

Ekologie rašelinišť na Šumavě



Petr Horn

České Budějovice
Červen, 2009

Doktorská disertační práce

Jihočeská Univerzita
Přírodovědecká fakulta
Katedra biologie ekosystémů



Petr Horn

Ekologie rašelinišť na Šumavě

Školitel: doc. RNDr. Petr Šmilauer Ph.D.

Doktorská disertační práce
České Budějovice, 2009

Horn P., 2009. Ekologie rašelinišť na Šumavě. Disertační doktorská práce v českém a anglickém jazyce - 139 stran. Přírodovědecká fakulta Jihočeské university.

Annotace: V práci byla studována ekologie vegetace rašelinišť v oblasti Šumavy. V rámci výzkumu byl kladen důraz na hodnocení různých poškození rašelinných biotopů lidskou činností. Výsledky práce mají kromě svého odborného přínosu sloužit i jako podklad pro revitalizační projekty, které mají obnovit původní funkce rašelinných ekosystémů.

Prohlašuji, že v souladu s § 47 zákona č.111/1998 sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své disertační práce a to v úpravě vzniklé vypuštěním označených částí přírodovědeckou fakultou elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích.

Datum:

Podpis:

Prohlašuji, že jsem pracoval na této práci samostatně, pouze s použitím citované literatury.

Prohlášení spoluautorů

Prohlašuji, že RNDr. Petr Horn se podílel významným způsobem na tvorbě následujících článků zahrnutých v disertační práci

Mire vegetation gradient established as a result of interaction with a water reservoir (Horn P.and Bastl M.; Botany 2008,86:1205-1216)

Successional changes of vegetation at Multerberské rašeliniště peat bog during the last 50 years (Horn P.and Bastl M.;Příroda 2000,17:109-118)

V Českých Budějovicích, 15.června, 2009

.....
RNDr. Marek Bastl
Ph.D.

Obsah

Úvod.....	9
Kapitola 1. Mire vegetation gradient established as a result of interaction with a water reservoir (Horn P.and Bastl M.; Botany 2008, 86: 1205-1216).....	25
Kapitola 2. Regenerace vegetace na vytěženém rašeliništi (Horn P; rukopis).....	29
Kapitola 3. Vývoj vegetace na rašeliništi Horní Borková (Horn P.and Bastl M.; rukopis)	63
Kapitola 4. Successional changes of vegetation at Multerberské rašeliniště peat bog during the last 50 years (Horn P.and Bastl M.; Příroda 2000, 17: 109-118).....	89
Kapitola 5. Tři svědkové zmizelé říční nivy (Horn P.; Živa, přijato k tisku).....	93
Závěry.....	97

Úvod



Obecná charakteristika rašelinišť a jejich rozšíření

Rašeliniště jsou sladkovodní suchozemské mokřady, jejichž charakter je určován hromadícím se organickým materiálem - rašelinou. Rašelina neboli humolit je substrát, který obsahuje v sušině alespoň 30 procent organické hmoty z odumřelých živých organismů (Joosten & Clarke 2002). V odborné literatuře existuje mnoho typů klasifikace rašelinišť, které vycházejí jak z biotických tak z abiotických kritérií. Pro botaniky je nejčastějším způsobem klasifikace rozdělení na rašeliniště a slatiniště. Rašeliniště jsou založena na kyselých humolitech, nemají výrazný přítok a odtok vody, jejich vegetace má acidofilní charakter s velkým zastoupením rašeliníků a rostlin z čeledi *Cyperaceae* a *Ericaceae*. Slatiniště jsou naproti tomu zásobována vodou z minerálních podloží a jsou živinově bohatší (Ca^{2+} , HCO_3^-), jejich vegetace je dominována travami, ostřicemi, dvouděložnými rostlinami a „hnědými“ mechy (Mitsch & Gosselink 2000, Wheeler & Proctor 2000). Hranice mezi rašeliništi a slatiništi není zcela vyjasněná a liší se podle autorů a regionů. Pro oblast severozápadní Evropy bylo navrženo anglickými autory jednoduché kritérium pH podzemní vody na základě jeho bimodálního rozdělení, kdy rašeliniště má $\text{pH} < 5$ a slatiniště > 6 (Wheeler & Proctor 2000). Toto kritérium bylo ale následně velice ostře kritizováno a odmítáno vědci z oblasti Skandinávie (Økland 2001). Dalším velice častým způsobem klasifikace rašelinišť je jejich rozdělení podle způsobu zásobování vodou. Toto rozdělení řadí rašeliniště do tří skupin. Ombrotrofní rašeliniště neboli vrchoviště jsou zásobována srážkovou vodou s velice malým obsahem živin. Minerotrofní rašeliniště jsou zásobována podzemní vodou obohacenou o minerální živiny. Přečhodová rašeliniště jsou rašeliniště sycená podzemní vodou, v nichž se díky silné vrstvě humolitu projevuje i vliv vody srážkové (Spitzer & Bufková 2008, Mitsch & Gosselink 2000). Další systémy klasifikace rašelinišť jsou založeny na hydrologii nebo na způsobu vzniku rašeliniště a jeho dalším vývoji. Vzhledem k zaměření této disertační práce zde ale tyto klasifikační systémy nebudou popisovány detailněji.

Rašeliniště jsou rozšířena hlavně v oblastech severní polokoule s chladným temperátním klimatem, kde srážky převažují nad evapotranspirací (Mitsch & Gosselink 2000). Celková plocha rašelinišť ve světě je odhadována na 4 miliony km^2 , z toho v boreálních a subarktických oblastech se nachází 3 460 000 km^2 (Joosten & Clarke 2002). Obecný trend silného zastoupení rašelinišť v severní boreální zóně platí i pro Evropu. Jedna třetina evropských rašelinišť se nachází ve Finsku a více než jedna čtvrtina ve Švédsku. Další země s významným zastoupením rašelinišť jsou Polsko, Velká Británie, Norsko, Německo, Irsko, Estonsko, Litva, Holandsko a Francie (Montanarella et al. 2006).

Rozšíření rašelinných biotopů v ČR není nijak velké. Celková plocha pokrytá půdami s obsahem rostlinných zbytků je odhadována na 687 km^2 , půdy s alespoň 25% zastoupením organické složky pokrývají 251 km^2 (Montanarella et al. 2006). Odhady založené na charakteru vegetace a její rekonstrukci celkem dobře korespondují s výše uvedenými pedologickými odhady, podle nich se v současné době v ČR vyskytuje asi 27 000 ha rašelinišť, která se zachovala z původních asi 40 000 ha. Rašeliniště jsou rozptýlena převážně ve formě menších biotopů, většina rašelinišť v ČR má rozlohu menší než 10 hektarů a pouze 50 lokalit je větších než 100 hektarů (Soukupová 2003). Rozšíření rašelinišť v rámci ČR není rovnoměrné, rašeliniště se koncentrují v regionech pohraničních pohoří (Montanarella et al. 2006), zřejmě hlavně díky chladnému a humidnímu klimatu ve vyšších nadmořských výškách. Největší množství rašelinišť v rámci ČR se nachází ve dvou regionech jižních Čech – na Šumavě a v Třeboňské pánvi (Soukupová 2003). Celková rozloha rašelinišť v Třeboňské pánvi je odhadována na 6600 ha (Spitzer & Jeník 2002).

Celková rozloha rašelinišť na Šumavě je 5158 hektarů (AOPK ČR, 2007). Tento odhad je založen na údajích z mapování biotopů soustavy Natura 2000 a představuje minimální rozlohu rašelinišť, neboť postihuje pouze ty biotopy, které recentně pokrývají rašelinná rostlinná společenstva. 8158 hektarů představuje zhruba 29% celkové plochy zachovalých rašelinišť v ČR a také 3 procenta z celkové rozlohy chráněné lokality Šumava v systému Natura 2000. Podíl rašelinišť na Šumavě je tedy minimálně desetkrát vyšší než jejich průměrné zastoupení v ČR. V oblasti nivy Horní Vltavy, kde se nachází hlavní zájmové lokality zkoumané v rámci této práce, je zastoupení rašelinišť ještě vyšší, v některých úsecích říční nivy pokrývají až dvě třetiny její rozlohy. Údolní vrchoviště v této nivě jsou obklopena mozaikou dalších zrašelinělých biotopů – lučních rašelinišť, rašelinných březin a podmáčených smrčín (Spitzer & Bufková 2008). Tato velice dobře zachovalá říční niva s vysokým zastoupením mokřadů má v ČR obdobu pouze v nivě horní Jizery v Jizerských horách. Srovnání těchto dvou říčních niv a s nimi spojených rašelinišť je velice zajímavé. Obě nivy vznikly na meandrujících vodních tocích s velice nízkým sklonem terénu. Niva horní Jizery je situována do vyšších nadmořských výšek (820-850 m.n.m.) než niva Vltavy (730-750 m.n.m.). Vegetace rašelinišť má v nivě Jizery více boreální charakter, tvoří ji porosty kleče a otevřené partie s ostřicemi, rašeliničky a jezírky (Jóža & Vonička 2004). Naproti tomu niva Horní Vltavy má rašeliniště pokrytá převážně lesní vegetací blatkových borů a otevřené partie s klečovými porosty se nacházejí pouze v největším komplexu rašelinišť Mrtvého luhu. Obě nivy mají velice dobře zachovalou vegetaci, v níž se promítl převážně extenzivní management luk a pastvin před rokem 1945. Po roce 1945 byly obě dvě nivy významně poškozeny, ale každá jiným způsobem a v jiném rozsahu. Niva horní Vltavy byla výrazně zredukována na konci 50. let Lipenskou přehradou, která zatopila přibližně polovinu rozlohy původní nivy. Niva horní Jizery byla v 80. letech 20. století postižena imisemi a došlo k hromadnému odumírání zrašelinělých a podmáčených smrčín (Jóža & Vonička 2004).

Vegetace na sledovaných lokalitách i na většině ostatních rašelinišť na JV Šumavě se řadí na základě jejich nízkého pH a prevalence rašeliničků mezi rašeliniště označovaná anglickým termínem *bogs* (Wheeler & Proctor 2000). Typický čokovitý profil terénu a hladina podzemní vody zvednutá nad úroveň okolního terénu řadí všechny sledované lokality mezi ombrotrofní vrchoviště (Ingram 1982, Mitsch & Gosselink 2000). Geneze studovaných rašelinišť vždy souvisela s okolními říčními nebo potočními nivami a proto byl tento typ rašelinišť v rámci Šumavy tradičně označován německým termínem *Auen* (Schreiber 1922) s českým ekvivalentem údolní vrchoviště nebo luhu. Proti horským vrchovištím jsou údolní vrchoviště sušší, mají nepřilíš členitý terén s bulty, vyznačují se absencí jezírek a velkých dobře vyvinutých šlenků (Spitzer & Bufková 2008). Původní vegetace údolních luhů je tvořena společenstvy ze svazu *Sphagnion medii* s převahou blatkových borů z asociace *Pino rotundatae-Sphagnetum* Kast. et Floss. 1933, která je v oblasti Šumavy velice rozšířená.

Význam rašelinišť

Rašeliniště mají velký význam pro svoji **schopnost ukládat živiny**. Jako nejdůležitější je v souvislosti s globálním oteplováním u různých ekosystémů zdůrazňována jejich **schopnost vázat CO₂ z atmosféry**. Rašeliniště z tohoto pohledu nemají jednoznačnou roli, na jednu stranu jsou relativně malých úložištěm CO₂, na druhou stranu velkým zdroje CH₄. Pokud se vezme v úvahu role CH₄ v globálním oteplování, většina rašelinišť není ani zdrojem ani úložištěm skleníkových plynů (Roulet 2000). Přes tuto neutrální bilanci tu je jeden nesporný fakt, který svědčí o pozitivní roli rašelinišť v globálním cyklu uhlíku. Přestože rašeliniště

pokrývají pouze zanedbatelnou část pevniny, jejich rašelinná ložiska jsou obrovským úložištěm uhlíku, protože jejich primární produkce dlouhodobě převažuje nad dekompozicí (Gorham 1991). Podle odhadů rašelinné půdy obsahují více než 20% uhlíku ve světových půdách, což je 3-3,5 krát více než množství uhlíku vázaného v tropických deštných lesích a 200 krát více než jsou roční celosvětové emise uhlíku (Immirzi et al. 1992). Celkové množství uhlíku v rašeliništích je odhadováno od 273 (Turunen et al. 2002) do 450 gigatun uhlíku (Gorham 1991).

Rašeliniště mají také velký význam jako **unikátní ostrovní biotopy**, které se svým extrémním charakterem biotopu výrazně liší od svého okolí. Extrémní podmínky jsou důsledkem kombinace nízké dostupnosti živin, vysoké hladiny podzemní vody a extrémního mikroklimatu. Tyto podmínky formující specifická rostlinná společenstva, která se skládají z konkurenčně slabých a stres tolerujících druhů. V podmínkách podhůří Šumavy a Třeboňské pánve je tento ostrovní efekt zesilován tím, že rašeliniště nejsou obklopena jehličnatou tajgou, ale vegetací opadavých listnatých lesů, jež se původně vyznačovala převahou buku a jedle (Spitzer & Jeník 2002). Rozdílnost proti svému okolí řadí rašeliniště v těchto regionech do širší skupiny tzv. izolovaných mokřadů. Izolované mokřady jsou obklopené odlišným prostředím a nemají přímé vazby k povodím vodních toků nebo zdrojům pitné vody. Vzhledem k jejich vysoké zranitelnosti je nyní jejich problémům a ochraně věnována zvláštní pozornost zejména v USA (Leibowitz 2003).

Rašeliniště mají význam i z hlediska **hydrologie**. Výzkumy současných autorů prokázaly, že rašeliniště pomáhají tomu, aby docházelo ke zpoždění srážkových extrémů, chrání před erozí substrátu a zadržují anorganické látky (Bragg 2002). Rašeliniště ale netvoří prostředí pro akumulaci velkého množství podzemní vody, jak se empiricky domnívali starší autoři (Kavina 1946, Sitenský 1886). Zvláštním vodním režimem se vyznačují ombrotrofní rašeliniště, hladina podzemní vody v nich sleduje vyklenutý reliéf. Proto má hladina podzemní vody v ombrotrofním rašeliništi charakteristický konvexní tvar, který převyšuje úroveň okolního terénu. Pro účely hydrogeologických výzkumů byl zpracován hypotetický model zvýšené hladiny podzemní vody (v angličtině *groundwater mound theory*), který řeší chování podzemní vody v rašeliništích sycených srážkovou vodou (Bragg 1995). Vazby mezi vodním režimem rašeliniště a jeho okolím mohou být velice komplexní, jak ukázal výzkum v oblasti Lake Agassiz v severní Minnesotě USA. V tomto relativně suchém regionu se vyvinul systém rašelinišť vázaných na vývěry podzemní vody, systém víceméně nezávislý na klimatických vlivech. V době sucha je rašeliniště zásobováno zespodu podzemní vodou, která obohacuje rašelinné vrstvy, v době srážek dešťová voda shora nasytí centrální části rašeliniště a živinami bohatá podzemní voda je vytlačována směrem do stran do okrajových částí rašeliniště (Glaser et al. 1997).

Rašeliniště mají také **přímý význam pro člověka**. Jsou využívána pro lov, sběr lesních plodů a pro rekreaci (Joosten & Clarke 2002, Rochefort 2000). Rašelina těžená z ložisek může být využívána mnoha způsoby podle svých fyzikálních a chemických vlastností. Nejčastěji je rašelina využívána jako zahradní substrát nebo jako palivo (Rochefort 2000, Dohnal et al. 1965). Slatinná rašelina je využívána v lázeňství pro léčivé koupele (Dohnal et al. 1965). Mechová rašelina byla v 1. polovině 20. století využívána jako stelivo pro dobytek (Spirhanzl 1956). Slabě rozložená rašelina se dá použít jako konzervační prostředek pro skladování zeleniny a ovoce (Dohnal et al. 1965, Spirhanzl 1956) a jako absorbent v plenách (Rochefort 2000).

Rašeliniště představují **významný přírodní archiv**. V rašelině se po dlouhou dobu uchovávají rostlinné zbytky a pylová zrna rostlin. Pylové analýzy a rozborů makrozbytků jsou důležitým

zdrojem poznatků pro vývoj vegetace v posledních 10000 letech. Rašeliniště mají svůj význam i pro archeologii, neboť rašelina může uchovávat lidské ostatky. Hlavně v severní Evropě a na Britských ostrovech jsou tak nacházeny ostatky lidí z doby železné, kteří byly rituálně obětováni nebo popraveni a následně vhozeni do rašeliny (Glob 1972).

Narušení rašelinišť člověkem

Narušení rašelinišť lidskou činností souvisí s jejich přímou exploatací jako zdroje nebo se snahou přeměnit rašeliniště na plochu, která přináší větší hospodářský užitek (zemědělství, lesnictví, technické účely). Výsledkem poškození je gradient, který sahá od takřka nezasazených rašelinišť s aktivním ukládáním humolitu po zcela zdegradovaná ložiska. Tento gradient odráží jednak intenzitu lidských zásahů, jednak vodní režim na rašeliništích (Pfadenauer & Grootjans 1999). Nejčastějšími způsoby, jakými dochází k úplné nebo částečné destrukci rašeliniště, je jejich odvodnění kvůli lesní nebo zemědělské kultuře, těžba rašeliny, zaplavení přehradami nebo prostá destrukce plochy kvůli zástavbě (Rochefort 2000). Tyto způsoby poškození, ačkoliv byly původně definovány v prostředí jižní Kanady, velice dobře odpovídají i situaci v zájmovém území JV Šumavy. Každý ze způsobů poškození je specifický v tom, jaké činnosti člověka se na něm podílely, jak velká byla intenzita poškození a jak na poškození reaguje vegetace.

Odvodnění a odlesnění kvůli zemědělským kulturám zasáhlo laagy většiny rašelinišť v oblasti jihovýchodní Šumavy. Tyto plochy byly historicky využívány jako málo úživné pastviny nebo jako stelivové louky a po roce 1945 postupně opuštěny. Protože louky byly odvodněny pouze povrchově, po útlumu obhospodařování došlo na místech vývěrů podzemní vody k opětovnému zavodnění a na mnoha místech se vytvořila přechodová luční rašeliniště s ostřicemi *Carex rostrata* a *Carex lasiocarpa*. Tato luční rašeliniště jsou mimořádně druhově bohatá, vyskytuje se v nich *Dactylorhiza traunsteinerii* a řada dalších chráněných a ohrožených druhů (Spitzer & Bufková 2008). V kontextu střední Evropy se jedná o rašeliniště v přírodě blízkém stavu, která leží uprostřed gradientu poškození rašelinišť zmíněného výše mezi oběma extrémami nepoškozených rašelinišť a zcela zdegradovaných ložisek humolitu (Pfadenauer & Grootjans 1999). V lučních rašeliništích není proto prioritou jejich návrat k původním rašelinným borům a březinám, ale udržování původního extenzivního obhospodařování – ručního kosení, které je spojeno s opětovným zavodněním na místech, která jsou stále ještě pod vlivem odvodnění a splachů ze zemědělsky využívaných ploch (Spitzer & Bufková 2008).

Odvodnění kvůli lesním kulturám zasáhlo stejně jako zemědělské kultury okrajové části většiny rašelinišť na Šumavě. Tento typ zásahu měl počátek v intenzivním lesnictví 19. století a jeho intenzita na rozdíl od zemědělství po roce 1945 nijak nezeslábla. Příмым důsledkem tohoto zásahu jsou smrkové kultury rostoucí na hluboce odvodněných rašelinných horizontech původních vrchovišť. Hluboké odvodnění okrajových částí má ale za důsledek pokles hladiny podzemní vody i v centrálních částech rašeliniště, což může vést buď přímo k expanzi smrku nebo k nástupu křovité vegetace do otevřených bezlesých partií rašeliniště (Bragg & Steiner 1995, Langanke et al. 2007). Odvodnění kvůli lesním kulturám nevedlo v zájmovém území k úplné destrukci rašelinišť, ale pokud nedojde k opětovnému zavodnění odvodněných částí, bude tento zásah i nadále významně ovlivňovat vývoj vegetace na poškozených rašeliništích. Zkušenosti ze zahraničí ukazují, že i z čistě ekonomického hlediska je pěstování lesních kultur na některých ombrotrofních rašeliništích nerentabilní (Komulainen et al. 1999).

Těžba rašeliny je zásah, který též významně zasáhl do vývoje rašelinišť na JV Šumavě. Těžbu rašeliny je nutné rozlišit na těžbu borkováním a těžbu frézováním. Tyto způsoby se natolik liší svým charakterem a následky, že představují dva zcela odlišné typy managementu rašeliniště.

Těžba borkováním spočívá v ručním vyřezávání kusů rašeliny speciálními rýči (Spirhanzl 1956). Před těžbou se rašeliniště odlesnilo a následně částečně odvodnilo hlubokými a úzkými příkopy. Odpichování rašeliny pak postupovalo od těchto příkopů (Dohnal et al. 1965), takže postupně vznikala hluboká stupňovitá doloviště. Těžba borkováním zasáhla naprostou většinu rašelinišť na Šumavě v letech 1800-1945 (Schreiber 1924) a po odsunu obyvatelstva německé národnosti tato těžba skončila. Většina těžby měla extenzivní charakter, kterému odpovídal malý objem těžby za účelem získání paliva pro místní potřebu. Při malém rozsahu borkovacích jam měl vývoj ložisek po roce 1945 většinou následující průběh. Vlivem eroze obnažené rašeliny přestalo fungovat odvodnění a při vhodné konfiguraci terénu ložiska došlo k zaplnění dolovišť vodou a v depresích spontánně regenerovala mokřadní vegetace. Při větším rozsahu těžby ale mohla být topografie ložiska narušena natolik, že samovolně k opětovnému zavodnění nedošlo a z ložiska zůstaly pouze vyvýšené plochy ponechané mezi borkovacími jámami, které mají výrazně pokleslou hladinu podzemní vody. V tom případě je po ukončení těžby borkováním následný biotop sušší a zaplavené plochy jsou výrazně omezeny. Výzkum prováděný ve Švédsku na rašeliništích, která byla těžena borkováním, ukázal, že ani po 50 letech se vegetace zcela nevrátila do původního stavu. Druhá diverzita nepoškozeného rašeliniště byla vždy celkově vyšší než borkovaného. Na druhou stranu byly borkovací jámy v ombrotrofních rašeliništích obohaceny o druhy rašelínků, které se normálně vyskytují v minerotrofních rašeliništích a v lesních porostech, a díky tomu byly borkovací jámy druhově bohatší než nepoškozená rašeliniště (Soro et al. 1999).

Druhý způsob **těžby frézováním** byl zaveden v Československu v 50. letech a používá se až do současnosti. Tento způsob těžby byl převzat z SSSR (Dohnal et al. 1965) a technologie byla přejata natolik důsledně, že až do současnosti je při frézování využívána takřka výhradně sovětská technika. Rašeliniště je nejdříve plošně odvodněno soustavou odvodňovacích kanálů, z povrchové vrstvy rašeliny jsou odebrány dřevité zbytky a pak je povrchová vrstva odfrézována a vysušená rašelina sebrána do velkých exkavátorů. Tento způsob těžby byl i v éře socialismu považován za rentabilní pouze na velkých plochách (Dohnal et al. 1965, Spirhanzl 1956). Další limitujícími faktory pro těžbu frézováním jsou malý podíl dřevitých zbytků (dřevnatost) a klimatické podmínky vhodné pro vysoušení povrchové vrstvy rašeliny. Frézování rašeliny a odsávání rašeliny používané v severní Americe jsou z hlediska biotopu rozhodně nejdestruktivnějším způsobem využívání rašelinišť. I v případě, že nedojde k umělé rekultivaci plochy a po těžbě zůstává zachována vrstva rašeliny silnější než 50 cm, není samovolná regenerace mokřadní vegetace na rozdíl od borkovaných ploch možná. Vytěžené rašeliniště je tvořeno rozsáhlou plochou s homogenním povrchem a má stále dobře fungující odvodňovací systém (Lavoie et al. 2003). Při těžbě navíc dojde vlivem těžké mechanizace k zhutnění zbývající vrstvy humolitu, které vede k snížení hydraulické vodivosti rašeliny (Schlotzhauer & Price 1999). Těžba frézováním zasáhla zájmové území velice významně. Při kulminaci těžby na konci 80. let 20. století byla na JV Šumavě zároveň těžena čtyři ložiska. V současné době probíhá těžba na dvou rašeliništích - Světlík, Vlčí jámy, na ložisku Soumarský Most byla těžba ukončena, na ložisku Borková zastavena z důvodu nejasných vlastnických vztahů. Velká intenzita těžby rašeliny v posledních 40 letech ve srovnání s horskými oblastmi Šumavy souvisí s několika faktory. Území má vyšší hustotu osídlení a dobrou komunikační síť, která umožňuje transportovat velké objemy rašeliny. Svojí roli sehrál i nižší stupeň ochrany přírody. Zatímco horská vrchoviště byla historicky jádrovým územím CHKO a pak NP Šumava, na JV Šumavě bylo nejdéle a nejdůsledněji chráněn

komplex Mrtvého luhu a ostatní rašeliniště získala statut chráněných území postupně v 80. a 90. letech 20. století.

Zaplavení nebo prostá destrukce plochy kvůli zástavbě nejsou v pravém slova smyslu využitím rašeliniště, neboť se jedná o využití prostoru či plochy rašeliniště pro jiné účely a nijak se nevyužívá rašelinné ložisko jako zdroj suroviny nebo produkční plochu. Zaplavení rašelinišť přehradami je pravděpodobné vzhledem k jejich velice častému výskytu v říčních nivách. K zaplavování rašelinišť uměle vybudovanými vodními nádržemi docházelo v ČR už od doby vrcholného středověku, kdy byly budovány rybníční soustavy pro chov ryb. V jižních Čechách byla nejčastěji zaplavována rašeliniště v Třeboňské pánvi, ale i v zájmovém území zasahuje jedno z rašelinišť zčásti do pobřežní zóny rybníka z 15. století. Rybník Olšina, který částečně zaplavil okraj stejnojmenného rašeliniště, ale daleko předčila přehradní nádrž Lipno, která v roce 1959 zaplavila rašeliniště o rozloze 1000 ha, s odhadovaným objemem 15 000 000 m³ rašeliny. Ne všechna rašeliniště ale byla zaplavena beze zbytku, v pobřežních zónách vodních nádrží zůstávají zbytky původních rašelinišť. Výzkum prováděný na vybraných rašeliništích v okolí rybníků v Třeboňské pánvi ukázal, že jejich vegetace je významně ovlivňována sousedními rybníky a to eutrofizací a vysokými stavy vody. Pouze slatiny s bublinatkami *Utricularia* sp., porosty vysokých ostřic a ochuzené slatiny s rašeliníkem *Sphagnum fallax* jsou schopny přežít v místech ovlivněných eutrofní rybníční vodou (Navrátilová & Navrátil 2005). Na druhou stranu může být vodní režim ombrotrofních vrchovišť velice dobře izolován od vodních nádrží, které přímo zaplavují část ložiska. Na tuto skutečnost poukázal výzkum rašeliniště Padrtiny na Českomoravské vrchovině. Výkyvy hladiny podzemní vody v tomto rašeliništi reagovaly výhradně na atmosférické srážky, ale nereagovaly na fluktuace vodní hladiny rybníka Velké Dářko (Pasák & Ferda 1969). Destrukce rašelinišť kvůli zástavbě není v oblasti JV Šumavy příliš častá. Zastavěné oblasti obcí leží mimo rašeliniště a nejčastější výstavbou, která zasáhla rašeliniště, byly stavby komunikací. V oblasti hraničního pásma byly v letech 1949-1989 části rašelinišť poškozeny i kvůli výstavbě střežených pásem ostrahy, tzv. signálků. V roce 1938 byl v nivě Vltavy na levém břehu Vltavy vybudován pás lehkého opevnění, který velice často procházel rašeliništi – podrobnosti jsou uvedeny ve druhé kapitole této práce. V celkovém pohledu destrukce kvůli zástavbě netvořila ani netvoří v zájmové oblasti pro rašeliniště žádné závažné riziko.

