

**Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého v Olomouci**

Katedra botaniky



**Diverzita a ekologie krásivek oligotrofních vod: stav společenstev  
v antropicky ovlivněném prostředí**

*Diversity and ecology of desmids in oligotrophic freshwater habitats: character of  
assemblages in human-influenced ecosystems*

**Mgr. Jana Štěpánková**

**Disertační práce**

Olomouc 2012

Vedoucí práce:

**Prof. RNDr. Aloisie Pouličková, CSc.**

Prohlašuji, že jsem předloženou disertační práci zpracovala samostatně za použití citované literatury a v případě přiložených publikací také ve spolupráci s jejich dalšími autory. Tuto práci ani žádnou z jejích částí jsem nepoužila k získání dalšího akademického titulu.

V Olomouci dne: 12. 4. 2012

.....

**Motto:**

*„...spatříme každé, i to nejmenší místečko země, každý mech, každou kapku vody oživeny náležitou květenou a zvířenou. Tu teprv příroda jest celá, tu teprv jedno sahá v druhé, jedno jest docílením druhého, jedno jest živo pro sebe a pro všechny, i všechny pro jedno, tak, že zázračnému žití všehomíra není nikde konce.“*

(K. Amerling)



**Věnování:**

*Tuto práci bych ráda věnovala všem živým bytostem, které padly za oběť mému výzkumu a studiu; rašeliništím, která jsem si tolik oblíbila; mému dědovi a nadšenému přírodovědci Jaroslavu Nakládalovi, jemuž by se krásivky jistě moc líbily a konečně Alce k narozeninám, jak jsem slíbila.*

## Poděkování

Na tomto místě bych chtěla velmi poděkovat svojí školitelce Alce Poulíčkové. Nejprve za to, že mne byla ochotná (coby cizorodý nealgotický element) vpustit do své laboratoře a umožnila mi pod svým vedením pracovat na poutavém tématu, dále pak za její rady a podporu, přátelský přístup, obdivuhodnou „hnací“ energii a nakonec též za velkou trpělivost při čekání na to, až se výsledky mojí práce dostanou z extenzivního poznámkového aparátu do publikovatelné podoby. Rovněž děkuji Petru Hašlerovi za (často humorem zpestřenou) pomoc s různými teoretickými a praktickými činnostmi, které bylo třeba při studiu řas zvládnout. Štěpánce Králové, Michalu Hájkovi a Martinu Kočímu chci poděkovat za uvedení do skrytého a „návykového“ světa rašelinišť, provázení na cestách po jejich čvachtavém a houpavém povrchu a za organizaci terénních prací.

Velké díky dále patří mé rodině: sestře Pavle za silnou, neochvějnou podporu a velkou blízkost, Olze a tatškovi za to, že vydrželi období sepisování disertace a tudíž i mé nepoužitelnosti pro řadu praktických věcí. Přátelům a kolegům z Katedry biologie pak vděčím za příjemné a povzbudivé prostředí, do něhož se těším, když už někdy ne kvůli práci, tak alespoň kvůli nim. Děkuji hlavně Martinu Paclíkovi, Monice Morris, Kristýně Janišové, Marcele Pazdírkové a Pavlíně Škardové. Martinovi pak ještě patří zvláštní dík za jeho mnohotvárné působení a pomoc zahrnující silný zdroj inspirace, funkci „technického redaktora“ a snahu eliminovat mé disertační pseudoaktivity. ☺

## OBSAH

<b>Abstrakt</b> .....	7
<b>Přehled zahrnutých příspěvků</b> .....	9
<b>1 Úvod</b> .....	10
1.1 Motivace ke studiu řas na sudetských rašeliništích .....	11
1.2 Motivace ke studiu řas v epipelonu českých rybníků .....	13
<b>2 Cíle disertační práce</b> .....	16
<b>3 Zájmová skupina řas - krásivky (Desmidiales s.l.)</b> .....	17
3.1 Základní charakteristika krásivek .....	17
3.2 Praktické důvody výběru krásivek pro účely biomonitoringu .....	17
3.3 Systematické vymezení studované skupiny .....	19
3.4 Morfologická variabilita krásivek .....	22
3.4.1 Základní aspekty morfologie krásivek .....	22
3.4.2 Problematika hodnocení morfologické variability .....	24
3.5 Základní aspekty biologie krásivek .....	26
3.6 Ekologické preference a diverzita krásivek .....	26
3.6.1 Vztah k množství vody v prostředí .....	27
3.6.2 Vztah k hlavním fyzikálně-chemickým parametrům .....	29
3.6.3 Bioindikační význam .....	32
<b>4 Hlavní výsledky výzkumu</b> .....	35
4.1 Diverzita a ekologie krásivek na rašeliništích Jizerských hor .....	35
4.2 Diverzita a ekologie krásivek na rašeliništích Jeseníků: prostorová distribuce, významné nálezy .....	36
4.3 Epipelické sinice a řasy: případová studie z českých rybníků .....	39
<b>5 Závěrečné shrnutí</b> .....	42
<b>6 Použitá literatura</b> .....	43
<b>7 Přílohy</b> .....	50
Příspěvek I.	
Příspěvek II.	
Příspěvek III.	

**Curriculum vitae - Jana Štěpánková**

## Abstrakt

Předložená disertační práce se zabývá utvářením společenstev krásivek (*Desmidiaceae* s.l.) v prostředí živinami chudých (oligo-mezotrofních) mokřadů, které jsou v různé míře vystaveny negativním vlivům lidské činnosti. Její základ tvoří výsledky studia diverzity a ekologických preferencí krásivek v souboru modelových lokalit, na němž lze demonstrovat především důsledky posunů v chemismu a trofické úrovni mokřadního prostředí. Na oligo-ombrotrofních rašeliništích Jizerských hor a Hrubého Jeseníku byly hodnoceny dopady antropické acidifikace spojené s oligotrofizací. V souboru vybraných českých rybníků, tvořících široký trofický gradient, pak byly sledovány dopady antropické eutrofizace. Ačkoliv se v podstatě jedná o protichůdné procesy, oba shodně vedou k degradaci původních cenných společenstev a k poklesu druhové diverzity krásivek.

Během studia 18 rašelinišť v Jizerských horách bylo nalezeno celkem 76 taxonů krásivek, mezi nimiž figurovala řada vzácných, ekologicky senzitivních zástupců a dokonce několik taxonů nových pro území ČR. Navzdory silné imisní zátěži a následné acidifikaci, prodělané ve 2. polovině 20. století, je recentní flóra krásivek poměrně bohatá, dosti cenná a druhovou skladbou odpovídající přirozenému charakteru biotopů. Zřejmě tedy odráží pozitivní změny probíhající v rašeliništním prostředí po eliminaci kyselých průmyslových spadů na počátku 90. let 20. století. V oblasti Hrubého Jeseníku bylo studováno 8 rašelinišť, která vůči obdobným biotopům v Jizerských horách tvořila referenční lokality, mnohem méně postižené působením imisí. Na těchto lokalitách bylo zaznamenáno celkem 51 taxonů krásivek. Druhová diverzita i hodnota společenstev na jednotlivých rašeliništích byly víceméně na podobné úrovni jako v případě Jizerských hor. V rámci jesenických rašelinišť byla také podrobně studována prostorová distribuce krásivek ve vztahu k řadě stanovištních parametrů. V první řadě byla určena gradientem hladiny podzemní vody a související nabídkou mělkých vodních těles, dále pak gradientem vzájemně korelovaných hodnot pH, Mg a Ca.

V souboru 45 českých rybníků byl proveden průzkum flóry krásivek žijících na povrchu jemných sedimentů dna - v tzv. epipelonu, který je z hlediska algologických výzkumů spíše opomíjeným mikrohabitatem. Během studia bylo nalezeno celkem 42 taxonů krásivek, včetně několika vzácnějších zástupců. Druhová bohatost a skladba společenstev na jednotlivých lokalitách vcelku dobře korespondovaly s fyzikálně-chemickými vlastnostmi vody, současně byl však prokázán významný vliv kvality sedimentu. Vzájemným srovnáním flóry krásivek v rybnících s různým stupněm trofie bylo možno dokumentovat mizení ekologicky citlivých taxonů na úkor hojně rozšířených druhů s širokou ekologickou valencí v důsledku eutrofizace.

## **Abstract**

*This thesis deals with character of desmid assemblages inhabiting the nutrient-poor (oligo-mesotrophic) wetlands which have been negatively influenced by human activities. It is based on investigation of desmid diversity and ecological preferences within a large set of wetland sites displaying variation in chemism and nutrient status. Impacts of anthropogenic acidification followed by oligotrophication tendencies were assessed at several oligo-ombrotrophic peat bog sites in the Jizerské Mts and the Jeseníky Mts. Effects of anthropogenic eutrophication were observed in a set of Czech ponds covering a large trophic gradient. Although these processes act in opposite ways, both result in degradation of valuable original assemblages and decrease in desmid diversity.*

*In the course of the study of 18 peat bog sites in the Jizerské Mts, altogether 76 desmid taxa were found including several rare and/or ecologically sensitive species. In addition, some of the taxa were new records for the Czech Republic. Despite the strong impact of air pollution resulting in acidification during the 2<sup>nd</sup> half of the 20<sup>th</sup> century, the recent desmid flora seems to be relatively rich, valuable and well corresponding to the character of biotopes. In conclusion, it may reflect the gradual improvement of environmental conditions of the peat bogs in the Jizerské Mts after progressive elimination of acid industrial emissions at the beginning of the 1990's. In the region of the Jeseníky Mts, 8 peat bogs were studied serving as referential sites, less affected by imissions compared to similar bog localities in the Jizerské Mts. In total, 51 desmid taxa were recorded here. Desmid diversity and nature conservation value of assemblages in particular localities were similar to those in the Jizerské Mts. Spatial distribution of desmids was analysed in relation to several environmental characteristics within the bogs of the Jeseníky Mts. It was primarily determined by the gradient of water table elevation (also reflected in the supply of shallow water bodies), and by the gradient of intercorrelated pH, Mg and Ca values.*

*Within the set of 45 ponds, epipellic desmid flora was investigated, living in the surface layer of bottom sediments which have been poorly studied regarding the distribution of cyanophytes and algae. Altogether 42 desmid taxa were found during the investigation, including several taxa with generally sparse occurrence. Species diversity and composition of desmid assemblages were corresponding to physico-chemical parameters of water as well as to the sediment quality. Comparison of desmid assortments in ponds varying in their nutrient status documented the gradual loss of ecologically sensitive species as a result of eutrophication.*



## **Přehled zahrnutých příspěvků**

Základ předložené disertační práce tvoří následující publikace, které jsou v textu citovány jako Příspěvky I–III:

### **Příspěvek I**

ŠTĚPÁNKOVÁ, J., VAVRUŠKOVÁ, J., HAŠLER, P., MAZALOVÁ, P. & POULÍČKOVÁ, A. (2008): Diversity and ecology of desmids of peat bogs in the Jizerské hory Mts. – *Biologia* 63 (6): 891–896.

### **Příspěvek II**

ŠTĚPÁNKOVÁ, J., HAŠLER, P., HLADKÁ, M. & POULÍČKOVÁ, A. (2012): Diversity and ecology of desmids of peat bogs in the Jeseníky Mts: spatial distribution, remarkable finds. – *Fottea* 12 (1): 111–126.

### **Příspěvek III**

HAŠLER, P., ŠTĚPÁNKOVÁ, J., ŠPAČKOVÁ, J., NEUSTUPA, J., KITNER, M., HEKERA, P., VESELÁ, J., BURIAN, J. & POULÍČKOVÁ, A. (2008): Epipellic cyanobacteria and algae: a case study from Czech ponds. – *Fottea* 8 (2): 133–146.

## 1 ÚVOD

Citlivé ekosystémy živinami chudých (oligotrofních až mezotrofních) mokřadů jsou v Evropě přibližně od 2. poloviny 20. století vystaveny stále intenzivnějším vlivům lidské činnosti. Jedná se zejména o různé formy odvodňování, cílené přeměny lokalit a/nebo jejich blízkého okolí v odlišný typ prostředí (např. převod na ornou půdu), zavádění nepůvodních organismů a konečně přísun cizorodých látek, který se následně odráží ve změnách trofie (COESEL et al. 1978; CHYTRÝ et al. 2001; MALTBY & BARKER 2009). V závislosti na charakteru hromadících se polutantů jsou v mokřadním prostředí indukovány v zásadě dva opačné procesy - na jedné straně eutrofizace, na straně druhé acidifikace spojená s oligotrofizací. Oba procesy však shodně vedou k degradaci původních cenných společenstev, která se projevuje změnami jejich struktury, druhové skladby a poklesem biodiverzity. Uvedené procesy se zvláště rychle a přesně odrážejí v dynamice společenstev řas, které tak nabývají nemalého bioindikačního významu (COESEL et al. 1978; COESEL 1998). Právě studium diverzity řas ve vztahu k faktorům prostředí a k míře antropického zatížení vybraných oligotrofních a mezotrofních mokřadů je hlavní náplní této disertační práce. Pozornost je přitom věnována především podrobné analýze společenstev krásivek (*Desmidiaceae* s.l.), které představují výrazně specializovanou, pro uvedené biotopy charakteristickou skupinu řas se značným bioindikačním potenciálem (COESEL 1998, 2001, 2003).

Pro přesnější pojetí uvedeného tématu je třeba podotknout, že v současné době je prakticky již každá část zemského povrchu, včetně vodních ploch, nějakým způsobem přímo či nepřímo ovlivněna lidskou činností (MOLDAN 2009), takže používaný výraz „antropicky ovlivněné prostředí“ je ve skutečnosti pouze relativním pojmem. Podobně i časové vymezení období (byť přibližné), do něhož takové působení člověka spadá, může být předmětem mnoha diskuzí. Studie diverzity a ekologie krásivek prezentované v této práci byly provedeny na souboru mokřadů, které představují právě vzhledem k relativitě zmiňovaného pojmu velmi vhodné modelové objekty. Poskytují totiž možnost vzájemného srovnání stanovišť téhož typu, ale s různým stupněm antropogenní zátěže, kterou lze kvantifikovat pomocí měřených fyzikálně-chemických parametrů daného prostředí.

Z hlediska typu studovaných mokřadů a převládajícího způsobu jejich antropického ovlivňování se tato práce zaměřuje na dvě hlavní zájmové oblasti. První z nich tvoří typická horská rašeliniště (resp. vrchoviště) v pásmu Sudet, která reprezentují mokřadní biotopy svým původem zcela přírodní. Vznikala a následně se i po dlouhou dobu vyvíjela zcela nezávisle na činnosti člověka, čistě díky specifické kombinaci určitých geologických, geomorfologických,

hydrologických a klimatických podmínek v dané oblasti. Teprve v pozdějších fázích vývoje začala být v různé míře postihována procesy souvisejícími s rozvojem lidské společnosti (JÓŽA & VONIČKA 2004). Na příkladu sudetských rašelinišť lze velmi dobře sledovat především vlivy acidifikace a s ní spojené oligotrofizace mokřadního prostředí (viz Příspěvek I a II). Druhou zájmovou oblast představují příbřežní zóny českých a moravských rybníků. Oproti rašeliništím se jedná o vodní biotopy umělé - přímo vytvořené člověkem a většinou také po celou dobu své existence lidskou činností výrazně ovlivňované (KUKLÍK & HRBÁČEK 1984). Vzhledem ke svému umístění v krajině a způsobu hospodářského využívání jsou naše rybníky většinou v různé míře vystaveny působení eutrofizace (viz Příspěvek III).

### **1.1 Motivace ke studiu řas na sudetských rašeliništích**

V prostoru střední Evropy rašeliniště v současné době představují vzácné a ohrožené biotopy s výrazně reliktním a ostrovním charakterem. Tato výjimečnost je dána jejich dlouhým a víceméně nepřetržitým vývojem během postglaciálu, dnešní sporou geografickou distribucí (a tedy vzájemnou izolovaností) a značným kontrastem jejich kyselého, oligotrofního prostředí vůči chemicky příznivějšímu okolí. Rašeliniště jsou proto též biotopem řady silně specializovaných, vzácných, ohrožených, a biogeograficky významných druhů organismů a celých společenstev (JENÍK & SPITZER 1984; CHARMAN 2002; JÓŽA & VONIČKA 2004; BEZDĚK et al. 2006; HÁJEK & HÁJKOVÁ 2007). Z uvedených důvodů se celé rašeliništní ekosystémy i jejich jednotlivé složky těší velké pozornosti ze strany ochrany přírody a často se stávají objekty různých biologických a ekologických výzkumů. Mnohé z posledně zmiňovaných ekologických studií se zaměřují na sledování změn, které jsou v rašeliništních ekosystémech indukovány nadměrným přísunem živin a/nebo cizorodých látek, zejména prostřednictvím atmosférických spadů (např. BERENDSE et al. 2001; LIMPENS et al. 2003; BRAGAZZA et al. 2006; LINTON et al. 2007; BREEUWER et al. 2008).

Z obdobných motivací vychází také algologický výzkum provedený na vybraných sudetských rašeliništích a prezentovaný v této práci (viz Příspěvek I a II). Studium diverzity a ekologie zdejších řas (resp. krásivek) je součástí komplexního ekologického výzkumu, který probíhá v rámci projektu „*Historické a současné změny na horských rašeliništích Sudet*“ (GAČR 206/08/0389). Hlavním podnětem k jeho realizaci bylo těžké poškození horských ekosystémů západní části Sudet v důsledku enormní imisní zátěže působící ve 2. polovině 20. století. Jejím nejvýraznějším projevem bylo téměř kompletní odlesnění náhorní plošiny Jizerských hor (RYBNÍČEK & HOUŠKOVÁ 1994; RYBNÍČEK 2000, 2003). Rašeliništní ekosystémy však i v silně zasažených partiích hor přetrvaly jako celky ve víceméně zachovalém

stavu, zdánlivě rezistentní vůči negativnímu působení imisí. Vystala tedy otázka, do jaké míry mohou být také tato rašeliniště postižena imisními spady, následnou acidifikací a dalšími (většinou souvisejícími) antropickými vlivy - např. odvodňováním (RYBNÍČEK & HOUŠKOVÁ 1994; RYBNÍČEK 2000).

Jak již bylo naznačeno, různé části sudetského horského pásma zdaleka nebyly imisemi zasaženy stejnou měrou. Zatímco imisní zátěž Jizerských hor (západní část Sudet) ve své době patřila k nejvyšším v Evropě, oblast Jeseníků (východní část Sudet) byla v tomto ohledu relativně méně postižena. Právě této skutečnosti byl v rámci uvedeného projektu uzpůsoben výběr dvou modelových oblastí, Jizerských hor a Jeseníků, pro paralelní studium a srovnání environmentálních změn v rašeliništních ekosystémech s odlišným stupněm postižení. Od 90. let 20. století je tedy na vybraných lokalitách obou oblastí prováděn pravidelný monitoring stanovištních (fyzikálně-chemických) parametrů a vegetace vyšších rostlin (RYBNÍČEK & HOUŠKOVÁ 1994; RYBNÍČEK 1997, 2000, 2003; HÁJEK 2004). V pozdějších letech byl k němu připojen ještě paleoekologický výzkum a studium společenstev dosud spíše opomíjených, ale indikačně významných skupin organismů jako jsou řasy a sinice, houbové organismy nebo krytenky. Uvedené analýzy mají za cíl zhodnotit stupeň degradace/regenerace rašeliništních ekosystémů, detekovat krátkodobé i dlouhodobé reakce jednotlivých druhů i celých společenstev na změny jejich prostředí a konečně též získat přehled o současném stavu biodiverzity rašeliništních ekosystémů v dosud málo prozkoumaných oblastech (RYBNÍČEK 2000; HÁJEK 2004).

Především poznání diverzity mikroorganismů obývajících rašeliniště Jizerských hor a Jeseníků zůstávalo po dlouhou dobu na dosti nízké úrovni, a to i přesto, že právě mikroorganismy mohou hrát významnou roli při hodnocení stavu a vývoje mokřadních ekosystémů (COESEL 1998; MITCHELL et al. 2008). Co se týče řas, v zájmových oblastech a biotopech dosud nebyl proveden systematický a ekologicky koncipovaný průzkum řasové flóry a vegetace. K dispozici máme spíše jen kusé historické údaje, často několik desítek let staré, zaměřené na různé skupiny nebo na jednotlivé druhy řas. Velká část těchto historických prací se mimo jiné zabývá krásivkami (LHOTSKÝ 1949; PERMAN 1958; ROUBAL 1958; RYBNÍČEK 1958; PERMAN & LHOTSKÝ 1963). V Jizerských horách byly z řasových skupin dále zkoumány obrněnky (POPOVSKÝ 1968) a zlativky (ETTL & PERMAN 1958). Tato disertační práce se tedy snaží (alespoň zčásti) doplnit nedostatečné znalosti o přítomných druzích a společenstvech řas, zejména s ohledem na jejich cenné indikační hodnoty ve vztahu k rašeliništnímu prostředí. Prezentované studie (Příspěvek I a II) se soustřeďují na skupinu krásivek (*Desmidiaceae* s.l.) z několika důvodů, které z ní činí pro účely zmiňovaného projektu velmi vhodnou modelovou

skupinu řas a které budou ještě podrobněji vysvětleny v jedné z následujících kapitol. Na tomto místě je třeba vyzdvihnout především to, že krásivky pro rašeliniště představují charakteristickou, (ko)dominantní skupinu řas a vyznačují se výraznou ekologickou senzitivitou. Díky tomu se ve struktuře jejich společenstev odrážejí změny obývaného prostředí mnohem rychleji a přesněji než je tomu např. u vegetace vyšších rostlin (LENZENWEGER 1996; COESEL 1998, 2001, 2003). Výskytu krásivek bylo navíc v obou zájmových oblastech v minulosti přece jen věnováno asi relativně nejvíce pozornosti, což slibuje alespoň nějaký historický srovnávací materiál pro potřeby hodnocení dnešního stavu řasové flóry a jejího prostředí. Recentní intenzivní výzkum flóry a vegetace řas (paralelní s fyzikálně-chemickými měřeními) byl na rašeliništích Jizerských hor a Jeseníků zahájen v roce 2006 a stále ještě v určitých směrech pokračuje. V případě Jizerských hor tento výzkum navázal na předcházející pilotní studii VAVRUŠKOVÉ (2006), která se víceméně týkala všech základních skupin řas a sinic, obsazujících jizerskohorská rašeliniště.

## **1.2 Motivace ke studiu řas v epipelonu českých rybníků**

Na rozdíl od výše uvedených horských rašelinišť představují rybníky mokřady umělé, ryze účelově budované, relativně mladé a jako takové tedy tvoří zcela běžnou, typickou součást kulturní krajiny střední Evropy. V České republice jsou dnes nejběžnějším typem stojatých vod (KUKLÍK & HRBÁČEK 1984; POULÍČKOVÁ et al. 2009). V tomto kontextu se mohou rybníky někdy jevit jako poměrně banální a studijně méně atraktivní lokality. Avšak právě díky své početnosti, celkové rozloze a objemu zadržované vody postupně nabyly značného ekologického významu (kromě primárního významu hospodářského). Tvoří podstatný prvek ekologické stability krajiny, příznivě ovlivňují hydrologický režim širšího území, představují rezervoáry využitelných přírodních zdrojů a vytvářejí bohatou síť biotopů, které v sobě uchovávají velkou část diverzity vodních a mokřadních organismů daného regionu (DYKYJOVÁ & KVĚT 1978; GERGEL 2004; HUSÁK & KVĚT 2008). Některé rybníky a rybníční soustavy, včetně českých a moravských, jsou dokonce z hlediska plnění stěžejních ekologických funkcí a udržování biologické rozmanitosti hodnoceny a chráněny Ramsarskou konvencí jako mokřady světového významu (CHYTL et al. 1999).

Již v období rozsáhlého zakládání rybníků (přibližně v 15. století) se v českých zemích začala vytvářet poměrně široká škála jejich typů - co se týče morfologických, fyzikálně-chemických i biotických charakteristik. Tato variabilita byla primárně dána zejména geografickou polohou, charakterem geologického podloží a způsobem hospodářského využívání konkrétních vodních těles (KUKLÍK & HRBÁČEK 1984; POULÍČKOVÁ 2011). Právě

způsob hospodaření, ať už přímo na rybnících nebo v okolní krajině, se postupně stal hlavním faktorem řídicím diferenciací typů rybníčních ekosystémů. V dobách svého vzniku bylo prostředí rybníků převážně oligotrofního charakteru, s čistou vodou a malou výnosností ryb. Takových rybníků je však u nás dnes již poměrně málo. Nadměrný přísun živin spojený s intenzifikací zemědělské a průmyslové výroby během 20. století vyvolal téměř plošný posun v trofické úrovni vod. V závislosti na intenzitě těchto antropických vlivů se tak většina původních oligotrofních rybníků změnila na mezotrofní, eutrofní či dokonce hypertrofní (GERGEL 2004; POULÍČKOVÁ 2011). Z rybářského hlediska může být proces eutrofizace za určitých okolností pozitivním jevem zvyšujícím produktivitu nádrže a výnosy ryb (LELLÁK & KUBÍČEK 1992). Z pohledu ochrany přírody a krajiny však mnohé silně eutrofizované rybníky představují spíše degradované vodní plochy, které mají sníženou ekologickou a hydrologickou funkčnost v krajině a navíc mohou i negativně ovlivňovat okolní prostředí, především zhoršováním kvality vody (JUST 2004). Eutrofizace způsobuje závažné změny v druhovém složení, struktuře a funkcích biocenóz a v konečném důsledku i celého rybníčního ekosystému (GERGEL 2004).

Vzhledem k rozšíření a intenzitě uvedených antropických změn vzrostla v současné době potřeba ekologického a biologického monitoringu, který vytváří nutné podklady pro optimální management a revitalizaci těchto vod a je nyní vyžadován také evropskou legislativou. Podle Rámcové směrnice pro vodní politiku ES (Water Framework Directive, 2000/60/EC) má být u všech vodních těles přesahujících určitou rozlohu hodnocen jejich ekologický stav, který je určován jednak fyzikálně-chemickými vlastnostmi, jednak strukturou společenstev organismů, považovaných za tzv. biologické složky kvality prostředí (biological quality elements). Řasy tvoří podstatnou součást hned dvou takových složek kvality, a sice fytoplanktonu (společenstvo obývající volnou vodu) a fytoentosu (společenstvo prosvětlené části dna). V některých případech se podílejí také na utváření makrofytní složky vodních těles (LELLÁK & KUBÍČEK 1992; GUTOWSKI et al. 2004; OPATŘILOVÁ & JANOVSKÁ 2008). Zatímco fytoplankton sladkovodních nádrží patří již delší dobu v souvislosti s eutrofizací k nejvíce studovaným vodním společenstvům, fytoentos a jeho dílčí složky (např. epipelon, epiliton, epifyton) jsou navzdory svým klíčovým ekologickým funkcím v mnoha ohledech ještě nedostatečně poznány (POULÍČKOVÁ et al. 2008). Právě diverzita a ekologii bentických (resp. epipelických) řas byl věnován extenzivní algologický průzkum v příbřežních zónách českých a moravských rybníků, který je prezentován v této práci (Příspěvek III). V kontextu sledování vlivů lidské činnosti je třeba podotknout, že studované rybníky tvořily vhodný reprezentativní

soubor lokalit pokrývajících hlavní environmentální gradienty (včetně stupně trofie), které jsou z velké části určeny právě mírou antropogenní zátěže.

Epipelon lze ve vztahu k rybníkům považovat za jeden z nejdůležitějších předmětů biomonitoringu. Jedná se o společenstva drobných organismů, která v podobě nárostů osídlují povrch jemnozrnných sedimentů na dně vod. V dostatečně osvětlených částech dna, v tzv. litorálu, tvoří fototrofní sinice a řasy dominantní složku těchto nárostů (LELLÁK & KUBÍČEK 1992; POULÍČKOVÁ et al. 2008). Uvážíme-li, že rybníky jsou poměrně mělká vodní tělesa s velkým až převažujícím podílem litorálu (POULÍČKOVÁ 2011), pak (fototrofní) epipelon pro ně svým zastoupením a uplatněním v prostoru nádrže představuje jedno ze stěžejních společenstev. Epipelické řasy a sinice zajišťují v oblasti dna velkou část primární produkce, podílejí se na stabilizaci sedimentů a regulují koloběh živin mezi bentickým a pelagickým prostředím (POULÍČKOVÁ et al. 2008). Během druhé poloviny 20. století došlo k výrazným změnám v ukládání a charakteru sedimentů na dnech rybníků. Vlivem zesílené eroze na intenzivně obhospodařovaných zemědělských plochách začaly být z půdy do vodních nádrží v nebyvalé míře splavovány různé částice, včetně živin a polutantů. Většina těchto látek se v rybnících ukládá na jejich dno a dlouhodobou akumulací vytváří mocné vrstvy, které pak druhotně ovlivňují jakost vody. V souvislosti s uvedenými procesy tak studium přímo dotčených epipelických organismů - jejich diverzity, ekologických rolí a reakcí na změny prostředí, nabývá stále většího významu (GERGEL 2004; VRÁNA 2004; POULÍČKOVÁ et al. 2008).

## 2 CÍLE DISERTAČNÍ PRÁCE

V předcházející úvodní části práce byly v širším kontextu představeny motivace, které vedly ke studiu diverzity a ekologických nároků řas (resp. krásivek) na vybraných mokřadních lokalitách. Z těchto motivací pak vyplývají následující konkrétní cíle disertační práce.

- Vytvořit reprezentativní přehled diverzity krásivek pro typická horská rašeliniště (vrchoviště) v oblasti Jizerských hor a Jeseníků.
- Zhodnotit diverzitu a druhové složení společenstev krásivek na studovaných rašeliništích ve vztahu k měřeným fyzikálně-chemickým parametrům prostředí.
- Posoudit současný stav krásivkové flóry na vybraných horských rašeliništích vzhledem k závažným antropogenním vlivům, kterým byly lokality v minulých letech vystaveny.
- Vytvořit základní přehled diverzity krásivek obývajících prostředí epipelonu v příbřežních zónách rybníků Čech a Moravy.
- Zhodnotit distribuci a indikační hodnoty taxonů epipelických krásivek ve vztahu k hlavním environmentálním a antropogenním gradientům zjištěným mezi studovanými rybníky.



### 3 ZÁJMŮVÁ SKUPINA ŘAS - KRÁSIVKY (DESMIDIALES s. l.)

Vzhledem k tématickému zaměření disertační práce je vhodné alespoň v několika hlavních bodech blíže představit skupinu krásivek, již byl přednostně věnován výzkumný zájem. Na tomto místě není prakticky možné ani účelné předložit všestranné vyčerpávající pojednání o dané skupině. Následující text si proto spíše klade za cíl zdůraznit a do širšího kontextu uvést poznatky, které podstatně souvisejí s obsahem příspěvků přiložených v disertační práci. Jedná se zejména o systematické vymezení okruhu studovaných řas, některé aspekty jejich morfologie, biologie a ekologie, o studium jejich diverzity a možnosti uplatnění v oblasti ochrany přírody.

#### 3.1 Základní charakteristika krásivek

Krásivky představují dosti vyhraněnou, silně specializovanou skupinu zelených spájivých řas (Conjugatophyceae/Zygnematophyceae). Vyznačují se především absencí bičíkatých stádií v životním cyklu, pohlavní reprodukci prostřednictvím tzv. konjugace (spájení) a velmi specifickou morfologií i vnitřním uspořádáním těla (RŮŽIČKA 1977; HINDÁK 1978; KALINA & VÁŇA 2005; GONTCHAROV 2008). Skupina zahrnuje pouze jednobuněčné řasy, avšak z morfologického hlediska je výrazně diverzifikovaná a její zástupci vynikají nápadnou tvarovou ozdobností a bilaterální symetrií (LENZENWEGER 1996; KALINA & VÁŇA 2005). Podobně jako u jiných zelených řas patří k základním charakteristikám krásivek také tvorba škrobu jako hlavní zásobní látky, budování buněčné stěny z celulózy a kombinace chlorofylů *a* + *b* jako hlavních fotosyntetických pigmentů (HINDÁK 1978; KALINA & VÁŇA 2005).

Krásivky téměř výhradně obývají sladkovodní prostředí, přičemž největší počet druhů je vázán na čisté, mírně kyselé, oligo-mezotrofní mokřady (HINDÁK 1978; LENZENWEGER 1996; COESEL 1998). Právě díky vazbě na tyto specifické, ve střední Evropě poměrně vzácné biotopy a díky výrazné ekologické citlivosti nejsou krásivky všeobecně rozšířenými organismy. V důsledku postupné antropogenní degradace či úplné likvidace oligo-mezotrofních mokřadů jsou dnes mnohé druhy v řadě geografických oblastí vzácné nebo dokonce mizí a celkově tedy stále více získávají charakter určité rarity (COESEL et al. 1978; LENZENWEGER 1996; COESEL 1998; ŠTASTNÝ 2010).

#### 3.2 Praktické důvody výběru krásivek pro účely biomonitoringu

V ochraně přírody představují krásivky mezi vodními mikroorganismy skupinu obzvláště dobře využitelnou pro potřeby managementu vodních biotopů - např. při hodnocení kvality vody,

ekologického stavu jednotlivých lokalit nebo sledování změn probíhajících v mokřadních ekosystémech (COESEL 1998, 2001, 2003). Tato použitelnost krásivek vychází z několika důvodů, které lze, především ve vztahu ke studiu antropického zatížení oligo-mezotrofních mokřadů, shrnout v následujících odstavcích.

Krásivky jsou ekologicky velmi senzitivní organismy. Uplatňují se tedy jako spolehlivé indikátory určitých stanovištních podmínek (fyzikálně-chemických parametrů), což je cenné zejména v těch případech, kdy „makroorganismy“ v této funkci selhávají. Jejich společenstva vykazují poměrně rychlé a přesné reakce na změny v prostředí - zpravidla mnohem rychlejší než je tomu například u flóry a vegetace vyšších rostlin (COESEL 2001, 2003). Naproti tomu ve srovnání s mnoha jinými skupinami řas reagují krásivky o něco pomaleji vlivem své nižší reprodukční rychlosti (RŮŽIČKA 1977). Tato vlastnost však může být pro účely biomonitoringu často výhodou. Společenstva krásivek pak totiž nutně neodrážejí všechny krátkodobé fluktuace stanovištních parametrů, ale spíše jejich průměrné hodnoty (či běžné rozsahy hodnot), které reprezentují stav daného prostředí v delším časovém horizontu. Významné je to třeba právě ve vztahu ke studiu horských rašelinišť (Příspěvek I a II), kde jsou výkyvy hodnot stanovištních parametrů velmi časté a výrazné (KOUWETS 1988; RYBNÍČEK & HOUŠKOVÁ 1994; RYBNÍČEK 1997, 2003).

Krásivky díky svému atraktivnímu vzhledu (je na ně „radost pohledět“) a ekologické vazbě na nevšední, cenné biotopy patří k dosud nejlépe prostudovaným skupinám řas. Ve srovnání s řadou jiných mikroorganismů jsou relativně dobře poznány z hlediska své diverzity, specifických ekologických nároků i prostorové distribuce v mnoha regionech (LENZENWEGER 1996; COESEL 2003; KALINA & VÁŇA 2005; COESEL & KRIENITZ 2008). Dosud nashromážděné množství dat tedy tvoří dostatečnou informační základnu pro odvozování vztahů mezi jednotlivými taxony a významnými charakteristikami prostředí, včetně stanovování konkrétních indikačních hodnot.

Determinace taxonů krásivek je, opět ve srovnání s řadou jiných řasových skupin, technicky relativně snadná. Je založena převážně na morfologických znacích vegetativních buněk, k jejichž hodnocení většinou postačují běžné techniky světelné mikroskopie (LENZENWEGER 1996). Určení taxonu tedy zpravidla nevyžaduje zvláštní preparační postupy, úpravy vzorků nebo dlouhodobé kultivace.

S ohledem na studium oligotrofních mokřadů, především pak kyselých rašelinišť, je třeba ještě zdůraznit, že krásivky pro tento typ prostředí představují jednu z charakteristických, (ko)dominantních složek mikroflóry (COESEL & MEESTERS 2007; ČERNÁ & NEUSTUPA 2010).

### 3.3 Systematické vymezení studované skupiny

V souvislosti s vývojem systematiky zelených řas se pojetí krásivek jako určité biologické a taxonomické jednotky průběžně měnilo. Pod souhrnným označením „krásivky“ tak můžeme, zejména ve starší literatuře, nalézt různě definované a různě široké okruhy řas (RŮŽIČKA 1977). Z tohoto důvodu je tedy vhodné systematicky vymezit skupinu organismů, kterou se zabývají příspěvky přiložené v disertační práci.

Co se týče třídění na úrovni vyšších taxonomických jednotek, je postavení krásivek v systému poměrně jasné a stabilní; na rozdíl od řady jiných mikroorganismů se v minulosti příliš neměnilo. Téměř v jakémkoliv pojetí krásivky zcela jednoznačně patří mezi pravé rostliny (říše Plantae), a to do velmi specifické a dobře definované skupiny spájitých řas (Conjugatophyceae/Zygnematophyceae), která na úrovni třídy či řádu figuruje v různých botanických systémech již mnohá desetiletí (přehled různých systémů uvádí např. KALINA 1997). Určité změny v postavení krásivek v systému prakticky odpovídají zejména přesunům celé skupiny spájitých řas v rámci říše Plantae a úzce souvisejí s vývojem názorů na fylogenezi rostlin, především na vývojové vztahy mezi zelenými řasami a tzv. vyššími rostlinami. Po dlouhou dobu byly spájitvé řasy součástí široce pojatého oddělení zelených řas (Chlorophyta s.l.), které však bylo postupně shledáno vývojově značně heterogenním. V relativně nedávné době z něj byly spájitvé řasy spolu s několika dalšími skupinami vyčleněny - na základě hodnocení průběhu mitózy a cytokineze, molekulárních znaků a některých znaků submikroskopických (např. uspořádání tylakoidů v chloroplastech). Vyčleněné skupiny jsou podle těchto analýz mnohem více příbuzné mechorostům a cévnatým rostlinám, s nimiž společně tvoří jednu vývojovou linii (Streptophytae) zelených rostlin. Tyto „progresivní“ zelené řasy (včetně krásivek) bývají nyní sdružovány do nového oddělení s názvem Charophyta. Ostatní, primitivnější zelené řasy jsou pak považovány za slepou vývojovou linii (Chlorophytae) zelených rostlin s jediným oddělením Chlorophyta s.s. (LENZENWEGER 1996; FRIEDL 1997; LEWIS & MCCOURT 2004; KALINA & VÁŇA 2005).

