

Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze
Katedra ekologie

BC. LENKA ČERVENKOVÁ

**Fytoplankton tatranských ples:
faktory ovlivňující
druhové složení a biomasu**

**(Phytoplankton of the Tatra lakes:
factors influencing taxonomic composition
and biomass)**

Diplomová práce



Praha, září 2010

Vedoucí práce: RNDr. Linda Nedbalová, Ph.D.

PODĚKOVÁNÍ

Na tomto místě bych ráda poděkovala své školitelce RNDr. Lindě Nedbalové, Ph.D. za ochotu diskutovat a za prostor, který poskytla pro moje vlastní nápady a jejich realizaci. Velkou motivací pro mě a mou další práci byla účast na konferencích.

Dále bych ráda poděkovala všem kolegům z Katedry ekologie a Katedry botaniky i z jiných algologických/hydrobiologických pracovišť, které jsem měla čest poznat, za úžasné inspirativní obohacení mé práce. Tato milá setkání mě vždy dobyla energií pokračovat dál a umožnila získat nový pohled na studované téma.

Obzvláště mi udělalo radost setkání s vědci, kteří se fytoplanktonem Tater dříve zabývali, protože nás pojila léta strávená podobným tématem. Člověk měl tak možnost zažít autentický pocit, že je součástí výzkumu, který trvá řadu generací a na poznání jedné generace navazuje poznání generace další. A že jeho výsledky jsou střípek poznání, který snad nezapadne, nýbrž umožní hlouběji porozumět problematice odlehlých horských vodních ekosystémů.

Můj dík patří i všem přátelům, které jsem během studia na Přírodovědecké fakultě poznala a s nimiž jsem mohla nadšeně prožívat radosti i případná úskalí studia. Všechny společné exkurze i akce ve volném čase se staly nezapomenutelnou částí mého mládí, na kterou budu vždy ráda vzpomínat.

Vedle toho bych ráda vyjádřila dík i mým dlouholetým přátelům, kteří se biologií vůbec nezabývají, v kontaktu s nimi jsem si mohla uvědomit, že existuje i něco jiného než fytoplankton Tater, a mohla jsem být více nohama na zemi a méně hlavou v oblacích.

Nekonečné díky směřuji mé rodině (rodičům, bratrům a prarodičům), která mi poskytla dostatek zázemí, abych mohla nerušeně bádát a pilně studovat.

Speciální poděkování bych ráda vyjádřila mému milovanému Petrovi za trpělivost a ochotu poslouchat příběhy mikrosvěta a příhody, které se pojí s jeho studiem.

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně pouze s použitím uvedené literatury.

V Praze dne 31. srpna 2010

Lenka Červenková

ABSTRACT

The aim of this diploma thesis was to describe species composition and biomass of phytoplankton in the Tatra Mountains lakes (Slovakia, Poland) and environmental factors influencing them. The surface layer of 89 lakes was sampled in September 2004.

Flagellates from Chrysophyta, Dinophyta and Cryptophyta most frequently dominated the phytoplankton biomass. Lake in the same valley usually differed in their dominant taxonomic group as a result of different lake morphometry, catchment type and detailed geological structure. Based on the level of phytoplankton biovolume, the majority of lakes were ultraoligotrophic and oligotrophic, however, mesotrophic and even eutrophic conditions were recorded in some forest and meadow lakes. An allometric relationship between phytoplankton biomass and chlorophyll *a* was revealed. Specific chlorophyll content did not differ among taxonomic groups.

Altogether 233 species were determined, the most diverse group were Chlorophyta. Species richness of lake was 3–46 and it was negatively correlated with altitude and positively correlated with lake area. The majority of species were rare both in term of biomass and number of lakes occupied by a particular species. Average local species biomass was positively correlated with regional distribution. The similarity of species composition decreased with increasing both geographic and environmental distance.

Higher species richness and biomass and the dominance of mixotrophic algae were the typical features of dystrophic lakes in comparison with non-dystrophic ones. The biomass of dystrophic lakes was significantly influenced by TP, DOC and TON.

Species richness was higher in lakes non-sensitive to acidification. The increase in phytoplankton biomass and species richness in some acid-sensitive lakes in comparison with previous data suggested ongoing biological recovery of the lakes from acidity.

The distribution of Chrysophyta was driven by a combination of NH_4^+ , alkalinity, Al, altitude and presence of filtrators while Dinophyta were driven by z_{max} and nitrate. The levels of DOC and NH_4^+ represented the principal driving variables for Cryptophyta. Bacillariophyta were driven by alkalinity.

The average cell volume of *Mallomonas akrokomos* in lake decreased with increasing altitude probably as a result of lower trophy and extreme conditions.

To conclude, the main features of phytoplankton of the Tatra lakes were in accordance with results from other mountain lake districts in Europe and America.

Key words: lake, phytoplankton, the Tatra Mountains, acidification, biological recovery, geographic distribution, species richness, biovolume, morphological plasticity, dystrophy

ABSTRAKT

Cílem této diplomové práce bylo popsat druhové složení a biomasu fytoplanktonu jezer v Tatrách (Slovensko, Polsko) a faktorů prostředí, které je ovlivňovaly. Vzorčky povrchové vrstvy 89 jezer byly odebrány v září 2004.

V biomase fytoplanktonu nejčastěji dominovaly bičíkovci ze skupin Chrysophyta, Dinophyta a Cryptophyta. Jezera v téže dolině se zpravidla lišila dominantní skupinou v důsledku odlišné morfometrie jezer, typu povodí a detailního geologického složení. Klasifikace na základě objemové biomasy fytoplanktonu ukázala, že většina jezer měla ultraoligotrofní a oligotrofní charakter, avšak v některých lesních a lučních jezerech byly též zaznamenány mesotrofní i dokonce eutrofní podmínky. Vztah mezi koncentrací chl-*a* a objemovou biomasou fytoplanktonu byl alometrický. Specifický obsah chl-*a* taxonomických skupin fytoplanktonu se výrazně nelišil.

Celkem bylo určeno 233 druhů, nejdiverzifikovanější skupinu představovala Chlorophyta. Druhová bohatost jezera se pohybovala v rozmezí 3–46 druhů a byla negativně korelována s nadmořskou výškou a pozitivně s plochou jezera. Většina druhů byla vzácná svou biomasou i počtem osídlených jezer. Průměrná biomasa druhu na lokalitě byla pozitivně korelována s regionální distribucí. Podobnost druhového složení se snižovala se zvyšující se geografickou vzdáleností a rozdílností faktorů prostředí.

Vyšší druhová bohatost a biomasa a dominance mixotrofních řas byly typickými znaky dystrofních jezer ve srovnání s nedystrofními jezery. TP, DOC a TON průkazně ovlivňovaly biomasu dystrofních jezer.

Druhová bohatost byla vyšší v jezerech necitlivých k acidifikaci. Nárůst biomasy fytoplanktonu a počtu druhů některých citlivých jezer vůči předchozím pozorováním dokládají pokračující biologické zotavení jezer z acidity.

Výskyt skupiny Chrysophyta byl ovlivněn NH_4^+ , alkalinitou, Al, nadmořskou výškou, a přítomností filtrátorů, zatímco Dinophyta byla řízena z_{max} a nitráty. Koncentrace DOC and NH_4^+ představovaly významné proměnné ovlivňující Cryptophyta. Alkalinita determinovala skupinu Bacillariophyta.

Průměrný objem buňky druhu *Mallomonas akrokomos* v jezeře klesal s vyšší nadmořskou výškou nejspíše z důvodu nižší trofie a extrémních podmínek.

Hlavní znaky fytoplanktonu tatranských ples odpovídaly pozorování v dalších horských jezerních oblastech v Evropě a Americe.

Klíčová slova: jezero, fytoplankton, Tatry, acidifikace, biologické zotavení, geografické rozšíření, druhová bohatost, biovolume, morfologická plasticita, dystrofie

OBSAH

1. ÚVOD.....	9
2. LITERÁRNÍ REŠERŠE.....	11
2.1. HISTORIE VÝZKUMU FYTOPLANKTONU	
JEZER V TATRÁCH.....	11
2.2. ACIDIFIKACE V TATRÁCH.....	12
3. MATERIÁL A METODY.....	19
3.1. POPIS LOKALIT.....	19
3.2. ODBĚR A ZPRACOVÁNÍ VZORKŮ.....	22
3.2.1. ODBĚR A FIXACE VZORKŮ.....	22
3.2.2. SVĚTELNÁ MIKROSKOPIE.....	22
3.2.3. FLUORESCENČNÍ MIKROSKOPIE.....	22
3.2.4. TRANSMISNÍ ELEKTRONOVÁ MIKROSKOPIE (TEM).....	23
3.2.5. SKENOVACÍ ELEKTRONOVÁ MIKROSKOPIE (SEM).....	23
3.2.6. DETERMINAČNÍ LITERATURA.....	24
3.3. METODY ANALÝZY DAT.....	25
3.3.1. STATISTICKÉ PROGRAMY A GRAFICKÉ VÝSTUPY.....	25
3.3.2. ÚPRAVA DAT PRO STATISTICKÉ ANALÝZY.....	25
3.3.2. STATISTICKÉ ANALÝZY.....	25
4. VÝSLEDKY.....	29
4.1. CHEMICKÉ PARAMETRY A MORFOMETRICKÁ	
CHARAKTERISTIKA PLES.....	29
4.2. DRUHOVÁ BOHATOST.....	32
4.2.1. DYSTROFNÍ JEZERA.....	33
4.2.2. NEDYSTROFNÍ JEZERA.....	34
4.3. GEOGRAFICKÁ DISTRIBUCE DRUHŮ.....	36
4.4. REGIONÁLNÍ BIOMASA DRUHŮ.....	37
4.5. PODOBNOST DRUHOVÉHO SLOŽENÍ.....	39
4.6. CELKOVÁ BIOMASA FYTOPLANKTONU	40
4.6.1. DYSTROFNÍ JEZERA.....	40
4.6.2. NEDYSTROFNÍ JEZERA.....	41
4.7. DOMINANCE TAXONOMICKÝCH SKUPIN.....	44

4.8. EKOLOGIE DRUHŮ.....	48
4.8.1. CHRYSOPHYTA.....	49
4.8.2. DINOPHYTA.....	51
4.8.3. CRYPTOPHYTA.....	52
4.8.4. CHLOROPHYTA.....	53
4.8.5. BACILLARIOPHYTA.....	54
4.8.6. CYANOPROKARYOTA.....	56
4.8.7. EUGLENOPHYTA.....	57
4.8.8. XANTHOPHYTA.....	57
4.9. MORFOLOGICKÁ PLASTICITA.....	58
4.10. SPECIFICKÝ OBSAH CHLOROFYLU.....	60
4.11. FYTOPLANKTON A CITLIVOST JEZERA	
 K ACIDIFIKACI.....	62
4.11.1. TAXONOMICKÉ SLOŽENÍ.....	62
4.11.2. POČET DRUHŮ.....	63
4.11.3. BIOMASA.....	65
4.11.4. FYTOPLANKTON DLOUHODOBĚ SLEDOVANÝCH JEZER.....	66
5. DISKUSE.....	69
5.1. CHEMICKÉ PARAMETRY A MORFOMETRICKÁ	
 CHARAKTERISTIKA PLES.....	69
5.2. CELKOVÁ BIOMASA FYTOPLANKTONU	69
5.2.1. PŘEVAŽUJÍCÍ BUNĚČNÁ ORGANIZACE.....	70
5.2.2. POROVNÁNÍ DYSTROFNÍCH A NEDYSTROFNÍCH PLES.....	71
5.2.3. DETERMINANTY BIOMASY DYSTROFNÍCH PLES.....	71
5.2.4. DETERMINANTY BIOMASY NEDYSTROFNÍCH PLES.....	72
5.3. DOMINANCE TAXONOMICKÝCH SKUPIN.....	73
5.4. DRUHOVÁ BOHATOST.....	74
5.4.1. POROVNÁNÍ DYSTROFNÍCH A NEDYSTROFNÍCH PLES.....	74
5.4.2. DETERMINANTY POČTU DRUHŮ.....	74
5.5. GEOGRAFICKÁ DISTRIBUCE DRUHŮ.....	76
5.6. REGIONÁLNÍ BIOMASA DRUHŮ.....	77
5.7. PODOBNOST DRUHOVÉHO SLOŽENÍ.....	78
5.8. EKOLOGIE DRUHŮ.....	79

5.8.1. CHRYSOPHYTA.....	80
5.8.2. DINOPHYTA	81
5.8.3. CRYPTOPHYTA.....	82
5.8.4. CHLOROPHYTA.....	83
5.8.5. BACILLARIOPHYTA.....	84
5.8.6. CYANOPROKARYOTA.....	86
5.8.7. EUGLENOPHYTA.....	86
5.9. MORFOLOGICKÁ PLASTICITA.....	87
5.10. SPECIFICKÝ OBSAH CHLOROFYLU.....	90
5.11. FYTOPLANKTON A CITLIVOST JEZERA	
K ACIDIFIKACI.....	91
5.11.1. BIOMASA FYTOPLANKTONU NEDYSTROFNÍCH JEZER	
RŮZNÉHO STUPNĚ CITLIVOSTI VŮČI ACIDIFIKACI.....	92
5.11.2. POČET DRUHŮ FYTOPLANKTONU NEDYSTROFNÍCH	
JEZER RŮZNÉHO STUPNĚ CITLIVOSTI	
VŮČI ACIDIFIKACI.....	92
5.11.3. ZMĚNY VE SLOŽENÍ FYTOPLANKTONU	
V SOUVISLOSTI SE ZOTAVENÍM JEZER Z ACIDITY.....	93
6. ZÁVĚR.....	99
7. POUŽITÉ ZKRATKY.....	101
8. PŘEHLED LITERATURY.....	111
PŘÍLOHY	
PŘÍLOHA I	
– POČET DRUHŮ, BIOMASA FYTOPLANKTONU A TROFIE	
NA ZÁKLADĚ BIOMASY FYTOPLANKTONU.....	P2
PŘÍLOHA II	
– VÝSKYT DOMINANTNÍCH SKUPIN FYTOPLANKTONU.....	P3
– SKUPINOVÉ SLOŽENÍ FYTOPLANKTONU.....	P4
PŘÍLOHA III	
– SEZNAM PLANKTONNÍCH DRUHŮ.....	P5
PŘÍLOHA IV	
– SEZNAM TYCHOPLANKTONNÍCH DRUHŮ.....	P29
PŘÍLOHA V	
– FOTOGRAFIE VYBRANÝCH DRUHŮ SINIC A ŘAS.....	P37

1. ÚVOD

Vysokohorská jezera představují unikátní ekosystémy charakterizované dlouhým obdobím zamrznutí jezera (ŠPORKA et al. 2006), silnou intenzitou dopadajícího záření (SCHINDLER & CURTIS 1997), zpravidla nízkou trofií (SOMMARUGA et al. 1999), jednoduššími potravními sítěmi (ELSER et al. 1990, CALLIERI et al. 1999) a ledovcovým původem.

Odlehlá horská jezera jsou dobrými indikátory znečištění ovzduší a jeho následků, protože nejsou ovlivněny jinými antropogenními disturbancemi a v případě Tater se z velké části nacházejí na geologicky citlivém podloží a půdy v povodí vysokopoložených jezer jsou málo vyvinuté (KOPÁČEK et al. 2004a). Na průběhu chemického a biologického zotavení jezer z acidifikace (FOTT et al. 1999, NEDBALOVÁ et al. 2006a) můžeme sledovat, jaké dlouhodobé následky mají naše intenzivní průmyslové a zemědělské aktivity (KOPÁČEK & VESELÝ 2005).

Fytoplankton tvoří v převážné většině jezer základ pelagického ekosystému, od kterého proudí energie do vyšších trofických úrovní. Jeho biomasa a druhové složení ovlivňuje kvalitativní a kvantitativní složení zooplanktonu daného plesa. Díky malé velikosti a rychlému životnímu cyklu jsou fytoplanktonní druhy jedněmi z prvních organismů reagující na změny podmínek prostředí (SOMMER 1985, HÖRNSTRÖM 1999).

Druhy tvořící fytoplankton jsou modelovými organismy, na kterých můžeme studovat adaptace na extrémní vysokohorské podmínky a též pozorovat řadu biologických zákonitostí jako u makroskopických organismů (příčiny vzácnosti, charakteristika regionálního rozšíření aj.) (SOININEN et al. 2007, POULÍČKOVÁ et al. 2009).

Hlavním cílem mé diplomové práce bylo po druhové (rodové) determinaci a stanovení objemové biomasy zodpovědět následující otázky týkající se fytoplanktonu 89 vysokohorských jezer v Západních a Vysokých Tatrách na Slovensku a v Polsku:

- Představují jezera v Tatrách po stránce chemického složení jezerní vody homogenní skupinu nebo je možné jezera rozdělit do výrazně odlišných skupin? A odlišují se tyto skupiny charakteristikami fytoplanktonu (počet druhů, biomasa, složení)?
- Jaké taxonomické skupiny tvoří fytoplankton? Vyznačuje se fytoplankton rovnoměrným zastoupením skupin nebo se jezera výrazně odlišují svými dominantami? Sdílí jezera téže doliny stejnou dominantní skupinu ve fytoplanktonu? A proč? Které faktory ovlivňují, která skupina bude převažovat v biomase fytoplanktonu?

- Mají vysokohorská jezera oligotrofní charakter nebo i v těchto extrémních podmínkách se můžeme setkat s mesotrofními či snad i eutrofními jezery s vysokými biomasami fytoplanktonu?
- Převažují v biomase bičíkovci jako v jiných horských jezerech nebo mají Tatry odlišnou flóru? Které faktory výrazně ovlivňují biomasu fytoplanktonu v jezeru?
- Kolik druhů tvoří tatranský fytoplankton? Které faktory prostředí průkazně ovlivňují duhovou bohatost? Uplatňuje se vliv plochy jezera a nadmořské výšky na počet druhů podobně jako u makroskopických organismů?
- Jaká je charakteristika geografického rozšíření planktonních sinic a řas? Je většina druhů vzácných, omezena rozšířením na nízký počet lokalit, podobně jako u většiny makroskopických organismů nebo pro mikroskopické organismy platí jiné zákonitosti? Platí, že lokálně hojnější druhy jsou rozšířené ve více jezerech?
- Vykazuje společenstvo fytoplanktonu prostorovou strukturu na regionální úrovni (neutrální model) nebo je strukturováno environmentálními faktory (model založený na nikách)?
- Jaké je ekologie jednotlivých planktonních zástupců jednotlivých taxonomických skupin? Můžeme říci, že některé druhy mají velmi silné preference pro určité hladiny faktorů a jsou tedy biologickými indikátory podmínek prostředí?
- Byla pozorována na úrovni druhu nějaká zajímavá zákonitost? A co bylo její příčinou?
- Jaký je vztah mezi chl-*a* a objemovou biomasou fytoplanktonu? Lišily se taxonomické skupiny fytoplanktonu specifickým obsahem chl-*a*?
- Liší se jezera různé citlivosti k okyselení od sebe charakteristikami fytoplanktonu (počet druhů, biomasa, dominantní taxonomická skupina)? Bylo na fytoplanktonu vybraných jezer již pozorováno biologické zotavení jezer z acidity při porovnání s daty z minulosti? Nebo ani současné snížení emisí dusičnanů a síranů není dostatečné pro biologické zotavení těchto ekosystémů z acidifikace?
- Jsou charakteristiky fytoplanktonu jezer v Tatrách (počet druh, druhové složení, biomasa, trofie) podobné jiným jezerním oblastem v horách (Alpy, Pyreneje, Šumava) nebo v severských státech (Kanada, Švédsko)?

2. LITERÁRNÍ REŠERŠE

V následující kapitole uvádím, na které práce můj výzkum navazuje, a dále se budu věnovat průběhu acidifikace jezer v Tatrách, protože tento proces výrazně pozměnil tatranské vodní ekosystémy v druhé polovině 20. století.

2.1. HISTORIE VÝZKUMU FYTOPLANKTONU JEZER V TATRÁCH

První algologická pozorování byla učiněna v Tatrách již v 18. století, i když šlo jen o ryze amatérské zaznamenání fenoménu tak nápadného, jako byl výskyt barevného sněhu (ROSTAFIŇSKI 1881, dle LHOTSKÝ 1957). Skutečné studium řas v oblasti Vysokých Tater začíná až v 60. letech 19. století pracemi KALCHBRENNERA (1866) a SCHUMANNA (1867) (dle LHOTSKÝ 1957). Výzkumem sinic a řas v Tatrách se zabývala řada badatelů různých národností (Poláci, Maďaři, Slováci, Češi aj.). První přehled publikací zaměřených na algofloru Tater pochází od STARMACHA (1957) (dle HINDÁK & KOVÁČIK 1993), později sestavil LHOTSKÝ (1957) úplnou algologickou bibliografii Tater, která měla 209 položek. Soupis všech sinic a řas pozorovaných na území Tatranského národního parku pak vydal HINDÁK & KOVÁČIK (1993).

V první polovině 20. století měl výzkum algoflóry formu izolovaných studií věnující se pouze jedné složce vodního ekosystému, např. fytoplanktonu, či konkrétní taxonomické skupině organismů (např. Bacillariophyta či Cyanoprokaryota) v nízkém počtu jezer. Z té doby pochází například příležitostné pozorování obrněnky *Peridinium cinctum* z Velkého Hincova pl. (MINKIEWICZ 1914, dle ERTL et al. 1965).

Začátek dlouhodobého intenzivního hydrobiologického výzkumu tatranských jezer se datuje na začátek 60. let minulého století (ŠTEFKOVÁ & ŠPORKA 2001). Tehdy se uskutečnila jedna z prvních studií fytoplanktonu velkých tatranských ples a to Popradského pl. (JURIŠ 1964b), Velkého a Malého Hincova pl. (ERTL et al. 1965) a největšího tatranského plesa, Morského Oka (SIEMIŇSKA 1970) Výstupem těchto studií byl i popis nových druhů, např. *Kephyriopsis tatrica* sp. nova (JURIŠ 1964c).

Výzkum fytoplanktonu širokého spektra jezer se poprvé odehrál v letech 1981-1985, cílem studia 44 ples bylo získat data o biologii, chemismu vodních ekosystémů a antropogenních vlivech na tyto ekosystémy (JURIŠ & KOVÁČIK 1987). LUKAVSKÝ (1994) prozkoumal fytoplankton dvojnásobného počtu jezer, mezi lety 1982 až 1993 navštívil 89 ples. Z té doby pochází i studie STUHLÍK et al. (1985), která stanovila alkalinitu, vodivost a pH všech povrchových vod tehdy československé části Vysokých Tater v rámci

celoplošného monitoringu vlivu spadu kyselých srážek na vodní ekosystémy, vedle toho studie zahrnovala komplexní limnologické charakteristiky vybraných ples.

Další práce byly více zaměřeny na zkoumání rozvoje fytoplanktonu menšího počtu ples v průběhu roku s důrazem na vliv antropogenní acidifikace na biotu (DARGOCKÁ et al. 1997, FOTT et al. 1999, NEDBALOVÁ et al. 2006a).

Dlouhodobý intenzivní limnologický výzkum tatranských ples slovenskými a českými vědci, který začal na počátku 60. let minulého století, probíhá v rámci mezinárodní spolupráce na řadě evropských projektů až dodnes (např. projekty MOLAR, EMERGE, EURO-LIMPACS a nejnověji RECOVER 2010; ŠTEFKOVÁ & ŠPORKA 2001).

Předkládaná diplomová práce je jedním z výsledků tohoto výzkumu.

2.2. ACIDIFIKACE V TATRÁCH

PŘÍČINY

Tatranský národní park (TANAP) byl založen roku 1948. V návaznosti na to byly pastva a jiné zemědělské aktivity na území TANAPu zakázány (KŘEČEK & al. 2006). Ačkoliv rekreační využití nemá až na výjimky (Popradské pl., Štrbské pl. a Morské Oko) významný vliv na chemismus jezer, nebyla odlehlá horská jezera uchráněna vlivu lidské činnosti. Chemismus a biota jezer byla totiž zásadním způsobem ovlivněna prostřednictvím dálkového transportu acidifikačních polutantů z průmyslu a zemědělství (STUHLÍK & al. 1985, FOTT et al. 1992, FOTT et al. 1994, KOPÁČEK & VESELÝ 2005).

Vysoké Tatry se nacházejí ve vzdálenosti ~200 km od tzv. černého trojúhelníku; oblast i na společných hranicích Česka, Německa a Polska. Po 2. světové válce obnova německého průmyslu a jeho přesun do východního bloku vyústily v rychlý nárůst energetické spotřeby ve střední Evropě (spalování uhlí). Jeho důsledkem bylo čtyřnásobné zvýšení hladiny emisí SO_2 (z ~100 na ~385 mmol.m^{-3}) a trojnásobné zvýšení emisí dusíku (tj. $\text{NO}_x + \text{NH}_3$; z ~100 na ~275 mmol.m^{-3} , přičemž ~70 % TIN tvořily oxidy dusíku) mezi začátkem 50. let a polovinou 80. let 20. století na území Československa (KOPÁČEK & al. 1998). V oblasti černého trojúhelníku byla na konci 80. let naměřena vůbec nejvyšší úroveň emisí SO_2 v Evropě (~800 $\text{mmol.m}^{-2}.\text{rok}^{-1}$) (BARRETT & al. 1995, podle KOPÁČEK & al. 1998). Narůstající množství emisí SO_2 , NO_x a NH_3 mělo za následek zvyšující se atmosférický spad SO_4^{2-} a anorganického dusíku (NO_3^- a NH_4^+), který způsobil atmosférickou acidifikaci jezer ve Vysokých Tatrách (KOPÁČEK & al. 2001b).

Je důležité si uvědomit, že pH srážek antropogenně neovlivněných není neutrální, ale že srážky jsou přirozeně kyselé, nejčastěji užívaná odhad původní hodnoty pH (přirozené acidity) dešťových srážek je 5,6 – což představuje rovnovážnou hodnotu pH mezi vodou a atmosférickým tlakem CO₂ v laboratoři. CHARLSON & RHODHE (1982) podle SMITH et al. (1993) navrhovali rozpětí pH antropogenně neovlivněných srážek v rozmezí 4,5–5,6 v závislosti na distribuci přirozených zdrojů síry a dusíku. GALLOWAY et al. (1982) podle SMITH et al. (1993) navrhnul průměrnou aciditu neovlivněných srážek na pH=4,9 s kolísáním v rozmezí 4,0–6,0. Důsledkem antropogenních emisí SO₂, NO_x a NH₃ se hodnota pH srážek v Tatrách v letech 1980–1981 pohybovala v rozmezí 4,2–4,3 (STUHLÍK & al. 1985).

