

Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze

Katedra botaniky



Bakalářská práce

**Revitalizace rašelinišť a návrat jejich biodiverzity na
příkladu evropsky významné lokality Babín**

Revitalization and biodiversity recovery of peat bogs: a case study of
the Babín pools

Helena Bestová

Školitel
Mgr. Pavel Škaloud, Ph.D.

Praha 2010

Obsah

Souhrn	3
Abstract	3
I. Úvod.....	4
II. Teoretická část.....	5
1. Rašeliniště	5
1.1. Charakteristika	5
1.2. Význam a rozšíření.....	6
1.3. Využití rašeliny	6
2. Revitalizace rašelinišť	7
2.1. Cíle revitalizace.....	8
2.2. Obnova hydrologického režimu	9
2.3. Obnova vegetace	10
2.4. Fertilizace	12
3. Monitoring stavu	13
III. Praktická část.....	14
1. Rašeliniště Babín.....	14
1.1. Poloha a historie	14
1.2. Diverzita lokality.....	15
2. Metodika.....	16
2.1. Odběr a zpracování vzorků	16
2.2. Analýza dat.....	16
3. Výsledky a diskuze.....	18
3.1. Diverzita sinic a řas	18
3.2. Statistické vyhodnocení.....	20
Závěr.....	23
Poděkování	24
Seznam použité literatury	25
Příloha	28

Souhrn

Tato bakalářská práce se zabývá problematikou revitalizace těžných rašelinišť. Rašeliniště dominovaná mechorostem *Sphagnum*, se samovolně jen velmi těžko vrací do původního stavu. V teoretické části své bakalářské práce shrnuji a) poznatky při obnově jejich hydrologického režimu a b) úspěšnost návratu a uchycení původní rašeliništní vegetace, která je nezbytným předpokladem pro vytvoření funkčního rašeliništního ekosystému.

Praktická část je věnována průzkumu diverzity a ekologie řas ve vlastních vzorcích z vytěženého a později revitalizovaného rašeliniště Babín v blízkosti Žďáru nad Sázavou. Na této lokalitě byl v letech 2007-2009 proveden odběr vzorků fyto-bentosu. Diverzitu řas jsem zde zjišťovala pomocí světelného mikroskopu. Údaje o abundanci jednotlivých druhů ve vzorcích jsem vyhodnotila za pomoci semikvantitativní stupnice. Získaná data o abundanci jsem použila pro mnohorozměrnou statistickou analýzu.

Klíčová slova: rašeliniště, revitalizace, biodiverzita, fyto-bentos

Abstract

This work deals with the issue of the revitalization of harvested peat lands. Peat lands dominated by bryophyte *Sphagnum* do not readily return to their natural stages. In the theoretical part I conclude a) experience with restoring the hydrological regime and b) successes in revegetation by typical peat land vegetation, which is the essential pre-requisite for developing functional peat land ecosystem.

The practical part is focused on my own research of diversity and ecology of algae at cut-away and later restored peat land Babín in the vicinity of Žďár nad Sázavou. These samples of phytobenthos were collected over a three year span from 2007 to 2009. I have examined the diversity of these samples by optical microscope, using the data I collected about species abundance for multidimensional statistical analysis.

Key words: peat land, revitalization, biodiversity, phytobenthos

I. Úvod

Rašelina jako surovina širokého využití je lidmi využívána již od středověku. S nástupem mechanizace těžby se začala využívat daleko intenzivněji. Velký vzestup těžby začal na přelomu 19. a 20. století v Evropě (Vasander et al. 2003). V regionu Evropy je podíl těžbou zničených rašelinišť obzvláště vysoký díky dlouhé historii jejího osídlení, vysoké hustotě populace a hlavně kvůli příhodným klimatickým podmínkám pro zemědělství (Joosten & Clarke 2002). Extenzivním využíváním rašelinišť ztratila Evropa 62 % tohoto ekosystému (Joosten & Clarke 2002). Revitalizace rašelinišť je mladým oborem – znatelný rozmach veškerých snah o oživení poškozených rašeliništních biotopů v Evropě a Severní Americe nastal až v devadesátých letech minulého století (Rochefort et al. 2003).

V teoretické části zpracuji literární rešerši na téma revitalizace rašelinišť poškozených těžbou. Prostřednictvím shrnutí dosavadních poznatků z praxe oboru se zaměřím hlavně na problematiku a) obnovení hydrologického režimu těžných oblastí a b) navrácení vegetace příznačné pro rašeliniště.

V praktické části vyhodnotím diverzitu řas a sinic na modelové lokalitě Babín, kde budu zjišťovat sezónní i prostorovou variabilitu celého komplexu recentně revitalizovaných tůňek a tůní.

II. Teoretická část

1. Rašeliniště

1.1. Charakteristika

Jedna z nejjednodušších definic rašeliniště zní: „Rašeliniště je terestrické prostředí kde v dlouhodobém měřítku na aerobní bázi čistá primární produkce převyšuje dekompozici organické hmoty. To vede k ukládání organické hmoty bohaté na nerozložený materiál (Wieder et al. 2006)“. Dle způsobu vzniku a zdroje vody můžeme definovat tři typy rašelinišť: Slatiniště, vrchoviště a přechodové rašeliniště.

- Slatiniště vznikají zazemněním vodní plochy, jsou tedy napájeny podzemní vodou a od toho se odvíjí také vyšší pH slatinišť- to dosahuje hodnot mezi 5-6 (Lellák, & Kubíček 1992).
- Vrchoviště jsou zásobována převážně srážkovou vodou. Tato voda má nízký obsah uhličitanu, a tudíž menší pufrací kapacitu. Voda vrchovišť je kyselější s pH mezi 3,5-4,5 (Lellák, & Kubíček 1992).
- Přechodové rašeliniště je syceno podzemní i srážkovou vodou a může vzniknout samovolně nebo vývojem ze slatinišť (Joosten & Clarke 2002).

Rašeliniště jsou nepředstavitelná bez mechorostu rašeliníku rodu *Sphagnum* (třída Sphagnopsida, řád Sphagnales (Kalina & Váňa 2005)). Klíčové vlastnosti rašeliníku jsou schopnost okyselovat prostředí, růst v habitatech extrémně chudých na živiny, odolnost proti rozkladu (Lamers 2002, podle Verhoeven & Liefveld 1997) a v neposlední řadě vytvářet vlhké prostředí. Rašeliník má v listech mimo fotosynteticky aktivních buněk také buňky hyalinní schopné absorbovat a skladovat vodu (Kalina & Váňa 2005). Porost rašeliníku má specifickou morfologii, díky které je voda z hlubších vrstev velmi dobře vedena k povrchu kapilárními silami, a navíc jeho trsy jsou velmi husté, proto je povrch vystavený evapotranspiraci malý (Hayward & Clymo 1982).

Většina systémů formujících rašelinu se skládá ze dvou vrstev. Svrchní vrstva je označována jako *akrotelm*. Jedná se o aerobní vrstvu s vysokou hydraulickou konduktivitou¹. Tato vrstva leží nad nejnižší úrovní hladiny podpovrchové vody. Pod ní se nachází vrstva zvaná *katotelm*, ta je anaerobní, s nízkou hydraulickou vodivostí a s velmi nízkou mírou

¹ Vyjadřuje schopnost materiálu propouštět tekutiny. Čím je větší, tím je prostupnost pro kapaliny jednodušší.

dekompozice (Clymo 1984). Pro udržení specifického hydrologického režimu rašeliniště je důležitý akrotelm, zatímco katotelm tvoří většinu biomasy rašeliniště (Rydin & Jeglum 2006).

1.2. Význam a rozšíření

Rašeliniště jsou, nejen v naší krajině, bezesporu velice významným prvkem. Jsou důležitá hned z několika důvodů. Rašeliniště - extrémní a přitom zakonzervované krajinné prvky - hostí relativně vysokou a velice specifickou diverzitu organismů různých skupin (řasy, heterotrofní protista, mechorosty a cévnaté rostliny, členovci, atd.). V České republice se mnohdy jedná o glacální relikty. Jinou pro člověka významnou funkcí je schopnost uchovávat po dlouhou dobu organické ostatky organismů, které jsou nezbytným podkladem pro paleoekologické rekonstrukce historických poměrů v krajině. V neposlední řadě plní i roli krajinného prvku, který je člověkem ceněn i z hlediska estetiky (Chapman et al. 2003). Rašeliniště také hrají důležitou úlohu v hromadění uhlíku. Ukládají v sobě 30 % veškerého zemského uhlíku, což je hodně více než by napovídala jejich rozloha (Wieder & Vitt 2006), pokrývají pouhých 1-2 % zemského povrchu (Hayward & Clymo 1982). Nesmíme opomenout důležitou úlohu při zadržování nadbytečné vody, dočasným zaplavením, a její následné pomalé uvolňování (Sliva & Pfadenhauer 1999).

Rašeliniště jsou specifická prostředí vyžadující určité klimatické podmínky: nízké teploty, vysokou vlhkost a rovnoměrně rozložené srážky. Ve světě se nacházejí v pásu přibližně mezi 40° a 80° zeměpisnými šířkami na obou polokoulích (Mataloni 1999). Celosvětově rašeliniště zabírají plochu zhruba 4 miliony km². Nejrozsáhlejší rašeliniště jsou v Rusku, Kanadě a USA. Šest zemí s největší rozlohou rašelinišť obsáhne 93 % z celosvětového množství tohoto výjimečného ekosystému. Česká republika má přibližně 200 km² rašelinišť. To by se mohlo zdát relativně hodně, ale jsou to jen 0,3 % její rozlohy. Vrchovišť je v České republice pouhých 50 km² (Joosten & Clarke 2002).

