

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích  
Přírodovědecká fakulta

# Vliv managementu na vybrané druhy mechů rašelinných luk

*Breidleria pratensis, Sphagnum warnstorffii, Tomentypnum nitens*

Diplomová práce



Bc. Tereza Velehradská

Školitelka: RNDr. Táňa Štechová, Ph.D.  
Konzultant: Jan Kučera, Ph.D.

České Budějovice 2013

Velehradská, T. (2013): Vliv managementu na vybrané druhy mechů rašelinných luk (*Breidleria pratensis*, *Sphagnum warnstorffii*, *Tomentypnum nitens*)

[Effect of management on three moss species of fen meadows. Mgr. Thesis, in Czech]. – 59 p., Faculty of Sciences, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

## ANNOTATION

Effects of different types of management (control, mown, mown + disturbed (gaps) + litter removed) on three moss species of fen meadows were studied. Experimental plots were established at sixteen sites in the Bohemian Forest, in the foothills of the Bohemian Forest and in Českomoravská vrchovina.

Relevés and micromaps of bryophytes in the plots 0.5 × 0.5m were sampled at the beginning of the experiment during the summer season of 2010 and then after 3 seasons (during the summer season of 2012) of performing management. The age of the abandoned meadows was also determined and values of pH, conductivity and height of water level of each plot were measured.

Positive influences of both types of management on the cover of *Tomentypnum nitens* and of management with creating gaps and removing of litter on the cover of *Breidleria pratensis* were significant. Effect of management on the *Sphagnum warnstorffii* was significant only when processes of remaining on already occupied places and the expansion to new places were tested separately. Environmental values did not significantly influence the change of cover of any species between 2010 and 2012. In conclusion, it is clear that diverse management with reasonable use of these practices (mowing, creation of gaps, litter removal) is desirable for maintaining of vital and diverse bryophyte layer.

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

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

V Českých Budějovicích 24.4. 2013

Tereza Velehradská

## Poděkování

První obrovský dík náleží mé školitelce, Táně Štechové. Jsem jí opravdu vděčná za její vedení a veškerou odbornou, praktickou i psychickou podporu, kterou mi během vzniku této práce poskytovala. Moc si vážím času, který mi věnovala, a že ho nebylo málo. Mohla jsem se na ni obracet prakticky kdykoli, ať už ohledně zakládání pokusných ploch, uspořádání a úprav textu nebo čehokoli, co mi zrovna nebylo jasné. Bylo mi to velkým povzbuzením.

Honzovi Kučerovi jsem vděčná za spoustu užitečných rad a připomínek a za pomoc při determinaci mechorostů.

Petru Šmilauerovi velice děkuji za vytvoření statistického programu TraVel, „statistickou oporu“, nesmírnou trpělivost a ochotu vysvětlovat zas a znova.

Děkuji také Filipu Lysákovi, jehož úloha v pátrání po vhodných lokalitách pro manipulativní experiment byla nenahraditelná.

Ochotným pedagogům z naší fakulty patří můj dík za pomoc v boji s vegetačními svazy, digitalizací mikromap v programu ArcGIS a statistickými analýzami.

Děkuji pracovníkům ochrany přírody a vlastníkům luk, kteří mile odpovídali na mé zvědavé otázky.

Jsem opravdu vděčná také všem zdatným řidičům, kteří mě vozili po lokalitách, a zejména pak Bety Manukjanové za pevné nervy a trpělivost.

Všem přátelům bych chtěla poděkovat za jejich neocenitelnou podporu a pomoc tu a onde - však oni vědí!

V neposlední řadě děkuji mé rodině za podporu a porozumění po celou dobu studia.



# OBSAH

<b>1</b>	<b>Úvod .....</b>	<b>1</b>
1.1	Rašelinné louky a jejich význam pro krajinu .....	1
1.1.1	<i>Funkce rašelinných luk</i> .....	1
1.1.2	<i>Ohrožení rašelinných luk</i> .....	2
1.2	Role mechorostů na rašelinných loukách .....	3
1.3	Vliv managementu na mechorosty rašelinných luk .....	4
1.4	Cíle práce .....	7
1.5	Cílové druhy .....	8
1.5.1	<i>Breidleria pratensis – rokyt luční</i> .....	8
1.5.2	<i>Sphagnum warnstorffii – rašeliník Warnstorffův</i> .....	8
1.5.3	<i>Tomentyprnum nitens – vlasolistec vlhkomilný</i> .....	8
<b>2</b>	<b>Charakteristika území a studovaných lokalit.....</b>	<b>10</b>
2.1	Šumavsko – novohradské podhůří .....	12
2.2	Šumava .....	12
2.3	Českomoravská vrchovina.....	15
2.4	Žďárské vrchy .....	20
2.5	Shrnutí charakteristiky lokalit .....	22
<b>3</b>	<b>Metodika .....</b>	<b>25</b>
3.1	Výběr zkoumaných lokalit a pokusných ploch, sběr dat.....	25
3.2	Statistické zpracování dat .....	29
<b>4</b>	<b>Výsledky .....</b>	<b>32</b>
4.1	Vliv managementu na změnu pokryvnosti cílových druhů mezi lety 2010 a 2012 .....	32
4.2	Počty druhů v pokusných plochách, charakteristiky prostředí .....	33
4.3	Pravděpodobnost setrvání a pravděpodobnost expanze cílových druhů v závislosti na typu managementu .....	34
<b>5</b>	<b>Diskuze .....</b>	<b>38</b>
5.1	Cílové druhy a jejich reakce na management .....	38
5.2	Managementové zásahy na rašelinných loukách.....	42
<b>6</b>	<b>Závěr .....</b>	<b>45</b>
<b>7</b>	<b>Literatura .....</b>	<b>46</b>
	<b>Přílohy .....</b>	<b>55</b>

# 1 Úvod

## 1.1 Rašelinné louky a jejich význam pro krajinu

### 1.1.1 Funkce rašelinných luk

Jedním z důležitých prvků naší přírody jsou oblasti druhotného bezlesí, která poskytují prostor pro výskyt mnoha významných druhů (Prach et al 1996). Velice specifickým příkladem druhově bohatého ekosystému druhotného bezlesí jsou rašelinné louky.

Rašelinné louky představují jeden z mnoha typů mokřadní vegetace. Patří mezi slatiniště - mokřady zásobované podzemní vodou, jejichž vegetace je nízkoproduktivní, limitovaná živinami a převažují v ní ostřice a mechorosty (Hájek et al. 2006). Jedná se obvykle o bohatá a středně bohatá slatiniště (rich a moderately rich fens) někdy přecházející až do chudých slatinišť. Jejich vegetace patří dle Hájka et al. (Hájek et al. 2007) obvykle do svazů *Sphagno warnstorffiani-Tomentypnion*, *Caricion canescentis-nigrae* a v případě chudých slatinišť *Sphagno recurvi-Caricion canescentis*. Podrobnější charakteristiku rašelinných luk a jejich typů podle pojetí studií Hájek & Hájková (2007) a Hájek et al. (2006) shrnuje práce Velehradská (2010).

Skutečnost, že mokřady obecně zajišťují v krajině důležité funkce, byla dlouho opomíjena. Poskytují životní prostor mnoha druhům rostlin a dalším organismům a jejich společenstvům, přizpůsobeným nadbytku vody. Rašelinné louky jako typ mokřadu jsou nejen významnou oblastí zadržující a postupně uvolňující nadbytečnou vodu z povodí, ale také zachycují pevné částice a zajišťují stahování živin z oběhu (Mitsch & Gosselink 2007). Jedná se o biotopy, které jsou dlouhodobě ovlivněny činností člověka. Pro zachování hodnoty a rozmanitosti těchto polopřirozených biotopů je třeba náš zásah a péče (Diggelen et al. 2006, Moen et al. 1999). Tyto luční ekosystémy a jejich biodiverzita jsou závislé na extenzivním, ale nepřetržitém managementu ve formě kosení či pastvy (Diemer et al. 2001, Billeter et al. 2003, Middleton et al. 2006). Je-li obhospodařování ukončeno, druhově bohaté rašelinné louky se postupně mění a přechází do jiných typů ekosystémů (Jensen & Schrautzer 1999), jako jsou např. degradované louky s rozsáhlými porosty druhu *Scirpus sylvatica*, tužebníková lada, suché smilkové louky, pcháčové louky nebo podmáčené olšiny a březiny.

### **1.1.2 Ohrožení rašelinných luk**

Vzhledem k vysoké hodnotě těchto biotopů je nežádoucí, že v poslední době značně degradují a postupně mizí. Jde převážně o následek změn v krajině a fungování hospodaření (Blažková 2003). Na mnoha loukách a pastvinách ustalo obhospodařování tradičním způsobem a není již zajištěno udržení nelesního charakteru těchto stanovišť. S příchodem tzv. socialistického zemědělství se většinou upustilo od nepravidelné extenzivní seče jednou za rok nebo za dva roky i od extenzivní pastvy, protože to nebylo dostatečně ekonomicky výhodné. Tento přístup částečně přetrvává do současnosti. Na plochách, které se začaly intenzivně zemědělsky využívat, zmizelo mnoho druhů velice rychle, na opuštěných loukách se druhová bohatost začala snižovat postupně (Matějková 2001). Na některých lokalitách, které ležely v době socialismu ladem, bylo po revoluci extenzivní obhospodařování obnoveno, je však rovněž mnoho míst, která zůstala opuštěná (Blažková 2003). Například v oblasti Šumavy a Českomoravské vrchoviny je možné nalézt desítky opuštěných rašelinných luk a jejich fragmentů, na kterých se dříve dařilo světlomilným vzácným a ohroženým druhům cévnatých rostlin. Vyskytovaly se zde hojně například druhy jako je *Drosera rotundifolia*, *Scorzonera humilis*, *Valeriana dioica*, *Menyanthes trifoliata*, *Potentilla palustris*, *Trichophorum alpinum*, *Carex davalliana* či *C. flava* nebo orchideje *Dactylorhiza majalis*, *D. fuchsii* (např. Albrecht 2003) a ještě mnohé další. Protože však obhospodařování ustalo a nebylo znovu obnoveno, nalezneme na takových místech v současnosti pouze zbytky původních populací. V horších případech už druhy vymizely docela.

O stavu rašelinných luk však vypovídá nejen složení bylinného patra. Na nežádoucí změny jsou mnohdy citlivější mechorosty (Bates & Farmer 1992). Stav populací některých významných druhů mechorostů přímo odráží situaci ekosystémů rašelinných luk. Populace se zmenšují, druhy se stávají ohroženými nebo se blíží stavu ohrožení, jelikož není dostatek lokalit, které by jim poskytly vhodné podmínky (Kooijman 1992, Mälson & Rydin 2007). Jedná se například o vzácné mechorosty jako *Hamatocaulis vernicosus* (Štechová & Kučera 2007, Štechová 2009, Štechová et al. 2010b, Štechová et al. 2012), *Meesia triquetra* a *Paludella squarrosa* (Štechová et al. 2010a), *Scorpidium scorpioides* a *Helodium blandowii* (Štechová et al. 2010c).

Mnoho druhů mechorostů rašelinných luk je řazeno do kategorie druhů blížících se ohrožení LR-nt a kategorie druhů vyžadujících pozornost LC-att (cf. Kučera et al.

2012), kterým už není věnována tak velká pozornost. Jedná se však o druhy, které v současnosti rovněž viditelně ubývají.

## **1.2 Role mechorostů na rašelinných loukách**

Ačkoliv ve většině studií, které se zabývají obnovou ohrožených polopřirozených ekosystémů, je kladen důraz zejména na cévnaté rostliny (např. Güsewell et al. 1998, Pfadenhauer & Grootjans 1999, Billeter et al. 2003, Billeter et al. 2007), mechorosty jsou na rašelinných loukách neméně důležitou skupinou organismů (Hájková et al. 2009), z velké části utvářejí jejich charakter a zaslouží si více pozornosti, než jaká jim dosud byla věnována (Štechová et al. in prep).

Na aktivity spojené s obnovou polopřirozených luk bychom měli být schopni nahlížet komplexně a z hlediska ekosystému jako celku (Takala et al. 2012). Proto je velice důležité rozšířit naši znalost reakcí mechorostů na management. Mechorosty jsou považovány za dobré indikátory kvality stanoviště, jeho ekologických funkcí (Hylander et al. 2002) i úspěšného obnovení druhové diverzity (Takala et al. 2012). Nejen že představují důležitou část druhové diverzity rostlin (Bergamini et al. 2001, Dengler 2005), ale například Jeschke a Kiehl (Jeschke & Kiehl 2008) svými pokusy na vápnatých slatiništích v Německu a Švýcarsku potvrdili, že mechorosty mohou mnoha způsoby ovlivňovat cévnaté rostliny (např. husté vrstvy mechů mohou bránit klíčení semen – cf. Rydin 1997). Graf a Rocherfort (Graf & Rocherfort 2010) jsou ve své studii přesvědčeni, že kdyby se s mechorosty počítalo v revitalizačních projektech, struktura vegetace by se více blížila té původní a jistě by to vedlo ke zvýšení druhové bohatosti a větší diverzité.

Mechorosty jsou velmi významné pro fungování slatiništního ekosystému. Hrají důležitou roli ve vodním režimu, tocích energie a živin a v tvorbě a přeměně stanovišť obsazených jinými organismy (Longton 1984). Velice podstatnou vlastností je silná konkurenceschopnost druhů rodu *Sphagnum*, známých schopností měnit prostředí ve svůj vlastní prospěch snižováním pH – acidifikací (Kooijman & Kanne 1993, Gunnarson et al. 2000, Rydin & Jeglum 2006). Díky tomu je rod *Sphagnum* schopen získat kompetiční výhodu nad jinými mechy, které nejsou na takto kyselé podmínky adaptovány. V důsledku acidifikace klesá druhové bohatství mechorostů (Hájek et al. 2006) a snižuje se heterogenita prostředí (Ricklefs 1977, Vitt et al. 1995), čímž je mnohdy ovlivňováno i složení bylinného patra (cf. Hájková et al. 2008).

Se schopností acidifikace se úzce pojí silný vliv, který mechorosty mají na vývoj rašeliništních ekosystémů. Je rovněž zjištěno, že podobně pH na stanovišti mohou

snížovat i tzv. „hnědé mechy“ (Glime et al. 1982), což je ekologická skupina mechorostů charakteristických pro bohatá slatiniště. Obvykle mají barvu různých odstínů hnědé, načervenalé či žlutohnědé. Patří sem převážně druhy z čeledi *Amblystegiaceae*, ale i dalších (Rydin & Jeglum 2006).

Mechorosty jsou zvláště citlivé i na nejmenší stanovištní změny vzhledem k tomu, že jsou v úzkém kontaktu se substrátem, jsou poikilohydrické a vodu a živiny přijímají celým povrchem (Økland 1995). Jejich rozmístění proto odpovídá mikrostanovištním faktorům výrazně přesněji, než je tomu u cévnatých rostlin (Gimingham & Birse 1957). Mohou reagovat na změny v prostředí odlišně a rychleji než cévnaté rostliny (Bergamini 2009). Pěkný příklad poskytuje Arensen (1999) ve své studii, která zkoumá toleranci bohatých slatinišť k intenzivnímu sešlapu. Uvádí, že po čtyřech letech intenzivního sešlapu se mechové patro začalo vracet do původního stavu mnohem rychleji, než patro bylinné. Podobný případ najdeme ve studii Hájkové et al. (Hájková et al. 2009), která zdůrazňuje, že rostlinný opad i režimy kosení mají rozdílný vliv na mechorosty a cévnaté rostliny. Za zmínku stojí také skutečnost, že mechorosty na slatiništích produkují více biomasy a pomaleji se rozkládají než cévnaté rostliny, čímž značně přispívají do zásobárny uhlíku v ekosystému (Vitt & Wieder 2009).

### **1.3 Vliv managementu na mechorosty rašelinných luk**

Nepříznivý vývoj slatiništních ekosystémů a stav ohrožení zde rostoucích vzácných mechorostů lze řešit opětovnou péčí o tyto ekosystémy. Obnova rašelinných luk a jejich funkcí se obvykle uskutečňuje znovuzavedením technik, které imitují tradiční zemědělský management. Lze sem zařadit pastvu (Bergamini et al. 2001, Takala et al. 2012), vysekání náletů dřevin (Mälson & Rydin 2009, Sundberg 2011), zavedení pravidelné seče (Kotowski & Piorkowski 2005, Billeter et al. 2007, Mälson & Rydin 2009) nebo odstranění po léta se kumulující vrstvy rostlinného opadu (cf. Hájková & Hájek 2003). Do jaké míry tyto praktiky ovlivňují mechové patro je však stále z velké části nejasné (Vanderpoorten et al. 2004).

Práce, které se tohoto tématu dotýkají, se obvykle zabývají silně bazickými vápnatými slatiništi (Bergamini et al. 2001, Vanderpoorten et al. 2004, Diggelen et al. 2006) a nejvíce se soustředí na pastvu, jelikož ta je v oblastech provádění těchto výzkumů (Německé a Švýcarské Alpy) nejběžnějším tradičním způsobem obhospodařování. Bergamini et al. (2001) se této tématice věnují poměrně podrobně a z jejich výsledků je patrné, že druhová diverzita mechorostů je vyšší na pasených



lokalitách než na těch, kde byla uplatňována seč. Ukázalo se však, že například pro cévnaté rostliny a motýly je to naopak (Bergamini et al. 2001). Nicméně v podmínkách cenných rašelinných luk v České republice není extenzivní pastva tak běžně užívaným managementem. Jednak zřejmě z ekonomických důvodů, jednak proto, jak již bylo výše zmíněno, že pro vyšší diverzitu cévnatých rostlin, které jsou brány v úvahu nejčastěji, je vhodnější seč.

Cílem všech těchto způsobů extenzivní péče je snížení asymetrické kompetice o světlo (Hájková et al. 2009), odstranění přebytečných živin z ekosystému a tím vytvoření prostoru pro kompetičně slabší druhy (Diggelen et al. 2006), jakými jsou i mechorosty (cf. Rydin 1997, Bergamini & Peintinger 2002). Růst cévnatých rostlin na slatiništích z velké části závisí na dostupnosti fosforu a dusíku (Verhoeven & Schmitz 1991, Van der Wal 2005). Odstraňování biomasy cévnatých rostlin, která by jinak zůstala na lokalitě, představuje omezování přísunu těchto živin na lokalitu. To je velmi výhodné pro udržení vysoké diverzity mechorostů. Je potvrzeno, že porosty s nižší produkcí biomasy cévnatých rostlin jsou bohatší na mechorosty (Bergamini et al. 2001a). Na opuštěných loukách je naopak celkové množství biomasy mechorostů menší a objem biomasy cévnatých rostlin oproti koseným loukám či pastvinám vyšší (Peintinger & Bergamini 2006).

Podle práce Moena (Moen 1990) vede pravidelné kosení slatiništních a lučních společenstev k celkovému potlačení náletů dřevin (např. *Betula nana*, *B. pubescens*, *Salix* spp.), keříčkovité vegetace (např. *Vaccinium* spp.) a také vrstvy stařiny a opadu. Množství studií se shoduje na tom, že vrstva nakumulovaného opadu je na slatiništních loukách významným faktorem ovlivňujícím mechové patro. Po dlouhém opuštění je vlivem zvýšení rostlinného opadu nebo nadzemní biomasy silně potlačena jak pokryvnost mechorostů (Hájková & Hájek 2003, Billeter et al. 2007, Hájková et al. 2009), tak i jejich druhová bohatost (Bergamini et al. 2001, Peintinger & Bergamini 2006). Odstranění této vrstvy stařiny je nezbytné proto, aby bylo uplatňované kosení nebo jiný typ managementu účinné, protože opad je často mechanickou bariérou znemožňující objevení překrytých výhonků mechů dokonce i při dostatku světla (Peintinger & Bergamini 2006).

Některá stanoviště vyžadují ještě specifitější opatření. Protože se v předchozích studiích ukázalo, že pastva poskytuje mechorostům množství mikrostanovišť, za což může mimo jiné narušení drnu a sešlap (Bergamini et al. 2001), existují pokusy, v nichž je testováno jednorázové narušování půdního povrchu (Rybka 2004). Gapy vytvořené at'

už zvířaty nebo uměle totiž představují stanoviště vhodná pro uchycení konkurenčně slabších druhů (Štechová & Kučera 2007), které jinak nemají šanci rozšířit se, protože porost je příliš zapojený. Tento vcelku nenáročný typ zásahu se v některých případech (Štechová & Kučera 2007) ukazuje jako využitelný pro obnovu původní diverzity.

