 90: 245–251.
- EBERMAYER E., 1876: Die gesammte Lehre der Waldstreu mit Rücksicht auf die chemische Statik des Waldbaues. Berlin. Springer: 416 p.
- ELLENBERG H., 1988: *Vegetation Ecology of Central Europe*. Cambridge University Press, Cambridge: 756 p.
- ERIKSSON O., 1995: Seedling recruitment in deciduous forest herbs: the effects of litter, soil chemistry and seed bank. *Flora* 190: 65–70.
- ESRI - Geoportal CENIA, 2015: Rastrové ekvivalenty topografických map. Použití mapových služeb externími aplikacemi, online: <http://geoportal.gov.cz/web/guest/wms>, cit. 10.3.2015.
- FANTA J., 2007: Lesy a lesnictví ve střední Evropě: II. Z dávné historie využívání lesů. – *Živa* 2: 65–68.

- GEDDES N. et DUNKERLEY D., 1999: The influence of organic litter on the erosive effects of raindrops and of gravity drops released from desert shrubs. *Catena* 36: 303–13.
- GIMMI U., BÜRGI M. et STUBER M., 2008: Reconstructing anthropogenic disturbance regimes in forest ecosystems: A case study from the Swiss Rhone Valley. *Ecosystems* 11: 113–124.
- GIMMI U., POULTER B., WOLF A., PORTNER H., WEBER P. et BÜRGI M. 2013: Soil carbon pools in Swiss forests show legacy effects from historic forest litter raking. *Landscape Ecology* 427(28): 835–846.
- GLATZEL G., 1991: The impact of historic land use and modern forestry on nutrient relations in Central European forest ecosystems. *Fertilizer research* 27: 1–8.
- GRIME J.P., 1979: *Plant Strategies and Vegetation Processes*. John Wiley & Sons, Chichester.
- HAEGGSTRÖM C.A., 1983: Vegetation and soil of the wooded meadows in Nåtö, Åland. *Acta Botanica Fennica* 120: 1–66.
- HANSSON L., [eds], 1997a: Boreal ecosystems and landscapes: structures, processes and conservation of biodiversity. *Ecological Bulletins* 46: 230.
- HANSSON L., 2001: Traditional management of forests: plant and bird community responses to alternative restoration of oak-hazel woodland in Sweden. *Biodiversity and Conservation* 10: 1865–1873.
- HAUSMANNOVÁ I., HEŘMAN P., JANČAŘÍKOVÁ I., LOŽEK V. ml., MOTTL J., MOUCHA P., SLEZÁK M., TICHÝ T., URBAN T. et VESELÝ J., 2012: Čtyřicet let cílevědomé péče o přírodu a krajinu Českého krasu. *Ochrana přírody* 2: 2–7.
- HÉDL R. et SZABÓ P., 2010: Hluboké hvozdy, nebo pokřivené křoví? *Vesmír* 89/4: 232–236.
- HÉDL R., PETŘÍK P., BOUBLÍK K., KONVIČKA M., KOPECKÝ M., VOJTA J. et ZELENÝ D., 2006: Vymizení tradičních způsobů využívání lesa nižších poloh. Stav lesů v ČR z ekologické perspektivy, online: <http://diskuse.lesy.sweb.cz/text.html>, cit. 17.3.2015.
- HÉDL R., SZABÓ P., RIEDL V. et KOPECKÝ M., 2011a: Tradiční lesní hospodaření ve střední Evropě, I. Formy a podoby. *Živa* 2: 61–63.

