

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta**



Ekologie a rozšíření mechu *Helodium blandowii* v České republice

Bakalářská práce

Jitka Bradáčová

Školitel: RNDr. Táňa Štechová

České Budějovice 2011

Bradáčová J. (2011): Ekologie a rozšíření mechu *Helodium blandowii* v České republice [Ecology and distribution of the moss *Helodium blandowii* in the Czech Republic Bc. Thesis, in Czech]. – p. 51, Faculty of Sciences, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace:

Recent and historical localities of the moss *Helodium blandowii* in the Czech Republic were written up in this thesis and various ecological characteristics of this species were studied. It was grown with *Sphagnum teres* on hummocks and in hollows and these two species were compared in their high above water-table where they grow best. Further regeneration abilities of *Helodium blandowii* were examined.

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

České Budějovice, 15.12.2011

.....
Jitka Bradáčová

Poděkování

V okamžiku, kdy se toto mé dílo konečně blíží ke svému dohotovení, nastává čas na poděkování...

První a velký dík patří mé školitelce za to, že mi celou dobu radila, odpovídala na všetečné dotazy a pročítala různé verze této práce. V neposlední řadě jí patří dík také za to, že toto téma vymyslela. Dostala jsem se tak nejen do terénu a poznala spoustu krásných míst, ale také se seznámila se spoustou zajímavých lidí ať již jen přes korespondenci nebo i osobně. Dále jí velice děkuji za podporu v náročnějších chvílích.

Pak bych chtěla moc poděkovat všem kurátorům herbářů za zapůjčení položek či umožnění vstupu do herbáře a za to, že se mi snažili pomoci se čtením sched a vytvořili mi skvělé studijní podmínky. Milanovi Štechovi děkuji za to, že mi domluvil návštěvu posledního nedobytného herbáře.

Další dík patří všem, kteří se mnou navštívili některou z lokalit a tam mi pomáhali hledat *Helodium* či pokusné plochy. Kouřovi, Šušpovi a Pavlovi Kúrovi bych chtěla poděkovat za trpělivost, se kterou mi objasňovali záhady statistiky a hlavně úpravy grafů. Honzovi Kučerovi jsem vděčná za všechny konstruktivní poznámky, pomoc se čtením „škrabopisů“ dávných nálezců, hledáním umístění jednotlivých lokalit i s určováním položek. Za pomoc s determinací mechorostů děkuji i Elišce Vicherové a Zuzce Blažkové děkuji za identifikaci koster v kelímcích. Liborovi Ekrtovi a Honzovi Košnarovi bych chtěla poděkovat za to, že mě naučili pracovat s DMAPem, a Majce Šmilauerové za to, že mi vysvětlila, jak se pracuje se sušárnou biomasy. Dále vděčím mnoha lidem za poskytnuté materiály, zvláště bych chtěla vyzdvihnout ochotné knihovnice a AOPK ČR. Nemaý dík patří těm, kteří mi pohotově odpovídali na maily, obyvatelům naší pracovny za všechny rady a mé rodině za to, že mě psychicky i finančně podporovala během celého mého studia. Závěrem bych chtěla poděkovat všem, na které jsem případně zapoměla, věřte mi, neměla jsem to v úmyslu...

Obsah

1	Úvod.....	1
1.1	<i>Helodium blandowii</i>	2
1.1.1	Popis.....	2
1.1.2	Rozšíření.....	3
1.1.3	Ekologie	4
1.2	Regenerace a vegetativní šíření mechorostů	6
1.3	Růst na bultu a ve šlenku.....	11
1.4	Cíle práce.....	14
2	Metodika	15
2.1	Rozšíření v ČR.....	15
2.2	Pokusy v terénu.....	16
2.2.1	Lokalita	16
2.2.2	Růst <i>Helodium blandowii</i> a <i>Sphagnum teres</i> na bultu a ve šlenku.....	17
2.2.3	Regenerace	19
2.3	Statistické vyhodnocení.....	20
2.3.1	Růst <i>Helodium blandowii</i> a <i>Sphagnum teres</i> na bultu a ve šlenku.....	20
2.3.2	Regenerace	20
3	Výsledky	21
3.1	Rozšíření v ČR.....	21
3.2	Pokusy v terénu.....	26
3.2.1	Růst <i>Helodium blandowii</i> a <i>Sphagnum teres</i> na bultu a ve šlenku.....	26
3.2.2	Regenerace	28
4	Diskuse.....	30
4.1	Rozšíření.....	30
4.2	Pokusy v terénu.....	32
4.2.1	Růst na bultu a ve šlenku.....	32
4.2.2	Regenerace	33
5	Závěr	36
6	Literatura	37
7	Přílohy.....	47

1 Úvod

Rašeliniště jsou ekosystémy velmi náchylné k narušení. Zvláště v posledním století docházelo k jejich úbytku vlivem zúrodnování půdy a s tím spojeným odvodňováním (Zechmeister 2008). K odvodňování může docházet i kvůli zajištění dostatku pitné vody. Dalším problémem může být přirozené zarůstání dřevinami (Šoltés 2000). Hnědé mechy (slatiništní mechy většinou z čeledi *Amblystegiaceae s. l.*) jsou navíc ohroženy přirozenou acidifikací a sukcesí směrem k většímu zastoupení druhů rodu *Sphagnum* (Clymo 1964, Kooijman 1992, Gunnarsson et al. 2000). Tento proces může být urychlen, když se zvýší vliv znečištěné srážkové vody na prostředí. K tomu dochází v letech s vyššími srážkami či v prostředí po odvedení spodní vody (Kooijman 1992, Kooijman et al. 1994, Gunnarsson et al. 2000, Mälson et al. 2008). V neposlední řadě ohrožuje mechorosty na rašeliništi celková eutrofizace prostředí, kdy dochází k expanzi některých druhů, např. *Calliergonella cuspidata* (Kooijman 1992, Kooijman et al. 1994).

Jedním z mechorostů, které jsou silně ohroženy negativními změnami na rašeliništích, je druh *Helodium blandowii*, který je u nás řazený do kategorie ohrožených (EN) mechorostů (Kučera & Váňa 2005). Řadou autorů je považován za glaciální relikv (např. Herzog 1926, Salaschek 1936, Rybníček 1966, Frahm & Quandt 1999, Šoltés et al. 2004). O jeho biologických a ekologických nárocích se ví velice málo, což ovšem není mezi rašeliništními druhy výjimečné. Podrobnější studie byly dělány pouze na několika málo druzích, např. *Scorpidium scorpioides* (Kooijman 1992, Kooijman 1993, Kooijman et al. 1994) a *Hamatocaulis vernicosus* (Štechová 2005, Štechová & Kučera 2007, Manukjanová 2011). Druhem *Helodium blandowii* se zabývá pouze několik prací ze Slovenska (Šoltés 1998, Šoltés 2004, Šoltés et al. 1999, Šoltés et al. 2004) a v posledních letech i jedna z České republiky (Štechová et al. 2010). Ostatní zmínky jsou jen v rámci komplexních studií některých rašelinišť. Tento nedostatek literárních údajů může být způsoben tím, že v některých zemích jako jsou Skandinávské země, Rusko a Kanada se jedná o běžnou součást slatinišť a v jiných zemích v posledním století silně ustoupil a nezůstává již mnoho lokalit k jeho ucelenému výzkumu. Příčiny tohoto úbytku jsou předmětem značných spekulací.

Historické rozšíření v České republice není v literatuře celkově shrnuto. Duda (1950) uceleně zpracovává rozšíření ve Slezsku, další autoři jen namátkově zmiňují jednu či několik lokalit.

1.1 *Helodium blandowii*

1.1.1 Popis

Helodium blandowii (viz obr. 1) je žlutozelený mech z čeledi *Thuidiaceae* (Hradílek 2011), někdy řazený do samostatné čeledi *Helodiaceae* (Smith 2004). Do rodu *Helodium* patří ještě další dva druhy (Abramova & Abramov 1972). *Helodium blandowii* má lodyžky 5–15 cm dlouhé, vzpřímené, pravidelně zpeřeně větvené. Lodyžní listy jsou podélně řáskaté a široce oválné. Na bázi vyrůstají větvené parafylie. Slabé žebro končí před špičkou. Buňky listů jsou protáhlé, 5–7 krát delší než široké, papilnaté, ale buňky na bázi listů jsou hladké (Pilous & Duda 1960, Smith 2004, Hradílek 2011). V buňkách gametoforu má 12 chromozomů ($n=12$) (Fritsch 1983). Štět je 3–5 cm dlouhý, načervenalý, tobolky nachýlené, cylindrické a zakřivené (Smith 2004, Hradílek 2011). Výtrusy mají velikost 10–16 μm a jsou hnědozelené a hladké (Ignatov & Ignatova 2004, Hradílek 2011).

Jedná se o jednodomý druh (Weidman 1895), který běžně vytváří sporofyty a to na jaře (Smith 2004) či v létě (Weidman 1895, Nebel & Schoepe 2001), takže dokáže nově kolonizovat i méně vhodné substráty (Štechová et al. 2010). Doklady o pozorování sporofytů pochází z různých oblastí, např. z Grónska (Lewinski & Mogensen 1979), Ruska (Ignatov & Ignatova 2004), Německa (Schramm & Wollert 2010), ze Slovenska (Šoltés 1998) i z České republiky (Štechová et al. 2010). Jako většina rašeliništních mechů patří svou životní strategií mezi „perennial stayers“. Jedná se o vytrvalé druhy stabilních biotopů. Dlouho rostou a mají nízké reprodukční úsilí a malé spory (During 1979).



Obr. 1: *Helodium blandowii*.

1.1.2 Rozšíření

Helodium blandowii se vyskytuje převážně v boreální zóně severní polokoule, méně v nižší arktické a temperátní zóně (Lewinski & Mogensen 1979), tedy v severní, západní a střední Evropě, na Islandu, na Kavkaze, v Severní Asii, Japonsku, Severní Americe a Grónsku (Smith 2004). Nejsevernější výskyt má v Grónsku a to do 70° severní šířky (Nebel & Schoepe 2001) a stejné rovnoběžky dosahuje v Laponsku a na Sibiři (Ochyra et al. 1988).

V Kanadě je běžný a nevyskytuje se jen na Arktických ostrovech (Ireland et al. 1987). Z Kanady postupuje na jih do USA do států New England, New York, Michigan, Illinois a po úbočí Skalistých hor do Colorada (Ochyra et al. 1988), Nevady (Brinda et al. 2007) a Arizony (Haring 1961). V Rusku je běžný po celém území až na Kavkaz a vyskytuje se i v Kyrgyzstánu, Tádžikistánu (Ignatov et al. 2006) a severozápadním Mongolsku (Tsegmed 2001). Co se týká Asie, byl tento druh uváděn ještě z Japonska (Smith 2004) a severovýchodní Číny (Gao 1977), ale v současné době již v Číně nebyl potvrzen (Pengcheng et al. 2002).

V Evropě není zařazen mezi zvláště ohrožené mechorosty (ECCB 1995). V Norsku (Frisvoll et al. 2005, Frisvoll et al. 2008), Švédsku (Hallingbäck et al. 2006, Gårdenfors 2010) a Finsku (Ulvinen & Syrjänen 2009) je považován za běžný. Také na Islandu (Jóhannsson 2003, Einarsson et al. 2002) není ohrožen. Ve Velké Británii se dříve nacházel na čtyřech lokalitách, naposledy byl spatřen v roce 1894 v severozápadním Yorkshiru (Smith 2004). Před rokem 1980 se vyskytoval ve Vlámku, nyní je již v Belgii vyhynulý (Sotiaux et al. 2007). V Nizozemí se údajně ještě nachází na jihozápadě státu na lokalitě objevené v roce 1986. Lokalita na severovýchodě státu již zanikla (Siebel et al. 2005, Siebel et al. 2006). Dále existují dva fosilní nálezy ze západní části Nizozemí (Meijer & de Vries 1950) a z Dommelen na jihu Nizozemí (Wiegers 1983, Eland & Wiegers 1984). V Dánsku je poměrně vzácný (Mogensen & Goldberg 2005, Goldberg & Mogensen 2006). Naproti tomu v Estonsku je spíše častý (Ingerpuu et al. 2005) a vyskytuje se i v Lotyšsku, Litvě, Bělorusku a na Ukrajině (Ignatov et al. 2006) a ze zemí jihovýchodní Evropy v Buharsku, Bosně a Hercegovině, Rumunsku (Sabovljević et al. 2008) a dokonce i v Turecku (Uyar & Cetin 2004). V Bulharsku konkrétně v pohoří Vitosha (Natcheva & Ganeva 2005). Fosilní nálezy z pleistocénu a holocénu pochází i z italských Alp (Ochyra et al. 1988).

Helodium blandowii roste v celé střední Evropě, ale dosti roztroušeně. V Německu se nachází v Bavorsku, Durynsku, Vogtlandu, Severním Porýní-Vestfálsku, ve Švábských

Alpách a Rhönu a na severu Německa (Frahm & Frey 1992). V Polsku se vyskytuje roztroušeně v nížinách (Ochyra et al. 1988). Nachází se v severním a středním Slovensku (Šoltés et al. 2004) a dokonce i v Maďarsku (Erzberger & Papp 2004). Ze Švýcarska (NISM 2004) pochází jeden doklad z roku 1914 a to z jihu, blízko obce Saas-Fee ve výšce 1800 m n. m. Ojedinele se vyskytuje i v Rakousku, ale nepřekračuje na jih Dunaj (Krisai 1985).

1.1.3 Ekologie

Helodium blandowii patří mezi druhy s širokou ekologickou nikou. V NPP Ruda roste v prostředí s vysokou hladinou vody, ovšem pouze na bultech, tedy nad hladinou vody (Navrátilová & Navrátil 2005). Štechová et al. (2010) popisují jeho odolnost proti suchu na většině našich lokalit a zvláště lokalitě Ráj na Kokořínsku. Avšak v Polsku na rašeliništi Makąty byl nalezen i mezi bulty (Rusińska et al. 2009) a Dítě & Šoltés (2002) ho považují za hydrofilní druh, který se neobjevuje jen v tůňkách. Lze říci, že se vyskytuje v různých výškách nad hladinou vody, nesnáší jen zaplavení.

Také chemismus vody vykazuje různorodé hodnoty. U nás se vyskytuje při pH 6–7 (Štechová et al. 2010), což potvrzuje i většina měření na Slovensku (Šoltés et al. 2004, Šoltés 2004). Zároveň se však na Slovensku vyskytuje i v mírně zásaditém prostředí (pH > 7) a na jedné lokalitě (ve Veporských vrších) se silně kyselou reakcí (pH 3,8) (Šoltés et al. 2004). Široké rozmezí udává i Pawlikowski (2006), ale za nejčastější hodnotu považuje pH 7. Nebel & Schoepe (2001) a Ochyra et al. (1988) se přiklání ke středně kyselému pH (4–5,5) a Schramm & Wollert (2010) udávají pro změnu na lokalitě Blinde Trebel v Meklenbursku-Předním Pomořansku hodnotu pH 8 a 8,5. V Kanadě (Locky et al. 2005) se vyskytuje také při velice různorodém pH vody (5,3–7,4).

V hodnotách vodivosti již takové rozdíly v názorech autorů nejsou. Šoltés et al. (2004) udávají vodivost na lokalitách na Slovensku v rozmezí 200–545 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ při 20 °C a do tohoto rozmezí spadají i hodnoty z našich lokalit (Štechová et al. 2010).

Průměrné hodnoty iontů na Slovenských lokalitách jsou podle Šoltése (2004) 49,51 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ Al^{3+} , 6,93 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ NH_4^+ , 8,67 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ K^+ , 5,09 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ Na^+ , 36,84 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ Ca^{2+} , 8,54 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ Mg^{2+} , 13,81 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ NO_3^- , 21,51 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ SO_4^{2-} a 8,20 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ Cl^- . Ale pouze u Na^+ , Ca^{2+} a Mg^{2+} byly naměřeny na všech lokalitách podobné hodnoty. Šoltés (2004) také řadí *Helodium blandowii* spolu s druhy *Calliargon giganteum* a *Tomentypnum nitens* mezi ty, které nepotřebují vysoké koncentrace vápníku a hořčíku, ale snáší je. Podle Pawlikowského (Pawlikowski 2006) se na lokalitách s vyšším obsahem Ca^{2+} i Mg^{2+} a s vysokým pH a konduktivitou vyskytuje ve větším množství, ale Ochyrovi et al. (Ochyra et al. 1988) se

zdá, že netoleruje místa s velkým množstvím vápníku. Vzhledem k pravděpodobné izolovanosti lokalit zkoumaného druhu je možné, že jednotlivé populace již vykazují rozdíly v toleranci na zamokření či zastoupení jednotlivých iontů v prostředí. Tato skutečnost byla prokázána u *Scorpidium scorpioides*. Vitt et al. (1993) zjistili, že rostliny z Nizozemí dobře rostou ve vodě s vyšším obsahem živin, zatímco rostliny z Kanady vyšší obsah živin brzdí v růstu.

Často se vyskytuje spolu s mechem *Paludella squarrosa* v kobercích *Tomentypnum nitens* (Pawlikowski 2006), ale může přetrvávat i později, kdy na rašeliniště nastupují kalcitolerantní druhy rodu *Sphagnum*, jako *S. warnstorffii* a *S. teres* (Ochyra et al. 1988, Nebel & Schoepe 2001, Pawlikowski 2006). Podle Locky et al. (2005) roste také s druhy *Hamatocaulis vernicosus*, *Warnstorffia exannulata* a *Meesia triquetra*. V České republice se *Helodium blandowii* nachází na přechodovém rašeliništi svazu *Agrostio caninae-Caricetum diandrae* s *Carex chordorrhiza*, *Eriophorum angustifolium*, *Potentilla palustris*, *Menyanthes trifoliata*, *Sphagnum subsecundum*, *S. obtusum* a *S. teres* (Navrátil & Navrátilová 2007) a vlhkých loukách (Štechová et al. 2010). Na Slovensku roste v rašelinných společenstvech svazů *Caricion canescenti-nigrae*, *Sphagno recurvi-Caricetum rostratae* a *Caricion davallianae* (Dítě & Šoltés 2002), nejčastěji s druhy *Equisetum palustre*, *Aulacomnium palustre*, *Potentilla erecta*, *Carex rostrata* a *Cirsium palustre* (Šoltés et al. 2004). V Polsku na rašeliništi Makąty tvoří velké shluky a roste stejně dobře v plovoucích kobercích se *Sphagnum teres*, jako ve společenstvech svazů *Sphagno recurvi-Caricetum lasiocarpae*, *Caricetum acutiformi-paniculatae* a *Thelypterido palustris-Phragmitetum australis* (Rusińska et al. 2009). V Grónsku roste na vápenatých slatiništích s druhy jako *Salix glauca*, *Climacium dendroides*, *Sphagnum warnstorffii* a *Paludella squarrosa* (Lewinski & Mogensen 1979). Zkoumaný druh přetrvává i v pokročilejších sukcesních stádiích, kdy rašeliniště zarůstají různými dřevinami (Ochyra et al. 1988, Dítě & Šoltés 2002, Šoltés et al. 2004, Rusińska et al. 2009) ve svazech *Alnion glutinosae*, *Alnion incanae* a hlavně *Salicion cinereae* (Dítě & Šoltés 2002). V centru svého areálu se vyskytuje běžně v zastíněných křovinatých a lesních okrajích a podmáčených lesích (Herzog 1926, Nebel & Schoepe 2001). Ochyra et al. (1988) dokonce píše, že se vyhýbá otevřeným prostředím a nejraději roste ve stínu. Podle Ignatova a Ignatové (Ignatov & Ignatova 2004) může růst i v silničních příkopech a lomech.