Možnosti obnovy rašelinišť

Možnost obnovy rašeliniště technickými zásahy nastává v situacích, kdy poškození rašeliniště způsobené lidskou činností nedokáže napravit regenerační mechanismy původních rostlinných společenstev. Základní principy obnovy jsou stejné jako základní principy ekologické sukcese, častěji primární než sekundární sukcese. V každém případě je třeba se zkoumat, co určuje vývoj ekosystému od jeho úplných počátků a co může vývoj ekosystému omezovat. Obnova je pokusem překonat technickými zásahy ty faktory, o nichž se domníváme, že omezují vývoj ekosystému (Bradshaw 1990). Kromě sledování přírodních podmínek a průběhu sukcese je nezbytné pro obnovu ekosystému jasně stanovit cíle (Prach et al. 2001). V případě obnovy rašelinišť je základním obecným cílem **návrat k přirozeně fungujícímu soběstačnému ekosystému** (Wheeler & Shaw 1995) nebo **opětovné nastartování procesů tvorby humolitu** (Pfadenuer & Klötzli 1996). Otázka, jaké rostlinné druhy se sukcese účastní a za jakých živinových podmínek jsou znovu nastartovány procesy tvorby humolitu je druhořadá (Pfadenuer & Klötzli 1996). V iničiálních stadiích sukcese je před ombrotrofním rašeliništěm vždy stadiem minetrofrofních společenstev, jak ukazují profily v rašelinách v oblasti střední

Evropy. Proto je návrat k původním klimaxovým ombrotrofním rostlinným společenstvům možný pouze u méně poškozených rašelinišť. U průmyslově těžných rašelinišť je potřeba mluvit o kompletním znovuvybudování nového ekosystému tak jako u jiných průmyslově těžných ploch (Bradshaw 1990).

Nejdůležitějším faktorem, který určuje další vývoj rašelinného ekosystému, je bezesporu **vodní režim**. Klíčovou rolí vody se rašeliniště podstatně liší od ostatních terestrických ekosystémů podobně jako aquatické ekosystémy, jejichž obnova využívá specifické metody postavené na základech hydrobiologie (Prach et al. 2001). Vodním režimem nepoškozených i narušených rašelinišť se zabývá ekohydrologie, zvláštní vědecká disciplína, která kombinuje klasickou hydrologii s ekologickými procesy. O vodním režimu rašelinišť bylo publikováno mnoho teorií a vytvořeno mnoho hypotetických modelů. Modelem, který se nejvíce uplatňuje v současné ekologii obnovy rašelinišť, je **teorie dvou vrstev tzv. diplotelmického rašeliniště**, která byla poprvé publikována v Sovětském svazu na konci 40. let (Lopatin 1949). Tato jednoduchá teorie rozděluje rašeliniště na dvě vrstvy. Svrchní vrstva **acrotelm** je živá a mimo trvalý vliv zaplavení, v této vrstvě se koncentruje většina výměny energie a živin. Spodní vrstva **katotelm** je anoxická vrstva trvale pod hladinou podzemní vody. V pravém slova smyslu **katotelm** tvoří ložisko humolitu jako mrtvého materiálu, které nevysychá ani v nejsušších obdobích (Ingram & Bragg 1984). Diplotelmická teorie na rozdíl od přístupů klasické pedologie ideálně spojuje hydrologii s vegetační ekologií (Ingram & Bragg 1984) a stala se jedním ze základních postulátů ekohydrologie a ekologie obnovy rašelinišť. Podmínkou existence a stability systému rašeliniště je, aby celá vrstva katotelmu byla trvale saturována vodou. To není jen proto, že ukládání humolitu neprobíhá v aerobním prostředí, ale protože humolit má částečně koloidní charakter a i při krátkodobém vysušení v něm začnou probíhat ireverzibilní změny (Ingram 1982). Pro nápravu poškozeného vodního režimu je nutno provést technické zásahy, jejichž výsledkem je **opětvné zavodnění**. Technické zásahy mají za cíl vyřadit stávající odvodňovací systém, a to většinou pomocí přehrazování nebo zaplnění odvodňovacích příkopů. Zaplavení vodou z odvodňovacího systému je podmíněno jednak vhodným chemickým složením vody, jednak jejím dostatkem v odvodňovacích kanálech. Alternativou k přehrazování odvodňovacích kanálů je **budování mělkých depresí**, ve kterých se vytváří podmáčené plochy. Zdrojem vody pro mělké deprese jsou v tom případě atmosférické srážky, buď v době srážkových extrémů, nebo v době jarního tání (Quinty & Rochefort 2003). Zvýšení hladiny vody ve vytěženém rašeliništi má velice rychlý účinek (do tří vegetačních sezón) a účinky se liší podle výšky vodního sloupce. V místech, kde je voda mírně nad nebo v úrovni substrátu, způsobí vývoj minerotrofních mokřadních společenstev. Střední zamokření, kde je hladina vody do 30 cm pod povrchem, podporuje nástup *Eriophorum vaginatum*, a to jak vývoj nových semenáčků tak stávajících trsů (Tuittila et al. 2000). Opětvné zavodnění má i svá významná rizika. Pokud je vodní hladina technickými zásahy zvýšena na příliš vysokou úroveň, vznikají rozsáhlé dystrofní laguny, v nichž je vyloučena další kolonizace mechy a cévnatými rostlinami (Money & Wheeler 1999). Když jsou jako cílový stav obnovy zvolena přímo ombrotrofní společenstva vrchovišť, může být rozvoj minerotrofních společenstev po opětvném zavodnění vnímán jako nežádoucí (Sliva et al. 1997).

Pro úspěšnou obnovu rašeliniště je třeba zajistit další důležitou podmínku a tou je **nedostupnost minerálních živin**. Tím se obnova rašelinišť liší podstatně od obnovy poškozených biotopů na minerálním substrátu, kdy je v průběhu primární sukcese potřebné naopak zajistit akumulaci živin, především dusíku (Bradshaw 2000). Při poškození rašeliniště se prakticky vždy zvýší dostupnost živin, a to buď nepřímo následkem snížení hladiny podzemní vody nebo přímo z důvodu hnojení u zemědělsky či lesnicky využívaných ploch. Pro dusík, který je jednou ze základních limitujících živin, znamená snížení hladiny podzemní vody o více než 20 cm významné zvýšení množství aerobních i anaerobních bakterií, které se účastní

procesu amonizace. Tak se v odvodněné rašelině podstatně zvyšuje množství dostupného minerálního dusíku pro rostliny (Williams & Wheatley 1998). Problém vyšší dostupnosti živin může být u méně poškozených rašelinišť rychle vyřešen opětovným zavodněním. U silně eutrofizovaných a dlouhodobě odvodněných ložisek rašeliny mohou ale obvyklé postupy odstranění živin trvat mnoho let (Pfadenuer & Klötzli 1996, Bakker 1989). Pro rychlé vyřešení tohoto problému byla na rašeliništi Donaumoss v jižním Německu vyzkoušena **metoda odstranění svrchní vrstvy půdy**. Tato metoda kombinovaná s mulčováním umožnila díky odstranění vrchních 20 cm půdy během tří let uchycení velkého množství druhů vlhkých luk - hlavně *Molinia caerulea*, *Succisa pratensis*, *Mentha aquatica*, *Galium palustre* (Patzelt et al. 2001).

V procesu sukcese vegetace při obnově rašelinných biotopů sehrává jako u jiných poškozených biotopů důležitou roli **přítomnost vhodných druhů rostlin a problém jejich migrace** (Bradshaw 2000). Druhy, jejichž přítomnost je pro úspěch revitalizace klíčová, jsou rašeliničky. Právě rašeliničky totiž svojí přítomností vytváří kyselé, živinami chudé, tepelně izolované a hydraulicky neprostupné prostředí typické pro rašeliniště (Rocheftort 2000). Rašeliničky ze středně živinami bohatých biotopů a různé druhy rodu *Carex* jsou velice důležité při obnově procesů tvorby humolitu (Graf & Rocheftort 2008a). Výrazným handicapem, kterým rašeliničky trpí, je jeho neschopnost kolonizovat rozsáhlé plochy obnaženého humolitu, které zůstávají po těžbě frézováním (Lavoie et al. 2003). Taktéž vhodné druhy cévnatých rostlin mají pro svoje šíření mnoho omezení, většina cílových druhů jsou konkurenčně slabé hemikryptofyty, jejich semena jsou dormantní a ukončení dormance a klíčení je vázáno na diurnální teplotní výkyvy (Patzelt & Pfadenhauer 1998). V iniciálních stádiích sukcese tak hrají vůdčí roli ty druhy cévnatých rostlin, které disponují velkým množstvím diaspor šířených větrem a jsou zároveň stress tolerantní, například *Eriophorum vaginatum*, *Calluna vulgaris*. Pro efektivní reintrodukcí cílových druhů je třeba omezit jejich mortalitu, tím že je brána v úvahu konkurence spontánně uchycených druhů a nevhodné abiotické podmínky (Prach et al. 2001) V iniciální sukcesi na vytěžených rašeliništích jsou vždy největším problémem extrémní abiotické podmínky, proto je nutné reintrodukcí spojit s úpravou mikroklimatických podmínek a stabilizací substrátu. Celkem univerzálně se proto při reintrodukcí nepostupuje pomocí prostého vysévání nebo pěstování, ale reintrodukcí je spojena s mulčováním. **Mulčování** má velké množství variant, které jsou používány pro různé druhy v různých situacích a regionech. V oblasti Kanady se reintrodukuje hlavně rašeliničky, a to následujícím způsobem: fragmenty stélek jsou rozprostřeny po substrátu a následně zakryty vrstvou mulče o tloušťce 1-2 cm (Rocheftort et al. 2003). Pro obnovu druhově bohatých slatinných luk v jižním Německu byla použita vrstva sena o tloušťce 5-10 cm, která byla získávána z druhově bohatých slatinných luk (Patzelt et al. 2001). V severozápadním Německu je používána metoda tzv. *Bunkerde*, což je mulčování pomocí vrstvy acrotelmu odstraněné z nepoškozeného rašeliniště (Eggelsmann 1987). Někteří autoři místo rostlinného materiálu doporučují plastové folie (Grosvernier et al. 1995). Při reintrodukcí cílových druhů je nutné každopádně brát velké ohledy na mikroklima stanoviště. Při vlhkém a chladném mikroklimatu může docházet k samovolnému šíření rašeliničky na obnažené plochy (Money & Wheeler 1999). Stejně tak některé výsledky z boreálních oblastí ukázaly, že pro snadné uchycení rašeliničky stačí i prosté pokrytí povrchu úlomky vegetace bez dodatečné vrstvy mulče (Graf & Rocheftort 2008). Při extrémní nedostupnosti vody nezajistí efektivní reintrodukcí ani metoda pokrývání povrchu mulčem. Pokud je hladina podzemní vody v rozmezí 30-80 cm pod povrchem, je vliv mulče na uchycení rašeliničky velice omezen a přežívá jen malá část introdukovaného materiálu (Rocheftort & Campeau 1997).

Pro usměrnění sukcese na revitalizovaných rašeliništích jsou kromě reintrodukcí používány i **aktivní zásahy, vedoucí k potlačení nežádoucích druhů**. Nejčastěji jsou odstraňovány dřeviny, které byly na rašeliništi vypěstovány v rámci předchozí lesnické rekultivace nebo

porosty, které vznikly spontánně následkem odvodnění. Odstraňovat je možno celé lesní porosty nebo pouze jejich části (Vasander et al. 2003). Jestliže jsou takto revitalizovány smrkové porosty, měly by být brány v úvahu charakteristické vlastnosti původních rašelinných smrčín: stromy všech velikostí a stáří, velké množství mrtvého dřeva a typická velikost ploch, na nichž dochází k samovolné obnově lesa (Hörnberg et al. 1997). Následky vykácení dřevin spojené s opětovným zavodněním se mohou projevit již během prvních dvou vegetačních sezon. Po takovémto zásahu se na minerotrofním rašeliništi v jižním Finsku významně zvýšilo zastoupení *Eriophorum vaginatum* a keříčkovitých druhů (*Ledum palustre*, *Vaccinium myrtillus*) a také rašeliničku *Sphagnum angustifolium* (Komulainen et al. 1999). Co se týče schopnosti vázat atmosférický CO₂, už po jednom roce revitalizované bylinné patro zcela nahradilo ve fixaci CO₂ odstraněné stromové patro a celková bilance výměny atmosférického uhlíku dosáhla stejné úrovně jako pro nepoškozená rašeliniště (Komulainen et al. 1999). Kromě vlivu na bilanci uhlíku působí revitalizace spojená s odstraněním lesních kultur kladně i na bilanci ostatních živin, snižuje odplavování rozpuštěných pevných částic a snižuje až o 50% množství dusíku. Jediným potenciálním problémem je zvýšené vyplavování fosforu, které zřejmě souvisí s předchozí aplikací hnojiv na lesní kultury (Vasander et al. 2003).

Reference

- AOPK ČR 2007. Lokalita CZ0314024 Šumava. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR [online]. Available from http://www.nature.cz/natura2000design3/web_lokality.php?cast=1805&akce=karta&id=108257 [accessed 1 January 2008].
- Bakker J.P. 1989. Nature management by grazing and cutting. *Geobotany* 14: 416p.
- Bradshaw A. 1990. Restoration as acid test for ecology. In *Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research*, edited by Jordan W.R., Gilpin M.E., Aber J.D., Cambridge University Press. p.24-29.
- Bradshaw A. 2000. The use of natural processes in reclamation - advantages and difficulties. *Landscape and Urban Planning* 51: 89-100.
- Bragg O.G. 1995. Towards an Ecohydrological basis for Raised Mire Restoration. In *Restoration of temperate wetlands*, edited by Wheeler B.D., Shaw S.C., Fojt W., Robertson R.A. John Wiley & Sons.
- Bragg O.M. 2002. Hydrology of peat-forming wetlands in Scotland. *The Science of the Total Environment* 294, Elsevier, p. 111–129.
- Bragg O. & Steiner G.M. 1995. Applying groundwater mound theory to bog management on Puergschachenmoos in Austria. – *Gunneria* 70: 83–96.
- Dohnal Z., Kunst M., Mejstřík V., Raučina Š., Vydra V. 1965. Československá rašeliniště a slatiniště. Nakladatelství ČSAV, Praha. 332 pp.
- Eggelsmann R. 1987. Ökotechnische Aspekte der Hochmoor-Regeneration. *Telma* 17: 59-94.
- Glaser P.H., Siegel D.I., Romanowicz E.A., Shen Y.P. 1997. Regional linkages between raised bogs and the climate, groundwater, and landscape of north-western Minnesota. *Journal of Ecology* 85: 3–16.
- Glob P. 1972. Lidé z bažin: lidé doby železné uchovaní po dva tisíce let. Odeon, Praha. 76 pp.
- Gorham E. 1991. Northern peatlands: role in the carbon budget and probable responses to global warming. *Ecological Applications* 1: 182–195.
- Graf M., Rochefort L. 2008. Techniques for restoring fen vegetation on cut-away peatlands in North America. *Applied Vegetation Science* 11: 521-528.
- Graf M., Rochefort L. 2008a. Restoring peat-accumulating function on cutaway peatlands. In *Proceedings of the 13th International Peat Congress: After Wise Use – The Future of Peatlands, Volume 1: Oral Presentations, Tullamore, Ireland, 8 - 13 June 2008*. p. 398-400.
- Grosverier P., Matthey Y. & Buttler A. 1995. Microclimate and physical properties of peat - new clues to the understanding of bog restoration processes. In: Wheeler, B.D., Shaw, S.C., Fojt, W.J. & Robertson, R.A. (eds.) *Restoration of temperate wetlands*, pp. 435-450. J. Wiley & Sons, Chichester.
- Hörnberg G., Ohlson M., Zackrisson O. 1997. Influence of bryophytes and microrelief conditions on *Picea abies* seed regeneration patterns in boreal old-growth swamp forests. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 1015–1023.
- Immirzi C.P., Maltby E., Clymo R.S. 1992. *The Global Status of Peatlands and their Role in Carbon Cycling*. Friends of the Earth, London. 145 pp.

Ingram H.A.P. 1982. Size and shape in raised mire ecosystems: a geophysical model. *Nature* 297: 300–303.

Ingram H.A.P., Bragg O.M. 1984. The diplotelmic mire: some hydrological consequences reviewed. *Proceedings of the Seventh International Peat Congress*, vol. 1. Dublin (Ireland): Irish National Peat Committee IPS, p. 220–234.

Joosten H., Clarke D. 2002. Wise use of mires and peatlands – background and principles. *International Mire Conservation Group and International Peat Society*. Saarijärvi, p. 24–36.

Jóža P., Vonička P. 2004. *Jizerskohorská rašeliniště*. Jizersko-ještědský horský spolek. Liberec. 159 pp.

Kavina K. 1946. *Speciální botanika zemědělská*. Praha.

Komulainen V.M., Tuittila E.S., Vasander H., Laine J. 1999. Restoration of drained peatlands in southern Finland: initial effects on vegetation change and CO₂ balance. *Journal of Applied Ecology* 36: 634–648.

Langanke T., Burnett Ch., Lang S. 2007. Assessing the mire conservation status of a raised bog site in Salzburg using object-based monitoring and structural analysis. *Landscape and Urban Planning* 79: 160–169

Lavoie C., Grosvernier P., Girard M., Marcoux K. 2003. Spontaneous revegetation of mined peatlands: An useful restoration tool? *Wetlands Ecology and Management* 11: 97–107.

Leibowitz S.G. 2003. Isolated wetlands and their functions: An ecological perspective. *Wetlands* 23: 517–531.

Lopatin V.D. 1949. O gidrologičeskem znachenii verchovykh bolot. *Vestnik Lenigradskogo Univerziteta* 2: 37–49.

Mitsch W.J., Gosselink J.G. 2000. Peatlands. *In Wetlands*. 3rd ed. John Willey & Sons, New York, p. 419–467.

Money R.P., Wheeler B.D. 1999. Some critical questions concerning the restorability of damaged raised bogs. *Applied Vegetation Science* 2: 107–116.

Montanarella L., Jones R.J.A., Hiederer R. 2006. The distribution of peatland in Europe. *Mires and Peat* 1:1–10.

Navrátilová J., Navrátil J. 2005. Vegetation gradients in fishpond mires in relation to seasonal fluctuations in environmental factors. *Preslia* 77: 405–418.

Økland R.H., Økland T., Rydgren K. 2001. A Scandinavian perspective on ecological gradients in north-west European mires: reply to Wheeler and Proctor. *Journal of Ecology* 89: 481–486.

Pasák V., Ferda J. 1969. Hydrologická a klimatická funkce československých rašelinišť. *Výzkumný ústav meliorací, Zbraslav n. Vlt.* 358 pp.

Patzelt A., Pfadenhauer J. 1998. Keimungsbiologie und Etablierung von Niedermoor-Arten bei Ansaat durch Mahfutubertragung. *Zeitschrift Ökologie Naturschutz* 7: 1–13.

Patzelt A., Wild U., Pfadenhauer J. 2001. Restoration of Wet Fen Meadows by Topsoil Removal: Vegetation Development and Germination Biology of Fen Species. *Restoration Ecology* 9: 127–136.

Pfadenauer J., Grootjans A. 1999. Wetland restoration in Central Europe: aims and methods. *Applied Vegetation Science* 2: 95–106.

- Pfadenhauer J., Klötzli F. 1996. Restoration experiments in middle European wet terrestrial ecosystems: an overview. *Vegetatio* 126: 101-115.
- Prach K., Bartha S., Joyce C.B., Pyšek P., van Diggelen R., Wiegleb G. 2001. The role of spontaneous vegetation succession in ecosystem restoration: a perspective. *Applied Vegetation Science* 4: 111-114.
- Quinty F., Rochefort L. 2003. Peatland Restoration Guide, second edition. Canadian Sphagnum Peat Moss Association and New Brunswick Department of Natural Resources and Energy. Québec. p. 60-63.
- Rochefort L. 2000. Sphagnum – A Keystone Genus in Habitat Restoration. *Bryologist* 103: 503-508.
- Rochefort L., Campeau S. 1997. Rehabilitation work on post-harvested bogs in south eastern Canada. In *Conserving peatlands*. L. Parkyn, R.E. Stoneman & H.A.P. Ingram (eds.). Cab International, Wallingford, United Kingdom. p. 287-294.
- Rochefort L., Quinty F., Campeau S., Johnson K., Malterer T. 2003. North American approach to the restoration of Sphagnum dominated peatlands. *Wetlands Ecology and Management* 11: 3–20.
- Roulet N.T. 2000. Peatlands, carbon storage, greenhouse gases, and the Kyoto protocol: prospects and significance for Canada. *Wetlands* 20: 605-615.
- Schreiber H. 1922. Auen und Filze des Böhmerwaldes: erstes und zweites Tausend. Moldavia, České Budějovice. 60 pp.
- Schreiber H. 1924. Moore des Böhmerwaldes und des deutschen Südböhmen. Sebastianberg. 117 pp.
- Sitenský F. 1886. O rašelinách českých. Archiv pro přírodovědecký výzkum Čech. Praha. 63 pp.
- Sliva J., Maas D., Pfadenauer J. 1997. Rehabilitation of milled fields. In Prkyn A.L. Stoneman R.E. Ingram H.A.P. eds. *Conserving peatlands* CAB Int., Wallingford, p. 295-314.
- Soro A., Sundberg S., Rydin H. 1999. Species diversity, niche metrics and species associations in harvested and undisturbed bogs. *Journal of Vegetation Science* 10: 549-560.
- Soukupová L. 2003. The Czech Republic Czechia- The peatlands of the focal countries. In: *Strategy and Action Plan for Mire and Peatland Conservation in Central Europe, Central European Peatland Project (CEPP)*. Edited by: Bragg O.M., Richard Lindsay R., Risager M., Silvius M., Zingstra H. . Wetlands International Publication 18, p. 35-39.
- Spirhanzl J. 1956. Rašelina a její využití v zemědělství. Státní zemědělské nakladatelství, Praha. 114 pp.
- Spitzer K., Bufková I. 2008. Šumavská rašeliniště. Správa NP a CHKO Šumava. Vimperk. 203 pp.
- Spitzer K., Jeník J. 2002. Třeboň basin peatlands: identity, exploitation and conservation. In: Květ J., Jeník J., Soukupová L. *Freshwater wetlands and their sustainable future*, UNESCO and Parthenon Publishing Group, p. 385-393.
- Schlotzhauer S.M., Price J. 1999. Soil water flow dynamics in a managed cutover peat field, Quebec: Field and laboratory investigations. *Water Resources Research* 35: 3675-3683.
- Tuittila E.S., Vasander H., Laine J. 2000. Impact of rewetting on the vegetation of cut-away peatland. *Applied Vegetation Science* 3: 205-212.
- Turunen J., Tomppo E., Tolonen K., Reinikainen A. 2002. Estimating carbon accumulation rates of undrained mires in Finland—application to boreal and subarctic regions. *Holocene* 12: 69–80.
- Vasander H., Tuittila E.S., Lode E., Lundin L., Ilomets M., Sallantausta T. , Heikkilä R., Pitkänen M.L., Laine J. 2003. Status and restoration of peatlands in northern Europe. *Wetlands Ecology and Management* 11: 51–63.

Wheeler, B.D., Proctor M.C.F. 2000. Ecological gradients, subdivisions and terminology of north-west European mires. *Journal of Ecology* 88: 187–203.

Wheeler B.D., Shaw S.C. 1995. Restoration of damaged peatlands with particular reference to lowland raised bogs affected by peat extraction. - Department of the Environment, University of Sheffield, London. 211 p.

Williams B.L., Wheatley R.E. 1998. Nitrogen mineralization and water-table height in oligotrophic deep peat. *Biology and Fertility of Soils* 6: 141-147.

Kapitola I

Mire vegetation gradient established as a result of interaction with a water reservoir



Mire vegetation gradient established as a result of interaction with a water reservoir

Petr Horn and Marek Bastl

P. Horn¹. South Bohemia region administration, U Zimního stadionu 1952/2, České Budějovice, CZ 370 76, Czech Republic, e-mail: petr.horn@seznam.cz.

M. Bastl. Department of Botany, Faculty of Biological Sciences, University of South Bohemia, Branišovská 31, České Budějovice, CZ 370 05, Czech Republic, e-mail: marek.bastl@bf.jcu.cz.

¹Corresponding author (tel.: +420 737 431 223, fax: +420 386 351 746, e-mail: petr.horn@seznam.cz)

Abstract

In 1958, 85% of the peat-bog complex Kyselovský les, in the Czech Republic, was flooded with water from the Lipno reservoir. A new vegetation pattern has spontaneously developed in the newly established shoreline and replaced the original peat-bog vegetation dominated by bog pine (*Pinus rotundata* Link) forest. This vegetation pattern consists of zonal strips with relatively sharp borders. This zonation is a mosaic of sedge fens, reed canary grass (*Phalaris arundinacea* L.) beds, tussock cottongrass (*Eriophorum vaginatum* L.) stands, and a community dominated by ericaceous shrubs. The study focused on the vegetation development of this zonal vegetation. Measurements of the water table level, groundwater pH, and conductivity, together with terrain microtopography, were done to estimate the ways in which the water reservoir influences the mire vegetation. The most important factor is lake water fluctuation, which explained most of the vegetation gradient variability. Lake water fluctuations were represented by lake water levels, which directly flooded a certain part of the gradient from 1990 to 2006 for a known number of days.

Key words: sedge fen, raised bog, waterlogging, flooding, *Eriophorum vaginatum*, *Pinus rotundata*.

Résumé

Le complexe tourbeux de Kyselovsky en République Tchèque a été inondé sur 85 % de sa surface originale par l'eau du réservoir Lipno, en 1958. Un nouveau patron de végétation s'est spontanément développé sur la nouvelle bordure riveraine et a remplacé la végétation de tourbière originale dominée par une forêt de pin des tourbières (*Pinus rotundata* Link). Ce patron de végétation comporte des bandes zonales avec des bordures relativement abruptes. On trouve dans ces zones une mosaïque de tourbières basses à carex, de plages de phalaris roseau (*Phalaris arundinacea* L.), de peuplement de linaigrettes en touffes (*Eriophorum vaginatum* L.) et une communauté dominée par des éricacées arbustives. Les auteurs ont étudié spécifiquement le développement de ces zones de végétation. Ils ont mesuré le niveau de la nappe phréatique, le pH et la conductivité des eaux souterraines, ainsi que la microtopographie, afin d'évaluer les façons selon lesquelles le réservoir d'eau influence la végétation de la tourbière. La fluctuation de l'eau du lac constitue le facteur principal qui explique la majeure partie de la variabilité du gradient de végétation. Les fluctuations des eaux du lac s'effectuent selon des niveaux d'eau qui ont inondé certaines portions du gradient, de 1990 à 2006, pendant un nombre de jours connu avec précision.

Mots-clés : tourbière basse à carex, tourbière haute, saturation en eau, inondation, *Eriophorum vaginatum*, *Pinus rotundata*.

