

Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Geologie

Studijní obor: Praktická geobiologie



Martin Šimák

Faktory určující složení vegetace vlhkých luk a jeho změny v čase

Factors determining the vegetation composition of wet meadows and its changes
in time

Typ závěrečné práce

Bakalářská práce

Vedoucí bakalářské práce: doc. RNDr. Zuzana Münzbergová, Ph.D.

Praha 2016

Prohlášení

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

V Praze dne 14. 5. 2016

Podpis

Obsah

Abstrakt	5
Abstract	5
Poděkování	6
Úvod	7
1 Vlhké louky	9
1.1 Abiotické podmínky	9
1.1.1 Klimatické faktory	9
1.1.2 Geologické faktory	10
1.2 Vegetace vlhkých luk	10
2 Změny vegetace vlhkých luk	11
2.1 Vlastnosti stanoviště	12
2.2 Vlastnosti druhů	12
3 Vliv typu managementu	15
3.1 Extenzivní zemědělství	15
3.2 Intenzivní zemědělství	16
3.3 Ponechání ladem	17
3.4 Ochrannářský management	18
4 Metody studia	19
4.1 Fytocenologické snímkování	20
4.1.1 Náležitosti fytocenologického snímku	20
4.1.2 Studium vegetační dynamiky	20
4.1.3 Využití trvalých ploch	22
4.1.4 Ovlivnění výsledků snímkování	23
4.2 Použití historických dat	23
4.3 Měření environmentálních dat	24
4.4 Analýza dat	24

5	Budoucí diplomová práce.....	26
6	Diskuse a závěr.....	27
7	Seznam použité literatury.....	29
8	Přílohy.....	36
8.1	Obrazová příloha.....	36
8.2	Předběžné výsledky.....	40

Abstrakt

Tato práce je literární rešerší vědeckých článků a odborné literatury vztahující se k tématu problematiky vlhkých luk. Cílem je shrnutí poznatků především o změnách vegetačního složení vlhkých luk, odhalení příčin těchto změn a posouzení vlivu různých druhů managementu. Tento typ stanoviště prodělal za poslední století velké změny. Došlo k odvodňování, ukončení pastvy nebo seče a mnohé druhy se nebyly schopné adaptovat na změněné podmínky. Biodiverzita obecně klesala na těchto stanovištích a bylo to dáno především celkovou změnou obhospodařování. Porovnáním různých vědeckých prací je poukázáno na společné vlastnosti, které mají tyto druhy a jaká nápravná opatření by mohla jejich úbytek zastavit. Současně jsou představeny hlavní metody studia, které se v praxi k porovnávání daných změn používají. Jako příprava pro budoucí diplomovou práci je v závěru představeno území Slavkovského lesa, jakožto místa, kde bude probíhat terénní výzkum.

Klíčová slova: Vlhké louky, změny vegetace, management vlhkých luk, fytoecologie, měření environmentálních dat, statistické metody

Abstract

This thesis is mainly a literature review of scientific papers and other studies of wet meadows and their characteristics. The aim of the thesis is to summarise knowledge especially of the changes of the vegetation composition of the wet meadows, reveal the causes of such changes and consider the influence of different types of management. Wet meadows underwent crucial changes. They have been drained, the grazing or mowing has ended up and many species were unable to adapt to the changed conditions. Biodiversity in general has been decreasing on these habitats and it has been caused mainly by the total change in management. By comparing different scientific papers I identified common characteristics of the declining species and optimal management options suitable for stopping their decline were detected. Consequently, I introduce the main methods used to study changes in vegetation composition over time. In the final part of the thesis I mention Slavkovský Les as the area where my future research will be conducted.

Key words: Wet meadows, changes of vegetation, management of wet meadows, phytosociology, measuring of environmental data, statistical methods

Poděkování

Děkuji především své školitelce doc. RNDr. Zuzana Münzbergová, Ph.D., za pomoc při výběru vhodných formulací v textu, podnětné komentáře a mnohé ústní konzultace které přispěly k vytvoření následujícího textu. Dále děkuji Terezii Novákové, která mi pomáhala při dohledávání výzkumných ploch v terénu a podporovala mne při tvorbě této práce.

Úvod

V souvislosti se změnami hospodaření v posledním století došlo i k významným změnám vegetačního složení mnoha stanovišť (Prach, 2008). Tímto problémem se zabývá větší množství prací se snahou pozorování rozdílů a testování různých opatření, která by mohla vést k obnovení části původních stanovišť včetně druhů na ně vázaných (Muller et al., 1998). Minulé století přineslo sjednocování původně malých polí ve velké lány (Prach, 1993), rozorávání luk a přeměnu zemědělsky nevhodných stanovišť na ornou půdu, ale také masivní odvodňování vlhkých a podmáčených luk (Krause et al., 2015). Z některých kdysi hojných druhů se díky těmto okolnostem postupně stávaly druhy vzácnější a tak přibývalo a stále přibývá ohrožených druhů (Navratil and Navratilova, 2005). Určité spektrum rostlinných druhů nebylo schopné akceptovat ukončení pravidelného sečení nebo spásání, což vedlo k jejich úplné extinkci a nahrazení konkurenceschopnějšími druhy. (Muller et al., 1998). Změny ve vegetačním složení dobře odrážejí změny stanoviště jako takového. Pomocí studia změn rostlinných porostů můžeme posuzovat i změny abiotických podmínek oblasti (Herben, 1996).

Tato práce se konkrétně zaměřuje na vlhké louky, které byly změnami v managementu postiženy velmi silně, jejich úbytek se projevuje v celé Evropě, například v Německu se od 50. let 20. století snížila jejich rozloha o 85,5% (Krause et al., 2011). Pokusí se shrnout důvody úbytku těchto biotopů pomocí studia odpovídající odborné literatury. Dále najít rozdíly mezi vlivy jednotlivých způsobů managementu se snahou nalézt optimální způsob údržby, který by umožnil zachování adekvátního počtu druhů a zastavil nebo omezil jejich degradaci. Za tímto účelem budou studovány a shrnuty práce zabývající sukcesními pochody, odehrávajícími se na daných stanovištích a determinující výskyt a přežívání určitých rostlinných společenstev. V budoucí diplomové práci budou vyhodnocována i vlastní data z terénu. Pro volbu vhodného postupu budou probrány existující metody. V závěru bude uvedena charakteristika Slavkovského lesa, kde budou prováděny praktické výzkumy, které budou zahrnuty do budoucí diplomové práce a představena první získaná data.

Důvodem, proč studovat tuto problematiku je především poznání pochodů, které se v přírodě odehrávají a pochopení, jak se správně o taková stanoviště starat. Vlhké louky patří k nejohroženějším biotopům střední Evropy, a proto je důležité účinně chránit jejich zbytky (Krause et al., 2011). Tato práce by mohla být užitečná pro lepší ochranu lučních stanovišť a

výběr vhodného způsobu údržby. Mimoto by měla být shrnutím aktuálních poznatků o vybraném typu biotopu s ohledem na procesy, které na něm probíhají.

1 Vlhké louky

Vlhké louky lze obecně definovat jako otevřené, nezalesněné prostředí, jehož půdní profil je stále nebo periodicky prosycen vodou. Tato voda se nejčastěji drží těsně pod zemským povrchem nebo v nejlhčích obdobích roku vystupuje i nad něj. Výjimkami jsou například prameniště, kde se nad ním může udržovat celoročně (Rychnovská, 1985). Původ vlhkých luk není ve většině případů spojen s původním vývojem dané krajiny, ale s činností člověka v ní. Jejich vznik je vázán na odlesňování, které začalo již v neolitu (Hejný, 1997). Zachování takových prostředí je možné pouze při setrvávajícím managementu, který zajistí odstraňování dřevin (Reichholf, 1999).

1.1 Abiotické podmínky

Mezi nejdůležitější abiotické faktory, které ovlivňují kvalitu stanoviště, patří klimatické poměry, jako například teplotní či srážkové poměry během roku nebo intenzita slunečního záření. Dalšími neméně důležitými faktory jsou faktory geologické, jako je složení půd a vlastnosti geologického podloží (Rychnovská, 1985).

1.1.1 Klimatické faktory

Klimatické podmínky ovlivňuje především geografická poloha daného stanoviště, tedy jeho zeměpisná šířka a nadmořská výška (Chytrý, 2010a). Ze samotných klimatických faktorů mají nejsilnější vliv na složení vegetace množství srážek a teplota (Woodward, 1987).

Srážky jsou určujícím faktorem zvláště na místech s absencí zdrojů podzemní vody. Výskyt určitých lučních vegetačních typů je ovlivňován v různých nadmořských výškách různým způsobem. Zatímco v nížinách jsou důležitějším faktorem srážky, ve vyšších nadmořských výškách je to spíše teplota (Rychnovská, 1985). Z hlediska zásobení půdy vodou jsou v našich zeměpisných šířkách srážky zcela rozhodující. Jejich průměrné roční úhrny na našem území činí 410 – 1705 mm (Vopravil, 2009). Z celosvětového hlediska je prokázáno, že množství srážek poroste v důsledku globálního oteplování (Gellesch et al., 2015).

Teplota patří k faktorům, na jejíž výkyvy jsou luční společenstva velmi dobře adaptována (Rychnovská, 1985). Roční průměr teplot na území ČR se pohybuje v rozmezí -1°C a 10°C (Vopravil, 2009).

1.1.2 Geologické faktory

K nejdůležitějším geologickým faktorům, ovlivňujícím složení vegetace patří typ a chemické složení půdy, geologické podloží a vodní režim.

Vlhké a podmáčené louky se vyznačují těžkými hlinitojílovitými a jílovitými půdami (Rychnovská, 1985). Nejčastěji se jedná o půdní typ glej (Chytrý, 2010a). Pro ten je typický vysoký obsah vody v půdních pórech (bývá označován jako hydromorfní) a nízký obsahem půdního vzduchu. Vznik glejového horizontu je vázán na redukční podmínky, při kterých se trojmocné železo redukuje na dvojmocné (Tomášek, 1995). Takovéto půdy mají většinou jen malý podíl humusu a často se u nich vytváří zrašelinělý horizont. Glejové půdy jsou málo zemědělsky využívány, především díky jejich zamokření, nejčastěji jako louky či pastviny (Vopravil, 2009).