1.3. Využití rašeliny

Rašelina je lidmi využívána mnoha způsoby. Vytěžená rašelina je používána jako organické hnojivo, substrát v zahradnictví, zdroj energie (v tepelných elektrárnách i přímo na topení), surovina pro chemickou výrobu (vosky, barvy a jiné), podestýlkový materiál pro domácí zvířata (dnes už velmi zřídka používáno), jako filtrační a absorpční materiál (pohlcovač olejových skvrn), stavební a izolační materiál (používal se na stavbu domů

v Irsku, Holandsku), v lázeňství a péči o tělo a dokonce k produkci textilií (Joosten & Clarke 2002).

Rozlišit můžeme dva základní typy těžby rašeliny. První je těžba ruční, tzv. borkování, z rašeliny se vyřezávají cihly, které se nechávají sušit a potom používají. Tento způsob nevyžaduje přílišné odvodnění. Druhý způsob je průmyslová strojová těžba. Současná průmyslová těžba rašeliny obecně zahrnuje odvodnění ploch dominovaných rašeliníkem. Svrchní vrstva je odstraněna, využívá se např. jako substrát pro pokojové květiny, a spodní vrstvy jsou těženy stroji - traktory atd. (Rochefort 2007). Odvodnění a odstranění povrchové vegetace změní strukturu půdy, vodní rovnováhu (Price 1996) a mikrobiální aktivitu (Turetsky & Louis 2006). Odvodněním se také zvýší míra dekompozice rašeliny, těžbou se odhalí spodní více rozložené vrstvy. Takovýto substrát není příliš vhodný pro růst rašeliníšní vegetace (Seters & Price 2001). V České republice v současné době probíhá těžba pouze na několika lokalitách. Tyto lokality se nacházejí převážně v jižních Čechách, Krušných horách a Slavkovském lese. Velikost těchto těžných ploch je kolem 100 - 200 ha (Konvalinková in press).

Limitovanou ruční těžbou rašeliníšť můžeme zvýšit diverzitu mikrohabitátů, a tím navýšit i diverzitu lokality. Trvale udržitelná těžba by musela být v takovém rozsahu, aby dříve těžené části lokality byly schopny dosáhnout požadovaného sukcesního stádia, než budou zase těženy (Chapman et. al. 2003). Takovéto využití by nemělo negativní vliv na biodiverzitu (možná mělo i vliv pozitivní), ale rozhodně by to mělo dopad na akumulaci kapacity pro uhlík a znehodnotilo by to paleoekologické záznamy (Chapman et. al. 2003).

2. Revitalizace rašeliníšť

Revitalizace znamená obnovení a oživení. Je to aktivní proces navrácení systému do podmínek blízkých přírodním (před poškozením). Snahy o revitalizaci využívaných rašeliníšť jsou důležité, protože díky lidským zásahům tyto ekosystémy ztrácejí svoji biodiverzitu a mizí. Odhaduje se, že Evropa, jako kontinent, ztratila díky lidským aktivitám 62 % rašeliníšních biotopů. Pro Českou republiku je toto číslo trochu příznivější. Činností člověka byla dosud ztracena přibližně polovina plochy rašeliníšť (Joosten & Clarke 2002).

Obnovou rašeliníště vrátíme stanoviště mnoha vzácným živočišným a rostlinným druhům. Zvýšíme habitatovou diverzitu oblasti a zlepšíme retenci vody v krajině. Po odvodnění rašeliníště mohou vzrůst emise CO₂ až o 400 %, kromě toho vzrůstá také množství uvolněného N₂O. Oba uvedené jevy jsou následkem zvýšené aktivity aerobního rozkladu

(Turetsky & Louise 2006). Návratem do původního stavu je možné změnit vytěžené rašeliniště, které je zdrojem uhlíku pro atmosféru, na úložiště uhlíku. Revitalizace průmyslově využívaných ploch může pomoci vytvořit oddělovací stupeň mezi terestrickým a vodním prostředím a zredukovat přísun živin do vodních ekosystémů (Vasander et al. 2003).

Původně mechanicky těžené a následně bez revitalizačních úprav opuštěné plochy jsou ve stavu, který nepříliš podporuje uchycení druhů důležitých pro obnovu rašelištního ekosystému. Spontánní regenerace je spíš výjimkou (Price 1996, Seters & Price. 2001, Chapman et al 2003, Lavoie et al. 2003). Ve švýcarském pohoří Jura pouze 25 % těžených a opuštěných povrchů vykazuje známky regenerace (Chapman et al. 2003 podle Matthey 1996). V Quebecu je procento samovolně se obnovujících ještě menší: 10 % (Price 1996). Úpravy vytěžených ploch jsou podstatné k nastartování procesu přeměny ve fungující rašelištní ekosystém a k urychlení tohoto procesu. Na rozdíl od strojově těžených rašelinišť, plochy těžené ručně borkováním se obnovují daleko rychleji. Dle Lavoie et al. (2003) se na ručně těžená rašeliniště 90 % vegetace navrátí do pěti let. Lepší podmínky pro návrat do původního stavu jsou neúplné odvodnění ručně těžených lokalit a zachování pásů nevytěžené rašeliny, které slouží k sušení vytěžených „cihel“ rašeliny.

2.1. Cíle revitalizace

Cílem revitalizace by nemělo být obnovení rašeliny jako suroviny, ale navrácení ekosystému do stavu před těžbou za účelem zamezení ztráty diverzity jeho habitatů. Státy, které mají velká množství přírodních rašelinišť, se při revitalizaci nezaměřují na jejich znovuvytvoření. Často jako cílový ekosystém volí slatiništní krajiny a mokřady, které jsou důležitým hnízdištěm mnoha ptáků. Tímto postupem obohacují pestrost biologických lokalit (Rochefort & Lode 2006). Tyto snahy jsou vidět například v pracích Higgins & Collerman (2006) z Irska, kde na rozsáhlé ploše těžených rašelinišť byly vytvářeny velké a dostatečně hluboké (>1m) vodní plochy (celkem asi 20 000 hektarů vodních ploch). Protože jsou v České republice rašelištní ekosystémy spíše vzácností, je cílem revitalizace v našich podmínkách úplné obnovení rašelinišť. Přesto, pokud jsou počáteční podmínky eutrofní – díky velkému množství živin v sedimentu, či jejich přísunu z okolí – je vytvoření mezotrofního rašeliniště příliš složité a v tomto případě se doporučují alternativní cíle revitalizace (mokřad, zalesnění a jiné) (Lamers et al. 2002). Cíle revitalizace lze rozlišit na dlouhodobé krátkodobé či střednědobé.

2.1.1. Dlouhodobé cíle

Pro vyhodnocení úspěšnosti revitalizace je zapotřebí předem si stanovit cílový stav, který má být dosažen. Jauhiainen (2002) navrhuje jako parametr úspěšné obnovy navrácení původní vegetace. Přitom však Vasander (2003) upozorňuje na fakt, že složení společenstev na revitalizovaném a původním rašeliništi mohou být rozdílná po mnoho let. Některé cévnaté rostliny mohou chybět i po 50-ti letech (Soro et al. 1999). Hlavním cílem obnovení rašeliniště by podle řady autorů (Price 1998, Smolders et. al 2003, Sottocornola et al. 2007) mělo být iniciování samoregulujících mechanismů, které povedou k vytvoření funkčního systému schopného akumulace rašeliny. Takovýto funkční systém podle Rocheforta (2000) zahrnuje: a) dosažení optimální produktivity, b) navrácení zpět do stádia akumulace rašeliny, c) zajištění přirozeného cyklu živin a vegetační struktury, d) vytvoření mikrohabitátů pro diversifikovanou faunu a floru a e) zajištění ekosystému před biologickými invazemi.

2.1.2. Krátko- až střednědobé cíle

Uvedené procesy lze však studovat pouze v dlouhodobém měřítku, proto je výhodné stanovit dílčí záměry, kterými budeme moci vyhodnotit úspěšnost již v několika prvních letech po započetí revitalizace. Mezi dílčí cíle počítáme a) uchycení vegetace typické pro rašeliništní ekosystémy a b) ustanovení hydrologických podmínek vhodných pro růst této vegetace (Rochefort 2000, Sottocornola et al. 2007).

2.2. Obnova hydrologického režimu

Vytěžená rašeliniště se velmi pomalu vrací do původního stavu – hlavním limitujícím faktorem je snížená hladina spodní vody (HSV) (Seters & Price. 2001). Při nízké HSV není voda dostupná pro rašeliništní rostliny na povrchu (Rochefort 2000). Příčinou nízké HSV nejsou pouze odvodňovací příkopy, ale také smršťování a stlačování rašeliny. To vede ke změně struktury pórů a horší hydraulické konduktivitě (Seters & Price 2002). Míra dekompozice materiálu na vysušeném stanovišti je také mnohem vyšší, to zvyšuje zahuštění zeminy a ještě více zhoršuje její hydraulické vlastnosti. Nezanedbatelné jsou také vnější procesy, jako průsak podloží rašeliniště nebo boční odtok z důvodu odvodnění okolních oblastí (Price 1996). Pro dosažení vyšší HSV by mělo být dostačující znefunkčnění odvodňovacích příkopů. Také je potřeba zamezit šíření nežádoucích cévnatých rostlin schopných dosáhnout pro vodu do větších hloubek. Ty díky evapotranspiraci dále snižují

HSV (Sottocornola 2007). Lavoie et al. (2003) zjistili při zkoumání spontánně zarostlých lokalit, že při HSV v hloubce vyšší než 31cm se na lokalitě nachází pouze řídká vegetace dominovaná stromy a keři. Aby došlo k 22% pokryvu lokality rašeliníkem během 4-17 let, musela být HSV maximálně 12cm pod povrchem.