Z výše uvedeného tedy vyplývá, že krásivky vždy představovaly určitou skupinu v rámci spájitých řas, dnes většinou hodnocených na úrovni třídy (Conjugatophyceae/Zygnematophyceae). Konkrétní vymezení krásivek se proto vždy odvíjelo od způsobu vnitřního systematického členění této nadřazené jednotky. Zpočátku přitom měly rozhodující význam základní morfologické znaky (celkové utváření těla), postupně však nabyly větší důležitosti struktura buněčné stěny a v současné době pak výsledky molekulárních analýz (GONTCHAROV 2008). Během dlouhé doby studia spájitých řas tak vznikla řada různých pojetí krásivek. Zde

bude zmíněno pouze několik nejvýznamnějších (modelových), které ve svém přehledu uvádí např. RŮŽIČKA (1977).

Conjugatophyceae lze nejjednodušším způsobem rozdělit podle typu stélek na vláknité (vícebuněčné) a kokální (jedenobuněčné). Z tohoto jednoduchého morfologického hlediska vyšlo původní široké pojetí krásivek (Desmidiales s.l.) jako skupiny zahrnující všechny jedenobuněčné spájkivé řasy. Takto byly krásivky vymezeny již v základní desmidiologické monografii *The British Desmidiaceae* (RALFS 1848), která byla později označena za výchozí publikaci pro jejich nomenklaturu. Do této monografie byly ovšem navíc zařazeny i některé další řasy, krásivkám nepřibuzné, ale podobné tvarem buněk.

KRIEGER (1933) v rámci třídy spájkivých řas stále chápal všechny jedenobuněčné zástupce jako jedinou skupinu (řád Desmidiales, krásivky) tvořící protějšek vůči ostatním spájkivkám s vláknitou stélkou. Nově však zavedl dělení krásivek do tří čeledí, a to na základě hodnocení stavby a struktury buněčné stěny, včetně přítomnosti pórů. Tak byly rozlišeny čeledi Mesotaeniaceae (buněčná stěna celistvá a hladká, bez pórů), Gonatozygaceae (stěna zdánlivě celistvá, opatřená póry) a Desmidiaceae (stěna zřetelně dvoudílná nebo vícedílná, opatřená póry).

K přesnějšímu vymezení krásivek směřovala klasifikace, kterou použila KOSSINSKAJA (1952). Princip základního rozdělení spájkivých řas zde již nespočíval v typu stélky (kokální vs. vláknité řasy), ale především ve stavbě buněčné stěny. V tomto smyslu byly rozlišeny dvě hlavní skupiny spájkivek (dokonce na taxonomické úrovni tříd): Saccodermatae s celistvou buněčnou stěnou a Placodermatae se stěnou tvořenou dvěma nebo i více díly. Třída Placodermatae obsahovala jediný řád Desmidiales - krásivky. Oproti předchozímu pojetí už tedy mezi krásivky nepatřily jedenobuněčné řasy bez viditelné segmentace buněčné stěny. Ty byly v podobě řádů Mesotaeniales a Gonatozygales přesunuty do blízkosti vláknitých spájkivek (Zygnematales), do třídy Saccodermatae. Uvedený princip třídění již ve své podstatě odpovídal klasifikaci spájkivých řas, která je hojně využívána v dnešní době. Snad jedinou jeho výraznější slabinou ještě bylo umístění skupiny Gonatozygales mezi spájkivky s celistvou buněčnou stěnou (RŮŽIČKA 1977).

Mezi klasickými systémy spájkivých řas, především krásivek, je pravděpodobně nejvýstižnější variantou třídění podle MIXOVÉ (1972), které mimo jiné odráží také významné rozdíly v ultrastruktuře buněčné stěny, zjištěné pomocí elektronové mikroskopie. S tímto tříděním zároveň úzce souvisí vymezení tzv. pravých krásivek (řád Desmidiales s.s.), které lze definovat jako jedenobuněčné spájkivé řasy s dvoudílnou nebo vícedílnou buněčnou stěnou opatřenou póry a často i výraznou povrchovou ornamentací. Kritéria vymežující krásivky jsou zde v podstatě stejná jako v předchozím systému (KOSSINSKAJA 1952), ale obsah skupiny se liší

zahrnutím čeledi Gonatozygaceae - dříve samostatného řádu Gonatozygales. Odpovídá to zjištění MIXOVÉ (1972), že buněčná stěna zástupců Gonatozygaceae není celistvá, ale ve skutečnosti složená z více dílů, rozlišitelných však většinou až na mrtvých nebo dělicích se buňkách. Navíc také obsahuje póry a povrchovou ornamentaci, což není známo u zástupců řádu Zygnematales (Mesotaeniaceae a Zygnemataceae). Uvedená klasifikace spájitých řas byla převzata RŮŽIČKOU (1977, 1981) a následně i autory dalších stěžejních monografií, zaměřených na determinaci krásivek - např. De Desmidiaceen Van Nederland (COESEL 1982a, 1983, 1985, 1991, 1994, 1997), Desmidiaceenflora von Österreich (LENZENWEGER 1996, 1997, 1999, 2003). Klasifikace spájitých řas běžně používaná v těchto publikacích má tedy následující podobu:

- třída: Conjugatophyceae

- |  |   |
|--|---|
| <ul style="list-style-type: none"> <li>• řád: Zygnematales</li> <li>- čeleď: Mesotaeniaceae</li> <li>- čeleď: Zygnemataceae</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• řád: Desmidiales</li> <li>- podřád: Archidesmidiineae (Closteriineae)</li> <li>- čeleď: Gonatozygaceae</li> <li>- čeleď: Peniaceae</li> <li>- čeleď: Closteriaceae</li> <li>- podřád: Desmidiineae</li> <li>- čeleď: Desmidiaceae</li> </ul> |
|--|---|

Prezentované vymezení pravých krásivek (Desmidiales sensu MIX 1972) se i v současné době jeví jako velmi stabilní - postupně bylo podpořeno objevením dalších, fylogeneticky významných znaků, které tuto skupinu dobře charakterizují. Jedná se např. o průběh cytokineze: u Desmidiales je oddělení dceřinných protoplastů zajišťováno pouze centripetálním vrůstáním dělicí rýhy (septa), zatímco u Zygnematales se kromě toho uplatňuje také zvláštní mikrotubulární systém (fragmoplast). Fylogenetické analýzy na molekulární úrovni již několikrát prokázaly monofyletický původ pravých krásivek. Řád Zygnematales byl naopak shledán jako parafyletický, takže jeho systematické pojetí v budoucnu pravděpodobně prodělá určité změny (KALINA & VÁŇA 2005; GONTCHAROV 2008).

Problematiku vymezení skupiny krásivek výstižně shrnul RŮŽIČKA (1977). Uvádí, že v německy psané literatuře je označení „Desmidiaceen“ nebo „Zieralgen“ v současnosti používáno většinou dvojím způsobem: 1/ pro všechny jednobuněčné spájitvé řasy (řád Desmidiales s.l. - tj. Desmidiales + Mesotaeniaceae sensu MIX 1972); 2/ pouze pro jednobuněčné spájitky s dvoudílnou buněčnou stěnou (pravé krásivky, řád Desmidiales s.s. - tj. sensu MIX 1972). S českým názvem „krásivky“ se zjevně nakládá podobným způsobem.

Širší pojetí krásivek je z dnešního pohledu nepřesné, avšak tradiční a silně vžitá, takže i řada současných desmidiologických prací (pokud nemají primárně taxonomický charakter) se

zabývá takto vymezenou skupinou. V souladu s tímto obecně rozšířeným trendem byla i v rámci předložené disertační práce na vybraných lokalitách studována diverzita Desmiales s.l. (Příspěvky I, II a III). Zejména pro ekologicky zaměřené výzkumy může být volba širšího studijního okruhu krásivek velmi účelná. Již dříve uvedené praktické důvody využívání krásivek v biomonitoringu se vztahují na zástupce Mesotaeniaceae stejně dobře jako na tzv. pravé krásivky. Uvážíme-li navíc, že na některých specifických mokřadních biotopech (jako jsou např. kyselá, živinami chudá vrchoviště) mohou být zástupci Mesotaeniaceae mezi krásivkami dominantní (LENZENWEGER 1996), znamenalo by jejich vyloučení ze studované skupiny ztrátu podstatné části indikačních hodnot, které jsou k nim vztahy (např. COESEL 1998; ŠŤASTNÝ 2010).

### **3.4 Morfologická variabilita krásivek**

Hodnocení diverzity krásivek určitého území, z něhož vychází i tato disertační práce, je v podstatě téměř vždy víceméně hodnocením morfologické variability přítomných jedinců. Zcela záměrně se tak děje při posuzování diverzity na úrovni tzv. morfologické disparity (NEUSTUPA et al. 2009). Platí to však i v případě diverzity ve smyslu druhové bohatosti, protože tradiční (a stále uplatňovaná) taxonomie krásivek je založena především na morfologických znacích (RŮŽIČKA 1977; KOUWETS 1988; ŠŤASTNÝ 2010).

#### **3.4.1 Základní aspekty morfologie krásivek**

Krásivky jsou jednobuněčné řasy s kokálním typem stélky, která je pokryta silnou a pevnou celulózní stěnou, složenou ze dvou nebo více dílů. Většinou žijí jednotlivě, ale některé rody a druhy se vyznačují také organizací buněk do snadno rozpadavých vláknitých, případně i jinak tvarovaných kolonií (RŮŽIČKA 1977; KALINA & VÁŇA 2005). Krásivky obecně vynikají svou vzhledovou atraktivitou a velmi pestrou škálou tvarových forem. V celkovém obrysu se tvary buněk pohybují od téměř kulovitých po diskovité, vřetenovité nebo tyčkovité. Spektrum morfologických typů je dále rozšířeno jednak různorodým utvářením buněčných okrajů, které bývají často vykrajované nebo opatřené výběžky, jednak ornamentací buněčné stěny, na níž mohou být vytvořeny geometrické vzory z hrbolů, granulí či ostnů (LENZENWEGER 1996). Velikost (resp. délka) jedinců spadá přibližně do rozmezí 10 až 1700  $\mu\text{m}$  (RŮŽIČKA 1977).

Nápadným morfologickým rysem krásivek je bilaterální symetrie těla, která může být vyvinuta v různé míře. V typickém případě je patrná už na vnějším obrysu, kdy je buňka díky zřetelnému středovému zářezu (tzv. sinus) rozčleněna v souladu s dvoudílností stěny ve dvě zrcadlově symetrické poloviny (tzv. semicely). Zúžená středová část buňky má pak charakter

jakéhosi plazmatického můstku (tzv. isthmus). Bilaterální symetrie se dále odráží také ve vnitřním uspořádání buňky - zejména v uložení a tvarování chloroplastů. Takto výrazné dvoustranné členění je charakteristické pro druhově nejbohatší čeleď Desmidiaceae (např. rody *Cosmarium*, *Euastrum*, *Micrasterias*, *Staurastrum*), tedy pro velkou většinu krásivek. U dalších skupin (Gonatozygaceae, Peniaceae, Closteriaceae) není typický středový zářez vytvořen, takže optické členění buňky na dvě části je méně výrazné. Přesto lze i tak většinou rozlišit dvě symetrické semicely - zejména v případě jedinců s dvoudílnou stěnou, kde je rozhraní mezi semicelami dáno místem styku obou polovin stěny. U jedinců, kteří však během svého růstu vytvářejí další segmenty buněčné stěny, bývá souměrné dělení na semicely víceméně potlačeno. Bilaterální symetrie ale zůstává zpravidla zachována ve vnitřním rozložení organel (RŮŽIČKA 1977; KALINA & VÁŇA 2005).

Kromě uvedené bilaterální symetrie vykazuje většina krásivek navíc ještě souměrnost podle rovin proložených apikální (podélnou) osou buňky (RŮŽIČKA 1977; KALINA & VÁŇA 2005). V závislosti na celkovém počtu těchto vertikálních rovin je rozlišováno několik morfologických typů krásivkových buněk, jak uvádí např. RŮŽIČKA (1977). Nejvyšší stupeň symetrie mají v tomto ohledu tzv. omniradiální buňky, které jsou na příčném průřezu přesně kruhové a ve směru apikální osy proto symetrické podle nekonečného množství vertikálních rovin (např. *Actinotaenium*, *Penium*). Mnohem častější jsou však buňky souhrnně označované jako anguloradiální, u nichž je počet vertikálních rovin souměrnosti limitován. Podle konkrétního počtu rovin jsou pak rozeznávány: (a) buňky biradiální - symetrické podle dvou vzájemně kolmých vertikálních rovin, na příčném průřezu eliptické (např. *Cosmarium*, *Euastrum*, *Micrasterias*); (b) buňky polyradiální (tri-, kvadri-, pentaradiální atd.) - symetrické podle více než dvou vertikálních rovin, na příčném průřezu hvězdovité (např. *Staurastrum*).

Každá krásivková buňka obsahuje vždy jedno jádro, které je umístěno zpravidla v jejím středu - v místě styku obou semicel (KALINA & VÁŇA 2005). Nejnápadnějšími vnitřními organelami jsou ovšem rozměrné chloroplasty. Podobně jako u většiny jiných zelených řas obsahují výrazné pyrenoidy a vlivem převažujícího zastoupení chlorofylů *a* + *b* mezi fotosyntetickými pigmenty mají jasně zelenou barvu (HINDÁK 1978; KALINA & VÁŇA 2005). Zpravidla jsou dosti složité a symetricky tvarované a v rámci krásivek výrazně morfologicky diverzifikované. Obvykle se v buňce nacházejí dva chloroplasty (v každé semicelle jeden), uložené zrcadlově proti sobě; velmi malé buňky ale mívají chloroplast pouze jeden. Pro většinu krásivek jsou typické tzv. axiální chloroplasty, vyplňující především středový prostor buňky (resp. semicely) v oblasti její podélné osy. U menšího počtu druhů jsou pak vyvinuty chloroplasty parietální, probíhající těsně pod buněčným povrchem. Obecně lze říci, že

morfologie a poloha chloroplastů jsou přizpůsobeny jednak tvaru příslušné buňky, jednak potřebě zachytit co největší množství dopadajícího světla pro optimální průběh fotosyntézy. V plochých buňkách bývají proto přítomny deskovité chloroplasty s výraznými, vidličnatě rozeklanými plochými laloky. U válcovitých buněk mají zase chloroplasty podobu rotačního tělesa s kruhovým průřezem, jehož povrch je bohatě rozčleněn do žeber či laloků směřujících k periférii buňky (RŮŽIČKA 1977; KALINA & VÁŇA 2005).

### **3.4.2 Problematika hodnocení morfologické variability**

Jak bylo již zmíněno, tradiční taxonomie (a tedy i determinace) krásivek je založena převážně na morfologických znacích. Mezi hlavní z nich patří rozměry, celkový obrys a přesný tvar buněk, struktura a povrchová ornamentace buněčné stěny, utváření a poloha chloroplastu, počet a umístění pyrenoidů (RŮŽIČKA 1977; HINDÁK 1978). Obecným problémem morfologicky koncipované systematiky u řady skupin organismů je však popis nových taxonů (a nejednotné pojmání taxonů stávajících) na základě nepodstatných morfologických odlišností. U krásivek je tento trend obzvláště silný díky jejich široké a výrazné morfologické variabilitě, která se projevuje nejen v rámci celé skupiny, ale často též uvnitř jednotlivých populací jako přirozená plasticita daného taxonu (RŮŽIČKA 1977; KOUWETS 1988; ŠŤASTNÝ 2010). Uvedené problematiky se dotýká i jeden z příspěvků zahrnutých v této disertační práci (Příspěvek II).

Jak ve své monografii zdůrazňuje RŮŽIČKA (1977), pro popis samostatných taxonů jsou relevantní pouze morfologické odchylky založené na takových znacích, které jsou v populaci stabilní a geneticky fixované. V řadě desmidologických prací (zejména staršího data) byly však často za nové taxony (zejména variety a druhy) nesprávně označovány prakticky jakékoliv morfologické odlišnosti. Dělo se tak v důsledku nedostatečného poznání přirozené variability v populacích, kdy byla jako základ k popisu „nového“ taxonu použita třeba jen jediná nalezená buňka nebo dokonce jediná semicela. Přehled jmen a celý systém krásivek díky tomu postupně narostl do značně nepřehledného, i pro specialistu obtížně obsáhnutelného souboru (RŮŽIČKA 1977; KOUWETS 1988; COESEL & KRIENITZ 2008). Některé taxony již byly později kriticky revidovány na základě detailního studia morfologické variability v širších populacích (KOUWETS 1988).

Hlavní (vysvětlitelné) složky morfologické variability v populacích krásivek, které jsou zároveň hlavními příčinami nadbytečného popisu taxonů, lze shrnout do tří následujících skupin. První z nich tvoří různé teratologicky pozměněné exempláře, označované jako monstrosity nebo anomálie, které bývají od standardních jedinců celkem jasně odlišitelné díky svým nápadným morfologickým rysům. Zejména v prostředí s extrémními životními



podmínkami se mohou někdy vyskytovat s poměrně velkou frekvencí (RŮŽIČKA 1977; KOUWETS 1988). Druhou, mnohem běžnější složkou variability jsou tzv. ekomorfy - odchylky vznikající jako adaptivní reakce na změny vnějších podmínek, které však nejsou v populacích stálé (dědičné) a často bývají prokazatelně reverzibilní. Narozdíl od anomálií vytvářejí ekomorfy v rámci určitého taxonu v podstatě kontinuální morfologickou řadu. Mnohé morfologické znaky (např. velikost a tvar buněk) totiž projevují napříč populacemi plynulou proměnlivost v závislosti na také plynulých změnách hodnot důležitých environmentálních faktorů (RŮŽIČKA 1977; NEUSTUPA et al. 2008; ČERNÁ & NEUSTUPA 2010). Značná část morfologické variability (kontinuální i diskontinuální) v populacích krásivek je pak ještě výsledkem ontogenetického vývoje. Výrazné (diskontinuální) odchylky od „standardního“ vzhledu jedinců v tomto případě odpovídají specifickým vývojovým stádiím, spojeným s reprodukcí. Zejména buňky, které vznikají přímo klíčením zygospor a ještě neprojdou procesem dělení, se někdy zřetelně odlišují od následujících generací vegetativních buněk, případně jsou jim zcela nepodobné. Většinou mají jednodušší tvar a nedostatečně vyvinutou (nebo úplně chybějící) ornamentaci stěny. Podobně redukované bývají na počátku svého vývoje rovněž semicely, které se nově vytvářejí po dělení buněk. U některých polyradiálních krásivek se také často na nově formovaných semicelách oproti semicelám původním mění počet „paprsků“ (vertikálních rovin souměrnosti). Vegetativní buňky různého stáří mohou podobně jako ekomorfy tvořit v populaci kontinuální morfologickou řadu. Starší jedinci mají oproti mladším často např. větší rozměry, silnější buněčnou stěnu (a tím i zřetelnější povrchovou strukturu, ornamentaci, případně výraznější postranní laloky) nebo intenzivnější zbarvení v důsledku postupující inkrustace stěny solemi železa a manganu (RŮŽIČKA 1977).

Obecně lze říci, že o taxonomické nevýznamnosti určitých morfologických odchylek svědčí existence různých přechodných forem a dichotypických buněk (složených z morfologicky rozdílných semicel) a dále též časté opakování stejného typu odchylky u velkého počtu druhů (RŮŽIČKA 1977). Vyskytují se však i případy, kdy morfologické formy typově odpovídající běžným, nevýznamným odchylkám jsou v populaci geneticky fixované a tedy stabilní. V tomto případě mohou být hodnoceny jako samostatné taxony (RŮŽIČKA 1977; KOUWETS 1988; COESEL & KRIENITZ 2008). Správné pojetí morfologické variability krásivek a s ním spojené vymezení jednotlivých taxonů je tedy často obtížné a k jeho vyřešení je zapotřebí aplikace molekulárních analýz (GONTCHAROV 2008).

### 3.5 Základní aspekty biologie krásivek

Podobně jako pro většinu ostatních skupin řas je i pro krásivky typický haplontní životní cyklus. Jeho jedinou diploidní fází představuje zygota (ve zralém stavu zygospora), v níž před klíčením dochází k meiotickému dělení, takže následující vegetativní stádia jsou vždy haploidní (HINDÁK 1978; KALINA & VÁŇA 2005).

Převažujícím způsobem rozmnožování je u krásivek nepohlavní dělení buněk na dvě buňky dceřinné. V jeho první fázi probíhá mitóza, během níž se mateřská buňka prodlužuje v oblasti středového plazmatického můstku, kde se posléze nacházejí i nová jádra. Po ukončení mitózy mezi ně vstupuje dělicí rýha, která nakonec úplně oddělí obě dceřinné buňky. Každá z nich je tvořena jednou původní (starší) a jednou novou (postupně dorůstající) semicelou (KALINA & VÁŇA 2005).

Velmi specifický je u krásivek (a obecně u všech spájivých řas) průběh pohlavního rozmnožování formou tzv. konjugace (spájení), při níž se nevytvářejí specializované volné gamety, ale splývají celé protoplasty vegetativních buněk. Konjugace probíhá zpravidla pouze mezi dvěma heterotalickými jedinci, kteří reprezentují odlišné párovací typy ( $mt^+$ ,  $mt^-$ ). Konjugující buňky se k sobě přiblíží a v místě překryvu svých buněčných stěn se rozevřou nebo mezi sebou vytvoří krátký kopulační kanálek. Do tohoto prostoru mezi buňkami vstupují protoplasty, schopné améboidního pohybu a splývají zde za vzniku zygoty. Zygota vcelku rychle dozrává v tlustostěnnou zygosporu, která představuje odolné klidové stádium, uzpůsobené k přežití nepříznivých podmínek. Po určité době klidu zygospora klíčí v jednu nebo dvě nové haploidní buňky. Oproti vegetativním buňkám obsahují zygospory zvýšené množství rezervních látek a jsou obaleny silnou stěnou, která je složena ze tří vrstev a často mívá nápadnou povrchovou strukturu. Charakteristický tvar a povrchová struktura zygospor jsou někdy důležitými determinačními znaky, zejména u druhů obtížně rozpoznatelných ve vegetativním stavu. Nálezy zygospor však bývají poměrně vzácné, což ukazuje na skutečnost, že pohlavní reprodukce v populacích krásivek neprobíhá příliš často. Jedním z možných důvodů může být nedostatek heterotalických kmenů v populacích (RŮŽIČKA 1977; HINDÁK 1978; KALINA & VÁŇA 2005; COESEL & KRIENITZ 2008).

### 3.6 Ekologické preference a diverzita krásivek

Krásivky tvoří skupinu typicky sladkovodních organismů, mezi nimiž není znám žádný ryze mořský zástupce; pouze menší počet druhů byl zaznamenán také ve slabě brakických vodách, většinou s obsahem NaCl do 5%. V rámci vazby na sladkovodní prostředí obývají krásivky téměř všechny jeho typy, skrze které jsou rozšířeny prakticky po celém světě (RŮŽIČKA 1977;

HINDÁK 1978; LENZENWEGER 1996). Celková diverzita skupiny, a to druhová i morfologická, je však mezi různé biotopy distribuována dosti nerovnoměrně v důsledku převažujících preferencí a specifických adaptací krásivek vůči důležitým ekologickým parametrům (COESEL 1982b; COESEL 1998; NEUSTUPA et al. 2009). V následujícím textu jsou zmíněny především ty ekologické preference, k nimž se vztahují desmidiologické průzkumy vybraných mokřadních lokalit prezentované v této práci - tedy průzkumy horských rašelinišť (Příspěvky I a II) a příbřežních zón rybníků (Příspěvek III).

### 3.6.1 Vztah k množství vody v prostředí

Mokřady jsou ekosystémy více či méně přechodného charakteru mezi typicky vodním a terestrickým prostředím (POKORNÝ 2004). Kolísavému obsahu vody v prostoru a čase odpovídá i variabilita v utváření společenstev krásivek osídlujících konkrétní mokřady a jejich dílčí části (mikrohabitaty). Ačkoliv velká většina krásivek je svým výskytem vázaná přímo na vodní tělesa, byť třeba jen drobná a mělká, některé druhy jsou schopny růst i v dostatečně mokřem/vlhkém vzdušném prostředí, případně je dokonce preferují. Tyto nemnohé druhy bývají z hlediska klasifikace životních forem krásivek označovány za (sub)atmofytické nebo (sub)aerofytické. Žijí v tenkém vodním filmu, který se (periodicky) vytváří na povrchu, případně uvnitř substrátů jako jsou např. půda, mechy nebo smáčené skály (RŮŽIČKA 1977; COESEL 1998; LENZENWEGER 1996, 2003; ŠŤASTNÝ 2010).

Společenstva krásivek v (sub)atmofytických mikrohabitátech se obecně vyznačují velmi nízkou druhovou diverzitou. Rovněž z morfologického hlediska bývají značně unifikovaná, neboť se v nich uplatňují pouze určité typy krásivek, adaptované na periodické vysychání vnějšího prostředí. Jedná se o tvarově jednoduché (většinou omniradiální, krátce cylindrické) zástupce, jejichž buňky mají malý poměr povrchu ke svému objemu, vytvářejí tlustou buněčnou stěnu a výrazný slizový obal (COESEL 1982b; ŠŤASTNÝ 2008). Další ekologickou výhodou omniradiálních krásivek oproti výrazně zploštělým (biradiálním) je v atmofytickém prostředí zřejmě jejich menší závislost na směru dopadajícího světla, což může mít velký význam zejména při obsazování členitého životního prostoru mezi lístky mechu (COESEL 1982b).

Typická (sub)atmofytická společenstva krásivek byla v rámci této disertační práce zaznamenána při studiu sudetských rašelinišť (Příspěvky I a II), kde narůstají na relativně sušších plochách (lawns, bulvy) se souvislým vegetačním krytem rašeliníků, šáchorovitých, vřesovcovitých a brusnicovitých rostlin. V souladu s výše uvedenými charakteristickými rysy jsou tvořena malým počtem tvarově jednoduchých druhů, zejména zástupci rodů *Actinotaenium*, *Cylindrocystis* a *Mesotaenium*.

Se stoupajícím obsahem vody v prostředí se do určité míry zvyšuje druhová i morfologická diverzita společenstev a objevují se další životní formy krásivek, které jsou vázány na různé typy vodních těles a/nebo různé mikrohabitaty uvnitř vodních těles. Bohatší společenstva se přitom vytvářejí především ve vodách stojatých; v rychle tekoucích jsou krásivky mnohem méně zastoupeny (HINDÁK 1978; LENZENWEGER 1996).

Hlavním životním prostorem většiny krásivek je oblast dna (bentál), resp. jeho dobře prosvětlené partie, osídlované společenstvy fyto-bentosu. Krásivky zde spolu s dalšími řasami a sinicemi porůstají různé podklady jako jsou vodní rostliny (epifyton), ponořené kusy dřeva (epixylon), kameny (epiliton), zrnka písku (epipsamon) či jemné sedimenty dna (epipelon) (RŮŽIČKA 1977; LELLÁK & KUBÍČEK 1992; POULÍČKOVÁ 2011). Takto rostoucí zástupci bývají v přehledech ekologických nároků souhrnně označováni za taxony s bentickou životní formou (COESEL 1998; ŠTASTNÝ 2010). K substrátu se přichycují spíše volně, pomocí rozličných výrůstků a slizovité hmoty. Některé druhy přilnou k substrátu celým slizovým obalem, jiné vylučují sliz velkými póry umístěnými v apikálních částech buněk, takže buňky jsou pak jedním koncem přilepeny k podkladu a druhým se vznášejí ve vodě (RŮŽIČKA 1977). Hloubka dna osídleného krásivkami závisí především na kvalitě a intenzitě pronikajícího světla, protože krásivky jsou podobně jako i jiné zelené řasy velmi citlivé na jeho nedostatek. Ve větších hloubkách (několik desítek metrů) přežívají pouze v mimořádně čistých vodách s vysokou průhledností, např. ve vysokohorských jezerech. Hojně se naopak vyskytují v mělkých vodách jako jsou drobné tůňky, šlenky a kaluže; v rámci objemnějších vodních těles se pak nacházejí v jejich litorální zóně nebo na submerzní vegetaci blízko pod vodní hladinou (RŮŽIČKA 1977; LENZENWEGER 1996).

Mezi krásivkami se téměř nevyskytují pravé planktonní (euplanktonní) formy, které přednostně obývají oblast volné vody (pelagiál) ve větších vodních tělesech - např. v přehradních nádržích, rybnících a jezerech. Výraznější zastoupení krásivek ve společenstvech fytoplanktonu je proto spíše vzácným, sezónním jevem. Četné druhy však bývají do vodního sloupce celkem snadno pasivně uvolňovány z bentického prostředí (zejména vlivem vodních turbulencí), mnohdy jsou zde schopny delší dobu setrávat a vegetativně se množit. Tyto krásivky pak představují spíše nepravý plankton, nazývaný též tychoplankton (RŮŽIČKA 1977; LENZENWEGER 1996, 2003; POULÍČKOVÁ 2011). Odlišení pravých planktonních taxonů od zástupců tychoplanktonu může být někdy obtížné díky morfologické plasticitě projevované při přechodech mezi odlišnými typy životního prostoru. U krásivek s těžištěm výskytu v bentickém prostředí někdy při delším setrávání v planktonu vznikají tvarové modifikace (v podstatě ekomorfy), které jim usnadňují vznášení ve vodním sloupci. K

těmto adaptacím na planktonní způsob života patří hlavně prodloužení buňky, jejích konců nebo jiných částí (výběžků, postranních laloků, ostnů), redukce drobných strukturních prvků (povrchové ornamentace) a tvorba širokého slizového obalu. Po návratu do bentického prostředí se zpravidla postupně obnovuje původní tvar buněk (RŮŽIČKA 1977; COESEL 1982b). Obecně lze říci, že planktonní životní forma bývá v přehledech ekologických nároků přiřazována těm taxonům, které jsou především nacházeny v planktonu větších vodních těles a většinou se také vyznačují uvedenými morfologickými rysy (COESEL 1998; LENZENWEGER 2003; ŠŤASTNÝ 2010).

Vzhledem k obecné preferenci drobných mělkých vod, která se promítá do převažující bentické (příp. benticko-planktonní) životní formy je tedy možné krásivky považovat za typicky mokřadní skupinu organismů. V rámci této disertační práce byla na studovaných mokřadech hlavní pozornost věnována právě mělkým vodním útvarům, které disponují nejvhodnějšími podmínkami k rozvoji společenstev krásivek. V případě rašelinišť (Příspěvky I a II) byly druhově nejbohatší vzorky získány ze šlenků a mělkých jezírek s jemným sedimentem a submerzní makrofytní vegetací, kde je pro převážně bentické formy krásivek vytvořeno celkem široké spektrum vhodných substrátů. Plankton větších a hlubokých rašeliništních jezírek (blánek) bývá naproti tomu z hlediska výskytu krásivek dosti chudý. Průzkum litorálních zón rybníků (Příspěvek III) byl pak výhradně zaměřen na konkrétní bentický substrát - epipelon, který (zejména při slabém zastoupení vodních makrofyt) představuje pro krásivky v prostoru větších vodních těles jeden z nejvýznamnějších substrátů. Kromě převládajících bentických taxonů, tvořících autochtonní složku epipelických společenstev, lze v epipelону jako alochtonní prvky zaznamenat i sedimentované jedince planktonních krásivek.

### **3.6.2 Vztah k hlavním fyzikálně-chemickým parametrům**

Hodnocení antropické zátěže mokřadních ekosystémů pomocí rozborů společenstev krásivek je možné díky specifickým, často jemně odstupňovaným nárokům řady taxonů na hodnoty fyzikálně-chemických charakteristik prostředí. Sledujeme-li zejména působení eutrofizace, oligotrofizace či acidifikace, je nutné všimnout si hlavně nároků na obsah živin, hodnoty pH a konduktivity, které jsou spolu do značné míry korelovány (viz Příspěvky I, II a III). U řady taxonů jsou preference vůči těmto faktorům poměrně dobře známy a bývají souhrnně uváděny v přehledech základních ekologických charakteristik krásivek (např. COESEL 1998; LENZENWEGER 2003; ŠŤASTNÝ 2010). Uvedené faktory současně představují jedny z hlavních faktorů řídících prostorovou distribuci druhové i morfologické diverzity krásivek (COESEL 1982b; COESEL 1998; NEUSTUPA et al. 2009).

Ve vztahu k reakci vody lze velkou většinu krásivek označit za víceméně acidofilní organismy (RŮŽIČKA 1977; HINDÁK 1978; LENZENWEGER 1996). Většina taxonů mírného klimatického pásu je přitom vázána spíše na slabě kyselé až neutrální prostředí, s hodnotami pH přibližně v rozmezí 5,0–7,0. Poměrně malý počet taxonů s úzce specifickými ekologickými nároky má těžiště výskytu na kyselých, případně i silně kyselých stanovištích (pH 5,0–2,4). Podobně také v neutrálním až slabě alkalickém prostředí (pH 7,0–8,5) má své optimum celkem malý podíl krásivek; některé druhy vzácně snášejí dokonce i silnější alkalinitu, při pH 11,0–12,0 (sumarizováno podle RŮŽIČKY 1977; LENZENWEGERA 1996, 2003; COESEL 1998).

Hlavní ekologický význam reakce vody spočívá v ovlivňování nutričních podmínek na stanovišti, protože na koncentraci vodíkových iontů závisí rozpustnost zdrojů mnoha biogenních prvků. V kyselém prostředí je využitelnost základních živin výrazně omezena - při hodnotách pH kolem 4,5 se zejména fosfor stává limitujícím prvkem v důsledku vazby do forem nedostupných pro primární produkci. Dalším podstatným efektem reakce vody je přímé toxické působení vysoké koncentrace vodíkových nebo hydroxylových iontů a také vliv na toxické projevy jiných látek. Při nízkém pH například roste koncentrace toxické formy hliníku,  $Al^{3+}$  (HINDÁK 1978; LELLÁK & KUBÍČEK 1992; POULÍČKOVÁ 2011). Z hlediska reakce vody a souvisejících parametrů jsou klasickým příkladem extrémních biotopů horská vrchoviště. Jejich prostředí se přirozeně vyznačuje silnou kyselostí a oligotrofií, která je často ještě prohloubena antropickou acidifikací (viz Příspěvky I a II, zaměřené na vrchoviště Jizerských hor a Jeseníků).

Společenstva krásivek, a podobně i dalších řas a sinic, obývající (silně) kyselé biotopy jsou charakteristická poměrně nízkým počtem přítomných druhů, které jsou ale často zastoupeny velkým množstvím jedinců (LENZENWEGER 1996). Za druhově bohatá lze v těchto podmínkách podle COESEL (1998, 2001) považovat společenstva krásivek obsahující přes 30 taxonů. Ke zmírnění stresu vyvolaného hlavně přísunem velkého množství vodíkových iontů do buněk, jsou u krásivek v kyselém prostředí vytvořeny různé adaptace. Kromě určitých fyziologických mechanismů se jedná o morfologické rysy, které zajišťují snížení poměru buněčného povrchu k objemu a minimalizují tak styčnou plochu vystavenou negativním vlivům vodíkových iontů (ČERNÁ & NEUSTUPA 2010). Ve společenstvech silně kyselých mokřadů jsou proto výrazně zastoupeny nebo zcela dominují tvarově jednoduché taxony - většinou omniradiální cylindrické typy krásivek, které se zároveň dobře uplatňují v atmfytickém prostředí. S rostoucím pH pak ve společenstvech stoupá podíl taxonů s členitějšími buňkami (COESEL 1982b; LENZENWEGER 1996; ČERNÁ & NEUSTUPA 2010). Také v rámci jednotlivých druhů byla prokázána schopnost přizpůsobit do určité míry morfologii buněk změnám pH. S klesajícími hodnotami pH je snižován poměr buněčného povrchu k objemu, například

prostřednictvím celkového zvětšování buněk a/nebo zmírňováním tvarové členitosti semicel (tendence „zakulacování“ tvaru) (ČERNÁ & NEUSTUPA 2010).

Co se týče nároků na obsah živin v prostředí, bývají v přehledech ekologie krásivek jednoduše vyjadřovány jako preferované stupně trofie (COESEL 1998; LENZENWEGER 2003; ŠŤASTNÝ 2010). V základě se jedná o tři hlavní trofické typy sladkých vod (oligo-, mezo-, eutrofní), které na sebe plynule navazují a jsou víceméně korelovány s hodnotami pH a konduktivity. Rozlišování těchto typů je založeno především na koncentraci hlavních živin (zejména N a P), využitelnosti jejich forem, vzájemném poměru N:P a na intenzitě primární produkce, přičemž jsou tato kritéria v různých klasifikačních systémech zohledňována odlišnou měrou. Oligotrofní vody jsou živinami chudé (celkový obsah N = 0,25–0,60 mg/l; celkový obsah P = 0,005–0,01 mg/l), současně zpravidla i kyselé a vykazují nízkou produkci organické hmoty. Vody mezotrofního typu se vyznačují spíše střední koncentrací živin (TN = 0,50–1,10 mg/l; TP = 0,01–0,03 mg/l), často též mírnou kyselostí a produkcí biomasy. Eutrofní vody jsou pak charakterizovány vysokým obsahem živin (TN = 1,00–2,00 mg/l; TP = 0,03–0,10 mg/l), většinou také vyššími hodnotami pH (v alkalické oblasti) a velkou produkcí biomasy (HINDÁK 1978; LELLÁK & KUBÍČEK 1992; COESEL 1998; YANG et al. 2008; POULÍČKOVÁ 2011).

