

Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie

Studijní obor: Botanika



Bc. Tereza Šoljaková

**Diverzita a relativní biovolume společenstev bentických rozsivek
ve vztahu k podmínkám prostředí**

Diversity and relative biovolume of benthic diatom assemblages in relation to
environmental conditions

Diplomová práce

Školitelka: Mgr. Jana Kulichová, Ph.D.

Praha 2014

Prohlášení:

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

V Praze, dne 14. 8. 2014

..... Tereza Šoljaková

Ráda bych poděkovala mé rodině, zvláště mamince a dědovi, za obrovskou podporu, kterou mi vyjadřovali během celého studia, také Jirkovi, za trpělivost a pečlivou starost o mé blaho, a v neposlední řadě Slávkovi, na jehož notebooku tato práce vznikala.

Velký dík patří i mým přátelům a kolegům z algologické laboratoře za vytvoření příjemného pracovního prostředí, podnětné diskuse, dobré rady a mnoho krásných zážitků.

Především bych však chtěla poděkovat mé školitelce Janě Kulichové za odborné vedení, podnětné diskuse, dobré rady a čas, který mi ochotně věnovala. Děkuji!

ABSTRAKT

Bentické rozsivky jsou vzhledem k řadě jejich pozitivních vlastností (hojný výskyt, diverzifikovaná společenstva, citlivá reakce na podmínky prostředí, schopnost postihnout i dlouhodobější vývoj dané lokality) v současnosti nejčastěji využívanými bioindikátory ekologického stavu sladkovodních ekosystémů. Ovšem vzhledem k problémům spojeným s použitím tradičních metod založených na druhovém složení (časová náročnost identifikace, problematika druhových komplexů, nutnost kalibrace indexů kvality vody mezi regiony) roste v posledních letech tlak na hledání alternativních cest, přičemž jako jedna z takových cest je navrhováno sledování změn ve velikostní struktuře rozsivkových společenstev v závislosti na různých ekologických faktorech, čímž by zejména odpadla nutnost časově náročné determinace do druhů.

Hlavním cílem této práce tedy bylo zjistit, jaký je v rámci odebíraného spektra sladkovodních lentických biotopů vztah mezi velikostní strukturou společenstev bentických rozsivek vyjádřenou pomocí relativního biovolume a vybranými faktory prostředí (pH, konduktivitou, typem habitatu) a zdali je tato odpověď srovnatelná se změnou jejich druhového složení, což by podporovalo možnost budoucího širšího využití biovolume v monitoringu kvality vod. Ve snaze o ověření obecnější platnosti zjištěných závěrů byly vzorky odebírány ze dvou klimaticky odlišných oblastí (Česká republika a jižní Norsko).

Výsledky však ukázaly, že změna biovolume na gradientu stanovovaných proměnných průkazná ani v jednom ze studovaných regionů nebyla. Nicméně v norských vzorcích jsem našla slabou negativní závislost velikosti společenstva spočtené na základě nejmenší šířky, resp. nejmenší délky schránek na pH a konduktivitě. Vzhledem k tomu, že se informace o šířce a délce buněk získávají snadněji než informace o jejich objemu, doporučuji k případnému dalšímu studiu vztahů s proměnnými prostředí využití těchto rozměrů.

Klíčová slova:

Bacillariophyceae, biovolume, diverzita, relativní biovolume, rozsivky, struktura společenstev

ABSTRACT

Benthic diatoms are due to a number of positive characteristics (such as high abundances, diversified communities, sensitive responses to environmental conditions, capturing long-term changes in the environmental conditions) currently the most commonly used bioindicators of the ecological status of freshwater ecosystems. However, due to problems associated with the use of traditional methods based on species composition (time-consuming identification, presence of species complexes, and requirements for calibration of water quality indexes for geographical regions) searching for alternative methods has been induced. The monitoring of the size structure of diverse diatom communities has been proposed as one of the methods. This approach would mainly eliminate the necessity of time-consuming determination of species.

The main purpose of this thesis was therefore to determine the relationship between the size structure of benthic diatom communities, expressed as the relative biovolume, and selected environmental factors (pH, conductivity, habitat type) within freshwater lentic habitats. Furthermore, the variability of biovolume in dependence on environmental variables was compared with the change in species composition. If there would be a similar response pattern of both the biovolume and species composition to the above-mentioned variables, the relative biovolume could be considered a potentially more broadly used tool in the monitoring of water quality. In order to verify whether the observed patterns are valid more generally, the samples have been collected from two climatically distinct regions (Czech Republic and southern Norway).

Although the relative biovolume was not significantly correlated with any of the variables measured within the investigated regions, there was a weak negative dependence of the community size based on both the minimum width and minimum length of frustules in the Norwegian samples on pH and conductivity. Since it is much easier to obtain the length and width of the frustules than to calculate the community biovolume, I recommend using these dimensions for potential further studies of alternative methods for biomonitoring.

Key words:

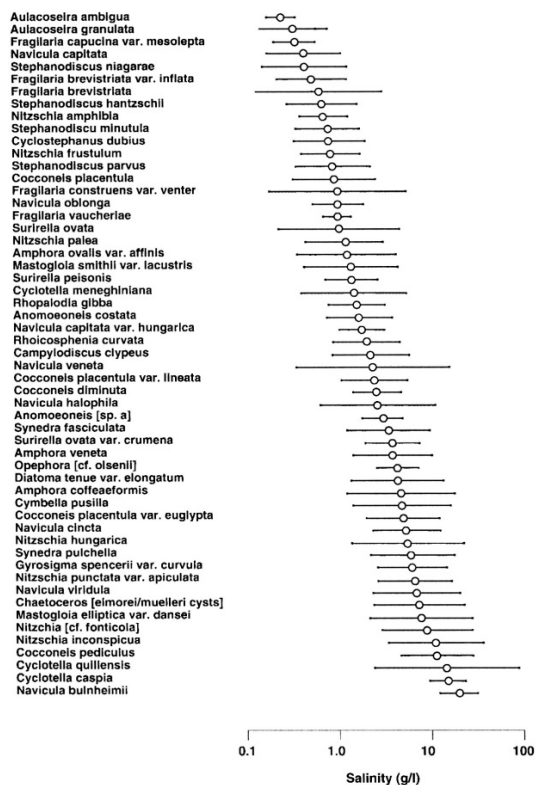
Bacillariophyceae, biovolume, community structure, diatoms, diversity, relative biovolume

Obsah

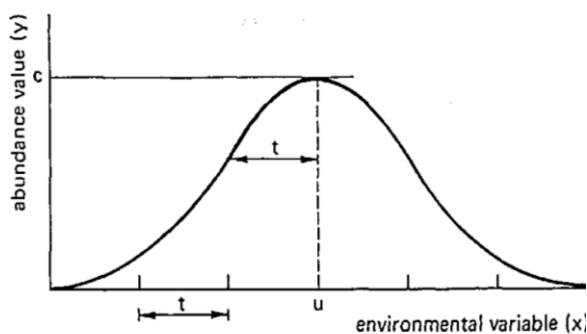
1. Úvod.....	2
1.1. Biovolume	4
1.2. Druhové složení	6
1.3. Cíle práce	8
2. Materiál a metody	8
2.1. Odběrová místa.....	8
2.2. Design odběrů.....	9
2.3. Laboratorní zpracování	10
2.3.1. Příprava preparátů.....	10
2.3.2. Determinace, sběr a struktura dat	10
2.4. Statistické hodnocení	12
2.4.1. Biovolume	12
2.4.2. Druhová data.....	13
2.4.3. Data popisující diverzitu.....	14
3. Výsledky	15
3.1. Druhová data.....	15
3.2. Data popisující diverzitu.....	18
3.3. Biovolume	21
3.3.1. Biovolume společenstev	21
3.3.2. Biovolume na vnitrodruhové úrovni.....	24
4. Diskuse.....	25
4.1. Druhové složení	25
4.2. Diverzita společenstev	28
4.1. Biovolume	30
5. Závěr	32
6. Literatura.....	34
7. Příloha č. 1 – informace o odběrových místech.....	42
8. Příloha č. 2 – druhový seznam	43

1. Úvod

Pro všechny živé organismy včetně protist je životně důležitá rovnováha s okolním prostředím, protože jejich schopnost dlouhodobě přežít a množit se je díky evolučnímu přizpůsobení optimalizovaná pouze na určité hodnoty parametrů prostředí (Obr. 1). Rozpětí podmínek prostředí popisující hodnoty blízké ideálnímu stavu se označuje „optimum“ (Obr. č. 2). Jedná se o interval hodnot, ve kterých se organismu daří nejlépe, což je u protist definováno přírůstkem biomasy populace za jednotku času (ter Braak 1987). Termín „optimum“ se vztahuje k jednotlivým environmentálním proměnným a používá se v různých širších významu. Nejčastěji je využíván k popisu ekologických preferencí na druhové úrovni (Staehr & Birkeland 2006). Poloha optima na gradientu prostředí a jeho šíře se mezidruhově liší, stejně tak se liší i tolerance k podmínkám, které se od optima vzdalují (Battarbee et al. 2002).



Obr. č. 1: Optima „o“ a tolerance „-“ druhů k salinitě prostředí (Battarbee et al. 2002)



Obr. č. 2: Gaussova křivka závislosti hojnosti druhu v prostředí (y) na environmentální proměnné (x), u = optimum, t = tolerance, c = maximum (ter Braak 1987)

Působením lidské činnosti se mění struktura vodních ekosystémů i fyzikální a chemická jakost vody. Příčinou těchto změn je zčásti cílená úprava vod za účelem zvýšení jejich využitelnosti pro hospodářské účely (hnojení, vápnění, provzdušňování, aplikace algicidních prostředků, atd.), ale hlavně nežádoucí doprovodné jevy průmyslové výroby nebo intenzivní

hospodářské činnosti (znečištění organickými látkami a živinami, toxickými látkami, anorganickými suspendovanými částicemi, teplem a mnoha dalšími vlivy). Oba tyto způsoby znečištění indukují změnu diverzity a druhového složení bentických i planktonních společenstev (Hindák et al. 1978). Dlouhodobě je snahou takové změny monitorovat, k čemuž se využívají dva základní metodické přístupy, lišící se způsobem získávání příslušných informací. První skupina metod je založená na pozorování vývoje přirozeného společenstva přímo na monitorované lokalitě a druhá na experimentálních laboratorních pokusech testujících vliv konkrétních podmínek na pokusná společenstva (Hindák et al. 1978). V rámci této práce se zabývám jen prvním zmiňovaným přístupem.

Vývoj společenstva „in situ“ lze studovat na základě změn abundancí a výskytu druhů na lokalitě. Tato metoda předpokládá známý seznam přítomných druhů včetně jejich ekologických nároků. Odlišnosti druhových požadavků na environmentální podmínky využívají indexy hodnocení kvality vod sloužící pro biomonitoring, které jako indikátory určitých podmínek využívají druhy s úzkou ekologickou valencí (Fritz et al. 1991). Povinnost v rámci biomonitoringu průběžně hodnotit stav povrchových tekoucích vod, z velké části využívající indexů založených na bentických rozsivkách, je v dnešní době zakotvena v legislativě mnoha zemí. Například státy Evropské unie mají povinnost monitorovat stav povrchových vod pod patronací WFD (Water Framework Directive; European Union 2000), dalšími jsou Spojené státy americké, kde monitoring probíhá v rámci programu NAWQA (National Water Quality Assessment; Potapova et al. 2004), či Kanada (Lavoie et al. 2014). Využití rozsivek má oproti jiným skupinám řas výhodu v jejich hojném rozšíření napříč sladkovodními biotopy (Round et al. 1990, Lavoie et al. 2006). Bentické rozsivky navíc díky tvorbě křemičitých schránek ve vzorcích ani přírodních populacích nedegradují a umožňují vhled nejen do aktuální situace sledované lokality, ale zachycují i vývoj jejího stavu, což zprostředkovává ucelenější informaci (Lavoie et al. 2004; Kupe et al. 2008; Pandey et al. 2014). Sedimentované schránky rozsivek se také hojně využívají pro rekonstrukci přírodních podmínek v paleoekologii (Smol 1992; Kupe et al. 2008).

Komplikací jejich využití v biomonitoringu však je, že indexy založené na druhovém složení je mezi regiony nutno kalibrovat, což znamená nutnost prostudovat druhové složení příslušného regionu, a pokud není využitelný žádný z již používaných indexů, určit jiné vhodné indikační druhy (Battarbee et al. 2002; Kelly et al. 2012, 2014; Bennion et al. 2014). Kvůli časové náročnosti identifikace a taxonomickým problémům, způsobeným přítomností druhových komplexů a kryptických druhů rozsivek, se hledá alternativní cesta, která by

umožnila zjednodušení současné metodiky. Cílem je najít jiné, na ekologických faktorech závislé biologické ukazatele, které by kladly menší odborné nároky na terénní pracovníky, nebo modernizovat stávající přístup. Evropský projekt ADIAC je příkladem projektu zaměřujícího se na modernizaci současné metodiky, který byl spuštěn s cílem vyvinout počítačový program umožňující automaticky determinovat rozsivky podle struktury frustul (na základě velkých fotodatabází). Jedná se pouze o pilotní projekt dlouhodobého výzkumného záměru, jehož cílem je vyvinout plně automatizovaný určovací mechanismus od vložení preparátu po záznam determinovaných druhů (<http://rbg-web2.rbge.org.uk/ADIAC/adiac.html>). Jako možnost alternativního přístupu metodám založeným na druhovém složení navrhuji Cattaneo et al. (1995) a později Wunsam et al. (2002) využití rozdílů ve velikostní struktuře rozsivkového společenstva.

1.1. Biovolume

Ačkoli se velikost rozsivek v rámci jejich životního cyklu výrazně mění, nepohlavně se dělicí generace jsou čím dál menší a k obnově původní velikosti dochází až po sexuálním procesu, kdy vznikne tak zvaná iniciální buňka a vše se opakuje (Round et al. 1990), lze pravděpodobně bentická společenstva na základě velikosti bez obav porovnávat, protože velikostní rozdíly dané druhovým složením jsou řádově větší než rozdíly velikostí v rámci životního cyklu jednoho druhu (Krammer & Lange-Bertalot 1986).

Velikost společenstva se dá vystihnout pomocí anglického slova „biovolume“, vyjadřujícího celkový objem buněk společenstva ve vztahu k objemu vzorku, resp. souslovím „relativní biovolume“, vyjadřujícím objem definovaného množství buněk pozorovaného společenstva (Reavie et al. 2010; Neustupa et al. 2013). Pod pojmem biovolume se může skrývat i velikost vyjádřená jinými způsoby, jako jsou například povrch buňky (Morin et al. 2008) nebo jednorozměrná velikost buňky – průměrná délka (Snoeijs et al. 2002), nebo naopak největší a nejmenší délka (Soinien & Kokocinski 2006) či poměr povrchu ku objemu (Černá & Neustupa 2010, Neustupa et al. 2013). Ač spolu tyto hodnoty často korelují, nelze je kvůli odlišnému měřítku přímo porovnávat a je proto třeba se vždy přesvědčit, co se pod pojmem „biovolume“ skrývá (Snoeijs et al. 2002). Ve vztahu k planktonu je v literatuře „biovolume“ používáno i ve významu slova „biomasa“, která udává naměřené množství chlorofylu v určitém objemu. S původním významem tedy souvisí jen velmi volně, ale má k němu pozitivně lineární vztah (Montagnes et al. 1994; Sharifi & Ghafari 2005).

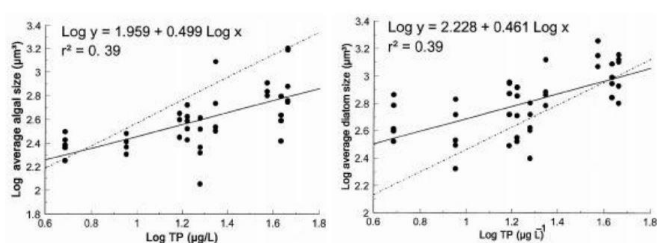
Biovolume rozsivek se věnují nečetné studie, pojednávající o jeho závislosti na množství fosforu a dusíku (Cattaneo et al. 1997), pH a konduktivitě (Neustupa et al. 2013), dostupnosti světla (Felip & Catalan 2000; Håkanson & Boulion 2003) či teplotě (Ruger & Sommer 2012). Zásadním poznatkem publikovaných studií je, že biovolume společenstev rozsivek je nutné studovat odděleně pro bentická a planktonní společenstva, z důvodu odlišných limitujících faktorů (Hein et al. 1995). Ačkoli obě tato společenstva jsou teoreticky limitována živinami, u planktonních rozsivek je často hlavním limitujícím faktorem potřeba udržet se ve fotické zóně, která má za následek omezení velikosti buněk z důvodu zabránění rychlejšímu poklesu větších buněk ve vodním sloupci (Irwin et al. 2006). Přestože na rozdíl od planktonních druhů bentické rozsivky klesáním limitovány, i u nich se může (v důsledku zástiny planktonními organismy) stát limitujícím faktorem dostupnost světla (Pillsbury et al. 2002). A protože s klesající velikostí buňky roste množství fotosyntetických barviv na jednotku objemu, vede tato limitace k preferenci menších buněk (Felip & Catalan 2000; Staehr & Birkeland 2006; Hill et al. 2011).

Nejlépe prostudované je relativní biovolume bentických rozsivek v souvislosti s množstvím přítomných živin (Obr. č. 3; Cattaneo et al. 1997; Lavoie et al. 2006; Passy 2007, 2008; Porter et al. 2008). Ve výsledku se ale neprojevuje jako spolehlivý ukazatel koncentrace dusíku či fosforu, a proto byl tento vztah vyhodnocen pro účely biomonitoringu jako nevhodný (Lavoie et al. 2010).

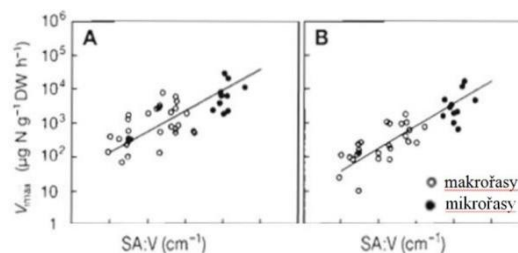
Závislosti relativního biovolume rašeliništních bentických rozsivek na pH a konduktivitě se jako doposud jediní věnují Neustupa et al. (2013). S rostoucí konduktivitou pozorují jeho lineární pokles, zatímco vztah s pH se ukazuje jako nelineární. S růstem pH přibližně do hodnoty 5,3, se biovolume společenstev zvětšuje, zatímco dále po gradientu (od 5,3 výše) se s rostoucím pH biovolume pozorovaných společenstev zmenšuje.

Ačkoli v některých výše zmíněných studiích závislost biovolume bentických rozsivek na podmínkách prostředí autoři nenachází (Lavoie et al. 2006), pokud je na gradientu podmínek prostředí závislost pozorována, je obvykle vysvětlována preferencí menšího nebo většího poměru povrchu ku objemu buněk. Teorie, vysvětlující význam jiného poměru S/V u jednobuněčných bentických řas v prostředí s nízkým množstvím živin, jsou následující: i) K preferenci větších buněk v nízkém pH může vést zvyšující se osmotický stres. Buňky jsou větší, aby minimalizovaly poměr S/V a tím i plochu kontaktu s okolním prostředím na jednotku objemu (Černá & Neustupa 2010). ii) Při limitaci živinami může dojít k preferenci

menších buněk z důvodu jejich vyšší efektivity vstřebávání živin na jednotku objemu (Obr. č. 4; Hein et al. 1995).



Obr. č. 3: Závislost biovolume bentických rozsivek na celkovém množství fosforu. Plná čára pro rozsivky pramenů, čárkovaná pro rozsivky jezer oblasti Québec (přejato z Cattaneo et al. 1997)



Obr. č. 4: Vztah poměru povrchu/objemu a efektivity vstřebávání živin (přejato z Hein et al. 1995)

Kalibrace metod biomonitoringu založených na biovolume je stále ve vývoji, pro možnost komplexního a spolehlivého využití biovolume pro tyto účely je proto třeba dalšího výzkumu. Ověřením smysluplnosti tohoto přístupu je mimo jiné studie Vogt et al. (2010) prokazující jasnou souvislost biovolume s druhovým složením, které je k tomuto účelu používáno nyní. Zajímavostí může být, že již proběhl pokus výpočet biovolume dále zjednodušit na pouhé měření množství uhlíku, který prozatím neukázal průkazné výsledky (Kumar et al. 2009).

1.2. Druhové složení

Analýzy založené na druhovém složení je nutné kalibrovat kvůli odlišnostem ve společenstvech v závislosti na geografických oblastech (Potapova & Charles 2002), pokud je ovšem nová metodika cílena na biovolume, je nutné ověřit univerzálnost jeho odpovědi napříč jednotlivými lokalitami a typy biotopů. Většina dosavadních studií závislosti druhového složení či biovolume na podmínkách prostředí se zabývá společenstvy tekoucích vod (Potapova & Charles 2002, 2003; Leira & Sabater 2005; Kupe et al. 2008; Fránková et al. 2009; Reavie et al. 2010; Delgado et al. 2012; Lavoie et al. 2014), méně studií se pak věnuje vodám stojatým (Pouličková et al. 2004, 2009; Pither and Aarsen 2005; Kelly et al. 2012; Neustupa et al. 2013; Blanco et al. 2014). Obvykle je v rámci těchto studií rozebírán pouze jeden typ habitatu (prameny, toky, jezera, rašeliniště, atd.) a mikrobiotopu (epifyton, epilíton, plankton, atd.). Jen v několika málo případech je práce rozšířena na více typů habitatů společně a tehdy autoři jejich rozdílnost buď vůbec neřeší (Denys 2004), nebo porovnávají lentické a lotické ekosystémy mezi sebou (Kahlert & Gottschalk 2014).