Topologie lokality je také velmi důležitá pro příhodné hydrologické podmínky. Price (1998) dělal rozsáhlá měření mikroklimatických podmínek na různých strukturách povrchu. Nejvhodnější podmínky jsou na rovných plochách. Jiné mikrotopologické prvky (zbrázděný terén, malé hřbety, vyjeté koleje) sice poskytují příznivé podmínky na chráněných místech, ale celkově jsou nevýhodnější kvůli vysušování na pozitivních reliéfech. Rochefort et. al. (2003) doporučují vytvořit jakési „bazény, kotliny“ snížením terénu. Tímto je dosaženo HSV a v kotlinách se udržuje voda z nadměrných srážek a z roztátého sněhu. Jarní zaplavení kotliny je prospěšné pro regeneraci rašeliníku. Zmínění autoři také navrhují, že při dostatku vody na stanovišti není třeba zasypávat odvodňovací kanály. Stačí jejich pouhá blokáce. V kanálech se vytvoří tůň, které pomohou stabilizovat HSV a vytvoří další typ habitatu a zvýší biodiverzitu. Studie Rochefort & Lode (2006) uvádí, že rašeliníště obsahující tůně mají daleko větší biodiverzitu, než lokality bez tůní.

Je potřeba také zpřístupnit vodu vegetaci na povrchu. Povrch vytěžené plochy rašeliníště se totiž díky odparu může snadno přesušovat (Salonen 1987). Holé plochy také nejsou chráněny proti slunečnímu záření. Přes den se povrch může značně zahřívát a evaporace z povrchu by se ještě zvyšovala. Jako kompenzaci těchto nepříznivých vlastností povrchu se dá použít mulč - pokryv povrchu půdy organickým materiálem. Ten bude stínit povrch, sníží proudění vzduchu nad povrchem a zvýší resistenci k odparu a teplu. Zároveň bude pufrovat teplotní rozdíly mezi dnem a nocí (Price 1998, Rochefort 2000). Mulč je taky velmi užitečný při uchycování vegetace na vytěženém povrchu viz kapitola I.2.3..

2.3. Obnova vegetace

Z výše uvedených studií vyplývá, že při obnově rašeliníště jde především o vytvoření funkčního akrotelmu. Dominantní rostlinou je v něm rašeliník. Proto se většina prací zaměřuje na obnovu tohoto mechorostu. Samovolné uchycení rašeliníku na vytěžených plochách je velmi pomalé a to i v případech kdy je nastaven příhodný hydrologický režim. Důvodem je odstranění svrchní vrstvy rašeliny a zachování pouze hlubších vrstev, které neobsahují diasporu² (Salonen 1987, Lamers 2002, Smolders 2003). Složení vegetace na

² část rostliny schopná se vyvinout v rostlinu novou

těchto lokalitách proto závisí na produkci semen z blízkého okolí (Salonen 1990). Protože vytvoření a udržování příhodných hydrologických podmínek je věc pracná a nákladná, je nežádoucí čekat mnoho let, abychom mohli pozorovat uchycení námi požadovaných druhů. Introdukce těchto druhů pomůže vytvořit akrotelm, který bude hydrologické podmínky regulovat samostatně (Smolders 2003). V tomto ohledu se liší lokality těžené borkováním, na těch jsou v menší míře zachovány i svrchní vrstvy rašeliny a tím i semenné banky. To platí i pro vysušená a zalesněná rašeliniště, na těchto místech zůstaly svrchní vrstvy ve větším rozsahu. Části původní vegetace s dormantními³ pupeny čekají na příhodné podmínky (Jauhiainen et. al.2002).

Pro introdukci diaspor na rašeliniště je vhodné použít materiál nejlépe z nedalekého rašeliniště, aby bylo použité složení vegetace co nejpodobnější původnímu. V ideálním případě na rašeliništi, na kterém je v blízké době plánována těžba. Odebráním svrchních 5-10 cm vegetace rašeliniště, by se neměla porušit lokalita odběru. Je proto potřeba předejít odbírání velkých a souvislých ploch. Snaha je odebírat co nejnižší, ale zato dostačující množství (1:15 plocha odběru:ploše revitalizované) (Campeau & Rochefort 1996). Nejvhodnější způsob odběru je manuální. Rašeliniště po takovém zásahu je schopno rychlé regenerace, a sebraný materiál má lepší životaschopnost. Při rozsáhlých plochách, jaké revitalizují např. v Severní Americe, se používá zemědělská technika. Rozprostřením sebraného materiálu na holý rašelinný substrát poskytneme dostatek diaspor pro uchycení rašeliničku i jiných druhů přítomných na odběrovém místě (Campeau & Rochefort 1996, Rochefort 2003).

Diaspory na holém povrchu vytěženého rašeliniště nemají příhodné podmínky pro uchycení a růst. Je proto potřeba je překrýt ochrannou vrstvou. Pro tyto účely se dá použít plastová fólie, různé textilie nebo slámový mulč. Nejvýhodnější možností se ukázal mulč, jak z ekonomického, tak z funkčního hlediska. Doporučená hustota pokryvu mulčem je 1500-3000 kg/ha (Rochefort 2000). Při tomto množství bude pokryv upravovat mikroklimatické podmínky okolí diaspor, zvyšovat vlhkost povrchu půdy až o 15 % (Price 1997), minimalizovat teplotní rozdíly, udržovat HSV blíže povrchu, snižovat odpar a tím napomáhat uchycení vegetace rašeliničku (Rochefort 2000), také bude bránit větrné erozi a odnášení introdukovaného materiálu (Campbell et al. 2002). Velká výhoda použití mulče oproti pokrytí textiliemi je že mulč není potřeba po čase odstraňovat a jeho pomalý rozklad dodává do systému živiny a minerály (Sliva & Pfaenhauer 1999).

³ ve stavu vegetačního klidu

Sphagnum není příliš vhodná pionýrská rostlina, ale její introdukce je nezbytná k vytvoření funkčního akrotelmu (Sottocornola et al. 2007). Bylo prokázáno, že některé rostliny vytvářejí příznivé podmínky pro jeho růst (Sliva & Pfadenhauer 1999). Takovouto rostlinou je například *Eriophorum vaginatum* suchopýr pochvatý napomáhající uchycení rašeliníku a jiných rostlin (Lavoie et al. 2003, Rochefort 2000). Zlepšuje substrát – opadané listy dodávají minerály a živiny – a mikroklimatické podmínky (Sliva & Pfadenhauer 1999). Pravděpodobně má i vliv na hydrologické podmínky, ale zatím nebylo prokázáno zda pozitivní (díky udržování vlhkosti), nebo negativní (díky evapotranspiraci). Rašeliník, který nemá kořeny, ale pouze v mládí má svazeček rhizoidů⁴ (Kalina & Váňa 2005), je náchylný k mrazovým vybouleninám půdy a erozi. Suchopýr je k těmto vlivům mnohem odolnější. Z těchto důvodů by se měl využívat spolu s rašeliníkem (Rochefort 2000, Lavoie et al. 2003). Dalšími rostlinami podporujícími uchycení a růst rašeliníku jsou mechorosty rodu *Polytrichum* (Sottocornola et al. 2007).

2.4. Fertilizace

Kromě špatného hydrologického režimu a absence diaspor může mít pomalý nástup vegetace na stanovišti příčinu v nedostatku živin potřebných pro uchycení semenáčů (Sliva & Pfadenhauer 1999). Autoři uvádějí, že většina introdukovaných rostlin se vyvíjela velmi pomalu a zůstala celý rok ve stádiu semenáčů, které jsou citlivé k extrémním klimatickým podmínkám. Proto mají vysokou mortalitu. Jejich vitalita se dá zvýšit hnojením (Sliva & Pfadenhauer 1999). Práce Sottocornola et al (2007) zkoumá, zda je hnojení vhodné pro lepší uchycení a růst vegetace na revitalizovaném stanovišti. Hnojení bylo prováděno fosforit⁵. Dle jejich výsledků mělo hnojení pozitivní efekt na mechy například z rodu *Polytrichum*. Rychlá kolonizace substrátu tímto mechem pomáhá vytvořit příhodné podmínky pro růst *Sphagnum*. Přímý vliv na růst *Sphagnum* ale fertilizace neměla žádný vliv. Zjistili také pozitivní vliv dodání fosforečnanů na růst *Eriophorum vaginatum*. V tomto směru se jejich výsledky rozcházejí s Sliva & Pfadenhauer (1999). V jejich studii nemělo hnojení vliv na růst *Eriophorum vaginatum*, pouze na růst *Eriophorum angustifolium* a *Carex rastrata*. Oba druhy jsou také dobře použitelnými pionýrskými rostlinami podporujícími růst rašeliníku. Přidávání dusíku nebo draslíku do systému neprokázalo ani v jedné ze studií signifikantní vliv na růst vegetace.