Kapitola 2

Regenerace vegetace na vytěženém rašeliništi



Regenerace vegetace na vytěženém rašeliništi

Petr Horn

Katedra biologie ekosystémů, Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Branišovská 31, CZ-370 76 České Budějovice, Czech Republic; e-mail petr.horn@seznam.cz

Abstract

The Soumarský Most peatbog is a cut-over peatbog situated in Southern Bohemia in Šumava Mountains, Czech Republic. This peatbog was a subject of revitalization efforts in the years 2000-2004. This study describes the vegetation development of former milled fields in the period of 2000-2007. The change of species composition during spontaneous succession is analyzed using the method of transition matrices. Main process observed during the vegetation development is the rapid colonization of bare peat by Cottongrass (*Eriophorum vaginatum*) tussocks. The main factor facilitating successful regeneration of peatbog vegetation was the restoration of water regime. Main factors, that influence the vegetation of flooded areas, are depth of water table and successional age. The vegetation of flooded areas had not significant response to water chemistry.

Klíčová slova

Revitalizace, suchopýr pochvatý, rašelina, rašeliniště

Úvod a cíle práce

Rašeliniště Soumarský Most bylo po dlouhodobé devastaci těžbou na konci 90. let opuštěno a zásluhou Správy NP a CHKO Šumava se zde rozběhl revitalizační projekt. Cílem revitalizace je umožnit návrat mokřadních společenstev do ekosystému, který nevratně poškodila těžba rašeliny a odvodnění. Tento revitalizační projekt je jedním z prvních v České republice a vychází z metod používaných od 90. let 20. století pro obnovu vytěžených rašelinišť v západní Evropě a severní Americe.

Hlavním cílem tohoto článku je posoudit vývoj vegetace od okamžiku ukončení těžby v letech 1998-2000 až do dnešních dnů. Jako výchozí stav byla vzata mapování autora a Marka Bastla, která zachytila vegetaci na rašeliništi v roce 2000 - před zahájením plošné revitalizace. S tímto stavem jsou srovnávány výsledky mapování vegetace v sezóně 2007. Části rašeliniště, kde sukcesní trajektorie bez pochyb míří k mokřadním společenstvům, jsou zaplavované plochy. Proto byly tyto plochy analyzovány podrobněji a to jak vegetace pomocí fytoocenologických snímků, tak podmínky prostředí, které byla charakterizováno pomocí chemických rozborů povrchové vody. Na základě těchto sledování se článek snaží zachytit

hlavní trendy vývoje vegetace, posoudit účinnost revitalizačních zásahů a stanovit prognózu vývoje vegetace do budoucna.

Charakteristika lokality

Soumarský Most je rozsáhlé rašeliniště o rozloze 90 hektarů. Nachází se 6 km západně od obce Volary, jeho poloha v souřadném systému WGS84 je 48° 54' 45" N, 13° 49' 33" E, nadmořská výška 745 m.n.m. Rašeliniště je součástí unikátního komplexu mokřadů a rašelinišť, které se zformovaly na dně třetihorního údolí horní Vltavy (Bufková et al. 2005). Rašeliniště velmi pravděpodobně vzniklo na bázi odstaveného ramene Vltavy, čemuž nasvědčuje přítomnost sapropelu v bazálních vrstvách ložiska (Kolektiv 1960). V blízkosti rašeliniště se nacházejí další rozsáhlá rašeliniště – Malá Niva, Velká Niva, Březina. Všechna tato rašeliniště společně se Soumarským Mostem se řadí mezi údolní vrchoviště čili luhy, vývojově stará ložiska rašeliny vzniklá terestrializací, suššího charakteru s nepřítli členitým povrchem (Spitzer & Bufková 2008).

Původní klimaxovou vegetací na rašeliništi byl blatkový bor asociace *Pino rotundatae-Sphagnetum* Kastner et Floss. 1933, obklopený na okrajích rašelinnými bory asociace *Vaccinio uliginosi-Pinetum* Kleist 1949. Tato vegetace díky velkoplošné těžbě rašeliny takřka zmizela a zachovaly se z ní pouze malé fragmenty na jihozápadním a jihovýchodním okraji ložiska.

Vývoj vegetace

Nejstarší podrobné údaje o vegetaci jsou v rozsáhlé monografii Hanse Schreibera (Schreiber 1924). Schreiber provedl průzkum rašeliniště společně s nivelačním měřením v roce 1921. Rašeliniště je v monografii uvedeno pod názvem Fischerau. Údaje o managementu jsou poněkud zmatené, neboť monografie neuvádí plošný rozsah těžby jako u jiných lokalit - pouze 65 hektarů původní vegetace a 20,6 ha lesa. Na druhou stranu Schreiber zároveň v poznámce udává velký rozsah těžby borkováním. Charakter původní vegetace rašeliniště podle monografie odpovídá sousedním rašeliništím Malá Niva a Velká Niva, neboť popis druhového složení vegetace těchto tří rašelinišť je totožný. Konkrétně jsou v původní vegetaci uváděny tyto druhy: *Sphagnum sp.*, *Cladonia sp.*, *Eriophorum vaginatum*, *Calluna vulgaris*, *Vaccinium uliginosum*, *Vaccinium myrtillus*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Andromeda polifolia*. Zajímavá je absence údajů o dominantní *Pinus rotundata*, která je našťastí vyvrácena poznámkou o fotografii blatkového boru na tomto rašeliništi, která byla publikována v rakouském Moorzeitschriftu v roce 1908. V lesní vegetaci, pravděpodobně z laagu

rašeliniště, jsou uváděny následující druhy: *Betula pubescens*, *Alnus incana*, *Pinus sylvestris*, *Vaccinium uliginosum* a *Abies alba*.

Dalším rozsáhlým zdrojem historických údajů o vegetaci je detailní průzkum rašelinného ložiska Soumarský Most, který zpracovali pracovníci Rašelinových závodů n.p. České Budějovice v letech 1959-1960 (Kolektiv 1960). V roce 1959 se v borkovaných plochách vyskytovaly druhy *Calluna vulgaris*, *Eriophorum vaginatum*, *Vaccinium uliginosum* a nálety *Betula pubescens*. V laagu rašeliniště se nacházely lesní porosty s *Betula pubescens*, *Picea abies*, *Pinus sylvestris*, *Vaccinium uliginosum*, *Melampyrum sp.*. Z centrálních částí rašeliniště je udáván blatkový bor s řídkým porostem *Pinus rotundata*, v bylinném patře se nacházely *Sphagnum sp.*, *Oxycoccus palustris*, *Hypnum sp.*, *Polytrichum sp* a lišejníky.

Stav vegetace v letech 1997-1999 před prvními revitalizačními zásahy zachytil ve své práci Šamata (2000). Rašeliniště představovalo rozsáhlý těžný prostor obklopený mozaikou lesních společenstev. Těžný prostor je v této práci popisován jako vegetace obnažené rašeliny a práce se velice podrobně zaměřuje na podrobné rozšíření jednotlivých druhů cévnatých rostlin v iniciálních stadiích sukcese - *Molinia caerulea*, *Eriophorum angustifolium*, *Eriophorum vaginatum*, *Carex canescens*, *Carex rostrata*, *Carex buekii*. Kromě iniciálních stadií sukcese se v těžném prostoru nacházely sukcesní březiny a monokulturní výsadby smrku a borovice. Z pohledu regenerace mokřadních společenstev byla v nejlepším stavu dlouhodobě stabilizovaná společenstva ostřic, řazená do svazu *Caricion rostratae* Balátová-Tuláčková 1969, která vznikla spontánně v podmáčených depresích na místech opuštěných v roce 1990. Původní lesní společenstva v okolí těžného prostoru jsou popisována jako laagové březiny a bory, laagové březiny s vtroušenou blatkou a blatkové bory. Pořadí společenstev určuje stoupající zastoupení blatky a zvyšující se vlhkost substrátu. Studie upozorňuje na to, že lesní společenstva jsou navzájem v kontaktu a že mezi nimi nelze vytyčit úplně jasné hranice. Další důležitým postřehem studie je zachycení degradace v některých částech blatkových borů, které by jinak měly být považovány za nejvíce zachovalou část vegetace.

Studie Zývala et al (2000) popisuje stav vegetace po prvních pokusných revitalizačních zásazích a po ukončení těžby rašeliny. Tato studie upřesňuje stav vegetace v okrajových částech rašeliniště a vývoj iniciálních sukcesních stadií ve vytěženém prostoru. V okrajových částech studie upozornila na existenci nepříliš rozsáhlých ploch, které po ukončení těžby před 30 lety úspěšně zregenerovaly do podoby rašelinných borů. Ve vytěženém prostoru studie zachycuje první spontánně zvodnělé plochy, kde probíhá vývoj od vegetace s převahou *Molinia caerulea* směrem k souvislým kobercům *Sphagnum sp. div.*

Práce Lanty et al (2004) mapuje vegetaci v prostoru méně podrobně než předchozí dvě práce. Na druhou stranu vegetaci na rašeliništi důkladněji analyzuje na základě fytoocenologických dat a ordinační analýzy metodou DCA. Vegetace je rozdělena na sukcesně pokročilá společenstva s *Pinus rotundata*, druhově bohaté louky v nivě Vltavy, mladé porosty *Betula pubescens* a *Pinus sylvestris*, sukcesní stadia na obnažené rašelině, smrkový les a nálety *Betula pubescens* podél odvodňovacích kanálů. Plocha osídlená rašeliníky je odhadována na pouhé 1-2 % rozlohy. Dominantami v sukcesi jsou stále cévnaté rostliny odolné k nedostatku vody v substrátu. Z těchto druhů autoři studie vybrali *Eriophorum angustifolium* a velice podrobně studují jeho dynamiku. Polykormony *Eriophorum angustifolium* se rozrůstají do plochy, přičemž jejich centrální části odumírají. Tyto centrální části polykormonů jsou pak

osidlovány jinými druhy rostlin díky tomu, že opad z *Eriophorum angustifolium* zlepšuje mikroklima a dostupnost živin v substrátu.

Těžba rašeliny

Těžba borkováním probíhala na rašeliništi prokazatelně na konci 19. století (Schreiber 1924) a stejně jako na ostatních rašeliništích byla ukončena v roce 1945 v souvislosti s odsunem obyvatelstva německé národnosti. Rozsah plochy těžené borkováním je dobře patrný na leteckém snímku z roku 1949, podle snímku borkoviště a odvodňovací příkopy pokrývaly celou severozápadní část rašeliniště na ploše 27 hektarů. Jiný literární zdroj - rašelinářská studie z roku 1960 - uvádí těžbu borkováním na 15 hektarech (Kolektiv 1960). Středem borkoviště vedla hlavní odvodňovací stoka, která odváděla vodu jihovýchodním směrem do Vltavy. Na tuto stoku navazovalo množství bočních odvodňovacích kanálů, které dobře odvodňovaly západní část ložiska. Vedle hlavního kanálu se nacházela cesta, která vedla přes celé rašeliniště (Kolektiv 1960)

V letech 1959-1960 byl pracovníky Rašelinových závodů n.p. České Budějovice zpracován detailní průzkum ložiska, který měl hlavně zhodnotit perspektivu další těžby rašeliny. Průzkum zjistil, že ložisko lze těžít na 75 ha plochy a lze z něho získat 1 850 000 m³ rašeliny. Průměrná hloubka ložiska byla 2,2 metru, maximální hloubka 5 metrů. Rašelina byla charakterizována jako vrchovištní s nízkým stupněm rozložení a nízkou kyselostí. Rašelina z ložiska byla doporučena především pro využití jako stelivo a částečně jako zahradní zemina. Průzkum také navrhl změnit směr odvodnění na jihovýchodní v hlavní spádové ose ložiska.

Na základě doporučení detailního průzkumu začala v šedesátých letech na rašeliništi **průmyslová těžba frézováním**, která byla prováděna podle metod převzatých ze SSSR. Rašeliniště bylo odvodněno dvěma hlavními kanály ve směru severozápad – jihovýchod, na které navazovala síť bočních kanálů, která dokonale odvodnila celou vytěžitelnou plochu a ponechala pouze úzké okrajové pásy. Celý těžební areál zabíral 53 ha. Těžbu komplikovala silná vrstva dřeva v rašelině, která si vynucovala použití speciální techniky a založení rozsáhlých skládek na dřevité zbytky. Rašelina byla zpočátku dopravována z ložiska po úzkorozchodné dráze k vlečce na železniční zástavce Soumarský Most. Později byla rašelina do zpracovacího závodu dopravována přímo exhaustory. Závod měl svoji vlastní linku, která zpracovávala rašelinu na zahradní zeminu. Z hlediska využití jako zahradní zeminy byla rašelina ze Soumarského mostu hodnocena jako horší než substráty z Třeboňské pánve (Ferda & Havelka, 1974). U zástavky Soumarský Most byla na rašeliništi umístěna čerpací stanice, která sloužila pro těžební mechanismy. Tato čerpací stanice ještě zvyšovala destruktivní účinky těžby rašeliny úniky ropných látek do svého okolí. Tyto úniky v první polovině 90. let řešil ve správním řízení odbor státní správy Správy NP a CHKO Šumava.

Těžba byla postupně ukončována podle toho, jak byly určité plochy dotěženy na minimální hloubku rašeliny 0,5 metru, v některých plochách byla zbytková mocnost rašeliny i nižší.

Nejdříve byly opuštěny plochy, které byly těženy borkováním a kde byla mocnost rašeliny před začátkem frézování nejmenší. Jako první byla ukončena těžba v sedmdesátých letech na severozápadním okraji rašeliniště, kde byla po těžbě ponechána i menší skládka dřeva. Na konci osmdesátých let byly opuštěny rozsáhlejší plochy – celá severozápadní část ložiska až k hlavnímu odvodňovacímu kanálu a dvě menší plochy v západní a východní části rašeliniště. Tyto plochy byly na začátku 90. let rekultivovány lesnickým způsobem, ve výsadbě byla použita hlavně borovice *Pinus sylvestris*, v menší míře smrk *Picea abies*. Výjimkou z lesnické rekultivace byly plochy, s nimiž se počítalo pro genofondové plochy borovice kosodřeviny - *Pinus mugo* (viz část Další antropogenní vlivy na lokalitě), které byly částečně osázeny *Pinus mugo* a částečně ponechány samovolnému vývoji. V první polovině 90. let došlo k útlumu těžby rašeliny, byla zrušena linka na výrobu substrátů a ze závodu byli propuštěni stálí zaměstnanci. Snaha Správy NP a CHKO Šumava, který zahájil v roce 1998 jednání o ukončení těžby a revitalizaci, měla ve svém počátku paradoxně za následek obnovení těžby rašeliny. Na lokalitu byla přesunuta technika a lidé ze závodu Světlík a podnik Rašelina Soběslav začal dotěžovat zásoby rašeliny v ložisku. Po dohodě mezi Rašelinou Soběslav a Správou NP a CHKO Šumava byla tato zbytková těžba prováděna pouze na místech s největší zbytkovou mocností rašeliny, a to do roku 2000. Díky předčasnému konci těžby zůstala na většině frézované plochy zachována zbytková mocnost rašeliny větší než 1 metr.

Další antropické vlivy na lokalitě

V druhé polovině 19. století byla vybudována železnice Strakonice-Volary. Část této stavby přímo zasáhla rašeliniště, neboť jak ukázal průzkum hloubky rašeliny v roce 2000 (Zýval et al 2000), asi 200 metrů východně od zastávky Soumarský Most trať přímo protíná rašelinné ložisko na jeho severním okraji. Kromě toho, že stavba trati změnila topografii rašeliniště, lze zcela určitě uvažovat i o jejím vlivu na vodní režim na rašeliništi. Severně od trati v mírném svahu se totiž nacházejí vydatná prameniště, která jsou prostřednictvím propustky pod tratí odvodňována směrem do rašeliniště. Původně zřejmě tato prameniště zásobovala vodou laagová společenstva na severovýchodním okraji ložiska, dnes díky odvodňovacímu systému ovlivňují většinu ložiska. Železniční trať také představuje významný koridor pro šíření ruderních druhů a společenstev, a není proto náhodou, že směrem od trati se do rašeliniště ruderní druhy šíří. Železnice byla také v roce 1960 jedním z argumentů pro začátek průmyslové těžby, neboť umožnila snadnou přepravu velkého objemu vytěžené rašeliny (Kolektiv 1960).

Na severním a severovýchodním okraji rašeliniště sousedí s rozsáhlým turistickým tábořištěm. Toto tábořiště je bezesporu zdrojem eutrofizace pro lesní porosty v jeho blízkosti, což se projevuje vyšším zastoupením druhů náročných na živiny v bylinném patře – *Rubus idaeus*, *Sambucus nigra*, *Urtica dioica*, *Chaerophyllum hirsutum*, *Epilobium angustifolium*, *Impatiens noli-tangere*, *Maianthemum bifolium*.

V létě 1938 byla po celém západním okraji rašeliniště vybudována linie lehkého opevnění. Tato linie byla součástí úseku opevnění číslo 195, který měl pokrývat palbou Vltavu jako přirozenou překážku (Lášek & Hřídel 1997). Pro pevnůstky postavené na rašelině byla původně navrhována rozsáhlá technická opatření proti jejich zaboření (piloty, štěrková lože), ale Ředitelství opevňovacích prací tyto návrhy zamítlo (Lášek & Hřídel 1997). Díky tomu při budování opevnění nedošlo k výrazným změnám topografie ložiska. Největším vlivem stavby opevnění na vegetaci tak byly průseky pro palebná pole, které jsou dobře patrné na leteckých snímcích z roku 1949. Tyto průseky postupně zarostly náletem *Betula pubescens* a *Pinus sylvestris*, místy i *Pinus rotundata*. Dnes lze jen stěží plochy vykácené v roce 1938 odlišit od zbytků původních laagových rašelinných borů a blatkových borů.

Na konci 80. let byla na vytěžené ploše založena genofondová plocha pro *Pinus mugo* z Krkonoš. Tato plocha měla umožňovat množení sadebního materiálu pro rašeliniště ve vrcholových partiích Krkonoš, která byla v té době ohrožena imisemi. Protože v roce 1990 imisní zatížení Krkonoš pokleslo a ohrožení *Pinus mugo* zmizelo, byl celý záměr zrealizován pouze částečně (jedna plocha z osmi). Genofondová plocha byla po dohodě se Správou KRNAPu zrušena v roce 1998 na začátku revitalizace, materiál byl nejdříve nabídnut botanickým zahradám a arboretům a zbytek plochy byl v roce 1999 zlikvidován.

Revitalizace

Revitalizační zásahy byly v malém rozsahu prováděny už před ukončením těžby rašeliny. Zároveň maloplošné zásahy sloužily jako zdroj praktických zkušeností a jako vodítko při zpracovávání komplexního revitalizačního projektu, který realizovala pro Správu NP a CHKO Šumava v roce 2000 firma Geovision (Zýval et al 2000).

Prvním revitalizačním zásahem bylo **zablokování odvodňovacích příkopů**. Nejdříve byly v letech 1999 -2001 soustavou přehrádek blokovány pouze boční příkopy, a pak v letech 2002-2004 i hlavní odvodňovací příkopy. Tímto zásahem se podařilo do současné doby vytvořit rozsáhlé zaplavované plochy, ve kterých se úspěšně šíří jak mokřadní druhy vyšších rostlin, tak i koberce rašelínků. V letech 2004 -2005 byla zaplavena rozsáhlé plochy v jihozápadní části těžného areálu, které napájela zvednutá hladina vody v hlavním odvodňovacím kanálu. Zdroje povrchové i podzemní vody na lokalitě jsou ale omezené a technicky není možné zaplavit většinu plochého terénu, který vzniknul frézováním rašeliny. Úspěšné zaplavení jihozápadní části těžného areálu tak způsobilo omezení přítoku vody do severozápadní části rašeliniště a rozsáhlé vodní laguny, které zde existovaly od roku 2003, v roce 2006 částečně vyschly.

Dalším z opatření k obnovení vodního režimu bylo **budování umělých depresí**. Celkem bylo v roce 1998 vytvořeno 14 mělkých depresí o rozměrech 10x10 metrů, které byly pouze částečně úspěšně kolonizovány mokřadní vegetací, která má stejný charakter jako vegetace zaplavených ploch vzniklých zablokováním drenáže. Část těchto depresí ale svoje okolí spíše vysušuje, než zavodňuje. Důvodem tohoto částečného neúspěchu je to, že mělké deprese byly umístěny bez předchozího průzkumu mocnosti rašeliny a vodního režimu. Vzhledem k vysokým nákladům a nejistému efektu bylo od hloubení dalších depresí upuštěno, ačkoliv

v západní Evropě a severní Americe je tento typ zásahu považován za standardní způsob zlepšení vodního režimu současně s vytvořením vhodných biotopů pro mokřadní vegetaci (Price et al 2002, Rochefort et al 2003, Sliva 1998).

Další cestou, jak zlepšit vodní bilanci rašeliny, je snižování evapotranspirace, například pomocí **mulčování**. Mulčování obnažené rašeliny má dva pozitivní efekty. Zastínění povrchu rašeliny mulčem zlepšuje tepelnou bilanci povrchu (Price et al 1998) a zároveň chrání před větrem, což vede k vyšší vlhkosti mikroreliefu (Price et al 2003). Mulč poskytuje ochranu diasporám mechů i vyšších rostlin a proto jsou plochy pokryté mulčem rychleji kolonizovány vyššími rostlinami i rašeliníkem (Rochefort et al 2003). Na Soumarském Mostě bylo mulčování prováděno zpočátku pouze v malém měřítku materiálem získaným z rašelinných luk svazu *Caricion fuscae* na jihovýchodním okraji rašeliněště. Jelikož se osvědčilo, bylo mulčování postupně rozšiřováno na větší plochy s použitím materiálu i z lučních společenstev svazu *Molinion* z Vltavského luhu. Potvrdily se údaje z literatury, že mulčované plochy jsou rychleji kolonizovány vyššími rostlinami (*Eriophorum vaginatum*, *Molinia caerulea*). Byl také pozorován výskyt mechů (*Polytrichum strictum*, *Sphagnum sp.*) z původních lučních společenstev, ale měl pouze sezonní trvání a nedošlo k dalšímu šíření těchto druhů. Zkušenost také ukázala, že účinně mulčovat lze pouze plochy už předtím zabezpečené proti erozi, jinak je rostlinný materiál snadno odplavován v době letních srážkových extrémů.

Dalším aktivním zásahem směřujícím ke snížení evapotranspirace bylo **odstranění náletových dřevin**, a to konkrétně na ploše o rozloze zhruba 2,5 ha v západní části rašeliněště (Zýval et al 2000). Kromě cíleného odstraňování náletových dřevin dochází v posledních třech letech místy i k jejich samovolnému odumírání. Jedinci druhů *Pinus sylvestris*, *Betula pubescens* a *Picea abies* odumírají po dlouhotrvajícím zaplavení, a to nejen v náletových plochách, ale i v plochách, kde byly tyto druhy uměle vysazeny v rámci předchozí lesnické rekultivace.

Dalším důležitým zásahem byly **protierozní zábrany**. Tyto jednoduché zábrany byly vytvořeny z kmenů položených na povrch rašeliny a zajištěných kolíky. Zábrany byly umístěny napříč místy, kterými při srážkových extrémech proudí voda. V okolí těchto zábran je už po několika vegetačních sezonách patrný podobný efekt jako u mulče, a to rychlejší kolonizace cévnatými rostlinami.

Kromě technických zásahů byla ve vytěženém areálu prováděna **záměrná reintrodukce mokřadních druhů rostlin**. Protože se reintrodukce vyšších rostlin – *Eriophorum angustifolium* a *Carex rostrata* – ukázala při prvních revitalizačních pokusech jako příliš pracná, byl záměrně reintrodukovan rašeliník. Druhým motivem pro reintrodukci rašeliníku je fakt, že možnost jeho spontánní regenerace na vytěžené ploše rašeliny je minimální (Lavoie et al 2003). Proto byl pro jeho znovuzavedení do regenerujících společenstev zvolen aktivní zásah. Jako zdroj diaspor rašeliníku byl využit fragment blatkového boru na jižním okraji vytěžené plochy (Šamata, 2000) a později i zdroje rašeliníku ze zaplavených lesnických výsadeb. Malé úlomky stélek různých druhů rašeliníku byly v letech 1999-2003 ručně rozhazovány po celé ploše rašeliněště.

Metody

Nomenklatura vyšších rostlin je sjednocena podle Kubáta et al (2002), pro mechorosty podle Kučera & Váňa (2005). Všechny výsledky mapování vegetace byly digitalizovány nad barevnou ortofotomapou z roku 2004, kterou zpracovalo sdružení firem GEFOS-GEODIS. Kromě barevné ortofotomapy bylo pro korekci mapování využito jako podklad barevná infračervená (Color infrared) ortofotomapa, které zpracovala firma GEODIS v roce 2007 pro Správu NP a CHKO Šumava (viz Mapa 6). Pro účely mapování a jednodušší orientaci byl těžný prostor rozdělen do pěti pracovních sektorů. Tyto sektory mají oddělené odvodňovací systémy, rozdílné konfigurace terénu a historii vegetace – viz Mapa 1.

Mapování cévnatých rostlin a rašelínků

Vegetační mapování se soustředilo na plochu, která byla těžena frézováním v letech 1958-1999 a sledovalo dva fenomény – rozšíření cévnatých rostlin a rozšíření rašelínků.

Mapování cévnatých rostlin bylo prováděno tak, aby výsledky navazovaly na mapování Jana Šamaty z roku 1999 a na mapování, které prováděl autor společně s Markem Bastlem pro revitalizační studii v roce 2000. V roce 2000 bylo možné mapovat osm hlavních druhů cévnatých rostlin, které ve vymezených plochách vždy tvořily jednoznačné dominanty. Metoda mapování v této studii se musela změnit proto, že pouze určitá část ploch měla stále jen jednu jednoznačnou dominantu, daleko častější ale byla kombinace více druhů cévnatých rostlin. Proto byly v každé ploše rozlišovány 1-4 dominanty vyšších rostlin s alespoň 25% podílem na pokryvnosti. K těmto dominantám byl zaznamenáván výskyt i všech dalších druhů cévnatých rostlin s nižším podílem na pokryvnosti - viz mapy č.3-5 pro jednotlivé druhy. **Mapování rašelínků** bylo prováděno plošně v celém vytěženém prostoru. V terénu byly lokalizovány rašelínky v plochách, které byly předtím rozlišeny v rámci mapování cévnatých rostlin. V místech, kde byly nalezeny rašelínky, byly také odebrány vzorky, které byly posléze určovány do druhu za pomoci binokulární lupy. Při hledání rozdílů proti historickým údajům se ukázalo, že je tyto výsledky nemožné přímo srovnávat s výsledky Jana Šamaty z roku 1999. Tyto mapy byly totiž vytvořeny nad jednoduchým podkladem těžebního schématu, a tudíž pro přímé srovnání s mapováním nad ortofotomapou nepoužitelné. Naopak mapové vrstvy z revitalizační studie z roku 2000 bylo možné použít snadno, neboť byly vytvořeny nad leteckým snímkem z roku 1992 a nebyl problém transformovat je na ortofotomapu z roku 2004. Z této studie byly pro analýzy využity kromě vegetačního mapování také mapy zaplavovaných ploch a zbytkové mocnosti rašeliny.

Analýza vegetace byla provedena pouze v místech, která byla opuštěna po těžbě v roce 1998 a 1999 a kde nedošlo k lesnické rekultivaci. Tak byly srovnávány rovnocenné plochy se stejným sukcesním stářím a ovlivněné pouze revitalizačními zásahy. Na těchto plochách, které tvoří většinu vytěženého areálu, byla vygenerována pravouhelná síť s rozstupem 2 metry. Aby bylo možné lépe sledovat dynamiku vegetace, byla síť umístěna rovnoběžně s odvodňovacími kanály, které určují směr šíření rostlin v prostoru. Na každém bodu sítě byly protnutím s plošnými vrstvami zjištěny následující veličiny: hloubka rašeliny, zaplavení v roce 2000(ano/ne), zaplavení v roce 2007(ano/ne), dominantní druh cévnaté rostliny v roce 2000, výskyt cévnatých rostlin v roce 2007 (dominantní/nedominantní/chybí), výskyt rašelínku v roce 2007 (ano/ne).