Při zvažování kroků vedoucích k ochraně konkrétní lokality jsou informace o vlivu různých způsobů zásahu velice cenné. Prací, které se zabývají reakcemi konkrétních druhů mechorostů na různé typy managementu (např. Bergamini & Peintinger 2002, Štechová & Kučera 2007), není mnoho. Zejména o těch druzích, které se neřadí mezi ohrožené a nemizí z krajiny tak rychle a výrazně, máme pouze minimum informací. Jednou z mála určitých informací ohledně reakce mechorostů na seč je zjištění, že kosení podporuje pleurokarpní mechy (např. *Campylium stellatum*), zatímco akrokarpní, vrcholoplodé mechy a „bultové“ druhy (např. *Sphagnum* spp.) jsou jím potlačovány (Moen et al. 2001). Obecně lze říci, že mechové patro je omezováno vysokou pokryvností cévnatých rostlin (Hájková et al. 2009), kterou management řeší, ale ne každý druh reaguje na tento faktor stejně (Štechová et al. 2012). Každá informace o reakcích a preferencích ubývajících slatiništních druhů mechorostů na různé typy zásahů může přispět k našemu lepšímu pochopení fungování těchto ekosystémů a zefektivnění naší péče o ně. Proto bude hlubší naše znalost působení zásahů, jako je seč, odstranění stařiny a narušení půdního povrchu, na konkrétní druhy mechorostů jistě přínosem.

Tato práce řeší primárně vliv seče, která je v našich podmínkách nejběžnějším typem managementu a zabývá se jí méně studií než vlivem pastvy. Jelikož až doposud byly při plánování managementu na rašelinných loukách uplatňovány především potřeby cévnatých rostlin a hmyzu, soustředí se tato práce na dosud opomíjené mechorosty a začíná tak vyplňovat významné mezery v našich vědomostech ohledně péče o rašelinné louky.

## 1.4 Cíle práce

Tato práce se snaží postihnout význam rašelinných luk pro naši krajinu a roli, jakou hrají v těchto biotopech mechorosty tvořící významnou součást jejich vegetace. V posledních letech vyvstává stále významněji potřeba nových informací o vlivu různých typů managementu na mechorosty rašelinných luk.

Cílem této magisterské práce je zdokumentovat význam managementu pro tři vybrané druhy mechorostů: *Breidleria pratensis*, *Sphagnum warnstorffii* a *Tomentypnum nitens*. Tyto druhy rostou na podobných typech biotopů, mají však odlišné růstové formy či obsazují v rámci biotopu různé mikrolokality.

Práce zaznamenává a porovnává reakce těchto druhů na manipulační experimenty - kosení, odstranění stařiny a narušení. Zpracovává data získaná na opuštěných rašelinných loukách na Šumavě, v Předšumaví a na Českomoravské vrchovině a porovnává stav mechorostů na počátku experimentu a po třech letech pravidelných managementových zásahů.

Dílčí cíle jsou:

1. Experimentálně ověřit, jak se mění pokryvnost vybraných mechorostů v závislosti na různých typech zásahů (seč, seč + narušení + odstranění stařiny); porovnat reakce jednotlivých druhů.
2. Zjistit a porovnat schopnost jednotlivých druhů sertvat na místě, kde rostou, a schopnost rozrůstat se do nových míst v závislosti na managementu.
3. Na základě získaných dat doporučit managementová opatření využitelná v praktické ochraně rašelinných luk.

## **1.5 Cílové druhy**

### **1.5.1 *Breidleria pratensis* – rokyt luční**

Druh *Breidleria pratensis* je řazen do čeledi *Hypnaceae*. Vyskytuje se na více či méně bazických, většinou vlhkých půdách, často na bohatých slatiništích, ale i na vlhkých skalách. Druh je široce rozšířený v Evropě, Asii a Severní Americe (Hedenäs 2003). V České republice jsou v posledních letech zaznamenány nálezy např. na Šumavě (Velehradská & Štechová 2012), v západních Čechách (Štechová et al. 2007, Melichar et al.), na Českomoravské vrchovině (Štechová & Štech 2009, Štechová et al. 2010c, Štechová 2006b) a v Orlických horách (Štechová 2006a).

### **1.5.2 *Sphagnum warnstorffii* – rašelíník Warnstorffův**

*Sphagnum warnstorffii* patří do čeledi *Sphagnaceae*, do sekce *Acutifolia* (Daniels & Eddy 1985, Pilous 1971). Je to typický druh tvořící trsy či koberce na lučních rašeliništích či rašelinných loukách, dostatečně zásobených bazickou vodou. Další druhy rašelíníků, se kterými se trvale vyskytuje, jsou *Sphagnum teres* a *S. contortum*, které rovněž tolerují bazické podmínky. Častěji je ale provázen tzv. „hnědými mechy“ jako jsou *Scorpidium scorpioides*, *Scorpidium revolvens*, *Campylium stellatum* či *Palustriella commutata*. Vyskytuje se jak na otevřených plochách, tak pod poměrně hustým keřovým porostem, nejobvyklejší je ale v mírně zastíněných místech. Nikdy neroste v lesích ani na kyselých vrchovištích nebo vřesovištích. (Daniels & Eddy 1985, Pilous 1971).

V České republice roste v oblasti rašelinných luk, často v nižších plochách, ale stoupá i vysoko do hor (Pilous 1971). Konkrétně je v současnosti udáván např. ze Šumavy a západních Čech (Štechová et al. 2007, Melichar et al.), z Třeboňska (Štechová et al. 2013), z Českomoravské vrchoviny (Štechová & Štech 2009, Štechová et al. 2010c), dále z Českolipska (Štechová & Manukjanová 2012a), z rašelinišť okolo Božího Daru (Štechová & Manukjanová 2012b) a z Orlických hor (Štechová 2006a).

### **1.5.3 *Tomentypnum nitens* – vlasolistec vlhkomilný**

*Tomentypnum nitens* je mech z čeledi *Amblystegiaceae* (Smith & Smith 2004, Váňa J. 2009). Tento hydrofytický druh roste na vlhkých, až velmi vlhkých stanovištích. Najdeme ho od okrajů rašelinišť až k rašelinným i slatinným loukám. Hojný je na vápnatých slatiništích v ostrícovo-mechových společenstvech (Smith & Smith 2004,

Váňa J. 2009). Druh *Tomentypnum nitens* je rozšířený v Evropě (především severní, západní a střední), na Kavkaze, Sibiři, Dálném Východě, v Grónsku a v Severní Americe (Váňa J. 2009). Roste roztroušeně po celém území České republiky od nížin až do supramontánních poloh, převažuje však ve středních polohách. V důsledku úbytku vhodných stanovišť kvůli melioracím a dalším změnám v krajině v poslední době značně ustupuje (Váňa J. 2009). Recentně je udáván např. často ze Šumavy (Štechová et al. 2007) a Plzeňska (Melichar et al.), z Rakovnicka (Štechová 2006b), z Českomoravské vrchoviny (Štechová & Štech 2009, Štechová et al. 2010c, Štechová 2006b), Orlických hor (Štechová 2006a), ale také Beskyd (Štechová 2006b).

## 2 Charakteristika území a studovaných lokalit

K manipulativním pokusům bylo vybráno celkem 16 lokalit. Studované lokality leží ve čtyřech fytogeografických okresech: Šumavsko-novohradské podhůří (37), Šumava (88), Českomoravská vrchovina (67) a Žďárské vrchy (91) (Skalický 1988). Nadmořská výška lokalit se pohybuje v rozmezí 530 – 985 m n. m. (Tab. 1).

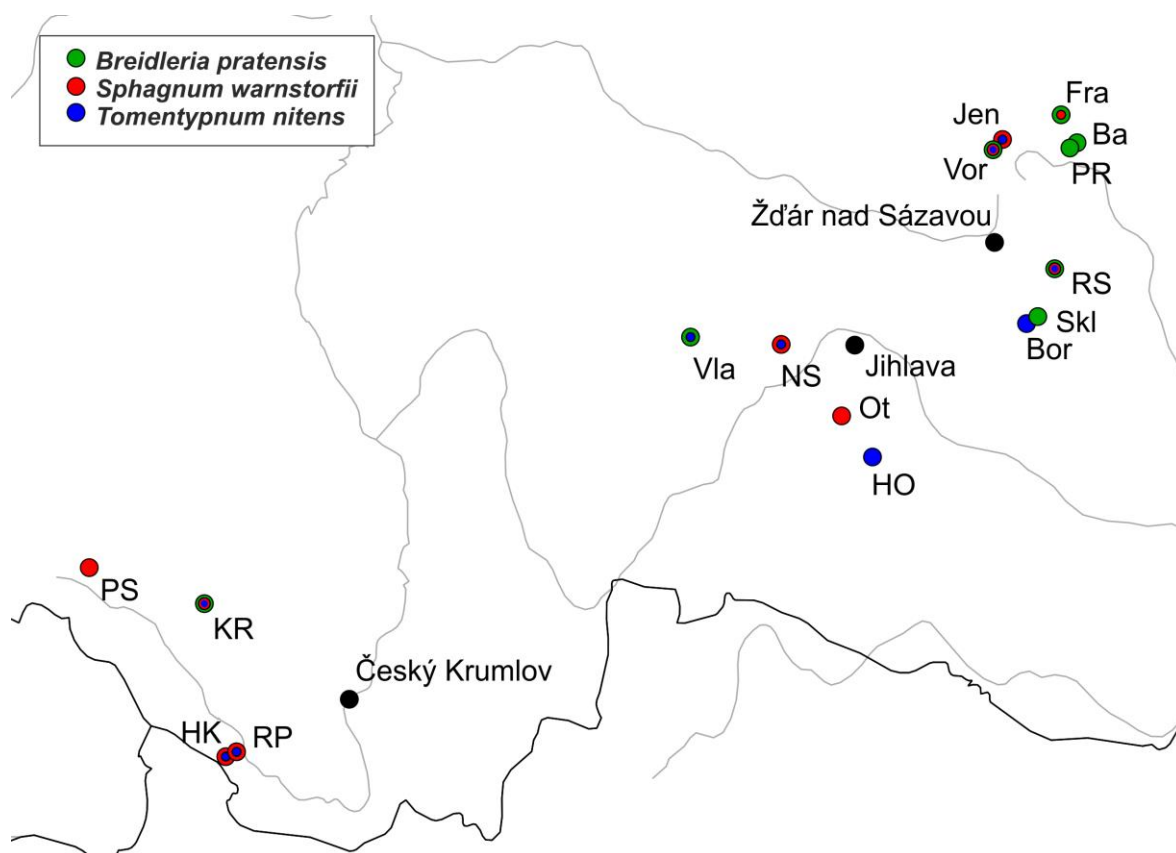
Tab. 1 Tabulka fytogeografických okresů a nadmořských výšek studovaných lokalit.

lokality	fytochorion	nadmořská výška m n. m.
<b>mezofytikum</b>		
Křišťanovický rybník	Šumavsko-novohradské podhůří (37)	795
Radešínská Svatka	Českomoravská vrchovina (67)	580
Dolní Bory	Českomoravská vrchovina (67)	530
Sklené nad Oslavou	Českomoravská vrchovina (67)	548
Františky	Českomoravská vrchovina (67)	666
Otín u Stonařova	Českomoravská vrchovina (67)	580
Hladov	Českomoravská vrchovina (67)	615
Vlásenice u Pelhřimova	Českomoravská vrchovina (67)	570
Nad Svitákem	Českomoravská vrchovina (67)	630
<b>oreofytikum</b>		
PP Račínské prameniště	Šumava (88)	726 – 775
PP Házlův kříž	Šumava (88)	752 – 780
PP Pasecká slať	Šumava (88)	932 – 985
Vortová	Žďárské vrchy (91)	629
Jeníkov	Žďárské vrchy (91)	632
Pustá Rybná	Žďárské vrchy (91)	650
Borová	Žďárské vrchy (91)	700

Charakteristika jednotlivých lokalit byla zpracována na základě plánů péče (pokud byly k dispozici) poskytnutých Správou CHKO Šumava a Krajským úřadem Jihočeského kraje, další informace pocházejí z připravované studie Floristický příspěvek k ohroženým druhům rašeliništních mechorostů na Českomoravské vrchovině (Štechová et al. in prep.) nebo z vlastního pozorování.

Dva ze zkoumaných cílových druhů (*Tomentypnum nitens* a *Sphagnum warnstorffii*) jsou indikačně významné pro svaz *Sphagno warnstorffiani-Tomentypnion nitentis* a vyskytují se v této vegetaci s přesahy do jiných vegetačních typů. Na různých lokalitách je svaz *Sphagno warnstorffiani-Tomentypnion nitentis* v různých sukcesních

a degradačních fázích, jedná často se o zbytková fragmentální mikrostanoviště, často obtížně syntaxonomicky hodnotitelná.



Obr. 1 – Mapa lokalit na Šumavě a Českomoravské vrchovině.

Tab. 2 Vysvětlení zkratk názvů lokalit použitých v Obr.1.

<b>zkratka</b>	<b>název lokality</b>
Ba	Borová
Bor	Dolní Bory
Fra	Františky
HK	PP Házlův kříž
HO	Hladov
Jen	Jeníkov
KR	Křišťanovický rybník
NS	Nad Svitákem
Ot	Otín u Stonařova
PR	Pustá Rybná
PS	PP Pasecká slať
RP	PP Račinské prameniště
RS	Radešínská Svratka
Skl	Sklené nad Oslavou
Vla	Vlásenice u Pelhřimova
Vor	Vortová

## 2.1 Šumavsko – novohradské podhůří

### Louky u Křišťanovického rybníka

K. ú. Křišťanovice u Záblatí, okres Prachatice; 4 km JZ od obce Libínské Sedlo, 0,5 km SV od obce Křišťanovice u Záblatí, 795 m n. m.

Lokalita leží v CHKO Šumava. Jedná se o rozsáhlý komplex mokrých luk přilehající k JZ břehu Křišťanovického rybníka. Vlhké pcháčové, ostřicové a rašelinné louky, místy tužebníková lada nebo rozsáhlé porosty druhu *Scirpus sylvaticus* či *Molinia caerulea* jsou zde v mozaice s podmáčenými smrkovými či borovými lesy, březovými a vrbovými křovinami (Velehradská 2010).

Z botanického hlediska nejcennější plochy rašelinných luk v centrální části území (kde byl založen manipulativní experiment, zbylé části lokality jsou značně degradovanější) byly zařazeny do svazu *Sphagno warnstorfiani-Tomentypnion*. Tato jednotka lokálně přechází do pcháčových luk. Mechové patro je mozaikou rašeliničů a „hnědých mechů“, z nichž zde dominují především druhy *Aulacomnium palustre* a *Climacium dendroides*. Ve větším množství se zde vyskytují rovněž druhy *Tomentypnum nitens* či *Breidleria pratensis*. Nejhojnějšími druhy rašeliničů jsou zde *Sphagnum flexuosum*, *S. warnstorfii* a *S. teres*. Další druhy jsou např. *Calliergonella cuspidata*, *Pseudocampylium radicale*, *Bryum pseudotriquetrum*. Na lokalitě byly rozvněž ověřeny dva ohrožené druhy rašeliničů, *Drepanocladus polygamus* a *Hamatocaulis vernicosus*, řazené do kategorie VU = zranitelné (Velehradská & Štechová 2012).

V centrální části, kde byly založeny pokusné plochy, jde většinou o porosty *Carex nigra*, v menších pokryvnostech také *C. panicea* a *Eriophorum vaginatum*. Další druhy jsou *Briza media*, *Molinia caerulea*, *Potentilla erecta* nebo *Sanguisorba officinalis* a vyrůstají zde již poměrně vzrostlé borovice a nálety bříz, smrků a vrb. Je zde patrná postupující sukcese (Velehradská & Štechová 2012).

Průměrné pH u pokusných ploch je 6,1; průměrná hodnota konduktivity 99  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Hladina spodní vody silně kolísá v rámci let i roční doby (průměr 6 cm). Podle tvrzení místních obyvatel zde nebyl prováděn žádný management již od 50. let 20. století.

## 2.2 Šumava

### PP Házlův Kříž

K. ú. Pestřice, Horní Planá, okres Český Krumlov; rašelinné louky nad pravým břehem Lipenské přehrady, J od silnice Přední Zvonková - Valtrov mezi lesem a státní hranicí, 752 – 780 m n. m.

Přírodní památka Házlův kříž je unikátní poměrně rozsáhlý ekosystém ploché potoční nivy bezejmenného přítoku Pestřice. Lokalita je pestrá mozaikou společenstev rašelinných a podmáčených luk (s množstvím vzácných druhů jako *Dactylorhiza majalis*, *Dactylorhiza fuchsii*, *Willemetia stipitata* či *Platantera chlorantha*), rašelinišť, pramenišť, zbytků pcháčových



a bezkolencových luk, degradovanějších porostů s *Carex brizoides*, lesíků a dřevinných porostů. Méně se na sušších okrajích dají nalézt fragmenty krátkostébelných smilkových porostů (s druhy jako *Viola canina*, *Calluna vulgaris*, *Nardus stricta*, *Scorzonera humilis*, *Arnica montana*).

Pokusné plochy byly založeny nedaleko západního okraje lokality, kde patří vegetace do svazu *Sphagno warnstorffii-Tomentypnion nitentis*. Dominují zde druhy mechů jako je *Climacium dendroides*, *Rhytidiadelphus squarrosus*, *Sphagnum warnstorffii*, v menších pokryvnostech tu rostou také *Aulacomnium palustre*, *Sphagnum subsecundum*, *S. teres*, *Tomentypnum nitens*, *Straminergon stramineum*, *Thuidium recognitum* a *Calliergonella cuspidata*. V bylinném patře je dominantou především *Carex nigra*, další druhy jsou např. *Carex panicea*, *Holcus lanatus*, *Scorzonera humilis*, *Potentilla erecta*, *Succisa pratensis*, *Viola palustris* či *Achillea ptarmica*. Průměrné pH u vytyčených ploch je 5,7; průměrná hodnota konduktivity 60  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Hladina spodní vody silně kolísá v rámci let i roční doby (průměr 9 cm).

Území bylo od středověku extenzivně zemědělsky využíváno. Poté, co bylo po válce odsunuto německé obyvatelstvo a vytvořeno hraniční pásmo, je území bez managementu. Jelikož se jedná o plochy podmáčené, nebylo možné ke sklizni použít v té době běžně používanou mechanizaci, takže od 60. let 20. století leží louky ladem. Území nebylo odvodněno, pouze jeho malá část byla v roce 1992 zalesněna smrkem (Vyhnálek 2005).

### **PP Pasecká slat'**

K. ú. Nové Hutě, Paseka u Borových Lad, Šindlov, okres Prachatice; niva Vydřího potoka, 1 km v pod obcí Nové Hutě, 932 – 985 m n. m.

Tato Přírodní památka leží v oblasti CHKO Šumava, téměř na hranici s NP. Pasecká slat' je komplex různě zachovalých rašelinných, vlhkých a smilkových luk a rašelinišť. Největší plochu zaujímají pcháčové louky svazu *Calthion* a plynule přecházejí k rašelinným loukám svazu *Sphagno warnstorffii-Tomentypnion nitentis*. Bohatou mozaiku společenstev doplňují sušší místa se společenstvy smilkových trávníků či vřesovišť. Na jižním a severním okraji se rozkládají různě zachovalé porosty podmáčených a rašelinných smrčín.

Pokusné plochy jsou založeny na jižním okraji luční části lokality. V mechovém patře zabírají největší pokryvnosti druhy *Aulacomnium palustre*, *Climacium dendroides*, *Sphagnum angustifolium*, *S. warnstorffii*. Dále se zde vyskytují *S. flexuosum*, *Brachythecium mildeanum*, *Calliergonella cuspidata*, *Cirriphyllum piliferum*, *Polytrichum commune*, *Scapania irrigua*, *Scapania paludicola*. V bylinném patře rostou převážně *Carex nigra* a *Festuca rubra*, častý je také druh *Cirsium heterophyllum*. Další druhy jsou například *Deschampsia cespitosa*, *Briza media*, *Luzula multiflora*, *Viola palustris* nebo *Juncus filiformis*. Průměrné pH u vytyčených ploch je 4,9; průměrná hodnota konduktivity 46  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Hladina spodní vody silně kolísá v rámci let i roční doby (průměr 16 cm).

Ukončení tradičního hospodaření na těchto dříve sečných loukách a pastvinách a nástup intenzifikace v 2. polovině 20. století znamenaly počátek degradace území. Na charakter vegetace mělo v minulosti negativní vliv borkování rašelinných ložisek, drastické odvodnění a postupující nálety břízy. Od r. 2000, kdy byla PP Pasecká slat' vyhlášena, zde byla uplatňována spíše pasivní ochrana s cílem ochrany přirozené sukcese a až v posledních třech letech se lokalita opět kosí (mimo okolí založených manipulativních experimentů) (Ekrťová & Štorek 2008).