Obecně lze říci, že krásivky preferují čisté vody (resp. mokřady) s nižším obsahem živin. Většina taxonů má přitom své optimum v (oligo-)mezotrofním, mírně kyselém prostředí, kde se mohou rozvíjet nejbohatší společenstva, čítající na zvláště cenných lokalitách i více než 100 druhů (COESEL et al. 1978; LENZENWEGER 1996; COESEL 1998; ŠŤASTNÝ 2009, 2010). Poněkud menší množství taxonů je vázáno na čistě oligotrofní prostředí, jaké poskytují např. horská rašeliniště, studovaná také v rámci této disertační práce (Příspěvky I a II). Pouze některé druhy se pak přímo soustřeďují na eutrofní vody. Silně eutrofizovaným (hypertrofním) a znečištěným vodám se však naprostá většina krásivek vyhýbá. Výjimku tvoří jen několik druhů s širokou ekologickou valencí - např. *Closterium acerosum*, *C. leibleinii*, *C. moniliferum*, *C. tumidulum* nebo *Cosmarium botrytis* (RŮŽIČKA 1977; LENZENWEGER 1996, 2003; COESEL 1998; ŠŤASTNÝ 2010), které lze při vysoké abundanci považovat za indikátory eutrofizačního procesu (GUTOWSKI et al. 2004). Uvedené trendy v distribuci druhů byly dobře patrné na širokých gradientech trofie, pH a konduktivity při studiu epipelických krásivek v českých a moravských rybnících (Příspěvek III).

Přednostnímu obsazování oligo-mezotrofních vod je zřejmě uzpůsobena typická morfologie krásivek, která je mnohem složitější než u většiny jiných skupin řas. Výraznou členitostí buněk se podstatně zvětšuje poměr povrch/objem a tím i plocha pro příjem živin, což může pro krásivky v živinami chudém prostředí představovat ekologickou výhodu. Na

stanovištích, která jsou zároveň i silně kyselá, je však tento morfologický trend do určité míry omezován, jak bylo již zmíněno ve vztahu k hodnotám pH (COESEL 1982b; ČERNÁ & NEUSTUPA 2010).

Výše uvedené nároky (resp. preference) krásivek vůči hlavním ekologickým faktorům lze shrnout následovně. Největší část celkové diverzity skupiny (alespoň v mírném pásu) je soustředěna do mělkých, dobře prosvětlených čistých vod s relativně nízkým obsahem živin (oligo-mezotrofních), mírně kyselou až neutrální reakcí a s ponořenými porosty makrofyt. Díky této kombinaci životních podmínek jsou těžištěm výskytu krásivek specifické a často vzácné biotopy jako méně kyselá rašeliniště, prameniště, mokřadní louky, okrajové zóny čistých jezer nebo tůňky na horských pastvinách (HINDÁK 1978; COESEL 1982b, 1998; LENZENWEGER 1996). Z uvedeného rovněž vyplývá, že diverzita krásivek je silně ohrožována lidskou činností, která buď přímo likviduje příslušné biotopy nebo výrazně mění jejich charakter. K nejzávažnějším a víceméně plošně působícím procesům v tomto ohledu patří antropická eutrofizace a také acidifikace spojená s oligotrofizací (COESEL et al. 1978; COESEL 1998; ŠŤASTNÝ 2010). Ačkoliv se v podstatě jedná o protichůdné procesy, oba shodně vedou k degradaci původních cenných společenstev, která se projevuje změnami jejich struktury, druhové skladby a poklesem diverzity. Mechanismus negativního působení eutrofizace či acidifikace na diverzitu krásivek (ať už v globálním nebo lokálním měřítku) přitom nespočívá pouze v posunu hodnot hlavních fyzikálně-chemických parametrů do nevýhodné oblasti. Jejich závažným důsledkem je rovněž narušení stability a vnitřní diferenciaci daného mokřadního ekosystému, což jsou charakteristiky obtížně měřitelné, ale pro mnohé druhy krásivek zásadní (COESEL et al. 1978; COESEL 1998, 2001). V tomto kontextu lze tedy druhovou skladbu krásivkových společenstev považovat také za jakési měřítko (antropické) degradace nebo naopak zachovalosti a „přirozenosti“ biotopu.

### **3.6.3 Bioindikační význam**

Jak bylo již dříve zmíněno, krásivky představují skupinu organismů se značným bioindikačním potenciálem, a to díky specifickým ekologickým nárokům, výrazné citlivosti i vysoké celkové diverzitě. Druhové složení společenstev může být v první řadě využito k indikaci základních fyzikálně-chemických parametrů daného prostředí - především hodnot pH a obsahu živin, příp. s nimi spojené konduktivity (COESEL 1998; LENZENWEGER 2003; ŠŤASTNÝ 2010). Evidentní vztah k charakteristikám jako je stabilita či zachovalost prostředí však navíc umožňuje využití krásivek k mnohem komplexnějším hodnocením, která jsou uplatnitelná v oblasti ochrany přírody (zejména při managementu mokřadních biotopů). V tomto ohledu vyvinul holandský



desmidiolog COESEL (1998, 2001, 2003) zřejmě nejpropracovanější indikační a evaluační systém, umožňující na základě analýzy společenstev krásivek odhadnout ekologický stav a biologickou hodnotu (nature conservation value) určité mokřadní lokality. Uvedený indikační systém byl (alespoň zčásti) využit také při studiu rašelinišť Jizerských hor a Jeseníků (Příspěvky I a II) a litorálních zón českých rybníků (Příspěvek III) v rámci této disertační práce.

Metoda stanovení biologické hodnoty mokřadu (nebo mokřadního komplexu) je založena na hodnocení tří hlavních aspektů přítomné flóry krásivek, a to druhové (taxonomické) diverzity, druhové vzácnosti a indikace zralosti ekosystému (COESEL 1998, 2001). Aspekt druhové diverzity je do hodnocení zahrnut jako měřítko vnitřní strukturální a funkční diferenciací (komplexity) mokřadního ekosystému, která spočívá v množství vytvořených mikrohabitátů, ekologických nik a biologických vztahů. Výraznější diferenciací ekosystému je zpravidla dána větším rozsahem prostorové a časové variability abiotických poměrů a promítá se do vyšší diverzity krásivek - většinou taxonomické i morfologické (viz též COESEL 1982b; ŠŤASTNÝ 2009). Ačkoliv diverzitu krásivek lze chápat a hodnotit různými způsoby (NEUSTUPA et al. 2009), pro účely této metody je navrženo její jednoduché vyjadřování formou prostého počtu zaznamenaných taxonů (COESEL 1998, 2001). Uvedený způsob byl v souladu s danou metodou použit rovněž pro hodnocení diverzity krásivek na mokřadech studovaných v rámci této disertační práce (Příspěvky I, II a III).

Aspekt druhové vzácnosti je považován za určitou míru jedinečnosti podmínek daného prostředí. Vysoký podíl vzácných (nebo dokonce endemických) taxonů bývá totiž v těsné souvislosti s více či méně unikátními klimatickými, geografickými a/nebo stanovištními podmínkami (COESEL 1998, 2001). Pro účely prezentované metody jsou údaje o vzácnosti mnoha krásivek primárně uvedeny v přehledu COESEL (1998), kde ovšem odrážejí poznatky o rozšíření krásivek v Nizozemí. Mezi různými geografickými oblastmi (i v rámci Evropy) se však může míra vzácnosti některých taxonů významně lišit (ŠŤASTNÝ 2010). Při jejím hodnocení je proto žádoucí zohledňovat také údaje z jiných (geograficky relevantních) zdrojů. Vedle stěžejních floristických monografií (např. RŮŽIČKA 1977, 1981) jsou to zejména různé národní „check-lists“ a červené seznamy ohrožených druhů (např. LENZENWEGER 1986, 2003; GUTOWSKI & MOLLENHAUER 1996; KOUWETS 1999; KOSTKEVICIENE et al. 2003); přímo pro území České republiky vytvořil takový přehled ŠŤASTNÝ (2010). Podobným způsobem byla posuzována vzácnost nalezených taxonů krásivek i v rámci předložené disertační práce (Příspěvky I, II a III).

Aspekt indikace zralosti ekosystému je silně provázán s oběma aspekty předchozími a samotným autorem (COESEL 1998, 2001) je pokládán za nejvýznamnější součást stanovení

biologické hodnoty určitého mokřadu. Rovněž ve studiích prezentovaných v disertační práci (Příspěvky I, II a III) je podstatným prvkem při hodnocení stavu společenstev krásivek a jejich prostředí. Termín „zralost ekosystému“ se vztahuje k pozdějším sukcesním stádiím, která jsou narozdíl od pionýrských fází snadno zranitelná, obtížně obnovitelná a proto velmi cenná. V případě silného poškození nebo destrukce biotopu vyžadují velmi dlouhou dobu (alespoň desítky let) k obnovení původního stavu. Uvedená stádia jsou charakterizována výrazně diverzifikovanou flórou krásivek, která je obohacena především o ekologicky silně specializované taxony a souvisí s pokročilou vnitřní diferenciací daného ekosystému (viz výše). Právě taxony, jejichž výskyt je zjevně vázán na takováto jemně vyvážená, relativně stabilní stádia, jsou silnými indikátory zralosti ekosystému. Z hlediska životních strategií mezi nimi převažují K-stratégové, které lze jen stěží nalézt v pionýrských nebo degradovaných společenstvech (COESEL 1998, 2001). Indikační hodnoty mnohých taxonů ve vztahu ke zralosti (stabilitě) ekosystému jsou uvedeny v některých souhrmných přehledech ekologie krásivek (COESEL 1998, ŠŤASTNÝ 2010).

Mírně kyselé, (oligo-)mezotrofní vody mají prokazatelně vyšší potenciál k rozvoji bohatých společenstev krásivek než vody silně kyselé nebo alkalické. Pro tyto rozdílné typy vod (mokřadů) byla tudíž zavedena samostatná evaluační schémata, která se liší přísností hodnocení jednotlivých aspektů krásivkové flóry. Evaluační schéma prezentované metody však v konečné fázi vždy vyúsťuje do relativního číselného vyjádření biologické hodnoty (nature conservation value) daného mokřadu, která vzrůstá v rozmezí od 0 do 10 (COESEL 1998, 2001, 2003).

## 4 HLAVNÍ VÝSLEDKY VÝZKUMU

Předložená disertační práce se zabývá zejména utvářením společenstev krásivek (*Desmidiales* s.l.) v prostředí živinami chudých mokřadů, které jsou v různé míře vystaveny vlivům lidské činnosti. Její základ tvoří výsledky studia diverzity a ekologických preferencí krásivek (případně i dalších řas) v souboru modelových lokalit, na němž lze demonstrovat především působení antropické acidifikace a eutrofizace. Tyto výsledky již byly publikovány ve vědeckém tisku a jako Příspěvky I, II a III jsou obsaženy v disertační práci. Hlavní teze jednotlivých příspěvků jsou shrnuty v následujícím textu, plná verze příslušných publikací je pak uvedena v sekci Přílohy.

### 4.1 Diverzita a ekologie krásivek na rašeliništích Jizerských hor

(Příspěvek I - Diversity and ecology of desmids of peat bogs in the Jizerské hory Mts)

Tato publikace předkládá výsledky rozsáhlého průzkumu flóry krásivek realizovaného v letech 2003–2006 na 18 rašeliništních lokalitách v oblasti náhorní plošiny Jizerských hor. Studované lokality reprezentují převážně oligotrofní vrchoviště s nízkou konduktivitou a výraznou kyselostí, postižená ve 2. polovině 20. století v důsledku imisních spadů silnou acidifikací (RYBNÍČEK & HOUŠKOVÁ 1994; RYBNÍČEK 2000, 2003), která bývá obvykle následována ještě oligotrofizací prostředí (COESEL et al. 1978). Desmidiologický průzkum byl proto zaměřen hlavně na hodnocení diverzity a indikačních hodnot přítomných taxonů ve vztahu k hlavním stanovištním parametrům (pH, konduktivita) a k uvedenému antropickému zatížení rašelinišť.

V průběhu výzkumu bylo zaznamenáno celkem 76 taxonů krásivek, jejichž prostorová distribuce byla silně ovlivněna sledovanými stanovištními parametry. Druhová diverzita jednotlivých lokalit (2–32 taxonů) se víceméně zvyšovala v souladu s gradientem rostoucích hodnot pH (3.5–5.4) a současně klesajících hodnot konduktivity (84–10  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Tento trend vcelku dobře svědčí o faktu, že i většina typicky acidofilních, oligotrofních krásivek, které běžně obsazují vrchovištní prostředí, je limitována výrazným snížením hodnot pH (cca kolem 3.5). Obecně je však možné konstatovat, že diverzita krásivek řady jizerskohorských rašelinišť je na velmi dobré úrovni, vezmeme-li v potaz omezený potenciál kyselých oligotrofních vod k rozvoji bohatých společenstev krásivek (COESEL 1998, 2001). Zároveň je také srovnatelná s úrovní diverzity na obdobných biotopech v dalších oblastech České republiky (např. LEDERER & SOUKUPOVÁ 2002; NOVÁKOVÁ 2002). Kromě převažujících acidofilních, oligotrofních zástupců byly ve společenstvech zkoumaných rašelinišť nalezeny i taxony, které z hlediska

chemismu signalizují příznivější podmínky na stanovištích - vyšší hodnoty pH a dostupnost živin (oligo-mezotrofní, méně kyselé prostředí).

Na rašeliništích Jizerských hor byla dále zjištěna řada taxonů obecně považovaných za vzácné a/nebo silně indikační pro zralé (stabilní) ekosystémy - mezi nejvýznamnější v tomto ohledu patří *Micrasterias jeneri*, *Euastrum insigne* a *Xanthidium armatum* (COESEL 1998; ŠŤASTNÝ 2010). Některé ze vzácných nálezů lze dokonce označit za nové pro území České republiky; jedná se o následující taxony: *Actinotaenium crassiusculum*, *Hyalotheca dissiliens* var. *tatrica*, *Staurastrum avicula* var. *subarcuatum*, *Staurastrum borgeanum*, *Staurastrum simonyi* var. *semicirculare*, *Staurodesmus extensus* var. *isthmosus*, *Staurodesmus extensus* var. *vulgaris* a *Staurodesmus spencerianus*.

Na základě provedeného výzkumu je možné říci, že navzdory negativním dopadům imisní zátěže na rašeliništní ekosystémy Jizerských hor se zdejší flóra krásivek jeví jako poměrně bohatá a dosti cenná a svým složením vcelku dobře odpovídá přirozenému charakteru biotopů. Zřejmě tedy může odrážet postupné zlepšování stanovištních podmínek po eliminaci kyselých průmyslových spadů na počátku 90. let 20. století, které však zatím není patrné v regeneraci postižených prvků flóry a vegetace vyšších rostlin (viz též RYBNÍČEK 2003).

#### **4.2 Diverzita a ekologie krásivek na rašeliništích Jeseníků: prostorová distribuce, významné nálezy**

(Příspěvek II - Diversity and ecology of desmids of peat bogs in the Jeseníky Mts: spatial distribution, remarkable finds)

V tomto příspěvku jsou obsaženy výsledky desmidiologického průzkumu provedeného v letech 2006–2009 na 8 rašeliništích v oblasti Hrubého Jeseníku. Zkoumaná rašeliniště představují v podstatě referenční lokality k obdobným biotopům v Jizerských horách, umožňující paralelní studium změn probíhajících v jejich prostředí a biotě. Jedná se tedy o (silně) kyselá oligo-ombrotrofní vrchoviště, situovaná většinou v hřebenových partiích hor, která však nebyla v minulosti vystavena tak intenzivnímu působení imisí jako lokality v Jizerských horách (RYBNÍČEK 1997, 2003; HÁJEK 2004). Průzkum flóry krásivek byl zaměřen především na indikační hodnoty a prostorovou distribuci taxonů ve vztahu k významným ekologickým charakteristikám prostředí. Některé vybrané taxony pak byly hodnoceny také z hlediska jejich široké morfologické variability.

Během výzkumu bylo nalezeno celkem 51 taxonů krásivek, které jsou většinou typické pro kyselé oligotrofní prostředí. Základní složení krásivkové flóry tedy dobře odpovídalo charakteru biotopů. Prostorová distribuce taxonů byla studována ve vztahu k 18 fyzikálně-

chemickým parametrům (výška hladiny podzemní vody, pH, konduktivita, obsah huminových látek,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , Zn, Mn, Fe, Al, Pb), k hlavním typům mikrohabitatů (lawns, řídké lesíky, šlenky, trvalé hluboké jezírko) a k jednotlivým rašeliništím. Složení a druhová bohatost společenstev byly primárně určeny gradientem hladiny podzemní vody (-20 až 0 cm), který se logicky odrážel také v diferenciaci mikrohabitatů do dvou základních skupin: 1/ relativně suché plochy (lawns, lesíky) obsazované druhově chudými společenstvy (4–9 taxonů); 2/ vodní útvary (šlenky, jezírka) s diverzifikovanějšími společenstvy krásivek (11–21 taxonů). Zřetelná koncentrace diverzity především do šlenků a mělkých jezírek odpovídá převažujícímu bentickému způsobu života krásivek a jejich obecné preferenci pro drobné, dostatečně prosvětlené vody (RŮŽIČKA 1977; COESEL 1998; ŠŤASTNÝ 2010). Zatímco společenstva vodních útvarů byla ve svém druhovém složení ještě relativně variabilní, společenstva sušších ploch vykazovala napříč studovanými lokalitami značně uniformní skladbu - a to díky velmi omezenému počtu taxonů adaptovaných k růstu v (sub)atmofytickém a současně v kyselém prostředí. Na základě monitoringu většího počtu těchto relativně suchých ploch bylo možno vymezit typické společenstvo krásivek obsazující vrchovištní lawns. Je tvořeno taxony s preferencí či výraznou adaptací na (sub)atmofytické prostředí rašeliničkových porostů: zejména *Actinotaenium pinicolum*, *Actinotaenium silvae-nigrae* var. *parallelum*, *Actinotaenium* cf. *truncatum*, *Cylindrocystis brebissonii*, *Mesotaenium macrococcum*, příp. *Staurastrum margaritaceum* (viz též RŮŽIČKA 1977; COESEL 1998; ŠŤASTNÝ 2010).

Diverzita krásivek se dále významně zvyšovala podél gradientu souběžně rostoucích hodnot pH (3.65–5.29), koncentrací Mg (0.01–1.14 mg/l) a Ca (0.80–2.50 mg/l), které jsou spolu zjevně silně korelovány. V rámci flóry krásivek na jesenických vrchovištích byly rozlišeny konkrétní skupiny taxonů se silnou afinitou ke stoupajícím hodnotám těchto parametrů. Převážně se jedná o taxony, jejichž optimum leží spíše v (oligo-)mezotrofním, mírně kyselém prostředí. Ve studované oblasti byly soustředěny pouze na několik málo stanovišť (nebo dokonce na jediné místo), kde se dlouhodobě udržují relativně vysoké hodnoty pH, Mg a Ca. Dalším faktorem, který při statistickém hodnocení projevoval významný vliv na distribuci krásivek, byl vcelku překvapivě obsah olova. Získaný výsledek však mohl být ovlivněn častými a výraznými fluktuacemi v koncentraci tohoto kovu (RYBNÍČEK 1997, 2003) a bude vhodné jej ověřit dlouhodobějším monitoringem.

Studium distribuce krásivek ve vztahu k celým rašeliništním lokalitám prokázalo, že pozice na určité lokalitě nemá na složení společenstev podstatný vliv. Diverzita a druhová skladba krásivkové flóry každého rašeliniště je primárně určena lokálními fyzikálně-

chemickými parametry a mikrotopografií. Právě v souladu s gradienty těchto klíčových faktorů bylo možno odlišit dvě skupiny jesenických vrchovišť. a/ Druhově bohaté lokality (24–33 taxonů) v oblasti NPR Šerák–Keprník, které poskytují většině krásivek příznivější podmínky k existenci - zejména vyšší pH (> 4), obsah minerálních látek a pestrou škálu mělkých vodních těles. b/ Druhově chudší vrchoviště (9–16 taxonů) v oblasti NPR Praděd a NPR Rejvíz, která se vyznačují velmi nízkými hodnotami pH (< 4) a/nebo celkově nižší vlhkostí, související také s omezenou nabídkou vhodných vodních mikrohabitátů.

S ohledem na posuzování ekologického stavu či biologické hodnoty lokalit lze konstatovat, že vrchoviště Hrubého Jeseníku mají poměrně bohatou a hodnotnou flóru krásivek, která je plně srovnatelná s podobnými biotopy v jiných horských oblastech České republiky - včetně Jizerských hor, diskutovaných výše (Příspěvek I). Především to platí pro lokality v zóně NPR Šerák–Keprník, jejichž krásivková flóra indikuje vysokou biologickou hodnotu a stabilitu ekosystémů (COESEL 1998, 2001). Ve srovnání s Jizerskými horami nesou vrchoviště Hrubého Jeseníku mnohem menší antropogenní zátěž - především co se týče množství imisních spadů, intenzity následné acidifikace a melioračních zásahů (RYBNÍČEK 1997, 2003; HÁJEK 2004). Z přímých antropických vlivů lze však v případě Jeseníků velmi dobře sledovat efekty leteckého vápnění, které bylo směřováno na lesní porosty, ale postihlo rovněž rašeliništní plochy na Trojmezí - naposledy v r. 1992 (RYBNÍČEK 1997). Přísunu dolomitického vápence dodnes odpovídá specifický chemismus dotčených ploch (zvýšené hodnoty pH, Mg a Ca), i když se zřejmě postupně vrací k původním přirozeným hodnotám. V tomto kontextu je zajímavý současný stav příslušných společenstev krásivek, která patří k nejbohatším a nejhodnotnějším v rámci studovaných jesenických rašelinišť. Zahrnují některé vzácné taxony s indikací stabilních ekosystémů (COESEL 1998; ŠTASTNÝ 2010) a ve srovnání s většinou dalších lokalit jsou bohatší o několik zástupců preferujících spíše mezotrofní, mírně kyselá stanoviště. Během doby, která uplynula od silné kontaminace vrchovištního prostředí cizorodými prvky (Ca, Mg), se tato lokální společenstva krásivek stihla víceméně regenerovat. V základě jsou tvořena acidofilními oligotrofními druhy, k nimž pak navíc přistupuje několik ekologicky odlišných, a často i cenných taxonů - zřejmě jako důsledek postupně odeznívajících vlivů někdejšího vápnění.

Během průzkumu rašelinišť Hrubého Jeseníku byla ve flóře krásivek zaznamenána řada pozoruhodných taxonů, které jsou v publikaci diskutovány z hlediska sporého geografického rozšíření a/nebo široké morfologické variability. Jedná se o následující zástupce: *Actinotaenium pinicolum*, *Cosmarium* cf. *furcatospermum*, *Cosmarium notabile*, *Cosmarium obliquum* cf. var. *tatricum*, *Cosmarium subquadrans* var. *minor*, *Euastrum subalpinum*, *Penium exiguum*,

*Xanthidium antilopaeum* var. *laeve*. Přirozená široká variabilita (morfologická plasticita), pozorovaná v mnoha populacích dobře koresponduje s kritickým hodnocením vymezení řady taxonů (zejm. druhů a variet) na základě nepodstatných morfologických odchylek (RŮŽIČKA 1977; KOUWETS 1988; COESEL & KRIENITZ 2008). Na druhé straně však svědčí o extrémních stanovištních podmínkách, které podporují nejen projevy přirozené morfologické plasticity přítomných taxonů ale také mikroevoluční procesy, vedoucí nakonec k formování taxonů nových (viz též KOUWETS 1988).

#### **4.3 Epipelické sinice a řasy: případová studie z českých rybníků**

(Příspěvek III - Epipellic cyanobacteria and algae: a case study from Czech ponds)

Tato publikace prezentuje výsledky extenzivního průzkumu flóry sinic a řas v epipelonu litorálních zón 45 rybníků na území Čech a Moravy, který byl realizován během dubna a května roku 2007. Výzkum v podstatě představoval pilotní studii směřovanou k získání základního přehledu o diverzitě a ekologických preferencích sinic a vybraných skupin řas (zejména krásivek) v jejich málo poznaném životním prostoru. Studované lokality svým charakterem pokrývaly široké gradienty hlavních ekologických parametrů: stupňů trofie (oligo-mezotrofní až eutrofní či dokonce hypertrofní rybníky), reakce vody (pH 6.8–10.9) a konduktivity (112–778  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Uvedené gradienty jsou do značné míry determinovány lidskou činností, takže jejich prostřednictvím bylo současně možné hodnotit míru a důsledky antropického zatížení lokalit, především eutrofizace prostředí.

Na základě hodnot hlavních ekologických parametrů (trofie, pH, konduktivity) byly studované lokality rozděleny do 4 hlavních skupin, lišících se zároveň také charakterem sedimentu a složením epipelické flóry sinic a řas. Právě charakter sedimentu se později ukázal jako nejvýznamnější faktor určující základní taxonomické složení příslušné algoflóry. Na dně studovaných rybníků byly zjištěny sedimenty, které lze rozlišit na písčité, písčito-hlinité, bahnité a obsahující vysoký podíl organického detritu. Na utváření fototrofních společenstev epipelonu se obecně podílely zejména rozsivky, sinice, krásivky a krásnooka; v diskutované publikaci byl ovšem výzkumný zájem zaměřen hlavně na sinice a krásivky.

V příbřežních zónách rybníků bylo nalezeno celkem 39 taxonů sinic, mezi nimiž dominovaly motilní vláknité typy, charakteristické pro životní prostor epipelonu. Nejčastějšími sinicemi, které lze tedy označit za typické pro epipelon našich rybníků, byly: *Geitlerinema splendidum*, *Komvophoron constrictum*, *Komvophoron minutum*, *Phormidium tergestinum* a *Pseudanabaena catenata*. Kromě ryze epipelických zástupců byli na dnech rybníků poměrně často zaznamenáni také sedimentovaní jedinci planktonních či litorálních forem. Druhová

diverzita i abundance sinic se zřetelně koncentrovala do rybníků s písčito-hlinitými sedimenty, naopak rybníky s dnem pokrytým vrstvou anoxického organického materiálu byly sinicemi osídleny velmi chudě.

Co se týče krásivek, na studovaných lokalitách bylo v epipelonu nalezeno celkem 42 taxonů. Většina z nich patřila k běžným zástupcům s širokou ekologickou amplitudou ve vztahu ke stupni trofie a hodnotám pH. Zejména to platí pro *Closterium acerosum*, *Closterium moniliferum* a *Closterium tumidulum*, které se řadí do úzkého okruhu taxonů, schopných snášet vyšší úroveň eutrofizace a saprobity a jejichž vysoké abundance lze použít k indikaci eutrofizačního procesu (RŮŽIČKA 1977; COESEL 1983; LENZENWEGER 1996; GUTOWSKI et al. 2004). Uvedené taxony byly v různé míře zastoupeny prakticky ve všech rozlišených typech rybníčních lokalit. Vedle běžných, ekologicky nenáročných krásivek byla dále objevena i řada taxonů, které jsou cenné z hlediska geografického rozšíření a silných indikací pro stabilní, jemně vyvážené ekosystémy - např. *Cosmarium variolatum* var. *cataractarum* (COESEL 1998; ŠŤASTNÝ 2010). Výskyt těchto ekologicky specializovaných taxonů byl nápadně soustředěn především do oligo-mezotrofních rybníků s písčitými sedimenty, které pro krásivky obecně představují mnohem typičtější prostředí než silně eutrofizované, často zároveň alkalické vody. S ohledem na zastoupení životních forem v epipelických společenstvech jednoznačně převládaly bentické krásivky, které lze považovat za autochtonní složky epipelonu. Mezi nimi však byly nacházeni také zástupci, pro něž je hlavním životním prostorem plankton a v epipelonu se vyskytují spíše příležitostně jako alochtonní prvky. Z celkového počtu 42 nalezených taxonů krásivek bylo možné za přednostně planktonní označit pouze 6 zástupců, což dobře koresponduje s faktem, že mezi krásivkami jsou euplanktonní typy vzácností (RŮŽIČKA 1977; LENZENWEGER 1996).

Pro účely biomonitoringu větších vodních těles je mnohdy důležitá volba konkrétního substrátu a spolu s ním tedy i konkrétního společenstva, které bude sloužit jako vhodný zdroj požadovaných indikačních hodnot. Rozbory společenstev vázaných na různé substráty totiž mohou přinést odlišné výsledky při hodnocení ekologických charakteristik (např. trofického stavu) téhož vodního tělesa (POULÍČKOVÁ et al. 2004). Z tohoto hlediska je často třeba znát převládající životní formu řas používaných k bioindikacím, protože ta zároveň vypovídá o těsnosti vazby na určitý substrát (a tedy na jeho vlastnosti, které jsou přednostně indikovány). Pak je možné z analýzy určitého substrátu (např. epipelonu) vyloučit vysloveně netypické zástupce, kteří se v něm vyskytují víceméně náhodně (např. sedimentací z planktonu) a mohli by způsobit zkreslení výsledků analýzy. Ve srovnání s jinými skupinami řas (např. rozsivkami, sinicemi) se využitelnost krásivek pro účely biomonitoringu větších vodních těles jeví



z hlediska substrátové specifity jako méně komplikovaná. U většiny taxonů jsou jejich ekologické preference, včetně převládající životní formy, vcelku dobře známé a jejich vazba na konkrétní substrát (mikrohabitat) v rámci vodního tělesa je volnější. Řada taxonů bývá přímo označována za formy benticko-planktonní (COESEL 1998), často přecházející mezi prostředím dna a oblastí volné vody. Převažující bentické typy krásivek zase obývají mělké (mokřadní) zóny vod, kde se výrazněji setkávají vlivy sedimentu i vody. Obecně lze tedy říci, že výskyt krásivek v určitém vodním tělese je dán jak charakterem sedimentu, tak fyzikálně-chemickými vlastnostmi vody. Výsledky ekologických hodnocení založené na společenstvech krásivek nemusejí proto být příliš závislé na zkoumaném substrátu (mikrohabitatu).

Epipelická společenstva zkoumaných rybníků byla z hlediska taxonomického složení velmi variabilní. Distribuce většiny epipelických druhů byla primárně ovlivněna charakterem sedimentu, u krásivek pak současně i chemismem vody. Vlastnosti sedimentu i volné vody jsou v případě rybníků do značné míry určovány způsobem obhospodařování lokalit i dalšími vlivy lidské činnosti, které v jejich prostředí zpravidla indukují různě intenzivní proces eutrofizace (GERGEL 2004; POULÍČKOVÁ 2011). Působení těchto vlivů bylo zřetelně reflektováno skladbou společenstev epipelických sinic a řas. Eutrofní rybníky využívané k intenzivnímu chovu ryb, na jejichž dně se většinou hromadí vrstvy organického bahna, se vyznačovaly vysokým podílem krásnooček a sinic. Současně zde nebyly přítomny žádné krásivky, případně byly zastoupeny jen několika málo druhy, tolerujícími pokročilou eutrofizaci. Živinami chudší (oligo-mezotrofní) rybníky s převážně písčítými sedimenty, které se svým charakterem blíží přírodním jezerům, byly naopak charakterizovány slabým zastoupením krásnooček a vyšší diverzitou krásivek, často reprezentovaných cennými taxony.

## 5 ZÁVĚREČNÉ SHRNU TÍ

Hlavní výstupy výzkumů zaměřených na hodnocení stavu společenstev krásivek v antropicky zatíženém prostředí lze shrnout následujícím způsobem.

Na oligo-ombrotrofních rašeliništích Jizerských hor a Hrubého Jeseníku byl proveden paralelní průzkum s cílem zhodnotit stav flóry krásivek v oblastech, které byly v odlišné míře vystaveny imisní zátěži a tedy i následné acidifikaci. Lokality v Jizerských horách v tomto případě reprezentovaly prostředí těžce zasažené a byly srovnávány s méně postiženými lokalitami v oblasti Hrubého Jeseníku. Flóra a vegetace krásivek v obou regionech byla za tímto účelem hodnocena z hlediska několika parametrů, které vypovídají jednak o fyzikálně-chemických poměrech, jednak o celkovém ekologickém stavu či biologické hodnotě lokalit. Z hlediska vztahu přítomných krásivek k hodnotám pH a k množství živin tvořily základ rašeliništních společenstev v obou pohořích acidofilní oligotrofní krásivky, lokálně doplňované o taxony směřující svými nároky spíše do oblasti mírně kyselé, oligo-mezotrofní. Flóra krásivek tedy dobře odpovídala přirozenému charakteru biotopů. Rašeliniště Jizerských hor a Jeseníků byla plně srovnatelná také z hlediska druhové diverzity krásivek připadající na jednotlivé lokality a víceméně i z hlediska přítomnosti vzácných taxonů a zástupců indikujících stabilní, jemně vyvážené ekosystémy. Sumarizace dílčích evaluačních kritérií v obou pohořích shodně vyústila prakticky ve shodné číselné vyjádření biologické hodnoty rašelinišť (skóre 5–8) podle COESELÁ (1998, 2001). Závěrem lze tedy konstatovat, že rašeliniště v obou srovnávaných pohořích disponují relativně bohatou a hodnotnou flórou krásivek, která zejména v případě Jizerských hor odráží postupnou restauraci původních stanovištních podmínek po eliminaci imisní zátěže.

Na souboru 45 rybníků Čech a Moravy, pokrývajících široké gradienty trofie, pH a konduktivity, bylo možno sledovat vliv antropické eutrofizace na utváření společenstev krásivek. Diverzita společenstev zřetelně vzrůstala ve směru od silně eutrofních (hypertrofních) rybníků s organickými bahnitými sedimenty k rybníků oligo-mezotrofním s převážně písčitými sedimenty, do nichž se zároveň nápadně soustřeďoval výskyt ekologicky specializovaných, vzácnějších taxonů. Prostřednictvím vzájemného srovnání flóry krásivek na těchto odlišných typech lokalit je tedy možno dokumentovat mizení ekologicky citlivých taxonů na úkor hojně rozšířených druhů s širokou ekologickou valencí v důsledku eutrofizace.