Někteří autoři o druhu *Helodium blandowii* píše jako o diagnostickém druhu některých společenstev. Rybníček et al. (1984) ho považuje za indikační druh svazu *Sphagno warnstorffii-Tomentypnion nitentis* spolu s *Epipactis palustris*, *Crepis paludosa*, *Geum*

rivale, *Salix repens*, *Trifolium spadiceum*, *Sphagnum warnstorffii*, *S. subnitens*, *Tomentypnum nitens*, *Aulacomnium palustre*, *Paludella squarrosa* a *Hypnum pratense*. V dnešním pojetí tohoto svazu (Chytrý 2011) zkoumaný druh jako indikační chybí, je pouze zmíněn v popisu svazu. Schramm & Wollert (2010) ho spolu s druhy *Paludella squarrosa*, *Tomentypnum nitens* a *Gymnadenia conopsea* subsp. *densiflora* řadí mezi charakteristické druhy svazu *Paludello palustris-Caricetum* Succow 1974. A Locky et al. (2005) ho považuje za indikační druh kanadských otevřených břehových slatinišť (Open Shore Moderate-rich Fen) spolu s druhy *Vaccinium vitis-idaea*, *Andromeda polifolia*, *Carex paupercula*, *Equisetum fluviatile*, *Calliergon giganteum*, *Carex tenuifolia*, *Aulacomnium palustre* a *Potentilla palustris*. Jedná se o slatiniště s nejhlubší vrstvou rašeliny, vyšší teplotou vody a velice proměnlivým pH. Díky tomu sem přechází i druhy extrémě bohatých slatinišť jako *Triglochin maritima* a *Scorpidium scorpioides*.

1.2 Regenerace a vegetativní šíření mechorostů

Schopnost obnovy těla je obecnou vlastností organismů. Mechorosty vykazují značnou schopnost regenerace – větší než cévnaté rostliny a kapradiny, protože ty se spoléhají spíše na růst ze semen a spor (Duckett & Clymo 1988). Poprvé regeneraci u mechorostů zkoumal asi v roce 1774 Necker. Poté následovala pauza způsobená nedostatečným šířením informací a další práce pocházejí až z přelomu 19. a 20. století (Giles 1971). Z počátku probíhal výzkum v laboratořích. Jedny z prvních prací publikoval např. Heald (1898) a Westerdijk (1907). Westerdijk (1907) tvrdí, že k tomu, aby z některé části mechové rostlinky vyrostla protonemata, je třeba v těch místech odstranit listy. Naproti tomu Heald (1898) přišel na to, že u některých druhů to nutné není a defoliace jen urychlí proces regenerace. Později bylo u druhu *Physcomitrium turbinatum* zjištěno, že protonemata rostou z různých částí listů a dokonce i tehdy, kdy z listu zbude jen menší část. Navíc byla pozorována i regenerace z místa řezu na čepičce a štětu (Meyer 1942). Nová protonemata mohou dokonce vyrůst i z úlomků parafýz. To bylo pozorováno u druhů *Rhodobryum roseum* (Hill 1903), *Bryum capillare*, *Funaria hydrometrica* a *Aulacomnium palustre* (Reese 1955). U dvoudomého mechu *Syntrichia caninervis* bylo zjištěno, že samičí lodyžky regenerují ochotněji než samčí (Stark et al. 2004). Schopnost regenerace byla pozorována i u játrovek (Duckett & Clymo 1988, Løe & Söderström 2001).

Velká pozornost byla věnována studiu regenerace druhů z čeledi *Polytrichaceae* zřejmě proto, že se jedná o mechy se silně diferencovanými pletivy. Schopnost obnovy

pletiv prokázaly druhy *Polytrichum commune* (Heald 1898, Westerdijk 1907, Ward 1960), *Atrichum undulatum* (Heald 1898, Gemmell 1953), *Pogonatum microstomum* a *Oligotrichum semilamellatum* (Chopra & Sharma 1958). Z rodu *Dawsonia* probíhá regenerace z listů běžně u druhů *D. polytrichoides* a *D. longiseta*, ale u druhu *D. superba* jen vzácně (Selkirk 1980). Na druhu *Atrichum undulatum* bylo také dokázáno, že regenerace probíhá ochotněji u mladších listů (Gemmell 1953). Zajímavostí je, že u druhu *Polytrichum commune* byly pěstováním spor v mediu obsahujícím kyselinu 1-naftyloctovou vytvořeny rostliny, které jsou nízké, ale široké s malými lístky a větším množstvím apikálních meristémů a mají většinou neztlustlé parenchymatické buňky (Ward 1964). Tyto rostlinky okamžitě tvoří nové v paždí lístků a na lístcích (Frederick & Ward 1968). Jedná se tedy o formu přizpůsobenou k rychlé vegetativní reprodukci. V jednom případě vyrostla rostlinka i v normálním mediu (Ward 1964).

První ucelenější práci zabývající se regenerací hnědých mečů publikovali Poschlod a Schrag (1990). Před nimi někteří autoři zkoumali regeneraci u druhu *Aulacomnium palustre*. Mezi nimi i Westerdijk (1907), které se v živném roztoku vyvinula na bázi lodyžek tohoto mechu protonemata a z nich po 7–8 týdnech i mladé rostlinky. Výsledky pokusů, zkoumající regeneraci hnědých mečů v laboratorních podmínkách, prokázaly, že z vrcholu lodyžky regenerují všechny zkoumané hnědé mechy téměř se 100% úspěšností a o něco méně ze zelené střední části lodyžky. To bylo prokázáno u druhů *Aulacomnium palustre* (Westerdijk 1907, Poschlod & Schrag 1990), *Calliergon giganteum*, *Straminergon stramineum*, *Campylium stellatum*, *Scorpidium revolvens* a *S. scorpioides* (Poschlod & Schrag 1990), *Hamatocaulis vernicosus*, *Calliergonella cuspidata*, *Meesia triquetra* a *Paludella squarosa* (Manukjanová 2011). Regenerace z bočních větviček byla také téměř vždy úspěšná, ale byla zkoumána jen u druhů *Campylium stellatum* a *Scorpidium revolvens* (Poschlod & Schrag 1990), *Hamatocaulis vernicosus* a *Calliergonella cuspidata* (Manukjanová 2011). Schopnost regenerovat z lístků prokázaly jen druhy *Calliergon giganteum* a *Straminergon stramineum* (Poschlod & Schrag 1990) a Manukjanová (2011) píše, že druhy *Hamatocaulis vernicosus* a *Calliergonella cuspidata* z lístků občas regenerovaly, ale spíše se jednalo o epitel zbytku lodyžky. Dokonce i hnědé a tudíž zdánlivě mrtvé části lodyžek byly schopné regenerace. Nové rostlinky však vyrůstaly méně často (Poschlod & Schrag 1990, Manukjanová 2011). Další pokusy byly prováděny ve skleníku, kde zkoumané druhy (*Scorpidium scorpioides*, *Scorpidium cossonii*, *Campylium stellatum* a *Pseudocalliergon trifarium*) opět prokázaly velkou schopnost regenerace. Krom druhu

Pseudocalliergon trifarium nové lodyžky nejlépe rostly z apikální části (Mälson & Rydin 2007).

Na rašeliništi však přichází v úvahu další vlivy. Zatímco ve skleníku nejlépe regenerovaly druhy rodu *Sphagnum* (*S. warnstorffii*, *S. centrale* a *S. fallax*), na rašeliništi se úspěšně obnovoval i druh *Tomentypnum nitens*, o něco méně *Dicranum polysetum* a *Aulacomnium palustre* a naopak *Sphagnum fallax* bylo spolu s druhem *Warnstorfia exannulata* málo úspěšné. Výsledky však mohou být ovlivněné velmi suchým prvním rokem pokusu (Graf & Rochefort 2010). V neposlední řadě záleží na kompetici mezi druhy. Li & Vitt (1994) píše, že zatímco druh *Aulacomnium palustre* vydržel až do konce experimentu (4 měsíce), *Drepanocladus aduncus* mizel, jakmile se objevily další druhy. Regenerační schopnosti přímo na rašeliništi prokázaly i druhy *Sphagnum angustifolium* a *Polytrichum strictum*, ale *Sphagnum magellanicum* téměř neregenerovalo.

Podle Poschloda a Schraga (Poschlod a Schrag 1990) by bylo zajímavé zjistit, zda mají schopnost obnovy i části hnědých mechů ležící již hluboko v rašelině. Podobný pokus byl proveden s rašeliníky. Bylo zjištěno, že nejčastěji regenerují v hloubce 6–30 cm což odpovídá stáří 5–15 let, ale nové výhonky dokážou vyrůst i z hloubky více než 30 cm pod zelenými částmi rostlin, což odpovídá stáří 25 až téměř 60 let (Clymo & Duckett 1986). I některé listnaté vrchovištní jätrovky se obnovují z výhonů 20 cm pod povrchem rašeliny (Ducket & Clymo 1988). *Syntrichia caninervis* vyrostla znovu z asi 12 let starého listu (Stark et al. 2004). Naproti tomu mech *Tortula muralis* údajně dokázal vyrůst po 14 letech vyschnutí, ale Dixon (1927) tvrdí, že podle popisu průběhu regenerace to byly jiné druhy mechů, které se ve vzorku náhodně vyskytly ve formě gem, spor, či protonemat.

Schopnost regenerace je pro mechorosty velice důležitá, neboť díky této schopnosti se vegetativně rozmnožují. Mnohé mechorosty totiž tvoří sporofyty jen zřídka. Buď proto, že jsou dvoudomé (Glime 2007), nebo protože se nacházejí na okraji areálu jejich rozšíření. Tam mohou růst v podmínkách, které pro ně nejsou úplně optimální, a v takových podmínkách nedochází k pohlavnímu rozmnožování (Longton 1992). Poschlod a Schrag (1990) uvádí, že za 5 let výzkumu regenerace hnědých mechů (viz výše) v předhůří Alp bylo plodné jen *Campylium stellatum* a to vzácně. Navíc i jednodomé mechorosty mohou mít problémy, protože potřebují v době oplození specifické počasí (Glime 2007). V Nizozemí byl zaznamenán pokles pohlavního rozmnožování a velikosti gametofytu mechorostů v důsledku znečištění prostředí lidskou činností (Greven 1992). Proto je vegetativní rozmnožování pomocí různých nepohlavně vzniklých částic (od odnožujících gametoforů přes úlomky lodyžek až po specializované částice jako gemy, flagely apod.) pro mechorosty

důležitou alternativou (Glime 2007). Např. vrchovištní játrovky se množí převážně z podzemních výhonů, které odolají suchu a ohni, gemy a spory tvoří vzácně. Výživě podzemních výhonů napomáhá houbová mykorrhiza (Ducket & Clymo 1988). U druhů *Rhizidium rugosum* (Pfeiffer et al. 2006) a *Polytrichum formosum* (Velde et al. 2001) bylo zjištěno, že celé trsy jsou tvořeny odnožemi jedné rostlinky.

Vegetativní částice, jelikož jsou větší a těžší než spory, pomáhají mechorostům šířit se hlavně v rámci jedné populace. Naproti tomu spory dávají vznik dalším populacím (Longton 1992, Laaka-Lindberg et al. 2000). Jelikož fragmenty dopadají spíše blízko mateřské rostliny, je větší šance, že naleznou vhodný substrát pro růst. Pokud však není druh schopen pohlavního rozmnožování, je více ohrožen ničením lokalit, protože se na jinou lokalitu těžko rozšíří, zvláště když obsazuje prostředí, která jsou od sebe v krajině vzdálena (Løe & Söderström 2001). Může se však stát, že se díky vzestupným vzdušným proudům dostanou fragmenty až do stratosféry (-20 až -30°C, vysoké UV záření). Pak jsou schopné přežít a znovu vyrůst. To bylo dokázáno na druzích *Sphagnum magelanicum*, *S. fallax* a *Atrichum angustatum*. U *Sphagnum fallax* regenerovaly dokonce i suché lodyžky a u *Atrichum angustatum* vyklíčily spory a regenerovaly suché lodyžky. Pokus nepřežil jen druh *Sphagnum girgensohnii* (Studlar et al. 2007). Navíc vegetativní částice tvoří mechorosty celoročně. Přestávají je vytvářet jen v případě, že se právě rozmnožují pohlavně, protože na oba typy rozmnožování nemají dostatek energie (Glime 2007). U játrovky *Lophozia silvicola* však bylo prokázáno, že nejvíce gemy tvoří na začátku jara a ke konci sezóny se zvyšuje procentuální zastoupení dormantních gem (Laaka-Lindberg 1999). Spory jsou díky ochranným vrstvám na povrchu méně náchylné na poškození před klíčením a vydrží i průchod zaživacím traktem bezobratlých, ale déle klíčí a hůře přežívají ve vodním prostředí (Glime 2007). V Austrálii jsou fragmenty některých mechorostů šířeny v zaživacím ústrojí kaloně *Pteropus conspicilatus* i s mikroorganismy přítomnými na mechorostech a po transportu vyklíčí (Parsons et al. 2007). Klíčení fragmentů i spor může inhibovat přítomnost mateřské rostliny (Glime 2007). U rašeliníků to zaznamenali Clymo & Duckett (1986). Inhibici mohou způsobovat různé chemické látky produkované mateřskou rostlinou a důvodem odmítnutí vlastních spor je zřejmě genetická odlišnost. Spory rašeliníků proto klíčí z hlubších vrstev, do kterých se asi dostávají splavováním. Mezi rašeliníky navíc neklíčí spory jiných mechů, kterým pravděpodobně vadí kyselé prostředí v okolí lodyžek (Clymo & Duckett 1986). Navíc jsou omezeny hloubkou, do které jsou schopny pronikat jejich rhizoidy (Ducket & Clymo 1988). Při obou typech rozmnožování jsou pro klíčení potřeba dobré světelné podmínky (Glime 2007).

Mnohé spory jsou speciálně adaptovány na šíření větrem, ale náhodně jsou rozšiřovány i vodou a pomocí různých zvířat. Naproti tomu vegetativní částice nemají žádnou speciální adaptaci a využívají též anemochorii, hydrochorii a zoochorii. Mohou být odneseny roztoči, plži, kachnami, želvami, kaloni a na kopytech větších zvířat. Hmyz a ptáci si jimi vystylají hnízda (Glime 2007). Byla pozorována *Riccia rhenana* přichycená na karapax želvy půl míle od nejbližšího stanoviště a *Riccia fluitans* chycená za pero vzadu na krku ostralky (McGregor 1961). Rudolphi (2009) dokázal, že mravenci *Lasius platythorax* jsou schopni přenášet gemy mechu *Aulacomnium androgynum*. Lépe se na ně chytají za vlhka a ještě po 4 hodinách má polovina mravenců na sobě nějakou gemu. Vzhledem k tomu, že oba tyto druhy žijí na rozkládajícím se dřevě, je možné, že je druh *Aulacomnium androgynum* pomocí těchto mravenců rozšiřován. Na šíření druhu *Rhizidium rugosum* se podílí hlodavci a na větší vzdálenosti pasoucí se ovce, případně lidé a jimi ovládané stroje (Pfeiffer et al. 2006). Anemochorie je obzvláště důležitá v nelesnatých arktických a alpinských oblastech. Tam jsou totiž fragmenty nesené po sněhu, který má malé tření, a po roztání sněhu vyklíčí (McDaniel & Miller 2000). Bylo nalezeno 4000 životaschopných částic v m³ sněhu (Miller & Ambrose 1976).

V posledních desetiletích se v různých studiích řeší, jak by se dala regenerační schopnost mechorostů využít při obnově rašelinných biotopů. Ty jsou totiž, kvůli fragmentaci krajiny v posledních dvou stoletích (Gunnarsson & Söderström 2007, Mälson & Rydin 2007) a úbytku rašelinišť v důsledku využívání člověkem, omezeny v šíření mezi vhodnými prostředím (Kooijman et al. 1994, Mälson et al. 2008). V Severní Americe se již přistupuje k obnově rašelinišť spojené s introdukcí původních druhů. Příprava prostředí musí být důkladná, protože při obnově rašelinišť hrají velkou roli mikroklimatické podmínky (Graf & Rochefort 2010) a i malé výkyvy hladiny vody mohou značně ovlivnit mechorosty (Mälson & Rydin 2007, Mälson et al. 2008). Pro růst mechorostů je optimální dostupnost vody několik centimetrů pod povrchem substrátu (Campeau & Rochefort 1996, Mälson & Rydin 2007, Graf & Rochefort 2010). Před zatarasením odvodňovacích kanálů a obnovením původních hydrologických podmínek na lokalitě lze upravit povrch těženého rašeliniště (Rochefort et al. 2003). Rašeliníkům se totiž daří v brázdách (Price & Whitehead 2001), zatímco suché bulvy jsou osídleny až později. Není to ale nutné, protože celkově jsou na rovném povrchu lepší podmínky, zatímco na zbrázděném jen v prohlubních (Price et al. 1998). Sběr rašeliníků k introdukci je nejlepší provádět na jaře ve chvíli, kdy roztaje horních 10 cm substrátu. Zmrzlá půda ochrání zbylý rostlinný materiál (Rochefort et al. 2003) a regenerační schopnosti jsou v této vrstvě největší (Clymo & Duckett 1986, Campeau &

Rochefort 1996, Rochefort et al. 2003). V menším měřítku je dobré užít fragmenty hlaviček rašeliníků (Gunnarsson & Söderström 2007). Ručně sbírané rašeliníky regenerují lépe, ale ve větším měřítku je třeba užít mechanizace a při ní navíc zůstane část úlomků na původní lokalitě a pomůže ji obnovit. Poté by měla být obnovovaná lokalita pokryta tenkou vrstvou nasbíraného materiálu v poměru sesbíraného povrchu ku obnovovanému 1:10 a překryta ochrannou vrstvou slámy v množství 3 000 kg.ha⁻¹. Úspěch zvýší hnojení fosforem (Rochefort et al. 2003). Později je vhodné kvůli malým cévnatým rostlinám a mechorostům provést narušení dominantních druhů a lokalitu pravidelně kosit (Mälson & Rydin 2007, Mälson et al. 2008). Rochefort (2000) považuje druhy rodu *Sphagnum* za klíčové pro obnovu rašeliníšť a to zejména díky jejich schopnosti měnit chemické a hydrologické podmínky prostředí a díky schopnosti ukládat rašelinu. I *Scorpidium revolvens* a *Campylium stellatum* však mohou okyselit své prostředí a tak ovlivnit sukcesi na rašeliníšti (Glime et al. 1982). Proto i hnědé mechy by měly být při obnově rašeliníšť doceněny, což se děje jen málokdy.

1.3 Růst na bultu a ve šlenku

Rašeliníště jsou velmi zajímavé biotopy. Kromě toho, že v různých částech světa vznikají různé systémy členění rašeliníšť podle původu vody, obsahu různých iontů a vegetace (např. Baaren et al. 1988, Finlayson & Valk 1995, Hughes 1995, Zoltai & Vitt 1995, Warner & Rubec 1997, Locky et al. 2005, Hájek & Hájková 2007), je i samotné jedno rašeliníště pestrou mozaikou různých prostředí. Druhy rodu *Sphagnum* a příp. *Polytrichum* mají totiž schopnost tvořit bulvy, což jsou vyvýšeniny tvořené rostoucími mechy a jejich rozkládajícími se zbytky, vysoké až 80 cm (Andrus et al. 1983), obvykle 30–40 cm (Rydin 1986). Bulvy jsou od sebe odděleny prohlubněmi – šlenky (Andrus et al. 1983). Ty mohou být výše nad vodní hladinou jako trávníčky (lawns) nebo níže jako plovoucí koberce (carpets) a bahnitá dna (mud-bottoms) (Rydin et al. 1999).

