

Přírodovědecká fakulta Jihočeská univerzity

Bakalářská práce:

**VLIV STROMŮ A HLADINY PODZEMNÍ VODY NA VEGETACI DVOU
ŠUMAVSKÝCH VRCHOVIŠŤ**



Eliška Vicherová
2009

Vedoucí práce: Mgr. Jan Kučera, PhD

Vicherová E. (2009): Vliv stromů a hladiny podzemní vody na vegetaci dvou šumavských vrchovišť. [Effects of trees and water table level on vegetation of two bogs in Šumava Mountains] - p. 51 + 13 p. Suppl., University of South Bohemia, Faculty of Science, České Budějovice, Czech Republic

Annotation:

Effects of trees and water table level on vegetation of two bogs in Šumava Mountains was studied. One of them, Blatenská slat', is a pristine mire, the second one, Schachtenfilz, was drained at the end of the nineteenth century.

143 relevés (1m²) in two transects were sampled at Schachtenfilz, 45 relevés in one transect were sampled at the Blatenská slat' in summer 2008. The level of water table depth was measured and influence of trees was estimated for each of the sample plots. Methods of direct and indirect gradient analysis were used for evaluation of results.

The occurrence of trees had greater effect on vegetation than the water table depth, however both factors had significant effect on species composition. They are correlated and together explain a similar amount of variability as is explained by the first DCA axis. Therefore, trees and water table depth are probably the most important factors, which affect the species composition at both localities.

The vegetation differs significantly between these two localities and the response of the same species at both localities is slightly different because of the different breadth of their realized niche.

Práce byla financována z prostředků katedry botaniky a správou NP a CHKO Šumava.

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.

V Českých Budějovicích 31.12. 2009

Eliška Vicherová

Ráda bych poděkovala svému školiteli, Honzovi Kučerovi, za zadání zajímavé práce, za trpělivost, se kterou jí po všechny roky vedl, za to, že mě naučil poznávat mechorostry rostoucí na slatích a že mi vždy pomohl se vším, o co jsem ho požádala. Dále bych chtěla poděkovat Ivě Bufkové, která mi v průběhu terénních prací sehnala ubytování na Modravě a na Rokytě a poskytla mnoho cenných informací k oběma slatím.

Evě Mikuláškové děkuji za pomoc s určením lišejníků, Tomáši Hájkovi za mnoho cenných rad a připomínek k práci, Blance Shaw za poslání nedostupných článků, Milanu Štechovi za půjčení literatury, Janu Lepšovi a Petru Šmilauerovi za rady při statistickém zpracování dat a studentům z naší pracovny za řadu praktických rad s úpravou práce.

Chtěla bych také poděkovat katedře Botaniky za příspěvek z delegačního fondu, díky němuž jsem se mohla zúčastnit kurzu „Peatland ecology–Summer course“ na Uppsalské univerzitě, kde jsem se dozvěděla mnoho užitečných informací a sehnala si články, které na naší univerzitě nejsou dostupné.

Můj velký dík patří rovněž mé rodině za podporu po celý průběh studia a při psaní práce a za pomoc s vytažením bambusových tyčí z rašelinišť.

Obsah

1 Úvod	1
1.1 Faktory prostředí ovlivňující druhové složení rašelinišť	1
1.1.1 Chemismus podzemní vody	3
1.1.2 Vliv stromů	5
1.1.2.1 Zastínění	5
1.1.2.2 Množství srážek a obsah živin	6
1.1.2.3 Vysušení horních vrstev rašeliny	7
1.1.2.4 Tvorba nových mikrostanovišť	7
1.1.3 Vliv hladiny podzemní vody	7
1.1.3.1 Adaptace cévnatých rostlin na zaplavení v zimním období a ve vegetační sezoně	8
1.1.3.2 Vliv hladiny podzemní vody na život mechorostů	9
1.2 Vztahy mezi rostlinnými druhy na rašeliništích	10
1.2.1 Konkurence	10
1.2.2 Kladné mezidruhové vztahy	12
1.3 Cíle práce	13
2 Metodika	14
2.1 Popis lokalit	14
2.2 Práce v terénu	18
2.3 Zpracování dat	19
3 Výsledky	21
3.1 Blatenská slat'	21
3.1.1 Vegetační gradienty a vzájemné vztahy druhů na rašeliništi	21
3.1.2 Reakce vegetace na hladinu podzemní vody a přítomnost stromů	21
3.2 Schachtenfilz	26
3.2.1 Vegetační gradienty a vzájemné vztahy druhů na rašeliništi	26
3.2.2 Vztah vegetace k měřeným charakteristikám prostředí	27
3.3 Srovnání vegetace obou rašelinišť	32
3.4 Popis vegetace	35
3.5 Druhová bohatost lokalit a vzácné druhy	37
4 Diskuze	39
4.1 Vliv stromů a hladiny podzemní vody na rozmístění rašeliništní vegetace	39
4.2 Porovnání slatí	40
4.3 Reakce druhů na hladinu podzemní vody a přítomnost stromů	41
4.4 Zajímavé druhy nalezené na slatích	42
4.5 Měření hladiny podzemní vody	43
5 Závěr	44
6 Literatura	45
7 Přílohy	52
7.1 Vysvětlivky zkratk druhů použité v ordinačních diagramech	52
7.2 Přehled fytoecnologických snímků provedených na rašeliništi Schachtenfilz	53
7.2 Přehled fytoecnologických snímků provedených na Blatenské slati	62

1 Úvod

Rašeliniště (mires) je možné najít na všech kontinentech, největší rozlohu mají v boreálním pásu severní polokoule. Vznikají v místech, kde dostatečná vlhkost umožňuje růst rostlin, jež jsou schopny vytvářet rašelinu a klimatické podmínky umožňují její hromadění (Rydin & al. 1999).

Vegetační složení i samotná podoba rašelinišť se mezi jednotlivými místy značně liší v závislosti na klimatických podmínkách a současných vlastnostech a historii dané lokality (jako je členitost terénu, skladba geologického podloží a vývěr pramenů, od nichž se odvíjí chemismus a výška hladiny podzemní vody). Mimo vlastnosti prostředí je vegetace na rašeliništích ovlivněna řadou dalších skutečností, například konkurencí a spoluprácí jednotlivých druhů na lokalitě, skladbou vegetace v okolí rašeliniště, množstvím disturbancí, přítomností jiných než rostlinných druhů, významnou roli hraje i náhoda. Aby byla variabilita mezi rašeliništi snáze uchopitelná, byla navržena klasifikace rašelinišť sledující hydrologii a chemismus podzemní vody. Vzhledem k tomu, že mají tyto faktory rozhodující vliv na vegetační složení, jsou si jednotky, vytvořené touto klasifikací, svým druhovým složením podobné.

Z hlediska hydrologie byla rašeliniště rozdělena na vrchoviště (bog), místa sycená pouze srážkovou vodou, a slatiniště (fen), která jsou sycena prameny pronikajícími minerálním podložím. Podle chemického složení podzemní vody dochází k dělení slatinišť do několika dalších kategorií, základem je rozdělení na chudá, středně bohatá a bohatá slatiniště (poor fens, moderate-rich fens a extreme-rich fens) (Vitt & al. 1995).

Hájek & Hájková (2007) navrhli odlišný přístup ke klasifikaci slatinišť, a to na základě fytoecologie, neboť vzhledem k rozdílnému podloží si koncentrace iontů ve slatiništní vodě v jednotlivých částech světa ne vždy odpovídají. Slatiniště jsou rozdělena do pěti kategorií podle syntaxonomických jednotek (vápnitá slatiniště – svaz *Caricion davallianae*, extrémně bohatá slatiniště – rovněž svaz *Caricion davallianae*, pod něhož patří jiné asociace, slatiniště a slatinné louky – svaz *Sphagno warnstorffii-Tomenthypnion*, mírně bohatá rašeliniště a rašelinné louky – svaz *Caricion canescentis-nigrae*, přechodová rašeliniště – svaz *Sphagno recurvi-Caricion canescentis*). Tento klasifikační systém by měl odpovídat chystanému vegetačnímu přehledu České republiky, který výše zmínění autoři v současné době připravují.

1.1 Faktory prostředí ovlivňující druhové složení rašelinišť

Vliv faktorů prostředí ovlivňujících složení vegetace je na rašeliništích studován již řadu desetiletí, zpočátku pouze na základě popisu lokality (Sjörs 1948 sec. Økland 1990; Persson 1961 sec. Økland 1990; Økland 1989), poté i s využitím mnohorozměrných statistických

metod (Vitt & Slack 1983; Gignac & Vitt 1990; Økland 1990; Gignac & al. 1991; Belland & Vitt 1995; Nordbakken 1996; Bragazza & Gerdol 1999; Hájková & Hájek 2004b; Bragazza & al. 2005). Tyto práce ukázaly, že nejzásadnější vliv na složení vegetace rašelinišť má klima, hladina podzemní vody, chemické složení vody v horních vrstvách rašeliny a zastínění, způsobené přítomností stromů.

Faktory prostředí působí na vegetaci v několika úrovních: (i) svým společným vlivem určují rašeliništi jako celku jeho vegetační složení (uplatňuje se vliv všech faktorů prostředí); (ii) vytvářejí více či méně viditelné změny ve vegetačním složení konkrétního rašeliniště, což se týká pouze faktorů, které se mění v rámci lokality. Konečný vliv faktorů prostředí na uspořádání vegetace nezávisí jen na velikosti jejich vlivu na jednotlivé rostlinné druhy, ale i na tom, v jak velkém rozpětí se pohybují jejich měřené hodnoty. Působí-li faktory prostředí v malém prostorovém měřítku, vytvářejí vegetační gradienty na mikrotopografické škále, pokud jejich působení prostorově omezeno není, způsobují gradienty ve vegetaci vedoucí napříč rašeliništěm, nebo jeho velkou částí. Mikrotopografické gradienty mohou jít proti hlavním vegetačním gradientům a snižovat tak jejich viditelnost.

Vliv všech faktorů prostředí je patrný při pohledu na větší geografický areál. Gignac & Vitt (1990) studovali rašeliniště na území západní Kanady, kde se díky členitému reliéfu mění nadmořská výška jednotlivých míst a oceánské podnebí rychle přechází v kontinentální.

Při hodnocení klimatu se autoři zaměřili na podmínky prostředí související s teplotou a množstvím srážek (délka vegetační sezóny, teplota, množství srážek a deštivých dní, index aridity a oceanity). Jednotlivé složky klimatu (kromě počtu deštivých dní) měly největší vliv na složení rašeliništní vegetace, další významná část variability byla vysvětlena chemizmem podzemní vody a dále hladinou podzemní vody. Autorům se pomocí těchto faktorů prostředí podařilo vysvětlit nadpoloviční část variability druhových dat, což poukazuje na skutečně významný vliv daných faktorů na rozmístění vegetace na rašeliništích. Podobné výsledky se objevily i v práci Gignac & al. (1991). Belland & Vitt (1995) ukázali, že díky klimatickým poměrům se od sebe chemickým složením liší i jednotlivá vrchoviště.

Uvažujeme-li variabilitu ve vegetaci jediného vrchoviště, má průkazný vliv na její složení pouze hladina podzemní vody a přítomnost stromů, kterou jednotliví autoři vyjadřovali zastíněním (Belland & Vitt 1995; Nordbakken 1996). Přejedem do minerotrofního prostředí slatinišť získává rozhodující vliv na rozmístění vegetace i chemismus podzemní vody (Bragazza & Gerdol 1999; Hájková & Hájek 2004b; Bragazza & al. 2005).

V místech, kde se faktory prostředí na rašeliništi mění, vytvářejí vegetační gradienty, místa nejnápadnějších změn ve vegetaci. Na vegetační gradienty lze tedy pohlížet jako na projevy jednoho nebo několika vzájemně korelovaných faktorů prostředí.

Jedním z nejnápadnějších je gradient vedoucí od okraje ke středu rašeliniště – takzvaný „mire margin-mire expanse gradient“ (Økland 1990; Bragazza & Gerdol 1999). Tento vegetační gradient je z velké části způsoben hladinou podzemní vody (v pracech Økland 1990; Bragazza & Gerdol 1999 byla nejtěsněji korelovaným faktorem), výskytem stromů a může souviset i se změnou chemizmu podzemní vody (Bragazza & Gerdol 1999). Vegetační

složení okraje a středu rašeliniště bude ovlivněné i mocností rašeliny, neboť při okrajích je její vrstva silná 20-40 cm, což společně s nízkou hladinou podzemní vody umožňuje kořenům cévnatých rostlin dosáhnout na minerální podloží (Rydin & al. 1999). Na některých rašeliništích může docházet k rychlejšímu průtoku vody v laggu rašeliniště, což způsobuje její provzdušnění a tak lepší podmínky pro růst rostlin postrádajících aerenchym (Rydin & al. 1999).

Mikrotopografický gradient vzniká na základě různých růstových strategií rašeliníků a jejich interakcí s cévnatými rostlinami (Malmer & al. 1994) a je těsně spjat s hladinou podzemní vody. V případě slatinišť i s chemizmem, neboť vrcholky bultů se nacházejí v takové vzdálenosti od hladiny podzemní vody, že zde panuje ombrotrofní (nebo téměř ombrotrofní) prostředí (Hájková & Hájek 2004b). Přestože faktory prostředí nezpůsobují samotnou tvorbu tohoto gradientu, mají důležitý vliv na jeho udržování a řídí kolonizaci nových druhů.

Nordbakken (1996) a Økland (1990) našli vegetační gradient, který se nepodařilo propojit s žádným z uvedených faktorů prostředí. Jedná se o gradient produktivity vedoucí od druhů vytvářejících malé množství biomasy, jako jsou játrovky nebo lišejníky, po rašeliníky. Vznik tohoto gradientu bude zřejmě spojen s řadou skutečností. V některých případech by mohl být způsoben disturbancemi a představovat tak sukcesní řadu od druhů schopných rychlé kolonizace substrátu (jako jsou játrovky) po rašeliníky, které je časem vykonkurují. V jiných případech by mohlo jít o reakci na změnu mikrostanovištních podmínek, vyvolaných přítomností stromů (Ohlson & al. 2001).

1.1.1 Chemismus podzemní vody

Chemické složení vody v povrchových vrstvách rašeliny se od vrchovišť směrem k bohatým slatiništím výrazně mění – vzrůstá hodnota pH, koncentrace minerálních látek (tedy i konduktivita) a hodnota alkalinity.

Na vrchovištích se pH pohybuje v rozmezí 3–4,5 (v oceánských oblastech bývá vyšší než v kontinentálních), na chudých slatiništích od 4,5 do 5,5, na středně bohatých slatiništích od 5,5 do 7, bohatá slatiniště mají pH nad hodnotou 7. Množství vápenatých iontů na vrchovištích nepřesahuje 3 mg l⁻¹, na chudých slatiništích se pohybuje do 5 mg l⁻¹, středně bohatá a bohatá slatiniště se nachází v rozpětí 5–35 mg l⁻¹. V případě bohatých slatinišť mohou být tyto hodnoty ještě vyšší. Alkalinita vrchovišť a chudých slatinišť je nulová, u středně bohatých rašelinišť jsou její hodnoty v rozmezí 500–1000 μ ekvivalentů l⁻¹, u bohatých rašelinišť přesahuje 1000 μ ekvivalentů l⁻¹ (Zoltai & Vitt 1995; Vitt 2000). Uvedené údaje jsou však pouze orientační, neboť díky rozdílnému podloží si koncentrace jednotlivých iontů ve slatiništní vodě v různých částech světa úplně neodpovídají (cf. Muñoz & al. 2003). Koncentrace živin na vrchovištích a slatiništích jsou nízké a jejich množství se mezi jednotlivými typy rašelinišť neliší (Zoltai & Vitt 1995; Kellogg & Bridgham 2003).

Druhová diverzita ve smyslu gamma diverzity, tedy množství druhů, které by se na daném místě mohlo vyskytovat, neboť svými ekologickými nároky spadá do dané rašeliništní kategorie, stoupá od vrchovišť k bohatým slatiništím. U mechorostů jsou však počty druhů nalezených na určitých vrchovištích či slatiništích variabilní a nelze tedy předpovědět, jaký z těchto rašeliništních typů bude druhově bohatší (Vitt & al. 1995; Hájková & Hájek 2004a). Vitt & al. (1995) ukázali, že druhová diverzita mechorostů je závislá především na počtu mikrostanovišť a na teplotě, nikoli na pH nebo množství minerálních látek, jež jsou pro lokalitu charakteristické. Gamma diverzita bohatých slatinišť tedy vypovídá o nepodobnosti jednotlivých lokalit, jež se mimo jiné liší i z hlediska chemického složení rašelinné vody. U cévnatých rostlin, narozdíl od mechorostů, stoupá nejen gamma, ale i alfa diverzita (druhová bohatost lokality) od vrchovišť k bohatým slatiništím (Hájková & Hájek 2004a).

Na vrchovištích a chudých slatiništích dominují rašeliníky a rostliny, jež se přizpůsobily nízkému obsahu minerálních látek a nízkému pH, na středně bohatých a bohatých slatiništích převládají mechorosty z čeledi *Amblystegiaceae* a *Calliergonaceae* (takzvané „hnědé mechy“ – *brown mosses*) a řada druhů cévnatých rostlin, které zde mívají větší biomasu než na vrchovištích, zvláště při porovnání otevřených ploch (Clymo 1973). Rozmístění jednotlivých druhů podél tohoto gradientu je závislé na charakteru jejich kationtové výměnné kapacity.

Rašeliníky mohou růst při hodnotách pH nebo koncentracích vápenatých iontů, které odpovídají bohatým slatiništím, nemohou ale přežít v místech, kde jsou vysoké koncentrace Ca^{2+} doprovázeny vysokým pH (Clymo 1973). Toto chování má spojitost s kationtovou výměnnou kapacitou polygalakturonových kyselin v buněčných stěnách rašeliníků. Tyto kyseliny vytváří v buněčných stěnách síť dlouhých řetězců s množstvím karboxylových skupin, jejichž disociace vzrůstá se zvyšující se hodnotou pH. Na disociované karboxylové skupiny se váží kationty z okolního vodního prostředí tak, že se vzrůstajícím oxidačním číslem se pravděpodobnost jejich vazby ke karboxylovým skupinám zvyšuje.

Pokud je nízké pH, ustanoví se rovnováha s ohledem na koncentraci a mocnost jednotlivých kationtů a v rámci této rovnováhy se kationty na karboxylových skupinách vzájemně vyměňují. Se vzrůstajícím pH se zvyšuje množství karboxylových skupin, které jsou v daném okamžiku disociovány, a s tím i pravděpodobnost pevné vazby vícemocných kationtů do buněčných stěn, k níž dochází ve chvíli, kdy se vícemocný kationt (např. Ca^{2+}) váže s několika sousedními skupinami COO^- a vytváří tak stabilní komplex (v případě vápníku $(\text{R-COO})_2\text{Ca}$).

Při vyšším pH a vyšší koncentraci vápenatých iontů tak dochází k obsazení všech vazebných míst karboxylových skupin a nahrazení záporného náboje buněčných stěn, který karboxilové skupiny způsobovaly, za kladný náboj navázaných kationtů. Předpokládá se, že tato skutečnost znemožňuje příjem ostatních kationtů, např. K^+ a NH_4^+ , nezbytných pro růst rašeliníků (Dainty & Richter 1993).

Kationtová výměnná kapacita rašeliníků pravděpodobně pomáhá přijímat kationty do jednotlivých buněk, neboť vazbou s karboxylovými skupinami se kationty přibližují

vazebným místům svých přenašečů, popřípadě se posouvají do těsné blízkosti iontových kanálů. Neznamena to však, že by se vytvářel elektrochemický gradient, na jehož základě by ionty ve větších koncentracích pronikaly apoplastem do rostlin (Dainty & Richter 1993).

Tím, jak rašeliníky neustále přirůstají, uvolňují se do okolního prostředí disociací nově vytvořených karboxylových skupin další vodíkové ionty, čímž dochází k jeho okyselování. Rašeliníky tedy tímto způsobem udržují podmínky na vrchovištích a jsou zodpovědné za přeměnu středně bohatých slatinišť ve vrchoviště (Rydin & Jeglum 2006).

1.1.2 Vliv stromů

Většina prací, které se v posledních letech zabývala vlivem stromů na okolní vegetaci (Vitt & Slack 1983; Belland & Vitt 1995; Bragazza & Gerdol 1999; Fenton & Bergeron 2006; Fenton & al. 2007), hodnotila tento vliv pouze z hlediska zastínění, neboť to je na první patrné a není těžké změřit, případně odhadnout jeho hodnoty.

Stromy ale ovlivňují vegetaci i mnoha dalšími způsoby: (i) regulují množství srážek a živin, dopadajících na zemský povrch pod koruny stromů (ii) transpirací vysušují svrchní vrstvy rašeliny v okolí svých kořenů (iii) vytvářejí nová mikrostanoviště pro růst mechorostů (iv) produkují opad, který způsobuje další zastínění a jeho rozkladem se uvolňují živiny.

1.1.2.1 Zastínění

Zastínění snižuje intenzitu světla pronikajícího k rostlinám, čímž omezuje i množství fotosynteticky aktivního záření, které se dostane k reakčním centrům fotosyntetického aparátu a může tak být využito při fotosyntéze. Fotosyntéza pro rostliny představuje jediný zdroj energie a dostatečný přísun světla je tedy nezbytně důležitý.

Na druhou stranu mírné zastínění může mít v určitých případech kladný vliv, neboť působením světla dochází k poškozování fotosyntetického aparátu, které musí buňky následně opravovat. Světlo samo o sobě způsobuje i při nízkých ozářenostech poškození reakčního centra fotosystému II (tento proces se nazývá fotoinhibice (sensu Nishiyama & al. 2006) a zvláště v okamžiku, kdy reakční centra přijímají více fotonů, než kolik je možné při fotochemii využít, bývá excitační energie elektronů pohlcena molekulou kyslíku za vzniku kyslíkových radikálů (ROS – reactive oxygen species). Ty znemožňují opravit škody vyvolané fotoinhibicí a poškozují další kompartmenty v buňce, např. chlorofyl či membrány (Nishiyama & al. 2001). Aby se vznik těchto látek omezil, je přebytečná energie excitonů z anténních komplexů reakčních center odváděna nefotochemickým zhašením zejména v barvivech xantofylového cyklu (Niyogy & al. 2004), poškození vyvolanému fotoinhibicí (sensu Nishiyama & al. 2006) však touto cestou zabránit nelze.

Na otevřená místa dopadá po většinu roku světlo o větší intenzitě, než jakou je schopen fotosyntetický aparát mechorostů a většiny cévnatých rostlin využít. Ukázalo se, že i rašeliníky, mechorosty dominující v otevřených částech vrchovišť, mají na těchto

stanovištích nižší fotosyntetickou kapacitu než stejné druhy z částečně zastíněných míst (Hájek & al. 2009). Vysoké intenzity světla však neohrožují život rašeliníků a tyto druhy zde mají i přes sníženou fotosyntetickou kapacitu oproti ostatním druhům rychlejší růst, čímž se zvyšují jejich konkurenční schopnosti. Tato skutečnost byla ukázána na příkladu podmáčeného lesa s *Picea mariana*, kde se vzrůstající intenzitou světla (způsobenou např. pádem některých stromů) se rašeliníky rozrůstaly na úkor lesních mechorostů. Druhy rodu *Sphagnum* naopak nedokáží růst v místech, kam proniká méně než 20 % světla dopadajícího na otevřenou plochu. Tato hodnota odpovídá terénnímu pozorování (Fenton & al. 2007) i výsledkům z pokusných ploch, kde měly rašeliníky dostatečný přísun vlhkosti (Clymo 1973).

Společně s omezeným množstvím dopadajícího slunečního záření se snižuje teplota na povrchu rašeliníště a s tím i evaporace. To je pro mechorosty velmi důležité v místech a ve chvílích, kdy by se obsah vody nestačil s dostatečnou účinností doplňovat kapilární vzlínavostí. V obdobích extrémního sucha může rychlost evaporace rozhodovat i o přežití rašeliníků, jak ukázal Bragazza (2008) na příkladu vrchoviště v italské části Alp. Na cévnaté rostliny (vzhledem k jejich kořenové soustavě) tato skutečnost nemá vliv.

Při průchodu slunečního záření korunami stromů se nemění jen jeho intenzita ale i vlnové spektrum, neboť listy pohlcují záření jednotlivých vlnových délek s různou intenzitou. V zastíněném prostředí se proto snižuje poměr dopadajícího červeného a ultračerveného záření (red/far red), který ovlivňuje růst rostlin. Například u rostlin adaptovaných na růst v osluněném prostředí vyvolává rychlejší dlouhivý růst (Taiz & Zeiger 2002), což by u některých druhů rašeliníků mohlo způsobit rozvolnění porostu a větší náchylnost k vysychání (Malmer & al. 1994).

1.1.2.2 Množství srážek a obsah živin

Jednou z důležitých vlastností, kterou stromy ovlivňují vegetaci ve svém okolí, je jejich vliv na množství srážek a živin přicházejících z atmosféry. Obzvláště důležité je to na vrchovištích, kdy jsou atmosférické srážky jediným zdrojem vody a nově přichozích minerálních látek pro rašeliníštní rostliny.

Díky evaporaci dopadne pod koruny stromů nižší množství srážek než na otevřenou plochu, na Šumavě se tento rozdíl rovná 10-20 % ročních srážek (Kopáček & al. 2009). Koncentrace veškerých iontů je v podkorunových srážkách několikanásobně vyšší. Díky tomu i množství iontů, jež v rámci jednoho roku dopadne na zemský povrch, je pod korunami stromů vyšší, než na otevřené ploše. Tato skutečnost je dána suchou atmosférickou depozicí - částicím, jež stromy zadrží a které se pak deštěm splaví. Podkorunové srážky mají rovněž o trochu nižší pH (na Šumavě tento pokles činí zhruba 0,5 jednotky) (Kopáček & al. 2009).

