

**Univerzita Karlova v Praze**  
**Přírodovědecká fakulta**

Studijní program: Biologie

Studijní obor: Botanika



**Bc. Pavel Svoboda**

**Rozšíření, diverzita a ekologie bentických krásivek  
na lokálním prostorovém měřítku**

Distribution, diversity and ecology of benthic desmids along local spatial scale

Diplomová práce

Školitel:

Mgr. Jan Šťastný

Praha 2012

**Prohlášení:**

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracoval samostatně a že jsem uvedl všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 30. 4. 2012

Podpis

## **Poděkování**

Na tomto místě bych rád poděkoval Janu Šťastnému za vedení diplomové práce, pomoc při terénních odběrech vzorků a pomoci při určování krásivek. Dále bych rád poděkoval Janě Veselé za její ochotu a všestrannou pomoc, zejména při statistickém hodnocení dat. Mé díky patří také celému algologickému pracovišti za příjemné a podnětné prostředí pro práci. Můj největší dík patří celé mojí rodině a Barboře Černé za podporu během studia.

# Obsah

<b>SOUHRN</b> .....	<b>3</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>4</b>
<b>1 ÚVOD</b> .....	<b>5</b>
1.1 BENTICKÁ ŘASOVÁ SPOLEČENSTVA .....	5
1.2 SEZONNÍ DYNAMIKA .....	6
1.3 PROSTOROVÁ DIVERZITA .....	7
1.4 NEUTRÁLNÍ VS. NIKOVÝ MODEL BIODIVERZITY .....	10
1.5 CÍLE PRÁCE .....	12
1.6 KRÁŠIVKY JAKO VHODNÁ MODELOVÁ SKUPINA .....	13
<b>2 MATERIÁL A METODY</b> .....	<b>15</b>
2.1 STUDOVANÉ LOKALITY .....	15
2.1.1 Sezonně odebírané lokality - charakteristika .....	15
2.1.1.1 NPP Swamp .....	15
2.1.1.2 PR Rašeliniště Na Čihadle .....	16
2.1.2 Jednorázový odběr většího území .....	17
2.2 ODBĚR VZORKŮ .....	18
2.3 STATISTICKÉ HODNOCENÍ DAT .....	20
<b>3 VÝSLEDKY</b> .....	<b>25</b>
3.1 SEZONNÍ STUDIUM LOKALIT - PROSTOROVÁ HETEROGENITA A ČASOVÁ DYNAMIKA .....	25
3.1.1 Druhová bohatost a diverzita .....	25
3.1.2 Podobnost druhového složení – tůně, sezony, odběry .....	26
3.1.3 Mantelovy testy .....	31
3.1.4 Vliv jednotlivých environmentálních proměnných .....	33
3.1.5 Rozklad vysvětlené variability .....	34
3.1.6 Vytrvalost lokálních populací .....	36
3.2 JEDNORÁZOVÝ PRŮZKUM ŠIRŠÍHO OKOLÍ SEZONNĚ STUDOVANÝCH LOKALIT .....	37
3.2.1 Druhová bohatost a diverzita .....	37
3.2.2 Mantelovy testy .....	37
3.2.3 Vliv environmentálních parametrů na diverzitu a druhové složení .....	39
3.2.4 Rozklad vysvětlené variability .....	40
3.2.5 Velikosti druhů .....	41
3.2.6 Regionální četnosti druhů .....	42
<b>4 DISKUSE</b> .....	<b>44</b>
4.1 DRUHOVÁ BOHATOST .....	44
4.2 FAKTORY OVLIVŇUJÍCÍ SPOLEČENSTVA NA RŮZNÉM MĚŘÍTKU .....	45
4.2.1 Dostupnost vhodného habitatu a rozšíření druhů .....	47
4.3 VLIV ENVIRONMENTÁLNÍCH PROMĚNNÝCH .....	48
4.3.1 pH .....	48
4.3.2 Vodivost .....	48
4.3.3 Trofie .....	49
4.4 SEZONNOST .....	49
<b>5 ZÁVĚR</b> .....	<b>53</b>
<b>6 CITOVANÁ LITERATURA</b> .....	<b>55</b>
<b>7 PŘÍLOHY</b> .....	<b>63</b>



## Souhrn

Důležitou složkou diverzity protistních společenstev je kromě prostorové heterogenity také časová variabilita. Prostorová a časová variabilita společenstev mikrofytobentosu stojatých vod je často značná a pozorovatelná v relativně malém prostorovém měřítku. Krásivky (Zygnematophyceae) jsou charakteristickou součástí fyto­bentosu rašelinných biotopů. Navzdory tomu, že hrají důležitou roli v primární produkci a jsou dobrými indikátory biologické hodnoty ekosystému, práce o jejich sezonnosti a prostorové heterogenitě jsou ojedinělé.

V diplomové práci jsem zkoumal, jestli lze popsat společenstva bentických krásivek spíše neutrálním nebo nikovým modelem, a dále jsem se zaměřil na faktory, které ovlivňují jejich diverzitu, prostorovou heterogenitu a sezonní dynamiku na lokálním prostorovém měřítku. Studii jsem prováděl na dvou typově odlišných lokalitách – minerotrofních nížinných rašeliništích (Dokesko) a ombrotrofních vrchovištích (Jizerské hory).

Sezonní změny ve složení společenstev se nepodařilo prokázat. Tento fakt může být dán tím, že větší početnosti druhů v lokálních populacích mohou snížit pravděpodobnost lokální extinkce a také omezit uchycení jiných druhů tím, že monopolizují dostupné zdroje.

Prioritním efektem a následnou monopolizací mohla být také způsobena prostorová autokorelace společenstev na malém měřítku (metry – stovky metrů), kde byly většinou podobné hodnoty environmentálních parametrů.

Naproti tomu na lokálním měřítku (desítky metrů – kilometry) byla společenstva strukturována především abiotickými parametry prostředí (hlavně pH a vodivosti), zatímco případné rozdíly ve schopnosti šíření neměly průkazný vliv. Toto zjištění podporuje hypotézu, že distribuci společenstev bentických krásivek na lokálním prostorovém měřítku lze popsat spíše nikovým modelem (niche-based model).

### **Klíčová slova:**

diverzita, environmentální gradient, epipelon, krásivky, monopolizační hypotéza, nikový model, prostorová heterogenita, rašeliniště, sezonnost

## **Abstract**

Besides spatial heterogeneity, an important component of diversity of the protist communities is also the variation in species assemblages through time (temporal turnover). Spatial and temporal variation in patterns of distribution and abundance of lentic microphytobenthos assemblages is often large and occurs at relatively small spatial scale. Desmids (*Zygnematophyceae*) often constitute a characteristic part of the microphytobenthos of peat bogs. Despite their important role in primary production and fact that they are useful indicators of ecosystem uniqueness, investigations of their seasonality and spatial distribution are scarce.

In my thesis I have investigated if desmid epipellic communities are driven rather by neutral or niche-based processes, and I also focused on the factors affecting their diversity, seasonal dynamics and spatial patterns at the local spatial scale. The study was conducted at the two different types of biotopes – minerotrophic lowland peat bogs (Doksy region) and ombrotrophic raised bogs (Jizera Mountains region).

Seasonal changes in species composition and diversity of assemblages were not evident. This may be affected by a monopolization effect and also that local abundance of species was positively correlated with population persistence, which suggests that high local abundance may prevent local extinction.

At smaller spatial scale (meters to hundreds of meters) the species composition was primarily driven by distance of the localities rather than environmental parameters. This was probably caused by the fact that nearby pools had similar environmental condition. This phenomenon could be also induced by priority effect and subsequent monopolization of resources, which has resulted in their reduced availability for another potentially colonizing species.

Contrary to the smaller spatial scale, at regional scale (tens of meters to kilometers) the differences in species composition between sites were primarily correlated with environmental parameters (especially pH and conductivity), but not with the geographic distance of the localities. This pattern suggests that niche-based control, rather than the effect of dispersal limitation, is the main driving force in the species composition of epipellic desmids at this spatial scale.

### **Key words:**

diversity, environmental gradient, epipellic desmids, monopolization hypothesis, niche-based model, peat bogs, seasonality, spatial heterogeneity

# 1 Úvod

## 1.1 Bentická řasová společenstva

Termínem bentos (Wetzel, 1983) jsou popisována společenstva organismů spojená s jakýmkoliv rozhraním pevného a tekutého substrátu ve vodním prostředí. Tyto organismy osidlují téměř všechny typy substrátů, na kterých tvoří různorodá a komplexní společenstva (Pouličková *et al.*, 2008), přičemž hlavním faktorem ovlivňujícím distribuci primárních producentů (sinice, řasy a vyšší rostliny) je především dostupnost světelného záření. Podle dostupnosti světelného záření se dělí oblast dna na litorál (fotická zóna), kde je dostatek světla a převládá zde primární produkce, a na profundál (afotická zóna), kde naopak převládá sekundární produkce (Round, 1981). Jednotlivým kritériem pro označení společenstev bývá typ substrátu, se kterým jsou asociována. Burkholder (1996) rozlišuje z hlediska typu substrátu, s nímž jsou asociovány, tyto hlavní skupiny řas:

- a) epilittické – na tvrdém, relativně inertním substrátu, který je větší než většina řas (např. kamení a štěrky);
- b) epipsamické – na písčitém podkladu;
- c) epipelické – na anorganických nebo organických sedimentech, jejichž velikost je menší než většina jednobuněčných organismů;
- d) epifytické – na vyšších rostlinách a větších řasách, které poskytují relativně stabilní substrát, který je větší než epifytická řasa;
- e) metafyton – označení pro řasy, které nejsou přímo připojeny k substrátu, ale ani volně rozptýlené ve vodním sloupci. Metafyton je často jen volně asociován se substrátem. Vyskytuje se v mnoha formách a má různý původ - například z epifytonu (Goldsborough & Robinson, 1996).

Někteří autoři (např. Metting, 1981) považují za součást bentosu také edafické (půdní) řasy, protože jsou asociovány se substrátem.

Přestože společenstva fyto-bentosu jsou velice důležitými primárními producenty v mnoha ekosystémech (např. Wetzel, 1964; Mayer & Likens, 1987; Cronk & Mitsch, 1994), jejich studiu se věnuje nepoměrně méně prací v porovnání s fytoplanktonem (Sommer *et al.*, 1986; Lowe, 1996; Vadeboncoeur *et al.*, 2002; Pouličková *et al.*, 2008). Navíc ekologii bentických společenstev v rašeliništích je věnováno velice málo pozornosti v porovnání s jinými sladkovodními ekosystémy (např. jezera, potoky, řeky, jiné mokřady apod.; Goldsborough & Robinson, 1996).



## 1.2 Sezonní dynamika

Důležitou součástí diverzity je kromě prostorové variability společenstev také její časová složka (Macarthur & Wilson; 1963; Korhonen *et al.*, 2010). Tato variabilita bentických společenstev v průběhu času je ale studována v menší míře, pravděpodobně kvůli větší časové náročnosti sběru dat (Roubal, 1959; Micheli *et al.*, 1999). Průzkum prováděný delší dobu na jedné lokalitě je velice důležitý nejen pro zachycení sezonní dynamiky, ale i pro poznání  $\alpha$ -diverzity mikroorganismů. Mnohé organismy se mohou vyskytovat pouze v určité roční dobu, a proto mohou být při jednorázovém odběru snadno přehlédnuty. To pak může způsobit, že snadno dojde ke zkreslení výsledků pozorování, a tím i k podhodnocení diverzity v dané oblasti (Roubal, 1959; Zalack *et al.*, 2006).

V mořských ekosystémech jsou obecně pozorovány menší časové změny společenstev vzhledem k menším sezonním fluktuacím ve fyzikálně-chemických parametrech prostředí například oproti jezerům a řekám (Adler *et al.*, 2005; Allan & Castillo, 2007; Korhonen *et al.*, 2010). I přes menší důležitost časové variability ve složení společenstev mořských řas ve prospěch variability prostorové byla například ve studii Rindi & Battelli (2005) časová variabilita patrná. Největší sezonní změny se vyskytovaly mezi obdobími zima – jaro a léto – podzim. Zřetelnou sezonní dynamiku makrofyto-bentosu také popisují Sousa-Dias & Melo (2008) z okolí ústí řeky Tagus v Portugalsku, kde definovali různé kategorie řas (založené na dominanci některých druhů), které se vyskytovaly v různých obdobích roku v závislosti na teplotě vody.

Rozsah sezonní dynamiky ve sladkovodních ekosystémech je převážně ovlivněn lokálním klimatem a s tím souvisejícími teplotními změnami. Například trvale zamrzlá amiktická<sup>1</sup> jezera v Antarktidě (Heath, 1988) mají prostředí pro perifyton výrazně odlišné od dimiktických<sup>2</sup> jezer v temperátních oblastech (Kingston *et al.*, 1983).

Rozmezí sezonních teplotních výkyvů se také liší v rámci mikrobiotopů podél hloubkového gradientu. V hlubších vrstvách jsou obvykle menší fluktuace teplotních rozdílů (Kingston *et al.*, 1983). V rašeliništích se dají očekávat velké teplotní fluktuace jak během dne, tak i během roku, což je způsobeno relativně malou hloubkou vody a tmavou barvou substrátu, která má za následek vysokou teplotu vody v letním období za intenzivního slunečního svitu (Roubal, 1959).

---

<sup>1</sup> Jezera, v nichž nedochází k míchání vody a jsou trvale pokryta ledem (vyskytují se v chladných klimatických pásech; Lewis, 1983).

<sup>2</sup> Jezera, v nichž probíhá míchání vody dvakrát během roku - obvykle v jarním a podzimním období. V letním a zimním období jsou jezera teplotně stratifikována (tato jezera jsou typická pro mírný klimatický pás; Lewis, 1983).

Machová-Černá & Neustupa (2009) zjistili, že sezonní cyklus společenstev perifytonu temperátního rašeliniště byl obecně charakteristický zvyšováním diverzity a snižováním dominance jednotlivých druhů v průběhu roku. Autoři vyvozují, že tento efekt je pravděpodobně způsoben disturbancí zimními teplotními minimy, po kterých je na stanovišti menší počet dominantních druhů, s následným vzrůstem diverzity během roku.

### 1.3 Prostorová diverzita

Znalost prostorové struktury bentických společenstev napomáhá porozumění ekologickým procesům, jakými jsou například sukcese, kolonizace, diferenciací nik, kompetice aj. (Ricklefs & Schluter, 1993). Rozpoznání prostorové variability druhového složení společenstev ve vodních ekosystémech je klíčové pro zhodnocení jejich biodiverzity a také pro následné vytvoření adekvátních ochranných opatření těchto ekosystémů (Coleman, 2002). Také z těchto důvodů jsou analýzy vlivu environmentálních a prostorových faktorů aktuálním tématem v ekologii vodních společenstev. Významnost působení environmentálních a biotických faktorů závisí především na prostorovém měřítku a studovaném ekosystému.

#### *Velké měřítko*

Mezi faktory ovlivňující mořská společenstva na velkém měřítku (kilometry – stovky km) patří především abiotické faktory, jako například složení a struktura substrátu (Rindi & Battelli, 2005), doba obnažení podkladu během odlivu (Saburova *et al.*, 1995) a hydrodynamika (např. intenzita vln; Méléder *et al.*, 2007).

Struktura sladkovodních společenstev fyto-bentosu na velkém měřítku je především ovlivněna základními fyzikálně-chemickými parametry vody (např. pH, vodivost<sup>3</sup> a tvrdost vody, koncentrace určitých iontů, množství pevných částic a celkové množství fosforu a dusíku), dále pak geografickou polohou biotopů a historickými či evolučními faktory, které souvisejí s omezenou schopností šíření jednotlivých druhů (Soininen & Könönen, 2004; Soininen *et al.*, 2004; Robinson & Kawecka, 2005; Charles *et al.*, 2006; Soininen, 2007).

---

<sup>3</sup> Vodivost (konduktivita) vyjadřuje množství iontů rozpuštěných minerálních látek (elektrolytů) ve vodním prostředí.

### *Střední měřítko*

Na středním měřítku (kilometry) hrají významnou roli převážně abiotické faktory, schopnost šíření druhů a interakce mezi organismy. V mořských ekosystémech patří mezi důležité environmentální faktory zejména heterogenita a zrnitost substrátu a souhrnné vlastnosti sedimentu (Saburova *et al.*, 1995; Archambault & Bourget, 1996; Méléder *et al.*, 2007). Dále je pak složení společenstev ovlivněno dynamikou životního cyklu, různou schopností šíření a usazování migrujících jedinců (Santelices, 1990; Menge *et al.*, 1993; Rindi & Guiry, 2004) a interakcí s jinými organismy (např. přítomnost kolonií ústřic; Méléder *et al.*, 2007).

Ve sladkovodních ekosystémech patří mezi klíčové faktory ovlivňující heterogenitu společenstev zejména vlastnosti týkající se kvality vody (např. BOD<sup>4</sup>, celkové množství fosforu, koncentrace iontů NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a zakalení; Charles *et al.*, 2006). Společenstva rozsivek se zdají být ovlivněna mimo jiné také změnami ve světelných poměrech a rychlosti proudění na stanovišti, herbivorii a typem substrátu (Peterson & Stevenson, 1989; Ledger & Hildrew, 1998; Soininen, 2003).

### *Malé měřítko*

Na malém měřítku (v řádu centimetrů – metrů) jsou v mořských i sladkovodních ekosystémech důležité zejména biotické interakce a fyzikálně-chemické parametry prostředí (Saburova *et al.*, 1995; Rindi & Cinelli, 2000; Hillebrand *et al.*, 2001; Coleman, 2002; Rindi & Battelli, 2005).

Coleman (2002) ve své studii zaznamenala velkou prostorovou heterogenitu mořských makroskopických řas na různých měřítkách. Největší část variability byla patrná na malém měřítku několika desítek centimetrů, což naznačovalo, že lokální procesy, jakými jsou například kolonizace a diferenciacie nik, mohou hrát hlavní úlohu ve strukturování společenstev. Také Rindi & Cinelli (2000) a Rindi & Battelli (2005) zdůrazňují význam vlivu kolonizačních procesů, kompetice, imigrace a heterogenity substrátu na rozdíly ve druhovém složení pobřežních řasových společenstev ve Středomoří. Archambault & Bourget (1996) pozorovali, že se vzrůstající hrubostí a heterogenitou substrátu byl patrný nárůst četností jednotlivých druhů mořských řas. Efekt může být způsoben tím, že útvary zvyšující heterogenitu substrátu (mezery, prohlubně, apod.) poskytují ochranu organismům před

---

<sup>4</sup> Biochemical Oxygen Demand – množství rozpuštěného kyslíku ve vodním tělese, které je potřebné pro aerobní organismy na rozložení veškerého organického materiálu v daném objemu vody při dané teplotě za určitou časovou jednotku (používá se pro zhodnocení míry organického znečištění vody).

odlivem způsobeným vysycháním a různými mechanickými disturbancemi (např. Dayton, 1971; Garrity, 1984; Bergeron & Bourget, 1986).

Ve sladkovodních ekosystémech patří mezi významné abiotické faktory zejména charakter mikrobiotopu, fyzikálně-chemické vlastnosti vody a intenzita světelného záření (Steinman & McIntire, 1987; Underwood & Chapman, 1996; Passy, 2001; Komárek, 2003). Passy (2001) zjistila, že rychlost proudění v potocích výrazně ovlivňuje distribuci rozsivek, zatímco ostatní prostorově závislé faktory (nejspíše biotické) hrají menší roli, nicméně mají také svůj podíl na strukturování společenstev. Oproti tomu Soininen (2004) došel k závěru, že rychlost proudění nemá silný efekt na společenstva rozsivek kalných toků ve Finsku. Podobné výsledky uvádí i McIntire (1968) v laboratorně-experimentální studii hodnotící vliv proudění a intenzity osvětlení na bentická řasová společenstva. Studie distribuce rozsivek v boreálních tocích ve Finsku (Soininen & Könönen, 2004) ukázala, že environmentální faktory (zejména pH, vodivost a celkové množství fosforu) vysvětlovaly největší část variability ve složení společenstev. Kromě fyzikálně-chemických vlastností vody hraje také často klíčovou roli charakter mikrobiotopu. Například v tocích je s velikostí substrátu spojena i jeho stabilita v proudu, což má za následek rozdílné složení a přizpůsobení společenstev (Cattaneo *et al.*, 1997). V rašeliništích autoři často pozorovali rozdíly mezi jednotlivými typy mikrohabitatů (např. Pals *et al.*, 2006; Machová-Černá & Neustupa, 2009). Černá (2010) popsala také rozdílné složení společenstev na malém měřítku v rašeliništi, které bylo patrně způsobeno jak podmínkami prostředí, tak i biotickými interakcemi mezi organismy (jako např. diferenciací nik, kompetice a predace).

## 1.4 Neutrální vs. nikový model biodiverzity

V současné době je mnoho ekologických hypotéz diskutováno v souvislosti s neutrální teorií biodiverzity a biogeografie (Hubbell, 2001). Hubbell předpokládá, že prostředí je saturováno jedinci a pouze zánik jednoho jedince umožní novému jedinci vstoupit do společenstva, což vede k neustálému posunu v četnosti druhů. Druhy z jedné trofické úrovně obsazují uvolněná místa ve společenstvu náhodně, přičemž místo je zaplněno libovolným druhem v závislosti na jeho početnosti v okolí a schopnosti šíření. Hubbellova teorie tedy diverzitu a rozšíření druhů vysvětluje nikoli diferenciací nik, ale právě stochastickými procesy (dynamikou speciace a extince) a rozdílnou schopností šíření druhů. Neutrální model aplikovaný na metaspolečenstva<sup>5</sup> předpokládá významný vliv náhodného šíření a stejnou fitness u všech druhů z jedné trofické úrovně koexistujících na lokalitě za současného zanedbání stabilizačních procesů ve společenstvu.

Alternativní tzv. nikový (*niche-based control*) model naopak předpokládá, že vnitrodruhové a mezidruhové vztahy společně s parametry prostředí na stanovišti určují složení společenstev (Hutchinson, 1957; Leibold *et al.*, 2004; Adler *et al.*, 2007). Jsou to jakékoli mechanismy, kdy je vnitrodruhové negativní působení větší než působení mezidruhové. Pokud počet jedinců daného druhu vzroste, relativně klesne jeho růstová rychlost oproti ostatním druhům ve společenstvu, což zamezí kompetitivnímu vyloučení jiného druhu ze společenstva – např. rozdíly mezi druhy v získávání zdrojů, klimatická tolerance, odolnost vůči predaci apod. (Chesson, 2000).

Pokud tedy složení společenstev nereflktuje změny v naměřených parametrech prostředí, ale spíše vzájemné geografické vzdálenosti lokalit, lze usuzovat spíše na neutrální charakter společenstva. Za platnosti neutrálního modelu by se dalo předpokládat, že abundance druhů na různých stanovištích jsou téměř stejné v průběhu času – méně hojné taxony budou vzácné a ze vzorků mohou vymizet kvůli náhodným demografickým fluktuacím, protože jejich počet bude moc nízký, zatímco hojné druhy si budou zachovávat svou dominanci. Oproti tomu při zjevné závislosti mezi složením společenstev a environmentálními parametry stanoviště lze usuzovat spíše na rozdílnost v ekologické valenci daných druhů (*niche-based control model*; Adler *et al.*, 2007).

Mezi těmito extrémními případy lze ovšem najít široké spektrum dalších příkladů, kdy se ukazuje, že složení společenstev je ovlivňováno oběma mechanismy (např. Freestone

---

<sup>5</sup> Soubor lokálních společenstev, která jsou spojena šířením potenciálně vzájemně se ovlivňujících druhů (Gilpin & Hanski, 1991; Wilson, 1992).

& Inouye, 2006; Rominger *et al.*, 2009), proto je možné neutrální a nikový model považovat za krajní případy, mezi nimiž leží reálná společenstva (Leibold & McPeck, 2006; Adler *et al.*, 2007).

Důležitým konceptem v ekologii mikroorganismů je tzv. teorie ubikvitního rozšíření mikrobiálních druhů (Becking, 1934; Finlay & Clarke, 1999; Finlay, 2002). V souvislosti s ubikvitní teorií byly popsány velké rozdíly ve schématech distribuce jednobuněčných a mnohobuněčných organismů. Podle ubikvitní teorie mají organismy menší než ca 1 mm kosmopolitní rozšíření na rozdíl od mnohobuněčných organismů, které jsou typicky omezeny na nějaký geografický region (Fenchel & Finlay, 2004). Globální distribuce jednobuněčných organismů patrně souvisí s obrovskými velikostmi populací a snadným pasivním šířením na velké vzdálenosti díky jejich malé velikosti a časté tvorbě dormantních stadií (Finlay *et al.*, 2001).

Různé studie ovšem ukazují, že některé protistní organismy vykazují omezenou schopnost šíření podobně jako mnohobuněčné organismy, proto nelze očekávat, že by byly rozšířeny kosmopolitně. Například Telford *et al.* (2006) ve své studii ukazují, že vztah mezi druhovým bohatstvím společenstev rozsivek a pH se významně měnil mezi regiony, což ukazuje, že metapopulace rozsivek vykazují spíše regionální než kosmopolitní charakter. Na významnost biogeografie u rozsivek poukazují také Vanormelingen *et al.* (2008), kteří na základě rešerše publikovaných studií usuzují, že rozsivky vykazují omezenou schopnost šíření a globální rozšíření může být zapříčiněno introdukcí zprostředkovanou člověkem. Fosilní nálezy a krátká generační doba některých protistních organismů ukazují na podobnou rychlost speciace, jako je u rostlin či živočichů (např. Montresor *et al.*, 2003; Soininen, 2007), proto mohou některé druhy vykazovat biogeografii například kvůli nedostatečnému času na jejich rozšíření (Foissner, 2008). V nesouladu s hypotézou, že malé organismy by měly být obecně kosmopolitní, je také například regionalita kapradin a mechorostů. Navzdory malé velikosti jejich výtrusů, které jsou tudíž přizpůsobené k snadnému pasivnímu šíření, jsou kapradiny a mechorosty často omezeny pouze na určitý geografický region (Foissner, 2006). Tyto rozpory vedly k vytvoření tzv. umírněného endemického modelu (*Moderate endemism model*; Foissner, 2006), který říká, že ne všechny protistní druhy jsou globálně rozšířeny a že ca 30 % všech protistních druhů je endemických.

Matematické modely druhového bohatství a výskytu druhů protist a mnohobuněčných organismů jsou porovnávány nejen celosvětově, ale také v závislosti na velikosti prostorového měřítka (Azovsky, 2002; Finlay, 2002; Soininen & Kokocinski, 2006). U protistních organismů je sklon křivky druhové bohatosti v závislosti na velikosti území relativně malý

oproti makroorganismům (Finlay, 2002), což značí, že u protist lze očekávat relativně větší podíl  $\alpha$ -diverzity<sup>6</sup> k  $\beta$ -diverzitě<sup>7</sup>. Obrovskou diverzitu jediného protistního rodu na lokalitě popsali Finlay & Clarke (1999), kteří našli 80 % z celkového množství všech popsáných zástupců rodu *Paraphysomonas* v jednom vzorku. Druhy, které byly často nalézány globálně, byly hojnější i v daném vzorku a zároveň globálně vzácnější druhy byly méně časté i v daném vzorku.

## 1.5 Cíle práce

Úzký vztah mezi globální a lokální diverzitou, který naznačují mj. publikace kolektivu B. J. Finlaye (např. Finlay *et al.*, 2001; Fenchel & Finlay, 2004), zvyšuje význam detailního studia protist v rámci lokality. V diplomové práci si proto kladu za cíl rozšířit poznatky o procesech působících na diverzitu a rozšíření vodních protistních organismů na lokálním prostorovém měřítku za využití bentických krásivek jako modelových organismů. Budu testovat významnost vlivu prostorových, sezonních a environmentálních faktorů prostředí na strukturu společenstev na dvou typově odlišných temperátních rašelinných biotopech.