Vývoj představ o šíření a distribuci protistních druhů (včetně rozsivek) napříč regiony různých velikostí byl v posledních desítkách let intenzivní a lze jej stručně shrnout

následovně. Podle neutrální teorie rozšíření prezentované v práci Hubbel (2001) protistní organismy nemají preference vůči podmínkám prostředí a jejich výskyt je ovlivněn pouze mechanismy šíření a extinkce, oproti tomu niková teorie (Hutchinson 1957) existence preferencí k podmínkám prostředí připouští. Výskyt protist omezený vhodností niky uznává i teorie o ubikvuitním rozšíření protist (Finlay 2002, Finlay et al. 2002 a Finlay & Fenchel 2004), podle které není jejich šíření díky malé velikosti prostředím limitováno, a jejich velké populace zajišťují kosmopolitní rozšíření. Proti tomu stojí tzv. model umírněného endemismu (Foissner 2006, 2008), která je v současnosti majoritně uznávána jako správná, uznávající preference prosist k podmínkám prostředí a navíc možnost limitované schopnosti šíření některých druhů. Podle této teorie tedy existují jak druhy kosmopolitně rozšířené, tak druhy s omezeným regionem výskytu.

Navzdory dřívějšímu přesvědčení o jejich kosmopolitním rozšíření dnes víme, že rozsivky tvoří společenstva druhově diferencovaná v regionálním (Soininen 2004; Soininen et al. 2004; Karst-Riddoch et al. 2009) i kontinentálním měřítku (Hillebrand & Azovsky 2001; Potapova & Charles 2002; Vanormelingen et al. 2008; Kelly et al. 2012). Tento fakt podporují i studie rozkrývající diverzitu některých kryptických a semikryptických linií (Spaulding et al. 1999; Evans et al. 2009; Souffreau et al. 2013; Abarca et al. 2014). Významnost biogeografické variability společenstev rozsivek shrnuli také Vanormelingen et al. (2008), kteří na základě revize do té doby publikovaných studií usuzují na omezenou schopnost šíření rozsivek a spekulují, že kosmopolitní rozšíření některých druhů může být zapříčiněno introdukcí člověkem.

Variabilita druhového složení společenstev rozsivek je vysvětlována zčásti proměnnými prostředí a zčásti funkcí vzdálenosti a izolovanosti lokality (Soininen 2007). Dosavadní studie ukazují, že rozsivky vnímají jednotlivé podmínky prostředí velmi citlivě, a proto jsou lokální ekologické faktory pro utváření jejich společenstev významné (Lavoie 2004; Pither & Arsen 2005; Pouličková et al. 2009; Blanco et al. 2014). Druhové složení je zároveň ovlivněno jejich různou schopností se šířit, která způsobuje vyšší druhovou podobnost méně vzdálených a méně izolovaných lokalit (Heino & Soininen 2006; Vanormelingen et al. 2008; Verleyen et al. 2009). Ačkoli Blanco et al. (2014) podotýkají, že mnohá odlišnost druhového složení vysvětlená prostorovými proměnnými je ve skutečnosti zapříčiněna neměřenými parametry prostředí, které jsou prostorově autokorelované. Nicméně nepopiratelný vliv prostorové izolace a odlehlosti lokalit může být demonstrován na známém případě invazní rozsivky *Didymosphenia geminata*, zavlečené člověkem (mimo jiné) na Nový Zéland (Blanco & Ector

2009). Je tedy zřejmé, že utváření společenstev rozsivek ovlivňují podmínky prostředí a poloha lokality zároveň.

Z tohoto hlediska by k lepšímu pochopení problematiky biovolume pomohlo zjistit, jakou roli v jeho odlišnostech hraje environmentální a geografická variabilita, do jaké míry se tyto faktory vzájemně ovlivňují a jestli jsou zjištěné trendy v biovolume srovnatelné s analýzami založenými na druhovém složení. V neposlední řadě je třeba ověřit, zda jsou výsledky srovnatelné i napříč různými lokalitami a typy habitatů.

1.3. Cíle práce

Tato diplomová práce se na rozdíl od dřívějších studií zabývá širokou škálou lentických lokalit (konkrétně rašeliništi, jezery a rybníky). Hlavním cílem tohoto výběru je rozšířit studovaný gradient pH a konduktivity, na jejichž úzkém gradientu se v doposud jediné publikované studii věnující se závislosti relativního biovolume na těchto proměnných (Neustupa et al. 2013) podařilo prokázat závislost relativního biovolume rašeliništních rozsivek na konduktivitě, nikoli na pH (na rozdíl od krásivek, pro které je závislost relativního biovolume na pH signifikantní).

Hlavní v rámci práce řešené otázky lze tedy shrnout následovně:

- 1) Jak se mění biovolume bentických společenstev rozsivek lentických vod v závislosti na pH a konduktivitě? Mění se tento vztah v závislosti na studovaném regionu a vlastnostech lokalit? Pokud ano, do jaké míry?
- 2) Je změna biovolume porovnatelná se změnou druhového složení společenstev rozsivek a jejich diverzitou na gradientu podmínek prostředí (pH a konduktivity)?
- 3) Mohlo by být relativní biovolume v monitoringu kvality vod do budoucna použito jako alternativa pozorování druhového složení a diverzity společenstev?

2. Materiál a metody

2.1. Odběrová místa

Prezentovaná diplomová práce zahrnuje dva datasets, založené na údajích získaných ze dvou geograficky vzdálených a ekologicky odlišných lokalit, což umožňuje pozorovat míru ovlivnění výsledků geografickou polohou a zároveň ověřuje všeobecnější platnost zjištěných závislostí.

První studovanou oblastí jsou Čechy, které reprezentují kontinentální klima. Průměrná roční teplota odebíraných oblastí se v závislosti na konkrétní lokalitě odběru podle dlouhodobé (z let 1961-1990) statistiky Českého hydrometeorologického ústavu (www.chmi.cz) pohybuje v rozpětí 6-9°C, nejchladnějším měsícem je leden s průměrnou teplotou -2,8°C, nejnižší průměrnou teplotou -3,6°C a nejvyšší průměrnou teplotou 1,2°C. Nejteplejším je červenec s průměrně 16,9°C, průměrnou nejnižší teplotou 13,5°C a nejvyšší průměrnou teplotou 23,9°C. Průměrný roční úhrn srážek v České republice činí 674 mm.

Druhou studovanou oblastí je jihozápadní část Norska v okolí města Bergen, reprezentující klima přímořské, tedy s celkově menší roční amplitudou teplot. Podle dlouhodobé statistiky norského Meteorologického institutu (Meteorologisk Institutt; www.met.no; www.eklima.met.no) průměrná roční teplota oblasti dosahuje v závislosti na konkrétní odběrové lokalitě 5-8°C (průměrná teplota oblasti činí 7,8°C), a podle údajů stanice Bergen letiště (statistika za léta 1982-2014) dostupné na www.weatheronline.cz dosahuje lednová teplota (která se tradičně udává k porovnání nejnižších teplot) průměrně 1,6°C, průměrná nejnižší teplota je -0,3°C a průměrná nejvyšší teplota 3,5°C, ale nejchladnějším měsícem je zde ve skutečnosti únor, kdy průměrná teplota činí 1,4°C, nejnižší teplota činí -0,8°C a průměrná nejvyšší teplota 3,7°C. Nejteplejším měsícem je červenec s 14,7°C, průměrnou minimální teplotou 11,6°C a průměrnou maximální teplotou 17,7 °C, roční úhrn srážek dosahuje 2250 mm (www.met.no). Mírnější zima v Norsku je, navzdory jeho severnější poloze oproti České republice, způsobena Norským proudem (větvi známého Gofského proudu), ohřívajícím západní pobřeží severní Evropy (Mann 1972).

2.2. Design odběrů

V každé oblasti (ČR, NOR) jsem injekční stříkačkou odebrala vzorky bentosu stojatých vod (jezer, rašelinišť a rybníků), které jsem ještě tentýž den fixovala Lugolovým roztokem (Křisa & Prášil 1994). Konkrétně jsem odebrala výhradně vzorky epipelonu, protože mikrohabitat může biovolume rozsivek výrazně ovlivnit (Ribeiro et al. 2013). V místě odběru jsem zároveň pomocí přístroje WTW 340i (Wissenschaftlich-Technische Werkstätten GmbH, Weilheim, Germany) změřila pH a konduktivitu a s využitím přístroje Garmin eTrex Legend (Taiwan) jsem získala zeměpisné souřadnice odběrového místa.

S cílem rovnoměrně pokrýt co nejširší gradient pH a konduktivity studované oblasti jsem takto odebrala 36 vzorků z Norska a 32 vzorků z České republiky. Z důvodu podchycení variability v rámci lokalit jsem z každé odebrala dvojici, z rozlehlých lokalit výjimečně trojici

vzorků. Přehlednou tabulku odběrových míst s charakteristikami prostředí uvádím v příloze č. 1. Každý vzorek byl odebrán z plochy o rozloze přibližně 1m² a jednotlivá odběrová místa byla od sebe minimálně 10 metrů vzdálená.

2.3. Laboratorní zpracování

2.3.1. Příprava preparátů

Po přemístění vzorků do laboratoře jsem z nich utvořila trvalé preparáty. Nejdříve jsem ze vzorků vymyla Lugolův roztok střídáním centrifugace následované slitím supernatantu s doplněním destilované vody a resuspenzace pelety. Vzorky jsem takto promývala, dokud nebyl supernatant po stočení bezbarvý (průměrně 4 promytí). Následně jsem je centrifugací koncentrovala a za účelem očištění křemičitých schránek rozsivek jsem dvěma různými metodami ze vzorků odstranila organické zbytky. První použitá metoda, založená na reakci peroxidu vodíku s dichromanem draselným (Krammer & Lange-Bertalot 1986), měla nevýhodu ve formě polámání některých frustul při reakci. Druhá metoda, vyžihání organického materiálu nad kahanem (Battarbee et al. 2002), byla naopak méně efektivní při odstraňování větších nečistot. Kterou metodu použít, jsem volila podle množství a charakteru nečistot ve vzorku. Takto očištěné frustuly jsem následně fixovala do syntetické pryskyřice Naphrax (Brunel Microscopes Ltd, Wiltshire, UK).

2.3.2. Determinace, sběr a struktura dat

Z připravených preparátů jsem z každého vzorku podle determinačních klíčů (Krammer & Lange-Bertalot 1986, 1988, 1991 a, b; Lange-Bertalot & Moser 1994; Krammer 1997a, b; Krammer 2000; Lange-Bertalot 2001; Lange-Bertalot et al. 2011) a internetové databáze rozsivek na stránkách University of Colorado (westerndiatoms.colorado.edu) určila 350 buněk do druhů, pro které jsem zaznamenala maximální a minimální rozměr uvedený pro daný druh v příslušném klíči. Druhová jména, která v této práci používám, jsou v některých případech taxonomicky zastaralá, je tomu tak z důvodu, že molekulární markery nebo studium ultrastruktury některé z přítomných taxonů (např. *Sellaphora pupula*, *Gomphonema parvulum*, *Eunotia bilunaris*) rozštěpily na mnoho samostatných jednotek (Behnke et al. 2004; Mann et al. 2004; Vanormelingen et al. 2007; Abarca et al. 2014). Drobné rozdíly v rámci druhových komplexů nejsem schopna pomocí používaných metod spolehlivě detekovat a pro účely této studie neshledávám za nutné se tímto problémem hlouběji zabývat. Přestože se v takovém případě použití původního jména s širším druhovým pojetím často oproti determinačním klíčům významově posouvá, jsou momentálně taxonomicky uznávaná

jména všech nalezených druhů informativně k dispozici v příloze č. 2, na stejném místě uvádím seznam nalezených druhů ve smyslu publikací použitých k determinaci.

K nalezeným druhům jsem průběžně z databáze rozsivek uveřejněné na stránkách Akademie přírodních věd na Drexel University (USA) v oddělení NAWQA (<http://diatom.ansp.org/taxaservice/ShowTaxonomyAll.ashx>) dohledala průměrnou hloubku buňky a přejala odtud vzorec pro výpočet objemu – biovolume, používaný pro příslušný druh (<http://diatom.ansp.org/nawqa/biovol2001.aspx>). Kromě tvaru „hranol na eliptické základně“, který je v databázi využíván, ale vzorec pro výpočet jeho objemu není na tomto místě uveden. Ten jsem přejala z článku Sun & Liu (2003), ve kterém se připodobnění tvaru rozsivek geometrickými tělesy popisuje. Konkrétně jsou nalezené druhy rozsivek aproximovány tvary uvedenými v tabulce č. 1. Výjimečně, pokud data k hledanému druhu nebyla na stránkách k dispozici, jsem přejala hodnotu i vzorec druhu morfologicky podobného, který tvarově i velikostně (šířkou a délkou) hledanému druhu odpovídal. Biovolume vzorku jsem poté vypočetla jako sumu objemů všech 350 determinovaných buněk. Velikost společenstva založenou na jednom rozměru schránek (nejmenší, průměrné, největší délce či šířce) jsem získala součtem hodnot vybraného rozměru příslušných, z literatury přejatých, rozměrů všech buněk vzorku.

Tvar	Rozměry	Vzorec	Rozměr A	Rozměr B	Rozměr C
Kvádr	3	$A*B*C$	délka	šířka	hloubka
Válec	2	$A*B*B*Pi/4$	délka	průměr	
Elipsoid	2	$A*B*B*Pi/6$	délka	průměr	
Ovoid	3	$B*C*(A-B+(Pi/4*B))$	délka	šířka	hloubka
Hranol na eliptické základně	3	$pi/4 *A*B*C$	délka	šířka	hloubka
Dva klíny	3	$1/2*A*B*C$	délka	šířka	hloubka
Klín	3	$1/2*A*B*C$	délka	šířka	hloubka

Tabulka č.1 – Přehled vzorců pro výpočet biovolume (upraveno podle Akademie přírodních věd na Drexel University (USA) v oddělení NAWQA - <http://diatom.ansp.org/nawqa/biovol2001.aspx>), vzorec „hranol na eliptické základně“ je v používaném druhové databázi využíván, ale zdrojem použitého vzorce je článek Sun & Liu (2003)

Pro část práce, která se věnuje pozorování závislosti změny vnitrodruhové velikosti na geografické poloze a je založena na přímém měření buněk v laboratoři, jsem vybrala 3 druhy, které byly hojně zastoupené v rámci obou regionů (ČR, NOR) – *Achnanthes minutissima*, *Frustulia saxonica* sensu lato a *Tabellaria flocculosa*. Následně jsem změřila délku 20 frustul ve vzorcích z vybraných 5 odběrových míst každé oblasti a naměřené hodnoty jsem si poznamenala pro statistické zpracování.

Dále jsem k jednotlivým lokalitám na stránkách <https://www.google.cz/maps> dohledala za pomoci nástroje „pravítko“ velikost lokality vyjádřenou spojnicí nejbližších bodů břehu příslušné lokality, kterou jsem následně zařadila do kategorií „1“ = pod 10m; „2“ = 10 - 100m; „3“ = 100 – 500m; „4“ = nad 500 m.

2.4. Statistické hodnocení

Získaná data jsem statisticky hodnotila v rámci tří tematických bloků – druhové složení, biovolume, data popisující diverzitu. Blok „druhová data“ shromažďuje informace o závislosti druhového složení na environmentálních a geografických faktorech. Blok „biovolume“ se zaměřuje na vztahy, které se přímo dotýkají závislosti velikosti a biovolume buněk na parametrech prostředí v rámci geografických oblastí, a třetí okruh, „data popisující diverzitu“, se zabývá diverzitou pozorovaných společenstev ve vztahu k podmínkám prostředí v rámci studovaných regionů.

Všechna analyzovaná data o vzájemných vztazích environmentálních proměnných, biovolume a diverzity jsem hodnotila v programu Past (verze 2.13; Hammer et al. 2001). Kromě části zabývající se druhovým složením, kde jsem kromě zmíněného programu (Past) použila pro rozklad variability analýzu DistLM (Distance-based linear models) v programu PRIMER 6® (verze 6.1.13; Clarke & Gorley 2006) s rozšířením Permanova+ (verze 1.0.3).

Vztah proměnných prostředí pH a konduktivity jsem testovala pomocí lineární regrese metodou nejmenších čtverců.

2.4.1. Biovolume

Pro porovnání biovolume mezi regiony Čech a Norska, pro vizualizaci závislosti biovolume na typu lokalit (rašeliniště, rybník, jezero) a pro porovnání vnitrodruhových rozdílů velikosti mezi studovanými regiony jsem použila krabicové diagramy se zobrazením standardní odchylky a odlehlých hodnot, kvůli porušení předpokladu normálního rozložení jsem průkaznost jejich odlišnosti testovala pomocí Kruskal-Wallisova testu, pokud se jednalo o dvojice porovnávaných hodnot, nebo pomocí Mann-Whitneyova testu s Bonferroniho korekcí pro vícero testovaných párů (Legendre & Legendre 1998). Ke znázornění závislosti biovolume, resp. velikosti spočtené na základě lineárních rozměrů schránek na pH a konduktivitě odběrových míst, jsem použila lineární modely (metoda nejmenších čtverců). V případě, že neprokázaly signifikantní závislost, je v této práci neuvádím a namísto nich zde prezentuji pouze XY grafy (Farebrother 1980; Rousseeuw & Driessen 1999).

2.4.2. Druhov data

Ordinaci vzorků na základě druhových dat jsem zobrazila mnohorozměrnou analýzou NMDS (non-metric multidimensional scaling; Kruskal 1964; Clarke 1993), vypočtenou za pouit Bray-Curtisova indexu (Bray & Curtis 1957).

Odlisnost druhového složení mezi studovanými regiony (R, NOR) a změnu druhového složení v závislosti na typu studovan lokality (rašeliniště x jezero x rybník) jsem testovala jednocestnou analýzou ANOSIM (Analysis of Similarities), kter je analogickou metodou jednocestn analýzy variance; jedná se o neparametrick test pouivn ke zjitn signifikance rozdílu mezi dvěma a více skupinami (Clarke 1993). Protože vstupn data měla charakter četnosti pitomnch druh, použila jsem Bray-Curtisův index podobnosti. Výstupem této analýzy je R, udávající míru podobnosti testovaných skupin, a p-hodnota, udávající pravděpodobnost, že pozorovan jev je dílem náhody, konkrtne počet permutací (z celkových 9999), pro kter R vyjde vti či stejne n testovan hodnota (Clarke 1993). Druhy, které se nejvíce podleji na druhovm odlišení společenstev sledovaných regionů nebo jsou jinm způsobem pro jednu z lokalit typicke, jsem nsledne detekovala pomocí analýzy SIMPER (Similarity percentages; Clarke 1993), jejmz výstupem je tabulka analyzovaných druh, ve kter je mimo jiné uvedeno, jakou mrou jednotlive druhy pispvj k odlišnosti oblastí.

Porovnání druhového složení odběrových míst spadjcch do jedné odbrov lokality od podobnosti druhového složení lokalit mezi sebou jsem zobrazila pomocí krabicových grafů. Vstupn data pochází z matice, kterou jsem na základě nalezených druhů předem vygenerovala v programu Past. Do skupiny odběrových míst v rámci lokality jsem zahrnula vzdálenosti mezi odběrovými msty jedn lokality a pro neprov skupiny regionů (esk republika, Norsko) jsem uvedla všechny ostatní vzjemn vzdálenosti odběrových míst v prslunm regionu. Rozdíl mezi skupinami jsem testovala Mann-Whitney testem.

V rámci jednotlivých regionů (R a NOR) jsem dále zjitovala slu vlivu konkrétních parametrů postred na druhov složení odběrových míst postrednictvm rozkladu variability - metody DistLM (Distance-based linear models; v programu PRIMER 6), analyzující závislost mnohorozměrných dat, v tomto prpad matice druhového složení, na vysvětlujících proměnných či skupinách proměnných a testující jednotliv závislosti oproti nulov hypotéze (odtud vsledne p-hodnoty) na základě 9999 permutací (Anderson et al. 2008). Všechny testovane promnne jsem předem standardizovala tak zvanými z-skory, tedy odetenm

průměrné hodnoty a následným vydělením směrodatnou odchylkou (Legendre & Legendre 1998; Heino & Soininen 2010). Matici druhové podobnosti jsem transformovala druhou odmocninou, abych snížila případné výkyvy v hodnotách druhové četnosti (McCune & Grace 2002), pro předběžné testování jsem použila metodu „forward selection“ a jako selekční kritérium adjustovanou R-hodnotu. Do výsledného modelu jsem zahrnula proměnné, které v předběžném testu vyšly jako vhodná součást ideálního modelu, což byly v tomto případě všechny testované proměnné. Výsledný rozklad variability popisuje závislost druhového složení na dvou skupinách proměnných. První skupinu jsem pojmenovala jako proměnné prostředí a zahrnuje pH, konduktivitu, velikost lokality a typ habitatu. Druhá skupina, označená jako prostorové proměnné, zahrnuje údaje o poloze, přesněji třetí polynomickou složku polohy v prostoru (souřadnice udané ve stupních severní šířky (E) a východní délky (N), a dále N^2 , E^2 , N^3 , E^3 , NE, N^2E , NE^2). Třetí polynomiál souřadnic podle Borcard et al. (1992) a Anderson & Gribble (1998) postihuje rozložení v prostoru lépe než samotné souřadnice, neboť postihne i jemnější nuance, jako jsou shluky lokalit v prostoru, či mezery mezi nimi. Výsledky rozkladu variability jsem pro každou oblast shrnula do procentuálního sloupcového grafu.