Vlastnosti geologického podloží ovlivňují rychlost vzniku půdního profilu a jeho chemické složení (Tomášek, 1995). Některé substráty jsou pro určité rostlinné druhy zcela nevhodné a na určitých substrátech se vyskytuje zcela specifická flóra, vázaná pouze na ně. Klíčovými prvky, které ovlivňují distribuci rostlinných druhů, jsou dusík, fosfor a draslík (Van der Hoek and Sykora, 2006). S prvkovým složením souvisí i pH půdy, které je rovněž důležitým determinantem pro určité rostlinné druhy. Uvádí se, že pokud je $\text{pH} < 4$, dochází k acidifikaci kořenů a rostlina odumírá. Pro rostlinu v kombinaci s nízkým pH jsou také nebezpečné vyšší koncentrace amonných iontů, které interagují s kořeny a způsobí, že rostlina není schopná přijímat dostatečné množství vápníku a hořčíku (Lucassen et al., 2003).

Typ lučního společenstva, který se na daném místě vyvine, silně ovlivňuje výška hladiny podzemní vody (Kolos and Banaszuk, 2013). Vlhkostní poměry ovlivňují vegetaci především na začátku vegetačního období, protože tehdy probíhá největší kompetice (Rychnovská, 1985). Trvalá vlhkost stanoviště má vliv i na teplotní režim daného místa. Půdy, které jsou při povrchu vlhké, se vyznačují větší teplotní stálostí než půdy suché (Válek, 1947). Výška hladiny podzemní vody se může v různých letech měnit, především v místech, která jsou převážně zásobována vodou srážkovou (Vopravil, 2009). Na tyto změny reagují i jednotlivé rostlinné druhy (Rychnovská, 1985).

1.2 Vegetace vlhkých luk

Louky a pastviny nepatří v naší krajině mezi původní druhy biotopů. Jejich existence je vázaná na pravidelné disturbance. Může se jednat o kosení či spásání dobyt看 (Hejný,

1997). Na rozdíl od jiných prostředí mohou louky hostit velké bohatství rostlinných druhů na relativně malém prostoru. Například na 50 m² se může vyskytovat 30 – 40 druhů (Muller et al., 1998). Lučních biotopů existuje na území České republiky velké množství (Chytrý, 2010a). Všechny louky a mezofilní pastviny zahrnuje třída *Molinio-Arrhenatheretea* (Chytrý, 2010b). Tato práce se zaměřuje na společenstva vlhkých pcháčových luk a tužebníkových lad, tedy svaz *Calthion palustris*.

Společenstva vlhkých pcháčových luk byla široce rozšířená ještě před 50 – 60 lety. Poté se vlhké louky začaly ve větší míře odvodňovat, z důvodu zisku nové zemědělské půdy. Od té doby jich začalo po celé Evropě ubývat (Grootjans et al., 1996). Pcháčové louky jsou rozšířeny od nížin do hor a jsou citlivé na kolísání hladiny podzemní vody. Nesnášejí dlouhé zaplavení, ani dlouhé vysušení. Jsou vázány na pravidelnou seč, protože jinak dochází k rychlým změnám a začínají převládat druhy vlhkých tužebníkových lad. Vlhká tužebníková lada jsou také široce rozšířená a často doprovází pcháčové louky. Jsou pro ně ovšem typické vyšší byliny a nižší diverzita druhů (Chytrý, 2010a).

Mezi diagnostické druhy svazu *Calthion palustris* patří *Angelica sylvestris*, *Caltha palustris*, *Galium uliginosum*, *Ranunculus auricomus* a *Scirpus sylvaticus*. Tyto druhy jsou v případě pcháčových luk doplněny jedním nebo několika druhy rodu *Cirsium*, například: *C. palustre*, *C. oleraceum*, *C. heterophyllum* nebo *C. canum*. V případě tužebníkových lad se jedná o druh *Filipendula ulmaria*. Dalšími charakteristickými druhy, které doplňují již zmíněné, jsou druhy běžných vlhkých luk, například: *Bistorta major*, *Lotus uliginosus*, *Lychnis flos-cuculi*, *Myosotis palustris*, *Ranunculus acris*, *Ranunculus repens*, *Rumex acetosa*, *Sanguisorba officinalis*, *Dactylorhiza majalis*, *Deschampsia cespitosa*, *Festuca rubra*, *Festuca pratensis*, *Holcus lanatus*, *Poa pratensis*, *Poa palustris*, *Juncus effusus*, *Juncus filiformis*, *Carex* sp. (Grootjans et al., 1996).

2 Změny vegetace vlhkých luk

Druhové složení na vlhkých loukách se prokazatelně mění. Tyto změny jsou podněcovány hned několika faktory. Nejvíce se projevuje fragmentace stanovišť, změna obhospodařování – ukončení nebo naopak zvýšení četnosti seče či pastvy, rozorání, aplikace hnojiv nebo různé disturbance (Krause et al., 2011; Prach, 2008).

2.1 Vlastnosti stanoviště

Někteří autoři berou fragmentaci za zásadní při ztrátě druhové bohatosti, jiní přikládají větší váhu typu obhospodařování. Hovoříme-li o fragmentaci krajiny, je tím myšlen rozpad původně jednotného celku (v tomto případě vlhké louky) vlivem obhospodařování na několik zbytkových menších částí. Tyto části jsou zpravidla natolik daleko od sebe, že komunikace mezi nimi buď není možná, nebo je velmi omezená. Několik výzkumů ukázalo, že zbytkové lokality často zarůstají několika konkurenčně silnějšími druhy a původní druhová pestrost je tímto krokem ztracena (Prach, 1993). Naopak jiné výzkumy přikládají fragmentaci mnohem nižší váhu a jako důležitější mechanismus ztráty biodiverzity uvádějí nesprávný způsob obhospodařování, jakým může být například příliš častá seč (Krause et al., 2015).

Změny obhospodařování jsou vnímány jako nejzásadnější činitel přeměny vegetace na vlhkých loukách. Ještě před 100 lety bylo typické extenzivní obhospodařování, které zahrnovalo občasnou seč či pastvu. Poté se ale začaly prosazovat metody intenzivního hospodaření, docházelo k odvodňování, přeměně na ornou půdu, ale i k opouštění některých míst, případně vysazení lesa. Ukončení pravidelného managementu vede k rozvoji konkurenčně silnějších druhů a druhy konkurenčně slabší jsou z místa vylučovány. Druhová pestrost se tedy i tímto snižuje. Typickými druhy, které se na zarůstání opuštěných vlhkých luk podílejí, jsou *Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea* a *Calamagrostis epigeios* (Krause et al., 2011).

Snížování biodiverzity a převaha několika konkurenčně silných druhů místo druhově bohatých stanovišť bývá také označováno jako taxonomická homogenizace. Vznikají jednotvárná společenstva, která mají i velmi podobné ekologické nároky – společně s druhy se mění i vlastní prostředí na homogenní celek, tzv. funkční homogenizace. Taxonomickou homogenizaci je rovněž možné definovat jako snížení β -diverzity daného místa (Keith et al., 2009).

2.2 Vlastnosti druhů

Je také velmi důležité zamyslet se, které konkrétní druhy z vlhkých luk mizí a zda nemají nějaké společné vlastnosti. Jednou z vlastností, které určují distribuci nějakého rostlinného druhu v určitém místě je jeho sklon k vytváření semenné banky. V semenné bance může druh přečkat určité nepříznivé období (několik let) a po obnovení původních podmínek může znovu vyklíčit a dále se šířit. Problém nastává tehdy, když některé druhy semennou banku

nevytvářejí nebo jejich semena mají příliš krátkou klíčivost, což vede ke složitější obnově některých rostlinných společenstev (Handlova and Munzbergova, 2006).

Podle výsledků z nizozemských pcháčových luk můžeme vyčlenit druhy, které jsou přítomné ve vegetaci, ale nevytvářejí semennou banku, druhy, přítomné jak ve vegetaci, tak v semenné bance a druhy, které jsou přítomny hlavně (nebo pouze) v semenné bance. Mezi druhy, které nevytvářejí semennou banku, patří např.: *Eriophorum angustifolium*, *Festuca ovina*, *Filipendula ulmaria*, *Iris pseudacorus*, *Pedicularis palustris*, *Peucedanum palustre*, *Phragmites australis*, *Salix sp.* nebo *Succisa pratensis*. Jejich případná obnova je závislá na blízkosti žijící populace daného druhu. V rovnováze mezi výskytem ve vegetaci a v semenné bance jsou mimo jiné druhy *Anthoxanthum odoratum*, *Calamagrostis canescens*, *Cardamine pratensis*, *Carex panicea*, *C. nigra*, *Cirsium palustre*, *Galium palustre*, *G. uliginosum*, *Holcus lanatus*, *Juncus conglomeratus*, *J. effusus*, *Lythrum salicaria*, *Mentha arvensis* agg., *Molinia caerulea*, *Phalaris arundinacea*, *Potentilla erecta*, *Ranunculus flammula*, *R. repens* nebo *Valeriana dioica*. Velká semenná banka, ale nižší zastoupení (případně žádné) ve vegetaci je typické pro *Carex ovalis*, *Epilobium tetragonum*, *Juncus articulatus*, *Lychnis flos-cuculi*, *Myosotis palustris*, *Plantago major*, *Poa trivialis*, *Rumex crispus* nebo *Senecio aquaticus*. Pokus, z něhož výše uvedená data pocházejí, se zabýval vlastnostmi druhů, schopných se obnovit ze semenné banky po znovuzavedení původního managementu a obnovy stanoviště (znovuzaplavení). Nejrychleji se po zvýšení vlhkosti rozšířily druhy jako: *Cardamine pratensis*, *Galium palustre*, *Ranunculus flammula*. Tyto druhy mají velkou semennou banku a jejich semena si ponechávají dlouhou klíčivost. Dlouhou klíčivost mají rovněž *Carex panicea* a *Juncus conglomeratus*. Většina charakteristických druhů pcháčových luk má ovšem krátkodobou semennou banku, a tak plná obnova původního společenstva po delší době od disturbance ze semenné banky není možná (Matus et al., 2003).