Množství dopadajících srážek je důležité zejména pro mechorosty. Robroek & al. (2007) ukázali, že přežití šlenkových druhů rašeliníků na bultech, případně jejich pronikání mezi bultové druhy, je závislé na intenzitě a frekvenci dešťů. Laterální transport vody od

bultových ke šlenkovým druhům, který za přežití šlenkových druhů rovněž zodpovídá (Rydin 1985), je účinnější po silných deštích (Robroek & al. 2007).

Dlouhodobý vliv stromů je patrný z práce Zoltai & Vitt (1995), kdy zalesněná středně bohatá slatiniště měla v povrchové vodě větší koncentrace minerálních látek (včetně celkové konduktivity a koncentrace vodíkových iontů) než nezalesněná slatiniště. Tento rozdíl však nebude pravděpodobně dán pouze rozdílem v atmosferické depozici, neboť hladina podzemní vody byla s největší pravděpodobností u zalesněných rašelinišť hlouběji pod povrchem a mohlo tedy docházet k většímu rozkladu svrchních vrstev rašeliny.

1.1.2.3 Vysušení horních vrstev rašeliny

Kořeny stromů snižují vlhkost povrchových vrstev rašeliny nad hladinou podzemní vody (Boggie 1972), čímž dochází v jejich okolí k zásadním změnám mechového společenstva.

Pro růst rašeliníků nad hladinou podzemní vody je nezbytný přísun vody kapilární vzlínavostí, neboť kromě deště je jediným zdrojem vlhkosti. V případě, kdy se stromy nacházejí v blízkosti rašeliníků, pronikají pravděpodobně jejich kořeny pod dosud nerozložené lodyžky a odebírají vodu, která by vzlínala kapilárními prostory, čímž omezují její transport k hlavičkám rašeliníků. Tato skutečnost by mohla být jednou z odpovědí na otázku, proč se pod vzrostlými stromy na rašelinistích nenacházejí rašeliníky, když jejich semenáčky vyklíčily na rašelinných bultech (Ohlson & al. 2001). Vlhkostní poměry na povrchu rašelinistě pak budou rozhodovat o tom, zda místa pod stromy obsadí lišejníky nebo mechorosty, případně jaké druhy mechorostů.

1.1.2.4 Tvorba nových mikrostanovišť

Stromy na rašelinistích vytvářejí svou přítomností nová mikrostanoviště pro epifytické druhy mechorostů a lišejníků. Odpadlé mrtvé kusy dřeva poskytují životní prostor mnohým epixylickým druhům (například druhům z rodu *Cephalozia* nebo *Calypogeia*). Tvorbou nových mikrostanovišť tak stromy mohou zvyšovat druhovou diverzitu na rašelinistích (Vitt & al. 1995).

1.1.3 Vliv hladiny podzemní vody

Hladina podzemní vody zůstává na rašelinistích po celý rok v blízkosti povrchu, a tak díky pomalé difúzi kyslíku ve vodním prostředí (přibližně 10000krát nižší rozpustnost než ve vzduchu) panuje ve vrstvách rašeliny pod vodní hladinou anoxické prostředí (Belyea 1999; Navrátilová & Hájek 2005). Cévnaté rostliny, jež žijí v těchto podmínkách, se tedy musely vypořádat s problémy, které prostředí bez kyslíku představuje pro jejich kořeny. Tím nejzávažnějším je znemožnění aerobní respirace, neboť tato metabolická dráha dokáže jako jediná vyrobit dostatečné množství energie (tu si jednotlivé buňky nemohou předávat). Mimo

to se v anoxickém prostředí snižuje i koncentrace enzymů, které buňky chrání proti kyslíkovým radikálům, běžně vznikajícím při oxidativní fosforylaci. Pokud tedy ke kořenům znovu pronikne kyslík, jsou tyto molekuly schopny vyvolat poškození jakýchkoliv částí buňky. Nejzávažnější je poškození membrán a DNA, které spouští kaskádu dějů, vedoucí k programované buněčné smrti (Crawford 2003; Voet & al. 2008).

U mechorostů je situace odlišná. Jejich růst a přežití je možné pouze při dostatečné vlhkosti lodyžek a tak spíše než zaplavené prostředí je pro ně limitující vysychání.

1.1.3.1 Adaptace cévnatých rostlin na zaplavení v zimním období a ve vegetační sezóně

Zima bývá na rašeliništích obdobím s nejvyšší hladinou podzemní vody. Kořeny cévnatých rostlin však dokáží toto několik měsíců dlouhé období přežít, neboť se dostávají do stavu dormance. To znamená, že zastaví růst a sníží potřeby svého metabolismu na minimum. Tato schopnost se týká i druhů, jejichž kořeny by zaplavené začaly ve vegetační sezóně odumírat během několika dní (Coutts & Philipson 1978). Rašeliništní druhy jsou navíc schopny udržet po dobu dormance dostatečné koncentrace antioxidantů, popř. ihned po návratu aerobního prostředí tyto látky dosyntetizovat na potřebné množství (Ushimaru & al. 1992; Crawford 2003), a tak přečkat proces obnovy metabolismu v jarním období.

Ve vegetační sezóně cévnaté rostliny nedokáží dlouhodobě přežít nedostatek kyslíku ve svých tkáních. Proto se těmto podmínkám vyhýbají, a to dvěma možnými způsoby: (i) tím, že mají kořeny pouze v povrchové provzdušněné vrstvě rašeliny, (ii) vytvořením aerenchymu (Armstrong & al. 1991).

Druhy schopné tvorby aerenchymu (např. *Scheuchzeria palustris*, *Carex rostrata*, *Eriophorum vaginatum*, *Trichophorum cespitosum*, *Menyanthes trifoliata*) mohou vzhledem k hladině podzemní vody růst všech částech rašeliniště, nejčastěji se však nacházejí ve šlencích, které pro ně představují volné místo bez konkurence ostatních druhů. Aerenchym se u rostlin vytváří v primární kůře a středním válci (jeho tvorba je umocněna podmínkami zaplaveného prostředí) a je schopen zajistit pomocí difúze dostatečný přísun kyslíku k buňkám kořenů (Moog & Brüggemann 1998; Mainiero & Kazda 2004). Povrch kořenů rostlin, jež jsou schopny tvorby aerenchymu, je pokryt vrstvou ztlustlých lignifikovaných epidermálních buněk, které brání úniku vzduchu a umožňují tak jeho průchod až ke kořenovým špičkám, kde nakonec unikající přebytečný kyslík oxiduje nejbližší okolí a zabraňuje tak průchodu toxických látek do tkání kořene (Končalová 1990).

Mnoho druhů, vyskytujících se v zaplaveném prostředí, patří mezi jednoděložné rostliny. Jejich výhodou je schopnost tvorby adventivních kořenů, poskytujících velkou kořenovou plochu pro příjem živin v horních, méně redukčních vrstvách rašeliny, kde rozkládající se opad zatím není zbaven dobře rozložitelných na živiny bohatých sloučenin (lipidů, aminokyselin atd.). Přibližně 50 % kořenů cévnatých rostlin se proto nachází v hloubce menší než 10 cm od povrchu rašeliniště (Backeus 1990).

Výskyt druhů, jež nejsou schopny vytvářet aerenchym (stromy, keřičky z čeledi *Vacciniaceae* a *Ericaceae* a mnoho dalších), je vázán na buly a okrajové části rašelinišť.

Tyto druhy mohou osídlit pouze taková místa, jež umožňují rozvoj jejich kořenové soustavy v provzdušněných vrstvách rašeliny, konkrétní vzdálenost od hladiny podzemní vody je tedy pro každý druh individuální. Hladina podzemní vody v průběhu roku kolísá a tak může dojít k zaplavení určité části kořenové soustavy, která je potom nucena přejít na anaerobní metabolismus (nejčastěji na metabolickou dráhu končící tvorbou etanolu). O jejich přežití pak rozhoduje délka zaplavení a určitá přizpůsobení, která si jednotlivé druhy cévnatých rostlin mohou vytvářet (např. transport omezeného množství vzduchu pomocí primární kůry a specializovaných tracheid u borovice (Boggie 1972; Crawford & Baines 1977; Philipson & Coutts 1980), případně transport etanolu z kořenů do nadzemních částí, kde je následně využit v primárním metabolismu, jak bylo ukázáno na druhu topolu *Populus deltoides* (MacDonald & Kimmeren 1993).

1.1.3.2 Vliv hladiny podzemní vody na život mechorostů

Narozdíl od cévnatých rostlin, rašeliníšní mechorosty dokáží bez problémů přežít v zaplavených podmínkách (Rocheford & al. 2002). Díky velkému indexu listové plochy (LAI) a stavbě lodyžek, kdy je každá z živých částí schopna zastat veškeré funkce metabolismu, dokáže rychlost výměny plynů uspokojit potřeby jednotlivých buněk a mechorosty v tomto prostředí přežívají bez tvorby jakýchkoliv specializací. To ovšem neznamená, že by zaplavené prostředí nemělo na mechorosty vliv – lodyžky se při zaplavení liší růstovou rychlostí a morfologií (Rocheford & al. 2002). Zajímavá je otázka rychlosti fotosyntézy. Ve vodním prostředí její rychlost díky pomalejší difúzi CO₂ klesá (Schipperges & Rydin 1998). V přirozených podmínkách rašeliníšť však CO₂ proniká do vody nejen ze vzduchu, ale i z rašeliny (Scanlon & Moore 2000), což by mohlo zvýšit koncentraci rozpuštěného CO₂ v rašelinné vodě, a tak zmírnit zpomalení rychlosti fotosyntézy.

Pro mechorosty na rašeliníštích tedy není limitující zaplavené prostředí, jako je tomu u cévnatých rostlin, ale nedostatek vody v určitých částech vegetační sezony. Teplé a suché počasí způsobuje pokles hladiny podzemní vody a snížení vodního potenciálu atmosféry, což vede k většímu evapotranspiračnímu tlaku. V tomto období tak dochází k vysychání rašeliníků, a to hlavně šlenkových druhů, neboť jejich morfologie a životní forma (na rozdíl od bultových druhů) neumožňuje dostatečně účinné kapilární vzlínání vody k hlavičkám rašeliníků a její zadržení (Wagner & Titus 1984; Rydin 1985; Bien 1999). V případě suchého léta tak mají šlenkové druhy nižší rychlost růstu a menší roční hmotnostní přírůstek než bultové druhy rašeliníků (Rydin 1993).

V obdobích velkého sucha může mít vysychání smrtelné následky. Tuto skutečnost ukázal Bragazza (2008) na rašeliníštích v italské části Alp, kde v nezvykle suchém vegetačním období roku 2003 došlo nejen k vyschnutí povrchu šlenků ale i k jihu přivrácených částí bultů, které měly větší evapotranspiraci. Šlenkové druhy dokázaly přežít, rašeliníky z jižních částí bultů byly mrtvé a nejevily žádné známky regenerace ani po čtyřech letech. Jako odpověď na toto pozorování se nabízí dvojí vysvětlení (i) buď jsou šlenkové druhy rašeliníků více odolné vůči vysychání (byla by to jejich vrozená vlastnost) (ii) nebo se

šlenkové druhy z hlediska vrozené tolerance od bultových druhů neliší a schopnost přežít období velkého sucha získávají díky předchozímu častému mírnému vysychání, což by odpovídalo práci Abel (1956), který tuto vlastnost objevil u jiných mechorostů. K vrozené toleranci šlenkových druhů přežít vysychání se kloní Wagner & Titus (1984), na druhou stranu jiní autoři (např. Clymo 1973; Schipperges & Rydin 1993) tento předpoklad nepotvrdili.

1.2 Vztahy mezi rostlinnými druhy na rašeliništích

Vzájemné vztahy jednotlivých druhů na rašeliništi mají, podobně jako vlastnosti okolního prostředí, významný vliv na složení vegetace a jsou jednou ze skutečností, která snižuje velikost vegetačních gradientů. Vztahy mezi jednotlivými druhy nemusí být vždy dobře patrné a v mnohých situacích je obtížné vyhodnotit význam, který mají na celkovou skladbu vegetace daného rašeliniště.

1.2.1 Konkurence

Konkurence mezi rostlinami na rašeliništích, podobně jako v jiných ekosystémech, určuje, jakou část ze své teoretické niky (škály míst, na kterých by se druh mohl vyskytovat) daný druh skutečně obsadí. To může být ukázáno na příkladu druhů *Sphagnum tenellum* a *Sphagnum balticum*. Nika druhu *Sphagnum tenellum* je kompletně zahrnuta v nice druhu *Sphagnum balticum* (Rydin 1986), pokud by se tedy *Sphagnum tenellum* na lokalitě nevyskytovalo, *Sphagnum balticum* by mohlo obsadit veškerá vhodná mikrostanoviště. *Sphagnum balticum* je zároveň v běžných podmínkách konkurenčně silnějším druhem, soužití obou druhů rašeliníků je tak možné díky změnám klimatických podmínek, konkrétně suchým rokům, přicházejícím jednou za několik let, při nichž je *Sphagnum tenellum* schopno výrazně zvětšit svou pokryvnost a vyrovnat tak předchozí ztráty (Rydin 1993).

Konkurenční vztahy jsou důležité nejen uvnitř jednotlivých vegetačních pater, nebo ze strany cévnatých rostlin k mechorostům (jak bylo uvedeno výše). Významný vliv mají i konkurenční vlastnosti mechorostů vzhledem k cévnatým rostlinám.

Dobrým příkladem jsou opět rašeliníky, které mají schopnost vychytávat ze srážek dusíkaté sloučeniny a to až do okamžiku, kdy se spad dusíku rovná $1 \text{ g m}^{-2} \text{ rok}^{-1}$ (Bragazza & al. 2004), tedy množství, které přibližně odpovídá spadu dusíku na Šumavě (Kopáček & al. 2006). Tímto způsobem omezují růst cévnatých rostlin, jejichž kořeny se až na pár výjimek (např. *Oxycoccus palustris*) nacházejí pod porostem mechorostů. Hlavním zdrojem dusíku tak pro cévnaté rostliny zůstává jen pomalu se rozkládající organická hmota chudá na živiny, neboť cévnaté rostliny společně s mechorosty umí transportovat živiny, minerální látky a asimiláty z odumírajících částí do nových (Rydin & Clymo 1989; Brūmelis & Brown 1997).

Aby se rostliny vyhnuly konkurenci a případnému kompetičnímu vyloučení, mají buďto různá optima vzhledem k podmínkám prostředí (jejich niky se tedy nepřekrývají a neprobíhá konkurence), nebo jsou si konkurenčně natolik podobní, že k vyloučení nedochází (Bengtsson & al. 1994).

Rašeliníky využívají obě z těchto strategií. Tvorbou mikrostanovišť různě vzdálených od hladiny podzemní vody se vyhýbají konkurenci, při růstu ve stejných mikrostanovištích, což je případ hlavně šlenkových druhů, mají velmi podobné konkurenční schopnosti. To je patrné na příkladu druhů *Sphagnum tenellum* a *Sphagnum balticum* (Rydin 1986; Rydin 1993 popsáno výše).

Ideálním prostředím pro růst rašeliníků jsou šlenková mikrostanoviště s dostatečnou vlhkostí. Život v nich je spojen s konkurencí, šlenkové druhy (většina patří do sekce *Cuspidata*) tedy musí být konkurenčně dostatečně silné na to, aby zde mohly přežít. Konkurenční síla šlenkových druhů spočívá v tvorbě rozvolněných porostů, které umožňují světlu proniknout k větší části lodyžky a minimálně v letním období jsou tato stanoviště vystavena menšímu kolísání teplot, což rovněž napomáhá k větším výtěžkům fotosyntézy (Clymo & Hayward 1982).

Bultové druhy rašeliníků rostou ve šlencích rychleji než na bultech (Bien 1999). Rychlost jejich růstu se ale nevyrovná šlenkovým druhům a tak časem dochází k jejich kompetičnímu vyloučení. Rydin (1986) sledoval *Sphagnum fuscum* přesazené do šlenku mezi *Sphagnum cuspidatum* a *Sphagnum balticum*. Po 11 letech se *Sphagnum fuscum* vyskytovalo na 15 % původní plochy, ze zbylé části bylo vykonkurováno. K odlišnému výsledku dospěl Rydin na témže vrchovišti o několik let později. *Sphagnum fuscum* zde po 9 letech růstu zvýšilo na mnohých šlenkových mikrostanovištích svou pokrývnost na úkor druhů *Sphagnum balticum* a *Sphagnum tenellum* (Rydin 1993). Ke konkurenčnímu vyloučení tedy nemusí vždy dojít a zda k této skutečnosti dojde, bude pravděpodobně významně ovlivněno vzdáleností daného místa od hladiny podzemní vody a jejím kolísání v průběhu roku.

Aby se zabránilo konkurenci, jsou některé z rašeliníků (převážně druhy ze sekce *Acutifolia* a *Sphagnum*) schopny vytvářet bulty – mikrostanoviště, kde konkurence přestává hrát svou roli, neboť přežití závisí na morfologických vlastnostech rašeliníků, konkrétně na účinnosti transportu vody kapilární vzlínavostí (Rydin 1986). Kvůli absenci vodivých pletiv je kapilární vzlínavost jediným mechanismem schopným transportu vody ze spodních nasycených vrstev rašeliny k hlavičkám. Transport probíhá v kapilárních prostorech převislých větví, přitisklých k lodyžce. Čím delší a užší tyto prostory jsou, tím výše voda samovolně pronikne. Druhy rašeliníků, schopné vytvářet bulty, tak mají svazečky větví vyrůstajících blízko sebe s dlouhými převislými větvemi a vytváří husté porosty složené ze stejně vysokých jedinců. Tvorbou hustých porostů se redukuje evapotranspirační plocha a zvyšuje schopnost udržet vodu v porostu. Tím se snižují její ztráty v období sucha, kdy by evapotranspirace převážila nad kapilární vzlínavostí.

Kapilární vzlínavost druhů rostoucích ve šlencích není dostatečná na to, aby byly schopny tyto druhy v prostředí bultů dlouhodobě přežívat. Po třech letech růstu na bultech *Sphagnum balticum* snížilo svou pokrývnost o více než dvě třetiny, u druhu *Sphagnum*

tenellum byl pokles ještě výraznější a po pěti letech téměř zmizelo (Rydin 1993). Lodyžky šlenkových druhů přežily na bultech pouze díky vodě, kterou jim dodávali jedinci *Sphagnum fuscum*, rostoucí v jejich těsném okolí (Rydin 1985; Rydin 1993).

1.2.2 Kladné mezidruhové vztahy

Vztahy mezi druhy na rašeliništích nejsou omezeny jen na konkurenci. Mnoho druhů by mělo na rašeliništi menší rozšíření nebo by se zde vůbec nevyskytovalo, nebýt okolních rostlin, jež jim v určitých fázích jejich vývoje umožňují přežití. Tato skutečnost platí pro cévnaté rostliny i pro mechorosty a právě vztah mezi rašeliníky a stromy na rašeliništích zásadním způsobem ovlivňuje vegetační složení určitých míst.

Rašelinné buly jsou ideálním prostředím pro klíčení jehličnatých stromů. Zvláště v průběhu jara a brzkého léta, v době, kdy semena klíčí, udržují teplé a vlhké prostředí (Braekke 1972 sec. Ohlson & Zackrisson 1992; Euroła 1968 sec. Ohlson & Zackrisson 1992), na rozdíl od jiných mikrostanovišť v severních šířkách, kde je klíčení limitováno teplotou (Black & Bliss 1980). Ohlson & Zackrisson (1992) uvádí, že na rašelinných bultech vyklíčilo přibližně 22 % semen druhů *Picea abies*, *Picea mariana*, *Pinus contorta* a *Pinus sylvestris*, zatímco úspěšnost jejich klíčení v lese v blízkosti rašeliniště byla 3 %.

Většina semenáčků ovšem bývá během prvních pár let pohlcena rašeliníky, neboť nestačí jejich rychlému růstu. Ohlson & Zakrisson (1992) pozorovali úmrtí 75 % semenáčků během prvních čtyř let (u druhů *Pinus sylvestris* a *Picea abies* přes 90 %), Akhminova (1985) 100% úmrtí semenáčků druhu *Picea abies* rostoucích v *Sphagnum girgensohnii*. Z dlouhodobého hlediska by se mohlo zdát, že většina živých stromů na rašeliništi vyklíčila na mikrostanovištích, v nichž se rašeliníky nevyskytovaly. Z práce Ohlson & al. (2001) se ukazuje, že opak je pravdou.

V jižní části Norska na vrchovišti Kisselbergmossen se Ohlson & al. zabývali historií růstu *Pinus sylvestris* – druhu, který v práci Ohlson & Zakrisson (1992) měl největší procento úspěšného vyklíčení semen v prostředí druhu *Pleurozium schreberi*, tedy mimo rašelinný bult. Ze 151 prozkoumaných borovic pouze 5 vyklíčilo mimo prostředí, kde dominoval rašeliník, nicméně i u těchto pěti jedinců obsahoval vzorek rašeliny na bázi kmene 25–40 % zbytků rašeliníků.

Vzhledem k tomu, že růstová rychlost borovic je v ombrotrofním prostředí téměř konstantní (Ohlson 1995), přežití semenáčku zřejmě závisí na zpomalení růstové rychlosti rašeliníků, která se v průběhu jednotlivých let výrazně mění (Ohlson & Okland 1998).

V okamžiku, kdy semenáček vytvoří nad povrchem rašeliníku kmen o průměru větším než 1 cm, začíná naopak on ovlivňovat růst rašeliníků a postupně je ze své blízkosti vytlačuje. Na místo rašeliníků se dostávají lišejníky, okolí nejstarších a největších stromů nakonec pokrývá holá rašelina (Ohlson & al. 2001). Jakým způsobem přesně borovice rašeliníky vytlačí není známo, ale nejspíše dochází ke změnám vlhkostních podmínek a hromadění opadu (Rydin 1993; Malmer & al. 1994).

Pokud mají rašeliničky obsadit narušená místa nebo stanoviště, kde se vytvořily vhodné podmínky pro vznik nového rašeliniště, je nezbytně nutné, aby byly schopny šířit se pomocí spor, neboť vegetativní části lodyžky na tato místa většinou neproniknou. Klíčení spor rašeliniček je na holé rašelině limitováno nedostatkem fosforu. Aby rašeliničky měly možnost se na takových místech uchytit, je nezbytná přítomnost cévnatých rostlin, jež jim díky opadu poskytnou potřebné živiny a vlhkost (Sundberg & Rydin 2002). Ukazuje se, že zastínění nemá negativní vliv na klíčení. Sundberg & Rydin (2002) pozorovali klíčení rašeliniček pod opadem břízy, kam pronikalo pouze 1 % fotosynteticky aktivního denního světla. Šíření rašeliniček pomocí spor je obzvláště důležité na těžných rašeliništích, popřípadě na rašeliništích, kde se vyskytují častá letní sucha a požáry (např. příbřežní pláně v jihovýchodní části USA). Taková místa pak z velké části kolonizují jednodomé druhy mechorostů, u nichž dochází k častější tvorbě sporofytu. Pro uchycení rašeliniček je zde obzvláště důležitým druhem *Eriophorum vaginatum*, neboť je jedním z prvních kolonizátorů, poskytujícím stín, živiny a chránícím před vysycháním (Tuittila & al. 2000; Rocheford 2000; Sundberg & Rydin 2002).

1.3 Cíle práce

Samotná práce by měla poskytnout odpověď na tyto otázky:

1. Je vegetace na rašeliništích uspořádána náhodným způsobem, nebo zde existuje vegetační gradient? Pokud ano, jak velkou část variability druhového složení je schopen vysvětlit?
2. Mají stromy a hladina podzemní vody průkazný vliv na složení vegetace na slatích? Jak velký je vliv těchto faktorů?
3. Liší se odpověď druhů na gradienty prostředí mezi Blatenskou slatí a rašeliništěm Schachtenfilz? (Obě vrchoviště se nacházejí ve stejné oblasti, rašeliniště Schachtenfilz je narozdíl od Blatenské slati narušené činností člověka – odvodněním pomocí několika odvodňovacích rýh.)

Provedením práce byl zároveň zmapován stav vegetace před zavodněním rašeliniště Schachtenfilz. Obě lokality budou i nadále sledovány (Blatenská slat' jako kontrola) a výsledky této práce tak poslouží k vyhodnocení úspěšnosti revitalizace rašeliniště Schachtenfilz, jenž spadá pod projekt revitalizace šumavských rašelinišť, kterým se NP Šumava v současné době zabývá.

2 Metodika

2.1 Popis lokalit

Rašeliniště Schachtenfilz i Blatenská slat' se nacházejí v centrální části Národního parku Šumava, v oblasti Šumavských Plání, horského celku tvořeného migmatity a granitoity paleozoického až proteozoického stáří. Jejich průměrná nadmořská výška se pohybuje kolem 1000 až 1100 m.n.m. V některých částech Plání se zachovaly zbytky starých předkvartérních zvětralin, které bývají jílovité, a v důsledku toho podmiňují zamokření, vedoucí k tvorbě rašeliny (Ložek 2001). Podle pylových analýz z Rokytecké slatě (Klečka 1928 sec. Soukupová 1996) se rašeliniště Šumavských Plání začaly vyvíjet v Atlantiku, tedy v době, kdy se zvýšila vlhkost klimatu a nastartovaly se tak vhodné podmínky pro počátek paludifikace.

Podnebí Šumavy má přechodný ráz mezi klimatem oceánským a vnitrozemským. Průměrná roční teplota na Březníku (1167m.n.m.), nacházejícím se v těsné blízkosti Blatenské slatě, je 3,7°C, roční průměrné množství srážek se pohybuje kolem 1500 mm. Souvislá sněhová pokrývka leží v nejvyšších polohách Plání 120-150 dní (Sofron & al. 2001).

Schachtenfilz

Rašeliniště Schachtenfilz je s plochou zhruba 1ha jedním z menších rašelinišť Modravských slatí¹. Nachází se západně od vesnice Modrava, v nadmořské výšce 1100 m n.m. (N49°01'41"-N49°01'45", E013°24'17"-E013°24'24"). Je to horské ombrotrofní svahové rašeliniště, vzniklé na velmi mírném svahu se severovýchodní orientací. Podloží je tvořeno granity, do jihovýchodní části rašeliniště zasahují deluviální hlinitopísčité sedimenty (Obr. 3). Množství srážek ve vegetační sezóně, konkrétně v období od 6.6. 2008 do 11.11. 2008 je 517 mm (Bufková & al. 2008).