Takto získaná data byla nejprve analyzována pomocí metody klasifikačních a regresních stromů (CART – Breiman et al 1984), která umožnila neparametrickým způsobem modelovat závislost výskytu jednotlivých druhů cévnatých rostlin a rašeliníku v roce 2007 na složení vegetace v roce 2000 a vlastnostech prostředí.

Vzájemné vztahy mezi jednotlivými druhy cévnatých rostlin a rašeliníkem v roce 2007 byly analyzovány na základě jejich společného výskytu pomocí Yuleova korelačního koeficientu (Q). Hodnoty tohoto koeficientu jsou v rozsahu od -1 (druhy se svým výskytem nepřekrývají) po +1 (výlučně společný výskyt obou druhů). Odlišnost korelací od nuly (nezávislost výskytu druhů) a také 95% konfidenční interval byly odhadnuty metodou bootstrap (Efron & Tibshirani 1993). Pro vizualizaci vztahů mezi druhy byla matice korelačních koeficientů přepočítána na matici distancí a analyzována metodou hlavních koordinát (principal coordinate analysis) v programu Canoco for Windows (Ter Braak & Šmilauer 2002).

Změna vegetace mezi lety 2000 a 2007 byla analyzována na základě Markovových přechodových matic, užívaných hlavně v populační biologii (Caswell 2000), tedy matic pravděpodobností změny místa s určitou přiřazenou vegetační jednotkou v roce 2000 na jinou vegetační jednotku v roce 2007. Pro tvorbu přechodové matice musela být data o vegetaci v letech 2000 a 2007 upravena. V datech byly sloučeny druhy v rodu *Carex*, neboť výskyt *Carex canescens* je ve srovnání *Carex rostrata* zanedbatelný a výskyt obou ostřic je úzce korelován. Body na síti s více druhy byly rozděleny na "dílkové body" přiřazené jen jednomu z druhů, s vahou danou poměrem jeho abundance k součtu abundancí všech druhů. Volná plocha bez výskytu cévnatých rostlin byla rozdělena na zaplavenou plochu ("flooded") a na obnaženou rašelinu ("bare"), tak aby bylo možné vyjádřit expanzi druhů na suchou obnaženou rašelinu a do zaplavených ploch.

Vegetace a množství živin v zaplavovaných plochách

Zaplavované plochy jsou biotopem, v němž se s největší pravděpodobností splní záměry revitalizace. Proto byly tyto plochy a iniciální vegetace v nich podrobeny detailnější analýze. Nejdříve byly v sezoně 2007 rozlišeny **plochy, které jsou zaplavovány podzemní nebo povrchovou vodou po většinu roku**. Tyto údaje byly použity jako důležitá proměnná prostředí pro analýzu dat z mapování vegetace.

Vegetace vázaná na tyto plochy byla dále detailně analyzována na základě dat pořízených v druhé polovině dubna 2009. V každé souvislé skupině vodních ploch byl pořízen fytoecologický snímek o rozměrech 2x2 metry. Kromě snímků z rašeliníště byl pořízen srovnávací snímek z iniciální vegetace v okolní říční nivě, konkrétně šlo o společenstvo vysokých ostřic s dominantní *Carex buekii* v odstaveném mrtvém rameni Teplé Vltavy v blízkosti rašeliníště. Ke každému snímku byl odebrán vzorek vody, jejíž chemické složení bylo analyzováno v laboratoři Povodí Vltavy v Českých Budějovicích. Chemická analýza vody zahrnovala základní chemické charakteristiky a nejdůležitější živiny. Jmenovitě bylo analyzováno pH, konduktivita, rozpuštěný organický uhlík (DOC), dusičnany, amoniakální dusík, fosforečnany, sírany, celkové železo, vápník, hořčík, hliník. Pro potřeby analýz byly koncentrace iontů logaritmicky transformovány. Kromě odběrů vody bylo jako charakteristika snímků odhadnuto sukcesní stáří a změřena nejvyšší výška terénu nad vodní hladinou v době snímkování (s nejvyšší hodnotou 10 cm). Pro popis vztahu relativního zastoupení jednotlivých druhů cévnatých rostlin a mechorostů byla použita metoda přímé gradientové analýzy CCA (canonical correspondence analysis, Ter Braak & Šmilauer 2002), s postupným

výběrem vysvětlujících proměnných na základě testů signifikance. Před vlastním výběrem byl průkazný vztah složení vegetace k měřeným vlastnostem prostředí ověřen společným permutačním testem na modelu CCA, s použitím všech uvažovaných charakteristik prostředí.

Množství minerálních živin ve vzorcích bylo dále analyzováno nezávisle na vegetaci, tak aby byla získána škála relativní míry trofie v rámci lokality. Kontrolní vzorek číslo 23 byl odebrán v minerální vodě, která přitéká odvodňovacím kanálem do rašeliniště. Tento vzorek měl vyšší koncentrace dusičnanů, síranů, vápníku a hořčíku než zbytek odběrů. Vzorky byly proto vzestupně seřazeny jednou podle množství vybraných aniontů (dusičnany, sírany) a podruhé podle vybraných kationtů (vápník, hořčík) a tak získal každý vzorek dvě hodnoty z rozsahu 1 až 26 podle svého pořadí v rámci aniontů a kationtů. Relativní trofie byla součtem těchto dvou hodnot. Tato škála relativní hodnot byla na základě metody přirozených zlomů rozdělena na tři skupiny. Nejnižší hodnoty relativní trofie znamenaly velice malé množství živin, takové plochy jsou zaplaveny výhradně vodou z atmosférických srážek. Takové vzorky byly označeny jako **ombrotrofní**, neboť mají potenciál dalšího sukcesního vývoje směrem k ombrotrofním rašelinným společenstvům. Střední hodnoty trofie byly klasifikovány jako **oligotrofní** a představují plochy, v nichž se mísí srážková voda s podzemní vodou. Tyto plochy jsou potenciálním biotopem pro minerotrofní rašelinná společenstva. Vysoké hodnoty trofie indikují vliv minerálně bohatší podzemní vody a to jak kanály přitékajícími do rašeliniště, tak z podzemní vody, která v některých místech vyvěrá na povrch. Tyto vzorky byly označeny jako **mezotrofní**, protože jejich další sukcesní vývoj by měl směřovat směrem k mezotrofním mokřadním společenstvům.

Výsledky

Mapování cévnatých rostlin

Všechny **párové korelace mezi druhy zachycené pomocí Yuleova koeficientu (Q)** jsou průkazně odlišné od nuly (na hladině $\alpha=0.05$) s výjimkou korelace mezi *Carex rostrata* a *Eriophorum angustifolium*. Pro vizualizaci korelací (Obr. 2) byly použity prvé dvě osy analýzy hlavních koordinát, které dohromady vysvětlují 74% variability v hodnotách matice.

Přechodová matice je prezentována v Tab. 1, spolu s 95% konfidenčními intervaly odhadnutými metodou bootstrap.

Následující odstavce představují výsledky získané pomocí metody regresních stromů (CART) a z vypočtené matice přechodových pravděpodobností.

Calamagrostis epigejos

Výskyt *Calamagrostis epigejos* je vázán podle výsledků CART na místa se střední hloubkou rašeliny mezi 1,5 a 2,5 metru (Obr. 1). Výskyt je kladně korelován pouze s *Juncus effusus*, s ostatními druhy má negativní korelaci. Přechodová matice ukázala, že výskyt *C. epigejos* byl mezi roky 2000 a 2007 relativně stálý, část původního výskytu zmizela z důvodu nového zaplavení, část přešla k *Juncus effusus*. Prokazatelně žádná interakce nebyla zaznamenána v přechodové matici s *Eriophorum vaginatum*. *C. epigejos* je zatím na vytěžené ploše

rašeliníště nejvíce expandujícím ruderálním druhem, zdroje jeho šíření jsou v okolí železniční tratě, která ložisko protíná v pracovním sektoru č. 1.

Carex rostrata

Analýza CART ukázala, že *C. rostrata* se vyskytuje v zaplavených plochách s vyšší hloubkou rašeliny, malá část výskytu tohoto druhu je ale vázána i na nezaplavené plochy. Korelační koeficienty poukazují na častý společný výskyt s rašeliníkem, absenci korelace s *Eriophorum angustifolium* a negativní vztah s výskytem *Molinia caerulea*. Přechodová matice poukázala na poměrně velký podíl ploch, na nichž *C. rostrata* zmizela z důvodu zaplavení, a také na to, že na části ploch je *C. rostrata* vytlačována druhem *Eriophorum vaginatum*. Velký podíl ploch, ze kterých *C. rostrata* zmizela z důvodu zaplavení, je vyvážen tím, že na jiné plochy naopak expandovala. *C. rostrata* také z větší části nahradila porosty *Phalaris arundinacea*.

Eriophorum angustifolium

Na vysokou stálost tohoto druhu v plochách zaplavených v roce 2007 ukázala jak přechodová matice, tak model CART. Výskyt druhu je kladně korelován s přítomností rašeliníků a druhu *Eriophorum vaginatum*, neutrální vztah vykazuje vůči *Carex rostrata*. Přechodová matice ukazuje na dobrou schopnost tohoto druhu kolonizovat suchou obnaženou rašelinu a na dobrou schopnost konkurovat druhu *Eriophorum vaginatum*.

Eriophorum vaginatum

E. vaginatum expanduje na zaplavené i nezaplavené plochy, při expanzi je schopen nahradit druhy *Carex rostrata* i *Molinia caerulea*. Matice korelačních koeficientů ukazuje častý společný výskyt s druhy *Eriophorum angustifolium*, *Molinia caerulea* a s rašeliníky. Podle přechodové matice byl v letech 2000-2007 tento druh nejlepším kolonizátorem obnažené rašeliny a to jak u suchých ploch, tak ploch zaplavených v roce 2000. Přechodová matice také ukazuje na to, že je tento druh konkurenčně úspěšný a šíří se i na úkor jiných druhů cévnatých rostlin, hlavně *Carex rostrata*.

Juncus effusus

J. effusus je vázán na nezaplavené plochy a na plochy zaplavené v roce 2007. *J. effusus* se vyskytuje častěji s druhy *Molinia caerulea*, *Carex rostrata*, *Calamagrostis epigejos* a *Sphagnum* sp.. *J. effusus* se vyskytuje v místech s malou hloubkou rašeliny (méně než 1,5 metru). Na základě výsledků přechodové matice je možno tento druh označit za druhého nejlepšího kolonizátora obnažené rašeliny, zaznamenan byl i výrazný průnik do míst původně obsazených druhy *Phalaris arundinacea* a *Calamagrostis epigejos*.

Molinia caerulea

Na základě CART modelu se tento druh vyskytuje v místech se střední hloubkou rašeliny mezi 1,5 a 2,5 metry. Matice korelačních koeficientů ukázala společný výskyt s *Eriophorum vaginatum*, *Juncus effusus* a rašeliníky, záporný vztah má jeho výskyt naopak s druhem *Carex rostrata*. Přechodová matice ukázala, že rozšíření *M. caerulea* bylo výrazně zredukováno na úkor zaplavené plochy a obnažené rašeliny. Tento výsledek bohužel nevypovídá o sukcesním vývoji, ale o skutečnosti, že technické zásahy a zaplavení výrazně snížily rozšíření

M. caerulea v pracovním sektoru číslo 5. Naopak v plochách, do kterých *M. caerulea* mezi lety 2000 a 2007 expandovala, původně dominovaly druhy *Juncus effusus* a *Carex rostrata*.

Sphagnum spp.

Analýza CART ukázala na výskyt rašeliníku v plochách nezaplavených v roce 2000 a zároveň zaplavených v roce 2007, s hloubkou rašeliny nižší než 2,5 metru. Rašeliník má velice silnou kladnou korelaci s výskytem více druhů cévnatými rostlinami a to v (v pořadí klesající korelace) s *Molinia caerulea*, *Carex rostrata*, *Juncus effusus*, *Eriophorum vaginatum*, *Eriophorum angustifolium*. Výsledkům analýz odpovídá pozorování z terénu, podle kterého se rašeliník vyskytuje v podmáčených plochách hlavně v západní polovině rašeliníště. Koberce rašeliníků jsou vázány na deprese, které jsou většinu roku pod vlivem podzemní nebo povrchové vody. Zaplavovanému biotopu odpovídá i přítomnost jednotlivých druhů, v druhovém spektru převažují druhy ze sekce Cuspidata – *Sphagnum fallax* má 11 výskytů, *Sphagnum cuspidatum* 10 výskytů. Další taxony *Sphagnum rubellum*, *S. magellanicum* a *S. girgensohnii* se vyskytují pouze v podmáčených plochách na jihozápadě rašeliníště, kde se rašeliníky vyskytovaly už v roce 1998 a kde skončila nejdříve těžba rašeliny. Rašeliníky se podle výsledků mapování vyskytují na ploše 4,9 ha, což představuje 8% z celkové rozlohy. Ne na všech místech, které byly zahrnuty do této plochy, ale tvoří *Sphagnum* dominantu vegetace. To by také vysvětlovalo velký rozdíl proti údajům z roku 2002, kdy bylo rozšíření rašeliníků odhadováno pouze na 1-2% plochy rašeliníště (Lanta et al. 2004).

Vegetace a množství živin v zaplavovaných plochách

Analýza vegetace metodou CCA ukázala, že všechny charakteristiky prostředí dohromady vysvětlují zhruba 73% z variability ve složení rostlinného pokryvu, první dvě (zobrazené) kanonické osy vysvětlí 39.5% z celkové variability. Vztah vegetace k měřeným charakteristikám prostředí byl potvrzen výsledky Monte Carlo permutačního testu na součtu všech kanonických charakteristických čísel (9999 permutací, pseudo-F statistika 2.091, $P=0.0003$). Před výběrem vysvětlujících proměnných byla odhadnuta velikost a signifikance nezávislých vlivů jednotlivých proměnných. Průkazný vliv měly výška hladiny vody, stáří, vodivost a pH. Metodou postupného výběru byly do konečného modelu vybrány pouze dvě proměnné, které vysvětlují nejvíce variability - výška terénu nad vodní hladinou (WaterLevel) a sukcesní stáří (Age), které jsou zobrazeny v obr. 3. Další proměnné (především koncentrace iontů) jsou do grafu v obr. 3 promítnuty pouze pasivně jako naznačené tendence.

Výsledky rozdělení vzorků podle množství živin jsou prezentovány v mapě 1. Nejvíce živinami bohaté vzorky, které byly zařazeny jako mezotrofní, byly v hlavním odvodňovacím kanále a v pracovních sektorech 2 a 5. V pracovním sektoru 1, který je též zásobován vodou z odvodňovacího kanálu, byl vliv minerální vody slabší a většina vzorků byla vyhodnocena jako oligotrofní. Nejvíce vzorků, které byly klasifikovány jako ombrotrofní je v pracovních sektorech 3 a 4.

Diskuze

Mapování cévnatých rostlin a rašeliníků

Vývoj vegetace na Soumarském mostě potvrzuje, že nejdůležitějším předpokladem pro nastartování regenerace rašelinných společenstev je **opětovné zavodnění**. Nově vytvořený vodní režim by měl dosáhnout alespoň částečného zaplavení povrchu rašeliny (Gorham & Rochefort 2003, Price et al 2003). Zaplavení povrchu se podařilo hlavně v pracovních sektorech 1 a 5. U nezaplavených ploch by měla být v létě hladina podzemní vody méně než 40 cm pod povrchem. Tato hladina je obecně uznávána jako mezní hodnota pro vrchovištní společenstva (Verry 1988). Těchto příznivějších vodních podmínek a následné rychlé regenerace vegetace se podařilo za sledované období nejlépe dosáhnout v pracovních sektorech 3 a 5.

V současnosti nejuspěšnější kolonizátor *Eriophorum vaginatum* je i mimo rašelinné biotopy považován za druh, který je dobře přizpůsoben rychlé kolonizaci narušených povrchů v extrémních podmínkách. Jeho lehká semena jsou šířena větrem a nejlepší klíčivosti dosahuje na narušených místech (McGraw & Shaver 1982). Masivní kolonizace obnažené rašeliny tímto druhem je považována za začátek úspěšné obnovy rašelinné vegetace na těžných plochách (Lavoie et al 2003). *Eriophorum vaginatum* navíc může podle některých autorů připravovat podmínky pro další sukcesi rašelinných druhů rostlin (Tuitilla et al 2000, Lavoie et al 2003).

Co se týče výskytu ruderálních druhů, z údajů z jiných lokalit lze soudit, že v dohledné době dojde k jejich ústupu pouze na zaplavených plochách. *Lupinus polyphyllus* má schopnost přežít i ve 14 let starých sukcesních stádiích na obnažené rašelině (Bastl 1996). *Calamagrostis epigejos* má velký potenciál pro šíření na odvodněné suché rašelině a pokud ve vegetaci převládne, může stejně jako na minerálním podkladu dlouhodobě blokovat sukcesi dalších druhů (Konvalinková 2006).

Z analýzy rozšíření rašeliníku je patrné, že jeho výskyt je vázán na předchozí výskyt cévnatých rostlin a tak byla potvrzena i v tomto případě teorie o rychlejší spontánní kolonizaci rašeliníku v okolí cévnatých rostlin (Grosvernier et al. 1995). Poněkud překvapivé je ale pořadí druhů cévnatých rostlin, které se přednostně vyskytují s rašeliníkem. Z druhů, které jsou z literatury už uváděny jako podpůrné pro rašeliník to je *Carex rostrata*, *Eriophorum angustifolium* (Sliva & Pfadenhauer 1999, Boudreau & Rochefort 1998) a *Eriophorum vaginatum* (Lavoie et al. 2003). Další druhy *Molinia caerulea*, *Juncus effusus* by naopak měly indikovat minerotrofní podmínky nebo přímo mineralizaci rašeliny, a tedy podmínky nevhodné pro uchycení rašeliníku. *Juncus effusus* je dokonce uváděn jako zcela nevhodný pro růst rašeliníkových koberců (McCorry & Renou 2003). Výsledky tak spíše nasvědčují tomu, že v uchycení rašeliníku hraje více roli zlepšení mikroklimatických podmínek a vlastností substrátu v okolí cévnatých rostlin, než jejich přímý vliv. Podpůrnou roli pro rašeliník tak může sehrát jakýkoliv druh, který se uchytí na místech s příznivým vodním režimem. Vývoj v čase může ukázat, zda některý druh cévnaté rostliny nezačne v pozdějších sukcesních stádiích naopak rašeliník konkurenčně vytěsňovat. Na žádné ploše nebyl zaznamenán opačný proces známý z intaktních rašelinišť, kdy by si rašeliník sám aktivně vytvářel podmínky, které mu vyhovují (nízké pH a malý obsah živin) a tak vylučoval konkurenci cévnatých rostlin (Kolmanová & Pokorný 1999, Price et al 2003). K potlačování

konkurence vyšších rostlin zřejmě dochází až při vyšším zastoupení rašeliníkových koberců hlavně u klasických klimaxových společenstev ze svazu *Sphagnion medii* a nikoliv u iniciální vegetace na obnažené rašelině.

Rozšíření jednotlivých taxonů z rodu *Sphagnum* potvrdilo, že *Sphagnum fallax* je dobrým pionýrským druhem na obnažené rašelině (Grosvernier et al 1997). Druhý nejrozšířenější druh *Sphagnum cuspidatum* má zase největší růstový potenciál při tvorbě plovoucích koberců v mělkých vodních plochách (Boatman 1977). Tyto plovoucí koberce rašeliníků mohou být později kolonizovány skutečně vrchovištními druhy jako *Sphagnum magellanicum* nebo *Sphagnum papillosum* (Money & Wheeler 1999).

K úspěšnému uchycení a tvorbě rašeliníkových koberců došlo dosud pouze na místech, která jsou po většinu roku trvale zaplavena. Je otázkou, zda by větší množství diaspor v kombinaci se silnou vrstvou mulče nevedlo k lepším výsledkům, tak jak jsou publikovány například z oblasti Kanady (Rochefort et al. 2003).

Vegetace a množství živin v zaplavovaných plochách

Neprůkazný vliv živin na vegetaci zaplavovaných ploch byl poněkud překvapením, neboť o vegetaci rašelinišť je známo, že velice citlivě reaguje na gradienty živin v prostředí (Wheeler & Proctor 2000). Autor si tuto skutečnost vysvětluje tím, že v iniciální vegetaci hraje hlavní roli sukcesní stáří, neboť charakter vegetace je skutečně primárně určován kolonizací biotopu. Druhů, které se účastní sukcese, je velice omezené množství a část druhů se vyskytuje jak v ombrotrofních tak minerotrofních podmínkách (*Carex rostrata*, *Eriophorum angustifolium*). Teprve po delším období kolonizace zřejmě začnou působit další ekologické procesy jako je vzájemné konkurence mezi druhy a rozdíly ve využívání živin a tolerance ke stresu. Tyto procesy začnou formovat společenstva typická pro dané podmínky prostředí.

Je otázkou, nakolik průkaznost vlivu živin ovlivnily sezonní vlivy. Přestože byly odběry vody načasovány po odeznění jarního tání, je pravdou, že stavy vody byly na rašeliništi v době odběrů nadprůměrné. Proto by bylo vhodné experiment zopakovat v nějakém delším sušším období, nejlépe uprostřed léta nebo na začátku podzimu, kdy budou jasněji odděleny vodní plochy z různých zdrojů.

Na počátku revitalizace proběhla diskuze nad tím, zda přivedení velkého objemu minerálně bohaté vody do rašeliniště nezpůsobí nežádoucí eutrofizaci prostředí. Na základě získaných výsledků je možno říci, že tato hrozba není aktuální, neboť rozbor živin ukázal, že většina ploch má dobré podmínky pro vývoj oligotrofních mokřadních společenstev.

Rozsah vymapovaných zaplavovaných ploch ukazuje, že vzhledem k omezeným zdrojům vody je nemožné dosáhnout toho, aby byla zároveň zaplavována většina těženého areálu o rozloze 56 hektarů. Potvrzuje se tak, že obnova vodního režimu frézovaného rašeliniště je kvůli ploché konfiguraci terénu a systému hlubokých odvodňovacích příkopů dost obtížná, stejně jako u rašelinišť těžených odsáváním (vacuum mined bogs) v západní Evropě a Severní Americe (Lavoie et al 2003, Rochefort et al 2003).

Vzmemme-li jako maximální možný cíl revitalizace vznik ombrotrofních rašelinných společenstev ze svazu *Sphagnion medii*, mají nejlepší předpoklady plochy v sektoru 3. Tyto

plochy jsou zaplaveny srážkovou vodou, jsou mělké a pokryté stabilizujícím kobercem vyšších rostlin, což je nejlepší předpoklad pro úspěšnou tvorbu rašeliníkových koberců (Sliva 1998).

Druhy z mezotrofních společenstev v nivě Vltavy se budou pravděpodobně šířit nejvíce v okolí hlavního odvodňovacího kanálu a v pracovním sektoru 5. Sektor 5 se nachází v blízkosti nivy Vltavy a vzdálenost by neměla hrát kritickou roli při kolonizaci. Otázkou ale je, na jak velké ploše se zde vyvinou mokřadní společenstva, neboť v sektoru pět je zaplavena jedna velká souvislá plocha. Její relativně velká hloubka a otevřená hladina vody představují potenciální nebezpečí vytvoření velké dystrofní laguny, která nebude kolonizována ani mechy ani vyššími rostlinami. Nebezpečí vzniku dystrofní laguny by se potenciálně mohlo týkat i velkých zaplavovaných ploch v pracovním sektoru 4.

Prognóza vývoje vegetace

V současnosti není kolonizováno zhruba 40 % rozlohy těženého areálu, na níž je dosud obnažená rašelina. Pro účely prognózy byla vypočítána skladba hypotetického ustáleného stavu z přechodové matice – 35% obnažené rašeliny, 26% *Eriophorum vaginatum*, 10% *Eriophorum angustifolium*, 8% *Juncus effusus*, 7% *Molinia caerulea*, 6% volná vodní hladina, 1% *Calamagrostis epigejos*. Tento hypotetický stav poukazuje na to, jak by mohla vypadat do 10 let vegetace na plochách ovlivněných přímo i nepřímo opětovných zavodněním, ovšem za ne zcela reálného předpokladu stacionarity (stochastické neměnnosti) procesů, které probíhaly mezi lety 2000 a 2007. Pro přesnější predikci změn by bylo potřebné mít srovnatelné výsledky ve více než dvou termínech.

V místech, kde došlo k úspěšnému zavodnění, lze očekávat zvyšující se podíl *Carex rostrata* a *Sphagnum spp.*, ke kterým by se v dalších letech mohly připojit druhy, které se už podílejí na regeneraci vegetace v borkovaných plochách. Z těchto druhů už byl ve frézovaném prostoru zaznamenán omezený výskyt *Vaccinium uliginosum* a *Potentilla erecta*, lze očekávat výskyt *Vaccinium myrtillus* a *V. vitis-idaea*. Sukcesní trajektorie na těchto plochách by pravděpodobně měla směřovat k mozaice rašelinných borů a ostřicových porostů. Vodní plochy by se měly začít postupně zazemňovat a při tomto procesu by měly jako jinde v říční nivě vznikat plovoucí rašelinné ostrůvky (plaury) s ostřicemi a rašeliníky (Spitzer&Bufková 2008). Z druhů typických pro původní klimaxovou vegetaci blatkových borů se v sukcesi zatím objevují pouze pionýrské druhy (*Eriophorum vaginatum*, *Carex rostrata*), druhy s nižší schopností šíření a malou konkurenční schopností (*Pinus rotundata*, *Oxycoccus palustris*, *Andromeda polifolia*) se v nynějších sukcesních stádiích nevyskytují vůbec. O jejich spontánním výskytu nebo úspěšné reintrodukci by se dalo uvažovat, pokud v budoucnu dojde k plošnému uchycení rašeliníkových koberců, které zaručí podmínky pro dlouhodobé přežití těchto konkurenčně slabých druhů.

Na velké ploše obnažené rašeliny, kde je podstatně horší dostupnost vody, bude probíhat sukcese pomaleji a za účasti druhů lépe přizpůsobených suchu, než jsou druhy stávající. V nejbližších 10 letech je na suchých plochách nejpravděpodobnější vznik otevřených vřesovišť s dominancí *Calluna vulgaris*, tak jako na jiných rašeliníštích, kde převládá vliv odvodnění.

V sukcesi se bude dále zvyšovat zastoupení dřevin - *Betula pubescens* a *Pinus sylvestris*, jejichž dynamiku nelze ze stávajícího vývoje přesně určit. Vyšší podíl dřevin ve vegetačním pokryvu bude následně ovlivňovat složení bylinného patra ve prospěch stínomilných druhů. Sukcese dřevin bude jistě zpomalena nebo zcela zablokována v extrémech na plochách s periodickým nebo trvalým zaplavením a v místech extrémně suchých. V sukcesi dřevin se zatím velice málo objevuje *Picea abies*, i když je smrk výrazně zastoupen v okolních lesních porostech.

Managementová doporučení

V rámci pokračujících revitalizačních zásahů v pracovních sektorech 3, 4 a 5 je potřeba velké vodní plochy rozdělit na více menších a mělčích lagun. Tyto laguny by měly splňovat dvě základní podmínky: šířka otevřené vodní hladiny menší než 20 metrů (Beets 1992) a hloubka nižší než 50 cm (Money 1995).

V pracovním sektoru 4 zůstávají stále velké plochy obnažené rašeliny, které je potřeba alespoň částečně mulčovat, tak aby se urychlila kolonizace cévnatými rostlinami.

Po celé ploše rašeliniště je potřeba průběžně kontrolovat přehrazení odvodňovacích příkopů a protierozní zábrany. V průběhu času některá tato technická zařízení přestávají fungovat a hrozí opětovné vysušení některých částí rašeliniště.