2.4.3. Data popisující diverzitu

K porovnání diverzity jednotlivých vzorků jsem použila Shannonův index (Shannon & Weaver 1949) který jsem vypočetla z druhové matice pomocí analýzy „diverzity indices“ inkorporované v programu Past. Tento index jsem si vybrala, protože při jeho výpočtu je zohledňován počet druhů ve vzorku i jejich abundance. Nabývá hodnot od nuly, pro vzorky s pouze jedním druhem a tedy stoprocentní dominancí, do 1, pro vzorky s mnoha druhy zastoupenými ve stejné četnosti (žádný z nich není dominantní). Následně jsem Shannonův index a počet nalezených druhů ve vzorcích korelovala pomocí lineárních modelů (metodou nejmenších čtverců) s pH a konduktivitou. V případě neprůkazné závislosti je v této práci prezentován pouze XY graf. Závislost Shannonova indexu, resp. počtu druhů jednotlivých lokalit na typu habitatu (rašeliniště x jezero x rybník), jsem testovala pomocí Kruskal-Wallis testu a jejich závislost na velikosti lokalit prostřednictvím Mann-Whitney testu. Dále mě zajímalo, jestli se bude lišit dominance jednotlivých druhů mezi jezery, rašeliništi a rybníky. Z výstupu výše zmíněné analýzy „diverzity indices“ jsem proto testovala ještě index „dominance“ jednotlivých typů habitatu oproti sobě pomocí Kruskal-Wallis testu a také oproti velikosti lokality, abych se přesvědčila, že případná závislost není jejím artefaktem. Prezentované rozdíly jsem znázornila krabicovým diagramem. Na rozdíl od Shannonova

indexu zohledňuje index dominance pouze abundance přítomných druhů, ale nevztahuje se k počtu nalezených druhů. Nabývá hodnot od nuly (pro vzorky ve kterých jsou abundance všech druhů vyrovnané) do jedné (kdy je stoprocentní dominance jednoho taxonu; Harper 1999).

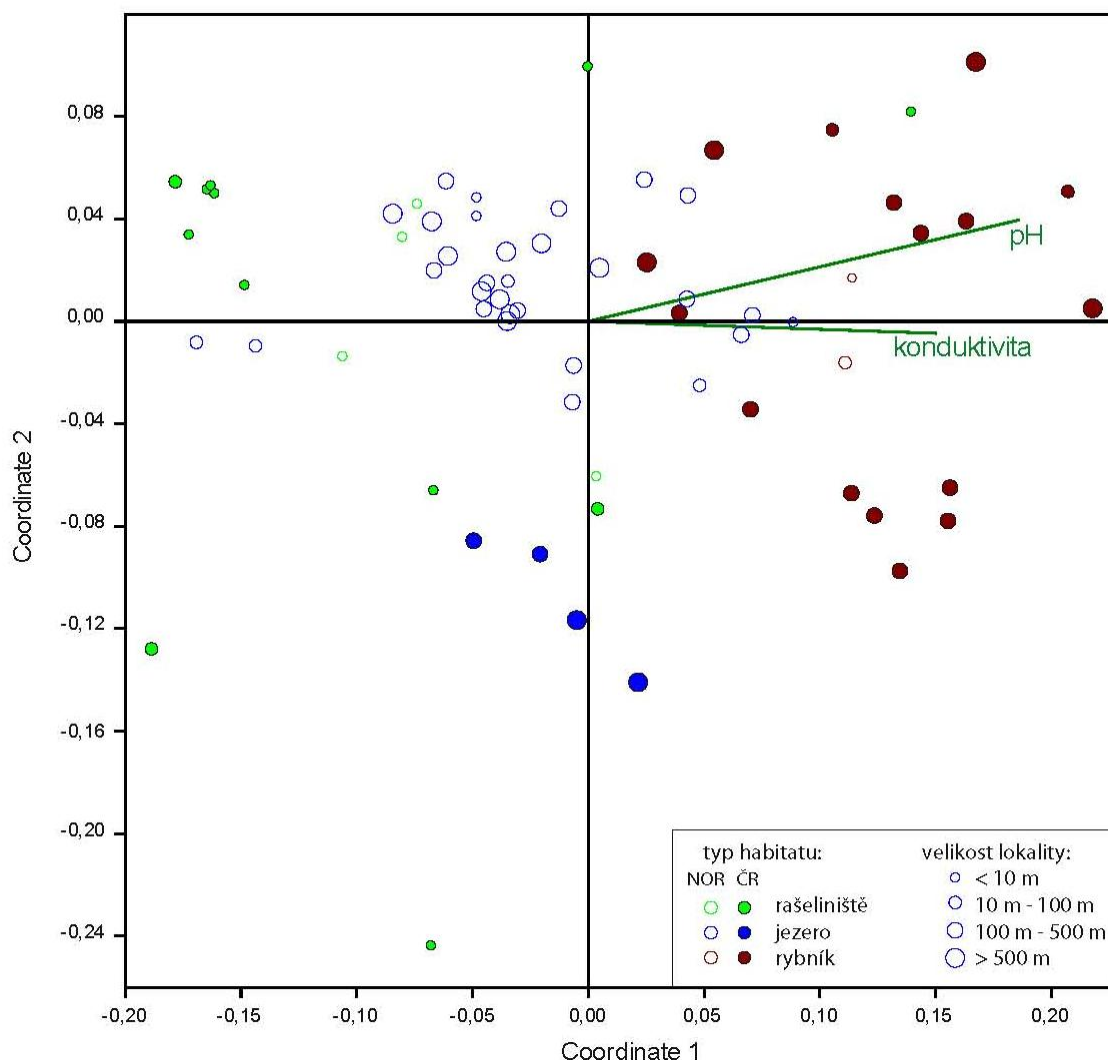
3. Výsledky

Celkem tato práce obsahuje data z 36 odběrových míst v Norsku (4 vzorky z rašelinišť, 30 z jezer a 2 z rybníků) a 32 odběrových míst v České republice (12 vzorků z rašelinišť, 4 z jezer a 16 z rybníků). Pro Českou republiku se hodnoty pH lokalit pohybují od 4,17 do 8,31 a pro Norsko od 4,51 do 7,10. Konduktivitu jsem na lokalitách v České republice naměřila mezi 7 a 521 $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ a v Norsku mezi 9 a 180 $\mu\text{S}/\text{cm}^2$. Kompletní informace o odběrových místech jsou k dispozici v příloze č. 1. V obou regionech konduktivita silně koreluje s pH (lineární regrese, $p < 0,001$, $r = 0,74$).

3.1. Druhová data

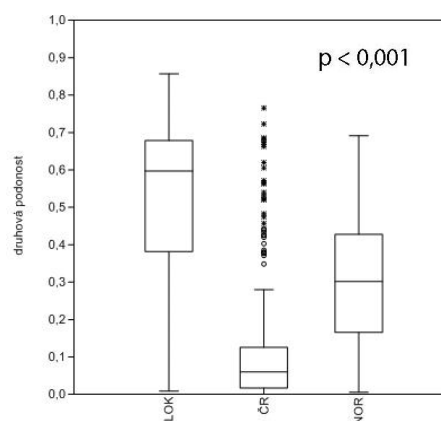
Ve zpracovaných 68 vzorcích jsem určila 213 druhů, z čehož vzorky z České republiky obsahovaly 181 druhů a vzorky odebrané v Norsku 129 druhů. Jejich seznam (rozšířený o aktuálně taxonomicky uznávaná druhová jména a informaci o biovolume průměrné buňky druhu) je uveden v příloze č. 2.

Náhled do souvislostí polohy vzorků obou regionů na základě druhového složení se sekundárním zakreslením environmentálních proměnných je vykreslen na obrázku 5 (NMDS, 2D; stress = 0,1824; index Bray-Curtis). Ukazuje se, že druhové složení v jednotlivých typech habitatu (rašeliniště, jezero, rybník) se mění podél gradientu první osy, tedy v podstatě konduktivity a pH, jejichž vektory k této ose přiléhají. Druhové složení jezer, rybníků a rašelinišť (Obr. 7a) se od sebe skutečně signifikantně liší. Dokládá to test ANOSIM, který byl proveden s využitím stejného indexu podobnosti (ANOSIM pro lokality ČR a NOR společně; $R = 0,49$, $p < 0,001$ pro každou dvojici, index Bray-Curtis).



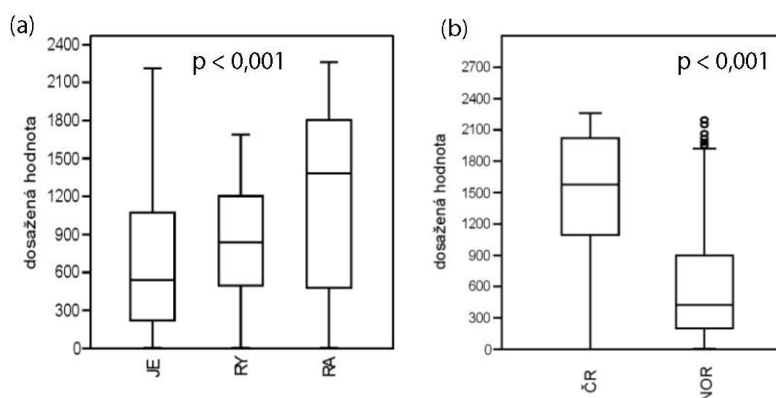
Obr. č. 5: Zobrazení ordinace vybraných environmentálních proměnných (typ habitatu, velikost lokality, pH, konduktivita) na základě druhového složení jednotlivých lokalit (NMDS; 2D; stress = 0,1824; index Bray-Curtis)

Dále můžeme pozorovat, že lokality České republiky jsou druhově variabilnější než lokality Norska (které mají naopak vzájemně podobnější druhové složení; Obr. 5; Obr. 6; Mann-Whitney test, $p < 0,001$ pro každou dvojici) a že odběrová místa v rámci lokalit jsou si na základě druhového složení podobnější než mezi-lokalitová srovnání v rámci jednotlivých regionů (Obr. 6). Zároveň je signifikantní i rozdíl mezi druhovým složením České republiky a Norska (Obr. 7b; ANOSIM; $R = 0,26$, $p < 0,001$, index Bray-Curtis).



Obr. č. 6: Znázornění podobnosti druhového složení **LOK** jednotlivých odběrových míst v rámci lokalit, **ČR** lokalit České republiky, **NOR** lokalit Norska ($p < 0,001$ pro každý pár)

Zda je mezi regiony rozdíl v druhovém složení v rámci jednoho typu habitatu, není z ordinačního diagramu zřejmé (Obr. 5), ale pravděpodobně minimálně druhové složení společenstev jezer se mezi Českou republikou a Norskem liší, tento rozdíl ale souvisí s jinými vlivy, než které jsou popsány gradientem první osy NMDS analýzy (pH a konduktivita). Testování odlišnosti druhového složení obou regionů v rámci určitého typu habitatu (Obr. 7a; ANOSIM; $R = 0,49$, $p < 0,001$; index Bray-Curtis) je ale kvůli nízkému počtu odběrových míst v alespoň jednom z nich (ČR nebo NOR) problematické.

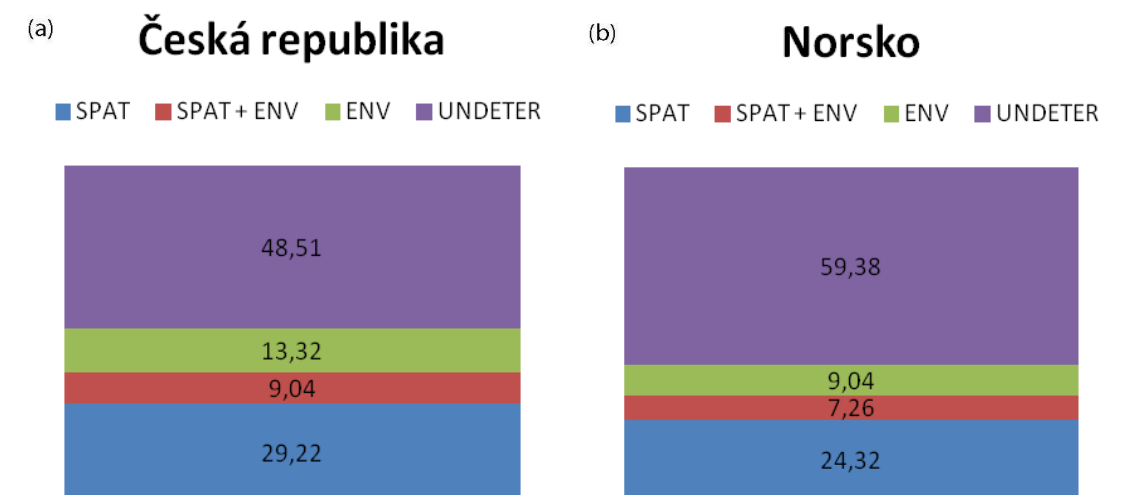


Obr.č. 7: Na základě druhového složení je zobrazen rozdíl mezi (a) různými typy habitatu – JE = jezera, RY = rybníky, RA = rašeliniště (ANOSIM; $R = 0,49$, $p < 0,001$; index Bray-Curtis); (b) regiony ČR = Českou republikou a NOR = Norskem (ANOSIM; $R = 0,26$, $p < 0,001$, index Bray-Curtis)

Výsledky o významu konkrétních druhů na pozorovanou rozdílnost druhového složení ČR a Norska (získané pomocí analýzy SIMPER) popisují, že pouze 18 (z 213) přítomných druhů se podílí na odlišnosti regionů více než 1 procentem a pouze 3 druhy více než 5 procenty. Jedná se typicky o druhy, které se vyskytují i) hojně na větším počtu lokalit pouze v jedné z oblastí ii) v obou oblastech, a zároveň jsou v jedné z nich výrazně početněji zastoupené. Největší vliv (více než 1 %) mají konkrétně druhy *Tabellaria flocculosa* (10,22 %), *Frustulia saxonica* morphotyp 2 (8,48 %), *Fragilaria elliptica* (5,54 %), *Eunotia paludosa* (3,92 %), *Fragilaria pinnata* (3,77 %), *Achnanthes minutissima* (3,76 %), *Achnanthes helvetica* (3,01 %), *Eunotia incisa* (2,90 %), *Eunotia exigua* (2,66 %), *Kobayasiella parasubtilissima* (2,57 %), *Fragilaria exigua* (2,27 %), *Eunotia implicata* (1,78 %), *Eunotia bilunaris* (1,68 %), *Pinnularia microstauron* (1,49 %), *Pinnularia gibbiformis* (1,30 %), *Eunotia denticulata* (1,26 %) a *Stenopterobia curvula* (1,23 %). Naopak zanedbatelný vliv na odlišnost jednotlivých regionů mají druhy vyskytující se na malém množství lokalit s minoritním zastoupením, jako jsou například *Tetracyclus glans*, *Amphora veneta* a *Gomphonema lagerheimii* nalezené v Norsku nebo *Tryblionella apiculata*, *Cymatopleura solea* a *Neidium bisulcatum* nalezené v České republice a mnoho dalších.

Druhové složení společenstev bentických rozsivek České republiky i Norska je ovlivněno větší měrou geografickými vzdálenostmi než podmínkami prostředí (Obr. 8; dělení variability, DistLM). V České republice prostorová vzdálenost vysvětluje 29,22 % a podmínky prostředí 13,32 % variability druhového složení, dalších 9,04 % vysvětluje jejich společný vliv. Variabilitu druhového složení norských lokalit vysvětluje z 24,32 % vzdálenost vzorků a z 9,04 % proměnné prostředí, jejich společný vliv vysvětluje dalších 7,26 % variability.

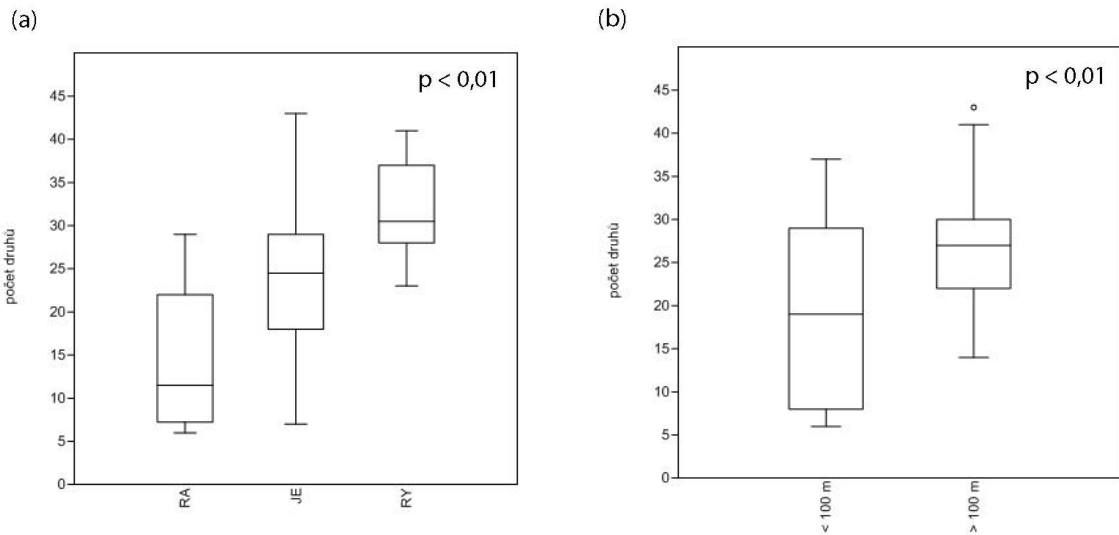
Samostatný vliv vysvětlujících proměnných prostředí (odstíněný od vlivu ostatních testovaných proměnných) se mezi regiony liší. V České republice je nejvýznamnější vliv pH (14,9 % vysvětlené druhové variability; $p < 0,001$; DistLM, metoda „forward selection“, kritérium ajdustovaná R-hodnota), následovaný velikostí lokality (4,18 %; $p < 0,01$) a typem habitatu (3,07 %; $p < 0,01$). V Norsku nejvíce variability vysvětluje konduktivita (9,85 %; $p < 0,001$), typ habitatu (2,87 %; $p < 0,01$) a pH (2,75 %; $p < 0,01$).