KLASIFIKACE JEZER V ZÁVISLOSTI NA REAKCI NA OKYSELENÍ

V 80. letech 20. století koncentrace NO₃⁻ a SO₄²⁻ v jezerech dosáhla svého maxima. Jezera nad horní hranicí lesa ve Vysokých Tatrách byla s ohledem na stupeň acidifikace rozdělena do tří skupin (Tab. 1) (STUHLÍK & al. 1985, FOTT & al. 1992, FOTT & al. 1994). Do této klasifikace nebyla zahrnuta lesní plesa, která jsou dystrofní, protože vysoký přísun organických látek z povodí působí jako koagulant na toxické formy hliníku. A dále vysoký přísun fosforu z povodí s vyšším zastoupením vegetace zmírňuje efekt acidifikací vyvolané oligotrofizace (KOPÁČEK & al. 2000a).

Tab. 1– Klasifikace jezer na území Vysokých Tater v období vrcholící acidifikace (80. léta 20. století, STUHLÍK & al. 1985)

Stupeň acidifikace jezera	pH	KNK [μeq.l ⁻¹]	Ca ²⁺ [μeq.l ⁻¹]	Zooplankton
I. neacidifikovaná	>6,2	>25	>100	beze změny
II. acidifikovaná	5,2–6,2	0–25	50–100	pelagiální druhy vymizely
III. silně acidifikovaná	<5,2	<0	<50	přežil pouze druh <i>Chydorus sphaericus</i>

ROZSAH POSTIŽENÍ

Většina jezer a menších stojatých vod ve slovenské části Tater (86 %) patřila v letech 1981–1983 mezi vody acidifikací ohrožené (KNK < 100 μmol.l⁻¹), polovina z tohoto počtu (42%) byly vody acidifikované (KNK < 20 μmol.l⁻¹) (STUHLÍK & al. 1985). Na polské a slovenské straně Tater tak byla acidifikována jedna třetina tatranských jezer (KOPÁČEK & al. 2004a). V jezerní vodě byl nejvýznamnějším kationtem Ca²⁺ a aniontem SO₄²⁻ (STUHLÍK & al. 1985). K největším změnám v koncentraci iontů došlo u HCO₃⁻, jeho poměr vůči sumě vápníku a hořčíku klesl z hodnoty ~1 v roce 1963 na ~0,3 v letech 1981–1982 (STUHLÍK & al. 1985). Zatímco podíl Ca²⁺ a Mg²⁺ v sumě kationtů se vůči roku

1963 nezměnil, v sumě aniontů došlo ke snížení podílu HCO_3^- z více než 60 % na 42–0 %, zvýšení podílu SO_4^{2-} z 9–24 % na 36–60 % a podílu NO_3^- z 2–8 % na 15–35 % (STUHLÍK & al. 1985).

DŮSLEDKY PRO CHEMISMUS

Zvýšený atmosférický spad acidifikačních polutantů ovlivnil koncentraci živin povrchových vod Vysokých Tater: koncentrace fosforu byla převážně odvozena od acidifikačního statutu jezera (VYHNÁLEK & al. 1994) a koncentrace NO_3^- vzrostla v jezerech situovaných v povodích saturovaných dusíkem (KOPÁČEK & al. 1995, KOPÁČEK & al. 2000a). Odhadovaný průměrný pokles KNK (přibližně o $100 \mu\text{eq.l}^{-1}$) díky atmosférické acidifikaci odpovídal průměrnému nárůstu koncentrace SO_4^{2-} ($70 \mu\text{eq.l}^{-1}$) a NO_3^- ($30 \mu\text{eq.l}^{-1}$) v období mezi lety 1937 a 1989 (KOPÁČEK & STUHLÍK 1994).

DŮSLEDKY PRO BIOTU

Acidifikace jezer ve Vysokých Tatrách ovlivnila strukturu společenstva fyto- a zooplanktonu nejen působením nízké hodnoty pH, ale zejména prostřednictvím změn v dostupnosti živin a toxického působení hliníku. Okyselení vedlo k vymizení původních druhů zooplanktonu a v mnoha jezerech i k téměř úplné eliminaci fytoplanktonu (STUHLÍK & al. 1985, FOTT & al. 1992, FOTT & al. 1994, VYHNÁLEK & al. 1994, KOPÁČEK & al. 2000a).

V neacidifikovaných jezerech odrážela koncentrace chl-*a* ($0,1\text{--}2,2 \mu\text{g.l}^{-1}$) a průhlednosti (2–10 m) oligotrofní charakter horských jezer (HOŘICKÁ et al. 2006).

Acidifikovaná jezera Vysokých Tater se v období vrcholící acidifikace vyznačovala nejnižší koncentrací chl-*a* ($< 0,2 \mu\text{g.l}^{-1}$ v povrchové vrstvě) (VYHNÁLEK & al. 1994, KOPÁČEK & al. 1996, KOPÁČEK et al. 2000a) a vysokou průhledností (>10 m) (STUHLÍK 2003), nicméně vysoké hodnoty průhlednosti vody nemusí být jen důsledkem malého množství fytoplanktonu, ale i vysrážení huminových látek (při nízkém pH a za přítomnosti železa nebo hliníku) (DICKSON 1980, podle STUHLÍK et al. 1985).

Biomasa fytoplanktonu acidifikovaných jezer ve Vysokých Tatrách byla charakterizována extrémně nízkou koncentrací chlorofylu *a*, zatímco relativně vysoké koncentrace byly nalezeny jak u neacidifikovaných, tak u silně acidifikovaných jezer (VYHNÁLEK & al. 1994). LUKAVSKÝ (1994) pozoroval pokles počtu druhů fytoplanktonu v jezerech s nadmořskou výškou jezera a vzrůst počtu druhů s vyšším pH, tzn. nejmenší počet

druhů řas v jezeře byl v takovém jezeře, které se nacházelo ve vysoké nadmořské výšce a současně mělo nízkou hodnotu pH.

Acidifikací řízené změny v kvalitě vody jezer byly často spojeny s drastickou redukcí biodiversity zooplanktonu (FOTT & al. 1994). K největším změnám došlo pravděpodobně mezi lety 1975–1978 (FOTT & al. 1994). V pelagiálu acidifikovaných jezerech korýši vymřeli, v silně acidifikovaných jezerech přežily pouze aciditolerantní původně litorální druhy *Chydorus sphaericus*, *Acanthocyclops vernalis* a *Eucyclops serrulatus* (HOŘICKÁ & al. 2006). Nicméně zooplankton těchto jezer vymizel spíše z důvodu nedostatku potravy než kvůli nízkým hodnotám pH (FOTT & al. 1994, FOTT & al. 1999), protože druhy obývající horská jezera jsou na nízké hodnoty pH adaptovány a spíše odpovídají na dostupnost potravy než na měnící se pH (STUHLÍK & al. 1985, FOTT & al. 1994, HOŘICKÁ & al. 2006). Počet druhů zooplanktonu nekoreloval s hodnotou pH vody v jezeře, ale se zastoupením vegetace a půdního pokryvu v povodí, tyto faktory determinovaly produktivitu jezer. Dokladem toho je, že v některých acidifikovaných jezerech se efekt oligotrofizace neprojevil, tato jezera měla zvýšenou zásobu živin (Nižné Furkotské a Tiché pl. - malá jezera, která jsou napajedly a koupališti jelenů a kamzíků; HOŘICKÁ & al. 2006) nebo přísun kryosestonu ze sněhových polí v povodí (Okrúhle pl.; STUHLÍK 2003). Též vyšší vysoký přísun fosforu z povodí s vyšším zastoupením vegetace zmírňoval efekt oligotrofizace (KOPÁČEK & al. 2000a).

CHEMICKÉ ZOTAVENÍ

Koncentrace SO_4^{2-} a NO_3^- v jezerní vodě začaly klesat od konce 80. let, respektive začátku 90. let 20. století díky významné redukcí emisí SO_2 , NO_x a NH_3 ve střední Evropě po politických a ekonomických změnách v bývalých komunistických zemích (KOPÁČEK & al. 1998). Pokles úhrnů středoevropských emisí emisí sloučenin dusíku byl vůči poklesu emisí SO_2 opožděn díky jeho relativně stabilní emisní rychlosti (zejména NH_3) ze západního Německa (z bývalé Spolkové republiky Německo) během 90. let (KOPÁČEK & VESELÝ 2005). V roce 1997 byla rychlost tvorby emisí SO_2 o 67 % a dusíku o 34 % nižší než v období 1985–1989 (KOPÁČEK & al. 2002). Pokles koncentrace silných acidifikačních aniontů v jezerní vodě kompenzoval převážně pokles bazických kationtů, H^+ a vzrůst HCO_3^- (KOPÁČEK & al. 1998), nicméně koncentrace SO_4^{2-} a NO_3^- v jezerní vodě byla ještě v roce 2004 stále vyšší než v roce 1937 (KOPÁČEK & al. 2006a).

Koncentrace NO_3^- v jezerní vodě byly těsněji korelovány s rychlostí emisí během období jejich nárůstu i poklesu, avšak v některých jezerech Vysokých Tater nebyl zaznamenán signifikantní klesající trend v koncentraci NO_3^- po snížení tvorby emisí

(KOPÁČEK & al. 2002), důvody mohou být dva: buď koncentrace nitrátu byla nízká, protože v těchto jezerech nedošlo k saturaci povodí dusíkem (Jamské a Slavkovské pl.), nebo se jednalo o jezera s vyšší celkovou koncentrací fosforu, kde byl přísun nitrátů redukován asimilačními a disimilačními procesy organismů ve větší míře (Starolesnianske pl. a Popradské pl.) (KOPÁČEK et al. 1996, STUHLÍK & al. 1985).

HYSTEREZE CHEMICKÉHO ZOTAVENÍ

Vztah mezi koncentrací SO_4^{2-} v jezeře a emisemi SO_2 během období nárůstu se lišil od období poklesu emisí. Emise SO_2 dosáhly maxima v polovině 80. let minulého století, ale nárůst SO_4^{2-} ve vodě pokračoval až do začátku 90. let, ačkoliv již emise síry začaly slabě klesat. Během 90. let emise síry prudce poklesly na úroveň obdobnou konci 30. let., zatímco jezerní koncentrace SO_4^{2-} klesala podstatně nižší rychlostí a dosáhla hladiny pozorované v polovině 80. let (KOPÁČEK & al. 2002). Opoždění chemické odpovědi jezera za změnou emisní rychlosti splodin je nazýváno hysterezí. Hystereze byla pozorována například u jezer Czarny Staw, Morskie Oko a Wielki Staw. Naproti tomu například ve Vyšném Wahlenbergově pl. klesla koncentrace SO_4^{2-} rychle a byla těsně korelována s trendem spadu. Rozdíl je způsoben dominantní úlohou půd v determinaci hystereze SO_4^{2-} . Povodí Vyšného Wahlenbergova pl. je převážně skalnaté s chudým pokrytím půd, zatímco povodí jezer Czarny Staw, Morskie Oko a Wielki Staw je skalnato-luční s více vyvinutými půdami, které umožňují sorpci SO_4^{2-} . Hystereze chemického zotavení zpomaluje i následné biologické zotavení jezera (KOPÁČEK & al. 2002).

BIOLOGICKÉ ZOTAVENÍ

S nižším přísunem kyselých srážek docházelo k postupnému zotavování jezer. Výzkum v letech 1993–1994 prokázal ranou periodu procesu zotavení se jezerní vody z acidifikace (KOPÁČEK & al. 2004a). Procento acidifikovaných jezer kleslo od počátku 90. let minulého století z 37 na 20 % (KOPÁČEK & al. 2006a). Koncentrace chl-*a* stoupla během posledního desetiletí výrazně v celé jezerní oblasti (KOPÁČEK & al. 2006a). Zastoupení jezer, jejichž $\text{KNK} > 150 \mu\text{mol.l}^{-1}$ (hladina KNK ve Vysokých Tatrách, která již představuje průkaznou odolnost vůči acidifikaci), vzrostlo z 15 % na 21 %. Zastoupení jezer, jejichž $\text{KNK} < 20 \mu\text{mol.l}^{-1}$ (acidifikovaná jezera), pokleslo z 37 % na 20 % (KOPÁČEK & al. 2006a). V závislosti na chemickém a biologickém zotavení po roce 2000 byla tatranská jezera do tří skupin (Tab. 2) (KOPÁČEK et al. 2004a, SACHEROVÁ et al. 2007, ŠTENCLOVÁ & STUHLÍK 2007).

Tab. 2 – Klasifikace jezer na území Tater v období zotavování jezer z acidifikace po r. 2000 (KOPÁČEK et al. 2004a, SACHEROVÁ et al. 2007, ŠTENCLOVÁ & STUHLÍK 2007)

Kategorie jezera	pH	KNK [$\mu\text{eq.}\Gamma^{-1}$]	Ca ²⁺ [$\mu\text{eq.}\Gamma^{-1}$]
I. necitlivé k acidifikaci	>6,6	>124	>104
II. citlivé k acidifikaci	5,5–6,6	8–124	50–104
III. extrémně citlivé k acidifikaci	<5,5	<8	<50

PREDIKCE DO BUDOUCNOSTI

Ačkoliv došlo k výraznému chemickému i biologickému zotavení tatranských jezer z acidifikace, tak byl pozorován opětovný mírný nárůst emisí zejména amoniaku ze zemědělských zdrojů a oxidů dusíku z dopravy v souvislosti s ekonomickým růstem (KOPÁČEK et al. 2005). Nárůst emisí těchto látek bude mít za následek zvýšení koncentrace dusičnanů v jezerní vodě, které tak mohou zvrátit probíhající proces zotavení jezerních ekosystémů z acidifikace.

Vedle toho se ve světě zvyšuje vliv klimatem řízených faktorů na procesy zotavení:

- jako je zvýšený obrat DOC (ROSE et al. 2004), který povede ke zvýšení kyselosti jezerní vody způsobené organickými kyselinami,
- zvýšená frekvence a závažnost období sucha (DILLON et. al. 1997), které mohou mít za následek pulsy uvoňování síry v povodí s vysokým množstvím deponovaných těchto látek z období zvýšeného spadu,
- a v přímořských oblastech zvýšená frekvence a závažnost událostí přenosu solí z moře, které již v acidifikovaných oblastech vedli k mobilizaci spíše H⁺ a Al (a nikoliv bazických kationtů jako v neacidifikovaných oblastech) a tak k dalšímu oddalování zotavení (HINDAR et al. 1994).

Vývoj chemismu a bioty acidifikovaných povrchových vod proto vyžaduje v budoucnosti monitoring nejen ve vztahu k množství emisí ale i k efektům klimatickým změn.

3. MATERIÁL A METODY

3.1. POPIS LOKALIT

GEOGRAFIE

Vysoké Tatry jsou jediným vysokohorským pohořím v celém více než 1 200 km dlouhém oblouku Karpat. Rozkládají se na území 341 km², celková plocha Tatranského národního parku, který zahrnuje také ostatní části Tater, je bez ochranného pásma 741 km².

Území Tater se nachází na slovensko-polských hranicích a člení se na Západní a Východní Tatry, přičemž hranici mezi nimi tvoří Liliové sedlo. Východní Tatry se dále dělí na Vysoké (v centrální části) a Belianské Tatry. Nejvyšší vrchol - Gerlachovský štít (2654 m. n. m.) - leží uprostřed vysokotatranského oblouku. Tatry mají vysokohorský charakter a glaciální reliéf vymodelovaný ledovci (ostré vrcholy a hřebeny, trogy, kary, skalní stupně, vodopády apod.). Jezera, která vznikla ledovcovou činností, se nazývají plesa.

Tatry jsou oblastí největšího výskytu jezer na Slovensku. Jezera se nacházejí v Západních (22 větších a 18 menších než 0,01 ha) a ve Vysokých Tatrách (116 větších trvalého charakteru a 105 periodického charakteru menších než 0,01 ha).

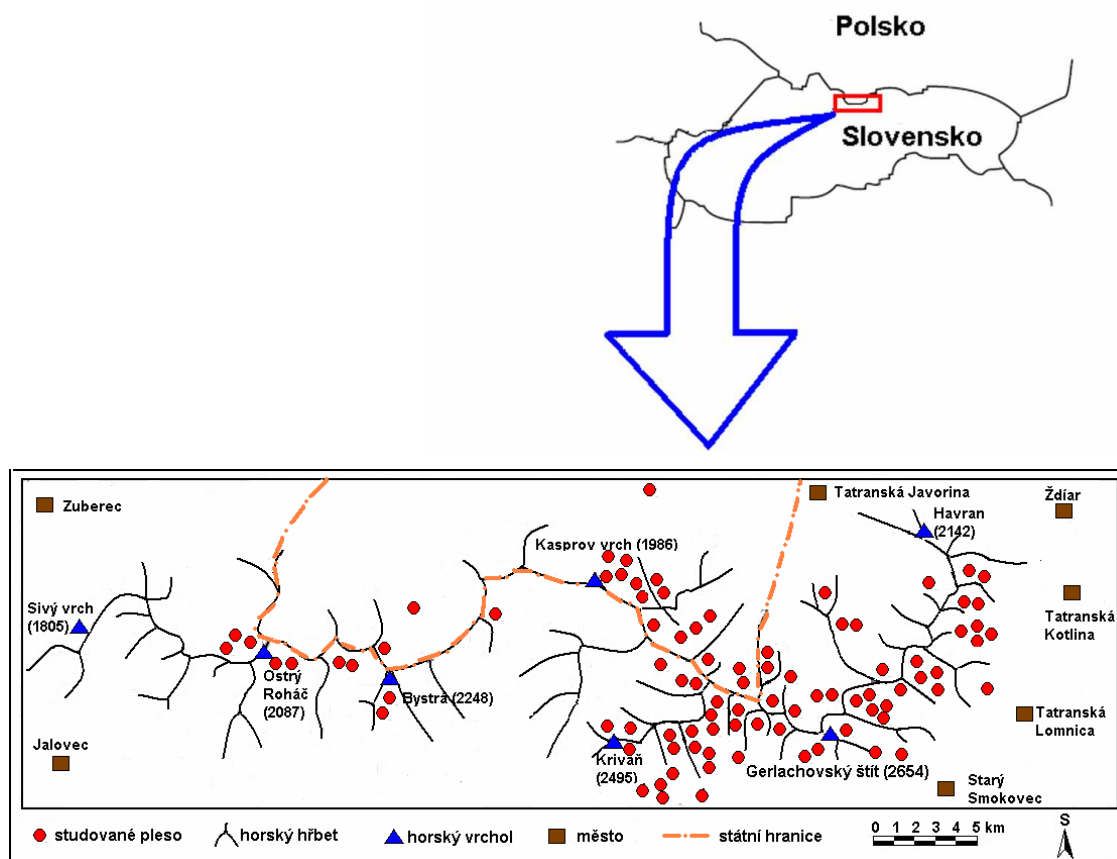
Tatry jsou pozoruhodné vysokých výskytem jezer na malé ploše – v rámci předkládané studie vzdálenost mezi nejzápadněji položeným plesem Štvrtým Roháčským a nejvýchodněji plesem Skalnatým činí pouze 44 km a vzdálenost mezi nejseverněji položeným plesem Toporowy Staw Nižny a nejjižnějším plesem Štrbským je 18 km (Obr. 1). Gradient nadmořské výšky studovaných ples sahá od 1089 m n. m. (Toporowy Staw Nižny) po 2145 m n. m. (Vyšné Wahlenbergovo pl.).

MORFOMETRIE

Tatranská plesa jsou relativně malá, maximální hloubka poloviny jezer v předkládané studii nedosahuje 5 m a plocha 77 % ples je menší než 2 ha. Nejhlubším jezerem je Wielki Staw Polski (79 m) a pleso s největší plochou vodní hladiny představuje Mořskie Oko (35 ha) (KOPÁČEK et al. 2006a).

GEOLOGIE

Zatímco Vysoké Tatry jsou z převážné části tvořené geologicky citlivým podložím – žulou, místy se vyskytují ruly a v Západních Tatrách převládají krystalické břidlice.



Obr. 1 Studovaná plesa

KLIMA

Na 100 m výšky klesá průměrná roční teplota vzduchu ve Vysokých Tatrách o 0,6 °C a průměrné roční srážky vzrůstají o 50 mm (LAJČZAK 1996, podle KŘEČEK et al. 2006). Množství srážek je okolo 1000 mm.rok⁻¹ v 1330 m. n. m. a 1600 mm.rok⁻¹ v 2635 m n. m., ale v některých údolích spadne srážek i více než 2000 mm.rok⁻¹ (KOPÁČEK & al. 2006a). Délka doby zimní pokrývky se zvyšuje o 10,2 dne na 100 m výšky, vysoko položená plesa jsou proto zamrzlá po většinu roku – některá začínají zamrzat již na konci října a rozmrzají až na konci června (Okrúhlé 2105 m n. m.). Nebyl prokázán vliv nadmořské výšky na načasování začátku zamrzání, zde se uplatňují jiné faktory než nadmořská výška jako jsou morfometrie jezera, rychlost přítoků, expozice větru a záření (ŠPORKA et al. 2006).

Tatry leží na poloviční vzdálenosti mezi Atlantickým oceánem a Černým mořem a současně se strmě zvedají do vysokohorského stupně, téměř 2000 m nad okolní kotliny. Jejich podnebí vnitrozemského rázu (dlouhé studené zimy, krátká teplá léta, nejvydatnější srážky v letním období) je proto podmíněno oběma faktory.

OSÁDKA RYB

Jezera jsou převážně bez ryb, kromě několika jezer v Západních (*Cottus poecilopus* obývá Vyšné Račkovo pl., Velké Bystré pl.) a Vysokých Tatrách (*Salvelinus fontinalis* v jezerech Czarny Staw Polski, Wielki Staw Polski, Przedni Staw Polski, Czarny Staw Gąsienicowy a Zielony Staw Gąsienicowy; *Salmo trutta* obývá Velké Hincovo pl., Popradské pl. a Morskie Oko) (HOŘICKÁ et al. 2006, STUHLÍK et al. 2006). Ve Štrbském pl. se nachází více druhů ryb. Původně byla jezera až na výjimky bez ryb avšak mnoho z nich byla opakovaně osázena rybami během posledních několika století.

VEGETACE

Gradient nadmořské výšky studovaných ples sahá od 1089 m n. m. (Toporowy Staw Niżny) po 2145 m n. m. (Vyšné Wahlenbergovo pl.), podél tohoto gradientu v souvislosti se změnou klimatických podmínek se výrazně mění charakter vegetace povodí jezer, který má významný vliv na chemismus jezer (kapitola 4.1.). Dle převládajícího typu vegetace v povodí byla jezera rozdělena do čtyř skupin (KOPÁČEK et al. 2006a):

- lesní: s více než 80 % zalesněním,
- luční: tvořené klečemi a/nebo loukami z 30–70 % či loukami z více než 70 %,
- lučnato-skální: 30–70 % povodí pokryto horskými loukami a/nebo skálou,
- skální: více než 70 % povodí tvořeno skálou.

CHEMISMUS

Pro tatranská plesa je charakteristický zpravidla oligotrofní charakter s malým množstvím anorganických i organických látek, výjimku tvoří Štrbské a Popradské pl. a Przedni Staw Polski, která jsou postižena eutrofizací v důsledku přísunu odpadních vod z rekreačních objektů (STUHLÍK et al. 1985, HOŘICKÁ et al. 2006) a dystrofní plesa (např. Slavkovské pl. a Rakytovská pl.).

Značný výškový rozsah tohoto pohoří a velká členitost terénu podmiňují velké rozdíly v oblačnosti, srážkách, teplotě vzduchu, slunečním svitu (nejvíce svitu mají vrcholy a jižní svahy, na nichž leží většina jezer, naopak nejméně svitu dostávají doliny na severním úbočí). Jezera se dále mezi sebou liší velikostí a hloubkou, průtočností, velikostí povodí, charakterem vegetace a délkou období zámrazu, což přináší příležitost studia chemismu a oživení jezer v širokém spektru mikroklimatických podmínek (Obr. 3).

3.2. ODBĚR A ZPRACOVÁNÍ VZORKŮ

3.2.1. ODBĚR A FIXACE VZORKŮ

Vzorky 89 ples byly odebrány týmem pracovníků pocházejících z několika institucí (Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy Praze, Hydrobiologický ústav Biologického centra AV ČR v Českých Budějovicích, Entomologické oddělení Národního Muzea v Praze, Ústav zoológie SAV v Bratislavě a Fakulta ekológie a enviromentalistiky Technické Univerzity vo Zvolene) ve druhé polovině září 2004 z povrchové vrstvy jezer. Odběr vzorků se provedl na počátku podzimu, protože chemismus jezer je v tomto období stabilnější a reprezentativnější ve srovnání s jarem a létem (KOPÁČEK et al. 1996). Vzorky fytoplanktonu byly na místě fixovány Lugolovým roztokem (HRBÁČEK et al. 1985).

Do studie bylo zahrnuto 12 ples ze Západních Tater a 79 z Východních Tater (Obr. 1). V Západních Tatrách odebrán fytoplakton z 1 lesního, 4 lučních a 7 lučnato-skálnatých ples. Ve Východních Tatrách odebrány vzorky ze všech kategorií ples, tj. všechna skalní plesa pochází z Východních Tater.

3.2.2. SVĚTELNÁ MIKROSKOPIE

V laboratoři byly vzorky zkoncentrovány sedimentací v odměrných válcích. Míra koncentrace se lišila v závislosti na množství autotrofních organismů, vyjádřeném v jednotkách chlorofylu *a* (chl *a*): vzorky s relativně velmi malým množstvím chl *a* (<0,1 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) se koncentrovaly 10x, ve výjimečných případech, kdy hodnota chl *a* byla pod hranicí detekčního limitu, i 15x, ostatní vzorky jsem nechala zkoncentrovat 5x.