- HÉDL R., SZABÓ P., RIEDL V. et KOPECKÝ M., 2011b: Tradiční lesní hospodaření ve střední Evropě, II. Lesy jako ekosystém. *Živa* 3: 108–110.
- HEERY A., 1997: The vegetation history of two lake sites adjacent to eskers in central Ireland. *Quaternary Newsletter* 82: 33–36.
- HEJDUK S. et GAISLER J., 2006: Obhospodařování travních porostů. In: MLÁDEK J., PAVLŮ V., HEJCMAN M. et GAISLER J. [eds]: *Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostu v chráněných územích*. VÚRV Praha: 104 p.
- HENNEKENS S.M. et SCHAMINEE J.H.J., 2001: TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. *Journal of Vegetation Science* 12: 589–591.
- HERBEN T. et MÜNZBERGOVÁ Z., 2003: Zpracování geobotanických dat v příkladech. Část I. Data o druhovém složení. Praha: 75–82.
- HOFMEISTER J. et HRUŠKA J., 2002: Noste dříví do lesa! *Vesmír* 81(10): 568–572.
- HOFMEISTER J., OULEHLE F., KRÁM P. et HRUŠKA J., 2008: Loss of nutrients due to litter raking compared to the effect of acidic deposition in two spruce stand, Czech Republic. *Biogeochemistry* 88: 139–151.
- CHÁB J., STRÁNÍK Z. et ELIÁŠ M., 2007: Geologická mapa České republiky 1:500 000 Praha, Česká geologická služba, mapové dílo.
- CHYTRÝ M., KUČERA T. et KOČÍ M., 2001: Katalog biotopů České republiky. AOPK ČR, Praha: 307 p.
- KEITH S.A., NEWTON A. C., MORECROFT M.D., BEALEY C.E. et BULLOCK J.M., 2009: Taxonomic homogenization of woodland plant communities over 70 years. *Proceedings of the Royal Society B* 276: 3539–3544.
- KIRBY K.J., 2004: A model of a natural wooded landscape in Britain as influenced by large herbivore activity. *Forestry* 77(5): 405–420.
- KONVIČKA M. et ČÍŽEK L. 2006: Pastva a biodiverzita. In: MLÁDEK J., PAVLŮ V., HEJCMAN M. et GAISLER J. [eds], 2006: *Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích*. VÚRV Praha, Praha: 6.

- KONVIČKA M., ČÍŽEK L. et BENEŠ J., 2004: Ohrožený hmyz nížinných lesů: ochrana a management. Sagittaria, Olomouc: 128 p.
- KUBÁT K., HROUDA L., CHRTEK J. JUN., KAPLAN Z., KIRSCHNER J. et ŠTĚPÁNEK J. [eds], 2002: Klíč ke květeně České republiky. Academia, Praha: 928 p.
- KULHAVÝ J., SUCHOMEL J., ZEJDA J., PLESNÍK J. et MENŠÍK L., 2003: Ekologie lesních ekosystémů. Multimediální učební text. Ústav ekologie lesa LDF MZLU, Brno: 166 p.
- LEPŠ J. et ŠMILAUER P., 2000: Mnohorozměrná analýza ekologických dat. Biologická fakulta JČU v Českých Budějovicích, České Budějovice: 102 p.
- LOŽEK V., 1974: Příroda Českého krasu v nejmladší geologické minulosti. Bohemia centralis, Praha: 175–194.
- McKINNEY M.L. et LOCKWOOD J.L., 1999: Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 450–453.
- MEDWECKA-KORNAŚ A. et GAWROŃSKI S., 1991: Acidophilous mixed forests in the Ojców National Park: thirty years pressure of air pollution. *Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rübel, Zürich* 106: 174–207.
- MERGANIČ J., 2008: Návrh a odvozenie integrovaného indikátora prirodzenosti lesa a vypracovanie klasifikačného modelu stupňa prirodzenosti lesa. Čiastková správa riešenia projektu „Výskum, klasifikácia a uplatňovanie funkcií lesov v krajine“. FORIM: 13 p.
- MICHNA M., KUČEROVÁ T., DOUDA J., BOUBLÍK K. et NECHANSKÁ D., 2013: Vliv abiotických faktorů a stanovištních podmínek na podrostní vegetaci dubových pařezin v Českém krasu. online:
http://www.researchgate.net/profile/Denisa_Nechanska/publication/260598872_The_effect_of_abiotic_factors_and_habitat_conditions_on_the_understory_vegetation_of_oak_coppiced_forests_in_the_Bohemian_Karst/links/0c960532dc753ed776000000.pdf, cit. 15.4.2015.