⁴ přichytná vlákna u mechorostů odpovídající kořenům.

⁵ sedimentární horniny s vysokým obsahem fosfátů

Při aplikování hnojiv musíme vzít v potaz, že mají pozitivní efekt na nárůst nepříliš žádaných druhů například *Betula* sp. (Sottocornola et al. 2007). Další důležitou věcí je náchylnost nově vytvořených tůní a vodních ploch k přísunu živin. Tyto habitaty totiž v počátečních fázích vývoje postrádají vodní a terestrická makrofyta schopná kompetovat o živiny s fytoplanktonem. Při nadměrném přísunu živin dochází k rychlému nárůstu fytoplanktonu a zhoršení kvality vody (Higgins & Collerman 2006). Může dojít i k situaci kdy je růst fytoplanktonu limitovaný dusíkem. Toto se v přirozených lokalitách stává vzácně, růst bývá většinou limitovaný fosforem. Při rozsáhlém obohacení fosforem z externích zdrojů se limitujícím prvkem stává dusík. To favorizuje sinice, které mají schopnost fixovat vzdušný dusík, pro jiné řasy nepoužitelný, a mohou vytvořit nežádoucí vodní květ sinic (Higgins et al. 2006).

3. Monitoring stavu

Výhodou využití organismů pro monitoring stavu ekosystému je, že podávají ucelenou odezvu na celou řadu environmentálních faktorů. Odrážejí také interakce a kumulativní efekty parametrů prostředí. Některé z těchto faktorů a interakcí se nedají samostatně sledovat či interpretovat. Organismy sledují změny prostředí kontinuálně, pro zachycení změn v ekosystému jsou dostačující méně časté odběry, než by byly potřeba při pouhém měření environmentálních parametrů (Dixit et al. 1992). Jsou různé možnosti a přístupy zahrnující mikroby, kyténky (testátní améby, Testacea), obratlovce, zástupce rodu *Sphagnum*, cévnaté rostliny atd. (Chapman et al. 2003). Jako dobrý indikátor se nabízejí mikroorganismy. Výhoda využití mikroorganismů spočívá v tom, že reagují rychleji než jiné indikační organismy, jsou aplikovatelné na širokém geografickém měřítku (Dixit et al. 1992). Cévnaté rostliny a jiné makroorganismy nemají tak rychlé odezvy díky svému relativně pomalému životnímu cyklu (Coesel 2001).

Například krásivky (Desmidiaceae) se ukazují jako obzvláště vhodné organismy. Jsou ekologicky velmi citlivé, se specifickými požadavky na prostředí, většina druhů preferuje mělké oligo-mesotrofní vodní útvary (Coesel 1998). Dokáží reflektovat změny v malých vodních tělesech, která mají velice jemně nastavené gradienty ekologických parametrů. (Coesel 2001).

III. Praktická část

1. Rašeliniště Babín

1.1. Poloha a historie



Obr. 1 Poloha rašeliniště Babín, žlutá elipsa znázorňuje oblast revitalizovaných tůní. Mapy převzaty z maps.google.com

Rašeliniště Babín se nachází v blízkosti Žďáru nad Sázavou ($15^{\circ}53'47''$ v.d., $49^{\circ}32'32''$ s.š.) ve Žďárských vrchách v geomorfologickém okrsku Veselské sníženiny ve výšce 559-570 m.n.m. Podložím jsou krystalické horniny, které jsou překryty třetihorními a čtvrtohorními málo propustnými jílovými sedimenty (Buček & Lacina 1982). Na nich se v ploché zavodněné sníženině pramenné oblasti řeky Oslava ukládal organický materiál. Starší slatinné vrstvy s převahou rákosu, byly překryty vrchovištními rašeliníko-suchopýrovými vrstvami. A vytvořilo se zde přechodné rašeliniště. V 16.století byly v této oblasti založeny rybníky (Babín, Matějovský, Veselský) a začalo drobné dobývání rašeliny na otop a maloroľnické účely. Ložisko rašeliny mezi rybníkem Babín a Matějovským rybníkem bylo od roku 1956 těženo mechanizovaně. Rašeliny byla využívána pro kompostování. V roce 1959 zde byl proveden průzkum zaměřený především na posouzení vhodnosti tohoto ložiska pro další těžbu. Kubatura rašeliny v tomto 29,08 ha velkém ložisku byla odhadnuta na $430\,000\text{ m}^3$ a hloubka rašelinných vrstev místy dosahovala až 395 cm. Po příkopovém odvodnění oblasti zde probíhala průmyslová těžba podnikem Rašelina Soběslav. Rašeliniště bylo místy vytěženo až na jílové podloží. Lokálně zůstaly zachovány vrstvy rašeliny o malé mocnosti, v oblasti při hrázi rybníka Babín byly ponechány mocnější vrstvy

rašeliny, pravděpodobně jako prevence před prosakováním vody hrází. Těžba byla zastavena roku 1970. Pouze část rašeliniště na severním břehu rybníka Babín nebyla zasažena těžbou a zůstala zachována ve své původní podobě (Zabloudil, osobní sdělení).

Po ukončení těžby byla lokalita převedena na právě zřízenou Správu CHKO Žďárské vrchy. Snaha o revitalizaci vytěženého rašeliniště začala roku 1991, kdy byly na části území vykáceny náletové porosty dřevin a mokřady na přítoku do Matějovského rybníka. Cílem bylo zvýšení retence vody v krajině a návrat k původním hydrologickým režimům na stanovišti. V letech 2000-2001 byly vykopány tůňky v oblasti mezi rybníkem Babín a Matějovským rybníkem. Poslední úpravy vodního režimu lokality byly provedeny roku 2007, kdy v návaznosti na struhu vedoucí z rybníku Babín do Matějovského rybníku byla vytvořena další soustava tůní a příkopů. Tyto lokality se v současné době udržují pravidelným kosením a redukcí dřevinných porostů (Zabloudil, osobní sdělení).

1.2. Diverzita lokality

Roku 2001 byl Husákem (2001) hodnocen stav vývoje vegetace po budování tůňek z minulého roku. Dle jeho závěrů stav před vybudováním tůňek neumožňoval vyšší druhovou diverzitu cévnatých rostlin. Převažovaly sukcesně pokročilé mezofilní louky s převahou dominantních trav (*Calamagrostis canescens*, *C. epigeios* a *Deschampsia capitata*) a s nastupujícími náletovými dřevinami (*Betula* sp., *Alnus* sp., *Fragula alnus*). Vybudováním tůňek a mokřadů bylo dosaženo změny v biotopové diverzitě. Mezi zajímavějšími druhy byly nalezeny *Hypericum humifusum*, *Lysimachia thyssifolia*, *Scrophularia umbrosa*. Tyto rostliny patří mezi ohrožené druhy, poslední dvě potom mezi druhy rostoucích na bažinných, zaplavovaných loukách a mokřadech.

Byl zde také proveden floristický průzkum mechorostů (Kubešová 2008). V rámci něho zde bylo identifikováno 8 druhů rašeliníku (*Sphagnum brevifolium*, *S. cuspidatum*, *S. dentikulatum*, *S. fallax*, *S. flexuosum*, *S. innundatum*).

Tůně jsou domovem vzácné vážky jasnoskvrnné *Leucorrhinia pectoralis* Charpentier. Je zde natolik hojná, že tyta plocha s tůňemi byla roku 2000 v rámci projektu natura2000 vyhlášena tzv. evropsky významnou lokalitou. Mezi jinými zajímavými živočichy zde žije rosnička zelená, čolek horský a vyskytuje se tu i vydra říční (Zabloudil, osobní sdělení).

Pichrtová et al. (2007) prováděli roku 2006 odběry v rámci studie o chrysomonádách Českomoravské vrchoviny. V tůni nad Matějovským rybníkem našli 18 druhů chrysophyt s křemičitými šupinami. V porovnání s ostatními studovanými lokalitami (různé rybníky

a tůně Českomoravské vrchoviny, celkem 10 lokalit) byl tento počet druhý nejvyšší. Na základě uvedeného údaje lze usuzovat na relativně vysokou řasovou diverzitu tůněk.

2. Metodika

2.1. Odběr a zpracování vzorků

Vzorky fyto-bentosu jsem odebírala v letech 2007-2009. Celkem jsem uskutečnila 5 odběrů (29.11.2007, 30.1.2008, 31.3.2008, 8.6.2008, 25.10.2009). V každém odběru bylo odebráno 8-11 tůněk. Aby nedošlo k záměně tůněk mezi jednotlivými odběry, orientovala jsem se pomocí plánku (viz Obr. 6). Na odběrovém místě jsem měřila hodnoty pH, konduktivity a teploty pomocí přístroje Combo HI 98129 (bohužel environmentální data z prvního odběru chybí, z důvodu nenadálého zájmu mých kolegů o měřicí přístroje). Jednotlivé vzorky bentosu jsem odebírala do čistých plastových uzavíratelných zkumavek. Každá byla opatřena číslem tůně a datem. Vzorky jsem v laboratoři umístila do osvětlené lednice. Řasovou diverzitu vzorků jsem pozorovala ve světelném mikroskopu Olympus CX 31 a jednotlivé druhy určovala pomocí určovacích příruček (Hindak et al. 1978, Komárek & Fott 1983, Starmach 1985, Ettl & Gärtner 1988, Wolowski & Hindak 2003, Coesel & Meesters 2007). Četnost druhů jsem zaznamenávala pomocí semikvantitativní stupnice. Dominantní druhy ve vzorku jsem označila stupněm 3, stupeň 2 patřil častým druhům a 1 dostali druhy vyskytující se ve vzorku pouze vzácně.