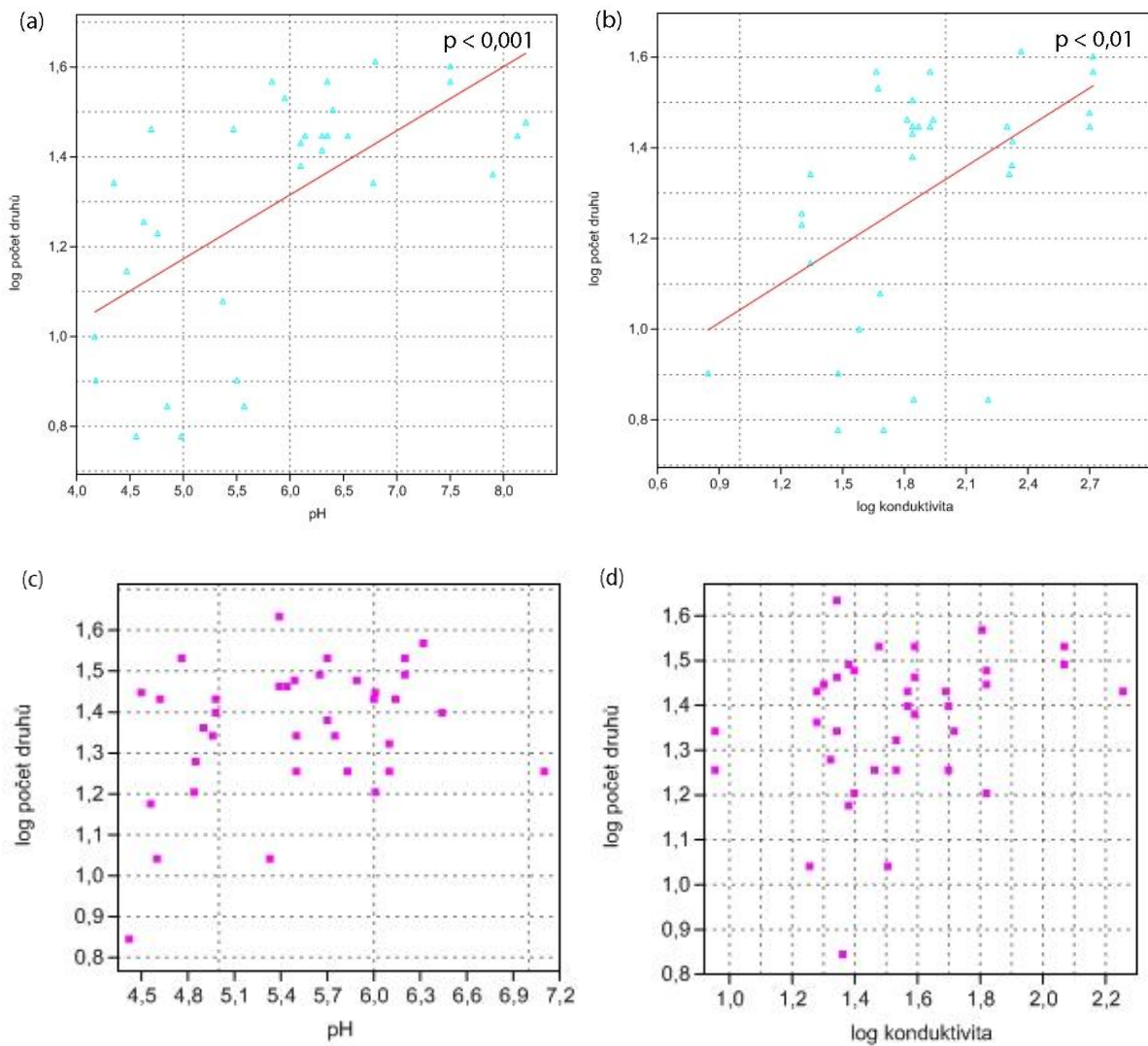
Obr. č. 8: Procentuální podíl vysvětlené variability druhového složení SPAT vzdálenostmi v prostoru, ENV podmínkami prostředí, SPAT + ENV společným vlivem proměnných prostředí a vzdáleností v rámci (a) České republiky (b) Norska; UNDETER označuje podíl nevysvětlené variability (dělení variability, DistLM)

3.2. Data popisující diverzitu

Na typu habitatu (Obr. 9a; Mann-Whitney test pro ČR i NOR společně; rozdíl rašeliniště x jezera $p < 0,01$; rybníky x rašeliniště $p < 0,001$; rybníky x jezera $p < 0,01$) a velikosti lokality (Obr. 9b; Man-Whitney test, $p < 0,01$) je závislý také počet přítomných druhů. V České republice zároveň roste počet druhů na gradientu pH (Obr. 10a, $p < 0,001$, $r = 0,62$) a konduktivity (Obr. 10b; $p < 0,01$, $r = 0,51$), zatímco v Norsku byly tyto vztahy neprůkazné (Obr. 10c, d)

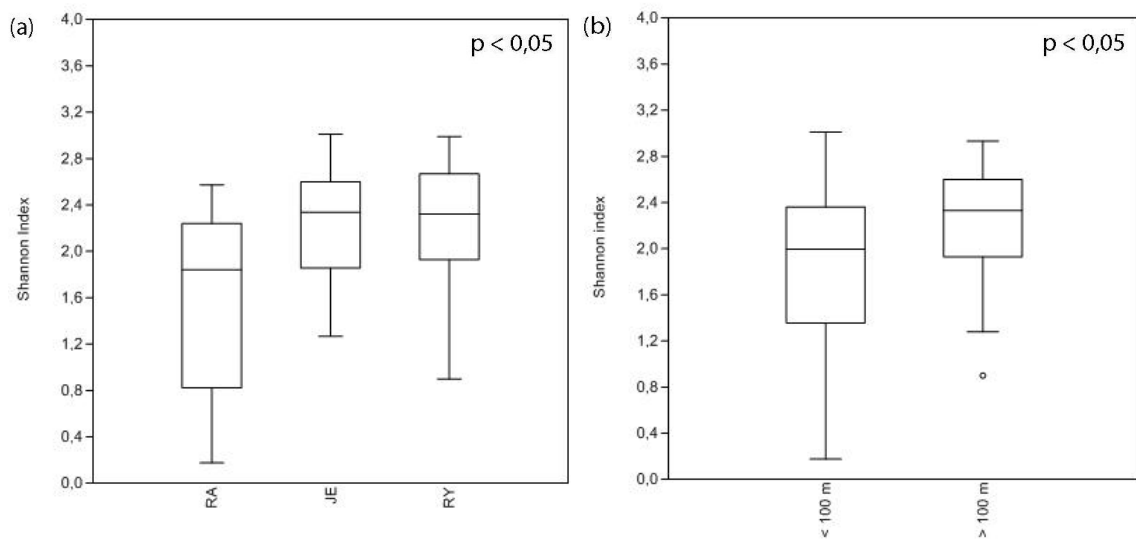


Obr. č. 9: Počet druhů vztahovaný k (a) typu habitatu, RA = rašeliniště, JE = jezero, RY = rybník (Mann-Whitney test pro ČR i NOR společně rozdíl rašeliniště x jezera $p < 0,01$; rybníky x rašeliniště $p < 0,001$; rybníky x jezera $p < 0,01$), (b) velikosti lokalit (Man-Whitney test, $p < 0,01$)

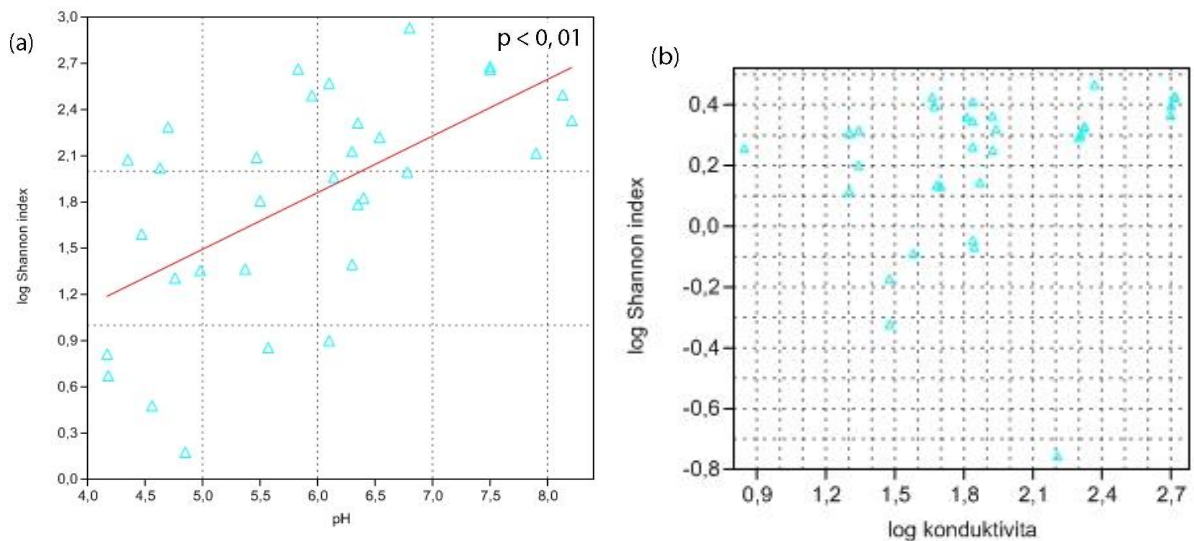


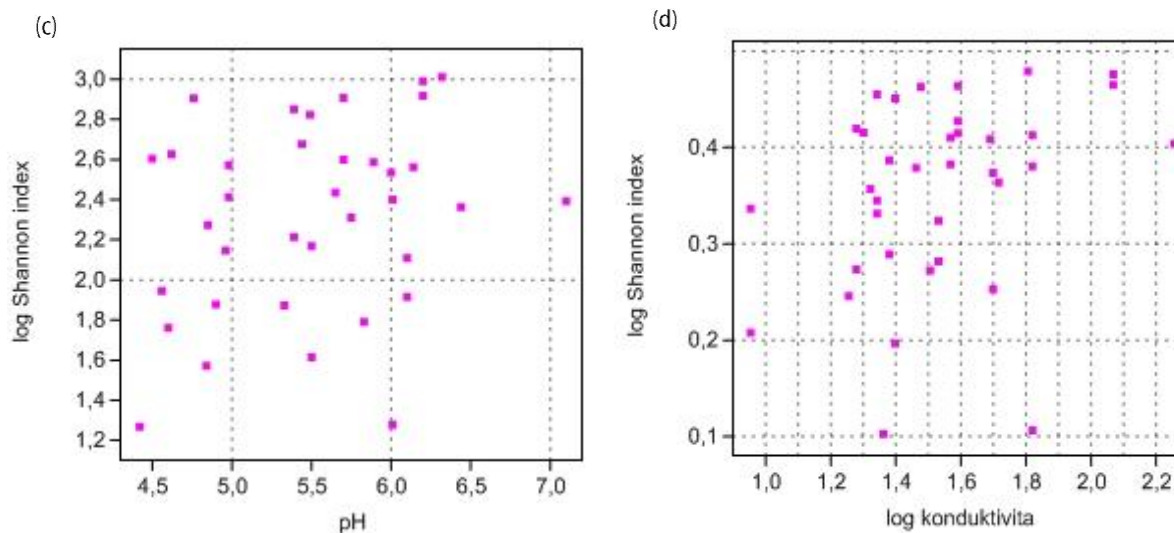
Obr. č. 10: Závislost počtu druhů v rámci lokalit České republiky na (a) pH ($p < 0,001$, $r = 0,62$) (b) konduktivitě ($p < 0,001$, $r = 0,51$); počet druhů lokalit Norska vztahovaný ke gradientu (c) pH, (d) konduktivity

Diverzita společenstva v rámci obou regionů vyjádřená Shannonovým indexem se liší mezi rašeliništi a jezery, resp. rybníky, kdy rašeliniště mají nižší diverzitu než rybníky a jezera (Obr. 11a; Mann-Whitney test, jezera x rybníky $p > 0,05$, rašeliniště x jezera $p < 0,05$, rašeliniště x rybníky $p < 0,05$). Shannonův index se také liší ve vztahu k velikosti lokality, rozlehlejší lokality mají vyšší diverzitu než lokality menší (Obr. 11b; Kruskal-Wallis test, $p < 0,05$). V České republice vykazuje tento index diverzity signifikantní závislost na pH (Obr. 12a; lineární regrese, $p < 0,01$, $r = 0,53$), nikoli však na konduktivitě (Obr. 12b). U vzorků z norských lokalit se diverzita společenstva v závislosti na pH (Obr. 12c) ani konduktivitě (Obr. 12d) signifikantně nemění ($p > 0,05$).



Obr. č. 11: Závislost Shannonova indexu **(a)** na typu habitatu (Mann-Whitney test; $p > 0,05$ pro rozdíl jezer x rybníků, $p < 0,05$ mezi rašeliništi a jezery, resp. rybníky; **(b)** na velikosti lokality (Kruskal-Wallis test, $p < 0,05$)





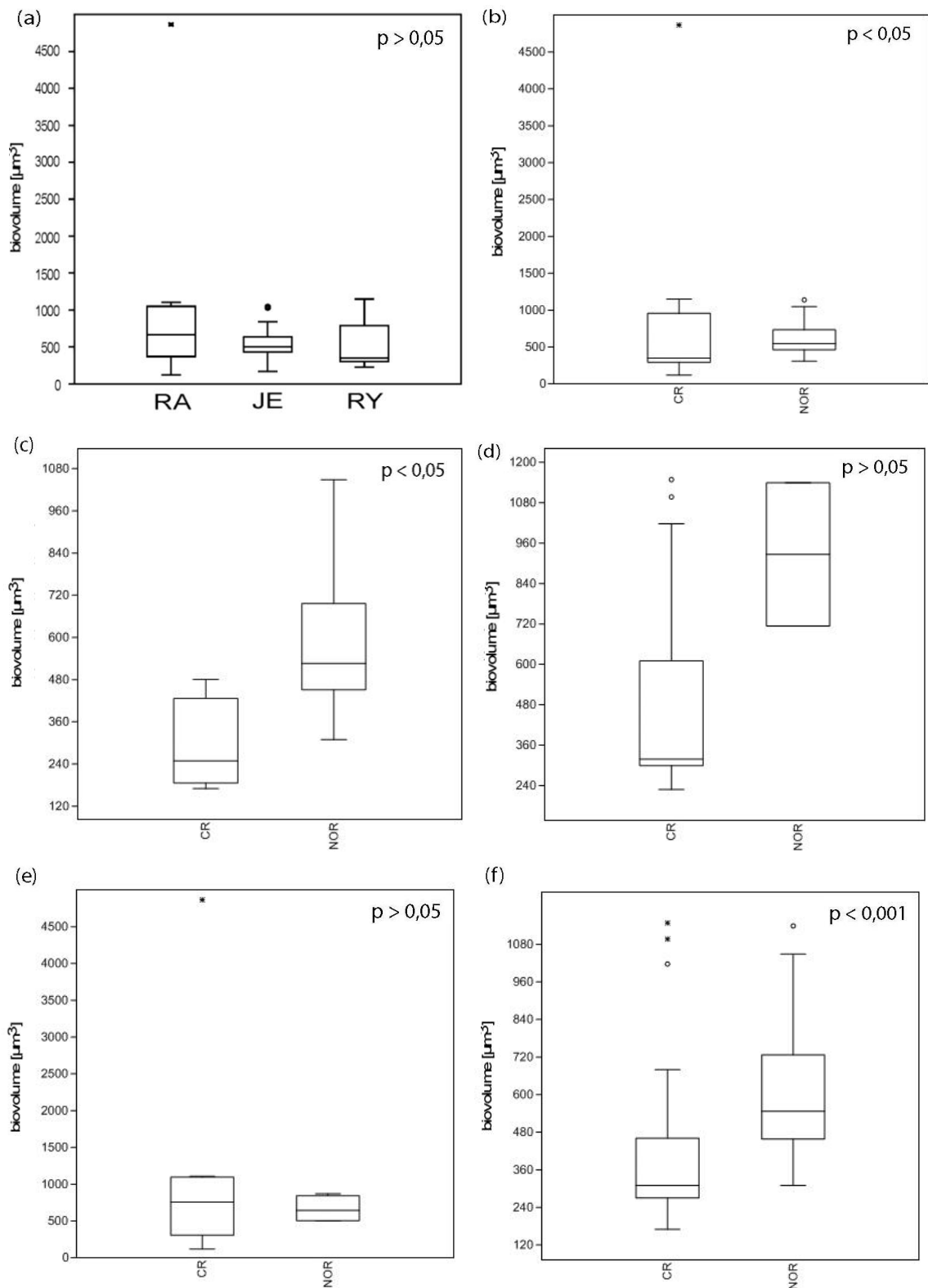
Obr. č. 12: (a) závislost Shannonova indexu vzorků České republiky na pH ($p < 0,01$, $r = 0,53$); hodnoty Shannonova indexu lokalit zobrazené na gradientu (b) konduktivity České republiky, (c) pH Norska, (d) konduktivity Norska

Dále z výsledků Mann-Whitney testů indexu „dominance“ lokalit jednotlivých typů habitatu vyplývá, že jezera mají tendenci být druhově vyrovnaná a rašeliniště naopak tíhnou k dominanci jednoho nebo několika málo druhů společenstva. Rozdíl druhové dominance mezi rašeliništi a jezery je signifikantní ($p < 0,05$), zatímco rybníky se od ostatních neliší. Rozdíl druhové dominance mezi rašeliništi a jezery zároveň není dán rozdílnou velikostí lokality (Mann-Whitney test; $p > 0,05$).

3.3. Biovolume

3.3.1. Biovolume společenstev

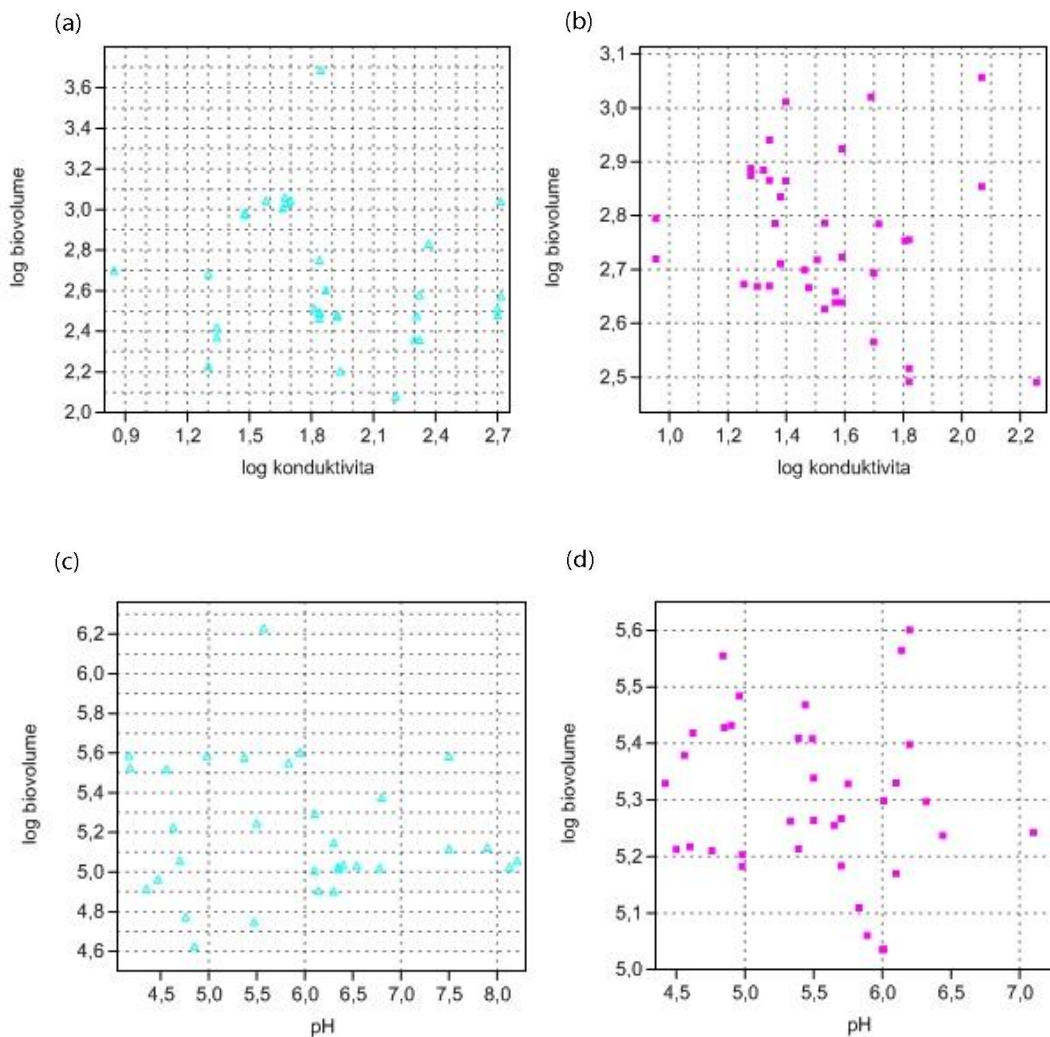
Biovolume společenstev bentických rozsivek není závislé na typu habitatu (Obr. 13a; Mann-Whitney test, jezero x rybník x rašeliniště $p > 0,05$). Naopak signifikantně vychází vliv regionu. Biovolume bentických rozsivek odebraných z České republiky je menší, než rozsivek norských (Obr. 13b; Mann-Whitney test, $p < 0,05$). V rámci jednotlivých typů habitatu se mezi Českou republikou a Norskem liší biovolume rozsivek jezer, které je v Norsku průměrně větší, než v České republice (Obr. 13c Mann-Whitney test, $p < 0,05$), ale je nutno upozornit na možnou nevěrohodnost této analýzy z důvodu nevyrovnaného počtu testovaných hodnot (30 NOR x 4 ČR). Biovolume rozsivek odebraných z rašelinišť a rybníků se mezi těmito regiony statisticky významně nemění (Obr. 13d, e; Mann-Whitney test, $p > 0,05$), nicméně u vzorků z rybníků je počet opakování v rámci lokality opět problematický (2 NOR x 16 ČR). Proto jsem tuto závislost následně testovala pro rybníky a jezera najednou, norské rozsivky jsou i tentokrát větší než české a v tomto případě je výsledná závislost biovolume na regionu silně signifikantní (Obr. 13f; Mann-Whitney test, $p < 0,001$).