Vzhledem k orientaci svahu a stromům v okolí rašeliniště, má horní část slatě nad první odvodňovací rýhou kratší dobu oslunění a v době prvních mrazů (říjen), před napadnutím sněhové pokrývky, je zde, oproti zbylým částem rašeliniště, mechové patro v horní 1 až 2 cm vrstvě trvale zmrzlé (osobní pozorování).

Rašeliniště Schachtenfilz je podobně jako většina rašelinišť Modravských slatí poznamenáno odvodněním. První odvodňovací rýhy zde byly zbudovány pravděpodobně na konci 19. stol., v 70. a 80. letech 20. století byly obnoveny a prohloubeny (Bufková & al. 2006). Následkem postupné eroze dosahovala v minulém roce hloubka rýh 1,5 m, šířka až 4 m. Celkový systém odvodňovacích kanálů je znázorněn na Obr.1.

V září a říjnu r. 2008 byly odvodňovací rýhy protínající vrchoviště i obvodové rýhy v porostech podmáčených smrčín přehrazeny systémem kaskádovitě uspořádaných dřevěných

¹ vrchoviště v oblasti Modravských plání, jež jsou jednou ze součástí Šumavských Plání (Spitzer & Bufková 2008)

hrází tak, aby byla hladina podzemní vody v takové vzdálenosti od povrchu, jaká je pro daný typ vegetace optimální (Bufková & al. 2008; metodika revitalizace je popsána v práci Bufková & al. 2006).

Blatenská slat'

Blatenská slat' se nachází jihozápadně od vesnice Modrava, necelých 10 km vzdušnou čarou od rašeliniště Schachtenfilz (N48°58'24"-N48°58'39', E013°27'20"-E013°27'31"). Leží na migmatitovém podloží (Obr. 3) v nadmořské výšce 1250 m n.m. Vrchoviště má plochou centrální část členěnou do bultů a šlenků, odkud se pod mírným sklonem svažuje jihovýchodním a severozápadním směrem. Na vrchovišti se nacházejí tři rašelinná jezírka (Obr.3).

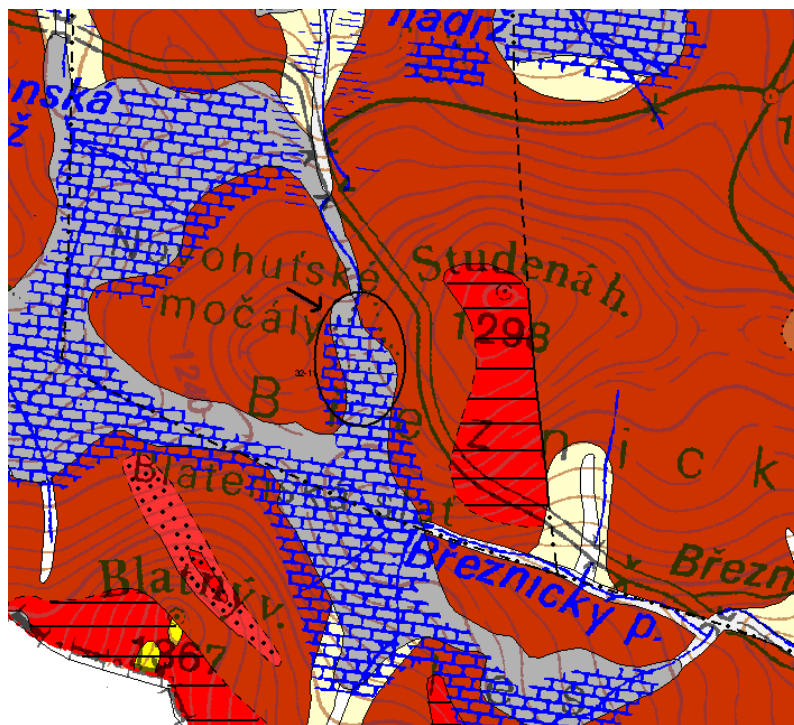
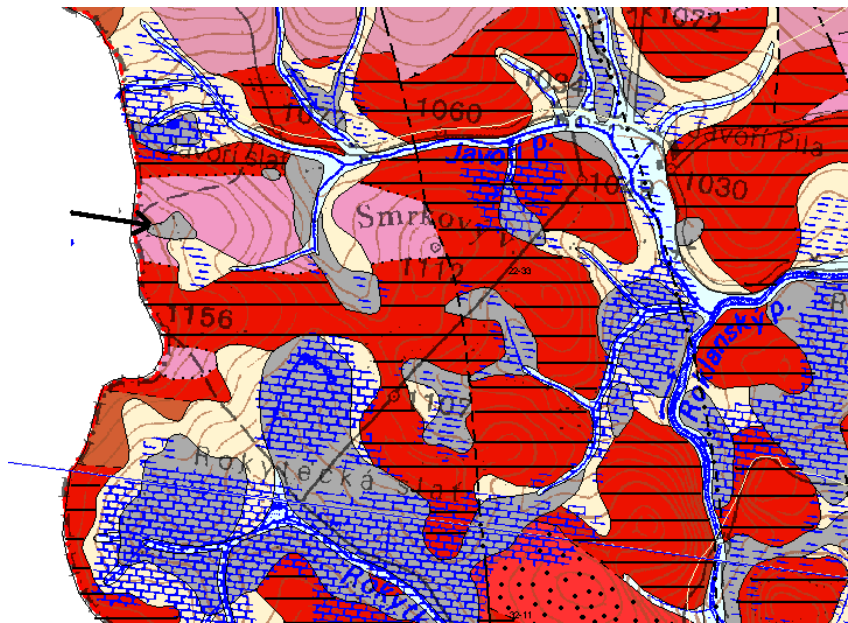
Množství srážek dopadajících na Blatenskou slat' je srovnatelné s vrchovištěm Schachtenfilz, v období od 6.6. 2008 do 11.11. 2008 činilo 553 mm. Samotné vrchoviště nebylo nikdy odvodněné, v jeho blízkosti se nachází pouze mělká odvodňovací rýha, která ovlivňuje podmáčené smrčiny na severovýchodním okraji rašeliniště.



Obr.1: Pohled na rašeliniště Schachtenfilz. Modře je vyznačen odvodňovací systém vedoucí napříč i okolo rašeliniště. Černá barva označuje vytyčené transekty, bílá čísla odpovídají počtu snímků, jež byly v dané části transektu zhotoveny.



Obr.2: Pohled na severní část Blatenské slatě. Černá linie označuje vytyčený transekt, bílá čísla odpovídají počtu snímků, které byly v dané části transektu zhotoveny.



- migmatit (složení cordierit biotit, silimanit muskovit)
- středně zrnitá až hrubozrnitá porfyrická biotitická žula
- leukokrátň žilné granity (složení muskovit, biotit)
- granit (složení biotit)
- rašelina
- deluviální a deluviálně soliflukční sedimenty

Obr.3: Geologická mapa rašeliniště Schachtenfilz (horní část) a Blatenské slati (spodní část). Umístění lokalit je označeno šipkou.

2.2 Práce v terénu

Na rašeliništi Schachtenfilz jsem vytyčila dva transekty, poskládané z trvalých ploch o velikosti 1 m², vzdálených od sebe 0,5 m. Oba transekty jsou vedené napříč slatí, kolmo na odvodňovací rýhy, tedy po spádu svahu. Díky nerovnoměrnému obvodu rašeliniště nejsou transekty stejně dlouhé, první má 75 ploch, druhý jen 68 (Obr. 1).

Trvalé plochy na Blatenské slati jsou poskládány do tří transektů tak, aby společně tvořily jednu linii vedoucí napříč rašeliništěm, jež zachycuje všechny typy vegetace přítomné na slati, tedy porosty kleče (*Pinus ×pseudopumilio*), okraj rašelinného jezírka se *Sphagnum fallax* a *Sphagnum majus*, bultošlenková společenstva a šlenky s *Trichophorum cespitosum*. Vnitřní uspořádání transektů je závislé na tom, jaký gradient hladiny podzemní vody jsem zde očekávala. První transekt v okrajové, zalesněné části rašeliniště má pět ploch s rozestupy 1,5 m. Druhý stoupá od jezírka k centrální části slatě. Tvoří jej 10 ploch, od sebe vzdálených 0,5 m. Poslední a nejdelší z transektů má 28 ploch s rozestupy 3,5 m. Prochází centrální otevřenou částí a zhruba v polovině se mírně svažuje na jih směrem k druhému okraji rašeliniště (Obr. 2).

Na každé trvalé ploše jsem v průběhu července a srpna 2008 zhotovila fytoecologický snímek, v němž jsem určila pokryvnost jednotlivých druhů v procentech. Ve snímcích uvedené druhy lišejníků v sobě mohou zahrnovat i taxony, jenž jsou jim morfologicky podobné. Označením *Cladonia* sp. (keříčková) uvedeným ve fytoecologických snímcích je myšlen jeden z druhů *Cladonia arbuscula*, *Cladonia stygia* nebo *Cladonia rangiferina* popř. jim podobné taxony, označení *Cladonia* sp. (lupenitá) se vztahuje na zbylé druhy rodu *Cladonia* nalezené na slati. Na slatích jsem navíc zaznamenala, do jakých mikrotopografických celků jednotlivé fytoecologické snímky patří a které z rostlinných druhů se v nich vyskytují.

Hladinu podzemní vody jsem měřila obarvením PVC pásky v redukčních podmínkách. Podle práce Belyea (1999) ustalovače a barviva používaná při výrobě PVC pásky obsahují množství přechodných kovů, změna v barvě by tak mohla být dána redukcí těchto kovů (např. Fe³⁺ na Fe²⁺) nebo jejich reakcí se sirovodíkem. Změna ve zbarvení by se v anoxických podmínkách měla začít projevovat u zelené pásky přibližně za 10 dní (osobní pozorování).

Vzhledem k mikrotopografii terénu určuje obarvení pásky přibližnou vlhkost celého snímku, respektive kolik cm je v průměru celý snímek vzdálen od hladiny podzemní vody. Uvedenou vzdálenost tedy nelze vztahovat k jednotlivým rostlinám, nýbrž ke snímku jako k celku. Na druhou stranu mikrotopografie se kromě bultošlenkových společenstev centrální části Blatenské slatě ve většině snímků příliš neliší.

Na základě této metody jsem 22. a 23. května 2008 k rohu každé z trvalých ploch na obou slatích zarazila bambusovou tyč olepenou červenou a zelenou elektroinstalační PVC páskou (PVC Electrical tape od firmy Ulith). V centrální části Blatenské slatě jsem tyče umístila i mezi trvalé plochy, aby pokryly rozdíly v hladině podzemní vody způsobené mikrotopografií terénu. Na základě těchto znalostí jsem pro každý snímek spočetla průměrnou vzdálenost snímku od hladiny podzemní vody. Tyče jsem z obou lokalit

odstranila poslední týden v srpnu a ihned v terénu odečetla vzdálenost obarveného místa od povrchu rašeliniště. Na anoxické podmínky bohužel reagovala pouze zelená páska, červená zůstala neobarvená. Obarvení zelené pásky bylo v některých případech špatně poznatelné. Vzhledem k tomu, že na obou slatích je v určitých místech prováděno kontinuální měření hladiny podzemní vody (Bufková & al. 2008), porovnála jsem hladinu vody v trvalých sondách (měřenou v roce 2008) s obarvením elektroinstalační pásky na tyčích v okolí sond. Obarvení odpovídá nejvyšší dlouhodobé hladině podzemní vody.

Přítomnost stromů v okolí a uvnitř trvalých ploch jsem hodnotila subjektivně, stupnicí od 0 do 10. Hodnota 0 znamená, že se v ploše, ani v jejím okolí, žádné stromy nevyskytují, hodnotou 10 je označena plocha s nejméně 100 % pokryvností keřového nebo stromového patra nezávisle na stromech v jejím okolí. Při celkovém posuzování vlivu stromů jsem zohlednila vzdálenost a počet stromů od plochy, jejich stáří, výšku, množství listové plochy a orientaci vzhledem ke světovým stranám. Největší váhu jsem dávala stromům přímo ve snímku. V okrajových částech rašeliniště jsem brala v úvahu i blízkost lesa. Oba transekty jsem na slati Schachtenfilz hodnotila stejným způsobem, hodnocení vlivu stromů na plochy Blatenské slati jsem se pokusila co nejlépe sjednotit se slatí Schachtenfilz, úplné sjednocení však nebylo možné díky odlišnému charakteru dřevin na obou lokalitách.

V průběhu a po ukončení prací v terénu jsem sebrané vzorky mechorostů dourčila v laboratoři podle odborné literatury a s pomocí školitele. S určením lišejníků mi pomohla Mgr. Eva Mikulášková. Fytocenologické jednotky byly převzaty z práce Moravec & al. (1995). Názvy mechorostů byly sjednoceny podle práce Kučera & Váňa (2005), názvy cévnatých rostlin podle práce Kubát (2002) a názvy lišejníků podle práce Vězda & Liška (1999).

2.3 Zpracování dat

Vzhledem k několika řádovému rozdílu pokryvností jednotlivých druhů jsem druhová data upravila pro všechny analýzy logaritmickou transformací $y = \log(100x + 1)$. Druhy rostlin a mechorostů nalezené na Blatenské slati pouze v jednom snímku nebo v jednom nebo dvou snímcích na rašeliništi Schachtenfilz jsem do analýz nezahrnula. Ze statistického zpracování byly rovněž vyřazeny lišejníky, neboť jsem nebyla v terénu schopna odlišit od sebe jednotlivé druhy a je tedy možné, že jsem některé druhy ve snímcích nezaznamenala.

Vzhledem k odlišnému charakteru slatí jsem nejprve každé z rašelinišť vyhodnotila zvlášť a poté obě slatě porovnála v samostatných gradientových analýzách, a to pomocí DCA (Detrendent Correspondent Analysis) a CCA (Principal Component Analysis). Nepřímá gradientová analýza DCA sloužila k vyjádření mezidruhových vztahů a odhalení vegetačních gradientů, přímá gradientová analýza CCA k vyjádření optim druhů na škále mnou měřených charakteristik prostředí. Délka gradientů při všech analýzách umožnila použití unimodálních metod.

K vyjádření korelací mezi jednotlivými faktory prostředí a mezi vzdálenostmi jednotlivých druhů na prvních osách CCA a DCA jsem použila jednoduchou lineární regresi. Gradientové analýzy byly provedeny v programu Canoco for Windows, verze 4.5. (ter Braak & Šmilauer 2002), jednoduchá lineární regrese v programu Statistica.

Vliv hladiny podzemní vody a přítomnosti stromů na složení vegetace jsem následně otestovala pomocí Monte Carlo permutačního testu, s tím, že jsem každý z liniových transektů na obou slatích permutovala odděleně. V analýze pro obě slatě jsem přítomnost transektů zanedbala.

3 Výsledky

3.1 Blatenská slat'

3.1.1 Vegetační gradienty a vzájemné vztahy druhů na rašeliništi

Výsledky nepřímé gradientové analýzy DCA ukazují, že první ordinační osa vysvětlí čtvrtinu celkové variability, vysvětlená variabilita zbývajících os je v porovnání s první osou nízká (Tab. 1). Na slati se tedy nachází vegetační gradient, který vysvětlí čtvrtinu variability druhového složení. Tento gradient bude způsoben jedním nebo několika faktory prostředí, které budou mít největší vliv na rozložení jednotlivých druhů. Zbýlá variabilita bude pravděpodobně způsobena mezidruhovou interakcí, typem mikrostanoviště a s tím spojenými dalšími faktory prostředí, svou roli budou mít i disturbance a náhoda.

Hladina podzemní vody je negativně korelovaná s pokryvností keřového patra ($p = 0,003$; $R^2 = 0,37$) a přítomností stromů ($p < 0,001$; $R^2 = 0,65$). Vzájemné vztahy druhů a jejich pozice k promítnutým faktorům prostředí jsou znázorněny na Obr. 4.

Tab. 1: Výsledky přímé a nepřímé gradientové analýzy pro Blatenskou slat'. Tabulka ukazuje množství variability vysvětlené pomocí jednotlivých os DCA a kanonických os CCA a korelaci měřených faktorů prostředí s kanonickými osami CCA a osami DCA (v podobě korelačních koeficientů).

	osy	korelace os s měřenými faktory prostředí	množství vysvětlené variability	korelace os s hladinou podzemní vody	korelace os s přítomností stromů
Blatenská slat'					
DCA	1	0.918	24.4	0.82	-0.9
	2	0.442	7.4	0.44	-0.38
	3	0.321	5.1	0.04	0.16
	4	0.393	2.5	0.05	-0.28
CCA	1	0.956	21.7	-0.86	0.93
	2	0.688	3.2	0.29	0.15

3.1.2 Reakce vegetace na hladinu podzemní vody a přítomnost stromů

Hladina podzemní vody a přítomnost stromů společně vysvětlí 24,9 % variability v rozmístění a pokryvnosti mechorostů a vyšších rostlin (Tab. 1). Obě proměnné mají průkazný vliv na složení vegetace a jsou těsně korelované s první kanonickou osou (pro obě proměnné je to 95,6 %, korelace každého z faktorů s kanonickými osami je zobrazena v Tab. 1). Porovnáním vysvětlovací schopnosti každého z faktorů prostředí a první osy DCA je patrné, že jsou jedněmi z faktorů s největším vlivem na vegetaci. Pokud se k tomu navíc

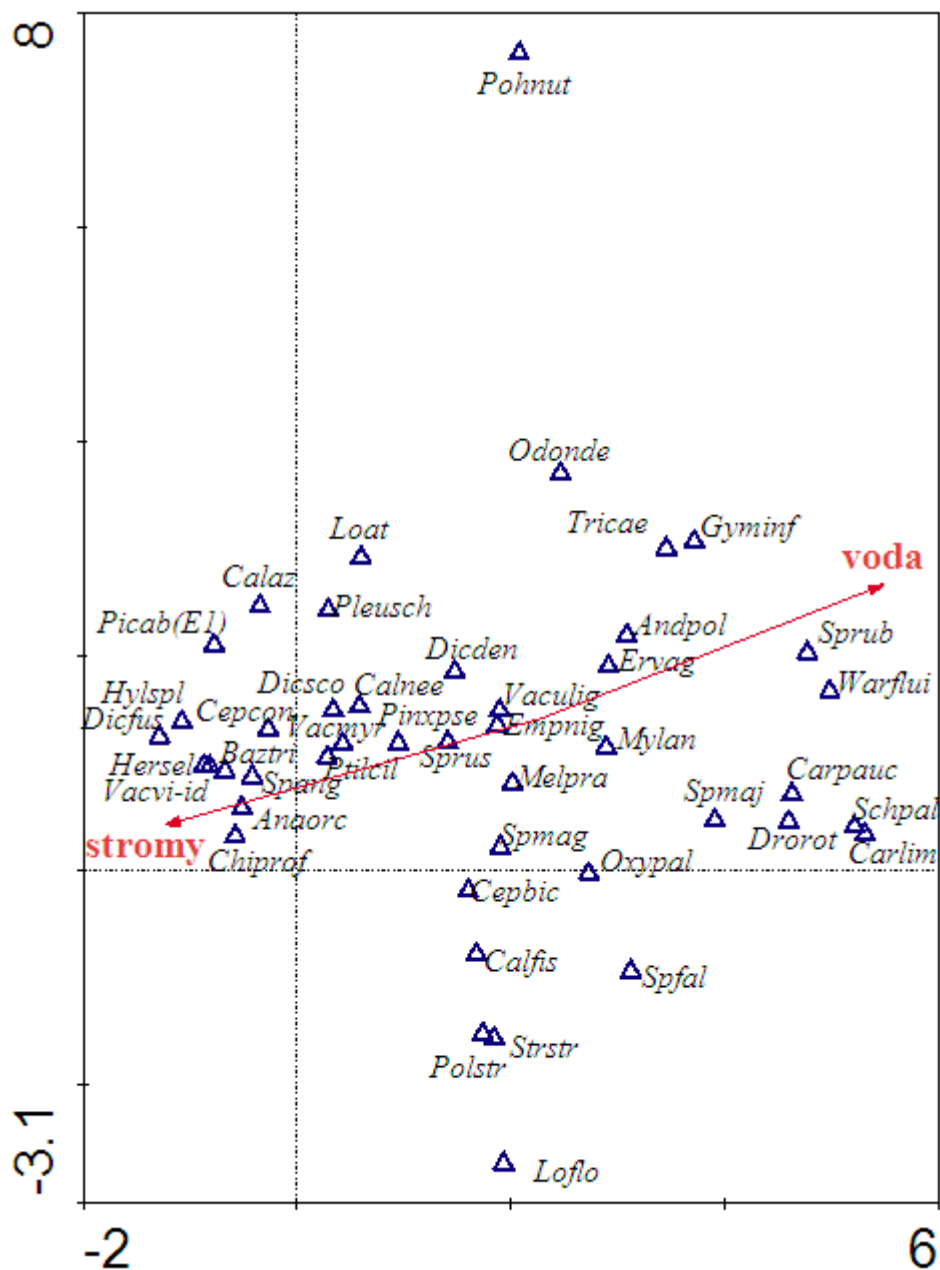
vezme v úvahu srovnání první osy CCA a DCA, lze konstatovat, že přítomnost stromů společně s hladinou podzemní vody vytváří vegetační gradient nalezený při analýze DCA.

Množství variability vysvětlené jednotlivými faktory prostředí samostatně i po odečtení vlivu ostatních a výsledky Monte Carlo permutačního testu jsou uvedeny v Tab. 2. Rozmístění optim druhů podél první a druhé kanonické osy je zobrazeno na Obr. 5.

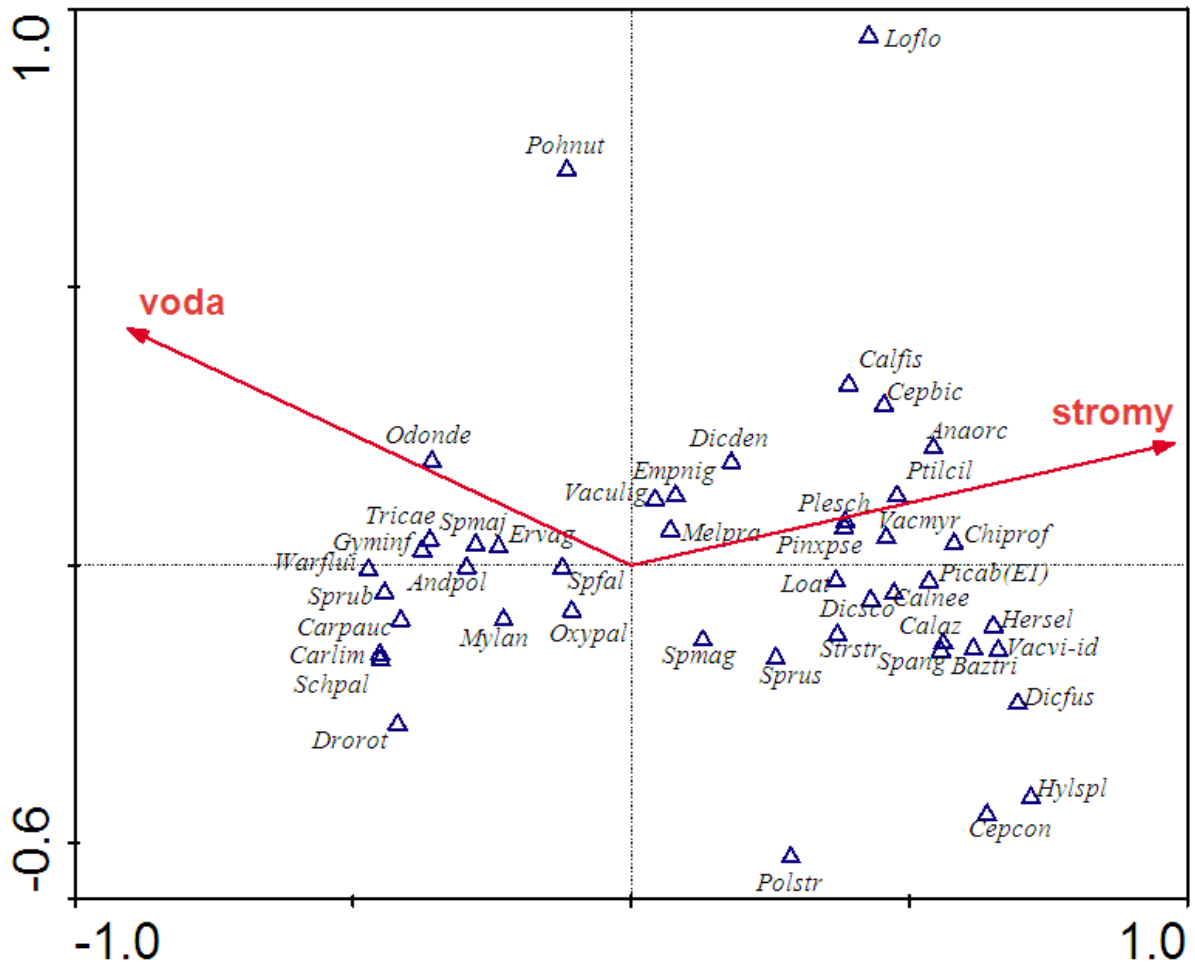
Na Obr. 6 je znázorněna průkaznost vlivu stromů na jednotlivé druhy pomocí testu t-value biplot provedeného programem CanoDraw po přímé gradientové analýze CCA. Totéž ukazuje Obr. 7 pro hladinu podzemní vody.

Tab. 2 ukazuje množství vysvětlené variability společně s hodnotou testovacího kritéria Monte Carlo permutačního testu a dosaženou hladinou významnosti pro zkoumané faktory prostředí ovlivňující vegetační složení Blatenské slati.