Různé druhy pak podle svých schopností rostou v různé úrovni nad vodní hladinou. Nejnižší se nacházejí druhy schopné plavat ve vodě jako *Sphagnum obtusum*, *S. contortum* (Vitt & Slack 1984), *S. lindbergii* (Gignac 1992), *Scorpidium cossonii* (Hájková & Hájek 2004), *S. scorpioides* (Miller 1985), *Warnstorfia exannulata* a *Paludella squarrosa* (Rydin et al. 1999). V mokřích a chladných šlencích (Price et al. 1998) rostou hlavně rašeliníky ze sekce *Cuspidata* jako *Sphagnum cuspidatum*, *S. majus*, *S. fallax*, *S. angustifolium* (Andrus et al. 1983), *S. balticum* (Rydin 1986) a dále *Warnstorfia fluitans* (Andrus et al. 1983),

Scorpidium revolvens, *Campylium stellatum* (Miller 1985) a *Bryum pseudotriquetrum* (Hájková & Hájek 2004). *Sphagnum angustifolium* však může spolu se *Sphagnum centrale*, *S. fimbriatum* a *S. warnstorffii* tvořit i nízké bulty (Vitt & Slack 1984, Rydin et al. 1999). V kobercích do 20 cm nad vodní hladinou najdeme *Sphagnum tenellum* (Gignac 1992), *S. papillosum*, *S. rubellum* a v méně kyselém prostředí i *S. subnitens* (Hájková & Hájek 2004), *S. teres* a *S. warnstorffii* (Vitt & Slack 1984). Na bultech rostou hlavně rašeliníky ze sekce *Acutifolia* – *Sphagnum rubellum*, *S. russowii*, *S. fuscum* a *S. capillifolium* (Andrus et al. 1983), ale i další druhy – *Sphagnum austinii*, *Hylocomium splendens*, *Pleurosium schreberii* (Gignac 1992), *Pohlia nutans* (Andrus et al. 1983), *Polytrichum strictum* (Hájková & Hájek 2004) a *Dicranum bergeri* (Rydin et al. 1999). *Tomentypnum nitens* (Miller 1985, Gignac 1992, Hájková & Hájek 2004), *Aulacomnium palustre* a *Sphagnum magellanicum* (Andrus et al. 1983, Gignac 1992) rostou také na bultech, ale zasahují i níže. Na rozmístění druhů podle vzdálenosti od vodní hladiny má vliv i oceanické či kontinentální podnebí, protože v oceanických oblastech se během roku tolik nemění hladina vody. Např. v západním Švédsku *Sphagnum fuscum* roste na vysokých bultech, zatímco ve východní části státu obsazuje nižší části bultů (Rydin 1993b) a v Irsku se vyskytují šlenkové druhy na bultech častěji než v Estonsku (Robroek et al. 2007b).

Dostupnost vody vysvětluje rozložení druhů nejlépe, ale projevují se i další gradienty. Ve šlencích je vyšší pH (Karlin & Bliss 1984) a konduktivita než na bultech a nižší redoxní potenciál (Hájková & Hájek 2004). S rostoucím pH se zvyšuje i koncentrace rozpuštěných iontů, např. Mg^{2+} , Ca^{2+} (Karlin & Bliss 1984, Bragazza 1997), Na^+ a K^+ (Bragazza 1997). Ve šlencích je vyšší koncentrace rozpuštěného fosfátu a vyšší koncentrace amonných iontů. Těch je tu více buď proto, že rostliny dusík na bultech odebírají, či proto, že ve šlencích je kvůli chybějícímu kyslíku méně amonných iontů nitrifikováno a následně denitrifikováno a uvolněno. Kvůli nedostatku kyslíku případně rozdílným společenstvům rozkladačů je ve šlencích pomalejší dekompozice (Courtwright & Findlay 2011). To zjistil i Miller (1985) u hnědých mechů. Ze čtyř zkoumaných druhů měl šlenkový druh *Scorpidium scorpioides* nejnižší rychlost dekompozice a bultový *Tomentypnum nitens* nejvyšší. U rašeliníků bylo ale zjištěno, že nezávisle na prostředí se bultové druhy (*Sphagnum fuscum*) rozkládají pomaleji než šlenkové (*Sphagnum cuspidatum*) (Johnson & Damman 1991).

Bulty jsou také méně zastíněné (Vitt & Slack 1975). Dalším málo zastíněným prostředím jsou trávníčky (Hayward & Clymo 1983). Ve šlencích rostou a tedy stíní (kromě okolních bultů) převážně klonální rostliny s plagiotropickým růstem, např. některé ostřice, *Andromeda polifolia*, *Oxycoccus palustris* a naopak na bultech rostou rostliny s ortotropním

růstem, aby udržely krok s vertikálním růstem rašeliníků, např. *Calluna vulgaris*, *Betula nana*, *Ledum palustre*, *Empetrum* spp. (Malmer et al. 1994). Ty pomáhají při tvorbě bultu, protože ho vyztužují a podpírají biomasu rašeliníků (Malmer et al. 1994, Pouliot et al. 2011). Navíc snižují výkyvy teplot a zvyšují relativní vlhkost, což rašeliníkům pomáhá růst. Pokud je však cévnatých rostlin na bultu mnoho, rašeliníky sice rostou do výšky, ale tvoří načechraný řídký porost a malé množství biomasy, takže se bulty tvoří pomaleji (Pouliot et al. 2011). Navíc ve šlencích spolu roste více druhů rašeliníků, zatímco na bultech dominuje jeden, maximálně dva druhy (Karlín & Bliss 1984, Rydín 1993b). Vitt & Slack (1975) napočítali v plovoucím koberci 10 druhů. Pokryvnost trav je větší ve šlencích a dřevin na bultech (Karlín & Bliss 1984).

Mechorosty jsou přizpůsobeny prostředí, ve kterém rostou. Hlavně u rašeliníků byly prokázány rozdílné vlastosti bultových a šlenkových druhů. Šlenkové druhy rašeliníků mají větší růstovou rychlost než druhy bultové (Rydín 1993b). To bylo dokázáno měřením fotosyntetické rychlosti druhů *Sphagnum balticum* a *S. fuscum* (Johansson & Linder 1980) a přírůstků různých druhů (Wieder & Lang 1983, Austin & Wieder 1987), avšak Wieder & Lang (1983) dodávají, že šlenkové druhy sice rostou rychleji, ale primární produkce je u šlenkových i bultových druhů stejná. Problémem těchto měření je, že není vždy možné oddělit efekt druhů od efektu prostředí (Rydín 1993b). Rychlejší růst a dokonce i větší roční produkce biomasy u šlenkových druhů byla potvrzena i u hnědých mechů. Druh *Scorpidium scorpioides* rostl rychleji než další zkoumané druhy (*Campylium stellatum* a *Scorpidium revolvens*) a nejpomaleji přirůstal bultový druh – *Tomentypnum nitens* (Miller 1985).

Dále bylo po desetiletém výzkumu prokázáno, že bultové druhy rostou stejně dobře či lépe ve šlencích, ale šlenkové druhy nejsou schopny růst výše (Rydín 1993b). Populace bultového druhu (*Sphagnum fuscum*) přesazená do šlenku se totiž nejprve 4 roky zmenšovala (Rydín 1986), zřejmě následkem přesazení, a poté obnovila svou původní velikost a v polovině případů došlo i ke zvětšení populace (Rydín 1993a). Bylo zjištěno, že *Sphagnum fuscum* roste nejlépe 5 cm nad vodní hladinou a má tu největší fotosyntetickou kapacitu, ale ponořený ve vodě už trpí (Rydín & McDonald 1985, Granath et al. 2010) a obrůstá řasami (Rydín 1993b). Ve šlenku by tedy tento druh mohl začít tvořit další bult. Běžnější jsou však invaze z boku bultu (Rydín 1993a). Naopak populace šlenkového druhu (*Sphagnum balticum*) se na bultu zmenšila, ale 20 % přežilo a po pěti letech se populace stabilizovala. Další šlenkový druh (*Sphagnum tenellum*) zmizel téměř úplně kvůli suchu, přežil jen ve sníženinách bultu (Rydín 1993a). Bultové druhy totiž lépe vedou vodu externími kapilárními prostory, protože mají převislé větve připojené k lodyžce a tvoří

hustší formace (Rydin et al. 1999). U hnědých mechů vedení vody napomáhá husté větvení a rhizoidální vlášení (Vitt 2000). Naopak šlenkové druhy s horší schopností vést takto vodu častěji vysychají a neudrží hlavičku mokrou vysoko nad vodní hladinou. Pokud je jeden či malé množství jedinců šlenkového druhu obklopeno jedinci bultového druhu, mohou využít vodu transportovanou externími kapilárními prostory bultových druhů. Ale záleží i na individuálních schopnostech šlenkových druhů (Rydin 1985). Další autoři však tvrdí, že kapilární vodní transport nehraje tak významnou roli při udržení šlenkových druhů na bultu (Robroek et al. 2007a, Robroek et al. 2007b). Podle Robroeka et al. (Robroek et al. 2007b) je tento transport důležitý jen na vysokém bultu po velkých srážkách a mnohem důležitější pro šlenkové druhy je intenzita a frekvence srážek.

Zatímco na bultech jsou druhy rozmístěny podle fyziologické tolerance k vysychání, ve šlencích dochází k větším biotickým interakcím (Rydin & McDonald 1985, Bragazza 1997) a kompetici o světlo. Ty lodyžky, které rostou pomaleji než ostatní, musí být štíhlejší, aby dosáhly výšky ostatních lodyžek (Rydin 1986), protože jinak by byly zastíněné. Druhy, které obsazují extrémy (šlenky a vysoké bulty), mají užší niky (Hájková & Hájek 2004), malé překryvy nik, ale uprostřed gradientu mají druhy široké niky a velké překryvy nik. To zjistila i Bragazza (1997) na devíti druzích rašeliníků v Alpách. Překryvy nik jsou menší na rašeliníštích, kde rašeliníky koexistují s dalšími mechorosty, a větší tam, kde rašeliníky dominují (Vitt & Slack 1984). Naopak hnědé mechy mají rozdělené niky. Podél výškového gradientu na sebe navazují a jsou mezi nimi malé interakce (Miller 1985). Podle Gignac (1992) jsou rašeliníky lepší kompetitoři než většina hnědých mechů (kromě druhu *Aulacomnium palustre*) a šlenkové druhy jsou lepší kompetitoři než bultové. Naopak Robroek et al. (2007a) tvrdí, že bultové druhy jsou kompetičně silnější a rozrůstají se dolů.

1.4 Cíle práce

1. Zpracovat historické a recentní rozšíření druhu *Helodium blandowii* v České republice.
2. Posoudit schopnost růstu zkoumaného druhu na bultu a ve šlenku a srovnat ji s druhem *Sphagnum teres*.
3. Ověřit schopnost vegetativního šíření a případně způsob, jakým by se dalo pomoci zkoumanému druhu rozšířit se alespoň v rámci lokalit, na kterých se již nachází.

2 Metodika

Názvy mechorostů byly sjednoceny podle Kučera & Váňa (2005), názvy cévnatých rostlin podle Kubát et al. (2002) a fytoocenologické jednotky podle Chytrý et al. (2010) a Chytrý (2011).

2.1 Rozšíření v ČR

Údaje o rozšíření byly získány revizí herbářových položek z herbářů (viz tab. I). Recentní lokality a některé historické lokality pocházejí z literatury. Lokality zkoumaného druhu byly přehledně sepsány a pro lepší orientaci byla s pomocí programu DMAP vytvořena mapka (viz obr. 6). Recentní lokality byly (kromě lokality Vidnava) navštíveny a byla zkontrolována velikost populace druhu *Helodium blandowii*. Dále byly fytoocenologické snímky, pořízené na recentních lokalitách (s výjimkou lokality Vidnava) T. Štechovou, M. Dědečkovou, S. Kubešovou, I. Novotným a J. Laburdovou (Štechová et al. 2010, Štechová nepubl., Laburdová nepubl.), zhodnoceny za použití programů Canoco for Windows a Canodraw (Ter Braak & Šmilauer 2002). K zjištění rozdílů mezi lokalitami byla použita metoda PCA a proměnné prostředí byly do výsledného grafu pasivně promítnuty.

Tab. I: Herbáře, ve kterých byly revidovány položky zkoumaného druhu z ČR.

Název	Zkratka	Počet položek
Mendelova univerzita v Brně	BRNL	0
Moravské zemské muzeum v Brně	BRNM	24
Masarykova univerzita v Brně	BRNU	6
Muzeum v Bruntále	OVMB	0
Jihočeské muzeum v Českých	CB	1
Muzeum východních Čech v Hradci	HR	0
Oblastní muzeum v Chomutově	CHOM	0
Muzeum Vysočiny v Jihlavě	MJ	2
Severočeské muzeum v Liberci	LIM	0
Oblastní muzeum v Litoměřicích	LIT	1
Regionální muzeum v Mikulově	MMI	0
Vlastivědné muzeum v Olomouci	OLM	5
Slezské zemské muzeum v Opavě	OP	11
Západočeské muzeum v Plzni	PL	2
Karlova univerzita v Praze	PRC	8 + 4 herb. Váňa
Národní muzeum v Praze	PR	13
Blatské muzeum v Soběslavi	SOB	0
Muzeum v Sokolově	SOKO	0

2.2 Pokusy v terénu

Pro pokusy v terénu byla jako jediná vybrána NPP Ruda, protože je zde populace druhu *Helodium blandowii* dostatečně velká na to, aby nebyla ohrožena prováděním pokusů.

2.2.1 Lokalita

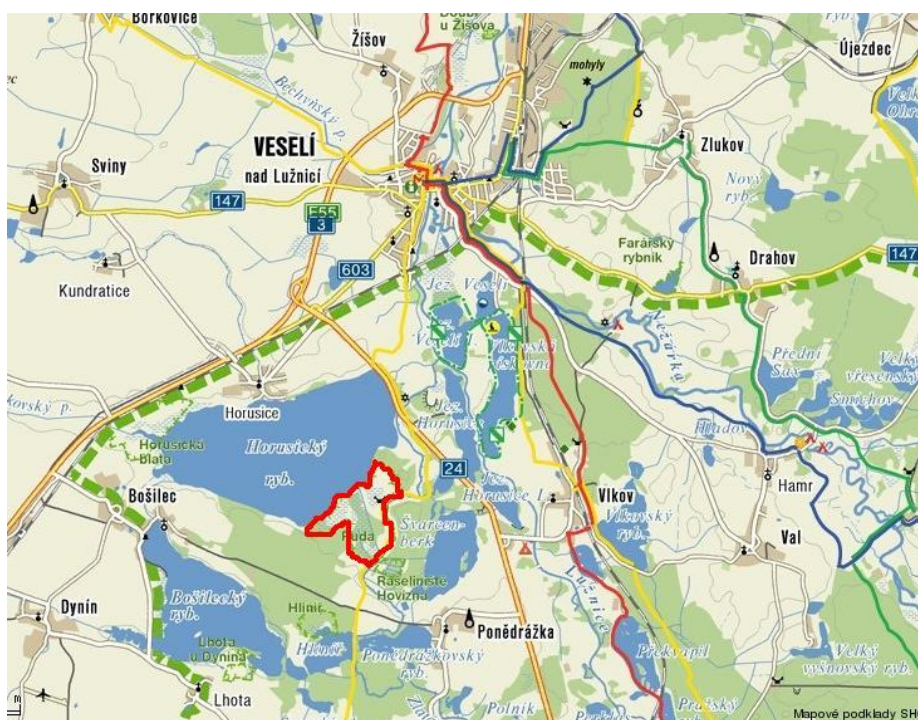
Národní přírodní památka Ruda (viz obr. 2) se nachází v katastrálním území obcí Bošilec a Horusice v Jihočeském kraji (Hlásek et al. 2009) 4 km JJZ od Veselí nad Lužnicí, na JV okraji Horusického rybníka (viz obr. 3). Spadá do fytochorionu Třeboňská pánev (Skalický 1988). Byla vyhlášena v roce 1950 (okres Tábor) a v roce 1991 (okres České Budějovice) na ploše 14,65 ha jako Národní přírodní rezervace (Albrecht et al. 2003). V roce 2009 byla rozšířena na 70,3044 ha (Hlásek et al. 2009). Nadmořská výška tohoto území je 415–417 m. Jedná se o přechodové a slatinné rašeliniště s výskytem reliktních boreálních druhů rostlin i mechorostů. Z nejvýznamnějších rostlin se tu nachází např. *Andromeda polifolia*, *Liparis loeselii*, *Nymphaea candida*, *Sparganium natans*, *Hottonia palustris*, *Drosera rotundifolia*, *Calamagrostis phragmitoides*, *Eriophorum gracile*, *Trichophorum alpinum* a *Rhynchospora alba* a z významných ostřic např. *Carex chordorrhiza*, *C. lasiocarpa* a *C. limosa*. (Albrecht et al. 2003). Co se týká mechorostů, patří Ruda mezi jednu z lokalit ohroženého mechu *Hamatocaulis vernicosus* v České republice (Štechová 2005).

Toto rašeliniště se vyznačuje vysokou konduktivitou (kolem 250 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), pH 5,8–6,1 (Štechová úst. sděl., Navrátilová & Navrátil 2005), vysokým obsahem K^+ (kolem 2,33 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), Ca^{2+} (kolem 15,93 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), Mg^{2+} (kolem 3,78 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) a vysokou hladinou vody (Navrátilová & Navrátil 2005).

Podle Navrátila & Navrátilové (2007) zde dochází k sukcesním změnám, zarůstání, ústupu druhů charakteristických pro toto prostředí a eutrofizaci. K zarůstání dřevinami dochází v důsledku suchých let v posledních desetiletích. Podle plánu péče (Hlásek et al. 2009) by zde měly být alespoň jednou za tři roky káceny náletové dřeviny, ale některé by měly být ponechány kvůli hmyzu a ptákům. Luční porosty by měly být každoročně koseny s ponecháním 20 % neposekaných. Vodní režim lokality zůstává bez zásahu.



Obr. 2: NPP Ruda (foceno 14.5.2010).



Obr. 3: Poloha NPP Ruda (<http://www.mapy.cz/>).

2.2.2 Růst *Helodium blandowii* a *Sphagnum teres* na bultu a ve šlenku

Tento pokus probíhal od listopadu 2009 do poloviny října 2010 s druhy *Helodium blandowii* a *Sphagnum teres*. *Sphagnum teres* bylo vybráno, protože se zdá, že je na této lokalitě silným konkurentem studovaného druhu. Cílem tohoto pokusu bylo porovnat, jak

studovaný druh roste na bultech a ve šlencích, které z těchto dvou prostředí mu vyhovuje lépe, a totéž srovnat u druhu *Sphagnum teres*.

K pokusu byly použity dolní třetiny PET lahví, které byly pro účel pokusu dole na několika místech proděravělé. Do každé z 24 takto vytvořených nádob bylo dáno 5 lodyžek druhu *Helodium blandowii* a 5 lodyžek druhu *Sphagnum teres*. 12 z těchto nádob bylo umístěno na bulty a 12 do šlenků, vždy v těsné blízkosti jeden kelímek na bult a jeden do šlenku. V každé nádobě byla měřena průměrná hladina podzemní vody pomocí změny zbarvení PVC elektroizolační lepicí pásky na bambusové tyčce (Belyea 1999, Booth et al. 2005, Navrátilová & Hájek 2005). Bambusem byly nádoby také mírně přichyceny k substrátu (viz obr. 4).

V říjnu 2010 byly nádoby s mechy posbírány, u každé odečtena průměrná hladina vody a spočítány přeživší lodyžky obou druhů. Pro účel tohoto pokusu byla za lodyžku považována každá samostatně rostoucí část mechu s větvičkami a navíc každá odbočující lodyžka, která byla dlouhá alespoň 5 cm. Odbočující lodyžky byly připočítány, aby se daly počty lodyžek porovnávat. Dále byly lodyžky druhu *Helodium blandowii* sušeny v papírových sáčcích 48 hodin při teplotě 70 °C (Kooijman 1993, Mälson & Rydin 2007) a ihned po usušení váženy na vahách Kern EG 220/420/620.



Obr. 4: Nádobu na bultu (vlevo) a ve šlenku (vpravo) na počátku pokusu.

2.2.3 Regenerace

Tento pokus probíhal od poloviny dubna 2010 do poloviny října 2011 s druhem *Helodium blandowii*. Cílem bylo zjistit, zda je tento druh schopen se vegetativně šířit po lokalitě pomocí úlomků lodyžek. Dále bylo zkoumáno, jestli je schopen se tímto způsobem uchytit i v porostu druhů rodu *Sphagnum* a dlouhodobě tam přežít.

V dubnu bylo v prostoru NPP Ruda vyměřeno 36 ploch 20 x 20 cm na bultech v celistvém porostu *Sphagnum teres* nebo *S. flexuosum*. Plochy byly označeny barevnými brčky přichycenými špejlí. Vždy dva čtverce se nacházely v těsné blízkosti, z jednoho byly odstraněny všechny přítomné mechorosty až na holý substrát a jeden byl ponechán bez zásahu. Do každé plochy byly rovnoměrně rozmístěny tři na cca 1 cm dlouhé kousky (Mälson & Rydin 2007) natrhané lodyžky druhu *Helodium blandowii* (viz obr. 5). Zdrojové lodyžky druhu byly sesbírány z různých bultů, vždy jen několik lodyžek, aby porost zůstal zapojený. Ale další studie ukazují, že gapy vytvořené po sběru zdrojového materiálu i introdukci jsou již druhý rok téměř z poloviny zaplněné (Cobbaert et al. 2004, Štechová 2005, Štechová & Kučera 2007).