Závěry

Vývoj vegetace je velice příznivý z pohledu hlavních záměrů revitalizace. V současné době je hlavním procesem masivní expanze *Eriophorum vaginatum* na obnaženou rašelinu. Tato expanze jednak zajišťuje rychle revegetaci povrchu a jednak umožňuje zlepšení podmínek pro uchycení následné vegetace. Pokud se efekt expanze *E. vaginatum* spojí s expanzí dalších mokřadních druhů jako je *Carex rostrata* nebo *Eriophorum angustifolium*, bude výsledná vegetace představovat opět důležitou součást cenného ekosystému nivy horní Vltavy. Na druhou stranu následná vegetace nebude mít zcela jistě pouze mokřadní charakter a na určité části rašeliniště převládnu nálety dřevin a synantropní vegetace. Pokud se ale podaří udržet dosavadní trend obnovy vodního režimu, neměly by se dřeviny ani synantropní vegetace stát hlavní vegetační formací. Chemismus vody v rašeliništi je na většině ploch ovlivněn přítékající vodou s větším množstvím minerálních živin. Nepodařilo se prokázat, že toto zvýšené množství živin ovlivňuje iniciační vegetaci zaplavených ploch.

Literatura

- Bastl M. 1996. Odolnost sukcesních stádií vytěženého rašeliniště k invazím, Ms., 34 pp. [Mag.pr.; depon in Knihovna Přírodovědecké fakulty JU, České Budějovice]
- Beets C.P. 1992. The relation between the area of open water in bog remnants and storage capacity with resulting guidelines for bog restoration. In: Braag, O.M., Hulme, P.D., Ingram, H.A.P., Robertson, R.A.(eds.) Peatland ecosystem and man: an impact assesment, p.133-140, Department of Biological Sciences, University of Dundee, Dundee.
- Boatman J. 1977. Observations on the growth of *Sphagnum cuspidatum* in a bog pool on the Silver Flowe National Nature Reserve. *Journal of Ecology* 65: 119-126.
- Boudreau S., Rochefort L. 1998. Restoration of post-mined peatlands: effect of vascular pioneer species on *Sphagnum* establishment. In: T. Malterer, Johnson K. & Stewart, J. (Eds.), Peatland Restoration and Reclamation. Proceedings of the 1998 International Peat Symposium, Duluth, USA, p. 39-43.
- Breiman L., Friedman J.H., Olshen R.A., Stone C.J. 1984. Classification and regression trees. Wadsworth, Belmont, USA..
- Bufková I., Prach K., Bastl M. 2005. Relationships between vegetation and environment within the montane floodplain of the Upper Vltava River (Šumava National Park, Czech Republic) *Silva Gabreta: sborník vědeckých prací ze Šumavy. Suppl. 2., p.5-76.*
- Caswell H. 2000. Matrix population models: construction, analysis, and interpretation. Second Edition, Sinauer Associates.
- Efron B., Tibshirani R.J. 1993. An introduction to the bootstrap. Chapman and Hall, New York, 436 pp.
- Ferda J., Havelka F. 1974. Rašelinné substráty a jejich využití. Československá akademie zemědělská, Ústav vědeckotechnických informací. 24 pp.
- Gorham E., Rochefort L. 2003. Peatland restoration: A brief assessment with special reference to *Sphagnum* bogs. *Wetlands Ecology and Management* 11: 109–119.
- Grosvernier P., Matthey Y., Buttler A. 1995. Microclimate and physical properties of peat - new clues to the understanding of bog restoration processes. In: Wheeler B.D., Shaw S.C., Fojt W.J., Robertson R.A. (eds.) Restoration of temperate wetlands, pp. 435-450. J. Wiley & Sons, Chichester.
- Grosvernier P., Matthey Y., Buttler A. 1997. Growth potential of three *Sphagnum* species in relation to water table level and peat properties with implications for their restoration in cut-over bogs. *Journal of Applied Ecology* 34: 471-483.
- Kolektiv 1960. Detailní průzkum rašeliniště Soumarský Most. Závěrečná zpráva, VÚMOP, Praha, 63 pp. [Ms. Depon in Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha 5 - Zbraslav]
- Kolmanová A., Pokorný P. 1999. Trpaslík vítězí nad obrem. *Vesmír* 78: 450-451.

- Konvalinková P. 2006. Spontánní sukcese vegetace na těžných rašeliništích: možná cesta obnovy? (předběžné sdělení). Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha. Mater 21:135-140.
- Kubát K., Hrouda L., Chrtek J. jun., Kaplan Z., Kirschner J., Štěpánek J. (eds.) 2002. Klíč ke květeně České republiky. Academia. 926 pp.
- Kučera J., Váňa J. 2005. Seznam a červený seznam mechorostů České republiky. Příroda, Praha, 23: 1-104.
- Lanta V., Doležal J., Šamata J. 2004. Vegetation patterns in a cut-away peatland in relation to abiotic and biotic factors: a case study from the Šumava Mts., Czech Republic. Suo 55: 33-43.
- Lášek R., Hříděl K. 1997. Československé opevnění z let 1936-38 na Šumavě. Ing. Jan Škoda – FORTprint, Dvůr Králové nad Labem.
- Lavoie C., Grosvernier P., Girard M., Marcoux K. 2003. Spontaneous revegetation of mined peatlands: An useful restoration tool? Wetlands Ecology and Management 11: 97-107.
- McCorry M.J., Renou F. 2003. Ecology and management of *Juncus effusus* (soft rush) on cutaway peatlands. Forest Ecosystem Research Group Report Number 69 [Ms., depon in Department of Environmental Resource Management, University College Dublin]
- McGraw J.B., Shaver G.R. 1982. Seedling density and seedling survival in Alaskan cotton grass tussock tundra. Holarctic Ecology 5: 212-217.
- Money R.P. 1995. Establishment of a *Sphagnum*-dominated flora on cut-over lowland raised bog. In: Wheeler B.D., Shaw S.C., Fojt W.J., Robertson R.A. (eds.). Restoration of temperate wetlands, 405-422, John Wiley and Sons, Chichester
- Money R. P., Wheeler B. D. 1999. Some Critical Questions concerning the Restorability of Damaged Raised Bogs. Applied Vegetation Science 2: 107-116.
- Price J.S., Rochefort L., Quinty F. 1998. Energy and moisture considerations on cutover peatlands: surface microtopography, mulch cover and *Sphagnum* regeneration. Ecological Engineering 10: 293-312.
- Price J.S., Rochefort L., Campeau S. 2002. On the use of shallow trenches to restore cutover peatlands: 1. Hydrology. Restoration Ecology 10: 259-266.
- Price J.S., Heathwaite A.L., Baird A. 2003. Hydrological processes in abandoned and restored peatlands. Wetlands Ecology and Management 11: 65-83.
- Rochefort L., Quinty F., Campeau S., Johnson K., Malterer T. 2003. North American approach to the restoration of *Sphagnum* dominated peatlands. Wetlands Ecology and Management 11: 3-20.
- Schreiber H. 1924. Moore des Bohmerwaldes und des deutschen Sudbohmens. Sebastianberg. 117 pp.
- Sliva J. 1998. Regeneration of milled peat top: a large scale approach in Kollerfilze (Bavaria, Southern Germany). - In: Malterer T., Johnson K. & Stewart, J. (Eds.), Peatland Restoration and Reclamation. Proceedings of the 1998 International Peat Symposium, Duluth, USA, 82-87.
- Sliva J., Pfadenhauer J. 1999. Restoration of cut-over peat bogs in southern Germany. Applied Vegetation Science 2: 137-148.
- Spitzer K., Bufková I. 2008. Šumavská rašeliniště. Správa NP a CHKO Šumava. Vimperk. 203 pp.

Šamata J. 2000. Vegetační průzkum a monitoring hladiny a jakosti podzemní vody na lokalitě Soumarský most. [Ms. depon. in: Ústav pro životní prostředí Přírodovědecké fakulty UK Praha]

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. 500 pp.

Tuittila E.S., Rita H., Vasan 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.

Verry E.S. 1988. The hydrology of wetland and man's influence on it. In: *Proceedings of the Symposium on the Hydrology of Wetlands in Temperate and Cold Regions*, pp. 41–61, Academy of Finland, Joensuu.

Wheeler, B.D., Proctor M.C.F. 2000. Ecological gradients, subdivisions and terminology of north-west European mires. *Journal of Ecology* 88: 187–203.

Zýval V., Lederer F., Bastl M., Horn P. 2000. Soumarský most - projekt revitalizace rašeliniště. 57 pp. [Ms., depon. in: Geovision s.r.o. Plzeň]

Přílohy

Tab. 1 – přechodová matice mezi rozšířením jednotlivých druhů cévnatých rostlin v roce 2000 a 2007

Obr. 1 – výsledky analýzy metodou CART pro *Calamagrostis epigejos*

Obr. 2 – výsledky korelací mezi druhy vizualizované pomocí prvních dvou os PCoA

Obr. 3 – výsledky analýzy vegetace zaplavovaných ploch metodou CCA

Mapy

Mapa 1 – vytěžený prostor rašeliniště - pracovní sektory a trvale zaplavované plochy

Mapa 2 – přehled těžby a rekultivace zalesňováním

Mapa 3 – rozšíření *Eriophorum vaginatum* v roce 2000 a v roce 2007

Mapa 4 - rozšíření *Carex rostrata* v roce 2000 a v roce 2007

Mapa 5 - rozšíření *Eriophorum angustifolium* v roce 2000 a v roce 2007

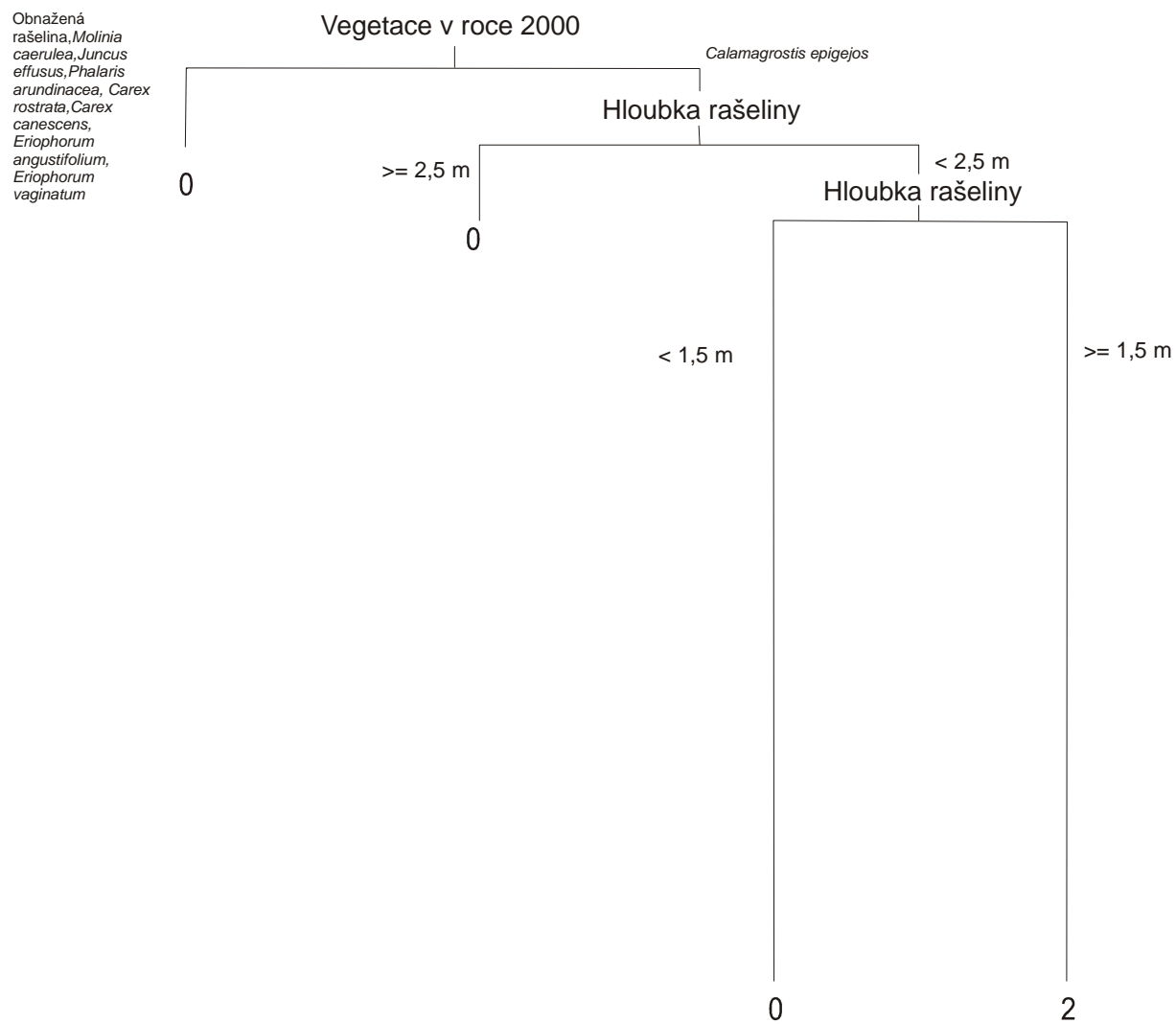
Mapa 6 – část sítě použité pro analýzu vegetace na podkladu barevné infračervené (Color infrared) ortofotomapy

	bare	CalaEpig	Carx.spp	ErioAngu	ErioVagi	flooded	JuncEffu	MoliCaer	PhalArun
bare	0,7088	0,0147	0,0159	0,0452	0,1081	0,0000	0,0601	0,0473	0,0000
CalaEpig	0,1528	0,3426	0,0463	0,0417	0,0000	0,1042	0,2836	0,0289	0,0000
Carx.spp	0,1760	0,0035	0,1851	0,0871	0,2441	0,1347	0,0782	0,0912	0,0000
ErioAngu	0,2073	0,0000	0,0462	0,4608	0,1847	0,0418	0,0496	0,0096	0,0000
ErioVagi	0,1489	0,0014	0,0349	0,0973	0,6016	0,0183	0,0088	0,0888	0,0000
flooded	0,0000	0,0009	0,1159	0,0910	0,2344	0,4053	0,0751	0,0773	0,0000
JuncEffu	0,2108	0,0309	0,0419	0,0153	0,1062	0,0498	0,4358	0,1093	0,0000
MoliCaer	0,2176	0,0000	0,0452	0,0304	0,1813	0,2155	0,0897	0,2203	0,0000
PhalArun	0,0000	0,0000	0,7500	0,0000	0,0000	0,0000	0,2222	0,0278	0,0000

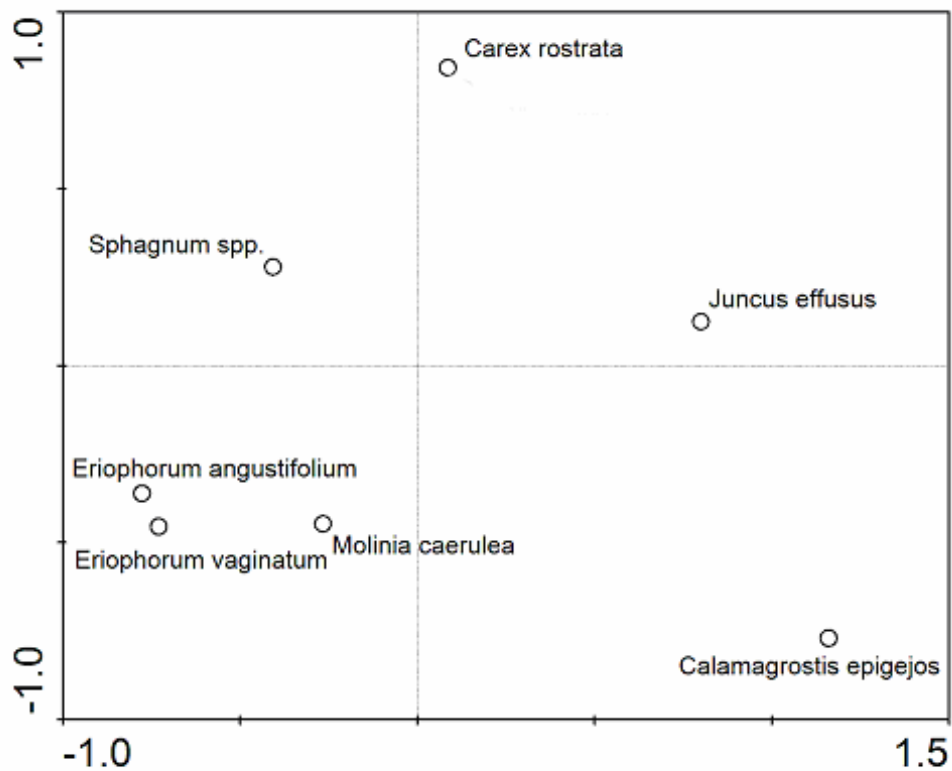
Tab. 1 – část A: Přejchodová matice pravděpodobností definovaná na základě výskytu jednotlivých druhů cévnatých rostlin mezi rokem 2000 (v řádkách) a rokem 2007 (ve sloupcích). Žlutě jsou zvýrazněny buňky odpovídající setrvání ve stejném stavu, tučně jsou označeny nulové pravděpodobnosti přechodu ze stavu 2000 do stavu 2007, červeně zvýrazněné buňky představují změny kategorie (pro každou výchozí kategorii) s nejvyšší pravděpodobností, pokud není nejvíce pravděpodobné setrvání ve stejném stavu. 2000

	bare	CalaEpig	Carx.spp	ErioAngu	ErioVagi	flooded	JuncEffu	MoliCaer	PhalArun
bare	(0.7050,0.7129)	(0.0140,0.0154)	(0.0152,0.0165)	(0.0442,0.0463)	(0.1064,0.1099)	(0.0, 0.0)	(0.0586,0.0616)	(0.0462,0.4855)	(0.0, 0.0)
CalaEpig	(0.1111,0.1979)	(0.2869,0.4074)	(0.0324,0.0614)	(0.0208,0.0661)	(0.0, 0.0)	(0.0694,0.1424)	(0.2373,0.3333)	(0.0139,0.0452)	(0.0, 0.0)
Carx.spp	(0.1652,0.1874)	(0.0026,0.0045)	(0.1742,0.1955)	(0.0809,0.0939)	(0.2320,0.2553)	(0.1260,0.1450)	(0.0722,0.0840)	(0.0850,0.0984)	(0.0, 0.0)
ErioAngu	(0.1920,0.2233)	(0.0, 0.0)	(0.0384,0.0528)	(0.4410,0.4842)	(0.1721,0.1980)	(0.0351,0.0491)	(0.0416,0.0567)	(0.0076,0.0122)	(0.0, 0.0)
ErioVagi	(0.1397,0.1583)	(0.0007,0.0022)	(0.0305,0.0387)	(0.0926,0.1019)	(0.5839,0.6192)	(0.0150,0.0213)	(0.0075,0.0107)	(0.0838,0.0941)	(0.0, 0.0)
flooded	(0.0, 0.0)	(0.0006,0.0013)	(0.1101,0.1221)	(0.0858,0.0961)	(0.2267,0.2434)	(0.3935,0.4172)	(0.0707,0.0795)	(0.0729,0.0821)	(0.0, 0.0)
JuncEffu	(0.1997,0.2229)	(0.0278,0.0339)	(0.0382,0.0457)	(0.0125,0.0184)	(0.0997,0.1130)	(0.0442,0.0553)	(0.4204,0.4518)	(0.1028,0.1157)	(0.0, 0.0)
MoliCaer	(0.2021,0.2331)	(0.0, 0.0)	(0.0404,0.0508)	(0.0263,0.0342)	(0.1717,0.1909)	(0.2016,0.2307)	(0.0822,0.0976)	(0.2077,0.2330)	(0.0, 0.0)
PhalArun	(0.0, 0.0)	(0.0, 0.0)	(0.5333,0.9508)	(0.0, 0.0)	(0.0, 0.0)	(0.0, 0.0)	(0.1167,0.3444)	(0.0056,0.0503)	(0.0, 0.0)

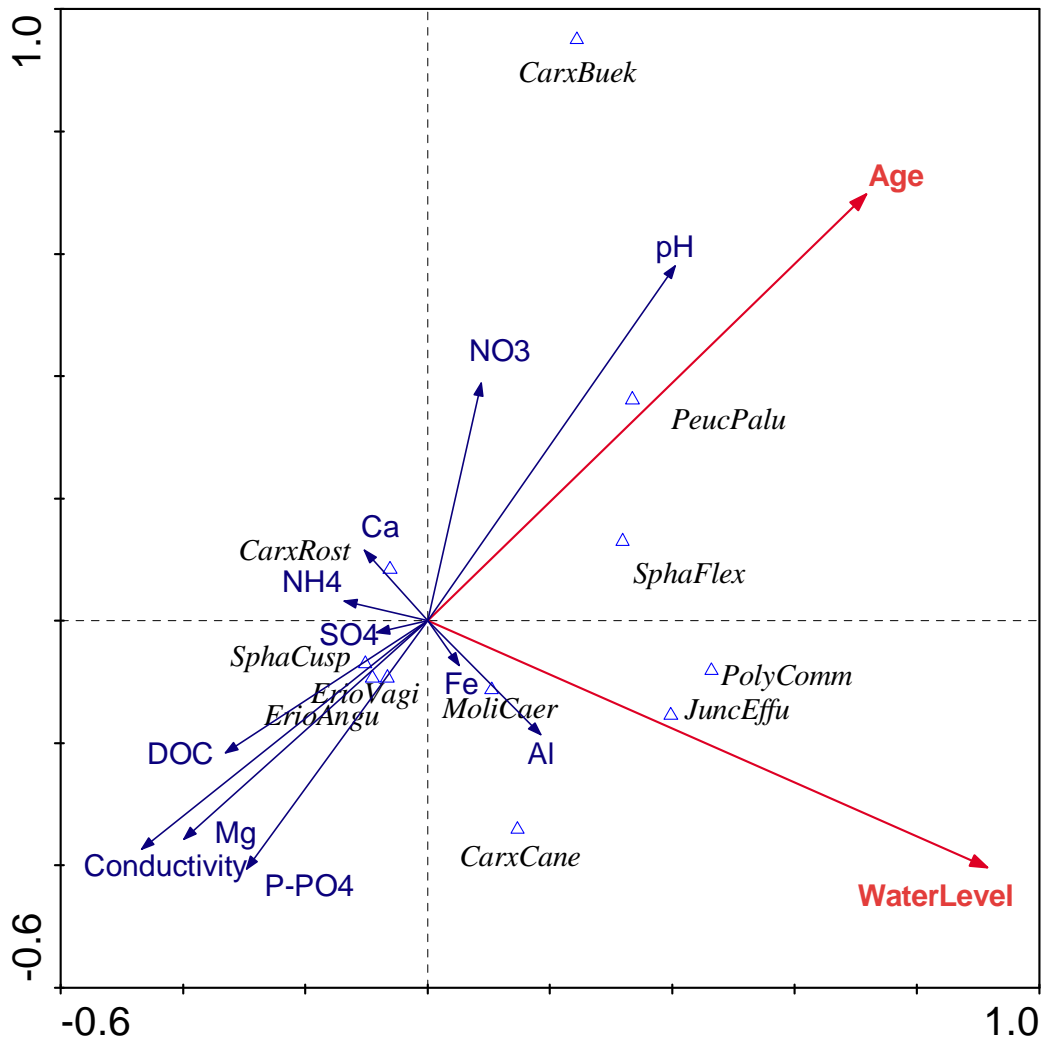
Tab. 1 – část B: 95% konfidenční intervaly pro hodnoty uvedené v části A. Odhad je založen na metodě bootstrap, s počtem 2000 iterací. Uspořádání tabulky je shodné s tabulkou v části A.



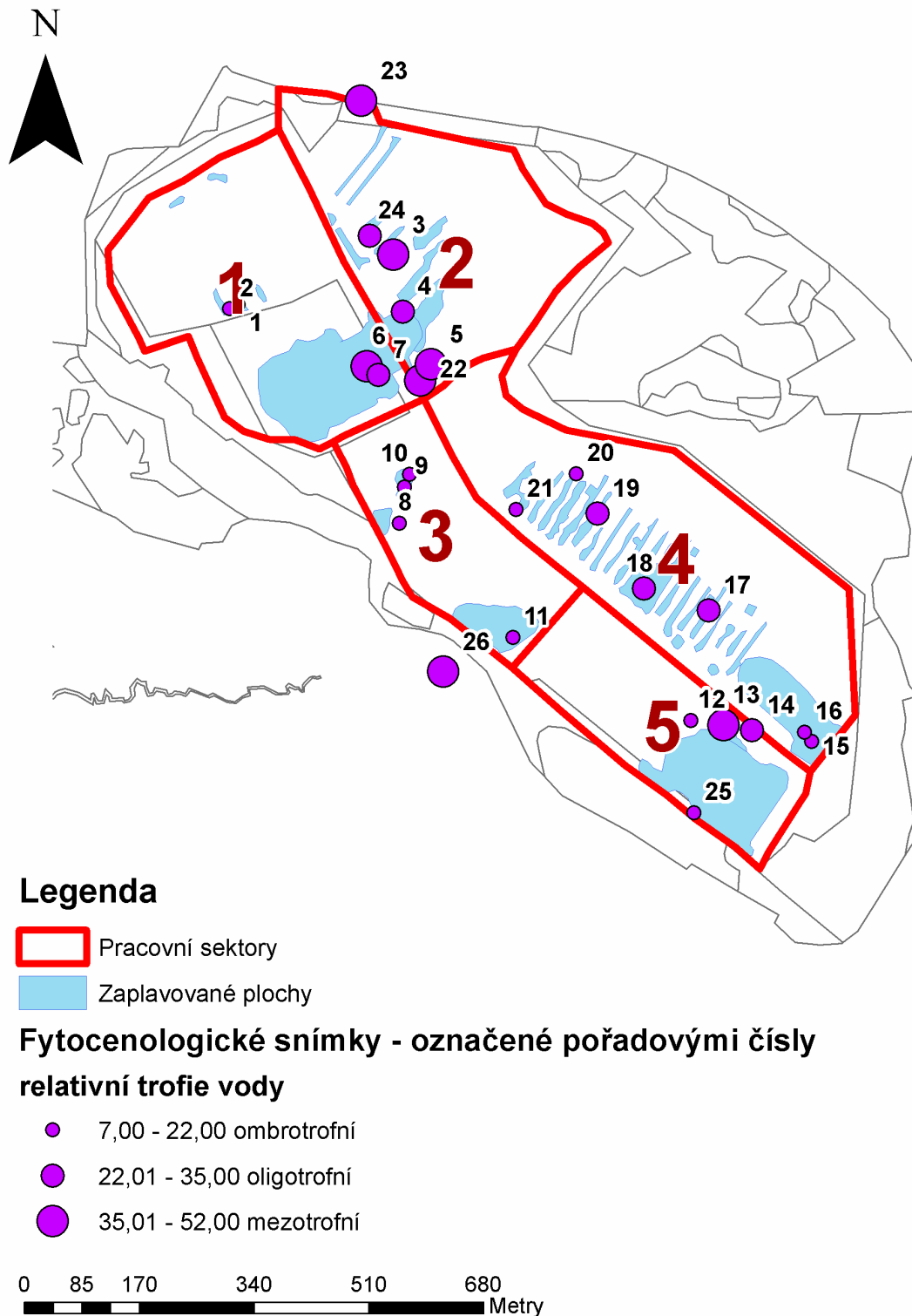
Obr. 1 - výsledný klasifikační strom získaný metodou CART pro *Calamagrostis epigejos*
koncový stav 0 – *Calamagrostis epigejos* se nevyskytuje
koncový stav 2 - *Calamagrostis epigejos* je dominantní



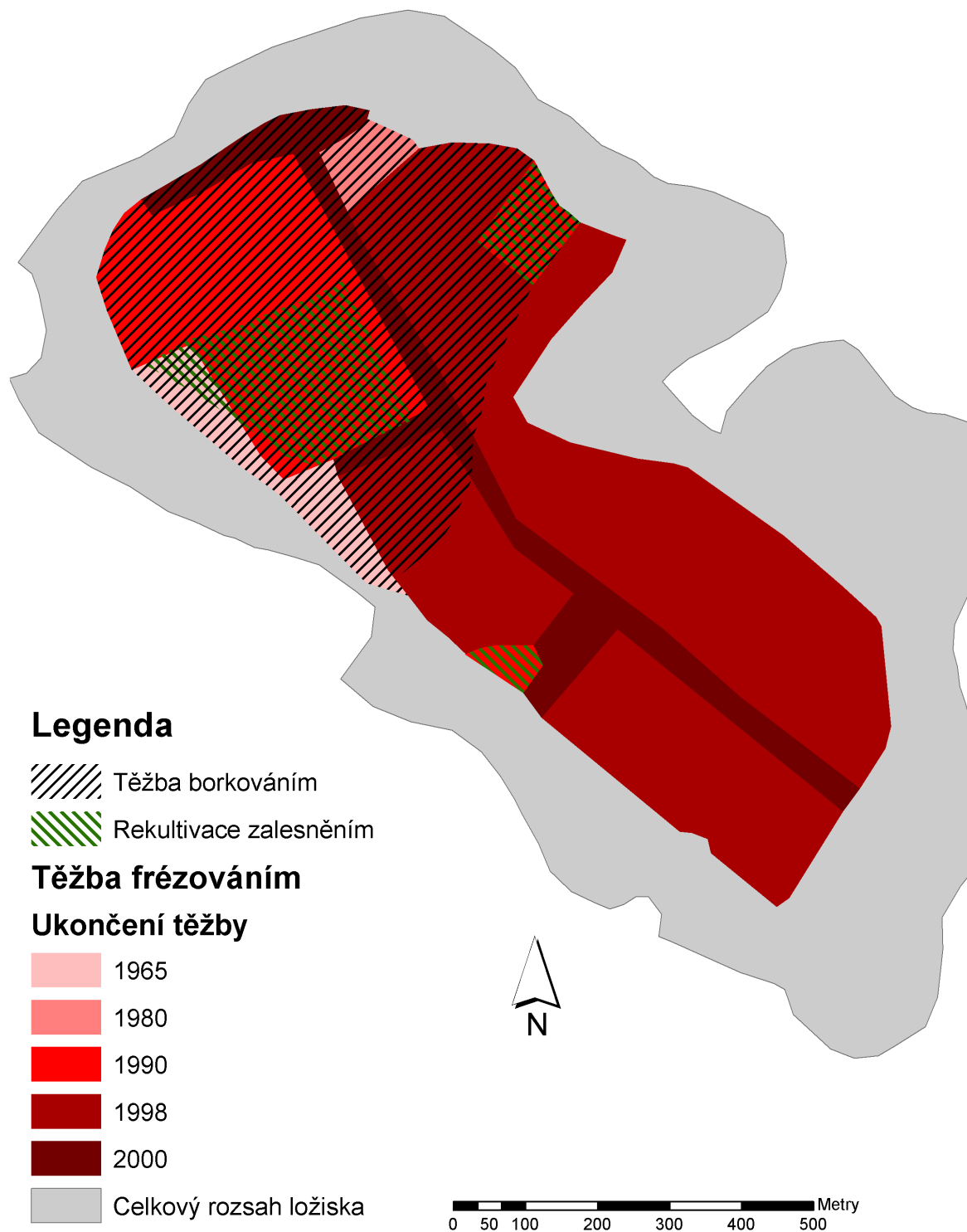
Obr. 2 - výsledky analýzy hlavních koordinát (PCoA), vizuálně reprezentující korelace mezi výskyty jednotlivých druhů na lokalitě. Čím jsou body uvažovaných druhů k sobě blíže, tím vyšší je předpovídaná hodnota korelačního koeficientu.