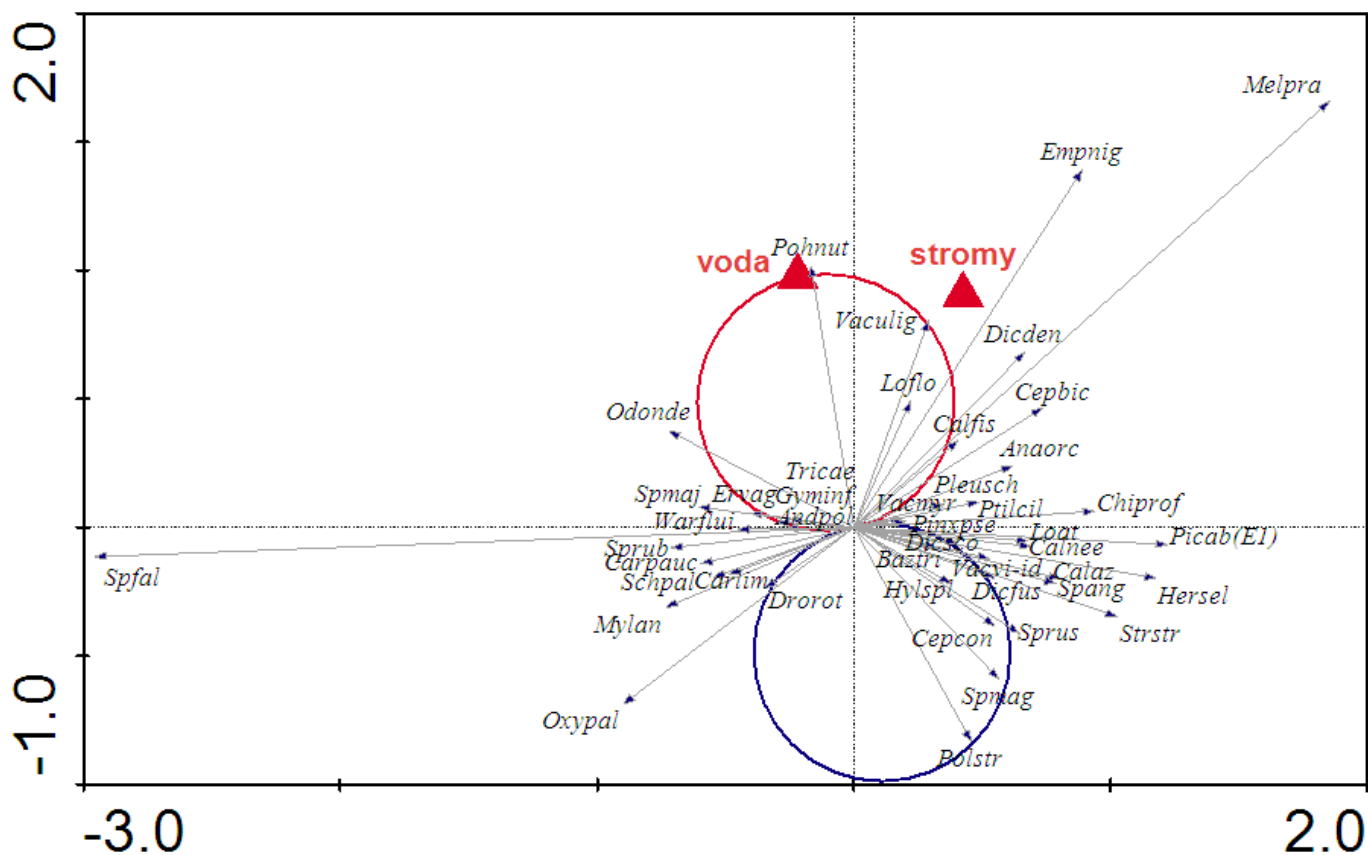
Výsledky Monte-Carlo permutačního testu a množství variability vysvětlené daným faktorem bez ohledu na zbylé charakteristiky prostředí			Výsledky Monte-Carlo permutačního testu a množství variability vysvětlené daným faktorem po odečtení vlivu druhého známého faktoru		
stromy			stromy		
F=10,523	p=0,012	20,8 %	F=3,405	p=0,012	6,5 %
hladina podzemní vody			hladina podzemní vody		
F=8,997	p=0,012	18,4 %	F=2,124	p=0,13	4,1 %



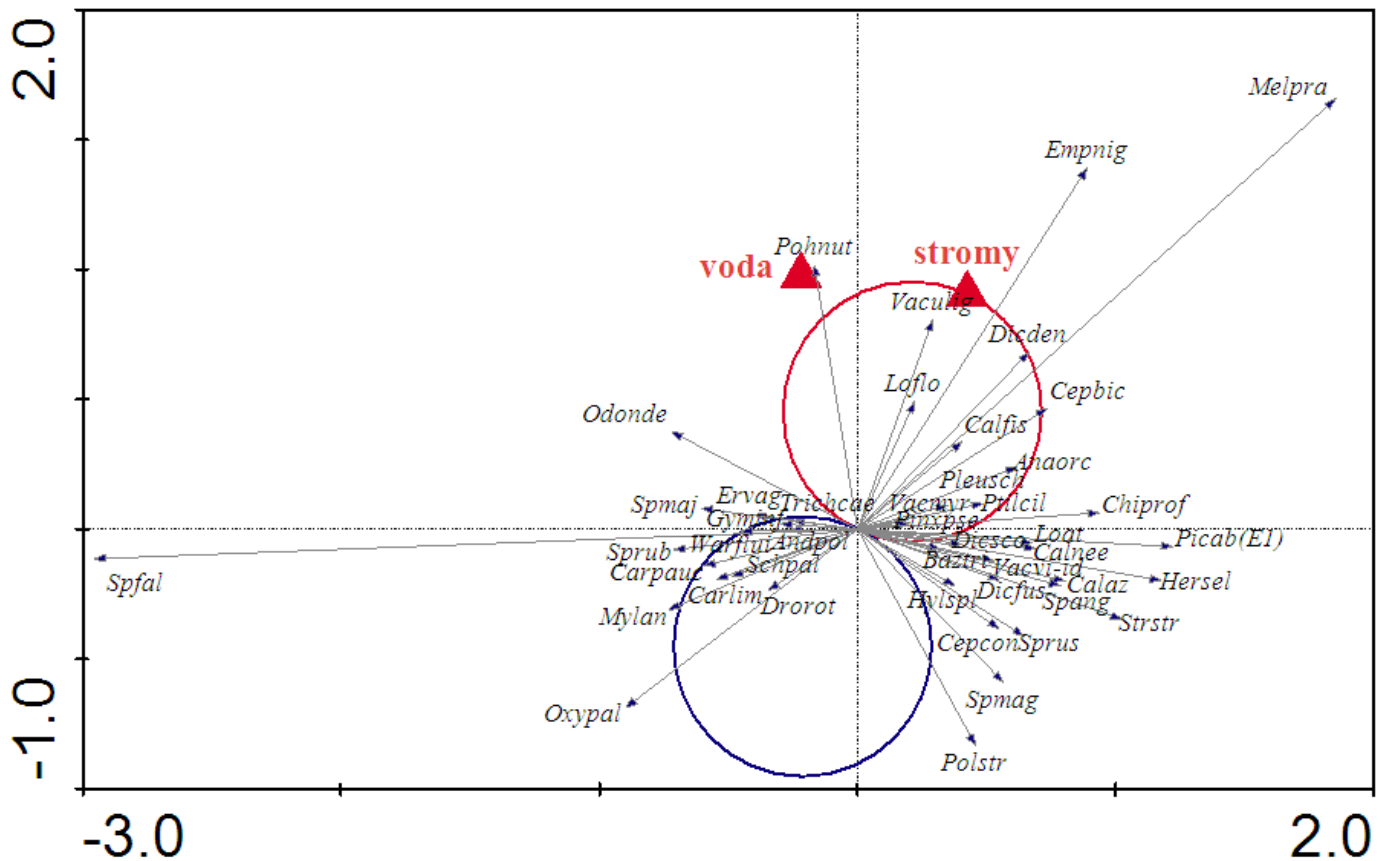
Obr. 4: Ordinační diagram nepřímé gradientové analýzy DCA s promítnutými charakteristikami prostředí. První osa vysvětluje 24,4 % variability druhových dat, druhá 7,4 % variability. Vysvětlivky zkratk jednotlivých druhů jsou uvedeny v příloze.



Obr. 5: Ordinační diagram přímé gradientové analýzy CCA znázorňující optima jednotlivých druhů vzhledem k měřeným charakteristikám prostředí. První kanonická osa vysvětluje 21,7 % variability, druhá 3,2 % variability. Vysvětlivky zkratk jednotlivých druhů jsou uvedeny v příloze.



Obr. 7: Vyjádření vlivu hladiny podzemní vody na jednotlivé druhy na základě testu t-value biplot provedeného programem CanoDraw po přímé gradientové analýze CCA. Druhy, jejichž konce šipek nepřesahují barevné kruhy, jsou průkazně závislé na hladině podzemní vody (červený kruh pro pozitivní a modrý pro negativní závislost) ($|T| > 2$; $p < 0,05$). Vysvětlivky zkratk jednotlivých druhů jsou uvedeny v příloze.



Obr. 6: Vyjádření vlivu stromů na jednotlivé druhy na základě testu t-value biplot provedeného programem CanoDraw po přímé gradientové analýze CCA. Druhy, jejichž konce šipek nepřesahují barevné kruhy, jsou průkazně ovlivněny přítomností stromů (červený kruh pro pozitivní a modrý pro negativní ovlivnění) ($|T| > 2$; $p < 0,05$). Vysvětlivky zkratk jednotlivých druhů jsou uvedeny v příloze.

3.2 Schachtenfilz

3.2.1 Vegetační gradienty a vzájemné vztahy druhů na rašeliništi

První osa nepřímé gradientové analýzy DCA na rašeliništi Schachtenfilz vysvětlí pouze 13,5 % z celkové variability (v porovnání s Blatenskou slatí je to poloviční množství), následující osy vysvětlí procentuálně podobné množství variability jako osy na Blatenské slati (Tab. 3). Vzhledem k nízké variabilitě vysvětlené první osou lze předpokládat, že kromě faktorů, které stojí za vznikem hlavního vegetačního gradientu bude na vegetaci působit i mnoho jiných vlivů, některé z nich by mohly i hlavní vegetační gradient narušovat.

Hladina podzemní vody je negativně korelovaná s pokryvností keřového patra ($p = 0,01$; $R^2 = 0,1$) a přítomností stromů ($p < 0,001$; $R^2 = 0,32$). Vzájemné vztahy druhů a jejich pozice k promítnutým faktorům prostředí jsou znázorněny na Obr. 8.

Tab. 3: Výsledky přímé a nepřímé gradientové analýzy pro rašeliniště Schachtenfilz. Tabulka ukazuje množství variability vysvětlené pomocí jednotlivých os DCA a kanonických os CCA a korelaci měřených faktorů prostředí s kanonickými osami CCA.

	osy	korelace os s měřenými faktory prostředí	množství vysvětlené variability	korelace os s hladinou podzemní vody	korelace os s přítomností stromů
Schachtenfilz					
DCA	1	0.783	13.5	-0.6	0.74
	2	0.245	6.5	0.18	0.24
	3	0.13	4.8	0.02	0.12
	4	0.279	4	0.15	0.11
CCA	1	0.835	9	-0.63	0.8
	2	0.543	1.5	-0.35	-0.15

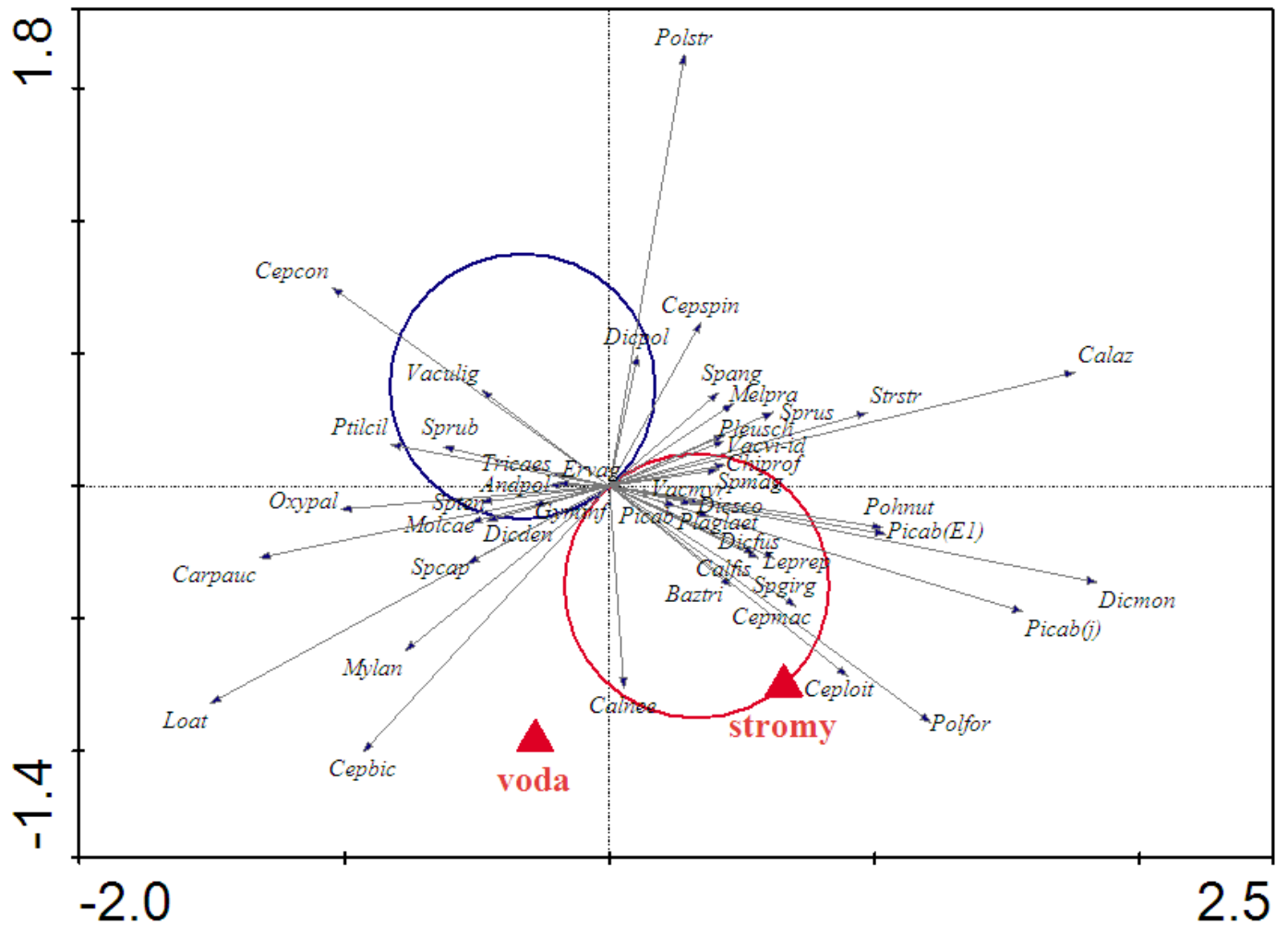
3.2.2 Vztah vegetace k měřeným charakteristikám prostředí

Výsledky přímé gradientové analýzy CCA ukazují, že stromy, expandující do otevřené části rašeliniště, a hladina podzemní vody společně vysvětlí 10,5 % variability druhových dat. Obě proměnné mají průkazný vliv na složení vegetace a jsou korelované s první kanonickou osou, podobně jako na Blatenské slati je absolutní hodnota korelačního koeficientu vyšší pro stromy než pro hladinu podzemní vody (Tab. 3). Porovnáním vysvětlovací schopnosti každého z faktorů prostředí s první osou DCA a první osy DCA a CCA se ukazuje, že vegetační gradient nalezený první osou DCA bude z převážné části způsoben přítomností stromů, svou roli bude mít i hladina podzemní vody, a obě proměnné budou jedněmi z nejsilnějších faktorů prostředí ovlivňujících složení vegetace na rašeliništi.

Rozmístění optim druhů na škále měřených charakteristik prostředí je znázorněno pomocí ordinačního diagramu CCA (Obr. 9). Na Obr. 10 je znázorněna průkaznost vlivu stromů na jednotlivé druhy pomocí testu t-value biplot provedeného programem CanoDraw po přímé gradientové analýze CCA. Totéž je na Obr. 11 zobrazeno pro hladinu podzemní vody. Množství variability vysvětlené pomocí jednotlivých faktorů a hodnoty testovacího kritéria pro Monte Carlo permutační test jsou uvedeny v tabulce 4.

Tab. 4: Množství vysvětlené variability společně s hodnotou testovacího kritéria Monte Carlo permutačního testu a dosaženou hladinou významnosti pro zkoumané faktory prostředí, ovlivňující vegetační složení rašeliniště Schachtenfilz.

Výsledky Monte-Carlo permutačního testu a množství variability vysvětlené daným faktorem bez ohledu na zbylé charakteristiky prostředí			Výsledky Monte-Carlo permutačního testu a množství variability vysvětlené daným faktorem po odečtení vlivu druhého známého faktoru		
stromy			stromy		
F=12,8	p=0,002	8,4 %	F=7,3	p=0,002	4,7 %
hladina podzemní vody			hladina podzemní vody		
F=8,7	p=0,002	5,8 %	F=3,3	p=0,002	2,1 %



Obr. 10: Vyjádření vlivu stromů na jednotlivé druhy na základě testu t-value biplot provedené programem CanoDraw po přímé gradientové analýze CCA. Druhy, jejichž konce šipek nepřesahují barevné kruhy, jsou průkazně ovlivněny přítomností stromů (červený kruh pro pozitivní a modrý pro negativní ovlivnění) ($|T| > 2$; $p < 0,05$). Pro větší přehlednost bylo zkráceno měřítko os, v obrázku proto není zobrazen druh *Sphagnum fallax*. Vysvětlivky zkratk jednotlivých druhů jsou uvedeny v příloze.

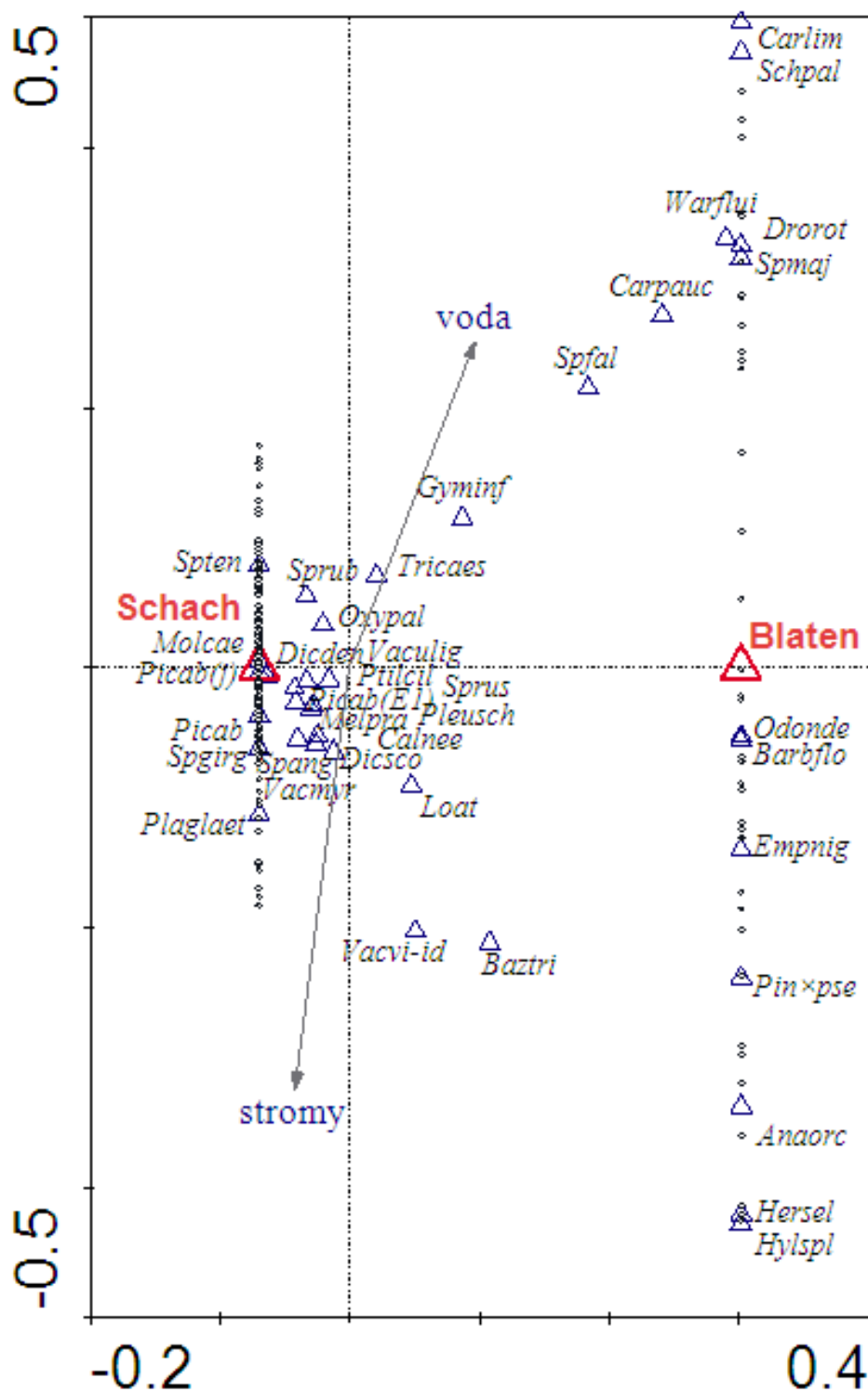
se proto nachází množství lesních druhů (*Polytrichastrum formosum*, *Plagiothecium laetum*) a je ochuzeno o řadu vrchovištních druhů (např. *Carex limosa*, *Sphagnum majus*).

Celková převaha druhů v levé části ordinačního diagramu je způsobena nevyváženým počtem snímků na slatích.

Abych zjistila, zda vegetace reaguje na přítomnost stromů a hladinu podzemní vody na obou vrchovištích podobným způsobem, porovnála jsem u druhů shodných pro obě slatě jejich polohy na první ose CCA (osa v dané analýze představovala jeden z faktorů prostředí) na Schachtenfilzu a na Blatenské slati.

Korelační koeficient byl pro přítomnost stromů 0,64, pro hladinu podzemní vody 0,54. Z těchto hodnot lze usoudit, že vegetace reaguje na dané faktory prostředí u obou slatí trochu odlišným způsobem, což je dáno rozdílnou šířkou nik jednotlivých druhů způsobenou rozdíly v druhovém složení a charakteristice mikrostanovišť. Díky anatomickým, morfologickým a fyziologickým vlastnostem rostlin však tyto rozdíly nemohou být příliš velké.

Korelací poloh druhů na prvních osách DCA ($r = -0,71$) se ukazuje, že nejdůležitější vegetační gradient má na obou slatích stejný charakter, odlišné je pouze množství variability, kterou tento gradient vysvětluje.



Obr. 12: Srovnání druhového složení rašeliniště Schachtenfilz a Blatenské slatě. Odlišností vrchovišť je vysvětleno 8,8 % variability druhových dat. Druhy zobrazené v pomyslné přímce kolmé na první ordinační osu a procházející bodem s označením rašeliniště, se vyskytují pouze na příslušném rašeliništi. Pro větší přehlednost byly zkráceny osy ordinačního diagramu, dva snímky se souřadnicemi $x = 0,4$; $y = 1$ tak byly odstraněny. Do analýzy jsou zařazeny pouze druhy, jejichž korelace s první osou je alespoň 1 %. Do grafu jsou promítnuty měřené charakteristiky prostředí – přítomnost stromů a vzdálenost povrchu snímku od hladiny podzemní vody. Vysvětlivky zkratk jednotlivých druhů jsou uvedeny v příloze.

3.4 Popis vegetace

Povrch Blatenské slatě je členěn do mnoha mikrotopografických celků, úzce spojených s hydrologií, které se liší svým druhovým složením (Obr. 13). Z hlediska vegetace lze Blatenskou slat' rozdělit na dva základní celky – okrajové porosty borovice rašelinné (*Pinus × pseudopumilio*) a centrální otevřenou část s členitým reliéfem, zahrnujícím bulty, šlenky plošiny a jezírka.

Bulty jsou na Blatenské slati tvořeny vegetací sv. *Sphagnion medii*, as. *Andromeda polifoliae-Sphagnetum magellanicum*.

Vysokým bultům dominují druhy *Sphagnum magellanicum*, *S. rubellum* a *S. russowii* a dále cévnaté rostliny (*Oxycoccus palustris*, *Drosera rotundifolia*, *Eriophorum vaginatum*, *Andromeda polifolia* a *Vaccinium uliginosum*). Vystupují přibližně 12 až 25 cm nad povrch šlenků, čemuž zhruba odpovídá i vzdálenost jejich vrcholu od hladiny podzemní vody (vzhledem ke kolísání hladiny v průběhu roku se jedná o její nejčastější hodnotu). Na několika vysokých bultech došlo k odumření rašeliníku a následné expanzi jätrovek, převážně druhu *Myrica anomala*.

Nízké bulty nepřesahují výšku 15 cm od dna šlenků, ve většině případů jsou 10 cm vysoké. Tvoří je převážně druhy *Gymnocolea inflata*, *Sphagnum majus* a *Trichophorum cespitosum*.

Společenstva sv. *Leuco-Scheuchzerion palustris* se nachází v mělkých sníženinách (šlencích) v okolí bultů uprostřed rašeliníště. Šlenky zaujímají plochu několika cm² až dm², dominují zde druhy *S. majus*, *Gymnocolea inflata*, *Carex limosa* a *Scheuchzeria palustris*, mnohé jsou bez vegetace, tvořené jen holou rašelinou. Okraje většiny z nich bývají svislé (svírají se dnem šlenků úhel 90°), pokryté hustým porostem druhu *Gymnocolea inflata*. Po většinu roku jsou lehce zaplaveny vodou, v nejteplejších měsících se hladina podzemní vody drží těsně pod povrchem.