Odpovědi budu hledat na následující otázky:

- Vykazují společenstva bentických rašelinistních krásivek na lokálním prostorovém měřítku prostorovou strukturu ovlivněnou náhodnými procesy (naznačující neutralitu), nebo jsou spíše strukturovány parametry prostředí (což by naznačovalo *niche-based control*)?
- V případě, že je diverzita a podobnost společenstev korelována spíše s parametry prostředí než s prostorovou vzdáleností, které parametry vysvětlují největší podíl variability ve druhovém složení na lokalitách?
- Lze u krásivek pozorovat závislost mezi rozšířením a velikostí druhů? (Jsou například menší druhy, u kterých by se dalo očekávat snadnější pasivní šíření, více rozšířeny na studovaném území než větší druhy?)
- Jakým způsobem působí sezonní změny na složení společenstev? Má zamrzání tůní významný vliv a působí jako výrazná disturbance? Odráží se sezonní změny v diverzitě společenstev, abundancích a zastoupení jednotlivých druhů na lokalitě?

---

<sup>6</sup> lokální diverzity druhů na stanovišti (Whittaker, 1960)

<sup>7</sup> změny druhového složení mezi lokalitami (či na gradientu podmínek prostředí; Whittaker, 1960)

## 1.6 Krásivky jako vhodná modelová skupina

Krásivky jsou sladkovodní mikroskopické zelené řasy, patřící do třídy Zygnematophyceae v rámci vývojové linie Streptophyta. Tradiční taxonomie této skupiny je založena na morfologii buněk, ultrastruktuře buněčné stěny a struktuře chloroplastu (Mix, 1972). Na základě ultrastruktury buněčné stěny se třída Zygnematophyceae dělí na dva řády – Desmidiiales a Zygnematales (Mix, 1972; Růžička, 1977). Řád Zygnematales je charakteristický jednodílnou hladkou buněčnou stěnou bez pórů a ornamentace a zahrnuje v sobě čeledi Zygnemataceae (druhy tvořící vlákna) a Mesotaeniaceae (jednobuněční zástupci). Oproti tomu řád Desmidiiales má vícedílnou buněčnou stěnu s póry a složitější ornamentací. Podle recentních molekulárních dat (např. Gontcharov, 2008) se zdá, že řád Desmidiiales je monofyletický, zatímco řád Zygnematales a jeho čeledi Zygnemataceae a Mesotaeniaceae monofyletické nejsou. Za krásivky se v tradičním slova smyslu považují jen zástupci řádu Desmidiiales a jednobuněční zástupci řádu Zygnematales – čeleď Mesotaeniaceae.

Krásivky se vyskytují téměř výhradně ve sladkých stojatých nebo jen mírně tekoucích vodách. Největší množství druhů lze nalézt v oligotrofních až mezotrofních, mírně kyselých habitatech, jako jsou rašeliniště, slatiniště, okraje rybníků a jezer (Coesel, 1982). V eutrofních vodách jsou schopny přežít jen malé druhy s kratší generační dobou, které jsou schopny konkurovat ostatním rychle se množícím skupinám řas (Coesel, 1982). Poměrně specifické ekologické nároky krásivek, jejich relativně snadná determinace založená na morfologii buněk a kratší životní cyklus (např. oproti zoobentosu, který je také pro podobné účely studován; Soininen & Könönen, 2004) z nich činí vhodné objekty pro hodnocení ekologické stability a biologické hodnoty sladkovodních ekosystémů (např. Coesel, 2001; Krasznai *et al.*, 2008; Šťastný, 2010). Krásivky jsou také významnými primárními producenty v mokřadních ekosystémech a hrají významnou roli při kolonizaci nových substrátů (Domozych & Domozych, 2008). Ačkoli mezi hlavní charakteristiky krásivek patří mj. charakteristický způsob jejich pohlavního rozmnožování – spájení (konjugace), častěji se rozmnožují vegetativně – dělením buněk (Coesel & Meesters, 2007).



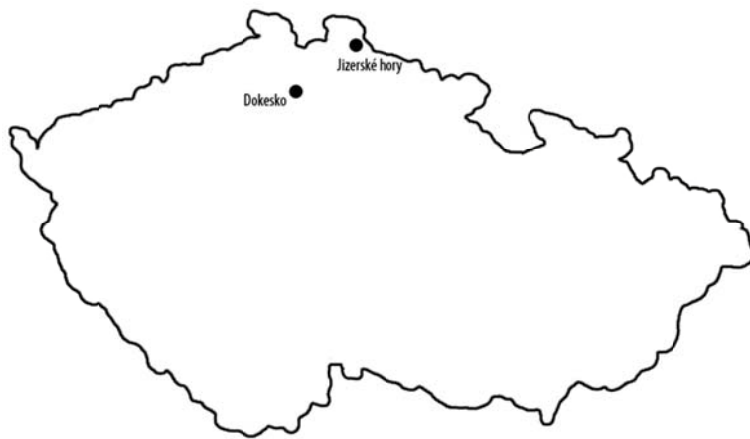
Krásivky jsou vhodnou modelovou skupinou pro studie zabývající se ekologií sladkovodních bentických mikroorganismů z několika důvodů:

- i) díky značné morfologické rozmanitosti ve tvaru (ornamentace buněčné stěny a povrchové struktury, ploché, kulovité nebo tri – polyradiální buňky) a různé velikosti buněk se mohou lišit ve schopnosti šíření, která pravděpodobně vymezuje jejich geografickou distribuci (Coesel, 1996);
- ii) v rámci determinace jsou pozorovány živé (nebo fixované) buňky, což umožňuje zachytit aktuální stav jejich výskytu na lokalitě a eliminuje započtení neživých buněk např. ze sedimentů (jak tomu může být při pozorování schránek rozsivek v trvalých preparátech nebo šupin chrysomonád v elektronovém mikroskopu);
- iii) v životním cyklu některých druhů se vyskytuje pohlavní rozmnožování, které je zakončeno tvorbou tlustostěnných a odolných zygospór, což může hrát významnou roli pro dlouhodobé přežití zejména na lokalitách s fluktuujícími podmínkami prostředí (např. nestálý hydrologický režim v mnoha rašeliništích; Coesel, 2004);
- iv) z dostupné literatury je zřejmé, že nebyly doposud dostatečně zkoumány z hlediska nastíněné problematiky.

## 2 Materiál a metody

### 2.1 Studované lokality

Ke studii bylo vybráno celkem 40 odběrových míst na Dokesku a v Jizerských horách (obr. 1). Lokality jsou dosti rozdílného charakteru, z hlediska trofie a pH. Dokeské lokality mají charakter nížinných minerotrofních rašelinišť s vyššími hodnotami trofie a pH, zatímco lokality v Jizerských horách jsou spíše ombrotrofní vrchoviště s nízkými hodnotami pH a trofie (Štěpánková *et al.*, 2008; Šťastný, 2010). Takto rozdílné lokality jsem vybral z důvodu možnosti porovnání a obecnější interpretace výsledků o krásivkách v rašeliništních ekosystémech. Fotografie jednotlivých sezonně odebíraných tůní jsou v Příloze 7.



**Obr. 1:** Mapa ČR s vyobrazením polohy studovaných lokalit

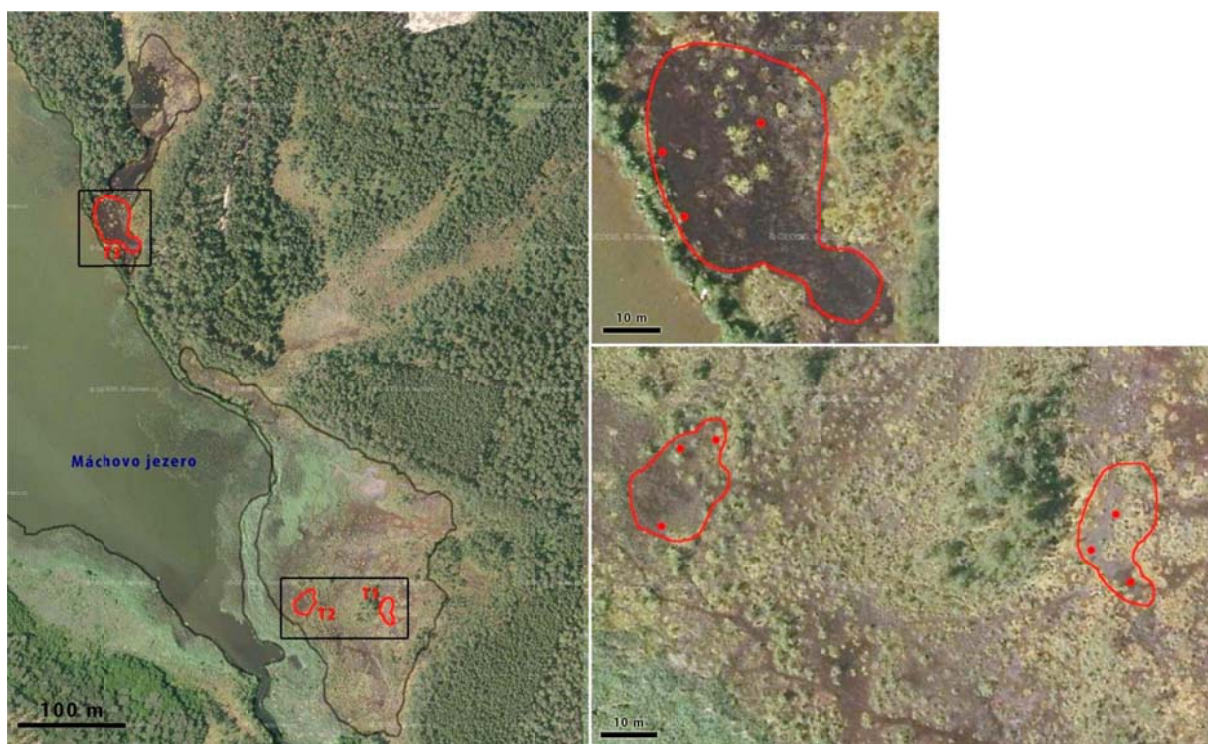
#### 2.1.1 Sezonně odebírané lokality - charakteristika

##### 2.1.1.1 NPP Swamp

Národní přírodní památka Swamp se nachází v severních Čechách ca 1,5 km severovýchodně od města Doksy u jihovýchodního okraje Máchova jezera v nadmořské výšce okolo 265 m n. m. (obr. 2). Lokalita se nachází v malých zátokách, které jsou pozůstatkem původní mělčiny glaciálního jezera. Podklad tvoří pískovce a písčité náplavy, na nichž je vytvořena poměrně nízká vrstva humolitu. Vznik rašeliniště byl podmíněn zvýšením hladiny podzemní vody při založení vodní nádrže Máchovo jezero ve 14. století. Z tohoto důvodu je také množství vody v rašeliništi závislé na množství vody v Máchově jezeře.

Převážná část severního cípu lokality (T3) je porostlá rašelínkem, voda je zde oligotrofní a silně kyselá. Rašeliniště je od jezera odděleno rovnou zpevněnou hrází, která ho chrání před eutrofní a mírně zásaditou vodou z jezera.

Jižní část lokality má více heterogenní porost, a je zde zřetelnější gradient pH a trofie. Její východní část (T1) je pokryta převážně rašeliníkem a je oligotrofní a kyselá. Západním směrem blíže k jezeru (T2) se podmínky postupně mění v oligo-mezotrofní a mírně kyselé díky litorálním rákosinovým porostům a blízkosti Máchova jezera. Seznam míst, GPS souřadnice a naměřené parametry prostředí jsou shrnuty v Příloze 3.

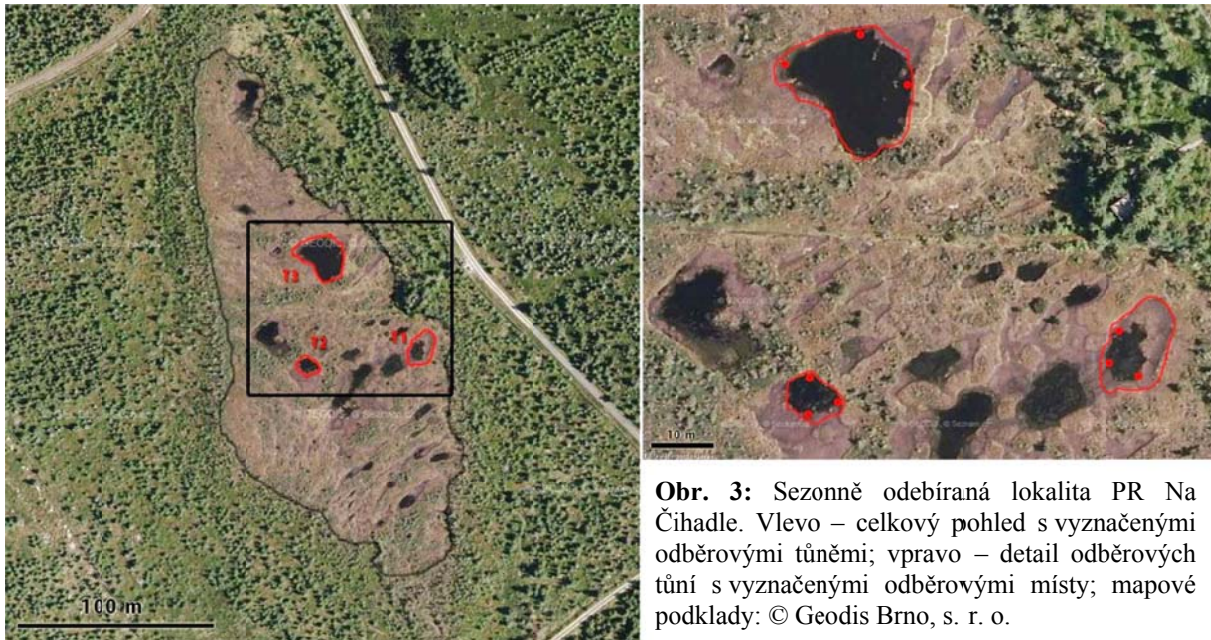


**Obr. 2:** Sezonně odebíraná lokalita NPP Swamp. Vlevo – celkový pohled na lokalitu s vyznačenými odběrovými tůněmi; vpravo dole – odběrové tůně T1 a T2 s vyznačenými odběrovými místy; vpravo nahoře – odběrová tůň T3 s vyznačenými odběrovými místy; mapové podklady: © Geodis Brno, s. r. o.

### 2.1.1.2 PR Rašeliníště Na Čihadle

Přírodní rezervace Na Čihadle (obr. 3) je vrcholové rašeliníště v sedle mezi Smědavskou a Černou horou v nadmořské výšce okolo 970 m n. m. Lokalita je charakteristická velmi nízkými hodnotami pH a vodivosti. Kyselost lokalit v Jizerských horách je mimo jiné pozůstatkem znečištění vzduchu ve druhé polovině 20. století, což vedlo ke značnému poškození horského ekosystému jako celku (Štěpánková *et al.*, 2008). Jizerské hory jsou charakteristické ideálními podmínkami pro výskyt horských rašeliníšť díky vlhkému a chladnému klimatu, chudému a kyselému podloží a jen slabě zbrzděnému terénu. Většina rašeliníšť má charakter vrchoviště s dominujícími porosty rašeliníku a občasnými tůněmi (Jóža & Vonička, 2004). Seznam míst, GPS souřadnice a naměřené parametry prostředí jsou shrnuty v Příloze 3.

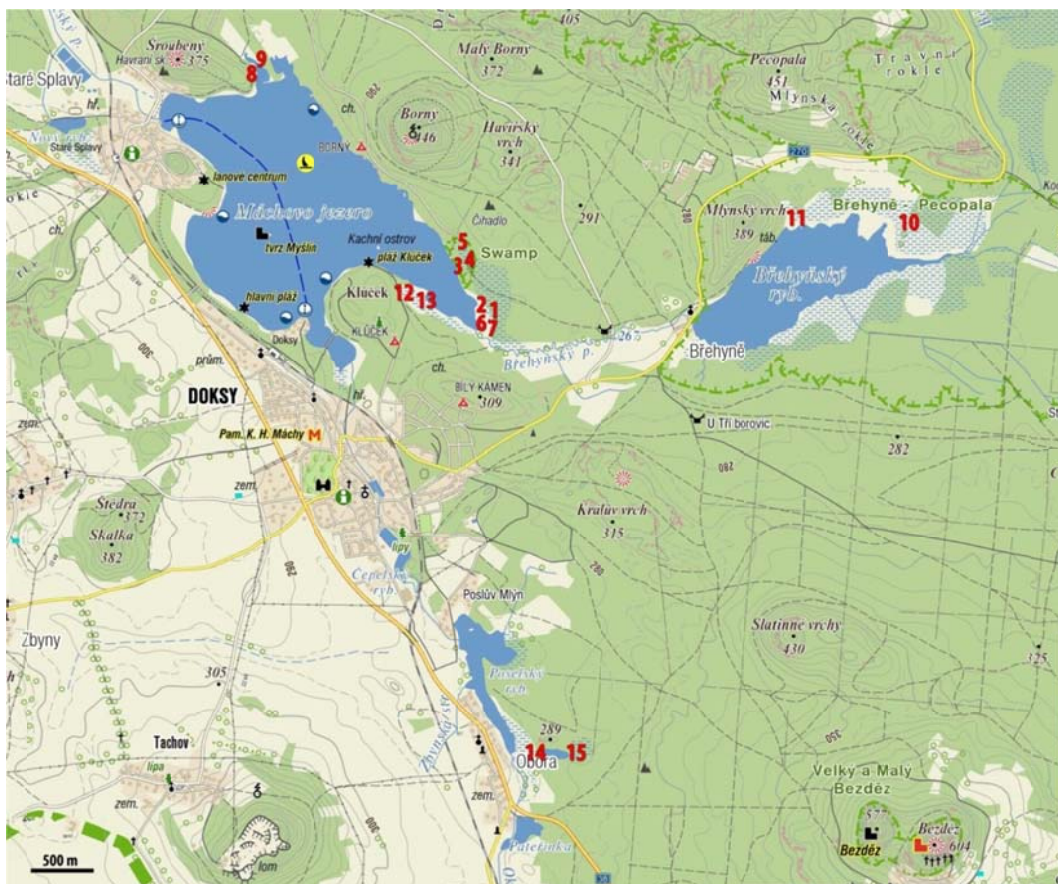




**Obr. 3:** Sezonně odebíraná lokalita PR Na Čihadle. Vlevo – celkový pohled s vyznačenými odběrovými tůněmi; vpravo – detail odběrových tůní s vyznačenými odběrovými místy; mapové podklady: © Geodis Brno, s. r. o.

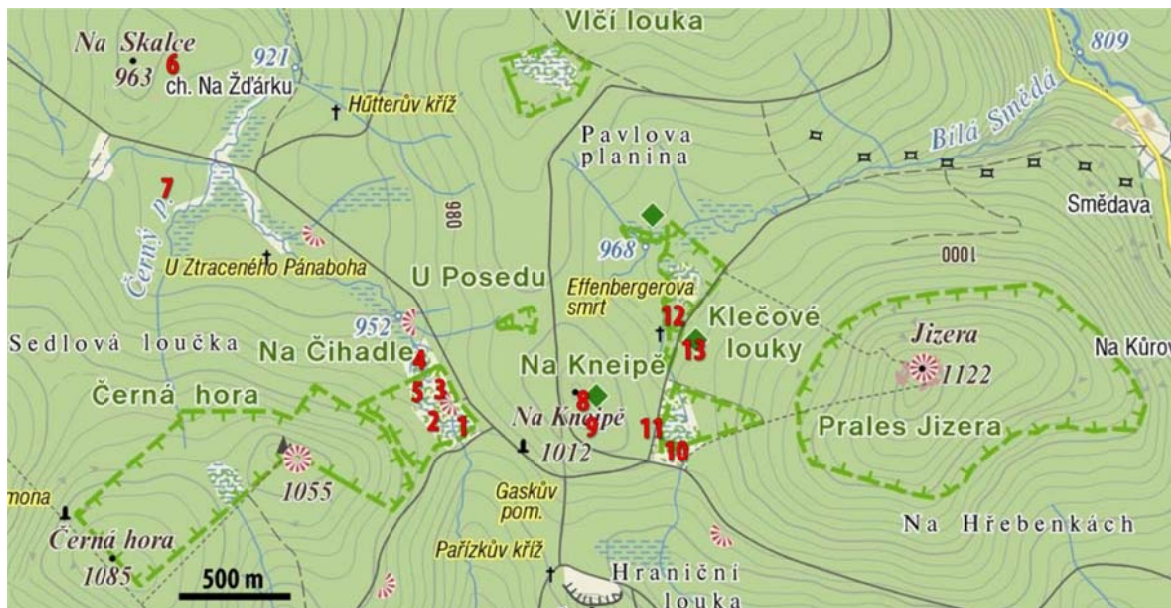
### 2.1.2 Jednorázový odběr většího území

Seznam lokalit, GPS souřadnice a naměřené parametry prostředí jsou shrnuty v Příloze 5. Poloha jednotlivých lokalit je vyobrazena na obr. 4 a 5.



**Obr. 4:** Mapa s vyobrazenými místy odběrů vzorků (1 – 15) při jednorázovém odběru lokalit na Dokesku v létě 2010; mapové podklady: © SHOCart, s. r. o.





**Obr. 5:** Mapa s vyobrazenými místy odběrů vzorků (1 – 13) při jednorázovém odběru lokalit v Jizerských horách v létě 2010; mapové podklady: © SHOCart, s. r. o.

## 2.2 Odběr vzorků

### *Práce v terénu*

Pro odběr sezonních vzorků jsme vybrali 3 tůně (T1 – T3) a v rámci nich 3 odběrová místa na každé lokalitě. Vzdálenost mezi jednotlivými tůněmi byla ca 50 – 435 m a mezi jednotlivými odběrovými místy v rámci jedné tůně pak 3 – 17 m v závislosti na velikosti tůně.

Všechna tato místa jsem odebíral 4× ročně (zhruba po 3 měsících) pro zachycení dané sezony v období podzim 2009 – podzim 2011. Pouze odběr ze zimního období 2009/2010 se mi nepodařilo provést z důvodu špatného načasování (sněhová pokrývka už byla roztátá). V zimě 2010/2011 se mi dva vzorky v PR Na Čihadle nepodařilo odebrat kvůli nenalezení odběrových míst (po jednom z tůní T1 a T3) z důvodu vysoké sněhové pokrývky na lokalitě.

Pro jednorázový odběr většího území jsme vytipovali odběrová místa v širším okolí sezonně studovaných lokalit (ca do vzdálenosti 6 km na Dokesku – 15 lokalit, resp. 3 km v Jizerských horách – 13 lokalit). Tento odběr se uskutečnil v červenci 2010 v rámci dvou dnů. Všechna odběrová místa jsme vybrali s ohledem na co nejpodobnější charakter mikrohabitatu (epipelon), aby byl co nejvíce eliminován vliv substrátu.

Vzorky jsem odebíral pomocí plastové stříkačky o objemu 10 ml vždy na ploše 1 m<sup>2</sup> z vrchní části epipelonu. Z této plochy jsem náhodně odebral 5 – 8 dílčích vzorků, které jsem následně umístil do jedné plastové lahvičky na vzorky, aby druhové složení bylo charakteristické pro celé odběrové místo. Vzorky jsem fixoval formaldehydem (38 % obj.) na

výslednou koncentraci 2 – 4 % v den odběru, aby se zabránilo případnému množení buněk. Hodnoty pH a vodivosti jsem měřil na místě pomocí kombinovaného pH/konduktometru WTW 340i (WTW GmbH, Germany).

### *Laboratorní hodnocení*

Na odběrových místech jsem dále odebíral vzorky volné vody, která byla následně použita pro laboratorní zjištění celkového obsahu dusíku (TN) a celkového obsahu fosforu (TP) pomocí přístroje Hach colorimeter DR/890. Celkový obsah dusíku jsem zjišťoval metodou persíranové digesce, kde se všechny formy dusíku převedou na dusičnany pomocí zásadité persíranové digesce. Dusičnany následně reagují s kyselinou chromotropovou v silně kyselém prostředí za vzniku žlutého komplexu s maximem absorpance při 410 nm. (Hach total nitrogen kit, method no. 10071). Celkové množství fosforu jsem stanovoval pomocí metody kyselé persíranové digesce (Hach total phosphorus kit, method no. 8190). Při této metodě se všechny organické a kondenzované anorganické formy fosforu převedou na orthofosfáty pomocí zahřátí s persíranem v kyselém prostředí. Orthofosfáty dále reagují s molybdenanem za vzniku komplexu, který je redukován pomocí kyseliny askorbové, čímž vznikne intenzivní modrá barva, která má maximum absorpance při 880 nm.

Průměrnou teplotu jsem vypočetl jako aritmetický průměr průměrných teplot vzduchu za 30 dní, které předcházely odběru. Data o teplotě jsem převzal z Meteorologické stanice Praha – Ruzyně<sup>8</sup>. Teploty vody, které jsem naměřil přímo na místě, jsem nepoužil kvůli jejich velkým denním výkyvům a závislosti mj. na intenzitě slunečního záření a rozdílným objemům tůní (Roubal, 1959).

Determinaci druhů jsem prováděl pomocí optického mikroskopu Olympus CX 31 při zvětšení 200x, menší či obtížněji určitelné druhy pak při zvětšení 400x. Z každého vzorku jsem určil 200 buněk krásivek (Pals *et al.*, 2006; Neustupa *et al.*, 2011) do druhu (podle Růžička, 1977, 1981; Lenzenweger, 1996, 1997, 1999, 2003; Coesel & Meesters, 2007). Vlákňité druhy (např. *Desmidium*, *Hyalotheca* apod.) jsem do studie nezařadil kvůli nemožnosti jednoznačně definovat pojem jedinec (např. 1 buňka vs. 1 vlákno apod.). Velikosti a objemy (*Biovolume*) buněk jednotlivých druhů jsem převzal z literatury (délka a šířka z Coesel & Meesters, 2007; Šťastný, 2010; objem z Neustupa *et al.*, 2011; Neustupa – unpubl. data). U druhů, pro které nebyla data o objemu dostupná (mesotaeniální druhy), jsem

---

<sup>8</sup> volně dostupné z: [http://www.tutiempo.net/en/Climate/Praga\\_Ruzyne/115180.htm](http://www.tutiempo.net/en/Climate/Praga_Ruzyne/115180.htm)

objem dopočetl pomocí vzorce pro výpočet protáhlého elipsoidu ( $\pi/6 \cdot \text{délka} \cdot \text{šířka}^2$ ; podle Hillebrand *et al.*, 1999).

## 2.3 Statistické hodnocení dat

### *Druhová data*

Pro vypočtení druhové bohatosti a Shannonova indexu diverzity (Shannon & Weaver, 1949) jsem použil všechny nalezené druhy. Do ostatních statistických analýz jsem zahrnul pouze druhy, jež se vyskytovaly na nejméně 3 místech nebo s relativní četností větší než 1 % v alespoň jednom vzorku (Weilhoefer & Pan, 2006). Počty jednotlivých druhů jsem transformoval pomocí odmocninové transformace, aby se zmenšily případné velké rozdíly v četnostech druhů (McCune & Grace, 2002). Pro vyjádření podobnosti jednotlivých vzorků dle jejich druhového složení jsem vypočetl Bray-Curtisův (Bray & Curtis, 1957) a Sørensenův index (Sørensen, 1948) v programu PRIMER 6<sup>®</sup> (Clarke & Gorley, 2006). Dva různé indexy jsem zvolil kvůli možnosti porovnat případné odlišnosti při výpočtech s četnostmi jednotlivých druhů ve vzorku (Bray-Curtisův index), či pouze jejich přítomností či absencí (Sørensenův index). Výsledné hodnoty testů obdržené na základě Sørensenova indexu uvádím v kapitole Výsledky pouze v případech, kdy se od sebe výsledky založené na těchto dvou indexech významněji lišily.

Porovnávání variability indexů podobnosti jsem prováděl pomocí neparametrických Mann-Whitney nebo Kruskal-Wallis testů (Legendre & Legendre, 1998) v programu Past (ver. 2.11; Hammer *et al.*, 2001). Parametrické testy (t-test, ANOVA) jsem kvůli častému porušení předpokladu normálního rozdělení nepoužíval. Normalitu rozdělení jsem testoval pomocí Shapiro-Wilkova testu (Shapiro & Wilk, 1965) v programu Past. Pro grafické znázornění rozdílů mezi skupinami hodnot druhové bohatosti, diverzity či podobnosti jsem používal krabicové grafy.