Obr. 3 – výsledky analýzy vegetace zaplavovaných ploch metodou CCA



Mapa 1 – vytěžený prostor rašeliniště - pracovní sektory a trvale zaplavované plochy



Mapa 2 – přehled těžby a rekultivace zalesňováním



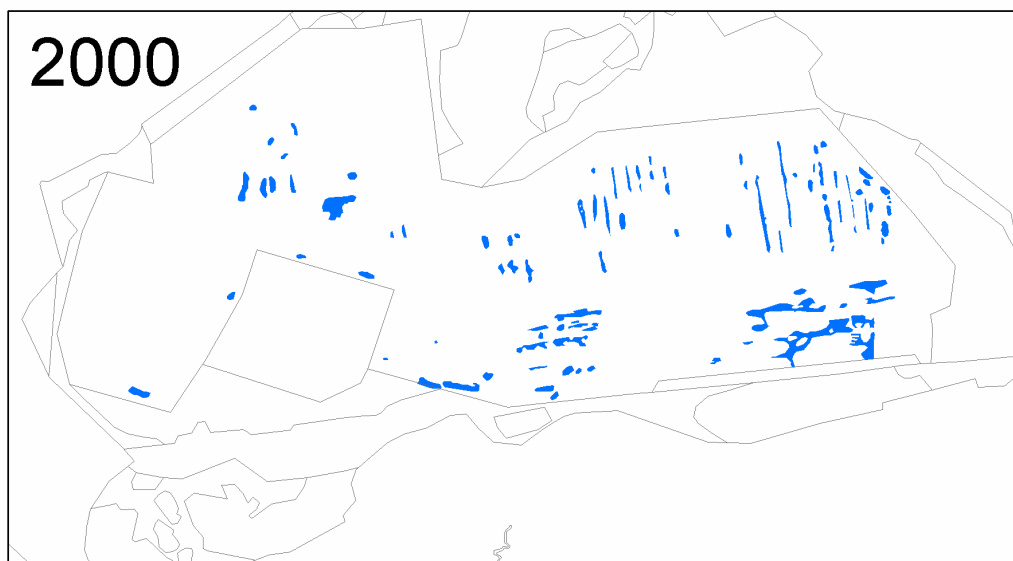
■ dominantní
▨ příměs



0 75 150 300 450 600 Metry



Mapa 3 – rozšíření *Eriophorum vaginatum* v roce 2000 a v roce 2007



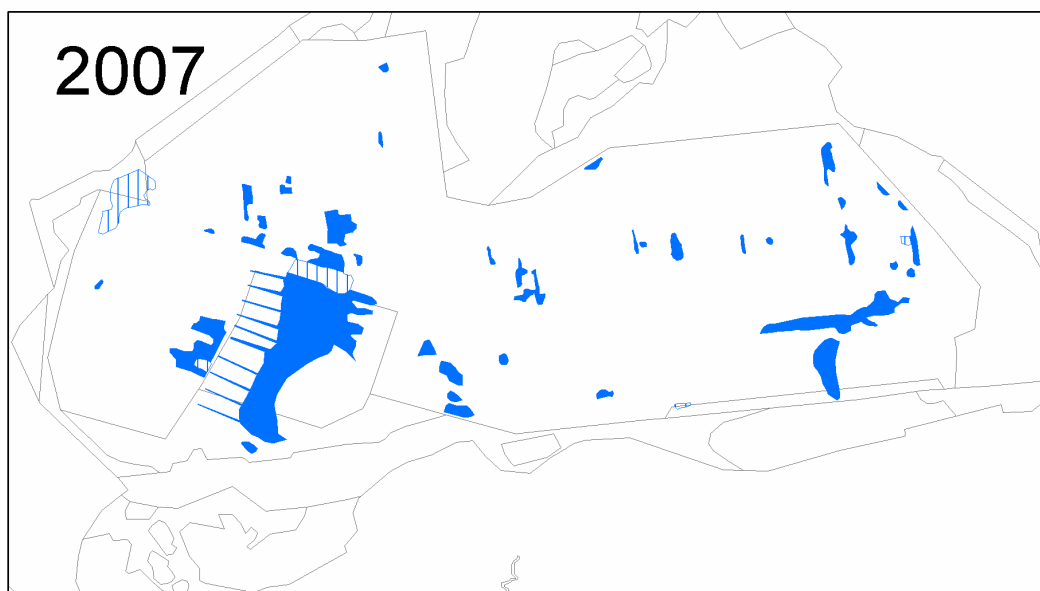
Carex rostrata

■ dominantní

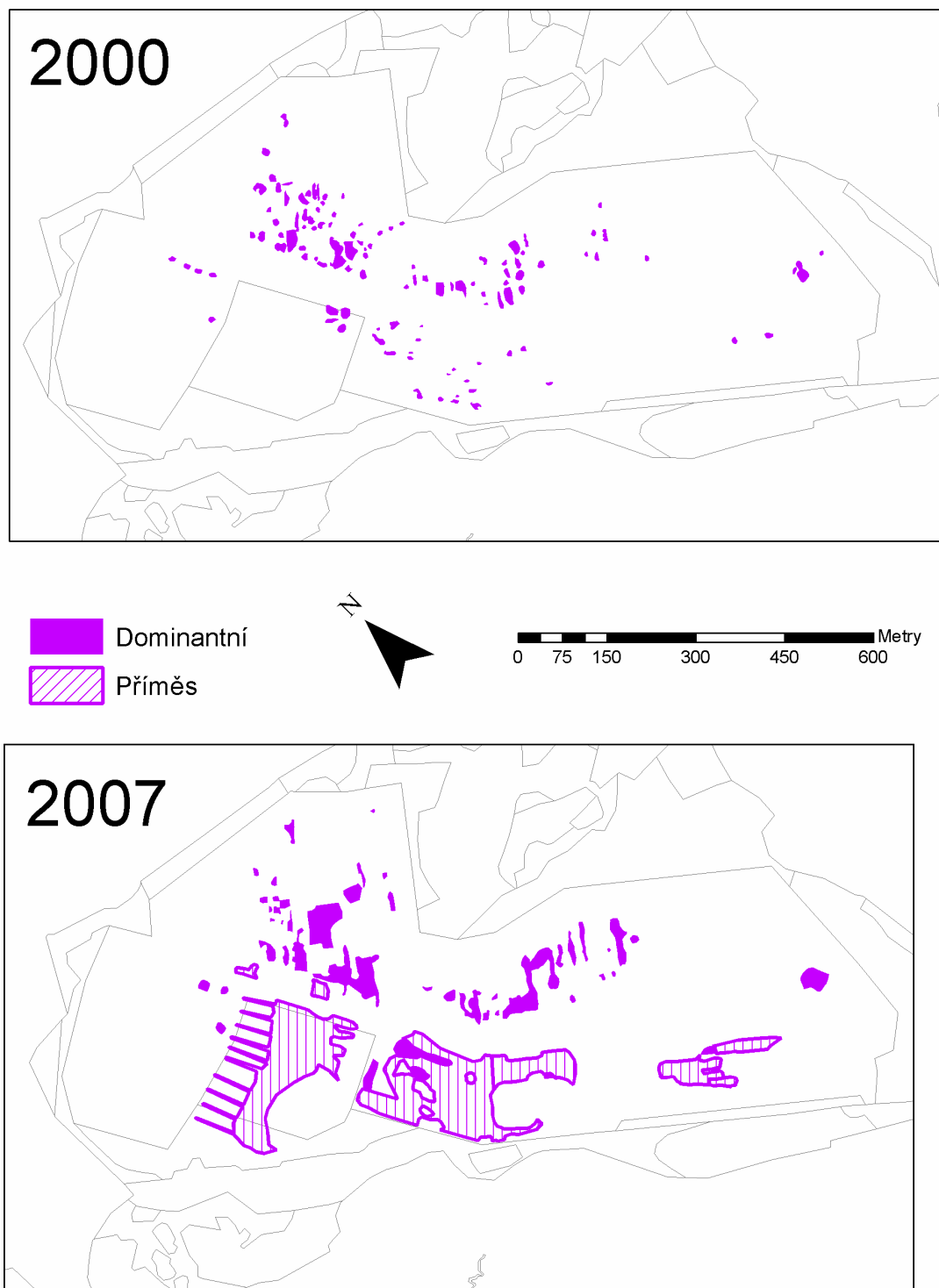
▨ příměs



0 100 200 400 600 Metry



Mapa 4 - rozšíření *Carex rostrata* v roce 2000 a v roce 2007



Mapa 5 - rozšíření *Eriophorum angustifolium* v roce 2000 a v roce 2007



Mapa 6 – část sítě použité pro analýzu vegetace na podkladu barevné infračervené (Color infrared) ortofotomapy

Kapitola 3

Vývoj vegetace na rašeliništi Horní Borková



Vývoj vegetace na rašeliništi Horní Borková

Petr Horn

Katedra biologie ekosystémů, Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Branišovská 31, CZ-370 76 České Budějovice, Czech Republic; e-mail petr.horn@seznam.cz;

Abstract

Vegetation development in cut-over raised bog in Southern Bohemia, Czech Republic, is described. The peat bog was abandoned in 1991 and after 15 year of spontaneous succesion the vegetation consists of areas covered by pioneer trees, graminoids, and heathland. This study focuses on ecology and variability of the heathland. My results show that the heath was able to occupy bare peat areas with very unstable water regime. Despite of unsuitable water conditions, the heathland had partially developed into a plant community able to accumulate peat, with moss layer dominated by various *Sphagnum* species. Collected data support the hypothesis that succesfull peatland restoration and the establishment of *Sphagnum* species is enhanced by higher air humidity occuring in the proximity of large water body.

Klíčová slova

Těžba, rašelina, vřes, sekundární vřesoviště

Úvod a cíle práce

Rašelinště Borková patřilo původně mezi největší šumavská rašelinště a tvořilo důležitou část mokřadních komplexů v nivě horní Vltavy. Z původního rašelinště se do dnešní doby nezachovalo takřka nic a jeho nynější podobu formovala v posledních 200 letech hlavně exploatace lidskou činností. Tuto exploataci představovala průmyslová těžba rašeliny, která začala nejpozději na začátku 19. století a s různou intenzitou pokračovala nepřetržitě do roku 1945. Po roce 1960 bylo rašelinště z větší části zaplaveno přehradní nádrží a na zbytku začala v 80. letech 20. století znovu těžba, která na začátku 90. let skončila. Přes tuto dlouhodobě trvající exploataci má část vegetačního krytu stále alespoň částečný charakter rašelinného biotopu. Tímto biotopem jsou sekundární vřesoviště, ve kterých se lokálně vyskytují rašelinné druhy z původních společenstev svazu *Sphagnion medii*.

V tomto článku prezentovaný výzkum měl zachytit aktuální stav vegetace na celém rašeliništi se zaměřením na potenciální vliv vlhkého mikroklimatu v blízkosti přehradní nádrže. Fenomén sekundárních vřesovišť a ostatní vegetace s dominancí keříčků byl podroben důkladnějšímu zkoumání, které mělo za cíl podrobně popsat variabilitu vegetace a pokusit se odhadnout perspektivy jejího dalšího vývoje.

Na základě vegetačního průzkumu jsou ve studii navržena managementová opatření, neboť rašelinště má svojí hodnotu jak z pohledu konzervační biologie tak potenciál pro úspěšnou obnovu rašelinotvorných společenstev na velkých plochách. Návrh managementových opatření je určen orgánům ochrany přírody jako podklad k zahájení jednání, která by měla

nastat v době, kdy se na pozemcích na lokalitě podaří úspěšně vyřešit složité majetkoprávní vztahy.

Charakteristika lokality

Rašeliniště Borková se nachází na pravém břehu Lipenské přehradní nádrže asi 6 km jihozápadně od obce Černá v Pošumaví, souřadnice lokality v souřadném systému WGS84 jsou 48°42'17 N a 14°2'24"E. Nadmořská výška je 740 metrů nad mořem. Průměrná roční teplota udávaná z počátku 20. století je 4,7°C a roční úhrn srážek 685 mm (Muller 1927). Rašeliniště mělo ve své historii mnoho názvů: Schlachlau (Záhora 2007, Schreiber 1924), Mayerbach-Fleissheimer Au (Muller 1927), Mayerbach-Fleissheimer Stich (Schreiber 1924). Po roce 1945 se ustálil český název Horní Borková.

Historický přehled vývoje vegetace

Výchozí stav vegetace

Rašeliniště Borková bylo původně velice rozsáhlým vrchovištěm o rozloze 375 hektarů (Záhora 2007), které se vyvinulo v plochém údolí mezi Vltavou a Pestříckým potokem (Muller 1927). Původní mocnost ložiska dosahovala kolem 11 metrů (Záhora 2007). Velké mocnosti rašeliny v ložisku odpovídá i to, že po 200 letech těžby má zbytek rašeliniště stále mocnost přes 3 metry rašeliny, jak odhalily zkušební vrty v září 2005. Vrstva rašeliny se tak, jak je u ombrotrofního vrchoviště obvyklé, ukládala nad úroveň okolního terénu. Existují záznamy o tom, že vyklenutý terén vrchoviště zabraňoval dohlédnout z obce Mayerbach do osady Fleisheim, která se nacházela na opačném okraji ložiska (Muller 1927). S polohou v údolní nivě Vltavě a spojením s mozaikou mokřadů lze rašeliniště řadit mezi typická údolní vrchoviště, která se zachovala v nivě horní Vltavy do dnešní doby (Spitzer & Bufková 1999).

Záznamy o původním charakteru vegetace před začátkem těžby neexistují a na její charakter se dá usuzovat z údajů z počátku 20. století (Schreiber 1924, Muller 1927). Vrchoviště bylo pravděpodobně pokryto mozaikou společenstev svazu *Sphagnion medii*, ve které převažovala asociace *Pino rotundatae-Sphagnetum*, se zapojenými porosty *Pinus x pseudopumilio*. Velice pravděpodobný je původní výskyt reliktních taxonů vázaných na rašelinné biotopy a to vzhledem k plošnému rozsahu vrchoviště a k udávanému výskytu *Empetrum nigrum* (Muller 1924).

Vývoj vegetace 1800-1945

Jako zdroj rašeliny začalo být ložisko využíváno od počátku 19. století, Hans Schreiber (1924) uvádí i konkrétní rok 1811, kdy podle jeho údajů začala těžba. Těžba se velice zintenzívnila po roce 1886, kdy začala být rašelina využívána jako palivo v tuhových dolech a v pivovaře v Černé (Záhora 2007). Roční úhrn těžby dosahoval až 90 000 kubických metrů rašeliny a na zpracování rašeliny se podílel specializovaný provoz, ve kterém se rašelina lisovala do balíků (Záhora 2007). Tak velký rozsah těžby v podstatě odpovídá dnešní průmyslové těžbě rašeliny, ačkoliv se při ní používala stará technologie borkování a velkého objemu vytěžené rašeliny bylo dosahováno nasazením velkého počtu pracovníků z okolních obcí.

Stav vegetace odpovídal intenzitě těžby. Původní vegetace byla spálena (Muller 1927) a na její místo nastoupily borkovací jámy. Po jejich opuštění se v nich tvořila mozaika různých sukcesních stadií. Schreiber (1924) i Muller (1927) celkem shodně uvádějí výskyt druhů vyšších rostlin, které odpovídají různě zamokřeným biotopům na obnažené rašelině - *Sphagnum* sp., *Nardus stricta*, *Calluna vulgaris*, *Eriophorum vaginatum*, *Vaccinium uliginosum*. Kromě nich Muller (1927) uvádí i taxony, které by svědčily o tom, že v rašeliništi se stále ještě nacházely zbytky původní vrchovištní vegetace - *Oxycoccus palustris*, *Empetrum nigrum*.

Vývoj vegetace 1945-1985

Po roce 1945 byla těžba rašeliny ukončena v souvislosti s odsunem obyvatelstva německé národnosti. Na leteckých snímcích z roku 1949 je patrný obrovský rozsah borkovaného území, které zahrnovalo celé ložisko. Vývoj vegetace po ukončení těžby zachytil na počátku 50. let Skalický (1953). V sukcesi na obnažené rašelině popisuje iniciální stadia s rašelínkem a *Drosera rotundifolia*, po kterých následovala mohutná invaze *Eriophorum vaginatum*. Jako velice zajímavé popisuje druhové složení společenstev v odvodňovacích příkopech, které odpovídalo slatinné mezotrofní vegetaci: *Menyanthes trifoliata*, *Peucedanum palustre*, *Potentilla palustris*. Kotlaba (1956) publikoval ve stejném období práci o mykofloře v oblasti a na rozdíl od Skalického, který klade důraz na mokřadní biotopy, charakterizoval ložisko jako skoro úplně odlesněné rašeliniště s mohutnými vrstvami rašeliny, poměrně suché a chudé na houby všeho druhu.

V roce 1958 byla poprvé napuštěna Lipenská přehradní nádrž. Původní předpoklad byl, že v zátopové oblasti zmizí celé rašeliniště (Wais et al, 1963) a tudíž nebude dále využitelné. Skutečnost ale byla jiná. Přehradní nádrž zatopila asi 300 hektarů ložiska a za pobřežní čarou zůstala asi 50 hektarová část rašeliniště. Tato nezatopená část zůstávala až do roku 1985 bez zásahu. O vývoji vegetace mezi lety 1960 a 1985 chybí bohužel přímé záznamy, takže o něm lze pouze spekulovat na základě leteckého snímkování, které prováděl vojenský topografický ústav v Dobrušce ve zhruba desetiletém intervalu. Na leteckém snímku z roku 1973 je plocha rašeliniště stále bez většího zastoupení porostů vzrostlých dřevin. To znamená, že plošná sukcese dřevin ani po 30 letech od ukončení borkování nenastoupila.

Vývoj vegetace 1985-2007

Protože na nezatopeném zbytku rašeliniště zůstalo velké množství humolitu, rozhodl se státní podnik Rašelina ložisko dotěžit. V rozporu se zavedenou metodikou plánování těžby frézováním ale nebyl proveden detailní průzkum ložiska, ale pouze zjednodušený průzkum s několika zkušebními sondami. Nová těžba frézováním tak začala nejen bez přesného odhadu množství využitelné rašeliny, ale i bez jednoduchých základních údajů o vegetaci na pravidelné síti zkušebních sond. Skutečná těžba frézováním začala v roce 1985 na 30 hektarech plochy. Na rašeliništi byl vybudován nový účinnější odvodňovací systém a těžba začala znovu tentokrát už ne ručním odpichováním rýči, ale plošným frézováním s pomocí těžké techniky původem ze SSSR. Původní předpoklad, že rašeliniště bude po vytěžení zatopeno Lipnem, nebyl splněn, neboť státní podnik Rašelina ukončil těžbu už v roce 1991.

Stejně jako v roce 1945 zůstaly po těžbě rozsáhlé plochy obnažené rašeliny, na nichž probíhá spontánní sukcese. Podle poznámek autora a údajů M. Štecha (1994) z první poloviny 90. let tvořila iniciální společenstva na obnažené rašelině pestrá směs tvořená převážně graminoidy, kterou doplňovala silná populace *Utricularia australis* v odvodňovacích příkopech.

V iniciálním stadiu se uplatňovaly hlavně tyto druhy: *Carex flava*, *Carex canescens*, *Carex rostrata*, *Eriophorum angustifolium*, *Eriophorum vaginatum*, *Calluna vulgaris*, *Nardus stricta*, *Phalaris arundinacea*, *Juncus effusus*, *Juncus filiformis*, *Drosera rotundifolia*. Severní části rašeliniště v pásu mezi přehradním jezerem a frézovanou plochou už v té době dominovala sekundární vřesoviště.

Stav vegetace v roce 2007, po 16 letech po ukončení těžby rašeliny, lze v hrubých rysech popsat následovně. Mokřadní společenstva zůstala omezena pouze na dna stále funkčních odvodňovacích příkopů. Zbytek rašeliniště je pokryt vegetací, která vznikla buď rychlou sukcesí dřevin (*Betula pubescens*, *Pinus sylvestris*) nebo šířením expansivních travin (*Phalaris arundinacea*, *Molinia caerulea*, *Juncus effusus*).

V severovýchodní části rašeliniště dominují rozsáhlé vřesové porosty a sukcese dřevin i graminoidů je podstatně omezena. Tyto vegetační formace jsou druhově chudé a jejich charakter určují výrazné dominanty s keříčkovitým charakterem růstu – *Calluna vulgaris*, *Vaccinium uliginosum*. V jihozápadní části rašeliniště keříčky vytváří mozaiku s vegetací s dominancí *Nardus stricta*. Tato vegetace je vázána na místa, která byla při těžbě hluboce odvodněna a kde vliv odvodnění převažuje do současnosti. Extremní nedostupnost vody společně s konkurencí keříčků způsobují trvalé nebo přechodné zablokování sukcese dřevin. Sekundární vřesoviště se ale vyskytují i na relativně vlhkých místech v blízkosti přehrady. Tato vlhká vřesoviště jsou na rašeliništi jediným společenstvem, ve kterém se stále lokálně vyskytují rašelinné druhy z původních společenstev svazu Sphagnion medii - *Andromeda polifolia*, *Drosera rotundifolia* a rašeliníky (*Sphagnum magellanicum*, *Sphagnum fallax*, *Sphagnum capillifolium*).

Metody

Mapování aktuální vegetace

Vegetační mapování probíhalo v letech 2005-2008. Stejnorodé plochy byly při mapování rozlišovány na základě rozdílu v dominantních druzích vyšších rostlin. Takto rozlišené

vegetační formace byly posléze zařazovány do vegetačních jednotek na základě shody v dominantních druzích. Klasifikace jednotek je účelová, tak aby zachytila variabilitu vegetace, a nevychází z žádného zavedeného syntaxonomického systému. Celkem bylo rozlišeno 13 pracovních vegetačních jednotek - viz mapa č. 1. Mapování bylo prováděno na podkladu barevné ortofotomapy pořízené v roce 2004 sdružením firem Gefos a Geodis. Zákresy ploch byly posléze digitalizovány do formy plošné vegetační mapy v souřadném systému S-JTSK, která pokrývá celé zájmové území.

Z každé vegetační jednotky byly pořízeny minimálně dva fytoocenologické snímky o rozměrech 5x5 metrů. Snímky byly umístěny tak, aby co nejlépe reprezentovaly danou vegetační jednotku, a zároveň aby bylo snímky pokryto celé území rašeliniště – viz vrstva snímků v mapě č. 1. Celkem bylo pořízeno 49 fytoocenologických snímků. Zvláštní pozornost byla věnována otevřeným vegetačním formacím s převahou keříčků, což jsou sekundární vřesoviště, brusnicová vřesoviště a smilkové trávníky. V otevřených vegetačních formacích bylo pořízeno 21 snímků. Z umístění každého fytoocenologického snímku byla určena jeho nejkratší přímá vzdálenost k pobřežní čáře s Lipenskou přehradou.

Nomenklatura vyšších rostlin je sjednocena podle Kubáta et al (2002), pro mechorosty podle Kučera & Váňa (2005).

Statistická analýza

Vliv blízkosti přehrady na variabilitu fytoocenologických snímků byl testován pomocí přímé ordinace metodou CCA, v analýze byla jako proměnná prostředí použita vzdálenost od okraje přehrady. Průkaznost byla testována pomocí Monte Carlo permutačního testu (999 zcela náhodných permutací). Kromě přímé ordinace fytoocenologických dat byla také testována jednodušší (a konkrétnější) hypotéza, že vlhké mikroklima u hladiny přehradní nádrže zvyšuje zastoupení rašeliníků ve vegetaci. Test je založen na regresním modelu závislosti logaritmu součtu pokryvností všech druhů rodu *Sphagnum* na vzdálenosti od přehrady.