### **PP Račínské prameniště**

K. ú. Pestřice, Horní Planá, okres Český Krumlov; louky a náletové porosty ve dvou oddělených segmentech v mělkých depresích nad pravým břehem Lipenské přehrady, J od silnice Přední Zvonková – Valtrov, 726 – 775 m n. m.

Přírodní památka Račínské prameniště byla původně komplexem převážně vlhkých vysokobylinných luk a rašelinišť. Na mnoha místech je v současnosti patrná expanze druhu *Scirpus sylvaticus* či *Filipendula ulmaria*. Velká část území je dnes už porostlá nálety břízy, osiky, vrb a smrku a z rašelinišť a pramenišť zbývají pouze malé fragmenty. Více zachovalých rašelinišť je v severní části lokality, ale jsou kyselejší a dominují zde spíše rašeliníky. Na fragmentech vlhkých luk, často ovlivněných eutrofizací a absencí managementu vytrvávají i hnědé mechy (Štechová 2009).

Jedna dvojice pokusných ploch byla založena v jižní části lokality, druhá dvojice v severní části. V jižní části lokality se jedná o poměrně malý palouk, který je ze všech stran obklopený lesem, s vegetací svazu *Caricion canescenti-nigrae*. V mechovém patře jsou dominantní především *Sphagnum teres* a *S. warnstorffii*, další druhy přítomné v malých pokryvnostech jsou *Calliergonella cuspidata*, *Straminergon stramineum*, *Aulacomnium palustre*, *Brachythecium rivulare*, *Climacium dendroides*, po zásahu také *Pseudocampyllum radicale*. V severní části se jedná o fragmenty vegetace svazu *Sphagno warnstorffii-Tomentypnion nitentis* na rozsáhlejších rašelinných loukách. Z mechorostů tu dominují hlavně *Sphagnum warnstorffii*, *S. flexuosum*, *Rhytidiadelphus squarrosus* a *Tomentypnum nitens* (víceméně celá populace se nachází v oblasti pokusných ploch). Dále zde rostou druhy *Sphagnum subsecundum*, *Aulacomnium palustre*, *Climacium dendroides*, *Calliergonella cuspidata*, *Straminergon stramineum* či *Cirriphyllum piliferum*. V bylinném patře převládá především *Carex nigra* a v případě jižní části také *Molinia coerulea*. Dále zde rostou např. *Valeriana dioica*, *Carex panicea*, *Equisetum fluviatile*, *Tephrosieris crispa*, *Achillea ptarmica*, v jižní části místy *Oxycoccus palustris* a *Vaccinium uliginosum*. Po zásahu se na některých plochách objevily druhy *Carex echinata*, *Scorzonera humilis*, *Parnassia palustris*, *Dactylorhiza* sp.

Průměrné pH u vytyčených ploch je 5,7; průměrná hodnota konduktivity 53  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Hladina spodní vody silně kolísá v rámci let i roční doby (průměr 13 cm). Louky byly naposledy koseny

v 60. letech 20. století a po napuštění přehradní nádrže Lipno byly ponechány samovolnému vývoji (Štechová 2009).

## **2.3 Českomoravská vrchovina**

### **Františky (Pláňava)**

K. ú. Martinice u Skutče, Proseč, okres Chrudim; malá rašelinná louka na silných pramenných vývěrech v cípu louky na s od Martinického potoka, na SV okr. obce Pláňava, po pravé straně silnice na Poličku, 666 m n. m.

V osadě Pláňava (na předělu obcí Františky a Martinice u Skutče) se vyvinulo cenné společenstvo rašelinných luk, v minulosti pravděpodobně velice druhově bohaté a ještě stále značně vegetačně odlišné od větší části louky, která není již tak výrazně ovlivněna prameništěm.

V současnosti je lokalita ve fázi degradace v důsledku absence managementu, ale vegetace se stále strukturně a druhově blíží svazu *Sphagno warnstorffii-Tomentypnion nitentis*. Ještě zde najdeme poměrně rozsáhlé porosty druhu *Sphagnum warnstorffii*, místy zde roste i druh *Sphagnum contortum*. V menší míře je zde možné najít druhy *Breidleria pratensis*, *Aulacomnium palustre*, *Philonotis fontana* nebo *Plagiomnium elatum*.

Dominantní cévnaté rostliny zde jsou *Carex panicea*, *C. nigra*, *Sanguisorba officinalis*, *Juncus effusus*. V menších pokryvnostech zde rostou druhy jako *C. echinata*, *Juncus articulatus*, *Viola palustris*, *Valeriana dioica*, *Caltha palustris*.

Průměrné pH u vytyčených ploch je 5,75; průměrná hodnota konduktivity 150,81  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Hladina spodní vody silně kolísá v rámci let i roční doby (průměr 12 cm). Dříve byla i tato nejvlhčí část louky obhospodařována vlastníky, ale posledních 12 let majitelé rašelinný cíp nekosi (i když nevyklučují, že opět budou).

### **Hladov**

K. ú. Hladov, okres Jihlava; Na Hladovském potoce, rašelinné louky s nevýraznými pramennými vývěry nad rybníkem mezi lesy, 1,7 km v od hráze Hladovského rybníka v obci, 615 m n. m.

V blízkosti malého rybníka leží rozsáhlá luční enkláva obklopená hospodářskými lesy, kde dochází k degradování původních rašelinných luk, s ojedinělými nálety vrb. Vzácnější mechy se vyskytují v podmáčené ploše pod jedním z pramenných vývěrů. Jedná se o fragmenty vegetace rašelinných luk blízkých svazu *Caricion canescenti-nigrae*. Okolní vegetaci lze řadit do svazu *Calthion*, asociace *Angelico sylvestris-Cirsietum palustris*.

Z mechorostů je nejčastější druh *Aulacomnium palustre*, poměrně častý je rašeliník *Sphagnum angustifolium*. Velice ojediněle je možné narazit na druh *Sphagnum warnstorffii*. Na lokalitě byla nalezena dvě místa, kde je poměrně hojně přítomen druh *Tomentypnum nitens*. Další druhy jsou *Straminergon stramineum*, *Plagiothecium denticulatum*.

Z vyšších rostlin dominují druhy *Carex nigra* a *C. panicea*. Místy se rozrůstají *Scirpus sylvaticus* či *Nardus stricta* a na mnoha místech je vegetace degradována expanzí *Phalaris arundinacea*.

Průměrné pH u vytyčených ploch je 6; průměrná hodnota konduktivity 119  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Hladina spodní vody silně kolísá v rámci let i roční doby (průměr 31 cm). Dle místních obyvatel není o lokalitu pečováno již 17 let. Naposledy bylo území pokoseno v roce 1985 a od té doby leží ladem.

### **Dolní Bory**

K. ú. Dolní Bory, Bory, okres Žďár nad Sázavou; Nad Horníkem, niva drobného potoka mezi severním okrajem obce a lesem, 530 m n. m.

U severního okraje obce Dolní Bory leží výjimečné slatiniště, v jehož podloží je hadec. Tato slatinná louka se nachází v nivě drobného potoka ústícího do rybníka Horník. Unikátní vegetace degraduje následkem silné expanze *Phragmites australis*, přesto se v jeho podrostu drží fragmenty silně degradované fáze vegetace svazu *Sphagno warnstorffii-Tomentypnion nitentis*. Na poměrně velké ploše zde dominuje mech *Tomentypnum nitens*. Mezi další časté mechy patří *Climacium dendroides*, *Cirriphyllum piliferum*, *Calliergonella cuspidata*. Další druhy jsou *Bryum pseudotriquetrum*, *Brachythecium rivulare*, *Rhytidiadelphus squarrosus* či *Thuidium recognitum*.

Jak již bylo zmíněno, na lokalitě dominuje především druh *Phragmites australis* (který po zásahu rapidně ustoupil), dále je časté *Geum rivale* a *Carex nigra*. Běžně najdeme také druhy jako *Carex rostrata*, *Valeriana dioica*, *Cirsium palustre*, *Molinia coerulea* či *Briza media*. Vyskytují se zde regionálně vzácné druhy cévnatých rostlin, jako např. *Blysmus compressus* či *Carex distans*. V pokusných plochách se po zásahu objevil druh *Parnassia palustris*, který před zásahem na lokalitě nebyl zaznamenán.

Průměrné pH u vytyčených ploch je 6,6; průměrná hodnota konduktivity 287,  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Hladina spodní vody silně kolísá v rámci let i roční doby (průměr 26 cm). Vlastník pozemku seč lokality nezajišťuje, takže je již 11 let bez managementu.

### **Nad Svitákem**

K. ú. Milíčov u Jihlavy, Milíčov, okres Jihlava; Nad Svitákem, komplex rašelinných a vlhkých luk podél Milíčovského potoka, cca 1 km VSV od středu obce Milíčov, 630 m n. m.

Lokalita Nad Svitákem je stanoviště, na kterém se nachází mnoho vzácných druhů cévnatých rostlin (např. *Triglochin palustre*) i mechorostů (např. *Calliergon giganteum*). Nyní je sice značně ochuzené, ale stále poměrně významné. Problémem je eutrofizace spojená s degradací a až do nedávné doby bylo zarůstání náletem dřevin. Lokalita je poměrně rozlehlá a značně heterogenní

a jen část tvoří luční porosty (Juříčková 2012). Je významná výskytem mechu *Hamatocaulis vernicosus*, druhu zařazeného v příloze evropské směrnice o ochraně přírodních stanovišť. Už několik vegetačních sezón zde probíhá sledování jeho populace (Štechová 2005a, Štechová 2005b, Štechová & Štech 2009).

Další zachovalejší luční plochy představují přechodnou vegetaci blízkou asociacím *Angelico sylvestris-Cirsietum palustris* a *Caricetum nigrae*. Tyto porosty byly následkem dlouhodobé absence managementu ohroženy zarůstáním druhu *Filipendula ulmaria* a *Calamagrostis epigeios*. V místech, kde je zde mechové patro druhově nejbohatší, dominují mechorosty *Plagiomnium elatum*, *Sphagnum warnstorffii* a *Tomentypnum nitens*. Další druhy jsou: *Plagiothecium denticulatum*, *Cirriphyllum piliferum*, *Calliergonella cuspidata*, *Brachythecium rivulare*, *Aulacomnium palustre*, *Sphagnum flexuosum*, *Pseudocampylium radicale*, *Straminergon stramineum*. V bylinném patře převažují druhy *Carex panicea* a *Filipendula ulmaria*. Dále zde rostou *Carex nigra*, *C. rostrata*, *C. echinata*, *Eriophorum angustifolium*, *Juncus conglomeratus*, *Potentilla palustris*, *Valeriana dioica*.

Průměrné pH u vytyčených ploch je 6,0; průměrná hodnota konduktivity 287  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Hladina spodní vody silně kolísá v rámci let i roční doby (průměr 29 cm). Lokalita byla ponechána ladem přes 40 let, ale je značně perspektivní, zejména protože byla v létě roku 2012 po dlouhé době obnovena praktická péče, část lokality pokosena, značná část náletů odstraněna a jedná se o vyhlášení jako PR.

### **Otín u Stonařova**

K. ú. Otín u Stonařova, Otín, okres Jihlava; Kružíkova louka, malé prameniště v luční enklávě mezi lesy, 1,7 km SZ od středu obce, 580 m n. m.

Kružíkova louka je rozsáhlá luční enkláva mezi lesy. Jedna z nejvlhčích částí louky, na jejíž části byl založen experiment, se nachází na severovýchodním okraji tohoto území.

Jedná se o silně zamokřený a zrašelinělý úsek louky z jedné strany obklopený smrkovým lesem. Část prameniště je zarostlá vrbami a nízkými smrčky. V současné době zůstávají v této části fragmenty vegetace svazu *Caricion canescentis-nigrae*. V místě experimentu se zachoval poměrně rozsáhlý porost druhu *Sphagnum warnstorffii*. Mechové patro je poměrně homogenní. Převažují zde rašeliníky jako *Sphagnum flexuosum* a *Sphagnum teres*. Mezi rašeliníky najdeme vtroušeně druhy jako je *Aulacomnium palustre*, *Straminergon stramineum*, *Plagiomnium ellipticum* či *Brachythecium rivulare*.

V bylinném patře dominuje *Carex nigra*, hojná je rovněž *Viola palustris*. Dále zde rostou např. *Carex panicea*, *Lysimachia vulgaris* či *Valeriana dioica*. Průměrné pH na prameništi je 5,4; průměrná hodnota konduktivity 247  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Hladina spodní vody silně kolísá v rámci let i roční doby (průměr 25cm).

Centrální část enklávy je v současnosti zjevně minimálně jednou za dva až tři roky kosená, ale okrajové části včetně zmíněného prameniště nikoliv, protože na užití mechanizace je zde louka příliš podmačena. Ač byl kontaktován vlastník, neposkytl uspokojivou odpověď ohledně délky doby, po jakou je lokalita bez péče. Je jasné, že lokalita se v posledních letech nekosí.

### **Radešínská Svratka**

K. ú. Radešínská Svratka, okres Žďár nad Sázavou; Na Hájích, nedávno zalesněné slatiniště v bočním údolí 1,5 km SSV od kostela v obci, 580 m n. m.

Lokalita u Radešínské Svratky je malé, ale druhovým složením unikátní slatiniště. Donedávna zde byly například bohaté populace druhů *Trichophorum alpinum* a *Triglochin palustre*.

Před dvanácti lety byla lokalita zalesněna smrkem. Na nejvlhčích místech se smrkovým sazenicím příliš nedaří, díky čemuž zůstal uprostřed výsadby palouk, na němž se stále daří vzácným druhům. Lokalita však stále více zarůstá nejen smrkem, ale také olší.

Kolem roku 2000 byl v blízkosti vystavěn zdroj vody pro obec. Stavba byla řádně povolena okresním úřadem Žďár nad Sázavou a dokonce existuje i vyjádření orgánu ochrany přírody, které prohlašuje, že se v území žádné význačné přírodní hodnoty nenachází. Pokud nenastane nějaká změna, lokalita postupně zanikne.

Vegetace patří do svazu *Sphagno warnstorffii-Tomentypnion nitentis*, přičemž se jedná o přechody mezi asociací *Campylio stellati-Trichophoretum alpini* a *Sphagno warnstorffii-Eriophoretum latifolii*. Mechové patro je velice druhově bohaté. Daří se zde druhům jako *Tomentypnum nitens*, *Sphagnum warnstorffii*, *Breidleria pratensis*, *Campylium stellatum*, *Calliergonella cuspidata*, *Bryum pseudotriquetrum*. V nižších pokryvnostech tu rostou druhy jako *Scorpidium cossonii*, *Paludella squarosa*, *Sphagnum teres*, *S. contortum*, *Plagiomnium elatum* či *Fissidens adiantoides*. Dominanty bylinného patra jsou *Carex panicea* a *C. nigra*. Dost hojný je rovněž druh *Valeriana dioica*. Dále zde rostou druhy *Carex flava*, *Eriophorum angustifolium*, *Juncus articulatus*, *Danthonia decumbens*.

Na mnoha místech stále vytrvává *Trichophorum alpinum* a rovněž *Drosera rotundifolia*.

Průměrné pH u vytyčených ploch je 5,9; průměrná hodnota konduktivity 133  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Hladina spodní vody silně kolísá v rámci let i roční doby (průměr 26 cm). S extenzivním obhospodařováním louky se skončilo již nejméně před 20ti lety.

### **Sklené nad Oslavou**

K. ú. Sklené nad Oslavou, okres Žďár nad Sázavou; rašelinná louka pod hrází rybníka Malý Podvesník na SZ okraji obce, vpravo od silnice na Ostrov nad Oslavou, 548 m n. m.

Tato poměrně rozlehlá rašelinná louka pod hrází rybníka Malý Podvesník dlouhodobě degraduje vlivem expanze *Calamagrostis canescens*. Postupně zde mizí poslední zbytky populací

vzácnějších mechorostů i cévnatých rostlin (*Parnassia palustris*, *Menyanthes trifoliata*, *Carex diandra*). V současnosti lze tyto porosty řadit spíše do vegetace vysokých ostřic svaz *Magno-Caricion elatae* (asociace *Caricetum diandrae*), které představují degradační fázi rašelinné louky v minulosti pravděpodobně svazu *Caricion canescenti-nigrae* (asociace *Agrostio caninae-Caricetum diandrae*).

Dominantou značně chudého mechového patra jsou *Breidleria pratensis* a *Calliergonella cuspidata*. Vyskytují se zde dále mechorosty jako je *Brachythecium mildeanum*, *Plagiomnium ellipticum*, *Cirriphyllum piliferum*, *Rhytidiadelphus squarrosus*.

V bylinném patře dominuje jednoznačně *Calamagrostis canescens*, místy je dost hojná *Carex rostrata* či *Carex diandra*. Cévnaté rostliny jako *Eriophorum angustifolium*, *Fillipendula ulmaria*, *Viola palustris*, *Lathyrus pratensis*, *Lysimachia vulgaris*, nebo *Equisetum palustre* rostou na lokalitě v malých pokryvnostech.

Průměrné pH u vytyčených ploch je 6,1; průměrná hodnota konduktivity 717  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Hladina spodní vody silně kolísá v rámci let i roční doby (průměr 6 cm). Louka leží ladem nejméně 20 let, dle vlastníka už 40 let.

### **Vlásenice u Pelhřimova**

K. ú. Vlášence u Pelhřimova, Pelhřimov, okres Jihlava; Za stráží, zbytek z rozsáhlých rašelinných luk nad rybníkem, 1,4 km JV od středu obce, 570 m n. m.

Mezi rybníkem a zemědělskými plochami stále vytrvávají zbytky rašelinných luk. Jde o pozůstatek rozsáhlé plochy rašelinných luk nad rybníkem Za stráží, která byla zmeliorována, rozorána a převedena na kulturní louky. Naštěstí nebyly přímo zničeny plochy na nejvydatnějších prameništích, ale v současnosti jsou ve fázi silné degradace a ohroženy expanzí *Calamagrostis epigeios*.

Ve fragmentech, kde je ještě druhově bohaté mechové patro, se dosud poměrně hojně vyskytují významné druhy mechů jako *Tomentypnum nitens* a *Breidleria pratensis*. Vegetace zde patří do svazu *Sphagno warnstorffii-Tomentypnion nitentis* (*Sphagno warnstorffii-Eriophoretum latifolii*). Dominující druhy v mechovém patře jsou *Aulacomnium palustre*, *Brachythecium rivulare*, *Sphagnum teres* a *Calliergonella cuspidata*. Další druhy jsou, kromě již zmíněných, například *Bryum pseudotriquetrum*, *Chiloscyphus profundus* či *Pseudocampylium radicale*. Bylinnému patru dominují *Carex panicea* a *C. rostrata*, další druhy jsou např. *Valeriana dioica*, *Tephrosia crispa*, *Luzula multiflora* či *Myosotis palustris*.

Průměrné pH u vytyčených ploch je 6,1; průměrná hodnota konduktivity 172  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Hladina spodní vody silně kolísá v rámci let i roční doby (průměr 23 cm). Lokalita byla naposledy kosena před 30ti lety.

## 2.4 Žďárské vrchy

### Borová

K. ú. Borová u Poličky, Borová, okres Svitavy; Blatina, louka 0,5 km SZ od kóty Betlémský kopec (741 m), 700 m n. m.

Tato izolovaná luční enkláva se nachází o osady Blatina nedaleko komunikace spojující obci Borová u Poličky a Telecí. V minulosti byla součástí pravidelně extenzivně sečených luk a zbytky rašelinné vegetace napovídají, že zde pravděpodobně bývala rašelinná louka blízka svazu *Caricion canescenti-nigrae*. Poté, co se přestala kosit, zde došlo k posunu vegetace k pcháčovým loukám svazu *Calthion*. Vegetace odpovídá asociaci *Angelico sylvestris-Cirsietum palustris* (Peterka 2010).

Mechové patro je značně omezováno patrem bylinným a jeho dominantu tvoří druhy *Climacium dendroides*, *Cirriphyllum piliferum*, *Rhytidiadelphus squarrosus* a *Calliergonella cuspidata*. Roztroušeně se zde vyskytují i cennější druhy jako *Breidleria pratensis* či *Aulacomnium palustre*. V nejzachovalejších místech lokality dominují druhy jako *Carex panicea*, *C. echinata*, *Nardus stricta*, *Holcus lanatus*. Místy zde dále roste např. *Deschampsia caespitosa*, *Crepis paludosa* či *Angelica sylvestris*. Degradovanější okraje louky značně zarůstají druhem *Chaerophyllum hirsutum*. Průměrné pH u vytyčených ploch je 5,8; průměrná hodnota konduktivity 92  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Hladina spodní vody silně kolísá v rámci let i roční doby (průměr 36 cm). Posledních 8 let se lokalita nekosí.