U skupin vzorků, kde byly zjištěny rozdíly ve druhovém složení, jsem pomocí metody SIMPER (*Similarity percentages*) implementované v programu PRIMER 6<sup>®</sup> testoval, které druhy nejvíce přispívají k rozdílnosti těchto skupin. Používal jsem dvoucestnou metodu, která umožňuje odstranit vliv třetí proměnné (např. při zjišťování, které druhy přispívají nejvíce k rozdílnosti jednotlivých tůní za současného odstranění vlivu jednotlivých odběrů; Clarke & Gorley, 2006).

Nemetrické mnohorozměrné škálování (NMDS; Kruskal, 1964; Clarke, 1993; Méléder *et al.*, 2007) s Bray-Curtisovým indexem podobnosti jsem použil pro zobrazení struktury v datech o druzích ve dvourozměrném prostoru za použití programu Past.

Pomocí analýzy ANOSIM (*Analysis of Similarities* – analogická metoda jednocestné a dvoucestné analýzy variance; PRIMER 6<sup>®</sup>) jsem testoval rozdíly mezi skupinami vzorků, které byly a priori definovány hodnotou určitého faktoru. Dvoucestnou analýzu jsem použil například pro zjištění rozdílnosti ve druhovém složení mezi jednotlivými odběrovými místy za současného odstranění vlivu jednotlivých tůní. Výstupem z analýzy je R-hodnota ( $R \leq 1$ ), která udává míru rozdílnosti mezi danými skupinami. Čím větší je R-hodnota, tím větší jsou i rozdíly mezi skupinami. V případě většího počtu skupin než 2 jsou také vypočteny R-hodnoty pro párové srovnávání všech skupin. Udaná p-hodnota značí počet permutací (z celkového počtu 9 999), které dají stejnou nebo větší R-hodnotu, než je výsledná (Clarke & Gorley, 2006).

#### *Významnost parametrů prostředí, prostorové vzdálenosti a času*

Parametry prostředí (pH, vodivost, TN, TP, teplota) a GPS souřadnice míst (ve stupních) jsem standardizoval pomocí transformace na tzv. z-skóry (odečtení průměrné hodnoty a následné vydělení směrodatnou odchylkou; Legendre & Legendre, 1998; Heino & Soininen, 2010). Z hodnot environmentálních proměnných jsem dále vypočetl pomocí programu Past Euklidovské vzdálenosti pro vyjádření míry odlišnosti lokalit, z hlediska jejich parametrů prostředí (Legendre & Legendre, 1998).

Sílu závislosti matic podobností druhového složení (Bray-Curtisův / Sørensenův index) a vzdáleností (Euklidovské a prostorové<sup>9</sup> vzdálenosti lokalit a čas mezi jednotlivými odběry<sup>10</sup>) jsem testoval pomocí jednoduchých a parciálních Mantelových testů (Mantel, 1967; Smouse *et al.*, 1986; Legendre & Legendre, 1998) v programu *zt* (Bonnet & Van der Peer, 2002). Pro testování případných rozdílů v prostorové autokorelaci pro menší ( $\leq 100\mu\text{m}$ ) a větší ( $> 100\mu\text{m}$ ) druhy jsem vytvořil dvě matice podobností pro každou velikostní skupinu zvlášť a ty potom testoval pomocí Mantelových testů. Jednoduché Mantelovy testy jsem použil pro testování síly závislosti dvou matic, parciální testy pak pro testování korelace dvou matic, zatímco vliv třetí matice byl odstíněn (Smouse *et al.*, 1986). Síla závislosti je vyjádřena pomocí korelačního koeficientu, který je analogií Pearsonova korelačního koeficientu (Bonnet

---

<sup>9</sup> Vzdálenost jednotlivých lokalit (v metrech) jsem vypočetl z nestandardizovaných hodnot GPS souřadnic v programu Past.

<sup>10</sup> Čas mezi odběry je vyjádřen jako počet dnů mezi jednotlivými odběry / sezony.



& Van der Peer, 2002). Při všech výpočtech bylo použito 10 000 permutací pro získání pravděpodobnosti, že matice nejsou korelovány (Fortin & Dale, 2005). Pro grafické znázornění lineární závislosti (Pearsonův korelační koeficient) mezi maticemi jsem konstruoval lineární modely pomocí metody nejmenších čtverců (*Ordinary LS*) v programech Past a R (R Development Core Team, 2012).

Pomocí metody DistLM (*Distance-based linear models*) v programu PRIMER 6<sup>®</sup> jsem testoval, které parametry prostředí nejlépe popisují strukturu dat o druhích. Metoda DistLM analyzuje závislost mezi mnohorozměrnými daty (matice podobností druhového složení) a vysvětlujícími proměnnými / skupinami proměnných (Anderson *et al.*, 2008). Pravděpodobnosti pro testování platnosti nulové hypotézy jsou vypočteny pomocí permutací (9 999).

### *Podíl vysvětlené variability*

Pro vysvětlení relativního podílu variability v datech o druhích, který lze připsat proměnným prostředí (E), poloze míst v prostoru (S) a času (T) jsem prováděl rozklad variability pomocí DistLM v programu PRIMER 6<sup>®</sup> (Borcard *et al.*, 1992; Anderson & Gribble, 1998; Anderson *et al.*, 2008). Veškerá variabilita v datech je rozdělena na následující části:

- 1) variabilita vysvětlená čistě environmentálními faktory (E)
- 2) variabilita vysvětlená čistě prostorovou složkou (S)
- 3) variabilita vysvětlená samotnou časovou složkou (T)
- 4) prostorově strukturovaná část environmentální variability (SE)
- 5) časově strukturovaná složka environmentální variability (TE)
- 6) časoprostorová variabilita (ST)
- 7) společná variabilita vysvětlená prostorem, časem a environmentálními parametry dohromady (STE)
- 8) nevysvětlená variabilita – variabilita, kterou se nepodařilo vysvětlit ani jednou z předešlých složek (U).

Z jednotlivých proměnných prostředí (pH, vodivost, TN, TP a teplota<sup>11</sup>), polynomických parametrů polohy lokalit v prostoru<sup>12</sup> a proměnných vyjadřujících čas<sup>13</sup> jsem metodu *Forward selection* se selekčním kritériem *adjusted R<sup>2</sup>* vybral jen ty, které byly vybrány do výsledného modelu (Borcard *et al.*, 1992; Anderson & Gribble, 1998; Anderson *et al.*, 2008). Vybrané parametry jsem poté sloučil do množin (E – parametry prostředí; S – poloha lokalit v prostoru; T – časová složka) a testoval, kolik variability v datech o druhovém složení dokáží jednotlivé parametry a jejich kovariance vysvětlit v datech o druhovém složení. Analogickou metodou (podle Borcard *et al.*, 1992) jsem prováděl dělení variability na dvě složky (S, E) u jednorázově odebraných lokalit, kde není přítomna časová složka. Pro grafické znázornění proporcí variability vysvětlené jednotlivými složkami jsem konstruoval Vennovy diagramy v programu R pomocí programového balíku *Venneuler* (Wilkinson, 2008, 2012).

### *Vytrvalost lokálních populací*

Závislost mezi vytrvalostí druhu v populaci a jeho maximální četností jsem hodnotil pomocí lineárních modelů. Hodnotu pro vytrvalost (persistenci) lokálních populací jsem vypočetl jako počet odběrů, kdy jsem daný druh našel ve společenstvu a následně zprůměroval přes odběrová místa, kde se druh vyskytoval (hodnota tedy udává průměrný počet sezon, kdy jsem druh našel ve společenstvu). Hodnoty četností jsem následně logaritmicky transformoval, aby se zmenšily velké rozdíly mezi jednotlivými druhy (Soininen & Heino, 2005).

### *Regionální četnosti druhů*

Distribuce regionální četnosti druhů (*species-occupancy frequency distribution*) vyjadřuje počty druhů a četnosti jejich výskytu. Tzv. hlavní druhy (*core species*) jsou druhy, které jsou hojně rozšířeny na studovaném území (např. > 90 % lokalit), zatímco okrajové druhy (*satellite species*) jsou přítomny pouze na malém počtu lokalit (např. < 10 % lokalit; Hanski, 1982). Množství druhů a počet lokalit, kde se vyskytovaly, jsem znázornil pomocí histogramu v programu Past.

---

<sup>11</sup> Data o teplotě byla použita jen u sezonních odběrů. U jednorázového odběru většího území byly použity jen pH, vodivost, TN a TP jako parametry prostředí.

<sup>12</sup> Severní šířka (ve stupních) = N; východní délka (ve stupních) = E; třetí polynomická složka = N, E, N<sup>2</sup>, E<sup>2</sup>, N<sup>3</sup>, E<sup>3</sup>, NE, N<sup>2</sup>E, NE<sup>2</sup> (podle Borcard *et al.*, 1992; Anderson & Gribble, 1998).

<sup>13</sup> Čas vyjádřen pomocí proměnných: a) počet dní od prvního odběru, b) číslo odběru (1 – 8), c) sezona (1 – 4); časovou složku jsem používal jen u hodnocení sezonních odběrů.

### *Akumulační křivky počtu druhů*

Akumulační křivky druhů (*Species accumulation plots*) vyjadřují nárůst počtu různých druhů, které jsou nalezeny v daném regionu, v závislosti na počtu odebraných vzorků (Colwell & Coddington, 1994). Křivky jsem vypočetl v programu PRIMER 6<sup>®</sup> pomocí permutační metody (Anderson *et al.*, 2008). Tvar výsledné křivky vyjadřuje, jak rovnoměrně jsou druhy ve vzorcích zastoupeny. Pokud počet nalezených druhů zprvu strmě roste a poté se již výrazně nemění, lze usuzovat, že většinu druhů nalezneme v relativně malém počtu vzorků a že jsou druhy rovnoměrně zastoupeny ve vzorcích. Oproti tomu pokud má křivka stále mírně rostoucí charakter, naznačuje to, že pro adekvátní zachycení diverzity daného regionu je potřeba většího množství vzorků.

### 3 Výsledky

#### 3.1 Sezonní studium lokalit - prostorová heterogenita a časová dynamika

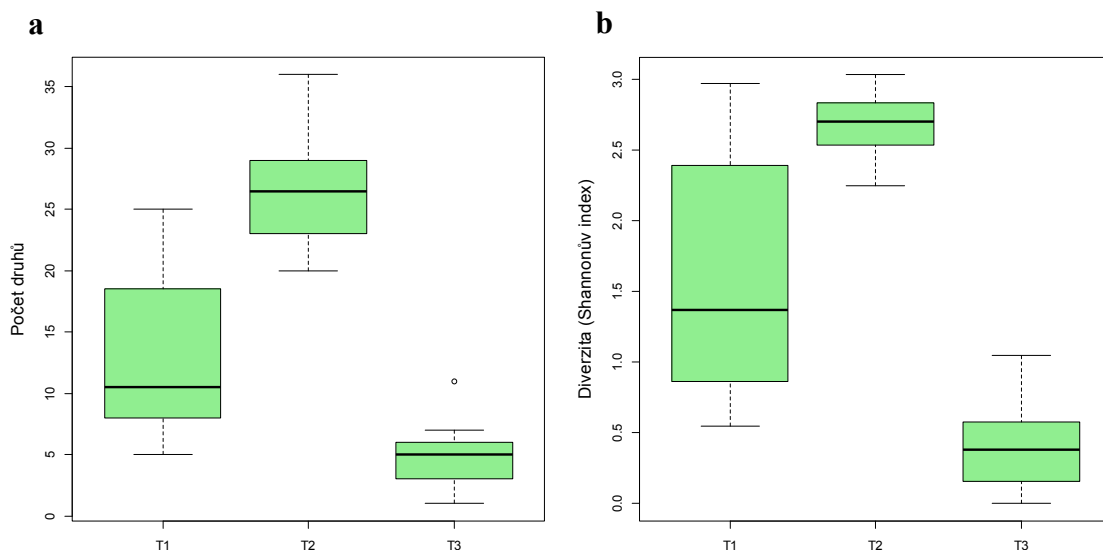
V této kapitole se zabývám diverzitou, sezonní dynamikou, prostorovou heterogenitou a testováním vlivu parametrů prostředí na variabilitu společenstev benthických krásivek na lokálním prostorovém měřítku (v rámci dvou rašelinišť). Změny druhového složení a parametrů prostředí jsou hodnoceny z 8 sezonních odběrů, které jsem prováděl tak, aby byl pokud možno zachycen efekt dané sezony na odběrovém místě. Seznam všech nalezených druhů ze sezonních odběrů je uveden v Příloze 1.

##### 3.1.1 Druhová bohatost a diverzita

###### *NPP Swamp*

V NPP Swamp jsem z celkového množství 72 vzorků identifikoval 84 taxonů krásivek. Průměrně připadalo 15 druhů na vzorek z jednoho odběrového místa. Druhové bohatství se v průběhu jednotlivých odběrů pohybovalo v rozmezí od 1 do 36 druhů na odběrovém místě.

Jednotlivé tůně se od sebe průkazně odlišovaly ve druhové bohatosti (průměrně 13 druhů v tůni T1, 26 v tůni T2 a 5 v tůni T3; Kruskal-Wallis test:  $p < 0,0001$ ; obr. 6a). Stejné rozdíly byly patrné i v diverzitě (Shannonův index; Kruskal-Wallis test:  $p < 0,0001$ ; obr. 6b). Oproti tomu rozdíly v druhovém bohatství a diverzitě mezi jednotlivými odběry a mezi jednotlivými sezonami průkazně nebyly.

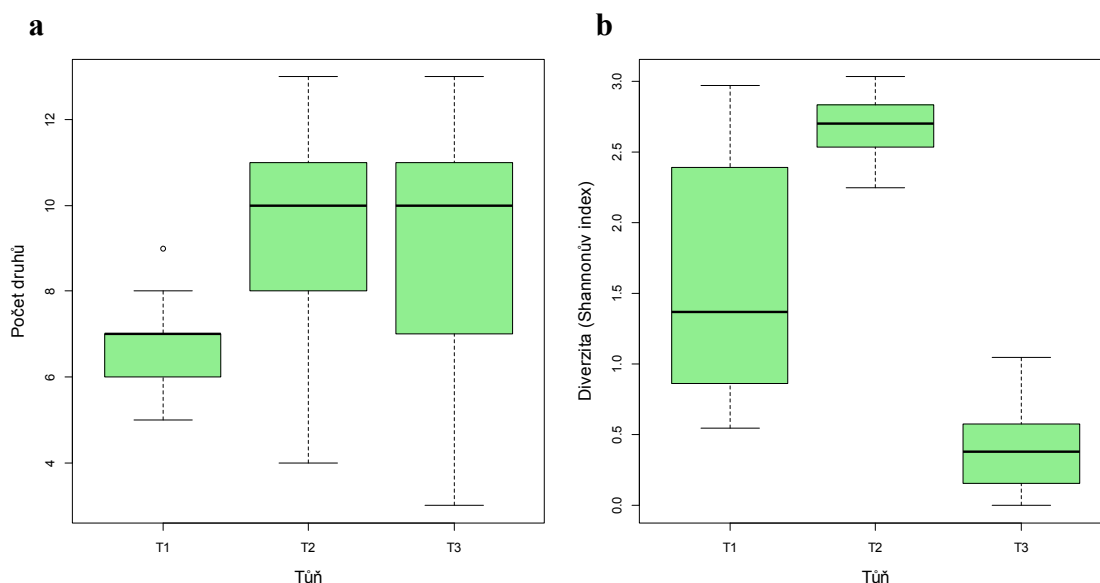


**Obr. 6:** Rozdíly v počtu druhů (a) a diverzitě – Shannonův index (b) v jednotlivých tůních v NPP Swamp nalezených při sezonních odběrech; Kruskal-Wallis test:  $p < 0,0001$ .

## PR Na Čihadle

V PR Na Čihadle jsem ze 70 vzorků určil celkem 22 druhů. Průměrný počet druhů připadajících na jedno odběrové místo byl 9 a druhová bohatost na jeden vzorek se pohybovala v rozmezí od 3 do 13 druhů.

I zde se od sebe jednotlivé tůně průkazně odlišovaly ve druhové bohatosti i diverzitě (Kruskal-Wallis test:  $p < 0,0001$ ; obr. 7). Průměrně jsem našel 7 druhů v tůni T1, 10 v tůni T2 a 9 v tůni T3. Stejně jako u NPP Swamp, ani zde nebyly průkazné rozdíly v druhovém bohatství a diverzitě mezi sezonami či jednotlivými odběry. Hodnoty druhové bohatosti a diverzity sice byly nejvyšší v letním a nejnižší v zimním období roku, nicméně rozdíly nebyly statisticky průkazné.

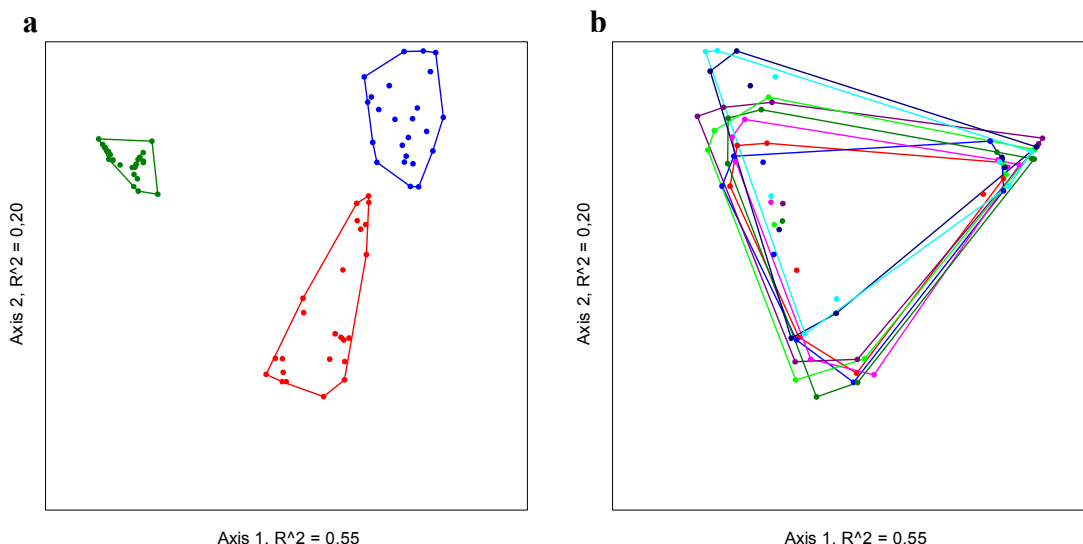


**Obr. 7:** Rozdíly v počtu druhů (a) a diverzitě – Shannonův index (b) v jednotlivých tůních v PR Na Čihadle nalezených při sezonních odběrech; Kruskal-Wallis test:  $p < 0,0001$ .

### 3.1.2 Podobnost druhového složení – tůně, sezony, odběry

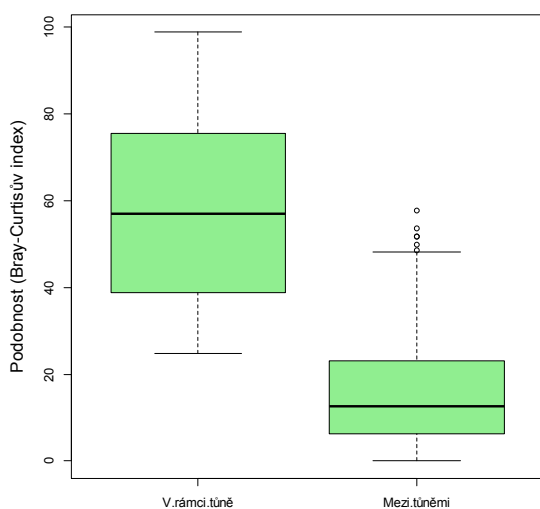
#### NPP Swamp

Na diagramech NMDS je vidět zřetelné oddělení jednotlivých tůní od sebe (obr. 8a) a zároveň téměř neměnná poloha jednotlivých odběrových míst v průběhu jednotlivých odběrů (obr. 8b), což naznačuje, že se zde nevyskytoval žádný na první pohled patrný vývoj společenstev v čase. Rozdílnost druhového složení většiny odběrových míst v rámci tůní i mezi jednotlivými tůněmi potvrdily dvoucestné analýzy ANOSIM, ve kterých byl při testování odstíněn vliv tůně, resp. odběru (odběrové místo:  $R = 0,557$ ; tůň:  $R = 0,927$ ;  $p < 0,0001$ ).

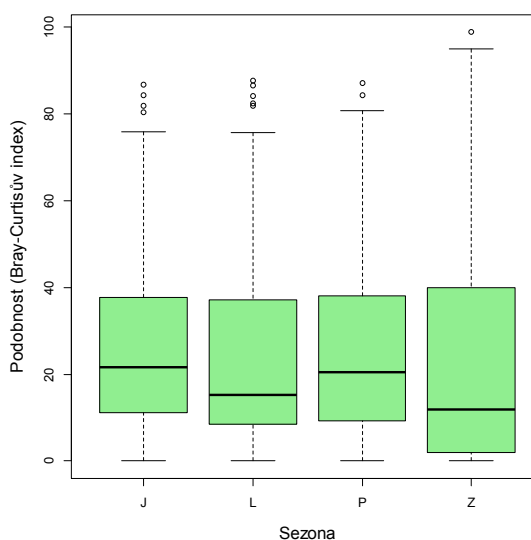


**Obr. 8:** NMDS diagram znázorňující podobnost druhového složení (Bray-Curtisův index) v jednotlivých tůních (**a**) a v jednotlivých odběrech (**b**) v NPP Swamp. Vysvětlivky: **a**) červená – T1, modrá – T2, zelená – T3; **b**) červená – odb. 1, modrá – odb. 2, růžová – odb. 3, zelená – odb. 4, fialová – odb. 5, sv. zelená – odb. 6, tm. modrá – odb. 7, sv. modrá – odb. 8; hodnoty  $R^2$  udávají proporci vysvětlené variability pro každou osu.

Podobnost druhového složení v rámci všech odběrů byla mezi vzorky v rámci tůní průkazně vyšší (průměrně 58,4 %) než mezi vzorky z různých tůní (průměrně 16,1 %; Mann-Whitney test:  $p < 0,0001$ ; obr. 9). Pomocí dvoucestné analýzy SIMPER (Bray-Curtisův index) jsem zjišťoval, které druhy jsou charakteristické pro dané tůně (Příloha 2). Oproti tomu při porovnávání podobností mezi jednotlivými odběry či sezonami v rámci celé lokality nebyl zjištěn průkazný rozdíl. Z grafu na obr. 10 je patrné, že v zimním období je medián podobnosti níže, než je tomu u ostatních odběrů, avšak tento rozdíl nebyl statisticky průkazný.



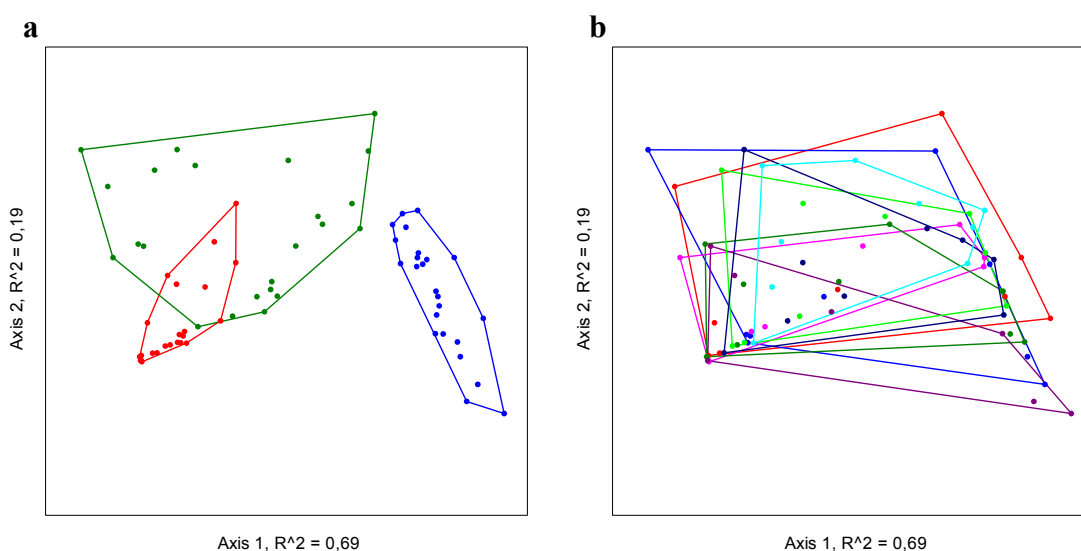
**Obr. 9:** Rozdíl v podobnosti druhového složení (Bray-Curtisův index) v rámci tůní a mezi nimi v NPP Swamp; Mann-Whitney test:  $p < 0,0001$ .



**Obr. 10:** Podobnost druhového složení (Bray-Curtisův index) v rámci sezon v NPP Swamp; J – jaro, L – léto, P – podzim, Z – zima; Kruskal-Wallis test:  $p > 0,05$ .

## PR Na Čihadle

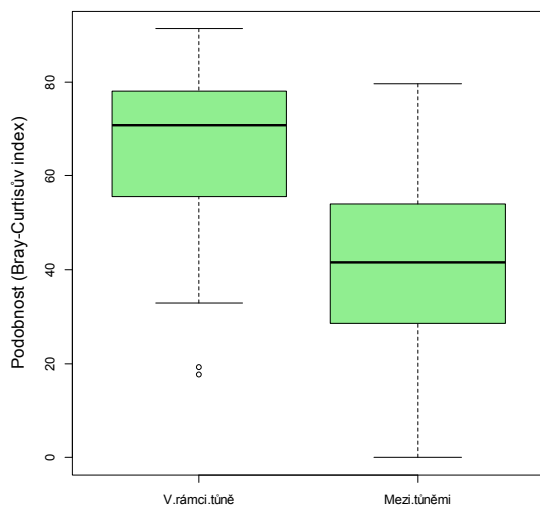
Na diagramu NMDS (obr. 11a) je zřetelně vidět rozdílnou polohu jednotlivých tůní v ordinačním prostoru. Odlišení není sice tak patrné, jako tomu je u jednotlivých tůní v NPP Swamp, ale rozdíly ve druhovém složení mezi tůněmi a většinou odběrových míst v tůních jsou statisticky průkazné (ANOSIM – odběrové místo:  $R = 0,361$ ; tůň:  $R = 0,709$ ;  $p = 0,0001$ ). Oproti tomu na diagramu NMDS, kde jsou různými barvami odlišeny jednotlivé odběry (obr. 11b), žádné zřetelné odlišení patrné není. Poloha jednotlivých bodů korespondujících s odběrovými místy v různých odběrech není sice tak stálá, jako je tomu v NPP Swamp, nicméně rozdíly ve druhovém složení mezi jednotlivými odběry nebyly statisticky průkazné.



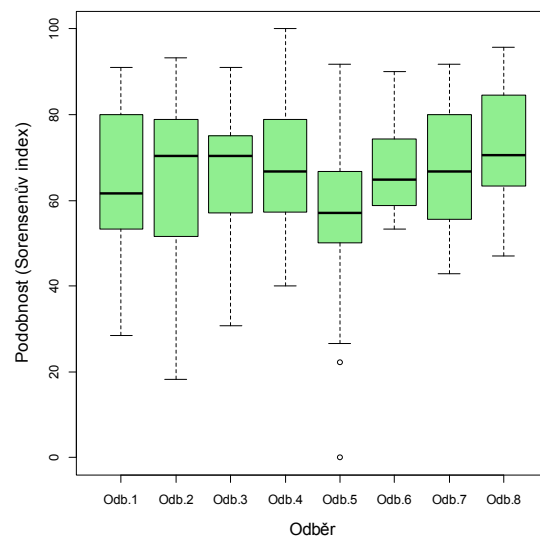
**Obr. 11:** NMDS diagram znázorňující podobnost druhového složení v jednotlivých tůních (a) a v jednotlivých odběrech (b) v PR Na Čihadle. Vysvětlivky: a) červená – T1, modrá – T2, zelená – T3; b) červená – odb. 1, modrá – odb. 2, růžová – odb. 3, zelená – odb. 4, fialová – odb. 5, sv. zelená – odb. 6, tm. modrá – odb. 7, sv. modrá – odb. 8; hodnoty  $R^2$  udávají proporci vysvětlené variability pro každou osu.