V říjnu byly spočítány rostoucí lodyžky. Další rok v říjnu byly opět spočítány rostoucí lodyžky, bohužel 3 plochy nebyly nalezeny. Pro účel tohoto pokusu byly za lodyžku považovány všechny části, které měly zelený rostoucí vrchol.



Obr. 5: Založený regenerační pokus v gapu (vlevo) a v rašeliníku (vpravo).

2.3 Statistické vyhodnocení

Analýzy byly provedeny a grafy vytvořeny pomocí programu Statistica 9.1 (StatSoft, Inc. 2010).

2.3.1 Růst *Helodium blandowii* a *Sphagnum teres* na bultu a ve šlenku

Hodnoty váhy lodyžek druhu *Helodium blandowii* byly před statistickým vyhodnocením zlogaritmovány.

Hodnoty logaritmu vah lodyžek na bultu a ve šlenku byly porovnány párovým t-testem. Poté byl proveden stejný test s počty lodyžek druhu *Helodium blandowii* na bultu a ve šlenku a počty lodyžek druhu *Sphagnum teres* na bultu a ve šlenku. Bohužel z důvodu párového uspořádání pokusu a nečekaných povětrnostních aj. vlivů lze do analýz zahrnout jen 8 pozorování (4 páry). Výsledky byly znázorněny grafy.

Hodnoty výšky hladiny vody nebyly nakonec do analýzy zahrnuty, protože došlo ke značné ztrátě dat neočekávaným zaplavením tyček s PVC elektroizolační lepicí páskou.

2.3.2 Regenerace

Nejprve bylo pomocí Mann-Whitneyova U testu zjištěno, jestli se liší schopnost regenerace lodyžek druhu *Helodium blandowii* v porostu druhu *Sphagnum teres* a *S. flexuosum*. Jelikož nebyl nalezen žádný průkazný rozdíl v prvním ($U=32,0$; $p=0,743$) ani druhém roce ($U=27,50$; $p=0,615$), bylo možno provádět další analýzy obecně pro oba druhy dohromady.

Byl porovnán počet lodyžek v gapu a v porostu druhů rodu *Sphagnum* pomocí Wilcoxonova testu v každém roce zvlášť. Výsledky byly znázorněny grafy. Po převedení počtů lodyžek na data o přítomnosti a nepřítomnosti lodyžek ve čtverci bylo provedeno stejné srovnání pomocí kontingenčních tabulek.

3 Výsledky

3.1 Rozšíření v ČR

Bylo nalezeno 5 lokalit ověřených i po roce 2009 a jedna (Bažantka), na které byl zkoumaný druh nalezen jen v roce 2002. Dále bylo z údajů na revidovaných herbářových položkách (viz příloha 6) sepsáno 23 lokalit, na nichž nálezy tohoto druhu spadají do rozmezí mezi léty 1877–1974. A 6 údajů bylo získáno jen z literárních zdrojů a případné položky, které by dokazovaly jejich pravdivost, nebyly v herbářích (viz tab. I) nalezeny. Některé položky byly v letech 1985–1986 revidovány Z. Soldánem a R. Ochyrou a jedna položka z Národního muzea byla v roce 2002 revidována J. Váňou, ale výsledky zřejmě nebyly publikovány. Mylně určené položky byly nalezeny jen dvě. To může být způsobeno tím, že chybné údaje již byly odhaleny při předchozích revizích a také tím, že u tohoto druhu není velký problém s determinací.

Krom níže uvedeného ještě Salaschek (1936) našel zkoumaný druh na lokalitě v Lísovech. Tento nález je však datován zhruba do období Atlantiku a zbytky se nacházely 0,8–1,8 m pod povrchem rašeliny.

Recentní údaje ověřené po r. 2009: (podrobnější informace viz příloha 2)

- Český les, okr. Cheb, Salajna: severně ukloněné prameniště u železničního viaduktu, cca 750 m JV od vlakové zastávky v obci, nekosené prameniště a vlhké louky (20–30 ar) obklopené poli, druh roste na ploše několika decimetrů v blízkosti minerálně silného vývěru, několik desítek lodyžek, 539 m n. m., 10. 8. 2010 leg. J. Laburdová (herb. Laburdová, dupl. CBFS, BRNM – Laburdová 2010: 73, Štechová et al. 2010: 24–33).
- Kokořínsko, okr. Mělník: PR Ráj, slatinná louka nad rybníkem Stříbrník, 300 m ZSZ od křižovatky silnic v Ráji, několik trsů o pokryvnosti několika dm² v rozmezí asi 50 m, 250 m n. m., 28.6.2006 leg. E. Holá a T. Štechová (CBFS – Štechová et al. 2010: 24–33), 22.9.2006 leg. J. Kučera (12628, CBFS), I. Marková (herb. Marková), R. Mudrová (herb. Muzeum Českého lesa Tachov) (Kučera et al. 2006: 24).
- Třeboňsko, okr. Tábor, Bošilec a Horusice: NPP Ruda, rašeliniště u Horusického rybníka, 4 km JJZ od Veselí nad Lužnicí, cca 420 m n. m., 16.9.1993 leg. J. Váňa a Z. Soldán (herb. Váňa, herb. Soldán – Anonym 1993: 11, Štechová et al. 2010: 24–33).
- Okr. Jeseník, Vidnava: PR Vidnavské mokřiny, 220 m n. m., 2000 leg. M. Zmrhalová (SUM – Štechová et al. 2010: 24–33).
- Českomoravská vrchovina, okr. Jihlava, Brtnice a Kněžice: PP Urbánkův palouk u silnice mezi Brtnicí a Novou Brtnicí, kosená mokřadní louka, 625 m n. m., 28.10.2002 leg. J. Kučera (herb. Kučera No. 9659 – Hájková et al. 2005: 29, Štechová et al. 2010: 24–33), 18.5.2003 leg. P. Hájková & M. Hájek, det. P. Hájková (BRNU – Hájková et al. 2005: 29), 0,65 km SSV střediska Chaloupky u obce Nová Brtnice, podmáčená rašelinná louka, 550 m n. m., 12.8.2009 leg. I. Novotný (BRNM).

Recentní údaje ověřené v r. 2002: (podrobnější informace viz příloha 2)

- Českomoravská vrchovina, okr. Jihlava, Doupě: PR Bažantka, cca 750 m JZ-ZJZ od obce Doupě, středová část kosené rašelinné louky, 595 m n. m., 20.10.2002 leg. J. Kučera (herb. Kučera No. 9610 – Hájková et al. 2005: 29, Štechová et al. 2010: 24–33).

Doložené historické údaje:

- SZ Čechy, okr. Chomutov: vlhká louka uprostřed Polského rašeliniště [= Polackenheide], cca 850 m n. m., 20.7.1960 leg. J. Váňa (herb. Váňa), na malé loučce v rýze na severním okraji Polského rašeliniště (Váňa 1966: 209).
- Čechy: bažinatá louka u Dolského Mlýna u Chudého hrádku [= Gründelmühle bei Neuschloss], 260 m n. m., 3.8.1904 leg. V. Schiffner (BRNU), mezi vesnicemi Holany a Dřevčice.
- Paka: Kozinec, v louce pod Kozincem směrem k Zlaté Olešnici, 1940 leg. B. Válek (BRNM 2x).
- Nová Paka: rašelinná louka u města Bělohrad, cca 200 (300) m n. m., 4.1946 leg. Z. Pilous (Musci čechoslovenici exsiccati No. 178: BRNM, BRNU, OP, PR 2x – Pilous 1991: 74).
- Lázně Bělohrad: rašelinná louka pod plovárnou, 4.1947 leg. Z. Pilous (CB).
- Hostinné, Chotěvice: rašelinná louka pod vsí Svatá Kateřina, cca 490 m n. m., 10.1948 leg. Z. Pilous (Musci čechoslovenici exsiccati No. 597: BRNM, BRNU, OP, PR 2x – Pilous 1991: 74).
- Čechy: Vlčice u Trutnova, rašelinná louka, 4.1955 leg. Z. Pilous (LIT).
- Krkonoše: rašelinná louka u vsi Mladé Buky (při silnici z Mladých Buků do Vlčic), cca 460 m n. m., 10.1951 leg. Z. Pilous (PR, Musci čechoslovenici exsiccati No. 1262: OP – Pilous 1991: 74).
- Staré Město pod Králickým Sněžníkem: Petříkov u Ostružné, rašelinná loučka s přechodem k prameništi v podmáčeném lese v údolí potoka, který stéká z Wiesenbergu, blízko kyzových dolů, 800 m n. m., 28.7.1950 leg. J. Duda (OLM, Musci et Hepaticae exsiccati No. 43: BRNM, MJ, OP, PRC, PR – Duda 1950: 332, 334–335).
- Javorník: rašelinná louka těsně u státní hranice, 239 m n. m., 29.6.1955 leg. J. Duda (OLM, OP – Duda 2001: 28).
- Hrubý Jeseník: na rašeliništi u vsi Rejvíz, 700 m n. m., 14.6.1954 leg. J. Duda (OP – Duda 2001: 28), vlhká rašelinná louka Rejvíz, 770 m n. m., 11.8.1962 leg. J. Váňa (herb. Váňa).
- Hrubý Jeseník: Dolní Domašov, cca 1 km západně od obce, svahová rašelinná louka, 662 m n. m., 24.6.1955 leg. J. Vicherek (BRNM), 26.6.1955 leg. J. Vicherek (BRNM).
- Sudety: Velká kotlina [= Kesselwiese], blízko potoku, 1200 m n. m., 7.1905 leg. J. Podpěra (BRNM 2x, PR 2x – Podpěra 1906, Duda 1950: 334–335, Kučera et al. 2009: 154); Kotlina na Jeseníku, 1200 m n. m., 6.1906 leg. J. Podpěra (PR).
- Šumperk: Angerwiesen, leg. J. Paul (PRC), plodné, 1880 leg. J. Paul (BRNM, OVM, PRC 2x, – Podpěra 1911: 319, Zmrhalová 1993: 62), ojedinělé sterilní exempláře, 1900 leg. F. Matouschek (Matouschek 1900: 53), vlevo od náspu, 17.5.1904 leg. J. Paul (BRNU, OVM – Zmrhalová 1993: 62), ojedinělé sterilní exempláře, 1911 leg. J. Podpěra (Podpěra 1911: 319), podmáčené místo blízko železničnímu náspu, jižní strana, mezi mostem a strážním domkem, 7.1930 leg. F. Schenk (BRNM – Salaschek 1936: 50), 4.1931 leg. J. Lukas (OP); Šumperk: vlhká louka, leg. J. Paul (PRC 2x – Duda 1950: 334–335); Šumperk, leg. J. Paul (PR).
- Jeseníky: Mrtvý muž [= Todter Mann], cca 800 m n. m., 5.1909 leg. F. Schenk (PR).

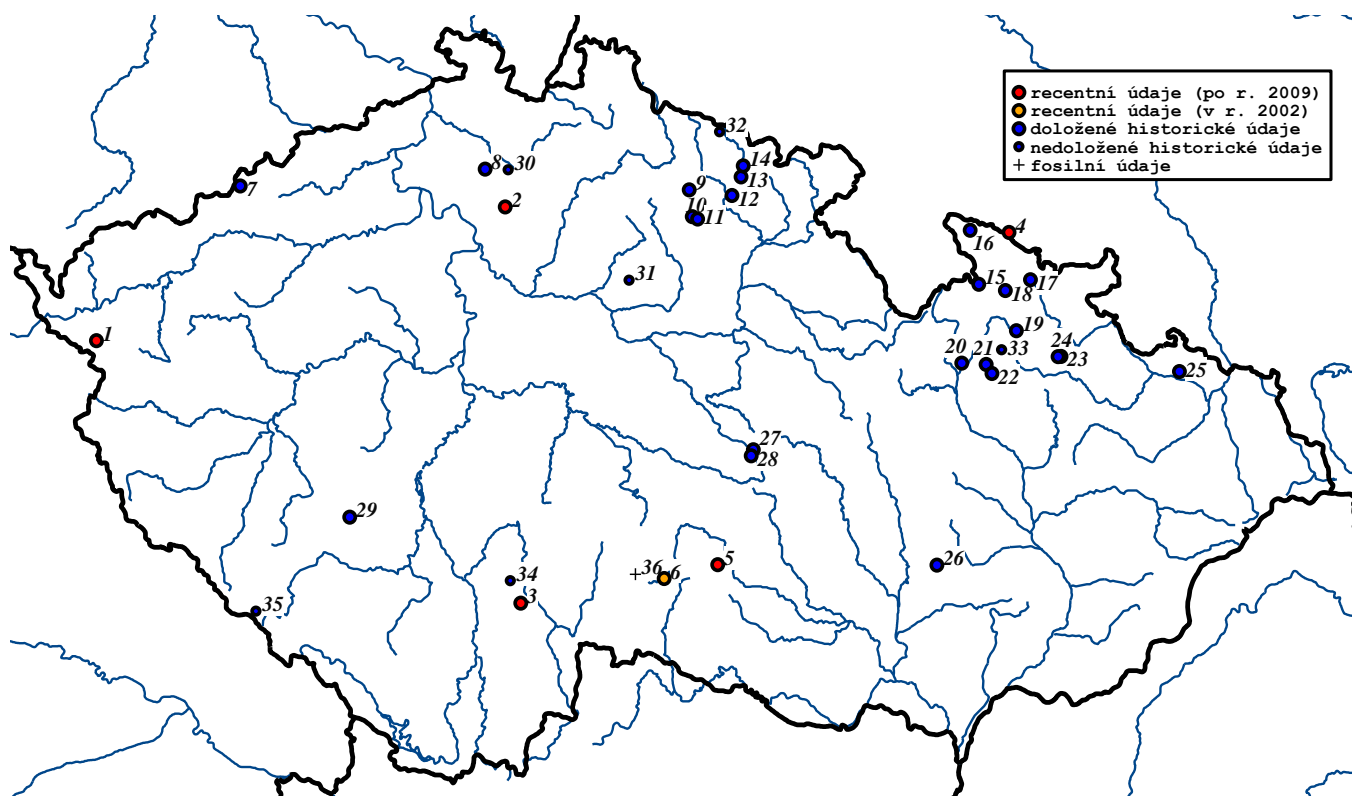
- Jeseníky: Václavov u Oskavy, horská louka s prameništi a bažinami k slatiništi za lesní školkou, 9.1908 leg. F. Schenk (PR), [= Oberschar oberhalb Wenzelsdorf] bažinatá loučka za farským lesem [= Kirchenbüsche], 1908 asi do 1925, 1930 již není stopy leg. F. Schenk (BRNM), 500 m, 11.1910 leg. F. Schenk (BRNU 2x), bažinatý luční příkop pod bukovými lesy [= "Bruch"], nepatrný výskyt, 1.10.1934 leg. F. Schenk (BRNM), bažinatá louka nad Václavovem zpočátku Oberschar na břehu, 26.10.1934 leg. F. Schenk (BRNM – Salaschek 1936: 50); Václavov u Unčova, leg. F. Schenk (Duda 1950: 334–335). Oberschar se nacházel SSV od obce, V od Jestřábiho potoka (Václavovského) [= Siebersdorfer Bach] (Zmrhalová úst. sděl. podle katastrální mapy z r. 1834).
- Bruntál: Sphagnový ? v louce u Bruntálu při trati k Valšovu, 25.7.1953 leg. Jedlička (BRNM).
- Bruntál: rašelinná louka mezi obcemi Moravskoslezský Kočov a Bruntál, 550 m n. m., 21.10.1962 leg. J. Duda (OLM, OP – Duda 2001: 28).
- Opava, Hlučín: rašelinná louka u vsi Zábřeh, 230 m n. m., 19.6.1951 leg. J. Šmarda (BRNM 3x), 19.6.1951 leg. J. Duda (OP), 19.6.1951 leg. J. Duda, det. M. Vondráček (PL), 23.6.1951 leg. J. Duda (OLM, Musci et Hepaticae exsiccati No. 43: MJ, OP, PRC, PR – Duda 2001: 28), 29.6.1954 leg. V. Pospíšil (BRNM, OLM, OP), 29.6.1954 leg. J. Duda (Duda 2001: 28).
- Drahanská vrchovina: bažinato-rašelinné louky v údolí Říčky, asi 3,5 km JV od obce Bukovinka, cca 400 m n. m., 17.11.1974 leg. R. Doležal (BRNM).
- Žďár nad Sázavou [= na Moravě]: Radostín, 1940 leg. B. Válek (BRNM – Duda 1950: 334–335), 1940 leg. J. Šmarda (BRNM).
- Českomoravská vysočina, okr. Žďár nad Sázavou: vlhká louka s opukovým podkladem u Velkého Dářka, 29.9.1959 leg. J. Váňa (herb. Váňa).
- Čechy: Thořovice [= Thorovice] blíž Blatné, 1877 leg. J. Velenovský (PRC – Velenovský 1897: 297, Salaschek 1936: 51).

Nedoložené historické údaje (případně nedostupné dokladové položky):

- Mokrá louka vlevo od cesty z Jestřebí [= Habstein] do Doks [= Hirschberg], s *Paludella squarrosa*, bohatě antheridia, 1886 leg. V. Schiffner & A. Schmidt (Schiffner & Schmidt 1886: 56, Weidman 1895: 254, Velenovský 1897: 297, Salaschek 1936: 51, Kučera et al. 2006: 24).
- Nymburk: mokrá louka mezi obcemi Dymokury a Městec Králové [= Königstadt], plodné, 220 m n. m., 7.1889 leg. F. Matouschek (Matouschek 1895: 81, Velenovský 1897: 297, Salaschek 1936: 51).
- Krkonoše: Modrý důl (Hradílek 2011) snad Z. Pilous (Hradílek úst. sděl.).
- Skřítek: sedlo [= Moosweichten am Berggeist-Sattel] leg. F. Schenk (Salaschek 1936: 50–51).
- Rašeliny u Borkovic, 1892 leg. J. Velenovský (Velenovský 1897: 297, Salaschek 1936: 51, Anonym 1993: 11).
- Šumava: rašeliny u Hůrky [= Hurkenthal], 1901–1902 leg. J. Velenovský (Velenovský 1903: 13).

Mylné údaje:

- Prachatice: Lenora, v bažinném lese u Chlístova, 7.6.1959 leg. Pišta, det. V. Ježek (BRNM, dokladová položka je *Hylocomium umbratum* det. J. Kučera).
- Plzeň: na kořenech olší aj. v močále dle potůčka v Pytli, 9.4.1916 det. F. Maloch (PL, dokladová položka je *Cratoneuron filicinum* det. J. Kučera).



Obr. 6: Rozšíření zkoumaného druhu v České republice (1 Salajna, 2 Ráj, 3 Ruda, 4 Vidnava, 5 Urbánkův palouk, 6 Bažantka, 7 Polské rašeliniště, 8 Chudý hrádek, 9 Kozinec, 10 Bělhrad, 11 Lázně Bělhrad, 12 Svatá Kateřina, 13 Vlčice, 14 Mladé Buky, 15 Petřikov, 16 Javorník, 17 Rejvíz, 18 Dolní Domašov, 19 Velká kotlina, 20 Angerwiesen, 21 Mrtvý muž 22 Václavov u Oskavy, 23 Bruntál-Valšov, 24 Bruntál-Moravskoslezský Kočov, 25 Zábřeh u Hlučína, 26 Bukovinka, 27 Radostín, 28 Velké Dářko, 29 Thořovice, 30 Jestřebí-Doksy, 31 Dymokury-Městec Králové, 32 Modrý důl, 33 Skřítek, 34 Borkovice, 35 Hůrka, 36 V Lísovech).

Velikost populace na recentních lokalitách se výrazně nezměnila. Na lokalitě Salajna se nachází jediný trs (viz obr. 7), na lokalitě Ráj více trsů a na Rudě roste zkoumaný druh na několika desítkách čtverečních metrů. Na Urbánkově palouku roste v jednom trsu značně prorostlém druhy *Climacium dendroides*, *Aulacomnium palustre*, *Calliergonella cuspidata*, *Rhitiadelphus squarrosus*, *Sphagnum teres* a *Hypnum pratense* (viz obr. 8) a o několik desítek cm dál se nachází ještě 15 lodyžek druhu *Helodium blandowii*, mezi kterými roste opět *Calliergonella cuspidata*. Na této lokalitě byla také pozorována jedna lodyžka druhu *Helodium blandowii*, ze které vyrůstal nezralý sporofyt.