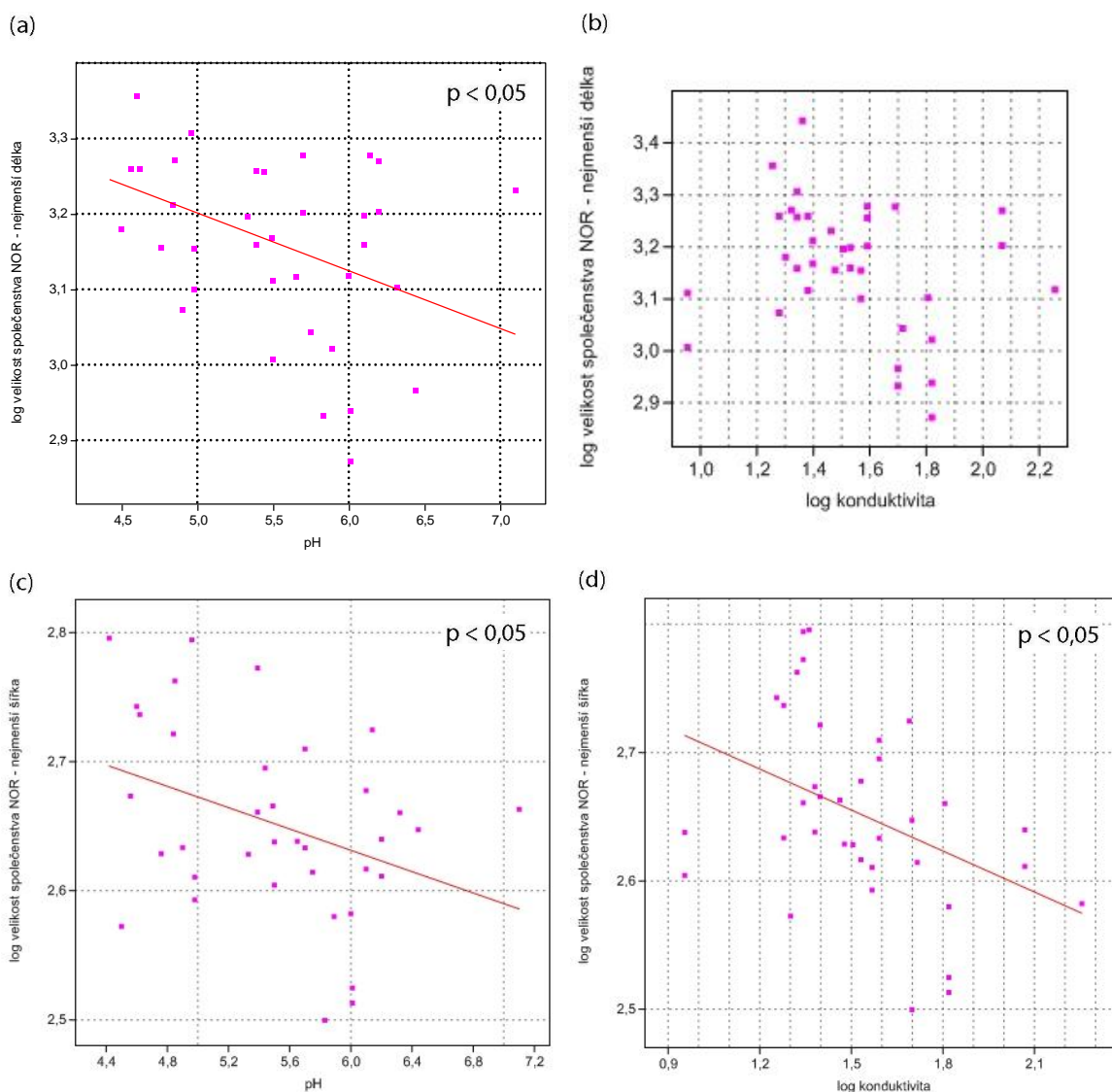
Obr. č. 13: **(a)** biovolume benthických rozsivek ve vztahu k typu habitatu. RA = rašeliniště, JE = jezero, RY = rybník (Mann-Whitney test, $p > 0,05$); biovolume benthických rozsivek v závislosti na regionu (Mann-Whitney test) **(b)** všechny habitaty dohromady ($p < 0,05$), **(c)** jezera ($p < 0,05$), **(d)** rybníky ($p > 0,05$), **(e)** rašeliniště ($p > 0,05$), **(f)** jezera a rybníky ($p < 0,001$)

Biovolume společenstev bentických rozsivek Čech a Norska nevykazuje závislost na hodnotách pH a konduktivity (Obr. 14a, b, c, d; lineární regrese, $p > 0,05$).

Dále jsem testovala vztah velikosti společenstva, vypočtený na základě nejmenších, průměrných a největších délek, resp. šířek buněk jednotlivých druhů (alternativní vyjádření velikosti společenstva, nejedná se o biovolume) k pH a konduktivitě. Nejmenší rozměry (šířka i délka schránek) jsou jediné, které ve vztahu k pH a konduktivitě v některých případech, a to u vzorků bentických rozsivek z Norska (nikoli České republiky), ukazují signifikantní závislost (Obr. 15). Velikost společenstva norských rozsivek spočtená na základě nejmenších délek buněk, klesá lineárně s rostoucím pH (Obr. 15a; lineární regrese, $p < 0,05$, $r = -0,40$), nikoli však s konduktivitou (Obr. 15b; lineární regrese, $p > 0,05$), a na základě nejmenších šířek determinovaných buněk, klesá lineárně spolu s rostoucím pH i konduktivitou (Obr. 15c, d; lineární regrese, $p < 0,05$ oba vztahy; $r = -0,36$, resp. $r = -0,38$).



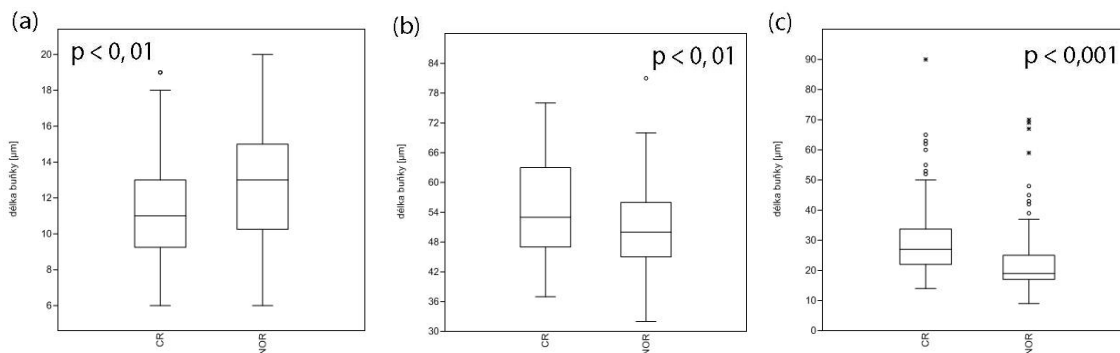
Obr. č. 14: Zobrazení biovolume rozsivek na gradientu (a) konduktivity pro Českou republiku, (b) konduktivity pro Norsko, (c) pH pro Českou republiku, (d) pH pro Norsko



Obr. č. 15: Velikost společenstev rozsivek odebraných z Norska vypočtená (a) z nejmenších délek buněk ve vztahu k pH, (b) z nejmenších délek buněk ve vztahu ke konduktivitě, (c) z nejmenších šířek ve vztahu k pH, (d) z nejmenších šířek buněk ve vztahu ke konduktivitě

3.3.2. Biovolume na vnitrodruhové úrovni

Podle vlastních měření délek schránek vybraných druhů napříč lokalitami regionů je mezi Českou republikou a Norskem pozorovatelný rozdíl v jejich aktuální velikosti. Ze tří testovaných druhů (*Achnanthes minutissima*, *Frustulia saxonica* sensu lato a *Tabellaria flocculosa*) dosahuje *Achnanthes minutissima* signifikantně větší velikosti v Norsku (Obr. 16a; Mann-Whitney test, $p < 0,01$), zatímco *Frustulia saxonica* sensu lato (Obr. 16b; Mann-Whitney test, $p < 0,01$) a *Tabellaria flocculosa* (Obr. 16c; Mann-Whitney test, $p < 0,001$) dosahují větší velikosti v České republice.



Obr. č. 16 – Porovnání manuálně měřené délky buněk mezi Českou republikou a Norskem u druhu (a) *Achnanthes minutissima*, (b) *Frustulia saxonica sensu lato*, (c) *Tabellaria flocculosa* (Mann-Whitney test)

4. Diskuse

4.1. Druhové složení

Jak jsem již prezentovala v úvodu této práce (viz 1.2.), společenstva rozsivek jsou formována společně podmínkami prostředí a geografickou polohou. Není proto překvapivé, že i v této studii významný podíl variability druhového složení v rámci jednotlivých regionů vysvětlují jak geografické vzdálenosti odběrových míst, tak studované parametry prostředí. Jejich konkrétní vliv je následný: společné působení proměnných prostoru a prostředí: 9,04 % ČR; 7,26 % NOR; samostatný vliv prostorové vzdálenosti: 29,22 % ČR; 24,32 % NOR; samostatný efekt environmentálních proměnných: 13,32 % ČR; 9,04 % NOR (Obr. 8). Odběrová místa v rámci jedné lokality jsou si zároveň druhovým složením podobnější než mezilokalitová srovnání v rámci regionů a mezilokalitová srovnání v rámci regionů jsou si podobnější, než regiony vzájemně (Obr. 6), což je pravděpodobně způsobeno omezenými schopnostmi šíření rozsivek (Heino & Soininen 2006; Vanormelingen et al. 2008; Verleyen et al. 2009).

Vyšší hodnoty indexu druhové podobnosti vzorků odebraných v Norsku oproti vzorkům z České republiky (Obr. 6) mohou být způsobeny odlišným mikroklimatem těchto oblastí, neboť mírnější přímořské klima oblasti Bergenu, kde je celoročně vyrovnanější teplota, může vést k větší druhové homogenitě společenstev. Tato teorie je podpořena výsledky studie McCabe & Cyr (2006), která potvrzuje, že rozpětí teplot odráží druhovou rozmanitost. K tomuto efektu může přispívat menší variabilita konduktivity (a celkově nižší konduktivita) norských lokalit, která je známa svým vlivem na změnu druhového složení rozsivek (Soininen 2007) a zároveň koreluje s množstvím rozpuštěných živin (Lavioe et al. 2004), které jsou se změnou druhového složení často spojovány (Soininen 2007). Nižší hodnoty konduktivity

norských lokalit mohou být způsobeny naředěním koncentrace živin na lokalitách způsobeném výrazně vyšším množstvím srážek v oblasti jihozápadního Norska (2250 mm / rok; www.met.no) oproti České republice (674 mm / rok; www.chmi.cz).

Rozdíl v druhovém složení České republiky a Norska je v tomto případě také podpořen signifikantním rozdílem v druhovém složení mezi jednotlivými studovanými typy habitatu (Obr. 7a) - jezery, rašeliništi a rybníky, neboť v Norsku je výrazně vyšší počet odebraných jezer (30) než rybníků (2) a rašelinišť (4) oproti České republice, kde je minoritní počet odebraných jezer (4) a naopak více odebraných rybníků (16) a rašelinišť (12). Z tohoto důvodu je rozmanitost druhového složení přikloněna ve prospěch České republiky, kde je celkově nalezeno více druhů, a stejně je zapříčiněn i celkový posun druhového složení mezi ČR a Norskem. Protože ale tento rozdíl odráží faktickou dominanci jezer v dané oblasti Norska a jeho klima, je i postihnutá změna v druhovém složení reálná.

Podobný rozdíl druhového složení mezi jednotlivými typy habitatu popisují také Kahlert & Gottschalk (2014) na společenstvech benthických rozsivek mezi švédskými jezery a prameny s vzájemně porovnatelnými ekologickými parametry. V této studii uvádějí, že jakkoli se druhové složení mezi jednotlivými typy habitatu liší, jeho odpověď na environmentální podmínky, zvláště gradient pH a množství živin, je u společenstva pramenů a jezer obdobná. To se do značné míry potvrzuje i u mnou pozorovaných lokalit, protože z environmentálních proměnných hraje v druhovém složení České republiky a Norska významnou roli právě i pH, které je spolu s konduktivitou a množstvím živin považováno za proměnnou nejlépe vystihující změny druhového složení benthických rozsivek napříč stojatými i tekoucími vodami (Soininen 2007). V souladu s těmito poznatky se v prezentované studii mění pouze společenstvo norských rozsivek, kde je spolu s pH nejdůležitějším ukazatelem druhového složení konduktivita. V ČR konduktivita nehraje významnou roli a vhodným ukazatelem druhového složení je v tomto případě pH, velikost a typ lokality. Pokud připustím, že konduktivita skutečně zásadní vliv na druhové složení těchto společenstev nemá, je pravděpodobné, že je zde jiný, významnější, avšak zřejmě neměřený faktor, jehož variabilita souvisí s měnící se velikostí lokality.

Ve studii McCabe & Cyr (2006) pozorovali změnu druhového složení benthických rozsivek jezer v souvislosti s šířím intervalu kolísání teplot vody. Protože podle fyzikálních zákonů se velký objem vody ohřívá a chladne déle než malý, bude se s klesající velikostí lokality zvětšovat denní amplituda teplot, z toho soudím, že by se o obdobnou závislost mohlo jednat i

v tomto případě. Vliv teploty vody na druhové složení bentických rozsivek prokazují, kromě výše uvedených, i další studie (Leira & Sabater 2005; Moravcová et al. 2013; Cantonati & Lowe 2014).

Variabilitu v druhovém složení mezi regiony vysvětluje z celkem 213 nalezených druhů pouze 18 více než 1 procentem a z toho pouhé 3 druhy více než 5 procenty. Při bližším zkoumání jsem si všimla, že na základě informací známých o těchto druzích (Krammer & Lange-Bertalot 1986, 1988, 1991 a, b; Krammer 2000; Rumrich et al. 2000; Lange-Bertalot 2001; Lange-Bertalot et al. 2011), je mohu podle autekologických preferencí rozdělit do dvou skupin. Pro lepší orientaci v následujících úvahách jsem druhy barevně zvýraznila podle regionu, ve kterém měly čtenější zastoupení, **NOR** a **ČR**. Takové druhy, které se vyskytovaly v jednom z regionů (v tom s menší četností výskytu) průměrně méně než jedním procentem jsem označila **tučně**.

První skupinu tvoří druhy, které mají širokou ekologickou valenci a hojně se vyskytují napříč mnoha typy habitatu, jedná se konkrétně o *Tabellaria flocculosa* (10,22 %), *Fragilaria elliptica* (5,54%), *Fragilaria pinnata* (3,77%), *Achnanthes minutissima* (3,76 %), *Eunotia exigua* (2,66 %) a *Eunotia bilunaris* (1,68%). Lehce se liší *Fragilaria capucina* (2,08 %), která preferuje spíše vody meso-eutrofní, ale protože i její ekologická tolerance je široká, řadím ji do této skupiny.

Druhou skupinu tvoří druhy specializované na oligotrofní až dystrofní vody a lokality s nízkou konduktivitou, jmenovitě *Frustulia saxonica* (9,2 %), *Eunotia paludosa* (3,92 %), *Achnanthes helvetica* (3,01 %), *Eunotia incisa* (2,90 %), *Kobayasiella parasubtilissima* (2,57 %), *Fragilaria exigua* (2,27 %), *Eunotia implicata* (1,78 %), *Pinnularia microstauron* (1,49 %), *Pinnularia gibbiformis* (1,30 %), *Eunotia denticulata* (1,26 %) a *Stenopterobia curvula* (1,23 %).

Vliv druhů spadajících do první skupiny na odlišení společenstev České republiky a Norska způsobuje jejich četnost na lokalitách, která je zároveň významně rozdílná v jednotlivých regionech, což je pravděpodobně způsobeno tím, že jsou podmínky prostředí v jednom z regionů blíže optimu těchto druhů.

Také význam druhů spadajících do druhé skupiny je dán nevyrovnaným poměrem jejich zastoupení v jednotlivých regionech. Na první pohled by se mohlo zdát, že význam druhů preferujících oligotrofní habitaty s nízkou konduktivitou je uměle podpořen celkově užším

gradientem konduktivity Norska oproti České republice. Tuto myšlenku ale vyvrací skutečnost, že v každém z regionů převažuje svou abundancí podobný počet druhů této skupiny (5:6).

Při pohledu na seznam uvedených tradičních druhů bych chtěla doplnit, že se v kontextu moderní systematiky v mnoha případech jedná o druhové komplexy, ve kterých nejsou druhy tradičně dobře vymezeny a jejich morfologie se často překrývá (Krammer & Lange-Bertalot 1986; např. pro *Tabellaria flocculosa* viz Theriot & Ladewski 1986; *Eunotia bilunaris* viz Alles et al. 1991 a Mou & Stoermer 1992; pro *Frustulia saxonica* viz Siver & Baskette 2004 a Veselá et al. 2012; pro *Achnanthes minutissima* viz Potapova & Hamilton 2007; pro *Eunotia exigua* viz Veselá & Johansen 2009). Protože je známo, že jednotlivé „druhy“/morfotypy druhových komplexů se mohou lišit svými ekologickými preferencemi (Potapova & Hamilton 2007, Veselá et al. 2012), je pravděpodobné, že i zde je výskyt komplexů druhů v širokém gradientu environmentálních podmínek způsoben přítomností takových entit. Těmito druhy vysvětlená variabilita mezi regiony, je proto pravděpodobně způsobena akumulací příspěvků jednotlivých „druhů“ / morfotypů k jimi vysvětlenému odlišení.

Zajímavostí je, že v důsledku úbytku oligotrofních lokalit v rámci střední Evropy (Čížková et al. 2013), jsou někteří zástupci druhé skupiny, jako *Stenopterobia curvula*, *Eunotia denticulata*, *Eunotia implicata*, či *Fragilaria exigua*, v této oblasti považováni za potenciálně ohrožené (viz Rumrich et al. 2000).

Ostatní nalezené druhy již velký rozdíl mezi regiony nevysvětlují. Protože jsou typicky nalezeny na malém počtu lokalit, je jejich přínos v tomto ohledu zanedbatelný. Význam dobře definovaných druhů s úzkými ekologickými valencemi spočívá ve využitelnosti pro účely biomonitoringu (Rumrich et al. 2000; Battarbee et al. 2002). Jako příklad mohu uvést *Neidium bisulcatum*, *Tetracyclus glans* nebo *Gomphonema lagerheimii*, charakteristické pro oligotrofní - dystrofní vody s nízkou konduktivitou. A z opačného konce spektra druhy charakteristické pro eutrofní podmínky, jako jsou *Tryblionella apiculata*, *Amphora veneta* nebo *Cymatopleura solea* (Rumrich et al. 2000).

4.2. Diverzita společenstev

Hillebrand & Azovsky (2001) uvádějí, že počet druhů roste spolu s gradientem podmínek prostředí. Stejně tak i já rozdíl v počtu nalezených druhů mezi Českou republikou a Norskem připisuji odlišně širokému environmentálnímu gradientu, který se podařilo odběry postihnout.

Některé dřívější studie pozorují růst druhového bohatství bentických rozsivek s rostoucím pH (Neustupa et al. 2013; Schowe et al. 2013) a konduktivitou (Pouličková et al. 2013; Schneider et al. 2013), s čímž mé výsledky souhlasí jen částečně, neboť nárůst počtu druhů po tomto gradientu pozoruji pouze v ČR. V Norsku se počet přítomných druhů s pH ani konduktivitou významně nemění. Nemyslím si, že jde v jižním Norsku o důsledek nedostatečného gradientu, protože je dost široký na to, aby významně ovlivnil druhové složení lokalit (jak jsem již uvedla dříve). Lineární vztah počtu druhů ke konduktivitě autoři nenachází ani ve studii Neustupa et al. (2013). Ve studii Flower et al. (2012), ve které se závislost počtu druhů na konduktivitě ani pH nepotvrdila, spekulují nad možnou korelací s vlivem nepozorovaných odlišností mikrohabitatu. Podle mých výsledků je v obou regionech počet přítomných druhů významně závislý na typu habitatu a velikosti lokality. Myslím, že počet druhů je v těchto případech jednoduše určován jinými faktory, jako je např. množství živin (Blanco et al. 2012), které jsem ve své studii neměřila, a že mnou měřené proměnné (pH a konduktivita) množství živin jednoduše postihují hůře než rozdíl mezi jednotlivými typy habitatu, resp. velikost lokality.

Podle mých výsledků mají jezera tendenci k vyšší diverzitě společenstev vyjádřené indexem dominance (jejich společenstva nejsou dominována pouze několika druhy, neboli mají nízký index dominance) a rašeliniště mají naopak tendenci k dominanci několika málo druhů nad zbytkem společenstva (vysoký index), což jde pravděpodobně ruku v ruce s celkově větším počtem druhů v jezerech, které svou přítomností potenciálně namnožení jediného druhu kompetičně limitují. Podobnou souvislost popisuje Hillebrand (2011), který se zabýval vlivem teploty na lokální druhové bohatství a zjistil, že se snižujícím se počtem přítomných druhů roste dominance některého z nich. Pozorovaný jev vysvětluje vyšší pravděpodobností extinkce v teplejších lokalitách, která způsobí uvolnění niky pro některý z ekologicky odolnějších druhů. Tato teorie souhlasí s diskutovaným vlivem velikosti lokality (jejím významem ve vztahu k teplotě) na druhovou bohatost (viz 4.1.). Vysvětlení vyšších hodnot indexu dominance rašelinišť přináší v souvislosti s pozorovaným menším počtem druhů také monopolizační hypotéza, podle které jsou dříve přítomné organismy schopné se přizpůsobit lokálním podmínkám a vytvořit si tak výhodu (monopolizováním dostupných zdrojů) oproti nově přichozím druhům, kterým následně neumožní se na lokalitě uchytit, a tím postupem času získávají pro sebe stále větší část příslušné niky. Tento jev není u řas důkladně prozkoumán, ale byl již pozorován v rašeliništích u společenstev krásivek (Svoboda et al. 2014). Kromě předešlých spekulací se zde opět pravděpodobně projevuje i vliv přítomnosti

dostupných živin, kterých je v kyselých rašeliništích významně méně (Pouličková 2011), a na jejichž gradientu je změna diverzity společenstev ve významu druhové dominance popisována. Soudím tak i podle studie Blanco et al. (2012), kteří uvádějí, že společenstvo bentických rozsivek je druhově nejvyrovnanější ve středních hodnotách množství přítomných živin ($100 - 200 \mu\text{g L}^{-1}$ [TP]) a že s jejich klesající či rostoucí hodnotou roste i míra dominance jednotlivých druhů.