Složení semenné banky také ovlivňuje stupeň zamokření dané lokality. Místa, kde se pravidelně drží hladina podzemní vody nad zemským povrchem, se vyznačují mnohem větší semennou bankou. Někteří autoři vysvětlují vyšší produkci semen rostlinami zaplavovaných území tím, že čelí vyššímu stupni disturbance (musí odolávat většímu stresu) než rostliny nezaplavovaných stanovišť (Thompson and Grime 1979). Voda je médium, pomocí něhož mohou být semena transportována na větší vzdálenosti. Ačkoli množství alochtonních druhů na zaplavovaných loukách je vyšší než na nezaplavovaných, celkové druhové bohatství je srovnatelné. Zpravidla převládají 3 – 4 druhy (Gerard et al., 2008). Podle výzkumu Gerard et al. 2008, který se tímto problémem zabýval, bylo zjištěno, že na zaplavovaných místech

dominovaly v semenné bance druhy jako *Lythrum salicaria*, *Lysimachia vulgaris* nebo *Urtica dioica*. V nezaplavovaných místech převládaly v semenné bance rostliny čeledi *Poaceae*, například *Agrostis capillaris*, *Holcus lanatus* nebo *Poa pratensis*. Semena různých druhů se mohou pomocí vody transportovat na různé vzdálenosti (dáno rozsahem hladiny a případnými proudy), takže se mohou vyskytnout v semenné bance, i když je mateřská rostlina relativně daleko (Nilsson et al., 2002). Nejčastěji se však stává, že i když se semena nějakého druhu dostanou daleko od místa jejich vzniku, tak tam často nejsou schopná vyklíčit, protože zde buď nejsou vhodné podmínky (Schupp, 1995), jako mezera ve vegetaci (Donath et al., 2003) nebo jsou příliš brzy pohřbena v sedimentu (Goodson et al., 2003).

Další vlastnost, která ovlivňuje rozšíření určitého druhu je jeho klonálnost, čili schopnost laterálního šíření. Jedná se o nepohlavní způsob množení. Některé rostlinné druhy se šíří převážně klonálně, jiné spíše investují do tvorby semen a velká část rostlin tyto přístupy kombinuje. Schopnost laterálního šíření umožňuje rostlinám při menším množství investované energie rychleji se šířit. Typicky jde o konkurenčně silné druhy, které jsou schopny rychle zarůstat velké plochy (například po odstranění původního vegetačního krytu). Rozvoj klonálních druhů je podporován vyšším obsahem živin v půdě a potlačován sekáním (Klimesova et al., 2011).

Mezi klonálně se šířící druhy vlhkých luk patří: *Agrostis capillaris*, *Alopecurus pratensis*, *Angelica sylvestris*, *Anthoxanthum odoratum*, *Betonica officinalis*, *Caltha palustris*, *Carex sp.*, *Cirsium oleraceum*, *C. palustre*, *Dactylorhiza majalis*, *Deschampsia cespitosa*, *Festuca pratensis*, *F. rubra*, *Filipendula ulmaria*, *Geum rivale*, *Holcus lanatus*, *Juncus conglomeratus*, *J. effusus*, *J. filiformis*, *Lychnis flos-cuculi*, *Lythrum salicaria*, *Molinia caerulea*, *Myosotis palustris*, *Phalaris arundinacea*, *Phragmites australis*, *Poa pratensis*, *Polygonum bistorta*, *Potentilla erecta*, *Ranunculus acris*, *R. flammula*, *R. repens*, *Rumex acetosa*, *Sanguisorba officinalis*, *Scirpus sylvaticus*, *Trifolium pratense* nebo *Trollius europaeus* aj. (Klimešová J. and Klimeš L., 2006).

Neméně důležitý fakt, který je třeba uvažovat při posuzování změn luční vegetace, jsou rozdíly mezi rostlinami jednoletými a vytrvalými. Většina lučních druhů jsou vytrvalé, které jsou schopné přežít i určitou dobu po změně podmínek stanoviště (Eriksson, 1996). Odpověď na změnu v prostředí se může dostavit i v řádech desítek let po disturbanci (Lindborg and Eriksson, 2004). Někteří autoři dokonce uvádějí i celé století (Gustavsson et al., 2007).

Existují i jiné vlastnosti rostlin, které ovlivňují distribuci druhů na vlhké louce a které některé druhy zvýhodňují za daných podmínek oproti jiným. Jednou z možných vlastností může být výška rostlin. Jakmile se podaří na louku proniknout vysokým bylinám (typicky *Phragmites australis* nebo *Phalaris arundinacea*), stává se pro vzrůstově menší druhy podstatně těžší takovou louku osídlit (Marschalek et al. 2008). Jinou vlastností může být doba kvetení. Druhy, které kvetou dostatečně brzy, nemusí dorůst příliš velké výšky, protože v době, kdy je přerostou vyšší druhy, došlo již k jejich rozmnožení (Forrest and Thomson, 2010).

3 Vliv typu managementu

Management dané lokality zásadním způsobem ovlivňuje skladbu tamní vegetace. Můžeme vyčlenit několik možných přístupů, z nichž každý má jiný vliv a umožňuje vznik jiného rostlinného společenstva. V naší krajině se nejvíce uplatňuje přístup zemědělský. Ten je možné dále dělit na přístup extenzivní a intenzivní. Další způsoby, jak je možné s lokalitou naložit může být ponechání ladem nebo vyhlášení nějakého chráněného území. Jednotlivé přístupy se často různě kombinují, přesto bude dále kladen důraz na výhody a nevýhody každého z nich.

3.1 Extenzivní zemědělství

Extenzivní způsob obhospodařování je historicky starším způsobem a zahrnuje k přírodě šetrnější postupy, ale menší výnosy. Konkrétně vlhkých luk se týká několik možných extenzivních přístupů – kosení, pastva a jejich kombinace (Rychnovská, 1985).

Pravidelné kosení má příznivý vliv na druhovou skladbu rostlin. Kosená louka obsahuje více druhů. Zároveň se jeho pomocí odstraňuje nadbytečný dusík, který by se jinak uložil v půdě (za předpokladu, že je posečená biomasa z louky odvezena), což napomáhá růstu těm druhům, které jsou na vyšší koncentrace dusíku v půdě náchylné (Buttler, 1992). Sečí se nemusí podařit eliminovat z louky rychle rostoucí druhy jako *Calamagrostis canescens* nebo *Phragmites australis*. Dále záleží na její četnosti. V ideálním případě je vhodná v průběhu léta. Někteří autoři ji doporučují na začátku července (Kolos and Banaszuk, 2013), jiní preferují až srpen (Buttler, 1992). Stejný autor také použil v jednom svém experimentu zimní sekání (v průběhu ledna nebo února), které mělo také pozitivní účinky na složení vegetace. Každé další sekání již způsobuje, že některé druhy rostlin nejsou schopné dokončit svůj životní cyklus a z louky mizí (Kolos and Banaszuk, 2013). Vyšší frekvence seče zvýší sice produkci biomasy, ale pouze ve prospěch *Poaceae*, biodiverzita se tedy sníží (Muller et al.,

1998). Při posuzování vlivu seče je vhodné posuzovat lokalizaci vlastní sečené plochy vůči jiným prvkům v krajině, například vůči lesu či vodní ploše. Kolos and Prochnicki, 2012 porovnávali sečené a nesečené plochy v těsné blízkosti lesa a 100m od lesa. Bylo zjištěno, že na kosené ploše ve větší vzdálenosti od lesa byla mnohem větší diverzita druhů než na ploše v těsné blízkosti lesa. Z toho vyplývá, že seč zvyšuje diverzitu druhů ve vyšší vzdálenosti od lesa. Příznivé účinky seče byly v tomto případě prokázány především u druhů *Cirsium rivulare*, *Juncus effusus*, *Lychnis flos-cuculi*, *Myosotis palustris* nebo *Ranunculus repens* (Kolos and Prochnicki, 2012).

Alternativním způsobem vůči kosení je pastva. Nejčastěji se používá v hůře přístupných terénech, kde by z ekonomických důvodů nebylo výhodné provádět kosení. Pastva má stejně jako kosení pozitivní vliv na zvyšování druhové pestrosti takto obhospodařované lokality. Na rozdíl od sečení, pastva nepůsobí plošně, ale selektivně. Jednotlivé druhy pasoucích se zvířat preferují jiné druhy rostlin, které požírají. Obecně lze říci, že pastva potlačuje silné konkurenty, vytváří mezery ve vegetaci a umožňuje šířit se slabým konkurentům. Proto se často pastva uvádí jako účinnější mechanismus k udržení druhové bohatosti. Nejlepším přístupem, jak zachovat maximum druhové diverzity v krajině je pastvu a kosení kombinovat. Tím je možné docílit větší rozmanitosti prostředí a zvýšení počtu rostlinných druhů (Tolgyesi et al., 2015).

3.2 Intenzivní zemědělství

O intenzifikaci zemědělství hovoříme zhruba od 50. let 20. století. Jedná se o způsob, jehož realizací došlo k masivnímu úbytku druhové rozmanitosti v celé Evropě. Konkrétně vlhké louky patří z hlediska tohoto zásahu k nejpoškozenějším biotopům. Největší hrozbu pro ně představuje vysoušení, acidifikace nebo eutrofizace (Jansen et al., 2000). Původně malá pole byla zcelována do velkých lánů a kdysi rozsáhlé vlhké louky byly rozorány. Nejvlhčí místa byla odvodňována sítí kanálů a druhy vázané na pravidelné zaplavení byly postupně ztráceny (Krause et al., 2011; Lengyel et al., 2012; Santruckova et al., 2015).

S tímto způsobem hospodaření také souvisí aplikace různých chemických hnojiv do půdy, která se vlivem splachu z polí dostávají i do okolí. Tyto látky zásobují půdu živinami, na které jsou mnohé luční druhy citlivé a jejich zvýšené koncentrace v půdě nejsou schopné tolerovat a z louky mizí. Naopak druhy, které pro svůj život potřebují velké množství živin, jsou tímto procesem preferovány. Převážně se jedná o druhy s vyšší specifickou listovou plochou – SLA a tedy druhy rychle rostoucí (Klimesova et al., 2011). Dochází tak k velkým změnám

vegetačního složení a celkovému snížení biodiverzity (Janeček et al., 2002). Jako příklad je možné uvést ostricové louky a louky s *Deschampsia cespitosa*, které vlivem aplikace živin do půdy postupně zarůstají robustnější a konkurence schopnější druhy jako *Phalaris arundinacea* nebo *Urtica dioica*. Často dochází také k přeměně na druhové chudé psárkové louky (Prach, 2008).

Opačný proces, tedy odstranění živin z půdy je podstatně náročnější. Živiny se v půdě kumulují, a dokud se z ní nedostanou, není možné, aby se na takové místo vrátily i původní druhy. Dokonce existují studie, které se zabývají vyšetím určitých, na živiny náročných rostlin (například *Lolium multiflorum* nebo *Zea mays*), které by měly tyto látky nejprve z půdy odstranit (Muller et al., 1998). Existují i jiné metody, jak snížit obsah živin v půdě. V Nizozemí byla aplikována metoda tzv. sod cutting (Jansen and Roelofs, 1996). Realizace této metody spočívá v odstranění horní, živinami bohaté vrstvy půdy (5 – 15 cm). Tím by se měla zajistit i vyšší vlhkost lokality (pokud vlivem původního managementu neklesla hladina podzemní vody příliš hluboko). Účinky tohoto postupu nemusí jednoznačně zajistit kvalitní obnovu jakékoli vlhké louky. Pozitivní účinek na obnovu původní diverzity měla aplikace metody sod cutting na bývalých sečených loukách (vlivem ukončení seče na nich převládly konkurenčně silnější druhy). Naopak na silně eutrofních loukách došlo jen k minimálním změnám (Jansen and Roelofs, 1996).