První ordinační osa analýzy PCA s promítnutými proměnnými prostředí vysvětluje 38,7 % a druhá osa 32,1 % z celkové variability. Ve výsledném grafu (viz obr. 9) je vidět, že na Urbánkově palouku je největší pH, konduktivita a zastoupení bylinného patra.

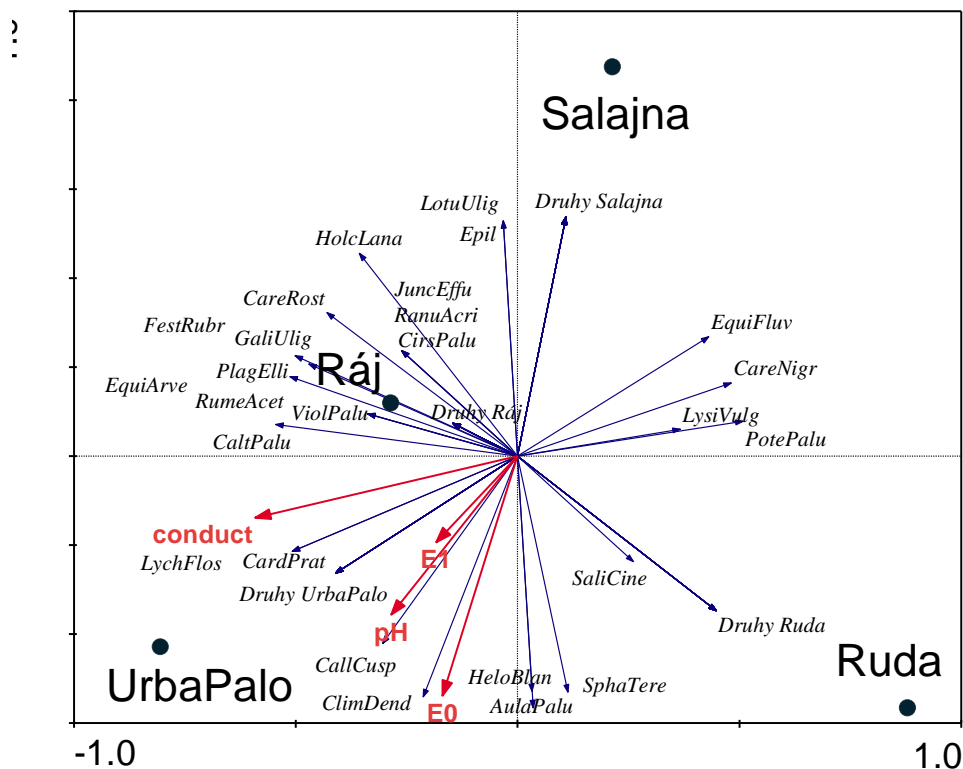
Z rozmístění lokalit je zřejmé, že lokalita Ruda se od zbývajících tří lokalit výrazně liší. Na Rudě rostou s druhem *Helodium blandowii* např. *Menyanthes trifoliata*, *Utricularia* sp. a z mechorostů *Hamatocaulis vernicosus*, zatímco na ostatních lokalitách se vyskytují spíše luční druhy rostlin.



Obr. 7: Trs *Helodium blandowii* na lokalitě Salajna (foceno 10.4.2011).



Obr. 8: Trs *Helodium blandowii* na lokalitě Urbánkův palouk (foceno 22.10.2011).



Obr. 9: Výsledky analýzy PCA – **Druhy Salajna:** *AgroCapi*, *AngeSylv*, *AnthOdor*, *CrepPalu*, *EquiSylv*, *FestPrat*, *Gale*; *GaliAlbu*, *MyosNemo*, *PoaPalus*, *SangOffi*, *SeliCarv*, *StelGram*, *ValeDioi*; *BracRivu*, **Druhy Ruda:** *AlnuGlut*, *Beru*, *MenyTrif*, *MoliCaer*, *PeucPalu*, *PinusSylv*, *Utri*; *AmblyRadi*, *HamaVern*; *SphaSpha*, *StraStra*, *WarnExa*; **Druhy UrbaPalo:** *BrizMedi*, *CarePani*, *CarePilu*, *FiliUlma*, *LathPrat*, *MentArve*, *PoteErec*, *ScirSylv*, *TephCris*, *Vale*; *CirrPili*, *RhytSqua*, *SphaFall*; **Druhy Ráj:** *AgroCani*, *BeruErec*, *CareAcut*, *CareCula*, *CareCane*, *CeraHolo*, *GaliPalu*, *LuzuMult*, *MyosPalu*, *PanuAuri*, *PediPalu*, *PhraAust*, *PoaPrate*; *BryuPseu*, *DrepAdun*, *ConoConi* (UrbaPalo = Urbánkův palouk, názvy druhů viz příloha 1).

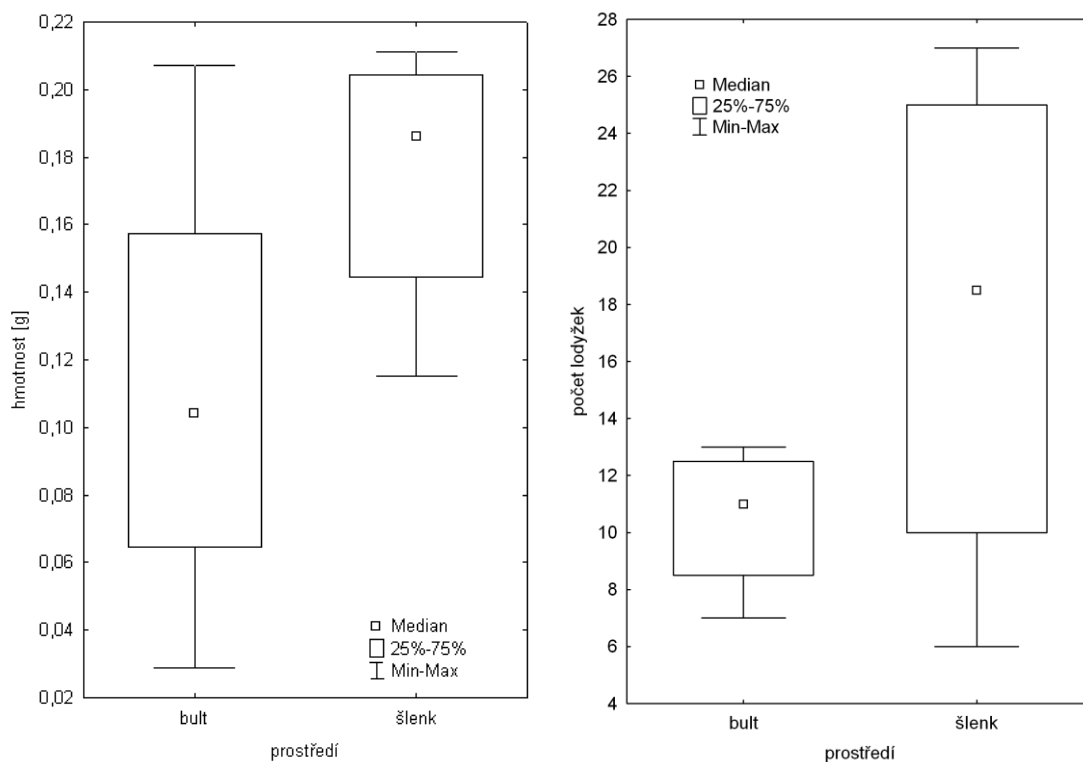
3.2 Pokusy v terénu

3.2.1 Růst *Helodinium blandowii* a *Sphagnum teres* na bultu a ve šlenku

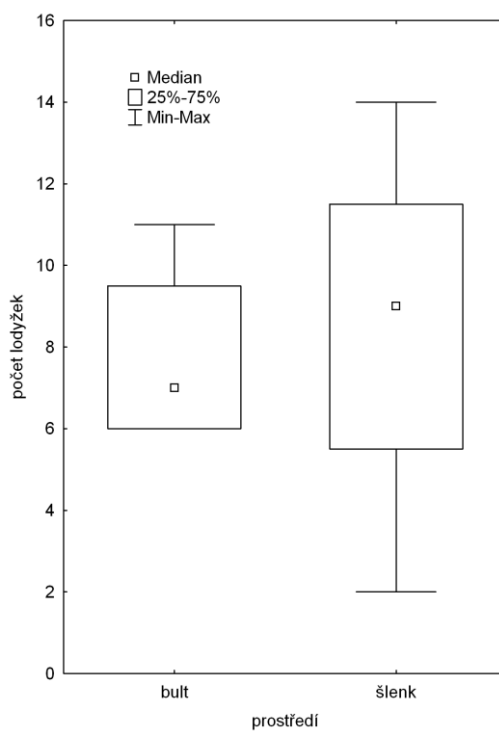
Nebyl nalezen statisticky průkazný rozdíl ve váze lodyžek druhu *Helodinium blandowii* na bultu a ve šlenku ($t_3 = -2,29$; $p = 0,106$). Obdobně vyšel i test srovnávající počet lodyžek zkoumaného druhu na bultu a ve šlenku ($t_3 = -1,46$; $p = 0,241$). Z grafů (viz obr. 10) je však vidět, že ve šlenku se nacházel větší počet lodyžek a také tu měl zkoumaný druh větší množství biomasy. Dále lze vyčíst velkou variabilitu v množství biomasy na bultu a v počtu lodyžek ve šlenku.

Ani v počtu lodyžek druhu *Sphagnum teres* na bultu a ve šlenku nebyl nalezen průkazný rozdíl ($t_3 = -0,45$; $p = 0,681$). Podle grafu (viz obr. 11) si o něco lépe vede ve šlenku,

ale zároveň má ve šlenku velmi variabilní počet lodyžek. (Primární data viz příloha 3 a fotografie viz příloha 5.)



Obr 10: Srovnání množství biomasy druhu *Helodium blandowii* na bultu a ve šlenku (vlevo) a počtu lodyžek tohoto druhu na bultu a ve šlenku (vpravo).



Obr. 11: Srovnání počtu lodyžek druhu *Sphagnum teres* na bultu a ve šlenku.

3.2.2 Regenerace

Po prvním půl roce se zvláště projevila regenerační schopnost lodyžek druhu *Helodium blandowii* v gapu (viz obr. 12). Na některých plochách bylo napočítáno i přes 20 lodyžek (maximálně 34) a průměrně bylo ve čtvercích bez přítomnosti druhů rodu *Sphagnum* nalezeno 9 lodyžek (viz příloha 4). Už po půl roce je však u některých ploch vidět, že *Sphagnum* z okolí vytvořeného gapu postupně přerůstá do čtverce a zastíňuje lodyžky zkoumaného druhu rostoucí z úlomků. Naproti tomu ve většině ploch s druhy rodu *Sphagnum* nebyla nalezena žádná lodyžka, ale najdou se i čtverce až se 6 lodyžkami. Průkazný rozdíl mezi počty lodyžek v gapu a v druzích rodu *Sphagnum* ukazuje i výsledek Wilcoxonova testu ($Z=3,46$; $p=0,0005$). I srovnání přítomnosti či nepřítomnosti regenerace ve čtverci s užitím kontingenčních tabulek vychází průkazně ($\chi^2=16,8$; $df=1$; $p=0,00004$).



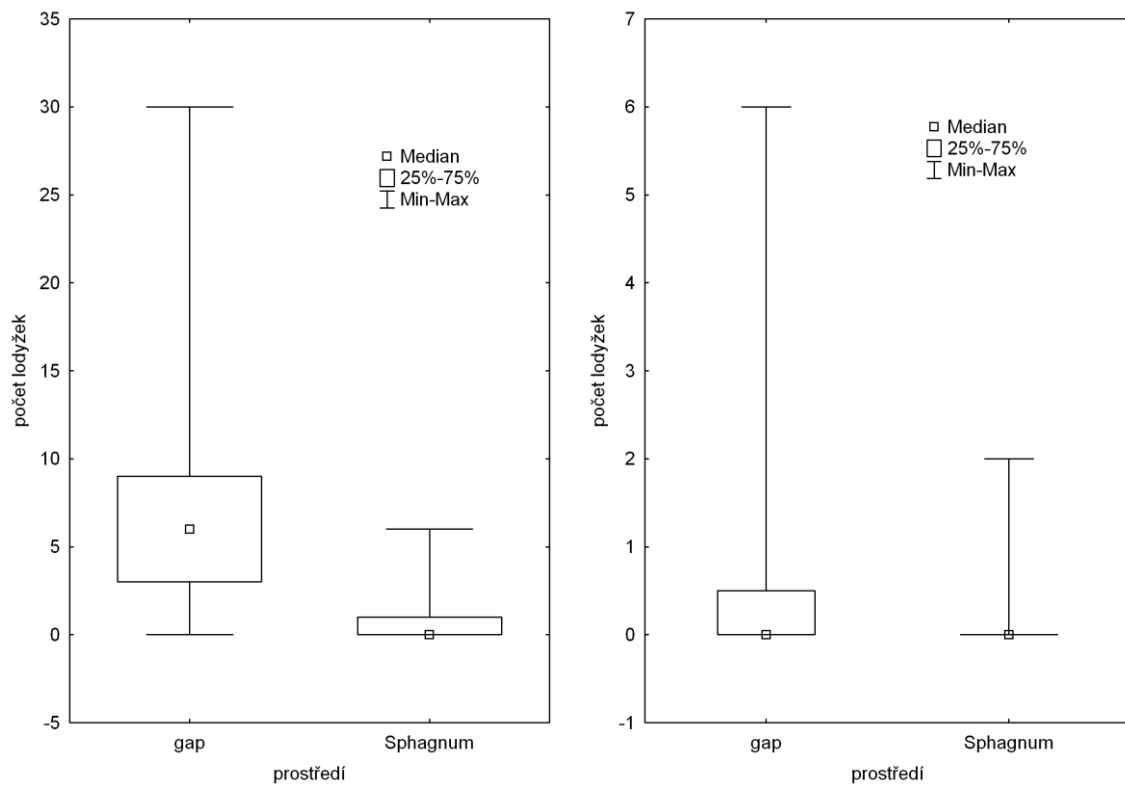
Obr. 12: Regenerační pokus po půl roce.

Po dalším roce se situace mění. Expanze druhů rodu *Sphagnum* z okrajů gapu je velice výrazná a zregenerované lodyžky byly nalezeny jen v několika čtvercích (viz obr. 13). Wilcoxonův test rozdíl mezi zásahy neprokázal ($Z=1,60$; $p=0,109$). Také test s užitím kontingenčních tabulek vychází neprůkazně ($\chi^2=2,13$; $df=1$; $p=0,144$).

I z grafů (viz obr. 14) lze vyčíst značný rozdíl v počtu lodyžek v prvním roce a téměř žádný rozdíl ve druhém roce.



Obr. 13: Gap po 1,5 roce.



Obr. 14: Srovnání počtu lodyžek v 1. (vlevo) a 2. roce (vpravo) trvání pokusu.

4 Diskuse

4.1 Rozšíření

Recentních lokalit druhu *Helodium blandowii* v ČR je 5 a jedna další zřejmě zanikla v posledních letech, zatímco historicky známých bylo zaznamenáno 29. Zajímavé je, že všechny recentní lokality jsou historicky neznámé. Podobné případy byly popsány i u jiných rašeliništních mechů, např. druh *Hamatocaulis vernicosus* byl na Českomoravské vysočině na řadě lokalit nově nalezen a 24 historických lokalit ověřeno nebylo (Štechová & Štech 2009). U nově nalezených lokalit je velmi pravděpodobné, že se na nich zkoumaný druh nacházel už od doby ledové, jen tu nebyl zaznamenán, protože bryoflóra ČR nebyla v minulosti nijak celistvě probádána a podrobnější bryofloristická data jsou spíše regionálního charakteru – hodně záleželo na tom, kde žil a sbíral někdo, koho mechorosty zajímaly. Je tedy stále možné najít další lokality.

Z výsledků je patrný značný úbytek lokalit zkoumaného druhu v ČR. Podobná pozorování pochází i z dalších států Evropy. Např. na Slovensku zaznamenali úbytek 10 % lokalit za 10 let (Dítě & Šoltés 2002), v severním Německu byl dříve častý (Herzog 1926), nyní je v celém Německu ohrožen vyhynutím (Nebel & Schoepe 2001) a ani ve Finsku není tak četný jako před 50 lety (Juutinen 2011). Navíc za posledních 100–150 let úplně zmizel z Velké Británie, Belgie, Švýcarska a Číny a znovu objeven byl jen v Nizozemí. Mizí i jiné glaciální relikty, např. Kooijmanová (1992) uvádí za posledních sto let značný úbytek druhů rodu *Scorpidium* v Nizozemí a Greven (1992) píše o klesající četnosti rašelinných druhů v Nizozemí.

Příčiny jsou stále stejné – úbytek vhodných lokalit či jejich poškození lidskými aktivitami (Greven 1992). Jedná se hlavně o odvodnění, melioraci (Zechmeister 2008) a eutrofizaci způsobenou splachy (Dirkse & Martakis 1992) z okolních hnojených pozemků. Podle Juutinen (2011) je nejdůležitější ochrana podzemní vody, která napájí slatiniště. V menší míře jsou lokality poškozeny spady látek z ovzduší (Hallingbäck 1992). V důsledku ničení prostředí také klesá pohlavní reprodukce druhů (Greven 1992) a tedy i jejich schopnost šířit se na větší vzdálenosti.

Populace na historických lokalitách druhu *Helodium blandowii* v ČR mizí z podobných důvodů. Některé jsou již nenávratně ztraceny, protože byly přeměněny na pole a zmeliorovány, jako např. v 60. letech minulého století lokalita Angerwiesen, vlhké louky u Šumperka, které byly po první seči ještě uměle zavlažované, aby lépe narostla druhá tráva.

(Zmrhalová 1993). Další lokality byly poškozeny odvodněním a eutrofizací. To je případ např. luk v údolí Řičky u Bukovinky, luk u Bruntálu a u Javorníku (Duda 2001) a lokality u Václavova u Oskavy, kde již žádné mokřiny s rašeliníky nalezeny nebyly (Zmrhalová úst. sděl.). Nejlepším příkladem je PR Koutské a Zábřežské louky, kde se ještě v roce 1985 jednalo o pěkné rašelinné louky. Dnes jsou zde porosty vysokých ostřic a bažinatá olšina a nachází se tu v malém množství většinou běžné druhy mechorostů. Duda (1994) píše, že hlavní příčinou této změny je pokles spodní vody asi vlivem blízké šterkovny, v menší míře hnojení okolních luk. Některé louky v severní části byly přeměněny na pole a také byly upraveny odvodňovací příkopy. V současné době jsou louky koseny (Anonym 2007). Přistupuje se i ke kosení dalších lokalit (např. Bukovinka), ale zkoumanému druhu to již asi nepomůže. Kolik dalších lokalit bylo v uplynulém století zasaženo odvodněním, eutrofizací a zúrodněním nedovedu posoudit.

Některé další lokality jsou sice zachovalé, přesto zde zkoumaný druh ověřen nebyl. Jednou takovou je Velká kotlina, která byla v letech 2001–2003 detailně prozkoumána šesti bryology (Kučera et al. 2009). U dalších lokalit není známé ani přesné umístění. Jednou takto spornou je okolí šumavské Hůrky. Holá (2006) zkoumala bryofloru na Novohůreckých slatích a Cetlově Hůrce, ale zkoumaný druh nenalezla a Novohůrecké slatě považuje za kyselejší, než zkoumaný druh snáší (Holá úst. sděl.). Je však velmi pravděpodobné, že Velenovský myslel okolí Staré Hůrky, které podrobně prohledáno nebylo.

Ani recentní lokality nebyly ušetřeny negativních vlivů. NPP Ruda trpí zarůstáním dřevinami a ostatní lokality byly v minulém století poškozeny lidskou činností. PR Bažantka je zbytkem velkých rašelinných komplexů s podmáčenými loukami, které byly po roce 1945 a hlavně v letech 1976–1978 odvodněny a zmeliorovány a v 60. letech 20. stol. tu byly uměle vysázeny vrby (Růžička 1987). V současné době je rašeliníště kvůli narušenému vodnímu režimu dále ohroženo zarůstáním druhu *Phragmites australis*, *Calamagrostis epigejos* a různými dřevinami a splachem z okolních polí (Plunder 2008). Také PP Urbánkův palouk je zbytkem většího mokřadního komplexu, má narušený vodní režim a navíc je napájen vodou přitékající z blízkého smrkového lesa, což je příčinou jeho okyselení (Lysák 2010). A v případě lokality Salajna se jedná o nekosené prameniště a vlhké louky obklopené poli (Laburdová 2010), ze kterých dochází ke splachům a eutrofizaci luk.