- MITCHELL F.J.G., 2002: Natural invaders: the postglacial tree colonisation of Ireland. Paper presented at the Biological Invaders: The impact of exotic species, Dublin.
- MITCHELL F.J.G., 2005: How open were European primeval forests? Hypothesis testing using palaeoecological data. *Journal of Ecology* 93: 168–177.
- MITKA J., SZCZEPANEK K. et ZEMANEK B., 1987: Changes in the herb layer biomass of the mixed oak–pine forest (Pino–Quercetum) in the Niepolomice Forest area affected by mineral fertilization with NPK and dolomite. *Acta Agraria et Silvestria, Series Silvestris* 26: 61–74.
- NILSSON T., 1964: Standard pollen diagramme und C14 datierungen aus dem Ageröds mosse in mittleren schonen. *Lunds Universitets Årsskrift NF* 259: 1–52.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- RACKHAM O., 1998: Savanna in Europe. In: KIRBY, K. J., WATKINS, C. [eds], 1998: *The Ecological History of European Forests*. CAB International, Wallingford: 1–24.
- RACKHAM O., 2003: *Ancient Woodland: Its History, vegetation and uses in England*. Castlepoint Press, Scotland.
- ROTH L. et BÜRGI M., 2006: Bettlaubsammeln als Streunutzung im St. Galler Rheintal [Collecting leaves for beddings a traditional forest use in the St. Galler Rheintal]. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 8: 348–356
- SAYER E.J., 2006: Using experimental manipulation to assess the roles of leaf litter in the functioning of forest ecosystems. *Biology Reviews* 81: 1–3.
- SYDES C. et GRIME J.P., 1981: Effect of Tree Leaf Litter on Herbaceous Vegetation in Deciduous Woodland: I. Field Investigations. *Journal of Ecology* 69: 237–248.
- SYROVÝ S., 1958: *Atlas podnebí Československé republiky*. Hydrometeorologický ústav, Praha.
- SZABÓ P., 2009: Open woodland in Europe in the Mesolithic and in the Middle Ages: Can there be a connection? *Forest Ecology and Management* 257: 2327–2330.

- ŠAMONIL P., 2005: Typologie lesů Českého krasu ve vztahu k půdní diverzitě, Jan Farkač, Praha: 112 p.
- ŠAMONIL P., 2007: Diverzita půd na vápencích Českeho krasu: klasifikace půd a komparace klasifikačních systemů. Bohemia centralis, Praha 28: 7–30.
- ŠILC U., ČARNI A., KOŠIR P., MARINŠEK A. et ZELNIK I., 2008: Litter-raking forests in Slovenia and in Croatia. Hacquetia 7(1) : 71–88.
- TER BRAAK C.J.F. et ŠMILAUER P., 2012: Canoco reference manual and user's guide: software for ordination, version 5.0. Microcomputer Power, Ithaca, USA: 496 p.
- TICHÝ L., 2002: JUICE, software for vegetation classification. Journal of Vegetation Science 13: 451–453.
- TILMAN D. et PACALA, S., 1993: The maintenance of species richness in plant communities. In: RICKLEFS R.E. et SCHLUTER D., [eds], 1993: Species diversity in ecological communities. University of Chicago: 13–25.
- TOBOLSKI K., 1987: Holocene vegetational development based on the Kluki reference site in the Gardno-leba plain. Acta Palaeobotanica 28: 179–222.
- TYLER G., 1987: Probable effects of soil acidification and nitrogen deposition on the floristic composition of oak (*Quercus robur* L.) forest. Flora 179: 165–170.
- VERA F.W.M., 2000: Grazing Ecology and Forest History. CABI Publishing, Wallingford.
- VERHEYEN K., BAETEN L., DE FRENNE P., BERNHARDT-RÖMERMANN M., BRUNET J., CORNELIS J., DECOCQ G., DIERSCHKE H., ERIKSSON O., HÉDL R., HEINKEN T., HERMY M., HOMMEL P., KIRBY K., NAAF T., PETERKEN G., PETŘÍK P., PFADENHAUER J., VAN CALSTER H., WALTHER G. R., WULF M. et VERSTRAETEN, G., 2012: Driving factors behind the eutrophication signal in understorey plant communities of deciduous temperate forests. Journal of Ecology 100: 352–365.
- VEVERKOVÁ A., 2013: Lesní vegetace Českého krasu mezi režimy tradičního hospodaření a novodobou ochranou. Diplomová práce, Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Praha: 77 p.