Zároveň se v závislosti na typu habitatu mění diverzita společenstva vyjádřená Shannonovým indexem, ačkoli mezi jezery a rybníky rozdíl není, signifikantně se liší mezi rašeliništi a jezery, resp. rybníky (Obr. 11a), ve shodě s tímto faktem je změna diverzity také pozorována v souvislosti s velikostí lokality (Obr. 11b). Tento index zde diskutuji, protože popisuje diverzitu komplexněji než samotná druhová dominance nebo počet druhů, neboť postihuje změnu obou z nich. Souhrnně řečeno jsou podle těchto výsledků jezera a rybníky z pohledu diverzity kvalitnějšími společenstvy než rašeliniště.

4.1. Biovolume

Relativní biovolume bentických rozsivek podle mých výsledků není závislé na typu habitatu (rašeliniště x jezera x rybníky) a nepotvrzuje se ani jeho závislost na pH a konduktivitě (Obr. 14a, b, c, d). Kromě slabé závislosti nejmenších délek a šířek schránek v regionu Norsko (Obr. 15e, f, g, h), nekorelují proměnné prostředí ani s rozměry schránek, které zastupují velikosti společenstev založené na lineárních rozměrech zaznamenaných druhů (nejmenší/průměrná/největší délka/hloubka/šířka buněk).

Prvním logickým vysvětlením je, že se relativní biovolume mění podle proměnných prostředí, které nekopírují gradient měřených proměnných a rozdíl mezi jednotlivými typy habitatu, nebo že biovolume jednoduše vůbec na podmínkách prostředí nezávisí. Ovšem ve studii Neustupa et al. (2013), kde využívají techniky geometrické morfometriky, se ukázalo, že biovolume rozsivek reaguje na změny konduktivity. Zároveň jiné studie ukazují jeho závislost na množství živin (Cattaneo et al. 1997; Passy 2007, 2008; Porter et al. 2008), dostupnosti světla (Pillsbury et al. 2002), teplotě (Atkinson et al. 2003) a dalších faktorech prostředí. Proto předpokládám, že je pravděpodobnější jiné vysvětlení. Všechny výše zmíněné faktory vyvíjejí tlak na modifikaci biovolume společenstva. V porovnání s druhovým složením, které může na změnu podmínek reagovat různým druhovým posunem, však má biovolume (a velikost obecně) možnost změny pouze na ose velikosti malé - velké. Jako nejlogičtější vysvětlení nenalezených závislostí mi proto připadá přílišná heterogenita jednotlivých vzorků

v ostatních proměnných, než právě sledovaných parametrech pH a konduktivity, která vedla k rozmělnění informace popisující jejich vliv.

Toto vysvětlení podporuje i nalezená slabá negativní lineární závislost velikosti společenstev (vyjádřené součtem nejmenších šířek respektive nejmenších délek schránek) na pH a konduktivitě u vzorků z Norska (Obr. č. 15a,b,c,d), které jsou si oproti vzorkům z České republiky podmínkami prostředí podobnější. Jejich velikost podle mých výsledků klesá s rostoucí konduktivitou i pH. Pokles biovolume s nárůstem konduktivity pozorují i Neustupa et al. (2013). Ve vztahu k pH se ale v prezentované studii pravděpodobně projevuje výhoda širšího gradientu pH lokalit odběru, než měli k dispozici Neustupa et al. (2013) u rašeliništních rozsivek, protože ačkoli použili k výpočtu biovolume přesnějších metod geometrické morfometrie, závislost biovolume (ani kalkulovaného poměru povrchu ku objemu) na pH se jim nepodařilo prokázat.

Je možné, že průkaznost těchto závislostí je na malém gradientu podmínek prostředí, kde by i změna biovolume měla mít jemnější charakter, komplikována schopností rozsivek drobnějším změnám těchto proměnných odolávat bez přizpůsobení velikosti například díky schopnosti mixotrofní výživy (Krammer a Lange-Bertalot 1986) či akumulace zásobních látek ve vakuole (Passy 2007).

Zajímavým výsledkem je signifikantně větší biovolume společenstev norských rozsivek oproti českým (Obr. 13b). Tento rozdíl mezi regiony je pravděpodobně způsobem odlišnými podmínkami prostředí jako celku (např. klima, původ jezer, podloží, atd.). Protože závislost biovolume nebyla v souvislosti s měřenými parametry prostředí nalezena, nemohu s jistotou říci, čím je tento rozdíl způsoben.

Je známo, že konduktivita koreluje s množstvím přítomných živin (Lavoie et al. 2004) a zároveň, že více přítomných živin v jezerech způsobuje namnožení planktonních řas a následný zákal vody, který vede k preferenci menších buněk v bentickém společenstvu, zatímco čirá, nezakalená voda souvisí s dominancí velkých druhů bentických rozsivek (Pillsbury et al. 2002). Tento jev je pravděpodobně způsoben vyšší efektivitou využití sluneční energie malými buňkami v důsledku akumulace většího množství fotosyntetického barviva na jednotku objemu (Staehr & Birkeland 2006; Hill et al. 2011). V návaznosti na tyto poznatky je možným vysvětlením menší velikosti českých rozsivek oproti norským podobná závislost, neboť v Norsku je konduktivita odebraných lokalit celkově nižší, než je tomu

v České republice, kde konduktivita lokalit dosahuje průměrně vyšších hodnot. K jednoznačnějším závěrům by však v tomto případě bylo třeba dalšího podrobnějšího studia.

5. Závěr

Souhrnně řečeno, na rozdíl od druhového složení se relativní biovolume bentických rozsivek v této práci ukazuje jako nezávislé na hodnotách pH a konduktivity. Myslím si, že tato nenalezená souvislost je způsobena přílišnou heterogenitou prostředí ve všech (i neměřených) proměnných, na které biovolume reaguje. Protože jeho výsledná hodnota je kompromisem přizpůsobení vlivu každé z nich, nejsem ve výsledku schopna detekovat vliv podmínek jednotlivě. Na rozdíl od změny biovolume změna v druhovém složení umožňuje lepší rozlišení vlivu jednotlivých podmínek, protože reakci na každou podmínku může popisovat jiný posun v druhovém složení. Například se změnou pH může dojít k posunu po ose *Eunotia - Pinnularia* a po gradientu teploty zase po ose *Navicula – Achanthes* atd., ani jeden údaj tak nebude ztracen a oba je bude z výsledného druhového složení možno vyčíst. Naopak u biovolume může například rostoucí pH působit zvětšení a rostoucí teplota zmenšení, pokud se budou tyto faktory měnit nezávisle na sobě, výsledná informace, kterou nám biovolume předá, nebude jasně vyjadřovat ani jednu z těchto změn.

Na základě provedených analýz si myslím, že pokud by se k monitoringu v budoucnu mělo biovolume využít, vhodnějším prediktorem změn podmínek prostředí než relativní biovolume by mohla být délka a šířka nalezených buněk. Právě nejmenší délka a nejmenší šířka totiž v této studii ukazují slabou korelaci s pH a konduktivitou v okolí Bergenu, kde jsou stálejší podmínky než v České republice a jejich modifikace způsobená dalšími než měřenými proměnnými prostředí je proto menší. Informace o délce či šířce se oproti relativnímu biovolume navíc snáze získávají, protože není potřeba zjišťovat ostatní rozměry a dále ze zjištěných údajů dopočítávat objem. Ačkoli je v této práci velikost schránek přejímána z literatury podle hodnot uvedených k determinovaným druhům, což nesnižuje taxonomické zatížení při zpracování vzorků, myslím, že by do budoucna bylo možné měřit rozměry nalezených schránek přímo, neboť rozdíly velikosti v rámci životního cyklu jednotlivých druhů jsou postiženy akumulací schránek v sedimentu. Taxonomické studie často limitující kvalitu biomonitoringu, by při využití přímo měřených rozměrů (či z nich dopočteného biovolume) již nebyly zapotřebí. Vzrostla by tak i porovnatelnost výsledků jednotlivých terénních skupin.

Biovolume je ovšem pravděpodobně mezi regiony podobně variabilní jako druhové složení. V této studii jsem pozorovala odlišné biovolume společenstev České republiky a Norska, a

dokonce změnu aktuálních velikostí měřených schránek stejného druhu napříč regiony. Ani v tomto případě by tedy přímá porovnatelnost naměřených hodnot velikostí mezi regiony nebyla možná, dokud by další studium neodhalilo konkrétní faktory, které jejich změny indukují, a nebylo by tak možné z analýz odstínit proměnné, které nejsou předmětem monitoringu.

Ačkoli současné porozumění problematice biovolume prozatím jeho využití v biomonitoringu neumožňuje, do budoucna v něm vidím velký potenciál.

6. Literatura

- Abarca, N., Jahn, R., Zimmermann, J. & Enke, N. (2014): Does the cosmopolitan diatom *Gomphonema parvulum* Kützing have a biogeography? *PLoS ONE* 9:e86885. DOI: 10.1371/journal.pone.0086885
- Alles, E., Norpel, M. & Lange-Bertalot, H. (1991): Zur Systematik und Ökologie charakteristischer Eunotia-Arten (Bacillariophyceae) in elektrolytarmen Bachoberläufen. *Nova Hedwigia* 53, 171-213.
- 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* 23:158-167
- Anderson, M.J., Gorley, R.N. & Clarke, R.K. 2008. *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. PRIMER-E, Plymouth, UK, 214 pp.
- Atkinson, D., Ciotti, B.J. & Montagnes, D.J.S. (2003): Protists decrease in size linearly with temperature: *ca* 2,5% °C⁻¹ *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 270:2605-2611
- Battarbee, R.W., Jones, V.J., Flower, R.J., Cameron, R.G., Bennion, H., Carvalho, L. & Juggins, S. (2002): Diatoms. In Birks, H.J.B., Smol, J.P. & Last, W.M. (Eds). *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments. Vol.3: Terrestrial, Algal and Siliceous Indicators*. Kluwer Academic publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 155-202
- Behnke, A., Friedl, T., Chepurinov, V.A. & Mann, D.G. (2004): Reproductive compatibility and rDNA sequence analyses in the *Sellaphora pupula* species complex (Bacillariophyta). *Journal of Phycology* 40:193-208
- Bennion, H., Kelly, M.G., Juggins, S., Yallop, M., Burgess, A., Jamieson, J. & Krokowski, J. (2014): Assessment of ecological status in UK lakes using benthic diatoms. *Freshwater Science* 33:639-654
- Blanco, S. & Ector, L. (2009): Distribution, ecology and nuisance effects of the freshwater invasive diatom *Didymosphenia geminata* (Lyngbye) M. Schmidt: a literature review. *Nova Hedwigia* 88:347-422
- Blanco, S., Cejudo-Figueiras, C., Tudesque, L., Bécares, E., Hoffmann, L. & Ector, L. (2012): Are diatom diversity indices reliable monitoring metrics? *Hydrobiologia* 695:199-206
- Blanco, S., Cejudo-Figueiras, C., Alvarez-Blanco, I., van Don, E., Gross, E.M., Hansson, L.A., Irvine, K., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Moss, B., Noges, T., & Becares, E. (2014): Epiphytic diatoms along environmental gradients in Western European shallow lakes. *Clean-Soil Air Water* 42:229-235
- Borcard, D., Legendre, P. & Drapeau, P. (1992): Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73:1045-1055
- Bray, J.R. & Curtis, J.T. (1957): An ordination of the upland forest communities of southern wisconsin. *Ecological Monographs* 27:326-349.
- Cantonati, M. & Lowe, R.L. (2014): Lake benthic algae: toward an understanding of their ecology. *Freshwater Science* 33:475-486
- Cattaneo, A., Méthot, G., Pinel-Alloul, B., Niyonsenga, T., & Lapierre, L. (1995): Epiphyte size and taxonomy as biological indicators of ecological and toxicological factors in lake Saint-François (Québec). *Environmental Pollution* 87:357-372
- 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* 354:101-110

- Clarke, K.R. (1993): Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18:117-143.
- Clarke, K.R. & Gorley, R.N. (2006): *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E, Plymouth, UK, 190 pp.
- 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* 44:409-419
- Český hydrometeorologický ústav. Statistická data vyhledaná dne 2.7.2014. *Český hydrometeorologický ústav* [online]. [vid. 2014/02/07]. Dostupné z http://www.chmi.cz/portal/dt?portal_lang=cs&menu=JSPTabContainer/P1_0_Home
- Čížková, H., Květ, J., Comin, F.A., Laiho, R., Pokorný, J. & Pithart, D. (2013): Actual state of European wetlands and their possible future in the context of global climate change. *Aquatic Sciences* 75:3-26
- Delgado, C., Pardo, I. & Garcia, L. (2012): Diatom communities as indicators of ecological status in Mediterranean temporary streams (Balearic Islands, Spain). *Ecological Indicators* 15:131-139
- Denys, L. (2004): Relation of abundance-weighted averages of diatom indicator values to measured environmental conditions in standing freshwaters. *Ecological Indicators* 4:255-275
- Diatoms of the United States. [online]. Dostupné z westerndiatoms.colorado.edu.
- Enderlein, P. & Wahl, M. (2003): Dominance of blue mussels versus consumer-mediated enhancement of benthic diversity. *Journal of Sea Research* 51:145-155
- European Union (2000): Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy (WFD). *Official Journal of the European Communities* L327: 1–73.
- Evans, K., Chepurnov, V.A., Sluiman, H., Thomas, S.J., Spears, B.M. & Mann, D.G. (2009): Highly differentiated populations of the freshwater diatom *Sellaphora capitata* suggest limited dispersal and opportunities for allopatric speciation. *Protist* 160:386-396
- Fallu, M.A., Allaire, N. & Pienitz, R. (2002): Distribution of freshwater diatoms in 64 Labrador (Canada) lakes: species- environment relationships along latitudinal gradients and reconstruction models for water colour and alkalinity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59:329-349
- Farebrother, R.W. (1980): Pan's procedure for the tail probabilities of the Durbin-Watson statistic. *Applied Statistics* 29:224-227
- Felip, M. & Catalan, J. (2000): The relationship between phytoplankton biovolume and chlorophyll in a deep oligotrophic lake: decoupling in their spatial and temporal maxima. *Journal of Plankton Research* 22:91-105
- Finlay, B.J. (2002): Global dispersal of free-living microbial eukaryote species. *Science* 296:1061–1063
- Finlay, B.J., Monaghan, E.B. & Maberly, S.C. (2002): Hypothesis: the rate and scale of dispersal of freshwater diatom species is a function of their global abundance. *Protist* 153:261-273
- Finlay, B.J. & Fenchel, T. (2004): Cosmopolitan metapopulations of free-living microbial eukaryotes. *Protist* 155:237-244

- Flower, R.J., Kernan, M., Noon, P.E., & Jones, V.J. (2012): On the factors affecting distributions of freshwater diatom species in a remote South Atlantic archipelago. *European Journal of Phycology* 47:291-309
- Foissner, W. (2006): Biogeography and dispersal of micro-organisms: a review emphasizing protists. *Acta Protozoologica* 45:111-136.
- Foissner, W. (2008): Protist diversity and distribution: some basic considerations. *Biodiversity and Conservation* 17:235-242
- Fránková, M., Bojková, J., Poulíčková, A. & Hájek, M. (2009): The structure and species richness of the diatom assemblages of the Western Carpathian spring fens along the gradient of mineral richness. *Fottea* 9:355-368
- Fritz, S.C., Juggins, S., Battarbee, R.W. & Engstrom, D.R. (1991): Reconstruction of past changes in salinity and climate using a diatom-based transfer function. *Nature* 352:706-708
- Håkanson, L. & Boulion, V. (2003): A model to predict how individual factors influence Secchi depth variations among and within lakes. *International Review of Hydrobiology* 88:212-232
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. (2001): PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4:1-9
- Harper, D.A.T. (1999): *Numerical Paleobiology: Computer-Based Modelling and Analysis of Fossils and their Distributions*. John Wiley & Sons, Chichester, 468 pp.
- Hein, M., Pedersen, M.F. & Sand-Jensen, K. (1995): Size-dependent nitrogen uptake in micro- and macroalgae. *Marine Ecology Progress Series* 118:247-253
- Heino, J. & Soininen, J. (2006): Regional occupancy in unicellular eucaryotes: a reflection of niche breadth, habitat availability or size-related dispersal capacity? *Freshwater Biology* 51:672-685
- Heino, J. & Soininen, J. (2010): Are common species sufficient in describing turnover in aquatic metacommunities along environmental and spatial gradients? *Limnology and Oceanography* 55:2397-2402
- Hill, W.L., Rinchar, J., & Czesny, S. (2011): Light, nutrients and the fatty acid composition of stream periphyton. *Freshwater Biology* 56:1825-1836
- Hillebrand, H. (2011): Temperature mediates competitive exclusion and diversity in benthic microalgae under different N:P stoichiometry. *Ecological Research* 26:533-539
- Hillebrand, H. & Azovsky, A.I. (2001): Body size determines the strength of the latitudinal diversity gradient. *Ecography* 24:251-256
- Hindák, F., Cyrus, Z., Marvan, P., Javornický, P., Komárek, J., Ettl, H., Rosa, K., Sládečková, A., Popovský, J., Punčochářová, M. & Lhotský, O. (1978): *Sladkovodné riasy*. Slovenské pedagogické nakladateľstvi, Bratislava, 728 pp.
- Hubbell, S.P. (2001): *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press, Princeton, 448 pp.
- Hutchinson, G.E. (1957): Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22:415-427.
- Irwin, J.A., Finkel, Z. V., Schofield, O.M.E. & Falkowski, P.G. (2006): Scaling-up from nutrient physiology to the size-structure of phytoplankton communities. *Journal of Plankton Research* 28:459-471.

- Kahlert, M. & Gottschalk, S. (2014): Differences in benthic diatom assemblages between streams and lakes in Sweden and implications for ecological assessment. *Freshwater Science* 33:655-669
- Karst-Riddoch, T.L., Malmquist, H.J., & Smol, J.P. (2009): Relationships between freshwater sedimentary diatoms and environmental variables in Subarctic Icelandic lakes. *Fundamental and Applied Limnology* 175:1-28
- Kelly, M.G., Gomez-Rodriguez, C., Kahlert, M., Almeida, S.P.F., Bennett, C., Bottin, M., Delmas, F., Dorflinger, G., Kennedy, B., Marvan, P., Opatrilova, L., Pardo, I., Pfister, P., Rosebery, J., Schneider, S. & Vilbaste S. (2012): Establishing expectations for pan-European diatom based ecological status assessments. *Ecological Indicators* 20:177-186
- Kelly, M., Urbanic, G., Acs, E., Bennion, H., Bertrin, V., Burgess, A., Denys, L., Gottschalk, S., Kahlert, M., Karjalainen, S.M., Kennedy, B., Kosi, G., Marchetto, A., Morin, S., Picinska-Faltynowicz, J., Poikane, S., Rosebery, J., Schoenfelder, I., Schoenfelder, J. & Varbiro, G. (2014): Comparing aspirations: intercalibration of ecological status concepts across European lakes for littoral diatoms. *Hydrobiologia* 734:125-141
- Krammer, K. (2000): Diatoms of Europe: Diatoms of the European inland waters and comparable habitats, Vol.1. The genus *Pinnularia*. Gantner Verlag, Ruggell, 703 pp.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1986): Bacillariophyceae, 1. Teil: Naviculaceae. In Ettl H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Eds.) Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/1. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, pp. 1-876
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1988): Bacillariophyceae, 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In Ettl H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Eds.) Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/2. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, pp. 1-596
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1991a): Bacillariophyceae, 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In Ettl H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Eds.) Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/3. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, pp. 1-576
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1991b): Bacillariophyceae, 4. Teil: Achnanthaceae, Kritische Ergänzungen zu *Navicula* (Lineolatae) und *Gomphonema*. Gesamtliteraturverzeichnis Teil 1-4. In Ettl H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Eds.) Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/4. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, pp. 1-436
- Krammer, K. (1997a): Die cymbelloiden Diatomeen, Teil 1. *Bibliotheca Diatomologica*, J. Cramer, Berlin-Stuttgart 36:1-382
- Krammer, K. (1997b): Die cymbelloiden Diatomeen, Teil 2. *Bibliotheca Diatomologica*, J. Cramer, Berlin-Stuttgart 37: 1-469
- Kruskal, J.B. (1964): Multidimensional-scaling by optimising goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika* 29:1-27
- Křisa, B. & Prášil, K. (1994): *Sběr, preparace a konzervace rostlinného materiálu*. Přírodovědecká fakulta UK, Praha
- Kumar, M.S.R., Ramaiah, N. & Tang, D.L. (2009): Morphometry and cell volumes of diatoms from tropical estuary of India. *Indian Journal of Marine Sciences* 38:160-165
- Kupe, L., Schanz, F. & Bachofen, R. (2008): Biodiversity in the benthic diatom community in the upper river toss reflected in water quality indices. *Clean-Soil Air Water* 36:84-91
- Lange-Bertalot, H. & Moser, G. (1994): BRACHYSIRA Monographie der Gattungen. *Bibliotheca Diatomologica* J. Cramer, Berlin-Stuttgart 29: 212 pp.