### Jeníkov

K. ú. Kameničky, Jeníkov, okres Chrudim; zbytky rašelinných luk, jejichž středem vede hluboký odvodňovací kanál, uprostřed cípu lesa 1,2 km JV od středu obce, 632 m n. m.

V cípu lesa v blízkosti obce Jeníkov leží rašelinná louka s prameništi, která byla v nedávné době odvodněna hlubokým melioračním příkopem. Přestože je louka zmeliorovaná a část luk byla přibližně před sedmi lety zalesněna smrkem, nachází se zde stále ještě několik mikrostanovišť s bohatším mechovým patrem zřejmě jde o silně degradované zbytky vegetace svazu *Sphagno warnstorffii-Tomentypnion nitentis*. Většinu vegetace lze však zařadit spíše do svazu *Calthion* (asociace *Angelico sylvestris-Cirsietum palustris*).

Zejména dva fragmenty vegetace, z nichž jeden se nachází přímo na břehu meliorační strouhy, jsou bohaté na druhy mechorostů. Hojně zde rostou například druhy *Tomentypnum nitens*, *Aulacomnium palustre* nebo *Climacium dendroides*. Z dalších druhů jsou to například *Pseudocampyllum radicale*, *Straminergon stramineum* či *Plagiomnium elatum*.

Na některých místech tvoří dominantu rašelínky *Sphagnum warnstorffii*, *S. flexuosum*, *S. teres*, velice ojediněle zde roste i *S. contortum*. Bylinné patro je značně druhově bohaté, dominanty představují *Briza media*, *Carex nigra*, místy *Succisa pratensis*. Mezi další druhy patří



*Scorzonera humilis*, *Carex hartmanii*, *Equisetum arvense*, *Carex panicea*, *Tephroses crista* a mnoho dalších běžných druhů rašelinných a pcháčových luk. Dosud se zde vyskytují nejen vzácné mechorosty, ale i cévnaté rostliny, jako například *Parnassia palustris* či *Dactylorhiza majalis*.

Průměrné pH u vytyčených ploch je 6,3; průměrná hodnota konduktivity 180  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Hladina spodní vody silně kolísá v rámci let i roční doby (průměr 32 cm). Louka se dle vyjádření místních obyvatel kosila naposledy před 25 lety.

### **Pustá Rybná**

K. ú. Pustá rybná, okres Svitavy; Louka pod požární nádrží, 0,5 km z od kóty Blatinský kopec (731 m), 650 m n. m.

Plošně nevelké zbytky rašelinných a pcháčových luk se nachází uprostřed osady Pustá Rybná. Leží mezi soukromými zahradami a požární nádrží, z níž vytéká potok zásobující lokalitu vodou. V minulosti zde vegetace byla pravděpodobně druhově bohatší a mechové patro rozvinutější. V současnosti je zde však patrná silná degradace v důsledku absence péče a pravděpodobně i vyššího přísunu živin. Na lokalitě jsou již poměrně vzrostlé nálety olše. I když se zde dříve pravděpodobně vyskytovala vegetace svazu *Caricion canescenti-nigrae* (na což poukazují zbytky mechového patra), nyní se jedná o vlhké pcháčové louky svazu *Calthion*. Vegetace odpovídá asociaci *Angelico sylvestris-Cirsietum palustris* (Peterka 2010).

V případě mechorostů je zde jediným hojnějším druhem *Breidleria pratensis*, ale i v jeho případě jsou pokryvnosti malé. V mizivých pokryvnostech zde pak rostou druhy *Aulacomnium palustre*, *Brachythecium rivulare*, *Cirriphyllum piliferum*, *Rhytidiadelphus squarrosus*, *Sphagnum teres* a *Thuidium recognitum*. Po zavedení seče se na pokusných plochách objevil druh *Philonotis fontana*, který nebyl na lokalitě na počátku pokusu zaznamenaný.

Bylinnému patru dominuje jednoznačně *Carex nigra* a to z 80 - 95%. Ostatní druhy jako *Carex panicea*, *Bistorta major*, *Tephroses crista*, *Sanguisorba officinalis*, *Crepis paludosa* nebo *Eriophorum angustifolium* jsou přítomny jen v malých pokryvnostech.

Průměrné pH u založených ploch je 5,5; průměrná hodnota konduktivity 64  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Hladina spodní vody silně kolísá v rámci let i roční doby (průměr 19 cm). Lokalita se dle vyjádření místních obyvatel nekosí již 30 let.

### **Vortová**

K. ú. Vortová, okres Chrudim; Rašelinné louky pod hřbitovem, 0,3 km SV od středu obce, 629 m n. m.

Na svahu pod hřbitovem leží poměrně rozsáhlé prameniště s rašelinnými čoučkami ze severu ohraničené drobným potokem. Na většině míst je zde vegetace svazu *Sphagno warnstorffii-*

*Tomentypnion nitentis* - asociace *Sphagno warnstorffii-Eriophoretum latifolii*, místy přechází na bazičtějších mikrostanovištích až do asociace *Campylio stellati-Trichophoretum alpini*.

Mechovému patru dominují druhy *Sphagnum warnstorffii*, *Tomentypnum nitens*, *Sphagnum teres*, *Campylium stellatum*, *Calliergonella cuspidata*, *Breidleria pratensis*. V malých pokryvnostech se zde vyskytují také druhy *Straminergon stramineum*, *Aulacomnium palustre*, *Bryum pseudotriquetrum*.

Hojně zde rostou cévnaté rostliny jako je *Carex panicea*, *Eriophorum angustifolium* či *Sanguisorba officinalis*. Další druhy jsou *Carex dioica*, *Valeriana dioica*, *Lysimachia vulgaris*, *Peucedanum palustre*, *Calamagrosis epigeios*.

Průměrné pH u vytyčených ploch je 6,1; průměrná hodnota konduktivity 129  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Hladina spodní vody silně kolísá v rámci let i roční doby (průměr 22 cm). Lokalita je dlouhodobě bez péče, nejméně dvacet let se už nekosí.

## **2.5 Shrnutí charakteristiky lokalit**

Lokality, vybrané pro provádění manipulativních experimentů, byly v minulosti druhově rozmanitými rašelinnými louky s bohatým mechovým patrem. Na všech býval dlouhodobě uplatňován extenzivní management a na každé z nich byl nalezen alespoň jeden ze tří cílových druhů charakteristických pro rašelinné louky. *Sphagnum warnstorffii* a *Tomentypnum nitens* jsou diagnostickými druhy pro svaz *Sphagno warnstorffii-Tomentypnion nitentis* (Chytrý et al. 2011) a většina ploch, kde byl prováděn experiment, je vegetačně blízká tomuto svazu. Jelikož mezi lokalitami jsou menší či větší rozdíly v rozloze, nadmořské výšce, ve výšce hladiny spodní vody, v hodnotách naměřeného pH a konduktivity (Příloha č. 2), v délce absence kosení (Tab. 4) i v míře ovlivňování lidskou činností, nelze předpokládat, že vegetace bude naprosto srovnatelná. V současné době jsou lokality v různé fázi degradace v důsledku ukončení managementu. Kvalita i rozsah vegetace na některých z nich jsou si navzájem hodně podobné, na jiných méně. Na části lokalit jsou zaznamenávány údaje z poměrně zachovalých, cenných a v několika případech i rozlehlých porostů rašelinných luk (např. Házlův kříž, Křišťanovický rybník, Vortová), jinde se naopak jedná o pouhé fragmenty původní vegetace, roztroušené v plochách již značně degradovaných (např. Hladov, Jeníkov) nebo dokonce o plošně zanedbatelný zlomek rašelinné louky zasazený do okolní zemědělsky využívané krajiny (Vlásenice u Pelhřimova).

Tab. 3 Vegetační charakteristika pokusných ploch na lokalitách.

lokality	vegetační jednotka
Pustá Rybná	sv. <i>Calthion</i> - as. <i>Angelico sylvestris-Cirsietum palustris</i>
Borová	sv. <i>Calthion</i> - as. <i>Angelico sylvestris-Cirsietum palustris</i>
PP Pasecká slať	sv. <i>Calthion</i> - as. <i>Angelico sylvestris-Cirsietum palustri</i> (deg. fáze), sv. <i>Sphagno warnstorffii-Tomentypnion nitentis</i> (fragmenty)
Nad Svitákem	sv. <i>Calthion</i> - as. <i>Angelico sylvestris-Cirsietum palustris</i> (deg. fáze), sv. <i>Caricion canescenti-nigrae</i>
Jeníkov	sv. <i>Calthion</i> - as. <i>Angelico sylvestris-Cirsietum palustri</i> (převážně), sv. <i>Sphagno warnstorffii-Tomentypnion nitentis</i> (fragmenty)
Sklené nad Oslavou	sv. <i>Magno-Caricion elatae</i> - as. <i>Caricetum diandrae</i>
Hladov	sv. <i>Caricion canescenti-nigrae</i> , sv. <i>Calthion</i> - as. <i>Angelico sylvestris-Cirsietum palustri</i> (deg. fáze)
Otín u Stonařova	sv. <i>Caricion canescenti-nigrae</i>
PP Račinské prameniště	sv. <i>Caricion canescenti-nigrae</i> , sv. <i>Sphagno warnstorffii-Tomentypnion nitentis</i>
PP Házlův kříž	sv. <i>Sphagno warnstorffii-Tomentypnion nitentis</i>
Křišťanovický rybník	sv. <i>Sphagno warnstorffii-Tomentypnion nitentis</i>
Vlásenice u Pelhřimova	sv. <i>Sphagno warnstorffii-Tomentypnion nitentis</i>
Františky	sv. <i>Sphagno warnstorffii-Tomentypnion nitentis</i>
Radešínská Svratka	sv. <i>Sphagno warnstorffii-Tomentypnion nitentis</i> : as. <i>Campylio stellati-Trichophoretum alpini</i> a as. <i>Sphagno warnstorffii-Eriophoretum latifolii</i> (přechody)
Vortová	sv. <i>Sphagno warnstorffii-Tomentypnion nitentis</i> : as. <i>Campylio stellati-Trichophoretum alpini</i> a as. <i>Sphagno warnstorffii-Eriophoretum latifolii</i> (přechody)
Dolní Bory	sv. <i>Sphagno warnstorffii-Tomentypnion nitentis</i>

Vlivem absence hospodaření je vegetace na některých loukách v pokročilejší fázi zapojení porostu a mechového patra je zde výrazně redukováno. Tyto louky jsou vlivem degradace formačně bližší vlhkým pcháčovým loukám svazu *Calthion* a už je ani nelze zařadit do některého ze svazů rašeliništní vegetace.

Jak je vidět z tabulky č. 3, v této fázi se nachází zhruba třetina vybraných lokalit, přičemž na některých z nich jsou ještě stále zachovalejší fragmenty jednoho z rašeliništních svazů. Přibližně na třetině lokalit jsou porosty svazu *Caricion canescenti-nigrae* v různé fázi degradace, obvykle jde však jen o zbytky v porovnání s okolní vegetací. Rovněž na lokalitách, kde je zaznamenán svaz *Sphagno warnstorffii-Tomentypnion nitentis*, jde často o plošně nevelké území, postupně přerůstající a vytlačované okolní vegetací. Asociace s výskytem vzácnějších na bázi náročnějších „hnědých“ mechů se nacházejí pouze na lokalitách Nad Svitákem, Vortová a Radešínská Svratka.

Lokality postihují škálu mikrostanovišť s podmínkami, jaké mohou na rašelinných loukách po ukončení extenzivního managementu nastat a v nichž se vyskytují cílové druhy. Představují tak adekvátní vzorek pro provedení manipulativního experimentu, který zkoumajá vliv obnovení péče na konkrétní druhy mechorostů.

Tab č. 4 Přehled lokalit a doby, jak dlouho jsou ponechány bez péče.

<b>lokality</b>	<b>doba ponechání bez péče</b>
Borová	8
Dolní Bory	8
Otín u Stonařova	>10*
Františky	12
Hladov	17
Radešínská Svratka	20
Vortová	20
Jeníkov	25
Pustá Rybná	30
Sklené nad Oslavou	30
Vlásenice u Pelhřimova	30
Nad Svitákem	40
PP Házlův kříž	50
Křišťanovický rybník	50
PP Pasecká slat'	50
PP Račínské prameniště	50

\*Ač byl kontaktován vlastník, neposkytl uspokojivou odpověď. To naznačuje, že lokalita je pravděpodobně bez péče delší dobu.

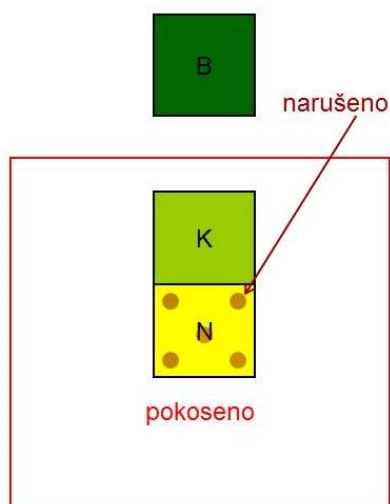
## 3 Metodika

### 3.1 Výběr zkoumaných lokalit a pokusných ploch, sběr dat

Byly zvoleny tři cílové druhy mechů, které rostou na rašelinných loukách, v současné době jejich stanovišť ubývá a dle terénních zkušeností patří mezi druhy, které se často vyskytují na loukách, kde je uplatňována extenzivní péče, nikoliv však na loukách bez managementu: *Breidleria pratensis*, *Sphagnum warnstorffii* a *Tomentypnum nitens*. Bylo vybráno 16 lokalit, na kterých některé z těchto druhů rostou, a které v současné době nejsou obhospodařovány a jsou ponechány samovolnému vývoji. Jedná se o rašelinné louky v oblastech Šumavy, Předšumaví a Českomoravské vrchoviny. Vegetace zvolených lokalit má charakter rašelinných luk - tedy polopřirozené slatiništní louky s určitým stupněm zrašelinění půdy, jež postupně přecházejí v rašeliniště nebo v jiné typy vlhkých luk. Obvykle je možné zařadit vegetaci přítomnou v blocích do jednoho z těchto svazů: *Sphagno warnstorffiani-Tomentypnion*, *Caricion canescentis-nigrae*.

V rámci lokalit byly vytyčeny pokusné plochy pro ty cílové druhy (zeměpisné souřadnice ploch viz Příloha č. 6), které se zde nacházely. Pro jeden druh na jedné lokalitě byly vždy zvoleny dva pokusné bloky. Pokud to bylo možné, byly založeny bloky společně pro více než jeden druh (Tab. 4).

Jeden pokusný blok se sestává ze tří pokusných ploch o rozměrech 0,5 × 0,5m. Každá plocha v bloku byla určena pro provádění jiného typu managementu.



Obr. 2 Znázornění způsobu založení pokusných ploch. B – bez zásahu, K – koseno, N – koseno + narušováno + odstraněna stařina, červené orámování – pokosená oblast.

Plocha k (viz Obr. 2) byla po následující 3 roky (rok 2010, 2011 i 2012) kosena srpem. Byla pokosena nejen samotná plocha, ale i bezprostřední okolí (cca 1m), aby čtverec nebyl stíněn okolní vegetací. Čtverec N (viz Obr. 2) byl na začátku pokusu nejen pokosen, ale byla zde i odstraněna stařina a provedeno narušení drnu motyčkou na pěti určených a vždy stejných místech (vyvořeno 5 gapů o rozměrech 5-10cm), v následujících letech byl čtverec již jen kosěn srpem. Velikost populací na lokalitách většinou nepostačovala pro založení 4 pokusných čtverců v jednom bloku a z toho důvodu byly odstranění stařiny a narušení provedeny dohromady v jednom pokusném čtverci. Čtverec B (viz Obr. 2) byl ponechán bez zásahu jako kontrolní.

Původně bylo vytyčeno 22 pokusných bloků pro druhy *Breidleria pratensis* a *Tomentypnum nitens* a 20 pokusných bloků pro druh *Sphagnum warnstorffii*. V průběhu pokusu byly tři lokality vyřazeny, protože plochy byly nenávratně poškozeny zvěří. Výsledkem je 16 pokusných bloků pro druh *Breidleria pratensis*, 20 pokusných bloků pro druh *Sphagnum warnstorffii* a 20 pokusných bloků pro druh *Tomentypnum nitens*. Pro experiment byly zvoleny pouze lokality, kde populace cílových druhů byla dostatečně velká na to, aby zde mohly být založeny dva bloky. Plochy byly vybírány tak, aby se cílový druh nacházel ve všech třech pokusných plochách bloku a aby kontrola byla dostatečně blízko plochám s managementem (do 2 m).

Tab. 5 Počty pokusných ploch založených pro jeden či společně pro více cílových druhů.

lokality	BrePra	SphWar	TomNit	BrePra + SphWar	BrePra + TomNit	SphWar + TomNit	BrePra + SphWar + TomNit
Borová	6						
Dolní Bory			6				
Františky				6			
PP Házlův kříž		3	3			3	
Hladov			6				
Jeníkov		3	3			3	
Křišťanovický rybník	3	6	3		3		
Nad Svitákem		4	4			2	
Otín u Stonařova		6					
Pustá Rybná	6						
PP Pasecká slať		6					
PP Račínské		6	6				
Radešínská Svratka	6					6	
Sklené nad Oslavou	6						
Vlásenice	1		1		5		
Vortová	3					3	3
Celkový počet ploch	31	34	32	6	8	17	3

V sadě pokusných bloků každého druhu tvořily většinu bloky založené pouze pro jeden ze studovaných druhů. Ačkoliv se totiž druhy často vyskytují na stejné lokalitě, nejsou vždy v jednom místě v dostatečné pokryvnosti pro založení bloku se třemi pokusnými čtverci, bloky tedy byly někdy založeny v různých částech lokality (např. *Breidleria pratensis* je na pěti lokalitách z osmi na lokalitě ještě s jiným cílovým druhem), často byla dostatečně velká populace pouze jednoho z více přítomných druhů.

Na jedné lokalitě nebo v jednom společném bloku se častěji vyskytovaly druhy *Sphagnum warnstorffii* a *Tomentypnum nitens*. Druh *Breidleria pratensis* byl s jedním nebo oběma druhy přítomen pouze v 6 pokusných blocích z 16.

Byly pořízeny fytoocenologické snímky všech pokusných ploch v roce 2010 a v roce 2012. Pokryvnosti druhů cévnatých rostlin a mechorostů byly zaznamenány v procentech. Tabulka jednotlivých fytoocenologických snímků mechorostů je uvedena v Příloze č. 7. Většina druhů byla determinována přímo v terénu za pomoci botanické lupy, některé druhy mechorostů byly dourčeny v laboratoři za pomoci stereomikroskopu nebo mikroskopu.

O každé lokalitě bylo od vlastníků, obecního úřadu či zemědělského družstva zjištěno, jak dlouho je ponechána bez péče. Délky doby ponechání bez péče jsou uvedeny v Tabulce 4.

Pro každý pokusný blok byly měřeny hodnoty pH a konduktivity za pomoci přenosných přístrojů Vario pH, Cond 31,5i WTW (Německo). Byla měřena rovněž okamžitá výška hladiny spodní vody. Pro toto měření byla v blízkosti každého bloku zapuštěna perforovaná plastová trubka o průměru 2,5 cm s měřicí tyčkou uvnitř a po ustálení byla výška hladiny spodní vody změřena. Vzhledem k velké heterogenitě terénu bylo někdy náročné určit, kde je povrch, vůči kterému má být výška hladiny podzemní vody měřena. Za směrodatné byly považovány porosty cílových druhů. V případě, že se druh vyskytoval ve snímku jak v bultu, tak ve šlenku, byla za povrch považována střední vzdálenost mezi hloubkou šlenku a výškou bultu. Průměry z naměřených hodnot pH, konduktivity a výšky hladiny spodní vody pro každou lokalitu jsou uvedeny v Příloze č. 3. Tyto hodnoty byly v roce 2010 měřeny v době pořizování fytoocenologických snímků. V roce 2011 bylo měření prováděno dvakrát – v dubnu a v červnu a v roce 2012 rovněž dvakrát – v červenci a v srpnu.