- VILD O., KALWIJ J. M. et HÉDL R., 2015: Effects of simulated historical tree litter raking on the understorey vegetation in a central European forest. Accepted to Applied Vegetation Science.
- WILKE B., BOGENRIEDER A. et WILMANN O., 1993: Differenzierte Streuerverteilung im Walde, ihre Ursachen und Folgen. Phytocoenologia 23: 129–155.
- WILMANN O., BOGENRIEDER A. et MÜLLER, W.H., 1986: Der Nachweisspontaner, teils autogener, teils immissionsbedingter Änderungen von Eichen-Hainbuchenwäldern-eine Fallstudie im Kaiserstuhl/Baden. Natur und Landschaft 61: 415–422.
- XIONG S. et NILSSON C., 1999: The effects of plant litter on vegetation: a meta-analysis. Journal of Ecology 87: 984–994.

9. Přílohy

Příloha č. 1: Výsledky analýzy vlivu managementu a času na diverzitu na 32 podplohách. Program R.

```
model<-glmer(druhy~cas*mgmt+(1|lokalita),data=diverzita,family=poisson)
summary(model)
```

Generalized linear mixed model fit by maximum likelihood ['glmerMod']

Family: poisson (log)

Formula: druhy ~ cas * mgmt + (1 | lokalita)

Data: diverzita

AIC BIC logLik deviance

3650.658 3690.811 -1816.329 3632.658

Random effects:

Groups Name Variance Std.Dev.

lokalita (Intercept) 0.01559 0.1249

Number of obs: 640, groups: lokalita, 32

Fixed effects:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	4.788031	23.83263	0.201	0.8408
cas	-0.00084	0.011845	-0.071	0.9434
mgmtkontrola	78.58935	34.33582	2.289	0.0221 *
mgmtkoseno	56.03372	33.85948	1.655	0.0979 .
mgmtkoseno + hrabáno	-7.45468	33.50091	-0.222	0.8239
cas:mgmtkontrola	-0.0391	0.017066	-2.291	0.022 *
cas:mgmtkoseno	-0.02786	0.016829	-1.655	0.0978 .
cas:mgmtkoseno + hrabáno	0.003717	0.016651	0.223	0.8233

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Příloha č. 2: Výsledky analýzy změn diverzity na 32 kosených podplohách v závislosti na čase. Program R.

```
> K<-glht(model,linfct=mcp(treatment="Tukey"))
```

```
> summary(K)
```

Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses

Multiple Comparisons of Means: Tukey Contrasts

Fit: glmer(formula = druhy ~ treatment + (1 | lokalita), data = data,

```

family = poisson)
Linear Hypotheses:
              Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
KOS.11 - KOS.10 == 0 -0.074310  0.052027 -1.428  0.609
KOS.12 - KOS.10 == 0 -0.154586  0.053143 -2.909  0.030 *
KOS.13 - KOS.10 == 0 -0.121697  0.052678 -2.310  0.141
KOS.14 - KOS.10 == 0 -0.115834  0.052596 -2.202  0.179
KOS.12 - KOS.11 == 0 -0.080276  0.054080 -1.484  0.573
KOS.13 - KOS.11 == 0 -0.047387  0.053624 -0.884  0.903
KOS.14 - KOS.11 == 0 -0.041525  0.053543 -0.776  0.938
KOS.13 - KOS.12 == 0  0.032889  0.054707  0.601  0.975
KOS.14 - KOS.12 == 0  0.038752  0.054628  0.709  0.954
KOS.14 - KOS.13 == 0  0.005862  0.054176  0.108  1.000
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```

Příloha č. 3: Výsledky analýzy změn diverzity na 32 hrabaných podplochách v závislosti na čase. Program R.