- Lange-Bertalot, H. (2001): Diatoms of Europe: Diatoms of the European inland waters and comparable habitats, Vol.2. *Navicula sensu stricto*, 10 genera separated from *Navicula sensu lato*, *Frustulia*. Gantner Verlag, Ruggell, 526 pp.
- Lange-Bertalot, H., Bak, M., Witkowski, A. & Tagliaventi, N. (2011): Diatoms of Europe: Diatoms of the European inland waters and comparable habitats, Vol. 6. *Eunotia* and some related genera. Gantner Verlag, Ruggell, 747 pp.
- Lavoie, I., Vincent, W.F., Pienitz, R. & Painchaud, J. (2004): Benthic algae as bioindicators of agricultural pollution in the streams and rivers of southern Québec (Canada). *Aquatic Ecosystem Health and Management* 7:43-58
- Lavoie, I., Campeau, S., Fallu, M.A. & Dillon, P.J. (2006): Diatoms and biomonitoring: should cell size be accounted for? *Hydrobiologia* 573:1-16
- Lavoie, I., Lento, J. & Morin, A. (2010): Inadequacy of size distributions of stream benthic diatoms for environmental monitoring. *Journal of the North American Benthological Society* 29:286-601
- Lavoie, I., Campeau, S., Zugic-Drakulic, N., Winter, J.G. & Fortin, C. (2014): Using diatoms to monitor stream biological integrity in Eastern Canada: An overview of 10 years of index development and ongoing challenges. *Science of the total environment* 475:187-200
- Legendre, P. & Legendre, L. (1998): *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam, 853 pp.
- Leira, M. & Sabater, S. (2005): Diatom assemblages distribution in catalan rivers, NE Spain, in relation to chemical and geographical factors. *Water Research* 39:73-82.
- Mann, C.R. (1972): A review of the branching of the Gulf Stream System. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh, Section B. Biology* 72:341-349
- Mann, D.G., McDonald, S.M., Bayer, M.M., Droop, J.M., Chepurnov, V.A., Loke, R.E., Ciobanu, A. & Du Buf, H. (2004): The *Sellaphora pupula* species complex (Bacillariophyceae): morphometric analysis, ultrastructure and mating data provide evidence for five new species. *Phycologia* 43:459-482
- Mapy Google [online]. Dostupné z <https://www.google.cz/maps>
- McCabe, S.K. & Cyr, H. (2006): Environmental variability influences the structure of benthic algal communities in an oligotrophic lake. *Oikos* 115:197-206
- McCune, B. & Grace, J.B (2002): *Analysis of ecological communities*. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA, 300 pp.
- Meteorologisk Institutt. Statistická data vyhledaná dne 2.7.2014. *Meteorologisk Institutt* [online]. [vid 2014/02/07]. Dostupné z www.met.no
- Montagnes, D.J.S., Berges, J.A., Harrison P.J. & Taylor F.J.R. (1994): Estimating carbon nitrogen protein and chlorophyll *a* from volume in marine phytoplankton. *Limnology and Oceanography* 39: 1044-1060.
- Moravcová, A., Rauch, O., Lukavský, J. & Nedbalová, L. (2013): The response of epilithic diatom assemblages to sewage pollution in mountain streams of the Czech Republic. *Plant Ecology and Evolution* 146:153-166
- Morin, S., Coste, M. & Delmas, F. (2008): A comparison of specific growth rates of periphytic diatoms of varying cell size under laboratory and field conditions. *Hydrobiologia* 614:285-297
- Mou, D. & Stoermer, E.F. (1992): Separating *Tabellaria* (Bacillariophyceae) shape groups based on Fourier descriptors. *Journal of Phycology* 28:386-395

- Neustupa, J., Černá, K. & Šťastný, J. (2012): Spatio-temporal community structure of peat bog benthic desmids on a microscale. *Aquatic Ecology* 46:229-239
- Neustupa, J., Veselá, J. & Šťastný, J. (2013): Differential cell size structure of desmids and diatoms in the phytobenthos of peatlands. *Hydrobiologia* 709:159-171
- Norwegian Meteorological Institute. Statistická data vyhledaná dne 2.7.2014. *Norwegian Meteorological Institute* [online]. [vid. 2014/02/07]. Dostupné z www.eklima.met.no
- Pandey, L.K., Kumar, D., Yadav, A., Rai, J. & Gaur, J.P. (2014): Morphological abnormalities in periphytic diatoms as a tool for biomonitoring of heavy metal pollution in a river. *Ecological Indicators* 36:272-279
- Passy, S. (2007): Differential cell size optimization strategies produce distinct diatom richness-body size relationships in stream benthos and plankton. *Journal of Ecology* 95:745-754
- Passy, S. (2008): Species size and distribution jointly and differentially determine diatom densities in U.S. streams. *Ecology* 89:475-484
- Phycology Section Taxonomic Systems. *The Academy of Natural Sciences of Drexel University* [online]. Dostupné z <http://diatom.ansp.org/taxaservice/ShowTaxonomyAll.ashx>
- Pillsbury, R.W., Lowe, R.L., Pan Dong., Y. & Greenwood, J.L. (2002): Changes in the benthic algal community and nutrient limitation in Saginaw Bay, Lake Huron, during the invasion of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). *Journal of the North American Benthological Society* 21:238-252
- Pither, J. & Aarssen, L.W. (2005): The evolutionary species pool hypothesis and patterns of freshwater diatom diversity along a pH gradient. *Journal of biogeography* 32:503-513
- Porter, S.D., Mueller, D.K., Spahr, N.E., Munn, M.D. & Dubrovsky, N.M. (2008): Efficacy of algal metrics for assessing nutrient and organic enrichment in flowing waters. *Freshwater Biology* 53:1036-1054
- Potapova, M. & Charles, D.F. (2002): Benthic diatoms in USA rivers: distributions along spatial and environmental gradients. *Journal of Biogeography* 29:167-187
- Potapova, M. & Charles, D.F. (2003): Distribution of benthic diatoms in U.S. rivers in relation to conductivity and ionic composition. *Freshwater biology* 48:1311-1328
- Potapova, M.G., Charles, D.F., Ponader, K.C. & Winter, D.M. (2004): Quantifying species indicator values for trophic diatom indices: a comparison of approaches. *Hydrobiologia* 517:24-41
- Potapova, M. & Hamilton, P.B. (2007): Morphological and ecological variation within the *Achnantheidium minutissimum* (Bacillariophyceae) species complex. *Journal of Phycology* 43:561-575
- Pouličková A. (2011): *Základy ekologie sinic a řas*. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc, 91 pp.
- Pouličková, A., Duchoslav, M., & Dokulil, M. (2004): Littoral diatom assemblages as bioindicators of lake trophic status: A case study from perialpine lakes in Austria. *European Journal of Phycology* 39:143-152
- Pouličková, A., Neustupa, J., Špačková, J. & Škaloud, P. (2009): Distribution of epipelagic diatoms in artificial fishponds along environmental and spatial gradients. *Hydrobiologia* 624:81-90
- Pouličková, A., Veselá, J., Neustupa, J. & Škaloud, P. (2010): Pseudocryptic diversity versus cosmopolitanism in diatoms: A case study on *Navicula cryptocephala* Kütz. (Bacillariophyceae) and morphologically similar taxa. *Protist* 161:353-369

Pouličková, A., Bergová, K., Hnilica, R. & Neustupa, J. (2013): Epibryic diatoms from ombrotrophic mires: diversity, gradients and indicating options. *Nova Hedwigia* 96:351-365

Project ADIAC. Automatic Diatom Identification And Classification. [online]. Dostupné z <http://rbg-web2.rbge.org.uk/ADIAC/adiac.html>

Reavie, E.D., Jicha, T.M., Angradi, T.M., Bolgrien, D.W. & Hill, B.H. (2010): Algal assemblages for large river monitoring: Comparison among biovolume, absolute and relative abundance metrics. *Ecological Indicators* 10:167-177

Ribeiro, L., Brotas, V., Rince, Y. & Jesus, B. (2013): Structure and diversity of intertidal benthic diatom assemblages in contrasting shores: A case study from the Tagus estuary. *Journal of Phycology* 49:258-270

Round, F.E., Crawford, R.M. & Mann, D.G. (1990): *The Diatoms: Biology and Morphology of the Genera*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 758 pp.

Rousseeuw, P.J. & Van Driessen, K. (1999): Computing LTS regression for large data sets. *Data Mining and Knowledge Discovery* 12:29-45

Ruger, T. & Sommer, U. (2012): Warming does not always benefit the small – Results from a plankton experiment. *Aquatic Botany* 97:64-68

Rumrich, U., Lange-Bertalot, H. & Rumrich, M. (2000): Diatomeen der Anden. Von Venezuela bis Patagonien/Feuerland. Und zwei weitere Beiträge. In Lange-Bertalot, H. (Eds.): *Iconographia Diatomologica*, Annotated Diatom Monographs. Gantner Verlag, Rugell, pp. 1-672

Shannon, C.E. & Weaver, W. (1949): *The mathematical theory of communication*. The University of Illinois Press, Urbana, 125pp.

Sharifi, M. & Ghafori, M. (2005): Effects of added nutrients on dry mass, AFDM, chlorophyll *a* and biovolume of periphyton algae in artificial streams. *Iranian Journal of Science and Technology Transaction A – Science* 29:29-38

Schneider, S.C., Kahlert, M. & Kelly, M.G. (2013): Interactions between pH and nutrients on benthic algae in streams and consequences for ecological status consequences and species richness patterns. *Science of the Total Environment* 444:73-84

Schowe, K.A., Harding, J.S. & Broady, P.A. (2013): Diatom community response to an acid mine drainage gradient. *Hydrobiologia* 705:147-158

Siver, P.A. & Baskette, G. (2004). Morphological examination of Frustulia (Bacillariophyceae) from the Ocala National Forest, Florida, USA. *Canadian Journal of Botany* 82:629-644

Smol, J.P. (1992): Paleolimnology: an important tool for effective ecosystem management. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 1:49-58

Snoeijs, P., Busse, S. & Potapova M.G. (2002): The importance of diatom cell size in community analysis. *Journal of Phycology* 38:265-272

Soininen, J. (2004): Determinants of benthic diatom community structure in boreal streams: the role of environmental and spatial factors at different scales. *International Review of Hydrobiology* 89:139-150

Soininen, J. (2007): Environmental and spatial control of freshwater diatoms - a review. *Diatom Research* 22:473-490.

Soininen, J., Paavola, R. & Muotka, T.(2004): Benthic diatom communities in boreal streams: community structure in relation to environmental and spatial gradients. *Ecography* 27:330-342

- Soininen, J. & Kokocinski, M. (2006): Regional diatom body size distribution in streams: Does size vary along environmental, spatial and diversity gradients? *Ecoscience* 13:271-274
- Souffreau, C., Vanormelingen, P., Van de Vijver, B., Isheva, T., Verleyen, E., Sabbe, K. & Vyverman, W. (2013): Molecular evidence for distinct Antarctic lineages in the cosmopolitan terrestrial diatoms *Pinnularia borealis* and *Hantzschia amphioxys*. *Protist* 164:101-115
- Spaulding, S.A., Kociolek, J.P. & Wong., D. (1999): A taxonomic and systematic revision of the genus *Muelleria* (Bacillariophyta). *Phycologia* 38:314-341
- Staehr, P.A. & Birkeland, M.J. (2006): Temperature acclimation of growth, photosynthesis and respiration in two mesophilic phytoplankton species. *Phycologia* 45:648-656
- Sun, J. & Liu, D. (2003): Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 25:1331-1346
- Svoboda, P., Kulichová, J. & Šťastný, J. (2014): Spatial and temporal community structure of desmids on a small spatial scale. *Hydrobiologia* 722:291-303
- ter Braak, C.J.F. (1987): *Unimodal models to relate species to environment*. Unpublished PhD thesis, University of Wageningen, 152 pp.
- Theriot, E. & Ladewski, T.B. (1986): Morphometric analysis of shape of species from the neotype of *Tabellaria flocculosa* (Bacillariophyceae). *American Journal of Botany* 73:224-229
- USGS and the Patrick Center: Algal Biovolumes for USGS NAWQA samples. *The Academy of Natural Sciences of Drexel University* [online]. Dostupné z <http://diatom.ansp.org/nawqa/biovol2001.aspx>
- Vanormelingen, P., Chepurinov, V.A., Mann, D.G. & Vyverman, W. (2007): Genetic divergence and reproductive barriers among morphologically heterogeneous sympatric clones of *Eunotia bilunaris* sensu lato (Bacillariophyta). *Protist* 159:73-90
- Vanormelingen, P., Verleyen, E. & Vyverman, W. (2008): The diversity and distribution of diatoms: from cosmopolitanism to narrow endemism. *Biodiversity and Conservation* 17:393-405
- Verleyen, E., Vyverman, W., Sterken, M., Hodgson, D.A., De Wever, A., Juggins, S., Van de Vijver, B., Jones, V.J., Vanormelingen, P., Roberts, D., Flower, R., Kilroy, C., Souffreau, C. & Sabbe, K. (2009): The importance of dispersal related and local factors in shaping the taxonomic structure of diatom metacommunities. *Oikos* 118:1239-1249
- Veselá, J. & Johansen, J.R. (2009): The diatom flora of ephemeral headwater streams in the Elbsandsteingebirge region of the Czech Republic. *Diatom Research* 24:443-477
- Veselá, J., Urbánková, P., Černá, K. & Neustupa, J. (2012): Ecological variation within traditional diatom morphospecies: diversity of *Frustulia rhomboides* sensu lato (Bacillariophyceae) in European freshwater habitats. *Phycologia* 51:552-561
- Vogt, R.J., Beisner, B.E. & Prairie, Y.T. (2010). Functional diversity is positively associated with biomass for lake diatoms. *Freshwater Biology* 55:1636-1646
- WeatherOnline Ltd. - Meteorological Services [online]. Dostupné z www.weatheronline.cz
- Wunsam, S., Cattaneo, A. & Bourassa, N. (2002): Comparing diatom species, genera and size in biomonitoring: a case study from streams in the Laurentians (Québec, Canada). *Freshwater Biology* 47:325-340.

7. Příloha č. 1 – informace o odběrových místech

ČESKÁ REPUBLIKA						
název lokality	pH	konduktivita [$\mu\text{S}/\text{cm}^2$]	Velikost ¹	typ habitatu ²	E	N
Černé jezero 1	4,76	20	4	1	13,18628	49,18086
Černé jezero 2	4,63	20	4	1	13,18345	49,18122
Regent	7,9	210	4	3	12,43363	49,55133
Dolní Rybník	6,80	233	3	3	12,44151	49,54464
Kladská KRCZ1	6,30	74	3	3	12,67505	50,02904
Kladská KRCZ2	6,10	69	3	3	12,67491	50,02911
Hůrky 1	6,35	84	3	3	13,18486	49,8859
Hůrky 2	6,35	84	3	3	13,18545	49,88629
Nový rybník 1	7,50	520	3	3	15,01199	50,30046
Nový rybník 1	7,50	521	3	3	15,01318	50,30104
Čertovo jezero 1	4,35	22	3	1	13,20006	49,16516
Čertovo jezero 2	4,47	22	3	1	13,19817	49,16637
Tetřeví louka 1	4,98	50	1	2	15,30481	50,84564
Tetřeví louka 2	5,50	7	1	2	15,30374	50,84557
Klugeho louka prameniště	4,18	30	1	2	15,33614	50,82876
Klugeho louka levá	4,56	30	1	2	15,33635	50,82919
Klugeho louka pravá	4,17	38	1	2	15,33676	50,82805
Černý rybník 1	5,57	70	2	2	14,84213	50,6887
Černý rybník 2	5,37	48	2	2	14,84235	50,68888
Černý rybník 3	5,47	87	2	2	14,84129	50,69009
V Bahnách 1	6,78	204	1	2	13,85856	50,1742
V Bahnách 2	4,85	161	1	2	13,85987	50,17437
Břehyně 1	4,70	65	1	2	14,71668	50,58341
Břehyně "secret site"	6,10	69	1	2	14,70004	50,58355
Kamenný rybník 1	6,30	211	3	3	13,38119	49,78918
Kamenný rybník 2	6,14	199	3	3	13,37983	49,79114
Bucek 1	8,21	500	4	3	13,84723	50,17403
Bucek 2	8,13	502	4	3	13,84357	50,17624
Kladský rybník 1	5,95	47	4	3	12,40257	50,13233
Kladský rybník 2	5,83	46	4	3	12,40394	50,13956
Kladská - malý rybník 1	6,54	69	2	3	12,67092	50,02455
Kladská - malý rybník 2	6,40	69	2	3	12,67067	50,02422

NORSKO						
název lokality	pH	Konduktivita [$\mu\text{S}/\text{cm}^2$]	Velikost ¹	typ habitatu ²	E	N
Grimevatnet 1	6,1	34	4	1	5,433295	60,35143
Grimevatnet 2	6,1	34	4	1	5,433474	60,3513
jezírko v Hisdalen 1	6,32	64	2	1	5,326028	60,24481
jezírko v Hisdalen 2	6,44	50	1	1	5,324372	60,24649
Husavatnet 1	5,44	39	3	1	5,517106	60,52451
Husavatnet 2	6,14	49	3	1	5,518376	60,52464
Barsvatnet 1	5,7	39	3	1	5,525381	60,526
Barsvatnet 2	5,7	39	2	1	5,525893	60,52582
bezejmenné jezírko 1	4,6	18	2	1	5,565315	60,57292
bezejmenné jezírko 2	4,42	23	2	1	5,56553	60,57291
Gangstotejrn 1	4,56	24	3	1	5,582556	60,57759
Gangstotjern 2	4,84	25	3	1	5,582985	60,57739
Herlandsvatnet 1	5,65	24	4	1	5,530188	60,58386
Herlandsvatnet 2	5,49	25	4	1	5,529845	60,58409
Osvatnet 1	4,62	19	4	1	5,595428	60,61348
Osvatnet 2	4,9	19	4	1	5,595647	60,61345
Lotveitvatnet 1	5,39	22	4	1	5,578927	60,57119
Lotveitvatnet 2	5,39	22	4	1	5,579152	60,57104
Tjorna 1	4,98	37	4	1	5,387341	60,59501
Tjorna 2	4,98	37	4	1	5,387234	60,59531
bezejmenné u Fridalsvatnet 1	5,5	9	1	1	5,744074	60,99698
bezejmenné u Fridalsvatnet 2	5,5	9	1	1	5,743892	60,99704
Matresvatnet 1	4,5	20	3	1	5,581725	60,88726
Matresvatnet 2	4,76	30	3	1	5,582749	60,88734
jezírko v Knarvik 1	6,01	66	3	1	5,295737	60,54549
jezírko v Knarvik 2	6,01	66	3	1	5,295291	60,54567
Kolavatnet 1	5,75	52	3	1	5,071518	60,33026
Kolavatnet 2	5,83	50	3	1	5,072813	60,33104
Gardstjorna 1	6	180	3	1	5,073761	60,32262
Gardstjorna 2	5,89	66	3	1	5,073804	60,323
rybníček v parku Bergen 1	6,2	117	2	3	5,32447	60,38614
rybníček v parku Bergen 2	6,2	117	2	3	5,324693	60,38602
bezejmenné rašeliniště 1	5,33	32	1	2	5,56456	60,57217
bezejmenné rašeliniště 2	7,1	29	1	2	5,564328	60,57165
bezejmenné rašeliniště THS13	4,85	21	1	2	5,57515	60,56646
bezejmenné rašeliniště THS13B	4,96	22	1	2	5,5762	60,5659

¹⁾ velikost lokality (spojnice nejvzdálenějších bodů břehu): 1 = pod 10m; 2 = 10 - 100m; 3 = 100 - 500m; 4 = nad 500