V roce 2011 bylo rovněž měřeno kolísání hladiny spodní vody během sezóny metodou odbarvení PVC pásky (Belyea 1999; Navrátilová & Hájek 2005). Bohužel se

ukázalo, že mnoho lokalit má příliš nevyrovnaný vodní režim pro zvolenou metodu měření. Protože výsledky byly nekompletní, nebylo s nimi dále pracováno.

Kromě fytoecologických snímků jednotlivých čtverců byl z každé plochy pořízen také co nejpřesnější náčrtek současného rozložení jednotlivých druhů mechorostů ve čtverci na počátku pokusu v roce 2010 a na jeho konci v roce 2012 po třech sezónách kosení. Tyto mikromapy byly zaznamenány na milimetrový papír a poté převedeny do digitální podoby v programu ArcGis a dále statisticky zpracovány (viz kapitola 2.2). Porovnání těchto dvou mikromap, pořízených v dvouletém odstupu sloužilo k získání přesnějších údajů o vlivu jednotlivých typů managementu na cílové druhy.

Veškerá nomenklatura a kategorie ohrožení mechorostů byla sjednocena podle práce Kučera et al. (2012), nomenklatura cévnatých rostlin podle práce Kubát et al. (2002).

Nomenklatura syntaxonů byla sjednocena podle práce Chytrý et al. (2011).



## **3.2 Statistické zpracování dat**

### **3.2.1 Vliv zásahu na změnu pokryvnosti mezi lety 2010 a 2012**

Změna v pokryvnosti druhů byla ve statistických modelech vyjádřena jako  $\log(X_{2012} / X_{2010})$ , přičemž  $X$  = pokryvnost daného cílového mechorostu ve snímkové ploše.

Na této škále představují negativní hodnoty úbytek druhu, pozitivní hodnoty zvýšení jeho pokryvnosti.

Nejprve bylo zjišťováno, zda má zásah vliv na změnu pokryvnosti cílových druhů na plochách mezi lety 2010 a 2012. Byla provedena analýza variance za pomoci obecných lineárních modelů (nested design). Faktor blok byl vnořen do faktoru lokalita a oba faktory byly považovány za faktor s náhodným efektem. Grafy zobrazující rozdíly pokryvností pro jednotlivé druhy v závislosti na typu zásahu byly vytvořeny na základě nelogaritmovaných dat.

Dále bylo u všech tří druhů zjišťováno, zda některá z dalších měřených proměnných prostředí má vliv na změnu pokryvnosti mezi lety 2010 a 2012. V případě, že některá z proměnných prostředí měla průkazný vliv na změnu pokryvnosti, byl také pomocí zobecněného lineárního modelu se smíšenými efekty (GLMM) testován parciální efekt zásahu, navíc k vlivu vybrané proměnné prostředí, pomocí likelihood-ratio testu (LRT). Jedná se o tyto proměnné: doba ponechání bez péče, pH, konduktivita, výška hladiny spodní vody. Faktor blok byl vnořen do faktoru lokalita a oba faktory byly považovány za faktor s náhodným efektem.

Nakonec byla provedena pro každý druh mnohonásobná porovnání pomocí Dunnetova testu a tak získány údaje o průkaznosti rozdílů mezi jednotlivými typy zásahu.

Byla provedena nepřímá ordinační analýza DCA pro zobrazení rozmístění dvaceti ve snímcích nejpokryvnějších druhů v ordinačním prostoru. Procentuální pokryvnosti druhů byly logaritmičtě transformovány dle rovnice  $y' = \log(100 \cdot y + 1)$ . V této analýze jsou zahrnuty veškeré fytoecologické snímky pořízené pro všechny tři druhy.

### **3.2.2 Vliv zásahu na pravděpodobnosti setrvání, vymizení, expanze cílových druhů**

Digitalizované mikromapy byly převedeny na bodové údaje metodou point-quadrat. Každá mapka byla v programu ArcGis (Esri Inc. 2012) rozdělena na 2500 jednotek dané plochy. Výstupem byly tabulky zaznamenávající přítomnost a nepřítomnost všech druhů mechorostů (nebo nepřítomnost jakéhokoli mechorostu) ve středu každé z 2500 jednotek plochy. Pro každou plochu byla vytvořena tabulka se stavem z roku 2010 a tabulka stavu

v roce 2012. Tyto tabulky se staly vstupními daty pro program *TraVel*, který spočetl pro každou plochu počet případů (počet jednotek plochy), kdy jednotka s cílovým druhem v roce 2010 (*Breidleria pratensis*, *Sphagnum warnstorffii* či *Tomentypnum nitens*) zůstala obsazená stejným druhem, dále počet případů kdy se jednotka s cílovým druhem v roce 2010 změnila v jednotku prázdnou, v jednotku s jiným cílovým druhem, nebo v jednotku s mechorostem ze skupiny „rašeliníky“, „játrovky“, „vrcholoplodé mechy“ či „bokoplodé mechy“. Také byly získány počty případů v ploše, kdy se z jednotky v roce 2010 prázdné či obsazené jiným druhem, stala v roce 2012 jednotka s cílovým druhem. Těchto četností (představujících vybrané části přechodových matic) bylo dále využito v zobecněných modelech se smíšenými efekty (GLMM) pro modelování pravděpodobnosti změn mezi různými typy obsazení bodu v mapě plochy. Vysvětlovaná proměnná byla založena na četnostech změn, s předpokládanou binomickou distribucí (počet případů, kdy zkoumaný jev nastal; počet případů, kdy zkoumaný jev nenastal). Testování vysvětlujícího faktoru s pevným efektem bylo prováděno pomocí likelihood-ratio testu (LRT) pomocí knihovny *lme4* v programu R. Faktor blok byl vnořen do faktoru lokalita a oba faktory byly považovány za faktor s náhodným efektem. Dále byl v modelu zahrnut i faktor *site* (náhodný efekt), představující identitu jednotlivých ploch a umožňující modelovat nadměrnou variabilitu (*overdispersion*). Těmito modely bylo testováno, zda je pravděpodobnost setrvání (a mizení) cílových druhů v jednotkách plochy, v nichž byly druhy přítomny v době založení experimentu, ovlivňována managementem. Další modely zkoumaly vliv managementu na pravděpodobnost expanze cílových druhů do jednotek plochy, které nebyly danými druhy v roce 2010 obsazeny.

Pro každý druh byla provedena také mnohonásobná porovnání pomocí Tukeyho testu a tak získány údaje o rozdílech mezi jednotlivými typy zásahu.

Dále byly vypočítány pravděpodobnosti (a jejich konfidenční intervaly), že cílové druhy setrvají v jednotce plochy, pro jednotlivé typy zásahu a také pravděpodobnosti (a jejich konfidenční intervaly), že cílové druhy obsadí nové jednotky plochy, pro jednotlivé typy zásahu. Pravděpodobnost jevu pro plochy s daným typem zásahu je predikovaná hodnota modelu, která byla transformována inverzní logistickou funkcí dle tohoto vzorce:

$$P = \exp(X)/(1+\exp(X))$$

$$X = \text{intercept modelu (B)} + \text{regresní koeficient modelu pro daný typ zásahu (K či N)}$$

B – bez zásahu, k – koseno, N – koseno + narušováno + odstraněna stařina

P – pravděpodobnost

Ještě lépe vypovídající než pravděpodobnosti, jsou v případě tohoto pokusu hodnoty tzv. relativní změny šance, které příhodně zobrazují poměr hodnot ploch se zásahem vůči hodnotám ploch kontrolních a vystihují tak vliv managementu názorněji. Do grafů proto bylo vyneseno porovnání tzv. relativních šancí (odds ratio, viz McCullagh & Nelder 1989) jevu (setrvání, expanze, nahrazení jinou skupinou) a jejich konfidenčních intervalů pro plochy s daným typem zásahu, které byly získány jako exponenciály regresních koeficientů modelu, kterým byla testována průkaznost jevů.

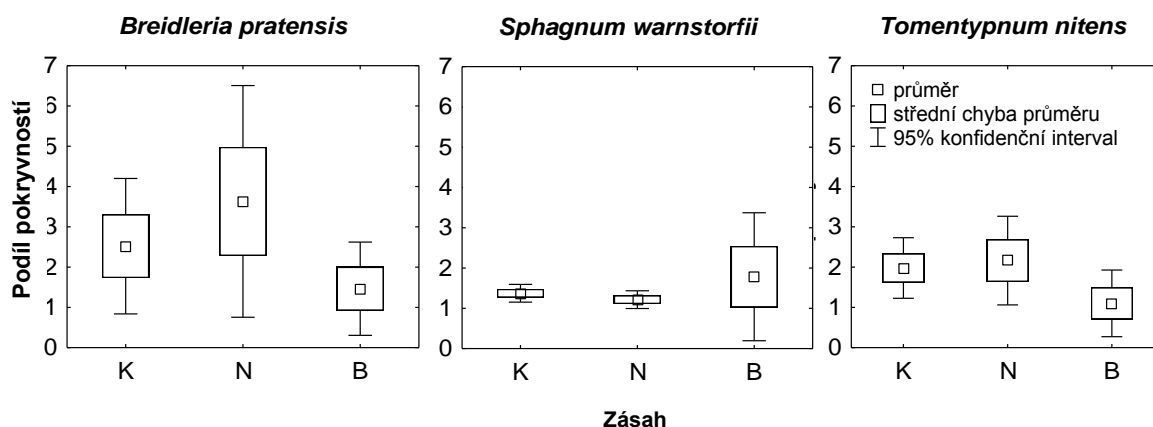
Na základě dat, která vygeneroval program *TraVel*, bylo také znovu testováno, zda má zásah vliv na změnu pokryvnosti cílových druhů na plochách mezi lety 2010 a 2012. Vysvětlovaná proměnná byla založena na podílu jednotek plochy obsazených testovaným cílovým druhem v roce 2012 a 2010. Testování vysvětlujícího faktoru s pevným efektem bylo prováděno pomocí likelihood-ratio testu (LRT) pomocí knihovny *lme4* v programu R. Faktor blok byl vnořen do faktoru lokalita a oba faktory byly považovány za faktor s náhodným efektem. Tento krok byl proveden za účelem porovnání těchto výsledků pocházejících z mikromap s výsledky pocházejícími z odhadovaných pokryvností (testovaných analýzou variance za pomoci obecných lineárních modelů).

Mikromapy byly zdigitalizovány a bylo s nimi pracováno v programu ArcGis (Esri Inc. 2012). Obecné lineární modely byly počítány v programu STATISTICA 10 for Windows (StatSoft 2011), zobecněné lineární modely s náhodnými efekty ve statistickém programu R (R Core Team 2012). Fytocenologická data získaná snímkováním ploch byla analyzována za pomoci mnohorozměrných statistických metod, které byly zpracovávány v programu Canoco for Windows 5 (ter Braak & Šmilauer 2012).

## 4 Výsledky

### 4.1 Vliv managementu na změnu pokryvnosti cílových druhů mezi lety 2010 a 2012

Byl potvrzen pozitivní vliv managementu na změnu pokryvnosti druhů *Breidleria pratensis* a *Tomentypnum nitens*. Na změnu pokryvnosti druhu *Sphagnum warnstorffii* neměl management dle této analýzy průkazný vliv (Obr. 3).



Obr. 3 Zobrazení podílu pokryvnosti cílových druhů mezi lety 2010 a 2012; hodnoty kategorizované dle typu zásahu: K – koseno, N – narušováno, B – bez zásahu.

Bylo hodnoceno analýzou variance za pomoci obecných lineárních modelů (nested design). Grafy byly vytvořeny na základě nelogaritmovaných dat.

a) *Breidleria pratensis*:  $F=3,996$ ;  $p=0,029$ .

b) *Sphagnum warnstorffii*:  $F=1,094$ ;  $p=0,345$ .

c) *Tomentypnum nitens*:  $F=7,428$ ;  $p=0,002$ .

U druhu *Sphagnum warnstorffii* se plochy bez zásahu průkazně neliší od ploch, kde byl proveden některý typ zásahu. V případě druhu *Breidleria pratensis* existuje průkazný rozdíl mezi plochami bez zásahu a plochami, kde bylo prováděno kosení + narušení + odstranění stařiny. Druh *Tomentypnum nitens* naopak průkazně reaguje na oba typy managementu (Tab. 6).

Vliv managementu na změnu pokryvnosti mechového patra v sadě pokusných ploch pro druh *Sphagnum warnstorffii* byl průkazný ( $df=2$ ;  $\chi^2=12,851$ ;  $p=0,002$ ).

Tab. 6 Výsledky Dunnetova testu – prokázány rozdíly mezi změnou pokryvnosti druhu *Tomentypnum nitens* a *Breidleria pratensis* na kontrolních plochách, a pokryvností na plochách se zásahem. K – koseno, N – narušováno. Testováno ve srovnání s plochami B – bez zásahu.

Druh	Typ zásahu	
	K	N

a) Výsledky analýzy na základě odhadovaných pokryvností druhů.

<i>Breidleria pratensis</i>	p=0,134	p=0,016
<i>Sphagnum warnstorffii</i>	p=0,251	p=0,666
<i>Tomentypnum nitens</i>	p=0,004	p=0,003

b) Výsledky analýzy na základě mikromap.

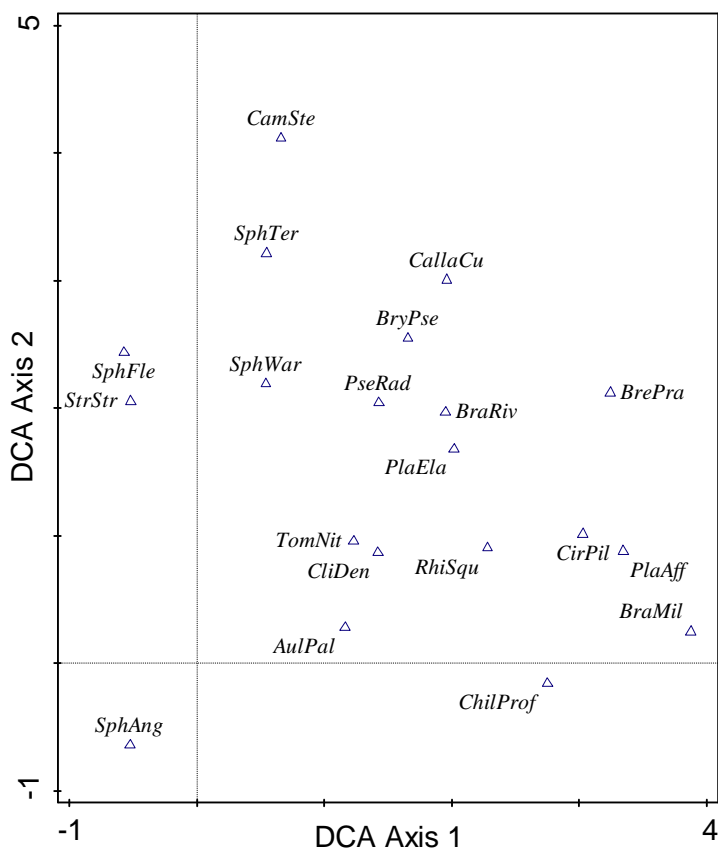
<i>Breidleria pratensis</i>	p=0,009	p<0,001
<i>Sphagnum warnstorffii</i>	p=0,09	p=0,098
<i>Tomentypnum nitens</i>	p=0,002	p=0,001

#### 4.2 Počty druhů v pokusných plochách, charakteristiky prostředí

Na všech 16 lokalitách (262 snímků) bylo na počátku pokusu v roce 2010 zaznamenáno celkem 36 druhů mechů a 6 druhů jätrovek. V roce 2012 to bylo 40 druhů mechů a 5 druhů jätrovek. Po zavedení managementu se na některých lokalitách ojediněle objevily druhy, které se na začátku pokusu v žádné ploše nevyskytovaly, ale s výjimkou druhu *Brachythecium mildeanum*, se jednalo o samé ubikvistické druhy. Kromě toho se zvyšovala frekvence výskytu i pokryvnost dalších mechorostů. Průměrné množství druhů ve snímku na začátku pokusu bylo 6, na jeho konci 6,3 (podrobněji viz Příloha č. 3).

Při ověřování vlivu proměnných prostředí (délka doby bez péče, pH, konduktivita, výška hladiny spodní vody) se ukázalo, že žádná z nich změnu pokryvnosti druhů neovlivňovala.

Nepřímá ordinační analýza DCA zobrazuje rozmístění dvaceti nepokryvnějších druhů v ordinačním prostoru (Obr. 4) a ukazuje, že největší množství vybraných pokryvných druhů je ve snímcích přítomno spolu s druhem *Tomentypnum nitens*, druh *Sphagnum warnstorffii* se poměrně často vyskytuje ve snímcích s jinými druhy *Sphagnum* spp. S druhem *Breidleria pratensis* se ostatní pokryvné druhy nevyskytovaly ve snímcích tak často jako s druhými dvěma zkoumanými druhy.



Obr. 4 Výsledky nepřímé gradientové analýzy DCA – Rozmístění dvaceti ve snímecích nejpokryvnějších druhů v ordinačním prostoru. První ordinační osa vysvětluje 11 %, druhá ordinační osa 20 % z celkové variability. Použité symboly: modré trojúhelníky - druhy.

Vysvětlivky názvů druhů viz Příloha č. 1.

#### 4.3 Pravděpodobnost setrvání a pravděpodobnost expanze cílových druhů v závislosti na typu managementu

Provádění managementu má průkazný vliv na pravděpodobnost, že druhy *Breidleria pratensis*, *Sphagnum warnstorffii* a *Tomentypnum nitens* setrvají či vymizí z již obsazené jednotky plochy, i na pravděpodobnost, že se druhy rozšíří do jednotky plochy, v níž na začátku pokusu nebyly přítomny (Tab. 7). Provádění managementu v různé míře zvyšuje pravděpodobnost setrvání a rovněž pravděpodobnost expanze všech tří druhů ve srovnání s plochami bez zásahu. Pouze pravděpodobnost, že druh *Sphagnum warnstorffii* setrvá v obsazené jednotce plochy v „narušovaných“ plochách, byla na hranici průkaznosti (Tab. 8).

Tab. 7 Výsledky modelování pravděpodobností a) setrvání druhu v obsazené jednotce plochy, b) rozšíření druhu do neobsazené jednotky plochy. Výpočty prováděny z vybraných částí přechodových matic v GLMM (nested design) pomocí likelihood-ratio testu (LRT).

Druh	a) Setrvání		b) Expanze	
	Chisq2	p	Chisq2	p
<i>Breidleria pratensis</i>	16,742	<0,001	15,618	0,004
<i>Sphagnum warnstorffii</i>	7,082	0,029	9,725	0,008
<i>Tomentypnum nitens</i>	11,176	0,004	16,388	<0,001

Tab. 8 Výsledky Tukeyho testu – prokázány rozdíly mezi kontrolními plochami a plochami se zásahem (K – koseno, N – narušováno) v pravděpodobnostech a) setrvání druhů v obsazené jednotce plochy, b) expanze druhů do nové jednotky plochy. Jedná se o hodnoty signifikance testů (p). Testováno ve srovnání s plochami B – bez zásahu.

Druh	a)Setrvání			b)Expanze		
	K - B	N - B	N - K	K - B	N - B	N - K
<i>Breidleria pratensis</i>	0,002	<0,001	0,545	0,003	<0,001	0,564
<i>Sphagnum warnstorffii</i>	0,029	0,059	0,966	0,008	0,017	0,965
<i>Tomentypnum nitens</i>	0,006	0,006	1,000	<0,001	0,005	0,513

Pravděpodobnost setrvání v jednotce plochy (Tab. 9a) je pro druhy *Breidleria pratensis* a *Tomentypnum nitens* nejvyšší na plochách, na nichž bylo kromě kosení provedeno také narušení a odstranění stařiny (cca 60% a 70%). Na plochách kontrolních je pro tyto druhy pravděpodobnost, že setrvají v jednotce plochy, výrazně nižší (méně než 25%).

Druh *Sphagnum warnstorffii* setrvává v jednotce plochy při obou typech zásahu s velmi vysokou pravděpodobností (80%). Na kontrolních plochách je však pravděpodobnost setrvání pro tento druh rovněž značně vysoká, téměř 60 %, což je srovnatelné s pokryvnostmi druhů *Tomentypnum nitens* a *Breidleria pratensis* v plochách, kde byly prováděny zásahy.

Relativní změna šance porovnává pravdivěji rozdíly mezi reakcemi jednotlivých druhů na jednotlivé zásahy, protože porovnává poměr (hodnoty „zásahových“ ploch: hodnoty ploch „bezzásahových“). Relativní změna šance na setrvání v jednotce plochy mezi plochami se zásahem a kontrolními plochami je nejmenší u *Sphagnum warnstorffii*, zatímco největší rozdíl je patrný u druhu *Breidleria pratensis* mezi plochami „narušovanými“ a kontrolními (Obr. 5a).