Podobnost v rámci tůní a mezi nimi se průkazně odlišovala (Mann-Whitney test:  $p < 0,0001$ ; obr. 12). Průměrné hodnoty podobnosti v rámci tůní byly 66,4 % a mezi tůněmi pak 41,7 %. Rozdíly ve variabilitě podobnosti mezi jednotlivými odběry a v rámci jednotlivých odběrů pro Bray-Curtisův index nebyly průkazné, při použití Sørensenova indexu byla p-hodnota testu na hranici průkaznosti (Kruskal-Wallis test:  $p < 0,05$ ; obr. 13). Post hoc Man-Whitney test párového srovnávání s Bonferroniho korekcí odhalil, že celkový průkazný rozdíl je způsoben zimním odběrem a posledním podzimním odběrem ( $p < 0,05$ ).

Ovšem při zahrnutí všech míst (včetně neodebraných míst v zimním období<sup>14</sup>) do výpočtu podobností druhového složení nebyl rozdíl mezi jednotlivými odběry ani sezonami průkazný. Pomocí dvoucestné analýzy SIMPER jsem zjišťoval, které druhy jsou charakteristické pro dané tůně (Příloha 2) a odběry (tab. 1). Průměrná odlišnost v druhovém složení (Bray-Curtisův index nepodobnosti) mezi zimním odběrem a všemi ostatními odběry byla průkazně vyšší (průměrně 48,9 %) než odlišnost mezi všemi ostatními odběry (prům. 43,4 %; Mann-Whitney test:  $p < 0,05$ ). Analýza také odhalila, že největší podíl na odlišnosti zimního odběru od ostatních měl druh *Mesotaenium endlicherianum*, který byl v zimním odběru relativně četnější než v ostatních odběrech (tab. 1). Pokud byla do analýzy zahrnuta i neodebraná místa s dopočtenými hodnotami pro počty druhů, druh *M. endlicherianum* ztratil na významnosti při odlišení zimního odběru od ostatních a průměrná odlišnost v druhovém složení mezi zimním odběrem a všemi ostatními odběry nebyla průkazně větší než odlišnost mezi všemi ostatními odběry.



**Obr. 12:** Rozdíl v podobnosti druhového složení (Bray-Curtisův index) v rámci tůně a mezi nimi v PR Na Čihadle; Mann-Whitney test:  $p < 0,0001$ .



**Obr. 13:** Rozdíl v podobnosti druhového složení (Sørensenův index) mezi odběry (Odb.1 – Odb.5) v PR Na Čihadle; Kruskal-Wallis test:  $p < 0,05$ . Odb.5 (zimní odběr) vs. Odb.8 (poslední podzimní odběr); Mann-Whitney test:  $p < 0,05$ .

<sup>14</sup> Počty druhů a parametry prostředí v chybějících vzorcích (zimní odběr) jsem vypočetl jako průměrnou hodnotu z těchto míst ve všech ostatních odběrech (Little & Rubin, 1987; Legendre & Legendre, 1998).



**Tab. 1:** Výsledky analýzy SIMPER pro jednotlivé odběry na PR Na Čihadle.

Vysvětlivky: Av. similarity - průměrná podobnost (Bray-Curtisův index) všech odběrových míst v daném odběru, Contrib (%) - procentuální přínos druhu k podobnosti v daném odběru, Sim/SD - přínos druhu k podobnosti vydělený směrodatnou odchylkou; data jednotlivých odběrů jsou uvedena v Příloze 3; uvedeny jsou pouze druhy, které přispívají k podobnosti do celkového součtu 70 % z celkové podobnosti v daném odběru.

1 - podzim (Av. similarity: 58,83 %)			2 - jaro (Av. similarity: 58,38 %)		
Species	Contrib (%)	Sim/SD	Species	Contrib (%)	Sim/SD
<i>Xanthidium armatum</i>	47,15	0,77	<i>Xanthidium armatum</i>	46,82	0,73
<i>Cylindrocystis gracilis</i>	10,67	0,76	<i>Mesotaenium endlicherianum</i>	16,88	0,48
<i>Netrium oblongum</i>	9,44	0,63	<i>Actinotaenium cucurbita</i>	8,06	1,31
<i>Mesotaenium endlicherianum</i>	8,12	0,56			

3 - léto (Av. similarity: 67,05 %)			4 - podzim (Av. similarity: 61,36 %)		
Species	Contrib (%)	Sim/SD	Species	Contrib (%)	Sim/SD
<i>Xanthidium armatum</i>	53,24	1,03	<i>Xanthidium armatum</i>	44,12	0,92
<i>Closterium directum</i>	15,25	0,64	<i>Cylindrocystis gracilis</i>	13,17	0,6
<i>Actinotaenium cucurbita</i>	7,3	0,99	<i>Mesotaenium endlicherianum</i>	11,74	0,58
			<i>Actinotaenium cucurbita</i>	6,59	1,95

5 - zima (Av. similarity: 56,80 %)			6 - jaro (Av. similarity: 49,43 %)		
Species	Contrib (%)	Sim/SD	Species	Contrib (%)	Sim/SD
<i>Mesotaenium endlicherianum</i>	47,18	0,94	<i>Xanthidium armatum</i>	38,1	0,79
<i>Xanthidium armatum</i>	30,76	0,72	<i>Closterium directum</i>	16,1	0,58
			<i>Cylindrocystis brebissonii</i>	15,07	2,63
			<i>Cylindrocystis gracilis</i>	7,43	0,74

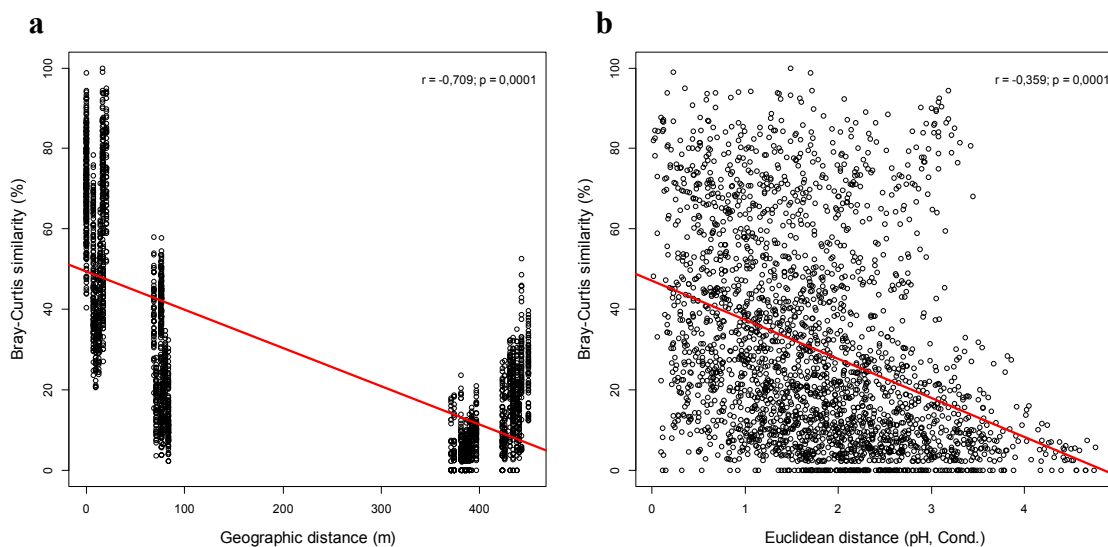
7 - léto (Av. similarity: 53,11 %)			8 - podzim (Av. similarity: 52,42 %)		
Species	Contrib (%)	Sim/SD	Species	Contrib (%)	Sim/SD
<i>Xanthidium armatum</i>	36,9	0,91	<i>Xanthidium armatum</i>	31,7	0,97
<i>Closterium directum</i>	18,77	0,77	<i>Closterium directum</i>	25,23	0,67
<i>Cylindrocystis gracilis</i>	10	0,76	<i>Cylindrocystis brebissonii</i>	16,16	1,3
<i>Actinotaenium cucurbita</i>	9,71	1,6			

### 3.1.3 Mantelovy testy

Mantelovými testy jsem analyzoval vztah podobnosti druhového složení společenstev s prostorovou vzdáleností, Euklidovskými vzdálenostmi environmentálních proměnných<sup>15</sup> a časem<sup>16</sup>.

#### *NPP Swamp*

Z výsledků Mantelových testů (tab. 2) je patrné, že se vzrůstající vzdáleností mezi lokalitami průkazně klesala podobnost společenstev (obr. 14a). Vliv všech zjišťovaných environmentálních parametrů prostředí (pH, vodivosti, TN, TP a teploty) na podobnost společenstev je také průkazný, tato korelace není v tak těsné závislosti, jako je tomu u geografické vzdálenosti. Při použití jen pH a vodivosti jako parametrů prostředí je závislost silnější než za použití všech parametrů (obr. 14b). Parametry prostředí jsou také prostorově autokorelovány, což má patrně za následek jejich slabší vliv na podobnost společenstev při parciálních Mantelových testech, kdy je odstíněn vliv prostorové vzdálenosti. Vliv času (počet dnů mezi jednotlivými odběry / roční období) nebyl průkazný.

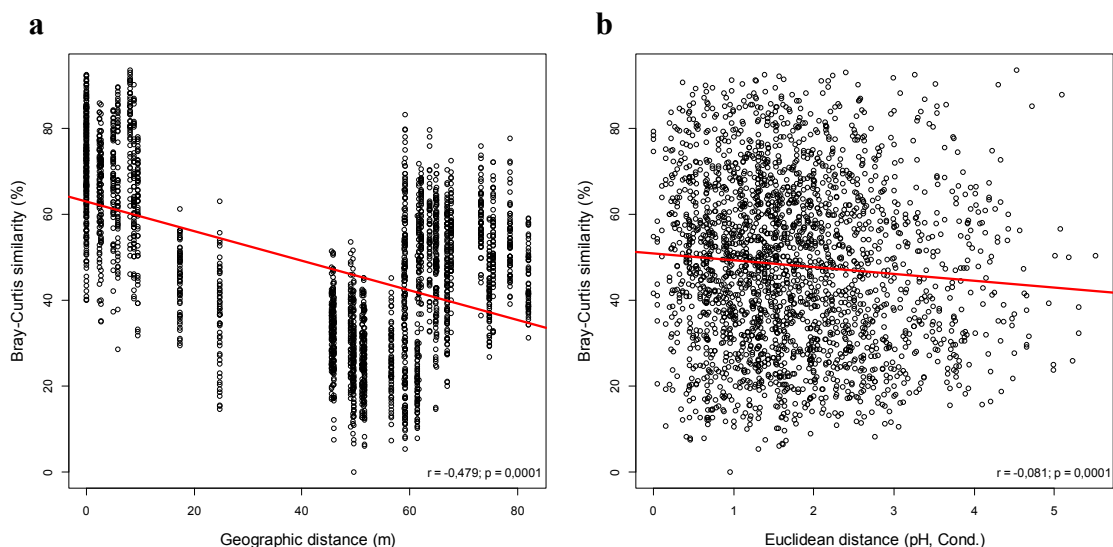


**Obr. 14:** Závislost podobnosti druhového složení (Bray-Curtisův index) na geografické vzdálenosti jednotlivých míst (a) a Euklidovské vzdálenosti vypočtené z pH a vodivosti (b) v NPP Swamp. Vysvětlivky: korelační koeficient a p-hodnota jsou uvedeny v pravém horním rohu.

<sup>15</sup> Environmentální parametry – pH, vodivost, TN (celkový obsah dusíku), TP (celkový obsah fosforu), teplota

<sup>16</sup> Čas – počet dnů mezi jednotlivými odběry / sezony

Negativní korelace podobnosti druhového složení a prostorové vzdálenosti jednotlivých míst byla průkazná jak samostatně (obr. 15a), tak i za použití parciálních testů, kdy byl odstíněn vliv parametrů prostředí (tab. 2). Vliv všech environmentálních parametrů i pouze pH a vodivosti na podobnost druhového složení byl průkazný pouze pro Bray-Curtisův index, a to jen u jednoduchých testů (obr. 15b). V případě použití parciálních testů, kdy byl odstíněn vliv geografické vzdálenosti, výsledky nebyly průkazné. Tento efekt je patrně způsoben prostorovou autokorelací environmentálních parametrů. Vliv času na podobnost společenstev byl průkazný pouze pro Sørensenův index při použití jednoduchých testů. Nicméně tato závislost byla jen okrajově průkazná a také relativně slabá (oproti vlivu vzdálenosti). Při parciálních testech (odstíněn vliv parametrů prostředí) tento výsledek potvrzen nebyl, což poukazuje na časovou autokorelaci parametrů prostředí (která byla také testy potvrzena). Výsledky Mantelových testů jsou uvedeny v tabulce 2.



**Obr. 15:** Závislost podobnosti druhového složení (Bray-Curtisův index) na geografické vzdálenosti jednotlivých míst (a) a Euklidovské vzdálenosti vypočtené z pH a vodivosti (b) v PR Na Čihadle. Vysvětlivky: korelační koeficient a p-hodnota jsou uvedeny v pravém dolním rohu.

**Tabulka 2:** Výsledky jednoduchých a parciálních Mantelových testů pro sezonní odběry v NPP Swamp a PR Na Čihadle. Vysvětlivky: Euclidean Dist. - Euklidovské vzdálenosti vypočtené z environmentálních proměnných v závorce (Cond. - vodivost, TN - celkový obsah dusíku, TP - celkový obsah fosforu, Temper. - teplota); Geographic Dist. - geografické vzdálenosti míst (m), Temporal dist. - počet dní mezi jednotlivými odběry / sezony. Kovariáty jsou uvedeny kurzívou, průkazné výsledky ( $p < 0,05$ ) tučně.

Matrix A	Matrix B	Odstíněn efekt	NPP Swamp		PR Na Čihadle		
			r	p-value	r	p-value	
<b>Bray-Curtis Similarity</b>	EuclideanDist. (pH, Cond., TN, TP, Temper.)	-	<b>-0,087</b>	0,0006	<b>-0,073</b>	0,0312	
	EuclideanDist. (pH, Cond., TN, TP, Temper.)	<i>GeographicDist. (m)</i>	<b>-0,078</b>	0,0441	-0,042	0,1792	
	EuclideanDist. (pH, Cond.)	-	<b>-0,359</b>	0,0001	<b>-0,081</b>	0,0284	
	EuclideanDist. (pH, Cond.)	<i>GeographicDist. (m)</i>	<b>-0,143</b>	0,0010	-0,058	0,1178	
	GeographicDist. (m)	-	<b>-0,709</b>	0,0001	<b>-0,479</b>	0,0001	
	GeographicDist. (m)	<i>Euclidean Dist. (pH, Cond., TN, TP, Temper.)</i>	<b>-0,708</b>	0,0001	<b>-0,476</b>	0,0001	
	TemporalDist. (days)	-	-0,003	0,3742	-0,039	0,0943	
	TemporalDist. (sezony)	-	0,019	0,1447	-0,032	0,1437	
	<b>Sørensen Similarity</b>	EuclideanDist. (pH, Cond., TN, TP, Temper.)	-	<b>-0,101</b>	0,0005	-0,066	0,1157
		EuclideanDist. (pH, Cond., TN, TP, Temper.)	<i>GeographicDist. (m)</i>	<b>-0,091</b>	0,0034	-0,044	0,2209
EuclideanDist. (pH, Cond.)		-	<b>-0,386</b>	0,0001	0,009	0,4471	
EuclideanDist. (pH, Cond.)		<i>GeographicDist. (m)</i>	<b>-0,244</b>	0,0001	0,031	0,3156	
GeographicDist. (m)		-	<b>-0,510</b>	0,0001	<b>-0,319</b>	0,0001	
GeographicDist. (m)		<i>Euclidean Dist. (pH, Cond., TN, TP, Temper.)</i>	<b>-0,508</b>	0,0001	<b>-0,316</b>	0,0001	
TemporalDist. (days)		-	0,000	0,5476	<b>-0,067</b>	0,0469	
TemporalDist. (days)		<i>Euclidean Dist. (pH, Cond., TN, TP, Temper.)</i>	0,003	0,5025	-0,050	0,1382	
TemporalDist. (sezony)		-	-0,003	0,4028	-0,042	0,1486	
<b>GeographicDist. (m)</b>		EuclideanDist. (pH, Cond., TN, TP, Temper.)	-	0,045	0,0960	<b>0,077</b>	0,0047
	EuclideanDist. (pH, Cond.)	-	<b>0,374</b>	0,0001	<b>0,063</b>	0,0195	
<b>TemporalDist. (days)</b>	EuclideanDist. (pH, Cond., TN, TP, Temper.)	-	0,062	0,0578	<b>0,287</b>	0,0001	
	EuclideanDist. (pH, Cond.)	-	<b>-0,059</b>	0,0415	0,052	0,0956	
<b>TemporalDist. (sezony)</b>	EuclideanDist. (pH, Cond., TN, TP, Temper.)	-	<b>0,236</b>	0,0001	<b>0,314</b>	0,0001	
	EuclideanDist. (pH, Cond.)	-	0,207	0,2429	<b>0,198</b>	0,0002	

### 3.1.4 Vliv jednotlivých environmentálních proměnných

#### *NPP Swamp*

Veškeré měřené parametry prostředí dokázaly popsat 16,7 % variability v datech o druzích, nicméně tento výsledek nebyl statisticky průkazný. Samostatně měly ze všech měřených parametrů prostředí průkazný vliv na strukturu společenstev pouze hodnoty pH ( $R^2 = 0,097$ ;  $p = 0,0002$ ) a celková koncentrace fosforu ( $R^2 = 0,047$ ;  $p < 0,05$ ). Ovšem při odstínění kovariance mezi těmito parametry byl průkazný pouze vliv pH.

## *PR Na Čihadle*

Všechny environmentální proměnné dohromady postihly celkem 19,8 % variability v datech o druhovém složení. Tento výsledek ale nebyl průkazný. Samostatný vliv parametrů prostředí byl průkazný pouze pro pH ( $R^2 = 0,146$ ;  $p = 0,0001$ ) a vodivost ( $R^2 = 0,045$ ;  $p < 0,05$ ). Pokud bylo pH součástí DistLM modelu, přidání hodnot vodivosti nevysvětlilo průkaznou část variability, což je pravděpodobně způsobeno vzájemnou korelací hodnot pH a vodivosti ( $r = -0,47$ ;  $p < 0,0001$ ).

Ze všech měřených fyzikálně-chemických parametrů tedy měly průkazný a největší vliv na druhové složení na obou lokalitách pouze hodnoty pH.

### **3.1.5 Rozklad vysvětlené variability**

Pro zjištění podílu popsané variability ve složení společenstev, kterou lze vysvětlit pomocí prostorové polohy lokalit (S), environmentálních parametrů stanoviště (E), časové složky (T) a jejich kovariancí, jsem prováděl tzv. dělení variability na 3 složky (podle Anderson & Gribble, 1998).

## *NPP Swamp*

Největší podíl vysvětlené variability ve struktuře společenstev (41,1 %;  $p = 0,0001$ ) mohl být připsán samotnému efektu polohy lokalit<sup>17</sup>. Environmentálními parametry<sup>18</sup> byla vysvětlena další ca 3 % variability, nicméně tento výsledek nebyl statisticky průkazný. Nejmenší procento variability bylo vysvětleno časovou složkou<sup>19</sup>, a to 0,74 % ( $p > 0,05$ ). Prostorově strukturované environmentální parametry prostředí popsaly 11,6 % variability v datech o druhích, což ukazuje na relativně velkou prostorovou autokorelaci parametrů prostředí. Toto zjištění je v souladu s výsledky parciálních Mantelových testů, kde byl vliv parametrů prostředí menší v případě, kdy byl odstíněn efekt vzdálenosti lokalit. Kovariance časové složky a společná kovariance všech tří složek byla zanedbatelně malá (prostorová + časová složka = 0,24 %; časová + environmentální složka, společný překryv = 0 %). Celkově se všemi parametry (prostor, environmentální data a čas) podařilo vysvětlit nadpoloviční většinu (56,6 %) veškeré variability v datech o druhích. Graficky podíly vysvětlené variability pomocí daných parametrů ukazuje obr. 16a.

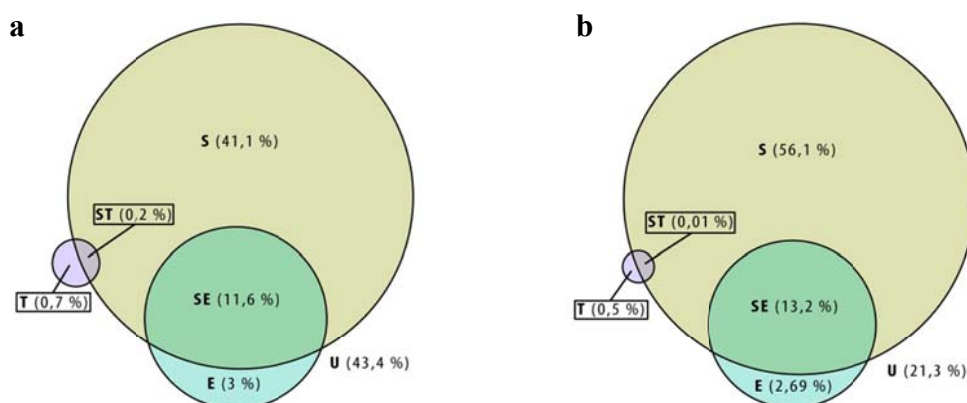
<sup>17</sup> N, E, N<sup>2</sup>, E<sup>2</sup>, N<sup>3</sup>, E<sup>3</sup>, NE, N<sup>2</sup>E, NE<sup>2</sup> (výběr parametrů je popsán v metodice)

<sup>18</sup> pH, TN, TP

<sup>19</sup> počet dnů mezi jednotlivými odběry

## PR Na Čihadle

Prostorové parametry<sup>20</sup> vysvětlily 56,1 % ( $p = 0,0001$ ) z veškeré variability v druhovém složení. Environmentální parametry<sup>21</sup> vysvětlily dohromady 2,7 % ( $p = 0,004$ ) variability a časová složka<sup>22</sup> 0,54 % ( $p > 0,05$ ) variability v datech o družících. Společným překryvem prostorové a environmentální složky bylo vysvětleno 13,2 % variability, což značí, že tyto parametry jsou prostorově autokorelovány. Kovariance časové a environmentální, prostorové a časové a všech složek dohromady byly zanedbatelně malé. Celkově se podařilo prostorem, časem, parametry prostředí a jejich překryvy vysvětlit 78,7 % veškeré variability v datech. Proporce vysvětlené variability pomocí jednotlivých složek jsou znázorněny na obr. 16b.



**Obr. 16:** Proporce vysvětlené variability ve složení společenstev, kterou lze připsat poloze lokalit v prostoru (S), environmentálním parametrům (E), času (T) a jejich vzájemným překryvům (SE, ST); U – nevysvětlená variabilita; **a)** NPP Swamp, **b)** PR Na Čihadle.

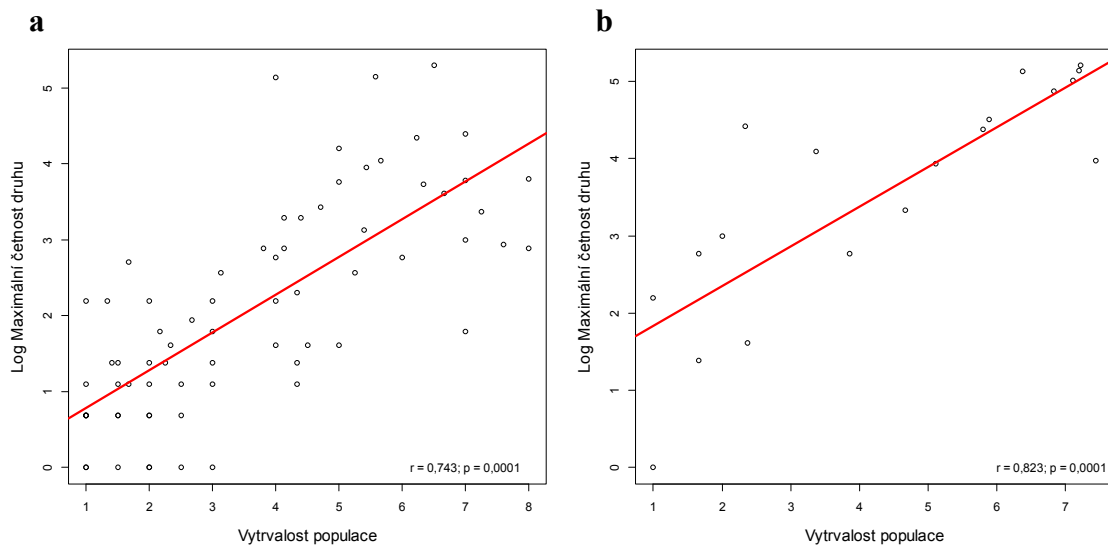
<sup>20</sup> E, N<sup>2</sup>, E<sup>2</sup>, N<sup>3</sup>, E<sup>3</sup>, NE, N<sup>2</sup>E, NE<sup>2</sup> (výběr parametrů je popsán v metodice)

<sup>21</sup> pH, TP, teplota

<sup>22</sup> odběr

### 3.1.6 Vytrvalost lokálních populací

Zjišťování vztahu mezi vytrvalostí<sup>23</sup> lokálních populací jednotlivých druhů a jejich četností v dané populaci (Soininen & Heino, 2005) jsem prováděl pomocí konstrukcí lineárních modelů. Na obou lokalitách (NPP Swamp / PR Na Čihadle) byla patrná relativně silná kladná závislost mezi maximální četností druhů a vytrvalostí jejich populací ve společenstvu ( $r = 0,743 / 0,823$ ;  $p = 0,0001$ ; obr. 17).



**Obr. 17:** Závislost mezi vytrvalostí lokálních populací druhů a jejich maximálních četností (log) v NPP Swamp (a) a v PR Na Čihadle (b). Vysvětlivky: korelační koeficient a p-hodnota uvedeny v pravém dolním rohu.

<sup>23</sup> Průměrný počet sezon, kdy jsem druh našel ve společenstvu.

## 3.2 Jednorázový průzkum širšího okolí sezonně studovaných lokalit

V této části se zabývám hodnocením dat sebraných v červenci 2010 ze širšího okolí sezonně studovaných lokalit. Data byla hodnocena pro zjištění diverzity studovaného území, dále pak pro zhodnocení relativního vlivu vzdálenosti a parametrů prostředí na charakter společenstev a zjištění případného vztahu velikostí buněk s rozšířením druhů.

### 3.2.1 Druhovú bohatost a diverzita

V lokalitách na Dokesku jsem celkem našel 120 druhů krásivek na 15 lokalitách (Příloha 4). Průměrně připadlo 19 druhů na vzorek a druhové bohatství se pohybovalo v rozmezí od 3 do 39 druhů v jednom vzorku.

Oproti tomu na všech studovaných lokalitách v Jizerských horách (13 lokalit) jsem našel celkem pouze 22 druhů (Příloha 4). Průměrně jsem našel 7 druhů na jednom odběrovém místě a druhové bohatství se pohybovalo v rozmezí od 3 do 11 druhů.

### 3.2.2 Mantelovy testy

Pomocí Mantelových testů jsem zjišťoval sílu vztahu podobnosti společenstev s geografickou vzdáleností a environmentálními parametry<sup>24</sup> lokalit.

#### *Dokesko*

Při jednoduchém Mantelově testu korelace matic podobností druhového složení s maticemi Euklidovských vzdáleností lokalit byla síla závislosti větší při zahrnutí pH a vodivosti do distanční matice, ve srovnání se závislostí při použití všech parametrů (pH, vodivost, TP; obr. 18a). Parciální Mantelovy testy (kdy byl odstíněn vliv geografické vzdálenosti) byly také průkazné. Oproti tomu vliv geografické vzdálenosti stanovišť neměl průkaznou souvislost s podobností společenstev. Průkazná nebyla ani prostorová autokorelace environmentálních parametrů. Výsledky Mantelových testů jsou uvedeny v tabulce 3.