2.2. Analýza dat

Na stanovení ochrannářského měřítka (*conservation value*, dále jen CV) revitalizované lokality jsem použila metodu založenou na krásivkách. Coesel (2001) hodnotí CV habitatu dle tří kritérií: a) biodiverzity (počtu nalezených krásivek), b) vzácných taxonů a c) přítomnosti druhů pro které jsou typické vyspělé ekosystémy pozdních sukcesních stádií. Každý druh má určený stupeň vzácnosti (od 0 do 3) a stupeň ekologické citlivosti (také od 0 do 3). Seznamy druhů krásivek byly vyvinuty dle pozorování v Holandsku, proto jsem pro svoje hodnocení používala seznamy vytvořené z pozorování z České republiky (Šťastný 2010). CV jsem stanovila ze všech tůní a všech odběrů. Takže se vztahuje k celé lokalitě a k období 2007-2009.

Vzájemnou podobnost tůní na základě dat o druhovém složení tůní jsem hodnotila nepřímou gradientovou analýzou DCA (Detrended Correspondence Analysis). Unimodální

metody byly použity na základě odhadu délky gradientů, v tomto případě 5,6 (Lepš & Šmilauer 2007 uvádí, že při gradientu nad 4 by se neměla používat lineární metoda typu PCA). Vztah druhového složení tůní a parametrů prostředí jsem analyzovala pomocí přímé gradientové analýzy CCA (Constrained Correspondence Analysis), faktory prostředí byly testovány Monte-Carlo permutačním testem a postupným výběrem byly získány statisticky průkazné proměnné vysvětlující rozdíly v druhovém složení. Všechny tyto analýzy byly provedeny v programu CANOCO for Windows 4.5. Ordinační diagramy k analýzám byly vytvořeny programem CanoDraw for Windows 4.0.

Pro zjištění korelace mezi druhovým složením a faktory prostředí jsem použila Mantelův test, v programu PAST 2.00. Dále jsem při hodnocení nasbíraných dat použila lineární regresi počtu taxonů v jednotlivých tůňkách na naměřených parametrech prostředí, taktéž v programu PAST 2.00.

3. Výsledky a diskuze

3.1. Diverzita sinic a řas

Ve 47 zpracovaných vzorcích jsem celkem našla 125 taxonů řas. Počet taxonů v jednotlivých tůních se pohyboval v rozmezí 1-46. Úplný seznam nalezených řas viz Tab. 2

Všechny odebírané tůně jsou mírně kyselé. Průměrné pH těchto tůní bylo 5, naměřené hodnoty se pohybovaly mezi 3,9-5,9 viz Tab. 1. Průměrná hodnota konduktivity byla $70 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, její minimální naměřená hodnota byla $28 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ a maximální $156 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Nejnižší průměrná konduktivita byla naměřena při odběru 8.6.2008.

datum	kód tůně	pH	teplota [°C]	konduktivita [$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$]	datum	kód tůně	pH	teplota [°C]	konduktivita [$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$]	
30.1.2008	1b	5,3	1,5	103	8.6.2008	1d	4,5	17,4	96	
	2b	4,3	2,7	156		2d	3,9	17,9	70	
	3b	5,0	2,6	62		3d	4,6	19,9	62	
	4b	5,3	1,1	53		4d	5,0	17,1	48	
	5b	4,9	1,3	45		5d	4,7	20,4	57	
	6b	5,1	0,9	88		6d	4,9	20,5	42	
	8b	5,1	0,6	60		7d	4,4	20,6	40	
	10b	5,3	1,6	68		8d	4,7	19,6	41	
31.3.2008	2c	4,6	6,2	105		9d	4,3	19,9	28	
	3c	5,1	13,9	60		10d	5,0	14,5	74	
	4c	5,6	8,9	78		N1d	4,3	20,4	42	
	5c	5,3	14,4	52		N2d	4,0	20,2	57	
	6c	5,3	14,5	74		25.10.2009	1e	5,0	7,2	131
	7c	5,3	13,6	38			2e	4,1	6	102
	8c	5,5	10,6	65	3e		4,9	9	102	
	9c	5,9	14,3	48	4e		4,8	7,6	66	
	10c	5,6	8,9	78	6e		4,8	8,7	77	
	N1c	4,9	12,2	60	7e		5,3	6,9	85	
				8e	5,6		6	79		
				9e	5,3		6	92		
				10e	5,9		6,7	66		
				N2e	5,7		7,8	42		
				N3e	5,5	10,1	82			

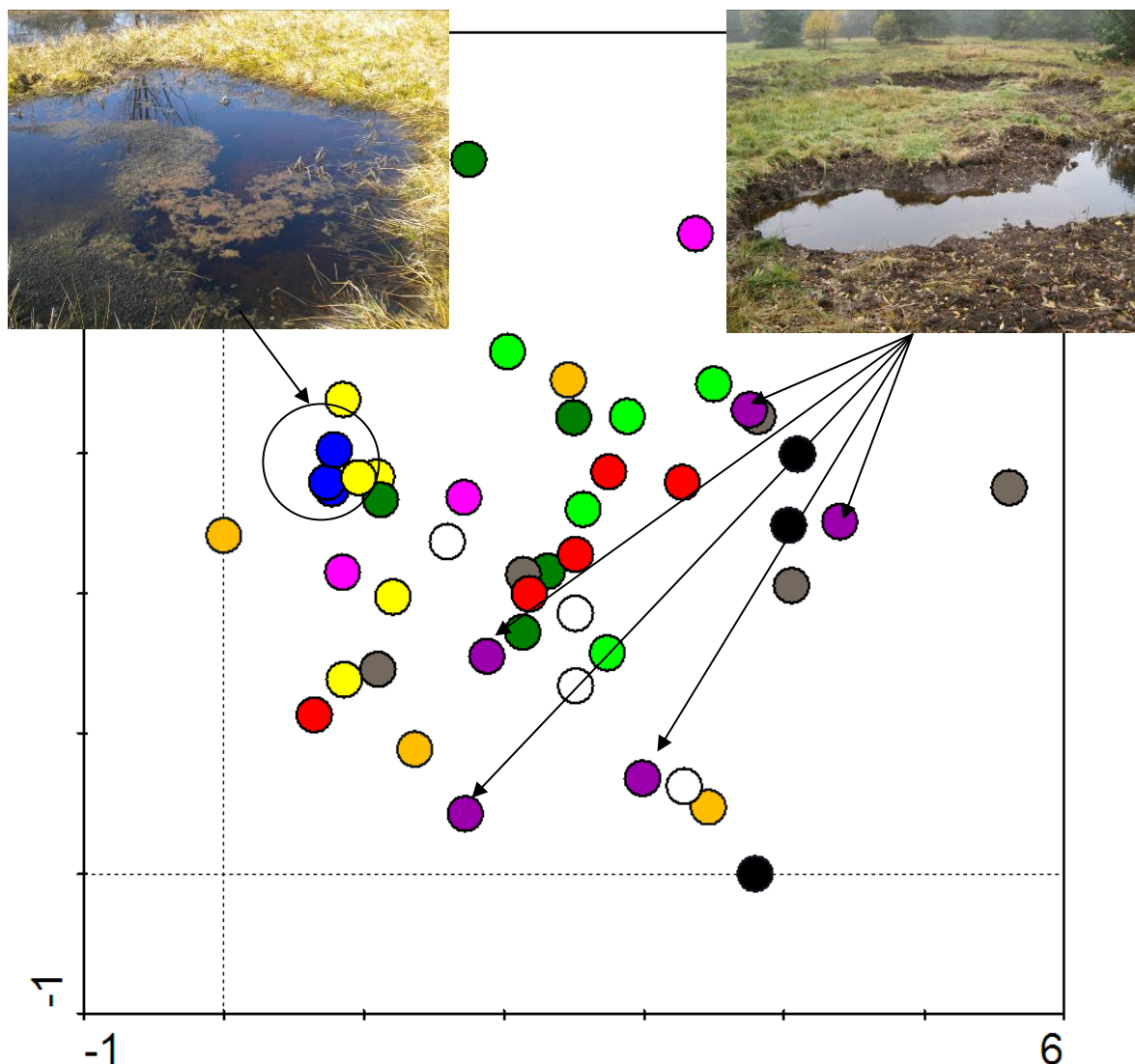
Tab. 1 Naměřené parametry prostředí tůní

Velmi zajímavé bylo pozorovat vývoj společenstev v tůních vykopaných 2007. Zde teoreticky probíhala primární sukcese. V prvních odběrech zde nebyly nalezeny žádné řasy. První nálezy byly až z odběru 31.3.2008, kdy byla jedna z nových tůní naprosto dominovaná bičíkovcem o rozměrech 7-10 μm determinovaný jako *Chromulina* sp. (Chrysophyceae). Tento bičíkovec je známý z planktonu malých nádrží, bažin a rybníků (Starmach 1985). V menším množství zde byl koloniální bičíkovec *Synura* sp. (Chrysophyceae) a jednobuněčné

řasy rodu *Cylindrocystis* (Desmidiáles). V následujících odběrech počet nalezených druhů stoupal. Nejvyšší diverzita byla v posledním odběru z 25.10.2009 bylo v jedné z nových tůní značně dominantní *Closterium striolatum* a *Coelastrum shaericum*. *C. striolatum* je pionýrský druh mezi krásivkami, často osidlující kyselá a „mladá“ lokality – např. kaluže na pastvinách (Šťastný, osobní sdělení).