## 6 POUŽITÁ LITERATURA

- BERENDSE, F., VAN BREEMEN, N., RYDIN, H., BUTTLER, A., HEIJMANS, M., HOOSBEEK, M.R., LEE, J.A., MITCHELL, E., SAARINEN, T., VASANDER, H. & WALLEN, B. (2001): Raised atmospheric CO<sub>2</sub> levels and increased N deposition cause shifts in plant species composition and production in Sphagnum bogs. – *Global Change Biology* 7 (5): 591–598.
- BEZDĚK, A., JAROŠ, J. & SPITZER, K. (2006): Spatial distribution of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and moths (Lepidoptera) in the Mrtvý luh bog, Šumava Mts (Central Europe): a test of habitat island community. – *Biodivers. Conserv.* 15: 395–409.
- BRAGAZZA, L., FREEMAN, C., JONES, T., RYDIN, H., LIMPENS, J., FENNER, N., ELLIS, T., GERDOL, R., HÁJEK, M., HÁJEK, T., LACUMIN, P., KUTNAR, L., TAHVANAINEN, T. & TOBERMAN, H. (2006): Atmospheric nitrogen deposition promotes carbon loss from peat bogs. – *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103 (51): 19386–19389.
- BREEUWER, A., HEIJMANS, M., ROBROEK, B.J.M., LIMPENS, J. & BERENDSE, F. (2008): The effect of increased temperature and nitrogen deposition on decomposition in bogs. – *Oikos* 117 (8): 1258–1268.
- COESEL, P.F.M. (1982a): De Desmidiaceeën van Nederland, Deel 1, Fam. Mesotaeniaceae, Gonatozygaceae, Peniaceae. – 33 pp., KNNV, Hoogwoud.
- COESEL, P.F.M. (1982b): Structural characteristics and adaptations of desmid communities. – *Journal of Ecology* 70 (1): 163–177.
- COESEL, P.F.M. (1983): De Desmidiaceeën Van Nederland – Sieralgen, Deel 2, Fam. Closteriaceae. – 50 pp., Wetenschappelijke Mededelingen KNNV, Hoogwoud.
- COESEL, P.F.M. (1985): De Desmidiaceeën van Nederland, Deel 3, Fam. Desmidiaceae (1). – 70 pp., KNNV, Hoogwoud.
- COESEL, P.F.M. (1991): De Desmidiaceeën van Nederland, Deel 4, Fam. Desmidiaceae (2). – 89 pp., Stichting Uitgeverij KNNV, Utrecht.
- COESEL, P.F.M. (1994): De Desmidiaceeën van Nederland, Deel 5, Fam. Desmidiaceae (3). – 53 pp., Stichting Uitgeverij KNNV, Utrecht.
- COESEL, P.F.M. (1997): De Desmidiaceeën Van Nederland, Deel 6 Fam. Desmidiaceae (4). – 93 pp., Stichting Uitgeverij KNNV, Utrecht.
- COESEL, P.F.M. (1998): Sieralgen en Natuurwaarden. – 56 pp., Stichting Uitgeverij KNNV, Utrecht.
- COESEL, P.F.M. (2001): A method for quantifying conservation value in lentic freshwater

- habitats using desmids as indicator organisms. – *Biodivers. Conserv.* 10 (2):177–187.
- COESEL, P.F.M. (2003): Desmid flora data as a tool in conservation management of Dutch freshwater wetlands. – *Biologia* 58 (4): 717–722.
  - COESEL, P.F.M. & KRIENITZ, L. (2008): Diversity and geographic distribution of desmids and other coccoid green algae. – *Biodivers. Conserv.* 17: 381–392.
  - COESEL, P.F.M., KWAKKESTEIN, R. & VERSCHOOR, A. (1978): Oligotrophication and eutrophication tendencies in some dutch moorland pools, as reflected in their desmid flora. – *Hydrobiologia* 61: 21–31.
  - COESEL, P.F.M. & MEESTERS, K.J. (2007): Desmids of the Lowlands. Mesotaeniaceae and Desmidiaceae of the European Lowlands. – 351 pp., KNNV Publishing, Zeist.
  - ČERNÁ, K. & NEUSTUPA, J. (2010): The pH-related morphological variations of two acidophilic species of Desmidiales (Viridiplantae) isolated from a lowland peat bog, Czech Republic. – *Aquatic Ecology* 44: 409–419.
  - DYKYJOVÁ, D. & KVĚT, J. (eds) (1978): Pond littoral ecosystems. Structure and functioning. – 460 pp., Ecological Studies 28, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
  - Ettl, H. & PERMAN, J. (1958): Několik nových nebo málo známých zástupců oddělení Chrysophyceae. – *Preslia* 30: 69–75.
  - FRIEDL, T. (1997): The evolution of the green algae. – In: BHATTACHARYA, D. (ed.): *Origins of algae and their plastids*. Springer Verlag, Wien, pp. 87–101.
  - GERGEL, J. (2004): Hydrobiologie malých vodních nádrží, sedimenty v nádržích, vegetační doprovody. – In: *Koncepce řešení malých vodních nádrží a mokřadů: seminář 24. března 2004. Souhrn referátů a diskuze*. Česká společnost krajinných inženýrů při ČSSI, Fakulta lesnická a environmentální ČZU v Praze & Fakulta stavební ČVUT v Praze, pp. 26–32. – dostupné na: <[http://www.cski.krajinari.com/archiv/seminar\\_mvn\\_06.pdf](http://www.cski.krajinari.com/archiv/seminar_mvn_06.pdf)>
  - GONTCHAROV, A.A. (2008): Phylogeny and classification of Zygnematophyceae (Streptophyta): current state of affairs. – *Fottea* 8 (2): 87–104.
  - GUTOWSKI, A., FOERSTER, J. & SCHAUMBURG, J. (2004): The use of benthic algae, excluding diatoms and Charales, for the assesment of the ecological status of running fresh waters: a case history from Germany. – *Oceanological and Hydrobiological Studies* 33 (2): 3–15.
  - GUTOWSKI, A. & MOLLENHAUER, D. (1996): Rote Liste der Zieralgen (Desmidiales) Deutschlands. – In: LUDWIG, G. & SCHNITTLER, M. (eds): *Rote Liste Gefährdeter Pflanzen Deutschlands*. Schriftenreihe für Vegetationskunde 28, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, pp. 679–708.
  - HÁJEK, M. (2004): Past and present changes in mountain mires of the Sudetes. *Zdůvodnění*

- návrhu projektu GAČR. (Manuskript.) – 10 pp.
- HÁJEK, M. & HÁJKOVÁ, P. (2007): Hlavní typy rašelinišť ve střední Evropě z botanického hlediska. – Zprávy České botanické společnosti 42 (22): 19–28.
  - HINDÁK, F. (ed.) (1978): Sladkovodné riasy. – 724 pp., Slovenské pedagogické nakladateľstvo, Bratislava.
  - HUSÁK, Š. & KVĚT, J. (2008): Chráněná rybníční území a metody hodnocení vlivů hospodaření na rybnících z hlediska zájmů ochrany přírody. – In: PŘIKRYL, I., KRÖPFELOVÁ, L. & PECHAR, L. (eds): Mokřady a voda v krajině: konference 18.–20. 6. 2008, Lázně Aurora Třeboň. Sborník přednášek. ENKI, o.p.s., Třeboň, pp. 22–24.
  - CHARMAN, D.J. (2002): Peatlands and environmental change. – 301 pp., John Wiley & Sons Ltd., Chichester.
  - CHYTIL, J., HAKROVÁ, P., HUDEC, K., HUSÁK, Š., JANDOVÁ, J. & PELLANTOVÁ, J. (eds) (1999): Mokřady České republiky - přehled vodních a mokřadních lokalit ČR. – 327 pp., Český ramsarský výbor, Mikulov.
  - CHYTRÝ, M., KUČERA, T. & KOČÍ, M. (eds) (2001): Katalog biotopů České republiky. – 304 pp., Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
  - JENÍK, J. & SPITZER, K. (1984): Život v bažinách. – 79 pp., Albatros, Praha.
  - JÓŽA, M. & VONIČKA, P. (2004): Jizerskohorská rašeliniště. – 159 pp., Jizersko–ještědský horský spolek, Liberec.
  - JUST, T. (2004): Malé vodní nádrže a mokřady z pohledu ochrany přírody a krajiny. – In: Koncepce řešení malých vodních nádrží a mokřadů: seminář 24. března 2004. Souhrn referátů a diskuze. Česká společnost krajinných inženýrů při ČSSI, Fakulta lesnická a environmentální ČZU v Praze & Fakulta stavební ČVUT v Praze, pp. 15–25. – dostupné na: [http://www.cski.krajinari.com/archiv/seminar\\_mvn\\_06.pdf](http://www.cski.krajinari.com/archiv/seminar_mvn_06.pdf)
  - KALINA, T. (1997): Systém a vývoj sinic a řas. – 165 pp., Karolinum, Praha.
  - KALINA, T. & VÁŇA, J. (2005): Sinice, řasy, houby, mechorosty a podobné organismy v současné biologii. – 606 pp., Karolinum, Praha.
  - KOSSINSKAJA, E.K. (1952): Flora Plantarum Cryptogamarum URSS. Vol II Conjugatae I, Mesotaeniales et Gonatozygales. – 163 pp., Nauka, Moskva, Leningrad.
  - KOSTKEVICIENE, J. BRISKAITE, R., BAKUNAITE, J. & JAKIMAVICIUTE, I. (2003): Desmids (Chlorophyta, Desmidiaceae) from Lithuania. – *Biologia* 58 (4): 685–695.
  - KOUWETS, F.A.C. (1988): Remarkable forms in the desmid flora of a small mountain bog in the French Jura. – *Cryptogamie, Algologie* 9 (4): 289–309.
  - KOUWETS, F.A.C. (1999): A check-list of desmids (Chlorophyta, Zygnemaphyceae) of France.

- Patrimoines naturels 41: 1–148.
- KRIEGER, W. (1933): Die Desmidiaceen Europas mit Berücksichtigung der außereuropäischen Arten, Teil 1, Lieferung 1. – 223 pp., Akademische Verlagsgesellschaft, Leipzig.
  - KUKLÍK, K. & HRBÁČEK, J. (1984): České a moravské rybníky. – 84 pp., Pressfoto, Praha.
  - LEDERER, F. & SOUKUPOVÁ, L. (2002): Biodiversity and ecology of algae in mountain bogs (Bohemian Forest, Central Europe). – *Algological Studies* 106: 151–183.
  - LELLÁK, J. & KUBÍČEK, F. (1992): Hydrobiologie. – 257 pp., Karolinum, Praha.
  - LENZENWEGER, R. (1986): Rote Liste gefährdeter Zieralgen (Desmidiales) Österreichs. – In: NIKLFELD, H. et al. (eds): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz 5, Wien, pp. 200–202.
  - LENZENWEGER, R. (1996): Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 1. – 162 pp., J. Cramer, Stuttgart.
  - LENZENWEGER, R. (1997): Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 2. – 216 pp., J. Cramer, Stuttgart.
  - LENZENWEGER, R. (1999): Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 3. – 218 pp., J. Cramer, Stuttgart.
  - LENZENWEGER, R. (2003): Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 4. – 87 pp., J. Cramer, Stuttgart.
  - LEWIS, L.A. & MCCOURT, R.M. (2004): Green algae and the origin of land plants. – *American Journal of Botany* 91 (10): 1535–1556.
  - LHOTSKÝ, O. (1949): Poznámka k floře Desmidiaceí Hrubého Jeseníku. – *Časopis Vlasteneckého spolku musejního v Olomouci* 58: 149–155.
  - LIMPENS, J., RAYMAKERS, J.T.A.G., BAAR, J., BERENDSE, F. & ZIJLSTRA, J.D. (2003): The interaction between epiphytic algae, a parasitic fungus and Sphagnum as affected by N and P. – *Oikos* 103 (1): 59–68.
  - LINTON, P.E., SHOTBOLT, L. & THOMAS, A.D. (2007): Microbial communities in long-term heavy metal contaminated ombrotrophic peats. – *Water, Air, and Soil pollution* 186: 97–113.
  - MALTBY, E. & BARKER, T. (eds) (2009): *The Wetlands Handbook*. – 1058 pp., Wiley-Blackwell, Chichester.
  - MITCHELL, E.A.D., CHARMAN, D.J. & WARNER, B.G. (2008): Testate amoebae analysis in ecological and paleoecological studies of wetlands: past, present and future. – *Biodivers. Conserv.* 17: 2115–2137.
  - MIX, M. (1972): Die Feinstruktur der Zellwände bei Mesotaeniaceae und Gonatozygaceae mit einer vergleichenden Betrachtung der verschiedenen Wandtypen der Conjugatophyceae und

- über deren systematischen Wert. – Archiv für Mikrobiologie 81: 197–220.
- MOLDAN, B. (2009): Podmaněná planeta. – 419 pp., Karolinum, Praha.
  - NEUSTUPA, J., ČERNÁ, K. & ŠTASTNÝ, J. (2009): Diversity and morphological disparity of desmid assemblages in Central European peatlands. – Hydrobiologia 630: 243–256.
  - NEUSTUPA, J., ŠTASTNÝ, J. & HODAČ, L. (2008): Temperature-related phenotypic plasticity in the green microalga *Micrasterias rotata*. – Aquatic Microbial Ecology 51: 77–86.
  - NOVÁKOVÁ, S. (2002): Algal flora of subalpine peat bog pools in the Krkonoše Mts. – Preslia 74: 45–56.
  - OPATŘILOVÁ, L. & JANOVSKÁ, H. (2008): Monitoring povrchových vod v České republice z hlediska naplňování požadavků Rámcové směrnice. – In: PŘIKRYL, I., KRÖPFLOVÁ, L. & PECHAR, L. (eds): Mokřady a voda v krajině: konference 18.–20. 6. 2008, Lázně Aurora Třeboň. Sborník přednášek. ENKI, o.p.s., Třeboň, pp. 39–41.
  - PERMAN, J. (1958): Řasová flóra některých dystrofních vod v Jizerských horách. – Sborník Severočeského musea přírodní vědy 1: 3–52.
  - PERMAN, J. & LHOTSKÝ, O. (1963): Über das Vorkommen van Wasserblüten in einigen Wasserbuken Nordböhmens. – Sci. Pap. Inst. Chem. Technol. Prague, Technol. Water 7 (2): 305–327.
  - POKORNÝ, J. (2004): Mokřady - jejich typy, vegetace a úloha v krajině. – In: Koncepce řešení malých vodních nádrží a mokřadů: seminář 24. března 2004. Souhrn referátů a diskuze. Česká společnost krajinných inženýrů při ČSSI, Fakulta lesnická a environmentální ČZU v Praze & Fakulta stavební ČVUT v Praze, pp. 2–4. – dostupné na:  
<[http://www.cski.krajinari.com/archiv/seminar\\_mv\\_n\\_06.pdf](http://www.cski.krajinari.com/archiv/seminar_mv_n_06.pdf)>
  - POPOVSKÝ, J. (1968): A contribution to the knowledge of Dinoflagellates from Bohemia. – Preslia 40: 251–263.
  - POULÍČKOVÁ, A. (2011): Základy ekologie sinic a řas. – 91 pp., Univerzita Palackého, Olomouc.
  - POULÍČKOVÁ, A., DUCHOSLAV, M. & DOKULIL, M. (2004): Littoral diatom assemblages as bioindicators for lake trophy: A case study from alpine and pre-alpine lakes in Austria. – European Journal of Phycology 39 (2): 143–152.
  - POULÍČKOVÁ, A., HAŠLER, P., LYSÁKOVÁ, M. & SPEARS, B. (2008): The ecology of freshwater epipellic algae: an update. – Phycologia 47 (5): 437–450.
  - POULÍČKOVÁ, A., NEUSTUPA, J., ŠPAČKOVÁ, J. & ŠKALOUD, P. (2009): Distribution of epipellic diatoms in artificial fishponds along environmental and spatial gradients. – Hydrobiologia 624 (1): 81–90.

- RALFS, J. (1848): *The British Desmidiaceae*. – 22 + 226 pp., Reeve, Benham & Reeve, London.
- ROUBAL, J. (1958): *Desmidiologické poznámky*. – Sborník Vyšší pedagogické školy v Plzni, biologie-chemie 1: 71–124.
- RŮŽIČKA, J. (1977): *Die Desmidiaceen Mitteleuropas, Band 1, 1. Lieferung*. – 291 pp., E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- RŮŽIČKA, J. (1981): *Die Desmidiaceen Mitteleuropas, Band 1, 2. Lieferung*. – pp. 292–736, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- RYBNÍČEK, K. (1958): *Krásivky pramenné oblasti Branné v Hrubém Jeseníku*. – Přírodov. sbor. Ostravského kraje 19 (1): 97–122.
- RYBNÍČEK (1997): *Monitorování vegetačních a stanovištních poměrů hřebenových rašelinišť Hrubého Jeseníku - výchozí stav*. – Příroda 11: 53–56.
- RYBNÍČEK, K. (2000): *Present results of vegetation and habitat monitoring in mountain bogs of the Jizerské hory Mts, 1991–1998*. – Příroda 17: 101–108.
- RYBNÍČEK, K. (2003): *Sledování stanovištních a vegetačních změn na rašeliništích Jizerských hor a Jeseníků (Monitoring of habitat and vegetation changes in the Jizerské hory and Jeseníky Mts.)*. – In: PIVNÍČKOVÁ, M. (ed.): *Sborník dílčích zpráv z grantového projektu VaV 610/10/00 "Vliv hospodářských zásahů na změnu v biologické rozmanitosti ve zvláště chráněných územích"*. Příroda, supplementum, Praha, pp. 151–154.
- RYBNÍČEK, K. & HOUŠKOVÁ, E. (1994): *Vegetační a stanovištní změny na rašeliništích Jizerských hor za období 1980–1991*. – Příroda 1: 129–136.
- ŠŤASTNÝ, J. (2008): *Desmids from ephemeral pools and aerophytic habitats from the Czech Republic*. – Biologia 63 (6): 888–894.
- ŠŤASTNÝ, J. (2009): *The desmids of the Swamp Nature Reserve and a small neighbouring bog: species composition and ecological condition of both sites*. – Fottea 9 (1): 135–148.
- ŠŤASTNÝ, J. (2010): *Desmids (Conjugatophyceae, Viridiplantae) from the Czech Republic; new and rare taxa, distribution, ecology*. – Fottea 10 (1): 1–74.
- VAVRUŠKOVÁ, J. (2006): *Sinice a řasy vybraných rašelinišť v Jizerských horách ve vztahu k ekologickým parametrům prostředí*. – 94 pp., diplomová práce, Přírodovědecká fakulta UP, Olomouc.
- VRÁNA, K. (2004): *Malé vodní nádrže - součást revitalizace krajiny*. – In: *Koncepce řešení malých vodních nádrží a mokřadů: seminář 24. března 2004. Souhrn referátů a diskuze*. Česká společnost krajinných inženýrů při ČSSI, Fakulta lesnická a environmentální ČZU v Praze & Fakulta stavební ČVUT v Praze, pp. 5–14. – dostupné na:  
<[http://www.cski.krajinari.com/archiv/seminar\\_mvsn\\_06.pdf](http://www.cski.krajinari.com/archiv/seminar_mvsn_06.pdf)>



- YANG, X., WU, X., HAO, H. & HE, Z. (2008): Mechanisms and assessment of water eutrophication. – Journal of Zhejiang University Science B 9 (3): 197–209.

## 7 PŘÍLOHY

Príspevek I.

*Diversity and ecology of desmids of peat bogs  
in the Jizerské hory Mts*

ŠTĚPÁNKOVÁ, J., VAVRUŠKOVÁ, J., HAŠLER, P., MAZALOVÁ, P.  
& POULÍČKOVÁ, A.

Biologia (2008) 63 (6): 891–896

## Diversity and ecology of desmids of peat bogs in the Jizerské hory Mts\*

Jana ŠTĚPÁNKOVÁ, Jitka VAVRUŠKOVÁ, Petr HAŠLER, Petra MAZALOVÁ  
 & Aloisie POULÍČKOVÁ

Department of Botany, Faculty of Science, Palacký University, Svobody Str. 26, CZ-77146 Olomouc, Czech Republic; e-mail: aloisie.poulickova@upol.cz

**Abstract:** The present study focuses on diversity and ecological preferences of desmids in peat bogs in the Jizerské hory Mts (Czech Republic). Altogether 76 desmid algae taxa have been recorded at 18 sites of the study area during our investigation in 2003–2006. Taxa *Actinotaenium crassiusculum* (De Bary) Teiling, *Hyalotheca dissiliens* var. *tatrica* Racib., *Staurastrum avicula* var. *subarcuatum* (Wolle) West & G. S. West, *S. borgeanum* Schmidle, *S. simonyi* var. *semicirculare* Coesel, *Staurodesmus extensus* var. *isthmus* (Heimerl) Coesel, *S. extensus* var. *vulgaris* (Eichler & Racib.) Croasdale and *S. spencerianus* (Mask.) Teiling are new for the Czech Republic. In addition, several rare and remarkable taxa were also encountered. The species richness was relatively high in comparison to similar localities in the Czech Republic. Desmid distribution was influenced by pH and conductivity.

**Key words:** acidification; algae; desmids; diversity; ecology; peat bogs

### Introduction

The peat bogs in the Jizerské hory Mts (Czech Republic) represent unique ecosystems within Central Europe, characterized by very low pH mostly induced by air pollution during the second half of the 20<sup>th</sup> century. Acidification led to considerable damage in most of the mountain ecosystems. The first, and for many organisms a limiting variable, is the low pH, followed by the lack of nutrients. Acid oligotrophic localities are inhabited mostly by desmids, diatoms and some groups of green algae (Nováková 2002; Matula & Pietryka 2003).

Although peat bog vegetation and environmental variables (pH, conductivity) have been monitored in the Jizerské hory Mts since 1991 (Rybníček & Houšková 1994; Rybníček 2000), algae have rarely been studied (Ettl & Perman 1958; Perman 1958; Perman & Lhotský 1963; Popovský 1968).

The present paper focuses on desmid distribution in the Jizerské hory Mts, and its relationship with environmental variables.

### Material and methods

The Jizerské hory Mts are characterized by conditions favouring the existence and formation of peat bog ecosystems: they have very humid and cold climate, poor acidic bedrock, and only lightly rugged topography (Rybníček

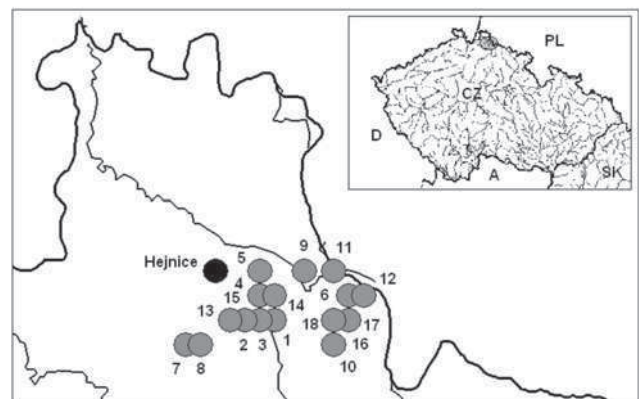


Fig. 1. The geographical position of sampling sites. Sites (grey circles): 1 – Klečové louky A; 2 – Na Čihadle A; 3 – Na Kneipě; 4 – U Posedu; 5 – Vlčí louka; 6 – Černá jezírka; 7 – Klikvová louka; 8 – Nová louka; 9 – Quarre; 10 – Malá Jizerská louka; 11 – Rašeliniště Jizery; 12 – Rybí loučky; 13 – Vánoční louka; 14 – Klečové louky B; 15 – Na Čihadle B; 16 – Malá Jizerská louka (south); 17 – Malá Jizerská louka (north); 18 – Tetřeví louka. Black circle – the nearest village.

2000; Józsa & Vonička 2004). Most of the mires have the character of oligotrophic montane raised bogs (Józsa & Vonička 2004) with *Sphagnum* growths and several shallow pools or puddles. A large pool (bog lake) can often be found in the open, central part bordered by *Pinus mugo*. The mires investigated for this study (Fig. 1) are situated at the summit

\* Presented at the International Symposium *Biology and Taxonomy of Green Algae V*, Smolenice, June 26–29, 2007, Slovakia.

Table 1. The main characteristics of investigated sites (as recorded in 2005 and 2006).

No.	Locality	Altitude [m a.s.l.]	Coordinates [n.l./e.l.]	Number of desmid taxa	pH	Conductivity [ $\mu\text{S cm}^{-1}$ ]
1	Klečové louky A	983	50°49'52"/15°14'41"	10	3.9–4.0	28–33
2	Na Čihadle A	971	50°49'58"/15°13'53"	16	4.0–4.2	14–20
3	Na Kneipě	1010	50°49'58"/15°14'23"	14	3.8–4.0	27–32
4	U Posedu	996	50°50'10"/15°14'08"	4	3.7–3.8	36–38
5	Vlčí louka	1022	50°50'45"/15°14'21"	4	3.5–3.6	57–59
6	Černá jezírka	900	50°51'11"/15°18'28"	4	3.8–4.3	35–46
7	Klikvová louka	700	50°48'15"/15°08'21"	2	5.0–5.3	30–32
8	Nová louka	773	50°48'47"/15°09'36"	6	3.6–3.8	44–84
9	Quarre	940	50°51'32"/15°16'57"	11	4.3–5.0	14–22
10	Malá Jizerská louka	860	50°48'12"/15°18'36"	17	4.0–4.1	16–18
11	Rašelinisté Jizery	835	50°51'32"/15°18'53"	5	3.7–3.9	34–39
12	Rybí loučky	850	50°50'50"/15°20'26"	7	3.6–4.4	23–30
13	Vánoční louka	1050	50°49'23"/15°12'46"	6	3.6–4.0	30–47
14	Klečové louky B	983	50°49'58"/15°13'52"	22	3.8–4.5	26–64
15	Na Čihadle B	971	50°49'59"/15°13'50"	22	4.3–4.9	16–30
16	Malá Jizerská louka (south)	860	50°49'40"/15°19'40"	31	4.2–4.9	16–33
17	Malá Jizerská louka (north)	880	50°49'41"/15°19'41"	26	4.3–4.7	18–33
18	Tetřeví louka	920	50°50'44"/15°18'16"	32	4.1–5.4	10–42

plateaus of the Jizerské hory Mts (700–1050 m a.s.l.), and include some of the sites most affected by air pollutants (Rybníček 2000). Almost all of the peat bogs are protected as small-scale conservation areas within the Protected Landscape Area of the Jizerské hory Mts (Jóža & Vonička 2004).

Investigation of bog desmid flora was conducted at 18 localities (Table 1, Fig. 1) in July and August 2003, 2005 and 2006. Mixed samples (from 3–6 sites per locality) were obtained by squeezing bog vegetation (especially *Sphagnum* spp.), collecting submersed algal growths and epipelon from bog pools. At the time of the sampling in 2005 and 2006, pH and conductivity of bog water were measured using a pH/conductivity meter (WTW, Germany).

Samples were fixed with formaldehyde (final concentration 2%) and examined using a light microscope (Olympus CH 20). The desmid taxa were identified according to Růžička (1977; 1981), Coesel (1982; 1997), and Lenzenweger (1996; 1997; 1999; 2003). Presence/absence data were analysed by Principal Components Analysis (PCA) using the CANOCO programme (ter Braak & Šmilauer 1998). Cluster analysis (Ward's method; NCSS 2000 software) was performed to reveal the differentiation of sites on the basis of environmental variables (pH and conductivity).

## Results

Altogether 76 desmid taxa (Table 2) have been found in the Jizerské hory Mts. *Cylindrocystis brebissonii*, *Actinotaenium cucurbita*, *Netrium digitus* and *Bambusina brebissonii* were the most frequent taxa, occurring at more than 10 localities and being often dominant in algal assemblages. *Euastrum binale*, *E. insigne*, *Mesotaenium macrococcum*, *Netrium oblongum*, *Staurastrum hirsutum*, *S. margaritaceum*, *S. simonyi* var. *sparsiaculeatum*, *Tetmemorus laevis* and *Xanthidium armatum* were also frequent (5–10 localities). However, a considerable number of taxa seem to be restricted to a few mires (Table 2). The following taxa are new records for the Czech Republic (Pouličková et al. 2004): *Actinotaenium crassiusculum*, *Hyalotheca*

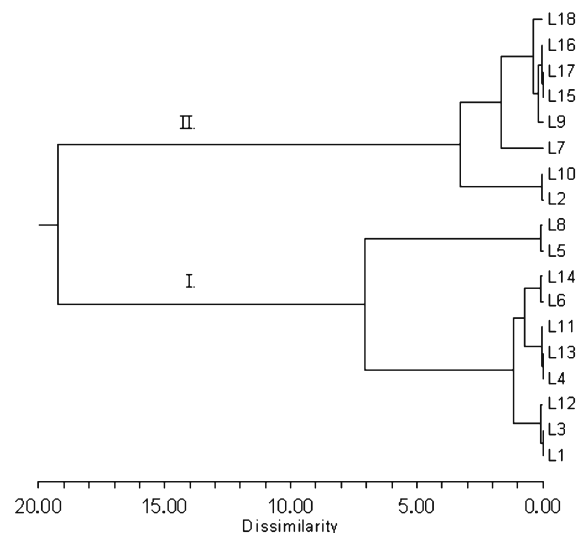


Fig. 2. Hierarchical cluster analysis (Ward's method, NCSS 2000 software) of investigated sites based on the environmental variables (pH, conductivity). Localities L1–18 see Fig. 1.

*dissiliens* var. *tatrica*, *Staurastrum avicula* var. *subarcatum*, *S. borgeanum*, *S. simonyi* var. *semicirculare*, *Staurodesmus extensus* var. *isthmus*, *S. extensus* var. *vulgaris* and *S. spencerianus*. Besides the latter, several interesting desmid taxa regarded as rare or sporadically occurring were encountered during the study. For instance *Micrasterias jenneri*, which is rare in Central Europe (Růžička 1981; Lenzenweger 2003) was found at a site at Malá Jizerská louka (north). The most interesting taxa found are documented by drawings (Fig. 4).

The study sites were characterized by low pH (3.5–5.4) and conductivity (10–84  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ). Cluster analysis based on average values of these variables clearly separated two groups (Fig. 2): Group I. localities with very low pH (< 4) and conductivity ranging from 26 to 61  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ; Group II. sites with pH ranging from 4.0 to 5.1 and very low conductivity (< 28  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ). These

Table 2. The list of desmid taxa found in the Jizerské hory Mts during the investigation during 2003–2006 (localities 1–18: see Table 1).

Taxon	Locality
<i>Actinotaenium crassiusculum</i> (De Bary) Teiling	10
<i>Actinotaenium cruciferum</i> (De Bary) Teiling	2, 3, 10
<i>Actinotaenium cucurbita</i> (Bréb.) Teiling	1, 2, 3, 4, 7, 10, 12, 14, 15, 16, 17, 18
<i>Actinotaenium diplosporum</i> var. <i>diplosporum</i> (Lund.) Teiling	3
<i>Actinotaenium diplosporum</i> var. <i>americanum</i> (West & G. S. West) Teiling	2
<i>Actinotaenium pinicolum</i> Rosa	14, 15, 16, 18
<i>Actinotaenium silvae-nigrae</i> var. <i>silvae-nigrae</i> (Rabanus) Kouwets & Coesel	14, 16, 17, 18
<i>Actinotaenium silvae-nigrae</i> var. <i>parallellum</i> (Willi Krieg.) Kouwets & Coesel	16, 18
<i>Actinotaenium</i> cf. <i>subtile</i> (West & G. S. West) Teiling	15
<i>Actinotaenium truncatum</i> (Bréb.) Teiling	9
<i>Actinotaenium</i> sp.	15, 16, 17
<i>Bambusina brebissonii</i> Kütz. ex Kütz.	1, 2, 3, 4, 10, 12, 14, 15, 16, 17, 18
<i>Closterium acutum</i> Bréb.	3, 9, 16, 18
<i>Closterium cornu</i> Ehrenb. ex Ralfs	2
<i>Closterium directum</i> Archer	10, 16, 18
<i>Closterium navicula</i> var. <i>crassum</i> (West & G. S. West) Grönbl.	9
<i>Closterium pronum</i> Bréb.	1, 2, 3, 5, 13, 14, 16
<i>Closterium regulare</i> Bréb.	2
<i>Closterium striolatum</i> Ehrenb. ex Ralfs	1, 2, 3, 9, 10, 14, 15, 18
<i>Cosmarium angulosum</i> Bréb.	1, 2
<i>Cosmarium decedens</i> (Reinsch) Racib.	17
<i>Cosmarium moniliforme</i> (Turpin) ex Ralfs	1
<i>Cosmarium obliquum</i> Nordst.	14, 18
<i>Cosmarium</i> sp. 1	14, 15
<i>Cosmarium</i> sp. 2	15
<i>Cylindrocystis brebissonii</i> var. <i>brebissonii</i> (Ralfs) De Bary	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18
<i>Cylindrocystis brebissonii</i> var. <i>minor</i> West & G. S. West	1, 2, 10, 14, 15, 16, 17, 18
<i>Cylindrocystis crassa</i> De Bary	1, 2, 3, 4, 10, 13
<i>Desmidium</i> sp.	14
<i>Euastrum ansatum</i> Ralfs	18
<i>Euastrum binale</i> (Turpin) Ehrenb. ex Ralfs	1, 2, 3, 4, 10, 11, 14, 16, 17, 18
<i>Euastrum didelta</i> Ralfs ex Ralfs	3, 12
<i>Euastrum humerosum</i> Ralfs	3, 9
<i>Euastrum insigne</i> Hassall ex Ralfs	2, 3, 10, 15, 16, 18
<i>Hyalotheca dissiliens</i> var. <i>atrata</i> Racib.	17
<i>Mesotaenium degreyi</i> Turner	4
<i>Mesotaenium endlicherianum</i> Nägeli	1, 2, 5, 8, 15, 17
<i>Mesotaenium macrococcum</i> Kütz.	2, 3, 4, 5, 14, 15, 16, 17, 18
<i>Micrasterias jenneri</i> Ralfs	17
<i>Micrasterias thomasiana</i> Archer	6, 9
<i>Netrium digitus</i> var. <i>digitus</i> (Ehrenb.) Itzigs. & Rothe	1, 2, 3, 6, 9, 12, 13, 15, 16, 17, 18
<i>Netrium digitus</i> var. <i>latum</i> Hustedt	1, 2, 7, 9, 10, 14, 15, 16, 18
<i>Netrium oblongum</i> (De Bary) Lütkem.	1, 2, 5, 8, 14, 15, 16, 17, 18
<i>Penium</i> cf. <i>cylindrus</i> (Ehrenb.) ex Bréb.	17, 18
<i>Penium exiguum</i> West	16, 18
<i>Penium polymorphum</i> (Perty) Perty	16, 17, 18
<i>Roya pseudoclosterium</i> (Roy) West & G. S. West	3
<i>Spondylosium</i> cf. <i>planum</i> (Wolle) West & G. S. West	16, 17
<i>Spondylosium pulchellum</i> Archer ex Archer	18
<i>Staurastrum anatinum</i> f. <i>paradoxum</i> (Meyen) Brook	3, 16
<i>Staurastrum arnellii</i> Boldt	1, 2, 3, 4, 5
<i>Staurastrum avicula</i> var. <i>avicula</i> Bréb. ex Ralfs	2, 3
<i>Staurastrum avicula</i> var. <i>subarcuatum</i> (Wolle) West & G. S. West	2
<i>Staurastrum borgeanum</i> Schmidle	12
<i>Staurastrum brebissonii</i> Archer	4
<i>Staurastrum cristatum</i> (Nägeli) Archer	2
<i>Staurastrum furcatum</i> var. <i>furcatum</i> (Ehrenb. ex Ralfs) Bréb.	16
<i>Staurastrum furcatum</i> var. <i>aciculiferum</i> (West) Coesel	14
<i>Staurastrum hirsutum</i> var. <i>hirsutum</i> (Ehrenb.) ex Bréb. in Ralfs	13, 14, 15, 16, 17, 18
<i>Staurastrum hirsutum</i> var. <i>muricatum</i> ([Bréb.] Bréb. ex Ralfs) Kurt Först.	1, 2, 3, 4, 5, 9, 10, 11, 12
<i>Staurastrum kaiseri</i> Ruzicka	3
<i>Staurastrum margaritaceum</i> (Ehrenb.) Menegh. ex Ralfs	1, 3, 4, 5, 6, 8, 11, 14, 17
<i>Staurastrum punctulatum</i> Bréb.	2, 3, 17
<i>Staurastrum</i> cf. <i>scabrum</i> Bréb.	18
<i>Staurastrum simonyi</i> var. <i>semicirculare</i> Coesel	3, 8, 10, 11, 18
<i>Staurastrum simonyi</i> var. <i>sparsiaculeatum</i> (Schmidle) Hirano	1, 2, 3, 10, 17, 18
<i>Staurastrum</i> sp.	15, 16, 17
<i>Stauroidesmus</i> cf. <i>boergesenii</i> (Messik.) Croasdale	14, 15, 16
<i>Stauroidesmus extensus</i> var. <i>isthmosus</i> (Heimerl) Coesel	2, 3, 16, 17, 18

Table 2. (continued).

Taxon	Locality
<i>Staurodesmus extensus</i> var. <i>vulgaris</i> (Eichler & Racib.) Croasdale	3, 13
<i>Staurodesmus spencerianus</i> (Mask.) Teiling	14, 16, 18
<i>Teilingia</i> cf. <i>granulata</i> (Roy & Bisset) Bourrelly	16, 17
<i>Tetmemorus brebissonii</i> var. <i>minor</i> De Bary	9, 18
<i>Tetmemorus granulatus</i> (Bréb.) Ralfs ex Ralfs	15, 16, 17, 18
<i>Tetmemorus laevis</i> (Kütz.) ex Ralfs	1, 2, 5, 8, 10, 14, 15, 16, 17, 18
<i>Xanthidium armatum</i> (Bréb.) Rabenh. ex Ralfs	1, 2, 10, 14, 15, 16, 18

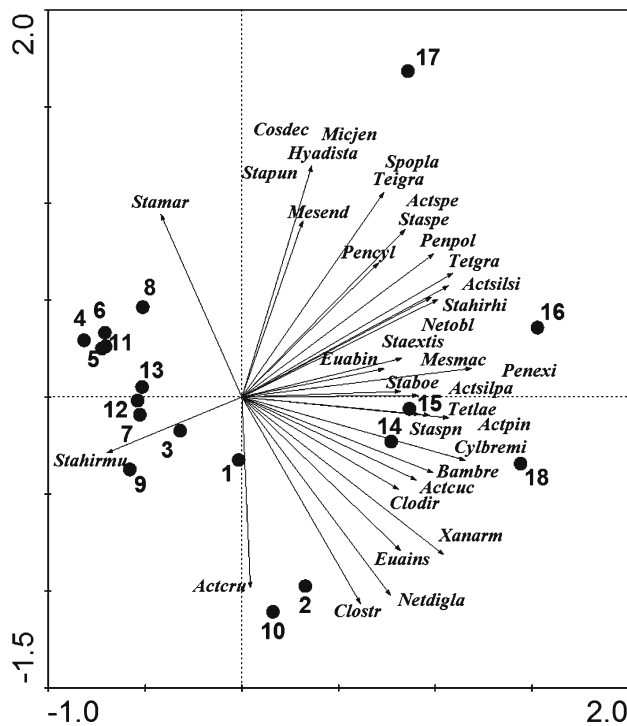


Fig. 3. PCA ordination diagram based on desmid species composition of individual peat bogs. Only well-fitting taxa are depicted: Actcru – *Actinotaenium cruciferum*; Actcuc – *Actinotaenium cucurbita*; Actpin – *Actinotaenium pinicolum*; Actsilpa – *Actinotaenium silvae-nigrae* var. *parallelum*; Actsilsi – *Actinotaenium silvae-nigrae* var. *silvae-nigrae*; Actspe – *Actinotaenium* sp.; Bambre – *Bambusina brebissonii*; Clodir – *Closterium directum*; Clostr – *Closterium striolatum*; Cosdec – *Cosmarium decedens*; Cylbreml – *Cylindrocystis brebissonii* var. *minor*; Euabin – *Euastrum binale*; Euains – *Euastrum insigne*; Hyadista – *Hyalotheca dissiliens* var. *tatrica*; Mesend – *Mesotaenium endlicherianum*; Mesmac – *Mesotaenium macrococcum*; Micjen – *Micrasterias jenneri*; Netdigla – *Netrium digitus* var. *latum*; Netobl – *Netrium oblongum*; Pencyl – *Penium* cf. *cylindrus*; Penexi – *Penium exiguum*; Penpol – *Penium polymorphum*; Spopla – *Spondylosium* cf. *planum*; Staboe – *Staurodesmus* cf. *boergesenii*; Staextis – *Staurodesmus extensus* var. *isthmus*; Stahirhi – *Staurastrum hirsutum* var. *hirsutum*; Stahirmu – *Staurastrum hirsutum* var. *muricatum*; Stamar – *Staurastrum margaritaceum*; Stapun – *Staurastrum punctulatum*; Staspe – *Staurastrum* sp.; Staspn – *Staurodesmus spencerianus*; Teigra – *Teilingia granulata*; Tetgra – *Tetmemorus granulatus*; Tetlae – *Tetmemorus laevis*; Xanarm – *Xanthidium armatum*. Localities 1–18: see Fig. 1.

two habitat types broadly correspond to the occurrence of desmids in particular bog sites as shown in the PCA ordination diagram (Fig. 3, Table 1). The gradient on the first axis of PCA analysis can be interpreted as

a gradient from extremely acid sites with low species richness (left hand side) to less acid sites with high species richness (right hand side). The following trend in species composition development was observed: the most acid sites were inhabited by poor desmid communities with highly tolerant taxa as *Cylindrocystis brebissonii*, *Staurastrum margaritaceum* and *S. hirsutum* var. *muricatum*. With increasing pH value (cca from 4.0), *Actinotaenium cucurbita*, *Bambusina brebissonii*, *Cylindrocystis brebissonii* var. *minor*, *Euastrum insigne* or *Xanthidium armatum* became established. Finally, occurrence of *Actinotaenium silvae-nigrae*, *Closterium directum*, *Penium exiguum*, *P. polymorphum*, *Spondylosium planum*, *Teilingia granulata* and *Tetmemorus granulatus* was typical for localities with the relatively highest pH values (Fig. 3).

## Discussion

Comparison of the present desmid flora of the peat bogs studied with its former stage is difficult. Records of algal flora from peat bogs in the Jizerské hory Mts are rather scarce and focused on different algal groups such as dinoflagellates (Popovský 1968), chrysophytes (Ettl & Perman 1958), or all algae including desmids (Perman 1958; Perman & Lhotský 1963).