Determinace byla z důvodu studia fixovaných vzorků v řadě případů provedena na úroveň rodu. Početnost jednotlivých taxonů jsem zjišťovala v Utermöhlových sedimentačních planktonních komůrkách pod inverzním mikroskopem DIAPHOT (UTERMÖHL 1931). U hojných druhů bylo spočteno minimálně 30 jedinců a proměřeno 30 jedinců. Ze změřených rozměrů jednotlivých taxonů jsem na základě aproximace tvarů buněk ke známým geometrickým tělesům vypočítala hodnotu objemové biomasy a vyjádřila ji v jednotkách [$\text{mm}^3\cdot\text{l}^{-3}$] (HILDEBRANDT et al. 1999, STRAŠKRABOVÁ et al. 1999).

3.2.3. FLUORESCENČNÍ MIKROSKOPIE

Pro druhovou determinaci obrněnek s thékou je důležitý počet a vzájemná poloha destiček. K vizualizaci těchto struktur jsem využívala fluorescenční barvivo CalcofluorWhite (FRITZ & TRIEMER 1985).

Pro dlouhodobé používání této fluorescenční barvy jsem vytvořila zásobní a posléze pracovní roztok, přičemž zásobní roztok jsem uchovávala v mikrozkušavce typu Eppendorf ve tmě (mikrozkušavku jsem obalila alobalem) a při nízkých teplotách (FRITZ & TRIEMER 1985).

Koncentrovaný vzorek (viz 3.1.2.) jsem přenesla z odměrného válce do centrifugační zkumavky a nechala odstředovat 10 min při rychlosti 1000 otáček/minutu, odsála supernatant a koncentrovaný vzorek ve velké kapce přenesla na podložní sklíčko a přidala skleněnou pipetou kapku pracovního roztoku. Nepřiklopila jsem krycím sklíčkem, díky tomu preparát nevyschnul delší dobu. Preparát jsem pozorovala na fluorescenčním a konfokálním mikroskopu v UV oblasti při vlnové délce 340-400 nm pod invertovaným konfokálním mikroskopem Leica s AOB (Acousto-Optical Beam Splitter) v Laboratoři konfokální a fluorescenční mikroskopie, PŘF UK.

3.2.4. TRANSMISNÍ ELEKTRONOVÁ MIKROSKOPIE (TEM)

Druhové určení zlatívek ze třídy Synurophyceae je založeno na morfologických znacích křemičitých šupin na povrchu buňky. Pro pozorování submikroskopických struktur šupin je nutná vysoká rozlišovací schopnost, kterou umožňuje TEM (KRISTIANSEN 2002; NEBESÁŘOVÁ 2002).

Na podložní sklíčko jsem nalepila izolepu tak, aby jen asi o 1 mm přesahovala jeho okraj. Poté jsem na okraj lepicí pásky přilepila síťku s formvarovou blankou směrem nahoru. Koncentrovaný vzorek (viz 3.1.2.) jsem přenesla z odměrného válce do centrifugační zkumavky a nechala odstředovat 10 min při rychlosti 1000 otáček/minutu, odsála supernatant. Pro purifikaci vzorku od fixačního činidla jsem promyla vzorek roztokem destilované vody a 96% ethanolu (2:1) (Hyliš, M. – os. sdělení) a opět centrifugovala a odsála supernatant. Sterilní pipetou jsem přenesla 4 µl přečištěného vzorku na síťku a nechala preparát přes noc zaschnout. Preparáty jsem pozorovala pomocí TEM JEOL 1011 v Laboratoři elektronové mikroskopie, PŘF UK.

3.2.5. SKENOVACÍ ELEKTRONOVÁ MIKROSKOPIE (SEM)

Další skupinu řas, jejichž tělesné zbytky přetrvávají i po smrti buňky a umožňují druhové určení i ve fixovaném stavu, představují rozsivky. Detailní znaky na křemičité schránce jsou dobře patrné v SEM.

Před pozorováním schránek rozsivek je nutné odstranit organickou součást vzorků. Využívala jsem metodu vypalování organického materiálu reakcí 30% roztoku peroxidu

vodíku (H_2O_2) s dichromanem draselným ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) (KRAMMER & LANGE-BERTALOT 1986). 10 ml koncentrovaného vzorku (viz 3.2.) jsem přenesla z odměrného válce do Erlenmayerovy baňky o objemu 50 ml, přidala jsem 20 ml H_2O_2 a nechala min. 30 min stát. Poté jsem Erlenmayerovu baňku se směsí vzorku a peroxidu vložila do velké kádinky (>1 l), přenesla do digestoře a do roztoku jsem nasypala 15 mg $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$. Vzniklý roztok jsem promíchala a nechala působit. Planktonní vzorky z tatranských jezer jsou většinou chudé na organické látky, proto k silné exotermické reakci občas docházelo i po více než 1h po přidání $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$. Po proběhnutí reakce jsem vzorky centrifugovala a 5x promyla v destilované vodě. Poté jsem koncentrát přenesla sterilní pipetou na alobal kruhového tvaru o průměru 1 cm. Při další úpravě vzorků jsem postupovala podle NEBESÁŘOVÁ (2002). Preparáty jsem pozorovala pomocí SEM JEOL 6380 LV v Laboratoři elektronové mikroskopie, PřF UK.

3.2.6. DETERMINAČNÍ LITERATURA

Při určování jednotlivých taxonomických skupin sinic a řas jsem používala následující literaturu:

- Bacillariophyta (KRAMMER & LANGE-BERTALOT 2004, HOUK & KLEE 2007),
- Cryptophyta (JAVORNICKÝ 2003),
- Cyanoprokaryota (KOMÁREK & ANAGNOSTIDIS 1999, KOMÁREK & ANAGNOSTIDIS 2005),
- Dinophyta (POPOVSKÝ & PFIESTER 1990),
- Euglenophyta (HINDÁK 1978, WOLOWSKI & HINDÁK 2005),
- Chlorophyta (KOMÁREK & FOTT 1983),
- Chrysophyta (STARMACH 1985, KRISTIANSEN & PREISIG 2007),
- Prasinophyta (ETTL 1983, JOHN et al. 2005),
- Xanthophyta (ETTL 1978, HINDÁK 1978, RIETH 1980),
- Zygnematophyceae (WEHR & SHEATH 2003, JOHN et al. 2005).

Při určování jsem se řídila nomenklaturou používaných determinačních klíčů. Podle studie LEWIS & MCCOURT (2004) jsem zařadila čeledi Zygnematophyceae a Klebsormidiophyceae do skupiny Charophyta. Na základě téže studie jsem dále zařadila rod *Mesostigma* do čeledi Mesostigmatophyceae, která tvoří bazální čeleď skupiny Charophyta. Rody *Oocystis* a *Dioctyosphaerium* jsem zařadila do skupiny Trebouxiophyceae na základě výsledků práce HEPERLE et al. (2000).

3.3. METODY ANALÝZY DAT

3.3.1. STATISTICKÉ PROGRAMY A GRAFICKÉ VÝSTUPY

Pro statistické zpracování jsem použila následující programy:

- Prism 5 (GraphPad Software) - pro popisné statistické metody a Mann-Whitney test,
- PAST-software (HAMMER et al. 2001) - pro jednoduché korelace, regrese a jednoduchý Mantelův test,
- STATISTICA (version 7.1.) - pro popisné statistické metody, test normálního rozdělení a mnohonásobné regrese,
- Canoco 4.5 (TER BRAAK & ŠMILAUER 1998) - pro mnohorozměrné analýzy dat a
- zt (version 1.0) (BONNET & PEER 2002) - pro parciální Mantelovy testy.

Grafické výstupy pochází z programů CanoDraw 4.0 (TER BRAAK & ŠMILAUER 2002), Prism 5 (GraphPad Software), SigmaPlot (version 8.02) a STATISTICA (version 7.1.).

3.3.2. ÚPRAVA DAT PRO STATISTICKÉ ANALÝZY

Chemické a morfometrické charakteristiky ples jsem čerpala z KOPÁČEK et al. (2006a). Do analýz jsem zahrnula data o přítomnosti zooplanktonu (konkrétně o zástupcích rodu *Daphnia* a *Ceriodaphnia*) (ŠTENCLOVÁ & STUHLÍK 2007), údaje o blízkosti lidských sídel (Stuchlík – os. sdělení), geologickém složení povodí (Stuchlík – os. sdělení; na základě GOREK & KAHAN 1973; NEMČOK et al. 1993) a z map odečtené geografické souřadnice (Vysoké Tatry 2006; Západné Tatry 2002).

Do analýzy vztahu druhového složení a chemických a morfometrických parametrů jsem zahrnula pouze ty druhy, které se vyskytovaly aspoň v 5 % ples nebo tvořily min. 5 % biomasy fytoplanktonu jezera.

Vícestavové kvalitativní proměnné prostředí (např. typ povodí: les, louka, louka-skála, skála) jsem převedla do soustavy umělých binárních proměnných, tzv. dummy variable (MARHOLD & SUDA 2002).

3.3.3. STATISTICKÉ ANALÝZY

Pro zpracování mnohorozměrných dat jsem nejprve zjistila délky gradientů zvlášť pro druhy a zvlášť pro faktory prostředí metodou DCA v programu CANOCO. Pokud délka nejdelšího gradientu byla vyšší než 4.0, používala jsem **unimodální techniky** (DCA, CA či CCA). Použití lineární metody by v tomto případě nebylo vhodné, protože data byla příliš heterogenní a od předpokládaného lineárního modelu by se odchylovalo příliš mnoho druhů.

Pokud byl nejdelší gradient kratší než 3,0, pracovala jsem dále s **lineárními technikami** (PCA, RDA). Pokud se délka gradientu nacházela v rozmezí hodnot 3–4, mohla jsem použít obě metody analýzy.

Nepřímé gradientové analýzy (PCA, CA) jsem používala jako metodu k hledání jednoho nebo více (vzájemně nezávislých) gradientů, které byly prediktory v regresních modelech lineární či unimodální odpovědi druhů (např. Obr. 39), dále jsem tyto metody používala k znázornění toho, které faktory prostředí byly spolu korelované a které naopak na sobě byly nezávislé (např. Obr. 3).

Cílem **přímých gradientových analýz** (RDA, CCA) je nalézt gradient v datech, který je lineární kombinací předložených vysvětlujících proměnných (charakteristik prostředí) (LEPŠ & ŠMILAUER 2000). Používala jsem postupný výběr faktorů prostředí za pomoci Monte Carlo permutačních testů s počtem opakování 1000. Nalezený faktor prostředí průkazně ovlivňující závisle proměnné (např. druhové složení) jsem poté podrobila analýze s kovariátami, abych zjistila čistý vliv tohoto faktoru, tj. abych odfiltrovala část vlivu faktoru, která je dána překryvem s jinými faktory.

Pro zjištění průkaznosti vztahu dvou proměnných (např. počtu druhů a nadmořské výšky; Tab. 5) jsem použila **jednoduchou lineární regresi**. V případě, že mě zajímal vztah více proměnných a jedné závisle proměnné, volila jsem **mnohonásobnou lineární regresi** (např. při konstrukci modelu vysvětlujícího počet druhů fytoplanktonu dystrofních ples; Tab. 4).

Pro zjištění odpovědi na otázku, zda mediány určitého faktoru dvou různých souborů jsou rozdílné, jsem nejprve zjišťovala, zda data měly normální rozdělení a to pomocí **Kolmogorov-Smirnovova testu**, kdy se testuje nulová hypotéza: „Data mají normální rozdělení“. Pokud hladina testu je nižší než 0,05, zamítám tuto hypotézu, tj. data normální rozdělení nemají. V tom případě jsem používala neparametrickou variantu t-testu a to **Mann-Whitney test**, který testuje nulovou hypotézu: „Medián daného faktoru dvou souborů je stejný“ (např. medián koncentrace dusičnanů dystrofních a nedystrofních ples je podobný). Pokud hladina testu byla nižší než 0,05, zamítla jsem nulovou hypotézu, tj. dva soubory se v daném znaku průkazně lišily.

Pro zjištění odpovědi na otázku, zda mediány určitého faktoru tří a více různých souborů jsou shodné, jsem opět nejprve testovala, zda data mají normální rozdělení. Pokud data normální rozdělení neměla, volila jsem neparametrickou variantu jednocestné ANOVY a to **Kruskal-Wallisův test**.

Při porovnávání podobností dvou matic (např. vztah mezi geografickou vzdáleností a podobností druhového složení) jsem používala **Mantelův test**. Podobnost (similarity) druhového složení mezi lokalitami jsem vyjádřila pomocí **Sorensenova indexu** (též znám jako Diceův index):

$$S = 2M/(2M+A+B)$$

M.....počet společných druhů

A.....počet druhů první lokality

B.....počet druhů druhé lokality

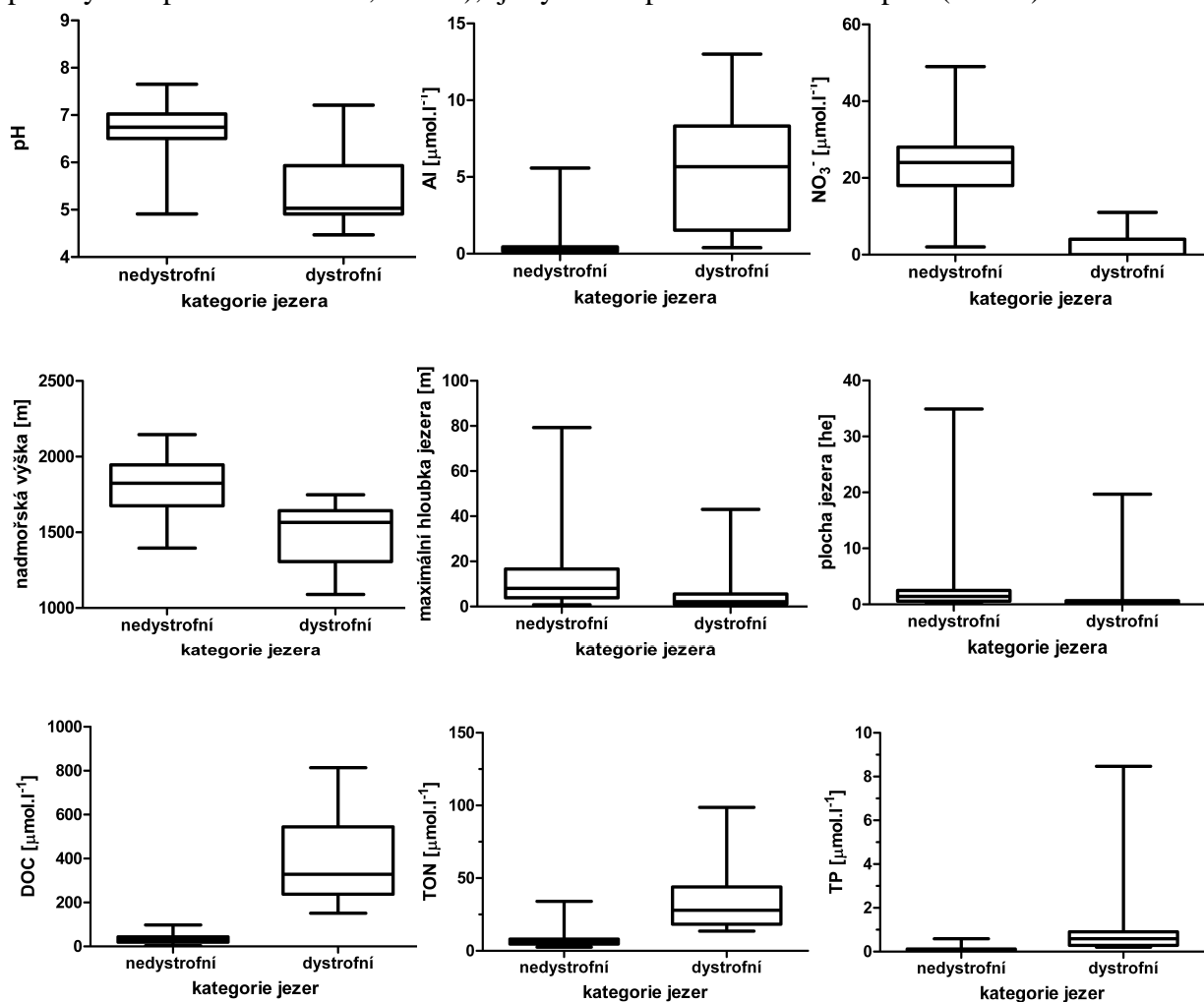
Sorensenův index nabývá hodnot od 0 (žádné společné druhy) do 1 (identické druhové složení). Analogicky lze vyjádřit pomocí Sorensenova indexu i rozdílnost (dissimilarity): $D=1-S$ (HAMMER 2009). Dala jsem přednost v použití Sorensenovu indexu před podobným Jaccardovým indexem: $M/(M+A+B)$, protože Sorensenův index dává větší váhu společnému výskytu druhů než tomu, že se druhy spolu nevyskytovaly, a byl tedy vhodnější pro zhodnocení podobnosti velmi rozmanitého tatranského fytoplanktonu. Rozdílnost faktorů prostředí mezi lokalitami (např. rozdílnost nadmořských výšek jezer) jsem vyjádřila pomocí **Euklidovské vzdálenosti** $D_{jk} = \sqrt{\sum (x_{ji} - x_{ki})^2}$ (HAMMER 2009), která nabývá kladných hodnot od 0 (totožná hladina faktoru). Horní hodnota tohoto indexu je dána rozsahem poměřovaných veličin (nejvyšší hodnota Euklidovské vzdálenosti znamená, že jsou v tomto znaku dvě lokality zcela odlišné). Mantelův test testuje nulovou hypotézu: „Mezi maticemi není žádný vztah“. Nechala jsem randomizovat s počtem opakování 10.000. Výstupem z analýzy jsou Pearsonův korelační koeficient (r), který vyjadřuje míru síly vztahu a pohybuje se v rozmezí hodnot -1 po $+1$, a hladina testu (p-hodnota).

Parciální Mantelův test jsem použila pro testování korelací dvou matic za odfiltrování vlivu třetí matice, např. test vztahu podobnosti druhového složení fytoplanktonu a geografické blízkosti ples při odstranění vlivu podobnosti faktorů prostředí (chemických a morfometrických parametrů) (BONNET & PEER 2002).

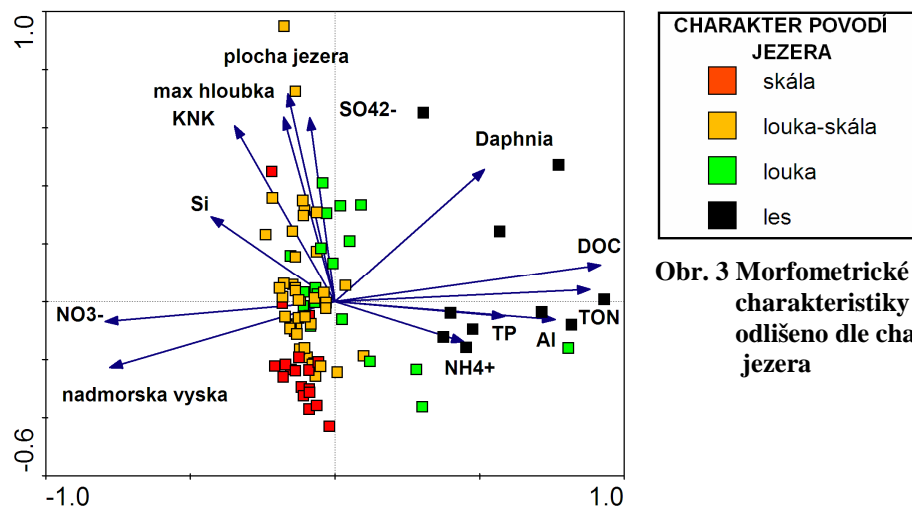
4. VÝSLEDKY

4.1. CHEMICKÉ PARAMETRY A MORFOMETRICKÁ CHARAKTERISTIKA PLES

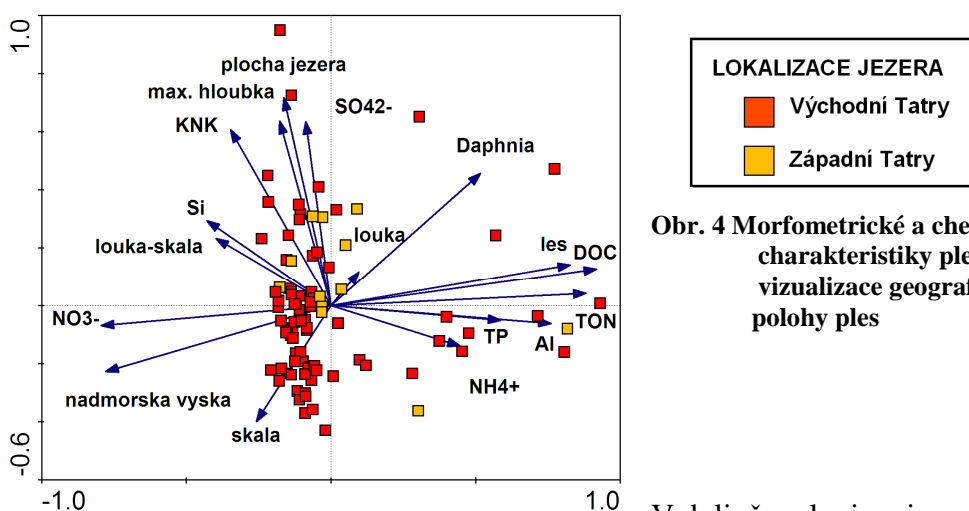
Studovaná plesa tvořila značně heterogenní skupiny po stránce morfometrické i co se týče chemického složení jezerní vody (Obr. 3). Chemismus a morfometrie dystrofních jezer se průkazně odlišovala od chemismu a morfometrie ostatních ples (Obr. 2). Neparametrický Mann-Whitney test zamítl na hladině $p < 0,0001$ zamítl nulovou hypotézu, že medián daného faktoru (TON, DOC, TP, pH, Al, NO_3^- , nadmořská výška) dystrofních a nedystrofních ples je stejný, odlišnost potvrzena i pro medián maximální hloubky a plochy jezera a koncentraci síranů ($p < 0,01$; $p < 0,05$). Na základě těchto odlišností jsem analyzovala dystrofní a nedystrofní plesa odděleně. Do kategorie dystrofní plesa patřilo všech 10 lesních a 3 luční plesa (Tiché pl. ve Východních Tatrách; Vyšné Tomanovo pl. a Nižné pls. nad Ráčkovými pliesky v Západních Tatrách; Obr. 4), tj. dystrofní plesa tvořila 15 % ples (Obr. 3).



Obr. 2 Odlišný chemismus a morfometrie dystrofních ples

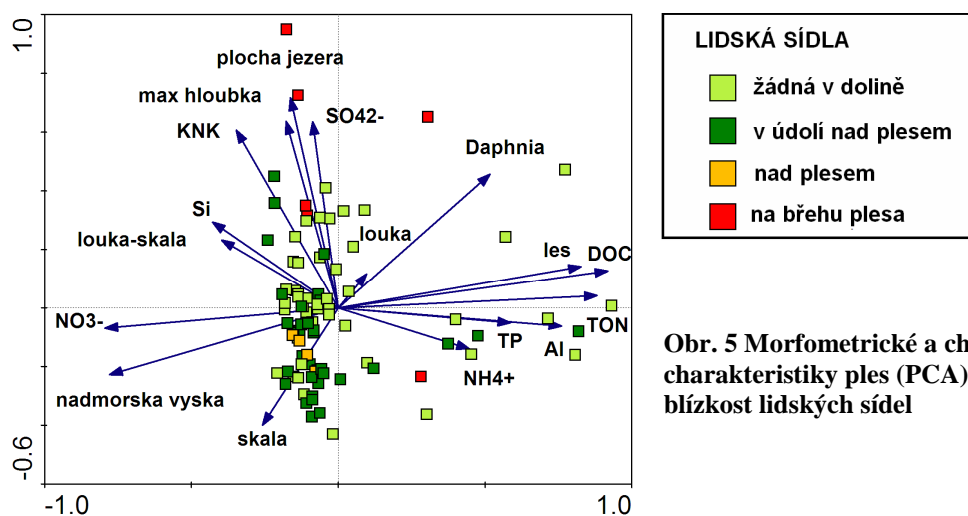


Obr. 3 Morfometrické a chemické charakteristiky ples (PCA) – odlišeno dle charakteru povodí jezera



Obr. 4 Morfometrické a chemické charakteristiky ples (PCA) – vizualizace geografické polohy ples

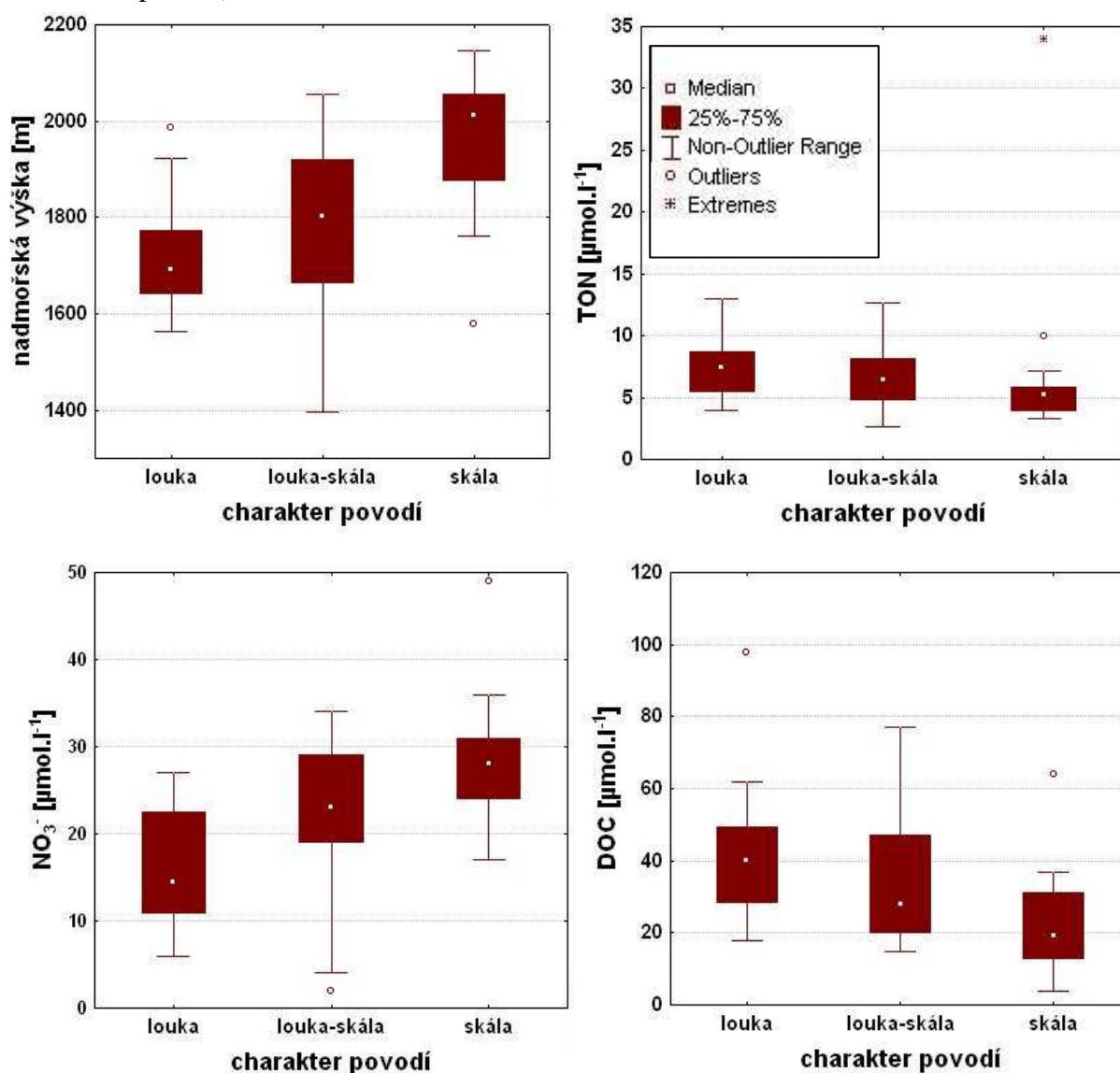
V dolině poloviny jezer se nenachází žádné lidské osídlení, ve třetině případů stojí lidská sídla v dolině, v 5 % případů stojí chata v dolině nad plesem a v 7 % případů je lokalizováno lidské sídlo přímo na břehu jezera (Mořskie Oko, Štrbské pl., Popradské pl., Prostředné Spišské pl., Przedni Staw Polski) či jinak ovlivněno přímým kontaktem s turisty (Jedyniak; Obr. 5).