Celkem jsem v tůních našla 30 druhů krásivek. Velmi vzácné – stupeň 3 – bylo nalezeno a s jistotou určeno pouze *Staurastrum borgeanum*, které se mi podařilo najít pouze jednou. Vzácné – stupeň 2 – bylo *Staurastrum subavicula* nalezené při posledním odběru v jedné z mladých tůní (vytvořené roku 2007). Co se ekologické citlivosti týče v odběrech bylo nalezeno 14 druhů řas se stupněm 2, často se z této kategorie ve vzorcích vyskytovaly *Bambusina brebissoni*, *Closterium costatum*, *Euastrum oblongum*, *Micrasterias rotata*, *M. truncata*. Celkově se zde vyskytovaly spíše mezotrofní druhy. Při stanovení CV na základě těchto dat o krásivkách, vyšla tato hodnota 6 (maximální možná hodnota je 10). Dá se předpokládat, že při vhodném managementu (zabránění eutrofizaci, udržování dostatečné HSV) se bude tato hodnota dále zvyšovat.

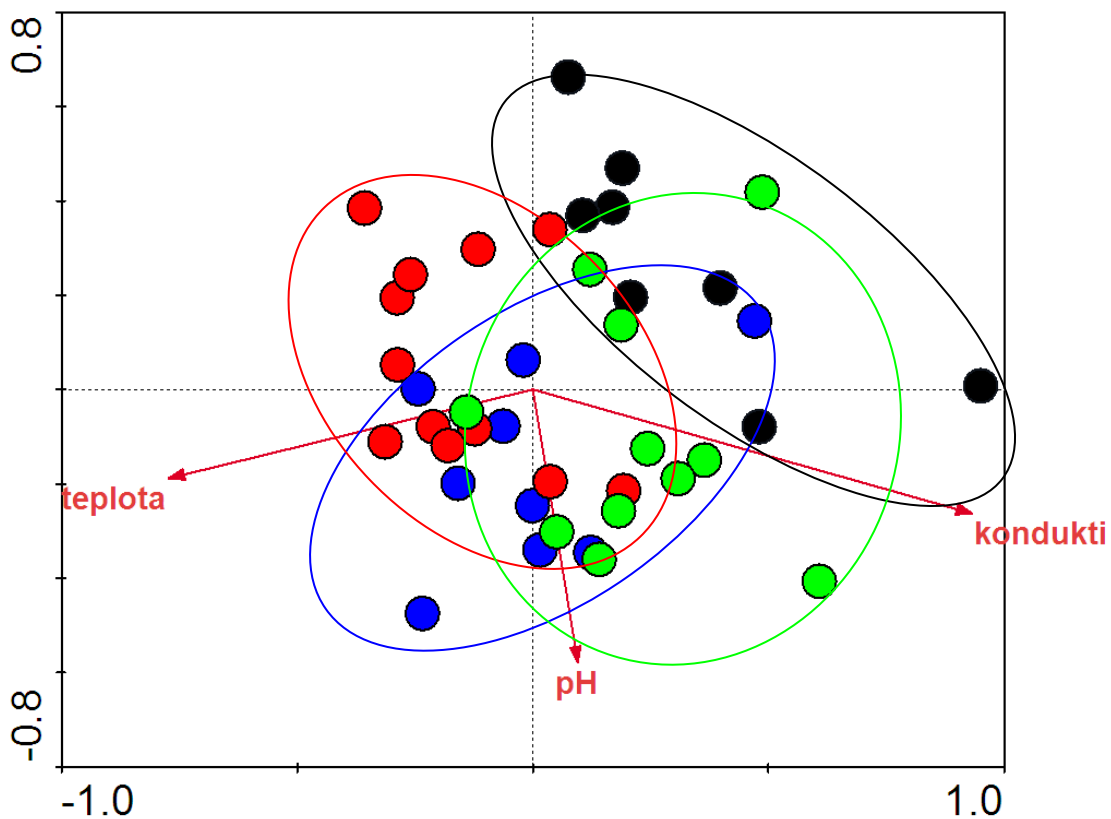
3.2. Statistické vyhodnocení



Obr. 2 DCA druhového složení ze vzorků z revitalizovaných tůň, barevně jsou odlišeny jednotlivé tůně, černá – tůň č.1, bílá – č.2, červená – č.3, světle zelená – č.4, tmavomodrá – č.5, žlutá – č.6, růžová – č.7, tmavozelená č.8, okrová – č.9, šedivá – č.10, fialová – tůň z roku 2007. Jako ukázka jsou ke dvěma lokalitám vybrány fotografie. Levá tůň vytvořená roku 2001 a pravá patří k nejmladším na stanovišti (z roku 2007).

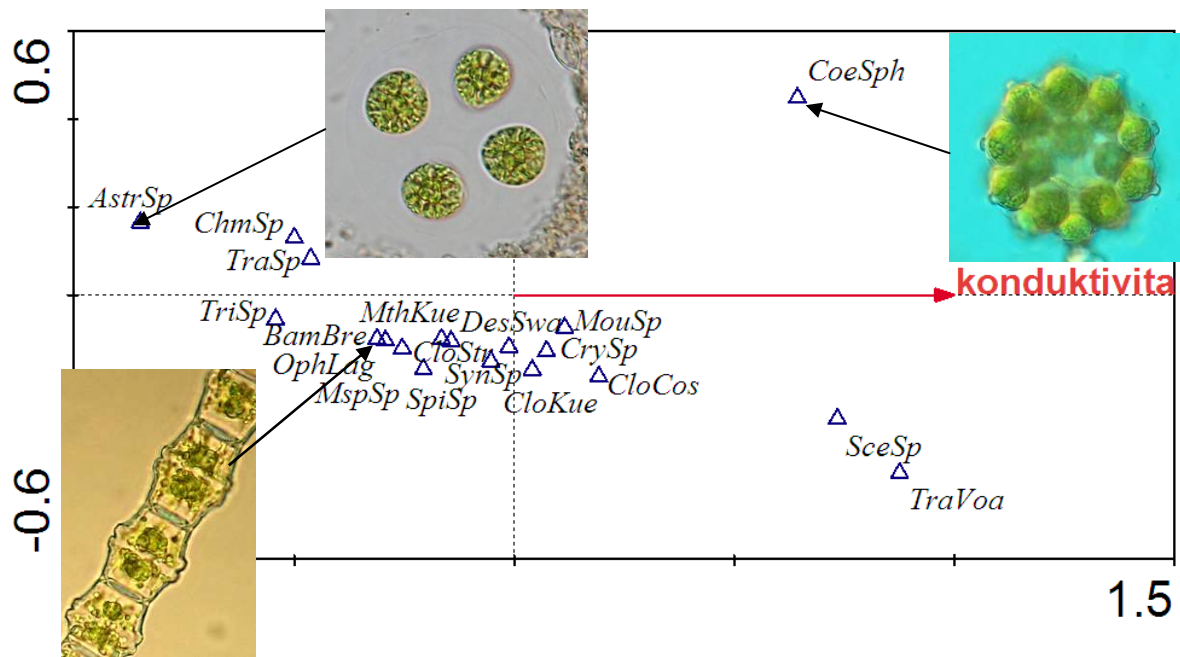
Ordinační diagram nepřímé gradientové analýzy (DCA) zobrazuje vzájemnou podobnost tůň na základě zjištěného druhového složení (Obr. 2). První a druhá osa vysvětlují 9,4 % variability dat, celkově tato analýza vysvětluje 11,6 %. Na ordinačním diagramu lze odlišit tůně, které si udržují stabilní druhové složení bez ohledu na dobu odběru (např. tůň č.5 a 6). Graf zobrazuje i případy tůň, jejichž složení fyto-bentosu se při jednotlivých odběrech velmi lišilo, což poukazuje na vysokou sezónní variabilitu. Tůně vykopané roku 2007, které lze posuzovat jako „mladé“, jsou na diagramu velmi roztroušené. Výsledek podporuje můj

dřívější předpoklad, že tyto tůně nelze označovat za vyspělé ekosystémy, protože se tu nevytváří stabilizovaná společenstva řas a sinic.