Despite the negative impact of air pollution on bog ecosystems in the Jizerské hory Mts, their recent desmid flora seems to be interesting, relatively rich and well corresponding to the character of biotopes. Acidification, as a result of air pollution, is known to be the cause of considerable decrease of desmid diversity and changes in species composition (Coesel et al. 1978; Coesel 2003). Only a few most acid sites under the study partially resembled extremely acid mires inhabited by a very limited number of tolerant desmid species, especially *Cylindrocystis brebissonii* and *Mesotaenium* spp. (Lederer 1999; Matula & Pietryka 2003; Nováková 2003; Šejnohová et al. 2003). On the contrary, the desmid diversity of peat bogs investigated is very similar to the situation in the Šumava Mts, where 50 desmid taxa were recorded at 13 bog sites (Lederer & Soukupová 2002). Species richness (4–32 desmid taxa) varied among those peat bogs according to environmental parameters in a similar way as in the Jizerské hory Mts. In the Krkonoše Mts two subalpine raised bogs were recently studied in detail (Nováková 2002), harbouring rich algal flora including 36 and 41 desmid taxa. The numbers of desmid taxa found at Malá jizerská louka (south, north) and

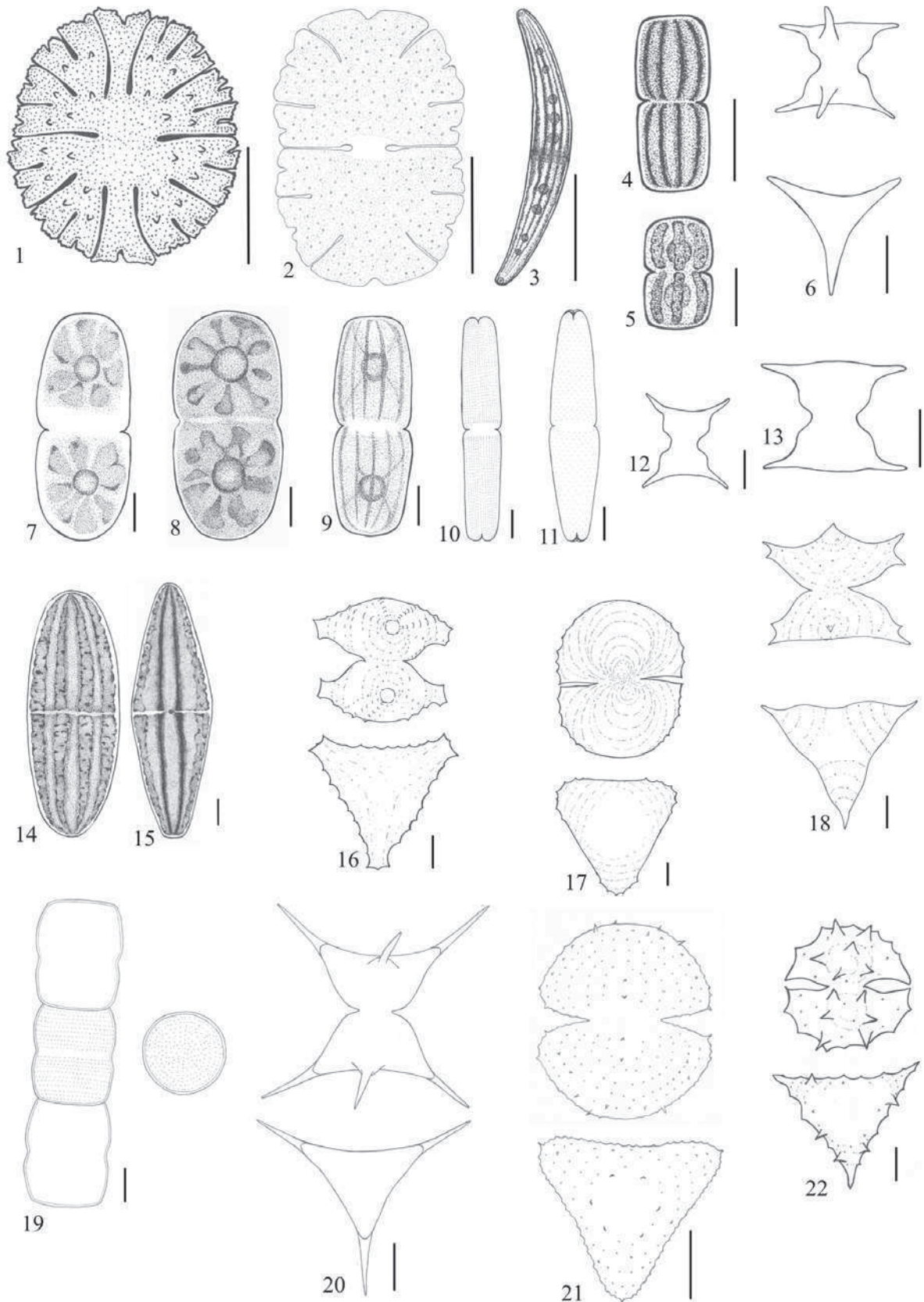


Fig. 4. Remarkable desmid taxa found in the peat bogs of the Jizerské hory Mts. 1 – *Micrasterias thomasiana*; 2 – *M. jenneri*; 3 – *Closterium regulare*; 4 – *Actinotaenium truncatum*; 5 – *A. cruciferum*; 6 – *Stauroidesmus extensus* var. *vulgaris* (triradiate form); 7 – *Actinotaenium diplosporum* var. *americanum*; 8 – *A. diplosporum* var. *diplosporum*, 9 – *A. crassiusculum*, 10 – *Tetmemorus brebissonii* var. *minor*; 11 – *T. laevis*; 12 – *Stauroidesmus extensus* var. *isthmus*; 13 – *S. extensus* var. *vulgaris*; 14 – *Netrium digitus* var. *latum*; 15 – *N. digitus* var. *digitus*; 16 – *Staurastrum borgeanum*; 17 – *S. arnellii*; 18 – *St. avicula* var. *subarcuatum*; 19 – *Hyalotheca dissiliens* var. *tatrica*; 20 – *Stauroidesmus spencerianus*; 21 – *Staurastrum simonyi* var. *semicirculare*; 22 – *S. simonyi* var. *sparsiaculeatum*; scale 100  $\mu$ m: Figs 1–3; scale 25  $\mu$ m: Figs 14–15; scale 10  $\mu$ m: Figs 4–13, 16–22.



Tetřeví louka (26–32 taxa) are almost comparable with the latter, regarding less favourable conditions within the Jizerské hory Mts.

Evaluation of taxonomic composition of algal assemblages in the bog pools showed the prevalence of Zygnematophyceae (19–36%), followed by Chlorophyceae s.l., which is a typical feature of peat bogs. Our finding corresponds with abundance of Zygnematophyceae in other peat bog areas: the Krkonoše Mts 22% (Nováková 2002), the Českosaské Švýcarsko National Park, 30% (Nováková 2003), Lower Silesian peat bogs, 16–40% (Matula & Pietryka 2003).

After progressive elimination of industrial acid emissions at the beginning of 1990's, gradual increase of pH (of about 0.3 in average) and decrease of conductivity (of about 16  $\mu\text{S cm}^{-1}$  in average) were recorded through the monitoring of five summit bogs (L14–18) between 1991 and 1998 (Rybníček 2000). However, deterioration of higher plant vegetation have not revealed any traces of improvement till now. In desmid flora, besides the prevailing acidophilic and oligotrophic species, several taxa which may indicate more favourable conditions (higher pH and nutrient compounds accessibility) were encountered; e.g. *Cosmarium angulosum*, *C. moniliforme*, *Closterium navicula* var. *crassum*, *Hyalotheca dissiliens* var. *tatrica*, *Spondylosium planum*, *Staurastrum avicula*, *Teilingia granulata* (Coesel et al. 1978; Coesel 1998; Lenzenweger 2003). Among the most remarkable findings were rare taxa (e.g. *Actinotaenium crassiusculum*, *A. cruciferum*, *A. diplosporium* var. *americanum*, *A. pinicolum*, *Micrasterias jenneri*, *Staurastrum arnellii*) and desmids indicative for stable, highly structured ecosystems (Coesel 1998), above all *Micrasterias jenneri*, *Euastrum insigne*, *Staurastrum cristatum* and *Xanthidium armatum*. In conclusion, the recently recorded desmid flora seems to be reflecting the gradual improvement of environmental conditions of the peat bogs in the Jizerské hory Mts, which is not (yet) evident from the macroflora.

### Acknowledgements

We would like to thank Assoc. Prof. Michal Hájek, PhD, Mgr. Petra Hájková, PhD and Mgr. Štěpánka Králová (MU Brno) for their help with field work and for providing some ecological data. Our research was supported by projects GACR 206/02/0568 and GACR 206/08/0389.

### References

- Coesel P.F.M. 1982. De Desmidiaceen Van Nederland – Sieralgen. Deel 1 Fam. Mesotaeniaceae, Gonatozygaceae, Peniaceae. Wetenschappelijke Mededelingen K. N. N. V., Hoogwoud NH, 32 pp.
- Coesel P.F.M. 1997. De Desmidiaceen Van Nederland. Deel 6 Fam. Desmidiaceae (4). Stichting Uitgeverij K. N. N. V., Utrecht, 93 pp.
- Coesel P.F.M. 1998. Sieralgen en Natuurwaarden. Stichting Uitgeverij K. N. N. V., Utrecht, 57 pp.
- Coesel P.F.M. 2003. Desmid flora data as a tool in conservation management of Dutch freshwater wetlands. *Biologia* **58**: 717–722.
- Coesel P.F.M., Kwakkestein R. & Verschoor A. 1978. Oligotrophication and eutrophication tendencies in some Dutch moorland pools, as reflected in their desmid flora. *Hydrobiologia* **61**: 21–31.
- Ettl H. & Perman J. 1958. Několik nových nebo málo známých zástupců oddělení Chrysophyceae. *Preslia* **30**: 69–75.
- Józa M. & Vonička P. 2004. Jizerskohorská rašeliniště. Jizersko-ještědský horský spolek, Liberec, 159 pp.
- Lederer F. 1999. Algal flora of the Červené blato peat bog (Třeboň Basin, Czech Republic). *Preslia* **70**: 303–311.
- Lederer F. & Soukupová L. 2002. Biodiversity and ecology of algae in mountain bogs (Bohemian Forest, Central Europe). *Algol. Stud.* **106**: 151–183.
- Lenzenweger R. 1996. Desmidiaceenflora von Österreich. Teil 1. J. Crammer, Stuttgart, 162 pp.
- Lenzenweger R. 1997. Desmidiaceenflora von Österreich. Teil 2. J. Crammer, Stuttgart, 216 pp.
- Lenzenweger R. 1999. Desmidiaceenflora von Österreich. Teil 3. J. Crammer, Stuttgart, 218 pp.
- Lenzenweger R. 2003. Desmidiaceenflora von Österreich. Teil 4. J. Crammer, Stuttgart, 87 pp.
- Matula J. & Pietryka M. 2003. Algae as indicators of the degree of peat-bog degradation. *Acta Botanica Warmiae et Masuriae* **3**: 113–122.
- Nováková S. 2002. Algal flora of subalpine peat bog pools in the Krkonoše Mts. *Preslia* **74**: 45–56.
- Nováková S. 2003. Algoflóra rašelinišť Českosaského Švýcarska. *Czech Phycology* **3**: 71–78.
- Perman J. 1958. Rasová flóra některých dystrofních vod v Jizerských horách. *Sborník Severočeského musea přírodní vědy* **1**: 3–52.
- Perman J. & Lhotský O. 1963. Über das Vorkommen von Wasserblüten in einigen Wasserbuken Nordböhmens. *Sci. Pap. Inst. Chem. Technol. Prague, Technol. Water* **7** (2): 305–327.
- Popovský J. 1968. A contribution to the knowledge of Dinoflagellates from Bohemia. *Preslia* **40**: 251–263.
- Pouličková A., Lhotský O. & Dřimalová D. 2004. Prodromus sinic a řas České republiky. *Czech Phycology* **4**: 19–33.
- Růžička J. 1977. Die Desmidiaceen Mitteleuropas. Band 1, 1. Lieferung. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 291 pp.
- Růžička J. 1981. Die Desmidiaceen Mitteleuropas. Band 1, 2. Lieferung. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 445 pp.
- Rybníček K. 2000. Present results of vegetation and habitat monitoring in mountain bogs of the Jizerské hory Mts, 1991–1998. *Příroda* **17**: 101–108.
- Rybníček K. & Houšková E. 1994. Vegetační a stanovištní změny na rašeliništích Jizerských hor za období 1980–1991. *Příroda* **1**: 129–136.
- Šejnohová L., Škaloud P., Neustupa J., Nováková S., Řezáčová M. & Ošlejšková L. 2003. Algae and cyanoprokaryotic species from peat bogs, streams, ponds and aerial biotopes in the region of South Šumava Mts. *Czech Phycology* **3**: 41–52.
- ter Braak C.J.F. & Šmilauer P. 1998. *Canoco references manual and user's guide to canoco for Windows*. Centre of Biometry, Wageningen, 353 pp.

Received September 1, 2007

Accepted March 17, 2008

Příspěvek II.

*Diversity and ecology of desmids of peat bogs in the Jeseníky  
Mts: spatial distribution, remarkable finds*

ŠTĚPÁNKOVÁ, J., HAŠLER, P., HLADKÁ, M. & POULÍČKOVÁ, A.

Fottea (2012) 12 (1): 111–126

## Diversity and ecology of desmids of peat bogs in the Jeseníky Mts: spatial distribution, remarkable finds

Jana ŠTĚPÁNKOVÁ<sup>1,2</sup>, Petr HAŠLER<sup>1</sup>, Martina HLADKÁ<sup>2</sup> & Aloisie POULÍČKOVÁ<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Department of Botany, Faculty of Science, Palacký University, 17. listopadu 12, CZ–771 46 Olomouc, Czech Republic; e-mail: jana.stepankova@upol.cz, aloisie.poulickova@upol.cz

<sup>2</sup> Department of Biology, Faculty of Education, Palacký University, Purkrabská 2, CZ–779 00 Olomouc, Czech Republic

**Abstract:** Diversity and ecology of desmids (Zygnematophyceae) were studied within eight peat bog sites in the Jeseníky Mts during the years 2006–2009. Altogether, 51 taxa were found in the course of our investigation. A detailed study of spatial distribution of desmids in relation to environmental characteristics was performed. The composition of desmid communities was influenced especially by water table elevation and pH. Among all chemical substances measured and statistically tested, Mg, Ca and Pb concentrations appeared to have a considerable effect. Several remarkable desmid taxa were found and discussed in terms of their occurrence and broad morphological variability.

**Key words:** desmids, diversity, environmental gradients, Jeseníky Mts, peat bogs

### Introduction

As ecosystems with a relict and island character, mountain bogs belong to the most valuable and threatened biotopes in Central Europe (CHARMAN 2002; BEZDĚK et al. 2006). From the viewpoint of nature conservation and science, each of these more or less isolated biotopes is of great importance – namely to preservation of ecologically distinctive organisms and communities and, in addition, as a place with potential for further evolution of this diversity (allopatric speciation).

In the Jeseníky Mts (North Moravia, Czech Republic), there are several relatively good preserved bogs harbouring rare flora and fauna. They are mostly strictly protected within National Nature Reserves (KOLEKTIV AUTORŮ 2003). Recently, they have become objects of intensive ecological research aiming to evaluate changes in mire ecosystems of the Sudetes mountain belt induced by long-term exposure to air contamination and draining, especially during the second half of the 20<sup>th</sup> century (RYBNÍČEK 2003). Since 1994, a continuous monitoring of bog vegetation and environmental variables has been in progress in the Jeseníky Mts. Contrary to other regions in the Sudetes, they seem to be less affected (RYBNÍČEK 1997, 2003). However, the knowledge on microorganisms diversity is

generally very poor, in spite of their important role in the assessment of the state and dynamics of mire ecosystems (COESEL 1998; MITCHELL et al. 2008). Just a few old algological analyses (FISCHER 1924, 1925; LHOTSKÝ 1949; RYBNÍČEK 1958) are at disposal from mountain bogs in this region. Thus, there has been a strong need for a recent systematic ecological investigation of algal communities. The presented study focuses on desmids (Zygnematophyceae) as a very characteristic and (co)dominant group in bog water microflora. Because of their high ecological sensitivity to environmental changes, they are generally considered to be useful bioindicators (COESEL 1998, 2001, 2003).

### Localities

We involved eight mires (Fig. 1, Table 1) in our study which have the character of acidic oligo-ombrotrophic mountain raised bogs. They are concentrated in three areas: the Praděd NNR (localities Máj, Slatě, Barborka), the Šerák–Kepník NNR (localities Trojmezí A, Trojmezí B, Vozka, Sedlo pod Vozkou) (RYBNÍČEK 1997) and the Rejvíz NNR (locality Rejvíz). Most of the mires have been developing in flat saddles or shallow depressions of the extensive summit

plains (1300–1360 m a.s.l.) since the Atlantic period (KOLEKTIV AUTORŮ 2003). The treeless bog centres are mostly covered by typical vegetation with extensive *Sphagnum* carpets, *Eriophorum vaginatum* L. and dwarf shrublets, namely *Oxycoccus palustris* PERS., *Calluna vulgaris* (L.) HULL., *Vaccinium uliginosum* L. and *V. myrtillus* L., some sites are notable for *Andromeda polifolia* L. and *Empetrum hermaphroditum* HAGERUP. These bog parts include several pools of various sizes characterized by the presence of *Carex limosa* L., *Eriophorum angustifolium* HONCK. and *Drepanocladus fluitans* (HEDW.) WARNST. (RYBNÍČEK 1997). In most cases, the bog margins are occupied by extensive stands of *Picea abies* (L.) KARSTEN.

Among the studied localities, the Rejvíz bog has an exceptional character. Contrary to the summit bogs in the vicinity of Praděd and Šerák–Keprník, it is situated at a lower altitude (734–794 m a.s.l.), rather geographically isolated from the central mountain ranges (ŠAFÁŘ 2003). The investigated bog centre is just a part of a vast mire complex comprising raised and transitional bogs, fen and waterlogged meadows, bog spruce forests and unique bog pine stands with *Pinus rotundata*

LINK and *Ledum palustre* L. surrounding two bog lakes (KOLEKTIV AUTORŮ 2003; ŠAFÁŘ 2003).

## Material and Methods

Samples for investigation were collected in autumn 2006, summer 2008 and spring 2009. Within the eight bogs described above, altogether 30 permanent sample plots were delimited (RYBNÍČEK 1997, 2003) (Table 1). Number of plots per locality (2–5) corresponds with the size of the respective bog. The sample plots represent main microhabitats and vegetation types occurring in summit bogs of the Jeseníky Mts. Regarding the microtopography, we distinguished flat lawns (relatively dry sites with continuous vegetation cover), forests (lawns with scattered spruce or pine trees), bog pools and one bog lake (the Great Moss Lake within the Rejvíz bog). In relation to phytocenology, RYBNÍČEK (1997) recognized two associations: (a) *Drepanocladus fluitans*–*Caricetum limosae* (KÄSTNER et FLÖSSNER) KRISAI with 4 successional stages (subassociations) of bog pools vegetation and (b) *Andromeda polifolia*–*Sphagnetum magellanicum* (BOGDANOVSKAJA–GIENEV) NEUHÄUSL with 4 successional stages of most of the lawn sites. Plots within the bog pine stands of the Rejvíz mire represent vegetation of *Pino rotundatae*–*Sphagnetum* (KÄSTNER et FLÖSSNER) NEUHÄUSL (ŠAFÁŘ 2003).

From each permanent plot, mixed samples were obtained by squeezing or scraping off bog vegetation (especially *Sphagnum* spp.), collecting submerged algal growths, plankton and epipelton from peat bog pools. They were fixed with formaldehyde (final concentration 2%). Both fixed and fresh samples were examined using the light microscope Olympus BX51. The desmid taxa were determined according to RŮŽIČKA (1977, 1981), COESEL (1982, 1983, 1985, 1991, 1994, 1997) and LENZENWEGER (1996, 1997, 1999, 2003). The abundance of particular desmid taxa was assessed according to the following semi-quantitative scale: 0 – absent; 1 – very rare; 2 – scattered; 3 – common; 4 – predominant.

At the time of the algological sampling, water table elevation was measured and bog waters were sampled from natural pools or small artificial pits at each of the permanent plots. Water samples were analysed for important physico-chemical variables. Electric conductivity and pH were measured with Greisinger GMH 3410 Conductometer and Greisinger GMH 1410 pH meter in the laboratory of the Department of Botany and Zoology (Faculty of Science, Masaryk University, Brno). Soluble humic substances, contents of major ions ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ) and some metals (Zn, Mn, Fe, Al, Pb) were analysed at the Department of Hydrochemistry (T.G. Masaryk Water Research Institute, Brno). Electric conductivity values were corrected for the effect of hydrogen ions



Fig. 1. Location of the investigated bogs in the Jeseníky Mts (Czech Republic) [abbreviations of bogs: (B) Barborka, (M) Máj, (R) Rejvíz, (S) Slatě, (TA) Trojmezí A, (TB) Trojmezí B, (V) Vozka, (VS) Sedlo pod Vozkou. Grey patches represent the areas of the respective National Nature Reserves (mentioned in the text)].

Table 1. Main geographical and environmental characteristics of the investigated mountain bogs. Geographical characteristics are presented according to RYBNÍČEK (1997) and ŠAFÁŘ (2003). Data on physico–chemical parameters are related to the sampling in summer 2008 [abbreviations: (WTE) water table elevation, (EC) electric conductivity, (d) discontinuous].

Locality/GPS (N/E)	Altitude (m a.s.l.)	Area (ha)	Sample plot (type, number)	WTE (cm)	pH	EC ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	Mg <sup>2+</sup> (mg.l <sup>-1</sup> )
Máj 50°02'55"N;17°13'05"E	1360	2–3 d	forest, 01	–14	4.16	23	0.11
			lawn, 02	–16	4.13	25	0.01
			lawn, 03	–15	4.27	13	0.13
Barborka 50°04'30"N;17°13'50"E	1305	0.5	pool, 04	0	3.90	20	0.11
			lawn, 05	–10	3.88	19	0.19
Slatě 50°06'15"N;17°12'35"E	1310	2.0	lawn, 06	–10	3.95	16	0.11
			forest, 07	–5	3.83	23	0.16
			lawn, 08	–8	3.85	14	0.15
			lawn, 09	–6	3.79	30	0.13
Rejvíz 50°13'11"N;17°17'13"E	764	325	bog lake, 10	0	3.82	26	0.07
			forest, 11	–20	3.74	35	0.10
			forest, 12	–10	3.65	40	0.16
			lawn, 13	0	3.76	22	0.20
Trojmezí A 50°09'45"N;17°07'15"E	1300	0.5	pool, 14	–4	5.29	19	1.14
			lawn, 15	–15	5.00	21	1.10
			pool, 16	0	4.79	20	0.80
			pool, 17	0	4.58	21	0.90
			lawn, 18	–4	4.58	22	1.10
Trojmezí B 50°09'50"N;17°07'05"E	1315	0.7	lawn, 19	–7	4.20	17	0.30
			pool, 20	0	4.19	16	0.73
			lawn, 21	–10	4.11	15	0.51
			lawn, 22	–9	4.01	19	0.58
			pool, 23	0	4.22	13	0.40
Sedlo pod Vozkou 50°09'40"N;17°06'45"E	1305	0.4	pool, 24	0	4.02	22	0.39
			lawn, 25	–13	4.03	15	0.31
Vozka 50°09'30"N;17°06'30"E	1325	8.0	lawn, 26	–14	4.01	25	0.43
			pool, 27	0	4.72	21	1.00
			lawn, 28	–7	4.22	25	0.33
			pool, 29	0	4.14	20	0.52
			pool, 30	0	4.06	24	0.45

by means of subtraction of conductivity caused by H<sup>+</sup> (SjÖRS 1952).

Data on the physico–chemical characteristics and desmid taxa abundances related to the sampling in summer 2008 were analysed by multivariate statistical methods using the programme CANOCO (TER BRAAK

& ŠMILAUER 1998). At first, algological data were analysed by detrended correspondence analysis (DCA). Lengths of gradient indicated, that unimodal ordination methods are less applicable to the data set, so linear methods (PCA, RDA) were then used.

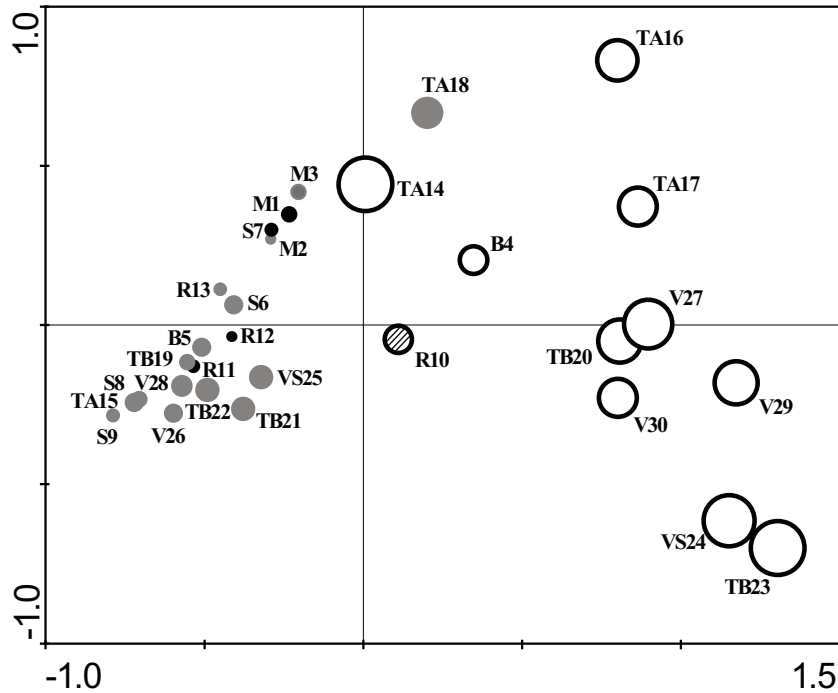


Fig. 2a. PCA diagram of 30 sample plots according to their species composition on the first two ordination axes. The size of symbols correlates with desmid diversity of the respective plots: 4–21 taxa [(Black circles) forest plots, (grey circles) lawns, (white circles) pools, (hatched circle) bog lake; abbreviations of bogs: (B) Barborka, (M) Máj, (R) Rejvíz, (S) Slatě, (TA) Trojmezí A, (TB) Trojmezí B, (V) Vozka, (VS) Sedlo pod Vozkou].

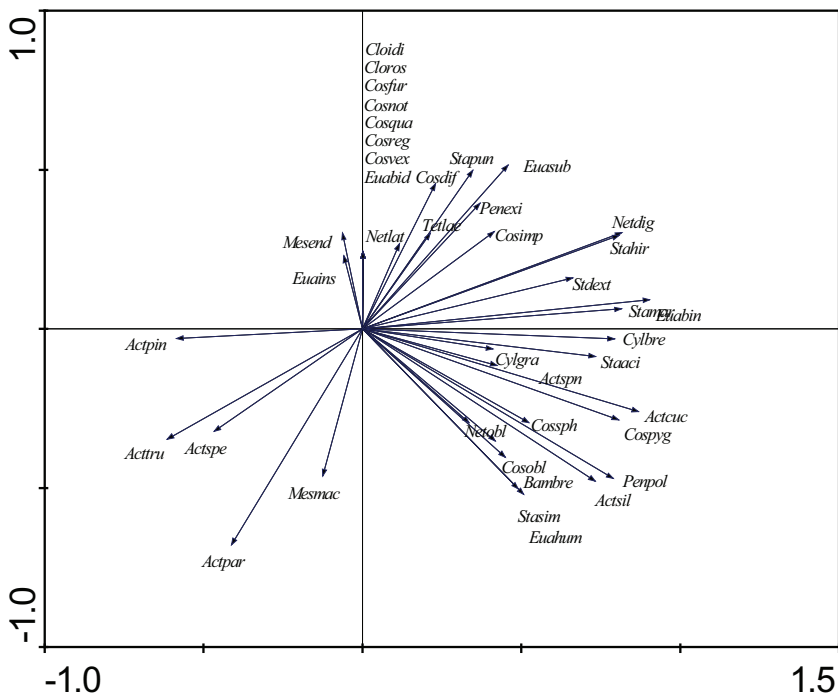


Fig. 2b. PCA diagram showing main trends in desmid distribution among the sample plots. (Positions of the respective plots are given in Fig. 2a.) Only well fitting species are displayed. For the species abbreviations see Table 3.

## Ecological Part

### Results

During our study (2006–2009), altogether 51 desmid taxa (Table 3) were found in eight bog localities of the Jeseníky Mts. Most of them are known as oligotrophic, acidophilic algae. So, their occurrence is fully in accordance with the type of habitats (raised bogs). The most frequent taxa

(found in the most localities) were *Actinotaenium cucurbita*, *A. pinicolum*, *A. silvae-nigrae* var. *parallellum*, *A. cf. truncatum*, *Cosmarium* sp., *Cylindrocystis brebissonii*, *Euastrum binale* var. *gutwinskii*, *Mesotaenium macrococcum*, *Netrium digitus*, *Staurastrum furcatum* var. *aciculiferum* and *S. margaritaceum*. A detailed study of spatial distribution of desmids in relation to environmental characteristics was performed in several steps.

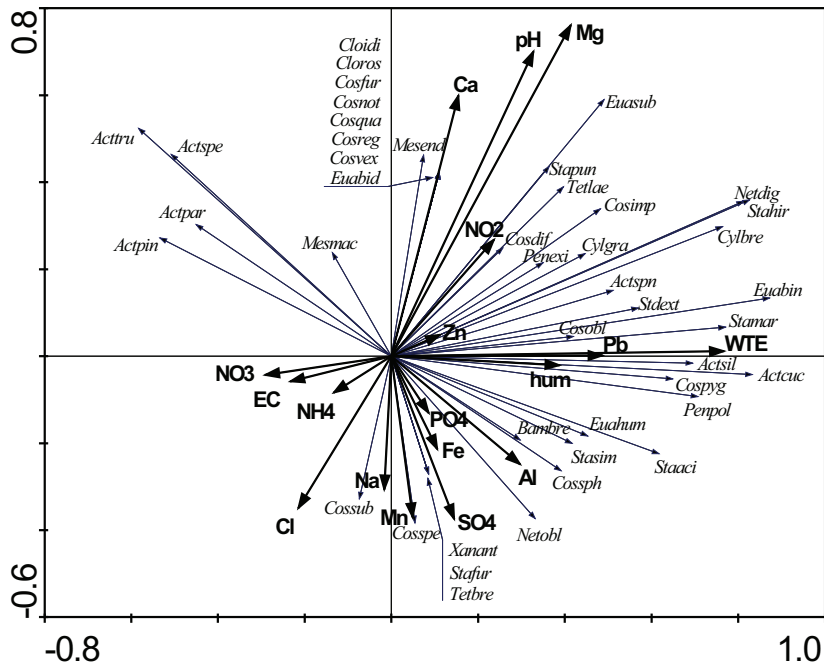


Fig. 3a. RDA diagram showing linear responses of desmid species to environmental gradients [abbreviations of environmental variables: (EC) electric conductivity, (hum) humic substances, (WTE) water table elevation. Only well fitting species are displayed. For the species abbreviations see Table 3].

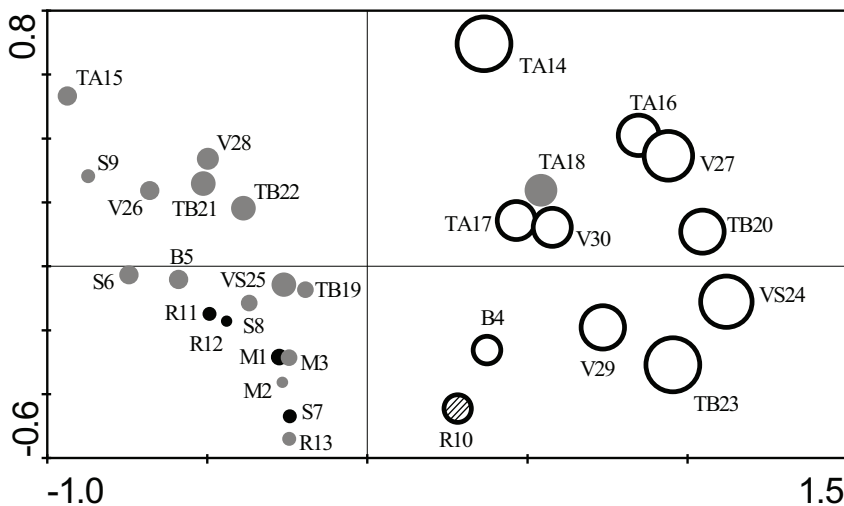


Fig. 3b. RDA ordination of 30 sample plots based on species variation related to environmental gradients. (Positions of the respective vectors and desmid distribution are displayed in Fig. 3a.) The size of symbols correlates with desmid diversity of the respective plots: 4–21 taxa [(Black circles) forest plots, (grey circles) lawns, (white circles) pools, (hatched circle) bog lake; abbreviations of bogs: (B) Barborka, (M) Máj, (R) Rejvíz, (S) Slatě, (TA) Trojmezí A, (TB) Trojmezí B, (V) Vozka, (VS) Sedlo pod Vozkou].

Principal component analysis (PCA) was performed to reveal the overall structure of species data (Figs 2a, b). Along the first ordination axis (reflecting 42% of the entire variability), species composition of sample plots changes primarily with the water table elevation. Relatively dry, species-poor (4–9 desmid taxa) lawns and forests are clearly separated from pools with higher desmid diversity (11–21 taxa). Nevertheless, one lawn plot (TA18) is placed rather in the group of pool-samples. The species composition of TA18 was influenced by intensive waterlogging and by a pool in the immediate vicinity. It was marked by occurrence of desmids that were

often found in bog pools and absent at most of the relatively dry sites (*Euastrum binale* var. *gutwinskii*, *Euastrum subalpinum*, *Netrium digitus*, *Staurastrum hirsutum*). On the contrary, one of the pools (TA14) has a position near the group of lawn-samples. It reflects well the character of this sample plot, which comprised of a small pool with adjacent *Sphagnum* growth, and so combined the typically aquatic desmids with the subatmophytic ones. In the ordination diagram (Fig. 2a), forest plots are scattered among lawn plots suggesting that the presence of a (sparse) tree layer does not cause any substantial changes in desmid assemblages regarding the relatively dry

Table 2. Effects of physico–chemical variables on desmid distribution among the sample plots resulting from the RDA (Monte Carlo test; 499 permutations). Eigenvalue of the first canonical axis ( $\lambda_1$ ), F–ratio values (F) and corresponding probability values (P) are given. Significant P values < 0.02 [abbreviations of physico–chemical variables: (EC) electric conductivity, (hum) humic substances, (WTE) water table elevation].

Marginal effects				Conditional effects			
Variable	$\lambda_1$	P	F	Variable	$\lambda_1$	P	F
WTE	0.23	0.002	8.19	WTE	0.23	0.002	8.19
Mg <sup>2+</sup>	0.12	0.008	3.88	pH	0.08	0.004	3.12
Pb	0.11	0.012	3.40	Pb	0.07	0.002	3.08
pH	0.10	0.014	3.14	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0.05	0.026	2.20
hum	0.07	0.052	2.13	Mg <sup>2+</sup>	0.04	0.100	1.58
Ca <sup>2+</sup>	0.06	0.102	1.75	hum	0.02	0.248	1.26
Al	0.05	0.194	1.40	EC	0.04	0.100	1.62
Cl <sup>-</sup>	0.04	0.288	1.22	Al	0.03	0.212	1.28
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0.04	0.326	1.12	Cl <sup>-</sup>	0.02	0.256	1.24
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.04	0.380	1.04	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0.03	0.240	1.23
EC	0.03	0.396	0.95	Mn	0.02	0.392	1.01
Na <sup>+</sup>	0.03	0.454	0.91	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0.02	0.488	0.92
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0.03	0.492	0.89	Zn	0.01	0.552	0.87
Mn	0.03	0.496	0.85	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0.02	0.648	0.76
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0.03	0.546	0.80	Fe	0.02	0.550	0.85
Zn	0.03	0.552	0.77	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.01	0.860	0.47
Fe	0.02	0.650	0.69	Ca <sup>2+</sup>	0.01	0.864	0.50
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0.02	0.678	0.67	Na <sup>+</sup>	0.01	0.882	0.45

sites. One of the most distinctive plots under the study was the Great Moss Lake (R10) within the Rejvíz bog, harbouring one of the poorest desmid assemblages among the aquatic sites composed of typical acidophilic, oligotrophic taxa. It can probably be related to strong acidity of the water (seasonal decrease in pH to 3.2), and to exceptional character of this aquatic site – large and deep bog lake (blänk). The latter factor can explain e.g. the isolated occurrence of a benthic–planktic desmid *Xanthidium antilopaeum* var. *laeve* (COESEL 1998; ŠTĚPÁNKOVÁ 2010; see also Figs 3a, b).