Pravděpodobnost šíření do jednotky plochy (Tab. 9b) je pro všechny cílové druhy o mnoho nižší než pravděpodobnost setrvání v jednotce plochy. Druh *Breidleria pratensis* má největší pravděpodobnost šíření opět na plochách, které byly nejen pokoseny, ale kde bylo provedeno také narušení a odstraněna stařina, zatímco *Tomentypnum nitens* nejlépe expanduje na plochách pouze sečených. Druh *Sphagnum warnstorffii* se šíří do nových míst s přibližně srovnatelnou pravděpodobností v plochách kosených i „narušovaných“ a to o něco vyšší než dva zbývající druhy.

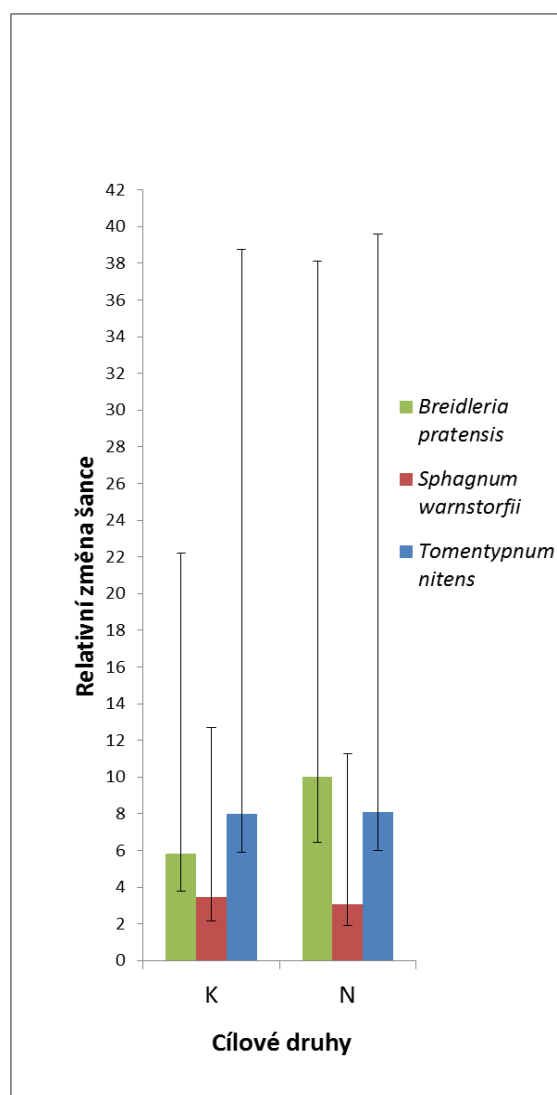
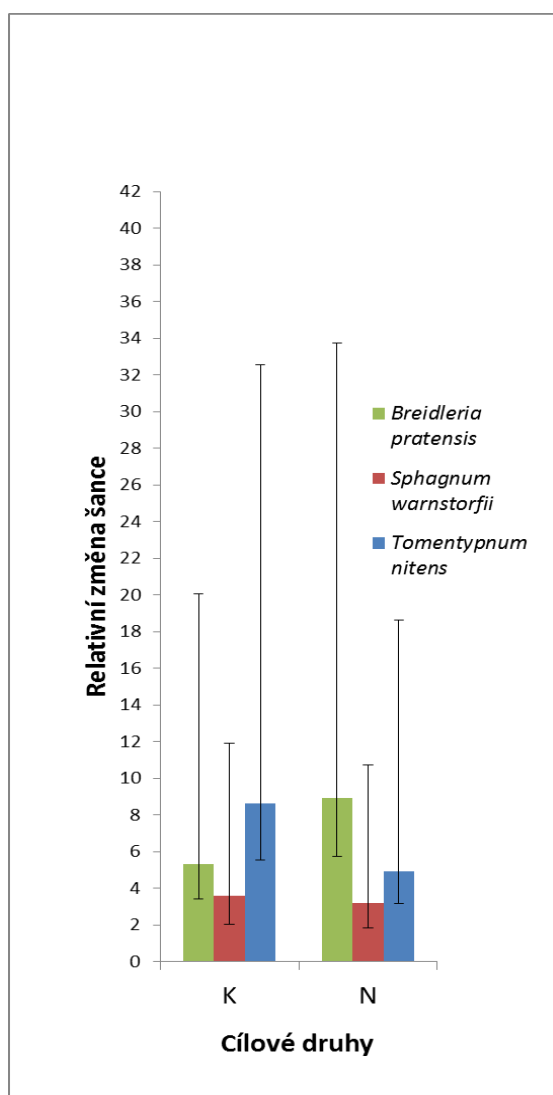
Nejvyšší relativní změna šance na šíření do jednotky plochy (Obr. 5b) je mezi plochami kosenými pro *Tomentypnum nitens*, „narušovanými“ pro *Breidleria pratensis* a jejich kontrolními plochami. Nejmenší rozdíl v relativní šanci na šíření mezi kontrolními a zásahovými plochami je opět u druhu *Sphagnum warnstorffii*.

Podrobnější výsledky modelů pro pravděpodobnosti setrvání a šíření vybraných druhů v závislosti na managementu, na jejichž základě byly vytvořeny grafy, obsahuje Příloha č. 5.



Tab. 9 Pravděpodobnosti a) setrvání cílových druhů v jednotce plochy, b) rozšíření cílových druhů do jednotky plochy v závislosti na typu zásahu. P – pravděpodobnost, K – koseno, N – koseno+narušeno+odstraněna stařina, B – bez zásahu.

Druh	P			konfidenční intervaly P		
	K	N	B	K	N	B
<b>a) Setrvání</b>						
<i>Breidleria pratensis</i>	0,61	0,73	0,21	0,24 - 0,89	0,34 - 0,93	0,07 - 0,48
<i>Sphagnum warnstorffii</i>	0,82	0,80	0,57	0,52 - 0,95	0,49 - 0,94	0,32 - 0,79
<i>Tomentypnum nitens</i>	0,58	0,59	0,15	0,20 - 0,89	0,20 - 0,89	0,05 - 0,34
<b>b) Expanze</b>						
<i>Breidleria pratensis</i>	0,15	0,23	0,03	0,04 - 0,43	0,07 - 0,56	0,01 - 0,06
<i>Sphagnum warnstorffii</i>	0,27	0,24	0,09	0,10 - 0,55	0,09 - 0,52	0,04 - 0,19
<i>Tomentypnum nitens</i>	0,20	0,12	0,03	0,06 - 0,55	0,03 - 0,41	0,01 - 0,06



Obr. 5 Srovnání vlivu zásahů na a) setrvání cílových druhů v jednotce plochy, b) na šíření cílových druhů do jednotky plochy. Na ose y je znázorněna relativní změna šance (odds ratio, viz McCullagh & Nelder 1989) na setrvání v jednotce plochy /šíření do jednotky plochy mezi plochami s daným typem zásahu a kontrolními plochami. Na ose x je typ zásahu: K – koseno, N – koseno+narušeno+odstraněna stařina. Střední hodnota je doplněna 95% konfidenčním intervalem.

## 5 Diskuze

### 5.1 Cílové druhy a jejich reakce na management

Výsledky získané pouhým porovnáním pokryvností druhů v jednotlivých plochách před započítáním experimentu a po jeho ukončení ukazují, že krátce po znovuzavedení managementu dva ze studovaných mechů (*Tomentypnum nitens* a *Breidleria pratensis*) zvyšují svou pokryvnost na zásahových plochách, zatímco na kontrolních zůstává jejich pokryvnost stejná nebo se snižuje. Naopak druh *Sphagnum warnstorffii* reaguje poněkud odlišně. Jeho pokryvnost se sice na zásahových plochách také zvyšuje, ale zároveň často roste či zůstává stejná i na plochách kontrolních. Vliv managementu na tento druh průkazný nebyl. Ovšem samotná změna pokryvností mechů v plochách v průběhu pokusu je výsledkem tří procesů – setrvání ve stávajících jednotkách plochy, vymizení z nich (opak setrvání) a expanze do nových neobsazených jednotek plochy. Pokud použijeme modely pravděpodobností setrvání a šíření druhů a zkoumáme tyto tři procesy odděleně, je i setrvání druhu *S. warnstorffii* či jeho expanze do jiných ploch průkazně pozitivně ovlivněna kosením. Tyto lehce odlišné výsledky mohou být způsobeny tím, že jsou při testování užívány odlišné typy statistických modelů (lineární model se smíšenými efekty a zobecněný lineární model se smíšenými efekty, navíc explicitně modelující overdispersion) a také tím, že proces setrvání (či vymizení) a proces expanze mohou být odlišně ovlivněné managementem a při jejich kombinaci (do relativní změny pokryvnosti mezi roky) se vliv managementu částečně setře (vynuluje).

Rozdíl mezi poměrně slabou odpovědí rašeliníku *Sphagnum warnstorffii* (ať už při zkoumání změn pokryvností či procesů setrvání a šíření) a výraznými reakcemi ostatních dvou pleurokarpních druhů lze vysvětlit tím, že jednotlivé růstové formy mechů reagují na kosení různým způsobem. Zajímavé je srovnání s prací Moena et al. (Moen et al. 2001), která uvádí, že kosení svědčí pleurokarpním mechům, jako je např. *Campylium stellatum*, zatímco vrcholoplodé mechy a „bultové“ druhy (např. *Sphagnum* spp. nebo *Tomentypnum nitens*) jsou jím potlačovány. To potvrzuje výrazný pozitivní vliv kosení na námi zkoumaný bokoplodý mech *Breidleria pratensis* a částečně i skutečnost, že pokryvnost *S. warnstorffii* vzrůstala jak na kosených, tak i na kontrolních plochách. Avšak takové tvrzení je poněkud kontroverzní při srovnání s našimi výsledky týkajícími se druhu *Tomentypnum nitens*. Jednak z toho důvodu, že ho lze zařadit do obou skupin (bokoplodé, „bultové“), dále proto, že naše výsledky ukazují, že mu management

vyhovuje, zatímco dle práce Moen et al. (2001) je kosením potlačován. Není vyloučené, že by bultové druhy v našem experimentu na kosení reagovaly trochu jiným způsobem, kdyby bylo místo ručně prováděno křovinořezem, který je schopen bulty narušit výrazněji než srp. Ze studie Moena et al. (Moen et al. 2001) ale vyplývá, že na experimentálních plochách bylo kosení také prováděno ručně kosou.

Právě preference různých typů mikrostanovišť v rámci jedné lokality zmiňovaná v práci Moena et al. (Moen et al. 2001) by mohla být důvodem pro rozdíly v reakci druhů na prováděné „narušování“, v rámci něž byly v plochách vytvořeny malé „gapy“. Pro druhy *Tomentypnum nitens* a *Sphagnum warnstorffii* byla relativní šance, že na „narušovaných“ plochách do gapů expandují, výrazně nižší než pro druh *Breidleria pratensis*. Studie Gignac et al. (1991) uvádí, že přednostně bultové druhy *Tomentypnum nitens* a *Sphagnum warnstorffii* dosahují nejvyšších pokryvností ve 20 cm nad hladinou spodní vody, zatímco *Breidleria pratensis* je druh bultů i příležitostně vysychavých šlenků s dominancí travin (lawns) a vyhovuje mu růst 10 až 20 cm nad hladinou vody. Pro jeho růst se zdá být obnažený vlhký substrát příznivý, což podporuje výstupy studie Štechové a Kučery (Štechová & Kučera 2007), která mluví o vytvořených gapech jako o stanovištích vhodných pro uchycení konkurenčně slabších druhů, které jinak nemají příliš velkou šanci rozšířit se. Na druhově bohatých stanovištích totiž tento druh obvykle roste v nižších pokryvnostech a zapojenější porosty tvoří jen v místech, kde není v mechovém patře velká konkurence, zpravidla v degradovanějších částech lokalit. Je ale dost pravděpodobné, že výrazná pozitivní reakce druhu *Breidleria pratensis* na narušování je umožněna poměrně nízkou hladinou podzemní vody na zkoumaných lokalitách. V případě, že by byl pokus prováděn na lokalitách s vyšší hladinou spodní vody, vytvořené gapy by zřejmě byly z větší části zaplaveny vodou a druh by nebyl schopen volný prostor plně obsadit. V některých studiích se totiž ukázalo, že mechové patro obvykle regeneruje na vlhkém, ale nikoli zaplaveném substrátu (Sundberg 2011, Mälson et al. 2010). Například ani druh *Hamatocaulis vernicosus* se do gapů zcela zaplněných vodou nešířil (Štechová & Kučera 2007), přestože obvykle preferuje výrazně vlhčí stanoviště než *Breidleria pratensis*.

Tvorba gapů naopak nepodporovala šíření druhů *Tomentypnum nitens* a *Sphagnum warnstorffii*. Výsledky neukazují, že by měl management významnější vliv na jejich expanzi v případě narušování než při pouhém kosení. U druhu *Tomentypnum nitens* byla dokonce šance na šíření v „narušovaných“ plochách výrazně nižší než na kosených.

Přítomnost gapů naopak pravděpodobně podporuje spíše rozrůstání konkurenčních druhů majících optimum ve vlhčích podmínkách.

Druh *Breidleria pratensis* byl však managementem s narušováním zřejmě tak výrazně ovlivněn i proto, že kromě tvorby gapů byla v narušovaných plochách také odstraněna stařina. Druh *Breidleria pratensis* byl totiž schopen růst i na více degradovaných místech než ostatní dva cílové druhy. Na některých jeho lokalitách tak bylo mechové patro potlačeno bylinným patrem o dost silněji než v ostatních plochách, rostlo zde velice málo jiných druhů a i *Breidleria pratensis* jen v nízkých pokryvnostech. Tyto plochy byly pokryty silnější vrstvou stařiny. Její odstranění je patrně ještě významnějším faktorem než vytváření gapů, který způsobil, že po zásahu došlo k rapidnímu růstu druhu *Breidleria pratensis*, zatímco v plochách kontrolních se jeho stav příliš neměnil. Zajímavé je, že na lokalitách, kde byla větší pokryvnost mechového patra a vyšší druhová diverzita (a méně stařiny), naopak ubýval v kontrolních plochách velice rychle a v zásahových nebyl ovlivněn tak výrazně jako na lokalitách bez konkurence. Přítomnost husté vrstvy stařiny na některých lokalitách je pravděpodobně i důvod, proč pokryvnost tohoto druhu nereaguje průkazně na pouhé kosení. Druh zaznamenal pozitivní změnu až ve chvíli, kdy byla tato vrstva odstraněna. Pro další dva druhy nemuselo být odstranění rostlinného opadu tak zásadní, protože na žádné z ploch, kde rostly, nebyla vrstva tak hustá. Zůstává otázkou, zda bude druh *Breidleria pratensis* další vývoj mechového patra na takových lokalitách blokovat tím, že obsadí téměř všechny prostor, nebo naopak pomůže vytvořit podmínky pro expanzi dalších druhů. Vzhledem k tomu, že v pokusných plochách se druh *Breidleria pratensis* obvykle nacházel ve velkých pokryvnostech jen v místech, kde už byly podmínky pro jiné druhy nepříznivé a v jeho blízkosti se nevyskytovaly příliš často konkurenčně silné druhy *Sphagnum* spp., je pravděpodobné, že spolu se zlepšujícími se podmínkami na stanovišti by byl postupně z významné části nahrazen nově přichozími druhy.

Zatímco druhy *Breidleria pratensis* a *Tomentypnum nitens* na plochách bez managementu většinou ubývaly, změna pokryvnosti druhu *Sphagnum warnstorffii* nebyla průkazně závislá na prováděném zásahu. Jeho relativní šance na setrvání a expanzi byla na zásahových plochách pouze 4× vyšší než v kontrolních. Již na začátku pokusu měl tento druh v pokusných plochách 3× vyšší pokryvnosti než ostatní dva (viz Příloha č. 4). Z toho je také vidět, že nebyl absencí managementu tak silně zasažen. Je možné, že pro druh *Sphagnum warnstorffii* jsou světelné podmínky v zástinu cévnatých rostlin stále ještě

dostačující, a proto zde není tak jasná preference některého ze zásahů. Například Hájková et al. (2009) uvádí rozdílné požadavky druhů *Calliergonella cuspidata* a *Bryum pseudotriquetrum* na světelné podmínky jako jednu z možných příčin vysvětlujících jejich odlišné reakce na management. Tuto úvahu podporují výsledky experimentu ve studii Grafa a Rocherforta (Graf & Rocherfort 2010), které ukazují, že druh *Sphagnum warnstorffii* regeneruje mnohonásobně lépe než *Tomentypnum nitens* nejen při plném světle, ale i při 50% zastínění. Vysvětlením pro odlišné reakce v našem pokusu by mohly být rozdílné rychlosti fotosyntézy při malých ozářeních mezi druhem *Sphagnum warnstorffii* a ostatními dvěma druhy. Ty by mohly ovlivnit růst a produkci a tedy i konkurenční vlastnosti druhů (Hájek T., písemné sdělení). Nicméně např. Gignac (1992) řadí *Sphagnum warnstorffii* i *Tomentypnum nitens* do stejné skupiny mechorostů tolerujících silné zastínění.

Kromě nepříznivých světelných podmínek se mechorosty na opuštěných loukách musí často vyrovnávat i se špatnými hydrologickými podmínkami (Mälson et al. 2010). Zastínění cévnatými rostlinami sice může částečně zmírňovat vysoušení a zpomalovat ztrátu vody, ale v dobách, kdy výška hladiny spodní vody silně klesá, to není postačující. Schopnost druhů obsadit prostor v mechovém patře na opuštěných loukách je patrně ovlivněna tím, do jaké míry trpí těmito nepříznivými podmínkami ve srovnání s druhy ostatními.

Pokud mají cílové druhy podobné nároky na přísun slunečního záření, musí rozdíly mezi nimi spočívat v něčem jiném. Jedním z možných vysvětlení je, že negativní vliv nedostatku světla na nekosených plochách někdy kompenzují příznivé hydrologické podmínky (cf. Vanderpoorten et al. 2004), které je druh *Sphagnum warnstorffii* schopen si zajistit, zvláště roste-li v hustém porostu (Elumeeva 2011). Morfologie bultových druhů rašeliníků totiž zajišťuje lepší kapilární vzlinavost, a proto vysychají méně často než šlenkové druhy rašeliníků (Rydin & Jeglum 2006). Zatímco i hnědé mechy během suchých období vysychají, mikrostanoviště s druhem *Sphagnum warnstorffii* zůstávají vlhká, protože díky zásobám vody v hyalocytech vysychají rašeliníky pomaleji než jiné druhy slatiništních mechorostů. Tím se buď vyhnou většímu vyschnutí, nebo si indukují toleranci k vysychání, díky níž pak sucho lépe přežijí (Granath et al. 2010). Např. vysychání druhu *Tomentypnum nitens* je cca 3× rychlejší než u bultových rašeliníků pro jednotlivé lodyžky (což je často případ osamělých fragmentů na opuštěných loukách) a 2× rychlejší, pokud se berou v úvahu větší kolonie druhu (Elumeeva 2011). Jelikož na opuštěných loukách bez managementu je obvykle nižší druhová diverzita a heterogenita

prostředí, mohou zde být rašeliníky podpořeny také tím, že jejich porost není přerušován jinými druhy a mezi jednotlivými lodyžkami může lépe fungovat transport vody – tzv. density-dependent effect (Kooijman & Bakker 1995, Elumeeva 2011).

Na plochách, kde byl uplatněn management, se tomuto druhu daří ještě o něco lépe. Je možné, že by se projevila výraznější rozdíl mezi zásahovými a kontrolními plochami, kdyby měl druh *Sphagnum warnstorffii* větší prostor, kam by se mohl rozrůstat. Kromě toho, že již na začátku pokusu zabíral tento druh velké části pokusných ploch, dělí se o prostor v pokusných plochách (častěji než ostatní dva druhy) s dalšími rašeliníky, zejména s druhem *Sphagnum teres*, který má při stejných podmínkách vyšší produkci biomasy (Granath et al. 2010), a s druhem *S. flexuosum*. Celková pokrývnost mechového patra v sadě ploch pro *Sphagnum warnstorffii* je na provádění managementu průkazně závislá. To nasvědčuje tomu, že pro druhy rostoucí se *Sphagnum warnstorffii* ve stejných plochách může být zásah významnější než pro něj (v plochách bez managementu přirůstá cílový druh, ale jiné druhy už tolik ne).