Obr. 5 Morfometrické a chemické charakteristiky ples (PCA) – zobrazena blízkost lidských sídel

Nedystrofní plesa se dala rozdělit do 3 kategorií podle převažujícího charakteru vegetace v povodí (KOPÁČEK et al. 2006a). Jednotlivé kategorie se lišily v chemickém složení jezerní vody (Mann Whitney test) zejména koncentrací NO_3^- ($p < 0,0001$) a DOC ($p < 0,01$). Byl též zaznamenán rozdíl TON ($p < 0,05$) mezi lučno-skálním a skalními plesy (ale nikoliv mezi lučnými a lučno-skálními). Dále se kategorie mezi sebou lišily nadmořskou výškou ($p < 0,0001$) (Obr. 6). Nicméně nebyl nalezen průkazný rozdíl v morfometrických parametrech a v řadě chemických ukazatelů (TP, Al, SO_4^{2-} , KNK a pH).

Rozdíl parametrů prostředí dystrofních a nedystrofních ples je mnohem výraznější než mezi jednotlivými kategoriemi v rámci nedystrofních ples (vymezenými na základě charakteru povodí).



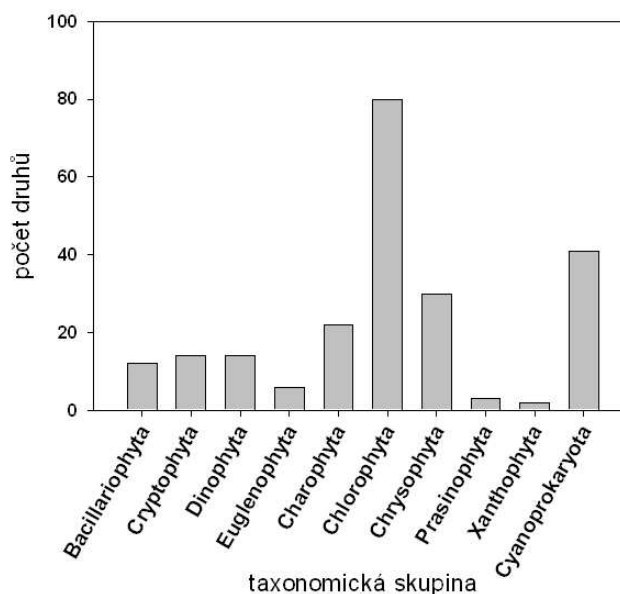
Obr. 6 Průkazně odlišné parametry mezi odlišnými typy povodí v rámci nedystrofních ples μ

4.2. DRUHOVÁ BOHATOST

Celkově bylo určeno 233 druhů planktonních zástupců sinic a řas (Příloha III), přičemž průměrný počet druhů ve vzorku z planktonu činil 22. Nejvyšší počet druhů zaznamenan v polských plesech Wielki Staw Polski a Zielony Staw Gąsienicowy (43, respektive 42 druhů). Nejméně druhů se vyskytovalo v plesech Belasé a Zadni Staw Gąsienicowy (3, respektive 7 druhů).

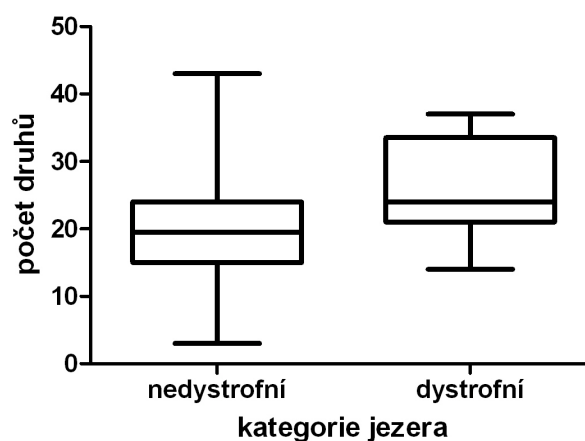
Nejvíce diverzifikovanou taxonomickou skupinou fytoplanktonu byly Chlorophyta (zelené řasy; 80 taxonů), dále Cyanoprokaryota (sinice; 41 druhů), nejmenší rozrůzněnost byla zaznamenána pro skupinu Xanthophyta (různobrvky; 2 druhy) (Obr. 7).

Obr. 7 Druhová diverzita taxonomických skupin fytoplanktonu



Medián počtu druhů dystrofních ples se průkazně lišil od mediánu nedystrofních ples ($p < 0,05$), přičemž v dystrofních plesech se nacházelo více druhů než v nedystrofních (Obr. 8).

Litorální druhy sinic a řas byly též zaznamenány, považovala jsem je ale za náhodně vyplavené ze sedimentu a do analýz vztahu počtu druhů i druhového složení vůči faktorům prostředí jsem je nezahrnula, protože předpokládám, že v sedimentu mohou panovat jiné mikroklimatické podmínky, které mají výraznější vliv na distribuci organismů než chemické vlastnosti povrchové vrstvy jezera. Litorální druhy byly nejvíce zastoupeny krásivkami (26 druhů; některé druhy rodů *Bambusina*, *Closterium*, *Cosmarium*, *Cylindrocys*, *Euastrum*, *Mougeotia*, *Penium*, *Netrium*, *Roya*, *Spirogyra*, *Staurastrum* aj.), méně rozsivkami a sinicemi (Příloha IV).



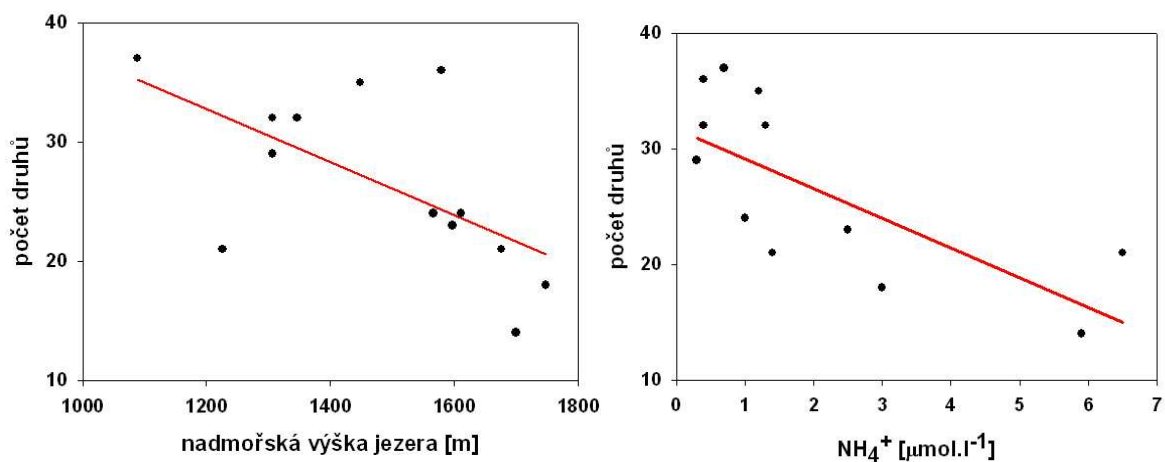
Obr. 8 Počet druhů ve fytoplanktonu dystrofních a nedystrofních ples

4.2.1. DYSTROFNÍ JEZERA

Počet druhů se snižoval s rostoucí nadmořskou výškou a s vyšší koncentrací amoniaku (Tab. 3, Obr. 9).

Tab. 3 Faktory korelované s počtem druhů fytoplanktonu dystrofních jezer

	altitude	NH ₄ ⁺
p	<0,05	<0,01
r	-0,61	-0,70

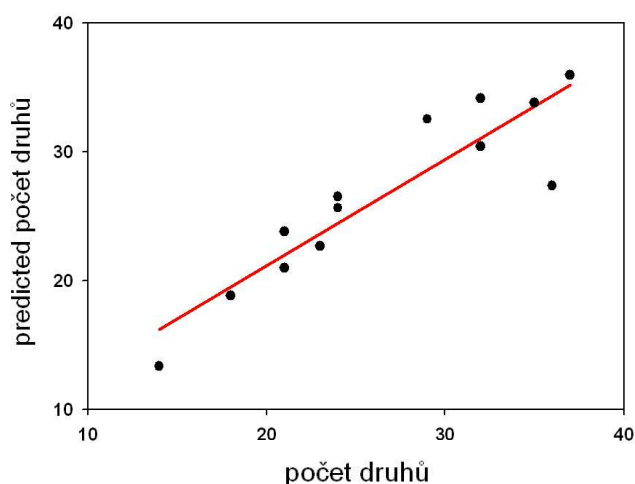


Obr. 9 Faktory korelované s počtem druhů fytoplanktonu dystrofních jezer

Postupná regrese faktorů prostředí a počtu druhů určila tytéž faktory jako průkazné determinanty (Tab. 4). Počet druhů predikovaný na základě navrženého modelu odpovídá pozorovaným hodnotám (Tab. 4, Obr. 10).

Tab. 4 Model vysvětlující počet druhů fytoplanktonu dystrofních ples

	intercept	NH ₄ ⁺	altitude	Z _{max}	celý model
p	<0,0001	<0,01	<0,01	>0,05	<0,001
r	55,62	-2,16	-0,02	0,14	0,91



Obr. 10 Hodnoty počtu druhů fytoplanktonu dystrofních ples na základě modelu

4.2.2. NEDYSTROFNÍ JEZERA

Druhová bohatost fytoplanktonu nedystrofních jezer průkazně klesala se zvyšující se nadmořskou výškou (Obr. 12) a se zvyšující se koncentrací dusičnanů v jezerní vodě. Druhová bohatost rostla se zvyšující se DOC, plochou a hloubkou jezera (Tab. 5). Vliv TP ani KNK jezerní vody nebyl průkazný ($p > 0,5$). Tj. na počtu druhů nedystrofních ples se vedle chemických parametrů výrazně uplatňovaly i morfometrické parametry. Postupná regrese potvrdila důležitost dusičnanů, nadmořské výšky a maximální hloubky jezera jako determinant počtu druhů nedystrofních ples (Tab. 6, Obr. 13).

Tab. 5 Faktory korelované s počtem druhů fytoplanktonu nedystrofních ples

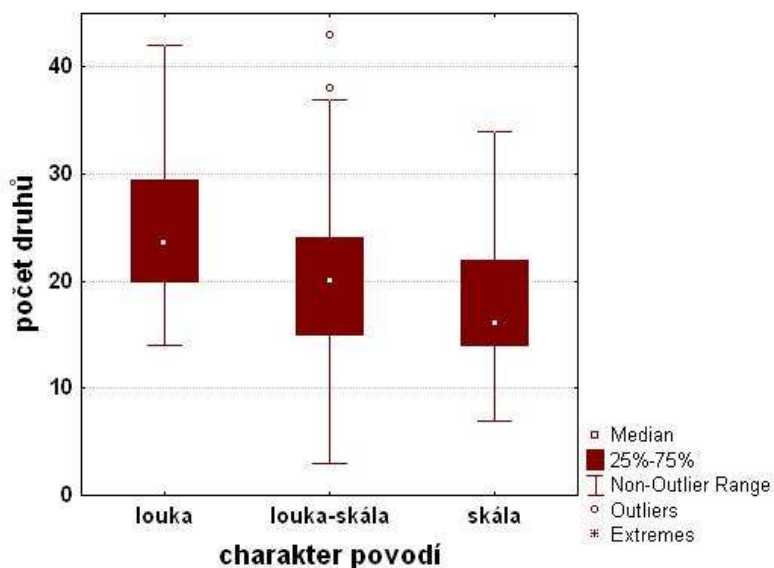
	altitude	Z _{max}	plocha jezera	NO ₃ ⁻	DOC	pH
p	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,001	<0,001	<0,05
r	- 0,50	0,51	0,52	- 0,40	0,38	0,26

Tab. 6 Model vysvětlující počet druhů fytoplanktonu nedystrofních ples

	intercept	NO ₃ ⁻	altitude	Z _{max}	celý model
p	<0,001	<0,0001	< 0,05	< 0,05	<0,0000
r	43,35	-0,37	-0,01	0,18	0,76

	Al	NH ₄ ⁺	plocha jezera	Na ⁺	Ca ²⁺
p	>0,05	>0,05	>0,05	>0,05	>0,05
r	-1,39	1,76	0,1	0,28	-0,02

Počet druhů v lučních plesech se průkazně lišil od počtu druhů ve skalních plesech (Mann-Whitney test; $p < 0,01$; Obr. 11), nicméně počet druhů v přechodné kategorii jezer se od obou krajních kategorií významně nelišil ($p > 0,05$). Protože bylo možno vymezit rozdílný počet druhů v rámci nedystrofních ples do několika kategorií dle převládajícího charakteru vegetace v povodí, analyzovala jsem zvláště luční, lučnato-skální a skalní plesa (Tab. 7, Tab. 8).



Obr. 11 Počet druhů ve fytoplanktonu nedystrofních ples

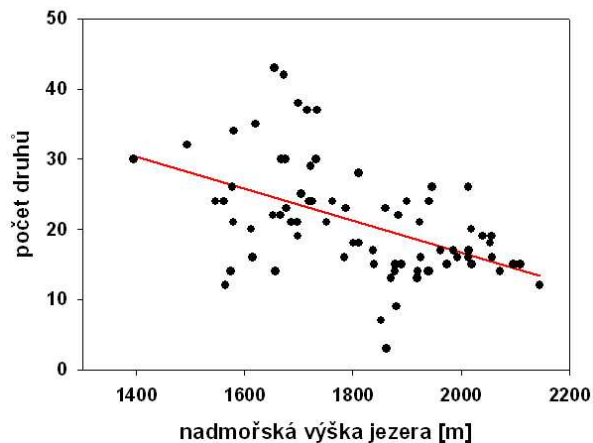
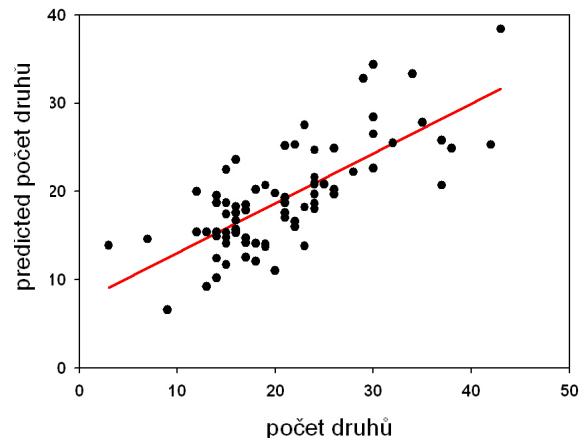
Tab. 7 Faktory korelované s počtem druhů fytoplanktonu skalních ples

typ povodí	skála		
faktor	plocha jezera	Z _{max}	altitude
p	<0,001	<0,01	<0,05
r	0,69	0,68	-0,52

Tab. 8 Faktory korelované s počtem druhů fytoplanktonu lučnto-skalních a skalních ples

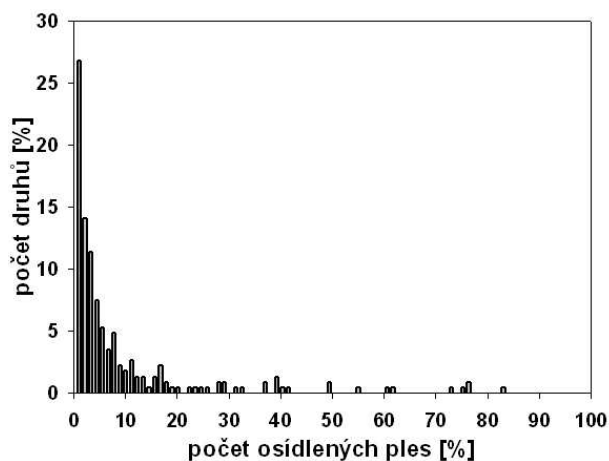
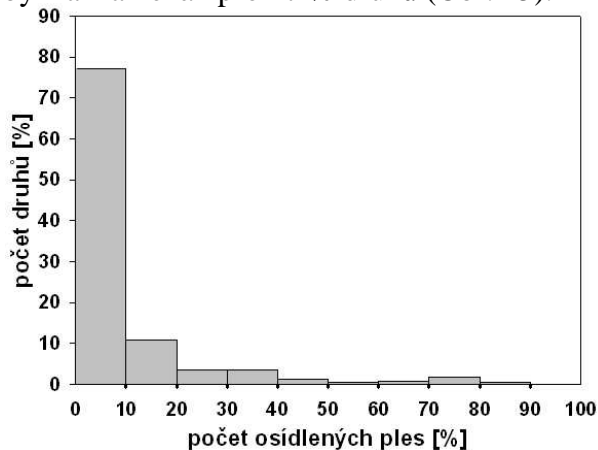
typ povodí	louka-skála						
faktor	plocha jezera	Z _{max}	altitude	TON	DOC	TP	NO ₃ ⁻
p	<0,0001	<0,0001	<0,01	<0,01	<0,01	<0,05	<0,05
r	0,61	0,61	-0,48	0,41	0,48	0,31	-0,37

Detailní studie vztahu počtu druhů a faktorů v jezerech v závislosti na typu povodí ukázala, že počet druhů skalních ples byl ovlivněn morfometrickými parametry a nadmořskou výškou (Tab. 7), fytoplankton lučnto-skalních ples byl navíc determinován chemickými parametry (Tab. 8), u lučních ples nebyl nalezen žádný průkazný vztah mezi počtem druhů a faktory prostředí.

**Obr. 12** Vztah počtu druhů fytoplanktonu nedystrofních ples a nadmořské výšky**Obr. 13** Hodnoty počtu druhů fytoplanktonu nedystrofních ples na základě modelu

4.3. GEOGRAFICKÁ DISTRIBUCE DRUHŮ

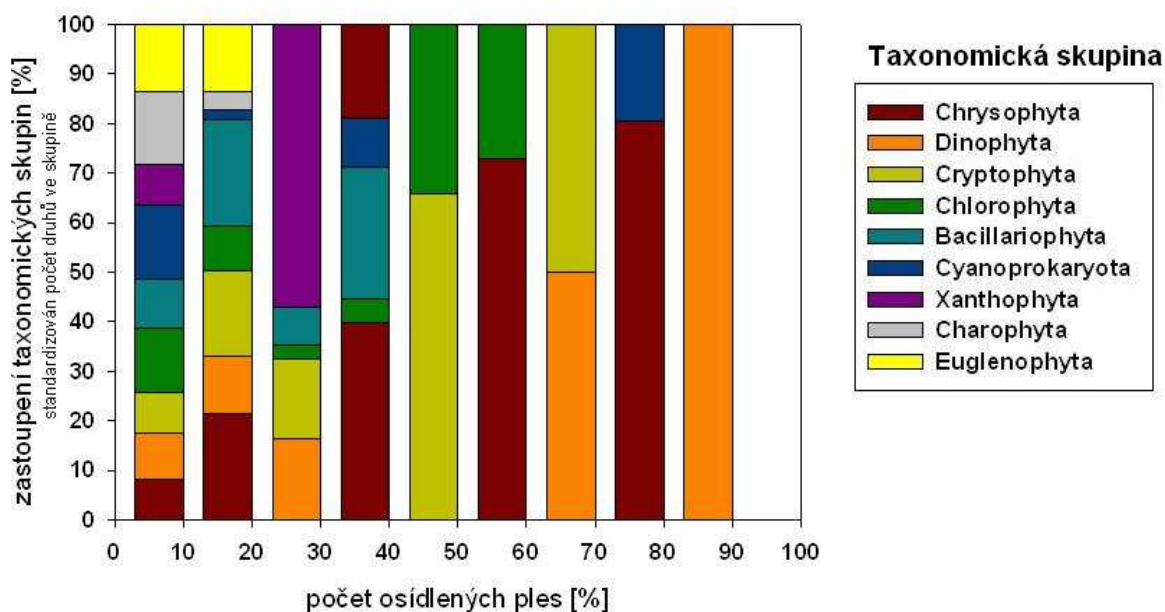
Většina druhů planktonních sinic a řas měla velmi omezené rozšíření: 78 % druhů s vyskytovalo na méně než 10 % lokalitách (Obr. 14), přičemž výskyt pouze z jednoho plesa byl zaznamenán pro 27 % druhů (Obr. 15).



Obr. 14 Frekvence výskytu druhů na lokalitách (hrubé rozlišení)

Obr. 15 Frekvence výskytu druhů na lokalitách (detailní rozlišení)

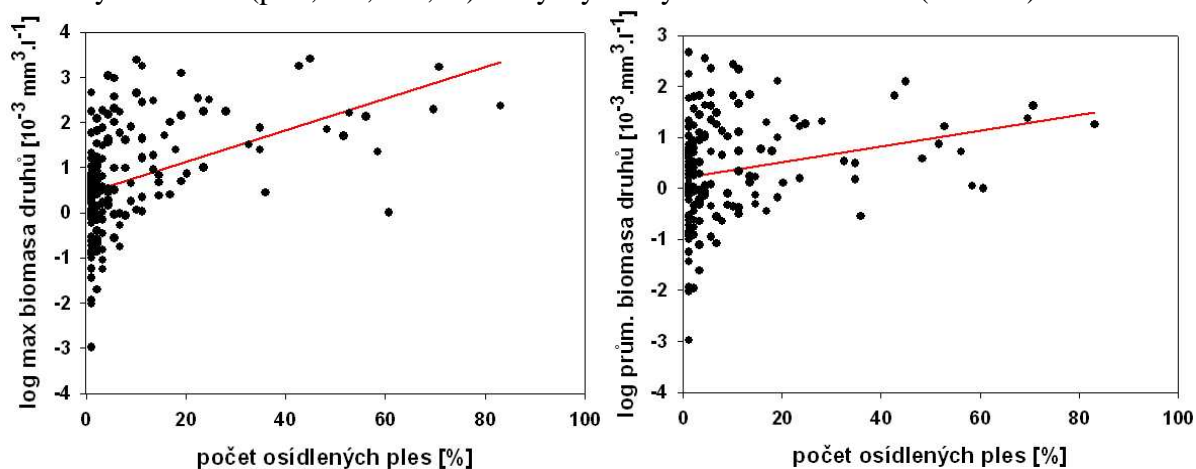
Mezi vzácnými druhy (<10 % lokalit) byly zastoupeny téměř rovnoměrně všechny taxonomické skupiny (Obr. 16), relativně nejméně vzácných druhů patřilo do skupiny Cryptophyta a Chrysophyta (po 9 % ze všech vzácných druhů) a relativně nejvíce do skupiny Charophyta a Cyanoprokaryota (každá po 16 % všech vzácných druhů). Nejrozšířenějším druhem z fytoplanktonu byla obrněnka *Gymnodinium* sp. malé (84 % ples). Ve více než 60 % ples byly rozšířeny druhy: zlativky *Ochromonas* sp.1, *Chrysococcus* spp. a *Chromulina* sp., sinice *Pseudanabaena limnetica*, skrytěnka *Plagioselmis nannoplanctica* a obrněnka *Peridinium umbonatum*. Nejrozšířenější zelenou řasou byl druh *Chlamydomonas* spp. oval.



Obr. 16 Geografické rozšíření hlavních taxonomických skupin fytoplanktonu

4.4. REGIONÁLNÍ BIOMASA DRUHŮ

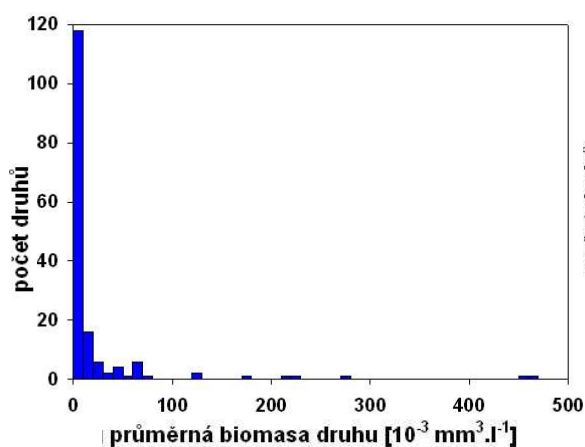
Druhy dosahující vyšších maximálních biomas ($p < 0,0001$, $r = 0,44$) a/nebo vyšších průměrných biomas ($p < 0,001$, $r = 0,23$) se vyskytovaly na více lokalitách (Obr. 17).