Společně s intenzifikací zemědělství dochází i k velkým úpravám vodního režimu v krajině. Prameny jsou jímány, vlhké louky vysoušeny. Samozřejmě i tento přístup vede ke ztrátě a změnám biodiverzity. Některé druhy jsou adaptovány na vlhčí stanoviště a po jejich likvidaci nemohou na daném místě přežít a z lokality mizí. Například po snížení hladiny podzemní vody se více šíří *Ranunculus repens* nebo *Lysimachia vulgaris*. Jiné druhy jsou schopné sát vodu i z větších hloubek, například rody *Phragmites* nebo *Calamagrostis*. Mají širší ekologickou valenci a pokles vlhkosti jim může pomoci, jelikož citlivější druhy v jejich okolí vymizí a uvolní tak prostor pro jejich šíření (Kolos and Banaszuk, 2013).

3.3 Ponechání ladem

Ladem se nejčastěji ponechávají takové lokality, které je obtížné nebo nákladné obhospodařovat. Typicky se jedná o velmi vlhká místa, které by bylo nákladné odvodňovat. Často na nich byl vysázen les (Krause et al., 2011).

Ukončení původního managementu (například sečení) vede ke změnám vegetace ve prospěch konkurenčně silnějších druhů jako *Calamagrostis epigeios*, *Phalaris arundinacea* nebo *Phragmites australis*, které postupně slabší kompetitory utlačí. Pokud je lokalita opuštěná příliš dlouho, sukcesní pochody vedou až k dominanci dřevin a později ke vzniku lesa (Janeček et al., 2002; Kolos and Banaszuk, 2013; Muller et al., 1998).

Mění se nejen druhové složení, ale i vlastnosti některých druhů, které zůstávají. Například druh *Cirsium palustre* na sečené louce kvetl po 2 – 3 letech. Jakmile byla louka ponechána ladem, kvetení se posunulo o několik let. Autor studie, která toto sledovala, předpokládá, že kvetení bylo oddáleno kvůli pomalejšímu růstu růžice, jež bylo způsobeno větší konkurencí okolních druhů. Toto prodloužení délky života se může projevit i u jiných druhů. Současně bylo v tomto výzkumu zjištěno, jak *Cirsium palustre* reaguje na ukončení seče hustotou své populace. V prvních 4 letech po ukončení seče došlo k rapidnímu nárůstu jeho hustoty, poté začalo jedinců opět ubývat a po 15 letech byla velikost populace srovnatelná s hustotou na začátku experimentu (Falinska, 1997).

Vlivem opuštění se také zvýší obsah živin v půdě – již není odvážena posečená biomasa, a tak veškeré zbytky zetlí a látky v nich obsažené se kumulují v substrátu. Důsledkem toho je vznik druhově chudších a na živiny náročnějších společenstev (Hedl et al., 2010).

3.4 Ochranařský management

Jak již bylo řečeno dříve, vlhké louky patří mezi velmi ohrožené biotopy, především kvůli jejich cílené přeměně na zemědělskou půdu. Proto existují snahy některé ještě stále cenné lokality uchovat. V případě, že je již dané místo chráněno, neznamena to, že je jeho kvalita navždy uchována. Louky patří mezi biotopy, které se neustále vyvíjejí – postupná sukcese, vedoucí k lesu. Aby bylo možné jejich potenciál udržet na současné úrovni, musí být zvolen příslušný management. Vhodné je minimálně jednou ročně kosit a posečenou biomasu odvážet nebo využívat místo jako extenzivní pastvinu. Výsledky některých výzkumů dokonce doporučují kombinaci seče s pastvou (Buttler, 1992; Krause et al., 2011; Tolgyesi et al., 2015).

Jiný případ nastane v případě, že lokalita již byla narušená a původní druhové bohatství bylo ztraceno. Rovněž existuje celá řada prací, které se zabývají obnovou již degradovaných stanovišť (Kolos and Prochnicki, 2012; Matus et al., 2003). Prvním krokem bývá nejčastěji obnova původního managementu (kosení, pastva). Následuje pozorování změn, které tento

krok přinesl. Například na ostricových vlhkých loukách byly výsledky následující: V prvních přibližně deseti letech se vegetace často stává mozaikovitější a celá řada druhů se na své původní místo výskytu vrací. V dalších letech se opět prostorová struktura zjednodušila, přesto byla složitější než na začátku (Kolos and Prochnicki, 2012). Problém při obnově vlhkých luk je také obnova původního vodního režimu a existence semenné banky původních druhů (Matus et al., 2003).

Vodní režim je často hlavní důvod, proč není možné vlhkou louku obnovit. Hlavně u rozsáhlých systémů je s tím málo zkušeností (Jansen et al., 2000). Bývalé zamokření mohlo být spojeno s přítomností pramenů, které v současné době již neexistují nebo jsou vážně poškozeny. Velké množství pramenů bylo použito jako studny nebo jsou znehodnoceny přítomností hnojiv (Zechmeister and Mucina, 1994). Původní prameništění vegetace je většinou úzce adaptována na určité typické podmínky, jejichž nepatrná změna může vyvolat zánik celého původního společenstva. Jako příklad lze uvést rašeliniště. Je to specifický biotop, který se vyznačuje silnou aciditou, půdní anoxií a nízkým obsahem živin. Jakmile jsou do takového prostředí živiny dodány, celé společenstvo se začne měnit, jelikož tamní stenovalentní druhy nejsou schopné se na změněné podmínky adaptovat (Hajkova et al., 2011).

Pokud je vodní režim optimální, ale klíčové druhy se nedochovaly ani v semenné bance, přistupuje se někdy k přenesení těchto druhů odjinud. Může jít o výsev nebo výsadbu. Takovýto způsob obnovy samozřejmě vnese do daného místa geneticky odlišné jedince než by se zde přirozeně vyskytovaly, ale může zajistit alespoň podobné náhradní společenstvo (Isselstein et al., 2002). Nutné je si uvědomit, že sekundární, uměle vytvořené společenstvo nikdy nebude dosahovat kvalit společenstva původního a pravděpodobně se nepodaří ani reintrodukovat všechny původní druhy (Tolgyesi et al., 2015).

4 Metody studia

Změny vegetačního složení na vlhkých loukách je možné studovat různými způsoby. Nejrozšířenější možností je opakování fytoocenologického snímkování, které nabízí přímé porovnání bývalých a současných dat o druhové skladbě. Není to však jediná metoda. Vegetační změny je možné detekovat i ze starých map či leteckých snímků. Data o vegetaci nabízejí nejen informace o druhovém složení jako takovém, ale správnou interpretací z nich můžeme usuzovat, jaké vlastnosti má stanoviště, na kterém byl výzkum prováděn, nebo se

používají při zkoumání vlivu určitých typů managementu. V následujících kapitolách budou popsány některé hlavní metody, které se při studiu používají.

4.1 Fytocenologické snímkování

Klasická metoda, která podává informaci o pokryvnostech jednotlivých druhů na předem vytyčené ploše neboli snímku. Všechny plochy v rámci jednoho výzkumu by měly být stejně velké. Na loukách nejčastěji 1 – 5 m². Pro vyjádření pokryvností jednotlivých druhů se používají určité stupnice, které jednoduchým způsobem vyjadřují jejich zastoupení. Nejpoužívanější stupnice je stupnice Braun-Blanquet (R, +, 1, 2, 3, 4, 5), kde R vyjadřuje pouze jeden kus ve snímku, + je pokryvnost do 1%, 1 do 5%, 2 do 25%, 3 do 50%, 4 do 75% a 5 do 100%. Tuto stupnici je možné ještě různě modifikovat. Často bývá ještě rozmezí mezi 5 – 25% dále děleno na 2m, 2a a 2b (5%, do 15%, do 25%) kvůli vyšší přesnosti získaných dat (Hedl, 2004; Navrátil and Navrátilova, 2005; Prach, 2008).

4.1.1 Náležitosti fytocenologického snímku

Každý fytocenologický snímek by měl kromě vlastních údajů o vegetaci obsahovat ještě určité další údaje, které podávají komplexnější informaci o studované lokalitě. Jedná se hlavně o datum, kdy byl snímek pořízen, přesná lokalizace (možnost využití GPS), orientace vůči světovým stranám, expozice, nadmořská výška, data o půdě, horninovém podloží, výšce hladiny podzemní vody apod. Tyto údaje je pak vhodné zohlednit při porovnávání snímků mezi sebou (Herben, 1996; Prach, 1994).

Kvalitní lokalizace v terénu může ušetřit spoustu práce při opakování výzkumu po určitém časovém období. Kromě kvalitního zákresu v mapě a zaměření souřadnic GPS je v případech, kdy plánujeme lokalitu snímkovat opakovaně, vhodné i označení v terénu. Nejčastěji se používají hřebíky v rozích snímku, které lze následně dohledávat pomocí detektoru kovů. Mimo to je možné použít například tyče v rozích nebo vytvoření značek na nejbližších stromech (Bunn et al., 2010).

4.1.2 Studium vegetační dynamiky

Ke studiu vegetační dynamiky je používáno opakované fytocenologické snímkování, zpravidla po několika letech (Krause et al., 2015). V ideálním případě na přesně stejných čtvercích, kde bylo prováděno v minulosti (pak můžeme hovořit o tzv. trvalých plochách). Nutností je rovněž použití totožné metodiky jako náš předchůdce, aby získaná data umožňovala porovnání. Ne vždy se ovšem podaří najít a přesně lokalizovat původní snímky,

protože jejich pozice nemusí být vždy vyznačená v terénu, především jedná-li se o velmi staré snímky. Může být známa pouze z mapy, kam byly v době snímkování zakresleny. Tehdy je možné snímek lokalizovat alespoň přibližně. Záleží samozřejmě, jak přesné zakreslení máme. Nejrelevantnější data však získáme pouze ze snímků zaměřených přesně (Prach, 1994).

Někteří autoři uvádějí, že není možné porovnávat staré snímky s novými, pokud neznáme jejich přesné zaměření (Bakker et al., 1996). Jiní autoři zase předpokládají jisté zkreslení výsledků, ovšem nemusí být tolik významné na to, aby byl datový výstup bezcenný (Prach, 1994).