```

> K<-glht(model,linfct=mcp(treatment="Tukey"))
> summary(K)
      Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses
Multiple Comparisons of Means: Tukey Contrasts
Fit: glmer(formula = druhy ~ treatment + (1 | lokalita), data = data,
family = poisson)
Linear Hypotheses:
              Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
HRAB.11 - HRAB.10 == 0 -0.084405  0.052233 -1.616  0.48685
HRAB.12 - HRAB.10 == 0 -0.206638  0.053973 -3.829  0.00119 **
HRAB.13 - HRAB.10 == 0 -0.073102  0.052080 -1.404  0.62510
HRAB.14 - HRAB.10 == 0 -0.009181  0.051237 -0.179  0.99977
HRAB.12 - HRAB.11 == 0 -0.122233  0.055029 -2.221  0.17171
HRAB.13 - HRAB.11 == 0  0.011303  0.053173  0.213  0.99955
HRAB.14 - HRAB.11 == 0  0.075223  0.052348  1.437  0.60341
HRAB.13 - HRAB.12 == 0  0.133536  0.054884  2.433  0.10652
HRAB.14 - HRAB.12 == 0  0.197457  0.054085  3.651  0.00247 **
HRAB.14 - HRAB.13 == 0  0.063921  0.052195  1.225  0.73682

```

Příloha č. 4: Výsledky analýzy změn diverzity na 32 kombinovaných (kosených i hrabaných) podplohách v závislosti na čase. Program R.

```
> K<-glht(model,linfct=mcp(treatment="Tukey"))
> summary(K)
```

Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses

Multiple Comparisons of Means: Tukey Contrasts

*Fit: glmer(formula = druhy ~ treatment + (1 | lokalita), data = data,
family = poisson)*

Linear Hypotheses:

	<i>Estimate</i>	<i>Std. Error</i>	<i>z value</i>	<i>Pr(> z)</i>
<i>KOMB.11 - KOMB.10 == 0</i>	<i>-0.063323</i>	<i>0.051953</i>	<i>-1.219</i>	<i>0.7403</i>
<i>KOMB.12 - KOMB.10 == 0</i>	<i>-0.144410</i>	<i>0.053072</i>	<i>-2.721</i>	<i>0.0509</i>
<i>KOMB.13 - KOMB.10 == 0</i>	<i>-0.039950</i>	<i>0.051642</i>	<i>-0.774</i>	<i>0.9382</i>
<i>KOMB.14 - KOMB.10 == 0</i>	<i>0.002602</i>	<i>0.051091</i>	<i>0.051</i>	<i>1.0000</i>
<i>KOMB.12 - KOMB.11 == 0</i>	<i>-0.081087</i>	<i>0.053871</i>	<i>-1.505</i>	<i>0.5590</i>
<i>KOMB.13 - KOMB.11 == 0</i>	<i>0.023374</i>	<i>0.052463</i>	<i>0.446</i>	<i>0.9919</i>
<i>KOMB.14 - KOMB.11 == 0</i>	<i>0.065925</i>	<i>0.051920</i>	<i>1.270</i>	<i>0.7098</i>
<i>KOMB.13 - KOMB.12 == 0</i>	<i>0.104460</i>	<i>0.053572</i>	<i>1.950</i>	<i>0.2909</i>
<i>KOMB.14 - KOMB.12 == 0</i>	<i>0.147012</i>	<i>0.053040</i>	<i>2.772</i>	<i>0.0443</i>
<i>KOMB.14 - KOMB.13 == 0</i>	<i>0.042552</i>	<i>0.051609</i>	<i>0.824</i>	<i>0.9231</i>

*Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1*

Příloha č. 5: Výsledky analýzy změn diverzity na 32 kontrolních podplohách v závislosti na čase. Program R.