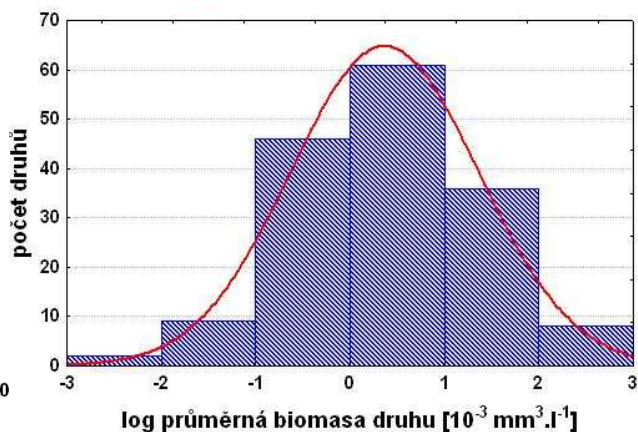
Obr. 17 Vztah mezi lokální hojností a regionální distribucí druhů fytoplanktonu

Průměrná i maximální biomasa druhů tvořících fytoplankton měla log-normální rozdělení (Kolmogorov-Smirnov test, $p > 0,2$), tj. průměrná (Obr. 18, Obr. 19) i maximální biomasa (Obr. 20, Obr. 21) většiny druhů byla nízká, pouze málo druhů mělo biomasy vysoké. Seřazení druhů sestupně podle jejich klesající hodnoty průměrné biomasy vykazovalo výrazný sigmoidální charakter (Obr. 22).

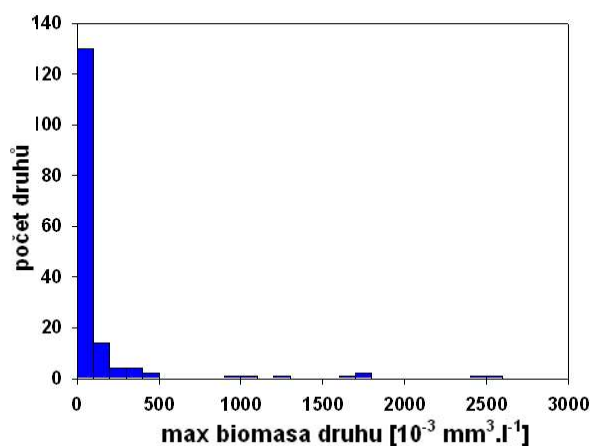
Nejvyšších biomas mezi všemi fytoplanktonními druhy v září 2004 dosáhly: obrněnka *Peridinium umbonatum* (Smreczynski Staw; 2,5 mm³.l⁻¹), skrytěnky *Plagioselmis lacustris* typ Npl. (Nižné pls. nad Ráčkovými pl.; 2,4 mm³.l⁻¹) a *Cryptomonas erosa* (Jamské pl.; 1,8 mm³.l⁻¹), zlativka cf. *Chromulina* (Vyšné Rakytovské pl.; 1,7 mm³.l⁻¹) a zelené řasy *Oocystis marssonii* (Toporowy Staw Nižny; 1,8 mm³.l⁻¹) a *Dictyosphaerium chlorelloides* (Nižné Rakytovské pl.; 1,1 mm³.l⁻¹). Tato jmenovaná jezera měla dystrofní charakter.



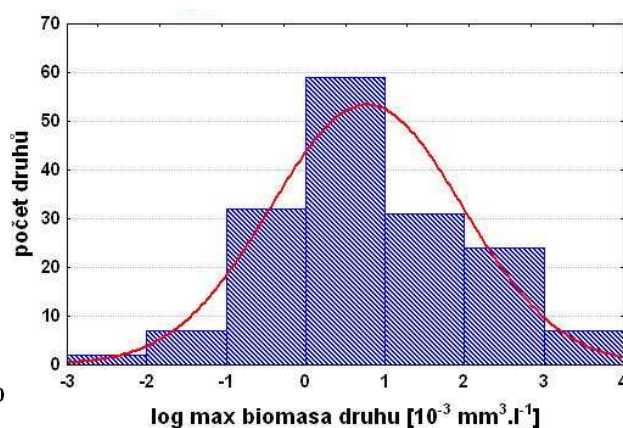
Obr. 18 Rozložení průměrných biomas druhů Fytoplanktonu



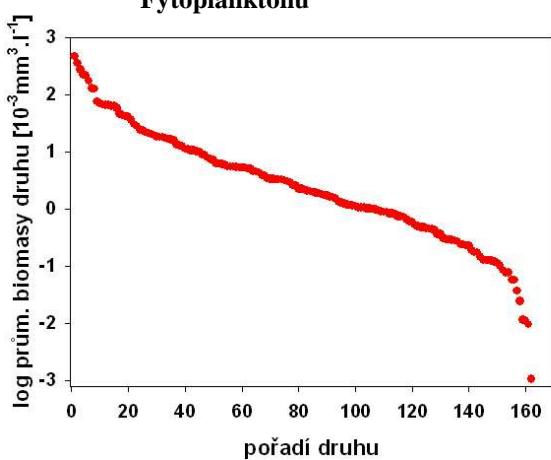
Obr. 19 Rozložení průměrných biomas druhů fytoplanktonu v logaritmické škále



Obr. 20 Rozložení maximálních biomas druhů Fytoplanktonu

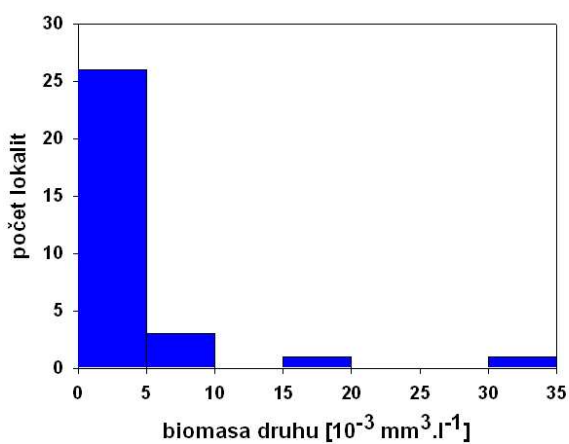


Obr. 21 Rozložení maximálních biomas druhů fytoplanktonu v logaritmické škále

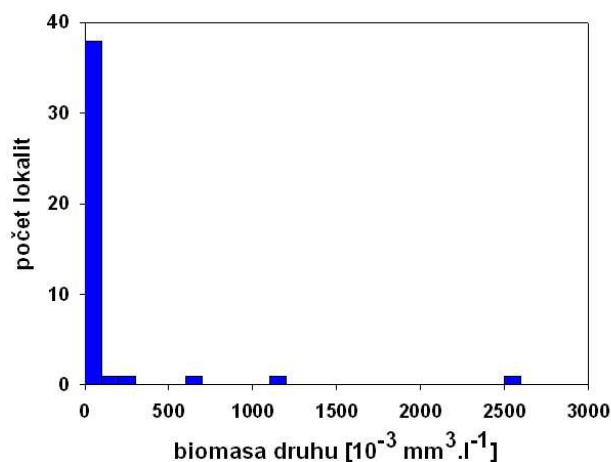


Obr. 22 Průměrné biomasy druhů seřazeny sestupně

Nicméně i druhy v tatranských plesech široce rozšířené (např. *Mallomonas akrokomos*; Obr. 23) a druhy široce rozšířené a současně dosahující nejvyšších biomas mezi všemi fytoplanktonními druhy (např. *Peridinium umbonatum* (Obr. 24) tvořily na většině lokalit svého výskytu nízké biomasy.



Obr. 23 *Mallomonas akrokomos* - zastoupení biomasy druhu na lokalitách



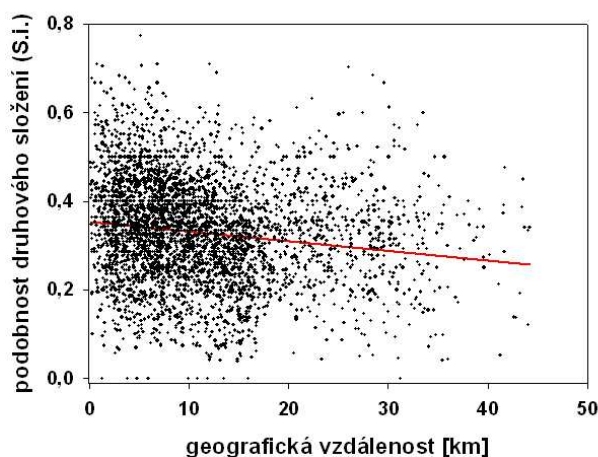
Obr. 24 *Peridinium umbonatum* - zastoupení biomasy druhu na lokalitách

4.5. PODOBNOST DRUHOVÉHO SLOŽENÍ

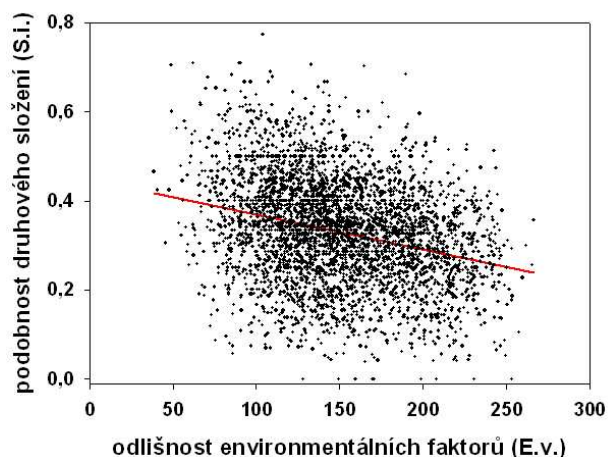
Podobnost druhového složení se snižovala s rostoucí **vzdáleností** ples (Mantelův test, $p < 0,05$; $r = -0,15$; Obr. 25) a s rostoucí odlišností hodnotam faktorů prostředí (chemickým složením a morfometrickými parametry) ($p = 0$; $r = -0,28$; Obr. 26). Druhové složení fytoplanktonu ples si bylo podobnější při podobné hodnotě **pH** ($p = 0$; $r = 0,24$) a koncentraci NO_3^- ($p < 0,001$; $r = 0,25$). Vzdálenější jezera měla odlišnější faktory prostředí ($p < 0,01$; $r = 0,13$).

Vliv vzdálenosti na podobnost druhového složení byl prokázán i po odfiltrování vlivu parametrů prostředí (parciální Mantelův test, $p < 0,001$; $r = -0,21$). A podobně byl prokázán vliv faktorů prostředí na podobnost druhového složení po odseparování vlivu vzdálenosti mezi jezery ($p < 0,001$; $r = -0,14$).

Ve stejné nadmořské výšce se nacházela plesa s odlišným druhovým složením fytoplanktonu. Jezera geograficky blízka se často nacházela v různých nadmořských výškách a měla jiné pH, což ukazuje na velkou odlišnost i blízkce ležících ples.



Obr. 25 Vliv vzdálenosti ples na podobnost druhového složení (S. i.)



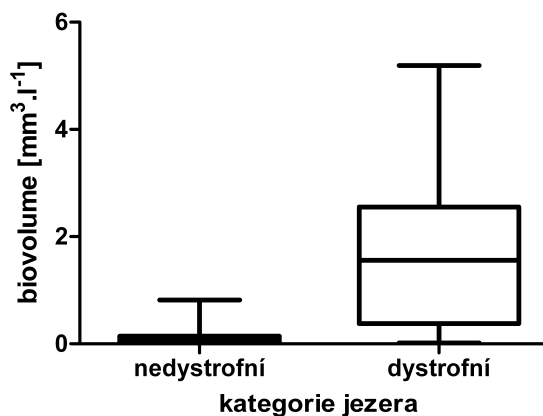
Obr. 26 Vliv environmentálních faktorů (E.v.) na podobnost druhového složení (S. i.)

Dystrofní plesa měla podobné druhové složení fytoplanktonu a podobné parametry prostředí ($p = 0$; $r = 0,52$). Vztah mezi podobnostmi druhového složení a charakterem povodí u jezer dalších kategorií povodí (luční, skalní, lučnato-skalní) nebyl prokázán.

4.6. CELKOVÁ BIOMASA FYTOPLANKTONU

Objemová biomasa fytoplanktonu vyjádřená v jednotkách biovolume se pohybovala v rozmezí 0–5,2 mm³.l⁻¹ (Belasé, respektive Nižné Rakytovské pl.) a výrazně se odlišila v dystrofních plesích od nedystrofních ples (Mann-Whitney test, p<0,0001, Obr. 27).

Obr. 27 Biomasa fytoplanktonu v dystrofních a nedystrofních plesích

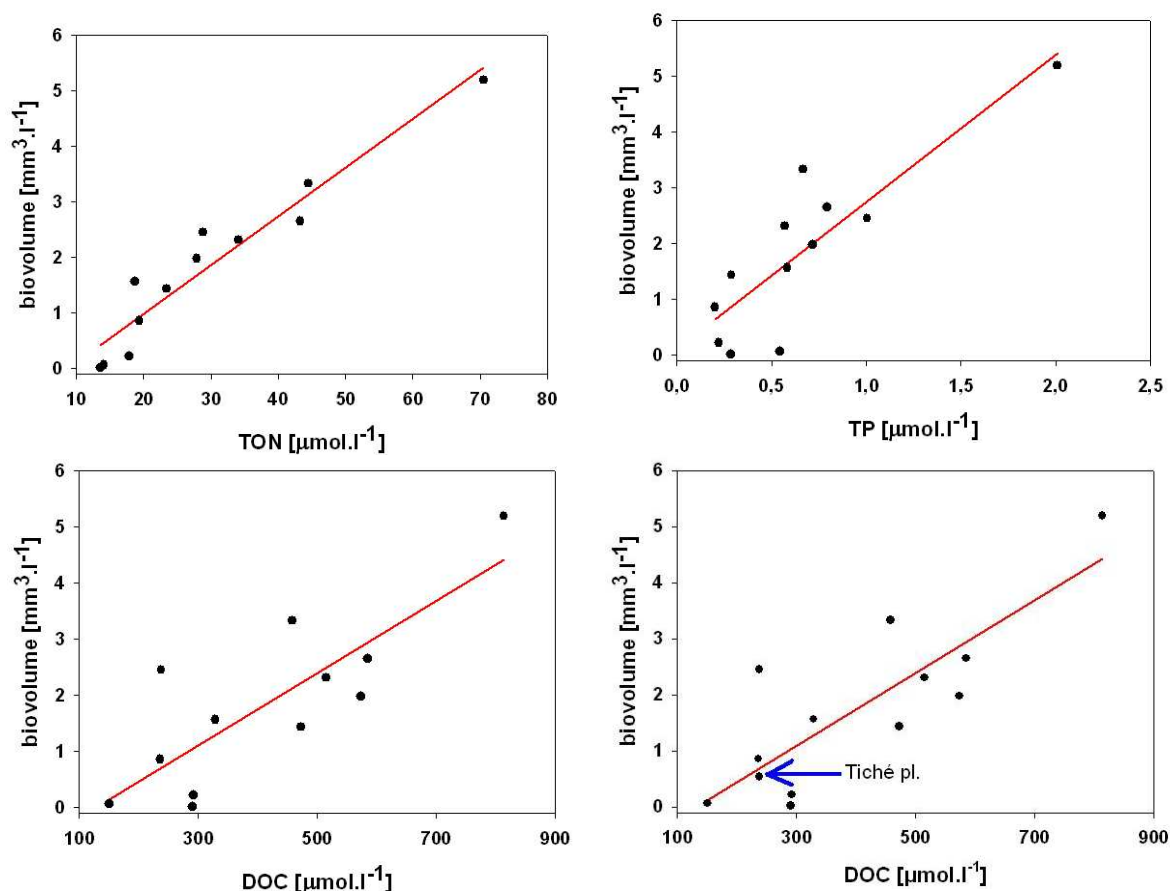


4.6.1. DYSTROFNÍ JEZERA

Biomasa fytoplanktonu dystrofních jezer vzrůstala s vyšší koncentrací TON, TP a DOC (Tab 9, Obr. 28).

Tab. 9 Faktory korelované s biomasou fytoplanktonu dystrofních jezer

	TON	TP	DOC
p	<0,000001	<0,0001	<0,01
r	0,95	0,88	0,81



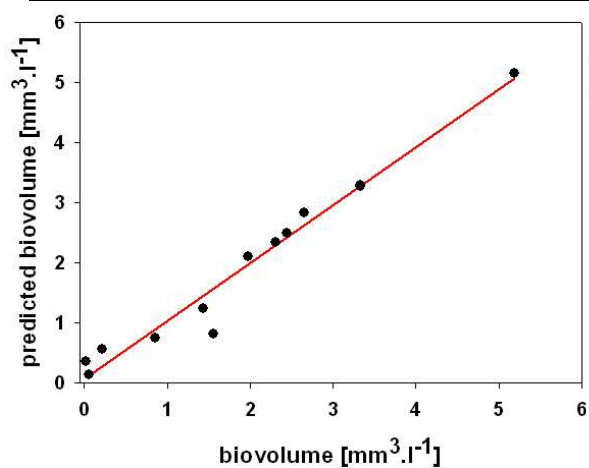
Obr. 28 Faktory prostředí korelované s biomasou fytoplanktonu dystrofních jezer (Tiché pl. zahrnuje pouze v grafu, kde označeno šipkou)

Postupná regrese faktorů prostředí biomasy určila jako klíčovou determinantu biomasy koncentraci TON (Tab 10). Hodnoty objemové biomasy na základě navrženého modelu odpovídají naměřeným hodnotám (Tab 10, Obr. 29).

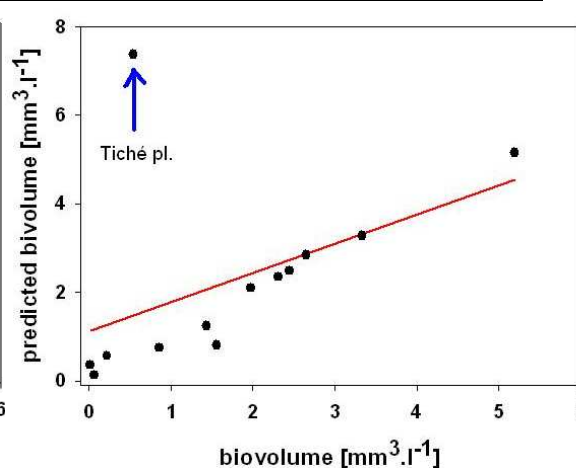
Z analýz, jejichž výsledky jsou obsahem Tab 9 a Tab 10, bylo vyloučeno Tiché pl., protože koncentrace TP a TON v jezerní vodě tohoto plesa se výrazně odchylovaly – byly nejvyšší z dystrofních ples (Obr. 2) – a přitom vztah celkové biomasy a DOC tohoto plesa zůstal podobný ostatním dystrofním plesům (Obr. 28). Naměřená hodnota biovolume tohoto plesa byla výrazně nižší než navržená hodnota na základě modelu (Obr. 30).

Tab. 10 Model vysvětlující biomasu fytoplanktonu dystrofních ples

	intercept	TON	Cl	KNK	SO ₄ ²⁻	celý model
p	<0,05	<0,0001	>0,05	>0,05	>0,05	<0,0001
r	-1,11	0,08	0,04	-0,01	0,03	0,98



Obr. 29 Hodnoty biovolume na základě modelu (Tiché pl. nezahrnuto)

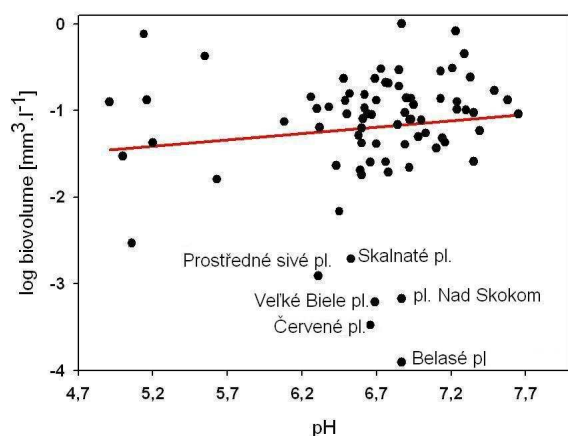


Obr. 30 Hodnoty biovolume na základě modelu (Tiché pl. zahrnuto)

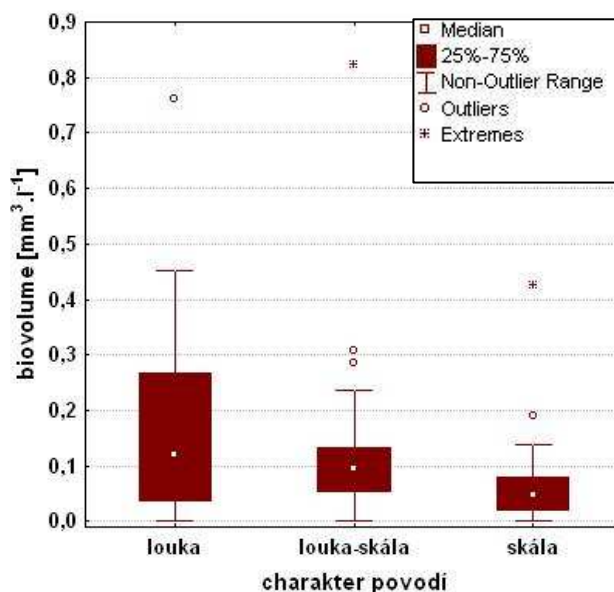
4.6.2. NEDYSTROFNÍ JEZERA

Variabilita biomasy fytoplanktonu nedystrofních ples byla výrazně nižší než variabilita biomasy v dystrofních plesech a biomasa dosahovala nižších hodnot (Obr. 27). Dokonce bylo zaznamenáno několik případů velmi nízkých hodnot biomasy fytoplanktonu (Obr. 31; Příloha I).

Mediány biomasy lučních, lučnato-skálních a skálních ples nebyly vůči sobě odlišné (Mann-Whitney test, $p > 0,05$, Obr. 32). Ačkoliv určité trendy vztahu biomasy a faktorů prostředí byly statisticky průkazné, jednalo se vždy o silný vliv jednoho plesa v dané kategorii, experimentální vyloučení odlehlé hodnoty z analýzy vedlo k vymizení trendu (porovnej Tab 11 a Tab 12; porovnej Obr. 33 a Obr. 34).



Obr. 31 Biomasa fytoplanktonu nedystrofních ples a pH ($p > 0,1$) (popsána jezera s nejnižší hodnotou biomasy)



Obr. 32 Biomasa fytoplanktonu nedystrofních ples (členěno dle charakteru povodí)

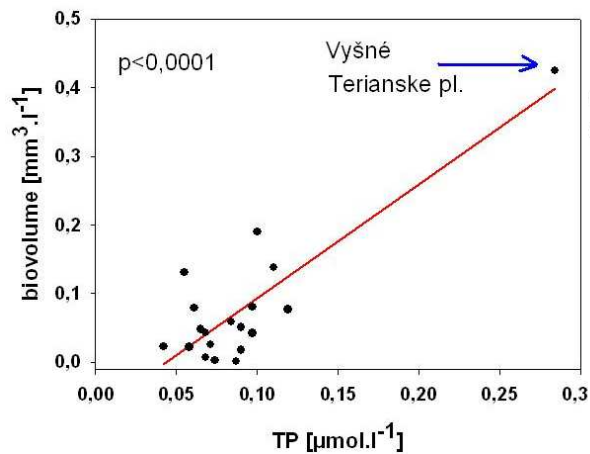
Tab. 11 Faktory ovlivňující biomasu fytoplanktonu nedystrofních ples – BEZ odfiltrování odlehlých hodnot

typ povodí	louka	louka-skála		skála		
faktor prostředí	TON	TON	Ca ²⁺	TP	DOC	NO ₃ ⁻
p-hodnota	<0,05	<0,05	<0,05	<0,0001	<0,01	<0,05
r	0,52	0,35	0,32	0,86	0,61	-0,56
odlehlá hodnota	Starolesnianske	Przedni Staw Polski		Vyšné Terianske		

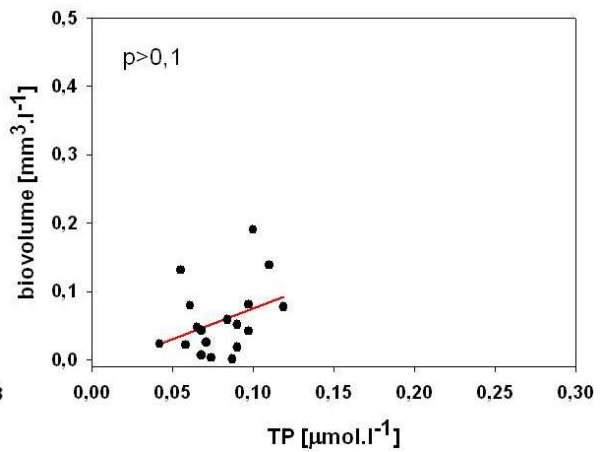
Tab. 12 Faktory ovlivňující biomasu fytoplanktonu nedystrofních ples – PŘI odfiltrování odlehlých hodnot

typ povodí	louka	louka-skála		skála		
faktor prostředí	TON	TON	Ca ²⁺	TP	DOC	NO ₃ ⁻
p-hodnota	>0,5	>0,1	>0,5	>0,1	>0,5	>0,05
r	0,18	0,24	0,08	0,37	0,00	-0,42

Protože mediány biomasy lučních, lučnato-skálních a skálních ples nebyly vůči sobě odlišné (Mann-Whitney test, $p > 0,05$, Obr. 32), provedla jsem analýzu nedystrofních ples jako celku (bez jejich detailního dělení dle typu převažující vegetace v povodí). Tato analýza ukázala podobné výsledky – sice byly nalezeny určité průkazné závislosti biomasy fytoplanktonu na faktorech prostředí (Tab. 13), nicméně byly silně ovlivněny třemi jezery s nejvyšší biomasou fytoplanktonu (v rámci nedystrofních ples) a distribuce hodnoty biomasy fytoplanktonu v závislosti na daném faktoru byla výrazně variabilní (Obr. 35).