4.2 Pokusy v terénu

4.2.1 Růst na bultu a ve šlenku

Výsledky tohoto experimentu, porovnávající růst druhu na různých mikrostanovištích, nebyly průkazné, což může být dáno malým počtem pozorování. Během experimentu musela být totiž některá pozorování vyřazena, protože několik pokusných nádob buď nebylo nalezeno, nebo byly přemístěny na jiné místo. V několika případech byl v kelímku s mechy nalezen uhynulý hlodavec či hmyzožravec. Použití kelímků se neukázalo příliš vhodným, protože v některých případech byly málo přichyceny tyčkou a uletěly či uplavaly a v jiných případech byly drženy tak pevně, že byly posléze zcela zaplaveny vodou a mechy v nich uhnyly. Možná by bylo lepší použít k ohraničení pokusu nějaký předmět bez dna, který půjde dobře uchytit k substrátu. Kooijman et al. (1994) například použila při pokusu s šířením druhu *Scorpidium scorpioides* PVC-kroužky o průměru 3,5 cm a výšce 3 cm. Viděla bych jako vhodnější vzhledem k výšce vody ve šlenku užití vyšších předmětů, např. trubek, či celých PET lahví bez dna a ústí.

Z výsledků by se dalo odvodit, že zkoumanému druhu vyhovuje spíše vlhčí až zatopené prostředí šlenku. Tato skutečnost zatím nebyla podrobně zkoumána. Někteří autoři uvádí pozorování z mokrých šlenků, ale nikdy přímo z vody (Dítě & Šoltés 2002, Rusińska et al. 2009). Většina si však myslí, že tento druh vyhledává spíš sušší místa na bultech (Navrátilová & Navrátil 2005, Štechová et al. 2010). U jiných hnědých mechů zkoumali vliv různé výšky nad vodní hladinou na růst Mälson & Rydin (2007). Byl prokázán u druhu *Scorpidium cossonii*, který roste nejlépe co nejbliže k vodní hladině, ale u druhu *Campylium stellatum* zjištěn nebyl.

Také druhu *Sphagnum teres* se podle výsledků experimentu lépe daří ve šlenku. S tím souhlasí Vitt & Slack (1975) a Laine et al. (2009) a dodávají, že má rád světlá místa a tvoří souvislé koberce. Jak roste v různé výšce nad vodní hladinou, zkoumali Granath et al. (2010) a zjistili, že snese jak zaplavení, tak i sušší podmínky. Podobný výzkum probíhal i u jiných druhů rašeliníků. Bylo zjištěno, že všechny druhy rostou stejně dobře či lépe ve šlencích, ale šlenkové druhy nejsou schopny růst výše (Rydin 1993b) kvůli nedostatečné schopnosti vést vodu, následkem které uschnou (Rydin 1993a). Proto *Sphagnum teres*, jako druh rostoucí ve vlhčích částech rašeliníšť (Vitt & Slack 1975), by měl být také omezen na vysokých bultech svou odolností k vysychání. Pro zjištění těchto zákonitostí je však potřeba, aby pokus trval déle než 4 roky. Do té doby mohou být zjištěné vztahy ovlivněny následky přesazení (Rydin 1993a).

Navíc to, že oba druhy rostly na bultu pomaleji, může být způsobeno nedostatečnou dostupností vody způsobenou malým kontaktem se substrátem. Zatímco okolní rašeliníky rostly v trsu, kde je voda lépe vedena (Rydin 1985), v nádobě byly lodyžky spíše samostatné a tudíž v nevýhodě. Okolní rašeliníky postupně dorostly až k okrajům nádob a v některých případech dokonce přerostly přes okraj. Jak moc tyto rašeliníky vyrostly, by se dalo měřit např. některou z metod popsanych v pracích Clymo (1970) a Gunnarsson & Rydin (2000). Tím by se zjistilo, jak se zvýšilo zastínění. Zastínění je sice pro růst mechorostů příznivé (Price et al. 1998, Cobbaert et al. 2004, Mälson & Rydin 2007, Graf & Rochefort 2010), ale příliš velké zastínění již růstu brání (Kooijman et al. 1994, Mälson & Rydin 2007).

Ve šlenku naopak došlo v některých případech k úplnému zaplavení nádob. Pro druhy, které nejsou zcela vodní, je optimální, když se vodní hladina nachází těsně pod povrchem substrátu. Dlouhodobé zaplavení jim zabraňuje v růstu (Graf & Rochefort 2010).

Počty lodyžek obou zkoumaných druhů nejsou porovnatelné, protože se jedná o druhy odlišných růstových strategií. Zatímco *Helodium blandowii* z podstaty bokoplodého mechu vytváří boční výhonky, *Sphagnum teres* roste hlavně vertikálně. Dal by se zjistit a porovnat přírůstek hmotnosti lodyžek, kdyby byly na počátku experimentu připraveny stejně dlouhé lodyžky pro každý druh, z nichž by minimálně dalších 20 lodyžek bylo vysušeno, zváženo a hmotnost zprůměrována. Pokud by se hmotnost jednotlivých lodyžek příliš nelišila od průměru, dala by se tato hodnota použít jako počáteční hmotnost všech lodyžek a na konci experimentu by se po jejím odečtení daly počítat přírůstky hmotnosti (Koutecký úst. sděl.).

4.2.2 Regenerace

Z výsledků je patrné, že úlomky lodyžek druhu *Helodium blandowii* mají dobré regenerační schopnosti. Přímou u tohoto druhu, nebyla zatím schopnost obnovy lodyžek zkoumána. Některé práce se však zabývají regenerací jiných hnědých mechů. V laboratorních podmínkách (Westerdijk 1907, Poschlod & Schrag 1990, Manukjanová 2011) i ve skleníku (Mälson & Rydin 2007) ochotně regenerovaly všechny zkoumané hnědé mechy. Růst nových lodyžek zkoumaného druhu tedy nebyl žádným překvapením. Bylo by zajímavé zjistit, ze které části lodyžky regeneruje zkoumaný druh nejlépe a zda je schopen vyrůst i z hnědých částí lodyžky, jako to u jiných druhů hnědých mechů zkoumali Poschlod & Schrag (1990) a Manukjanová (2011).

V mém experimentu byly gapy postupně zarůstány z okrajů druhy rodu *Sphagnum*. Rašeliníky se zřejmě snažily obsadit nově vytvořený prostor. Naopak Štechové (Štechová 2005) do gapů rašeliníky téměř nevrůstaly, ale vrůstaly tam okolní hnědé mechy. To by mohlo být tím, že její gapy byly ve šlenku, zatímco mé na bultu a na bultech je nižší pH než ve šlencích (Karlin & Bliss 1984), a tak vyhovují rašeliníkům lépe. Dalším problémem by mohla být nekonkurenceschopnost zkoumaného druhu s druhy rodu *Sphagnum* (Gignac 1992). Li & Vitt (1994) uvádí, že druh *Drepanocladus aduncus* ve skleníku nejprve dobře regeneroval z úlomků, ale po nárůstu dalších druhů se začala jeho populace zmenšovat. A Graf & Rochefort (2010) píší, že druh *Warnstorfia exannulata* regeneroval na rašeliníšti hůř než ve skleníku a *Tomentypnum nitens* naopak lépe. To ale může být dáno rozdílnými podmínkami na rašeliníšti oproti skleníku, které vyhovují jen druhému druhu.

Okolní lodyžky rašeliníků, které čněly cca 10 cm nad substrát, mohly také vytvářet stín, který pomáhá růstu regenerujících lodyžek rašelinných mechů. To ověřili Graf & Rochefort (2010) jak experimentem prováděným ve skleníku, kdy stín byl vytvářen sítí, tak i pokusy na rašeliníšti. Tam použili Mälson & Rydin (2007) zahradní textilii a s menším úspěchem opad *Carex lasiocarpa*. Graf & Rochefort (2010) prokázali příznivý vliv hlavně vyšších rostlin vytvářejících trsy (*Scirpus cyperinus*) a o něco méně pokryvu slámy a druhů *Equisetum arvense* a *Polytrichum strictum*. Vliv druhu *Polytrichum strictum* byl zkoumán už dříve a bylo prokázáno, že se hodí při obnově rašeliníšť také pro zachycení semen vyšších rostlin a podporu jejich růstu (Groeneveld et al. 2007). Slámu pro zlepšení růstu mechorostů s úspěchem užívali Price et al. (1998), Cobbaert et al. (2004). Zastínění mechorostů je výhodou, protože ve stínu je nižší teplota a hlavně vyšší vlhkost vzduchu (Mälson & Rydin 2007, Graf & Rochefort 2010) a v menší míře dochází k zadržení srážek (Price et al. 1998). Navíc při vysokém ozáření dochází k fotoinhibici fotosyntézy (Murray et al. 1993) a v důsledku vyschnutí k tvorbě tvrdé krusty na povrchu substrátu. V neposlední řadě může dojít při prudkých deštích ke spláchnutí úlomků lodyžek a ve vlhkém období k růstu řas, mikroorganismů a organických částic na nechráněném povrchu (Mälson & Rydin 2007).

Bohužel v druhém roce již okolní rašeliníky téměř zarostly gapy a malé lodyžky druhu *Helodium blandowii* byly zřejmě zcela zastíněné. Negativní účinek sníženého světla byl vyšší než pozitivní účinek ochranného pokryvu, což se stalo i s pokusem Mälsona & Rydina (Mälson & Rydin 2007). Kompetice o světlo s druhy rodu *Sphagnum* hraje velkou roli při mizení slatiništních druhů mechů (Kooijman et al. 1994). Možná by bylo lepší použít nějaké souvislé ohraničení plochy, např. Kooijman et al. (1994) použili při podobném

pokusu PVC-kroužky. Nebo by bylo třeba vytrhat ochranné pásmo, jako to udělali Mälson & Rydin (2007). Ti vyčistili kolem svého pokusu tlumící zónu o šířce asi 25 cm.

Je otázkou, jak velké kousky lodyžek k pokusu použít. Já jsem použila podle Mälsona a Rydina (Mälson & Rydin 2007) 1 cm dlouhé kousky. Někteří autoři používají ještě větší fragmenty lodyžek (Rocheftort et al. 2003, Graf & Rocheftort 2010) a někteří kratší (Campeau & Rocheftort 1996). I když by se zdálo logické, že menší kousky budou mít horší schopnost se uchytit, Rocheftort et al. (2003) nenalezli rozdíl v růstu fragmentů rašeliníků délky 1 cm a 2 cm a Campeau & Rocheftort (1996) ani s délkou fragmentů 0,5 cm. Ale Gunnarsson a Söderström (2007), kteří zkoumali *Sphagnum angustifolium*, to popírají. Rašeliníky však lépe rostou z celých lodyžek než z fragmentů (Rocheftort et al. 2003, Gunnarsson & Söderström 2007). Další autoři porcují mechorosty na mnohem menší kousky. Li & Vitt (1994) rozsekali mixérem horní část lodyžek druhů *Aulacomnium palustre*, *Drepanocladus aduncus*, *Polytrichum strictum*, *Sphagnum angustifolium* a *S. magellanicum* a na 2–4 mm dlouhé kousky. Løe & Söderström (2001) považují i tyto úlomky za příliš velké na to, aby se rozšířily dál, než po jedné lokalitě. Větší kousky mohou přirozeně vzniknout tak, že z jedné lodyžky vyrostou několik výhonků, původní lodyžka časem uhynie a tím se nové výhonky osamostatní. U druhu *Helodium blandowii* byly některé mezistupně tohoto procesu také pozorovány. Je však vhodný spíše k rozrůstání trsu, než k šíření třeba jen na jiná místa na téže lokalitě (Pfeiffer et al. 2006). Pfeiffer et al. (2006) našel u druhu *Rhizidium rugosum* i jiné způsoby nepohlavního rozmnožování (rozmnožovací větvičky a opadavé konce lodyžek), vhodné více k šíření. U druhu *Helodium blandowii* však zatím pozorovány nebyly. Pokud tedy na některé lokalitě netvoří sporofyty, je zřejmě omezen jen na rozrůstání trsů případně některé náhodné děje, jako ulomení lodyžky při sešlapu zvířetem atd. Spory našťestí tvoří poměrně často, i když jsou malé a tak mají menší úspěšnost uchycení (Glime 2007).

Dle výsledků mého pokusu by se druh *Helodium blandowii* dal šířit alespoň v rámci jedné lokality. Bylo by to užitečné, protože populace na většině našich lokalit jsou velmi malé (viz příloha 2). Muselo by se však zabránit expanzi dalších druhů na vytvořené místo, což se ukázalo být velkým problémem. To by se dalo provést mechanickou zábranou (viz výše), ale také vápněním zahradnickým vápencem, protože zvyšuje pH a nitrifikaci a tím dává hnědým mechům výhodu oproti druhům rodů *Sphagnum*, *Polytrichum* a vyšším rostlinám (Malmer et al. 1992, Mälson & Rydin 2007), ale je otázkou, zda je možné takto zasáhnout do chemismu lokality. V neposlední řadě by pomohlo vytrhávání konkurenčních druhů.

Je velmi diskutabilní, zda je vhodné šířit druhy na nové lokality. Pokud by k tomu mělo dojít, je nejvhodnější šířit druh na historické lokality v případě, že byl odstraněn důvod jeho vymizení z této lokality (Gunnarsson & Söderström 2007). Dále je třeba velmi zvážit genetickou strukturu populace. Mechorosty mají velké lokální adaptace, které jsou často málo geneticky podpořené. Pokud jsou si populace geneticky velmi blízké, je výběr zdrojové populace méně důležitý (Gunnarsson & Söderström 2007). Jinak je vhodné využít materiál z blízkého místa, ale při použití jednoho zdroje hrozí nebezpečí nízké genetické variability nové populace (Mälson & Rydin 2007).

5 Závěr

V současné době roste *Helodium blandowii* na 5 lokalitách v České republice. Historických lokalit bylo známo dalších 29 a na jedné zřejmě zkoumaný druh vymizel v posledních letech. Z výsledků je patrné, že druh u nás mizí. Současné lokality byly (s výjimkou lokality Vidnava) navštíveny. Jedna z nich (NPP Ruda) je zachovalé rašeliniště, zbylé jsou rašelinné louky. Některé historické lokality již zanikly či byly poškozeny tak, že tu zkoumaný druh již vymizel, ale některé zatím nebyly pečlivě prozkoumány.

Vodní režim druhu *Helodium blandowii* zcela objasněn nebyl. Zdá se, že raději roste ve šlenku. S jistotou však lze říci jen, že mu vadí zaplavení.

Zkoumaný druh je schopen regenerace z úlomků lodyžek. To by se dalo využít k potenciálnímu umělému šíření po jeho současných lokalitách, což by bylo užitečné vzhledem k malým populacím na většině z nich. Je ale třeba zajistit prostředí před konkurenčními mechy.

6 Literatura

- Abramova A. L. & Abramov I. I. (1972): On the span of the genus *Helodium* (Sull.) Warnst. – Journal of Hattori Botanical Laboratory 35: 371–381.
- Albrecht et al. (2003): Českobudějovicko. – In: Mackovčín P. & Sedlářek M. (eds), Chráněná území ČR, svazek VIII, p. 546–547, AOPK ČR a EkoCentrum Brno, Praha.
- Andrus R. E., Wagner D. J. & Titus J. E. (1983): Vertical zonation of *Sphagnum* mosses along hummock-hollow gradients. – Canadian Journal of Botany 61: 3128–3139.
- Anonym (1993): Zajímavé nálezy. – Bryonora 12: 11.
- Anonym (2007): Plán péče o přírodní rezervaci Koutské a Zábřežské louky na období 2008–2018. – Ostrava. [Depon. In: AOPK ČR – Středisko Ostrava.]
- Austin K. A. & Wieder R. K. (1987): Effects of elevated H^+ , SO_4^{2-} , NO_3^- and NH_4^+ in simulated acid precipitation on the growth and chlorophyll content of 3 North American *Sphagnum* species. – The Bryologist 90: 221–229.
- Baaren M. van, During H. & Leltz G. (1988): Bryophyte communities in mesotrophic fens in the Netherlands. – Holarctic Ecology 11: 32–40.
- Belyea L. R. (1999): A novel indicator of reducing conditions and water-table depth in mires. – Functional Ecology 13: 431–434.
- Booth R. K., Hotchkiss S. C. & Wilcox D. A. (2005): Discoloration of polyvinyl chloride (PVC) tape as a proxy for water-table depth in peatlands: validation and assessment of seasonal variability. – Functional Ecology 19: 1040–1047.
- Bragazza L. (1997): *Sphagnum* niche diversification in two oligotrophic mires in the southern Alps of Italy. – The Bryologist 100: 507–515.
- Brinda J. C., Stark L. R., Shevock J. R. & Spence J. R. (2007): An annotated checklist of the bryophytes of Nevada, with notes on collecting history in the state. – The Bryologist 110: 673–705.
- Campeau S. & Rochefort L. (1996): *Sphagnum* regeneration on bare peat surfaces: field and greenhouse experiments. – Journal of Applied Ecology 33: 599–608.
- Chopra R. S. & Sharma P. D. (1958): Regeneration in *Polytrichaceae*. – Journal of the Indian Botanical Society 37: 353–357.
- Clymo R. S. (1964): The Origin of acidity in *Sphagnum* bogs. – The Bryologist 67: 427–431.
- Clymo R. S. (1970): The growth of *Sphagnum*: methods of measurement. – The Journal of Ecology 58: 13–49.
- Clymo R. S. & Duckett J. G. (1986): Regeneration of *Sphagnum*. – New Phytologist 102: 589–614.
- Cobbaert D., Rochefort L. & Price J. S. (2004): Experimental restoration of a fen plant community after peat mining. – Applied Vegetation Science 7: 209–220.
- Courtwright J. & Findlay S. E. G. (2011): Effects of microtopography on hydrology, physicochemistry, and vegetation in a tidal swamp of the Hudson river. – Wetlands 31: 239–249.
- Dirkse G. M. & Martakis G. F. P. (1992): Effects of fertilizer on bryophytes in Swedish experiments on forest fertilization. – Biological Conservation 59: 155–161.
- Dítě D. & Šoltés R. (2002): Nová lokalita glaciálních reliktních machorastů v Blatnej doline (Podtatranská brázda, Slovensko). – Bulletin Slovenskej botanickej spoločnosti 24: 39–41.
- Duckett J. G. & Clymo R. S. (1988): Regeneration of bog liverworts. – New Phytologist 110: 119–127.
- Duda J. (1950): Výsledek bryologického výzkumu Slezska. – Přírodovědecký sborník ostravského kraje 11: 327–337.