Na okraji rašelinných jezírek se nachází vegetace sv. *Sphagnion cuspidati*. Na rozdíl od šlenkové vegetace má rašelinný koberec 100 % pokryvnost mechového patra (konkrétně druhy *S. majus*, *S. fallax*, *S. magellanicum*). Kromě rašeliníků se zde vyskytují i cévnaté rostliny (*Carex limosa*, *Scheuchzeria palustris*, *Oxycoccus palustris*), jež svými kořeny koberec zpevňují natolik, že je možné po něm kráčet.

V JV mírně svažité části otevřené plochy rašeliníště se nacházejí rozsáhlé plochy šlenků s vegetací sv. *Oxycocco-Empetrion*, as. *Scirpetum austriaci*, jimž dominuje *Trichophorum cespitosum* a *Gymnocolea inflata*, značné procento míst pokrývá jen holá rašelina. Hladina podzemní vody se po většinu roku drží v těsné blízkosti povrchu, na jaře bývají tato stanoviště lehce zaplavená.

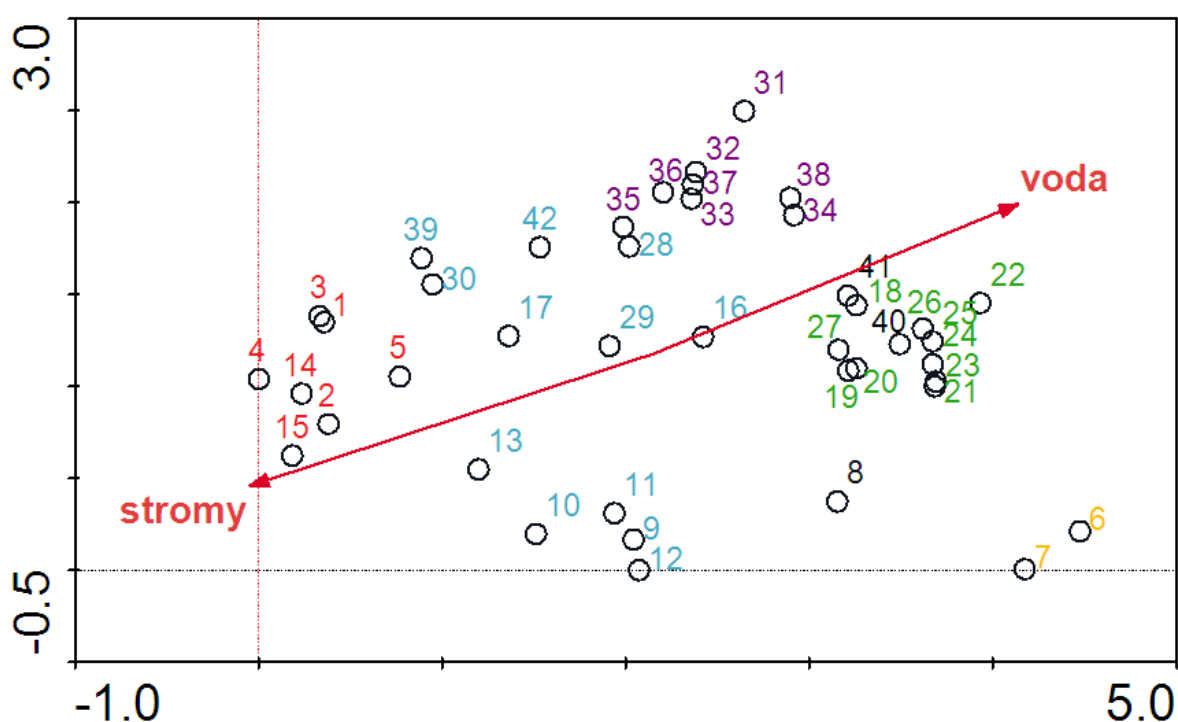
V okrajových částech rašeliníště se vyskytují klečové porosty *Pinus × pseudopumilio*. V bylinném a mechovém patře dominují lesní druhy jako *Vaccinium myrtillus*, *Sphagnum russowii*, *Bazzania trilobata*, *Dicranum scoparium*, *Pleurozium schreberi*, směrem ke středu rašeliníště pak přibývá řada dalších druhů, např. *Vaccinium uliginosum* a *Sphagnum magellanicum*.

Na rašeliníšti Schachtenfilz převládají keříčková společenstva sv. *Sphagnion medii*, jež

ve středových nejvlhčích částech přecházejí v šlenky s dominantními druhy *Trichophorum cespitosum*, *Eriophorum vaginatum*, *Gymnocolea inflata* a *Sphagnum tenellum*. Hladina podzemní vody se v těchto porostech drží po většinu roku při povrchu rašeliniště.

V blízkosti odvodňovacích rýh se vegetace od zbylých částí vrchoviště liší. Na spodních okrajích odvodňovacích rýh (spodní při úvaze spádu svahu), dominují v mechovém patře lišejníky z rodu *Cladonia* (např. *Cladonia furcata*, *Cladonia rangiferina*), v bylinném *Vaccinium myrtillus* a *Vaccinium uliginosum*. Do vlhkých míst podél odvodňovacích rýh expanduje *Molinia coerulea*.

Nízké množství vegetačních jednotek na slati je pravděpodobně způsobeno malou členitostí terénu a tedy nižším množstvím mikrostanovišť.



Obr. 13: Ordinační diagram nepřímé gradientové analýzy DCA, ukazující rozmístění snímků podle jejich druhového složení. První osa vysvětluje 24,4 % variability druhových dat, druhá 7,4 % variability. Do grafu jsou promítnuty měřené charakteristiky prostředí.

Červenou barvou jsou označena místa v pásmu *Pinus ×pseudopumilio* na okraji rašeliniště, popř. místa hlouběji ke středu rašeliniště, jež stále spadala do lemového klečového porostu a měla hladinu podzemní vody hlouběji pod povrchem. Modře jsou označeny snímky s vyšší hladinou podzemní vody, nacházející se v lemovém porostu *Pinus ×pseudopumilio*. Fialová barva označuje šlenky s porosty *Trichophorum cespitosum*, zelená soustavu bultů a šlenků, žlutou jsou označeny plovoucí koberce na okraji rašelinného jezírka.

3.5 Druhová bohatost lokalit a vzácné druhy

Ve vegetačních snímcích provedených na Blatenské slati jsem našla 15 druhů cévnatých rostlin, 8 druhů lišejníků a 34 druhů mechorostů, z toho 16 druhů játrovek, 6 druhů rašelínků a 12 druhů dalších mechů. Nalezené lišejníky byly pouze ze dvou rodů, a to *Cetraria* a *Cladonia*. Mimo vegetační snímky, v odlišných částech rašeliniště, jsem z mechorostů zaznamenala výskyt druhů *Sphagnum capillifolium* a *Sphagnum flexuosum*, z cévnatých rostlin druh *Drosera anglica*.

Na rašeliništi Schachtenfilz jsem našla 14 druhů cévnatých rostlin (z toho dva druhy se vyskytovaly pouze v jednom nebo ve dvou snímcích), 16 druhů lišejníků a 36 druhů mechorostů, z toho 15 druhů játrovek, 9 druhů rašelínků a 20 druhů mechů (*Warnstorfia fluitans* byla zaznamenána pouze v jednom snímku).

Podobně jako na Blatenské slati byla největší druhová bohatost lišejníků u rodu *Cladonia*, mimo tento rod bylo nalezeno 6 dalších rodů, 3 z nich patřily k epifitům, spadlým do snímků z korun smrků.

Obě slatě měly 40 druhů totožných. Soupis veškerých nalezených druhů včetně jejich procentuálního zastoupení ve snímcích je uveden v příloze.

Na Schachtenfilzu a Blatenské slati bylo nalezeno 11 druhů vzácných rostlin a 3 druhy vzácných mechorostů. Jejich názvy společně se stupněm ohrožení a ochrany jsou uvedeny v tabulce 5.

Z cévnatých rostlin patří mezi zajímavé nálezy *Listera cordata*, která se v České republice vyskytuje roztroušeně v pásmu Sudet a ve Žďárských vrších (Procházka & Velíšek 1983). Z lokality Schachtenfilz doposud nebyla udávána.

Ještě větší vzácností je *Cephalozia macrostachya*, jejíž nález je uváděn pouze ze šesti míst České republiky (z Krkonoš, Krušných hor, Dokeska, Mrtvém a Jezerním luhu na Šumavě), pro lokalitu Schachtenfilz a Blatenská slat' rovněž nebyla známa (Váňa & Kučera 2002; Kučera 2006; Mikulášková & al. 2007; Košnar 2004, nepubl.).

Tab.5: Soupis vzácných druhů cévnatých rostlin a mechorostů. U cévnatých rostlin je v pravém sloupci uveden stupeň ohrožení, v levém (pro cévnaté rostliny) stupeň ochrany dle vyhlášky MŽP 395/92 (převzato z Procházka & Štech 2002 a Kučera & Váňa 2005).

Použité zkratky:

kategorie ohrožení: C1 – Kriticky ohrožené C2 – Silně ohrožené C3 – Ohrožené C4a – Vzácnější taxony vyžadující další pozornost

§ – taxony chráněné dle vyhl. MŽP 395/92 Sb.: §1 – kriticky ohrožené, §2 – silně ohrožené,

§3 – ohrožené

Cévnaté rostliny		
Obě slatě		
<i>Carex pauciflora</i>	C3	
<i>Andromeda polifolia</i>	C2	§3
<i>Oxycoccus palustris</i>	C3	§3
<i>Trichophorum cespitosum</i>	C3	
Schachtenfilz		
<i>Listera cordata</i>	C1	§1
Blatenská slat'		
<i>Carex limosa</i>	C2	§2
<i>Scheuchzeria palustris</i>	C1	§1
<i>Drosera anglica</i>	C1	§1
<i>Pinus xpseudopumilio</i>	C4a	
<i>Empetrum nigrum</i>	C4a	§3
<i>Drosera rotundifolia</i>	C3	§2

Mechorosty (obě slatě)	
<i>Calypogeia fissa</i>	LR-nt - blízké ohrožení
<i>Cephaloziella spinigera</i>	VU- zranitelné
<i>Cephalozia macrostachya</i>	EN- ohrožené

4 Diskuze

4.1 Vliv stromů a hladiny podzemní vody na rozmístění rašeliništní vegetace

Výsledky gradientových analýz ukázaly, že přítomnost stromů a hladina podzemní vody jsou skutečně faktory prostředí, jež mají největší vliv na složení rašeliništní vegetace. Práce, které se zabývaly podobnou tematikou, vliv těchto faktorů potvrzují, s tím, že v případě slatinišť přebírá hlavní roli v rozmístění vegetace chemismus podzemní vody. Belland & Vitt (1995) na vrchovištích západní Kanady vysvětlili pomocí první osy CCA (nejméně korelované s vlhkostními kategoriemi, které autoři odhadli z indikačních druhů jednotlivých stanovišť a poté s pokryvností stromového patra) 16 % variability druhového složení. Nordbakken (1996) sledoval vliv hladiny podzemní vody na vegetaci v otevřené části vrchoviště. Pomocí nepřímé gradientové analýzy DCA se mu podařilo najít gradient vysvětlující 20 % druhové variability, hladina podzemní vody, která byla jediným zkoumaným faktorem, vysvětlila při přímé gradientové analýze CCA 11 % variability. Z toho je patrné, že hladina podzemní vody nebude způsobovat vznik hlavního vegetačního gradientu samostatně, ale že se na tomto vzniku budou podílet i další faktory prostředí. Hájková & Hájek (2004b) na mikrotopografickém gradientu v západokarpatských slatiništích vysvětlili pomocí hladiny podzemní vody, která zde byla společně s chemizmem podzemní vody faktorem s největším vlivem na vegetaci, 16 % variability. Množství variability, které u výše zmíněných autorů hladina podzemní vody vysvětluje, je v rozmezí mezi hodnotami pro rašeliniště Schachtenfilz (kde je vysvětleno necelých 6 % variability) a Blatenskou slat' (zde hladina podzemní vody vysvětlila přes 18 % variability). Výsledky výše uvedených prací je však velice těžké porovnávat, neboť jak jsem se již zmínila v úvodu, množství variability, které jednotlivé faktory vysvětlí, není závislé jen na velikosti jejich vlivu na vegetaci, ale i na rozpětí jejich krajních hodnot na dané lokalitě. Mimo to hraje roli i počet snímků a v nich zjištěný počet druhů, zahrnutých do analýzy. Pokud se i přes výše zmíněné problémy výsledky porovnají, lze konstatovat, že vegetace reaguje na hladinu podzemní vody na rašeliništích podobným způsobem.

Skutečnost, kterou se mé výsledky od ostatních prací odlišují, je poměr mezi variabilitou vysvětlenou přítomností stromů a hladinou podzemní vody. Narozdíl od autorů, kteří se vlivem těchto dvou faktorů zabývali přede mnou (Bragazza & Gerdol 1999; Pakarinen & Ruuhijärvi 1978; Gignac & Vitt 1990; Belland & Vitt 1995; Økland 1990), byl vliv stromů v mé práci na obou rašeliništích silnější. V práci Bragazza & Gerdol (1999) se dokonce zdálo, že stín na rozložení rostlinných druhů téměř nemá vliv.

Takto rozdílné výsledky by mohly být částečně vysvětleny způsobem, jakým byl vliv stromů odhadován. Výše zmíněné práce vyjadřovaly přítomnost stromů pouze jako pokryvnost stromového patra, popřípadě tuto pokryvnost rozdělily do určitých kategorií (Bragazza & Gerdol 1999; Gignac & Vitt 1990). Jak bylo podrobně rozebráno v úvodu, stromy na vegetaci nepůsobí pouze z hlediska stínění. Podle mé osobní zkušenosti je růst mechorostů zásadním způsobem ovlivněn vysušováním horních vrstev rašeliny a omezením

kapilární vzlínivosti rašeliníků. Vzhledem k tomu, že se kořeny stromů nacházejí i mimo dosah svých korun, je takto odhadnutý vliv neúplný. Navíc i z hlediska zastínění mohou stromy ovlivňovat vzdálenější místa.

Abych zjistila, jak odlišný vliv na rozmístění druhů má odhad přítomnosti stromů, který jsem v práci použila oproti prosté pokryvnosti stromového (v mém případě keřového) patra, porovnála jsem vliv obou faktorů pomocí přímých gradientových analýz, v nichž jsem pro tento účel z druhových dat vyřadila keřové patro. Variabilita vysvětlená přítomností stromů byla na obou slatích o trochu vyšší (na Blatenské slati byl tento rozdíl 2,4 %, na rašeliništi Schachtenfilz 1,7 %). Pokud by se pokryvnost keřového patra rozdělila do několika málo kategorií (např. Bragazza & Gerdol (1999) uvádějí pouze tři kategorie), byl by tento rozdíl pravděpodobně výrazně vyšší a hladina podzemní vody by pak skutečně vysvětlila větší množství variability v druhovém složení.

Můj odhad přítomnosti stromů byl navíc skutečně pouhým odhadem. Lze tedy předpokládat, že při přesnějším zohlednění faktorů, jimiž stromy na vegetaci působí, by bylo množství variability vysvětlené pomocí stromů (přinejmenším na rašeliništi Schachtenfilz) ještě o něco vyšší.

Přestože stromy a hladina podzemní vody mají ze všech charakteristik okolního prostředí, popřípadě jiných vlivů, největší vliv na vegetaci, dokázaly vysvětlit pouze malou část variability v druhovém složení. Ke stejným výsledkům došly i ostatní práce, zabývající se vlivem gradientů na rašeliništní vegetaci (Bragazza & Gerdol 1999; Gignac & Vitt 1990; Belland & Vitt 1995; Nordbakken 1996; Hájková & Hájek 2004b). Zbylá část variability je způsobena vzájemnou interakcí rostlinných druhů, variabilitou uvnitř jednotlivých snímků, úspěšností při šíření druhů, disturbancemi, působením ostatních faktorů prostředí a jistě i řadou dalších skutečností. V případě disturbancí bude složení vegetace záviset na rychlosti, s jakou dokáží jednotlivé druhy obsadit nově vzniklá stanoviště, která vyhovují jejich ekologickým požadavkům, a po jak dlouhou dobu se zde udrží (cf. gradient, jenž zaznamenali Nordbakken (1996) a Økland (1990), popsany v úvodní části).

4.2 Porovnání slatí

Nejvýraznější vegetační gradient, který, jak již bylo výše zmíněno, je způsoben vlivem stromů a hladinou podzemní vody, je na Blatenské slati mnohem větší. Určitý vliv na tuto nevyváženost má odlišný počet snímků, neboť na rašeliništi Schachtenfilz jich bylo zhotoveno 143, na Blatenské slati pouze 42. Když se však porovná nepřímá gradientová analýza pouze pro jeden z transektů na rašeliništi Schachtenfilz, který má 68 snímků, s Blatenskou slatí, zvýšilo se množství vysvětlené variability o pouhá 2 %.

Rozdílná délka gradientu má tedy ekologický základ, který bude pravděpodobně způsoben vlastnostmi faktorů prostředí, jež tento gradient vytvářejí. Určitou roli budou hrát i disturbance, mezidruhové interakce a další skutečnosti, které narušují hlavní vegetační gradient. Jedním z příkladů takového narušení je systém odvodňovacích rýh na rašeliništi

Schachtenfilz. Pokud se z gradientových analýz vyřadí snímky nacházející se v jeho těsném okolí, zvýší se variabilita vysvětlená první osou DCA z 13,5 % na 15 %. Narušení vegetačního gradientu je dáno tím, že současné složení vegetace v okolí rýh je závislé na vlastní existenci rýh, hladina podzemní vody a stromy na něj mají pouze okrajový vliv.

Keřové patro má mezi jednotlivými rašeliništi odlišný charakter a je pravděpodobné, že tato skutečnost bude zodpovídat za podstatnou část ve zbylém rozdílu vysvětlené variability výše zmíněných vegetačních gradientů. Zapojený klečový porost *Pinus ×pseudopumilio* na Blatenské slati by tak měl na okolní vegetaci větší vliv než osamocení jedinci, případně shluky smrků na rašeliništi Schachtenfilz. Vzhledem k tomu, že se povrch snímků pod klečovým porostem zdál být vlhčí než v případě některých snímků pod smrky, domnívám se, že rozdíl ve velikosti gradientu bude dán mikroklimatickými poměry na povrchu rašeliniště nebo zastíněním, nikoli prosušováním svrchních vrstev rašeliny.

Díky většímu rozpětí naměřených hodnot hladiny podzemní vody na Blatenské slati zde tento faktor vysvětlí větší množství variability než na rašeliništi Schachtenfilz.

S množstvím mikrostanovišť, kterých je výrazně větší počet na Blatenské slati, je spojená druhová bohatost rašelinišť (Vitt & al. 1995). Přestože tedy byl na rašeliništi Schachtenfilz udělán mnohonásobně větší počet snímků, počet zaznamenaných druhů mechorostů a cévnatých rostlin byl na obou lokalitách přibližně stejný. Pokud by se na obou rašeliništích porovnal stejný počet snímků (pro rašeliniště Schachtenfilz je tedy možné vybrat z transektů střídavě pouze jeden snímek ze tří nebo čtyř (tímto způsobem se zajistí průzkum všech typů vegetace), bylo by na rašeliništi Schachtenfilz nalezeno 10 druhů cévnatých rostlin a 30 druhů mechorostů, tedy o něco méně než na Blatenské slati. Je tedy pravděpodobné, že druhová diverzita Blatenské slati bude z hlediska mechorostů a cévnatých rostlin vyšší.

Druhová bohatost lišejníků bude pravděpodobně vyšší na rašeliništi Schachtenfilz. Počet druhů zaznamenaných na tomto vrchovišti byl oproti Blatenské slati dvojnásobný, což je kromě většího počtu snímků způsobeno větším množstvím vhodných mikrostanovišť v okolí odvodňovacích rýh a přítomností smrků, z nichž se do snímků dostalo 6 původně epifytických rostoucích druhů.

4.3 Reakce druhů na hladinu podzemní vody a přítomnost stromů

Realizovaná nika jednotlivých druhů, tedy soubor míst, na nichž se druhy na rašeliništi nacházely, byla na jednotlivých slatích trochu odlišná. To je patrné při porovnání pozic jejich optim na prvních osách CCA (str. 33). Určité rozdíly jsou patrné i při porovnání slatí s jinými rašeliništi. Např. Bragazza & Gerdol (1995) udávají nejbližší výskyt k hladině podzemní vody pro druh *Sphagnum magellanicum* až ze vzdálenosti 12 cm, Gignac & al. (1991) ze vzdálenosti 5 cm, zatímco na Blatenské slati bylo mimo bulvy pozorováno i na okraji rašelinného jezírka, v úrovni vodní hladiny. Podobně je tomu i s druhy *Vaccinium myrtillus* a *Vaccinium uliginosum*, jež byly na obou slatích nacházeny v menší vzdálenosti od hladiny

podzemní vody než na italském rašeliništi Bragazza & Gerdol (1995). Odlišnosti jsou dány rozdíly v druhovém složení rašelinišť, jejich struktuře a vlastnostech okolního prostředí, neboť odpověď na určitý faktor je ovlivněna mezidruhovou interakcí, na níž mají mimo jiné vliv i další faktory prostředí.

Většina druhů na obou slatích reagovala na přítomnost stromů, a soustředila tak svůj výskyt buď do otevřených částí rašeliniště nebo se naopak těmto místům spíše vyhýbala. Na obou rašeliništích bylo možné najít i druhy, jež rostly výhradně na osluněných stanovištích (např. *Scheuchzeria palustris*, *Carex limosa*, *Sphagnum tenellum*, *Odontoschisma denudatum*), nebo naopak byly striktně vázané na výskyt stromů (např. *Listera cordata*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Chiloscyphus profundus*, *Lepidozia reptans*). Zajímavá je z hlediska vlivu stromů realizovaná nika druhu *Gymnocolea inflata*, neboť přestože tato játrovka nesnáší velké ozáření a výrazně lépe se jí daří v zastíněných podmínkách (Vicherová nepubl.), je její výskyt soustředěn do otevřených osluněných stanovišť a lze tedy předpokládat, že je její výskyt v blízkosti stromů omezen konkurencí.

Rostlinná společenstva odpovídala charakteru rašelinišť v jiných částech Evropy (srovnání se švédskými rašeliništi na základě osobního pozorování; Økland 1989; Bragazza & al. 2005). Jedinou odlišností jsou rozsáhlé plochy šlenků na obou slatích s dominujícími druhy *Trichophorum caespitosum* a *Gymnocolea inflata*. Mikrostanoviště se stejným vodním režimem jsou na skandinávských rašeliništích pokryta hustými porosty rašeliničků a patřím k místům s největší produktivitou (Sundberg, osobní sdělení).

Je otázkou, proč se tato místa odlišují od zbylých částí vrchovišť i od Skandinávských rašelinišť, neboť jejich hydrologické poměry by měly být pro růst rašeliničků optimální. Hladina podzemní vody zde zůstává celý rok při povrchu rašeliniště (na jaře a na podzim jsou části těchto míst lehce zaplavené, v létě zůstává hladina podzemní vody v těsné blízkosti povrchu). Vzhledem k tomu, že se jedná o vrchoviště, neměly by se jednotlivé části slatí lišit chemickým složením, což potvrzují i rozborů chemického složení podzemní vody (Bufková & al. 2008).

4.4 Zajímavé druhy nalezené na slatích

Na rašeliništi Schachtenfilz se mi podařilo objevit dva vzácné druhy, které doposud nebyly z lokality známy. Jedná se o játrovku *Cephalozia macrostachya* (čeleď *Cephaloziaceae*) a druh cévnaté rostliny *Listera cordata* z čeledi *Orchidaceae*.

Cephalozia macrostachya je nejen v České republice, ale i v ostatních státech střední Evropy, z nichž byla doložena (Německo, Švýcarsko, Rakousko a západní část Bulharska), vzácným druhem. Centrální část areálu jejího výskytu se nachází v oceánických oblastech západní Evropy a podél Severního a Baltského moře, kde se vyskytuje nejčastěji na vrchovištích (Paton 1999).

Z České republiky je doposud udáváno pouze šest ověřených nálezů tohoto druhu – tři lokality v Krušných horách, rašeliniště Swamp u České Lípy a Mrtvý luh a Jezerní luh na

Šumavě (Váňa & Kučera 2002; Kučera 2006; Mikulášková & al. 2007; Košnar 2004, nepubl.).

Rozšíření orchideje *Listera cordata* je vázáno na boreální pás severní polokoule, v Evropě areál jejího rozšíření vybíhá na Britské ostrovy a do Alp a jejich blízkého okolí (Hulten 1971). Ve všech částech tohoto území je vzácná. Roste na kyselých zastíněných stanovištích, často na rašelinných bultech v podmačených smrčínách, případně v přítomnosti jiných jehličnanů (Procházka & Velíšek 1983).

Výskyt bradáčku srdčitého byl na Šumavě v minulosti mnohem hojnější, k jeho úbytku došlo v období od počátku 60. do konce 80. let 20. století, v současné době je jeho výskyt znám z Šumavských plání (mimo jiné i ze západního okraje Blatenské slatě), z masivu Boubína a Hornovltavské kotliny (Procházka & Štech 2002). Mimo Šumavu je tento druh udáván z Krušných a Doupovských hor, Žďárských vrchů a z celých vyšších Sudet od Jizerských hor po Jeseníky a Beskydy (Procházka & Velíšek 1983).

4.5 Měření hladiny podzemní vody

Hladina podzemní vody, udávaná v této práci, odpovídá její nejčastější výšce v době vegetační sezóny (srovnáno s kontinuálním měřením hladiny podzemní vody uvedeným v práci Buřková & al. 2008). Økland (1990) uvádí, že právě tento parametr má z hlediska hladiny podzemní vody největší vliv na rozložení vegetace na rašeliništích. Přestože se reakce vegetace na různé úrovně hladiny podzemní vody liší (Hájková & Hájek 2004a), jsou tyto změny velmi malé a díky tomu i práce jednotlivých autorů, které se neshodují měřenou úrovní hladiny podzemní vody, jsou vzájemně porovnatelné.