Pokud známe pouze oblast, ale neznáme přesné zaměření snímku, je porovnatelnost starých snímků s novými velice složitá. Je zřejmé, že identické zaměření, jako v minulosti je velice nepravděpodobné. Pokud známe alespoň typ společenstva, který náš předchůdce snímkoval, můžeme umístit své snímky (často se jich umísťuje více) na podobné stanoviště. V opačném případě je interpretace velice složitá, jelikož můžeme dojít k mylným závěrům. Analýza podobných dat by měla být založena na spojení starých a nových údajů do jednoho souboru, kde proměnnou prostředí bude čas (Hedl, 2004; Herben and Münzbergová, 2003).

Pokud známe alespoň částečné zaměření s přesností na několik metrů, můžeme uvažovat změnu časovou i prostorovou. Rozhodující je variabilita rostlinných společenstev na vlastní lokalitě. Pokud je vegetace spíše uniformní, může být lokalizace méně přesná. V případě velmi diverzifikovaného společenstva je užitečné zaměření co nejpřesnější. Statistické zpracování by mělo být provedeno podobným způsobem jako v předchozím případě, kde kromě času můžeme zohlednit i prostorovou variabilitu. Vhodným postupem je také vytvoření většího množství snímků, které nám lépe reprezentují celou vegetaci dané lokality (Herben and Münzbergová, 2003).

Studium dat z nepřesně zaměřených opakovaných snímků bývá častější (Hedl, 2004; Krause et al., 2015; Prach, 2008). Některým autorům se i přes to podařilo opakování snímků z přesně zaměřených ploch (Keith et al., 2009; Navratil and Navratilova, 2005).

Ve Střední Evropě existuje jen málo studií, které by se zabývaly opakováním velmi starých snímků (z doby počátků intenzifikace zemědělství). Je to především kvůli nedostatku vhodných historických dat (Honsova et al., 2007). Opakování snímků a sledování vývoje vegetace se podařilo například v pracích Prach, 1993 a Prach, 2008, kde byly úspěšně přesnímkovány plochy z Jižních Čech (Holubičková, 1959). První snímkování bylo

provedeno již v padesátých letech a následné přesnímkování v letech osmdesátých a po roce 2000. Snímky byly zaměřeny podobně, ale ne zcela přesně, jelikož přesná poloha z padesátých let nebyla známa. Přesto by měly být lokalizovány natolik přesně, aby umožňovaly porovnání (Prach, 1993, 2008).

Kromě pozice je důležité zohlednit i dobu v rámci sezony, kdy snímkování provádět. V případě opakování je žádoucí opakovat ve stejné době, jako bylo snímkování prováděno minule. Nejčastěji se snímkování provádí v době největšího rozvoje vegetace, tedy v červenci či srpnu (Buttler, 1992).

V rámci fytoecologického snímku nebo trvalé plochy je možné dále zkoumat například některé specifické vlastnosti jednotlivých rostlin (výška, doba kvetení, množství vyprodukovaných semen...) či celého společenstva (například produktivita nebo množství vyprodukované biomasy) (Zelnik and Carni, 2008). Měření biomasy je možné provádět například vysekáním vzorku porostu těsně u povrchu. Ten je poté podle potřeby tříděn (mechy, cévnaté rostliny, opad...), vysušen a zvážen (Buttler, 1992). Jinou metodou pro měření množství biomasy je metoda rising-plate meter. Spočívá v umístění tyče do zkoumané vegetace a spuštění kotouče nebo desky po ní. Ta se v určitém místě přirozeně o vegetaci zastaví. Následně se provede odečtení rozdílu délky tyče mezi kotoučem a zemským povrchem, což vyjadřuje produktivitu daného stanoviště (Virkaajarvi, 1999).

4.1.3 Využití trvalých ploch

Trvalé plochy nebo fytoecologické snímky s přesným zaměřením jsou zdrojem nejvěrohodnějších dat o vegetační dynamice dané lokality. Ta je ovlivňována především změnou environmentálních podmínek nebo interakcí mezi jednotlivými druhy (Herben, 1996). U vyhodnocování můžeme přesně vztáhnout údaje starého snímku (případně několika starších snímků) vůči novému (Herben and Münzbergová, 2003).

Při sběru dat o pokryvnostech je vhodné na trvalých plochách zaznamenat i údaje o faktorech prostředí (viz Náležitosti fytoecologického snímku). Tyto údaje je vhodné zohlednit při statistickém zpracování a s jejich pomocí je snazší definovat, k jakým změnám na místě dochází (Herben, 1996).

Data o pokryvnostech druhů umožňují také zkoumat vliv různých typů managementu. K tomuto účelu je vhodné vytyčit jednu nebo lépe více ploch na místě s managementem a stejný počet ploch na místě bez něj – tzv. kontrolní plochy (Kolos and Prochnicki, 2012).

Obdobným způsobem je možné porovnávat stanoviště poškozené (například ruderalizací) s nepoškozeným (Grootjans et al., 1996).

4.1.4 Ovlivnění výsledků snímkování

Fytopcenologické snímkování s sebou nese i určité problémy, které ovlivňují výsledky prováděné analýzy. Kromě možného zkreslení ohledně nepřesného zaměření opakované plochy, můžeme jmenovat ještě problémy s výběrem nové plochy nebo odhadem pokryvnosti. Výběr nové plochy by měl být maximálně náhodný, protože snímek by měl reprezentovat vegetaci celé zkoumané lokality a ne pouze zajímavé společenstvo, které se vyskytuje na malé části. Další chybou je špatný odhad pokryvnosti či vynechání určitých druhů. Vizualní odhady zastoupení některých rostlin mohou být velmi subjektivní a různé osoby, které by výzkum nezávisle na sobě prováděly (v případě opakování snímkování), mohou dojít k odlišným výsledkům (Leps and Hadincova, 1992). Problém nastává také při opomenutí některých druhů. Obvykle se jedná o méně nápadné druhy, například ve sterilních stádiích, která mohou být obtížněji rozpoznatelná nebo o různé druhy mechorostů či lišejníků, u kterých může činit problém jejich správné taxonomické zařazení (Krahulec et al., 1986). Přesto je fytopcenologické snímkování považováno za nejlepší způsob zjištění dlouhotrvajících sukcesních změn ve vegetaci a posouzení stavu životního prostředí a jeho změn v čase (Navratil and Navratilova, 2005).

4.2 Použití historických dat

Historické mapy či historické letecké snímky nám sice nedají informaci o konkrétních druzích, které se na zkoumané lokalitě dříve vyskytovaly, ale poskytnou nám data o bývalém využití. Je z nich možné detekovat, kde byla dříve louka, les, zemědělská půda apod. Detekce původního managementu daných míst může být velice cenným zdrojem informací pro současnou péči o lokalitu a vysvětlovat současné druhové složení (Husáková and Münzbergová, 2016; Krause et al., 2011; Santruckova et al., 2015).

K účelu porovnání současného a minulého využití jsou vhodné mapy katastrální nebo porostní. Cenné informace lze vyvodit i z historických leteckých snímků případně snímků družicových. Získané informace je třeba vyhodnotit. K tomuto účelu se používá program GIS, který umožňuje porovnání různě starých mapových vrstev mezi sebou. Získáme informaci o změně ve velikosti jednotlivých typů stanovišť (Lindborg and Eriksson, 2004).

4.3 Měření environmentálních dat

Environmentální data nám poskytují informaci o kvalitativních vlastnostech stanoviště. Například výška hladiny podzemní vody, obsah živin v půdě, míra oslunění resp. zastínění, teplotní podmínky, půdní reakce a další.

Jejich měření se provádí různými způsoby. Jedním z nich je přímé měření pomocí přístrojů, které jednotlivé parametry měří. Jejich použití je relativně snadné, ale často musejí být na místě delší dobu. Nevýhodou jsou vyšší pořizovací náklady. Dalším způsobem, který je možné použít pro stanovení některých charakteristik zkoumaného stanoviště je odběr půdních vzorků. Podle účelu ke kterému byl odebrán, je s ním dále nakládáno. Pro některé účely je třeba vzorek například vysušit (stanovení vlhkosti). Z půdních vzorků se obvykle zjišťuje pH půdy, obsah některých prvků (často N, P), mechanické vlastnosti půdy (zrnitost, pórovitost, barva), obsah humusu, obsah půdní vody a vzduchu a další (Van der Hoek and Sykora, 2006).

Environmentální data je možné měřit i nepřímě, pomocí znalostí o druhovém složení. Přítomnost některých druhů poukazuje například na změny vlhkosti, obsahu živin, oslunění stanoviště apod. K jednoduchému porovnání byly vypočítány pro každý druh Ellenbergovy indikační hodnoty (Ellenberg, 1996). Tyto hodnoty udávají optima druhů na gradientu světla (L), teploty (T), kontinentality (C), vlhkosti (M), pH (R), obsahu živin (N) a salinity (S). V oblasti Střední Evropy se salinita samozřejmě nepoužívá. Pro jednotlivé parametry jsou Ellenbergovy indikační hodnoty udávány na ordinační škále 1 – 9 (v případě vlhkosti 1 – 12). Hodnota každého parametru pro daný fytoocenologický snímek je průměrem indikačních hodnot všech druhů v něm zastoupených. Pokud chceme zároveň zohlednit četnost každého druhu, použijeme průměru váženého (Prach, 1994). Změny vegetace vlhkých luk jsou nejlépe definovány na změnách parametrů vlhkosti a obsahu živin (Krause et al., 2015).

4.4 Analýza dat

Data získaná například fytoocenologickým průzkumem je třeba správně vyhodnotit. K tomu se používají zpravidla různé statistické metody. Před jejich použitím je nutné mít shromážděná data ve správném formátu a v některých případech je třeba provést určité úpravy. Jedním z případů, kdy se takovéto úpravy provádějí, může být u některých vzácných druhů (jsou zastoupeny pouze v nízkém počtu snímků v malém množství). Pokud daný výzkum není na tyto druhy zaměřen, je možné je z následných analýz vyloučit. Vyjmutí se dále často provádí u druhů, které jsou ve snímcích zastoupeny v minimálním množství (podle Braun-

Blanquetovy stupnice odpovídající hodnotě R). Chceme-li podobné úpravy provádět, musí být provedeny v celém souboru dat podle jasného pravidla (Van der Maarel, 1979). Specifickým případem, který se řeší sloučením některých položek, se používá u blízce příbuzných druhů. Typicky druhy tvořící agregáty, kde rozeznání jednotlivých druhů z agregátu je v terénu téměř nemožné (Hedl, 2004).