#### *Jizerské hory*

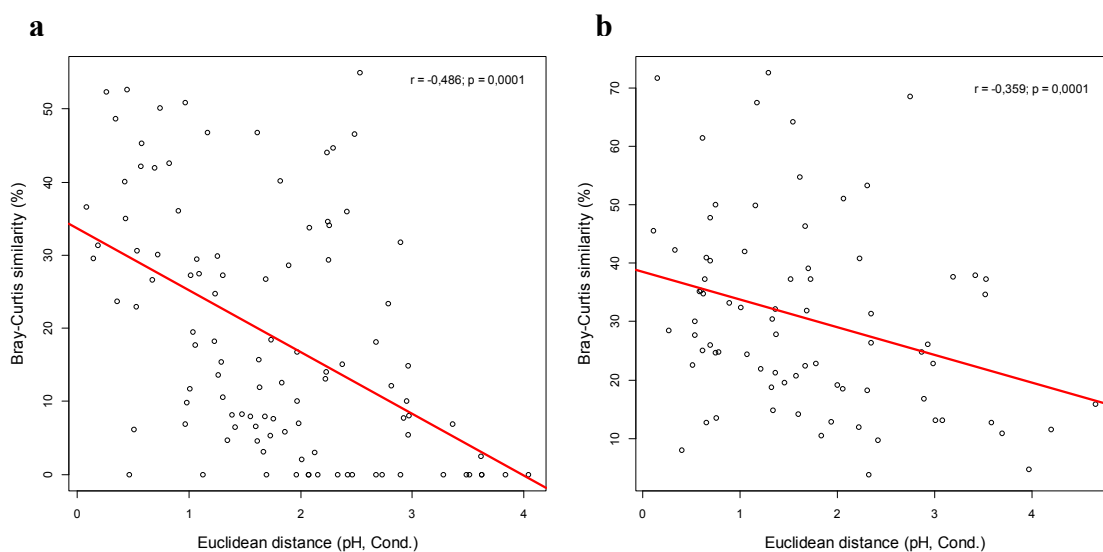
Výsledky Mantelových testů (tab. 3) byly podobné jako v rámci lokalit z Dokeska. Jednoduchý i parciální test ukázal klesající tendenci podobnosti druhového složení s rostoucími rozdíly v parametrech prostředí pro hodnoty pH a vodivosti (obr. 18b), zatímco

---

<sup>24</sup> Parametr TN (celkový obsah dusíku) jsem do analýz na Dokesku nezahrnul, protože jeho naměřené hodnoty byly ve všech vzorcích nulové (pravděpodobně kvůli chybě měření či koncentracím pod detekovatelnou hodnotu přístroje).



při přidání dalších parametrů (TN a TP) nebyl výsledek průkazný. Závislost geografické vzdálenosti lokalit a podobnosti společenstev ani prostorovou autokorelací parametrů prostředí se nepodařilo prokázat.



**Obr. 18:** Závislost podobnosti druhového složení (Bray-Curtisův index) na Euklidovské vzdálenosti jednotlivých míst (vypočtené z pH a vodivosti) na Dokesku (**a**) a v Jizerských horách (**b**). Vysvětlivky: korelační koeficient a p-hodnota jsou uvedeny v pravém horním rohu.

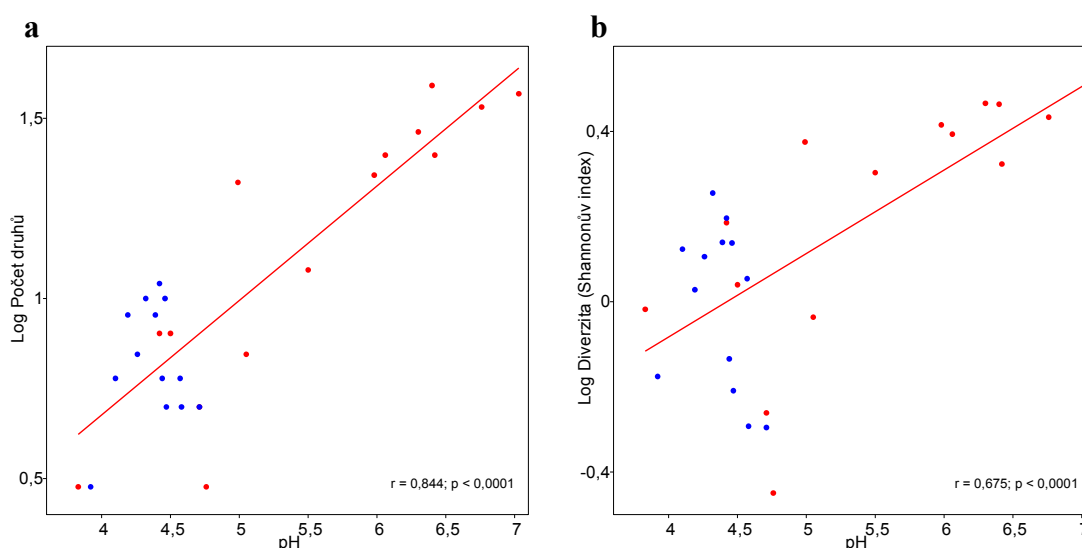
**Tab. 3:** Výsledky jednoduchých a parciálních Mantelových testů. Vysvětlivky: Euclidean Dist. – Euklidovské vzdálenosti vypočtené z environmentálních proměnných v závorce (Cond. – vodivost, TN – celkový obsah dusíku, TP – celkový obsah fosforu); Geographic Dist. – geografické vzdálenosti míst (m). Kovariáty jsou uvedeny kurzívou, průkazné výsledky ( $p < 0,05$ ) tučně.

Matrix A	Matrix B	Odstíněn efekt	Dokesko		Jizerské hory	
			r	p-value	r	p-value
<b>Bray-Curtis Similarity</b>	Euclidean Dist. (pH, Cond., TN, TP)	-	-	-	-0,083	0,2791
	Euclidean Dist. (pH, Cond., TP)	-	<b>-0,382</b>	0,0012	-0,163	0,148
	Euclidean Dist. (pH, Cond., TP)	<i>Geographic Dist. (m)</i>	<b>-0,378</b>	0,0018	-0,177	0,126
	Euclidean Dist. (pH, Cond.)	-	<b>-0,486</b>	0,0001	<b>-0,311</b>	0,0241
	Euclidean Dist. (pH, Cond.)	<i>Geographic Dist. (m)</i>	<b>-0,489</b>	0,0002	<b>-0,314</b>	0,0215
	Geographic Dist. (m)	-	0,133	0,1349	-0,044	0,3687
<b>Sørensen Similarity</b>	Euclidean Dist. (pH, Cond., TN, TP)	-	-	-	-0,194	0,1056
	Euclidean Dist. (pH, Cond., TP)	-	<b>-0,407</b>	0,001	<b>-0,285</b>	0,0372
	Euclidean Dist. (pH, Cond., TP)	<i>Geographic Dist. (m)</i>	<b>-0,403</b>	0,0005	<b>-0,272</b>	0,0392
	Euclidean Dist. (pH, Cond.)	-	<b>-0,502</b>	0,0001	<b>-0,451</b>	0,0012
	Euclidean Dist. (pH, Cond.)	<i>Geographic Dist. (m)</i>	<b>-0,507</b>	0,0001	<b>-0,449</b>	0,0015
	Geographic Dist. (m)	-	0,156	0,1329	0,097	0,3006
<b>Geographic Dist. (m)</b>	Euclidean Dist. (pH, Cond., TN, TP)	-	-	-	-0,076	0,3945
	Euclidean Dist. (pH, Cond., TP)	-	-0,058	0,3713	-0,208	0,1385
	Euclidean Dist. (pH, Cond.)	-	-0,005	0,515	-0,046	0,4895

### 3.2.3 Vliv environmentálních parametrů na diverzitu a druhové složení

Závislost druhového bohatství a diverzity na vybraných environmentálních proměnných jsem zjišťoval pomocí lineárních modelů, vliv jednotlivých faktorů prostředí na druhové složení pak pomocí DistLM.

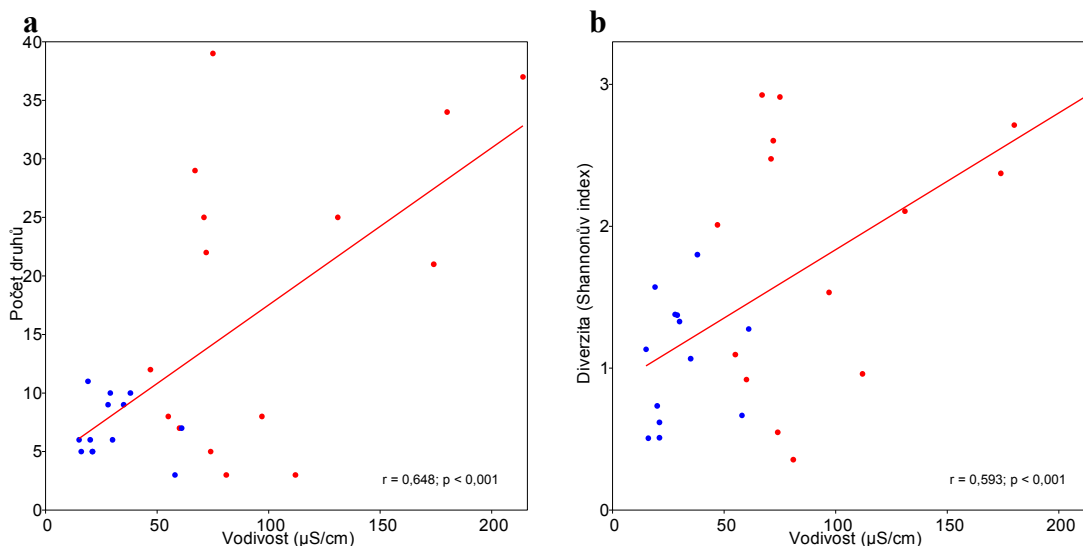
Průkazný vliv pH na druhovou bohatost a diverzitu společenstev je patrný z obr. 19 (pro druhovou bohatost:  $r = 0,844$ ; pro diverzitu:  $r = 0,675$ ;  $p < 0,0001$ ). Se zvyšujícími se hodnotami pH dochází ke zvyšování počtu druhů na lokalitě i ke zvyšování hodnot diverzity (v rozmezí pH: 3,8 – 7,0). Z grafu (obr. 19) je také vidět zřetelné rozložení lokalit z Jizerských hor (s nízkými hodnotami pH) v levé části grafu spolu s lokalitami s nízkým pH z Dokeska. Hodnoty pH měly jako jediné také průkazný vliv i na druhové složení na lokalitách (Dokesko:  $R^2 = 0,263$ ;  $p = 0,0004$ ; Jizerské hory:  $R^2 = 0,187$ ;  $p = 0,01$ ).



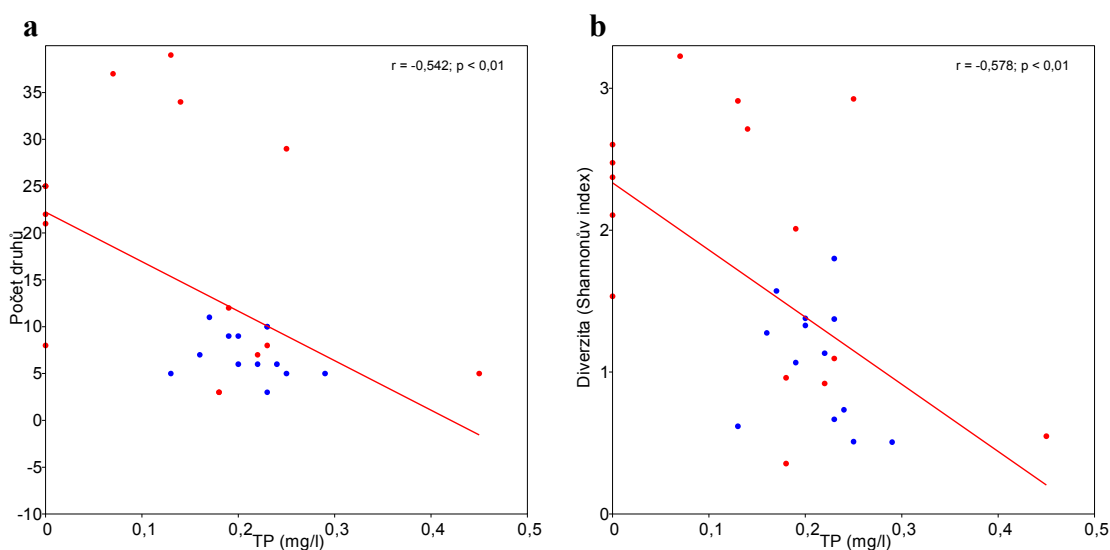
**Obr. 19:** Vztah druhové bohatosti (a) a diverzity (Shannonův index; b) s hodnotami pH pro dokeské a jizerskohorské lokality dohromady. Vysvětlivky: červená – lokality na Dokesku, modrá – lokality v Jizerských horách; korelační koeficient a p-hodnota jsou uvedeny v pravém dolním rohu.

Podobný trend byl patrný i pro hodnoty vodivosti, kdy se zvyšujícími se hodnotami ( $15 - 214 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) docházelo také ke zvyšování počtu druhů i diverzity ve společenstvu ( $r = 0,648 / 0,593$ ;  $p < 0,001$ ; obr. 20).

Jako charakteristiku trofie jsem použil pouze hodnoty koncentrace TP, protože naměřené hodnoty TN byly na všech lokalitách na Dokesku nulové pravděpodobně kvůli chybě v měření či koncentracím pod detekovatelnou hranici přístroje. Oproti hodnotám pH a vodivosti byl efekt celkového množství fosforu opačný (obr. 21). Se zvyšujícími se hodnotami TP ( $0,0 - 0,45 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ) klesalo množství nalezených druhů ve vzorku a snižovaly se i hodnoty diverzity ( $r = -0,542 / -0,578$ ;  $p < 0,01$ ).



**Obr. 20:** Vztah druhové bohatosti (**a**) a diverzity (Shannonův index; **b**) s hodnotami vodivosti pro dokeské a jizerskohorské lokality dohromady. Vysvětlivky: červená – lokality na Dokesku, modrá – lokality v Jizerských horách; korelační koeficient a p-hodnota jsou uvedeny v pravém dolním rohu.



**Obr. 21:** Vztah druhové bohatosti (**a**) a diverzity (Shannonův index; **b**) s koncentrací celkového množství fosforu (TP) pro dokeské a jizerskohorské lokality dohromady. Vysvětlivky: červená – lokality na Dokesku, modrá – lokality v Jizerských horách; korelační koeficient a p-hodnota jsou uvedeny v pravém horním rohu.

### 3.2.4 Rozklad vysvětlené variability

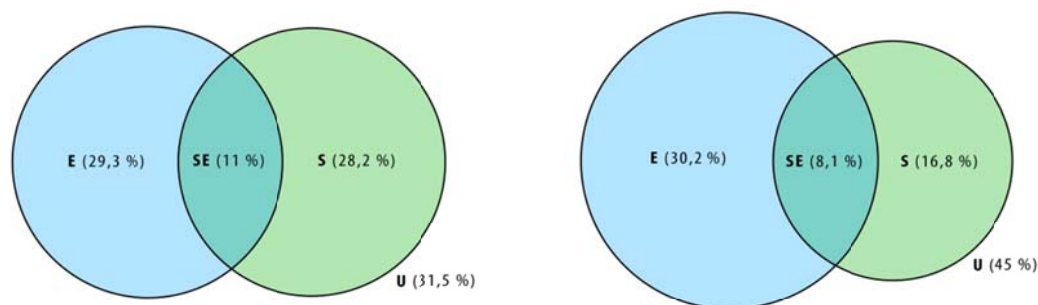
Ke zjištění proporce variability v datech, kterou lze vysvětlit faktory prostředí, polohou lokalit v prostoru a jejich kovariancí, jsem prováděl rozklad variability na dvě složky (podle Borcard *et al.*, 1992).

## Dokesko

Parametry prostředí<sup>25</sup> průkazně vysvětlily 29,3 % ( $p = 0,046$ ) z veškeré variability v podobnosti společenstev. Poloha lokalit v prostoru<sup>26</sup> vysvětlila 28,2 % variability, nicméně tento výsledek nebyl průkazný. Prostorově strukturovaná složka parametrů prostředí vysvětlila 11 % variability. Celkem se podařilo vysvětlit 68,5 % veškeré variability v datech o druhích. Grafické znázornění jednotlivých podílů vysvětlené variability je vidět na obr. 22a.

## Jizerské hory

Parametry prostředí<sup>27</sup> popsaly celkem 30,2 %, poloha lokalit v prostoru<sup>28</sup> 16,8 % a jejich překryv 8,1 % variability v datech druhového složení (obr. 22b). Celkem se podařilo vysvětlit 55,1 % veškeré variability v druhových datech. Nicméně ani jeden z výsledků nebyl statisticky průkazný.



**Obr. 22:** Proporce vysvětlené variability ve složení společenstev, kterou lze připsat poloze lokalit v prostoru (S), environmentálním parametrům (E) a jejich vzájemnému překryvu (SE); U – nevysvětlená variabilita; a) Dokesko, b) Jizerské hory.

### 3.2.5 Velikosti druhů

Pro zjištění závislosti mezi rozšířením druhů (počet míst, na kterých se druh vyskytoval) a jejich velikostí<sup>29</sup> jsem konstruoval lineární modely. Dále jsem testoval míru prostorové autokorelace pro menší ( $\leq 100 \mu\text{m}$ ) a větší ( $> 100 \mu\text{m}$ ) druhy pomocí Mantelových testů. Závislost mezi velikostmi druhů a jejich rozšířením v prostoru nebyla ani na jedné lokalitě průkazná. Prostorová autokorelace nebyla ani pro jednu velikostní skupinu průkazná, což naznačuje, že velikost druhů patrně nemá významný vliv na jejich rozšíření v rámci studované oblasti. Velikosti, četnosti a rozšíření jednotlivých druhů jsou uvedeny v Příloze 6.

<sup>25</sup> pH, Cond, TP (výběr parametrů popsán v metodice)

<sup>26</sup> N, E, NE, N<sup>2</sup>, NE<sup>2</sup>

<sup>27</sup> pH, Cond, TP

<sup>28</sup> E<sup>2</sup>, NE<sup>2</sup>

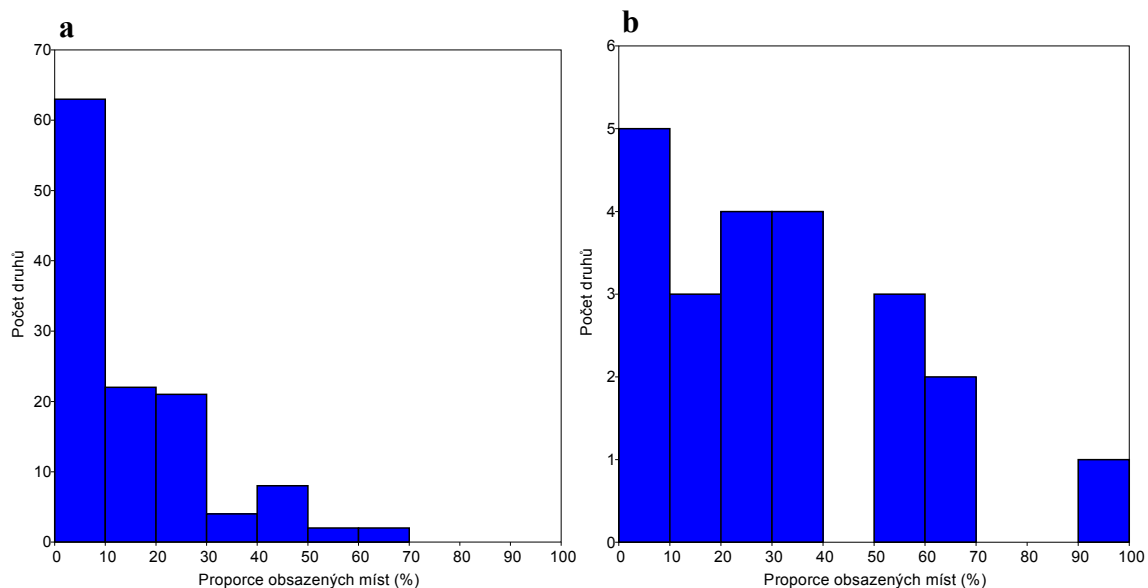
<sup>29</sup> Vyjádřena postupně různými hodnotami: objem (*Biovolume*), délka, šířka, délka \* šířka.

### 3.2.6 Regionální četnosti druhů

Distribuce regionální četnosti druhů (obr. 23) ukazuje na obou lokalitách tzv. okrajový mód výskytu druhů. Při tomto schématu rozložení je velká proporce druhů, které nejsou sdíleny mezi lokalitami (velké množství druhů je nalezeno pouze na malém počtu lokalit). Množství druhů, které se vyskytovaly na větším počtu míst (tzv. hlavních druhů – *core species*) bylo v obou případech velice nízké.

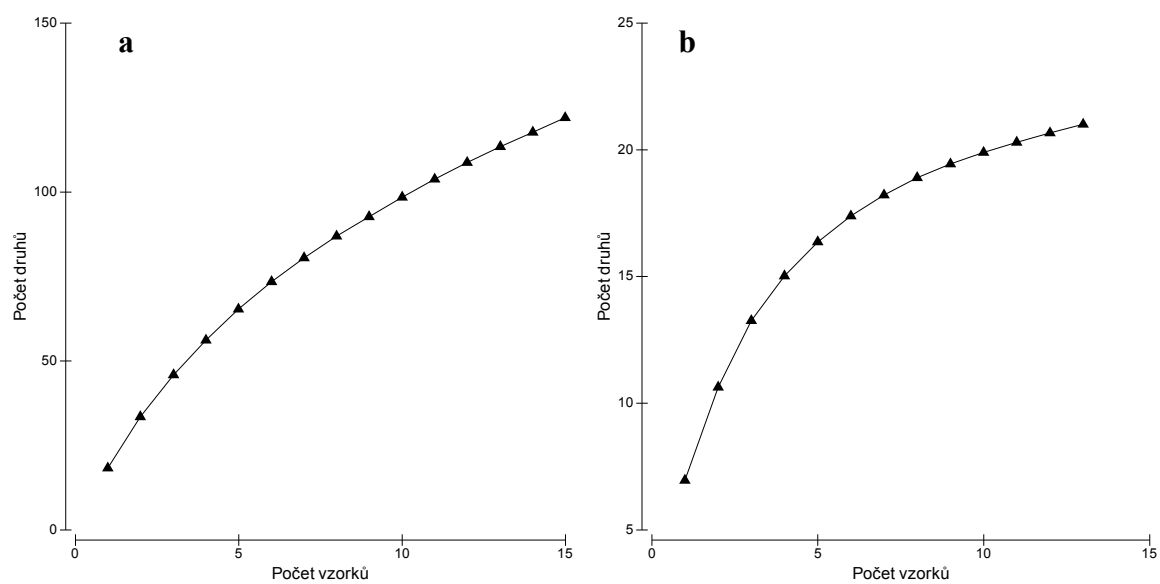
Na Dokesku se pouze 2 druhy (*Closterium striolatum* a *Cosmarium tinctum*) vyskytovaly na 60 % všech lokalit. Nejvíce druhů bylo nalezeno pouze na malém počtu lokalit (tzv. okrajové druhy – *satellite species*, obr. 23a). Celkem 63 druhů se vyskytovalo na méně než 10 % odběrových míst.

V jizerskohorských lokalitách (obr. 23b) je patrný podobný trend jakou u dokeských lokalit, i když je zde celkově mnohem méně druhů. Pouze jeden druh (*Actinotaenium cucurbita*) se vyskytoval na více než 90 % lokalit a další 2 druhy na více než 60 % lokalit (*Closterium striolatum* a *Cylindrocystis brebissonii*). Oproti tomu tzv. okrajových druhů (na méně než 10 % lokalit) bylo 5 z celkového počtu 22 druhů.



**Obr. 23:** Distribuce regionální četnosti druhů krásivek zobrazující počet druhů a počet lokalit, na kterých byly nalezeny; **a)** Dokesko, **b)** Jizerské hory.

Podobný trend je patrný z randomizačně vytvořených křivek pro nárůst počtu druhů se zvyšujícím se množstvím vzorků (obr. 24). V Jizerských horách (obr. 24b) by bylo 80 % všech nalezených druhů identifikováno průměrně ze šesti vzorků. Oproti tomu na Dokesku, kde je obecně větší počet druhů a různorodější společenstva, by bylo 80 % všech druhů v regionu nalezeno průměrně až v desátém vzorku (obr. 24a).



**Obr. 24:** Nárůst počtu druhů s počtem odebraných vzorků; **a)** Dokesko, **b)** Jizerské hory. Křivky jsou vytvořeny pomocí permutační metody.

## 4 Diskuse

### 4.1 Druhová bohatost

Samotný rozdíl dvou studovaných rašelinišť je zřejmý již z jejich klimatických a fyzikálně-chemických podmínek prostředí. Zatímco na Dokesku jsou obecně vyšší hodnoty trofie a větší gradient hodnot pH (3,8 – 7,0) a vodivosti (47 – 214  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), v Jizerských horách je průměr a rozpětí hodnot řádově menší (pH: 3,9 – 4,7; vodivost: 7 – 61  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ). Rozdílnost lokalit se odráží také v počtu zde nalezených druhů krásivek. Na Dokesku jsem našel celkem 120 druhů, zatímco v Jizerských horách pouze 22 druhů krásivek. V rámci menšího území (sezonně studované lokality) to bylo 84 druhů v NPP Swamp a pouze 22 druhů v PR Na Čihadle. Vzhledem k dlouhodobějšímu sledování těchto lokalit si myslím, že se podařilo zachytit i druhy, které se mohou vyskytovat pouze v určité části roku, a mohly by tedy být přehlédnuty například při jednorázovém odběru vzorků (Roubal, 1959).

Největší druhová diverzita krásivek je obvykle pozorována v mírně kyselém prostředí (Coesel, 1982; Šťastný, 2005), což je nejspíše způsobeno překryvem podmínek, které preferují jak oligotrofofilní druhy, tak i druhy typické spíše pro mezotrofní biotopy (Coesel, 1982). Diverzita lokalit bývá také zvýšena heterogenitou mikrobiotopů (např. různé hodnoty pH a trofie v rámci tůní a různé typy substrátů), což má za následek rozvoj různorodějších společenstev, která jsou na tyto podmínky přizpůsobena. Menší počet druhů v Jizerských horách je tedy patrně způsoben hlavně nízkými hodnotami pH (< 5), které mohou působit jako stresové faktory. V silně kyselém prostředí mohou být například oslabeny vodíkové vazby mezi molekulami celulózy buněčné stěny, což může vést k její nekontrolovatelné expanzi (Gross, 2000). Dalším omezujícím faktorem může být nutnost udržení neutrálního pH uvnitř buňky v prostředí s velkou koncentrací iontů  $\text{H}^+$  či nízké koncentrace rozpuštěného anorganického uhlíku ve vodě při nízkém pH (Gimmler, 2001). V silně kyselém prostředí může být tedy přítomnost malého počtu druhů krásivek způsobena tím, že jen poměrně málo druhů je schopno se v takovém prostředí vyskytovat (např. Coesel *et al.*, 1978; Coesel, 2001; Coesel & Meesters, 2007; Štěpánková *et al.*, 2008), proto nízký počet nalezených druhů na jizerskohorských lokalitách není překvapivým výsledkem.

Vzhledem k převážně floristickým studiím několika autorů, kteří se zabývali lokalitami na Dokesku i v Jizerských horách (např. Štěpánková *et al.*, 2008; Šťastný, 2005; Šťastný, 2009; Šťastný, 2010), se v této práci nezabývám podrobněji autekologickými vlastnostmi jednotlivých druhů těchto lokalit.

## 4.2 Faktory ovlivňující společenstva na různém měřítku

Z výsledků je zřejmé, že i na tak malém měřítku, jakým je jediné rašeliniště (tzn. do vzdálenosti ca 430 m v NPP Swamp a ca 70 m v PR Na Čihadle), se jednotlivé tůně od sebe průkazně odlišují druhovou bohatostí, diverzitou, četností jednotlivých druhů a druhovým složením. Dokonce i jednotlivá odběrová místa v rámci jedné tůně, kde mají organismy velice podobné životní podmínky, se od sebe často odlišují ve druhovém složení a v četnostech jednotlivých druhů.