²⁾ typ habitatu: 1 = jezero; 2 = rašeliniště; 3 = rybník

8. Příloha č. 2 – druhový seznam

tradiční druhové jméno:	určeno podle ¹ :	taxonomicky aktuální druhové jméno:	biovolume [µm ³]
<i>Achnanthes bioretii</i>	SWF	<i>Achnantheidium bioretii</i>	275,81
<i>Achnanthes Clevei</i>	SWF	<i>karayevia clevei</i>	217,50
<i>Achnanthes curtissima</i>	SWF	<i>Psammothidium curtissimum</i>	40,07
<i>Achnanthes delicatula</i> ssp. <i>hauckiana</i>	SWF	<i>Achnanthes delicatula</i> subsp. <i>hauckiana</i>	114,00
<i>Achnanthes didyma</i>	SWF	<i>Achnanthes didyma</i>	23,23
<i>Achnanthes exigua</i>	SWF	<i>Achnanthes exigua</i>	332,33
<i>Achnanthes helvetica</i>	SWF	<i>Achnantheidium helveticum</i>	201,95
<i>Achnanthes hungarica</i>	SWF	<i>Lemnicola hungarica</i>	145,26
<i>Achnanthes kriegeri</i>	SWF	<i>Achnantheidium kriegeri</i>	31,16
<i>Achnanthes lapidosa</i>	SWF	<i>Achnantheidium lapidosum</i>	190,49
<i>Achnanthes laterostrata</i>	SWF	<i>Karayevia laterostrata</i>	552,00
<i>Achnanthes minutissima</i>	SWF	<i>Achnantheidium minutissimum</i>	46,48
<i>Achnanthes oblongella</i>	SWF	<i>Psammothidium oblongellum</i>	73,26
<i>Achnanthes rossii</i>	SWF	<i>Psammothidium rossii</i>	75,45
<i>Achnanthes rupestoides</i>	SWF	<i>Achnanthes rupestoides</i>	305,04
<i>Achnanthes ventralis</i>	SWF	<i>Achnanthes ventralis</i>	94,50
<i>Amphora lybica</i>	SWF	<i>Amphora lybica</i>	7350,00
<i>Amphora pediculus</i>	SWF	<i>Amphora pediculus</i>	17,25
<i>Amphora veneta</i>	SWF	<i>Halamphora veneta</i>	2234,38
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i>	SWF	<i>Anomoeoneis sphaerophora</i>	37713,60
<i>Brachysira brebissoni</i>	BD	<i>Brachysira brebissoni</i>	501,60
<i>Brachysira neoexilis</i>	BD	<i>Brachysira neoexilis</i>	180,00
<i>Brachysira serians</i>	BD	<i>Brachysira serians</i>	6975,00
<i>Brachysira styriaca</i>	BD	<i>Brachysira styriaca</i>	624,00
<i>Caloneis bacillum</i>	SWF	<i>Caloneis bacillum</i>	511,88
<i>Caloneis silicula</i>	SWF	<i>Caloneis silicula</i>	4156,25
<i>Cavinula variostrata</i>	SWF	<i>Cavinula variostrata</i>	868,41
<i>Cavinula vincentii</i>	WD	<i>Cavinula vincentii</i>	870,77
<i>Cocconeis placentula</i>	SWF	<i>Cocconeis placentula</i>	15900,96
<i>Craticula ambigua</i>	DoE	<i>Craticula ambigua</i>	1267,25
<i>Craticula buderi</i>	DoE	<i>Craticula buderi</i>	243,75
<i>Cymatopleura elliptica</i>	SWF	<i>Cymatopleura elliptica</i>	141390,00
<i>Cymatopleura solea</i>	SWF	<i>Cymatopleura solea</i>	43749,06
<i>Cymbella aspera</i>	SWF	<i>Cymbella aspera</i>	22780,00
<i>Cymbella elginensis</i>	SWF	<i>Encyonema elginense</i>	2739,00
<i>Cymbella falaisensis</i>	SWF	<i>Cymbella falaisensis</i>	250,00
<i>Cymbella gracilis</i>	SWF	<i>Encyonema gracile</i>	399,94
<i>Cymbella hebridica</i>	SWF	<i>Encyonema hebridicum</i>	2612,50
<i>Cymbella helvetica</i>	SWF	<i>Cymbella helvetica</i>	2520,00
<i>Cymbella mesiana</i>	SWF	<i>Encyonema mesianum</i>	1725,00
<i>Cymbella minuta</i>	SWF	<i>Encyonema minutum</i>	371,96
<i>Cymbella minuta</i> var. <i>silesiaca</i>	BD	<i>Encyonema silesiacum</i>	1309,75
<i>Cymbella norvegica</i> var. <i>lapponica</i>	SWF	<i>Encyonema norvegica</i> var. <i>lapponica</i>	1215,00
<i>Cymbella subaequalis</i>	SWF	<i>Cymbopleura subaequalis</i>	1530,00
<i>cymbella subhelvetica</i>	DoE	<i>Cymbella subhelvetica</i>	417,50
<i>Cymbopleura naviculiformis</i>	DoE	<i>Cymbopleura naviculiformis</i>	2090,00
<i>Denticula elegans</i>	SWF	<i>Denticula elegans</i>	1068,01
<i>Denticula tenuis</i>	SWF	<i>Denticula tenuis</i>	495,00
<i>Diatoma moniliformis</i>	SWF	<i>Diatoma moniliformis</i>	199,00
<i>Diatoma vulgaris</i>	SWF	<i>Diatoma vulgaris</i>	2334,38
<i>Diploneis oblongella</i>	SWF	<i>Diploneis oblongella</i>	931,20
<i>Diploneis oculata</i>	SWF	<i>Diploneis oculata</i>	489,83
<i>Diploneis pseudovalis</i>	SWF	<i>Diploneis pseudovalis</i>	1626,45
<i>Epithemia sores</i>	SWF	<i>Epithemia sores</i>	2632,50
<i>Eunotia arculus</i>	SWF	<i>Eunotia arculus</i>	336,00
<i>Eunotia arcus</i>	SWF	<i>Eunotia arcus</i>	1444,50
<i>Eunotia bactriana</i>	SWF	<i>Eunotia bactriana</i>	446,25
<i>Eunotia bilunaris</i>	DoE	<i>Eunotia bilunaris</i>	669,38
<i>Eunotia circumborealis</i>	SWF	<i>Eunotia circumborealis</i>	1218,00
<i>Eunotia denticulata</i>	SWF	<i>Eunotia denticulata</i>	1050,00

¹ **SWF** = Krammer & Lange-Bertalot 1986, 1988, 1991a, b; **DoE** = Krammer 2000, Lange-Bertalot 2001, Lange-Bertalot et al. 2011; **WD** = westerndiatoms.colorado.edu; **BD** = Lange-Bertalot & Moser 1994, Krammer 1997a, b

tradiční druhové jméno:	určeno podle ³ :	taxonomicky aktuální druhové jméno:	biovolume [µm ³]
<i>Eunotia diodon</i>	SWF	<i>Eunotia diodon</i>	1781,25
<i>Eunotia exigua</i>	SWF	<i>Eunotia exigua</i>	365,63
<i>Eunotia exigua</i> var. <i>tridentula</i>	SWF	<i>Eunotia exigua</i> var. <i>tridentula</i>	365,63
<i>Eunotia faba</i>	SWF	<i>Eunotia faba</i>	2660,00
<i>Eunotia flexuosa</i>	DoE	<i>Eunotia flexuosa</i>	10637,50
<i>Eunotia hemicyclus</i>	SWF	<i>Eunotia hemicyclus</i>	382,50
<i>Eunotia implicata</i>	SWF	<i>Eunotia implicata</i>	472,50
<i>Eunotia incisa</i>	SWF	<i>Eunotia incisa</i>	405,00
<i>Eunotia minor</i>	SWF	<i>Eunotia minor</i>	1000,00
<i>Eunotia monodon</i> var. <i>Monodon</i>	SWF	<i>Eunotia monodon</i> var. <i>monodon</i>	21040,74
<i>Eunotia muscicola</i>	SWF	<i>Eunotia muscicola</i>	287,00
<i>Eunotia naegeli</i>	SWF	<i>Eunotia naegeli</i>	206,25
<i>Eunotia nymanniana</i>	SWF	<i>Eunotia nymanniana</i>	365,63
<i>Eunotia paludosa</i>	SWF	<i>Eunotia exigua</i>	297,00
<i>Eunotia pectinalis</i>	SWF	<i>Eunotia pectinalis</i>	2105,43
<i>Eunotia praerupta</i>	SWF	<i>Eunotia praerupta</i>	5775,00
<i>Eunotia rhynchocephala</i>	SWF	<i>Eunotia rhynchocephala</i>	365,63
<i>Eunotia septentrionalis</i>	SWF	<i>Eunotia septentrionalis</i>	2548,13
<i>Eunotia serra</i>	SWF	<i>Eunotia serra</i>	14480,00
<i>Eunotia soleirolii</i>	DoE	<i>Eunotia soleirolii</i>	7312,50
<i>Eunotia steineckii</i>	SWF	<i>Eunotia steineckei</i>	365,63
<i>Eunotia tenella</i>	DoE	<i>Eunotia tenella</i>	196,88
<i>Eunotia triodon</i>	DoE	<i>Eunotia triodon</i>	17718,75
<i>Fragilaria brevistriata</i>	SWF	<i>Fragilaria brevistriata</i>	672,75
<i>Fragilaria capucina</i>	SWF	<i>Fragilaria capucina</i>	467,50
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>gracilis</i>	SWF	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>gracilis</i>	240,63
<i>Fragilaria constricta</i>	SWF	<i>Fragilaria constricta</i>	1547,00
<i>Fragilaria construens</i> f. <i>bidonidis</i>	SWF	<i>Neidiomorpha binodis</i>	755,79
<i>Fragilaria construens</i> f. <i>ventner</i>	SWF	<i>Stausosira venter</i>	755,79
<i>Fragilaria elliptica</i>	SWF	<i>Pseudostaurosira elliptica</i>	42,90
<i>Fragilaria exigua</i>	SWF	<i>Fragilariforma virescens</i>	150,00
<i>Fragilaria incognita</i>	SWF	<i>Fragilaria incognita</i>	126,90
<i>Fragilaria lapponica</i>	SWF	<i>Stausosirella lapponica</i>	225,00
<i>Fragilaria lata</i>	SWF	<i>Fragilaria lata</i>	380,25
<i>Fragilaria neoproducta</i>	SWF	<i>Fragilariforma neoproducta</i>	276,25
<i>Fragilaria parasitica</i> var. <i>subconstricta</i>	SWF	<i>Fragilaria parasitica</i> var. <i>subconstricta</i>	140,00
<i>Fragilaria pinnata</i>	SWF	<i>Stausosirella pinnata</i>	912,75
<i>Fragilaria tenera</i>	SWF	<i>Fragilaria tenera</i>	243,75
<i>Fragilaria ulna</i>	SWF	<i>Ulnaria ulna</i>	4937,63
<i>Fragilaria virescens</i>	SWF	<i>Fragilariforma virescens</i>	1300,00
<i>Frustulia crassinervia</i>	DoE	<i>Frustulia crassinervia</i>	2178,13
<i>Frustulia saxonica</i> morphotyp 1	DoE	<i>Frustulia saxonica</i> morphotyp 1	7012,50
<i>Frustulia saxonica</i> morphotyp 2	DoE	<i>Frustulia saxonica</i> morphotyp 2	3521,88
<i>Geissleria arkonensis</i>	DoE	<i>Geissleria arkonensis</i>	316,28
<i>Geissleria decussis</i>	DoE	<i>Geissleria decussis</i>	270,00
<i>Gomphonema acuminatum</i>	SWF	<i>Gomphonema acuminatum</i>	7700,00
<i>Gomphonema affine</i>	SWF	<i>Gomphonema affine</i>	1852,50
<i>Gomphonema angustatum</i>	SWF	<i>Gomphonema angustatum</i>	619,88
<i>Gomphonema augur</i>	SWF	<i>Gomphonema augur</i>	2572,50
<i>Gomphonema coronatum</i>	WD	<i>Gomphonema coronatum</i>	3727,50
<i>Gomphonema gracile</i>	SWF	<i>Gomphonema gracile</i>	1350,00
<i>Gomphonema insigne</i>	SWF	<i>Gomphonema affine</i> var. <i>insigne</i>	3203,13
<i>Gomphonema lagerheimii</i>	SWF	<i>Gomphonema lagerheimii</i>	405,00
<i>Gomphonema parvulum</i>	SWF	<i>Gomphonema parvulum</i>	207,00
<i>Gomphonema truncatum</i>	SWF	<i>Gomphonema truncatum</i>	1320,00
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	SWF	<i>Gyrosigma acuminatum</i>	7830,00
<i>Hantzschia amphioxys</i>	SWF	<i>Hantzschia amphioxys</i>	24000,00
<i>Hantzschia amphioxys</i>	DOE	<i>Hippodonta capitata</i>	502,50
<i>Kobayasiella parasubtilissima</i>	WD	<i>Kobayasiella parasubtilissima</i>	98,40
<i>Meridion circulare</i>	SWF	<i>Meridion circulare</i>	690,00
<i>Navicula amphibola</i>	SWF	<i>Navicula amphibola</i>	10931,25
<i>Navicula angusta</i>	SWF	<i>Navicula angusta</i>	2486,25
<i>Navicula atomus</i> var. <i>permitis</i>	SWF	<i>Mayamaea permitis</i>	17,81
<i>Navicula bryophila</i>	SWF	<i>Adlafia bryophila</i>	28,44
<i>Navicula cincta</i>	SWF	<i>Navicula cincta</i>	773,50
<i>Navicula cocconeiformis</i>	SWF	<i>Cavinula cocconeiformis</i>	1646,41
<i>Navicula concentrica</i>	DoE	<i>Navicula concentrica</i>	4528,13
<i>Navicula cryptocephala</i>	DoE	<i>Navicula cryptocephala</i>	720,00
<i>Navicula cryptotenella</i>	SWF	<i>Navicula cryptotenella</i>	405,00
<i>Navicula diluviana</i>	SWF	<i>Cymbellafalsa diluviana</i>	616,88
<i>Navicula elginensis</i> var. <i>cuneata</i>	SWF	<i>Navicula elginensis</i> var. <i>cuneata</i>	862,50
<i>Navicula elginensis</i> var. <i>elginensis</i>	WD	<i>Placoneis elginensis</i>	1062,50
<i>Navicula expecta</i>	DoE	<i>Navicula expecta</i>	956,25
<i>Navicula festiva</i>	SWF	<i>Fallacia vitrea</i>	496,51
<i>Navicula halophila</i>	SWF	<i>Craticula halophila</i>	6490,97
<i>Navicula hustedtii</i>	SWF	<i>Sellaphora hustedtii</i>	81,56
<i>Navicula lapidosa</i>	SWF	<i>Cavinula lapidosa</i>	432,00
<i>Navicula pupula</i>	SWF	<i>Sellaphora pupula</i>	3150,00
<i>Navicula rhynchocephala</i>	DoE	<i>Navicula rhynchocephala</i>	1156,25

tradiční druhové jméno:	určeno podle ³ :	taxonomicky aktuální druhové jméno:	biovolume [µm ³]
<i>Navicula similis</i>	SWF	<i>Geissleria similis</i>	90,00
<i>Navicula slesvicensis</i>	SWF	<i>Navicula slesvicensis</i>	2018,75
<i>Navicula tripunctata</i>	SWF	<i>Navicula tripunctata</i>	1000,00
<i>Navicula trivialis</i>	SWF	<i>Navicula trivialis</i>	900,00
<i>Navicula viridula</i>	SWF	<i>Navicula viridula</i>	1474,00
<i>Navicula wildii</i>	DoE	<i>Navicula wildii</i>	415,19
<i>Neidium affine</i>	SWF	<i>Neidium affine</i>	2300,00
<i>Neidium ampliatum</i>	SWF	<i>Neidium ampliatum</i>	5320,00
<i>Neidium binodis</i>	SWF	<i>Neidium binode</i>	500,25
<i>Neidium bisulcatum</i>	SWF	<i>Neidium bisulcatum</i>	2597,70
<i>Neidium productum</i>	SWF	<i>Neidium productum</i>	7700,00
<i>Nitzschia acicularis</i>	SWF	<i>Nitzschia acicularis</i>	486,00
<i>Nitzschia amphibia</i>	SWF	<i>Nitzschia amphibia</i>	945,00
<i>Nitzschia dissipata</i>	SWF	<i>Nitzschia dissipata</i>	670,31
<i>Nitzschia gracilis</i>	SWF	<i>Nitzschia gracilis</i>	227,50
<i>Nitzschia levidensis</i>	SWF	<i>Tryblionella levidensis</i>	1937,50
<i>Nitzschia linearis</i>	SWF	<i>Nitzschia linearis</i>	1637,50
<i>Nitzschia nana</i>	SWF	<i>Nitzschia nana</i>	581,25
<i>Nitzschia palea</i>	SWF	<i>Nitzschia palea</i>	557,81
<i>Nitzschia sinuata</i>	SWF	<i>Grinowia sinuata</i>	60,00
<i>Nitzschia umbonata</i>	SWF	<i>Nitzschia umbonata</i>	1102,50
<i>Peronia fibula</i>	SWF	<i>Peronia fibula</i>	318,75
<i>Pinnularia anglica</i>	DoE	<i>Pinnularia anglica</i>	2875,00
<i>Pinnularia borealis</i>	DoE	<i>Pinnularia borealis</i>	2396,21
<i>Pinnularia brauniana</i>	DoE	<i>Pinnularia brauniana</i>	1777,50
<i>Pinnularia braunii</i>	SWF	<i>Pinnularia braunii</i>	2137,50
<i>Pinnularia divergentissima</i>	SWF	<i>Pinnularia divergentissima</i>	294,38
<i>Pinnularia gibbiformis</i>	DoE	<i>Pinnularia gibbiformis</i>	2853,00
<i>Pinnularia intermedia</i>	SWF	<i>Pinnularia intermedia</i>	516,78
<i>Pinnularia interrupta</i>	SWF	<i>Pinnularia biceps</i>	4722,17
<i>Pinnularia isselana</i>	DoE	<i>Pinnularia isselana</i>	1825,13
<i>Pinnularia lapponica</i>	SWF	<i>Pinnularia lapponica</i>	519,28
<i>Pinnularia lundii</i>	SWF	<i>Pinnularia lundii</i>	2344,93
<i>Pinnularia macilentia</i>	DoE	<i>Pinnularia macilentia</i>	14657,91
<i>Pinnularia marchica</i>	DoE	<i>Pinnularia marchica</i>	544,20
<i>Pinnularia microstauron</i>	SWF	<i>Pinnularia microstauron</i>	3885,75
<i>Pinnularia microstauron var. rostrata</i>	DoE	<i>Pinnularia microstauron var. rostrata</i>	1632,80
<i>Pinnularia neomajor</i>	DoE	<i>Pinnularia neomajor</i>	80578,68
<i>Pinnularia oriunda</i>	SWF	<i>Pinnularia oriunda</i>	13659,00
<i>Pinnularia polyonca</i>	SWF	<i>Pinnularia polyonca</i>	6594,00
<i>Pinnularia rhombaria var. undulata</i>	DoE	<i>Pinnularia rhombarea var. undulata</i>	7114,06
<i>Pinnularia rupestris</i>	DoE	<i>Pinnularia rupestris</i>	5459,68
<i>Pinnularia schimanski</i>	DoE	<i>Pinnularia schimanski</i>	597,58
<i>Pinnularia subcapitata</i>	DoE	<i>Pinnularia subcapitata</i>	769,61
<i>Pinnularia subgibba</i>	DoE	<i>Pinnularia subgibba</i>	5727,36
<i>Pinnularia subgigas</i>	DoE	<i>Pinnularia subgigas</i>	245532,30
<i>Pinnularia subinterrupta</i>	DoE	<i>Pinnularia schroeterae</i>	384,26
<i>Pinnularia submicrostauron</i>	DoE	<i>Pinnularia submicrostauron</i>	2241,02
<i>Pinnularia sudetica</i>	DoE	<i>Pinnularia sudetica</i>	6850,46
<i>Pinnularia viridiformis morphotyp 2</i>	DoE	<i>Pinnularia viridiformis morphotyp 2</i>	30379,50
<i>Planothidium frequentissimum</i>	SWF	<i>Planothidium frequentissimum</i>	317,34
<i>Planothidium lanceolatum</i>	SWF	<i>Planothidium lanceolatum</i>	632,68
<i>Rhoicosphaenia abbreviata</i>	SWF	<i>Rhoicosphaenia abbreviata</i>	701,25
<i>Rhopalodia rupestris</i>	SWF	<i>Rhopalodia rupestris</i>	4230,00
<i>Rossthidium anastasiae</i>	WD	<i>Rossthidium anastasiae</i>	74,29
<i>Sellaphora laevissima</i>	SWF	<i>Sellaphora laevissima</i>	2402,10
<i>Stauroneis anceps</i>	SWF	<i>Stauroneis anceps</i>	6750,00
<i>Stauroneis kriegeri</i>	SWF	<i>Stauroneis kriegeri</i>	205,00
<i>Stauroneis phonicentron</i>	SWF	<i>Stauroneis phoenicentron</i>	111262,50
<i>Stauroneis prominula</i>	SWF	<i>Stauroneis ignorata</i>	82,50
<i>Stauroneis smithii</i>	SWF	<i>Stauroneis smithii</i>	544,38
<i>Stenopterobia curvula</i>	SWF	<i>Stenopterobia curvula</i>	6562,50
<i>Stenopterobia delicatissima</i>	SWF	<i>Stenopterobia delicatissima</i>	1421,88
<i>Surirella angusta</i>	SWF	<i>Surirella angusta</i>	2629,78
<i>Surirella brebissonii var. kuetzingii</i>	SWF	<i>Surirella brebissonii var. kuetzingii</i>	5816,85
<i>Surirella linearis</i>	SWF	<i>Surirella linearis</i>	11278,65
<i>Surirella suecica</i>	SWF	<i>Surirella suecica</i>	1114,00
<i>Surirella tenera</i>	SWF	<i>Surirella tenera</i>	46225,28
<i>Surirella visurgis</i>	SWF	<i>Surirella visurgis</i>	2555,28
<i>Tabellaria binalis</i>	SWF	<i>Oxyneis binalis</i>	567,30
<i>Tabellaria flocculosa</i>	SWF	<i>Tabellaria flocculosa</i>	2927,40
<i>Tabellaria quadrisepata</i>	SWF	<i>Tabellaria quadrisepata</i>	2008,13
<i>Tetracyclus glans</i>	SWF	<i>Tetracyclus glans</i>	28495,50
<i>Tryblionella apiculata</i>	SWF	<i>Tryblionella apiculata</i>	507,00