The redundancy analysis (RDA) was performed to obtain the information about linear response of desmid species to environmental gradients (Figs 3a, b). As explanatory variables, 18 physico–chemical factors were entered (water table elevation, pH, conductivity, humic substances, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>, Cl<sup>-</sup>, Fe, Zn, Mn, Al, Pb, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>). The first canonical axis includes nearly 38% of the

variability in species data and is highly significant (P = 0.004; 499 Monte Carlo permutations). The water table elevation, strongly correlated with the first axis, was confirmed to be the leading factor for desmids distribution (Fig. 3a, Table 2). It reflects the well known fact that the most desmid taxa prefer or require the presence of a water body in the bog environment. This tendency was particularly evident in distribution of *Actinotaenium cucurbita*, *A. silvae–nigrae*, *Cosmarium pygmaeum*, *Euastrum binale* var. *gutwinskii*, *E. subalpinum*, *Netrium digitus*, *Penium polymorphum*, *Staurastrum furcatum* var. *aciculiferum*, *S. hirsutum*, *S. margaritaceum*, *S. punctulatum* and *Stauroidesmus extensus* var. *isthmosus*. On the contrary, just a few desmids (*Actinotaenium pinicolum*, *A. silvae–nigrae* var. *parallellum*, *A. cf. truncatum*, *Actinotaenium* sp.) were most abundant at the relatively dry sites. This species group may seem to slightly correlate with the growing conductivity and NO<sub>3</sub><sup>-</sup> concentration



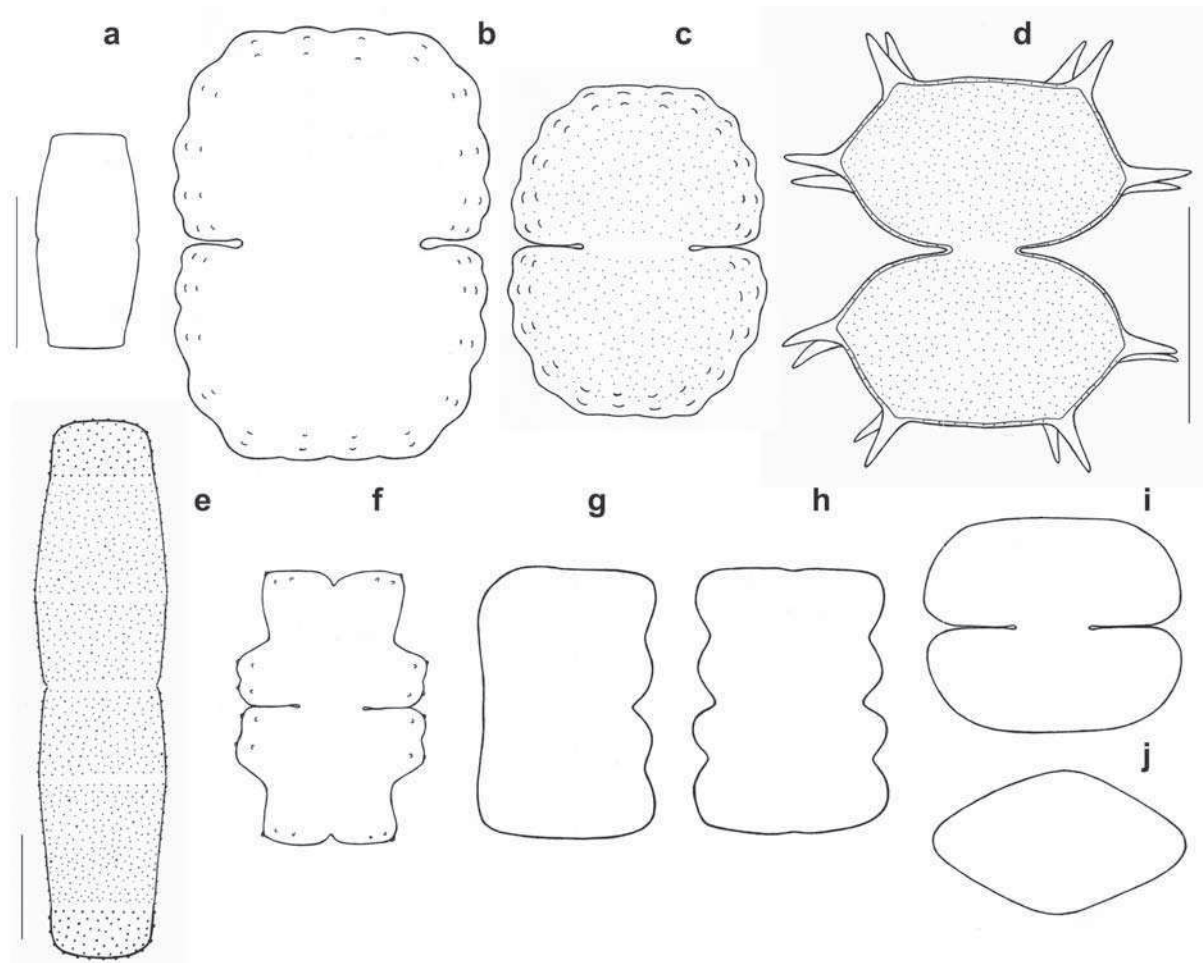


Fig. 4. Remarkable desmid taxa found in the mountain bogs of the Jeseníky Mts: (a) *Actinotaenium pinicolum*; (b) *Cosmarium notabile*; (c) *Cosmarium* cf. *furcatospermum*; (d) *Xanthidium antilopaenum* var. *laeve*; (e) *Penium exiguum*; (f) *Euastrum subalpinum*; (g) *Cosmarium obliquum* cf. var. *taticum*, side view; (h) *Cosmarium obliquum* cf. var. *taticum*, front view; (i) *Cosmarium subquadrans* var. *minor*, front view; (j) *Cosmarium subquadrans* var. *minor*, top view. Scale bar 10  $\mu\text{m}$ , 50  $\mu\text{m}$  (for d).

in the ordination diagram (Fig. 3a), but in fact, it reflects a negative relation to the water content. In Fig. 3b, particular samples (permanent plots) are divided into a lawn/forest group and a group of aquatic sites, following the humidity gradient (the vector position displayed in Fig. 3a). Surprisingly, another variable showing a strong correlation with the first ordination axis was the concentration of Pb. Both marginal and conditional effects of Pb on desmid distribution were evaluated as significant by the RDA (Table 2) and will be discussed below.

The second canonical axis (9% of the species variation) can be interpreted as a simultaneous increase of pH, Ca and Mg, whose vector positions show an intercorrelation in the RDA diagram (Fig. 3a). The effect of pH on desmid distribution was significant (see Table 2). Also Mg had a

considerable influence on species composition of sample plots. However, statistically it only refers to its marginal effect, which is strengthened by correlated variables (above all pH and Ca). In an ordination model with other physico-chemical factors as covariables, the effect of Mg lost its significance (Table 2). Two species groups were distinctly connected with the pH, Ca and Mg increase. (I) The occurrence of *Euastrum bidentatum*, *Cosmarium vexatum*, *C. regnellii*, *C. quadratum*, *C. notabile*, *C. cf. furcatospermum*, *Closterium rostratum*, *Cl. cf. idiosporum* and partially *Mesotaenium endlicherianum* was focused on TA14 (a pool within the Trojmezi A bog) characterized by the highest pH, Ca and Mg values among all sites under the study (Figs 3a, b). (II) *Euastrum subalpinum*, *Staurastrum punctulatum* and *Tetmemorus laevis* displayed a

Table 3. List of desmid taxa recorded in peat bogs of the Jeseníky Mts during the investigation in 2006–2009 [abbreviations of peat bogs: (B) Barborka, (M) Máj, (R) Rejvíz, (S) Slatě, (TA) Trojmezi A, (TB) Trojmezi B, (V) Vozka, (VS) Sedlo pod Vozkou].

Taxon	Abbreviation	Locality
<i>Actinotaenium cucurbita</i> (BRÉB.) TEILING	Actcuc	M, B, R, TA, TB, VS, V
<i>Actinotaenium pinicolum</i> ROSA	Actpin	M, B, S, R, TA, TB, VS, V
<i>Actinotaenium silvae-nigrae</i> var. <i>silvae-nigrae</i> (RABANUS) KOUWETS et COESEL	Actsil	R, TB, VS, V
<i>Actinotaenium silvae-nigrae</i> var. <i>parallelum</i> (KRIEGER) KOUWETS et COESEL	Actpar	M, B, S, R, TA, TB, VS, V
<i>Actinotaenium</i> cf. <i>spinosperrum</i> (JOSHUA) KOUWETS et COESEL	Actspn	TB, VS, V
<i>Actinotaenium</i> cf. <i>truncatum</i> (BRÉB.) TEILING	Acttru	B, S, R, TA, TB, VS, V
<i>Actinotaenium</i> sp.	Actspe	S, TA, TB, V
<i>Bambusina brebissonii</i> KÜTZ. ex KÜTZ.	Bambre	B, TA, TB, V
<i>Closterium</i> cf. <i>idiosporum</i> WEST et G. S. WEST	Cloidi	TA, TB
<i>Closterium rostratum</i> EHRENB. ex RALFS	Cloros	TA
<i>Cosmarium caelatum</i> RALFS	—	V
<i>Cosmarium difficile</i> LÜTKEM.	Cosdif	TA
<i>Cosmarium</i> cf. <i>furcatospermum</i> WEST et G. S. WEST	Cosfur	TA
<i>Cosmarium</i> cf. <i>impressulum</i> var. <i>alpicolum</i> SCHMIDLE	Cosimp	TA, TB, V
<i>Cosmarium notabile</i> BRÉB.	Cosnot	TA
<i>Cosmarium obliquum</i> var. <i>obliquum</i> NORDST.	Cosobl	VS, V
<i>Cosmarium obliquum</i> cf. var. <i>tatricum</i> (GUTW.) KRIEGER et GERLOFF	—	TB, VS, V
<i>Cosmarium pygmaeum</i> ARCHER	Cospyg	B, TA, TB, VS, V
<i>Cosmarium quadratum</i> RALFS ex RALFS	Cosqua	TA
<i>Cosmarium regnellii</i> WILLE	Cosreg	TA
<i>Cosmarium sphagnicolum</i> WEST et G. S. WEST	Cossph	B, TB, V
<i>Cosmarium subquadrans</i> var. <i>minor</i> SYMOENS	Cossub	R
<i>Cosmarium vexatum</i> WEST	Cosvex	TA
<i>Cosmarium</i> sp.	Cosspe	B, S, R, TA, TB, VS, V
<i>Cylindrocystis brebissonii</i> var. <i>brebissonii</i> (MENEH. ex RALFS) DE BARY	Cylbre	M, B, S, R, TA, TB, VS, V
<i>Cylindrocystis gracilis</i> I. HIRN	Cylgra	S, R, TB, V
<i>Euastrum bidentatum</i> NÄGELI	Euabid	TA
<i>Euastrum binale</i> var. <i>gutwinskii</i> (SCHMIDLE) HOMFELD	Euabin	M, B, S, TA, TB, VS, V
<i>Euastrum humerosum</i> RALFS	Euahum	TB, VS
<i>Euastrum insigne</i> HASSALL ex RALFS	Euains	M
<i>Euastrum subalpinum</i> MESSIK.	Euasub	TA, TB, V
<i>Haplotaenium minutum</i> (RALFS) T. BANDO	—	VS
cf. <i>Mesotaenium degreyi</i> TURNER	—	TA, V
<i>Mesotaenium endlicherianum</i> NÄGELI	Mesend	TA, TB, V

Table 3 Cont.

<i>Mesotaenium macrococum</i> (KÜTZ.) ROY et BISSET	Mesmac	S, R, TA, TB, VS, V
<i>Netrium digitus</i> var. <i>digitus</i> (EHRENB. ex BRÉB.) ITZIGS. et ROTH	Netdig	B, S, TA, TB, VS, V
<i>Netrium digitus</i> var. <i>latum</i> HUSTEDT	Netlat	B, TA, TB, VS, V
<i>Netrium oblongum</i> (DE BARY) LÜTKEM.	Netobl	B, R, TB, VS
<i>Penium exiguum</i> WEST	Penexi	TA, TB
<i>Penium polymorphum</i> (PERTY) PERTY	Penpol	TB, VS, V
<i>Staurastrum furcatum</i> var. <i>furcatum</i> (EHRENB. ex RALFS) BRÉB.	Stafur	R, TB
<i>Staurastrum furcatum</i> var. <i>aciculiferum</i> (WEST) COESEL	Staaci	M, B, R, TA, TB, VS, V
<i>Staurastrum hirsutum</i> var. <i>hirsutum</i> (EHRENB.) ex BRÉB. in RALFS	Stahir	TA, TB, VS, V
<i>Staurastrum hirsutum</i> cf. var. <i>muricatum</i> ([BRÉB.] BRÉB. ex RALFS) KURT FÖRST.	—	M
<i>Staurastrum margaritaceum</i> (EHRENB.) MENEGH. ex RALFS	Stamar	M, B, S, R, TA, TB, VS, V
<i>Staurastrum punctulatum</i> BRÉB. ex RALFS	Stapun	TA, V
<i>Staurastrum simonyi</i> HEIMERL	Stasim	TB, VS
<i>Stauroidesmus extensus</i> var. <i>isthmus</i> (HEIMERL) COESEL	Stdext	TA, TB, VS, V
<i>Tetmemorus brebissonii</i> (MENEGH.) RALFS ex RALFS	Tetbre	R
<i>Tetmemorus laevis</i> (KÜTZ.) RALFS	Tetlae	TA, TB, V
<i>Xanthidium antilopaeum</i> var. <i>laeve</i> SCHMIDLE	Xanant	R

similar trend as the species mentioned above, but were found at more sites marked especially by higher Mg concentrations (mostly at the Trojmezí A bog), which is reflected in a deflection of their vectors (Fig. 3a).

After analysis of relationships between the physico-chemical factors and species composition of sample plots, we focused on comparison of whole bog localities. The RDA was used to reveal the similarity/dissimilarity of the eight peat bogs and to detect their distinctive species (not displayed). Locations of sample plots in particular mires were used as explanatory variables but their effect on species composition was not proved to be significant ( $P = 0.056$ ; 499 Monte Carlo permutations). It corresponds well with results of the PCA ordination (Fig. 2a), which showed that desmid assemblages varied much more among different types of sample plots (e.g. lawns, pools) than among particular peat bogs. The location in particular bogs did not substantially influence the desmid flora; the species composition was primarily determined by the microhabitat type and local physico-chemical parameters.

Nevertheless, the RDA enabled to

distinguish two different groups of peat bogs, more or less corresponding with geographic position of these bogs (see Fig. 1).

(a) The species-rich mires (24–33 desmid taxa) of the Šerák–Keprník NNR. They offer more favourable environment for the most desmids: especially several bog pools of various sizes and less acid water ( $\text{pH} > 4$ ). *Actinotaenium silvae-nigrae*, *A. cf. spinospermum*, *Cosmarium cf. impressulum* var. *alpicolum*, *C. obliquum*, *Euastrum subalpinum*, *Mesotaenium endlicherianum*, *Penium polymorphum*, *Staurastrum hirsutum*, *Stauroidesmus extensus* var. *isthmus* and *Tetmemorus laevis* seem to be characteristic for these mires. The analysis of respective desmid assemblages showed the high biological quality of these sites, harbouring several desmids considered to be rare and/or indicative of stable ecosystems (COESEL 1998; ŠTASTNÝ 2010). From this viewpoint, Trojmezí A and Trojmezí B appear to be the most interesting mires, as their nature conservation value reached grade 8 according to COESEL (1998). Especially the Trojmezí A bog can be clearly distinguished from all other mires due to the specific species

composition related to higher pH, Ca and Mg values. Eight desmid taxa (*Euastrum bidentatum*, *Cosmarium vexatum*, *C. regnellii*, *C. quadratum*, *C. notabile*, *C. cf. furcatospermum*, *C. difficile*, *Closterium rostratum*), preferring rather mesotrophic, moderately acid environment, were recorded only at this site in one pool (TA14), as previously shown in the PCA and RDA (Figs 2a, b, 3a, b).

(b) The species-poor bogs (9–16 desmid taxa) of the Praděd and the Rejvíz NNRs. Their low desmid diversity can probably be related to unfavourable values of some of the key factors influencing the species composition. In the case of the mires Máj and Slatě, we primarily consider the lower humidity and a lack of typical bog pools with submerged vegetation. Strong acidity (pH < 4) is most likely the main limiting factor in the Barborka bog and especially in the Rejvíz bog, which is the most acid mire under the study (pH = 3.1–3.8).

The above mentioned comparison of bog localities suggests that particular mires may be rather perceived as complex factors, whose effects on desmid diversity are largely determined by their microtopography and physico-chemical conditions.

## Discussion

Regarding the algological potential of acidic oligo-ombrotrophic mires (COESEL 1998, 2001), we can conclude that raised bogs in the Jeseníky Mts harbour rich and valuable desmid flora. Their desmid diversity is fully comparable with similar habitats in other mountain areas – e.g. the Jizerské hory Mts (ŠTĚPÁNKOVÁ et al. 2008), the Šumava Mts (LEDERER & SOUKUPOVÁ 2002). The most valuable assemblages were found at two bog sites of Trojmezí within the Šerák–Keprník NNR. It may be quite surprising, because they were affected by air dispersion of dolomitic limestone during the treatment of surrounding forests, last time in 1992 (RYBNÍČEK 1997). Till now, it is still obvious on chemism of sample plots within the Trojmezí A (primarily TA14) showing the highest pH, Ca and Mg values among all sites investigated (Table 1). Several remarkable desmids are concentrated here (Figs 3a, b) including taxa which are known to prefer rather mesotrophic, moderately acid environment (RŮŽIČKA 1977, 1981; COESEL 1983, 1985, 1991; LENZENWEGER 2003). So, several

years after the contamination, we can see that the typical oligotrophic desmid flora is still present (or regenerated) at the concerned plots and, moreover, the diversity of desmid assemblages might have become higher as a result of the past limestone treatment.

Another locality we want to discuss is the Rejvíz NNR. It is one of the largest and best preserved bog complexes in the Moravia region with a broad variety of biotopes: raised and transitional bogs, fen and waterlogged meadows, bog spruce and bog pine forests (KOLEKTIV AUTORŮ 2003; ŠAFÁŘ 2003). Despite these characteristics, we found a seemingly low number (16) of desmid taxa here. However, this amount only refers to one investigated part of the vast complex – it was the central raised bog area with the Great Moss Lake, adjacent bog pine stand and one transitional plot. As mentioned above, these sites are characterized by very low pH; moreover, the plots within the bog pine forest may be partially influenced by shading and low water table elevation (to –20 cm). Especially the strong acidity is the limiting factor for many organisms. It is well known that peat bogs with similarly low pH values are often inhabited by a very few desmid taxa (e.g. LEDERER 1999; NOVÁKOVÁ 2003; ŠEJNOHOVÁ et al. 2003). Considering these facts, the 16 desmid taxa is a relatively high number for the central part of the Rejvíz NNR. Some rare and/or ecosystem stability indicating desmids are also involved in this amount. Thus, we think the desmid flora corresponds with the generally pronounced uniqueness and biological value of the locality and desmid diversity of the whole bog complex may be much higher than we found now.

The analysis of desmid distribution in relation to physico-chemical variables surprisingly showed a very weak influence of electric conductivity (Fig. 3a; Table 2). In many studies dealing with desmid (algal) ecology in peat bogs, the effect of conductivity is presented as much stronger and often also more or less negatively correlated with effect of pH (e.g. LEDERER & SOUKUPOVÁ 2002; NOVÁKOVÁ 2005; ŠTĚPÁNKOVÁ et al. 2008). Our finding can be explained by two facts. (I) We analysed conductivity values corrected for the effect of hydrogen ions, i.e. after subtraction of conductivity caused by H<sup>+</sup> (SJÖRS 1952). This correction gives lower values and decreases the correlation with pH. (II) Conductivity values of investigated plots created rather a short gradient – probably insufficient to show the potential effect of

this factor. Thus, in this case, species composition of desmid assemblages was influenced much more by concentrations of particular ions (especially  $Mg^{2+}$ ) than by the electric conductivity (i.e. total amount of dissolved ions).

Among all chemical substances measured and statistically tested, the Pb content appeared as the most important factor influencing the species composition (Fig. 3a; Table 2). However, we should make a comment on this result to prevent the potential overestimation of Pb effect. Concentrations of metallic elements such as Pb, Fe, Mn or Al are known to be highly variable in time and space and dependent on the actual water table elevation (RYBNÍČEK 1997, 2003). Also our measurements show that the Pb content can fluctuate even in a range of several tens  $\mu g.l^{-1}$  during one year at the same plot (unpublished results). As the statistical evaluation by the RDA was related only to the data set derived from the sampling in summer 2008, we can not correctly assess the relationship between Pb and desmid distribution. Thus, further monitoring of this metallic element is required.

Desmid distribution among the investigated plots was related to 18 physico–chemical factors in RDA (Figs 3a, b). This relatively high number of important environmental variables explained just 73% of the species variation. It raises the question, what other factors may participate in the remaining amount of the variation. We particularly think about following: a/ influence of neighbouring sample plots (mentioned previously); b/ phytocenological characteristics (reflecting the successional history of particular plots); c/ factors of island biogeography (especially size and mutual position of the respective bogs). From the list above, we would like to discuss the potential influence of phytocenological characteristics. Within the bogs of the Praděd and the Šerák–Keprník NNRS, RYBNÍČEK (1997) recognized eight basic vegetation types (subassociations) representing a successional series (see Material and methods). It is well known that these vegetation types are correlated with some physico–chemical variables, primarily with water table elevation (RYBNÍČEK 1997) which is a key factor for desmid distribution. We suppose the pure effect of vegetation type was not very strong. But in some cases, it may be a useful tool for explanation of species composition within some investigated plots. The lawn site M3 can serve as a suitable example. In the RDA diagram (Fig. 3b), displaying the plots only

according to the species variation explainable by the physico–chemical factors, this site is placed within the group of other lawns quite clearly. On the contrary, in the PCA diagram (Fig. 2a), where investigated plots were ordered according to the entire species variation, M3 is placed somewhat closer to the group of pools. Moreover, the DCA (not displayed) ordered this plot directly among the pool–samples. Vegetation of M3 classified as *Drepanoclado fluitantis–Caricetum limosae* subas. *sphagnetosum capillifoliae* represents a terminal successional stage of bog pools – after their terrestrialization (RYBNÍČEK 1997). This successional history may be reflected in the species composition of the respective plot, which still retains some features of pools: absence/very rare occurrence of *Actinotaenium silvae–nigrae* var. *parallelum* and *A. pinicolum* (desmids typical for lawns), remnants of *Euastrum insigne*, *Staurastrum furcatum* var. *aciculiferum* and *S. hirsutum* (desmids typical for pools).

## Taxonomical Part

### Results and Discussion

During our study in the Jeseníky Mts, we found several desmid taxa remarkable for their rare occurrence and/or morphological variation. These finds are discussed in the text below.

#### *Actinotaenium pinicolum* ROSA (Fig. 4a)

(L.: 10–20  $\mu m$ , B.: 5–7.5  $\mu m$ )

The species was described for science by ROSA (1959), after being detected among the edaphon in the pine–woods in South Bohemia (Czech Republic). During the following three decades, no other localities were recorded and the species was generally considered very rare in Europe (RŮŽIČKA 1981; COESEL et al. 2006). Later it was found by KOUWETS (1988) in very low numbers in two small desiccating bog–pools in the French Jura. COESEL et al. (2006) recorded it on a dried *Sphagnum* hummock as a new species for the Netherlands. The most recent finds in the Czech Republic were made in several bog–lawns in the Jizerské hory Mts (ŠTĚPÁNKOVÁ et al. 2008).

In the Jeseníky Mts, we recorded the species at all the localities investigated with a distribution pattern suggesting a strong preference for subaerial microhabitats – abundant at *Sphagnum* lawns, rare in pools (Figs 2a, b, 3a), fully corresponding with the finds mentioned

above. Within these populations, a broad morphological variability was displayed. The cell shape and dimensions changed continuously from the typically developed individuals, as presented e.g. in RŮŽIČKA (1981), to very small forms with a somewhat simplified shape. KOUWETS (1988) found only specimens considerably smaller ( $12\text{--}14.5 \times 5.5\text{--}6 \mu\text{m}$ ) than was earlier reported by ROSA (1959) and RŮŽIČKA (1981) ( $16\text{--}23 \times 7\text{--}9 \mu\text{m}$ ). As he studied only bog pools and noted just a few cells, a survey of broader variability was less probable. Now, we have recorded a wider variation range of *Actinotaenium pinicolum* at the same time and place. In the Slatě mire, two individuals were observed forming a globular zygospore with rounded conical protuberances, fitting the description given in RŮŽIČKA (1981).

Besides the discussed area, the desmid was also identified during occasional sampling of the transitional bog Skřítek (the Jeseníky Mts) and a small bog on alpine pasture (Parco Nazionale dello Stelvio, North Italy) (ŠTĚPÁNKOVÁ, unpublished results). Thus, the recent observations support the thought of RŮŽIČKA (1981), that *A. pinicolum* may be a more common element of bog microflora than previously expected.

***Cosmarium* cf. *furcatospermum* WEST & G.S. WEST (Fig. 4c)**

(L.:  $19\text{--}20 \mu\text{m}$ , B.:  $15\text{--}16.5 \mu\text{m}$ )

The species, known mainly from moderately acid, mesotrophic habitats, is rare in central Europe (COESEL 1998; GUTOWSKI & MOLLENHAUER 1996; LENZENWEGER 2003). The database of cyanophytes and algae of the Czech Republic (POULÍČKOVÁ et al. 2004) includes only four historical records of *Cosmarium furcatospermum*, two of them from spring areas in the Jeseníky Mts (RŮŽIČKA 1957; RYBNÍČEK 1958). Recently, it was only reported by ŠTĚPÁNKOVÁ (2010).

We found the species in one sampling plot of the Trojmezí A bog characterized by higher pH, Ca and Mg values (Figs 3a, b; Table 1). Our findings correspond well to the habitat type given e.g. by WURM & KRISAI (1993) as well as to ecological characteristics and drawings presented in LENZENWEGER (1999, 2003). However, slight morphological differences can be detected when comparing these with drawings made by COESEL (1991) or WEST & WEST (1908). Thus, it is possible that there are some inconsistencies in taxonomy of this species in related scientific literature. A review of this problem will be required, including

a detailed study on morphological variation and ecology of the species in question.

***Cosmarium notabile* BRĚB. (Fig. 4b)**

(L.:  $28\text{--}31.5 \mu\text{m}$ , B.:  $20 \mu\text{m}$ )

*Cosmarium notabile* seems to prefer slightly acid, oligo-mesotrophic habitats of sub-aerial character (COESEL 1998; ŠTĚPÁNKOVÁ 2010). It was generally considered very rare in central Europe and often presented only as var. *transiens* INSAM & KRIEGER (COESEL 1991; LENZENWEGER 2003). However, a recent extensive investigation made by ŠTĚPÁNKOVÁ (2010) proved its occurrence at 13 localities within the Czech Republic, suggesting that the species is more wide spread than previously thought. As it primarily inhabits less studied biotopes such as ephemeral pools, ditches or wet rocks, it may be often overlooked (ŠTĚPÁNKOVÁ 2008).

During our study, we repeatedly recorded this alga at the Trojmezí A bog. It was scattered throughout one sampling site (Figs 2a, b) which comprised of a small pool with adjacent *Sphagnum* growth, well corresponding with habitat types mentioned above.

***Cosmarium obliquum* cf. var. *tatricum* (GUTW.) KRIEGER & GERLOFF (Figs 4g, h)**

(L.:  $15\text{--}20 \mu\text{m}$ , B.:  $12.5\text{--}14 \mu\text{m}$ )

The occurrence of this alga has only rarely been reported from Europe, especially from acid oligotrophic mires in montane regions (e.g. JOHN et al. 2002; LENZENWEGER 2003; MARTELLO cf. 2003). Compared with larger individuals ( $25\text{--}29 \times 20\text{--}22 \mu\text{m}$ ) of the more spread type variety, it is characterized by its small cell size ( $11\text{--}12 \times 10\text{--}11 \mu\text{m}$ ), flat truncate apex and more constricted cell-sides (LENZENWEGER 1999).

In the course of our investigation, typical specimens of the nominal variety of *C. obliquum* were collected ( $24\text{--}27.5 \times 21.5\text{--}22.5 \mu\text{m}$ ). Besides these, obviously smaller forms with very slightly concave apex were also encountered – in some cases together with the nominal variety at the same plot, and/or separately. The dimensions (especially length), are somewhat larger than given by LENZENWEGER (1999), but corresponding well to a record from Italy ( $18 \times 16 \mu\text{m}$ ) made by MARTELLO (cf. 2003). Considering the cell size and apex shape, it appears that there exists an intermediate type between nominal var. and var. *tatricum*. This raises the question, that if the variation range of *C. obliquum* may be much broader than usually considered (even as far as var.

*tatricum* is involved) or if true intraspecific taxa really exist, characterised by well distinguished size-categories based e.g. on different ploidy levels (KASAI & ICHIMURA 1987; KOUWETS 1988).

***Cosmarium subquadrans* var. *minor* SYMOENS (Figs 4i, j)**

(L.: 12.5–16.5 µm, B.: 15–19 µm)

COESEL & MEESTERS (2007) regard this alga as very rare in the Netherlands. Judging from its absence on many national check-lists (e.g. GUTOWSKI & MOLLENHAUER 1996; KOSTKEVICIENE et al. 2003; LENZENWEGER 2003), it is probably very rare in whole Europe. Also in the Czech Republic, no historic reports on this taxon are available (POULÍČKOVÁ et al. 2004). Recently, it was found by ŠŤASTNÝ (2010) at a few remarkable bog localities, such as the Swamp Nature Reserve (North Bohemia).

During our study, we repeatedly recorded numerous individuals at a site where the characteristics resemble the environment of the Swamp mire – very acid transitional bog covered with extensive *Sphagnum* growths, adjacent to *Pinus rotundata* stands.

***Euastrum subalpinum* MESSIK. (Fig. 4f)**

(L.: 13–20 µm, B.: 10.5–15 µm)

The species occurs rather rarely or scattered in Europe, especially in moderately acid, mesotrophic wetlands (RŮŽIČKA 1981; COESEL 1985; GUTOWSKI & MOLLENHAUER 1996; KOSTKEVICIENE et al. 2003; LENZENWEGER 2003). Similarly, rather sparse records have been published from the territory of the Czech Republic (RŮŽIČKA 1973; ŠŤASTNÝ 2008, 2009).

In the Jeseníky Mts, *Euastrum subalpinum* was recorded in several shallow pools between the Keprník and the Vozka peaks, where it appears to retain stable populations. A broad morphological variability was observed. Cell dimensions and length/breadth ratio (1.20–1.46) continually changed across the extent of both nominal variety and var. *crassum* MESSIK. as well (compare e.g. with RŮŽIČKA 1981; LENZENWEGER 1996). This data supports the earlier opinion of RŮŽIČKA (1981), that var. *crassum* may just represent a marginal diversion in the frame of the nominal variety (and as such lose its taxonomical relevance).

***Penium exiguum* WEST (Fig. 4e)**

(L.: 31.5–68 µm, B.: 12–12.5 µm)

The species, characteristic of acid, oligotrophic *Sphagnum* bogs, is thought to be scattered or rare in Europe (RŮŽIČKA 1977; COESEL 1982; GUTOWSKI & MOLLENHAUER 1996; KOSTKEVICIENE et al. 2003). Similarly, only a few recent records have been made in the Czech Republic, coming from mire complexes of exceptional biological value: the Břehyně–Pecopala NNR (ŠŤASTNÝ 2005), peat bogs in the Jizerské hory Mts Protected Landscape Area (ŠTĚPÁNKOVÁ et al. 2008) and the Swamp Nature Reserve (ŠŤASTNÝ 2009). The latter author considers the species very rare in the Czech Republic (ŠŤASTNÝ 2010).

We repeatedly found a rich population of *Penium exiguum* in a shallow pool at the Trojmezí A bog. As the above mentioned sites are all localized in north Bohemia, our find can be regarded as the first one in the Moravia region.

***Xanthidium antilopaeum* var. *laeve* SCHMIDLE (Fig. 4d)**

(L.: 70–75 µm, B.: 57.5–62.5 µm)

*Xanthidium antilopaeum* var. *laeve* obviously is much less wide spread in Europe than the type variety of the species (COESEL 1994; GUTOWSKI & MOLLENHAUER 1996; LENZENWEGER 2003). Also in the Czech Republic, it is considered as a rare taxon (POULÍČKOVÁ et al. 2004; ŠŤASTNÝ 2010). It appears well distinguished from the type variety by a widely open sinus, rounded at the top, and by the lack of a middle cell-wall ornamentation (LENZENWEGER 1997).

In the Jeseníky Mts, we recorded the taxon only in the shore-zone of the very acid lake at the Rejvíz bog (Figs 3a, b). Within the population, a remarkable variability of cell-wall sculpture was noticed repeatedly, in different seasons. Besides the typical smooth-surfaced individuals, a large number of specimens were bearing a distinct node (looking like a strong reduced spine) in the semicell-centre.

## Conclusions

During our study, a remarkably broad morphological variation was observed within several desmid populations. Besides some examples discussed above, it also refers to several other taxa. On the one hand, some species (e.g. *Euastrum subalpinum*, *Netrium digitus*,

*Staurastrum furcatum*) showed broad continuous variation including morphotypes which have been traditionally presented as separate varieties or even species. It corresponds well with critical opinion of other authors (e.g. RŮŽIČKA 1977; KOUWETS 1988; COESEL & KRIENITZ 2008) that many redundant desmid taxa were described on the basis of only one or a very few specimens. Then, excessive taxonomical value was attached to small morphological differences or anomalies without detailed knowledge of phenotypic variation in concerned species. On the other hand, we also found some examples of discontinuous variation in the frame of some taxa: well distinguished size-categories (*Cosmarium obliquum*); developing of extra spines (*Xanthidium antilopaeum* var. *laeve*); different degrees of radiation (bi- and triradiate forms of *Cosmarium pygmaeum* and *C. sphagnicolum*). If such morphological differences become fixed genetically and maintained in stable populations, they can be classified as true separate taxa (e.g. varieties) as thinks KOUWETS (1988).

In many aspects, our findings closely resemble the observations made by KOUWETS (1988) in mountain bogs in the French Jura. He states broad morphological variation may be induced by extreme environmental factors: in shallow bog pools, algae are exposed to periodical dessication, sharp temperature fluctuations and high UV radiation. It is probable that such conditions stimulate microevolutionary processes. Various mutations, like changes in ploidy level, may be induced more frequently here and then be reflected in the discontinuous morphological variation within the concerned taxa as mentioned above. COESEL & KRIENITZ (2008) pointed out that desmids are haploid organisms, so most mutations are immediately expressed in the phenotype and their predominant clonal reproduction may readily result in the formation of microspecies. From this viewpoint, shallow periodical bog pools in mountain (especially alpine) areas, where the UV radiation is stronger, might be considered as examples of an „evolutionary soup“.

#### Acknowledgement

We are grateful to Mgr. Martin Kočí, Ph.D. for leading the field works in the Jeseníky Mts, to Doc. Mgr. Michal Hájek, Ph.D. and Mgr. Kateřina Kintrová, Ph.D. (MU Brno) for providing some ecological data. We also would like to thank to the editorial consultant for his valuable comments on our manuscript and to Mgr. Steven Morris for english language corrections. Our

research was supported by projects GACR 206/08/0389 and PdF\_2011\_047 and PrF\_2011\_003.