```
> K<-glht(model,linfct=mcp(treatment="Tukey"))
> summary(K)
```

Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses

Multiple Comparisons of Means: Tukey Contrasts

*Fit: glmer(formula = druhy ~ treatment + (1 | lokalita), data = data,
family = poisson)*

Linear Hypotheses:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
<i>KON.11 - KON.10 == 0</i>	-0.10226	0.05300	-1.929	0.30146
<i>KON.12 - KON.10 == 0</i>	-0.18366	0.05417	-3.390	0.00623 **
<i>KON.13 - KON.10 == 0</i>	-0.19654	0.05436	-3.615	0.00288 **
<i>KON.14 - KON.10 == 0</i>	-0.14598	0.05362	-2.722	0.05081 .
<i>KON.12 - KON.11 == 0</i>	-0.08140	0.05548	-1.467	0.58375
<i>KON.13 - KON.11 == 0</i>	-0.09428	0.05567	-1.694	0.43763
<i>KON.14 - KON.11 == 0</i>	-0.04372	0.05494	-0.796	0.93190
<i>KON.13 - KON.12 == 0</i>	-0.01288	0.05678	-0.227	0.99941
<i>KON.14 - KON.12 == 0</i>	0.03768	0.05607	0.672	0.96241
<i>KON.14 - KON.13 == 0</i>	0.05056	0.05626	0.899	0.89737

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Příloha č. 6: Výsledky analýzy porovnávání druhové diverzity na obhospodařovaných a kontrolních podplochách. Program R.