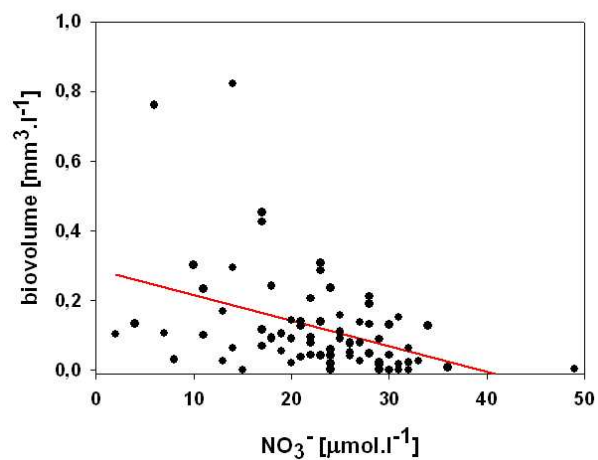
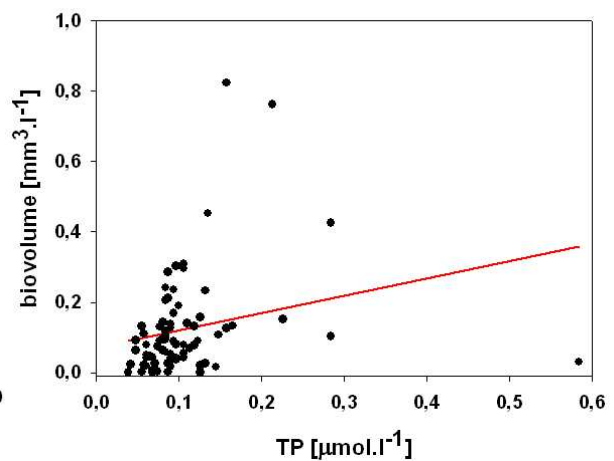
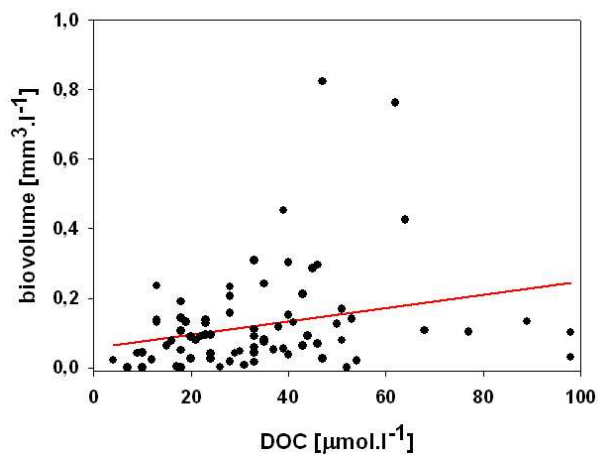
Obr. 33 Plesa se skalním povodím – vztah TP a objemové biomasy – odlehlá hodnota (označena šipkou) zahrnuta



Obr. 34 Plesa se skalním povodím – vztah TP a objemové biomasy – odlehlá hodnota nezahrnuta

Tab. 13 Faktory korelované s biomasou fytoplanktonu nedystrofních jezer

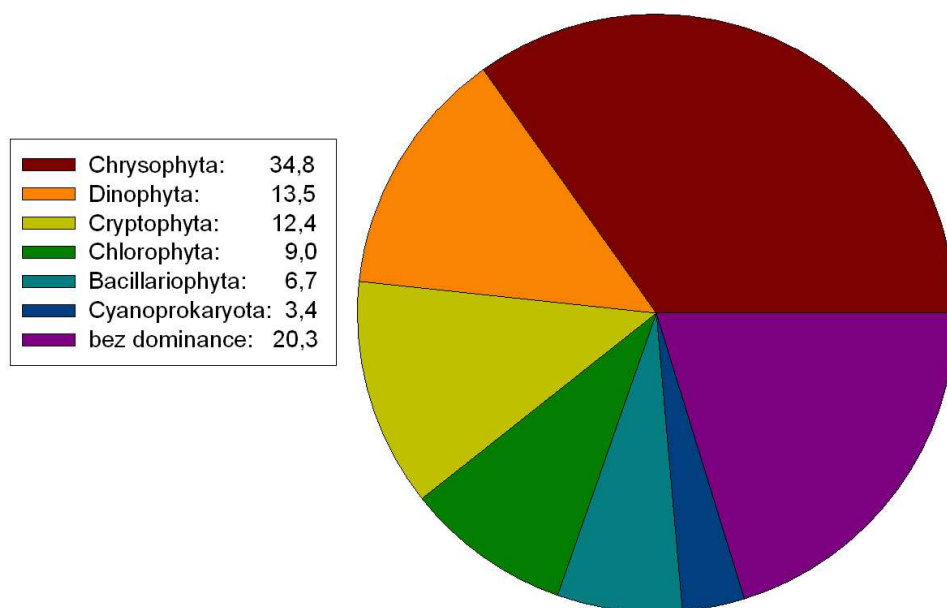
	NO ₃ ⁻	TP	DOC
p	<0,001	<0,05	<0,05
r	-0,4	0,24	0,25



Obr. 35 Faktory korelované s biomasou fytoplanktonu nedystrofních jezer (skalní, lučnato-skalní a luční dohromady)

4.7. DOMINANCE TAXONOMICKÝCH SKUPIN FYTOPLANKTONU

Termín dominantní používám pro takovou taxonomickou skupinu fytoplanktonu, která tvoří ve vzorku z daného jezera více než 50 % biomasy. Skladba dominantních taxonomických skupin tvořících fytoplankton byla rozmanitá (Příloha II). Nejčastěji převažovaly Chrysophyta (zlativky; 35 % ples). Vyrovnané zastoupení skupin bylo pozorováno jen ve 20 % ples (Obr. 36).



Obr. 36 Zastoupení dominantních taxonomických skupin fytoplanktonu (v %)

Na základě RDA analýzy byly NO_3^- , TP a KNK klíčovými faktory determinujícími skupinové složení fytoplanktonu, všechny faktory zahrnuté do analýzy vysvětlily 29,5 % variability, signifikantní faktory vysvětlily dohromady 15,2 % variability (Tab 14, Obr. 37).

Tab. 14 Faktory ovlivňující skupinové složení fytoplanktonu jezera – RDA – analýza bez kovariát

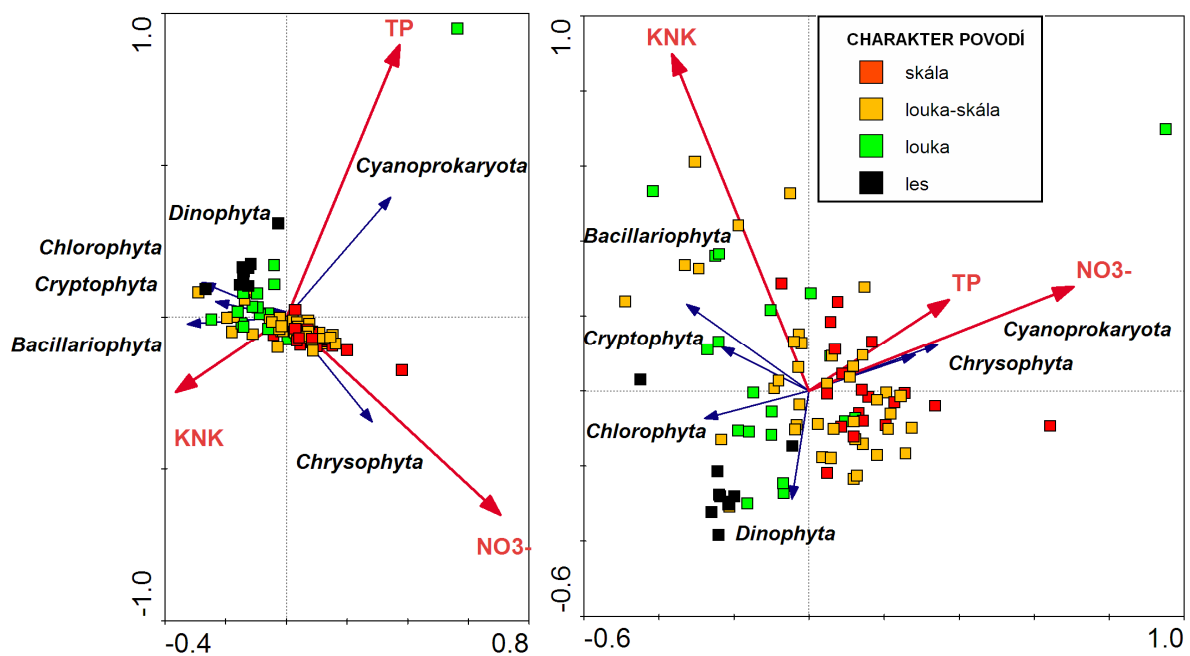
Faktor	NO_3^-	TP	KNK
procento vysvětlené variability	4,9	5,6	4,0
p-hodnota	<0,001	<0,01	<0,01

RDA analýzou s kovariátami jsem testovala čistý efekt jednotlivých faktorů, jako jediný průkazný faktor se ukázala koncentrace dusičnanů (Tab 15).

Tab. 15 Faktory ovlivňující skupinové složení fytoplanktonu jezera – RDA – analýza s kovariátami

Faktor	NO_3^-	TP	KNK
procento vysvětlené variability	3,5	1,7	1,3
p-hodnota	<0,01	>0,1	>0,1

Chrysophyta (zlativky) nejvíce reagovaly na gradient dusičnanů a vyskytovaly se ve skalních či skalnato-lučních povodích (Obr. 37). **Bacillariophyta** (rozsivky) preferovaly vysoké hodnoty KNK (dominovaly v jezerech, kde $\text{KNK} > 130 \mu\text{mol.l}^{-1}$) a hojně se vyskytovaly v lučních a lučnato-skalních plesech. V rámci skupiny Chlorophyta (zelené řasy) bylo možno vymezit dvě skupiny lišící se svou taxonomickou příbuzností i ekologií: Zástupci **Trebouxiophyceae** (*Koliella* a *Oocystis*) dominovaly v lokalitách s nízkou hodnotou pH, zatímco **Chlorophyceae** (*Monoraphidium*, *Pediastrum* aj.) přednostňovaly lokality nekyselé. Dominance skupiny **Dinophyta** (obrněnky) byla zaznamenána v jezerech všech typů povodí i acidifikačního statutu, obdobně bylo pozorováno i pro skupinu **Cryptophyta** (skrytěnky). Závislost na koncentraci celkového fosforu silně ovlivňuje luční dystrofní Tiché pl., ve kterém výrazně dominoval zástupce skupiny **Cyanoprokaryota** (sinice) - *Synechocystis* sp. a kde byla naměřena nejvyšší hodnota této veličiny ze všech studovaných tatranských ples (Obr. 2). Při vyloučení tohoto plesa z analýzy není vztah TP a taxonomického složení průkazný. Ostatní zástupci skupiny Cyanoprokaryota dosahovaly relativně výraznějších biomas (>10 % biomasy fytoplanktonu) pouze v plesech velmi chudých na fytoplankton, kde celková biomasa fytoplanktonu byla nižší než $0,03 \text{ mm}^3 \cdot \text{l}^{-1}$.



Obr. 37 Faktory průkazně ovlivňující skupinové složení fytoplanktonu jezera (RDA), vlevo 1. a 2. osa, vpravo 1. a 3. osa

Vedle zjištění, které taxonomické skupiny **dominovaly** ve fytoplanktonu tatranských ples, je důležité zmínit, které **konkrétní druhy** se za dominanci dané taxonomické skupiny skrývají. U hojněji zastoupených taxonů uvádím, v jakém podílu jezer dominovaly.

Hojnými zástupci skupiny Chrysophyceae byli: *Ochromonas* sp.1 (13 % ples), *Ochromonas* sp.2 (9 % ples), *Chromulina* sp. (8 % ples), *Dinobryon pediforme*, *Dinobryon sociale* a *Dinobryon sertularia*.

Nejvýznamnějšími zástupci skupiny Dinophyta byly druhy: *Gymnodinium* sp. malé (10 % ples), *Peridinium umbonatum*, *Gymnodinium uberrimum* a *Katodinium planum*.

Skupina Cryptophyta byla významněji reprezentována druhy *Cryptomonas erosa* (5 % ples), *Cryptomonas marssonii*, *Cryptomonas reflexa*, *Plagioselmis nannoplanctica*, a místně hojnými morfotypy druhu *Plagioselmis lacustris* (typ Nižné Kozie pl.; typ Nižné pls. nad Ráčkovými pliesky).

Druhy *Crucigenia tetrapedia*, *Oocystis marssonii*, *Koliella longiseta*, *Sphaerocystis* sp., *Planktosphaeria gelatinosa*, *Chlamydomonas* spp. a *Chlorococcaceae* g. sp. představovaly dominantní zástupce skupiny Chlorophyta.

Pro dominanci skupiny Bacillariophyta byl příznačný hojný výskyt následujících druhů: *Discostella* sp. nov. (4 % ples), *Aulacoseira valida*, *Aulacoseira pusilla* a *Fragilaria* sp.

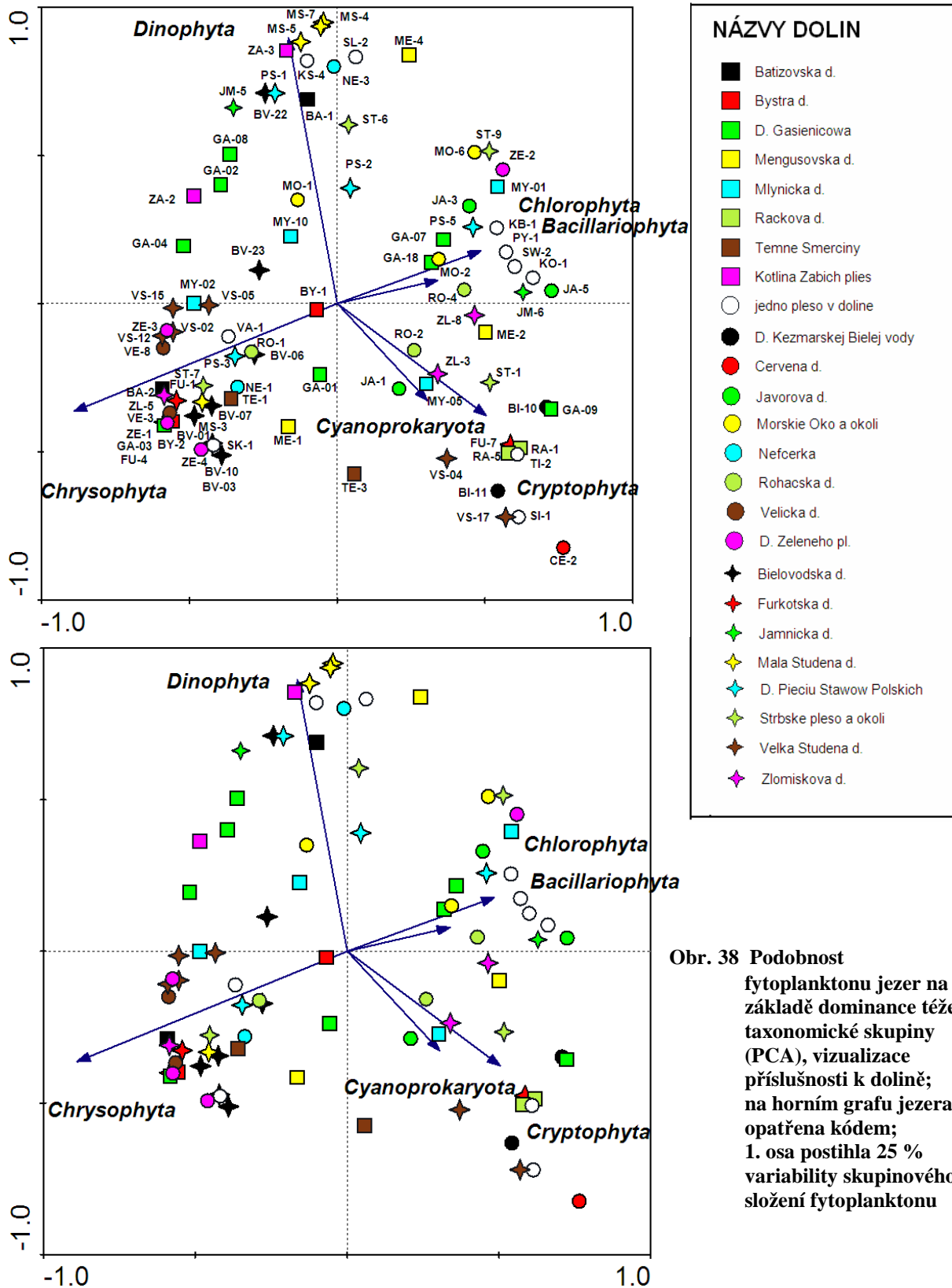
Cynoprokaryota byla významněji reprezentována taxony *Synechocystis* sp., *Planktothrix* sp. a *Aphanothece clathrata*.

Dominantní skupina fytoplanktonu ples **téže doliny** se ve 75 % případů výrazně **odlišovala** (Obr. 38), např.:

- dvě blízko položená plesa v Batizovské dolině měla zcela odlišný fytoplankton: v jezeru BA-2 dominovala skupina Chrysophyta, zatímco v BA-1 Dinophyta; obdobně dominantní skupina fytoplanktonu dvou ples Temné smerčiny byla odlišná (v TE-1 Chrysophyta, zatímco v TE-2 Cryptophyta); ve dvou ze tří jezer ve Furkotské dolině převažovala Chrysophyta, zatímco ve třetím jezeru Cryptophyta (FU-7); obdobně pro dvě ze tří ples v Roháčské dolině byla charakteristická převaha Bacillariophyta, zatímco v jednom plese dominovala Chrysophyta (RO-1)

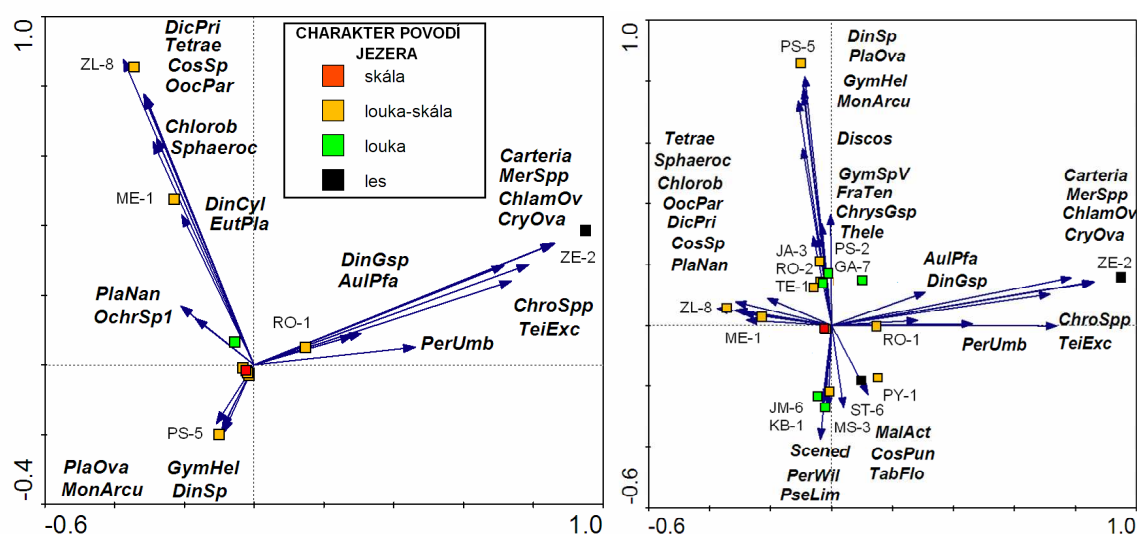
- výrazně heterogenní byla dolina Gašienicowa, v některých plesech relativně významné biomasy tvořila Chrysophyta, v ostatních Dinophyta (GA-08), Cryptophyta (GA-09) i Bacillariophyta (GA-07); obdobně výrazně odlišnou flórou v rámci jezer téže doliny se vyznačovala: Jamnícka dolina, Mengusovská dolina, Mlynická dolina, Nefcerka, Dolina Pieciu Stawów Polskich, Roháčská dolina, Štrbské pl. a okolí a Zlomisková dolina.

Dominance stejné taxonomická skupiny fytoplanktonu v jezerech v rámci doliny byla s řadou výjimek zaznamenána ve čtvrtině dolin (Obr. 38): v Malé Studené dolině (kromě MS-3) ✨, ve Velické dolině ●, v Bielovodské dolině (kromě BV-22) ✦, ve Velké Studené dolině (kromě VS-04 a VS-17) ✦, v Račkově dolině ◻ a v Dolině Zeleného pl. (kromě ZE-2) ●.



4.8. EKOLOGIE DRUHŮ

Druhové složení fytoplanktonu tatranských ples bylo výrazně rozmanité. PCA analýza podobnosti jezer dle jejich druhového složení, která určila hlavní směry variability v datech, ukázala, že první osa vysvětlovala velmi podobné procento variability jako následující tři osy, které byly na první ose nezávislé (5,9 %; 5,3 %; 4,7 %; 4,2 %; Obr. 39). V datech bylo tedy několik srovnatelně dlouhých gradientů. Druhové složení několika ples se dle analýzy PCA odlišovalo od druhového složení ostatních ples (Obr. 39). Odlišné druhové složení mělo: Popradské pl. (ZL-8), Velké Hincovo pl. (ME-1), Štvrté Roháčske pl. (RO-1), Maličké Čierne pls. (ZE-2) a Przedni Staw Polski (PS-5).



Obr. 39 Podobnost jezer na základě druhového složení a biomasy druhů – PCA; vlevo 1. a 2. osa (druhy a jezera - inclusion rule 4%), vpravo 1. a 3. osa (druhy a jezera - inclusion rule 5%)

Absolutně i relativně nejvyšší biomasa druhů *Oocystis parva*, *Cosmarium* sp., *Tetraedron* sp., *Dictyosphaerium primum* a *Sphaerocystis* sp. byla zaznamenána v Popradském pl. (ZL-8). *Dinobryon cylindricum* a *Eutetramorus planctonicus* byly pozorovány pouze ve Velkém Hincově pl. (ME-1). Fytoplankton Štvrtého Roháčského pl. (RO-1) se vyznačoval významnou biomasou pro tatranská plesa vzácného druhu *Dinobryon sociale*. Fytoplankton Maličkého Čierneho pls. byl tvořen vyrovnaně zastoupenými různými taxonomickými skupinami, zatímco v ostatních plesech téže doliny převažovaly Chrysophyta. Przedni Staw Polski (PS-5) byl místem nejvýznamnější biomasy druhů *Gymnodinium helveticum*, *Plagioselmis lacustris* (typ oval) a *Discostella* sp. nov.

Druh *Plagioselmis nanoplanctica* byl často doprovázen druhem *Ochromonas* sp1. Druh *Peridinium willei* a druhy rodu *Scenedesmus* preferovaly eutrofnější lokality

(Štrbské pl.; Kobylie pl. KB-1). Rody *Merismopedia* a *Chroococcus* se vyskytovaly v řadě případů spolu (Obr. 39).

4.8.1. CHRYSOPHYTA

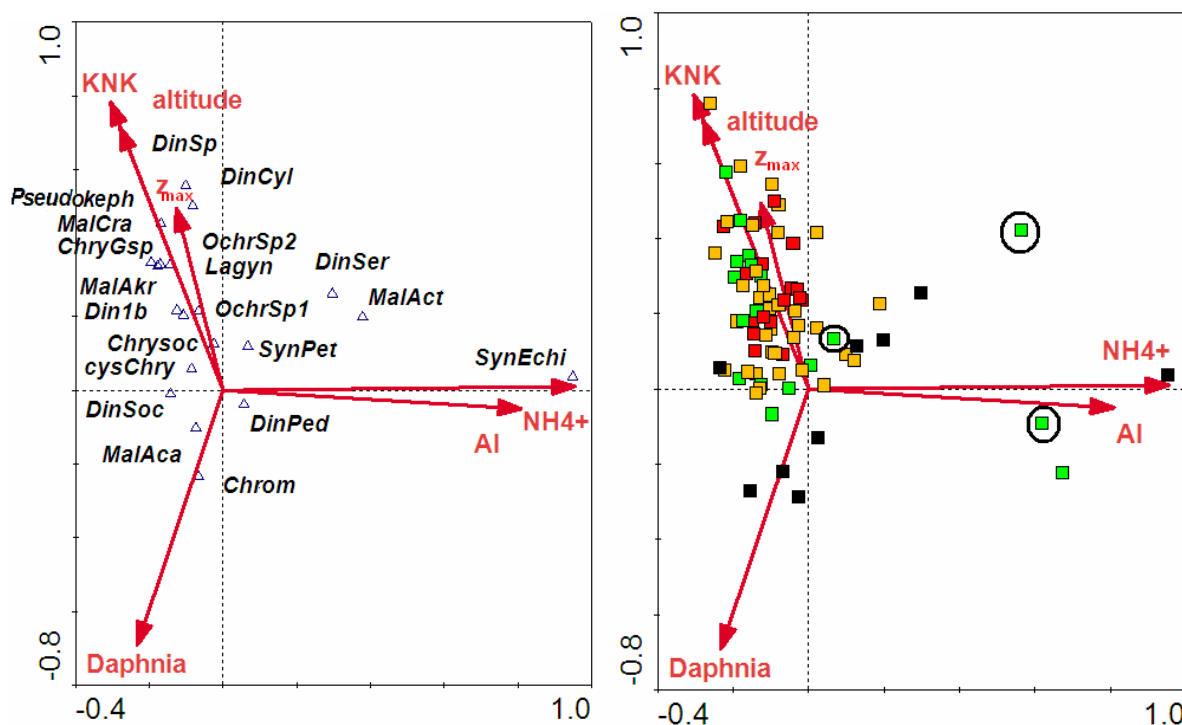
Průkaznými faktory ovlivňujícími distribuci jednotlivých zástupců skupiny Chrysophyta byly koncentrace NH_4^+ , KNK, Al, nadmořská výška plesa, přítomnost filtrátorů rodu *Daphnia* a maximální hloubka jezera (Tab. 16) (Obr. 40), přičemž analýza s kovariátami potvrdila čistý vliv všech těchto faktorů kromě posledně jmenovaného (Tab 17).