#### References

- BEZDĚK, A.; JAROŠ, J. & SPITZER, K. (2006): Spatial distribution of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and moths (Lepidoptera) in the Mrtvý luh bog, Šumava Mts (Central Europe): a test of habitat island community. – *Biodivers. Conserv.* 15: 395–409.
- CHARMAN, D.J. (2002): Peatlands and environmental change. – 301 pp., John Wiley & Sons Ltd., Chichester.
- COESEL, P.F.M. (1982): De Desmidiaceen van Nederland, Deel 1, Fam. Mesotaeniaceae, Gonatozygaceae, Peniaceae. – 33 pp., KNNV, Hoogwoud.
- COESEL, P.F.M. (1983): De Desmidiaceen van Nederland – Sieralgen, Deel 2, Fam. Closteriaceae. – 50 pp., Wetenschappelijke Mededelingen KNNV, Hoogwoud.
- COESEL, P.F.M. (1985): De Desmidiaceen van Nederland, Deel 3, Fam. Desmidiaceae 1. – 70 pp., KNNV, Hoogwoud.
- COESEL, P.F.M. (1991): De Desmidiaceen van Nederland, Deel 4, Fam. Desmidiaceae 2. – 89 pp., Stichting Uitgeverij KNNV, Utrecht.
- COESEL, P.F.M. (1994): De Desmidiaceen van Nederland, Deel 5, Fam. Desmidiaceae 3. – 53 pp., Stichting Uitgeverij KNNV, Utrecht.
- COESEL, P.F.M. (1997): De Desmidiaceen van Nederland, Deel 6, Fam. Desmidiaceae 4. – 93 pp., Stichting Uitgeverij KNNV, Utrecht.
- COESEL, P.F.M. (1998): Sieralgen en Natuurwaarden. – 56 pp., Stichting Uitgeverij KNNV, Utrecht.
- COESEL, P.F.M. (2001): A method for quantifying conservation value in lentic freshwater habitats using desmids as indicator organisms. – *Biodivers. Conserv.* 10: 177–187.
- COESEL, P.F.M. (2003): Desmid flora data as a tool in conservation management of Dutch freshwater wetlands. – *Biologia* 58: 717–722.
- COESEL, P.F.M. & KRIENITZ, L. (2008): Diversity and geographic distribution of desmids and other coccoid green algae. – *Biodivers. Conserv.* 17: 381–392.
- COESEL, P.F.M.; MEESTERS, K.J. & SCHULP, H.H.F. (2006): Subatmofytische sieralgsoorten, nieuw voor de Nederlandse flora. – *Gorteria* 31: 137–141.
- COESEL, P.F.M. & MEESTERS, K.J. (2007): Desmids of the Lowlands. Mesotaeniaceae and Desmidiaceae of the European Lowlands. – 351 pp., KNNV Publishing, Zeist.
- FISCHER, R. (1924): Oekologische Skizzen zur Algenflora des mähr.-schles. Gesenkes. –



- Schriften für Süßwasser- und Meereskunde 7: 1–20.
- FISCHER, R. (1925): Oekologische Abhandlung zur Algenflora des mähr.-schles. Gesenkes. – Verhandlungen des naturforschenden Vereines in Brünn 59: 3–11.
- GUTOWSKI, A. & MOLLENHAUER, D. (1996): Rote Liste der Zieralgen (Desmidiaceae) Deutschlands. – In: LUDWIG, G. & SCHNITTLER, M. (eds): Rote Liste Gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde 28. – pp. 679–708, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- JOHN, D.M.; WHITTON, B.A. & BROOK A.J. (eds) (2002): The Freshwater Algal Flora of the British Isles: An Identification Guide to Freshwater and Terrestrial Algae. – 697 pp., Cambridge University Press, Cambridge.
- KASAI, F. & ICHIMURA, T. (1987): Stable diploids from intragroup zygosporangia of *Closterium ehrenbergii* MENEGH. (Conjugatophyceae). – J. Phycol. 23: 344–351.
- KOLEKTIV AUTORŮ (2003): Plán péče o Chráněnou krajinnou oblast Jeseníky na období 2003–2013, Rozborová část. – 198 pp., Správa CHKO Jeseníky, Jeseník.
- KOSTKEVICIENE, J.; BRISKAITE, R.; BAKUNAITE, J. & JAKIMAVICIUTE, I. (2003): Desmids (Chlorophyta, Desmidiaceae) from Lithuania. – Biologia 58: 685–695.
- KOUWETS, F.A.C. (1988): Remarkable forms in the desmid flora of a small mountain bog in the French Jura. – Cryptogamie, Algologie 9: 289–309.
- LEDERER, F. (1999): Algal flora of the Červené blato peat bog (Třeboň Basin, Czech Republic). – Preslia 70: 303–311.
- LEDERER, F. & SOUKUPOVÁ, L. (2002): Biodiversity and ecology of algae in mountain bogs (Bohemian Forest, Central Europe). – Algological Studies 106: 151–183.
- LENZENWEGER, R. (1996): Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 1. – 162 pp., J. Cramer, Stuttgart.
- LENZENWEGER, R. (1997): Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 2. – 216 pp., J. Cramer, Stuttgart.
- LENZENWEGER, R. (1999): Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 3. – 218 pp., J. Cramer, Stuttgart.
- LENZENWEGER, R. (2003): Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 4. – 87 pp., J. Cramer, Stuttgart.
- LHOTSKÝ, O. (1949): Poznámka k floře Desmidiaceí Hrubého Jeseníku. – Časopis Vlasteneckého spolku musejního v Olomouci 58: 149–155.
- MARTELLO, G.V. (2003): Ricerche desmidiologiche nell' Altopiano del Cansiglio: Il Lamaraz. – 10 pp. (available at [http://digilander.libero.it/desmids/desmidiaceae/pdf\\_scaricabili/lmz\\_testo.PDF](http://digilander.libero.it/desmids/desmidiaceae/pdf_scaricabili/lmz_testo.PDF)).
- MITCHELL, E.A.D.; CHARMAN, D.J. & WARNER, B.G. (2008): Testate amoebae analysis in ecological and paleoecological studies of wetlands: past, present and future. – Biodivers. Conserv. 17: 2115–2137.
- NOVÁKOVÁ, S. (2003): Algoflóra rašelinišť Českosaského Švýcarska. – Czech Phycology 3: 71–78.
- NOVÁKOVÁ, S. (2005): Comparison of the algal flora in subalpine and montane mires in the Krkonoše Mts (the Giant Mts; Czech Republic). – Czech Phycology 5: 57–68.
- POULÍČKOVÁ, A.; LHOTSKÝ, O. & DŘÍMALOVÁ, D. (2004): Prodrómus sinic a řas ČR. – Czech Phycology 4: 19–33.
- ROSA, K. (1959): *Actinotaenium pinicolum* species nova. – Preslia 31: 377–380.
- RŮŽIČKA, J. (1957): Krásivky z pramenišť na Malém Dědu (Hrubý Jeseník). – Časopis Slezského Musea 6: 108–121.
- RŮŽIČKA, J. (1973): Die Zieralgen des Naturschutzgebietes „Řezabinec“ (Südböhmen). – Preslia 45: 193–241.
- RŮŽIČKA, J. (1977): Die Desmidiaceen Mitteleuropas, Band 1, 1. Lieferung. – 291 pp., E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- RŮŽIČKA, J. (1981): Die Desmidiaceen Mitteleuropas, Band 1, 2. Lieferung. – pp. 292–736, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- RYBNÍČEK, K. (1958): Krásivky pramené oblasti Branné v Hrubém Jeseníku. – Přírodov. sbor. Ostravského kraje 19: 97–122.
- RYBNÍČEK, K. (1997): Monitorování vegetačních a stanovištních poměrů hřebenových rašelinišť Hrubého Jeseníku – výchozí stav. – Příroda 11: 53–56.
- RYBNÍČEK, K. (2003): Sledování stanovištních a vegetačních změn na rašeliništích Jizerských hor a Jeseníků (Monitoring of habitat and vegetation changes in the Jizerské hory and Jeseníky Mts.). – In: PIVNÍČKOVÁ, M. (ed.): Sborník dílčích zpráv z grantového projektu VaV 610/10/00 „Vliv hospodářských zásahů na změnu v biologické rozmanitosti ve zvláště chráněných územích“. Příroda, suplementum. – pp. 151–154, Praha.
- SJÖRS, H. (1952): On the relation between vegetation and electrolytes in north Swedish mire waters. – Oikos 2: 241–258.
- ŠAFÁŘ, J. (ed.) (2003): Olomoucko. – 454 pp., Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha; EkoCentrum, Brno.
- ŠEJNOHOVÁ, L.; ŠKALOU, P.; NEUSTUPA, J.; NOVÁKOVÁ, S.; ŘEZAČOVÁ, M. & OŠLEJŠKOVÁ, L. (2003):

- Řasy a sinice z rašelinišť, vodních toků, nádrží a aerických biotopů jižní Šumavy. – *Czech Phycology* 3: 41–52.
- ŠTĚPÁNKOVÁ, J. (2005): Diverzita a ekologie krásivek ve vybraných oblastech České republiky. – 83 pp., Dipl. Thesis, Charles University, Faculty of Science, Prague.
- ŠTĚPÁNKOVÁ, J. (2008): Desmids from ephemeral pools and aerophytic habitats from the Czech Republic. – *Biologia* 63: 888 – 894.
- ŠTĚPÁNKOVÁ, J. (2009): The desmids of the Swamp Nature Reserve (North Bohemia, Czech Republic) and a small neighbouring bog: species composition and ecological condition of both sites. – *Fottea* 9: 135–148.
- ŠTĚPÁNKOVÁ, J. (2010): Desmids (Conjugatophyceae, Viridiplantae) from the Czech Republic; new and rare taxa, distribution, ecology. – *Fottea* 10: 1–74.
- ŠTĚPÁNKOVÁ, J.; VAVRUŠKOVÁ, J.; HAŠLER, P.; MAZALOVÁ, P. & POULÍČKOVÁ, A. (2008): Diversity and ecology of desmids of peat bogs in the Jizerské hory Mts. – *Biologia* 63: 891–896.
- TER BRAAK, C.J.F. & ŠMILAUER, P. (1998): *Canoco references manual and user's guide to Canoco for Windows*. – 353 pp., Centre of Biometry, Wageningen.
- WEST, W. & WEST, G.S. (1908): *A Monograph of the British Desmidiaceae*, Vol. III. – 274 pp., The Ray Society, London.
- WURM, E. & KRISAI, R. (1993): Schrenkenbühelmoos und Konradenmoos, zwei Fichtenmoore in den östlichen Zentralalpen. – *Mitt. Abt. Bot. Landesmus. Joanneum Graz* 21/22: 55–94.

---

© *Czech Phycological Society* (2012)

Received May 1, 2011

Accepted September 20, 2011

Príspevek III.

*Epipellic cyanobacteria and algae: a case study  
from Czech ponds*

HAŠLER, P., ŠTĚPÁNKOVÁ, J., ŠPAČKOVÁ, J., NEUSTUPA, J., KITNER, M.,  
HEKERA, P., VESELÁ, J., BURIAN, J. & POULÍČKOVÁ, A.

Fottea (2008) 8 (2): 133–146

## Epipellic cyanobacteria and algae: a case study from Czech ponds

Petr HAŠLER<sup>1</sup>, Jana ŠTĚPÁNKOVÁ<sup>1</sup>, Jana ŠPAČKOVÁ<sup>1</sup>, Jiří NEUSTUPA<sup>2</sup>, Miloslav KITNER<sup>1</sup>, Petr HEKERA<sup>3</sup>, Jana VESELÁ<sup>2</sup>, Jaroslav BURIAN<sup>4</sup> & Aloisie POULÍČKOVÁ<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Department of Botany, Faculty of Science, Palacký University, Svobody 26, CZ-771 46 Olomouc, Czech Republic; e-mail: petr.hasler@upol.cz, aloisie.poulickova@upol.cz

<sup>2</sup> Department of Botany, Faculty of Science, Charles University, Benátská 2, CZ-128 01 Prague 2, Czech Republic

<sup>3</sup> Department of Ecology, Faculty of Science, Palacký University, Šlechtitelů 11, CZ-783 71 Olomouc, Czech Republic

<sup>4</sup> Department of Geoinformatics, Faculty of Science, Palacký University, Svobody 26, CZ-771 46 Olomouc, Czech Republic

**Abstract:** The present paper focuses on the epipellic cyanobacteria and algae (particularly desmids). Altogether 45 sediment samples were taken at ponds covering a pH/conductivity and trophic gradients. Statistic evaluation based on environmental variables measured, divided localities into four major groups differing also by sediment quality and its algal flora. Altogether 39 cyanobacterial species were found including sedimented planktic or litoral forms, with prevalence of motile filamentous genera (*Komvophoron*, *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Pseudanabaena*). Although, the majority of 42 desmid taxa belongs to commonly occurring species with a wide ecological amplitude, several remarkable taxa occurred mostly at oligo/dystrophic sites with sandy sediments. The highest species richness of euglenophytes was found on the muddy sediments (both oxygenated and anoxic). Other epipellic organisms were represented by *Gymnodinium aeruginosum*, *Paulinella chromatophora* and various protozoa, feeding on epipellic algae (*Amoeba*, *Urceolus cyclostomus*).

**Key words:** epipellic, cyanobacteria, desmids, ecology

### Introduction

Epipellic algae can perform a range of ecosystem functions, that include biostabilisation of sediments, regulation of benthic-pelagic nutrient cycling, and primary production. There is a growing need to understand their ecological role in light of current and future alterations in sediment loading resulting from land-use change and land management practices (POULÍČKOVÁ et al. 2008a). The study of epipellic (cyanobacteria and eukaryotic algae that live on or in association with fine-grained substrata) algal ecology was pioneered within freshwater habitats by ROUND (1953, 1957, 1961, 1972). However, interest did not develop to the same extent as in other important areas of freshwater research, most prominently the study of eutrophication and phytoplankton ecology. Lake/pond sediments differ in structure, chemical composition and in inhabiting organisms. Freshwater epipellic assemblages are mainly dominated by diatoms, cyanobacteria,

euglenophytes, cryptophytes, dinophytes and chlorophytes, particularly by motile forms (LYSÁKOVÁ et al. 2007, POULÍČKOVÁ et al. 2008a).

Motility seems to be a common feature of most autochthonous epipellic cyanobacteria and algae allowing them to migrate vertically within sediments (ROUND & EATON 1966, HAPPEY-WOOD 1988). In addition, resting stages and settled cells of planktic algae (allochthonous part of benthic assemblages) can be found on the bottom (SICKO-GOAD et al. 1989, BELMONTE et al. 1997). The bottom sediment is an important source of nutrients, their cycles strongly depend on microorganisms inhabiting bottom anaerobic/aerobic microhabitats (LOCK et al. 1984, PAERL 1990).

The microorganisms distribution on the lake/pond bottom is influenced by environmental variables, particularly temperature, oxygen, light, chemical gradients (BURKHOLDER 1996, POULÍČKOVÁ et al. 2008a).

Although epipellic diatoms represent a model

assemblage for studies on reproductive biology, cryptic speciation and geographic biodiversity (MANN & DROOP 1996, MANN 1999, MANN et al. 1999, LYSÁKOVÁ et al. 2007, MANN et al. 2008, POULÍČKOVÁ et al. 2008b), except for the studies by ROUND (1959, 1961, 1972) epipellic cyanobacteria and algae have been largely overlooked.

The present study focuses on diversity of epipellic cyanobacterial and algal (particularly desmid) flora of the Czech Republic in relation to selected environmental variables.

## Methods

Altogether 45 sediment samples were taken in May 2007 at sites (Fig. 1., Table 1), covering a pH/conductivity and trophic gradients (from dystrophic/oligo-mesotrophic to alkaline, eutrophic/hypertrophic ponds).

Samples were taken using a glass tube as described by ROUND (1953). The mud-water samples were poured out into plastic boxes and allowed to stand in the dark for at least 5 h. Then the supernatant was removed by suction and the mud covered with lens tissue. In response to the continuous illumination provided, epipellic algae moved up through the lens tissue and attached themselves to cover slips placed on top. These were removed at intervals and either

examined immediately, or used for isolation (by streaking) on agar plates, or incubated in (1) Zehnder medium (STAUB 1961) and (2) Bristol-Bold medium (BOLD 1949). Incubated cover slips and cultures were maintained at 18 °C under cool-white fluorescent lights (irradiation of 20  $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ) with 12 h light per day.

Environmental variables (temperature, pH, conductivity) were measured *in situ* using instruments from the WTW company (Wissenschaftlich-Technische Werkstätten GmbH, Weilheim, Germany), transparency was measured *in situ* using a Secchi disc. Nutrient and chlorophyll-a concentration were analysed following standard methods (VERNON 1960, HEKERA 1999).

Photomicrography was carried out using a Zeiss Axioimager with a Zeiss AxioCam HRC digital camera (images captured and managed via Imaging Associates/Zeiss Axiovision Version 4.5 imaging software). Bright field (BF) or differential interference contrast (DIC) optics were used at  $\times 100$  (planapochromat lenses, nominal numerical aperture 1.32 or 1.4).

Hierarchical clustering analysis was carried out with the environmental variables (Ward's method, NCSS software).

## Results

### The ecological evaluation of investigated ponds

Statistic evaluation based on environmental

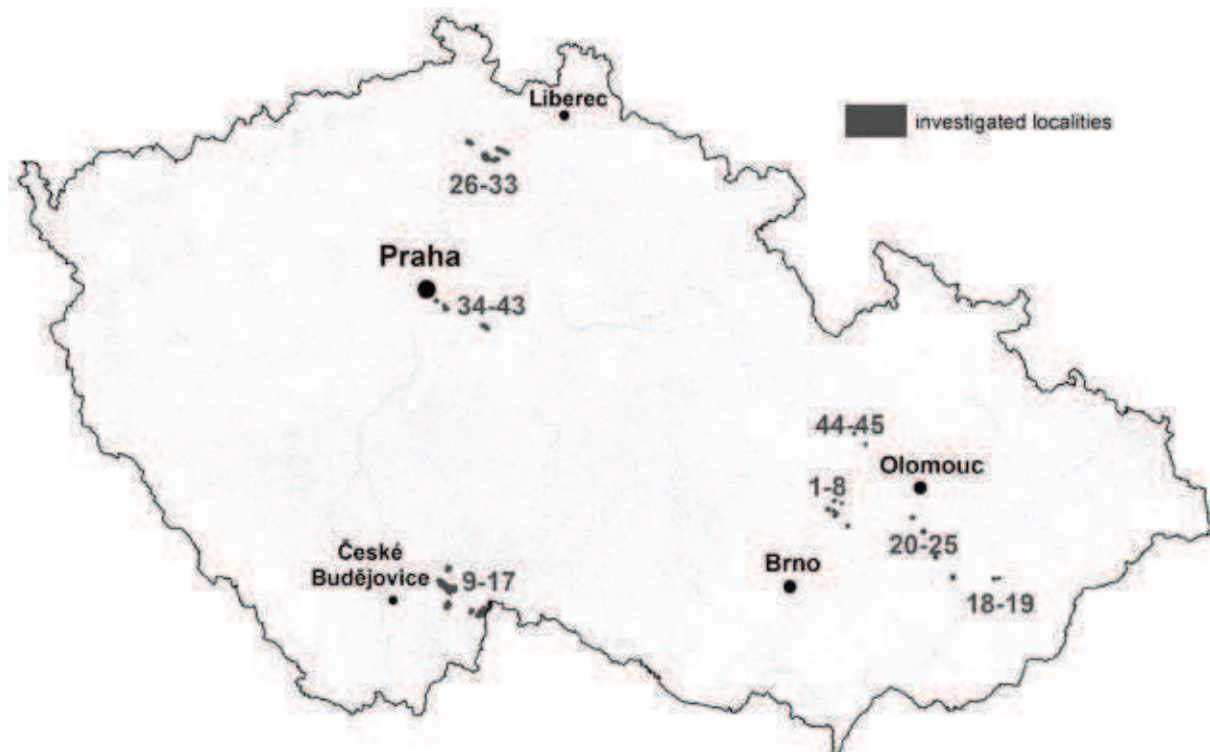


Fig. 1. Map of investigated localities in the Czech Republic. For detail description see Table 1.

variables measured (Table 1), divided localities into four major groups (Fig. 2). Group no. I. includes ponds with low conductivity (below  $300 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), high pH (usually above 9) and the highest concentration of total nitrogen from all samples. Bottom sediments of these localities (Buková, Drahany, Protivanov) can be characterized by medium-high proportion of sand grains (sandy-muddy). Group no. II. includes sites (e.g. Hamerský, Louňovický, Vrah, Hrdibořice, Tovačov, Záhlinice) characterized by high conductivity (usually above  $500 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), slightly alkaline pH (7.5–8.5) and low nitrogen concentration (usually  $2\text{--}2.5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ). The sediments contained a black surface layer of detritus and organic material. Group no. III. includes oligo/dystrophic ponds (Břehyňský, Strážovský, Pavlov, U třech krátkých) with low conductivity and pH (see Table 1). The collected sediments were usually sandy with a very low portion of decomposing organic

material. Group no. IV. mostly included eutrophic ponds with muddy or muddy-sandy sediments (Rožmberk, Starý kanclář, Velký Tisý, Bezedník) with very low conductivity (below  $200 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), alkaline pH (above 8) and very low N/P ratio.

#### Occurrence of cyanobacteria

Cyanobacteria formed an important part within the epipelon. Altogether 39 species were found including sedimented planktonic or littoral species (Table 2, Figs 3–16), with prevalence of motile filamentous forms. We noticed differences in species richness and abundance of cyanobacteria among sampling sites, the highest being at sites with sandy-muddy sediments (groups No. IV., pond Bezedník, Horní Ves), in contrast to uniform substrate (only sandy/muddy; group No. I., pond Protivanov). Sites with anoxic muddy sediments (group No. II., pond Vrah) were poorly colonised.

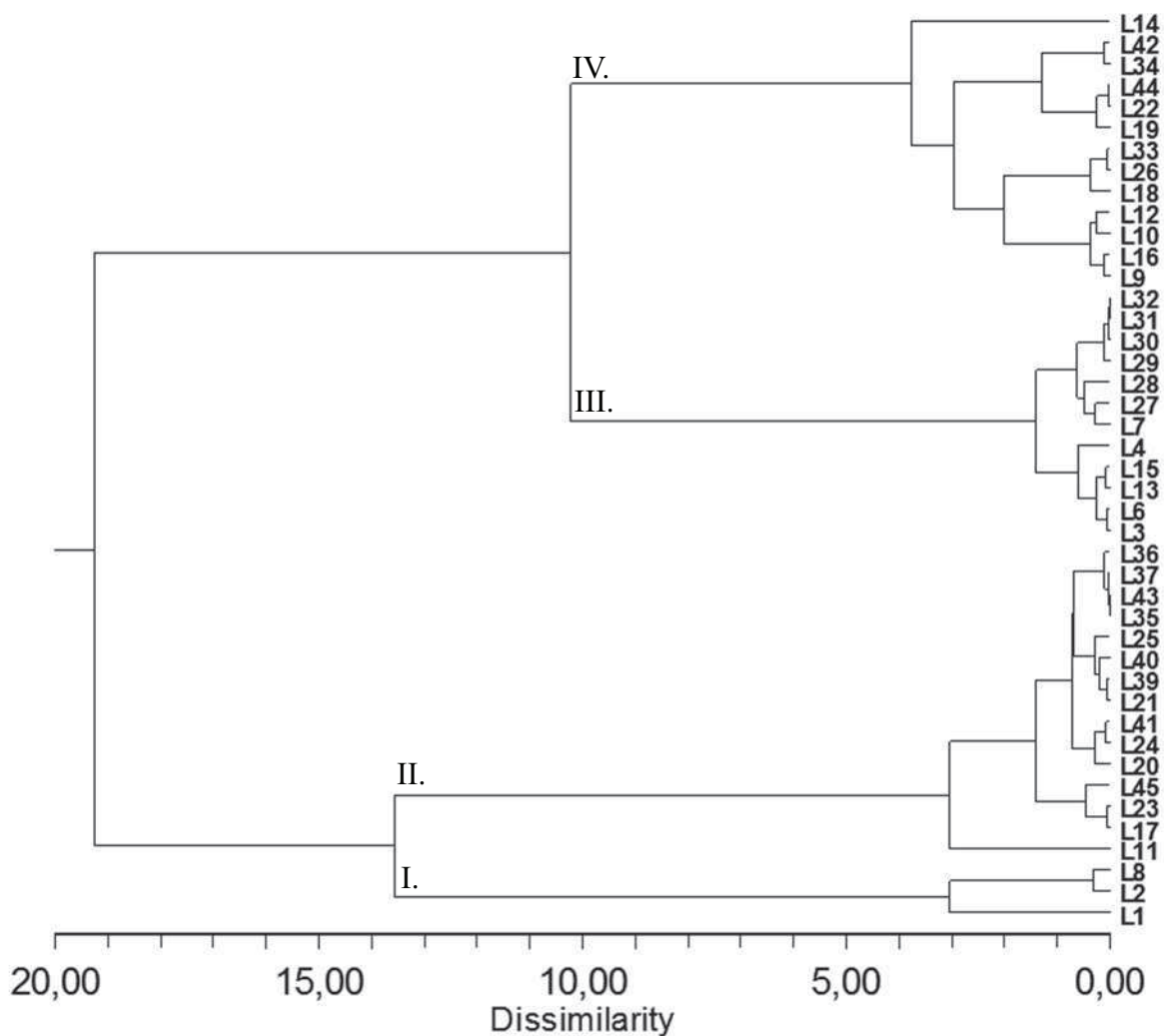


Fig. 2. Hierarchical clustering analysis of the investigated localities, based on the environmental variables (Ward's method).

Table 1. Measured environmental variables (Alt – altitude in m.a.s.l., Shad – shading by surrounding vegetation in %, Temp – temperature in °C, Cond – conductivity in  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , Trans – transparency in cm,  $\text{N}_{\text{tot}}$  – total nitrogen in  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ,  $\text{P}_{\text{tot}}$  – total phosphorus in  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ , Alk – alkalinity in  $\mu\text{mol}$ , Si – silica in  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ , Chl-*a* – chlorophyll a concentration in  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ).

No.	Locality	GPS	Alt	Shad	Temp	Cond	pH	Trans	$\text{N}_{\text{tot}}$	$\text{P}_{\text{tot}}$	Alk	Si	Chl- <i>a</i>
L1	Drahany	N 49;25;54;8 E 16;52;34;9	380	0	14.1	195	7.38	120	6.5	0.13	0.29	3.488	16.12
L2	Protivanov	N 49;28;12;2 E 16;48;41;7	615	0	13.4	201	9.93	240	6.5	0.16	0.29	3.085	6.38
L3	Obora	N 49;27;44;3 E 16;47;54;9	610	10	14.0	175	7.50	270	0.8	0.12	0.27	4.907	3.78
L4	U 3 krátkých	N 49;28;47;5 E 16;47;35;0	610	50	11.7	112	6.76	220	0.3	0.21	0.20	6.616	5.53
L5	Suchý 1	N 49;28;52;5 E 16;45;49;5	673	0	14.9	290	10.90	40	5.9	0.62	0.98	2.409	265.47
L6	Suchý 2	N 49;28;54;5 E 16;45;40;2	674	0	15.0	125	7.82	130	0.9	0.09	0.13	2.042	6.17
L7	Pavlov	N 49;30;57;7 E 16;47;23;6	680	30	14.7	200	7.28	140	1.9	0.06	0.51	2.986	9.40
L8	Buková	N 49;30;39;4 E 16;49;51;4	630	0	16.7	181	9.41	50	5.1	0.16	0.47	1.680	32.84
L9	Naděje	N 49;07;07;7 E 14;44;31;3	430	80	16.8	220	8.89	75	0.7	0.24	5.68	0.888	10.68
L10	Velký Tisý	N 49;04;04;2 E 14;42;25;6	429	0	15.3	245	8.33	190	0.5	0.23	3.00	1.730	45.01
L11	Malý Tisý	N 49;03;13;8 E 14;44;57;0	435	10	16.8	245	8.18	35	3.0	0.69	4.00	1.333	70.40
L12	Rožmberk	N 49;02;53;3 E 14;45;43;6	441	20	17.5	205	8.59	85	1.9	0.28	2.10	2.880	29.95
L13	Opatovický	N 48;59;13;9 E 14;46;43;4	445	50	17.4	215	7.60	55	1.1	0.24	2.62	0.922	34.06
L14	Starý kanclíř	N 48;58;05;6 E 14;53;43;6	455	40	18.9	165	10.38	35	1.8	0.39	2.52	0.532	140.49
L15	Hejtman	N 48;57;32;4 E 14;56;20;8	469	0	23.4	132	7.65	110	0.4	0.19	0.85	0.376	19.26
L16	Staňkov	N 48;58;31;9 E 14;57;26;7	483	0	19.5	133	9.16	80	1.0	0.15	1.02	0.964	25.79
L17	Špačkov	N 48;58;31;9 E 14;57;26;7	483	10	18.2	188	7.76	25	2.4	0.39	3.33	2.127	66.19
L18	Bezedník	N 49;17;58;2 E 17;43;35;1	323	50	13.9	461	9.10	200	0.1	0.13	4.13	1.906	4.05
L19	Horní Ves	N 49;17;45;0 E 17;42;03;7	316	10	15.3	429	8.10	120	0.9	0.16	8.87	3.168	9.34
L20	Záhlinice 1	N 49;17;14;6 E 17;28;41;1	198	0	15.7	670	7.93	30	3.3	0.38	2.88	2.982	69.00
L21	Záhlinice 2	N 49;17;14;6 E 17;28;41;1	198	10	16.0	770	7.78	40	1.7	0.35	3.54	2.525	88.13
L22	Chropyně	N 49;21;25;4 E 17;22;14;1	207	50	15.5	422	7.68	80	1.5	0.24	2.44	1.932	28.02

Table 1 Cont.

No.	Locality	GPS											
			Alt	Shad	Temp	Cond	pH	Trans	N <sub>tot</sub>	P <sub>tot</sub>	Alk	Si	Chl- <i>a</i>
L23	Tovačov	N 49;26;06;8 E 17;17;35;6	206	50	15.9	267	7.38	25	2.3	0.39	1.29	3.510	97.52
L24	Hrdibořice 1	N 49;28;56;1 E 17;13;31;2	213	50	16.1	726	7.94	40	1.9	0.44	5.37	2.467	64.38
L25	Hrdibořice 2	N 49;28;56;1 E 17;13;31;2	213	10	17.5	729	8.00	40	1.5	0.20	5.01	2.276	37.48
L26	Máchovo lake	N 503434,4 E 14;39;00;0	266	0	15.9	303	8.70	40	1.3	0.02	1.96	1.599	11.20
L27	Břehyňský	N 50;34;32;9 E 14;41;35;7	266	30	17.6	203	7.09	70	0.4	0.02	1.21	1.259	10.60
L28	Černý	N 50;36;30;6 E 14;45;46;1	279	30	11.1	306	7.69	-	0.9	0.02	2.48	3.570	2.30
L29	Vavrouškův	N 50;36;35;4 E 14;45;01;9	287	10	18.1	293	8.05	240	0.3	0.02	2.20	2.494	8.76
L30	Strážovský	N 50;36;38;3 E 14;44;29;8	279	10	18.3	299	7.77	250	0.1	0.01	2.07	2.866	6.31
L31	Tůň u letiště	N 50;36;51;0 E 14;43;48;1	289	50	19.0	221	7.50	150	0.1	0.03	1.13	1.568	6.73
L32	Hradčanský	N 50;37;05;6 E 14;42;26;5	287	30	18.4	245	7.57	120	0.1	0.01	1.68	2.009	13.46
L33	Novozámec- ký	N 50;37;44;7 E 14;32;12;1	261	0	19.7	332	8.90	140	0.8	0.01	2.05	3.700	7.68
L34	Hostivař	N 50;02;23;3 E 14;31;53;6	262	30	19.1	437	8.46	55	1.8	0.31	1.34	1.998	26.08
L35	Hamerský	N 50;03;08;3 E 14;29;16;7	220	50	18.6	748	7.47	30	2.6	0.34	1.74	3.504	48.32
L36	Vrah1	N 50;01;50;9 E 14;32;53;4	263	30	19.3	722	7.17	45	2.5	0.41	1.69	5.439	42.57
L37	Vrah2	N 50;01;44;1 E 14;32;50;9	274	30	19.6	543	7.32	30	2.2	0.35	2.37	2.768	33.25
L38	Homolka	N 50;01;38;4 E 14;32;42;1	212	70	17.3	660	9.82	50	3.4	0.49	1.40	9.549	6.73
L39	Milíčov	N 50;01;34;0 E 14;32;27;0	302	30	19.5	778	7.65	50	2.0	0.28	3.08	2.710	19.13
L40	Požár	N 49;59;15;5 E 14;45;24;2	419	0	19.3	556	7.59	55	2.9	0.26	2.15	4.526	5.06
L41	Louňovický	N 49;59;07;0 E 14;45;59;7	412	10	18.5	511	8.17	20	2.0	0.37	1.85	7.194	45.59
L42	Jevanský	N 49;58;43;7 E 14;47;13;8	395	70	18.6	431	8.50	25	2.2	0.41	1.39	4.664	59.79
L43	Pařez	N 49;59;05;5 E 14;46;33;5	418	70	18.4	534	7.39	25	2.5	0.34	1.51	7.159	19.30
L44	Líšnice	N 49;45;42;0 E 16;51;39;0	320	0	18.0	457	7.56	50	1.7	0.19	1.15	5.635	45.82
L45	Obectov	N 49;43;39;0 E 16;55;43;0	329	100	18.0	296	7.26	65	3.7	0.29	0.66	4.833	185.06



The genera *Geitlerinema*, *Komvophoron*, *Phormidium* and *Pseudanabaena* occurred in the majority of samples. The most frequent species occurring in high abundances were the following: *Ps. catenata*, *Ph. tergestinum*, *K. minutum*, *K. constrictum* and *G. splendidum*. *Geitlerinema* was lacking or rare in the localities with high conductivity ( $> 500 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ). Cyanobacterial species new for the Czech Republic or science within the genera *Komvophoron* and *Isocystis* will be discussed elsewhere (HAŠLER & POULÍČKOVÁ, unpublished). All taxa occurring under anoxic conditions were motile, poorly pigmented/almost colourless filamentous forms (*Arthrospira*, *Komvophoron*, *Phormidium*, *Spirulina*). Planktic/meroplanktic forms were represented by genera *Aphanocapsa*, *Merismopedia*, *Microcystis*, *Planktothrix*, dominating usually at the same time in pelagial.

### Occurrence of desmids

In the course of the investigation, 42 desmid taxa were encountered in epipelion-samples (Table 2, Figs 17–27). Most of them belong to commonly occurring species with a wide ecological amplitude in relation to trophic and pH. It is especially true of *Closterium acerosum*, *Cl. acutum*, *Cl. moniliferum*, *Cl. tumidulum*, *Cl. venus*, *Cosmarium formosulum*, *C. laeve*, *C. reniforme*, *Staurastrum tetracerum* and *Staurodesmus cuspidatus* occupying various types of aquatic habitats from (moderately) acidic, (oligo-)mesotrophic to alkaline, eutrophic ones (RŮŽIČKA 1977, COESEL 1998, LENZENWEGER 1997, 1999, 2003). These species were distributed within all site groups (No. I–IV., Fig. 2). Moreover, *Closterium acerosum*, *Cl. leibleinii*, *Cl. moniliferum* and *Cl. tumidulum* rank among the few desmids able to endure higher levels of eutrophication and saprobity (RŮŽIČKA 1977, COESEL 1983, LENZENWEGER 1996). High abundances of such species are indicative of water eutrophication (GUTOWSKI et al. 2004). From this species group, *Cl. acerosum* occurred mostly at sediments with high proportion of organic material (group No. II).

Besides these common species, several remarkable taxa were found mostly at oligo/dystrophic sites (group No. III). *Closterium pseudolumula* seems to be rather rare in middle Europe (RŮŽIČKA 1977, LENZENWEGER 2003) and only 3 records have been published from the Czech Republic (POULÍČKOVÁ et al. 2004b). *Cosmarium humile*, widely distributed especially

in mesotrophic, moderately acid to alkaline aquatic sites, is indicative of mature, relatively stable ecosystems (COESEL 1991, 1998). *C. laeve* var. *octangulare*, a rare taxon inhabiting mainly medium-slightly acid, mesotrophic waters (LENZENWEGER 2003) and *C. laeve* var. *pseudooctangulare* rarely found in slightly eutrophic, neutral-alkaline water bodies (COESEL 1998, LENZENWEGER 2003) are new for the Czech Republic (POULÍČKOVÁ et al. 2004b). *C. subprotumidum*, evaluated as rare by LENZENWEGER (2003), is reported for the first time from Moravia (POULÍČKOVÁ et al. 2004b). COESEL (1998) assigned it indicative of mature ecosystems. *C. variolatum* var. *cataractarum*, an acidophilous, mesotrophic alga, rare in Europe (COESEL 1998, LENZENWEGER 2003) and highly indicative of finely balanced, mature ecosystems (COESEL 1998) may be considered as a new taxon for the Czech Republic (POULÍČKOVÁ et al. 2004b). The species *C. vexatum* var. *lacustre*, a rare taxon in central Europe (LENZENWEGER 2003), has not been recorded in our country so far (POULÍČKOVÁ et al. 2004b). *C. turpinii* var. *podolicum* is a conspicuous desmid with tendency to occur in stable ecosystems of mesotrophic, neutral-alkaline character (COESEL 1998). It has been sparsely reported from the territory of the Czech Republic (e.g. FISHER 1920, RŮŽIČKA 1957).

*Staurastrum alternans*, found at Vavrouškův pond (group No. III), may serve as an indicator of stable ecosystems (COESEL 1998). *St. blocklandiae* (new for the Czech Republic), preferring neutral-alkaline, slightly eutrophic waters, is considered to be very rare by LENZENWEGER (2003), but it may be more frequent (COESEL 1997). It could be previously over-looked or is spreading recently. *St. brachiatum* (new for Moravia region) is characterized as an acidophilous, oligo-mesotrophic species indicating mature ecosystems (COESEL 1998, LENZENWEGER 2003). Although, the vast majority of desmids live in association with substrate, they can be often observed in pelagial. The truly planktic (euplanktic) species living in large water bodies are rather exceptions among desmids (RŮŽIČKA 1977, COESEL 1998). These life-form preferences were clearly reflected in species assortment recorded during the study (Table 2).

### Occurrence of other algae/organisms

The distribution of diatoms has been published elsewhere (LYSÁKOVÁ et al. 2007). Euglenophytes were represented by genera *Euglena*, *Phacus*, *Trachelomonas* and several apochromatic taxa

Table 2. List of cyanobacteria and desmids from the surface of bottom sediments. For localities see Table 1; living forms: E – epipelagic, L – litoral, P – planktonic species.

Taxon	Locality	Form
<b>Cyanobacteria - coccal</b>		
<i>Aphanocapsa</i> sp.	24,36,45	L
<i>Chroococcus limneticus</i> LEMMERM.	2,7,18,19	L
<i>Coelomorion pusillum</i> (VAN GOOR) KOMÁREK	25,38	L
<i>Cyanogranis bassifixa</i> HINDÁK	14,19	L
<i>Cyanogranis ferruginea</i> (WAWRIK) HINDÁK	45	L
<i>Merismopedia elegans</i> A.BRAUN in KÜTZ.	18,22,25,29,34,36,39,44	L
<i>Merismopedia punctata</i> MEYEN	9,10,13,19,33,34,45	L
<i>Microcystis aeruginosa</i> (KÜTZ.) KÜTZ.	24,25,37,42	P
<i>Microcystis wesenbergii</i> (KOMÁREK) KOMÁREK in KONDRATEVA	25	P
<i>Snowella litoralis</i> (HÄYRÉN) KOMÁREK et HINDÁK	10,15,42,45	L
<b>Cyanobacteria – filamentous</b>		
<i>Anabaena</i> sp.	14	L
<i>Aphanizomenon gracile</i>	14	P
<i>Arthrospira jenneri</i> STIZENBERGER ex GOMONT	45	E
<i>Geitlerinema amphibium</i> (AGARDH ex GOMONT) ANAGN.	2,4,6,5,22,23,26,29,39	E
<i>Geitlerinema splendidum</i> (GREV. ex GOMONT) ANAGN.	3,6,9,10,11,12,13,14,16,17	E
<i>Isocystis</i> cf. <i>pallida</i> WORON.	18,36,43	E
<i>Komvophoron constrictum</i> (SZAFER) ANAGN. et KOMÁREK	2,7,13,14,18,22,24,38,39,42,45	E
<i>Komvophoron minutum</i> (SKUJA) ANAGN. et KOMÁREK	2,3,6,9,11,12,13,15,16,19,22,23,24,25,28,29,30,31,33,36,40,42,45	E
<i>Komvophoron schmidlei</i> (JAAG) ANAGN. et KOMÁREK	1,9,10,13,15,38	E
<i>Komvophoron</i> sp.	22,25,36,40	E
<i>Komvophoron</i> sp.	9	E
<i>Komvophoron</i> sp.	22	E
<i>Limnothrix redekei</i> (VAN GOOR) MEFFERT	38	P
<i>Nostoc</i> sp.	11	E
<i>Oscillatoria limosa</i> AGARDH ex GOMONT	1,3,7,12,18,22,29,35	E
<i>Phormidium acuminatum</i> (GOMONT) ANAGN. et KOMÁREK	19,29,33,34,42	E
<i>Phormidium autumnale</i> [AGARDH] TREVISAN ex GOMONT	3,4,5,8,9,10,14,15,22,35,37,45	E
<i>Phormidium chalybeum</i> (MERTENS ex GOMONT) ANAG. et KOMÁREK	7,18,22,24,38,43,45	E
<i>Phormidium simplicissimum</i> (GOMONT) ANAGN. et KOMÁREK	9,12	E
<i>Phormidium terebriforme</i> (AGARDH ex GOMONT) ANAGN. et KOMÁREK	5,7,29,40,43,44	E
<i>Phormidium tergestinum</i> [KÜTZ.] ANAGN. et KOMÁREK	1,2,3,4,6,8,9,12,13,14,15,18,19,20,21,22,29,33,34,41,43,44,45	E
<i>Phormidium</i> sp.	19,36,38	E

Table 2 Cont.