Poté, co máme vyfiltrované pouze druhy, které jsou vhodné pro další analýzy, můžeme uvažovat o dalších krocích. Hodnoty z Braun-Blanquetovy stupnice je vhodné převést na procenta (Prach, 1993). Důležité je také dokázat se správně orientovat v rozsáhlých databázích. V případě porovnávání velkých souborů dat nám mohou unikát některé důležité souvislosti, například, které snímky si navzájem odpovídají. Pro přiřazení dvojic snímků k sobě se používají kovariáty (Herben and Münzbergová, 2003).

V případě, že zjišťujeme změny vegetace v čase a máme data z opakovaného fytoecologického snímování, můžeme pro jednoduchou představu o rychlosti, s jakou dochází ke změnám na jednotlivých snímcích, vypočítat některý z indexů podobnosti. Jako příklad uvádím Jaccardův index podobnosti, kde a je množství shodných druhů, b je množství druhů na starším snímku a c je množství druhů na novějším snímku (Prach, 1994).

$$I_j = \frac{a}{b + c - a}$$

Na obdobném principu funguje i Sørensenův index podobnosti (Keith et al., 2009).

$$I_s = \frac{2a}{2a + b + c}$$

Indexy podobnosti jsou vyjádřeny hodnotou z intervalu 0;1, kdy nulová hodnota znamená zcela rozdílné snímky (žádný společný druh) a hodnota 1 zcela identické druhové složení (všechny druhy jsou společné). Nelze ovšem říci, že snímky, které mají hodnotu indexu podobnosti blízkou jedné, jsou stejné. Mají pouze podobné druhové složení, ale zastoupení konkrétních druhů se může velice lišit (Keith et al., 2009).

Obvykle potřebujeme porovnávat velké databáze snímků. Hledání rozdílů a podobností mezi nimi není jednoduché, a proto byly vyvinuty metody, které tento postup zjednodušují. Obecně lze tyto metody shrnout pod pojmem mnohorozměrné techniky. V rámci nich se používají metody klasifikační a ordinační. Použitím klasifikačních metod aplikujeme vyjádření indexů podobností pro všechny záznamy a odlišíme tak určité skupiny podobnějších snímků.

Vznikají seskupení neboli klastry, které je možné graficky vyjádřit pomocí dendrogramu. K tomuto účelu se velmi často používá Wardova klastrová metoda (Van der Maarel, 1979). Ordinační metody používají mnohorozměrný prostor (více než tři osy), ve kterém jsou vzájemně si podobné snímky nejbližší. Na rozdíl od klasifikačních metod nevznikají ohraničené skupiny. Grafickým znázorněním je zde shluk bodů, obvykle protažený směrem největší variability dat. Obvykle jím prochází první ordinační osa. V tomto směru obvykle hledáme určitý gradient prostředí, který jej determinuje, například vlhkost, teplota nebo sklon (Prach, 1994; Van der Maarel, 1979).

Ordinační techniky lze zařadit mezi tzv. gradientové analýzy. Gradientové analýzy dělíme na přímé a nepřímé. Přímé analýzy hledají změny ve složení druhů podle známého gradientu prostředí (například vlhkost). Nepřímé analýzy pracují nezávisle na prostředí. Mezi základní ordinační techniky patří analýza hlavních komponent (PCA), korespondenční analýza (CA), redundanční analýza (RDA), kanonická korespondenční analýza (CCA). Tyto metody lze dělit na lineární a unimodální (založené na váženém průměru), resp. omezené a neomezené (viz tabulka 1). Specifickým případem je detrendovaná korespondenční analýza (DCA), která slouží k odstranění zkreslení z korespondenční analýzy (Ter Braak and Šmilauer, 1998).

	Lineární	Unimodální
Neomezené	PCA	CA
Omezené	RDA	CCA

Tabulka 1 Typy ordinačních technik podle Ter Braak and Šmilauer, 1998

K provádění mnohorozměrných analýz se velmi často používá balíčku „vegan“ (Oksanen et al., 2008) pro program R (R Development Core Team, 2008). Z jiných často používaných programů je vhodné zmínit program Canoco (Ter Braak and Šmilauer, 2012).

5 Budoucí diplomová práce

Teoretické podklady, které přináší tato bakalářská práce, budou použity pro tvorbu práce diplomové. Její praktická část bude realizována na území Slavkovského lesa, kde budou dohledávány přibližně 10 let staré fytoecologické snímky, které vytvořil Přemysl Tájek a studovány změny vegetace, ke kterým došlo.

Slavkovský les se vyznačuje specifickým typem flóry vůči okolní krajině. Je to dáno jeho vyšší polohou, a proto je fyto geograficky řazen k oreofytiku. Mezi důležité faktory, které ovlivňují zdejší květenu, patří přítomnost mnoha pramenů, a také typ podloží. Velká část

území je budována hadci, které jsou díky vysokému obsahu hořčíku pro mnohé rostlinné druhy jedovaté. Pramenné oblasti byly v tomto území odedávna využívány jako sečené louky případně pastviny. Vyvinuly se na nich mezofilní vlhké louky, na kterých rostou i některé vzácnější druhy rostlin (Zahradnický, 2004). V souvislosti se změnou obhospodařování některých stanovišť dochází ke změnám, které by měla budoucí diplomová práce zachytit a navrhnout případná řešení pro zachování druhové rozmanitosti.

První terénní práce, při kterých bylo dohledáno a snímkováno prvních 20 snímků, proběhly již během roku 2015. Zároveň byly provedeny některé analýzy kvůli zodpovězení otázky, zda má takový výzkum smysl. Získaná data ukázala, že ke změnám stále dochází a má smysl jejich příčiny dále zkoumat (viz příloha Předběžné výsledky). Možný problém nastává v nehomogenitě souboru starších snímků, jelikož obsahují data z různých typů stanovišť a ta by neumožňovala porovnání. Pro účel porovnání byla provedena klastrová analýza, kterou byly vyfiltrovány snímky, které odpovídají pcháčovým loukám a jimiž se bude zabývat následující terénní výzkum.

6 Diskuse a závěr

Vlhké louky v posledním století prodělaly nemalé změny, které na mnohých místech vedly k jejich trvalé ztrátě (Krause et al., 2011). Na některých místech se zachovaly jejich fragmenty, které mohou být stále zdrojem vzácných druhů. Je velmi žádoucí takovéto lokality studovat a přispět k ochraně zbytků kdysi velmi rozšířeného krajinného fenoménu (Prach, 2008).

Na zbytkových lokalitách stále dochází ke změnám vlivem sukcese. Pokud ponecháme druhově diverzifikovanou vlhkou louku ladem, začnou se na ní po několika letech objevovat první dřeviny a později les (Buttler, 1992). Podle literárních zdrojů, které byly podkladem pro vytvoření této práce, vlivem ukončení původního managementu (kosení, pastva apod.) dojde nejprve k extinkci konkurenčně slabších druhů. Začnou se šířit druhy konkurenčně silné, které se vyznačují často rychlou růstovou rychlostí, vysokým vzrůstem nebo klonálností. Takové druhy velmi rychle obsadí rozsáhlé plochy, protože jejich rozvoj již není potlačován disturbancemi (Kolos and Banaszuk, 2013; Muller et al., 1998).

Způsobů, jak ochránit biodiverzitu vlhkých luk a potlačit rozvoj silných konkurentů bylo popsáno mnoho. Vhodná je pravidelná seč nebo pastva, ideálně jejich kombinace (Tolgyesi et al., 2015). Důležité je také zaměřit se na to, kdy management provádět. Žádoucí je, aby došlo

k dokončení životního cyklu požadovaných druhů (Kolos and Banaszuk, 2013). Jiným problémem, který rovněž souvisí se změnami hospodaření, je nadměrný obsah živin v půdě (Janeček et al., 2002). Obnova těchto stanovišť může být velmi nákladná. Existují ovšem metody, jejichž aplikace by mohla vést k odstranění živin ze substrátu. Ty by bylo vhodné dále zkoušet a porovnávat jejich výsledky z různých míst. S obnovou poškozeného stanoviště souvisí i obnova původního vodního režimu, na kterém jsou mnohé druhy závislé. Kvůli vysokým nákladům se ale málo kde realizuje (Jansen et al., 2000).

K úspěšné ochraně je třeba změny správně studovat a popsat. Nejvhodnější se podle dostupných zdrojů jeví studium trvalých ploch, ovšem pouze málo kdy se podaří historické fytoecologické snímky opětovně najít (Prach, 1994). Bylo by vhodné zaměřit se na možné alternativní metody, které by minimalizovaly chybu při interpretaci dat z chybně zaměřené plochy. Pokud známe jeho přibližnou polohu, můžeme vytvořit místo jednoho snímku několik u sebe nebo jeden větší snímek. Získaná data je poté třeba velmi opatrně interpretovat (Herben and Münzbergová, 2003; Leps and Hadincova, 1992).

7 Seznam použité literatury

- Bakker, J. P., H. Olf, J. H. Willems, and M. Zobel** (1996): Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics?. *Journal of Vegetation Science*, v. 7, p. 147-155.
- Bunn, W. A., M. A. Jenkins, C. B. Brown, and N. J. Sanders** (2010): Change within and among forest communities: the influence of historic disturbance, environmental gradients, and community attributes. *Ecography*, v. 33, p. 425-434.
- Buttler, A.** (1992): Permanent plot research in wet meadows and cutting experiment. *Vegetatio*, v. 103, p. 113-124.
- Donath, T. W., N. Holz, and A. Otte** (2003): The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. *Applied Vegetation Science*, v. 6, p. 13-22.
- Ellenberg H.** (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*, 5th ed. Ulmer, Stuttgart.
- Eriksson, O.** (1996): Regional dynamics of plants: A review of evidence for remnant, source-sink and metapopulations. *Oikos*, v. 77, p. 248-258.
- Falinska, K.** (1997): Life history variation in *Cirsium palustre* and its consequences for the population demography in vegetation succession. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, v. 66, p. 207-220.
- Forrest, J., and J. D. Thomson** (2010): Consequences of variation in flowering time within and among individuals of *Mertensia fusiformis* (*Boraginaceae*), an early spring wildflower. *American Journal of Botany*, v. 97, p. 38-48.
- Gellesch, E., C. Wellstein, C. Beierkuhnlein, J. Kreyling, J. Walter, and A. Jentsch** (2015): Plant community composition is a crucial factor for heath performance under precipitation extremes. *Journal of Vegetation Science*, v. 26, p. 975-984.
- Gerard, M., M. El Kahloun, W. Mertens, B. Verhagen, and P. Meire** (2008): Impact of flooding on potential and realised grassland species richness. *Plant Ecology*, v. 194, p. 85-98.