Tab. 16 Faktory ovlivňující distribuci zástupců skupiny Chrysophyta – CCA – analýza bez kovariát

faktor	NH_4^+	KNK	Al	altitude	Daphnia	Z_{max}
procento vysvětlené variability	11,2	8,4	7,4	5,7	2,9	2,8
p-hodnota	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

Tab. 17 Faktory ovlivňující distribuci zástupců skupiny Chrysophyta – CCA – analýza s kovariátami

faktor	NH_4^+	KNK	Al	altitude	Daphnia	Z_{max}
procento vysvětlené variability	3,9	3,3	6,6	2,1	2,1	1,3
p-hodnota	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	>0,1



Obr.40 Faktory průkazně ovlivňující distribuci zástupců skupiny Chrysophyta (CCA); kroužkem označena dystrofní luční plesa

Druh *Synnuta echinulata* se vyskytoval v 10 % ples, ale pouze v plese Smreczyňski Staw jeho biomasa dosahovala relativně vyšších hodnot (11 %), zatímco ve fytoplanktonu ostatních ples tvořil <1 % biomasy. Pro toto lesní pleso je charakteristická nejvyšší koncentrace NH_4^+ v jezerní vody mezi všemi zkoumanými plesy ($\text{NH}_4^+ = 6,5 \mu\text{mol.l}^{-1}$) (Obr. 40).

Druh *Dinobryon sertularia* se vyskytoval pouze ve dvou plesech, relativně vysoká biomasa tohoto druhu byla zaznamenána v Malém Čierném pl. (59 % biomasy) a výrazně nižší v Nižném Těrianském pl. (<1 %). V povodí Malého Čierneho pl. prevažoval porost lesa a toto pleso vynikalo nejvyšší koncentrací hliníku v jezerní vodě mezi všemi zkoumanými jezery (Obr. 2; $Al = 12,1 \mu\text{mol.l}^{-1}$), z tohoto důvodu CCA analýza označila Al jako průkazný faktor prostředí ovlivňující distribuci a biomasu zástupců této skupiny.

Rozšíření druhů *Dinobryon sociale*, *Dinobryon cylindricum* a *Synura petersenii* bylo v tatranských plesech výrazně omezené. *Dinobryon sociale* se vyskytoval pouze ve dvou plesech v Roháčích (Prvé Roháčske pl. a Štvrté Roháčske pl.), přičemž v prvně jmenovaném plesu byla biomasa tohoto druhu velmi nízká (< 1 %), zatímco ve fytoplanktonu druhého plesa tvořila více než 25 % biomasy. Druh *Dinobryon cylindricum* byl pozorován pouze ve třech plesech, přičemž pouze v jednom z nich dosahoval relativně významné biomasy (Velké Hincovo pl., 16 %), v ostatních byla biomasa relativně velmi nízká (<1 %). Druh *Synura petersenii* byl zaznamenán pouze ve třech Spišských pl. (a s určitou nejistotou i ve Skalnatém pl.), přičemž pouze v acidifikovaném lučno-skalním Vyšném spišském pl. tvořil měřitelné biomasy a jeho relativní biomasa též nebyla zanedbatelná (34 % biomasy fytoplanktonu plesa).

Jezerní voda hlubokých jezera měla vyšší hodnotu KNK (Obr. 3), díky této silné korelaci vyšel po analýze s kovariátami jako průkazný faktor pouze jen jeden nich. Centrum rozšíření druhu *Dinobryon pediforme* bylo v mělkých plesech, tj. v plesech, jejichž hodnota KNK byla nízká (Obr. 40). Naproti tomu druh *Ochromonas* sp.2 upřednostňoval vysokou hodnotu KNK jezerní vody (až na výjimky dominoval v plesech s $KNK > 100 \mu\text{mol.l}^{-1}$; např. Vyšné Temnosmerčinské pl.) (Obr. 40). Druhy *Ochromonas* sp.1 a *Chromulina* sp. měly těžiště výskytu ve vodách s nižší hodnotou KNK (Obr. 40), jejich preferenci dokládá i to, že tyto dva druhy dominovaly i v několika acidifikací ovlivněných plesech: *Ochromonas* sp.1 v acidifikovaných a *Chromulina* sp. v silně acidifikovaných plesech (kapitola 4.11.).

V tatranských plesech existovaly planktonní druhy skupiny Chrysophyta s centrem rozšíření spíše vysokohorským (*Ochromonas* sp.1 a sp.2, *Pseudokephyrion taticum*, *Chrysococcus* spp.) a druhy s preferencí spíše nižších poloh (*Mallomonas acaroides* a *Chromulina* sp.). Toto zjištění na základě CCA analýzy v programu CANOCO (Obr. 40, Tab. 17) potvrdil i Mantelův test ($p < 0,05$, $r = 0,11$) neboli jezera položená ve stejné nadmořské výšce měla podobnější druhové složení skupiny Chrysophyta než jezera nacházející se v odlišných nadmořských výškách.

4.8.2. DINOPHYTA

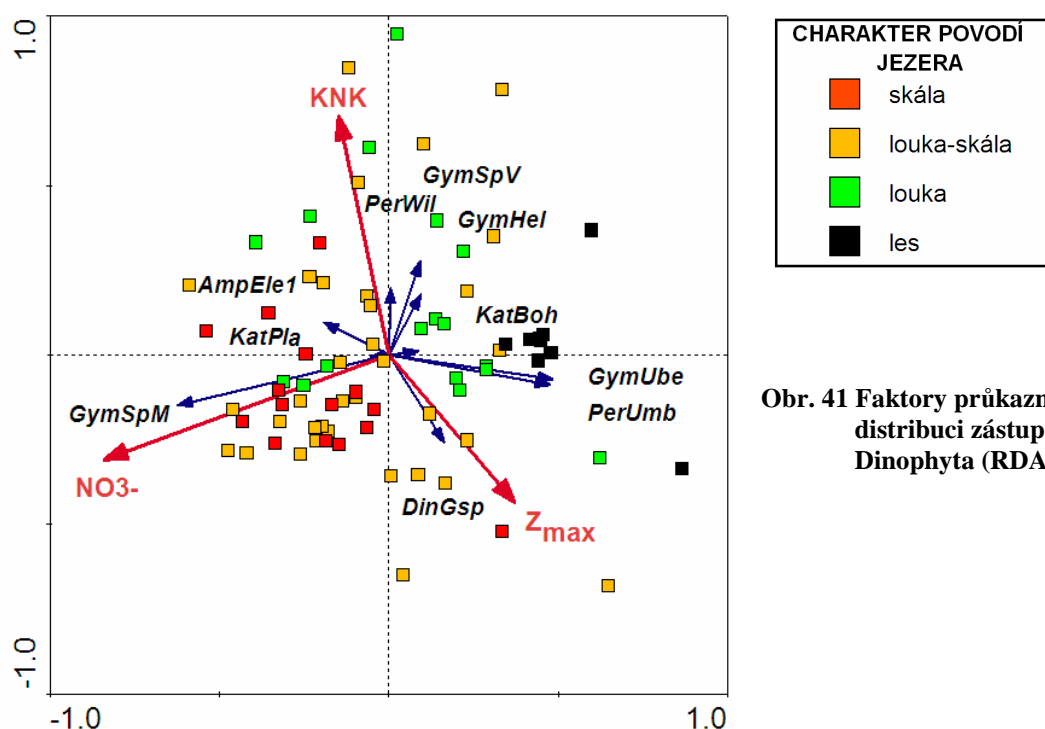
Průkaznými faktory ovlivňujícími distribuci jednotlivých zástupců skupiny Dinophyta byly koncentrace NO_3^- , maximální hloubka jezera a KNK (Tab. 18, Obr. 41), přičemž analýza s kovariátami potvrdila čistý vliv NO_3^- a maximální hloubky jezera (Tab. 19). Všechny faktory zahrnuté do analýzy vysvětlily 26,7 % a průkazné faktory prostředí vysvětlily 14,0 % variability distribuce a biomasy skupiny Dinophyta.

Tab. 18 Faktory ovlivňující distribuci zástupců skupiny Dinophyta – RDA – analýza bez kovariát

faktor	NO_3^-	Z_{max}	KNK
procento vysvětlené variability	7,3	4,2	2,5
p-hodnota	<0,01	<0,01	<0,05

Tab. 19 Faktory ovlivňující distribuci zástupců skupiny Dinophyta – RDA – analýza s kovariátami

faktor	NO_3^-	Z_{max}	KNK
procento vysvětlené variability	2,7	3,5	1,9
p-hodnota	<0,05	<0,01	>0,1



Obr. 41 Faktory průkazně ovlivňující distribuci zástupců skupiny Dinophyta (RDA)

Výskyt široce rozšířeného druhu *Gymnodinium* sp. malé sledoval gradient koncentrace NO_3^- (Obr. 41). Taxon *Dinophyta* g. sp. větší upřednostňoval hluboká jezera. Druh *Peridinium umbonatum* se hojně vyskytoval ve fytoplanktonu ples, v jejichž povodí převažoval porost lesa/kleče (př. Slavkovské pl. a Smreczyński Staw). Dalším široce rozšířeným druhem byl *Gymnodinium uberrimum*, který dominoval ve dvou lučno-skalních plesech a vedle toho doprovázel dříve jmenovaný druh.

Ostatní zástupci skupiny Dinophyta se vyskytovali vzácně: Druh *Peridinium willei* byl pozorován pouze v lučním Kobylím pl., Prvém Roháčském pl. a v lesním Štrbském pl.,

jejichž hodnota KNK je vysoká ($>150 \mu\text{mol.l}^{-1}$). Druh *Gymnodinium helveticum* představoval též relativně vzácného zástupce skupiny Dinophyta, vyskytoval se pouze v pěti plesech (Czarny Staw pod Rysami, Przedni Staw Polski, Vyšné Temnosmerčinské, Tretie Roháčské, Male Žabie javorové), jejichž hlavními společnými charakteristikami bylo skalní povodí a vyšší hodnota KNK. Druh *Katodinium planum* se vyskytoval pouze v lučnato-skalním Vyšném Jamníckem pl. v Západních Tatrách (zde byl lokálně hojný, tvořil 27 % biomasy fytoplanktonu jezera). Druhy *Katodinium bohemicum* a *Amphidinium elenkinii* typ1 se sice vyskytovaly ve více plesech, ale tvořily zpravidla nízkou biomasu (<5 % biomasy fytoplanktonu daného plesa).

4.8.3. CRYPTOPHYTA

Průkaznými faktory ovlivňujícími distribuci jednotlivých zástupců skupiny Cryptophyta byly koncentrace NH_4^+ , DOC a přítomnost filtrátorů (faktor *Daphnia*) (Tab. 20, Obr. 42), přičemž analýza s kovariátami prokázala čistý vliv NH_4^+ a DOC (Tab. 21). Všechny faktory zahrnuté do analýzy vysvětlily 35,5 % a průkazné faktory prostředí vysvětlily 14,5 % variability distribuce a biomasy skupiny Cryptophyta.

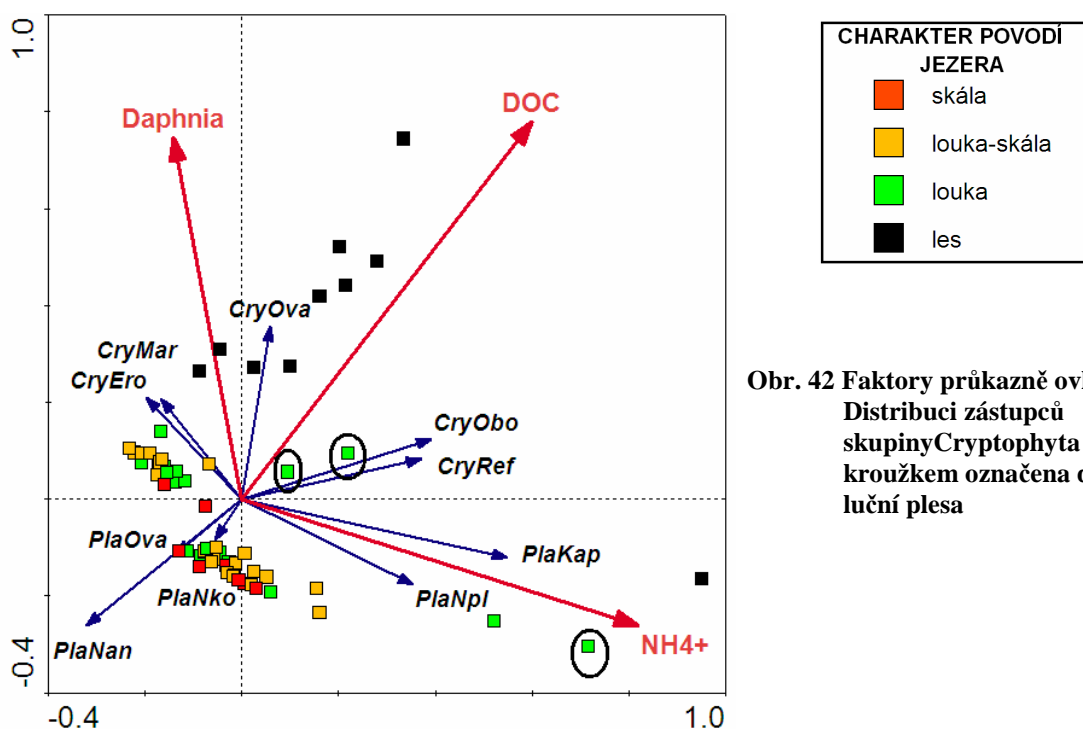
Tab. 20 Faktory ovlivňující distribuci zástupců skupiny Cryptophyta – RDA – analýza bez kovariát

faktor	NH_4^+	DOC	<i>Daphnia</i>
procento vysvětlené variability	6,8	5,6	3,1
p-hodnota	<0,01	<0,05	<0,05

Tab. 21 Faktory ovlivňující distribuci zástupců skupiny Cryptophyta – RDA – analýza s kovariátami

faktor	NH_4^+	DOC	<i>Daphnia</i>
procento vysvětlené variability	3,8	3,9	2,4
p-hodnota	<0,01	<0,01	0,054

Výskyt druhu *Cryptomonas ovata* sledoval gradient koncentrace DOC, tento druh byl zaznamenán pouze ve dvou plesech (Toporowy Staw Nižny, Maličke Čierne pls.), naopak druh *Plagioselmis nannoplantica* byl hojně rozšířen a vyskytoval se v plesech s velmi nízkou hodnotou tohoto faktoru. V plesech, ve kterých se ve fytoplanktonu vyskytovaly druhy *Cryptomonas marssonii* a *Cryptomonas erosa*, byli pozorováni filtrátoři rodu *Daphnia* a *Ceriodaphnia*. Byly zaznamenány čtyři různé morfotypy druhu *Plagioselmis lacustris*, které tvořily dvě skupiny podle preferencí podmínek prostředí: *PlaNpl* a *PlaKap* upřednostňovaly lokality s vyšší koncentrací NH_4^+ , zatímco *PlaNko* a *PlaOva* byl pozorován v plesech s nízkými hladinami organických látek (Obr. 42). Druhy *Cryptomonas obovata* a *Cryptomonas reflexa* tvořily větší biomasy v dystrofních plesech (Obr. 42).



Obr. 42 Faktory průkazně ovlivňující Distribuci zástupců skupiny Cryptophyta (RDA); kroužkem označena dystrofní luční plesa

4.8.4. CHLOROPHYTA

Průkazným faktorem ovlivňujícím distribuci jednotlivých zástupců skupiny Chlorophyta byla koncentrace DOC (Tab. 22, Obr. 43), nicméně RDA analýza s kovariátami průkaznost čistého vlivu této proměnné nepotvrdila (Tab. 23).

Tab. 22 Faktory ovlivňující distribuci zástupců skupiny Chlorophyta – RDA – analýza bez kovariát

faktor	DOC
procento vysvětlené variability	3,7
p-hodnota	<0,05

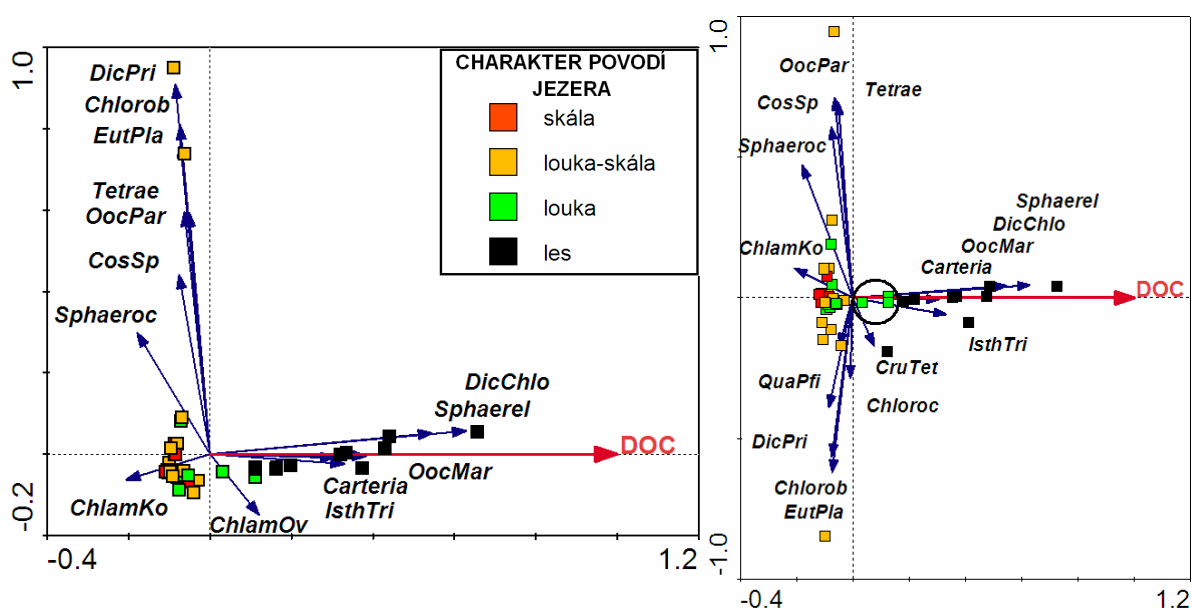
Tab. 23 Faktory ovlivňující distribuci zástupců skupiny Chlorophyta – RDA – analýza s kovariátami

faktor	DOC
procento vysvětlené variability	1,7
p-hodnota	>0,4

Gradient koncentrace DOC souvisí s typem povodí. Vysoké koncentrace tohoto faktoru byly zaznamenány v lesních plesech a v dystrofních lučních plesech (Obr. 2). Fytoplankton těchto dystrofních ples se odlišoval zástupci skupiny Chlorophyta (Obr. 43), vyskytovaly se zde druhy *Dictyosphaerium cf. chlorelloides*, *Sphaerello cystis sp.*, *Oocystis marssonii* a *Carteria sp.* Druh *Isthmochloron trispinatum* byl široce rozšířen, avšak jeho populace ve fytoplanktonu jezer byly velmi nízké, též upřednostňoval zvýšenou koncentraci DOC.

Skupina Chlorophyta byla nejdíverzifikovanější taxonomickou skupinou fytoplanktonu tatranských ples (Obr. 7), to bylo dáno vysokou druhovou bohatostí a přitom lokální dominancí druhů, které se jinde nevyskytovaly. Příkladem je výskyt druhu *Eutetramorus*

planctonicus, který tvořil 7 % biomasy fytoplanktonu Velkého Hincova pl., ale v žádném jiném tatranském plesu kromě jedné výjimky nebyl pozorován. Obdobně relativně významná biomasa druhu *Dictyosphaerium cf. chlorelloides* byla zaznamenána výhradně v Nižném a Vyšném Rakytovském pl. (21 %, respektive 13 % biomasy fytoplanktonu), vedle toho byl druh pozorován pouze v dalších třech plesích, kde jeho abundance byly velmi nízké. Obdobně druh *Oocystis marssonii* dominoval v Toporowy Staw Nižny (89 %) a byl výrazně zastoupen v Trojrohém pl. (25% biomasy), zatímco v jiných plesích se vyskytoval pouze minoritně.



Obr. 43 Faktory průkazně ovlivňující distribuci zástupců skupiny Chlorophyta (RDA); kroužkem označena dystrofní luční plesa; zobrazeny druhy, které přispívají k závislosti více než 3 %; vlevo 1. a 2. osa, vpravo 1. a 3. osa

4.8.5. BACILLARIOPHYTA

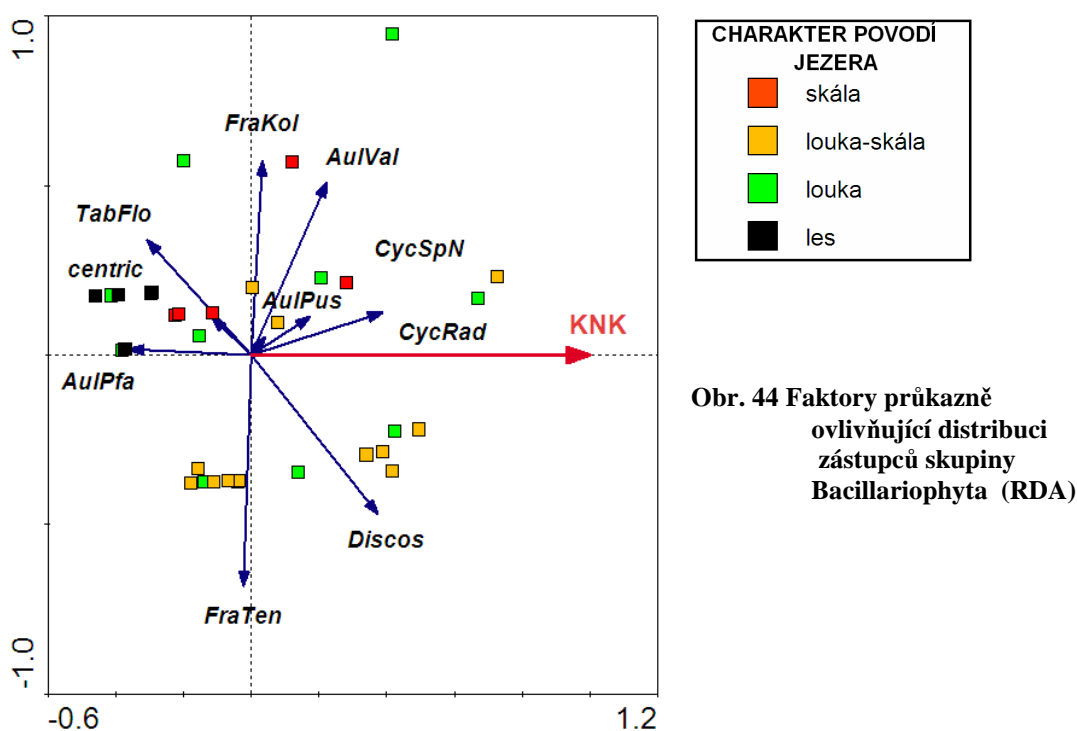
Průkazným faktorem ovlivňujícím distribuci jednotlivých zástupců skupiny Bacillariophyta byla KNK (Tab. 24, Obr. 44), RDA analýza s kovariátami platnost čistého vlivu této proměnné potvrdila a navíc prokázala čistý vliv dalších faktorů (Tab. 25). Všechny faktory zahrnuté do analýzy vysvětlily 41,1 % a KNK vysvětlila 6,1 % variability distribuce a biomasy skupiny Bacillariophyta.

Tab. 24 Faktory ovlivňující distribuci zástupců skupiny Bacillariophyta – RDA – analýza bez kovariát

faktor	KNK
procento vysvětlené variability	6,1
p-hodnota	<0,01

Tab. 25 Faktory ovlivňující distribuci zástupců skupiny Bacillariophyta – RDA – analýza s kovariátami

faktor	KNK	Plocha jezera	Z _{max}	AI
procento vysvětlené variability	5,2	6,3	6,0	5,9
p-hodnota	<0,05	<0,05	<0,05	0,058



Jednotlivé druhy skupiny této skupiny řas se vyskytovaly vzácně, ale zato lokálně tvořily významný podíl biomasy.

Druh *Aulacoseira pusilla* se vyskytoval ve 10 % ples, avšak dominoval pouze v plošně největším polském jezeru, v Mořském Oku, kde tvořil 75 % biomasy fytoplanktonu, zatímco v ostatních plesech jeho biomasa nedosahovala ani 5 %.

Obdobně druh *Cyclotella* sp. nov. se vyskytoval pouze ve 2 plesech, v Malém Hincově pl. (42 % biomasy; plocha hladiny 2,2 ha; max. hloubka jezera 6,4 m) a pravděpodobně v Okrúhlem pl. (1 % biomasy; z důvodu nízké biomasy nebylo možné provést určení v SEM). Druh *Cyclotella radiosa* byl pozorován pouze ve Velkém Bystrém pl. v Západních Tatrách (17 % biomasy; 0,7 ha; 12,5 m). Vzhledem k tomu, že maximální hloubka 50 % tatranských jezer nedosahuje 5 m a plocha 77 % ples je menší než 2 ha, tak Malé Hincovo a Velké Bystré pl. patří mezi relativně hluboká. Protože plocha jezera je silně korelována s hloubkou plesa (Obr. 3), tak tato jezera mají i relativně velikou plochu. Díky této okolnosti vychází plocha a hloubka jezera jako průkazný faktor ovlivňující distribuci rozsivek při analýze RDA s kovariátami (Tab. 25).