## **5.2 Managementové zásahy na rašelinných loukách**

Druhy byly zvoleny tak, aby jejich růstová forma, mikrostanoviště a potenciální konkurenční schopnosti nebyly zcela identické. Bylo by proto dost překvapivé, kdyby jejich reakce na management byly naprosto stejné. Výsledky odpovídají tomu, že každý druh reaguje na zásahy specificky a s různě velkou intenzitou. Zároveň však ukazují, že kosení jednoznačně žádnému z nich (a obecně mechovému patru) neškodí, ačkoliv se jejich nároky v detailech liší. Naopak je zjevné, že pro udržení populací většiny z nich je kosení klíčové a nutné na lokalitách, kde výška hladiny spodní vody neudrží pokrývnost cévnatých rostlin na nízkých hodnotách (Štechová & Kučera 2007). Výsledky experimentu ukazují, že kosení je základním nástrojem k zajištění pokrývného a diverzního mechového patra na rašelinných loukách. Je zřejmé, že několik prvních let na počátku obnovy lokality je třeba pokosit cévnaté rostliny každý rok. V případě produktivnějších stanovišť by jistě prospěla seč 2x za sezónu na začátku a na konci léta (cf. Hájková et al. 2009). Později je možné přejít k extenzivnějšímu způsobu péče např. seči jednou za 2 roky (Mälson et al. 2010).

V mnoha případech ale není pouhé kosení dostačující. Zejména na začátku obnovy je třeba, obzvláště na nejvíce degradovaných a nejdéle opuštěných lokalitách, důkladně vyhrabat stařinu. Bez důkladného odstranění přítomného rostlinného opadu by mohl být efekt managementu na mechové patro na některých lokalitách ještě i po několika letech

zanedbatelný, jak je zjevné z příkladu reakcí druhu *Breidleria pratensis* na pouhé pokosení. Narušování se ukazuje být další vhodnou metodou pro zefektivnění péče o mechové patro rašelinných luk. Tento typ zásahu může být při dobře rozmyšleném provedení příznivý pro celkový stav mechového patra (pokryvnost, druhovou diverzitu), protože zvyšuje heterogenitu prostředí (Bergamini et al. 2001). Výsledky pokusu ukazují, že *Tomentypnum nitens* a *Sphagnum warnstorffii* nepatří mezi druhy zvláště podporované tímto zásahem, zatímco druhu *Breidleria pratensis* tento zásah může prospět podobně jako např. druhu *Campylium stellatum* (Moen et al. 2001) či *Hamatocaulis vernicosus* (Štechová & Kučera 2007). Výsledky experimentu ukazují, že vhodnost tvorby gapů značně závisí na konkrétních podmínkách na stanovišti. Do budoucna by proto bylo přínosné se nadále zaměřovat na zkoumání reakcí konkrétních druhů na tento typ managementu v různých podmínkách. Vytváření gapů či rozrývání povrchu by mohlo být nejprůnosnější na lokalitách se zachovalejšími fragmenty mechového patra, kde jsou přítomny druhy, kterým tento zásah vyhovuje a je třeba podpořit jejich populace (cf. Sundberg 2011). Na většině pokusných lokalit by pravděpodobně bylo vhodnější až v pozdějších fázích obnovy, kdy by zajistilo větší heterogenitu prostředí. Zároveň by neohrožovalo populace druhů, které tento typ zásahu nepreferují, protože již budou dostatečně pokryvné díky uplatňované seči. Naopak na velice degradovaných lokalitách s nízkou hladinou spodní vody je tento zásah potřebný v začátcích obnovy. Uvolní se tak prostor pro mechorosty, ať už odstraněním hustých trsů vytrvalých cévnatých rostlin, trsnatých trav či ostřic nebo narušením dominujících porostů hojných druhů *Sphagnum* spp., které výrazněji omezují šíření dalších druhů (Mälson et al. 2010). V případě velkoplošných porostů *Sphagnum* spp. by pravděpodobně bylo třeba významnější narušení. V některých případech je vhodné narušení zopakovat po několika letech znovu, protože některé expanzní cévnaté rostliny není tak snadné potlačit. To je rovněž důvod, kvůli kterému je často v prvních letech třeba pokosit lokality vícekrát ročně.

Seč je jednoznačně management, který spojuje mnoho výhod pro polopřirozený ekosystém rašelinných luk. Je dostupná po technické i ekonomické stránce a např. ze studie Billetera et al. (Billeter et al. 2007) vyplývá, že představuje dobrý kompromis pro zachování vysoké diverzity co možná nejvíce skupin organismů - motýlů a mūr, kobylek, pavouků, měkkýšů, cévnatých rostlin. Není však triviální záležitostí najít optimální způsob provádění seče, který by neohrožoval některou z důležitých složek ekosystému. Na jednu stranu je totiž extenzivní management nutný pro zachování charakteru

stanoviště a vyhovuje některým skupinám bezobratlých – např. motýlům nebo kobylkám (Wettstein & Schmid 1999). Na stranu druhou však může být fatální pro jiné bezobratlé živočichy, například pavouky (Cattin et al. 2002). Pro mnoho skupin hmyzu (Balmer et al. 2000, Rocker 2010) jsou příhodnější lokality ponechané bez péče, protože rostlinný opad poskytuje nezbytný úkryt pro jejich přezimování. Extenzivní management je však přitom jediný způsob jak zajistit, že stanoviště časem zcela nedegradují a že i bezobratlí tak nepřijdou o svůj životní prostor (cf. Horsák & Cernohorsky 2008). Množství studií (Balmer et al. 2000, Cattin et al. 2002, Schmidt et al. 2008, Rocker 2010) navrhuje jako řešení tohoto problému mozaikovou seč, kdy je území rozděleno na několik pásů a každý rok je ponechán bez managementu jiný z nich. Z pohledu ochrany bezobratlých by bylo jistě vhodné postupovat flexibilnějším způsobem zahrnujícím nesečené pásy již v počátečních fázích obnovy lokality. Například neodstraňovat veškerý rostlinný opad na celé lokalitě hned v prvním roce, ale už od počátku celý proces rozložit do několika fází.

Tento postup (mozaiková seč) se zdá být poměrně příhodný i pro udržování dobrého stavu mechového patra. Diverzitu mechového patra a zachování populací cenných druhů totiž rovněž nepodporuje po mnoho let trvající stejný typ managementu bez jakékoliv změny (cf. Diggelen 2006, Bergamini et al. 2009). Jak je vidět z našeho experimentu, ačkoliv jednomu druhu vyhovuje jeden typ zásahu, druhý může být pozitivněji ovlivněn jiným. Další studie (Bergamini et al. 2001, Mälson et al. 2010) rovněž usuzují, že pro skutečné obnovení ekologických funkcí vegetace je třeba kombinace mnoha způsobů péče a Rocker (2010) ve své práci mluví o tom, že diverzní management vede obecně k vyšší druhové diverzitě. Zároveň je však samozřejmě nezbytné vždy hledat optimální kompromis mezi tím, aby byl management vhodný pro co nejvíce skupin organismů, ale přitom uskutečnitelný z praktického a ekonomického hlediska (cf. Mälson et al. 2010).

Závěrem je důležité zdůraznit, že tři sezóny kosení představovaly dostatečně dlouhou periodu na to, aby některé z cílových druhů výrazně zvýšily svou pokryvnost, což je poměrně očekávaný výsledek (cf. Bergamini et al. 2001, Peintinger & Bergamini 2006). Jelikož mokřadní mechorosty významně ovlivňují své okolí (Glime et al. 1982, Hájek et al. 2006), rychlá obnova kvalitního mechového patra bude jistě značně přispívat k procesu obnovy vegetace na lokalitě jako celku. Je tedy skutečně žádoucí při plánování managementu rašelinných luk na mechorosty nezapomínat (Graf & Rocherfort 2010).



## 6 Závěr

1. Tři roky managementu postačují druhům *Tomentypnum nitens* a *Breidleria pratensis* na to, aby se výrazně projevila jeho pozitivní vliv na populace. Druh *Sphagnum warnstorffii* je managementem také částečně pozitivně ovlivněn, není však pro něj tak zásadní jako pro ostatní dva druhy.
2. Pokryvnost druhu *Tomentypnum nitens* pozitivně reagovala na oba typy managementu.
3. Pokryvnost druhu *Breidleria pratensis* pozitivně reagovala především na seč ve spojení s odstraněním stařiny a narušením.
4. Pokryvnost druhu *Sphagnum warnstorffii* nevykazuje pozitivní ani negativní reakci na zavedení managementu.
5. Oddělené procesy setrvání a expanze byly v případě všech tří druhů a obou typů zásahu průkazně ovlivněny managementem.
6. Nejmenší pravděpodobnost, že vymizí z původních míst a zároveň nejvyšší pravděpodobnost, že se rozrostou do nových ploch, byla zaznamenána pro *Tomentypnum nitens* na kosených plochách, a pro druh *Breidleria pratensis* na plochách, které byly koseny, narušeny a byla na nich odstraněna stařina ve srovnání s plochami kontrolními.
7. Mechorosty jsou celkově pozitivně ovlivňovány kosením bylinného patra. V detailech se však jednotlivé druhy ve svých nárocích a reakcích na management liší. Odstraňování rostlinného opadu je pro mechové patro zásadní při obnově i průběžné péči o lokality, žádoucí je také částečné narušování mechového patra a tvorba malých gapů. Dobrý stav mechového patra je podporován uplatňováním různých typů managementu.

## 7 Literatura

- Albrecht J. (2003): Českobudějovicko. – In: Mackovčín P. & Sedláček M. (eds): Chráněná území ČR, svazek VIII, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha. [807 pp.]
- Arnesen T. (1999): Vegetation dynamics following trampling in rich fen at Sølendet, Central Norway; a 15 year study of recovery. – *Nordic Journal of Botany* 19: 313–327.
- Aude E. & Ejrnæs R. (2005): Bryophyte colonisation in experimental microcosms: the role of nutrients, defoliation and vascular vegetation. – *Oikos* 109: 323–330.
- Balmer O., & Erhardt A. (2000): Consequences of succession on extensively grazed grasslands for central European butterfly communities: rethinking conservation practices. – *Conservation biology* 14(3): 746–757.
- Bates J. W. & Farmer A. M. (1992): Bryophytes and lichens in a changing environment. Clarendon Press [404 pp.]
- Belyea L. R. (1999): a novel indicator of reducing conditions and water-table depth in mires. – *Functional Ecology* 13: 431–434.
- Bergamini A. & Peintinger M. (2002): Effects of light and nitrogen on morphological plasticity of the moss *Calliergonella cuspidata*. – *Oikos* 96: 355–363.
- Bergamini A., Pauli D., Peintinger M. & Schmid B. (2001): Relationships between productivity, number of shoots and number of species in bryophytes and vascular plants. – *Journal of Ecology* 89: 920–929.
- Bergamini A., Peintinger M., Fakheran S., Moradi H., Schmid B. & Joshi J. (2009): Loss of habitat specialists despite conservation management in fen remnants 1995–2006. – *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 11: 65–79.
- Billeter R., Hooftman D. & Diemer M. (2003): Differential and reversible responses of common fen meadow species to abandonment. – *Applied Vegetation Science* 6: 3–12.
- Billeter R., Peintinger M. & Diemer M. (2007): Restoration of montane fen meadows by mowing remains possible after 4–35 years of abandonment. – *Botanica Helvetica* 117: 1–13.
- Blažková D. (2003): Šumavské louky a jejich historie. – In: Anděra M. & Zavřel P. (eds), Šumava – příroda – historie – život, p. 171–174, Baset, Praha.

- Bragazza L. & Gerdol R. (2002): Are nutrient availability and acidity-alkalinity gradients related in *Sphagnum* dominated peatlands? – *Journal of Vegetation Science* 13: 473–482.
- Bufková I. (2004): Prameniště a rašeliniště. – In: Háková A., Klaudivová A. & Sádlo J. (eds), *Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy Natura 2000.*, Planeta XII, 3/2004 – druhá část., p. 58–69, Ministerstvo životního prostředí, Praha.
- Cattin M. F., Blandenier G., Banašek-Richter C. & Bersier L. F. (2003): The impact of mowing as a management strategy for wet meadows on spider (Araneae) communities. – *Biological Conservation* 113(2): 179 – 188.
- Daniels R. E. & Eddy A. (1985): *Handbook of European Sphagna.* – Natural Environment Research Council, Institute of Terrestrial Ecology. [262 pp.]
- Dengler J. (2005): Zwischen Estland und Portugal - Gemeinsamkeiten und Unterschiededer Phytodiversitätsmuster europäischer Trockenrasen. – *Tuexenia* 25: 387–405.
- Diemer M., Oetiker K. & Billeter R. (2001): Abandonment alters community composition and canopy structure of Swiss calcareous fens. – *Applied Vegetation Science* 4: 237–246.
- Diggelen R., Middleton B., Bakker J., Grootjans A. & Wassen M. (2006): Fens and floodplains of the temperate zone: present status, threats, conservation and restoration. – *Applied Vegetation Science* 9: 157–162.
- Ekrťová E. & Štorek V. (2008): Plán péče PP Pasecká slat' na období: 1. 1. 2009 – 31. 12. 2018. – Ms., 42 pp. [depon. in: Správa NP a CHKO Šumava, Sekce CHKO Šumava, Vimperk].
- Elumeeva T. G., Soudzilovskaia N. A., During H. J. & Cornelissen J. H. (2011): The importance of colony structure versus shoot morphology for the water balance of 22 subarctic bryophyte species. – *Journal of Vegetation Science* 22(1): 152–164.
- Esri Inc. (2012): ArcGIS 10.1 Service Pack 1 (Language Packs), [www.esri.com](http://www.esri.com)
- Gignac L. D. (1992): Niche structure, resource partitioning, and species interactions of mire bryophytes relative to climatic and ecological gradients in western Canada. – *Bryologist* 406–418.
- Gignac L. D., Vitt D. H., Zoltai S. C. & Bayley S. E. (1991): Bryophyte response surfaces along climatic, chemical, and physical gradients in peatlands of western Canada. *Nova Hedwigia* 53: 27–71.

- Gimingham C. H. & Birse E. M. (1957): Ecological studies on growth-form in bryophytes: I. Correlations Between Growth-Form and habitat. – *Journal of Ecology* 45: 533–545.
- Glime J. M., Wetzel R. G., & Kennedy B. J. (1982): The effects of bryophytes on succession from alkaline marsh to *Sphagnum* bog. *American Midland Naturalist* 209-223.
- Graf M. D. & Rochefort L. (2010): Moss regeneration for fen restoration: field and greenhouse experiments. – *Restoration Ecology* 18: 121–130.
- Granath G., Strengbom J., & Rydin H. (2010): Rapid ecosystem shifts in peatlands: linking plant physiology and succession. – *Ecology* 91(10): 3047–3056.
- Gunnarsson U., Rydin H. & Sjörs H. (2000): Diversity and pH changes after 50 years on the boreal mire Skattlösbergs Stormosse, Central Sweden. – *Journal of Vegetation Science* 11: 277–286.
- Güsewell S., Buttler A. & Klötzli F. (1998): Short-term and long-term effects of mowing on the vegetation of two calcareous fens. – *Journal of Vegetation Science* 9: 861–872.
- Hájek M. & Hájková P. (2007): Hlavní typy rašelinišť ve střední Evropě z botanického hlediska. – *Zprávy České botanické společnosti* 22: 19–28.
- Hájek M., Hájková P., Rybníček K. & Hekera P. (2005): Present vegetation of spring fens and its relation to water chemistry. – In: Pouličková A., Hájek M. & Rybníček K. (eds), *Ecology and palaeoecology of spring fens of the Western Carpathians*, p. 69-103, Palacký University Press, Olomouc.
- Hájek M., Horsák M., Hájková P. & Dítě D. (2006): Habitat diversity of central European fens in relation to environmental gradients and an effort to standardise fen terminology in ecological studies. – *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 8: 97–114.
- Hájková P. & Hájek M. (2003): Species richness and aboveground biomass of poor and calcareous spring fens in the flysch West Carpathians, and their relationships to water and soil chemistry. – *Preslia* 75: 271–287.
- Hájková P., Hájek M., Apoštolová I., Zelený D. & Dítě D. (2008): Shifts in the ecological behaviour of plant species between two distant regions: evidence from the base richness gradient in mires. – *Journal of Biogeography* 35: 282–294.

- Hájková P., Hájek, M., & Kintrová, K. (2009): How can we effectively restore species richness and natural composition of a *Molinia*-invaded fen? – *Journal of Applied Ecology* 46: 417–425.
- Hedenäs L. (2003): The European species of the *Calliergon-Scorpidium-Drepanocladus* complex, including some related or similar species. – *Meylania* 28: 1–117.
- Horsák M. & Cernohorsky N. (2008): Mollusc diversity patterns in Central European fens: hotspots and conservation priorities. – *Journal of Biogeography* 35 (7): 1215–1225.
- Hylander K., Jonsson B. G. & Nilsson C. (2002): Evaluating buffer strips along boreal streams using bryophytes as indicators. – *Ecological Applications* 12: 797–806.
- Chytrý M., Šumberová K., Hájková P., Hájek M., Hroudová Z., Navrátilová J, Čtvrtlíková M., Sádlo J., Lososová Z., Hrivnák R., Rydlo J., Ořaheřová H., Bauer P., Hanáková P., Ekrť L., Ekrťová E., Michalcová D., Žáková K., Danihelka J., Králová Š., Karimová K., Tichý L., Hájek O. & Kočí M. (2011): Vegetace České republiky 3. Vodní a mokřadní vegetace. – Academia, Praha. [827 pp.]
- Jensen K. & Schrautzer J. (1999): Consequences of abandonment for a regional fen flora and mechanisms of successional stages. – *Applied Vegetation Science* 2: 79–88.
- Jeschke M. & Kiehl K. (2008): Effects of a dense moss layer on germination and establishment of vascular plants in newly created calcareous grasslands. – *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 203(7): 557-566.
- Juříčková (2012): Zpráva o zhodnocení současného stavu (zachovalosti) společenstev lučních pramenišť a rašelinných luk v lokalitě Nad Svitákem. – Ms. 12 pp.
- Kooijman A. M. (1992): The decrease of rich fen bryophytes in The Netherlands. – *Biological Conservation* 59: 139–143.
- Kooijman A. M., & C. Bakker (1995): Species replacement in the bryophyte layer in mires: the role of water type, nutrient supply and interspecific interactions. – *Journal of Ecology* 1-8.
- Kooijman A. M., & Kanne D. M. (1993): Effects of water chemistry, nutrient supply and interspecific interactions on the replacement of *Sphagnum subnitens* by *S. fallax* in fens. *Journal of bryology* 17(3): 431-438.
- Kotowski W. & Piorkowski H. (2005): Competition and succession affecting vegetation structure in riparian environments: Implications for nature management. – *International Journal of Ecohydrology & Hydrobiology* 5: 51–57.

- Kubát K., Hrouda L., Chrtek J. jun., Kaplan Z., Kirschner J. & Štěpánek J. (eds) (2002): Klíč ke květeně České republiky. – Academia, Praha. [928 pp.]
- Kučera J., Váňa J. & Hradílek Z. (2012): Bryophyte flora of the Czech Republic: updated checklist and Red List and a brief analysis. – *Preslia* 84: 813–850.
- Longton, R. E. (1984). The role of bryophytes in terrestrial ecosystems. – *Journal of the Hattori Botanical Laboratory* 55: 147–163. [non vidi]
- Mälson K. & Rydin H. (2007): The regeneration capabilities of bryophytes for rich fen restoration. – *Biological Conservation* 135: 435–442.
- Mälson K. & Rydin H. (2009): Competitive hierarchy, but no competitive exclusions in experiments with rich fen bryophytes. – *Journal of Bryology* 31: 41–45.)
- Mälson K., Sundberg S. & Rydin H. (2010): Peat disturbance, mowing, and ditch blocking as tools in rich fen restoration. – *Restoration Ecology* 18: 469–478.
- Matějková I. (2001): Pastva skotu na Šumavě očima geobotanika. – In: Mánek J. (ed.), *Aktuality šumavského výzkumu, Sborník z konference, Srní 2. – 4. 4. 2001*, p. 51–55, Správa NP a CHKO Šumava.
- McCullagh P. & Nelder J. A. (1989): *Generalized linear models*, second edition. – Chapman and Hall, London. [511 pp.]
- Melichar V., Mudrová R., Mudra P., Bušek O., Matějů J., Jiskra P., Falteisek L. & Rojík P.: PR Hůrky – Inventarizační průzkum chráněného území a jeho ochranného pásma. – Ms. 27 pp [depon. in Krajský úřad, Plzeň].
- Middleton B. A., Holsten B. & Diggelen R. (2006): Biodiversity management of fens and fen meadows by grazing, cutting and burning. – *Applied Vegetation Science* 9: 307–316.
- Mitsch W. J. & Gosselink J. G. (2007): *Wetlands*. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey. [600 pp.]
- Moen A. (1990): The plant cover of the boreal uplands of Central Norway. I. Vegetation ecology of Sølendet nature reserve; haymaking fens and birch woodlands. – *Gunneria* 63: 1–451. [non vidi]
- Moen A., Nilsen L. S., Øien D. I. & Arnesen T. (2001): Outlying haymaking lands at Sølendet, central Norway: effects of scything and grazing. – *Norsk Geografisk Tidsskrift* 53: 93–102.
- Navrátilová J. & Hájek M. (2005): Recording relative water table depth using PVC tape discolouration: Advantages and constraints in fens. – *Applied Vegetation Science* 8: 21–26.