Goodson, J. M., A. M. Gurnell, P. G. Angold, and I. P. Morrissey (2003): Evidence for hydrochory and the deposition of viable seeds within winter flow-deposited sediments: The River Dove, Derbyshire, UK. *River Research and Applications*, v. 19, p. 317-334.

Grootjans, A. P., L. F. M. Fresco, C. C. deLeeuw, and P. C. Schipper (1996): Degeneration of species-rich *Calthion palustris* hay meadows; Some considerations on the community concept. *Journal of Vegetation Science*, v. 7, p. 185-194.

Gustavsson, E., T. Lennartsson, and M. Emanuelsson (2007): Land use more than 200 years ago explains current grassland plant diversity in a Swedish agricultural landscape. *Biological Conservation*, v. 138, p. 47-59.

Hajkova, P., M. Hajek, K. Rybnicek, M. Jirousek, L. Tichy, S. Kralova, and E. Mikulaskova (2011): Long-term vegetation changes in bogs exposed to high atmospheric deposition, aerial liming and climate fluctuation. *Journal of Vegetation Science*, v. 22, p. 891-904.

Handlova, V., and Z. Munzbergova (2006): Seed banks of managed and degraded grasslands in the Krkonose Mts., Czech Republic. *Folia Geobotanica*, v. 41, p. 275-288.

Hedl, R. (2004): Vegetation of beech forests in the Rychlebske Mountains, Czech Republic, re-inspected after 60 years with assessment of environmental changes. *Plant Ecology*, v. 170, p. 243-265.

Hedl, R., M. Kopecky, and J. Komarek (2010): Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. *Diversity and Distributions*, v. 16, p. 267-276.

Hejný, S. and B. Slavík (1997): Květena České republiky 1. 2. vyd. Praha: Academia, 557 s.

Herben, T. (1996): Permanent plots as tools for plant community ecology. *Journal of Vegetation Science*, v. 7, p. 195-202.

Herben, T. and Münzbergová, Z. (2003): Zpracování geobotanických dat v příkladech. Část I. Praha. 118 s.

Holubičková, B. (1959): Příspěvek ke studiu rašeliništní vegetace. I. Mokrý louky u Třeboně (A contribution to the study of moorland vegetation. I. Mokrý louky near Třeboň). Sborník Vysoké Školy Zemědělské v Praze, p. 257-285.

Honsova, D., M. Hejman, M. Klaudivova, V. Pavlu, D. Kocourkova, and J. Hakl (2007): Species composition of an alluvial meadow after 40 years of applying nitrogen, phosphorus and potassium fertilizer. *Preslia*, v. 79, p. 245-258.

Husáková, I. and Münzbergová, Z. (2016): The effect of current and historical landscape structure and species life history traits on species distribution in dry grassland like forest openings. *Journal of Vegetation Science*, v. 27, p. 545-556.

Chytrý, M. (2010a): Katalog biotopů České republiky: Habitat catalogue of the Czech Republic. 2. vyd. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 445 s.

Chytrý, M. (2010b): Vegetace České republiky. Vyd. 2., Praha: Academia, 526 s.

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

Janeček, Š., Bello, F., Horník, J., Bartoš, M., Černý, T., Doležal, J., ... & Mudrák, O. (2013). Effects of land-use changes on plant functional and taxonomic diversity along a productivity gradient in wet meadows. *Journal of Vegetation Science*, v. 24(5), p. 898-909.

Jansen, A. J. M., A. P. Grootjans, and M. H. Jalink (2000): Hydrology of Dutch *Cirsio-Molinietum* meadows: Prospects for restoration. *Applied Vegetation Science*, v. 3, p. 51-64.

Jansen, A. J. M., and J. G. M. Roelofs (1996): Restoration of *Cirsio-Molinietum* wet meadows by sod cutting. *Ecological Engineering*, v. 7, p. 279-298.

Keith, S. A., A. C. Newton, M. D. Morecroft, C. E. Bealey, and J. M. Bullock (2009): Taxonomic homogenization of woodland plant communities over 70 years. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, v. 276, p. 3539-3544.

Klimešová J. and Klimeš L. (2006): CLO-PLA3: a database of clonal growth architecture of Central-European plants. *Institute of Botany, Academy of Sciences of the Czech Republic, Půhonice*, URL: <http://clopla.butbn.cas.cz>.

Klimesova, J., S. Janecek, J. Hornik, and J. Dolezal (2011): Effect of the method of assessing and weighting abundance on the interpretation of the relationship between plant clonal traits and meadow management. *Preslia*, v. 83, p. 437-453.

- Kolos, A., and P. Banaszuk** (2013): Mowing as a tool for wet meadows restoration: Effect of long-term management on species richness and composition of sedge-dominated wetland. *Ecological Engineering*, v. 55, p. 23-28.
- Kolos, A., and P. Prochnicki** (2012): Long-term effects of annual mowing on spatial structure of sedge meadows in vicinity of riparian forests. *Polish Journal of Ecology*, v. 60, p. 107-122.
- Krahulec, F., E. Rosen, and E. Van der Maarel** (1986): Preliminary classification and ecology of dry grassland communities on Ölands Stora Alvar (Sweden). *Nordic Journal of Botany*, v. 6, p. 797-809.
- Krause, B., H. Culmsee, K. Wesche, E. Bergmeier, and C. Leuschner** (2011): Habitat loss of floodplain meadows in north Germany since the 1950s. *Biodiversity and Conservation*, v. 20, p. 2347-2364.
- Krause, B., H. Culmsee, K. Wesche, and C. Leuschner** (2015): Historical and recent fragmentation of temperate floodplain grasslands: Do patch size and distance affect the richness of characteristic wet meadow plant species?. *Folia Geobotanica*, v. 50, p. 253-266.
- Lengyel, A., D. Purger, and J. Csiky** (2012): Classification of mesic grasslands and their transitions of South Transdanubia (Hungary). *Acta Botanica Croatica*, v. 71, p. 31-50.
- Leps, J., and V. Hadincova** (1992): How reliable are our vegetation analyses. *Journal of Vegetation Science*, v. 3, p. 119-124.
- Lindborg, R., and O. Eriksson** (2004): Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology*, v. 85, p. 1840-1845.
- Lucassen, E., R. Bobbink, A. J. P. Smolders, P. J. M. Van der Ven, L. P. M. Lamers, and J. G. M. Roelofs** (2003): Interactive effects of low pH and high ammonium levels responsible for the decline of *Cirsium dissectum* (L.) Hill. *Plant Ecology*, v. 165, p. 45-52.
- Marschalek H, Neugebauer K, Sturm P** (2008): Early mowing as a means to control the common reed (*Phragmites australis*) in order to conserve typical fen meadows. *Natur und Landschaft*, v. 83, p. 273–279.

- Matus, G., R. Verhagen, R. M. Bekker, and A. P. Grootjans** (2003): Restoration of the *Cirsio dissecti-Molinietum* in The Netherlands: Can we rely on soil seed banks?. *Applied Vegetation Science*, v. 6, p. 73-84.
- Muller, S., T. Dutoit, D. Alard, and F. Grevilliot** (1998): Restoration and rehabilitation of species-rich grassland ecosystems in France: a review. *Restoration Ecology*, v. 6, p. 94-101.
- Navratil, J., and J. Navratilova** (2005): Wetland's succession in Ruda Nature Reserve, Czech Republic. *International Conference Wetlands – Monitoring, Modelling and Management*, p. 27-36.
- Nilsson, C., E. Andersson, D. M. Merritt, and M. E. Johansson** (2002): Differences in riparian flora between riverbanks and river lakeshores explained by dispersal traits. *Ecology*, v. 83, p. 2878-2887.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B., Simpson, G. L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H. and Wagner, H.** (2008): Vegan: community ecology package, R package version 1.15–1. URL: <http://vegan.r-forge.r-project.org>, <http://cran.r-project.org/>.
- Prach, K.** (1994): Monitorování změn vegetace: metody a principy. Vyd. 1. Praha: Český ústav ochrany přírody, 69 s.
- Prach, K.** (1993): Vegetational changes in a wet meadow complex, south-Bohemia, Czech Republic. *Folia Geobotanica and Phytotaxonomica*, v. 28, p. 1-13.
- Prach, K.** (2008): Vegetation changes in a wet meadow complex during the past half-century. *Folia Geobotanica*, v. 43, p. 119-130.
- R Development Core Team** (2008): R: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. URL: <http://www.r-project.org>.
- Reichholf, J.** (1999): Pole a louky: ekologie středoevropské kulturní krajiny. Vyd. 1. Praha: Knižní klub, 223 s.
- Rychnovská, M.** (1985): Ekologie lučních porostů. 1. vyd. Praha: Academia, 291 s.
- Santruckova, M., J. Dostalek, and K. Demkova** (2015): Assessing long-term spatial changes of natural habitats using old maps and archival sources: a case study from Central Europe. *Biodiversity and Conservation*, v. 24, p. 1899-1916.

Shaw, P. (2003): *Multivariate statistics for the environmental sciences*. New York, NY: Hodder Arnold.

Schupp, E. W. (1995): Seed seedling conflicts, habitat choice, and patterns of plant recruitment. *American Journal of Botany*, v. 82, p. 399-409.

Ter Braak C.J.F. and Šmilauer P. (1998): *CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows*. Microcomputer Power, Ithaca, USA. 352 pp.

Ter Braak, C.J.F. and Šmilauer, P. (2012): *CANOCO Reference manual and user's guide: software for ordination (version 5.0)*. Microcomputer Power, Itaca. URL: <http://www.canoco.com>.

Thompson K, Grime J. P. (1979): Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *J Ecol*, v. 67, p. 893–921.

Tolgyesi, C., Z. Batori, L. Erdos, R. Galle, and L. Kormoczi (2015): Plant diversity patterns of a Hungarian steppe-wetland mosaic in relation to grazing regime and land use history. *Tuexenia*, p. 399-416.

Tomášek, M. (1995): *Atlas půd České republiky*. vyd. 1. Praha: Český geologický ústav, 36 s.

Válek, B. (1947): Srovnání půdních vlastností v porostech *Brachypodium pinnati* a *Arrhenantheretum elatioris* u Lochenic. Praha: Sborník Československé Akademie zeměd., p. 413 – 421.

Van der Hoek, D., and K. V. Sykora (2006): Fen-meadow succession in relation to spatial and temporal differences in hydrological and soil conditions. *Applied Vegetation Science*, v. 9, p. 185-194.

Van der Maarel, E. (1979): Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio*, v. 39, p. 97-114.

Virkajarvi, P. (1999): Comparison of three indirect methods for prediction of herbage mass on timothy-meadow fescue pastures. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science*, v. 49, p. 75-81.