Taxon	Locality	Form
<i>Phormidium</i> sp.	21,22,32	E
<i>Planktolyngbya limnetica</i> (LEMMERM.) KOMÁRK.-LEGN. et CRONBERG	10	P
<i>Planktothrix agardhii</i> (GOMONT) ANAGN. et KOMÁREK	9,13,37	P
<i>Pseudanabaena catenata</i> LAUTERBORN	1,2,3,4,5,6,7,8,9,10,11,15,16,18,22,23, 24,25,26,29,30,31,32,33,36,40,42,43,4 4,45	E
<i>Pseudanabaena galeata</i> BÖCHER	12,13,14,15,17,28,43	L
<i>Pseudanabaena limnetica</i> (LEMMERM.) KOMÁREK	7,9,13,14,15,22	L
<i>Spirulina major</i> KÜTZ. ex GOMONT	2,18,19,22,40	E
<b>Zygnematophyceae – Desmidiiales</b>		
<i>Closterium</i> cf. <i>acerosum</i> (SCHRANK) EHRENB. ex RALFS	7,23,25,40,41,43	E
<i>Closterium acutum</i> BRÉB.	26,36	E
<i>Closterium leibleinii</i> KÜTZ. ex RALFS	12,28	E
<i>Closterium limneticum</i> LEMMERM.	17,27,37,39,42	P
<i>Closterium moniliferum</i> (BORY) EHRENB. ex RALFS	31	E
<i>Closterium praelongum</i> var. <i>brevius</i> (NORDST.) WILLI KRIEG.	32	P
<i>Closterium pseudolunula</i> BORGE	7,12,36	E
<i>Closterium</i> cf. <i>tumidulum</i> GAY	2,30	E
<i>Closterium venus</i> KÜTZ. ex RALFS	29,30,31	E
<i>Closterium</i> sp.	24	E
<i>Cosmarium biretum</i> var. <i>trigibberum</i> NORDST.	2,12	E
<i>Cosmarium botrytis</i> cf. var. <i>tumidum</i> WOLLE	2,29	E
<i>Cosmarium formosulum</i> HOFF. in NORDST.	33	E
<i>Cosmarium granatum</i> BRÉB. in RALFS	2,12,21,22,31,34	E
<i>Cosmarium humile</i> (GAY) NORDST. in DE TONI	31	E
<i>Cosmarium impressulum</i> ELFVING	26,31	E
<i>Cosmarium laeve</i> RABENH.	2,22,25,40	E
<i>Cosmarium laeve</i> var. <i>octangulare</i> (WILLE) WEST et G. S. WEST	29	E
<i>Cosmarium laeve</i> var. <i>pseudooctangulare</i> FRITSCH et RICH	12,24	P
<i>Cosmarium</i> cf. <i>praecisum</i> BORGE	31	E
<i>Cosmarium pseudoornatum</i> EICHLER et GUTW.	32	E
<i>Cosmarium regnellii</i> WILLE	2,31	E
<i>Cosmarium reniforme</i> (RALFS) ARCHER	29	E
<i>Cosmarium subcrenatum</i> HANTZSCH	12	E
<i>Cosmarium subgranatum</i> (NORDST.) LÜTKEM.	30	E
<i>Cosmarium subprotumidum</i> NORDST.	22	E
<i>Cosmarium tenue</i> ARCHER	26	E
<i>Cosmarium turpinii</i> var. <i>podolicum</i> GUTW.	33	E
<i>Cosmarium variolatum</i> var. <i>cataractarum</i> RACIB.	31,32	E
<i>Cosmarium vexatum</i> var. <i>lacustre</i> MESSIK.	22,30,33	E

Table 2 Cont.

Taxon	Locality	Form
<i>Euastrum insulare</i> (WITTR.) ROY	31	E
<i>Penium margaritaceum</i> (EHRENB.) ex BRÉB.	2	E
<i>Staurastrum alternans</i> (BRÉB.) RALFS	29	E
<i>Staurastrum anatinum</i> f. <i>paradoxum</i> (MEYEN) BROOK	27	E
<i>Staurastrum blocklandiae</i> COESEL et JOOSTEN	37,42	P
<i>Staurastrum brachiatum</i> RALFS	20,23	E
<i>Staurastrum</i> cf. <i>manfeldtii</i> DELPONTE	26	E
<i>Staurastrum</i> cf. <i>planctonicum</i> TEILING	27,42	P
<i>Staurastrum tetracerum</i> (KÜTZ.) RALFS	24,31,37,42	P
<i>Staurastrum</i> sp.	29	E
<i>Stauroidesmus cuspidatus</i> (BRÉB. ex RALFS) TEILING	31	E
<i>Xanthidium antilopaeum</i> (BRÉB.) KÜTZ.	31	E

(e.g. *Anisonema*, *Entosiphon*). The highest species richness was found on the muddy sediments (group No. II.) or anoxic muddy sediments (group No. IV.). The most frequent species were: *Euglena spirogyra* EHRENB., *E. texta* (DUJARD.) LEMMEREM., *Phacus caudatus* HÜBNER, *P. longicauda* (EHRENB.) DUJARD., *P. monilatus* STOKES, *P. orbicularis* HÜBNER, *Strombomonas eurystroma* POPOVA, *Trachelomonas hispida* (PERTY) STEIN. The sandy bottom sediments (group No. III.) were poorly colonised, e.g. *E. acus*. Other epipelagic organisms were represented by *Gymnodinium aeruginosum* F.STEIN, *Paulinella chromatophora* LAUTERBORN and various protozoan, feeding on epipelagic algae (*Urceolus cyclostomus* (F.STEIN) MERESCHK., *Amoeba*).

## Discussion

Epipelagic assemblages at 45 ponds covering trophic and pH/conductivity gradients were found highly diverse, even more than expected. They were dominated by diatoms (185 species; Pouličková, unpublished.), cyanobacteria (39 species) and desmids (42 species). Other groups were less abundant. ROUND (1953) have found in Malhalm Tarn 16 species of cyanobacteria (*Coelosphaerium kuetzingianum* NÄGELI, *C. pusillum* VAN GOOR, *Aphanothece stagnina* (SPRENG.) A.BRAUN in RABENH., *Chroococcus turgidus* (KÜTZ.) NÄGELI, *Synechococcus aeruginosus* NÄGELI, *Merismopedia glauca* (EHRENB.) KÜTZ., *Pseudanabaena catenata* LAUTERBORN, *Anabaena constricta* (SZAFER) GEITLER, *Oscillatoria limosa*

AGARDH ex GOMONT, *O. splendida* GREV. ex GOMONT, *O. irrigua* KÜTZ. ex GOMONT, *Microcystis* spp. and *Cylindrospermum* spp.) and 9 species of desmids (*Netrium oblongum* (DE BARY) LÜTKEM., *N. digitus* (EHRENB.) ITZIGS. et ROTHE, *Cosmarium punctulatum* BRÉB., *Closterium ehrenbergii* MENEGH. ex RALFS, *C. moniliferum* (BORY) EHRENB. ex RALFS, *C. aciculare* T. WEST, *Euastrum pectinatum* (BRÉB.) BRÉB., *E. denticulatum* GAY). Although, data recorded by ROUND (1957) from English Lake District (cyanobacteria 20 species, desmids 35 species) are comparable to ours, only few species can be considered as truly epipelagic. That is a question, whether planktonic species, can be included into evaluation of the epipelagic. We tried to highlight dominant lifestyle of species (based on our experience and published data) in Table 2.

The distribution of epipelagic species (cyanobacteria and desmids) seems to be influenced primarily by sediment quality. Statistic evaluation based on all environmental data divided localities into 4 groups with different sediment quality. Group I. can be characterized by sandy-muddy sediments and low conductivity, group II. had high proportion of organic detritus and high conductivity, group III. include oligo/dystrophic sites with sandy sediments and group IV. eutrophic localities with muddy sediments.

ROUND (1953) recognized four basic types of sediments, which were found in Malhalm Tarn (UK) – black flocculent peat nature, containing the partially decayed fibrous remain of Angiosperms and Bryophytes; greyish calcareous sediment, containing sand grains; sediment with encrusted

*Chara* fragments; none calcium carbonate peat sediments with fragments of higher plants. These cannot fully correspond with our types, because of geological uniqueness of Malhalm Tarn region. Lakes within English Lake District were divided (ROUND 1957) only into two groups according to amount of organic content: 1) more productive lakes dominated by cyanobacteria with organic sediments or higher amount of organic substances in the sediments (above 26%), 2) the „rocky“ lakes with very low cyanobacterial produktivity and with an organic content below 22%.

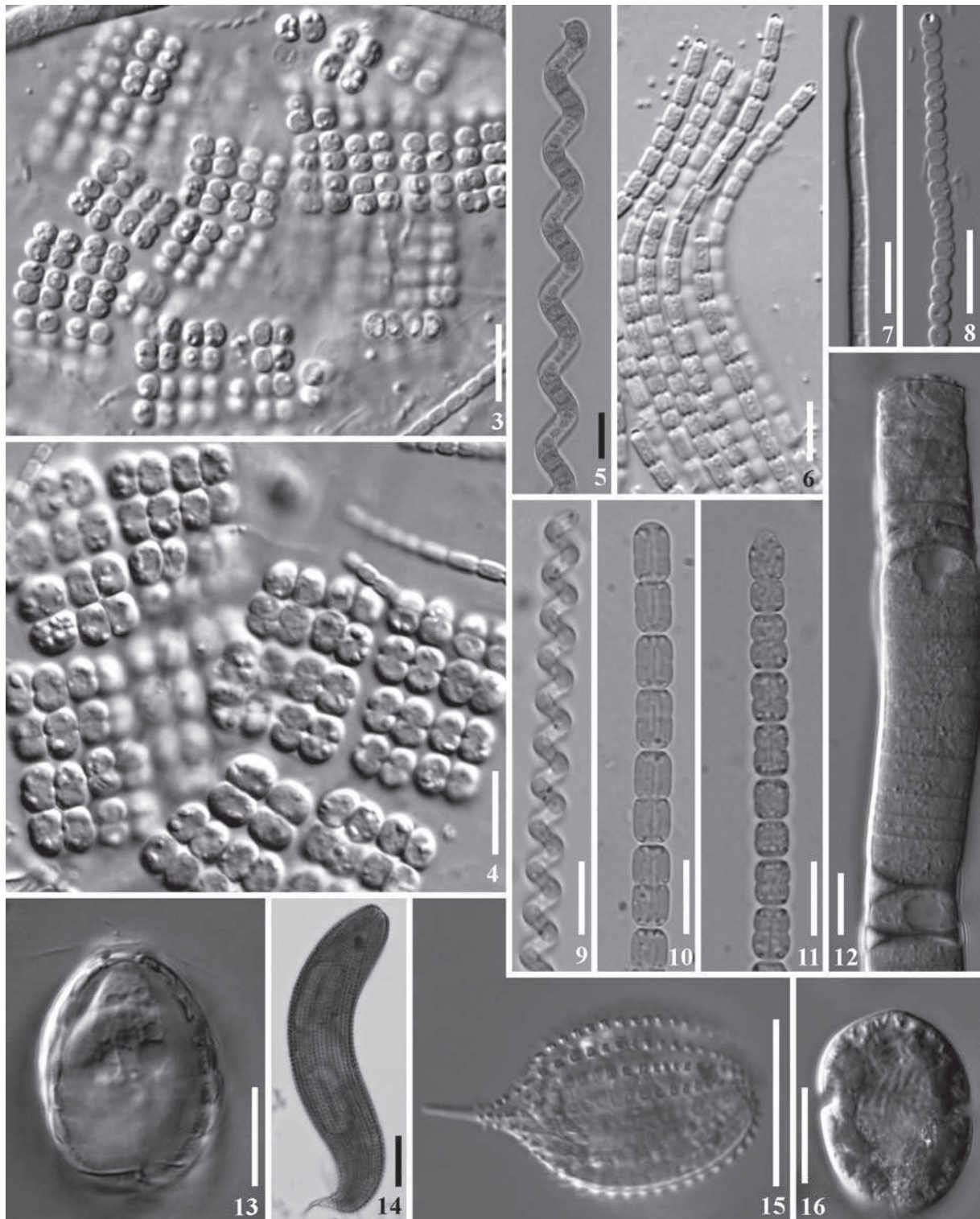
The similar pattern can also be found in Czech ponds, but the productivity of fishponds is mostly artificial, influenced by human impacts and the type of management (POULÍČKOVÁ et al. 2008). Eutrophic localities used for intensive fish production had high proportion of euglenophytes and cyanobacteria. At the same time, no desmids or just few desmid species tolerant to such conditions were recorded there. On the contrary, nutrient poor water bodies with sandy sediments (group III.) could be characterised by occurrence of remarkable desmids. Our data could not bring any information about the seasonal changes within the epipellic assemblages, studied previously by ROUND (1961). The seasonal maximum of epipellic can be expected from March – June, while cold months (October – February) can be considered as seasonal minimum in English Lake District area (ROUND 1961).

Lakes/ponds accumulate vast amounts of ecological and chemical information in their sediments, which can be used to reconstruct past changes in lake ecosystems (HALL & SMOL 2001, POULÍČKOVÁ et al. 2008c). As species-specific responses to environmental changes occur, particularly diatoms/desmids are useful bioindicators in the study of anthropogenically mediated environmental change (COESEL 1998, 2003, HALL & SMOL 2001). However, the use of epipellic for biomonitoring of recent environmental changes has caused controversy. Epilithon is considered as the most suitable substrate for monitoring streams (ROUND 1991), but sampling these substrates in lakes may be problematic due to their sporadic occurrence. Although stones are available in mountain lakes, they could be missing in other still-water systems. Some authors have reported lower correlations between the epilithon and environmental factors in comparison to epipellic or epipsammon (PASSY et al. 1999). We did not find any significant

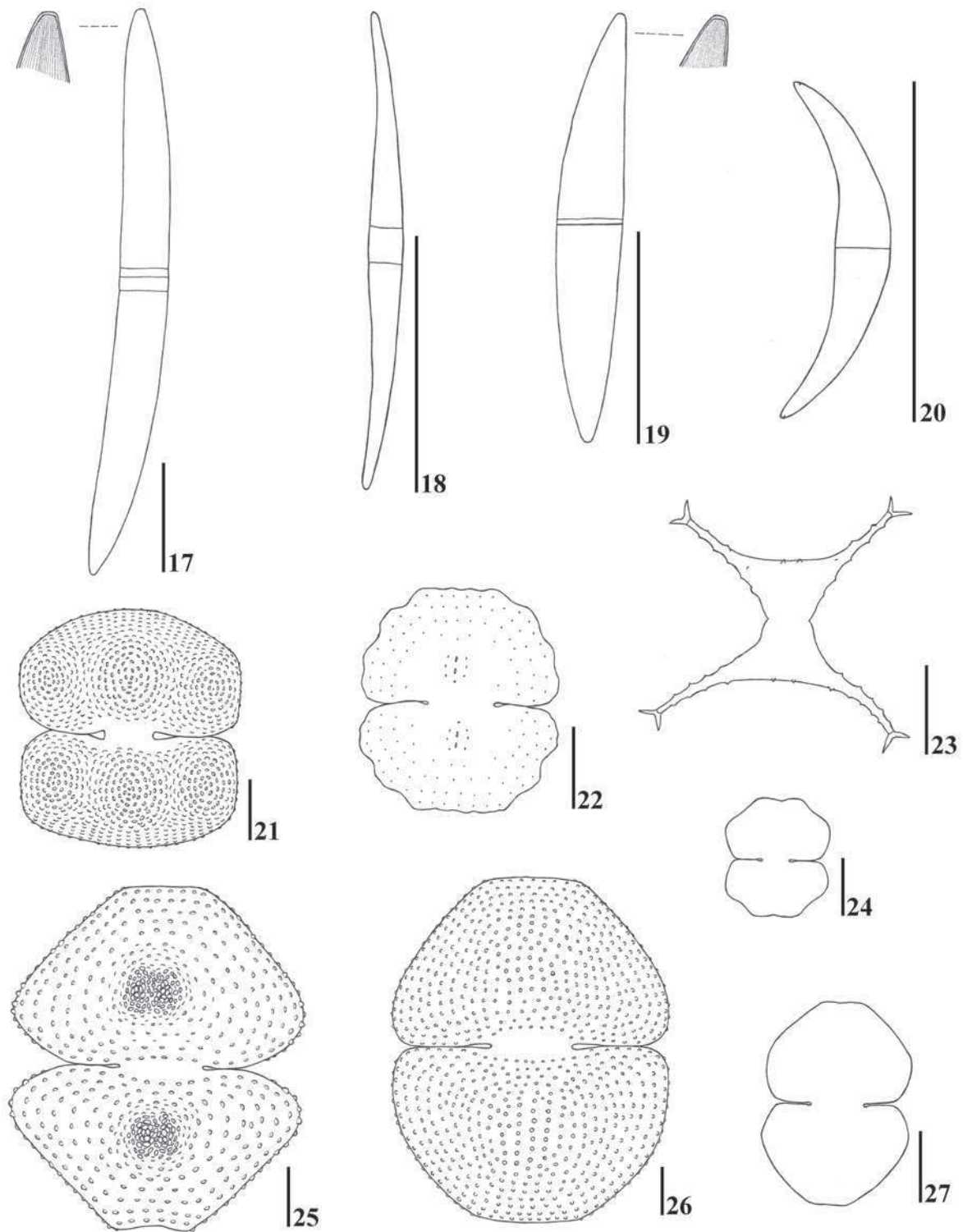
correlation between epipellic assemblages and environmental variables measured in water column (Canonical Correspondence Analysis, not illustrated). Analysis of different substrates may yield variable results with variation being dependent on the environmental conditions at the time of sampling. For example, in a recent study of a perialpine lake, the diatom assemblage on reed stalks yielded an underestimated trophic status whereas consideration of the epipellic resulted in an overestimation (POULÍČKOVÁ et al. 2004a). Differences in substrate-specific estimates were not, however, significant in the case of eutrophic lowland ponds (KITNER & POULÍČKOVÁ 2003). POTAPOVA & CHARLES (2005) concluded that the choice of substrate to be sampled should depend on the assessment indicators to be used. If the indicators are based on the autecologies of many algal taxa (e.g. inference models or autecological indices), there is little requirement for substrate restrictions. However, it should be noted that many sediment samples contain a high proportion of planktonic species (POULÍČKOVÁ et al. 2004a) making taxonomic separation of many epipellic diatoms (species complexes) problematic. The ecological requirements of many epipellic species are not sufficiently known and there is little critical evidence to support the epipellic as suitable ecological indicators in one way or another (SCHÖNFELDER et al. 2002, KING et al. 2006). Moreover, cyanobacteria are extremely phenotypically polymorphic, which complicate their identification. On the other hand, GUTOWSKI et al. (2004) distinguished 74 benthic algal species as useful indicators for the assessment of ecological status of siliceous aquatic sites in highlands of Germany. Regarding the discussed problems, desmids appear to be suitable enough for biomonitoring purposes as their ecological preferences are well known and the association with substrate is less tight compared to many diatoms and cyanophytes. So, if they occupy the pelagial environment as well, their occurrence in particular water bodies is determined by both physico-chemical variables of water and sediment. Finally, it can be expected that the desmid related monitoring results are not substrate dependent.

#### **Acknowledgement**

This research was supported by project GACR 206/07/0115 from the Grant agency of the Czech Republic.



Figs 3–16. Representatives of epipelagic cyanobacteria and eukaryotic flagellates: 3 – *Merismopedia punctata*; 4 – *M. elegans*; 5 – *Arthrospira jenneri*; 6 – *Pseudanabaena catenata*; 7 – *Geitlerinema splendidum*; 8 – *Isocystis* cf. *pallida*; 9 – *Spirulina major*; 10,11 – *Komvophoron constrictum*; 12 – *Oscillatoria limosa*, hormogonia formation; 13 – *Paulinella chromatophora*; 14 – *Euglena spirogyra*; 15 – *Phacus monilatus* var. *suecicus*; 16 – *Gymnodinium aeruginosum*.



Figs 17–27. Representatives of epipellic desmids: 17 – *Closterium* cf. *acerosum*; 18 – *Closterium praelongum* var. *brevius*; 19 – *Closterium pseudolunula*; 20 – *Closterium* cf. *tumidulum*; 21 – *Cosmarium biretum* var. *trigibberum*; 22 – *Cosmarium subprotumidum*; 23 – *Staurastrum blocklandiae*; 24 – *Cosmarium laeve* var. *pseudooctangulare*; 25 – *Cosmarium turpinii* var. *podolicum*; 26 – *Cosmarium botrytis* cf. var. *tumidum*; 27 – *Cosmarium laeve*.

## References

- BELMONTE, G. A., RUBINO, M. F. & BOERO, F. (1997): Morphological convergence of resting stages of planktonic organisms: a review. – *Hydrobiologia* 355: 159–165.
- BOLD, H. C. (1949): The morphology of *Chlamydomonas chlamydogama* sp. nov. – *Bull. Torrey Bot. Club.* 76: 101–108.
- BURKHOLDER, J. M. (1996): Interactions of benthic algae with substrata. – In: STEVENSON, R.J., BOTHWELL, M.L. & LOWE, R.L. (ed): *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*, Sec. 2 Factors affecting benthic algae, 253–297 pp., Academic press, San Diego.
- COESEL, P. F. M. (1983): De Desmidiaceen Van Nederland – Sieralgen. Deel 2 Fam. Closteriaceae. – 50 pp., Wetenschappelijke Mededelingen K. N. N. V., Hoogwoud NH.
- COESEL, P. F. M. (1991): De Desmidiaceen Van Nederland. Deel 4 Fam. Desmidiaceae (2). – 89 pp., Stichting Uitgeverij K. N. N. V., Utrecht.
- COESEL, P. F. M. (1997): De Desmidiaceen Van Nederland. Deel 6 Fam. Desmidiaceae (4). – 93 pp., Stichting Uitgeverij K. N. N. V., Utrecht.
- COESEL, P. F. M. (1998): Sieralgen en Natuurwaarden. – 57 pp., Stichting Uitgeverij K. N. N. V., Utrecht.
- COESEL, P. F. M. (2003): Desmid flora data as a tool in conservation management of Dutch freshwater wetlands. – *Biologia* 58: 717–722.
- FISHER, R. (1920): Die Algen Mährens und ihre Verbreitung. – *Verh. D. Nat. Vereins in Brünn* 57: 1–94.
- GUTOWSKI, A., FOERESTER, J. & SCHAUMBURG, J. (2004): The use of benthic algae, excluding diatoms and charales, for the assessment of the ecological status of running fresh waters: a case history from Germany. – *Oceanological and Hydrobiological Studies* 33(2): 3–15.
- HALL, R. I., SMOL J. P. (2001): Diatoms as indicators of lake eutrophication. – In: STOERMER, E. F., SMOL, J. P. (ed): *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*, 469 pp. Cambridge Univ. Press.
- HAPPEY-WOOD, C. M. (1988): Vertical-migration patterns of flagellates in a community of freshwater benthic algae. – *Hydrobiologia* 161: 99–123.
- HEKERA, P. (1999): Vliv antropogenní činnosti na chemismus řeky Moravy [The human impacts to chemistry of the Morava River]. – 82 pp., PhD thesis, Masaryk University, Brno.
- KING, L., GLARKE, G., BENNION, H., KELLY, M. & YALLOP, M. (2006): Recommendations for sampling littoral diatoms in lakes for ecological status assessments. – *J. Appl. Phycol.* 18: 15–25.
- KITNER M. & POULÍČKOVÁ A. (2003): Littoral diatoms as indicators for the eutrophication of shallow lakes. – *Hydrobiologia* 506-509: 519–524.
- LENZENWEGER, R. (1996): Desmidiaceenflora von Österreich. – In: CRAMMER, J. (ed.): *Bibliotheca Phycologica* 101/1: 1–162 pp., Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin- Stuttgart.
- LENZENWEGER, R. (1997): Desmidiaceenflora von Österreich. – In: CRAMMER, J. (ed.): *Bibliotheca Phycologica* 102/2: 1–216 pp., Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin- Stuttgart.
- LENZENWEGER, R. (1999): Desmidiaceenflora von Österreich. – In: CRAMMER, J. (ed.): *Bibliotheca Phycologica* 104/3: 1–218 pp., Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin- Stuttgart.
- LENZENWEGER, R. (2003): Desmidiaceenflora von Österreich. – In: CRAMMER, J. (ed.): *Bibliotheca Phycologica* 111/4: 1–87 pp., Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin- Stuttgart.
- LOCK, M. A., WALLACE, R. R., COSTERTON, J. W., VENTULLO, R. M. & CHARLTON, S. E. (1984): River epilithon: Toward a structural-functional model. – *Oikos* 42: 10–22.
- LYSÁKOVÁ, M., KITNER, M. & POULÍČKOVÁ, A. (2007): The epipellic algae at fishponds of Central and Northern Moravia (The Czech Republic). – *Fottea* 7: 69–75.
- MANN, D. G. (1999): The species concept in diatoms. – *Phycologia* 38: 437–495.
- MANN, D. G. & DROOP, S. J. M. (1996): Biodiversity, biogeography and conservation of diatoms. – *Hydrobiologia* 336: 19–32.
- MANN, D. G., CHEPURNOV, V. A. & DROOP, S. J. M. (1999): Sexuality, incompatibility, size variation, and preferential polyandry in natural populations and clones of *Sellaphora pupula* (Bacillariophyceae). – *J. Phycol.* 35: 152–170
- MANN, D. G., THOMAS, S. J. & EVANS, K. M. (2008): Revision of the diatom genus *Sellaphora*: a first account of the larger species in the British Isles. – *Fottea* 8: 15–78.
- PAERL, H. W. (1990): Physiological ecology and regulation of N<sub>2</sub> fixation in natural waters. – In: MARSHALL, K. C. (ed.): *Advances in microbial ecology* 2: 261–315 pp., Plenum, New York.
- PASSY, S. I., PAN, Y., LOWE, R. L. (1999): Ecology of the major periphytic diatom communities from the Mesta River, Bulgaria. – *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.* 84: 129–174.
- POTAPOVA, M. R. & CHARLES, D. F. (2002): Benthic diatoms in USA rivers: distributions along spatial and environmental gradients. – *J. Biogeogr.* 29: 167–187.
- POULÍČKOVÁ, A., DUCHOSLAV, M. & DOKULIL, M. (2004a): Littoral diatom assemblages as bioindicators for lake trophy: A case study from alpine and pre-alpine lakes in Austria. – *Eur. J. Phycol.* 39(2): 143–152.
- POULÍČKOVÁ, A., LHOTSKÝ, O. & DRÍMALOVÁ, D. (2004b): *Prodromus sinic a řas ČR*. – *Czech Phycology* 4: 19–33.
- POULÍČKOVÁ, A., HAŠLER, P., LYSÁKOVÁ, M. & SPEARS, B. (2008a): The ecology of freshwater epipellic algae: an update. – *Phycologia* 47(5), in press.
- POULÍČKOVÁ, A., ŠPAČKOVÁ, J., KELLY, M. G., DUCHOSLAV, M. & MANN, D. G. (2008b): Ecological variation within *Sellaphora* species complexes (Bacillariophyceae): specialists or generalists? – *Hydrobiologia*, in press.
- POULÍČKOVÁ, A., LYSÁKOVÁ, M., HAŠLER, P. & LELKOVÁ, E. (2008c): Fishpond sediments – the source of palaeoecological information and algal „seed banks“. – *Nova Hedwigia* 86: 141–153.
- POULÍČKOVÁ, A. & MANN, D. G. (2008): Autogamous auxosporulation in *Pinnularia nodosa* (Bacillariophyceae). – *J. Phycol.* 44: in press.
- ROUND, F. E. (1953): An investigation of two benthic algal communities in Malham tarn, Yorkshire. – *J. Ecol.* 174–197.
- ROUND, F. E. (1957): Studies on bottom-living algae in some lakes of the English lake district: part III. The distribution on the sediments of algal groups other than the Bacillariophyceae. – *J. Ecol.* 45(3): 649–



- 664.
- ROUND, F. E. (1961): Studies on bottom-living algae in some lakes of the English lake district, part V. The seasonal cycles of the Cyanophyceae. – *J.Ecol.* 49(1): 31–38.
- ROUND, F. E. (1972): Patterns of seasonal succession of freshwater epipellic algae. – *Br.phycol. J.* 7: 213–220.
- ROUND, F. E. (1991): Use of diatoms for monitoring rivers. – In: WHITTON, B. A., ROTT, E. FRIEDRICH, G. (eds): Use of algae for monitoring rivers, Proceedings of an International Symposium, 25–33 pp., Dusseldorf, Germany.
- ROUND, F. E. & EATON, J. W. (1966): Persistent, vertical-migration rhythms in benthic microflora: III. The rhythm of epipellic algae in a freshwater pond. – *J. Ecol.* 54: 609–615.
- RŮŽIČKA, J. (1957): Krásivky horní Vltavy (Šumava). – *Preslia* 29: 132–154.
- RŮŽIČKA, J. (1977): Die Desmidiaceen Mitteleuropas. – 291 pp., Lieferung. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- SCHÖNFELDER, I., GELBRECHT, J., SCHÖNFELDER, J. & STEINBERG, CH. E. W. (2002): Relationships between littoral diatoms and their chemical environment in northeastern German lakes and rivers. – *J. Phycol.* 38: 66–82.
- SICKO-GOAD, L., STOERMER, E. F. & KOCIOLEK, J. P. (1989): Diatom resting cell rejuvenation and formation: Time course, species records, and distribution. – *Journal of Plankton Research* 11: 375–389.
- STAUB, R. (1961): Ernährungsphysiologisch-autökologische Untersuchungen an der planktonischen Blaualge *Oscillatoria rubescens* DC. – *Schweiz. Z. Hydrol.* 23: 82–198.
- VERNON, L. P. (1960): Spectrophotometric determination of chlorophylls and pheophytins in plant extracts. – *Anal. Chem.* 32: 1144–1150.

---

© Czech Phycological Society

Received January 8, 2008

Accepted May 20, 2008

## CURRICULUM VITAE – JANA ŠTĚPÁNKOVÁ

### Narozena

18. 12. 1981 v Prostějově, Česká republika

### Vzdělání

2006–2012: Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého v Olomouci, Katedra botaniky;  
doktorský (Ph.D.) studijní program, obor Botanika, specializace Algologie

2001–2006: Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého v Olomouci; magisterský studijní  
program, obor Systematická biologie a ekologie, specializace Botanika

- diplomová práce: „Rezistence genových zdrojů *Cucumis melo* vůči patotypům plísně okurkové (*Pseudoperonospora cubensis*)“

1997–2001: Gymnázium Jiřího Wolker, Prostějov

### Odborná a vědecká praxe

2008–doposud: Pedagogická fakulta Univerzity Palackého v Olomouci, Katedra biologie;  
odborná asistentka v oboru botaniky

2006–doposud: Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého v Olomouci, Katedra botaniky,  
Algologická laboratoř; algologický výzkum oligotrofních vod

### Publikace v impaktovaných časopisech

- ŠTĚPÁNKOVÁ, J., HAŠLER, P., HLADKÁ, M. & POULÍČKOVÁ, A. (2012): Diversity and ecology of desmids of peat bogs in the Jeseníky Mts: spatial distribution, remarkable finds. – *Fottea* 12 (1): 111–126.
- ŠPAČKOVÁ, J., HAŠLER, P., ŠTĚPÁNKOVÁ, J. & POULÍČKOVÁ, A. (2009): Seasonal succession of epipellic algae: a case study on a mesotrophic pond in a temperate climate. – *Fottea* 9 (1): 121–133.
- HAŠLER, P., ŠTĚPÁNKOVÁ, J., ŠPAČKOVÁ, J., NEUSTUPA, J., KITNER, M., HEKERA, P., VESELÁ, J., BURIAN, J. & POULÍČKOVÁ, A. (2008): Epipellic cyanobacteria and algae: a case study from Czech ponds. – *Fottea* 8 (2): 133–146.
- ŠTĚPÁNKOVÁ, J., VAVRUŠKOVÁ, J., HAŠLER, P., MAZALOVÁ, P. & POULÍČKOVÁ, A. (2008): Diversity and ecology of desmids of peat bogs in the Jizerské hory Mts. – *Biologia* 63 (6): 891–896.

## Další publikace

- LEBEDA, A., ŠTĚPÁNKOVÁ, J., KRŠKOVÁ, M. & WIDRLECHNER, M. P. (2007): Resistance in *Cucumis melo* germplasm to *Pseudoperonospora cubensis* pathotypes. – In: LEBEDA, A. & SPENCER-PHILLIPS, P.T.N. (eds): Advances in Downy Mildew Research, Vol. 3. Proceedings of The 2nd International Downy Mildews Symposium. Palacký University in Olomouc & JOLA, v.o.s., Kostelec na Hané, pp. 157–167.
- LEBEDA, A., ŠTĚPÁNKOVÁ, J. & URBAN, J. (2006): Plíseň okurky (*Pseudoperonospora cubensis*) - taxonomie, biologie, ekologie, interakce hostitel–patogen a možnosti ochrany. – In: LEBEDA, A., MAZÁKOVÁ, J. & TÁBORSKÝ, J. (eds): Protozoa a Chromista. Taxonomie, biologie a hospodářský význam. Česká fytopatologická společnost, Praha, pp. 47–78.

## Abstrakty

- MAZALOVÁ, P., ŠTĚPÁNKOVÁ, J. & POULÍČKOVÁ, A. (2011): Desmidiological comparison of peat bogs in two mountain regions with different environmental burden. – In: Fifth European Phycological Congress, Rhodes, Greece, 4–9 September 2011, Programme and Book of Abstracts. Taylor & Francis, pp. 170–171.
- ŠTĚPÁNKOVÁ, J., VAVRUŠKOVÁ, J., HAŠLER, P., MAZALOVÁ, P. & POULÍČKOVÁ, A. (2007): Diversity and ecology of desmids of peat bogs in the Jizerské hory Mts. – In: HINDÁK, F. (ed.): Biology and Taxonomy of Green Algae International Symposium, Programme & Abstracts, June 25–29, 2007, Smolenice, Slovakia, p. 76.

## Příspěvky na konferencích

- MAZALOVÁ, P., ŠTĚPÁNKOVÁ, J. & POULÍČKOVÁ, A. (2011): Desmidiological comparison of peat bogs in two mountain regions with different environmental burden. – The 5th European Phycological Congress, 4.–9. 9. 2011, Rhodes, Greece (poster).
- ŠTĚPÁNKOVÁ, J., HAŠLER, P., HLADKÁ, M. & POULÍČKOVÁ, A. (2010): Diverzita krásivek na vrchovištích Hrubého Jeseníku: vliv ekologických faktorů, významné nálezy. – 51. pracovní konference České algologické společnosti, 20.–23. 9. 2010, Olomouc, Česká republika (přednáška).
- POULÍČKOVÁ, A., HAŠLER, P., ŠTĚPÁNKOVÁ, J. & MAZALOVÁ, P. (2010): Overlooked diversity: ombrotrophic mires in Czech borderland. – 18th Symposium of the International Association for Cyanophyte Research, 16.–20. 8. 2010, České Budějovice, Česká republika (poster).

- **ŠTĚPÁNKOVÁ, J.** (2010): Využití krásivek (Desmidiáles) k hodnocení kvality mokřadních ekosystémů. – Setkání mladých limnologů III, 22.–25. 4. 2010, Olomouc, Česká republika (přednáška).
- **ŠTĚPÁNKOVÁ, J., VAVRUŠKOVÁ, J., HAŠLER, P., MAZALOVÁ, P. & POULÍČKOVÁ, A.** (2007): Desmidiologický průzkum rašelinišť Jizerských hor. – 48. pracovní konference České algologické společnosti, 10.–13. 9. 2007, Nivnice, Česká republika (přednáška).
- **ŠTĚPÁNKOVÁ, J., VAVRUŠKOVÁ, J., HAŠLER, P., MAZALOVÁ, P. & POULÍČKOVÁ, A.** (2007): Diversity and ecology of desmids of peat bogs in the Jizerské hory Mts. – Biology and Taxonomy of Green Algae V, International Symposium, 25.–29. 6. 2007, Smolenice, Slovensko (poster).

### **Řešené projekty**

- FRVŠ 1233/2008/G4 „Didaktické pomůcky ve výuce algologických předmětů“ - hlavní řešitelka
- GAČR 206/08/0389 „Současné a historické změny na horských rašeliništích Sudet“ - spolupráce (hlavní řešitel: Doc. Mgr. Michal Hájek, Ph.D., MU Brno)
- Interní studentský grant PdF\_2011\_047 „Biologický a ekologický výzkum a jeho aplikace při vzdělávání budoucích učitelů“ - spoluřešitelka (hlavní řešitelka: Mgr. Martina Hladká, UP v Olomouci)

### **Vedení absolventských prací**

- **OBRUČNÍKOVÁ, M.** (2011): Využití sinic a řas v potravinářském průmyslu: nabídka potravinářských výrobků s obsahem sinic a řas na Olomoucku. – 63 pp., bakalářská práce, Pedagogická fakulta UP v Olomouci, Katedra biologie, Olomouc.
- **ŠTĚPÁNKOVÁ, B.** (2011): Využití sinic a řas v kosmetickém a farmaceutickém průmyslu: sortiment výrobků obsahujících výtažky ze sinic a řas na Prostějovsku. – 69 pp., bakalářská práce, Pedagogická fakulta UP v Olomouci, Katedra biologie, Olomouc.
- **DVOŘÁKOVÁ, V.** (2010): Krásivková flóra vybraných rašelinišť Jizerských hor. – 82 pp., diplomová práce, Pedagogická fakulta UP v Olomouci, Katedra biologie, Olomouc.
- **FRANCOVÁ, D.** (2010): Jarní aspekt rozvoje řasové flóry na vrchovištích Jizerských hor. – 33 pp., závěrečná práce, Pedagogická fakulta UP v Olomouci, Katedra biologie, Olomouc.
- **HERTLOVÁ, P.** (2010): Krásivková flóra na rašeliništi Malá Jizerská louka. – 76 pp., diplomová práce, Pedagogická fakulta UP v Olomouci, Katedra biologie, Olomouc.
- **HLADKÁ, M.** (2010): Krásivková flóra vybraných rašelinišť Jeseníků. – 101 pp., diplomová

práce, Pedagogická fakulta UP v Olomouci, Katedra biologie, Olomouc.

- HNANÍČKOVÁ, P. (2010): Průzkum řasových společenstev vodního toku Járek v CHKO Bílé Karpaty. – 103 pp., diplomová práce, Pedagogická fakulta UP v Olomouci, Katedra biologie, Olomouc.