Fytoocenologická data v otevřených vegetačních formacích s převahou keříčků byla analyzována dále. Celková variabilita v druhových datech byla analyzována pomocí analýzy DCA (detrended correspondence analysis). Výsledky z ordinací metody byly doplněny klasifikací metodou TWINSpan, která rozdělila snímky do jednotlivých skupin nezávisle na a priori zvolených pracovních vegetačních jednotkách.

Pro statistickou analýzu dat byly použity programy Canoco pro Windows s grafickou nadstavbou Canodraw (Ter Braak & Šmilauer 2002) a TWINSpan for Windows (Hill & Šmilauer 2005), mapové výstupy byly zpracovány v programu ArcGIS desktop.

Výsledky

Mapování aktuální vegetace

Rozlohy jednotlivých mapovaných společenstev jsou popsány v tabulce 1 a v Obr. 1. Z porovnání rozlohy mapovaných jednotek ve frézované a borkované části vyplývá, že některé vegetační formace mají těžiště svého výskytu ve frézované části, jiné zase v borkované části. Hlavně ve frézované části rašeliniště se vyskytují nálety dřevin, porosty bezkolence (*Molinia caerulea*), ruderalní vegetace a vřesoviště bez rašelinných druhů. Naopak v borkované části se vyskytují luční společenstva podsvazu *Filipendulenion*, porosty chrastice (*Phalaris arundinacea*) a brusnicová vřesoviště.

Výsledky přímé ordinace popisující změnu vegetace se vzdáleností od nádrže přinesly překvapivě dobré výsledky. Vzdálenost od Lipna vysvětluje asi 5.9% z celkové variability v druhových datech. Hodnota pseudo-F statistiky byla 2.867, odhad signifikance $P = 0.002$ při 499 permutacích. Výsledky CCA jsou graficky prezentovány v Obr. 2.

Analýza závislosti poklesu pokryvnosti rašeliničků na rostoucí vzdálenosti od Lipna prokázala, že tento vztah je statisticky průkazný ($p=0.00038$, $F_{1,47}=14.77$, $R^2=0.238$). Vzhledem k tomu, že byla testována závislost logaritmu pokryvnosti rašeliničků, závislost nemá lineární ale exponenciální charakter, jak je vidět v Obr. 3.

Otevřené vegetační formace s převahou keříčků

Analýza pomocí DCA vysvětlila celkem 32,9% variability v druhových datech. První osa DCA objasnila 22,3% variability a představuje **výrazný gradient ve vegetaci s keříčky** – viz Obr. 4. Na jednom konci gradientu se nachází **brusnicová vřesoviště** se stínomilnými mechy (*Pleurozium schreberi*) a začínající sukcesí dřevin *Betula pubescens* a *Pinus sylvestris*. Na opačném konci gradientu se nacházejí **smilkové trávníky s lučními druhy** – *Luzula multiflora*, *Bistorta major*, *Potentilla erecta*, *Agrostis canina*. Mezi těmito dvěma extrémy jsou umístěny snímky ze sekundárních vřesovišť, která vytvářejí plynulé přechody jak se smilkovými trávníky, tak s brusnicovými vřesovišti.

Metoda TWINSpan rozdělila vegetaci s keříčky na 6 skupin (nižší dělení byla, vzhledem k omezenému rozsahu snímkového materiálu, ignorována). Dvě skupiny odpovídají oběma extrémům v analýze DCA: smilkové trávníky vs. brusnicová vřesoviště. Další čtyři skupiny představují detailní rozdělení sekundárních vřesovišť, které je jemnější než pracovní rozdělení na vegetační jednotky podle přítomnosti rašeliničků a *Eriophorum vaginatum*. Ve **velmi vlhkých vřesovištích**, která se nacházejí v biotopech se stojící nebo mírně tekoucí vodou, vřes doplňují *Eriophorum vaginatum*, *Molinia caerulea*, *Sphagnum cuspidatum*, *Sphagnum magellanicum*. **Vlhká ombrotrofní vřesoviště**, jež se nacházejí v těsné blízkosti Lipenské nádrže, se vyznačují mírně naznačenou mikrotopografií vrchoviště (bult, mírně vlhčí šlenk) a zastoupením druhů *Andromeda polifolia*, *Eriophorum vaginatum*, *Oxycoccus palustris*,

Sphagnum rubellum, *Sphagnum flexuosum*. **Suchá vřesoviště s mechovým patrem** se vyskytují v místech vzdálenějších od nádrže nebo ovlivněných okolní sukcesí dřevin, ve snímcích této vegetační jednotky se vyskytují druhy *Pleurozium schreberi*, *Dicranum polysetum*, *Vaccinum uliginosum*, *Vaccinium vitis-idaea*. Tato skupina představuje díky zastoupení keříčků z rodu *Vaccinium*, přechod ke skupině snímků z brusnicových vřesovišť. **Suchá vřesoviště**, jejichž výskyt se koncentruje na frézované plochy dále od Lipna, navazují na smilkové trávníky a vyznačují se naprostou dominancí vřesu a velice malým zastoupením ostatních cévnatých rostlin a mechů, proto analýza nezjistila žádné spolehlivé indikační druhy pro tento typ vegetace. Metoda TWINSPAN rozdělila vegetační jednotky primárně na dvě hlavní skupiny, na základě přítomnosti *Molinia caerulea*. Přítomností *Molinia caerulea* se vyznačují smilkové trávníky, suchá vřesoviště a vlhká vřesoviště minerotrofního charakteru. *Molinia caerulea* naopak chybí v brusnicových vřesovištích, ve vlhkých vřesovištích ombrotrofního charakteru a v sušších vřesovištích s mechovým patrem.

Diskuse

Mapování aktuální vegetace

Výsledky přímé ordinace od Lipna je třeba vysvětlovat nikoliv jako přímý vliv Lipenské nádrže, ale jako důkaz toho, že se charakter vegetace mění se vzdáleností od přehrady, a to díky kombinaci více vlivů. Kromě rozsáhlé vodní plochy a vlhčího mikroklimatu v její blízkosti působí s určitostí i další faktory. Část rašeliniště je přímo zaplavována při vysokých stavech vody v Lipenské nádrži. Tento jev je při současném regulačním řádu nádrže velice vzácný, ale pokud k takové situaci dojde, může být velice dramaticky zredukováno dřevinné patro, tak jako je tomu u blízkého rašeliniště Kyselovský les. Okraje rašeliniště, které jsou zároveň více vzdálené od Lipna, jsou lépe odvodněné a je v nich nižší mocnost humolitu. Tyto okraje rašeliniště jsou také více ovlivňovány splachy z intenzivních pastvin na okolních pozemcích.

Co se týče analýzy závislosti poklesu pokryvnosti rašeliníků na rostoucí vzdálenosti od Lipna je nutno konstatovat, že vztah určitě nefunguje univerzálně pro všechny typy vegetace. Obr. 3 názorně ukazuje, že v mnoha fytoecologických snímcích v blízkosti přehrady nebyly zaznamenány žádné rašeliníky. Proto tato závislost platí zejména pro vegetaci s vyvinutým mechovým patrem, vzhledem k sukcesnímu stáří mají vyvinuté mechové patro hlavně bezlesé vegetační formace. Výskyt rašeliníku ve vegetaci je v přímém rozporu s režimem podzemní vody, neboť její hladina podle autorových měření leží příliš nízko, průměrně 50 cm pod úrovní terénu. Protože vřesoviště s rašeliníky leží zároveň v pobřežní zóně přehradní nádrže, nabízí se jako nejpravděpodobnější vysvětlení tohoto fenoménu přímá vazba výskytu rašeliníku na vysokou vlhkost vzduchu v blízkosti vodní nádrže Lipno. Tato teorie je podporována údaji ze Švýcarské Jury, kde dochází často ke spontánní rekolonizaci *Sphagnum fallax* na odvodněných rašeliništích (Grosvernier et al, 1997). Pohoří Švýcarská Jura se

vyznačuje chladným klimatem, s téměř 100% vzdušnou vlhkostí, která každou noc vytváří mlhy, a také vysokým ročním úhrnem srážek (1446 mm) (Grosvernier et al. 1995).

Rozdíly ve výskytu jednotlivých společenstev v borkované a frézované části, tak jak jsou prezentovány v Tabulce 1 a Obr. 1, je nutně interpretovat stejně jako předchozí analýzu opatrně. Vegetace na borkovaných plochách má totiž za sebou 60 let samovolného vývoje, zatímco frézované plochy pouze 15 let. I přesto mapování aktuální vegetace poukázalo na jeden významný rozdíl mezi vlivy borkování a frézování na následný vývoj vegetace. Na plochách opuštěných po těžbě frézováním je podstatně větší zastoupení náletů dřevin než u vyborkovaných ploch. Podstatně vyšší podíl pionýrských dřevin lze přisuzovat zřejmě tomu, že míra odvodnění je u frézovaných ploch vyšší a navíc při těžbě dochází ke zhutnění zbývající rašeliny (Lavoie et al. 2003).

Na většině vyborkovaných ploch se po 60 letech vývoje vytvořila druhově bohatší společenstva s velkým podílem lučních druhů. Tato společenstva jsou analogická s lučními společenstvy podsvazu *Filipendulenion*, ačkoliv nevznikla degradací kosených luk podsvazu *Calthenion*, ale sukcesí na povrchově odvodněné rašelini. Podle mého názoru zde částečně fungoval efekt refugia, kdy bezzásahový okraj rašeliniště umožnil přežití lučních druhů z okolních pastvin, odkud byly vytlačeny intenzivním zemědělským obhospodařováním (hnojení, odvodňování, přisívání travních směsí).

Pro aplikaci výsledků této práce do praxe je potřeba je porovnat se sukcesí na jiných těžných lokalitách na Šumavě a v Třeboňské pánvi, tak jak je popsali Konvalinková (2006) a Bastl (1994). Vegetace popsaná těmito autory jako vlhká sukcesní řada je přítomna na zde studované lokalitě v odvodňovacích příkopech a v jejich okolí. Vegetace typická pro suchou sukcesní řadu zcela chybí. Část vegetace dominovanou *Molinia caerulea* lze zařadit do středně vlhké sukcesní řady. Některé vegetační formace - jako jsou sekundární vřesoviště nebo luční společenstva podsvazu *Filipendulenion* - v uvedených studiích chybí. Důvodem je nejspíše to, že hlavní výsledky ve studii Bastla (1994) byly získány na Třeboňsku v nadmořských výškách do 500 m.n.m., kdežto lokalita Borková leží v nadmořské výšce 740 metrů nad mořem. Sukcese na Třeboňsku je podstatně ovlivňována jiným klimatem, především nižšími srážkami a vyššími teplotami, z nichž vyplývá vyšší úroveň evapotranspirace. Výsledky mapování by odpovídaly předběžně hypotéze, že sukcese na odtěžených rašeliništích se výrazně liší na lokalitách s vyšší nadmořskou výškou, kterou vyslovila P. Konvalinková na konferenci ČBS v listopadu 2006.

Otevřené vegetační formace s převahou keříčků

Rozsáhlý výskyt sekundárních vřesovišť na rašeliništi odpovídá obecnému trendu, kdy na poškozených rašeliništích s nestabilní hladinou podzemní vody začínou převládat takzvané „suché“ nebo „vřesovité“ (*heath-like*) vegetační formace (Money & Wheeler 1999). Vřesoviště na naší lokalitě mají svoji lokální obdobu například na rašeliništích Chalupská slat' a Jezerní slat', kde se na některých plochách opuštěných po borkování taktéž vytvořila vegetační formace s převahou *Calluna vulgaris*. Výskyt rozsáhlých vřesovišť byl pozorován

v 60. letech 20. století i na blízkém Bedřichovském rašeliništi u Světlíku, kde vřes převládal na odvodněných částech rašeliniště, které byly opuštěny po těžbě (Dohnal et al 1965, Wais et al 1963).

Malá plocha smilkových trávníků představuje zajímavý fenomén v kolonizaci obnažené rašeliny. Jednak proto, že *Nardus stricta* je odkázána převážně na generativní šíření (Hejcman et al. 2005) a v současnosti chybí v okolí ložiska větší zdroj diaspor. Smilkový trávník zde vznikl bez působení pravidelného obhospodařování, jako je pastva, kosení, kácení lesa, a tedy jinak, než jak historicky v oblasti Šumavy vznikala většina ostatních společenstev s převahou *Nardus stricta* (Klečka, 1930). Vzhledem k poloze výskytu smilkových trávníků uprostřed vřesovišť lze předpokládat, že geneze tohoto společenstva je zřejmě velice podobná sekundárním vřesovištím a souvisí s dobrou přizpůsobivostí *Nardus stricta* na vysýchavé substráty.

Při porovnání vegetace s výsledky z oblasti Třeboňska (Konvalinková 2006, Bastl 1994) je nápadná absence sekundárních vřesovišť na Třeboňsku. Tuto skutečnost si autor nevysvětluje tím, že v této oblasti nejsou podmínky pro vytvoření vřesovišť, ale podstatnými rozdíly v managementu. Úspěšná invaze *Calluna vulgaris* vyžaduje velké otevřené plochy vysušené rašeliny. A právě tato podmínka u rašelinišť rekultivovaných zalesňováním není splněna, neboť spontánní sukcesí na suchu zde lze nalézt pouze na malých ploškách, kde se z nějakého důvodu nezdařilo umělé zalesnění. Daleko více je pak spontánní sukcese zastoupena na trvale nebo střídavě zaplavených plochách, kde zalesnění není možné ve větší ploše, jako je rašeliniště Kozohlůdky (Abazid & Kučerová 1999)

Výsledky z této práce dobře korespondují s výsledky sledování spontánní sukcese na dvou skotských rašeliništích (Large 2001). Sukcesní trajektorie, která směřuje k požadované vegetaci s převahou rašelintvorných společenstev, je indikována přítomností druhů jako je *Sphagnum magellanicum*, *Oxycoccus palustris*, *Sphagnum capillifolium*, *Drosera rotundifolia*. Naopak nežádoucí degradaci signalizuje zastoupení *Molinia caerulea*, *Polytrichum commune* a vysoká dominance *Calluna vulgaris*. Výsledky této práce také podporují navrhané jednoduché kritérium pro management rašelinišť a to že pokryvnost rašeliničku slouží jako indikátor stavu vodního režimu a výška keříčků je ukazatelem stupně degradace (Large 2001).

Je otázkou, nakolik je výskyt vřesovišť na rašeliništi trvalý, na suchých lokalitách totiž dochází po 25 letech k degenerativní růstové fázi, kdy se porosty vřesu samovolně rozpadají. Keříčům vřesu odumírají centrální větve a zanechávají uprostřed keříku volné místo (Matthews 1993). Tento samovolný rozpad lze na naší lokalitě očekávat u vřesovišť, u nichž se nevytvořilo souvislé mechové patro. Vzhledem k tomu, že vřesoviště bez rašeliničku vznikla na frézovaných plochách, které byly opuštěny v roce 1991, dá se tento rozpad očekávat v období 2015 - 2020. U ploch s velkým výskytem rašeliničku naopak rozpad nehrozí: fáze rozpadu totiž na vlhkých lokalitách nenastává, protože stonky vřesu jsou trvale zakryty kobercem rašeliničku (Hobbs 1984). Relativní stálosti zrašelinělých vřesovišť odpovídá i situace na některých rašeliništích v oblasti kvildských plání, kde sekundární vřesoviště neprošla stadiem rozpadu ani po 60 letech po ukončení těžby (Spitzer&Bufková 2008).

Druhová bohatost sekundárních vřesovišť na minerálních substrátech, které jsou udržovány vhodným managementem, může být dosti vysoká, na jižní Moravě byla celková druhová zásoba odhadována až na 70 druhů (Chytrý et al., 2001). Vřesoviště na sledované lokalitě jsou

i přes daleko menší počet druhů velice důležitá z hlediska biodiverzity, neboť hostí ohrožené druhy cévnatých rostlin a rašeliníky.

Navrhovaný management

Vzhledem k výskytu zvláště chráněných druhů rostlin a živočichů by část rašeliniště měla získat status maloplošného chráněného území. Návrh hranic chráněného území v mapě 2 je založen na výskytu vegetace, v níž jsou přítomny chráněné druhy rostlin (4 druhy cévnatých rostlin) a existuje reálná perspektiva jejich dalšího výskytu v příštích 20 letech. Toto vymezení chráněného území na základě vegetace je potřeba ještě korigovat na základě výskytu zvláště chráněných živočichů, proto by mělo být skutečné vyhlášení chráněného území konzultováno minimálně ještě se specialisty v oborech entomologie a ornitologie.

U části rašeliniště je na základě přírodních podmínek reálná možnost revitalizace - viz mapa 2. Ta by měla spočívat v opětovném zavodnění a následné sukcesi, která by vytvořila mokřadní biotopy a rašelintvorná rostlinná společenstva. Území pro revitalizaci je možno snadno zavodnit s pomocí vodních zdrojů, které přitékají z jihozápadu a jsou v současnosti odvodňovacími kanály přesměrovány mimo rašeliniště. Druhým technickým zásahem by bylo odstranění pionýrských dřevin (*Betula pubescens*, *Pinus sylvestris*) na části plochy. Po těchto zásazích by měla být revitalizovaná plocha ponechána bez zásahů a docházelo by pouze k monitorování vývoje vegetace ve změněných podmínkách. Určitý status ochrany by měly získat i prameniště a rašelinné březiny kolem vodotečí na jihozápadním okraji rašeliniště, neboť na množství a kvalitě vody v nich je závislý úspěch případné revitalizace.

Závěry

Výsledky výzkumu na rašeliništi Horní Borková ukázaly, že lokality opuštěné po těžbě rašeliny mohou být v horizontu 10 až 15 let pokryty souvislou vegetací, která vznikla spontánní sukcesí bez jakékoliv dodatečné lesnické nebo zemědělské rekultivace. I přes to, že na lokalitách přetrvává vliv odvodnění, může za určitých podmínek (vysoká vlhkost vzduchu) dojít k částečné obnově rašelintvorné vegetace. V případě rašeliniště Borková tuto obnovenou vegetaci představuje část sekundárních vřesovišť, kde se vytvořilo mechové patro s převahou rašeliníků. Výsledky výzkumu ukazují na to, že v lokalitách s vlhčím mikroklimatem je revitalizace významně usnadněna a urychlena a že je možno revitalizovat úspěšně i plochy, na nichž stále trvá vliv odvodnění.

Literatura

- Abazid D., Kučerová A. 1999. Botanický inventarizační průzkum PR Kozohlůdky. Ms., 49 pp. [depon in Krajský úřad Jihočeského kraje, České Budějovice]
- Bastl M. 1994. Sukcese na rašeliništích narušených těžbou. Ms., 23 pp. [Bak. práce; depon in Knihovna Přírodovědecké fakulty JU, České Budějovice]
- Dohnal Z., Kunst M., Mejstřík V., Raučina Š., Vydra V. 1965. Československá rašeliniště a slatiniště. Nakladatelství ČSAV, Praha. 332 pp.
- Grosvernier Ph., Mathey Y., Buttler A. 1995. Microclimate and physical properties of peat: new clues to the understanding of bog restoration. In: Wheeler, B.D., Shaw S., Fojt W.J., Robertson R.A. (eds.) Restoration of temperate wetlands, p.435-450. John Willey and Sons Ltd, Chichester.
- Grosvernier Ph., Mathey Y., Buttler A. 1997. Growth potential of three Sphagnum species in relation to water table level and peat properties with implications for their restoration in cut-over bogs. Journal of Applied Ecology 34: 471-483.
- Hejzman M., Nežerková P., Lokvenc T., Pavlů V. 2005. Trávy v opuštěné školce. Vesmír 84: 409-412.
- Hill M.O., Šmilauer P. 2005. TWINSpan for Windows version 2.3. Centre for Ecology and Hydrology & University of South Bohemia, Huntingdon & České Budějovice. 29 pp.
- Hobbs R.J. 1984. Length of burning rotation and community composition in high-level Calluna-Eriophorum bog in northern England. Vegetatio 57: 129-136.
- Chytrý J., Sedláková I., Tichý L. 2001. Species richness and species turnover in a successional heathland. Applied Vegetation Science 4: 89-96.
- Klečka A. 1930. Studie o smilkových porostech na pastvinách šumavských. Sborník Československé Akademie Zemědělské. 101-136.
- Konvalinková P. 2006. Spontánní sukcese vegetace na těžbených rašeliništích: možná cesta obnovy? (předběžné sdělení). Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha. Mater 21: 135-140.
- Kotlaba F. 1956. Houby některých částí zátopové oblasti Lipenské přehrady. Ochrana přírody, Praha, 7: 193-202.
- Kubát a kolektiv 2002. Klíč ke květeně České republiky. Academia. 926 pp.
- Kučera J., Váňa J. 2005. Seznam a červený seznam mechorostů České republiky. Příroda, Praha, 23: 1-104
- Lavoie C., Grosvernier P., Girard M., Marcoux K. 2003: Spontaneous revegetation of mined peatlands: An useful restoration tool? Wetlands Ecology and Management 11: 97-107.
- Matthews, R. F. 1993. Calluna vulgaris. In: Fire Effects Information System, [Online]. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer). Available: <http://www.fs.fed.us/database/feis/> [2007, November 25].

- Müller F. 1927. Paläofloristische Untersuchungen dreier Hochmoore der Böhmerwaldes, p. 68-76. Lotos, Prague.
- Money R. P., Wheeler B. D. 1999. Some Critical Questions concerning the Restorability of Damaged Raised Bogs. *Applied Vegetation Science* 2: 107-116.
- Large A.R.G. 2001. Reversing spontaneous succession to protect high-value vegetation: Assessment of two Scottish mires using rapid survey techniques. *Applied Vegetation Science* 4: 103-110.
- Schreiber, H. 1924. Moore des Bohmerwaldes und des deutschen Sudbohmens. Sebastianberg . 117 pp.
- Skalický, V. 1953. Květena horního Povltaví. *Ochrana přírody, Praha*, 2: 32-34.
- Spitzer K., Bufková I. 2008. Šumavská rašeliniště. Správa NP a CHKO Šumava. Vimperk. 203 pp.
- Štech M. 1994. Floristicko-ochranářský výzkum květeny Šumavy v r. 1994. – Ms. [depon in: Přírodovědecká fakulta Jihočeské univerzity, České Budějovice]
- 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. 500 pp.
- Záhora F. 2007. Těžba rašeliny u Černé. In: *Webové stránky obce Černá v Pošumaví* [online]. Obecní úřad Černá v Pošumaví. Available: http://www.cernavposumavi.cz/web_1/c25.php [2007, November 17]
- Wais F., Klásek L., Viktora R., Krhounek S., Pohoral J. 1963. Zjednodušený průzkum rašelinných ložisek v okrese Český Krumlov. – Ms. [depon. in: Výzkumný ústav rašelin, Zbraslav].

Přílohy

Tabulka č. 1 – Fytocenologické snímky otevřené vegetace s převahou keříčků

Obr. 1: Rozloha rostlinných společenstev podle způsobu těžby rašeliny

Obr. 2: Výsledky CCA, v níž byla jako proměnná prostředí použita vzdálenost od Lipenské přehrady

Obr. 3: Graf závislosti součtu pokryvností druhů rodu *Sphagnum* na vzdálenosti od Lipna

Obr. 4: Výsledky DCA pro otevřenou vegetaci s keříčky

Obr. 5: Výsledky metody TWINSpan pro otevřenou vegetaci s keříčky

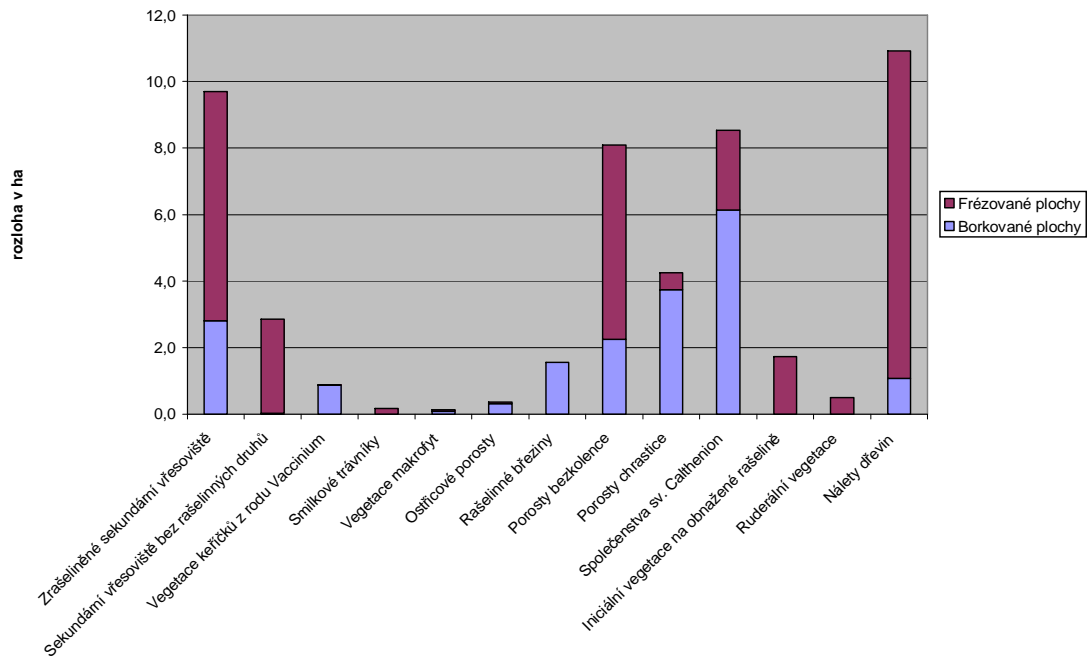
Mapa 1: Přehledová mapa vegetace s fytocenologickými snímky

Mapa 2: Mapa s navrhovanými změnami managementu

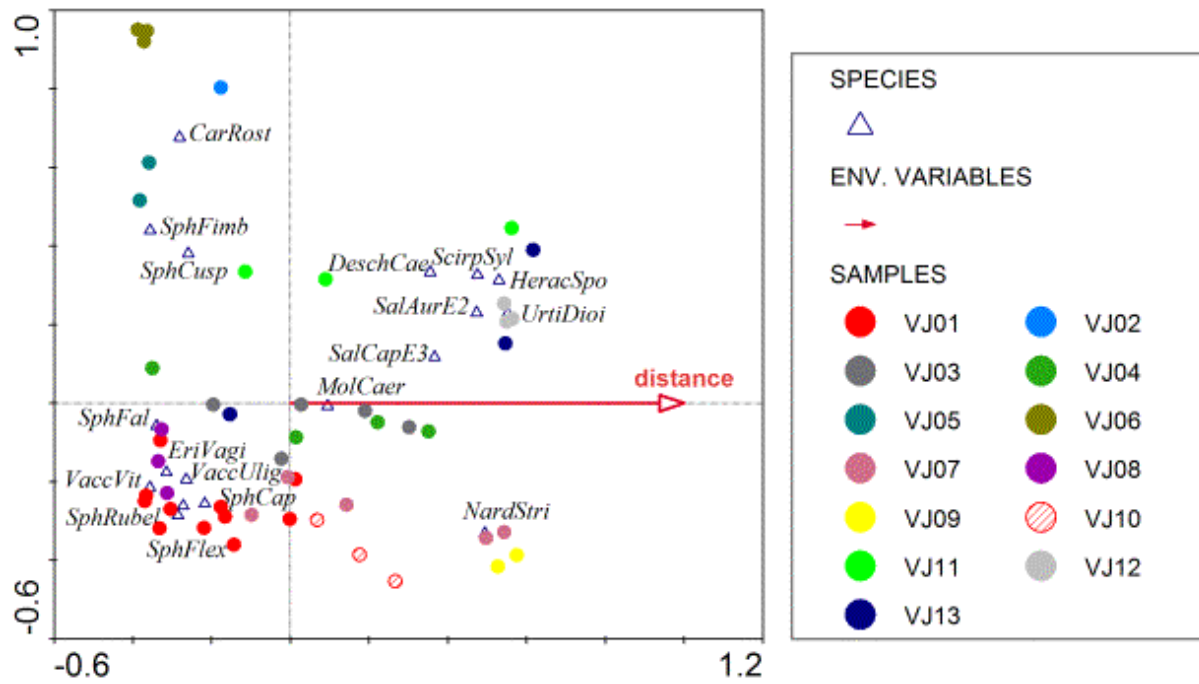
Tabulka 1 – Fytcenologické snímky otevřené vegetace s převahou keříčků