Vopravil, J. (2009): Půda a její hodnocení v ČR. 1. vyd. Praha. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, 148 s.

Woodward, F. I., B. G. Williams (1987): Climate and plant distribution at global and local scales. *Vegetatio*, v. 69, p. 189- 197.

Zahradnický, J. and Mackovčín, P. (2004): Chráněná území ČR. XI., Plzeňsko a Karlovarsko. vyd. 1. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 588 s.

Zechmeister, H., and L. Mucina (1994): Vegetation of european springs - high-rank syntaxa of the Montio-Cardaminetea. *Journal of Vegetation Science*, v. 5, p. 385-402.

Zelnik, I., and A. Carni (2008): Distribution of plant communities, ecological strategy types and diversity along a moisture gradient. *Community Ecology*, v. 9, p. 1-9.

8 Přílohy

8.1 Obrazová příloha

Níže uvedené fotografie byly pořízeny na vlhkých loukách jižně od obce Rájov (okres Cheb) v rámci dohledávání původních výzkumných ploch Přemysla Tájka a následném snímkování. Na fotografiích je zobrazen zkoumaný typ stanoviště a některé typické rostlinné druhy.



Obrázek 1 Vlhká louka Jižně od obce Rájov

(Foto Martin Šimák 22. 5. 2015)



Obrázek 2 Vlhká louka Jižně od obce Rájov

(Foto Martin Šimák 22. 5. 2015)



Obrázek 3 *Cirsium palustre*

(Foto Martin Šimák 19. 8. 2015)



Obrázek 4 *Cirsium heterophyllum*

(Foto Martin Šimák 25. 6. 2015)



Obrázek 5 *Geum rivale*

(Foto Martin Šimák 22. 5. 2015)



Obrázek 6 *Dactylorhiza majalis*
(Foto Martin Šimák 22. 5. 2015)



Obrázek 7 *Tephroseris crispa*
(Foto Martin Šimák 22. 5. 2015)

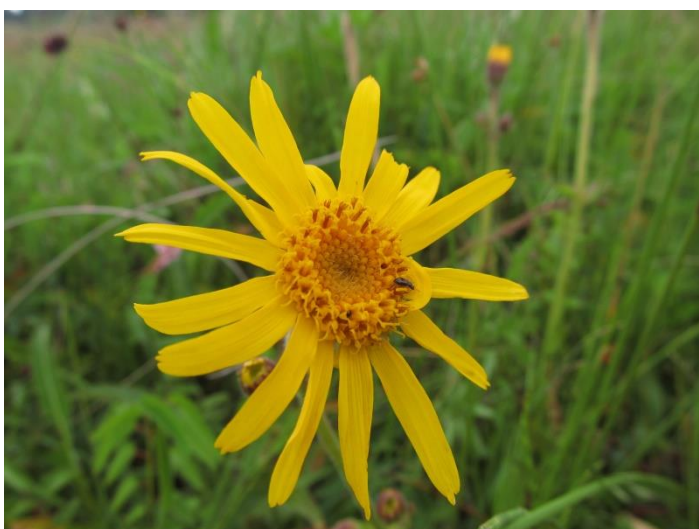


Obrázek 8 *Succisa pratensis*
(Foto Martin Šimák 19. 8. 2015)



Obrázek 9 *Viola palustris*

(Foto Martin Šimák 5. 5. 2015)



Obrázek 10 *Arnica montana*

(Foto Martin Šimák 25. 6. 2015)

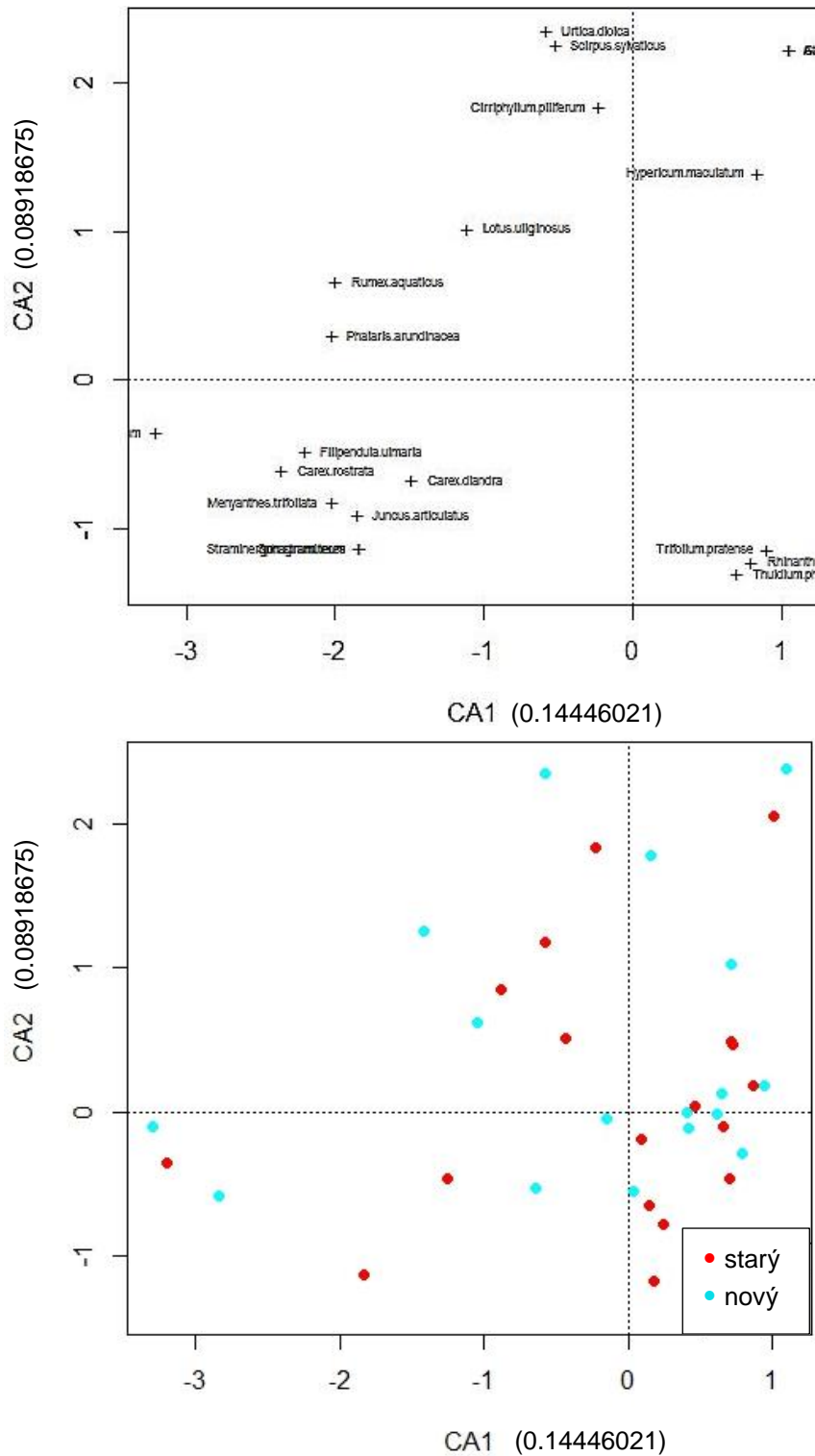


Obrázek 11 *Equisetum fluviatile*

(Foto Martin Šimák 25. 6. 2015)

8.2 Předběžné výsledky

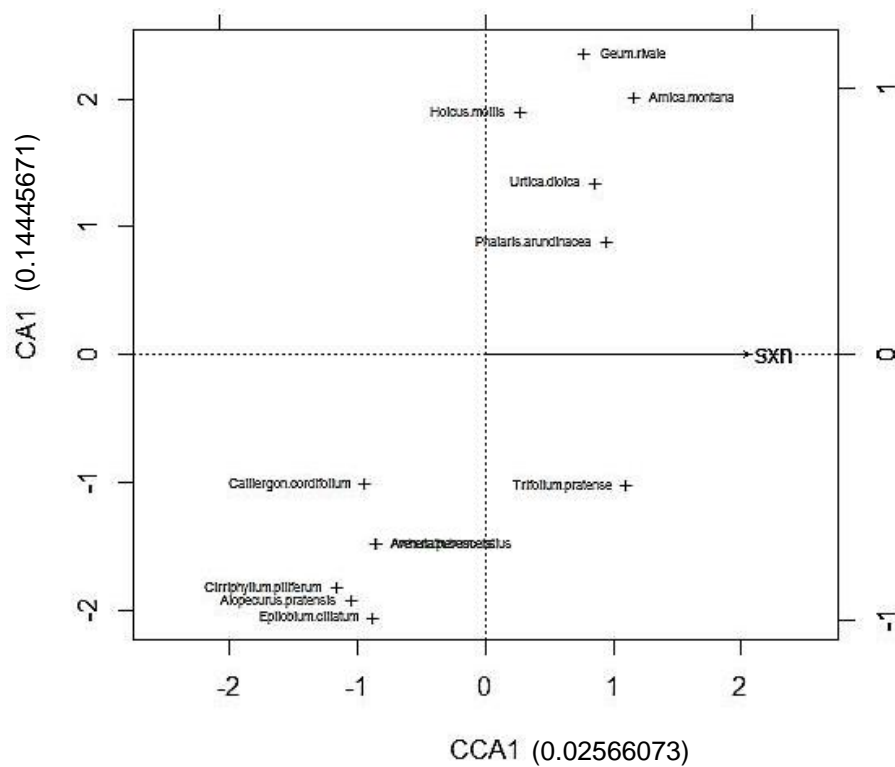
Následující grafy popisují vztah původních snímků Přemysla Tájka a mých snímků pořízených v roce 2015. Jedná se o 20 opakovaných fytoocenologických snímků z vlhké louky jižně od obce Rájov, které se podařilo přesně lokalizovat.



Obrázek 12 Výstupy korespondenční analýzy (CA) vystihující pravděpodobně gradient vlhkosti

První osa vysvětluje 14,44% variability, druhá osa 8,92% variability.

Zpracováno v programu R (R Development Core Team, 2008)



Obrázek 13 Výstup kanonické korespondenční analýzy (CCA) popisující nejčastější druhy starých snímků a snímků nově pořízených

První kanonická osa vysvětluje 2,57% variability, druhá (nekanonická, CA1) osa vyjadřuje 14,44% variability. Doba sběru starý vs. nový má průkazný vliv na druhové složení ($p=0,004975$; $sxn = \text{starý} \times \text{nový}$ snímek; šipka ukazuje ve směru nových snímků). Kód trvalé plochy byl užit jako kovariáta.

Zpracováno v programu R (R Development Core Team, 2008)