Vzhledem k tomu, že jednotlivé fytoecologické snímky byly uspořádány v pravidelném transektu a jejich velikost byla zvolena jako kompromis mezi plochou vhodnou pro záznam mechorostů a plochou vhodnou pro záznam cévnatých rostlin, nelze zanedbat členitost reliéfu uvnitř jednotlivých snímků. Naměřená hladina podzemní vody tak odpovídá průměrné vlhkosti snímku, jejichž vzájemným porovnáním se zpětně stanoví, v jaké části gradientu měl daný druh své optimum (patrné z ordinačních diagramů přímých gradientových analýz CCA).

Měření hladiny podzemní vody odbarvením PVC pásky se v souladu s Belyea (1999) a Navrátilová & Hájek (2005) ukázalo být i v této práci poměrně spolehlivou metodou. Vzhledem k tomu, že je odbarvení pásky závislé na velikosti redoxního potenciálu, snižuje se spolehlivost této metody s přibývajícím množstvím stromů, případně s častým kolísáním hladiny podzemní vody. Do takovýchto míst je vhodnější umístit pásku v několika opakováních. Ve svých snímcích jsem toto opatření neprovedla, některé hodnoty v okolí odvodňovacích rýh proto byly hůře čitelné.

Funkce samotné pásky je závislá na jejím chemickém složení a povrchové úpravě a záleží tedy na technologii, která se při výrobě využívá. Tyto technologie se v průběhu času

mění, v dnešní době proto již nelze využít druh pásky vyzkoušený v práci Belyea (1999) na vrchovištích.

5 Závěr

Rozmístění druhů na rašeliništích není náhodné, na obou slatích existuje vegetační gradient, jehož vznik bude s největší pravděpodobností souviset s přítomností stromů a hladinou podzemní vody. Na žádném z rašelinišť však tento gradient není schopen vysvětlit více než čtvrtinu variability druhových dat, rozmístění vegetace je tedy závislé na dalších skutečnostech, jakými by mohly být např. mezidruhové interakce, disturbance a vliv dalších faktorů prostředí.

Hladina podzemní vody a přítomnost stromů mají podle očekávání průkazný vliv na rozmístění druhů na slatích a vzhledem k samotné odpovědi stromů na hladinu podzemní vody jsou spolu oba faktory korelované. Ukázalo se však, že vliv stromů je oproti hladině podzemní vody na obou rašeliništích větší, což není v souladu s výsledky předchozích prací, které tento parametr odhadovaly pouze jako pokrývnost stromového (případně keřového) patra. Aby tedy možné zjistit skutečný vliv stromů na vegetaci, je nezbytné zohlednit vliv všech faktorů, kterými stromy na vegetaci působí.

Přestože se obě slatě nacházejí ve stejné oblasti, liší se od sebe svým druhovým složením i charakterem mikrostanovišť. Díky tomu i druhy přítomné na obou rašeliništích odpovídají na měřené faktory prostředí trochu odlišným způsobem, v závislosti na šířce své realizované niky. Vegetační gradient vysvětlí na rašeliništi Schachtenfilz výrazně menší množství variability než na Blatenské slati, což je dáno (i) vlastnostmi faktorů prostředí, které daný gradient způsobují: (větším vlivem zapojeného klečového porostu *Pinus ×pseudopumilio* na vegetaci Blatenské slati než u smrků na rašeliništi Schachtenfilz, širším rozpětím naměřených hodnot hladiny podzemní vody na Blatenské slati); (ii) množstvím a velikostí vlivů, kterými je tento gradient narušován. Z tohoto hlediska se lokality liší přítomností odvodňovacích rýh na rašeliništi Schachtenfilz, které ovlivňují nejen své těsné okolí, ale i zbylé části rašeliniště, např. celkovým snížením a větším kolísáním hladiny podzemní vody.

6 Literatura

- Abel W. O. (1956): Die Austrocknungsresistenz der Laubmoose. – Österreichische Akademie der Wissenschaften, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Klasse, Sitzungsberichte, Abteilung I (Biologie) 165: 619–707.
- Akhminova M. P. (1985): The influence of *Sphagnum girgensohnii* and *Polytrichum commune* on numbers of Norway spruce seedlings. – Lesovedenie 1: 48–52. [non vidi]
- Armstrong W., Beckett P. M. & Lythe S. (1991): Root adaptation to soil waterlogging. – Aquatic Botany 39: 57–73.
- Backeus I. (1990): Production and depth distribution of fine roots in a boreal open bog. – Annales Botanici Fennici 27: 261–265.
- Belland R. J. & Vitt D. H. (1995): Bryophyte vegetation patterns along environmental gradients in continental bogs. – Ecoscience 2: 395–407.
- Belyea L. R. (1999): A novel indicator of reducing conditions and water-table depth in mires. – Functional Ecology 13: 431–434.
- Bengtsson J., Fagerström T. & Rydin H. (1994): Competition and coexistence in plant communities. – Tree 9: 246–250.
- Bien W. F. (1999): Ecological factors influencing spatial patterns in *Sphagnum flavicomans* and *Sphagnum pulchrum* from New Jersey pine barrens. – Ms., 199 pp. [Phd thesis, Drexel University, USA].
- Bjorn J. M. Robroek B. J. M., Limpens J., Breeuwer A., van Ruijven J. & Schouten M. G. C. (2007): Precipitation determines the persistence of hollow *Sphagnum* species on hummocks. – Wetlands 27: 979–986.
- Black R. A. & Bliss L. C. (1980): Reproductive ecology of *Picea mariana* (Mill.) BSP., at tree line near Inuvik, Northwest Territories, Canada. – Ecological Monographs 50: 331–354.
- Boggie R. (1972): Effect of water-table height on root development of *Pinus contorta* on deep peat in Scotland. – Oikos 23: 304–312.
- Braekke F. H. (1972): Varmehusholdning og mikroklima på ulike myrtyper. [Summary: Energy balance and micro-climate on different peat land vegetation types.] Meddelanden fra det Norske Skogsforsøksvesen 119: 1–134.
- Bragazza L. (2008): A climatic threshold triggers the die-off of peat mosses during an extreme heat wave. – Global Change Biology 14: 2688–2695.
- Bragazza L. & Gerdol R. (1999): Ecological gradients in some *Sphagnum* mires in the southeastern Alps (Italy). – Applied Vegetation Science 2: 55–60.
- Bragazza L., Tahvanainen T., Kutnar L., Rydin H., Limpens J., Hájek M., Grosvernier P., Hájek T., Hajková P., Hansen I., Iacumin P. & Gerdol R. (2004): Nutritional constraints in

ombrotrophic *Sphagnum* plants under increasing atmospheric nitrogen deposition in Europe. – *New Phytologist* 163: 609–616.

Bragazza L., Rydin H. & Gerdol R. (2005): Multiple gradients in mire vegetation: a comparison of a Swedish and an Italian bog. – *Plant Ecology* 177: 223–236.

Brūmelis G. & Brown D.H. (1997): Movement of metals to new growing tissue in the moss *Hylocomium splendens* (Hedw.) BSG. – *Annals of Botany* 79: 679–686.

Bufková I., Stíbal F. & Loskotová E. (2006): Inventarizace zásahů do vodního režimu rašelinišť na území NP Šumava a vyhodnocení úspěšnosti prováděných revitalizačních opatření, závěrečná zpráva o řešení projektu VaV–SL/1/21/04 za období 2004–2006. – Ms., 33 pp. [Depon. in: Správa NP a CHKO Šumava, Kašperské Hory].

Bufková I., Stíbal F. & Mikulášková E. (2008): Význam revitalizace odvodněných rašelinišť pro nápravu vodního režimu a zachování biodiverzity rašelinišť v šumavské krajině, zpráva o řešení projektu VaV–SP/2d1/113/07 ve druhém roce řešení. – Ms., 24 pp. [Depon. in: Správa NP a CHKO Šumava, Kašperské Hory].

Clymo R. S. (1973): The growth of *Sphagnum*: some effects of environment. – *The Journal of Ecology* 61: 849–869.

Clymo R. S. & Hayward P. M. (1982): The ecology of *Sphagnum*. – In: Smith A. J. E. (ed.), *Bryophyte Ecology*, p. 229–289, University Press, Cambridge.

Coutts M. P. & Philipson J. J. (1978): Tolerance of tree roots to waterlogging I. Survival of Sitka spruce and Lodgepole pine. – *New Phytologist* 80: 63–69.

Crawford R. M. M. (2003): Seasonal differences in plant responses to flooding and anoxia. – *Canadian Journal of Botany* 81: 1224–1246.

Crawford R. M. M. & Baines M. (1977): Tolerance of anoxia and the metabolism of ethanol in tree roots. – *New Phytologist* 79: 519–526.

Dainty J. & Rychter C. (1993): Ion behavior in *Sphagnum* cell walls. – *Advances in Bryology* 5: 107–127.

Eurola S. (1968): Über die Ökologie der nordfinnischen Moorvegetation im Herbst, Winter und Frühling. – *Annales Botanici Fennici* 5: 83–97.

Eddy A. (1990): *Handbook of European Sphagna*. – HMSO, London. [263 pp.]

Fenton N. J. & Bergeron Y. (2006): Facilitative succession in a boreal bryophyte community driven by changes in available moisture and light. – *Journal of Vegetation Science* 17: 65–76.

Fenton N. J., Béland C., de Blois S. & Bergeron Y. (2007): *Sphagnum* establishment and expansion in Black spruce (*Picea mariana*) boreal forests. – *Canadian Journal of Botany* 85: 43–50.

Gignac L. D. & Vitt D. H. (1990): Habitat limitations of *Sphagnum* along climatic, chemical, and physical gradients in mires of western Canada. – *The Bryologist* 93: 7–22.

Gignac L. D., Vitt D. H., Zoltai S. C. & Bayley S. E. (1991): Bryophyte response surfaces along climatic, chemical, and physical gradients in peatlands of Western Canada. – *Nova Hedwigia* 53: 27–71.

Hájek M. & Hájková P. (2007): Hlavní typy rašeliníšť ve střední Evropě z botanického hlediska. – *Zprávy České Botanické Společnosti* 22: 19–28.

Hájek T., Tuittila E.S., Ilomets M. & Laiho R. (2009): Light responses of mire mosses – a key to survival after water-level drawdown? – *Oikos* 118: 240–250.

Hájková P. & Hájek M. (2004a): Bryophyte and vascular plant responses to base-richness and water level gradients in western Carpathian *Sphagnum*-rich mires. – *Folia Geobotanica* 39: 335–351.

Hájková P. & Hájek M. (2004b): *Sphagnum*-mediated successional pattern in the mixed mire in the Muránska planina Mts (Western Carpathians, Slovakia). – *Biologia* 59: 65–74.

Hulten E. & Fries (1986): *Atlas of North European Vascular Plants I*. – Koeltz Scientific Books, Königstein. [498 pp.]

Ignatov M. S. & Ignatova E. A. (2003): Moss flora of the Middle European Russia. Vol. 1: *Sphagnaceae – Hedwigiaceae*. – *Arctoa* 11, suppl. 1: 1–608.

Ignatov M. S. & Ignatova E. A. (2003): Moss flora of the Middle European Russia. Vol. 2: *Fontinalaceae – Amblystegiaceae*. – *Arctoa* 11, suppl. 2: 609–944.

Kellogg L. E. & Bridgham S. D. (2004): Phosphorus retention and movement across an ombrotrophic-minerotrophic peatland gradient. – *Biogeochemistry* 63: 299–315.

Klečka A. (1928): Agrobotanické studie o rokytských rašelinách [Agrobotanische Studien über die Moore von Rokyta]. – *Sborník Československé Akademie Zemědělské* 3: 195–269.

Končalová H. (1990): Anatomical adaptations to waterlogging in roots of wetland graminoids: limitations and drawbacks. – *Aquatic Botany* 38: 127–134.

Kopáček J., Turek J., Hejzlar J., Kaňa J. & Porcal P. (2006): Element fluxes in watershed-lake ecosystems recovering from acidification: Čertovo Lake, the Bohemian Forest, 2001–2005. – *Biologia* 20: S413–S426.

Kopáček J., Turek J., Hejzlar J. & Šantrůčková H. (2009): Canopy leaching of nutrients and metals in a mountain spruce forest. – *Atmospheric Environment* 43: 5443–5453.

Kubát K., Hrouda L., Chrtek jun J., Kaplan Z., Kirschner J. & Štěpánek J. (eds.) (2002). *Klíče květeně České republiky*. – Academia, Praha. [928 pp.]

Kučera J. (ed.) (2006): Zajímavé bryofloristické nálezy VIII. – *Bryonora* 38: 47–52.

- Kučera J. & Váňa J. (2005): Seznam a červený seznam mechorostů České republiky (2005). – Příroda 23: 1–104.
- Kuhry P., Nicholson B. J., Gignac L. D., Vitt D. H. & Bayley S. E. (1993): Development of *Sphagnum*-dominated peatlands in boreal continental Canada. – Canadian Journal of Botany 71: 10–22.
- 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, New York. [500 pp.]
- Ložek V. (2001): Geologie. – In: Neuhäuslová Z. (ed.), Mapa potenciální přirozené vegetace Národního parku Šumava, p 18–19, Silva Gabreta 2001, Supplementum 1.
- 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 29: 483–496.
- MacDonald R. C. & Kimmerer T. W. (1993): Metabolism of transpired ethanol by Eastern cottonwood (*Populus deltoides* Bartr.). – Plant Physiology 102: 173–179.
- Mainiero R. & Kazda M. (2004): Effects of *Carex rostrata* on soil oxygen in relation to soil moisture. – Plant and Soil 270: 311–320.
- Mikulášková E., Berka T., Holá E., Košnar J., Kubešová S., Marková I., Mudrová R. & Musil Z. (2007): Mechorosty zaznamenané v průběhu 20. podzimního setkání Bryologicko-lichenologické Sekce v NP Šumava. – Bryonora 40: 14–27.
- Moog P. H. & Brüggemann W. (1998): Flooding tolerance of *Carex* species. II. Root gas-exchange capacity. – Planta 207: 199–206.
- Moravec J., Balátová-Tuláčková E., Blažková D., Hadač E., Hejtný S., Husák S., Jeník J., Kolbek J., Krahulec F., Kropač Z., Neuhäusl R., Rybníček K., Řehořek V. & Vicherek J. (1995): – Rostlinná společenstva České republiky a jejich ohrožení, 2nd ed. – Severočeskou přírodou Suppl. 1995: 1–206.
- Muñoz J., Aldasoro J. J., Negro A., de Hoyos C. & Vega J. C. (2003): Flora and water chemistry in a relictic mire complex: the Sierra Segundera mire area (Zamora, NW Spain). – Hydrobiologia 495: 1–16.
- 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.
- Nishiyama Y., Allakhverdiev S. I. & Murata N (2006): A new paradigm for the action of reactive oxygen species in the photoinhibition of photosystem II. – Biochimica et Biophysica Acta 1757: 742–749.
- Nishiyama Y., Allakhverdiev S. I., Yamamoto H., Inaba M., Yokota A. & Murata N (2001): Oxidative stress inhibits the repair of photodamage to the photosynthetic machinery. – The EMBO Journal 20: 5587–5594.

- Niyogi K. K., Li X.-P., Rosenberg V. & Jung H.-S. (2005): Is PsbS the site of non-photochemical quenching in photosynthesis? – *Journal of Experimental Botany* 56: 375–382.
- Nordbakken J. F. (1996): Fine-scale patterns of vegetation and environmental factors on an ombrotrophic mire expanse: a numeric approach. – *Nordic Journal of Botany* 16: 197–209.
- Ohlson M. (1995): Growth and nutrient characteristics in bog and fen populations of Scots pine (*Pinus sylvestris*). – *Plant and Soil* 172: 235–245.
- Ohlson M. & Økland R. H. (1998): Spatial variation in rates of carbon and nitrogen accumulation in a boreal bog. – *Ecology* 79: 2745–2758.
- Ohlson M., Økland R. H., Nordbakken J. F. & Dahlberg B. (2001): Fatal interactions between Scots pine and *Sphagnum* mosses in bog ecosystems. – *Oikos* 94: 425–432.
- Ohlson M. & Zackrisson O. (1992): Tree establishment and microhabitat relationships in north Swedish peatlands. – *Canadian Journal of Forest Research* 22: 1869–1877.
- Økland R. H. (1989): A phytoecological study of the mire Northern Kisselbergmosen, SE. Norway. I. Introduction, flora and ecological conditions. – *Sommerfeltia* 8: 1–172.
- Økland R. H. (1990): A phytoecological study of the mire Northern Kisselbergmosen, SE. Norway. II. Identification of gradients by detrended (canonical) correspondence analysis. – *Nordic Journal of Botany* 10: 79–108.
- Pakarinen P. & Ruuhijärvi R. (1978): Ordination of northern Finnish peatland vegetation with factor analysis and reciprocal averaging. – *Annales Botanici Fennici* 15: 147–151.
- Paton J. A. (1999): The liverwort flora of the British Isles. – Harley Books, Colchester. [616 pp.]
- Persson Å (1961): Mire and spring vegetation in an area north of lake Torneträsk, Torne Lappmark, Sweden. I. Description of the vegetation. – *Opera Botanica* 6: 1–187.
- Philipson J. J. & Coutts M. P. (1980): Tolerance of tree roots to waterlogging IV. Oxygen transport in woody roots of Sitka spruce and Lodgepole pine. – *New Phytologist* 85: 489–494.
- Procházka F. & Štech M. (eds.) (2002): Komentovaný černý a červený seznam cévnatých rostlin české Šumavy. – Správa NP a CHKO Šumava & Eko-Agency KOPR, Vimperk. [140 pp.]
- Procházka F. & Velíšek V (1983): Orchideje naší přírody. – Academia, Praha. [284 pp.]
- Robroek B. J. M., Limpens J., Breeuwer A. van Ruijven J & Schouten M. G. C (2007): Precipitation determines the persistence of hollow *Sphagnum* species on hummocks. – *Wetlands* 27: 979–986.

- Rocheffort L. (2000): *Sphagnum*: A: keystone genus in habitat restoration. – *Bryologist* 103: 503–508.
- Rocheffort L., Campeau S. & Bugnon J. (2002): Does prolonged flooding prevent or enhance regeneration and growth of *Sphagnum*? – *Aquatic Botany* 74: 327–341.
- 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. (1993): Mechanisms of interaction among *Sphagnum* species along water-level gradients. *Advances in Bryology* 5: 153–185.
- Rydin H. & Clymo R. S. (1989): Transport of carbon and phosphorus compounds about *Sphagnum*. – *Proceedings of the Royal Society of London, Series B*, 237: 63–84.
- Rydin H. & Jeglum J. (eds.) (2006): *The biology of peatlands*. – Oxford University Press, New York. [343 pp.]
- Rydin H., Sjörs H. & Löfroth M. (1999): Mires. – *Acta Phytogeographica Suecica* 84: 91–12.
- Scanlon D. & Moore T. (2000): Carbon dioxide production from peatland soil profiles: the influence of temperature, oxic/anoxic conditions and substrate. – *Soil Science* 165: 153–160.
- Schipperges B. & Rydin H. (1998): Response of photosynthesis of *Sphagnum* species from contrasting microhabitats to tissue water content and repeated desiccation. – *New Phytologist* 140: 677–684.
- Sjörs H. (1948): Myrvegetation i Bergslagen. – *Acta Phytogeographica Suecica* 21: 1–299.
- Smith A. J. E. (2004): *Moss flora of Britain and Ireland*. – Cambridge University Press, Cambridge. [1026 pp.]
- Sofron J., Neuhäuslová Z. & Wild J. (2001): Podnebí. – In: Neuhäuslová Z. (ed.), *Mapa potenciální přirozené vegetace Národního parku Šumava*, p 22–25, *Silva Gabreta* 2001, Supplementum 1.
- Soukupová L. (1996): Developmental diversity of peatlands in Bohemian Forest. – *Silva Gabreta* 1: 99–108.
- Spitzer K. & Bufková I. (2008): Šumavská rašeliniště. – *Správa Národního parku a Chráněné krajinné oblasti Šumava*, Vimperk. [203 pp.]
- Sundberg S. & Rydin H. (2002): Habitat requirements for establishment of *Sphagnum* from spores. – *Journal of Ecology* 90: 268–278.

Taiz L. & Zeiger E. (eds.) (2002): Plant Physiology. – Sinauer Associates, Inc. Sunderland. [690 pp.]

Tuittila E.-S., Rita H., Vasander H. & Laine J. (2000): Vegetation patterns around *Eriophorum vaginatum* L. tussocks in a cut-away peatland in southern Finland. – Canadian Journal of Botany 78: 47–58.

Ushimaru T., Shibasaka M. & Tsuji H. (1992): Development of O₂ detoxification system during adaptation to air of submerged rice seedlings. Plant Cell Physiology 33: 1065–1071.

Váňa J. & Kučera J. (2002): *Cephalozia macrostachya* confirmed in the Czech Republic. – Preslia 74: 197–200.

Vězda A. & Liška J. (1999): Katalog lišejníků České republiky. – Botanický ústav AV ČR, Průhonice. [283 pp.]

Vitt D. H. & Slack N. G. (1983): Niche diversification of *Sphagnum* relative environmental factors in northern Minnesota peatlands. – Canadian Journal of Botany 62: 1409–1430.

Vitt D. H. (2000): Peatlands: ecosystems dominated by bryophytes. – In: Shaw A. J. & Goffinet B. (ed.), Bryophyte Biology, p. 312–343, Cambridge University Press.

Vitt D. H., Yenhung L. & Belland R. J. (1995): Patterns of bryophyte diversity in peatlands of continental Western Canada. – The Bryologist 98: 218–227.

Voet D., Voet J. G. & Pratt C. W. (2008): Principles of biochemistry. – Wiley, Hoboken. [1099 pp.]

Wagner D. J. & Titus J. E. (1984): Comparative desiccation tolerance of two *Sphagnum* mosses. – Oecologia 62: 182–187.

Zoltai S. C. & Vitt D. H. (1995): Canadian wetlands: Environmental gradients and classification. – Plant Ecology 118: 131–137.