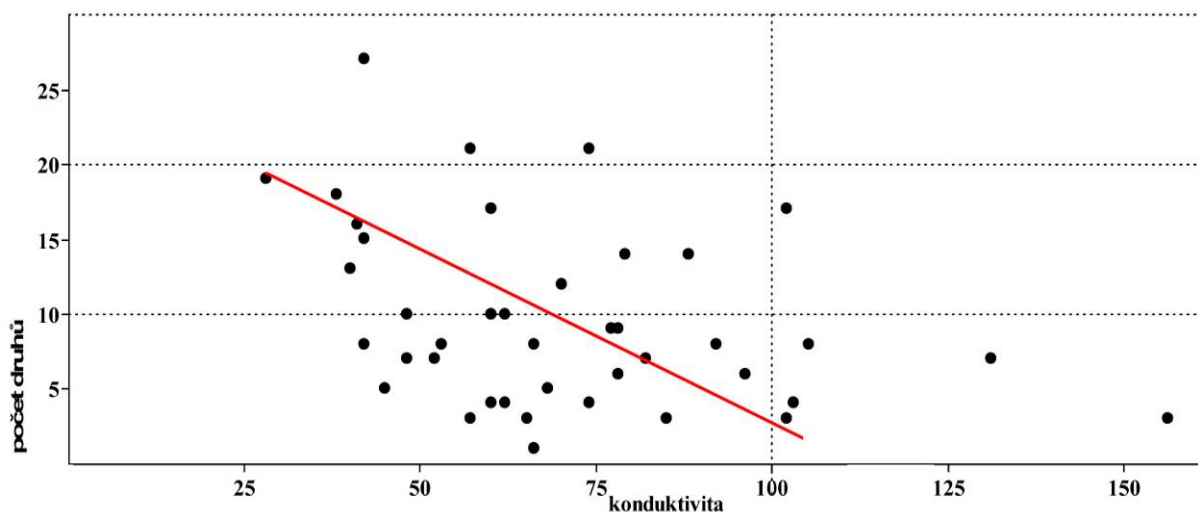
Obr. 3 Přímá gradientová analýza CCA, barevně jsou označeny tůně ze stejných odběrů: černá - 30.1.2008, modrá - 31.3.2008, červená - 8.6.2008, zelená - 25.10.2009, barevné elipsy jsou doplněny pro lepší znázornění shlukování jednotlivých odběrů

První a druhá osa z ordinačního diagramu (Obr. 3) vysvětlují 6,3 % variability v datech. Na tomto ordinačním diagramu je patrné, že si vzorky z různých tůňek byly vzájemně podobné, když byly odebrané ke stejnému datu. Dobře patrné je oddělení vzorků odebraných v lednu (černé symboly) a v červnu (červené symboly). Z environmentálních faktorů byla na pětiprocentní hladině signifikantní pouze konduktivita. Tento parametr vytváří gradient, který koresponduje s markantními rozdíly v druhovém složení uvnitř lednových vzorků, zatímco např. březnové vzorky v podobné míře neodděluje



Obr. 4 Přímá gradienová analýza CCA, znázorněna pouze konduktivita (jediný parametr s prokazatelným vlivem na druhová data), pro přehlednost znázorněny pouze druhy vyskytující se minimálně v 35% vzorků. Jako ukázka použity fotografie *Bambusina brebissoni*, *Asterococcus superbus*., *Coelastrum sphaericum*. Zkratky druhů viz Tab. 2

Konduktivita jako jediná environmentální proměnná se signifikantním vlivem vysvětluje 3,4% variability druhového složení. Z grafu (Obr. 4) je patrný gradient výskytu druhů podle konduktivity. V nižších hodnotách první ordinační osy (vysvětlené konduktivitou) vyskytují druhy obecně známé z oligotrofních a acidofilních lokalit: *Asterococcus superbus* (Ettl & Gärtner 1988), *Bambusina brebissoni*, *Closterium striolatum* (Šťastný 2010). Ve vyšších hodnotách této osy se naopak vyskytují běžné planktonní druhy typické pro mezotrofní a eutrofní vody.



Obr. 5 Lineární regrese závislosti počtu druhů v tůních na konduktivě, $r = -0,36$; $p = 0,017$

Při hodnocení vzájemného vztahu mezi počtem druhů a parametry prostředí pomocí lineární regrese byla signifikantní závislost zjištěna pouze u konduktivity ($p=0,017$). S rostoucí konduktivitou zřetelně klesá počet taxonů v tůních.

Korelaci druhového složení a konduktivity prokázal také Mantelův test ($p=0,024$) Ostatní faktory prostředí – teplota a pH – neprokázaly signifikantní korelaci s druhovým složením.

Podobné výsledky byly prezentovány i v pracích Matoloni (1999) ve studii řas rašeliništních tůní z Ohňové země a Štěpánková et al. (2008) zaznamenala tento trend v Jizerských horách při ekologické studii krásivek. V těchto studiích pozorovali i pozitivní korelaci počtu taxonů na pH. Tento trend se v mých datech neukázal.

Závěr

Ve své práci shrnuji dosavadní poznatky o obnově těžbou zničených rašelinišť. Postup obnovy rašelinišť by se dal stručně vyjádřit těmito body a) úpravy terénu, b) obnova příznivých hydrologických podmínek, c) introdukce diaspor požadované vegetace, c) ochranný pokryv a případné hnojení. Vzhledem k tomu, že se s uvedenými revitalizačními kroky začalo teprve v relativně nedávné minulosti, chybí dosud potřebný časový odstup pro možnost hodnocení úspěchu revitalizace z dlouhodobějšího hlediska. Krátkodobě se v této práci popisované pokusy zdají být účinné jak při obnovení požadované vegetace tak pro vytvoření požadovaného hydrologického režimu.

Poděkování

Na tomto místě bych ráda podělovala především svému školiteli Pavlu Škaloudovi za velkou ochotu a pomoc. Dále Ladislavu Hodačovi za pomoc při objevování krás a tajů řasové diverzity a cenné připomínky k mé práci. Janu Šťastnému za nápovědu při určování krásivek. A také všem ostatním členům algologické skupiny Přírodovědecké fakulty University Karlovi v Praze za vytvoření příjemného prostředí pro práci. V neposlední řadě patří poděkování také správě CHKO Žďárské vrchy jmenovitě Vladimíru Zbloudilovi