Průkazný vliv vzájemné prostorové vzdálenosti odběrových míst na podobnost společenstev u sezonně odebíraných lokalit může být způsoben prostorovou autokorelací parametrů prostředí (Nekola & White, 1999) či náhodnými procesy a schopností organismů se šířit (Hubbell, 2001). Dobře se šířící organismy mohou být potenciálně rovnoměrněji zastoupeny v prostoru a jejich výskyt je podle zastánců nikového modelu ovlivněn především jejich fitness za daných podmínek prostředí (Finlay *et al.*, 1996; Horner-Devine *et al.*, 2004; Thompson & Townsend, 2006). U mikroorganismů se obecně předpokládá snadné šíření na delší vzdálenosti (Finlay, 2002; Shurin *et al.*, 2009), a proto i těsnější vztah s podmínkami prostředí než se vzdáleností. Ovšem tento vztah nemusí platit pro všechny skupiny mikroorganismů. Shurin (2000) poukazuje na fakt, že různé skupiny zooplanktonu se mohou významně lišit ve schopnosti šíření i na relativně malé vzdálenosti (0,3 – 10 km).

Vzhledem k tomu, že prostorová vzdálenost měla vliv na podobnost společenstev pouze na malém měřítku (v rámci jednoho rašeliniště; ca 50 – 435 m), zatímco na větším měřítku (ca do 3 km v Jizerských horách a 6 km na Dokesku) tento vliv průkazný nebyl, lze usuzovat spíše na menší vliv šíření na strukturu společenstev oproti vlivu environmentálních parametrů (Finlay, 2002; Soininen, 2007). Vliv faktorů prostředí byl na Dokesku průkazný jak na malém, tak i na větším měřítku, což je zjevně dáno jejich větší heterogenitou v rámci lokality. Tento závěr potvrzuje i pozorování velkých rozdílů v druhové bohatosti mezi různými tůněmi, které se lišily především hodnotami pH. Oproti tomu v Jizerských horách, kde je prostředí ve smyslu environmentálních proměnných více homogenní, byl vliv proměnných průkazný pouze na větším měřítku, kde se také projevila jejich větší variabilita. Z výsledků vyplývá, že společenstva krásivek jsou na lokálním prostorovém měřítku spíše ovlivněna parametry prostředí než jejich schopností se šířit. Této hypotéze nasvědčuje i neprůkazný vztah velikosti druhů s jejich rozšířením na studovaném území. Patrná nebyla ani silnější prostorová autokorelace pro větší druhy oproti menším. Za předpokladu, že by se větší druhy hůře pasivně šířily, by byl vztah velikosti a počtu míst negativní a byla by pro ně



také patrná silnější prostorová autokorelace (Wilkinson, 2001). Má zjištění tedy podporují hypotézu, že distribuci společenstev bentických krásivek na lokálním prostorovém měřítku lze popsat spíše nikovým modelem (*niche-based model*; Adler *et al.*, 2007). K podobným výsledkům došli i autoři zabývající se společenstvy epipelických rozsivek v ČR (Pouličková *et al.*, 2009). I na mnou sledovaných lokalitách (bez zjevných bariér šíření) společenstva krásivek pravděpodobně nejsou omezena schopností se šířit, a z tohoto důvodu reflektují spíše environmentální parametry stanoviště.

Zajímavé je zjištění, že na malém měřítku hraje prostorová vzdálenost relativně velkou roli oproti parametrům prostředí. Je možné, že se nepodařilo zachytit všechny důležité parametry ovlivňující distribuci bentických krásivek, je ale málo pravděpodobné, že by tyto parametry byly na malém měřítku tak odlišné. Navíc, parametry prostředí, které jsem zjišťoval, jsou obecně považovány za důležité u formování společenstev krásivek (Coesel, 1982; Nováková, 2002; Štěpánková *et al.*, 2008; Neustupa *et al.*, 2009; Šťastný, 2009). Možné vysvětlení nevýznamnosti parametrů prostředí může být dáno jejich relativní homogenitou na takto malém území (např. v rámci tůně). Obecně je známo, že mikroorganismy citlivě reagují již na malé rozdíly v heterogenitě prostředí díky menší velikosti (Hillebrand *et al.*, 2001; Azovsky, 2002). Je tedy možné, že zachycení fyzikálně-chemických parametrů s větším rozlišením by přineslo jejich průkaznější vliv i na „homogenních“ lokalitách v Jizerských horách. Nicméně u hodnot chemických vlastností vody dochází k velkým fluktuacím i během dne (např. kvůli intenzitě fotosyntézy/respirace; Odum, 1956; Talling, 1976; Kaplan & Bott, 1982), proto by pravděpodobně ani přesnější měření nevedlo k lepšímu odlišení daných míst. Důležitou roli mohou také hrát vlastnosti mikrobiotopu (např. Pals *et al.*, 2006; Machová-Černá & Neustupa, 2009). I když jsem odebíral pouze vzorky z epipelonu, abych se právě tomuto efektu vyhnul, je možné, že zde hrály roli neměřitelné rozdíly charakteru mikrobiotopu, které jsem nebyl schopen odfiltrovat.

Dalším možným vysvětlením je tzv. monopolizační hypotéza (De Meester *et al.*, 2002; Urban & De Meester, 2009), kde hlavní úlohu ve formování struktury společenstev mají lokální procesy, jakými jsou především biotické interakce mezi druhy. Pořadí, ve kterém organismy osidlují danou lokalitu, může významně ovlivnit budoucí složení společenstva skrze tzv. prioritní efekt (*priority effect*). Pokud se druh dostane na stanoviště mezi prvními, dává mu to větší potenciál zvýšit svou početnost a monopolizovat dostupné zdroje (Shulman *et al.*, 1983). Prioritní efekt může být dále zesílen adaptací druhu na lokální podmínky. Tyto procesy pak pomohou získat danému druhu převahu nad pozdějšími kolonizátory, což mu umožní monopolizovat dané společenstvo a zabránit tím dalším druhům do něj vstoupit

(Urban & De Meester, 2009). Shurin (2000) ve své experimentální studii zjistil, že téměř všechny uměle introdukované druhy zooplanktonu do jezer s již vyvinutými společenstvy po velice krátké době lokálně vyhynuly, což značí malou roli nových migrantů na strukturu společenstev. Pokud ale byla početnost původních druhů ve společenstvu silně redukována před introdukcí dalších druhů, byla úspěšnost introdukce mnohem větší. Toto zjištění ukazuje velkou důležitost mezidruhových interakcí při potencionální kolonizaci novými druhy. Je-li společenstvo již saturováno, je zde více biotických interakcí a méně dostupných zdrojů, což může zabránit vniknutí dalších potencionálních kolonizátorů (Shurin, 2000). Podobné výsledky byly pozorovány i u krásivek. Lenzenweger (2003, 2006) se pokoušel uměle introdukovat různé druhy krásivek (např. *Euastrum crassum*) na jiné rašeliniště s velice podobným charakterem podmínek prostředí. Po nějaké době ale našel vždy pouze mrtvé buňky. V tomto pokusu zkoušel ověřit hypotézy přenosu buněk krásivek mezi lokalitami pomocí vodního ptactva. Výsledky naznačily, že i kdyby docházelo k přenosu mezi lokalitami s podobnými podmínkami, přenesený druh se ve společenstvu s velkou pravděpodobností nedokáže udržet.

Prioritní efekt může být dále zvýšen adaptací druhů na lokální podmínky (De Meester *et al.*, 2002). Adaptace bentických krásivek byly pozorovány ve dvou experimentálních studiích hodnotících morfologickou variabilitu buněk v závislosti na teplotním gradientu (Neustupa *et al.*, 2008) a pH (Černá & Neustupa, 2010). Adaptace na různé podmínky prostředí se u druhů vyvinuly již během 14 (resp. 30) dnů provádění pokusů. V souvislosti s výsledky autoři usuzují, že fenotypická plasticita krásivek se projevuje na úrovni jednotlivých přírodních populací. Coesel & Krienitz (2008) poukazují na skutečnost, že díky tomu, že jsou krásivky haploidní organismy, se může většina případných mutací projevit i v jejich fenotypu. Mutace mohou být dále zafixovány v populaci díky převaze klonálního rozmnožování. Tuto domněnku také potvrzují některá pozorování značné morfologické variability v přírodních populacích (Kouwets, 1988; Štěpánková *et al.*, 2012).

#### **4.2.1 Dostupnost vhodného habitatu a rozšíření druhů**

Při jednorázovém odběru většího území jsem našel velké množství druhů pouze na několika málo lokalitách (*satellite species*). Z podobných studií zabývajících se rozsivkami (Soininen & Heino, 2005; Pouličková *et al.*, 2009) byl patrný obdobný trend, což naznačuje, že se může jednat o relativně běžný stav mezi vodními mikroorganismy. Vzhledem k tomu a k převládající úloze environmentálních faktorů ve formování struktury společenstev oproti vlivu prostoru se zdá, že krásivky mají relativně malou ekologickou valenci. Tyto výsledky

ukazují na důležitost dostupnosti různých typů habitatů v regionu pro udržení diverzity krásivek a také potřebu většího množství vzorků pro adekvátní zachycení diverzity druhů na studovaném území.

## **4.3 Vliv environmentálních proměnných**

### **4.3.1 pH**

Druhová bohatost a diverzita (Shannonův index) bentických společenstev krásivek byla pozitivně korelována s hodnotami pH na lokalitách (v rozmezí 3,8 – 7,0). Podobný vliv pH na společenstva bentických krásivek je zřejmý i z jiných studií (Coesel, 1978; Nováková, 2002; Štěpánková *et al.*, 2008; Šťastný, 2009; Neustupa *et al.*, 2011; Mataloni, 1998).

Coesel (2001) popisuje unimodální rozložení druhové bohatosti krásivek v rámci škály pH s optimem v mírně kyselých habitatech. Tento jev je většinou připisován stresovým podmínkám za nízkých hodnot pH (viz kap. 4.1) a zvýšenou konkurencí od ostatních skupin řas při vyšších hodnotách pH a trofie. Jelikož moje studie byla zaměřena pouze na rašelinné biotopy, nejvyšší naměřené hodnoty pH v této studii korespondovaly s optimálními hodnotami pro rozvoj společenstev krásivek. Z tohoto důvodu byl patrný lineární nárůst počtu druhů se zvyšujícím se pH.

Hodnoty pH na lokalitách měly průkazný vliv i na druhové složení. Na malém měřítku (při sezonních odběrech v rámci jednoho rašeliniště) samotné pH průkazně vysvětlilo 9,7 % variability ve druhovém složení na lokalitách v rámci NPP Swamp a 14,6 % na lokalitách v rámci PR Na Čihadle. Na větším měřítku hodnoty pH vysvětlily relativně větší podíl variability (Dokesko: 26,3 %, Jizerské hory: 18,7 %). Vyšší podíl vysvětlené variability na větším měřítku je pravděpodobně způsoben tím, že jsem obsáhl různý typ lokalit, a tím i větší heterogenitu hodnot. Výsledky potvrzují, že pH je jeden z důležitých faktorů ovlivňujících společenstva bentických krásivek z hlediska jejich diverzity i druhového složení.

### **4.3.2 Vodivost**

Podobně jako u hodnot pH byl na studovaných lokalitách průkazný vliv vodivosti na druhovou bohatost a diverzitu, zatímco významnost působení vodivosti na druhové složení společenstev byla relativně malá. Se zvyšujícími se hodnotami vodivosti se lineárně zvyšoval

počet druhů na lokalitě. Podobné výsledky byly pozorovány pro krásivky i v jizerskohorských vrchovištích v rozmezí vodivosti 10 – 84  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (Štěpánková *et al.*, 2008). Ve studii holandských mokřadů, která obsáhla velice různorodou škálu biotopů od oligotrofních až po eutrofní habitaty, pozoroval Coesel (1982) malý počet druhů při vysokých hodnotách vodivosti (ca 600 – 1000  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ). V rozmezí hodnot od ca 100 do 500  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  se počet druhů nejprve zvyšoval a poté postupně klesal. Největší počet druhů byl tedy pozorován při středních hodnotách. Také v ČR mívají lokality s největším množstvím druhů krásivek obvykle rozmezí vodivosti zhruba 70 – 250  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (Šťastný – osobní sdělení). Já jsem pozoroval lineární nárůst počtu druhů v rozmezí hodnot vodivosti 15 – 214  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Mnou naměřené nejvyšší hodnoty tedy zhruba korespondují s optimálními hodnotami pro rozvoj společenstev krásivek. Velká druhová bohatost při prostředních hodnotách pH a vodivosti je patrně důsledkem překryvu podmínek, které jsou ideální jak pro druhy preferující oligotrofní, tak i pro druhy preferující mezotrofní habitaty. To umožňuje koexistenci obou skupin, a tím i vytváření různorodých společenstev (Coesel, 1982).

### 4.3.3 Trofie

Zatímco vztah druhové bohatosti s hodnotami pH a vodivosti byl kladný, efekt trofie byl opačný. S rostoucími hodnotami koncentrace celkového množství fosforu ve vodě (0,0 – 0,45  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ) klesal počet druhů nalezených na lokalitě. K podobnému výsledku dospěly i další studie zabývající se krásivkami (např. Coesel *et al.*, 1978). Nicméně na obou mnou studovaných lokalitách byly hodnoty trofie (vyjádřené pomocí koncentrace TP) relativně nízké, což ukazuje, že nízký počet druhů v Jizerských horách je spíše způsoben nízkými hodnotami pH (Coesel, 2001) než eutrofizací lokalit.

## 4.4 Sezonnost

Rozdíly v podobnosti druhového složení mezi jednotlivými odběry byly průkazné jen v PR Na Čihadle pouze pro Sørensenův index a celková průkaznost byla způsobena rozdílem mezi posledním podzimním a zimním odběrem. To bylo v době, kdy se mi nepodařilo odebrat dvě odběrová místa, proto si myslím, že průkaznost je zde silně ovlivněna dvěma chybějícími místy v zimním odběru. Domněnku potvrzuje i neprůkazný výsledek v případě, kdy jsem použil dopočtené hodnoty pro početnosti druhů pro zimní odběr.

Analýza SIMPER dále odhalila, že při zahrnutí pouze míst, která se mi podařilo odebrat, měl největší podíl na odlišnosti zimního odběru od ostatních druh *Mesotaenium endlicherianum*, který měl v zimním odběru větší četnost než v ostatních odběrech. Tento výsledek byl nejspíše způsoben tím, že největší zastoupení tohoto druhu je v tůni T2 (průměrně 28 %), zatímco v ostatních tůních se téměř nevyskytuje. Vzhledem k tomu, že odběrová místa, která se nepodařilo v zimním období odebrat, byla z tůní T1 a T3 (v každé tůni jedno odběrové místo), relativně stoupla důležitost druhu *M. endlicherianum* při výpočtu rozdílností mezi zimním odběrem a ostatními odběry. Pokud jsem do analýzy zahrnul i neodebraná místa s dopočtenými hodnotami pro četnosti druhů, druh *M. endlicherianum* ztratil na významnosti při odlišení zimního odběru od ostatních a průměrná odlišnost v druhovém složení mezi zimním odběrem a všemi ostatními odběry již nebyla průkazně větší než odlišnost mezi všemi ostatními odběry.

Při testování lineární závislosti podobnosti společenstev s časem pomocí Mantelových testů byl výsledek také průkazný jen v PR Na Čihadle a pouze v jednoduchých testech pro Sørensenův index. Při parciálních testech, kdy byl odstíněn vliv environmentálních faktorů, výsledek průkazný nebyl. To naznačuje, že průkaznost vlivu času u jednoduchého testu může být spíše způsobena časovou autokorelací environmentálních faktorů (testy potvrzena) a sporadicky se vyskytujícími druhy než samotným efektem času. Průkazná závislost pouze pro Sørensenův index podobnosti mohla být pravděpodobně způsobena některými druhy, které měly relativně menší četnosti, takže při výpočtu Bray-Curtisova indexu podobnosti neměly takovou váhu, zatímco při výpočtu Sørensenova indexu měly stejnou váhu jako všechny ostatní druhy. Těmito kritériím by odpovídaly například druhy *Cosmarium sphagnicolum* a *Staurodesmus extensus* (nalezeny pouze ve třech posledních odběrech) či *Xanthidium antilopaeum* (nalezeno pouze v 7. odběru). Vzhledem k celkově nízkému počtu druhů na lokalitě mohou i rozdíly v přítomnosti či absenci malého množství druhů výrazně ovlivnit výpočet podobnosti, a tím i celý výsledek (Sojininen & Eloranta, 2004). Myslím si, že tyto relativně sporadicky nalézané druhy spolu s časovou autokorelací environmentálních faktorů mohly mít za následek průkazný vliv času na podobnost společenstev, zatímco obecný trend změny společenstev v čase či sezonní trend nebyl průkazný.

Na studovaných lokalitách se mi tedy nepodařilo prokázat, že by společenstva krásivek vykazovala sezonní či časové změny ve druhové bohatosti, diverzitě nebo druhovém složení. Tento výsledek je dosti překvapující. Vzhledem k tomu, že během zimního období byla obě rašeliniště zamrzlá a pokryta vrstvou sněhu, by se dalo předpokládat, že tento jev bude působit jako výrazná disturbance na společenstva krásivek. Různí autoři popisují

sezonní změny společenstev řas z různých biotopů například v primární produkci (např. O'Reilly, 2006; Kolayli & Sahin, 2009) a diverzitě či druhovém složení společenstev (např. Ledger & Hildrew, 1998; Aberle & Wiltshire, 2006; Machová-Černá & Neustupa, 2009; Špačková *et al.*, 2009) v závislosti především na teplotě, množství živin a intenzitě slunečního záření. Ovšem většina takto zaměřených studií zkoumala různé taxonomické skupiny fototrofních mikroorganismů, zatímco já studoval pouze krásivky. Machová-Černá & Neustupa (2009) zjistili sezonní trend ve výskytu různých skupin řas v temperátním rašeliništi, který byl charakteristický především změnami v četnostech jednotlivých druhů. Autoři také zjistili rozdíly v diverzitě a počtu druhů mezi jednotlivými sezonami, kdy letní období bylo charakteristické vyššími hodnotami než jaro a podzim. Obdobný trend jsem také zaznamenal, nejvyšší počet druhů krásivek byl v letním a nejnižší pak v zimním období roku, rozdíly ale nebyly statisticky průkazné. Neustupa *et al.* (2012) pozorovali snižování prostorové autokorelace společenstev bentických krásivek během sezony. Tento trend naznačoval, že během jarního a počátku letního období se začnou rozmnožovat roztroušené populace přeživších druhů, což vede k silné prostorové autokorelaci způsobené mozaikovitou distribucí populací. Následné kolonizace během letního období potom snižují prostorovou autokorelaci mezi společenstvy na malé vzdálenosti. Ovšem i v této studii měla prostorová vzdálenost větší vliv než čas mezi různými odběry a rozdíly v druhovém složení mezi společenstvy do vzdálenosti 4 metrů byly větší než rozdíly na stejném místě po uplynutí 6 měsíců. Časová variabilita také korelovala s environmentálními parametry prostředí, takže strukturu společenstev pravděpodobně ovlivňovaly obě tyto složky dohromady.

Přestože někteří autoři zabývající se bentickými krásivkami, často poukazují na změny absolutních počtů buněk během sezony (např. Duthie, 1965; Burkholder & Sheath, 1984; Šťastný, 2005), je zároveň patrné, že i na malém měřítku jsou nalézány stejné druhy na stejných místech i v průběhu různých let (např. Heimans, 1969; Coesel – osobní sdělení). V zimním období jsem také pozoroval menší množství buněk krásivek ve vzorcích, ale z výsledků je zřejmé, že relativní zastoupení druhů ve vzorcích nebylo průkazně odlišné. Některé studie navíc uvádějí, že krásivky jsou schopny přežívat i dlouhou dobu zamrzlé v ledu či pod ledem (Duthie, 1964), kde Burkholder & Sheath (1984) pozorovali relativně velkou proporcii rozmnožujících se druhů. Z těchto pozorování je patrné, že krásivky v temperátních biotopech pravděpodobně dokáží bez větších problémů přežívat i v zimním období. Tomu nasvědčuje i zjištěný pozitivní vztah vytrvalostí lokálních populací a četností druhů, který značí, že větší populace druhů mohou zabránit lokálnímu vymizení (extinkci) daného druhu ze společenstva (Soininen & Heino, 2005). Výsledek také podporuje

domněnku o monopolizačním efektu. Zdá se tedy, že vysoké četnosti druhů mohou nejen zabránit lokální extinkci populace, ale také úspěšné imigraci jiného druhu do společenstva. I za předpokladu, že by se nějaký nový druh dostal do společenstva, byla by jeho početnost ze začátku velice nízká, takže pravděpodobnost jeho lokální extinkce by byla vyšší než u druhů, které mají větší četnosti (MacArthur & Wilson, 1967).

## 5 Závěr

V diplomové práci jsem si kladl za cíl pokusit se popsat faktory, které ovlivňují strukturu bentických krásivek na lokálním prostorovém měřítku na dvou typově odlišných rašelinných biotopech. Sezonní změny ve složení společenstev se nepodařilo prokázat. V zimním období, které by se dalo považovat za disturbanci, byl sice menší počet jedinců ve společenstvech, ale změny ve druhovém složení, počtu druhů ani diverzité nebyly průkazné. Tento jev může být dán tím, že větší početnosti druhů v lokálních populacích mohou snížit pravděpodobnost lokální extinkce a také omezit uchycení jiných druhů monopolizací dostupných zdrojů. Monopolizační hypotézou lze také vysvětlit prostorovou heterogenitu společenstev na malém měřítku (do vzdálenosti metrů – stovek metrů), kde byly zpravidla podobné hodnoty environmentálních parametrů, takže jejich vliv oproti prostorové vzdálenosti byl relativně malý.

Na lokálním prostorovém měřítku (do vzdálenosti v řádu kilometrů) byla na obou lokalitách společenstva strukturována především abiotickými parametry prostředí a rozdíly v prostorové autokorelaci větších a menších druhů i závislosti rozšíření na velikosti druhů nebyly průkazné. Výše uvedené výsledky ukazují, že společenstva bentických krásivek lze na lokálním prostorovém měřítku popsat spíše nikovým modelem.

Ze všech měřených environmentálních parametrů mělo na strukturu společenstev největší vliv pH, které ovlivňovalo jak druhovou bohatost, tak i druhové složení. V Jizerských horách byl malý počet druhů nejspíše způsoben právě silně kyselými podmínkami, které mohou bránit ve vývoji druhově bohatších společenstev. Hodnoty vodivosti byly dalším důležitým parametrem, který měl vliv především na druhovou bohatost, vliv na druhové složení se na zachyceném gradientu hodnot nepodařilo prokázat. Trofie pravděpodobně také ovlivňuje diverzitu krásivek, ale ve zkoumaném území nebyl výrazný gradient, proto měla oproti pH a vodivosti menší vliv.

Velké množství druhů se vyskytovalo pouze na malém počtu míst a společenstva primárně reflektovala environmentální parametry prostředí. Proto je pravděpodobné, že krásivky mají obecně malou ekologickou valenci, což podtrhuje důležitost zachování vhodných habitatů pro udržení jejich diverzity v regionu.





## 6 Citovaná literatura

- Aberle, N. & Wiltshire, K. H. 2006. Seasonality and diversity patterns of microphytobenthos in a mesotrophic lake. *Archiv Fur Hydrobiologie* **167**:447-65.
- Adler, P. B., HilleRisLambers, J. & Levine, J. M. 2007. A niche for neutrality. *Ecology Letters* **10**:95-104.
- Adler, P. B., White, E. P., Lauenroth, W. K., Kaufman, D. M., Rassweiler, A. & Rusak, J. A. 2005. Evidence for a general species-time-area relationship. *Ecology* **86**:2032-39.
- Allan, J. D. & Castillo, M. M. 2007. *Stream Ecology - Structure and Function of Running Waters*. Springer, Dordrecht, The Netherlands, 436p.
- Anderson, M., J., Gorley, R., N. & Clarke, R., K. 2008. *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. PRIMER-E, Plymouth, UK, 214p.
- Anderson, M. J. & Gribble, N. A. 1998. Partitioning the variation among spatial, temporal and environmental components in a multivariate data set. *Australian Journal of Ecology* **23**:158-67.
- Archambault, P. & Bourget, E. 1996. Scales of coastal heterogeneity and benthic intertidal species richness, diversity and abundance. *Marine Ecology-Progress Series* **136**: 111-21.
- Azovsky, A. I. 2002. Size-dependent species-area relationships in benthos: is the world more diverse for microbes? *Ecography* **25**:273-82.
- Becking, L. G. M. 1934. *Geobiologie of inleiding tot de milieukunde*. WP Van Stockum & Zoon, Hauge, The Netherlands, 263p.
- Bergeron, P. & Bourget, E. 1986. Shore topography and spatial partitioning of crevice refuges by sessile epibenthos in an ice disturbed environment. *Marine Ecology-Progress Series* **28**:129-45.
- Bonnet, E. & Van der Peer, Y. 2002. *zt*: A Software Tool for Simple and Partial Mantel tests. *Journal of Statistical software* **7**:1-12.
- Borcard, D., Legendre, P. & Drapeau, P. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* **73**:1045-55.
- Bray, J. R. & Curtis, J. T. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern wisconsin. *Ecological Monographs* **27**:326-49.
- Burkholder, J. M. & Sheath, R. G. 1984. The seasonal distribution, abundance and diversity of desmids (Chlorophyta) in a softwater, north temperate stream. *Journal of Phycology* **20**:159-72.
- Cattaneo, A., Kerimian, T., Roberge, M. & Marty, J. 1997. Periphyton distribution and abundance on substrata of different size along a gradient of stream trophy. *Hydrobiologia* **354**:101-10.
- Charles, D. F., Acker, F. W., Hart, D. D., Reimer, C. W. & Cotter, P. B. 2006. Large-scale regional variation in diatom-water chemistry relationships: Rivers of the eastern United States. *Hydrobiologia* **561**:27-57.
- Chesson, P. 2000. Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* **31**:343-66.
- Clarke, K., R. & Gorley, R., N. 2006. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E, Plymouth, UK, 190p.
- Clarke, K. R. 1993. Nonparametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* **18**:117-43.
- Coesel, P. F. M. 1982. Structural characteristics and adaptations of desmid communities. *Journal of Ecology* **70**:163-77.
- Coesel, P. F. M. 1996. Biogeography of desmids. *Hydrobiologia* **336**:41-53.

- Coesel, P. F. M. 2001. A method for quantifying conservation value in lentic freshwater habitats using desmids as indicator organisms. *Biodiversity and Conservation* **10**: 177-87.
- Coesel, P. F. M. 2004. Desmids: Sexual reproduction: where and when? URL: [[http://www.desmids.nl/info/reproductie/Sex\\_repr\\_where\\_and\\_when.html](http://www.desmids.nl/info/reproductie/Sex_repr_where_and_when.html), cit. 14. 4. 2012].
- Coesel, P. F. M. & Krienitz, L. 2008. Diversity and geographic distribution of desmids and other coccoid green algae. *Biodiversity and Conservation* **17**:381-92.
- 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 - Mesoteniaceae and Desmidiaceae of the European lowlands*. KNNV Publishing, Zeist, The Netherlands, 352p.
- Coleman, M. A. 2002. Small-scale spatial variability in intertidal and subtidal turfing algal assemblages and the temporal generality of these patterns. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **267**:53-74.
- Colwell, R. K. & Coddington, J. A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B-Biological Sciences* **345**:101-18.
- Cronk, J. K. & Mitsch, W. J. 1994. Periphyton productivity on artificial and natural surfaces in constructed fresh-water wetlands under different hydrologic regim. *Aquatic Botany* **48**:325-41.
- Černá, K. 2010. Small-scale spatial variation of benthic algal assemblages in a peat bog. *Limnologica* **40**:315-21.
- Černá, K. & Neustupa, J. 2010. The pH-related morphological variations of two acidophilic species of Desmidiaceae (Viridiplantae) isolated from a lowland peat bog, Czech Republic. *Aquatic Ecology* **44**:409-19.
- Dayton, P. K. 1971. Competition, disturbance, and community organization - provision and subsequent utilization of space in a rocky intertidal community. *Ecological Monographs* **41**:351-89.
- De Meester, L., Gomez, A., Okamura, B. & Schwenk, K. 2002. The Monopolization Hypothesis and the dispersal-gene flow paradox in aquatic organisms. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology* **23**:121-35.
- Domozych, D. S. & Domozych, C. R. 2008. Desmids and biofilms of freshwater wetlands: Development and microarchitecture. *Microbial Ecology* **55**:81-93.
- Duthie, H. C. 1964. The survival of desmids in ice. *British Phycological Bulletin* **2**:376-77.
- Duthie, H. C. 1965. A study of the distribution and periodicity of some algal in bog pool. *Journal of Ecology* **53**:343-59.
- Fenchel, T. & Finlay, B. J. 2004. The ubiquity of small species: Patterns of local and global diversity. *Bioscience* **54**:777-84.
- Finlay, B. J. 2002. Global dispersal of free-living microbial eukaryote species. *Science* **296**:1061-63.
- Finlay, B. J. & Clarke, K. J. 1999. Ubiquitous dispersal of microbial species. *Nature* **400**: 828-28.
- Finlay, B. J., Esteban, G. F., Clarke, K. J. & Olmo, J. L. 2001. Biodiversity of terrestrial protozoa appears homogeneous across local and global spatial scales. *Protist* **152**: 355-66.
- Finlay, B. J., Esteban, G. F. & Fenchel, T. 1996. Global diversity and body size. *Nature* **383**:132-33.