```
K<-glht(model,linfct=mcp(mgmt="Tukey"))
summary(K)
```

Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses

Multiple Comparisons of Means: Tukey Contrasts

Fit: glmer(formula = druhy ~ mgmt + (1 | lokalita), data = data, family = poisson)

Linear Hypotheses:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
<i>kontrola - hrabáno == 0</i>	-0.07092	0.02412	-2.940	0.017 *
<i>koseno - hrabáno == 0</i>	-0.01726	0.02379	-0.726	0.887
<i>koseno + hrabáno - hrabáno == 0</i>	0.02439	0.02355	1.036	0.728
<i>koseno - kontrola == 0</i>	0.05365	0.02422	2.215	0.119
<i>koseno + hrabáno - kontrola == 0</i>	0.09531	0.02398	3.974	<0.001 ***
<i>koseno + hrabáno - koseno == 0</i>	0.04166	0.02365	1.761	0.292

Příloha č. 7: Vysvětlivky zkratků druhů z přímých lineárních RDA analýz.

<i>QuerPetr</i> - <i>Quercus petraea</i>	<i>AjugGenv</i> - <i>Ajuga genevensis</i>
<i>FraxExcl</i> - <i>Fraxinus excelsior</i>	<i>GaliApar</i> - <i>Galium aparine</i>
<i>HierSaba</i> - <i>Hieracium sabaudum</i>	<i>ViciHirs</i> - <i>Vicia hirsuta</i>
<i>HierLach</i> - <i>Hieracium lachenalii</i>	<i>GaleoSpp</i> - <i>Galeopsis</i> spp.
<i>EuphCypr</i> - <i>Euphorbia cyparissias</i>	<i>TaraxSpp</i> - <i>Taraxacum</i> spp.
<i>RubsSpec</i> - <i>Rubus</i> spp.	<i>MelmPrat</i> - <i>Melampyrum pratense</i>
<i>AnthRams</i> - <i>Anthericum ramosum</i>	<i>PoaAngus</i> - <i>Poa angustifolia</i>
<i>GensTinc</i> - <i>Genista tinctoria</i>	<i>TorlJapn</i> - <i>Torilis japonica</i>
<i>TiliaSpp</i> - <i>Tilia</i> spp.	<i>VernOffc</i> - <i>Veronica officinalis</i>
<i>SedmSex</i> - <i>Sedum sexangulare</i>	<i>InlConz</i> - <i>Inula conyzae</i>
<i>ConrsMas</i> - <i>Cornus mas</i>	<i>CarpBetl</i> - <i>Carpinus betulus</i>
<i>PoaNemor</i> - <i>Poa nemoralis</i>	<i>CampPers</i> - <i>Campanula persifolia</i>
<i>InuHirt</i> - <i>Inula hirta</i>	<i>FallSpp</i> - <i>Fallopia</i> spp.
<i>HierMuro</i> - <i>Hieracium murorum</i>	<i>AlliPeti</i> - <i>Alliaria petiolata</i>
<i>TancCorm</i> - <i>Tanacetum corymbosum</i>	<i>FagsSylv</i> - <i>Fagus sylvatica</i>
<i>CalmArun</i> - <i>Calamagrostis arundinacea</i>	<i>GensGerm</i> - <i>Genista germanica</i>
<i>VernCham</i> - <i>Veronica chamaedrys</i>	<i>HyprPerf</i> - <i>Hypericum perforatum</i>
<i>VincHim</i> - <i>Vincetoxicum hirundinaria</i>	<i>GaliSylv</i> - <i>Galium sylvaticum</i>
<i>FestOvin</i> - <i>Festuca ovina</i>	<i>LigsVulg</i> - <i>Ligustrum vulgare</i>
<i>SilnNutn</i> - <i>Silene nutans</i>	<i>AcerCamp</i> - <i>Acer campestre</i>

Přílohy č. 8: Výsledky přímých RDA analýz vliv času na druhové složení kosených podplach. Program Canoco 5.

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	: 0.054	0.003	0.001	0.001	1.000
Pseudo-canonical correlations	: 0.866	0.520	0.382	0.347	
Cumulative percentage variance					
of response data	: 15.2	16.0	16.4	16.6	
of fitted response data	: 91.2	96.1	98.5	100.0	
Sum of all eigenvalues:	0.3565				
Sum of all canonical eigenvalue:	0.0593				

Přílohy č. 9: Výsledky přímých RDA analýz vliv času na druhové složení hrabaných podplach. Program Canoco 5.

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	: 0.029	0.004	0.002	0.001	1.000
Pseudo-canonical correlations	: 0.785	0.607	0.401	0.458	
Cumulative percentage variance					
of response data	: 9.2	10.3	10.8	11.2	
of fitted response data	: 81.9	91.7	96.3	100.0	
Sum of all eigenvalues:	0.3192				
Sum of all canonical eigenvalues:	0.0358				

Příloha č. 10: Výsledky přímých RDA analýz vliv času na druhové složení kosených i hrabaných podploh. Program Canoco 5.

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	: 0.041	0.004	0.002	0.001	1.000
Pseudo-canonical correlations	: 0.846	0.551	0.338	0.452	
Cumulative percentage variance					
of response data	: 11.3	12.5	13.0	13.4	
of fitted response data	: 84.6	93.0	97.1	100.0	
Sum of all eigenvalues:	0.3649				
Sum of all canonical eigenvalues:	0.0489				

Příloha č. 11: Výsledky přímých RDA analýz vliv času na druhové složení kontrolních podploh. Program Canoco 5.

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	: 0.050	0.002	0.001	0.001	1.000
Pseudo-canonical correlations	: 0.780	0.308	0.357	0.316	
Cumulative percentage variance					
of response data	: 13.8	14.4	14.7	15.0	
of fitted response data	: 92.3	96.0	98.4	100.0	
Sum of all eigenvalues:	0.3645				
Sum of all canonical eigenvalues:	0.0546				