- Duda J. (1994): Mechorosty přírodní rezervace Zábřežské louky (okres Opava). – Ostrava. [Depon. in: AOPK ČR – Středisko Ostrava.]
- Duda J. (2001): *Helodium blandowii* (F. Weber et D. Mohr) Warnst. v českém Slezsku. – Časopis Slezského Muzea Opava (A) 50: 28.
- During H. J. (1979): Life strategies of Bryophytes: a preliminary review. – *Lindbergia* 5: 2–18.
- ECCB (1995): Red data book of european bryophytes. – The European Committee for Conservation of Bryophytes, Trondheim. – In: <http://www.nt.ntnu.no/users/soder/ECCB/RDBTaxon.php> [návštěva 21.10.2011].
- Einarsson O., Kristinsson H., Skarphéðinsson K. H. & Ottósson J. G. (2002): Verndun tegunda og svæða. – Náttúrufræðistofnun, Reykjavík. [118 pp.]
- Eland H. B. & Wieggers J. (1984): *Helodium blandowii* (Web. & Mohr) Warnst. in fossil remains from the Kempen District, The Netherlands. – *Lindbergia* 10: 60–64.
- Erzberger P. & Papp B. (2004): Annotated checklist of Hungarian bryophytes. – *Studia Botanica Hungarica* 35: 91–149.
- Finlayson C. M. & Valk A. G. van der (1995): Wetland classification and inventory: A summary. – *Vegetatio* 118: 185–192.
- Frahm J.-P. & Frey W. (1992): *Helodium* Warnst. – In: Frahm J.-P. & Frey W., *Moosflora*, p. 417–419, Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Frahm J.-P. & Quandt D. (1999): Molekularsystematisch Untersuchungen zur Klärung der Frage von Xerotherm- und Glazialrelikten in der Moosflora Europas. – *Bryologische Rundbriefe* 29: 1–9.
- Frederick S. E. & Ward M. (1968): Vegetative propagation in an aberrant gametophyte of *Polytrichum commune* Hedw. – *The Bryologist* 71: 126–128.
- Frisvoll A. A., Elvebakk A., Flatberg K. I. & Økland R. H. (2005): Sjekkliste over norske moser. Verze ze 30.3.2005. – In: Moseherbariet, Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo. – http://www.nhm.uio.no/botanisk/mose/tax_brya.htm [návštěva 21.10.2011].
- Frisvoll A. A., Elvebakk A., Flatberg K. I. & Økland R. H. (2008): Nasjonal rødliste for truede arter i Norge. Verze z 2.4.2008. – In: Moseherbariet, Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo. – http://www.nhm.uio.no/botanisk/mose/red_alfa_old.htm [návštěva 21.10.2011].
- Fritsch R. (1983): Chromosome numbers of some mosses and liverworts from northern Poland. – *Lindbergia* 9: 160–162.
- Gao C. (ed.) (1977): *Flora muscorum Chinae boreali-orientalis*. – Science Press, Beijing. [404 pp.] (non vidi)
- Gärdenfors U. (2010): Rödlistade arter i Sverige 2010. – In: ArtDatabanken, Swedish Species Information Centre – <http://www.artfakta.se/GetSpecies.aspx?SearchType=Advanced> [návštěva 23.10.2011].
- Gemmell A. R. (1953): Regeneration from the leaf of *Atrichum undulatum*. – *Transactions of the British Bryological Society* 2: 203–213. (non vidi)
- Gignac L. D. (1992): Niche structure, resource partitioning, and species interactions of mire bryophytes relative to climatic and ecological gradients in western Canada. – *The Bryologist* 95: 406–418.
- Giles K. L. (1971): Dedifferentiation and regeneration in Bryophytes: a selective review. – *New Zealand Journal of Botany* 9: 689–694.

- Glime J. M. (2007): Bryophyte Ecology, volume 1, Physiological Ecology, Internetová publikace sponzorovaná Michigan Technological University a International Association of Bryologists. Verze z 1.7.2011 – In: <http://www.bryoecol.mtu.edu/> [návštěva 1.11.2011].
- Glime J. M., Wetzel R. G. & Kennedy B. J. (1982): The effects of bryophytes on succession from alkaline marsh to Sphagnum bog. – *The American Midland Naturalist* 108: 209–223.
- Goldberg I. & Mogensen G. S. (2006): *Helodium blandowii*. – In: Goldberg I., Mogensen G. S., Jørgensen A., Larsen R. S., Andersen J. S. & Hviid T., Rødlistede mosser og laver i Storstrøms Amt 2006, p. 35, Storstrøms Amt, Nykøbing.
- 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: 3047–3056.
- Greven H. C. (1992): Changes in the moss flora of The Netherlands. – *Biological Conservation* 59: 133–137.
- Groeneveld E. V. G., Massé A. & Rochefort L. (2007): *Polytrichum strictum* as a nurse-plant in peatland restoration. – *Restoration Ecology* 15: 709–719.
- Gunnarsson U. & Rydin H. (2000): Nitrogen fertilization reduces *Sphagnum* production in bog communities. – *New Phytologist* 147: 527–537.
- 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.
- Gunnarsson U. & Söderström L. (2007): Can artificial introductions of diaspore fragments work as a conservation tool for maintaining populations of the rare peatmoss *Sphagnum angermanicum*. – *Biological Conservation* 135: 450–458.
- Hájek M. & Hájková P. (2007): Hlavní typy rašelinišť ve střední Evropě z botanického hlediska. – *Zprávy České Botanické Společnosti* 42: 19–28.
- Hájková P. & Hájek M. (2004): *Sphagnum*-mediated successional pattern in the mixed mire in the Muránska planina Mts (Western Carpathians, Slovakia). – *Biologia* 59: 65–74.
- Hájková P., Hájek M. & Kučera J. (2005): *Helodium blandowii*. – In: Kučera J. (ed.), *Zajímavé bryofloristické nálezy VI.*, *Bryonora* 36: 29–30.
- Hallingbäck T. (1992): The effect of air pollution on mosses in southern Sweden. – *Biological Conservation* 59: 163–170.
- Hallingbäck T., Hedenäs L. & Weibull H. (2006): Ny checklista för Sveriges mossor. – *Svensk Botanisk Tidskrift* 100: 96–148.
- Haring I. M. (1961): A checklist of the mosses of the State of Arizona. – *The Bryologist* 64: 222–240.
- Hayward P. M. & Clymo R. S. (1983): The growth of *Sphagnum*: experiments on, and simulation of, some effects of light flux and water-table depth. – *Journal of Ecology* 71: 845–863.
- Heald F. de F. (1898): A study of regeneration as exhibited by mosses. – *Botanical Gazette* 26: 169–210.
- Herzog T. (1926): *Geographie der Moose*. – Gustav Fischer, Jena. [439 pp.]
- Hill E. J. (1903): Branched paraphyses of *Bryum roseum*. – *The Bryologist* 6: 80–82.
- Hlásek J., Bureš J., Koubec B. & Rektoris L. (2009): Plán péče o zvláště chráněné území na období let 2009–2018, Národní přírodní památka Ruda. – Třeboň. [Depon. in: AOPK ČR – Správa chráněné krajinné oblasti Třeboňsko.]
- Holá E. (2006): Bryoflóra horního toku Křemelné na Šumavě. – Ms. [Bakalářská práce; depon. in: Jihočeská univerzita, České Budějovice.]

- Hradílek Z. (2011): *Helodium blandowii* (F. Weber & D. Mohr) Warnst. – plstnatec rašelinný. Verze 1.1 (6.5.2011). – In: Kučera J. (ed.), Mechorosty České republiky – on-line klíče, popisy a ilustrace. – <http://botanika.prf.jcu.cz/bryoweb/klic/genera/helodium.html> [návštěva 31.10.2011].
- Hughes J. M. R. (1995): The current status of European wetland inventories and classifications. – *Vegetatio* 118: 17–28.
- Chytrý M. (ed.) (2011): Vegetace České republiky 3. Vodní a mokřadní vegetace. – Academia, Praha. (in press)
- Chytrý M., Kučera T., Kočí M., Grulich V. & Lustyk P. (eds) (2010): Katalog biotopů České republiky, ed. 2. – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha. [445 pp.]
- Ignatov M. S., Afonina O. M. & Ignatova E. A. (2006): Check-list of mosses of east Europe and north Asia. – *Arctoa* 15: 1–130.
- Ignatov M. S. & Ignatova E. A. (2004): Flora mchov srednei chasti evropeiskoi Rossii. Tom. 2. Fontinalaceae–Amblystegiaceae [Moss flora of the Middle European Russia. Vol. 2. Fontinalaceae–Amblystegiaceae]. – KMK Scientific Press, Moscow.
- Ingerpuu N., Kalda A., Kannukene L., Krall H., Leis M. & Vellak K. (2005): Eesti sammalde nimestik. – Verze z 1.2005. – In: <http://www.zbi.ee/~tomkukk/sammal.htm> [návštěva 22.9.2011].
- Ireland R. R., Brassard G. R., Schofield W. B. & Vitt D. H. (1987): Checklist of the mosses of Canada II. – *Lindbergia* 13: 1–62.
- Jóhannsson B. (2003): Checklist of bryophytes in Iceland, Skrá yfir mosa á Íslandi. – *Fjölrit Náttúrufréðistofnunar* 44. – In: <http://floraislands.is/mosalisti.htm> [návštěva 30.10.2011].
- Johansson L.-G. & Linder S. (1980): Photosynthesis of Sphagnum in different microhabitats on a subarctic mire. – *Ecological Bulletins* 30: 181–190.
- Johnson L. C. & Damman W. H. (1991): Species-controlled Sphagnum decay on a South Swedish raised bog. – *Oikos* 61: 234–242.
- Juutinen R. (2011): The decrease of rich fen bryophytes in springs as a consequence of large-scale environmental loss. A 50-year re-sampling study. – *Lindbergia* 34: 2–18.
- Karlin E. F. & Bliss L. C. (1984): Variation in substrate chemistry along microtopographical and water-chemistry gradients in peatlands. – *Canadian Journal of Botany* 62: 142–153.
- Kooijman A. M. (1992): The decrease of rich fen bryophytes in The Netherlands. – *Biological Conservation* 59: 139–143.
- Kooijman A. M. (1993): Causes of the replacement of *Scorpidium scorpioides* by *Calliergonella cuspidata* in eutrophicated rich fens 1. Field studies. – *Lindbergia* 18: 78–84.
- Kooijman A. M., Beltman B. & Westhoff V. (1994): Extinction and reintroduction of the bryophyte *Scorpidium scorpioides* in a rich-fen spring site in The Netherlands. – *Biological Conservation* 69: 87–96.
- Krisai R. (1985): Zum rezenten und subfossilen Vorkommen subarktischer Moose im salzburgisch/oberösterreichischen Alpenvorland. – *Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft Österreich* 123: 143–150.
- Kubát K., Hrouda L., Chrtek J. jun., Kaplan Z., Kirschner J. & Štěpánek J. (eds) (2002): Klíč ke květeně České republiky [Key to the flora of the Czech Republic]. – Academia, Praha. [928 pp.]
- Kučera J., Müller F., Marková I., Mudrová R. & Musil Z. (2006): Mechorosty zaznamenané v průběhu 19. Podzimního setkání bryologicko-lichenologické sekce v CHKO Kokořínsko. – *Bryonora* 38: 18–25.

- Kučera J. & Váňa J. (2005): Seznam a červený seznam mechorostů České republiky (2005). – Příroda, Praha, 23: 1–104.
- Kučera J., Zmrhalová M., Shaw B., Košnar J., Plášek V. & Váňa J. (2009): Bryoflora of selected localities of the Hrubý Jeseník Mts summit regions. – Časopis Slezského Muzea Opava (A) 58: 115–167.
- Laaka-Lindberg S. (1999): Asexual reproduction in a population of a leafy hepatic species *Lophozia silvicola* Buch in central Norway. – Plant Ecology 141: 137–144.
- Laaka-Lindberg S., Hedderson T. A. & Longton R. E. (2000): Rarity and reproductive characters in the British hepatic flora. – Lindbergia 25: 78–84.
- Laburdová J. (2010): *Helodium blandowii*. – In: Kučera J. (ed.), Zajímavé bryofloristické nálezy XVI., Bryonora 46: 73.
- Laine J., Harju P., Timonen T., Laine A., Tuittila E.-S., Minkkinen K. & Vasander H. (2009): The intricate beauty of *Sphagnum* mosses, a Finnish guide to identification. – University of Helsinki, Department of Forest Ecology Publications 29: 1–190.
- Lewinski J. & Mogensen G. S. (1979): Distribution maps of bryophytes in Greenland 6. – Lindbergia 5: 105–108.
- Li Y. & Vitt D. H. (1994): The dynamics of moss establishment: temporal responses to nutrient gradients. – The Bryologist 97: 357–364.
- Locky D. A., Bayley S. E. & Vitt D. H. (2005): The vegetational ecology of black spruce swamps, fens and bogs in southern boreal Manitoba, Canada. – Wetlands 25: 564–582.
- Løe G. & Söderström L. (2001): Regeneration of *Herbertus* S. F. Gray fragments in the laboratory. – Lindbergia 26: 3–7.
- Longton R. E. (1992): Reproduction and rarity in British mosses. – Biological Conservation 59: 89–98.
- Lysák F. (2010): Ohrožené mechorosty rašelinišť na Vysočině, Závěrečná zpráva projektu podpořeného z Fondu Vysočiny. – In: Kraj Vysočina. – <http://www.kr-vysocina.cz/ohrozene-mechorosty-raselinist-na-vysocine/ds-301772/archiv=0&p1=5362> [návštěva 15.11.2011].
- Malmer N., Horton D. G. & Vitt D. H. (1992): Element concentrations in mosses and surface waters of western Canadian mires relative to precipitation chemistry and hydrology. – Ecography 15: 114–128.
- Malmer N., Svensson B. M. & Wallén B. (1994): Interactions between *Sphagnum* mosses and field layer vascular plants in the development of peat-forming systems. – Folia Geobotanica Phytotaxonomica 29: 483–496.
- Mälson K., Backeus I. & Rydin H. (2008): Long-term effects of drainage and initial effects of hydrological restoration on rich fen vegetation. – Applied Vegetation Science 11: 99–106.
- Mälson K. & Rydin H. (2007): The regeneration capabilities of bryophytes for rich fen restoration. – Biological Conservation 135: 435–442.
- Manukjanová A. (2011): Vybrané ekologické charakteristiky mechu *Hamatocaulis vernicosus* (*Calliargonaceae*). – Ms. [Diplomová práce; depon. in: Jihočeská univerzita, České Budějovice.]
- Matouschek F. (1895): Bryologisch-floristische Beiträge aus Böhmen. I. – Lotos 43: 36–91.
- Matouschek F. (1900): Bryologisch-floristische Beiträge aus Mähren und Oest. Schlesien. – Verhandlungen des naturforschenden Vereines in Brünn 39: 19–64.
- Mayer S. L. (1942): Physiological studies on mosses. IV. Regeneration in *Physcomitrium turbinatum*. – Botanical Gazette 104: 128–132.
- McDaniel S. F. & Miller N. G. (2000): Winter dispersal of bryophyte fragments in the Adirondack Mountains, New York. – The Bryologist 103: 592–600.

- McGregor R. L. (1961): Vegetative propagation of *Riccia rhenana*. – *The Bryologist* 64: 75–76.
- Meijer W. & de Vries H. (1950): Over de waarde van de bryologie bij het onderzoek van subfossiele veenlagen. – *Buxbaumia* 4: 13–15.
- Miller Ch. (1985): Dynamics of a bryophyte gradient in rich fens. – *American Journal of Botany* 72: 795.
- Miller N. G. & Ambrose L. J. H. (1976): Growth in culture of wind-blown bryophyte gametophyte fragments from Arctic Canada. – *The Bryologist* 79: 55–63.
- Mogensen G. S. & Goldberg I. (2005): Danske navne for Tørvemosser, Sortmosser, og Bladmossier der forekommer i Danmark. – Verze 4. (29.12.2005) – In: Botanisk Have & Museum, Københavns Universitet, Danmark. 30 sider. – www.botaniskmuseum.dk/bot/DIV/danmos4.pdf [návštěva 7.11.2011].
- Murray K. J., Tenhunen J. D. & Nowak R. S. (1993): Photoinhibition as a control on photosynthesis and production of *Sphagnum* mosses. – *Oecologia* 96: 200–207.
- Natcheva R. & Ganeva A. (2005): Check-list of the bryophytes of Bulgaria. II. Musci. – *Cryptogamie Bryologie* 26: 209–232.
- Navrátil J. & Navrátilová J. (2007): Wetland's succession in Ruda Nature Reserve, Czech Republic. – In: Okruszko T., Maltby E., Szatylowicz J., Swiatek D. & Kotowski W. (eds), *Wetlands: Monitoring, Modelling and Management*, p. 27–36, Taylor & Francis Group, London.
- 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.
- Navrátilová J. & Navrátil J. (2005): Stanovištní nároky některých ohrožených a vzácných rostlin rašelinišť Třeboňska. – *Zprávy České botanické společnosti* 40: 279–299.
- Nebel M. & Schoepe G. (2001): *Helodium blandowii*. – In: Ahrens M., Nebel M., Philippi G., Sauer M., Schäfer-Verwimp A. & Schoepe G., *Die Moose Baden-Württenbergs, Band 2: Spezieller Teil (Bryophytina II, Schistostegales bis Hypnobryales)*, p. 281–282, M. Nebel & G. Philippi, Stuttgart.
- NISM (2004): Online atlas of Swiss bryophytes. – In: http://www.nism.uzh.ch/map/map_en.php [návštěva 14.10.2011].
- Ochyra R., Szmajda P., Bednarek H. & Bocheński W. (1988): M 484. *Helodium blandowii* (Web. & Mohr) Warnst. – In: Tobolewski Z. & Wojterski T. (eds), *Atlas of the geographical distribution of spore plants in Poland, Series V. Mosses (Musci), Part 3*, p. 27–33 + 1 mapa, Państwowe wydawnictwo naukowe, Warszawa, Poznań.
- Parsons J. G., Cairns A., Johnson C. N., Robson S. K. A., Shilton L. A. & Westcott D. A. (2007): Bryophyte dispersal by flying foxes: a novel discovery. – *Oecologia* 152: 112–114.
- Pawlikowski P. (2006): Habitat preferences and indicator value of eight threatened brown moss species in rich fens of the Lithuanian Lake District (NE Poland). – *Polish Journal of Environmental Studies* 15: 232–237.
- Peng-cheng W., Mei-zhi W. & Ben-gu Z. (2002): *Helodium*. – In: Peng-cheng W., Crosby M. R. & He S. (eds.), *Moss flora of China, english version, volume 6. Hookeriaceae-Thuidiaceae*, p. 185, Science Press, Beijing; Missouri Botanical Garden Press, St. Louis.
- Pfeiffer T., Fritz S., Stech M. & Frey W. (2006): Vegetative reproduction and clonal diversity in *Rhitiidum rugosum* (*Rhitiidiaceae*, Bryopsida) inferred by morpho-anatomical and molecular analyses. – *Journal of Plant Research* 119: 125–135.
- Pilous Z. (1991): Výsledky bryologického výzkumu Československa II. – *Časopis Národního Muzea, Řada přírodovědná* 160: 71–89.

- Pilous Z. & Duda J. (1960): rod *Helodium* Warnst. – Plstnatec. – In: Pilous Z. & Duda J., Klíč k určování mechorostů ČSR, p. 455, Nakladatelství Československé akademie věd, Praha.
- Plunder M. (2008): Floristický a vegetační inventarizační průzkum Přírodní rezervace Rašeliniště Bažantka. – *Acta rerum naturalium* 5: 153–168.
- Podpěra J. (1906): Výsledky bryologického výzkumu Moravy za rok 1905-1906. – Zprávy Kommissie pro přírodovědecké prozkoumání Moravy 2: 1–82. (non vidi)
- Podpěra J. (1911): Květena Hané. – *Archiv pro Přírodovědné Prozkoumání Moravy, Oddělení Botanické* 1: 299–325.
- Poschlod P. & Schrag H. (1990): Regeneration vegetativer Teilchen von „Braunmoosen“. – *Telma* 20: 291–300.
- Pouliot R., Rochefort L., Karofeld E. & Mercier C. (2011): Initiation of *Sphagnum* moss hummocks in bogs and the presence of vascular plants: Is there a link? – *Acta Oecologica* 37: 346–354.
- Price J. S., Rochefort L. & Quinty F. (1998): Energy and moisture considerations on cutover peatlands: surface microtopography, mulch cover, and *Sphagnum* regeneration. – *Ecological Engineering* 10: 293–312.
- Price J. S. & Whitehead G. S. (2001): Developing hydrologic thresholds for *Sphagnum* recolonization on an abandoned cutover bog. – *Wetlands* 21: 32–40.
- Reese W. D. (1955): Regeneration of some moss paraphyses. – *The Bryologist* 58: 239–241.
- Robroek B. J. M., Limpens J., Breeuwer A., Crushell P. H. & Schouten M. G. C. (2007a): Interspecific competition between *Sphagnum* mosses at different water tables. – *Functional Ecology* 21: 805–812.
- Robroek B. J. M., Limpens J., Breeuwer A., Ruijven J. van & Schouten M. G. C. (2007b): Precipitation determines the persistence of hollow *Sphagnum* species on hummocks. – *Wetlands* 27: 979–986.
- Rochefort L. (2000): *Sphagnum* – A keystone genus in habitat restoration. – *The Bryologist* 103: 503–508.
- Rochefort L., Quinty F., Campeau S., Johnson K. & Malterer T. (2003): North American approach to the restoration of *Sphagnum* dominated peatlands. – *Wetlands Ecology and Management* 11: 3–20.
- Rudolphi J. (2009): Ant-mediated dispersal of asexual moss propagules. *The Bryologist* 112: 73–79.
- Rusińska A., Górski P., Gąbka M., Stebel A., Fudali E., Szczepański M., Rosadziński S., Wolski G., Pisarek W., Zubel R., Staniaszek-Kik M., Pawlikowski P., Wilhelm M., Salachna A. & Zalewska-Gałosz J. (2009): Bryoflora of the spring fen „Makąty“ in north-western Wielkopolska region. – *Botanika – Steciana* 13: 155–166.
- Růžička I. (1987): Výsledky záchranného průzkumu ohrožené květeny mizejících rašelinišť a rašelinných luk v okolí Telče na Českomoravské vrchovině. – *Vlastivědný sborník Vysočiny, řada přírodovědná* 8: 153–192. (non vidi)
- Rybniček K. (1966): Glacial relics in the bryoflora of the highlands Českomoravská vrchovina (Bohemian-Moravian Highlands); their habitat and cenotaxonomic value. – *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica Bohemoslovaca* 1: 101–119.
- Rybniček K., Balátová-Tuláčková E., Neuhäusl R. (1984): Přehled rostlinných společenstev rašelinišť a mokřadních luk Československa. – *Academia, Praha*. [123 pp.]
- Rydin H. (1985): Effect of water level on desiccation of *Sphagnum* in relation to surrounding *Sphagna*. – *Oikos* 45: 374–379.
- Rydin H. (1986): Competition and niche separation in *Sphagnum*. – *Canadian Journal of Botany* 64: 1817–1824.