- Foissner, W. 2006. Biogeography and dispersal of micro-organisms: A review emphasizing protists. *Acta Protozoologica* **45**:111-36.
- Foissner, W. 2008. Protist diversity and distribution: some basic considerations. *Biodiversity and Conservation* **17**:235-42.
- Fortin, M.-J. & Dale, M., R., T. 2005. *Spatial Analysis: A Guide for Ecologist*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 392p.
- Freestone, A. L. & Inouye, B. D. 2006. Dispersal limitation and environmental heterogeneity shape scale-dependent diversity patterns in plant communities. *Ecology* **87**:2425-32.
- Garrity, S. D. 1984. Some adaptations of gastropods to physical stress on a tropical rocky shore. *Ecology* **65**:559-74.
- Gilpin, M. E. & Hanski, I. A. 1991. *Metapopulation Dynamics: Empirical and Theoretical Investigations*. Academic Press, London, UK, 336p.
- Gimmler, H. 2001. Acidophilic and acidotolerant algae. In: Rai, L. C. & Gaur, J. P. [Eds.] *Algal adaptation to environmental stresses: physiological, biochemical and molecular mechanisms*. Springer, Berlin, pp. 259-90.
- Goldsborough, L. G. & Robinson, G. C. 1996. Pattern in wetlands. In: Stevenson, R. J., Bothwell, M. L. & Lowe, R. L. [Eds.] *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic press, San Diego, USA, pp. 78-109.
- Gontcharov, A. A. 2008. Phylogeny and classification of Zygnematophyceae (Streptophyta): current state of affairs. *Fottea* **8**:87-104.
- Gross, W. 2000. Ecophysiology of algae living in highly acidic environments. *Hydrobiologia* **433**:31-37.
- Hammer, Ø., Harper, D., A., T. & Ryan, P., D. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaentologia Electronica* **4**:1-9.
- Hanski, I. 1982. Dynamics of regional distribution - the core and satellite species hypothesis. *Oikos* **38**:210-21.
- Heath, C. W. 1988. Annual primary productivity of an Antarctic continental lake - phytoplankton and benthic algal mat production strategies. *Hydrobiologia* **165**:77-87.
- Heimans, J. 1969. Ecological, phytogeographical and taxonomic problems with Desmids. *Vegetatio* **17**:50-82.
- Heino, J. & Soininen, J. 2010. Are common species sufficient in describing turnover in aquatic metacommunities along environmental and spatial gradients? *Limnology and Oceanography* **55**:2397-402.
- Hillebrand, H., Durselen, C. D., Kirschtel, D., Pollinger, U. & Zohary, T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology* **35**:403-24.
- Hillebrand, H., Watermann, F., Karez, R. & Berninger, U. G. 2001. Differences in species richness patterns between unicellular and multicellular organisms. *Oecologia* **126**: 114-24.
- Horner-Devine, M. C., Lage, M., Hughes, J. B. & Bohannon, B. J. M. 2004. A taxa-area relationship for bacteria. *Nature* **432**:750-53.
- Hubbell, S. P. 2001. *The Unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press, Princeton, USA, 448p.
- Hutchinson, G. E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* **22**:415-27.
- Jóža, M. & Vonička, P. 2004. *Jizerskohorská rašeliniště*. Jizersko-ještědský horský spolek, Liberec, 159p.
- Kaplan, L. A. & Bott, T. L. 1982. Diel fluctuations of DOC generated by algae in a piedmont stream. *Limnology and Oceanography* **27**:1091-100.
- Kingston, J. C., Lowe, R. L., Stoermer, E. F. & Ladewski, T. B. 1983. Spatial and temporal distribution of benthic diatoms in Northern Lake Michigan. *Ecology* **64**:1566-80.

- Kolayli, S. & Sahin, B. 2009. Benthic algae (except Bacillariophyta) and their seasonal variations in Karagol Lake (Borcka, Artvin-Turkey). *Turkish Journal of Botany* **33**: 27-32.
- Komárek, O. 2003. Spatial autocorrelation and fractal dimension of alga species assemblage in a gravel stream of central Europe. *International Review of Hydrobiology* **88**:385-96.
- Korhonen, J. J., Soininen, J. & Hillebrand, H. 2010. A quantitative analysis of temporal turnover in aquatic species assemblages across ecosystems. *Ecology* **91**:508-17.
- 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.
- Krasznai, E., Fehér, G., Borics, G., Várbiro, G., Grigorszky, I. & Tóthmérész, B. 2008. Use of desmids to assess the natural conservation value of a Hungarian oxbow (Malom-Tisza, NE-Hungary). *Biologia* **63**:928-35.
- Kruskal, J. B. 1964. Multidimensional-scaling by optimising goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika* **29**:1-27.
- Ledger, M. E. & Hildrew, A. G. 1998. Temporal and spatial variation in the epilithic biofilm of an acid stream. *Freshwater Biology* **40**:655-70.
- Legendre, P. & Legendre, L. 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam, 853p.
- Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., Holt, R. D., Shurin, J. B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M. & Gonzalez, A. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* **7**:601-13.
- Leibold, M. A. & McPeck, M. A. 2006. Coexistence of the niche and neutral perspectives in community ecology. *Ecology* **87**:1399-410.
- Lenzenweger, R. 1996. *Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 1*. J. Cramer, Berlin, 162p.
- Lenzenweger, R. 1997. *Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 2*. J. Cramer, Berlin, 216p.
- Lenzenweger, R. 1999. *Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 3*. J. Cramer, Berlin, 218p.
- Lenzenweger, R. 2003. *Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 4*. J. Cramer, Berlin, 87p.
- Lenzenweger, R. 2006. Überlegungen zur Ausbreitung der Zieralgen. URL: [<http://www.hydro-kosmos.de/desmids/einl.htm>, cit. 7. 4. 2012].
- Lewis, W. M. 1983. A revised classification of lakes based on mixing. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **40**:1779-87.
- Little, R. J. A. & Rubin, D. B. 1987. *Statistical analysis with missing data*. Wiley, New York, USA, XIV+278p.
- Lowe, R. L. 1996. Periphyton patterns in lakes. In: Stevenson, R. J., Bothwell, M. L. & Lowe, R. L. [Eds.] *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic press, San Diego, USA, pp. 57-72.
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. 1963. An Equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* **17**:363-87.
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. 1967. *The Theory of island biogeography*. Princeton University Press, USA, 224p.
- Machová-Černá, K. & Neustupa, J. 2009. Spatial distribution of algal assemblages in a temperate lowland peat bog. *International Review of Hydrobiology* **94**:40-56.
- Mantel, N. 1967. Detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer Research* **27**:209-20.
- Mataloni, G. 1998. Ecological studies on algal communities from Tierra del Fuego peat bogs. *Hydrobiologia* **391**:157-71.
- Mayer, M. S. & Likens, G. E. 1987. The importance of algae in a shaded headwater stream as food for an abundant caddisfly (Trichoptera). *Journal of the North American Benthological Society* **6**:262-69.

- McCune, B. & Grace, J., B 2002. *Analysis of ecological communities*. MjM Software Design, Glenden Beach, Oregon, USA, 300p.
- McIntire, C. D. 1968. Structural characteristics of benthic algal communities in laboratory streams. *Ecology* **49**:520-37.
- Menge, B. A., Farrell, T. M., Olson, A. M., Vantamelen, P. & Turner, T. 1993. Algal recruitment and the maintenance of a plant mosaic in the low intertidal region on the Oregon coast. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **170**:91-116.
- Metting, B. 1981. The systematics and ecology of soil algae. *Botanical Review* **47**:195-312.
- Méléder, V., Rince, Y., Barille, L., Gaudin, P. & Rosa, P. 2007. Spatiotemporal changes in microphytobenthos assemblages in a macrotidal flat (Bourgneuf bay, France). *Journal of Phycology* **43**:1177-90.
- Micheli, F., Cottingham, K. L., Bascompte, J., Bjornstad, O. N., Eckert, G. L., Fischer, J. M., Keitt, T. H., Kendall, B. E., Klug, J. L. & Rusak, J. A. 1999. The dual nature of community variability. *Oikos* **85**:161-69.
- Mix, M. 1972. Fine-structure of cell-walls of Mesotaeniaceae and of Gonatozygaceae with a comparing consideration of different wall-types with Conjugatophyceae and on systematic importance of wall-structure. *Archiv für Mikrobiologie* **81**:197-220.
- Montresor, M., Sgrosso, S., Procaccini, G. & Kooistra, W. 2003. Intraspecific diversity in *Scrippsiella trochoidea* (Dinophyceae): evidence for cryptic species. *Phycologia* **42**:56-70.
- Nekola, J. C. & White, P. S. 1999. The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Journal of Biogeography* **26**:867-78.
- Neustupa, J., Černá, K. & Šťastný, J. 2009. Diversity and morphological disparity of desmid assemblages in Central European peatlands. *Hydrobiologia* **630**:243-56.
- Neustupa, J., Černá, K. & Šťastný, J. 2011. The effects of aperiodic desiccation on the diversity of benthic desmid assemblages in a lowland peat bog. *Biodiversity and Conservation* **20**:1695-711.
- Neustupa, J., Černá, K. & Šťastný, J. 2012. Spatio-temporal community structure of peat bog benthic desmids on a microscale. *Aquatic Ecology*, pp. 1-11. (in press; doi: 10.1007/s10452-012-9394-z).
- Neustupa, J., Šťastný, J. & Hodač, L. 2008. Temperature-related phenotypic plasticity in the green microalga *Micrasterias rotata*. *Aquatic Microbial Ecology* **51**:77-86.
- Nováková, S. 2002. Ecological distribution patterns of desmid species in subalpine regions of the Krkonoše Mts (Czech Republic). *4<sup>th</sup> International Symposium on Biology and Taxonomy of Green Algae*. Smolenice, Slovakia, pp. 697-700.
- O'Reilly, C. M. 2006. Seasonal dynamics of periphyton in a large tropical lake. *Hydrobiologia* **553**:293-301.
- Odum, H. T. 1956. Primary production in flowing waters. *Limnology and Oceanography* **1**:102-17.
- Pals, A., Elst, D., Muylaert, K. & Van Assche, J. 2006. Substrate specificity of periphytic desmids in shallow softwater lakes in Belgium. *Hydrobiologia* **568**:159-68.
- Passy, S. I. 2001. Spatial paradigms of lotic diatom distribution: A landscape ecology perspective. *Journal of Phycology* **37**:370-78.
- Peterson, C. G. & Stevenson, R. J. 1989. Substratum conditioning and diatom colonization in different current regimes. *Journal of Phycology* **25**:790-93.
- Pouličková, A., Hašler, P., Lysáková, M. & Spears, B. 2008. The ecology of freshwater epipellic algae: An update. *Phycologia* **47**:437-50.
- Pouličková, A., Neustupa, J., Špačková, J. & Škaloud, P. 2009. Distribution of epipellic diatoms in artificial fishponds along environmental and spatial gradients. *Hydrobiologia* **624**:81-90.

- R Development Core Team 2012. *R: A Language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria.
- Ricklefs, R. E. & Schluter, D. 1993. Species diversity: regional and historical influences. In: Ricklefs, R. E. & Schluter, D. [Eds.] *Species diversity: historical and geographical perspectives*. University of Chicago Press, Chicago, USA, pp. 350-63.
- Rindi, F. & Battelli, C. 2005. Spatio-temporal variability of intertidal algal assemblages of the Slovenian coast (Gulf of Trieste, northern Adriatic Sea). *Botanica Marina* **48**:96-105.
- Rindi, F. & Cinelli, F. 2000. Phenology and small-scale distribution of some rhodomeleacean red algae on a western Mediterranean rocky shore. *European Journal of Phycology* **35**:115-25.
- Rindi, F. & Guiry, M. D. 2004. Composition and spatio temporal variability of the epiphytic macroalgal assemblage of *Fucus vesiculosus* Linnaeus at Clare Island, Mayo, western Ireland. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **311**:233-52.
- Robinson, C. T. & Kawecka, B. 2005. Benthic diatoms of an Alpine stream/lake network in Switzerland. *Aquatic Sciences* **67**:492-506.
- Rominger, A. J., Miller, T. E. X. & Collins, S. L. 2009. Relative contributions of neutral and niche-based processes to the structure of a desert grassland grasshopper community. *Oecologia* **161**:791-800.
- Roubal, J. 1959. Periodicita Desmidiaceí v rašelinné tůnce u Borkovic. *Sborník Vyšší pedagog. školy v Plzni, Biologie – chemie* **2**:100-71.
- Round, F. E. 1981. *The ecology of algae*. Cambridge University Press, Cambridge, 664p.
- Růžička, J. 1977, 1981. *Die Desmidiaceen mitteleuropas, Band 1, Lieferung 1 & 2*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, Germany, 736p.
- Saburova, M. A., Polikarpov, I. G. & Burkovsky, I. V. 1995. Spatial structure of an intertidal sandflat microphytobenthic community as related to different spatial scales. *Marine Ecology-Progress Series* **129**:229-39.
- Santelices, B. 1990. Patterns of reproduction, dispersal and recruitment in seaweeds. *Oceanography and Marine Biology* **28**:177-276.
- Shannon, C. E. & Weaver, W. 1949. *The mathematical theory of communication*. The University of Illinois Press, Urbana, 125p.
- Shapiro, S. S. & Wilk, M. B. 1965. An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika* **52**:591-611.
- Shulman, M. J., Ogden, J. C., Ebersole, J. P., McFarland, W. N., Miller, S. L. & Wolf, N. G. 1983. Priority effects in the recruitment of juvenile coral-reef fishes. *Ecology* **64**:1508-13.
- Shurin, J. 2000. Dispersal limitation, invasion resistance, and the structure of pond zooplankton communities. *Ecology* **81**:3074-86.
- Shurin, J. B., Cottenie, K. & Hillebrand, H. 2009. Spatial autocorrelation and dispersal limitation in freshwater organisms. *Oecologia* **159**:151-59.
- Smouse, P. E., Long, J. C. & Sokal, R. R. 1986. Multiple regression and correlation extensions of the Mantel test of matrix correspondence. *Systematic Zoology* **35**:627-32.
- Soininen, J. 2003. Heterogeneity of benthic diatom communities in different spatial scales and current velocities in a turbid river. *Archiv für Hydrobiologie* **156**:551-64.
- Soininen, J. 2004. Assessing the current related heterogeneity and diversity patterns of benthic diatom communities in a turbid and a clear water river. *Aquatic Ecology* **38**:495-501.
- Soininen, J. 2007. Environmental and spatial control of freshwater diatoms - A review. *Diatom Research* **22**:473-90.

- Soininen, J. & Eloranta, P. 2004. Seasonal persistence and stability of diatom communities in rivers: are there habitat specific differences? *European Journal of Phycology* **39**: 153-60.
- Soininen, J. & Heino, J. 2005. Relationships between local population persistence, local abundance and regional occupancy of species: distribution patterns of diatoms in boreal streams. *Journal of Biogeography* **32**:1971-78.
- Soininen, J. & Kokocinski, M. 2006. Regional diatom body size distributions in streams: Does size vary along environmental, spatial and diversity gradients? *Ecoscience* **13**:271-74.
- Soininen, J. & Könönen, K. 2004. Comparative study of monitoring South-Finnish rivers and streams using macroinvertebrate and benthic diatom community structure. *Aquatic Ecology* **38**:63-75.
- Soininen, J., Paavola, R. & Muotka, T. 2004. Benthic diatom communities in boreal streams: community structure in relation to environmental and spatial gradients. *Ecography* **27**:330-42.
- Sommer, U., Gliwicz, Z. M., Lampert, W. & Duncan, A. 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Archiv für Hydrobiologie* **106**: 433-71.
- Sousa-Dias, A. & Melo, R. A. 2008. Long-term abundance patterns of macroalgae in relation to environmental variables in the Tagus Estuary (Portugal). *Estuarine Coastal and Shelf Science* **76**:21-28.
- Steinman, A. D. & McIntire, C. D. 1987. Effects of irradiance on the community structure and biomass of algal assemblages in laboratory streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **44**:1640-48.
- Sørensen, T. 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Biologiske Skrifter / Kongelige Danske Videnskabernes Selskab* **5**:1-34.
- Špačková, J., Hašler, P., Štěpánková, J. & Pouličková, A. 2009. Seasonal succession of epipelic algae: a case study on a mesotrophic pond in a temperate climate. *Fottea* **9**:121-33.
- Štěpánková, J., Hašler, P., Hladká, M. & Pouličková, A. 2012. Diversity and ecology of desmids of peat bogs in the Jeseníky Mts: spatial distribution, remarkable finds. *Fottea* **12**:111-26.
- Štěpánková, J., Vavrušková, J., Hašler, P., Mazalová, P. & Pouličková, A. 2008. Diversity and ecology of desmids of peat bogs in the Jizerské hory Mts. *Biologia* **63**:895-900.
- Šťastný, J. 2005. Diverzita a ekologie krásivek ve vybraných oblastech České republiky. Ms. [dipl. thesis depon. in *Knihovna katedry botaniky, Charles University, Prague*], 83p.
- Šťastný, 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**:135-48.
- Šťastný, J. 2010. Desmids (Conjugatophyceae, Viridiplantae) from the Czech Republic; new and rare taxa, distribution, ecology. *Fottea* **10**:1-74.
- Talling, J. F. 1976. Depletion of carbon-dioxide from lake water by phytoplankton. *Journal of Ecology* **64**:79-121.
- Telford, R. J., Vandvik, V. & Birks, H. J. B. 2006. Dispersal limitations matter for microbial morphospecies. *Science* **312**:1015-15.
- Thompson, R. & Townsend, C. 2006. A truce with neutral theory: local deterministic factors, species traits and dispersal limitation together determine patterns of diversity in stream invertebrates. *Journal of Animal Ecology* **75**:476-84.



- Underwood, A. J. & Chapman, M. G. 1996. Scales of spatial patterns of distribution of intertidal invertebrates. *Oecologia* **107**:212-24.
- Urban, M. C. & De Meester, L. 2009. Community monopolization: local adaptation enhances priority effects in an evolving metacommunity. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* **276**:4129-38.
- Vadeboncoeur, Y., Vander Zanden, M. J. & Lodge, D. M. 2002. Putting the lake back together: Reintegrating benthic pathways into lake food web models. *Bioscience* **52**:44-54.
- Vanormelingen, P., Verleyen, E. & Vyverman, W. 2008. The diversity and distribution of diatoms: from cosmopolitanism to narrow endemism. *Biodiversity and Conservation* **17**:393-405.
- Weilhoefer, C. L. & Pan, Y. D. 2006. Diatom-based bioassessment in wetlands: How many samples do we need to characterize the diatom assemblage in a wetland adequately? *Wetlands* **26**:793-802.
- Wetzel, R. G. 1964. A comparative study of the primary production of higher aquatic plants, periphyton, and phytoplankton in a large, shallow lake. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* **49**:1-61.
- Wetzel, R. G. 1983. *Limnology*. Saunders College Publishing, Fort Worth, USA, 656p.
- Whittaker, R. H. 1960. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* **30**:280-338.
- Wilkinson, D. M. 2001. What is the upper size limit for cosmopolitan distribution in free-living microorganisms? *Journal of Biogeography* **28**:285-91.
- Wilkinson, L. 2008. Venneuler: Venn and Euler Diagrams. URL: [<http://www.cs.uic.edu/~wilkinson/Publications/venneuler.pdf>, cit. 15. 3. 2012].
- Wilkinson, L. 2012. Calculates Venn and Euler Diagram. In: *R documentation*. URL: [<http://www.cs.uic.edu/~wilkinson/Publications/venneuler.pdf>, cit. 15. 3. 2012].
- Wilson, D. S. 1992. Complex interactions in metacommunities, with implications for biodiversity and higher levels of selection. *Ecology* **73**:1984-2000.
- Zalack, J. T., Casamatta, D. A., Verb, R. G. & Vis, M. L. 2006. A two-year survey of the algal community in a woodland stream from southeastern Ohio. *Northeastern Naturalist* **13**:301-18.

## 7 Přílohy

### Seznam příloh

**Příloha 1:** Seznam druhů nalezených při sezonních odběrech

**Příloha 2:** Druhy charakteristické pro jednotlivé tůně v NPP Swamp a PR Na Čihadle

**Příloha 3:** Environmentální parametry, data odběrů a GPS souřadnice sezonních odběrů

**Příloha 4:** Seznam druhů nalezených při jednorázovém odběru na Dokesku a v Jizerských horách

**Příloha 5:** Environmentální parametry a GPS souřadnice jednorázového odběru

**Příloha 6:** Velikosti, četnosti a rozšíření druhů nalezených při jednorázovém odběru

**Příloha 7:** Fotografie lokalit sezonních odběrů





**Příloha 2:** Výsledky analýzy SIMPER pro jednotlivé tůně. Av. similarity - průměrná podobnost (Bray-Curtisův index) v rámci jednotlivých tůň; Contrib (%) - procentuální přínos druhu k podobnosti v dané tůni; Sim/SD - přínos druhu k podobnosti vydělený směrodatnou odchylkou; (uvedeny jsou pouze druhy, které přispívají k podobnosti do celkového součtu 70 % z celkové podobnosti).

NPP Swamp								
T1 (Av. similarity: 25,1 %)			T2 (Av. similarity: 46,2 %)			T3 (Av. similarity: 90,2 %)		
Species	Contrib (%)	Sim/SD	Species	Contrib (%)	Sim/SD	Species	Contrib (%)	Sim/SD
<i>Tetmemorus granulatus</i>	39,16	1,81	<i>Cosmarium tinctum</i>	13,44	2,72	<i>Closterium striolatum</i>	95,51	8,69
<i>Tetmemorus laevis</i>	39,15	1,84	<i>Tetmemorus granulatus</i>	10,74	1,36			
			<i>Cosmarium pyramidatum</i>	7,43	1,28			
			<i>Closterium gracile</i>	6,92	1,34			
			<i>Closterium setaceum</i>	6,12	0,85			
			<i>Haploaenium minutum</i>	5,85	0,62			
			<i>Cosmarium messikommerii</i>	5,56	0,51			
			<i>Euastrum gayanum</i>	5,46	1,49			
			<i>Closterium juncidum</i>	4,93	0,78			
			<i>Staurodesmus incus</i>	4,1	0,56			

PR Na Čihadle								
T1 (Av. similarity: 71,8 %)			T2 (Av. similarity: 64,1 %)			T3 (Av. similarity: 35,1 %)		
Species	Contrib (%)	Sim/SD	Species	Contrib (%)	Sim/SD	Species	Contrib (%)	Sim/SD
<i>Xanthidium armatum</i>	82,12	2,78	<i>Mesotaenium endlicherianum</i>	28,5	1,04	<i>Xanthidium armatum</i>	41,27	1,23
			<i>Closterium directum</i>	26,38	1,13	<i>Cylindrocystis brebissonii</i>	14,49	0,83
			<i>Cylindrocystis gracilis</i>	18,22	1,5	<i>Actinotaenium cucurbita</i>	12,37	1,29
						<i>Euastrum insigne</i>	9,53	1,22