7 Přílohy

7.1 Vysvětlivky zkratků druhů použité v ordinačních diagramech

<i>Picea abies</i>	<i>Picab</i>
<i>Pinus xpseudopumilio</i>	<i>Pinxpse</i>
<i>Andromeda polifolia</i>	<i>Andpol</i>
<i>Carex limosa</i>	<i>Carlím</i>
<i>Carex pauciflora</i>	<i>Carpauc</i>
<i>Drosera rotundifolia</i>	<i>Drorot</i>
<i>Empetrum nigrum</i>	<i>Empnig</i>
<i>Eriophorum vaginatum</i>	<i>Ervag</i>
<i>Melampyrum pratense</i>	<i>Melpra</i>
<i>Molinia caerulea</i>	<i>Molcae</i>
<i>Oxycoccus palustris</i>	<i>Oxypal</i>
<i>Picea abies</i> (E1)	<i>Picab(E1)</i>
<i>Picea abies</i> (juv.)	<i>Picab(j)</i>
<i>Scheuchzeria palustris</i>	<i>Schpal</i>
<i>Trichophorum cespitosum</i>	<i>Tricaes</i>
<i>Vaccinium myrtillus</i>	<i>Vacmyr</i>
<i>Vaccinium uliginosum</i>	<i>Vaculig</i>
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	<i>Vacvi-id</i>
<i>Anastrepta orcadensis</i>	<i>Anaorc</i>
<i>Bazzania trilobata</i>	<i>Baztri</i>
<i>Calypogeia azurea</i>	<i>Calaz</i>
<i>Calypogeia fissa</i>	<i>Calfis</i>
<i>Calypogeia neesiana</i>	<i>Calnee</i>
<i>Cephalozia bicuspidata</i>	<i>Cepbic</i>
<i>Cephalozia connivens</i>	<i>Cepcon</i>
<i>Cephalozia cf. loitlesbergeri</i>	<i>Ceploit</i>
<i>Cephalozia macrostachya</i>	<i>Cepmac</i>
<i>Cephaloziella spinigera</i>	<i>Cepspin</i>
<i>Dicranodontium denudatum</i>	<i>Dicden</i>
<i>Dicranum fuscescens</i>	<i>Dicfus</i>

<i>Dicranum montanum</i>	<i>Dicmon</i>
<i>Dicranum scoparium</i>	<i>Dicsco</i>
<i>Dicranum polysetum</i>	<i>Dicpol</i>
<i>Gymnocolea inflata</i>	<i>Gyminf</i>
<i>Herzogiella seligeri</i>	<i>Hersel</i>
<i>Hylocomium splendens</i>	<i>Hylspl</i>
<i>Chiloscyphus profundus</i>	<i>Chiprof</i>
<i>Lophozia attenuata</i>	<i>Loat</i>
<i>Lophozia floerkei</i>	<i>Loflo</i>
<i>Lepidozia reptans</i>	<i>Leprep</i>
<i>Mylia anomala</i>	<i>Mylan</i>
<i>Odontoschisma denudatum</i>	<i>Odonde</i>
<i>Plagiothecium laetum</i>	<i>Plaglaet</i>
<i>Pleurozium schreberi</i>	<i>Pleusch</i>
<i>Polytrichastrum formosum</i>	<i>Polfor</i>
<i>Polytrichum strictum</i>	<i>Polstr</i>
<i>Pohlia nutans</i>	<i>Pohnut</i>
<i>Ptilidium ciliare</i>	<i>Ptilcil</i>
<i>Sphagnum angustolium</i>	<i>Spang</i>
<i>Sphagnum capillifolium</i>	<i>Spcap</i>
<i>Sphagnum fallax</i>	<i>Spfal</i>
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	<i>Spgirg</i>
<i>Sphagnum magellanicum</i>	<i>Spmag</i>
<i>Sphagnum majus</i>	<i>Spmaj</i>
<i>Sphagnum rubellum</i>	<i>Sprub</i>
<i>Sphagnum russowii</i>	<i>Sprus</i>
<i>Sphagnum tenellum</i>	<i>Spten</i>
<i>Straminergon stramineum</i>	<i>Strstr</i>
<i>Warnstorfia fluitans</i>	<i>Warflui</i>

7.2 Přehled fytoecenologických snímků provedených na rašeliništi Schachtenfilz

Transekt č. 1 (snímky řazené od horní části rašeliniště)

hladina podzemní vody	-13	-20	-19	-16	-17.5	-18.5	-27	-14	-15	-14	-15	-7.5	-20	-22	-18
přítomnost stromů	9	8	10	5.5	5.5	4	2.75	1.5	2	1	3	1.5	5.5	3.5	2.5
čísla snímků	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
E2	47	45	55		26	4.5	1.5		1		0.1		18	8	0.5
<i>Picea abies</i>	47	45	55		26	4.5	1.5		1		0.1		18	8	0.5
E1	64.5	85	85	68	55	69	56	55	57	47	60	54	43	46	50
<i>Andromeda polifolia</i>					0.5	0.75	0.1	0.25	0.5	2.5	10.5	10	1	5.75	1
<i>Eriophorum vaginatum</i>				0.2	0.2	1	1.35	3.65	3.25	0.13	1.1	0.75	6.5	5.5	1.5
<i>Listera cordata</i>		0.11													
<i>Melampyrum pratense</i>				0.62	0.47	0.2	0.34	2.5	0.25	0.04	0.01	0.05	0.28	0.23	1.5
<i>Molinia coerulea</i>											0.25	1.55	2	0.45	
<i>Oxycoccus palustris</i>				1.15	0.8	3.75	0.3	0.04		4.5	1	1	5.75	7	4.9
<i>Picea abies</i> (E1.)	1.25			0.4	0.5	2	0.25	0.5	0.27	0.25			0.07	1.5	0.75
<i>Picea abies</i> (juv.)				0.02	0.01	0.03			0.05	0.06		0.02	0.02	0.02	0.05
<i>Trichophorum cespitosum</i>				0.05	0.25	0.15	1.1	0.25	1.5	4.5	2.25	7	0.06	2.75	2
<i>Vaccinium myrtillus</i>	60	58	65	11	7.5	9	5	2			2.5		12	0.75	7.25
<i>Vaccinium uliginosum</i>	4	17	20	55	62	55	48.5	46	50	36	46	34	17	19	35.5
E0	33	48	12	96	87	84	97	89	74	89	88	49	37	85	83
<i>Bazzania trilobata</i>									0.65						
<i>Calypogeia azurea</i>						0.25					0.2				
<i>Calypogeia fissa</i>				0.04	0.02	0.03	0.04					0.31			
<i>Calypogeia neesiana</i>	0.5	0.12				0.06							0.2	0.02	0.12
<i>Cephalozia connivens</i>										0.01			0.02		
<i>Cephalozia macrostachya</i>														0.01	0.01
<i>Dicranodontium denudatum</i>	3.1	2.25	0.09						0.2				0.54	0.15	2.18
<i>Dicranum fuscescens</i>	3.75		2.5		3										
<i>Dicranum montanum</i>													0.05		
<i>Dicranum scoparium</i>	4	40	2.75	1.75	8.75	3.1		0.3	1.22		0.75	1	1.12	0.2	1.1
<i>Gymnocolea inflata</i>													5	1	0.02
<i>Chiloscyphus profundus</i>	0.01														
<i>Lepidozia reptans</i>			1												
<i>Lophozia attenuata</i>	0.31		1												0.15
<i>Mylia anomala</i>	0.01				0.01			2.1	0.25			0.5	6.25	2.5	0.4
<i>Plagiothecium laetum</i>	0.45	0.09	1.35												
<i>Pleurozium schreberi</i>	1	0.03	2.75	4.2	1	4	2.25	9.5	9	0.35	7	3.5	11.3	5.5	35.5
<i>Pohlia nutans</i>													0.01		
<i>Polytrichum strictum</i>	0.05				0.2	0.5	45	7.4	1	0.01	4.5			0.07	1
<i>Ptilidium ciliare</i>				0.15	0.16			4.3	0.06	1	0.22	0.5	0.01	0.35	0.7
<i>Sphagnum angustifolium</i>				3.75	4.5	22.1	24	28	7.4	9		1.25		0.75	13.3
<i>Sphagnum fallax</i>		2											0.4		
<i>Sphagnum magellanicum</i>	6.5	2.75		84	60	50	25.5	35.3	22.3	76.5	53	22.5	15	73	
<i>Sphagnum rubellum</i>	13.8								16.5				2.5		
<i>Sphagnum russowii</i>			1.1	2.4	9.5	4.25	0.5	2.75	14.5	1.55	23	14.5		2	27.3
<i>Straminergon stramineum</i>						0.005		0.05	1.2	0.22		0.06	0.07	0.01	0.62
<i>Cladonia deformis</i>			0.15												
<i>Cladonia pyxidata</i>		0.5													
<i>Cladonia sp. (keříčková)</i>										0.7			0.5		0.65
<i>Cladonia sp. (lupenitá)</i>	0.18		0.04						0.25						
<i>Pseudevernia furfuracea</i>		0.5													

hladina podzemní vody	-7.5	-4.5	-4.5	-1	-2.5	-2	-2	-14	-25	-22	-19	-11	-9	-12	-9
přítomnost stromů	0.25	0	1	0.25	1.5	0.75	0.25	0.25	3	3	1	5	0.5	0.75	0.25
čísla snímků	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
E2			0.02		1	4						9			
<i>Picea abies</i>			0.02		1	4						9			
E1	48	42.5	48	27	47	33			76	56	61	43	43	30	42
<i>Andromeda polifolia</i>	5	9.75	8.5	6.5	4.5	1.75				0.5	5.5	0.65	8	4.25	6.65
<i>Carex pauciflora</i>				0.08											
<i>Eriophorum vaginatum</i>	0.9	1	2.35	2.5	0.75	0.45	2.5	0.25	3.25	6	4	4.5	1.75	0.85	1.65
<i>Melampyrum pratense</i>					0.03				0.08	0.66	1.9	0.7	0.11	0.44	0.4
<i>Molinia caerulea</i>		0.06		0.04	0.8	15	13	2.35	0.4					0.28	5.75
<i>Oxycoccus palustris</i>	0.5	0.75	3.75	0.2	5.25	0.25	0.5			0.65	6.75	6.4	2.4	8.5	3.15
<i>Picea abies (E1)</i>	0.25		0.5		4.5	0.4	0.1			0.7	0.12	0.3	0.77	1.75	
<i>Picea abies (juv.)</i>	0.01	0.01			0.02	0.01			0.01	0.03		0.04			
<i>Trichophorum cespitosum</i>	13.5	11	7.5	9	2.75	4.4					0.5		4	9.5	7.75
<i>Vaccinium myrtillus</i>					4	4.5	14	39	26	11.5	1.75	12	0.25		
<i>Vaccinium uliginosum</i>	29	20	26	14.5	26	6.5	13	35	41	47	46	26.5	27	23.5	16.3
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>									6	0.25					
E0	15	22	20	12	31	15	26	40	66	69	84	63	72	91	36
<i>Calyptogeia fissa</i>	0.03				0.03		1.75								
<i>Calyptogeia neesiana</i>			0.1		0.11	0.4	0.37					0.15	0.09		
<i>Cephalozia sp.</i>						0.15									
<i>Cephalozia bicuspidata</i>							0.26								
<i>Cephalozia macrostachya</i>												0.1			
<i>Dicranodontium denudatum</i>	2.75	0.05	0.2	0.1	3.4	10.5	0.5	0.04	0.32				0.01	0.05	0.31
<i>Dicranum montanum</i>												0.09			
<i>Dicranum scoparium</i>	0.75	0.14			0.2	0.05	2.25	0.25	0.6	0.01		0.05	0.25		0.01
<i>Dicranum polysetum</i>								4.15	4.65	4.75	4.45	0.05			
<i>Gymnocolea inflata</i>	3.2	9.5	3.75	0.1	1.25		0.05					0.03			0.06
<i>Lophozia attenuata</i>												0.03			
<i>Mylia anomala</i>	0.67		0.25	0.05	0.05	0.2	0.3		1			0.01			
<i>Pleurozium schreberi</i>	2.25		0.4	0.08	8.75	1		0.05	43.5	47	6	6.25	15.5		0.48
<i>Pohlia nutans</i>	0.01										0.01		0.01		
<i>Polytrichum strictum</i>	0.3	6		0.25									0.02		0.01
<i>Ptilidium ciliare</i>	1.5	3.25	0.7		0.02	0.04	0.05	0.02		0.08		0.12	0.02		
<i>Sphagnum angustifolium</i>	0.06		2.11								0.09				
<i>Sphagnum capillifolium</i>					12.5	1									0.5
<i>Sphagnum magellanicum</i>						0.06	21		12.5	0.01	0.15	49	4	6	21.3
<i>Sphagnum rubellum</i>		1		0.75	4.25	1.25	0.01				18.6	2.1	46.5	85	3
<i>Sphagnum russowii</i>	3.75	2	12.1							18	55	3.65	5.5		8.5
<i>Sphagnum tenellum</i>				11.5											0.15
<i>Straminergon stramineum</i>	0.1		0.45										0.01		0.04
<i>Cladonia rangiferina</i>					0.25										
<i>Cladonia stygia</i>					0.75										
<i>Cladonia deformis</i>						0.25	0.25								
<i>Cladonia pyxidata</i>		0.15		0.04		0.15		0.9	0.26			1.25			
<i>Cladonia fimbriata</i>												0.35			
<i>Cladonia sp. (keříčková)</i>		0.05	0.05	0.1				35.3	3.5	0.09			0.65		
<i>Cladonia sp. (lupenitá)</i>			0.15		0.02	0.4				0.01					0.28
<i>Pseudevernia furfuracea</i>															2

hladina podzemní vody	-10	-5.5	-3.5	-9.5	-3.5	-11	-11	-15.5	-9	-15.5	-7	-11	-7	-17	-15
přítomnost stromů	0	0.75	0.75	0.25	0.25	1.5	0	2	1.5	0.25	0.25	0.25	0.5	7	3.5
čísla snímků	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45
E2				1		4		5						13	1
<i>Picea abies</i>				1		4		5						13	1
E1	26	24	26	28	22.5	28	22	25	51	34	23	32.5	32	72	72
<i>Andromeda polifolia</i>	7.25	3.75	8.25	10.5	7.5	10	6.25	1.25		5.25	6	7.75	6	0.3	2.25
<i>Eriophorum vaginatum</i>	1.1	1	2.4	2.5	1.5	6	2	2	3.5	2.5	0.75	0.25	0.1	0.8	
<i>Melampyrum pratense</i>		0.03												0.03	0.15
<i>Molinia coerulea</i>	3.25	5.5		2.75	1	0.08									
<i>Oxycoccus palustris</i>	0.2	6	1.26	1.15	0.75	0.4			0.85	0.25	0.35	0.03	0.04	2.75	6
<i>Picea abies (E1.)</i>		1	2	0.06	0.1	0.25			0.15	0.15				3.32	0.3
<i>Picea abies (juv.)</i>	0	0.02	0.01	0.02	0.04	0.01	0	0	0	0	0	0	0.03	0	0
<i>Trichophorum cespitosum</i>	8.5	5	12.8	7.5	7	8	12	4.5	9.5	9.5	13.3	8	14	0.15	2
<i>Vaccinium myrtillus</i>		2.25		3.5	3	1		3.75	8			2		29.5	9
<i>Vaccinium uliginosum</i>	6				1.75	3.25		20	24	17	5	23	12	39.5	52
E0	12	72	0.76	2.8	12	15	5.5	70	46	8	5	35	4.5	13	41
<i>Calypogeia fissa</i>										0.02					
<i>Calypogeia neesiana</i>									0.1	1.3	0.01			0.06	0.04
<i>Cephalozia sp.</i>															0.01
<i>Cephalozia connivens</i>						0.01			0.03						
<i>Cephalozia cf. loitlesbergeri</i>		0.01													
<i>Dicranodontium denudatum</i>	0.33	0.42	0.01	0.32	0.11	2	0.3	0.05	0.04	0.42	0.13	0.01		1.16	0.42
<i>Dicranum scoparium</i>	0.28	0.1	0.02	0.02	0.08	0.04				0.03	0.01		0.11	0.69	
<i>Gymnocolea inflata</i>	0.2		0.15	0.16	0.03	0.02	0.06	0.12	0.08	0.75	4	0.12	0.02		
<i>Mylia anomala</i>	0.01	0.03				0.03			2.6	0.1				0.09	0.58
<i>Pleurozium schreberi</i>		0.01								0.75	0.06				
<i>Pohlia nutans</i>														0.05	0.12
<i>Polytrichum strictum</i>								27.35	3.5			4.9			0.09
<i>Ptilidium ciliare</i>			0.03	0.51	0.03	0.25	0.02	0.12		0.53	0.01	0.16		0.15	
<i>Sphagnum angustifolium</i>												1			
<i>Sphagnum cf. capillifolium</i>										3		0.5			
<i>Sphagnum capillifolium</i>	9.1														
<i>Sphagnum magellanicum</i>												6		1.15	3.2
<i>Sphagnum cf. rubellum</i>								42.25			0.75				
<i>Sphagnum rubellum</i>		72		0.4	5.1	10.5	0.3		37.8	1.12		18	1.5		31.6
<i>Sphagnum russowii</i>														0.58	
<i>Sphagnum tenellum</i>			0.5	0.35	0.6	0.06	4.7	0.12			0.25	5	3.25		
<i>Straminergon stramineum</i>														7.15	5.25
<i>Cladonia coccifera</i>	0.65									0.06					
<i>Cladonia pyxidata</i>	0.03						0.17	0.67						0.14	0.25
<i>Cladonia fimbriata</i>	0.17														
<i>Cladonia furcata</i>					1.04										
<i>Cladonia sp. (keříčková)</i>	1.3	0.14	0.05	0.12	1.5	0.5	0.04	0.08	2	0.25				1.75	
<i>Cladonia sp. (lupenitá)</i>						0.05									
<i>Pseudevernia furfuracea</i>				1	4	2									

hladina podzemní vody	-4	-8.5	-10	-12	-21	-10.5	-26.5	-1.5	-19.5	-15	-14	-20	-9	-3	-2.5
přítomnost stromů	3.5	6	3.5	4.5	4.5	4	8	1	1	5	4.5	0.5	0.25	0	0.25
čísla snímků	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60
E2		25		3.5			46			4	1.5				
<i>Picea abies</i>		25		3.5			46			4	1.5				
E1	42	52	58	57	75	70	36	19	60	62	56	55	50	35.5	56
<i>Andromeda polifolia</i>	5	0.75	4	6	0.06	0.7					3.75	2.5	2.5	8	6.75
<i>Eriophorum vaginatum</i>		8.2	2.25	1.75	4			5		4	0.5	1.25	6.25	4.5	3
<i>Melampyrum pratense</i>	0.2	0.32	3	2.15	2.5	2.2	0.05			0.23	1.75	2.5	1.2	0.12	2.15
<i>Molinia caerulea</i>						4.5	2	1.75		0.44	2.5	1.9	5	3.25	2.25
<i>Oxycoccus palustris</i>	1.35	4.25	6.6	4.5	2.25	1.25	0.05				5	0.2	2.15	2.1	4
<i>Picea abies</i> (E1)		1	2	0.5	3	0.04	4.5			0.02			0.25		0.07
<i>Picea abies</i> (juv.)				0.04		0.01		0.01							
<i>Trichophorum cespitosum</i>	9	1.7	4.5	7.25								0.05	0.5	2	6
<i>Vaccinium myrtillus</i>	0.6	9.5		8	14	10	20.5	5	22	16.5	15	5.25	3.25		
<i>Vaccinium uliginosum</i>	26.5	27	35	25	50	49	12	8	34	33	24	41	29	15	35
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>										8.5	4.5	0.25			
E0	38	23	58	70	64	88	33	24	26	61	95	93	20	8.5	12
<i>Bazzania trilobata</i>							0.5								
<i>Calypogeia neesiana</i>			0.04	0.18	0.75	0.06	0.25					0.02	0.1	0.01	0.01
<i>Cephalozia</i> sp.			0.01												
<i>Cephalozia bicuspidata</i>		0.04													
<i>Cephalozia connivens</i>		0.01		0.1										0.06	0.02
<i>Cephalozia macrostachya</i>		0.01					0.06	0.01		0.01			0.01		
<i>Cephaloziella spinigera</i>									0.04						
<i>Dicranodontium denudatum</i>	0.55	2.56	3	0.18		0.06	2.13	4	6	1.35			2	2.5	1
<i>Dicranum fuscescens</i>			0.32				9								
<i>Dicranum scoparium</i>		0.5		0.06		0.05	10.75	0.1	0.22	0.08	0.04	1	2		
<i>Gymnocolea inflata</i>	1.21													0.01	0.02
<i>Lepidozia reptans</i>						0.01									
<i>Mylia anomala</i>	0.3	2	3	0.1	0.25			3.75	0.02	0.21				0.06	
<i>Pleurozium schreberi</i>	7.35	5.55	0.75		2	2.08	3		0.5	8.75	0.75	1	3.75		
<i>Pohlia nutans</i>		0.04											0.2		0.02
<i>Polytrichum strictum</i>	12														
<i>Ptilidium ciliare</i>				0.01			0.04				0.1	0.04	2.5	0.25	2.8
<i>Sphagnum angustifolium</i>												0.5			
<i>Sphagnum</i> cf. <i>capillifolium</i>										40.5				0.25	
<i>Sphagnum capillifolium</i>	7													1	5.25
<i>Sphagnum fallax</i>								2							
<i>Sphagnum girgensohnii</i>										0.5	16	1.5	2.25		
<i>Sphagnum magellanicum</i>	0.1	5.71	39	70	6.5	1.5	3.5	14			4				
<i>Sphagnum rubellum</i>			0.1			33.75		0.5							
<i>Sphagnum russowii</i>			10		54.5	51	2			3	74.5	89	5	0.65	
<i>Sphagnum tenellum</i>	8.8	0.08	0.75												
<i>Straminergon stramineum</i>		0.02	0.75		0.06	0.001									
<i>Cetraria islandica</i>										1.75					
<i>Cladonia rangiferina</i>		3.22	0.3					0.02	12.5	5.3					
<i>Cladonia stygia</i>													2.3	1.25	
<i>Cladonia digitata</i>									4.5						
<i>Cladonia pyxidata</i>		3.7								0.21					
<i>Cladonia fimbriata</i>		0.2					2.04		1.1						0.25
<i>Cladonia furcata</i>									1.5				0.08	2.5	0.75
<i>Cladonia sulphurina</i>														0.41	
<i>Cladonia</i> sp. (keříčková)	1														2
<i>Cladonia</i> sp. (lupenitá)	0.04		0.04					0.01							

hladina podzemní vody	-5.5	-35	-15	-15	-18	-6.5	-15	-12.5	-6.5	-8	-12	-14	-15.5	-14.5	-12.5
přítomnost stromů	4	2	10	2	1.5	1	4	5	7	5	1.5	7.5	8	7	6
čísla snímků	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75
E2	15		80		1.5			27				7	3		75
<i>Picea abies</i>	15		80		1.5			27				7	3		75
E1	55	52	45	51	76	75	90	76	60	73	67	60	71	60	61
<i>Andromeda polifolia</i>	4	4.75	1.25	16	3.25	12.5	2.35	4.25	12.5	8.5	4	0.2	0.25		
<i>Carex pauciflora</i>						0.05									
<i>Eriophorum vaginatum</i>	2.5	13.3	0.1	2.75	6.25	3.5	4	2.25	1.75	2	0.9	0.25	0.05		
<i>Melampyrum pratense</i>	0.31	0.43	0.25	0.42	0.63	2.5	1.33	1.47	0.62	0.81	0.41	0.84	0.24	0.1	0.07
<i>Molinia caerulea</i>	2.5	6	0.5			0.15			2.15	5.25	14	9.25	3.75	9	2
<i>Oxycoccus palustris</i>	2.5	1.25	1.55	2.85	3.9	2.5	13.5	5	3.25	1.5	1.75	2.25	4		
<i>Picea abies</i> (E1)	0.6	0.25	0.26	0.01		0.03		0.25		0.3	6	5	1.5		
<i>Picea abies</i> (juv.)	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0.02	0	0	0.01	0	0	0.01
<i>Trichophorum cespitosum</i>	7.25	2.25		6	0.5	1	0.1	0.85	3	2.25	0.25				
<i>Vaccinium myrtillus</i>	2		22			1		0.75	4.5	2	4	24	38	48	56
<i>Vaccinium uliginosum</i>	33	23	19.5	24	58	52	69	64.5	47	51	34	24.5	23.5		
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>														2.75	3.25
E0	5	46	49	83	52	77	62	59	81	53	40	41	75	37	15
<i>Bazzania trilobata</i>								0.5	0.3	0.3	0.1	0.05	0.02	1.25	2.25
<i>Calypogeia azurea</i>											8		6		2.75
<i>Calypogeia fissa</i>								0.14	0.05			3.2		0.6	
<i>Calypogeia neesiana</i>	0.01	0.08		0.04		0.1	0.06	0.01	0.14	0.58	0.1	0.5	2	2.25	
<i>Cephalozia</i> sp.	0.01					0.01								0.01	
<i>Cephalozia connivens</i>					0.11										
<i>Cephalozia macrostachya</i>												0.25	0.1		
<i>Dicranodontium denudatum</i>	2.8	0.19		0.05			0.26	3	0.5	1.1	0.35				0.07
<i>Dicranum scoparium</i>	0.37	0.5	2		0.04		0.01	5	0.35	1.15	2.5	7.5	0.75	1.25	6.87
<i>Gymnocolea inflata</i>	0.13	0.2		0.01				0.1		1.5					
<i>Lophozia</i> sp.	0.03														
<i>Mylia anomala</i>	0.06	0.1		0.02	0.2	0.14	0.25	0.08	0.55	4	0.45	0.05	0.3		
<i>Plagiothecium laetum</i>			0.16												0.1
<i>Pleurozium schreberi</i>	0.2	1.65	0.75	0.2		0.25	0.25	1.5	14	6	4.25	1.25	0.5	0.06	
<i>Pohlia nutans</i>	0.02		1.2			0.08	0.55	0.25							
<i>Polytrichastrum formosum</i>															0.11
<i>Polytrichum strictum</i>	0.01			0.01	0.01		0.2		0.01		0.65		6		0.11
<i>Ptilidium ciliare</i>	0.03	0.45			0.13			1.35	0.75	0.7	0.34	2.15	0.1	0.36	0.15
<i>Sphagnum angustifolium</i>													0.5	0.6	
<i>Sphagnum</i> cf. <i>capillifolium</i>										0.1					
<i>Sphagnum fallax</i>										0.05					
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	0.06						38.5	10.5				1	1.5	27	1
<i>Sphagnum magellanicum</i>		22	45.5	0.15	7.75	46	15.5	4.25	4.75	2	4.5	14	31	3.25	0.1
<i>Sphagnum</i> cf. <i>rubellum</i>	0.08														
<i>Sphagnum rubellum</i>				82.5	0.03			7.5					25		
<i>Sphagnum russowii</i>	0.75	21.5			44.5	31	7.25	24.8	60	36	19.5	11.3		0.6	1.5
<i>Straminergon stramineum</i>	0.05		0.02					0.02							
<i>Warnstorfia fluitans</i>									0.04						
<i>Cladonia rangiferina</i>	0.5														
<i>Cladonia stygia</i>								0.06	0.02						
<i>Cladonia pyxidata</i>									0.02				1.1		
<i>Cladonia furcata</i>		0.2													
<i>Cladonia</i> sp. (<i>lupenitá</i>)	0.08					0.04	0.1								
<i>Hypogymnia physodes</i>													1		