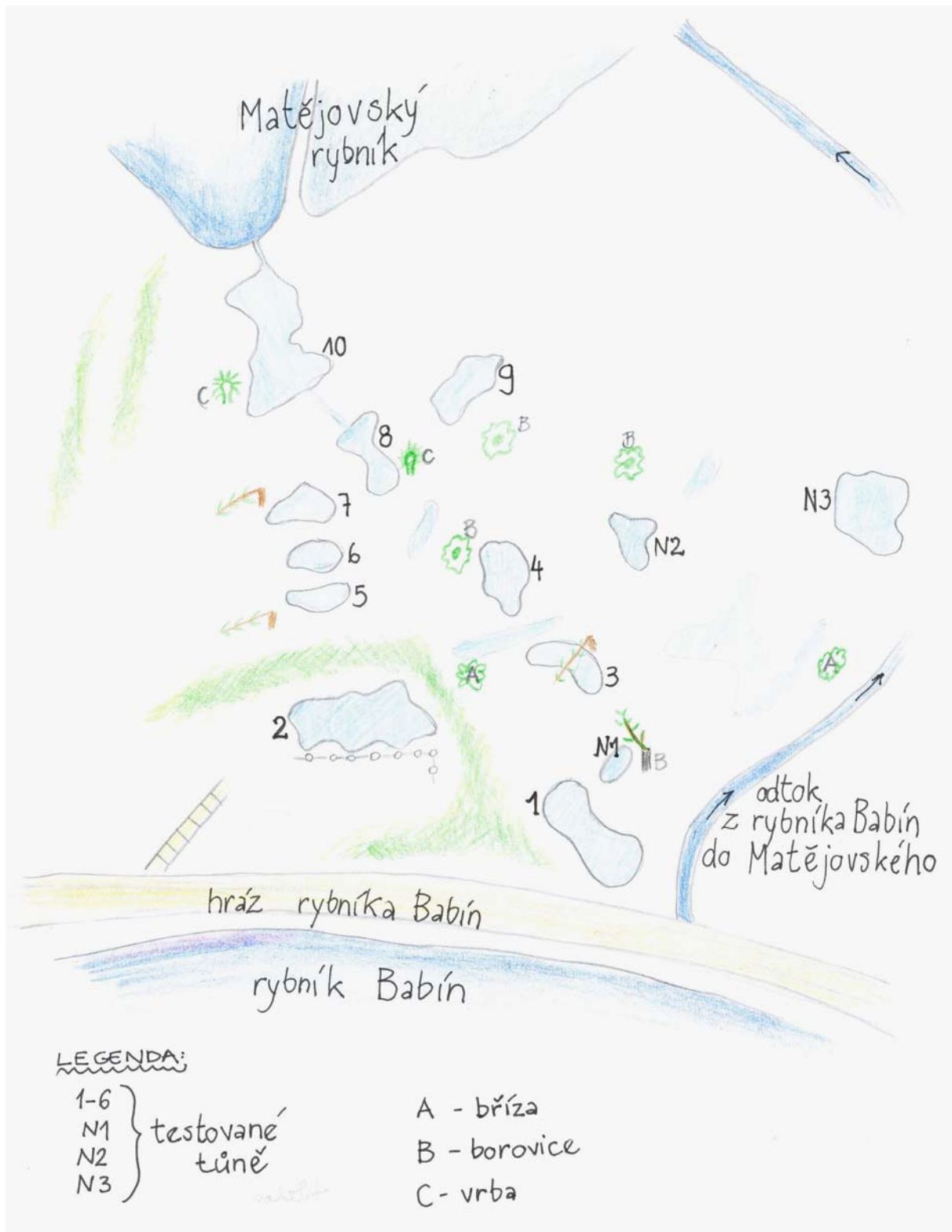
Seznam použité literatury

- BUČEK, A. & LACINA, J. (1982): Významné segmenty krajiny CHKO Žďárské vrchy. Geografický ústav ČSAV, Brno
- CAMPBELL, D. R., LAVOIE, C. & ROCHEFORT, L. (2002): Wind erosion and surface stability in abandoned milled peatlands, *Canadian journal of soil science* 82: 85-95
- CAMPEAU, S. & ROCHEFORT, L. (1996): Sphagnum regeneration on bare peat surfaces: field and greenhouse experiments, *Journal of applied ecology* 33: 599-608
- CLYMO, R. S. (1984): The limits to peat bog growth, *Philosophical transactions of the Royal Society of London B* 303: 605-654
- COESEL, P. F. M. (1998): Sieralgen en Natuurwaarden, Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische vereniging, Utrecht, 44-47 pp.
- COESEL, P. F. M. (2001): a method for quantifying conservation value in lentic freshwater habitats using desmids as indicator organisms, *Biodiversity and conservation* 10: 177-187
- COESEL, P. F. M. & MEESTERS, K. (2007): Desmids of the lowlands, Mesotaeniaceae and Desmidiaceae of the European lowlands, KNNV publishing, Zeist
- DIXIT, S.S., SMOL, J.P., KINGSTON, J.C. & CHARLES, D.F. (1992): Diatoms: powerful indicators of environmental change, *Environmental science & technology* 26: 23-33
- ETTL, H. & GÄRTNER, G. (1988): Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. (eds.), *Chlorophyta II, Tetrasporales, Chlorococcales, Gloeodendrales, Süßwasserflora von Mitteleuropa*, VEB Gustav Fischer Verlag, Jena
- CHAPMAN, S., BUTTLER, A., FRANCEZ, A.J., LAGGOUN-DEFARGE, F., VASANDER, H., SCHLOTER, M., COMBE, J., GROSVERNIER, P., HARMS, H., EPRON, D., GILBERT, D. & MITCHELL, E. (2003): Exploitation of northern peatlands and biodiversity maintenance: a conflict between economy and ecology, *Frontiers in ecology and the environment* 1(10): 525-532
- HAYWARD, P.M. & CLYMO, R.S. (1982): Profiles of water content and pore size in Sphagnum and peat, and their relation to peat bog ecology, *Proceedings of the Royal Society B* 215: 299-325
- HIGGINS, T. & COLLERMAN, E. (2006): Tropical status of experimental cutaway peatland lakes in Ireland and implications for future lake creation, *Journal of environmental science and health Part A*, 41: 849-863
- HIGGINS, T., COLLERAN, E. & RAINE, R. (2006): Transition from P- to N-limited phytoplankton growth in an artificial lake on flooded cutaway peatland in Ireland, *Applied Vegetation Science* 9: 223-230
- HINDÁK, F. (eds.) (1978), *Sladkovodné riasy*, Slovenské pedagogické nakladateľstvo, Bratislava
- HUSÁK, Š. (2001): Stanovisko k vybudování drobných stojatých vod a mokřadů pod rybníkem Babín, nepublikováno, uloženo na správě CHKO Žďárské vrchy
- JAUHAINEN, S., LAIHO, R. & VASANDER, H. (2002): Ecohydrological and vegetation changes in restored bog and fen, *Annales Botanici Fennici* 39: 185-199

- JOOSTEN, H. & CLARKE, D. (2002): Wise use of mires and peatlands, Internatiol mire conservation group and international peat society, Finland, <http://www.mirewiseuse.com>
- KALINA, T. & VÁŇA, J. (2005): Sinice, řasy, houby, mechorosty a podobné organismy v současné biologii, Karolinum, Praha, 522 pp.
- KONVALINKOVÁ, P. (in press): Těžná rašeliniště, In: Běhouková, K., Prach, K. & Běhounek, J., Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslových deponií, Calla, České Budějovice
- KOMÁREK, J. & FOTT, B. (1983): Huber-Pestalozzi, G (ed.), Das Phytoplankton des Süßwassers, Systematik und Biologie 7.Teil, 1. Hälfte, Chlorophyceae Ordnung: Chlorococcales, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart
- KUBEŠOVÁ, S. (2008): Mechorosty rašeliniště Babín a oblasti nově vytvořených tůň mezi rybníkem Babín a Matějovským, nepublikováno, uloženo na správě CHKO Žďárské vrchy
- LAMERS, L., SMOLDERS, A. & ROELOFS, J. (2002): The restoration of fens in the Netherlands, *Hydrobiologia* 478: 107-130
- 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
- LELLÁK, J. & KUBÍČEK, F. (1992): *Hydrobiologie*, Karolinum, Praha, 80 pp.
- LEPŠ, J. & ŠMILAUER P. (2007): *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*, Cambridge university press, Cambridge
- MATALONI, G. (1999): Ecological studies on algal communities from Tierra del Fuego peat bogs, *Hydrobiologia* 391: 157-171
- MATTLEY, Y. (1996): Conditions écologiques de la régénération spontanée du Sphagnion magellanici dans le Jura Suisse (typologie, pédologie, hydrodynamique et micro-météorologie) (PhD thesis), Neuchâtel, Switzerland: University of Neuchâtel
- PICHRTOVÁ, M., ŘEZÁČOVÁ-ŠKALOUDOVÁ, M. & ŠKALOUD, P. (2007): The silica-scaled chrysophytes of the Czech-Moravian highlands, *Fottea* 7: 43-48
- PRICE, J. (1996): Hydrology and microclimate of a partly restored cutover bog, Québec, *Hydrological processes* 10: 1263-1272
- PRICE, J. (1997): Soil moisture, water tension and water table relationships in a managed cutover bog, *Journal of Hydrology* 202: 21–32
- PRICE, J. (1998): Energy and moisture considerations on cutover peatlands: surface microtopography, mulch cover and *Sphagnum* regeneration, *Ecological Engineering* 10: 293-312
- ROCHEFORT, L. (2000): *Sphagnum* – A Keystone Genus in Habitat Restoration, *The Bryologist* 103(3): 503-508
- ROCHEFORT, L., QUINTY, F., CAMPEAU, S., JOHNSON, K. & MALTERER, T. (2003): North American approach to the restoration of *Sphagnum* dominated peatlands, *Wetlands ecology and management* 11: 3-20
- ROCHEFORT, L. & LODE, E. (2006): Restoration of degraded boreal peatlands, In: Wieder, K. & Vitt, D. H. (eds): *Boreal peatlands ecosystems*, Springer, 381-417 pp.

- RYDIN, H. & JEGLUM, J. (2006): The biology of the peatlands, Oxford University Press, New York, 144-146 pp.
- SALONEN, V. (1987): Relationship between the seed rain and the establishment of vegetation in two areas abandoned after peat harvesting, *Holarctic ecology* 10: 171-174
- SALONEN, V. (1990): Early plant succession in two abandoned cut-over peatland areas, *Holarctic ecology* 13: 217-223
- SETERS, T. & PRICE, J. (2001): The impact of peat harvesting and natural regeneration on the water balance of an abandoned cutover bog, Quebec, *Hydrological Processes* 15: 233-248
- SETERS, T. & PRICE, J. (2002): Towards a conceptual model of hydrological change on an abandoned cutover bog, Quebec, *Hydrological Processes* 16: 1965-1981
- SLIVA, J. & PFADENHAUER, J. (1999): Restoration of cut-over raised bogs in southern Germany – a comparison of methods, *Applied vegetation Science* 2: 137-148
- SMOLDERS, A.J.P., THOMASSEN, H.B.M., VAN MULLEKOM, M., LAMERS, L.P.M., ROELOFS, J.G.M. (2003): Mechanisms involved in the re-establishment of *Sphagnum*-dominated vegetation in rewetted bog remnants, *Wetlands Ecology and Management* 11: 403-418
- 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
- SOTTOCORNOLA, M., BOUDREAU, S. & ROCHEFORT, L. (2007): Effect of phosphorus on plant re-establishment, *Ecological engineering* 31: 29-40
- STARMACH, K. (1985): Ettlé, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. (eds.), *Chrysophyceae und Haptophyceae, Süßwasserflora von Mitteleuropa*, VEB Gustav Fischer verlag, Jena
- ŠŤASTNÝ, J. (2010): Desmids (Conjugatophyceae, Viridiplantae) from the Czech Republic; new and rare taxa, distribution, ecology, *Fottea* 10(1): 1-74
- ŠTEPÁNKOVÁ, J., VAVRUŠKOVÁ, J., HAŠLER, P., MAZALOVÁ, P. & POLŮLÍČKOVÁ, A. (2008): Diversity and ecology of desmids of peat bogs in the Jizerské hory Mts, *Biologia* 63: 895-900
- TURUSTKY, M. R. & LOUIS, V. St. (2006): Disturbance in boreal peatlands, In: Wieder, K. & Vitt, D. H. (eds): *Boreal peatlands ecosystems*, Springer, 359-372 pp.
- VASANDER, H., TUITTILLA, E.-S., LODE, E., LUNDIN, L., ILOMETS, M., SALLANTAUS, T., HEIKKILA, R., PITKANEN, M.-L. & LAINE, J. (2003): Status and restoration of peatlands in northern Europe, *Wetlands ecology and management* 11: 51-63
- VERHOEVEN, J. T. A. & LIEFVELD, W. M. (1997): The ecological significance of organochemical compounds in *Shagnum*, *Acta botanica Neerlandica* 46: 117-130
- WIEDER, R. K., VITT, D. H. & BENSCHOTER, B. W. (2006): Peatlands and the boreal forest, In: Wieder, K. & Vitt, D. H. (eds): *Boreal peatlands ecosystems*, Springer, 1 pp.
- WOLOWSKI, K. & HINDAK, F. (2003): Atlas of euglenophytes, Veda, Bratislava

Příloha



Obr. 6 Přibližný nákres situace tůní mezi rybníkem Babín a Matějovským rybníkem