- Økland R. H. (1995): Changes in the occurrence and abundance of plant species in a Norwegian boreal coniferous forest, 1988–1993. – *Nordic Journal of Botany*, 15: 415–438.
- Paulissen M. P., Van Der Ven P. J., Dees A. J. & Bobbink R. (2004): Differential effects of nitrate and ammonium on three fen bryophyte species in relation to pollutant nitrogen input. – *New Phytologist* 164: 451–458.
- Peintinger M. & Bergamini A. (2006): Community structure and diversity of bryophytes and vascular plants in abandoned fen meadows. – *Plant Ecology* 185: 1–17.
- Peterka T. (2010): Rostlinná společenstva mokřadů na Poličsku. – Ms. [Bakalářská práce; depon. in: Masarykova univerzita, Brno.]
- Pfadenhauer J. & Grootjans A. (1999): Wetland restoration in Central Europe: aims and methods. – *Applied Vegetation Science* 2 (1): 95–106.
- Pfadenhauer J. & Klötzli F. (1996): Restoration experiments in middle European wet terrestrial ecosystems: an overview. – *Vegetatio* 126: 101–115.
- Pilous Z. (1971): Flora ČSSR. – Academia, Praha. [412 pp.], p. 378–380.
- Prach K., Štech M. & Beneš J. (1996): Druhotné bezlesí – opomíjená složka biodiversity Šumavy. – *Silva Gabreta* 1: 243–247.
- R Core Team (2012): R: a language and environment for statistical computing. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Ricklefs R. E. (1977): Environmental heterogeneity and plant species diversity: a hypothesis. – *The American Naturalist* 111: 377–384.
- Rocker S. (2010): Rotational fallows for maintaining the diversity of arthropods and plants in fen meadows. – Diss. [Doctoral dissertation; depon. in: Eidgenössische Technische Hochschule ETH, Zürich].
- Rybka V. (2004): Narušení půdního povrchu vodních a mokřadních biotopů. – In: Háková A., Klauďisová A., Sádlo J. (eds.) (2004): Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy Natura 2000. – *Planeta* XII, 3/2004-druhá část. p.16–17  
Ministerstvo životního prostředí, Praha.
- Rydin H. & Jeglum J. (2006): The biology of peatlands. – Oxford University Press, Oxford. [343 pp.]
- Rydin H. (1997): Competition among bryophytes. – *Advances in Bryology* 6: 135–168.

- Rydin H., Gunnarson U. & Sundberg S. (2006): The role of Sphagnum in peatland development and persistence. – In: Wieder R. K. & Vitt D. H. (eds.), Boreal peatland ecosystems. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, pp. 47–65.
- Schmidt M. H., Rucker S., Hanafi J., & Gigon A. (2008): Rotational fallows as overwintering habitat for grassland arthropods: the case of spiders in fen meadows. – *Biodiversity and Conservation* 17(12): 3003–3012.
- Skalický V. (1988): Regionální fytogeografické členění. – In: Hejný S. & Slavík B. [eds], Květena České socialistické republiky, 1: 103–121, Academia, Praha.
- Smith A. J. E. & Smith R. (2004): The moss flora of Britain and Ireland. Cambridge University Press [404 pp.].
- Sphagna. – Natural Environment Research Council, Institute of Terrestrial Ecology, Huntington. [262 pp.]
- StatSoft Inc. (2011): STATISTICA (data analysis software system), version 10, [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com)
- Sundberg S. (2011): Quick target vegetation recovery after restorative shrub removal and mowing in a calcareous fen. – *Restoration Ecology* 20: 331–338.
- Štechová T. & Kučera J. (2007): The requirements of the rare moss, *Hamatocaulis vernicosus* (Calliergonaceae, Musci), in the Czech Republic in relation to vegetation, water chemistry and management. – *Biological Conservation* 135: 443–449.
- Štechová T. & Manukjanová A. (2012a) : Bryoinventarizační průzkum EVL Červený rybník u Pihele. – Ms. 7 pp [depon. in Daphne ČR, České Budějovice].
- Štechová T. & Manukjanová A. (2012b) : Bryofloristický průzkum vybraných rašelinišť v okolí Božího Daru. – Ms. 27 pp [depon. in ČSOP, Praha].
- Štechová T. & Štech M. (2009): Lokality *Hamatocaulis vernicosus* (Mitt.) Hedenäs (Calliergonaceae, Bryophyta) na Českomoravské vrchovině. – *Acta Rerum Naturalium* 6: 13–24.
- Štechová T. (2005a): Ekologická studie druhu *Hamatocaulis vernicosus* (Amblystegiaceae, Bryopsida) a návrh managementu na jeho lokalitách. – Ms. [Diplomová práce; depon. in Jihočeská univerzita, České Budějovice.] 51 p.
- Štechová T. (2005b): Monitoring druhu *Hamatocaulis vernicosus* rok 2005. – Ms. 149 pp [depon. in AOPK ČR, Praha].
- Štechová T. (2006a): Bryofloristický průzkum PP Velká louka. – *ORCHIS zpravodaj botanické sekce* 25(1): 2–5.



- Štechová T. (2006b): Výsledky intenzivního monitoringu *Hamatocaulis vernicosus* (Amblystegiaceae) v roce 2006. – Ms. 99 pp [depon. in AOPK ČR, Praha].
- Štechová T. (2009): Extenzivní monitoring druhu *Hamatocaulis vernicosus* na Šumavě v roce 2009. – Ms. 22 pp. [depon. in: AOPK ČR, Praha].
- Štechová T. (2012) : Mapování ohrožených rašeliníků na Třeboňsku. – Ms. 22 pp. [depon. in ČSOP, Praha].
- Štechová T., Holá E., Gutzerová N., Hradílek Z., Kubešová S., Lysák F., Novotný I. & Peterka T. (2010a): Současný stav lokalit druhů *Meesia triquetra* a *Paludella squarrosa* (Meesiaceae) v České Republice. – Bryonora 45: 1–11.
- Štechová T., Holá E., Manukjanová A. & Mikulášková E. (2010b): Distribution and habitat requirements of the moss *Hamatocaulis vernicosus* (Mitt.) Hedenäs in the Bohemian Forest. – Silva Gabreta. 16: 1–11.
- Štechová T., Holá E., Štech M. & Mikulášková E. (2007): Recentně známé lokality mechu *Hamatocaulis vernicosus* (Mitt.) Hedenäs v západních Čechách a na Šumavě. – Erica 14: 5–12.
- Štechová T., Kučera J., Šmilauer P. (2012): Factors affecting population size and vitality of *Hamatocaulis vernicosus* (Mitt.) Hedenäs (Calliergonaceae, Musci). – Wetlands Ecology and Management 20: 329–339.
- Štechová T., Lysák F., Peterka T., Kubešová S., Novotný I., Velehradská T., Bradáčová J., Holá E., Hradílek Z. & Kučera J. (in prep.): Floristický příspěvek k ohroženým druhům rašeliníštních mechorostů na Českomoravské vrchovině.
- Štechová T., Manukjanová A., Holá E., Kubešová S., Novotný I. & Zmrhalová M. (2010c): Současný stav populací druhů *Helodium blandowii* (Thuidiaceae) a *Scorpidium scorpioides* (Calliergonaceae) v České Republice. – Bryonora 46: 22–32.
- Takala T., Tahvanainen T. & Kouki J. (2012): Can re-establishment of cattle grazing restore bryophyte diversity in abandoned mesic semi-natural grasslands? Biodiversity and Conservation 21: 981–992.
- Ter Braak C. J. F. & Šmilauer P. (2012): Canoco reference manual and user's guide: software for ordination, version 5.0. – Microcomputer Power, Ithaca, USA, [496 pp.]
- Van der Wal R., Pearce I. S. & Brooker R. W. (2005): Mosses and the struggle for light in a nitrogen-polluted world. – Oecologia 142: 159–168.

- Váňa J. (2009): *Tomentypnum nitens* (Hedw.) Loeske – vlasolistec vlhkomilný. – In: Kučera J. (ed.) (2009): *Mechorosty České republiky, on-line klíče, popisy a ilustrace*. – [Internet]. <http://botanika.prf.jcu.cz/bryoweb/klic> [20.4.2013].
- Vanderpoorten A., Delescaille L. M. & Jacquemart A. L. (2004): The bryophyte layer in a calcareous grassland after a decade of contrasting mowing regimes. – *Biological Conservation* 117: 11–18.
- Velehradská T. & Štechová T. (2012): Bryoinventarizační průzkum rašelinných luk v okolí Křišťanovického rybníka v Předšumaví. – Ms. [depon. in ČSOP, Praha] 52p.
- Velehradská T. (2010): Vliv managementu na vegetaci a druhovou diverzitu cévnatých rostlin a mechorostů na rašelinných loukách na Šumavě. – Ms. [Bakalářská práce; depon. in: Jihočeská univerzita, České Budějovice.]
- Verhoeven J. T. A. & Schmitz M. B. (1991): Control of plant growth by nitrogen and phosphorus in mesotrophic fens. – *Biogeochemistry* 12: 135–148.
- Vitt D. H. & Wieder K. (2009): The structure and function of bryophyte-dominated peatlands. – In: Shaw A. J. & Goffinet B. (eds), *Bryophyte biology, second edition*, p. 357–392, Cambridge University Press, Cambridge.
- Vitt D. H., Li Y. H. & Belland R. J. (1995): Patterns of bryophyte diversity in peatlands of continental western Canada. – *Bryologist* 98: 218–227.
- Vyhnálek V. (2005): Přírodní památka Házlův kříž: Plán péče pro období 2006 – 2015. – Ms., 12 pp. [depon. in: EIA servis s.r.o., České Budějovice].
- Wettstein W. & Schmid B. (1999): Conservation of arthropod diversity in montane wetlands: effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. – *Journal of Applied Ecology* 36(3): 363–373.

# Přílohy

**Příloha č. 1:** Vysvětlivky zkratků druhů použitých ve snímcích a obrázcích.

<b>mechorosty</b>	<b>zkratka</b>
<i>Aneura pinguis</i>	<i>AnePin</i>
<i>Amblystegium serpens</i>	<i>AmbSer</i>
<i>Aulacomnium palustre</i>	<i>AulPal</i>
<i>Brachythecium albicans</i>	<i>BraAlb</i>
<i>Brachythecium mildeanum</i>	<i>BraMil</i>
<i>Brachythecium rivulare</i>	<i>BraRiv</i>
<i>Brachythecium rutabulum</i>	<i>BraRut</i>
<i>Brachythecium salebrosum</i>	<i>BraSal</i>
<i>Breidleria pratensis</i>	<i>BrePra</i>
<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	<i>BryPse</i>
<i>Calliergonella cuspidata</i>	<i>CallaCu</i>
<i>Campylium stellatum</i>	<i>CamSte</i>
<i>Climacium dendroides</i>	<i>CliDen</i>
<i>Cirriphyllum piliferum</i>	<i>CirPil</i>
<i>Dicranum scoparium</i>	<i>DicSco</i>
<i>Fissidens adianthoides</i>	<i>FissAdi</i>
<i>Harpanthus flotovianus</i>	<i>HarFlo</i>
<i>Chiloscyphus coadunatus</i>	<i>ChilCoad</i>
<i>Chiloscyphus profundus</i>	<i>ChilProf</i>
<i>Chiloscyphus polyanthos</i> var. <i>Pallescens</i>	<i>ChilPvarP</i>
<i>Mnium hornum</i>	<i>MniHor</i>
<i>Paludella squarrosa</i>	<i>PalSqa</i>
<i>Philonotis fontana</i>	<i>PhiFon</i>
<i>Plagiomnium affine</i>	<i>PlaAff</i>
<i>Plagiomnium elatum</i>	<i>PlaEla</i>
<i>Plagiomnium ellipticum</i>	<i>PlaEli</i>
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	<i>PltDen</i>
<i>Polytrichum commune</i>	<i>PolCom</i>
<i>Pseudocampylium radicale</i>	<i>PseRad</i>
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	<i>RhiSqu</i>
<i>Scapania irrigua</i>	<i>ScaIrr</i>
<i>Scapania paludicola</i>	<i>ScaPal</i>
<i>Sanionia uncinata</i>	<i>SanUnc</i>
<i>Scorpidium cossonii</i>	<i>ScoCos</i>
<i>Sphagnum angustifolium</i>	<i>SphAng</i>
<i>Sphagnum contortum</i>	<i>SphCon</i>
<i>Sphagnum fimbriatum</i>	<i>SphFim</i>
<i>Sphagnum flexuosum</i>	<i>SphFle</i>
<i>Sphagnum palustre</i>	<i>SphPal</i>
<i>Sphagnum subsecundum</i>	<i>SphSubs</i>
<i>Sphagnum teres</i>	<i>SphTer</i>
<i>Sphagnum warnstorffii</i>	<i>SphWar</i>
<i>Straminergon stramineum</i>	<i>StrStr</i>
<i>Thuidium recognitum</i>	<i>ThuRec</i>
<i>Tomentypnum nitens</i>	<i>TomNit</i>

**Příloha č. 2:** Přehled průměrných hodnot pH, konduktivity a hladiny spodní vody v místech pokusných bloků.

<b>lokalita</b>	<b>pH</b>	<b>konduktivita [<math>\mu</math>S/cm]</b>	<b>výška hladiny spodní vody [cm]</b>
Borová	5,8	92	36
Dolní Bory	6,6	287	26
Františky	5,7	151	12
Hladov	6,0	119	31
Jeníkov	6,3	180	32
Křišťanovický rybník	6,1	99	6
Nad Svitákem	6,0	154	29
Otín u Stonařova	5,4	247	25
PP Házlův kříž	5,8	60	9
PP Pasecká slat'	4,9	46	16
PP Račínské prameniště	5,7	53	13
Pustá Rybná	5,5	64	19
Radešínská Svratka	5,9	133	26
Sklené nad Oslavou	6,1	717	6
Vlásenice u Pelhřimova	6,1	172	23
Vortová	6,1	129	22

**Příloha č. 3:** Tabulka průměrného množství druhů ve snímku pro sady ploch pro tři cílové druhy; K – koseno, N – narušováno, B – bez zásahu.

<i>Breidleria pratensis</i>					
rok 2010	K	5	rok 2012	K	5,5
	N	6		N	6,5
	B	6		B	5,3
<i>Sphagnum warnstorffii</i>					
rok 2010	K	6	rok 2012	K	6,5
	N	6		N	7
	B	6		B	6
<i>Tomentypnum nitens</i>					
rok 2010	K	6,5	rok 2012	K	7
	N	6,5		N	7
	B	6		B	6

**Příloha č. 4:** Tabulka průměrné pokrývnosti [%] cílových druhů v příslušných sadách bloků pro každý typ ploch v roce 2010 a 2012; celkem – průměrná pokrývnost všech typů ploch (K, N, B) dohromady, K – koseno, N – narušováno, B – bez zásahu.

<i>Breidleria pratensis</i>					
rok 2010	<b>celkem</b>	<b>14</b>	rok 2012	<b>celkem</b>	<b>25</b>
	K	18		K	34
	N	13		N	33
	B	11		B	9
<i>Sphagnum warnstorffii</i>					
rok 2010	<b>celkem</b>	<b>38</b>	rok 2012	<b>celkem</b>	<b>43</b>
	K	39		K	50
	N	41		N	48
	B	33		B	32
<i>Tomentypnum nitens</i>					
rok 2010	<b>celkem</b>	<b>14</b>	rok 2012	<b>celkem</b>	<b>20</b>
	K	17		K	29
	N	15		N	19
	B	12		B	12

**Příloha č. 5:** Výsledky modelování pravděpodobností a) setrvání druhu v obsazené jednotce plochy, b) rozšíření druhu do neobsazené jednotky plochy.

Druh	<i>Toментypnum nitens</i>			<i>Breidleria pratensis</i>			<i>Sphagnum warnstorffii</i>		
	K	N	B	K	N	B	K	N	B
<b>a) SETRVÁNÍ</b>									
konfidenční interval	2,08 - 30,78	2,08 - 31,51	0,06 - 0,53	2,08 - 16,37	3,57 - 28,11	0,08 - 0,91	1,30 - 9,22	1,15 - 8,18	0,47 - 3,75
regresní koeficient	2,08	2,09	-1,75	1,76	2,30	-1,33	1,24	1,12	0,28
střední chyba průměru	0,67	0,68	0,55	0,51	0,51	0,62	0,49	0,49	0,52
<b>b) EXPANZE</b>									
konfidenční interval	3,10 - 23,94	1,78 - 13,71	0,01 - 0,07	1,9 - 14,77	3,2 - 24,84	0,01 - 0,09	1,52 - 8,36	1,36 - 24,84	0,04 - 0,24
regresní koeficient	2,15	1,60	-3,56	1,67	2,19	-3,39	1,27	1,16	-2,29
střední chyba průměru	0,51	0,51	0,44	0,51	0,51	0,50	0,43	0,43	0,42

**Příloha č. 6: Souřadnice pokusných bloků (souřadnicový systém WGS84)**

lokality	název ploch	souřadnice
Borová	H3	49°43'36.2"N, 16°9'2.0"E
	H4	49°43'36.2"N, 16°9'2.1"E
Dolní Bory	T11 a T12	49°25'51.3"N, 16°1'24.0"E
Františky	S19 a H19	49°46'20.2"N, 16°6'37.8"E
	S20 a H20	49°46'20.1"N, 16°6'38.1"E
PP Házlův kříž	S3	48°42'57.3"N, 14°0'15.0"E
	T1 a S4	48°42'55.5"N, 14°0'14.4"E
	T2	48°42'55.7"N, 14°0'14.5"E
Hladov	T3	49°12'42.0"N, 15°38'5.3"E
	T4	49°12'42.3"N, 15°38'6.0"E
Jeníkov	T18	49°43'56.5"N, 15°57'46.1"E
	S18	49°43'55.2"N, 15°57'45.5"E
	S17 a T17	49°43'55.2"N, 15°57'45.6"E
Křišťanovický rybník	T8 a H8	48°58'9.3"N, 13°56'59.6"E
	S10	48°58'9.0"N, 13°57'0"E
	H7	48°58'10.0"N, 13°57'0"E
	S9	48°58'9.0"N, 13°57'0.3"E
Nad Svitákem	S21 a T19	49°23'48.9"N, 15°24'15.8"E
	T20	49°23'48.7"N, 15°24'16.0"E
	S22	49°23'48.5"N, 15°24'16.3"E
Otín u Stonařova	S7 a S8	49°16'45.6"N, 15°33'25.0"E
Pustá Rybná	H5	49°43'5.6"N, 16°7'57.3"E
	H6	49°43'5.6"N, 16°7'57.3"E
PP Pasecká slať	S1	49°1'44.4"N, 13°39'34.7"E
	S2	49°1'46.5"N, 13°39'36.9"E
PP Račínské prameniště	S5	48°43'4.2"N, 14°1'45.3"E
	S6	48°43'4.5"N, 14°1'45.2"E
	T9	48°43'24.7"N, 14°1'52.2"E
	T10	48°43'24.6"N, 14°1'52.3"E
Radešínská Svratka	S11 a T13	49°25'51.5"N, 16°1'23.7"E
	S12 a T14	49°25'51.5"N, 16°1'23.7"E
	H17 a H18	49°31'15.0"N, 16°5'39.5"E
Sklené nad Oslavou	H21	49°26'33.0"N, 16°3'5.8"E
Vlásenice u Pelhřimova	T21 a H11	49°24'31.7"N, 15°10'33.5"E
	T22 a H12	49°24'31.7"N, 15°10'33.6"E
Vortová	S15 a T15	49°42'55.1"N, 15°56'18.6"E
	S16, T16 a H16	49°42'55.4"N, 15°56'20.0"E
	H15	49°42'55.5"N, 15°56'19.9"E