Transekt č.2 (snímky řazený od horní části rašeliniště)

hladina podzemní vody	-7	-17	-13	-12	-11.5	-11	-18.5	-13	-13	-13	-2.5	-1	-27	-4	-6
přítomnost stromů	5	5	6	9	3	2	5.5	2	6	0.5	0	0	6	2	5
čísla snímků	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
E2			22	52		0.75	32		30				6	4	17
<i>Picea abies</i>			22	52		0.75	32		30				6	4	17
E1	69	80	57	70	95	80	30	74	62	57	30	46	74	45	56
<i>Andromeda polifolia</i>	0.01	0.2	0.05		2.5	0.29		0.25	1.75	4.4	8	2.75	1.25	5.1	4.35
<i>Betula sp. (sem.)</i>							0.04								
<i>Carex pauciflora</i>								0.06							
<i>Eriophorum vaginatum</i>	0.05	0.01			0.02	0.01	4.25	0.8	0.5	2	1.6	0.5	0.1	1.5	1.5
<i>Melampyrum pratense</i>	0.22	0.15	0.19		1.5	0.65	0.63	0.55	0.5	0.43		0.16	0.05	1	0.06
<i>Molinia caerulea</i>				0.15	0.3		0.7	1.15	4.5	0.04	0.85	5.75	4.75	2.75	3.25
<i>Oxycoccus palustris</i>	0.01	0.23	0.65	2.5	1	0.62	4.5	5.5	0.85	1.25	2.25	1.4	4	5.25	5.4
<i>Picea abies</i> (E1)	2	0.03	0.75	0.02	1	0.09	4	8.5	1	1.5			2.5	0.25	0.5
<i>Picea abies</i> (juv.)	0.02	0.01	0.01	0.01	0	0	0.04	0	0.07	0	0	0	0.05	0.02	0
<i>Trichophorum cespitosum</i>					17	2.5	0.05	1.75	0.01	4.5	18.5	3		5	1.5
<i>Vaccinium myrtillus</i>	33	38	19.5	46		5.5		0.5	5			1	31	3	3.75
<i>Vaccinium uliginosum</i>	34	42	37	24	72	70	17	55	48	43		31.5	31	21	36.5
E0	74	87	85	36	20	97	72	61	43	94	84	31	44	37	52
<i>Calypogeia azurea</i>									0.46			0.01	0.14		
<i>Calypogeia fissa</i>		0.06	0.6	0.03			0.04	0.08						0.1	
<i>Calypogeia neesiana</i>	0.2				0.4				0.02			0.01		0.25	1.5
<i>Cephalozia sp.</i>			0.05												
<i>Cephalozia connivens</i>								0.01							
<i>Cephalozia loitlesbergeri</i>															0.01
<i>Cephalozia macrostachya</i>				0.03					0.02	0.07			0.02		
<i>Dicranodontium denudatum</i>				0.01	1			0.04	0.45			0.06		1.75	0.25
<i>Dicranum fuscescens</i>	1.25		0.25	0.75											
<i>Dicranum scoparium</i>	3.25	4.5	1.9	4.75	0.1		1.25		4.5			1	0.75	1.25	1.6
<i>Gymnocolea inflata</i>					8						83	2		12.6	3.25
<i>Chiloscyphus profundus</i>				0.01											
<i>Mylia anomala</i>	0.02	0.03	0.3		0.6		2.5	14.5	1.1		0.01			4.75	1.25
<i>Plagiothecium laetum</i>				0.2									0.15		
<i>Pleurozium schreberi</i>	3.45	2.25	0.45	21.5	2	9	50	13	0.5	22.3		11	0.25	2.75	3.5
<i>Pohlia nutans</i>					0.1		0.01								
<i>Polytrichum strictum</i>	3.25	5.75	3.25	0.02	0.1	16.5	0.01		2.25	0.01					
<i>Ptilidium ciliare</i>	0.02				0.18	0.03						0.1	0.25	1.4	0.33
<i>Sphagnum angustifolium</i>		36		2.75									10	0.75	
<i>Sphagnum fallax</i>										27.3					
<i>Sphagnum flexuosum</i>			34			69	11.4	3.75	2.25						
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	29														
<i>Sphagnum magellanicum</i>	2.25	29.8	43	4.4	1.7	0.5	1.1			11		0.25	29	11	4.5
<i>Sphagnum rubellum</i>	31	9.5			5	0.15	2.5								
<i>Sphagnum russowii</i>			1.5	1.75			2.5	21.5	30	33.5	0.1	17.5	3.25	1	34.5
<i>Straminergon stramineum</i>							0.02	0.5	0.3						
<i>Cladonia rangiferina</i>	0.9														
<i>Cladonia stygia</i>										0.06					0.75
<i>Cladonia pyxidata</i>	0.08		0.2				0.75	7							1
<i>Cladonia fimbriata</i>									1.5				0.75		
<i>Cladonia furcata</i>								0.25							
<i>Cladonia sulphurina</i>								0.4							
<i>Cladonia sp. (keříčková)</i>									0.15		0.06				
<i>Cladonia sp. (lupenitá)</i>				0.18											
<i>Lepraria sp.</i>				0.08											

hladina podzemní vody	-4.5	-3	-16	-16	-3	-2.5	-3	-1.5	-4.5	-6	-6.5	-8.5	-10	-12.5	-5.5
přítomnost stromů	0	1	0.25	1.25	0	1.5	1.5	0	0.25	4	1	1	0.5	0.25	4
čísla snímků	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45
E2				4						12		0.75	2		
<i>Picea abies</i>				4						12		0.25	2		
<i>Pinus xpseudopumilio</i>												0.5			
E1	40	60	46	37	32	47	34	22	26	50	60	33	38	50	54
<i>Andromeda polifolia</i>	10	8.25	11	6.25	10.5	11.5	8.75	9	4	9.75	2.75	6.75	10	10.5	3.75
<i>Eriophorum vaginatum</i>	1.4	2.25	0.9	2.5	3	1.85	1.4	1.6	1.25	1	1	1.5		1.1	4.25
<i>Melampyrum pratense</i>						0.16					0.02			0.02	
<i>Molinia caerulea</i>							0.46	0.26	0.13				0.13	1.25	
<i>Oxycoccus palustris</i>	0.35	3.75	6	2.5	1	0.65	2		0.02	1.3	0.45	3.75	0.05	0.5	1.75
<i>Picea abies</i> (E1)		2.75				0.08		0.05	2	3	7	0.14	0.01	0.5	0.25
<i>Picea abies</i> (juv.)	0.01	0	0	0	0.01	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0
<i>Trichophorum cespitosum</i>	4.5	3.25	2.75	4.25	4	2.25	3.5	4.25	3.75	0.6	3.5	6	7	3.75	3
<i>Vaccinium myrtillus</i>		1.9	2.5	0.25		7	4			5.75	2.25			1.75	2.5
<i>Vaccinium uliginosum</i>	24.5	34	23	21.5	14	24	14	6	14.8	42	42	15	21	31	38.5
E0	18	16	96	29	3	61	31	18	15	79	65	53	74	15	61
<i>Bazzania trilobata</i>															8
<i>Calyptogeia azurea</i>													0.25		
<i>Calyptogeia neesiana</i>		0.37		0.08					0.1	0.12	1.66		0.04	1	0.41
<i>Cephalozia connivens</i>													0.01		
<i>Dicranodontium denudatum</i>	5.65	3.35		3.6	1.05	1.05	1.45	0.55	0.1	0.25	0.85	0.04	1	2.5	0.24
<i>Dicranum scoparium</i>	0.1	0.48		2.1	0.16	0.01			0.09	0.04	3.35	0.3	0.5	0.14	0.75
<i>Gymnocolea inflata</i>	0.45	0.07		0.5	0.3	0.06	2.11	1.6	3.1	0.01		0.04	0.75	3.5	3.3
<i>Lophozia attenuata</i>	3.65	0.22		0.63								0.25	0.1		0.25
<i>Mylia anomala</i>								0.25					0.07	0.06	0.2
<i>Pleurozium schreberi</i>		4.75											0.02		
<i>Polytrichum strictum</i>			0.5						3.5		0.01		0.07		
<i>Ptilidium ciliare</i>	0.03	0.19		0.25	1	0.05	0.06	0.4	0.28		1.13	1.25	0.25	0.29	0.25
<i>Sphagnum capillifolium</i>					0.75	60	23		0.04						6.5
<i>Sphagnum magellanicum</i>		6.5	25.5	13						0.25			4		7.75
<i>Sphagnum rubellum</i>	6.25	0.08	70	5						79	58	50.8	65		
<i>Sphagnum russowii</i>				0.5											26
<i>Sphagnum tenellum</i>				3.5	0.11		3.3	15.1	8		0.1	0.08	2.25	8.25	7.5
<i>Cladonia rangiferina</i>					0.5		0.9				0.75				
<i>Cladonia arbuscula</i>	2														
<i>Cladonia coccifera</i>					0.1										
<i>Cladonia deformis</i>						0.1									
<i>Cladonia pyxidata</i>	0.7	0.35						0.13							
<i>Cladonia sp. (keříčková)</i>				0.05				0.01	0.1	0.03					
<i>Cladonia sp. (lupenitá)</i>							0.4		0.04			0.75		0.1	

hladina podzemní vody	-13.5	-18.5	-7	-15	-8.5	-4.5	0	-8	-34	-24	-24	-32
přítomnost stromů	6	5	1	10	0.5	0.25	0	0.5	7	7.5	9	9.25
čísla snímků	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57
E2	3.5	18		57	1.5				40	17	40	65
<i>Picea abies</i>	3.5	18		57	1.5				40	17	40	65
E1	55	71	77	77	51	37.5	44	52	72	80	70	64
<i>Andromeda polifolia</i>	4.95	1.75	1.25		0.25	1.35						
<i>Eriophorum vaginatum</i>	2.55	6.5	3.25		2.75	3	1	2.5				
<i>Melampyrum pratense</i>	0.32	0.76	0.31		0.5	0.25		0.06	0.04			0.27
<i>Molinia caerulea</i>			1.25	0.1	5.25	8	4.75	5				
<i>Oxycoccus palustris</i>	8	8.75	3.5		0.5	3.3						9
<i>Picea abies</i> (E1)	0.03	5.25	1.5	0.4	0.25	0.25		0.25				
<i>Picea abies</i> (juv.)							0.01					
<i>Trichophorum cespitosum</i>	1		1.25									
<i>Vaccinium myrtillus</i>	1.5	4	8.5	55	25.5	8.5	7	8.5	34	65	48	39
<i>Vaccinium uliginosum</i>	37	44.5	57	22	16	13	30	37	30	15	5	0.5
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>											17	15.5
E0	95	67	55	37	35	8.5	52	8	23	31	53	58
<i>Calyptogeia azurea</i>					0.75							0.01
<i>Calyptogeia fissa</i>												0.09
<i>Calyptogeia neesiana</i>		0.3	0.5	0.2	2.75	3.25						
<i>Cephalozia connivens</i>		0.05			0.5							
<i>Cephaloziella spinigera</i>									0.08			
<i>Dicranodontium denudatum</i>		0.1	6	0.5	1.65	4.5	1.5	1.85	0.6	0.5	12.3	0.25
<i>Dicranum fuscescens</i>										3	2.25	
<i>Dicranum scoparium</i>		0.5	2.45	20.5	3.35	0.25		0.03	0.54	4	12.8	14.3
<i>Dicranum polysetum</i>									3.25			
<i>Gymnocolea inflata</i>			0.13									
<i>Chiloscyphus profundus</i>										0.08	0.33	0.25
<i>Lepidozia reptans</i>				0.1								0.01
<i>Lophozia attenuata</i>					0.1						0.09	0.03
<i>Mylia anomala</i>		0.26	1.25		0.15	0.3	1.75	0.1				
<i>Plagiothecium laetum</i>				0.1						0.03	0.12	0.4
<i>Pleurozium schreberi</i>		1.25	26	15.8	6.5	0.08		0.04	1.1	2	3.5	2.5
<i>Pohlia nutans</i>		0.01		0.01					0.3			
<i>Polytrichum strictum</i>									0.5			
<i>Ptilidium ciliare</i>			0.55	0.2	0.3				0.13	0.4	0.1	
<i>Sphagnum angustifolium</i>												0.5
<i>Sphagnum girgensohnii</i>						0.04				17		
<i>Sphagnum magellanicum</i>	90	63	1			0.04	39.5				3.75	40
<i>Sphagnum rubellum</i>	2	1					8					
<i>Sphagnum russowii</i>	3		12	0.5	19		2		0.02	4.5	18	
<i>Sphagnum tenellum</i>			5.75									
<i>Straminergon stramineum</i>		0.01										
<i>Cladonia rangiferina</i>		1.25						1	4.25			
<i>Cladonia deformis</i>								2				
<i>Cladonia pyxidata</i>								1	1.7			
<i>Cladonia fimbriata</i>								0.85				
<i>Cladonia furcata</i>							0.05	1.2	9.2			
<i>Cladonia sp. (keříčková)</i>			0.01				0.1					
<i>Cladonia sp. (lupenitá)</i>						0.35	0.03		1.5		0.03	

hladina podzemní vody	-18	-9	-13	-19	-10	-10	-13	-13	-21	-18	-20
přítomnost stromů	6	3.5	8	6	1.5	2.5	5	7.5	8.5	7	9
Číslo snímků	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68
E2	7	2	40	23				55	10		30
<i>Picea abies</i>	7	2	40	23				55	10		30
E1	65	73	53	55	82	59	60	60	71	72	76
<i>Andromeda polifolia</i>		0.08	0.1	0.8	6.25	12.8	3.5	1.65	1.8	2.25	
<i>Eriophorum vaginatum</i>	1.25	1.75	1.5	1.4	2.5	0.2	3.75	1.25	0.25	0.5	
<i>Melampyrum pratense</i>	2.13	0.66	0.41	1.31	1.13	0.75	0.44	0.44	1.3	0.86	0.08
<i>Oxycoccus palustris</i>	8.5	4	2.75	5.75	0.05	1.85	1	4.5	1.25	1	0.1
<i>Picea abies</i> (E1)		0.04	0.06	1	1	0.05	5.25	0.62	6	6.5	0.25
<i>Picea abies</i> (sem.)	0	0.01	0.03	0	0.01	0.01	0.01	0.14	0.04	0	0.01
<i>Trichophorum cespitosum</i>	0.75			0.01	0.95	2.75	1.35			0.5	
<i>Vaccinium myrtillus</i>	17	0.75	21	20.5	4	2.25	11.8	39	15.5	13	73
<i>Vaccinium uliginosum</i>	36	66	34	24.5	66	38	33	20	46	47	2.25
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	0.5										0.75
E0	83	66	64	91	57	45	66	46	95	85	55
<i>Bazzania trilobata</i>											0.4
<i>Calyptogeia fissa</i>	0.6			0.14			0.32	0.01	0.05	0.15	
<i>Calyptogeia neesiana</i>	0.5	0.2	1.05					0.35			0.46
<i>Cephalozia loitlesbergeri</i>											0.04
<i>Cephalozia macrostachya</i>			0.01	0.01							
<i>Cephalozia cf. macrostachya</i>								0.01			
<i>Cephaloziella spinigera</i>				0.01							
<i>Dicranodontium denudatum</i>	0.2	1.4	0.11	0.16							
<i>Dicranum fuscescens</i>						0.06					
<i>Dicranum scoparium</i>	3.5	1	6	0.06	1.2	0.08	6	2.75		0.05	8
<i>Mylia anomala</i>	0.15	2.25	0.65	0.01			0.02	0.01			
<i>Plagiothecium laetum</i>								0.03			0.03
<i>Pleurozium schreberi</i>		0.25	5.75	0.6	3.4	2.75	20.3	7.8	0.35	0.2	1.1
<i>Pohlia nutans</i>		0.1									
<i>Polytrichastrum formosum</i>										0.01	
<i>Polytrichum strictum</i>		0.2	0.3			0.5	0.8		1	0.06	
<i>Ptilidium ciliare</i>	0.8	1.2	0.06	0.08	0.24	0.03	0.29	0.02			0.08
<i>Sphagnum angustifolium</i>	1.5		12	18.8	0.25		1			0.15	
<i>Sphagnum girgensohnii</i>		3	11	42							
<i>Sphagnum magellanicum</i>	65	5.5	2	1.52	12	14	1.5	31.5	90	55	33.5
<i>Sphagnum russowii</i>	6	51	26	28.3	40	27.5	36	4.25	3	30	11.5
<i>Straminergon stramineum</i>	5	0.2		0.25		0.1	0.15		0.65	0.25	
<i>Cladonia fimbriata</i>		0.25									
<i>Parmeliopsis ambigua</i>								0.05			
<i>Platismatia glauca</i>								0.05			
<i>Pseudevernia furfuracea</i>								0.05			
<i>Hypogymnia physodes</i>								0.05	0.01		

7.2 Přehled fytoocenologických snímků provedených na Blatenské slati

hladina podzemní vody	-20	-25	-20	-30	-21	0	-9	-14.5	-18	-23	-13.5	-9	-17	-23
stromy	9	8.5	8.5	9.5	7.5	0	0	0.5	3.5	9	9	9	8.5	9
čísla snímků	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
E2	45	35	35	70	12				25	65	55	50	40	65
<i>Pinus xpseudopumilio</i>	45	35	35	70	12				25	65	55	50	40	65
E1	77	13	43	55	32	15	9	27	33	51	49	27	39	63
<i>Andromeda polifolia</i>								2.25	1.65	0.03	0.18	0.04		
<i>Carex limosa</i>						5	6	0.4						
<i>Carex pauciflora</i>								0.01	0.02		0.02			
<i>Drosera rotundifolia</i>								0.6						
<i>Empetrum nigrum</i>									7	5	2			
<i>Eriophorum vaginatum</i>								6		0.2	1.75	4	0.05	
<i>Melampyrum pratense</i>								0.05	0.2	0.08	0.11	0.04		
<i>Oxycoccus palustris</i>							0.07	2.5	4.25	1.6	6.25	6	1	
<i>Picea abies</i> (E1)			1											
<i>Scheuchzeria palustris</i>						10	3	0.13						
<i>Trichophorum cespitosum</i>											0.1			
<i>Vaccinium myrtillus</i>	77	13	40	43	32					22	3	5.75	27	30
<i>Vaccinium uliginosum</i>			3					16	20	23.5	36	11.5	8	5
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>				12									3.5	28
E0	18	54	60	26	90	80	99	99	94	16	28	88	57	57
<i>Anastrepta orcadensis</i>			0.05									0.01	0.03	0.02
<i>Bazzania trilobata</i>	0.7	1.65	4.25	0.35	0.5								1.1	7.25
<i>Calyptogeia azurea</i>	0.04		0.1											
<i>Calyptogeia fissa</i>										0.85	0.35	1.75	4.1	
<i>Calyptogeia neesiana</i>			1.26							0.15	0.03			
<i>Cephalozia bicuspidata</i>										0.03	0.25			
<i>Cephalozia connivens</i>				0.25						0.01				
<i>Dicranum fuscescens</i>	0.01			2.5										4.5
<i>Dicranum montanum</i>			0.26											
<i>Dicranum scoparium</i>	0.01	7.25	1.8	8.11						0.02			6.75	0.28
<i>Dicranodontium denudatum</i>	0.1		0.75		1						0.25		0.25	
<i>Gymnocolea inflata</i>									0.03					
<i>Herzogiella seligeri</i>	0.1	0.01												
<i>Hylocomium splendens</i>	0.35	4	10	12										
<i>Chiloscyphus profundus</i>		0.02								0.02				
<i>Lophozia attenuata</i>	0.03		1.1	0.75	0.07								0.02	0.04
<i>Lophozia floerkei</i>											0.12	3		
<i>Mylia anomala</i>	0.25			0.06									0.01	
<i>Pleurozium schreberi</i>	0.02	0.2	1.15	0.75									2.35	43.5
<i>Ptilidium ciliare</i>	0.03	1.6	0.18	0.04								0.27	0.6	0.09
<i>Polytrichum strictum</i>									7	0.15				
<i>Sphagnum angustiolium</i>	4		2.75		0.25				0.03					
<i>Sphagnum fallax</i>						0.5	65	91				64.5	4	
<i>Sphagnum magellanicum</i>		6.5	0.1		77.5			8	85.5	14	24.5	0.04	26	0.1
<i>Sphagnum majus</i>						80	34	0.5	0.5		0.75	19	2	
<i>Sphagnum rubellum</i>	12.5	33.5	35		9.5								9.25	
<i>Sphagnum russowii</i>								0.01	1.5	1.35	1.9			
<i>Straminergon stramineum</i>								0.01						
<i>Warnstorfia fluitans</i>					1									
<i>Cladonia deformis</i>														1.4
<i>Cladonia digitata</i>					0.15									
<i>Cladonia fimbriata</i>	0.2		1.3	2									0.8	
<i>Cladonia pyxidata</i>	0.02													
<i>Cladonia squamosa</i>														

hladina podzemní vody	-16	-5	-13.5	-1.5	-7.5	-10	-1	-1	-1.5	-3	-6.5	-5	-8	-6
stromy	8.5	3	6	0.25	0	0	0	0	0	0	0	0	0.25	5.5
čísla snímků	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
E2	35		23										1	15
<i>Pinus xpseudopumilio</i>	35		23										1	15
E1	63	67	26	20	45	35	12	35	28	32	25	35	31	38
<i>Andromeda polifolia</i>		6	0.25	0.75	4.5	5.5	1	3	3	3	5.25	4	3	3.2
<i>Carex limosa</i>					0.08	0.04	1.25	0.3	0.7	0.3	0.3	0.12	0.3	
<i>Carex pauciflora</i>					0.75	0.01	0.25		3	0.02	0.09	0.15		
<i>Drosera rotundifolia</i>					1.5	6	0.3	0.05	1	2.7	1		2.5	
<i>Empetrum nigrum</i>		12.8	0.5											2.75
<i>Eriophorum vaginatum</i>		2.25		6	4.25	6		0.2	1.5	1	1.5	0.5	10	3.25
<i>Melampyrum pratense</i>			0.02											0.04
<i>Oxycoccus palustris</i>		0.03	1.5	0.2	4.25	3.5	1.25		1.25	5.75	0.5	2	2.75	
<i>Scheuchzeria palustris</i>					0.75	0.3	1	0.1	1	0.3	0.75	0.25	0.74	
<i>Trichophorum cespitosum</i>		2.25		13	30	15	6.5	32	17.5	19	16	24	12	10
<i>Vaccinium myrtillus</i>	24		8											3
<i>Vaccinium uliginosum</i>	9	45	16	0.5			0.5			0.25		4.5	0.4	16
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	30													
E0	37	15	24	35	57	57	31	90	56	95	53	72	20	32
<i>Anastrepta orcadensis</i>	0.5													
<i>Bazzania trilobata</i>	5	0.01												
<i>Calyptogeia cf. fissa</i>			0.01											
<i>Calyptogeia fissa</i>	0.05				0.04					0.04				
<i>Calyptogeia neesiana</i>			0.12											
<i>Campylopus pyriformis</i>			1.25											
<i>Cephalozia bicuspidata</i>			0.08											
<i>Cephalozia connivens</i>			0.08											
<i>Dicranum fuscescens</i>	3.6													
<i>Dicranum scoparium</i>	3.75	4.4	3											
<i>Dicranodontium denudatum</i>			4.25											5
<i>Gymnocolea inflata</i>		4		33	10.5	6	22.5	60	19	21	15.3	38	10	2.1
<i>Chiloscyphus profundus</i>	0.35													
<i>Lophozia attenuata</i>	0.01	0.1												
<i>Mylia anomala</i>			1.25		11	2.25	0.01	0.15	2.75	13.5	1	0.4	1.5	1.5
<i>Odontoschisma denudatum</i>		2.6												0.04
<i>Pleurozium schreberi</i>	22		2.5											
<i>Ptilidium ciliare</i>	0.78													0.04
<i>Polytrichum strictum</i>			0.04											
<i>Sphagnum fallax</i>		3												
<i>Sphagnum magellanicum</i>	0.5	0.5	5.75		34	8	2		6				8	
<i>Sphagnum majus</i>		0.02		2	1.5	1	1	5	15.3	43.5	3.5	0.25	0.06	0.7
<i>Sphagnum rubellum</i>		0.55				0.09		8		16	29	32		
<i>Sphagnum russowii</i>			0.2		0.3	40					4			
<i>Straminergon stramineum</i>		0.02												
<i>Warnstorfia fluitans</i>				0.25	0.06	0.05	6	17	13.3	1	1	1.5	0.25	
<i>Cetraria islandica</i>			1.75		0.3								0.5	
<i>Cladonia deformis</i>			0.56											
<i>Cladonia digitata</i>														2
<i>Cladonia pyxidata</i>	1.1		0.46											19
<i>Cladonia rangiferina</i>	0.02													
<i>Cladonia stygia</i>			3.5											2

hladina podzemní vody	-9	-9	-3	-3	-2.5	-3	-4	-4	-4	-4.5	-14	-3	-5.5	-20
stromy	5.5	6.5	0	0	0	0	5.5	1	0	0	6.5	0	0	6
čísla snímků	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42
E2	15	39					25	2			40			30
<i>Pinus xpseudopumilio</i>	15	39					25	2			40			30
E1	70	69	29	35	44	21	49	28	34	20	35	15	6	51
<i>Andromeda polifolia</i>	2.5		4	7.25	7	4.8	7	6	5	3.5		6.75	1.25	2.4
<i>Carex pauciflora</i>												0.5	0.25	
<i>Empetrum nigrum</i>	21	4.75		5	6									7
<i>Eriophorum vaginatum</i>	4		0.2	1	3	2.25	1	1.5	2	3.5		1.25	0.75	3.25
<i>Melampyrum pratense</i>	0.2			0.02	0.4		0.03		0.02					0.08
<i>Oxycoccus palustris</i>						0.01								
<i>Picea abies (juv.)</i>											0.02			
<i>Pinus xpseudopumilio</i>												0.04		
<i>Scheuchzeria palustris</i>												0.01		
<i>Trichophorum cespitosum</i>	7.5		25	18	15.5	14	20	8	15	11		6.5	4	1.75
<i>Vaccinium myrtillus</i>	2	30						0.5			26			11.5
<i>Vaccinium uliginosum</i>	33	35	0.04	4	13		21	12.8	12	2	9			25
E0	40	22	2.5	12	5.5	0.2	1.2	11	1.3	0.5	10	8.5	0.6	9.5
<i>Calypogeia azurea</i>														0.02
<i>Calypogeia neesiana</i>											0.1			0.1
<i>Cephaloziella spinigera</i>						0.01								
<i>Cephalozia macrostachya</i>								0.01						
<i>Dicranum scoparium</i>		0.16					0.04		0.05					0.5
<i>Dicranodontium denudatum</i>					0.06	0.01	0.04	0.04	1.71		0.2			
<i>Gymnocolea inflata</i>	21		36		0.3	18	3.25	6.25	1.75	32.5		86	53	0.58
<i>Lophozia attenuata</i>							0.6	0.12						0.07
<i>Odontoschisma denudatum</i>	0.04		0.02	11	3.6		0.19	5.7	0.8	0.5				
<i>Pleurozium schreberi</i>	3	17			0.14		0.85				9.5			3.75
<i>Ptilidium ciliare</i>	0.3	0.12												0.05
<i>Pohlia nutans</i>							0.1		0.01					
<i>Sphagnum fallax</i>												2.4	0.5	
<i>Sphagnum magellanicum</i>	37													
<i>Sphagnum majus</i>						0.11						6.4	0.05	
<i>Sphagnum rubellum</i>					0.03									
<i>Sphagnum russowii</i>	0.45						0.06							
<i>Warnstorfia fluitans</i>	0.02											0.03		
<i>Cetraria islandica</i>			1		1.5			5.75	0.15		0.8			0.5
<i>Cladonia digitata</i>				1	0.26									
<i>Cladonia fimbriata</i>		1.05				0.1					0.56			1
<i>Cladonia pyxidata</i>			0.2			0.06			0.3				0.12	
<i>Cladonia stygia</i>		4.2	1.55	0.1										4.15
<i>Cladonia sp. (keříčková)</i>								0.15						
<i>Cladonia sp. (lupenitá)</i>	0.02						0.06	0.04	0.08	0.07				