**Příloha 3: Naměřené environmentální parametry, data odběrů a GPS souřadnice pro lokalitu NPP Swamp.**

Vzorek	Tůň	Místo	Odběr	Sezona	Datum	pH	Vodivost (µS/cm)	TN (mg/l)	TP (mg/l)	Teplota (°C)	GPS N (°)	GPS E (°)
1P1.1	1	1	1	P	27.10.2009	4,46	62	0,0	0,14	9,15	50,57583	14,67102
1P1.2	1	2	1	P	27.10.2009	4,94	84	0,0	0,14	9,15	50,57589	14,67093
1P1.3	1	3	1	P	27.10.2009	4,79	90	0,0	0,14	9,15	50,57594	14,67098
1P2.1	2	1	1	P	27.10.2009	5,51	87	0,0	0,17	9,15	50,57604	14,66999
1P2.2	2	2	1	P	27.10.2009	5,30	88	0,0	0,17	9,15	50,57604	14,66989
1P2.3	2	3	1	P	27.10.2009	5,43	76	0,0	0,17	9,15	50,57592	14,66985
1P3.1	3	1	1	P	27.10.2009	4,07	113	0,0	0,05	9,15	50,57894	14,6673
1P3.2	3	2	1	P	27.10.2009	4,15	112	0,0	0,05	9,15	50,57907	14,66721
1P3.3	3	3	1	P	27.10.2009	4,06	115	0,0	0,05	9,15	50,5791	14,66744
2J1.1	1	1	2	J	25.3.2010	4,33	86	0,0	0,42	2,51	50,57583	14,67102
2J1.2	1	2	2	J	25.3.2010	5,49	81	0,0	0,42	2,51	50,57589	14,67093
2J1.3	1	3	2	J	25.3.2010	5,02	80	0,0	0,42	2,51	50,57594	14,67098
2J2.1	2	1	2	J	25.3.2010	4,73	78	0,0	0,58	2,51	50,57604	14,66999
2J2.2	2	2	2	J	25.3.2010	5,84	77	0,0	0,58	2,51	50,57604	14,66989
2J2.3	2	3	2	J	25.3.2010	4,83	82	0,0	0,58	2,51	50,57592	14,66985
2J3.1	3	1	2	J	25.3.2010	4,07	90	0,0	0,24	2,51	50,57894	14,6673
2J3.2	3	2	2	J	25.3.2010	4,14	91	0,0	0,24	2,51	50,57907	14,66721
2J3.3	3	3	2	J	25.3.2010	4,14	93	0,0	0,24	2,51	50,5791	14,66744
3L1.1	1	1	3	L	21.7.2010	4,71	74	0,0	0,45	21,00	50,57583	14,67102
3L1.2	1	2	3	L	21.7.2010	6,10	75	0,0	0,45	21,00	50,57589	14,67093
3L1.3	1	3	3	L	21.7.2010	5,53	60	0,0	0,45	21,00	50,57594	14,67098
3L2.1	2	1	3	L	21.7.2010	6,30	67	0,0	0,25	21,00	50,57604	14,66999
3L2.2	2	2	3	L	21.7.2010	6,36	59	0,0	0,25	21,00	50,57604	14,66989
3L2.3	2	3	3	L	21.7.2010	6,20	56	0,0	0,25	21,00	50,57592	14,66985
3L3.1	3	1	3	L	21.7.2010	4,76	81	0,0	0,18	21,00	50,57894	14,6673
3L3.2	3	2	3	L	21.7.2010	4,69	83	0,0	0,18	21,00	50,57907	14,66721
3L3.3	3	3	3	L	21.7.2010	4,75	82	0,0	0,18	21,00	50,5791	14,66744
4P1.1	1	1	4	P	4.11.2010	5,14	148	0,1	0,08	6,61	50,57583	14,67102
4P1.2	1	2	4	P	4.11.2010	5,65	148	0,1	0,08	6,61	50,57589	14,67093
4P1.3	1	3	4	P	4.11.2010	5,25	145	0,1	0,08	6,61	50,57594	14,67098
4P2.1	2	1	4	P	4.11.2010	5,85	126	0,0	0,35	6,61	50,57604	14,66999
4P2.2	2	2	4	P	4.11.2010	5,75	136	0,0	0,35	6,61	50,57604	14,66989
4P2.3	2	3	4	P	4.11.2010	4,92	140	0,0	0,35	6,61	50,57592	14,66985
4P3.1	3	1	4	P	4.11.2010	4,27	192	0,2	0,00	6,61	50,57894	14,6673
4P3.2	3	2	4	P	4.11.2010	4,27	193	0,2	0,00	6,61	50,57907	14,66721
4P3.3	3	3	4	P	4.11.2010	4,30	186	0,2	0,00	6,61	50,5791	14,66744
5Z1.1	1	1	5	Z	3.2.2011	5,09	96	0,0	0,15	-1,15	50,57583	14,67102
5Z1.2	1	2	5	Z	3.2.2011	5,91	97	0,0	0,15	-1,15	50,57589	14,67093
5Z1.3	1	3	5	Z	3.2.2011	5,46	89	0,0	0,15	-1,15	50,57594	14,67098
5Z2.1	2	1	5	Z	3.2.2011	5,84	83	0,0	0,01	-1,15	50,57604	14,66999
5Z2.2	2	2	5	Z	3.2.2011	6,03	112	0,0	0,01	-1,15	50,57604	14,66989
5Z2.3	2	3	5	Z	3.2.2011	5,90	97	0,0	0,01	-1,15	50,57592	14,66985
5Z3.1	3	1	5	Z	3.2.2011	4,37	137	0,0	0,00	-1,15	50,57894	14,6673
5Z3.2	3	2	5	Z	3.2.2011	4,42	129	0,0	0,00	-1,15	50,57907	14,66721
5Z3.3	3	3	5	Z	3.2.2011	4,36	124	0,0	0,00	-1,15	50,5791	14,66744
6J1.1	1	1	6	J	4.5.2011	4,43	175	8,3	0,01	10,67	50,57583	14,67102
6J1.2	1	2	6	J	4.5.2011	5,38	141	8,3	0,01	10,67	50,57589	14,67093
6J1.3	1	3	6	J	4.5.2011	5,50	132	8,3	0,01	10,67	50,57594	14,67098
6J2.1	2	1	6	J	4.5.2011	5,55	114	13,1	0,02	10,67	50,57604	14,66999
6J2.2	2	2	6	J	4.5.2011	5,62	120	13,1	0,02	10,67	50,57604	14,66989
6J2.3	2	3	6	J	4.5.2011	4,68	130	13,1	0,02	10,67	50,57592	14,66985
6J3.1	3	1	6	J	4.5.2011	4,28	188	23,8	0,00	10,67	50,57894	14,6673
6J3.2	3	2	6	J	4.5.2011	4,43	188	23,8	0,00	10,67	50,57907	14,66721
6J3.3	3	3	6	J	4.5.2011	4,26	182	23,8	0,00	10,67	50,5791	14,66744
7L1.1	1	1	7	L	31.7.2011	4,15	66	5,7	0,10	16,80	50,57583	14,67102
7L1.2	1	2	7	L	31.7.2011	5,14	59	5,7	0,10	16,80	50,57589	14,67093
7L1.3	1	3	7	L	31.7.2011	5,58	72	5,7	0,10	16,80	50,57594	14,67098
7L2.1	2	1	7	L	31.7.2011	6,03	60	6,6	0,02	16,80	50,57604	14,66999
7L2.2	2	2	7	L	31.7.2011	5,81	53	6,6	0,02	16,80	50,57604	14,66989
7L2.3	2	3	7	L	31.7.2011	4,51	54	6,6	0,02	16,80	50,57592	14,66985
7L3.1	3	1	7	L	31.7.2011	4,38	74	10,3	0,01	16,80	50,57894	14,6673
7L3.2	3	2	7	L	31.7.2011	4,39	74	10,3	0,01	16,80	50,57907	14,66721
7L3.3	3	3	7	L	31.7.2011	4,65	67	10,3	0,01	16,80	50,5791	14,66744
8P1.1	1	1	8	P	16.10.2011	4,82	72	4,0	0,01	12,75	50,57583	14,67102
8P1.2	1	2	8	P	16.10.2011	5,45	91	4,0	0,01	12,75	50,57589	14,67093
8P1.3	1	3	8	P	16.10.2011	5,12	91	4,0	0,01	12,75	50,57594	14,67098
8P2.1	2	1	8	P	16.10.2011	5,67	91	4,0	0,01	12,75	50,57604	14,66999
8P2.2	2	2	8	P	16.10.2011	5,79	92	4,0	0,01	12,75	50,57604	14,66989
8P2.3	2	3	8	P	16.10.2011	5,65	79	4,0	0,01	12,75	50,57592	14,66985
8P3.1	3	1	8	P	16.10.2011	4,20	107	5,7	0,06	12,75	50,57894	14,6673
8P3.2	3	2	8	P	16.10.2011	4,22	107	5,7	0,06	12,75	50,57907	14,66721
8P3.3	3	3	8	P	16.10.2011	4,45	107	5,7	0,06	12,75	50,5791	14,66744

Tůň - číslo odběrové tůně; Místo - odběrové místo v rámci tůně; Odběr - pořadí odběru; Sezona (J - jaro, L - léto, P - podzim, Z - zima); TN - Celkový obsah dusíku; TP - celkový obsah fosforu; Teplota - průměrná hodnota teploty vzduchu za 30 dní předcházejících odběrů; GPS N (°) - stupně severní šířky, GPS E (°) - stupně východní délky.

**Příloha 3: Naměřené environmentální parametry, data odběrů a GPS souřadnice pro lokalitu PR Na Čihadle.**

Vzorek	Tůň	Místo	Odběr	Sezona	Datum	pH	Vodivost (µS/cm)	TN (mg/l)	TP (mg/l)	Teplota (°C)	GPS N (°)	GPS E (°)
1P1.1	1	1	1	P	26.11.2009	4,58	13	4,4	0,13	6,3	50,83292	15,23148
1P1.2	1	2	1	P	26.11.2009	4,52	12	4,4	0,13	6,3	50,83285	15,23153
1P1.3	1	3	1	P	26.11.2009	4,48	12	4,4	0,13	6,3	50,83284	15,23145
1P2.1	2	1	1	P	26.11.2009	4,40	19	11,5	0,22	6,3	50,83283	15,23080
1P2.2	2	2	1	P	26.11.2009	4,40	19	11,5	0,22	6,3	50,83279	15,23081
1P2.3	2	3	1	P	26.11.2009	4,47	20	11,5	0,22	6,3	50,83281	15,23080
1P3.1	3	1	1	P	26.11.2009	4,44	16	3,2	0,4	6,3	50,83333	15,23065
1P3.2	3	2	1	P	26.11.2009	4,45	16	3,2	0,4	6,3	50,83339	15,23088
1P3.3	3	3	1	P	26.11.2009	4,41	16	3,2	0,4	6,3	50,83335	15,23100
2J1.1	1	1	2	J	21.4.2010	4,82	8	3,3	0,18	8,31	50,83292	15,23148
2J1.2	1	2	2	J	21.4.2010	4,62	8	3,3	0,18	8,31	50,83285	15,23153
2J1.3	1	3	2	J	21.4.2010	4,52	8	3,3	0,18	8,31	50,83284	15,23145
2J2.1	2	1	2	J	21.4.2010	4,40	14	1,1	0,15	8,31	50,83283	15,23080
2J2.2	2	2	2	J	21.4.2010	4,41	13	1,1	0,15	8,31	50,83279	15,23081
2J2.3	2	3	2	J	21.4.2010	4,50	14	1,1	0,15	8,31	50,83281	15,23080
2J3.1	3	1	2	J	21.4.2010	4,53	12	2,7	0,16	8,31	50,83333	15,23065
2J3.2	3	2	2	J	21.4.2010	4,63	11	2,7	0,16	8,31	50,83339	15,23088
2J3.3	3	3	2	J	21.4.2010	4,70	11	2,7	0,16	8,31	50,83335	15,23100
3L1.1	1	1	3	L	22.7.2010	4,71	16	2,8	0,29	21	50,83292	15,23148
3L1.2	1	2	3	L	22.7.2010	4,85	11	2,8	0,29	21	50,83285	15,23153
3L1.3	1	3	3	L	22.7.2010	4,54	18	2,8	0,29	21	50,83284	15,23145
3L2.1	2	1	3	L	22.7.2010	4,42	19	2,7	0,17	21	50,83283	15,23080
3L2.2	2	2	3	L	22.7.2010	4,48	19	2,7	0,17	21	50,83279	15,23081
3L2.3	2	3	3	L	22.7.2010	4,48	18	2,7	0,17	21	50,83281	15,23080
3L3.1	3	1	3	L	22.7.2010	4,57	15	1,6	0,22	21	50,83333	15,23065
3L3.2	3	2	3	L	22.7.2010	4,69	13	1,6	0,22	21	50,83339	15,23088
3L3.3	3	3	3	L	22.7.2010	4,66	12	1,6	0,22	21	50,83335	15,23100
4P1.1	1	1	4	P	10.11.2010	4,15	26	3,7	0,09	6,22	50,83292	15,23148
4P1.2	1	2	4	P	10.11.2010	4,64	14	3,7	0,09	6,22	50,83285	15,23153
4P1.3	1	3	4	P	10.11.2010	4,38	17	3,7	0,09	6,22	50,83284	15,23145
4P2.1	2	1	4	P	10.11.2010	4,14	22	5,4	0,11	6,22	50,83283	15,23080
4P2.2	2	2	4	P	10.11.2010	4,14	23	5,4	0,11	6,22	50,83279	15,23081
4P2.3	2	3	4	P	10.11.2010	4,14	22	5,4	0,11	6,22	50,83281	15,23080
4P3.1	3	1	4	P	10.11.2010	4,34	16	0	0,08	6,22	50,83333	15,23065
4P3.2	3	2	4	P	10.11.2010	4,12	16	0	0,08	6,22	50,83339	15,23088
4P3.3	3	3	4	P	10.11.2010	4,12	16	0	0,08	6,22	50,83335	15,23100
5Z1.1	1	1	5	Z	17.2.2011	4,6	20	10,7	0,03	-1,01	50,83292	15,23148
5Z1.2 *	1	2			17.2.2011	-	-	-	-	-1,01	50,83285	15,23153
5Z1.3	1	3	5	Z	17.2.2011	4,93	20	10,7	0,03	-1,01	50,83284	15,23145
5Z2.1	2	1	5	Z	17.2.2011	4,42	7	9,2	0,07	-1,01	50,83283	15,23080
5Z2.2	2	2	5	Z	17.2.2011	4,24	24	9,2	0,07	-1,01	50,83279	15,23081
5Z2.3	2	3	5	Z	17.2.2011	4,41	19	9,2	0,07	-1,01	50,83281	15,23080
5Z3.1	3	1	5	Z	17.2.2011	4,34	31	3,2	0,34	-1,01	50,83333	15,23065
5Z3.2	3	2	5	Z	17.2.2011	4,4	13	3,2	0,34	-1,01	50,83339	15,23088
5Z3.3 *	3	3			17.2.2011	-	-	-	-	-1,01	50,83335	15,23100
6J1.1	1	1	6	J	26.5.2011	4,43	12	27,5	0,03	13,02	50,83292	15,23148
6J1.2	1	2	6	J	26.5.2011	4,52	15	27,5	0,03	13,02	50,83285	15,23153
6J1.3	1	3	6	J	26.5.2011	4,32	18	27,5	0,03	13,02	50,83284	15,23145
6J2.1	2	1	6	J	26.5.2011	4,25	14	19,1	0,02	13,02	50,83283	15,23080
6J2.2	2	2	6	J	26.5.2011	4,18	14	19,1	0,02	13,02	50,83279	15,23081
6J2.3	2	3	6	J	26.5.2011	4,21	14	19,1	0,02	13,02	50,83281	15,23080
6J3.1	3	1	6	J	26.5.2011	4,44	13	8,2	0,03	13,02	50,83333	15,23065
6J3.2	3	2	6	J	26.5.2011	4,66	11	8,2	0,03	13,02	50,83339	15,23088
6J3.3	3	3	6	J	26.5.2011	4,5	10	8,2	0,03	13,02	50,83335	15,23100
7L1.1	1	1	7	L	31.7.2011	4,64	17	15,1	0,04	16,8	50,83292	15,23148
7L1.2	1	2	7	L	31.7.2011	4,4	13	15,1	0,04	16,8	50,83285	15,23153
7L1.3	1	3	7	L	31.7.2011	4,46	13	15,1	0,04	16,8	50,83284	15,23145
7L2.1	2	1	7	L	31.7.2011	4,25	12	4,1	0,02	16,8	50,83283	15,23080
7L2.2	2	2	7	L	31.7.2011	4,19	21	4,1	0,02	16,8	50,83279	15,23081
7L2.3	2	3	7	L	31.7.2011	4,15	17	4,1	0,02	16,8	50,83281	15,23080
7L3.1	3	1	7	L	31.7.2011	4,45	16	10	0,01	16,8	50,83333	15,23065
7L3.2	3	2	7	L	31.7.2011	4,29	13	10	0,01	16,8	50,83339	15,23088
7L3.3	3	3	7	L	31.7.2011	4,15	16	10	0,01	16,8	50,83335	15,23100
8P1.1	1	1	8	P	12.10.2011	4,4	15	5	0,01	14,11	50,83292	15,23148
8P1.2	1	2	8	P	12.10.2011	4,2	15	5	0,01	14,11	50,83285	15,23153
8P1.3	1	3	8	P	12.10.2011	4,22	15	5	0,01	14,11	50,83284	15,23145
8P2.1	2	1	8	P	12.10.2011	4,06	23	6,9	0,01	14,11	50,83283	15,23080
8P2.2	2	2	8	P	12.10.2011	4,04	25	6,9	0,01	14,11	50,83279	15,23081
8P2.3	2	3	8	P	12.10.2011	4,04	25	6,9	0,01	14,11	50,83281	15,23080
8P3.1	3	1	8	P	12.10.2011	4,15	14	7,2	0,06	14,11	50,83333	15,23065
8P3.2	3	2	8	P	12.10.2011	4,32	15	7,2	0,06	14,11	50,83339	15,23088
8P3.3	3	3	8	P	12.10.2011	4,1	15	7,2	0,06	14,11	50,83335	15,23100

Tůň - číslo odběrové tůně; Místo - odběrové místo v rámci tůně; Odběr - pořadí odběru; Sezona (J - jaro, L - léto, P - podzim, Z - zima); TN - Celkový obsah dusíku; TP - celkový obsah fosforu; Teplota - průměrná hodnota teploty vzduchu za 30 dní předcházejících odběru; GPS N (°) - stupně severní šířky, GPS E (°) - stupně východní délky; vzorky označeny \* se nepodařilo odebrat.





**Příloha 4:** Seznam všech nalezených druhů, jejich zkratk a četností pro jednorázový odběr lokalit v **Jizerských horách**.

Druh	Zkratka	Místo												
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
<i>Actinotaenium cruciferum</i> (De Bary) Teiling	Ac_cruc	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Actinotaenium cucurbita</i> (Ralfs) Teiling	Ac_cucu	2	29	8	8	22	11	47	13	6	23	137	1	50
<i>Closterium directum</i> W.Archer	Cl_dire	0	104	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium striolatum</i> Ralfs	Cl_stri	20	1	0	0	0	31	34	2	1	28	0	14	0
<i>Cosmarium sphagnicolum</i> W. et G.S.West	Co_spha	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Cylindrocystis brebissonii</i> De Bary	Cy_breb	4	22	0	0	15	2	55	0	72	0	61	0	36
<i>Cylindrocystis gracilis</i> I.Hirn	Cy_grac	0	17	0	0	3	1	0	0	0	1	0	0	8
<i>Euastrum binale</i> Ralfs	Eu_bina	0	0	2	3	1	2	8	1	0	0	0	1	0
<i>Euastrum humerosum</i> Ralfs	Eu_hume	0	0	0	0	0	0	1	0	3	0	0	174	0
<i>Euastrum insigne</i> Ralfs	Eu_insi	0	1	96	8	0	0	0	52	26	0	0	0	0
<i>Euastrum pinnatum</i> Ralfs	Eu_pinn	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5	0	0	0
<i>Mesotaenium endlicherianum</i> Nägeli	Me_endl	0	10	0	0	0	0	0	34	2	3	0	0	0
<i>Netrium digitus</i> Itzigs. et Rothe	Ne_digi	1	4	0	11	1	101	0	0	84	0	0	10	0
<i>Netrium oblongum</i> (De Bary) Lütkem.	Ne_oblo	0	0	0	0	0	0	23	0	0	2	0	0	10
<i>Staurastrum furcatum</i> (Ralfs) Bréb.	St_furc	0	0	0	0	0	45	25	0	0	0	2	0	0
<i>Staurastrum hirsutum</i> Ralfs	St_hirs	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	2
<i>Staurastrum margaritaceum</i> Ralfs	St_marg	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum simonyi</i> Heimerl	St_simo	0	0	0	0	0	0	0	98	0	0	0	0	0
<i>Stauroidesmus incus</i> (Bréb.) Teiling	St_incu	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0
<i>Tetmemorus granulatus</i> Ralfs	Te_gran	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Tetmemorus laevis</i> Ralfs	Te_laev	0	3	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	96
<i>Xanthidium armatum</i> Ralfs	Xa_arma	173	8	79	170	160	6	0	0	0	136	0	0	0

**Příloha 5:** Seznam odběrových míst , GPS souřadnic a environmentálních parametrů jednorázového odběru.

Místo	Dokesko						Jizerské hory					
	pH	Vodivost (μS/cm)	TN (mg/l)	TP (mg/l)	GPS N (°)	GPS E (°)	pH	Vodivost (μS/cm)	TN (mg/l)	TP (mg/l)	GPS N (°)	GPS E (°)
1	4,71	74	0	0,45	50,57585	14,67092	4,71	16	2,8	0,29	50,83292	15,23148
2	6,3	67	0	0,25	50,57605	14,66997	4,42	19	2,7	0,17	50,83283	15,23080
3	4,76	81	0	0,18	50,57893	14,66723	4,57	15	1,6	0,22	50,83333	15,23065
4	4,42	97	0	0	50,57972	14,66785	4,47	21	2,7	0,13	50,83395	15,23037
5	3,83	112	0	0,18	50,58028	14,66822	4,44	20	1,7	0,24	50,83302	15,23035
6	6,06	71	0	0	50,57620	14,67043	4,39	28	0	0,2	50,84580	15,21400
7	5,05	60	0	0,22	50,57568	14,67038	4,32	38	3,2	0,23	50,84113	15,21347
8	5,5	47	0	0,19	50,59380	14,64383	4,26	61	0	0,16	50,83255	15,23953
9	4,5	55	0	0,23	50,59380	14,64587	4,46	29	0	0,23	50,83232	15,23962
10	5,98	72	0	0	50,58322	14,71680	4,19	35	0	0,19	50,83130	15,24497
11	6,4	75	0	0,13	50,58370	14,70325	3,92	58	1,2	0,23	50,83137	15,24443
12	6,76	180	0	0,14	50,57728	14,66167	4,58	21	1,4	0,25	50,83578	15,24547
13	7,03	214	0	0,07	50,57782	14,66285	4,1	30	0	0,2	50,83552	15,24620
14	6,42	131	0	0	50,54543	14,67688						
15	4,99	174	0	0	50,54540	14,67897						

**Místo** - číslo místa odběru; **TN** - celkový obsah dusíku, **TP** - celkový obsah fosforu; **GPS N (°)** - stupně severní šířky, **GPS E (°)** - stupně východní délky.

**Příloha 6: Velikost, objem (Bio Volume), četnost a rozšíření jednotlivých druhů na studovaném území**

Dokesko								
Zkratka	L (μm)	B (μm)	L*B (μm <sup>2</sup> )	BioVolume (μm <sup>3</sup> )	Počet míst	Počet míst (%)	Max. četnost	Prům. četnost
Ac_cruc	20	11	220	2982,28	2	13,33	98	71
Ac_cucu	40	20	800	11903,318	5	33,33	5	3,6
Ac_turg	195	80	15600	548051,3267	1	6,67	4	4
Cl_angu	375	23,5	8812,5	88583,01133	2	13,33	5	3,5
Cl_bayl	400	40	16000	410508	6	40	23	7,17
Cl_calo	90	10	900	2256,28	6	40	32	11,67
Cl_cost	325	37,5	12187,5	177431,538	4	26,67	3	2,25
Cl_dian	240	25	6000	40358,016	6	40	48	24,17
Cl_dire	300	16	4800	23538,333	1	6,67	5	5
Cl_grac	160	5,25	840	1775,186667	8	53,33	45	18,38
Cl_incu	60	9	540	3958,484	1	6,67	2	2
Cl_junc	240	10	2400	15103,84	5	33,33	19	7,2
Cl_kütz	425	20	8500	48803,72933	1	6,67	7	7
Cl_line	525	30	15750	54731,458	7	46,67	12	4,29
Cl_navi	50	13,5	675	2987,230333	3	20	4	2,67
Cl_seta	335	10,5	3517,5	3143,316	2	13,33	8	4,5
Cl_stri	300	32,5	9750	126139,54	9	60	181	40,33
Co_amoee	48,5	26,5	1285,25	12996,5	1	6,67	8	8
Co_angu	19,5	15,5	302,25	463,536	4	26,67	10	4,5
Co_blyt	16,5	15	247,5	395,8586667	6	40	15	6,33
Co_botr	77,5	60	4650	137945,92	1	6,67	2	2
Co_conn	87,5	70	6125	160031,68	1	6,67	3	3
Co_cont	43	40	1720	9031,458333	4	26,67	13	8,5
Co_diff	29	21,5	623,5	2123,825667	1	6,67	4	4
Co_disc	32	25	800	4944,355	3	20	32	18,67
Co_eich	39	32	1248	14528,7	1	6,67	3	3
Co_humi	15	14	210	766,384	2	13,33	10	9
Co_marg	70	57,5	4025	45116,95267	1	6,67	3	3
Co_marg	55	49	2695	35268,194	1	6,67	2	2
Co_medi	18,5	16	296	515,7	1	6,67	10	10
Co_mess	7,5	8	60	165,8	1	6,67	10	10
Co_obso	47,5	55	2612,5	29273,58	2	13,33	2	1,5
Co_ooel	25	20	500	2350	1	6,67	6	6
Co_ordi	22,5	21	472,5	1524,489333	1	6,67	4	4
Co_orma	36,5	37	1350,5	7086,804667	3	20	3	2,67
Co_para	28	18	504	2243,242667	4	26,67	11	6,5
Co_phas	30	28,5	855	3541,044	1	6,67	3	3
Co_psep	45	28	1260	15920,853	3	20	2	1,67
Co_pser	31	25	775	2873,4	1	6,67	16	16
Co_pyra	93,5	59	5516,5	123647,04	3	20	19	12
Co_quad	75	69,5	5212,5	70000	1	6,67	6	6
Co_regn	16	15	240	330,512	3	20	16	7,67
Co_reni	55	50	2750	26260,436	2	13,33	3	3
Co_suba	9,5	9,5	90,25	86,86666667	1	6,67	2	2
Co_subg	27	20	540	1953,728	1	6,67	2	2
Co_subr	18	15	270	12000	1	6,67	5	5
Co_tinc	13	10,5	136,5	492,2	9	60	50	20,89
Cy_breb	50	18,5	925	8960,08	3	20	38	13,33
Eu_ansa	90	46,5	4185	51706,38667	2	13,33	18	11
Eu_bina	25	17,5	437,5	2172,733333	3	20	5	3
Eu_coes	18,5	15,25	282,125	429,5893333	1	6,67	5	5
Eu_dent	24	19	456	3689,733667	1	6,67	6	6
Eu_dubi	30	20,5	615	3689,733667	1	6,67	2	2
Eu_gaya	12,5	11,5	143,75	293,3196667	2	13,33	10	7,5
Eu_pect	62,5	45	2812,5	25229,95533	4	26,67	5	3
Eu_pinn	137,5	70	9625	281677,016	1	6,67	6	6
Eu_pulc	35	27,5	962,5	4248,56	1	6,67	2	2
Ha_rect	285	19,5	5557,5	53681	2	13,33	12	9
Mi_jenn	165	115	18975	261088,74	2	13,33	16	10,5
Ne_digi	225	60	13500	424115,01	7	46,67	50	8,57
Pe_cyli	43	12,5	537,5	4262	6	40	45	25,33
Pe_spir	175	22,5	3937,5	26522	2	13,33	2	1,5
Pl_ehre	400	25	10000	281057	3	20	5	3,33
St_alte	27	26	702	2492,586861	1	6,67	7	7
St_bore	27	39,5	1066,5	4874,463551	1	6,67	3	3
St_cras	39	34,5	1345,5	14601,31656	1	6,67	9	9
St_furc	67,5	60	4050	91820,9	1	6,67	7	7
St_mand	51	77,5	3952,5	15782,01982	1	6,67	3	3
St_micr	18	19	342	325,8335294	2	13,33	17	16
St_mini	18,5	20	370	358,0252	3	20	16	7,67
St_poly	27,5	39,5	1086,25	1528,976304	2	13,33	5	4
St_punc	33	30	990	6435,245443	4	26,67	31	12,5
St_scab	33,5	32	1072	17525	3	20	13	5,33
St_simo	24,5	25,5	624,75	3281,001251	5	33,33	78	28,4
St_stri	30	30	900	4088,621343	1	6,67	3	3
St_teli	51	43,5	2218,5	15595,88754	3	20	3	2,67
St_deje	24	24	576	2333	1	6,67	2	2
St_exte	23	17	391	1154,88	2	13,33	8	4,5
St_incu	19,5	17,5	341,25	774,8	6	40	3	2,33
Te_gran	190	32,5	6175	99577,632	8	53,33	42	13,25
Te_laev	100	25	2500	38112,48	5	33,33	173	108
Xa_arma	150,5	102,5	15426,25	411207,2967	3	20	5	2,67

Jizerské hory								
Zkratka	L (μm)	B (μm)	L*B (μm <sup>2</sup> )	BioVolume (μm <sup>3</sup> )	Počet míst	Počet míst (%)	Max. četnost	Prům. četnost
Ac_cruc	20	11	220	2982,28	1	7,69	15	15
Ac_cucu	40	20	800	11903,318	13	100	137	27,46
Cl_dire	300	16	4800	23538,333	2	15,38	104	53
Cl_stri	300	32,5	9750	126139,54	8	61,54	34	16,38
Cy_breb	50	18,5	925	8960,08	8	61,54	72	33,38
Cy_grac	45	13	585	3981,969	5	38,46	17	6
Eu_bina	25	17,5	437,5	2172,733333	7	53,85	8	2,57
Eu_hume	130	70	9100	135099,5507	3	23,08	174	59,33
Eu_insi	115	57,5	6612,5	135099,5507	5	38,46	96	36,6
Eu_pinn	137,5	70	9625	281677,016	2	15,38	5	3
Me_endl	37,5	11,5	431,25	2596,723	4	30,77	34	12,25
Ne_digi	225	60	13500	424115,01	7	53,85	101	30,29
Ne_oblo	125	32,5	4062,5	69131,4	3	23,08	23	11,67
St_furc	30	30	900	3682,455301	3	23,08	45	24
St_hirs	42,5	37,5	1593,75	10695,21074	5	38,46	2	1,2
St_marg	29,5	23	678,5	3208,220763	1	7,69	3	3
St_simo	24,5	25,5	624,75	3281,001251	1	7,69	98	98
St_incu	19,5	17,5	341,25	774,8	2	15,38	2	1,5
Te_laev	100	25	2500	38112,48	3	23,08	96	34
Xa_arma	150,5	102,5	15426,25	411207,2967	7	53,85	173	104,57

Zkratky druhů jsou uvedeny v Příloze 4; L - délka; B - šířka; L\*B - délka \* šířka; BioVolume - objem; Počet míst - počet míst, na kterých jsem druh na daném území nalezl; Počet míst (%) - procentuální proporce míst, na kterých jsem druh nalezl; Max. četnost - maximální četnost druhu v regionu; Prům. četnost - průměrná četnost druhu v regionu z míst kde byl nalezen.

**Příloha 7:** Fotografie lokalit sezonních odběrů



Odběrová tůň T1 v NPP Swamp (léto, 2010).



Odběrová tůň T2 v NPP Swamp (jaro, 2010).





Odběrová tůň T3 v NPP Swamp (jaro, 2010).



Odběrová tůň T3 v NPP Swamp – zimní aspekt (zima 2010/2011).



Odběrová tůň T1 v PR Na Čihadle (podzim, 2010).



Odběrová tůň T2 v PR Na Čihadle (podzim, 2010).





Odběrová tůň T3 v PR Na Čihadle (jaro, 2010).



Odběrová tůň T2 v PR Na Čihadle – zimní aspekt (zima 2010/2011).