- Rydin H. (1993a): Interspecific competition between *Sphagnum* mosses on a raised bog. – *Oikos* 66: 413–423.
- Rydin H. (1993b): Mechanisms of interactions among *Sphagnum* species along water-level gradients. – *Advances in Bryology* 5: 153–185.
- Rydin H. & McDonald J. S. (1985): Tolerance of *Sphagnum* to water level. – *Journal of Bryology* 13: 571–578.
- Rydin H., Sjörs H. & Löfroth M. (1999): 7. Mires. *Acta Phytogeographica Suecica* 84: 91–112.
- Sabovljević M., Natcheva R., Dihoru G., Tsakiri E., Dragičević S., Erdağ A. & Papp B. (2008): Check-list of the mosses of SE Europe. – *Phytologia Balcanica* 14: 207–244.
- Salaschek H. (1936): Paläofloristische Untersuchungen mährisch-schlesischer Moore. – *Beihefte zum Botanischen Centralblatt, Abteilung B*, 54/1–2: 1–58.
- Schiffner V. & Schmidt A. (1886): Moosflora des nördlichen Böhmen. – *Lotos* 34: 3–74.
- Schramm J. & Wollert H. (2010): Die Moosflora eines lebenden Flusstal-Durchströmungsmoores im Tal der Blinden Trebel (Mecklenburg-Vorpommern). – *Herzogia* 23: 257–267.
- Selkirk P. M. (1980): Regeneration from *Dawsonia* leaves. – *The Bryologist* 83: 542–544.
- Siebel H. N., Bijlsma R. J., Bal D. (2006): Toelichting op de Rode Lijst Mossen. – In: *Naamlijst van de Nederlandse mossen* <http://www.verspreidingsatlas.nl/soortenlijst/mossen> [navštíveno 1.10.2011].
- Siebel H. N., During H. J. & van Melick H. M. H. (2005): Standaardlijst van de Nederlandse blad-, lever- en hauwmossen. – In: *Naamlijst van de Nederlandse mossen* <http://www.verspreidingsatlas.nl/soortenlijst/mossen> [navštíveno 1.10.2011].
- Skalický V. (1988): Regionálně fytogeografické členění. – In: Hejný S. & Slavík B. (eds), *Květena ČR*, vol. 1., p. 103–121, Academia, Praha.
- Sotiaux A., Stieperaere H. & Vanderpoorten A. (2007): Bryophyte checklist and european red list of the Brussels-Capital region, Flanders and Wallonia (Belgium). – *Belgian Journal of Botany* 140: 174–196.
- Smith A. J. E. (2004): *Helodium blandowii*. – In: Smith A. J. E., *The moss flora of Britain and Ireland*, p. 754, Cambridge University Press, Cambridge.
- Stark L. R., Nichols II L., McLetchie D. N., Smith S. D. & Zundel C. (2004): Age and sex-specific rates of leaf regeneration in the Mojave desert moss *Syntrichia caninervis*. – *American Journal of Botany* 91: 1–9.
- StatSoft Inc. (2010): Statistica (data analysis software system), version 9.1. www.statsoft.com.
- Studlar S. M., Eddy Ch. & Spencer J. (2007): Survival of four mosses from west Virginia after two hours in the stratosphere. – *Evansia* 24: 17–21.
- Šoltés R. (1998): Glacial relic moss species *Helodium blandowii* in Poprad Basin. – *Biologia* 53: 140.
- Šoltés R. (2000): Habitats for rare bryophytes in Slovakia. – *Lindbergia* 25: 124–127.
- Šoltés R. (2004): Glaciálne relikticky machorastov na Slovensku – charakteristika stanovišť, multivariantná analýza. – *Biosozológia* 2: 13–29.
- Šoltés R., Hrivnák R. & Dítě D. (2004): *Helodium blandowii* (*Bryophyta*) na Slovensku, chorológia, ekológia a cenológia. – *Bulletin Slovenskej botanickej spoločnosti* 10: 101–105.
- Šoltés R., Nižnanská M. & Chromý P. (1999): Glacial moss relic species *Helodium blandowii* in Hnilecká dolina Valley, Volovské vrchy Hills (Slovakia). – *Biologia* 54: 118.

- Štechová T. (2005): Ekologická studie druhu *Hamatocaulis vernicosus* (Amblystegiaceae, Bryophyta) a návrh managementu na jeho lokalitách. – Ms. [Diplomová práce; depon. in: Jihočeská univerzita, České Budějovice.]
- 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., Holá E., Kubešová S., Novotný I. & Zmrhalová M. (2010): Současný stav populací druhů *Helodium blandowii* (Thuidiaceae) a *Scorpidium scorpioides* (Calliergonaceae) v České republice. – Bryonora 46: 24–33.
- Štechová T. & Štech M. (2009): Současné lokality *Hamatocaulis vernicosus* (Mitt.) Hedenäs na Českomoravské vrchovině. – Acta rerum naturalium 6: 13–24.
- Ter Braak C. J. F. & Šmilauer P. (2002): CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, USA.
- Tsegmed T. (2001): Checklist and distribution of mosses in Mongolia. – Arctoa 10: 1–18.
- Ulvinen T. & Syrjänen K. (2009): Suomen sammalten levinneisyys eliömaakunnissa. – In: Laaka-Lindberg S., Anttila S. & Syrjänen K. (eds.), Suomen uhanalaiset sammat, p. 309–342, Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Uyar G. & Cetin B. (2004): A new check-list of the mosses of Turkey. – Journal of Bryology 26: 203–220.
- Váňa J. (1966): Mechorosty rašelinišť v okolí Hory Sv. Šebestiána v Krušných horách II. (Musci). – Preslia 38: 208–213.
- Velde M. van der, During H. J., van de Zande L. & Bijlsma R. (2001): The reproductive biology of *Polytrichum formosum*: clonal structure and paternity revealed by microsatellites. – Molecular Ecology 10: 2423–2434.
- Velenovský J. (1897): Mechy české – Rozpravy česká akademie císaře Františka Josefa pro vědy, slovesnost a umění, třída II., VI/6: 1–352.
- Velenovský J. (1903): Bryologické příspěvky z Čech za rok 1901–1902. – Rozpravy české akademie císaře Františka Josefa pro vědy, slovesnost a umění, třída II., XII/11: 1–20.
- Vitt D. H. (2000): Peatlands: ecosystems dominated by bryophytes. – In: Shaw A. J. & Goffinet B. (eds), Bryophyte biology, p. 312–343, Cambridge University Press, Cambridge.
- Vitt D. H. & Slack N. G. (1975): An analysis of the vegetation of *Sphagnum*-dominated kettle-hole bogs in relation to environmental gradients. – Canadian Journal of Botany 53: 332–359.
- Vitt D. H. & Slack N. G. (1984): Niche diversification of *Sphagnum* relative to environmental factors in northern Minnesota peatlands. – Canadian Journal of Botany 62: 1409–1430.
- Vitt D. H., Wirdum G. van, Halsey L. & Zoltai S. (1993): The effects of water chemistry on the growth of *Scorpidium scorpioides* in Canada and The Netherlands. – The Bryologist 96: 106–111.
- Ward M. (1960): Vegetative propagation from intact leaves of *Polytrichum commune* Hedw. – Phytomorphology 10: 325–329.
- Ward M. (1964): Induced aberrant gametophytes from *Polytrichum commune* Hedw. – The Bryologist 67: 356–358.
- Warner B. G. & Rubec C. D. A. (eds) (1997): The Canadian wetland classification system. – Wetlands Research Centre, Waterloo. [68 pp.]

- Weidman A. (1895): *Thuidium Blandowii* (W. et M.) Br. et Sch. – In: Weidman A., Prodrómus českých mechu listnatých, díl II. Vrcholoplodé (dokonč.), Stranoplodé (Pleurocarpaceae), p. 254, Alois Wiesner, Praha.
- Westerdijk J. (1907): Zur Regeneration der Laubmoose. – *Recueil Travaux Botanique Néerlandaise* 3: 1–66.
- Wieder R. K. & Lang G. E. (1983): Net primary production of the dominant bryophytes in a *Sphagnum*-dominated wetland in west Virginia. – *The Bryologist* 86: 280–286.
- Wiegers J. (1983): A second recording of fossil *Helodium blandowii* (Web. & Mohr) Warnst. (Musci) in the Netherlands. – *Acta Botanica Neerlandica* 32: 489–490.
- Zechmeister H. G. (2008): Vorkommen und Gefährdung der Torfmoose (Gattung *Sphagnum* L.) im Burgenland. – *Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Oesterreich* 145: 97–106.
- Zmrhalová M. (1993): Jak zanikl výskyt vzácného mechu *Helodium blandowii* (Web. et Mohr) Warnst. v Šumperku. – *Severní Morava, Vlastivědný sborník* 66: 61–62.
- Zoltai S. C. & Vitt D. H. (1995): Canadian wetlands: Environmental gradients and classification. – *Vegetatio* 118: 131–137.

7 Přílohy

Příloha 1: Vysvětlivky zkratků druhů.

Příloha 2: Informace k recentním lokalitám mechu *Helodium blandowii* v ČR.

Příloha 3: Růst *Helodium blandowii* a *Sphagnum teres* na bultu a ve šlenku – primární data.

Příloha 4: Regenerace – primární data.

Příloha 5: Fotografie.

Příloha 6: Příloha na CD

Složka Sledy – fotografie sled položek mechu *Helodium blandowii* z ČR z herbářů (viz tab. I).

Příloha 1: Vysvětlivky zkratk druhů.

Zkratka	Cévnaté rostliny	Zkratka	Cévnaté rostliny
<i>AgroCani</i>	<i>Agrostis canina</i>	<i>JuncEffu</i>	<i>Juncus effusus</i>
<i>AgroCapi</i>	<i>Agrostis capillaris</i>	<i>LathPrat</i>	<i>Lathyrus pratensis</i>
<i>AlnuGlut</i>	<i>Alnus glutinosa</i>	<i>LotuUlig</i>	<i>Lotus uliginosus</i>
<i>AngeSylv</i>	<i>Angelica sylvestris</i>	<i>LuzuMult</i>	<i>Luzula multifida</i>
<i>AnthOdor</i>	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	<i>LychFlos</i>	<i>Lychnis flos-cuculi</i>
<i>Beru</i>	<i>Berula sp.</i>	<i>LysiVulg</i>	<i>Lysimachia vulgaris</i>
<i>BeruErec</i>	<i>Berula erecta</i>	<i>MentArve</i>	<i>Mentha arvensis</i>
<i>BrizMedi</i>	<i>Briza media</i>	<i>MenyTrif</i>	<i>Menyanthes trifoliata</i>
<i>CaltPalu</i>	<i>Caltha palustris</i>	<i>MoliCaer</i>	<i>Molinia caerulea</i>
<i>CardPrat</i>	<i>Cardamine pratensis s.l.</i>	<i>MyosNemo</i>	<i>Myosotis nemorosa</i>
<i>CareAcut</i>	<i>Carex acuta</i>	<i>MyosPalu</i>	<i>Myosotis palustris</i>
<i>CareCane</i>	<i>Carex canescens</i>	<i>PediPalu</i>	<i>Pedicularis palustris</i>
<i>CareCula</i>	<i>Carex paniculata</i>	<i>PeucPalu</i>	<i>Peucedanum palustre</i>
<i>CareNigr</i>	<i>Carex nigra</i>	<i>PhraAust</i>	<i>Phragmites australis</i>
<i>CarePani</i>	<i>Carex panicea</i>	<i>PinuSylv</i>	<i>Pinus sylvestris</i>
<i>CarePilu</i>	<i>Carex pilulifera</i>	<i>PoaPalus</i>	<i>Poa palustis</i>
<i>CareRost</i>	<i>Carex rostrata</i>	<i>PoaPrate</i>	<i>Poa pratensis</i>
<i>CeraHolo</i>	<i>Cerastium holosteoides</i>	<i>PoteErec</i>	<i>Potentilla erecta</i>
<i>CirrPili</i>	<i>Cirriphyllum piliferum</i>	<i>PotePalu</i>	<i>Potentilla palustris</i>
<i>CirsPalu</i>	<i>Cirsium palustre</i>	<i>RanuAcri</i>	<i>Ranunculus acris</i>
<i>CrepPalu</i>	<i>Crepis paludosa</i>	<i>RanuAuri</i>	<i>Ranunculus auricomus</i>
<i>Epil</i>	<i>Epilobium cf. palustre</i>	<i>RumeAcet</i>	<i>Rumex acetosa</i>
<i>EquiArve</i>	<i>Equisetum arvense</i>	<i>SaliCine</i>	<i>Salix cinerea</i>
<i>EquiFluv</i>	<i>Equisetum fluviatile</i>	<i>SangOffi</i>	<i>Sanguisorba officinalis</i>
<i>EquiSylv</i>	<i>Equisetum sylvaticum</i>	<i>ScirSylv</i>	<i>Scirpus sylvaticus</i>
<i>FestPrat</i>	<i>Festuca pratensis</i>	<i>SeliCarv</i>	<i>Selinum carvifolia</i>
<i>FestRubr</i>	<i>Festuca rubra</i>	<i>StelGram</i>	<i>Stellaria graminea</i>
<i>FiliUlma</i>	<i>Filipendula ulmaria</i>	<i>TephCris</i>	<i>Tephrosieris crispa</i>
<i>Gale</i>	<i>Galeopsis cf. bifida</i>	<i>Utri</i>	<i>Utricularia sp.</i>
<i>GaliAlbu</i>	<i>Galium album agg.</i>	<i>Vale</i>	<i>Valeriana sp.</i>
<i>GaliPalu</i>	<i>Galium palustre</i>	<i>ValeDioi</i>	<i>Valeriana dioica</i>
<i>GaliUlig</i>	<i>Galium uliginosum</i>	<i>ViolPalu</i>	<i>Viola palustris</i>
<i>HolcLana</i>	<i>Holcus lanatus</i>		

Zkratka	Mechorosty	Zkratka	Mechorosty
<i>AmblRadi</i>	<i>Amblystegium radicale</i>	<i>HeloBlan</i>	<i>Helodium blandowii</i>
<i>AulaPalu</i>	<i>Aulacomnium palustre</i>	<i>PlagElli</i>	<i>Plagiomnium ellipticum</i>
<i>BracRivu</i>	<i>Brachythecium rivulare</i>	<i>RhytSqua</i>	<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>
<i>BryuPseu</i>	<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	<i>SphaFall</i>	<i>Sphagnum fallax</i>
<i>CallCusp</i>	<i>Calliergonella cuspidata</i>	<i>SphaSpha</i>	<i>Sphagnum sect. Sphagnum</i>
<i>ClimDend</i>	<i>Climacium dendroides</i>	<i>SphaTere</i>	<i>Sphagnum teres</i>
<i>ConoConi</i>	<i>Conocephalum conicum</i>	<i>StraStra</i>	<i>Straminergon stramineum</i>
<i>DrepAdun</i>	<i>Drepanocladus aduncus</i>	<i>WarnExan</i>	<i>Warnstorfia exannulata</i>
<i>HamaVern</i>	<i>Hamatocaulis vernicosus</i>		

Příloha 2: Informace k recentím lokalitám mechu *Helodium blandowii* v ČR (s využitím Štechová et al. 2010).

Lokalita	Katastrální území	Okres	Nadmořská výška	GPS [WGS 84]	Kvadrant	Velikost populace
Salajna	Salajna	Cheb	539 m	N50°01'16" E12°30'35"	5941c	700 cm ²
Ráj, PR Kokořínský důl	Ráj, Kokořín	Mělník	250 m	N50°27'51,4" E14°36'37,3"	5553b	0,25 m ²
NPP Ruda	Bošilec, Horusice	Tábor	420 m	N49°09'06,0" E14°41'23,0"	6854a,c	10-15 m ²
PR Vidnavské mokřiny	Vidnava	Jeseník	220 m	N50°22'47,9" E17°11'51,8"	5669a	5560 cm ²
PP Urbánkův palouk	Brtnice, Kněžice	Jihlava	620 m	N49°16'44,5", E015°42'05,4"	6760a	85 cm ² +15 lodyžek
PR Bažantka	Doupě	Jihlava	595 m	N49°13'59.7" E015°25'34.1"	6758d	–

Příloha 3: Růst *Helodium blandowii* a *Sphagnum teres* na bultu a ve šlenku – primární data (H – *Helodium blandowii*, S – *Sphagnum teres*, **tučně** – použitelné hodnoty).

	Bult				Šlenk			
	H m [g]	H	S	Poznámka	H m [g]	H	S	Poznámka
1	0,108	12	11		0,198	14	14	
2	0,029	10	6		0,115	6	9	
3	0,100	7	6		0,174	23	2	
4	0,345	22	14	přemístěno	0,229	17	10	přemístěno
5	0,167	23	13		0,086	13	28	přemístěno
6				1 brouk a 1 savec				nenalezeno
7	0,207	13	8		0,211	27	9	
8			8	1 hlodavec a 1 hrobařík	0,116	11	7	
9				2 hlodavci a 1 hmyzožravec	0,222	18	14	
10	0,128	13	43	přemístěno	0,224	40	98	přemístěno
11		uletělo	3		0,083	6	12	přemístěno
12	0,189	17	13					utopeno

Příloha 4: Regenerace – primární data.

	Gap 1. rok	Gap 2. rok	<i>Sphagnum</i> 1. rok	<i>Sphagnum</i> 2. rok	Druh
1	24	N	0	N	<i>Sphagnum teres</i>
2	1	N	0	0	<i>Sphagnum teres</i>
3	4	0	1	0	<i>Sphagnum teres</i>
4	5	1	1	0	<i>Sphagnum teres</i>
5	8	2	0	2	<i>Sphagnum flexuosum</i>
6	8	0	0	0	<i>Sphagnum flexuosum</i>
7	5	0	2	0	<i>Sphagnum flexuosum</i>
8	21	0	0	0	<i>Sphagnum teres</i>
9	0	0	0	0	<i>Sphagnum teres</i>
10	30	2	0	0	<i>Sphagnum teres</i>
11	8	6	6	0	<i>Sphagnum teres</i>
12	1	0	0	0	<i>Sphagnum flexuosum</i>
13	3	0	0	0	<i>Sphagnum flexuosum</i>
14	13	0	0	0	<i>Sphagnum teres</i>
15	6	0	0	0	<i>Sphagnum teres</i>
16	9	0	0	0	<i>Sphagnum teres</i>
17	6	0	0	0	<i>Sphagnum teres</i>
18	2	0	4	0	<i>Sphagnum flexuosum</i>
Průměr	9	1	1	0	

Příloha 5: Fotografie.



Obr. P1: Nádoby na bultu (vlevo) a ve šlenku (vpravo) v průběhu trvání pokusu (duben 2010).



Obr. P2: Nádoby na bultu (vlevo) a ve šlenku (vpravo) na konci pokusu.