číslo snímku	8	32	6	53	54	55	3	10	29	33	1	2	5	7	4	9	11	42	46	45	41	
E3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	80	5
Betula pubescens																					20	5
Pinus sylvestris																					60	
E2	0	0	0	1	0	0	1	2	2	25	0	2	0	0	0	0		0	0	0	0	0
Betula pubescens				1			1	2	1	20		2										
Pinus sylvestris									1	5												
E1	40	90	50	90	90	95	99	95	100	100	70	80	60	80	100	95	95	80	95	30	90	
Agrostis canina			10																			
Achillea millefolium			0,1																			
Ajuga reptans			0,01																			
Andromeda polifolia	0,1										0,1	0,1	0,01	0,01					0,01			
Betula pubescens juv.				0,01		0,1	0,01	0,01					0,01		0,5	0,5	0,01					
Bistorta major			0,01																			
Calluna vulgaris	15	85	20	90	30	90	99	95	95	98	1	80	60	80	100	55	95	70	25		0,1	
Carex rostrata		0,1																				
Deschampsia caespitosa			0,1																			
Drosera rotundifolia		0,01																				
Eriophorum vaginatum	25	0,01									1	0,1	0,5	1		1						
Galium uliginosum			0,01																			
Luzula multiflora			0,1	0,01	0,1	0,01																
Molinia caerulea	0,1	5	5	1	1	5		0,1	5	2												
Nardus stricta			30		60	0,1																
Oxycoccus palustris	0,01										0,1					0,01						
Pinus sylvestris juv.		0,1								0,01						0,1						
Potentilla erecta			0,2																			
Rumex acetosella			0,1																			
Sanguisorba officinalis			0,01																			
Taraxacum officinalis s.l.			0,01																			
Vaccinium vitis-idaea									0,01							5		1	0,1	0,1	1	
Vaccinium myrtillus														0,01		0,01			0,5	10		
Vaccinium uliginosum	0,01						1				70	0,1	0,1	0,1		40		10	70	20	90	
E0	90	40	3	0,5	0	0,1	0,5	0	0,5	0	80	20	80	50	0,1	30	5	20	10	10	10	
Aulacomnium palustre											1											
Campylopus pyriformis			3	0,5		0,1																
Cetraria islandica											1	0,1	0,1			0,1						
Dicranum polysetum							0,2	0								0,01		0,1			2	
Pleurosimium schreberii							0,3					10	2		0,1	20	5	10	10	0,1	8	
Polytrichum commune		0,1																			5	
Polytrichum formosum													0,1		0,01	0,01						
Polytrichum strictum		10							0,5			0,01										
Sphagnum balticum	1																					
Sphagnum capillifolium		15									40					5		10				
Sphagnum cuspidatum	10	5																				
Sphagnum fallax	5													20		5						
Sphagnum fimbriatum																						
Sphagnum flexuosum											10	7	40	30		5						
Sphagnum magellanicum	75	10																				
Sphagnum palustre																			1			
Sphagnum rubellum	10										30	4	40					0,1				

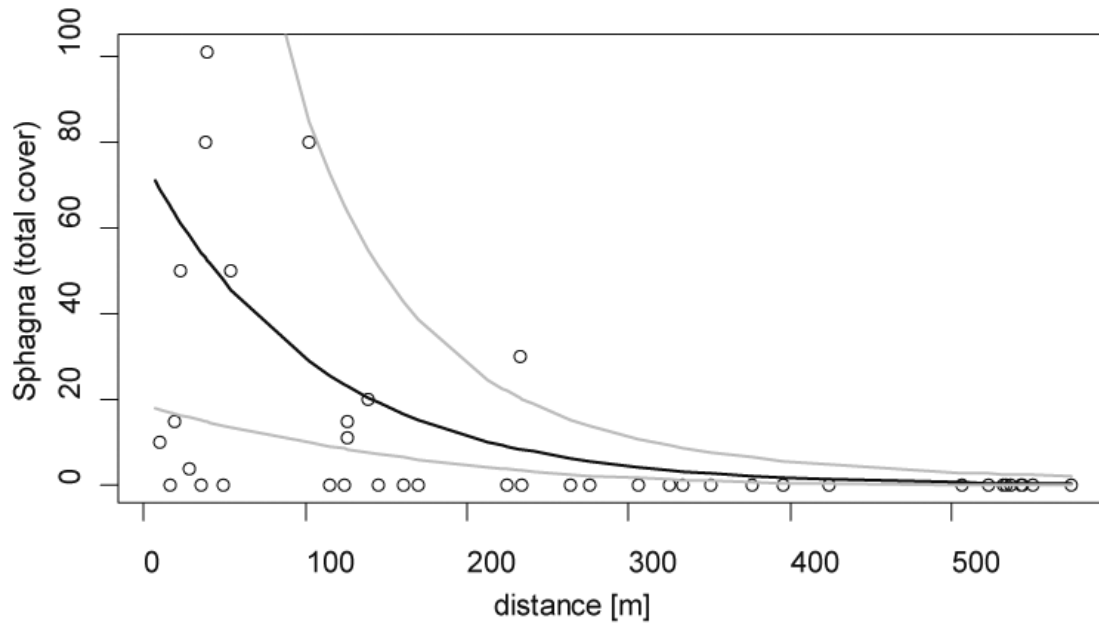
	velmi vlhká vřesoviště
	smilkové trávníky
	suchá vřesoviště
	vlhká ombrotrofní vřesoviště
	suchá vřesoviště s mechovým patrem
	brusnicová vřesoviště



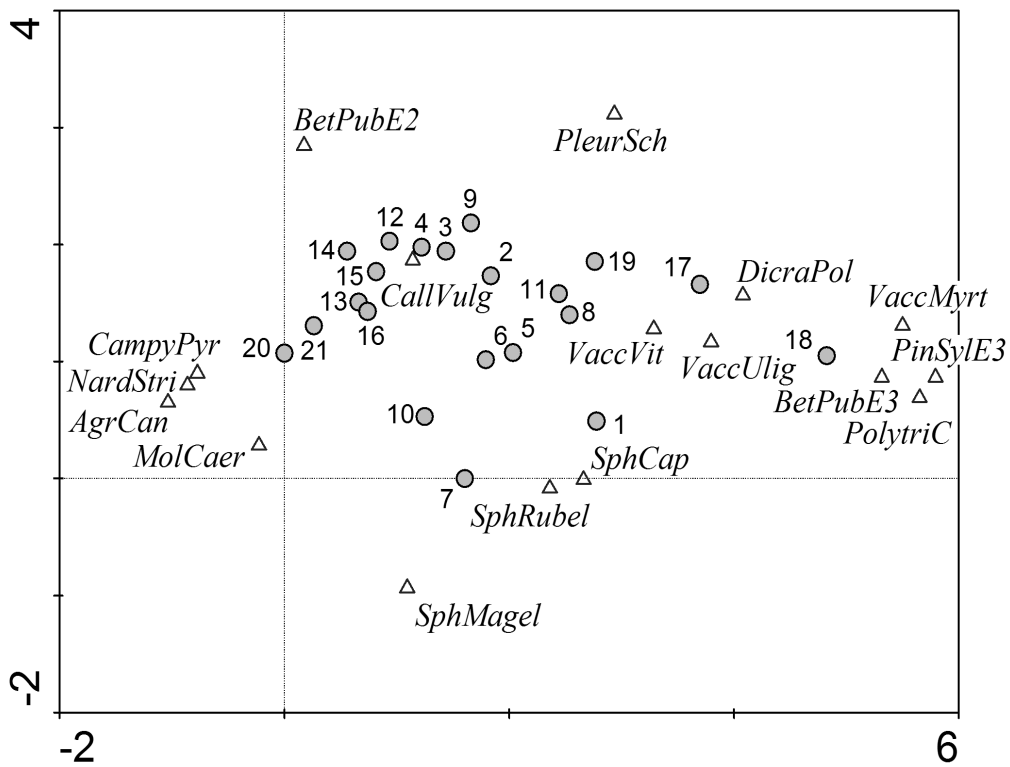
Obr. 1: Rozloha rostlinných společenstev podle způsobu těžby rašeliny



Obr. 2: Výsledky přímé ordinace CCA, v níž byla jako proměnná prostředí použita vzdálenost od Lipenské přehrady. Horizontální – kanonická osa vysvětlila 5.9% z celkové variability ve složení vegetace.

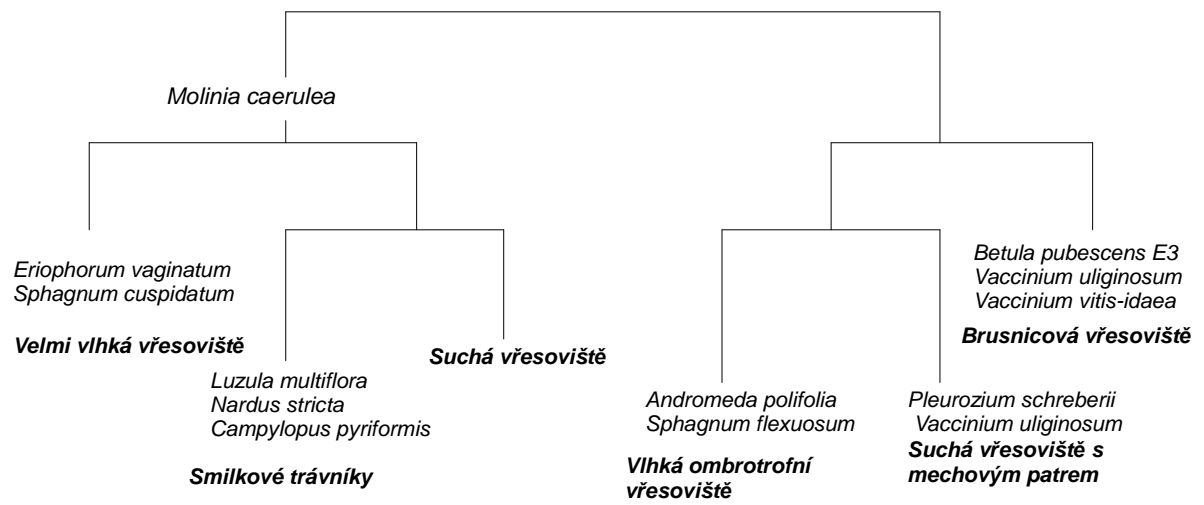


Obr. 3: Závislosti celkové pokryvnosti druhů rodu *Sphagnum* na vzdálenosti od okraje Lipna

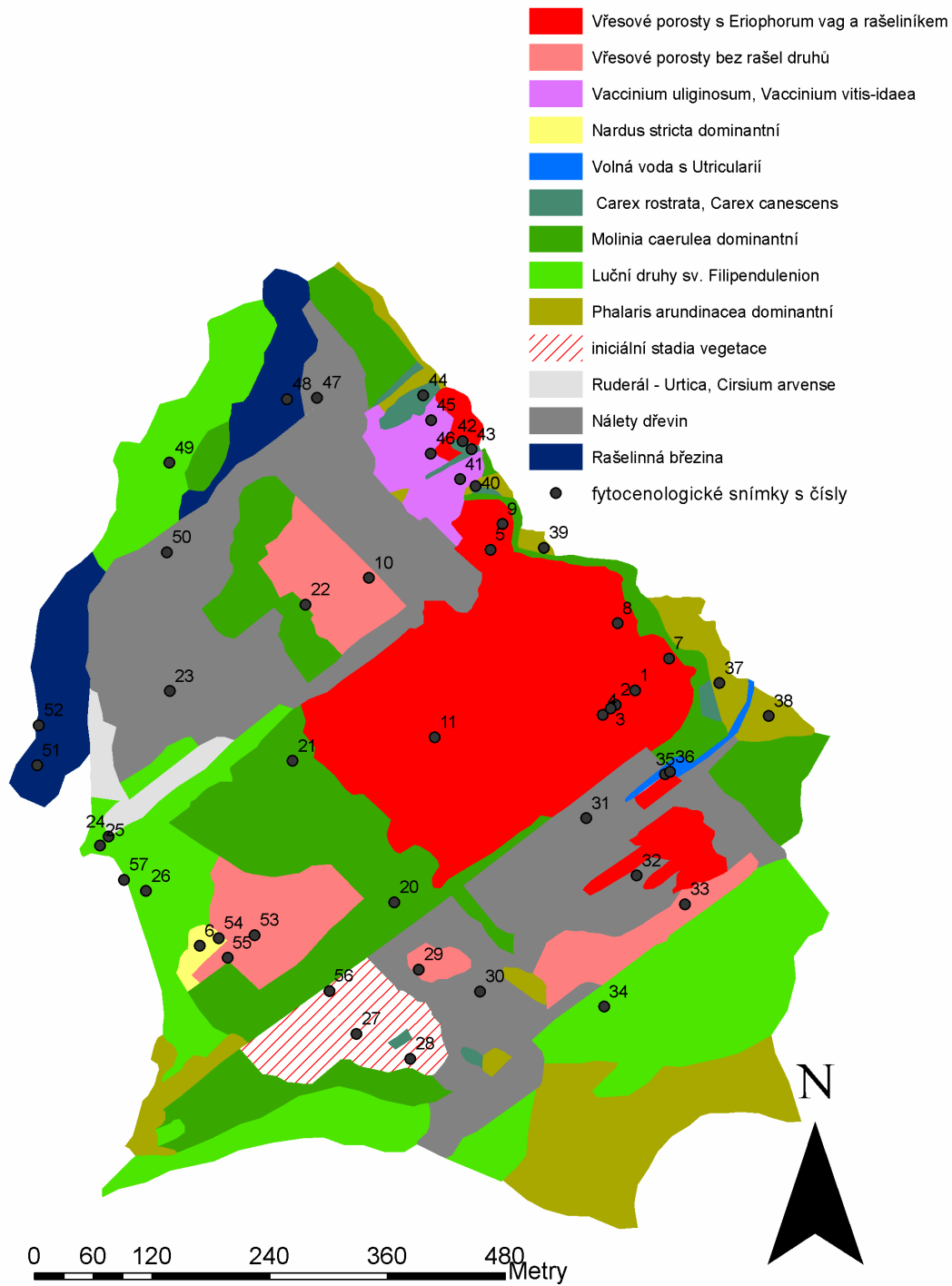


Obr. 4: Výsledky DCA pro otevřenou vegetaci s keříčky;

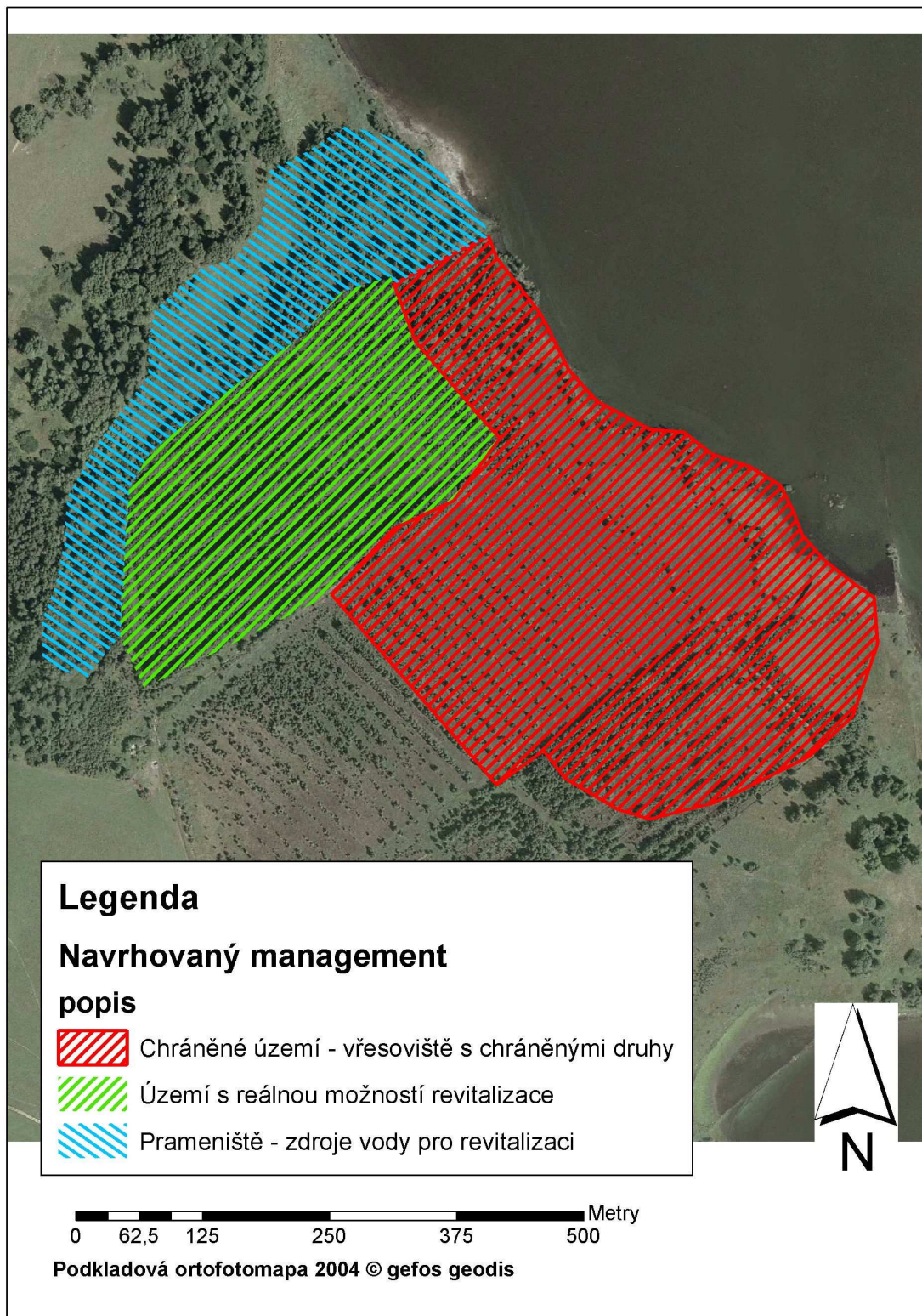
šedá kolečka představují fytoocenologické snímky s jejich čísly; otevřené trojúhelníky představují druhy rostlin s váhou alespoň 0.8% hodnoty druhu s největší váhou, nejlépe fitující do ordinačního prostoru



Obr. 5: Výsledky analýzy TWINSpan pro otevřenou vegetaci s keříčky



Mapa 1 – Přehledová mapa vegetace s fytoocenologickými snímky



Mapa 2 – Mapa s navrhovanými změnami managementu

Kapitola 4

Successional changes of vegetation at Multerberské rašeliniště peat bog during the last 50 years



Successional changes of vegetation at Multerberské rašeliniště peat bog during the last 50 years

Petr Horn¹ & Marek Bastl²

¹National Park Šumava, 1. máje 260, Vimperk, CZ–385 01, Czech Republic, e–mail: Hornp@npsumava.cz; ²Faculty of Biological Sciences, University of South Bohemia, Branišovská 31, České Budějovice, CZ–370 05, Czech Republic, e–mail: Marek.Bastl@tix.bf.jcu.cz

Abstract: Vegetation changes at Multerberské rašeliniště peat bog during the last 50 years were studied using a comparison of two black and white aerial photographs from 1949 and 1996. Massive successional changes leading from the original open peat bog vegetation to dense *Picea abies* forest were found on the site.

In the same time influence of deep drainage to the hydrology of peat bog was studied on transect. Dam was built in draining ditch after monitoring of groundwater table level during 1996–1997 to study the potential success of amelioration of the site.

Keywords: *Pinus × pseudopumilio*, *Pinus mugo*, *Pinus rotundata*, peat bog, hydrology, succession, restoration

Nomenclature: Váňa(1997) for bryophytes
Rothmaler et al. (1988) for vascular plants
Hejný & Slavík (1988) for woody plants

Souhrn

Sukcesní změny vegetace na Multerberském rašeliništi během posledních 50-ti let

Na lokalitě Multerberské rašeliniště byly za pomoci černobílých leteckých snímků vyhodnoceny změny vegetace mezi lety 1949 a 1996. Srovnání ukázalo ústup křížence *Pinus × pseudopumilio* a mohutný nástup sukcese smrku ztepilého směrem do centra rašeliniště, které je zřejmě způsobeno zejména odvodněním a pravděpodobně i částečnou eliminací vlivu původních obyvatel. Zároveň byl sledován vliv odvodnění na vodní režim rašeliniště na transektu mezi odvodňovacím příkopem a centrálními partiemi rašeliniště. V druhém roce monitoringu byla v odvodňovacím příkopu postavena hráz. Tento experiment měl ukázat praktickou účinnost hrazení odvodňovacích příkopů na změnu vodního režimu. Hráz je schopna v deštivých obdobích zadržovat až 0,5 m vody, v suchých obdobích hladina podzemní vody postupně klesá 5–10cm nad původní úroveň v nehrazeném příkopu. Postupného razantnějšího zvyšování průměrné hladiny podzemní vody lze pravděpodobně dosáhnout až s pomocí přirozeného růstu rašeliníku. Sledování vývoje na lokalitě bude pokračovat i v dalších letech.

Kapitola 5

Tři svědkové zmizelé říční nivy



Tři svědkové zmizelé říční nivy

Petr Horn

Souhrn

V článku je popisován osud největšího komplexu rašelinišť, který byl z větší části zaplaven v roce 1959 přehradní nádrží Lipno. Přehradní nádrž zaplavila převážnou část rašelinišť a došlo ke ztrátě velké plochy rašelinišť s výskytem ohrožených druhů. Na druhou stranu nově vzniklá pobřežní zóna se stala biotopem pro mnoho společenstev mezotrofního charakteru a zvýšená vlhkost vzduchu v blízkosti hladiny přehrady podporuje znovuosídlení biotopů rašeliničky. Článek na základě dostupných údajů rekonstruuje vegetaci ve 40. a 50. letech a porovnává ji se současným stavem.

Závěry

V rámci této práce jsou zachyceny různé typy poškození rašelinišť, reakce rašelinných společenstev na poškození, potenciál jejich obnovy a možnosti revitalizace technickými zásahy.

Část práce pojednává o doposud málo známých mechanismech **poškození ombrotrofních rašelinišť zaplavením přehradními nádržemi**. Situace částečného zaplavení rašeliniště přehradní nádrží není sice běžná, ale zřejmě ani není zcela výjimečná, neboť kromě Lipna je z oblasti Evropy známo několik analogických situací, například v jižním Německu (A. Kučerová osobní sdělení) nebo v Bulharsku (M. Hájek osobní sdělení). Výsledky z této disertační práce ukázaly, že v nové situaci po zaplavení dochází k vytvoření nové rovnováhy mezi původní vegetací a přehradní nádrží. V měřítku krajiny nebo ekosystému celé říční nivy zaplavení znamená výrazné poškození, představované buď úplnou ztrátou rostlinných společenstev, nebo alespoň podstatnou redukcí plochy, na které se původní vegetace vyskytuje (kap. 5). Mezi rašeliništěm a přehradní nádrží vzniká nová kontaktní pobřežní zóna, která může mít naopak pozitivní efekt. Výsledky z kapitoly 1 ukázaly, že porosty ostřic a rákosin v pobřežní zóně rašeliniště se mohou stát biotopem pro ohrožené druhy rostlin (*Carex lasiocarpa*, *Naumburgia thyrsiflora*). Pokud je zaplaveno vytěžené a odvodněné rašeliniště, vlivem vysoké vlhkosti vzduchu u hladiny přehrady se může šířit rašeliník i na odvodněnou rašelinu, na níž by se za normálních okolností neuchytil (kap. 3). Zaplavování neporušených rašelinišť rozsáhlými údolními přehradami je zcela určitě vysoce destruktivní a nežádoucí činnost. Na druhou stranu budování menších mělkých vodních nádrží na už odtěžených rašeliništích, kde původní vegetace chybí, může být dobrou metodou pro obnovu mokřadní vegetace na rašelinném ložisku. V oblasti jižních Čech bude v tomto ohledu jistě zajímavý další vývoj vegetace v pobřežní zóně nově vybudovaného rybníka na těženém ložisku Příbraz na Třeboňsku.

Část práce se zabývá **možnostmi obnovy rašelinišť, které byly poškozeny průmyslovou těžbou rašeliny** v posledních 30 letech. Výsledky z dvou ložisek z oblasti JV Šumavy jasně ukazují, že v posledních 30 let převládající praxe rekultivace ložisek zalesňováním je do budoucna neudržitelná. I když je revitalizace frézováním odtěženého ložiska poměrně technicky náročná, je stále finančně i časově daleko ekonomičtější než vysazování lesních kultur s diskutabilním ekonomickým výnosem.

Pro revitalizaci je bezesporu nejdůležitější **opětovné zavodnění** ložiska, které efektivně využije stávající zdroje povrchové i podzemní vody (kap. 2). Výsledky sledování vegetace po 5 letech od provedení opětovného zavodnění dávají optimistický obraz, že se na části rašeliniště podaří obnovit rašelinotvorná rostlinná společenstva a to i v podmínkách, kdy sukcesní trajektorii ovlivňují konkurenčně silné pionýrské dřeviny (*Betula pubescens*, *Pinus sylvestris*) (kap. 2). Analýza vegetace na plochách, která byly zaplaveny při revitalizaci, ukázala, že charakter vegetace je ovlivňován výškou zaplavení a sukcesním stářím. Naproti tomu množství živin ve vodě v zaplavovaných plochách nemělo na vegetaci žádný průkazný vliv (kap. 2). Bez zablokování odvodňovacích kanálů se nemohou na průmyslově těžených rašeliništích spontánně vytvořit mokřadní společenstva. Na odvodněné a obnažené rašelině

mohou vznikat rozsáhlá sekundární vřesoviště, která mají velice zajímavou variabilitu (kapitola 3). Tato sekundární vřesoviště mohou mít vzhledem k lokálnímu výskytu ohrožených druhů svůj význam z hlediska ochrany přírody.

Svázanost vodního režimu okrajových a centrálních částí rašeliniště by zcela určitě měla být impulzem pro rozšíření řady maloplošných chráněných území. Důvodem je to, že chráněná území zahrnují pouze centrální části rašelinišť a okrajové partie ponechávají často bez statutu ochrany. Z výsledků prezentovaných v kapitole 4 vyplývá, že intenzivní hospodářská činnost v laagu rašeliniště kombinovaná téměř vždy s plošným odvodněním má následky na vegetaci celého rašeliniště.

Výsledky prezentované v této práci lze celkem dobře aplikovat na ombrotrofní nebo přechodová rašeliniště ve střední Evropě v nadmořských výškách 400-800 m.n.m. Oblast mimo Šumavu, kde se aplikování výsledků výzkumů z této práce přímo nabízí je Třeboňsko, které sledovanému území odpovídá jak původní klimaxovou vegetací blatkových borů, tak množstvím hospodářských aktivit, které se odehrávají na rašelinných ložiscích a v jejich bezprostředním okolí. Výsledky této práce lze též aplikovat na rašeliniště v oblasti Krušných Hor, která jsou často postižena nevhodným managementem laagových porostů nebo těžbou rašeliny. Práce by měla zejména poskytnout informace pro další probíhající revitalizační projekty v ČR - Borkovická blata na Třeboňsku a Krásenské rašeliniště v podhůří Krušných Hor.