Druh *Aulacoseira pfaffiana* se vyskytoval v 5 % ples, ale výraznější biomasa tohoto druhu ve fytoplanktonu byla zaznamenána pouze ve Vyšném Sataniem pl. (33 % biomasy) a Maličkém Čierném pl. (5 % biomasy). Pro velmi malá a velmi mělká plesa, ve kterých se tento druh vyskytoval, je typická zvýšená koncentrace Al, z tohoto důvodu RDA analýza

s kovariátami určila tuto proměnnou jako marginálně neprůkaznou (na hranici průkaznosti) (Tab. 25). Dále je pro tato plesa charakteristická nízká hodnota KNK (Starolesnianske pl., Vyšné sesterské pl., Slavkovské pl. a Prostredné sivé pl.) (Obr. 44).

Druh *Tabelaria flocculosa* upřednostňoval podobné podmínky prostředí jako druh *Aulacoseira paffiana* (Obr. 44).

Druh *Aulacoseira valida* se vyskytoval ve čtyřech tatranských plesech, vysoké relativní hodnoty biomasy tohoto druhu zaznamenány v Nižném Jamníckem pl. v Západních Tatrách, ve fytoplanktonu tohoto plesa tvořil 39 % biomasy, v ostatních jezerech biomasa nedosahovala 5 % (Zielony Staw Gašienicowy, Popradské pl. a Czarny Staw Polski).

Druh *Discostella* sp. nov. patřil mezi hojnější zástupce skupiny Bacillariophyta, vyskytoval se v 16 % ples, přičemž proporcčně výraznější biomasy tohoto druhu ve fytoplanktonu byly zaznamenány v plesech Malé Žabie javorové (49 %), Przedni Staw Polski (35 %) a Tretie Roháčske (43 %). Obdobně jako druhy *Cyclotella* sp. nov. a *Cyclotella radios*a preferoval lokality s vyšší hodnotou KNK (Obr. 44).

Distribuce druhu *Fragilaria tenera* byla dle RDA analýzy nezávislá na hodnotě KNK (Obr. 44), druh se vyskytoval ve 30 % jezer převážně v nízkých abundancích, jeho relativní biomasa ve fytoplanktonu byla významná pouze v pěti plesech: Zielony Staw Gašienicowy (61 %), Malé Žabie javorové (19 %), Czarny Staw Polski (16 %), Wielki Staw Polski (14 %) a Prvé Roháčske (18 %).

4.8.6. CYANOPROKARYOTA

Při analýze této taxonomické skupiny jsem vyloučila Tiché pl. s dominantní sinicí *Synechocystis* sp., protože se tato sinice v žádném jiném plese nevyskytovala.

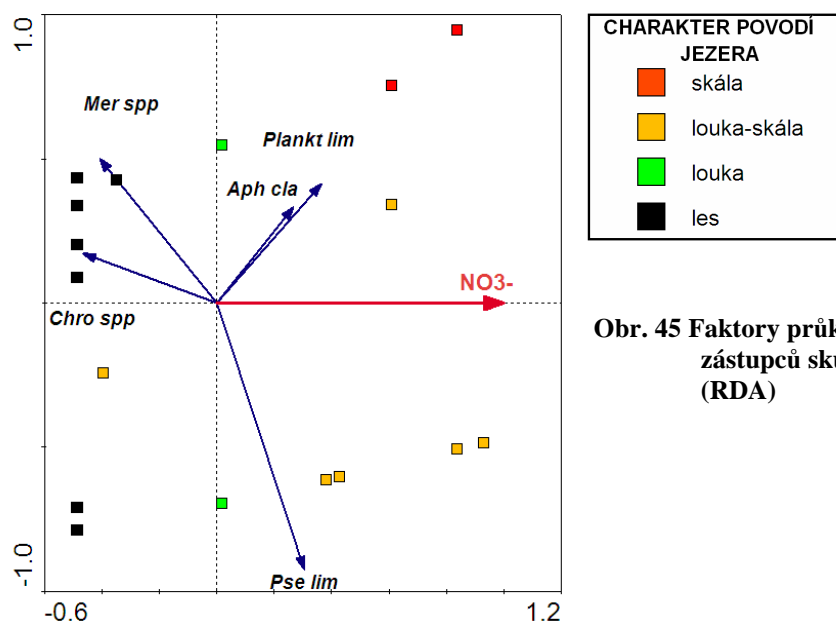
Průkazným faktorem ovlivňujícím distribuci jednotlivých zástupců skupiny Cyanoprokaryota byla koncentrace NO_3^- (Tab. 26; Obr. 45), avšak RDA analýza s kovariátami platnost čistého vlivu této proměnné nepotvrdila (Tab. 27). Všechny použité proměnné prostředí vysvětlily 59,8 % variability skupiny Cyanoprokaryota.

Tab. 26 Faktory ovlivňující distribuci zástupců skupiny Cyanoprokaryota – RDA – analýza bez kovariát

faktor	NO_3^-
procento vysvětlené variability	13,6
p-hodnota	<0,05

Tab. 27 Faktory ovlivňující distribuci zástupců skupiny Cyanoprokaryota – RDA – analýza s kovariátami

faktor	NO_3^-
procento vysvětlené variability	6,7
p-hodnota	>0,5



Obr. 45 Faktory průkazně ovlivňující distribuci zástupců skupiny Cyanoprokaryota (RDA)

Zástupci rodů *Chroococcus* a *Merismopedia* měly centrum rozšíření v plesech, v jejichž povodí převažoval porost lesa, pro tyto plesa byla mimo jiné příznačná velmi nízká koncentrace NO_3^- (Obr. 3).

Sinice *Pseudanabaena limnetica* byla všeobecně rozšířená (vyskytovala se v 60% ples), ale tvořila relativně nevýznamné biomasy s výjimkou několika lučnato-skálních ples (Skalnaté pl., Vyšné Spišské pl. a Prostředné Sivé pl., Příloha III), kde její biomasa dosahovala >5 % biomasy fytoplanktonu jezera.

Druh *Planktolyngbya limnetica* představoval též široce rozšířeného a objemově relativně nevýznamného zástupce tatranského fytoplanktonu s výjimkou skalního Batizovského pl. (11 % biomasy). Sinice *Aphanothece clathrata* dominovala v lučnato-skálním Prostředném sivém pl. (71 % biomasy), nicméně toto pleso bylo jedním z nejchudších tatranských ples na fytoplankton z hlediska biomasy.

4.8.7. EUGLENOPHYTA

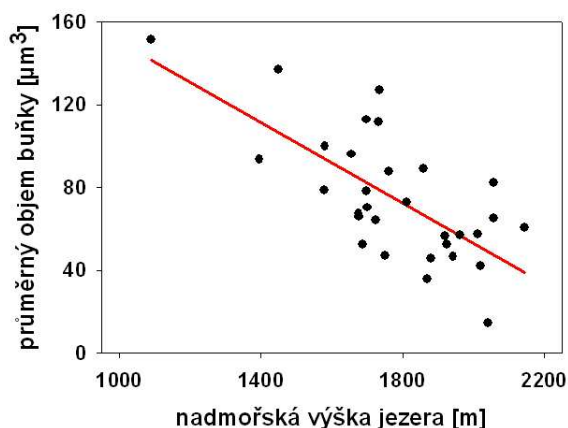
Krásnoočka upřednostňovala dystrofní plesa. Výskyt jednotlivých zástupců této skupiny byl velmi ojedinělý, většina druhů byla zaznamenána pouze v 1–4 plesech. Relativně častěji pozorovaným druhem byl *Trachelomonas* sp., který vytvořil ve Starolesnianském plese výraznou biomasu (>20 % biomasy fytoplanktonu), nicméně na dalších lokalitách, kde byl pozorován, jeho biomasa nepřesáhla 5 % biomasy fytoplanktonu jezera.

4.8.8. XANTHOPHYTA

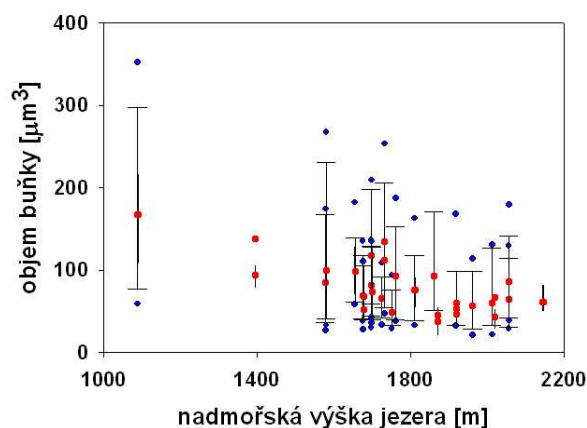
Různobrvka druhu *Isthmochloron trispinatum* představovala široce rozšířeného (vyskytovala se v každém čtvrtém jezeru), ale přitom lokálně vzácného zástupce tatranského fytoplanktonu, jehož biomasa nepřesáhla v žádném plese 1 % biomasy fytoplanktonu jezera.

4.9. MORFOLOGICKÁ PLASTICITA

U druhu *Mallomonas akrokomos* (Synurophyceae), který se vyskytoval ve více než 30 % jezer, byl pozorován nápadný jev – buňky tohoto druhu byly v průměru větší v níže položených plesech než ve výše položených plesech (Obr. 46; $p < 0,0001$; $r = -0,71$). Navíc se ukázalo, že variabilita objemů buněk se se zvyšující nadmořskou výškou plesa též snižuje, tj. v níže položených plesech nacházíme jak malé jedince ($< 100 \mu\text{m}^3$), tak i velmi velké ($> 200 \mu\text{m}^3$), zatímco ve výše položených plesech jsou pouze malé formy (Obr. 47).



Obr. 46 Morfologická plasticita druhu *Mallomonas akrokomos* podél gradientu nadmořské výšky



Obr. 47 Variabilita objemu buňky v rámci plesa (červený bod – průměr, modrý bod – 5. a 95. percentil)

Hledala jsem příčinu tohoto jevu, uvažovala jsem, že závislost objemu na nadmořské výšce se realizovala prostřednictvím faktorů, které se mění s nadmořskou výškou jezera.

Průkazný vztah průměrného objemu druhu *Mallomonas akrokomos* a řady chemických parametrů (NO_3^- , TP, TON a DOC; Tab. 28) je artefaktem poměrování dvou nesrovnatelných skupin jezer, protože dystrofní a nedystrofní jezera mají zcela odlišný chemismus (Obr. 2). Průkaznost těchto vztahů byla vždy dána vlivem odlehlých hodnot dvou dystrofních ples v analýze (Jamské pl. a Toporowy Staw Niżny).

Tab. 28 Faktory korelované s průměrným objemem buňky *Mallomonas akrokomos* (zahrnuta dystrofní i nedystrofní plesa)

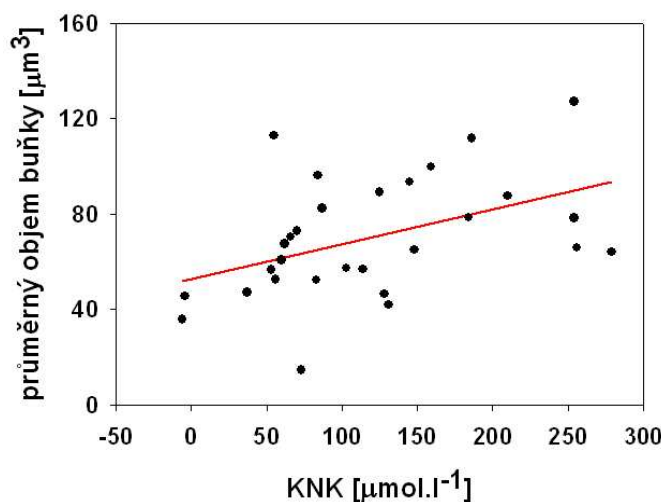
	NO_3^-	TP	TON	DOC	altitude
p	<0,001	<0,001	<0,05	<0,001	<0,0001
r	-0,57	0,62	0,62	0,41	-0,7

Z toho důvodu jsem vynesla závislost průměrného objemu druhu *Mallomonas akrokomos* na nadmořské výšce zvlášť jen pro nedystrofní plesa, tento vztah zůstal stále vysoce průkazný (Tab. 29). Analýza vztahu dalších parametrů nedystrofních ples a objemu buňky určila jako další významný faktor KNK a pH (Tab. 29, Obr. 48), zatímco závislost objemu buňky na TON, DOC, TP ani NO_3^- se neprokázala, čímž se potvrdil výrazný vliv dystrofních ples

v předchozí analýze (Tab. 28) a nevhodnost současné analýzy dystrofních a nedystrofních ples. Vztah objemu buňky *Mallomonas akrokomos* a parametrů dystrofních ples jsem kvůli nízkému počtu jezer (2) neanalyzovala.

Tab. 29 Faktory korelované s průměrným objemem buňky *Mallomonas akrokomos* (pouze nedystrofní plesa)

	altitude	KNK	pH
p	<0,01	<0,05	<0,05
r	-0,53	0,45	0,44



Obr. 48 Morfologická plasticita druhu *Mallomonas akrokomos* na gradientu KNK (nedystrofní plesa)

Obdobná závislost průměrného objemu buňky na nadmořské výšce jezera nebyla prokázána u žádného z příbuzných druhů (*Mallomonas crassisquama*, *Mallomonas actinoloma*, *Mallomonas acaroides*). Zaznamenala jsem pouze průkaznou závislost mezi průměrným objemem buňky druhu *Mallomonas crassisquama* a NO_3^- a TP (Tab. 30). Nicméně protože tento druh byl pozorován pouze v deseti plesech, tak se tato závislost zakládá na malém počtu měření. U druhu *Mallomonas acaroides* byla zjištěna průkazná závislost mezi průměrným objemem buňky a Mg^{2+} , Ca^{2+} a SO_4^{2-} (Tab. 30).

Tab. 30 Faktory korelované s průměrným objemem buňky různých druhů rodu *Mallomonas*

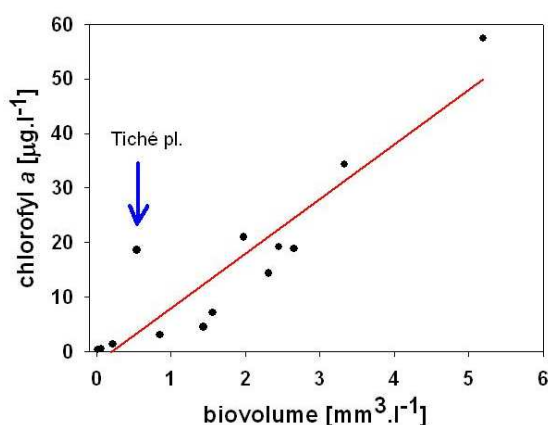
druh	<i>Mallomonas crassisquama</i>		<i>Mallomonas acaroides</i>				
	nedystrofní		nedystrofní		dystrofní		
kategorie jezer	nedystrofní		ANC	zmax	SO_4^{2-}	Mg^{2+}	Ca^{2+}
faktor prostředí	NO_3^-	TP					
p	<0,01	<0,01	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
r	-0,80	0,83	0,47	0,48	0,83	0,79	0,81

4.10. SPECIFICKÝ OBSAH CHLOROFYLU

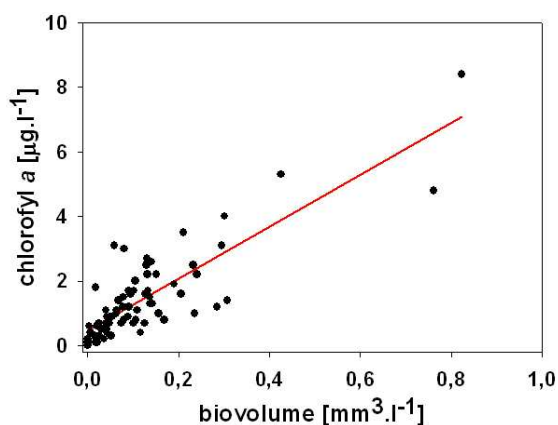
Objemová biomasa fytoplanktonu a koncentrace chl-*a* v jezerní vodě byly silně korelovány (Tab. 31, Obr. 49, Obr. 50) a vztah mezi těmito veličinami byl allometrický, vyjádřeno rovnicí: **chl-*a* [$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$]=5,11 (objemová biomasa)^{0,57} [$\text{mm}^3\cdot\text{l}^{-1}$]** (Obr. 51).

Tab. 31 Korelace chl-*a* a objemové biomasy

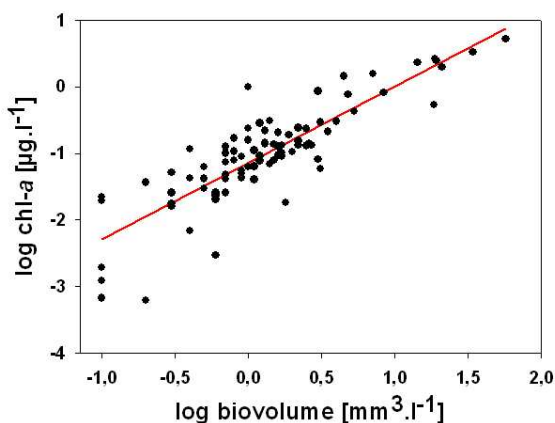
	dystrofní plesa	nedystrofní plesa	všechna plesa
p	<0,001	<0,0001	<0,0001
r	0,91	0,85	0,95



Obr. 49 Vztah koncentrace chl-*a* a objemové biomasy dystrofních ples



Obr. 50 Vztah koncentrace chl-*a* a objemové biomasy nedystrofních ples



Obr. 51 Vztah mezi log chl-*a* a log biomasy fytoplanktonu všech ples

V rámci dystrofních ples se od přímky trendu výrazněji odlišovalo Tiché pl. (Obr. 49) (chl-*a* = 18,6 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$; biovolume = 0,54 $\text{mm}^3\cdot\text{l}^{-1}$), na relativně vysoké množství chl-*a* připadala relativně nízká koncentrace objemové biomasy, tj. specifický obsah chl-*a* byl vysoký (chl-*a*/biovolume = 34,5 $\mu\text{g}\cdot\text{mm}^{-3}$). V tomto plese výrazně dominovala pikoplanktonní sinice *Synechocystis* sp. V rámci nedystrofních ples nebyly zaznamenány významnější odchylky od trendu.

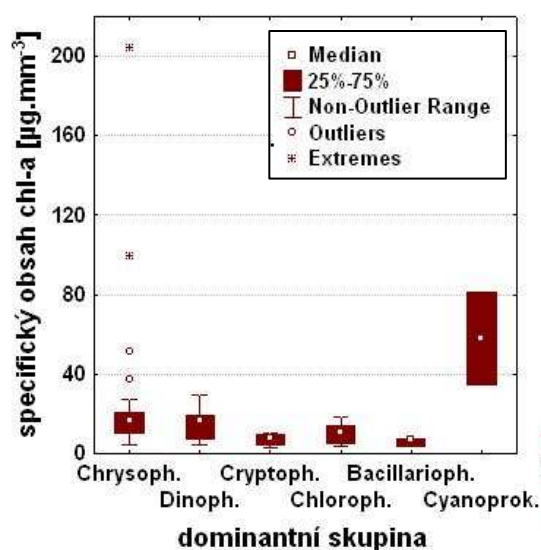
Síla vztahu chl-*a* a objemové biomasy dystrofních a nedystrofních ples byla velmi podobná, tyto dvě proměnné byly silněji korelovány při analýze všech jezer než při oddělených analýzách dystrofní a nedystrofní ples (Tab. 31). Z tohoto důvodu jsem pro porovnávání hodnot specifického obsahu chl-*a* mezi taxonomickými skupinami fytoplanktonu pracovala s daty všech jezer bez nutnosti separátních analýz dystrofních a nedystrofních ples.

Taxonomické skupiny fytoplanktonu se hodnotou specifického chl-*a* průkazně lišily (Kruskal-Wallis test, $p < 0,01$). Avšak detailnější porovnání jednotlivých taxonomických skupin mezi sebou ukázala, odlišnost se týkala pouze některých porovnáání mezi skupinami: specifický obsah chl-*a* skupiny Cryptophyta se lišil od Chrysophyta ($p < 0,001$) a Dinophyta ($p < 0,05$) a dále se lišil mezi skupinami Bacillariophyta a Chrysophyta ($p < 0,05$) (Tab. 32, Obr. 52). Nízkou odlišnost specifického chl-*a* jednotlivých taxonomických skupin podporuje i vysoká míra korelace mezi touto veličinou a celkovou biomasou fytoplanktonu (Tab. 31

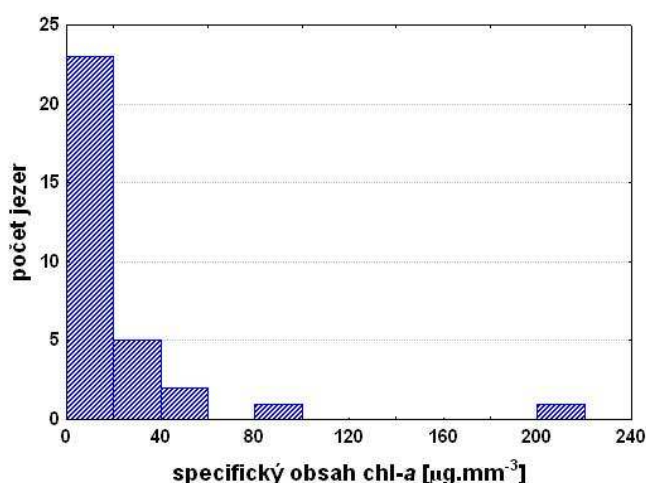
Nejvyšší specifický obsah chl-*a* (Obr. 52) byl zaznamenán ve fytoplanktonu Malého Batizovského pl., ve kterém naprostou většinu biomasy (88 %) tvořila skupina Chrysophyta (konkrétně druh *Chromulina* sp.). Porovnání hodnoty této proměnné s dalšími plesy, ve kterých převažovala tato skupina, respektive tento druh, ukázala, že se jedná o odlehlou hodnotu nejen v rámci dominance skupiny Chrysophyta (Obr. 53) ale i v rámci dominance rodu *Chromulina*.

Tab. 32 Specifický obsah chl-*a* dominantních taxonomických skupin fytoplanktonu [$\mu\text{g} \cdot \text{mm}^{-3}$]

	Chrysoph.	Dinoph.	Cryptoph.	Chloroph.	Bacill.	Cyanopr.	Všechna plesa
medián (rozsah)	16 (5–204)	17 (4–30)	8 (3–10)	11 (4–19)	7 (3–8)	58 (35–81)	12 (3–204)
Počet jezer	31	11	11	8	3	2	66



Obr. 52 Specifický obsah chl-*a* v jezerech s jednotlivými dominantními taxonomickými skupinami fytoplanktonu



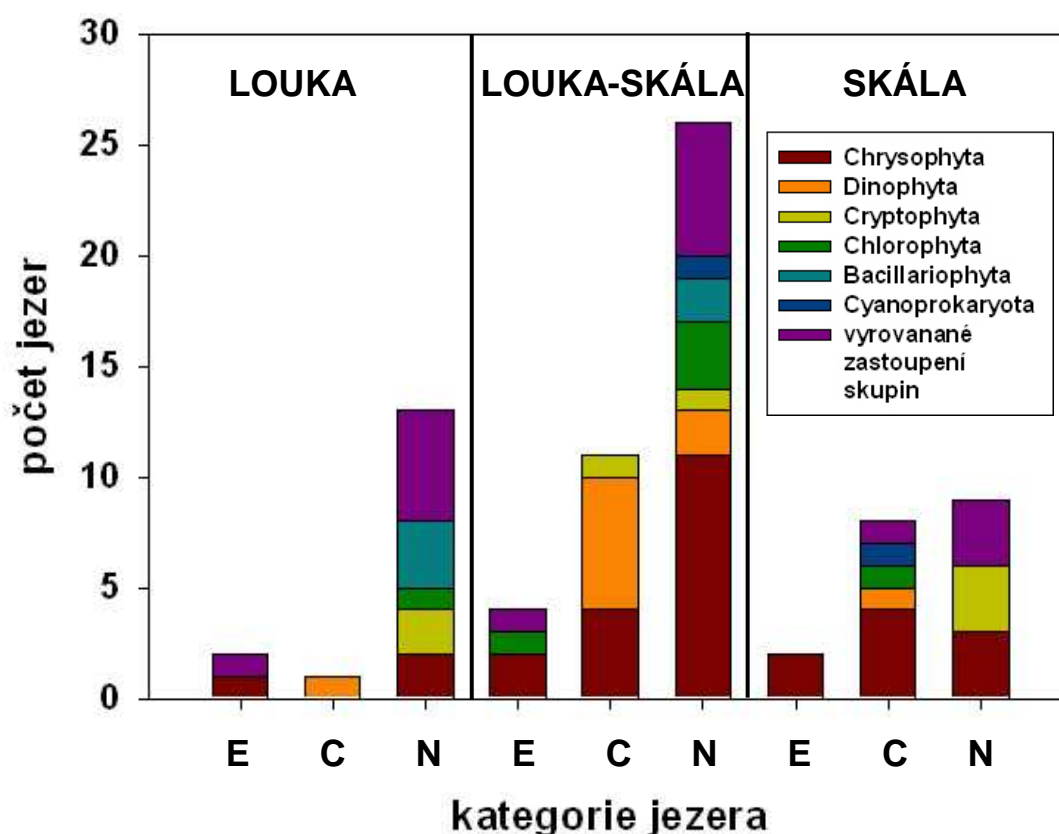
Obr. 53 Specifický obsah chl-*a* fytoplanktonu jezer, ve kterých dominovala skupina Chrysophyta

4.11. FYTOPLANKTON A CITLIVOST JEZERA K ACIDIFIKACI

4.11.1 TAXONOMICKÉ SLOŽENÍ

NEDYSTROFNÍ PLESA

Většina nedystrofních tatranských ples (61,8 %) patřila do kategorie jezer necitlivých k acidifikaci a byly zde zastoupeny všechny hlavní taxonomické skupiny fytoplanktonu (Obr. 54). Všechna nedystrofní extrémně citlivá a citlivá jezera k acidifikaci se nacházela ve Vysokých Tatrách s jedinou výjimkou, a tou bylo západotatranské Vyšné Jamnícke pl.



Obr. 54 Dominantní skupiny fytoplanktonu nedystrofních jezer různé citlivosti k acidifikaci (E–extrémně citlivé, C–citlivé, N–necitlivé)

V jezerech extrémně citlivých k acidifikaci převažovala ve fytoplanktonu ve většině případů skupina **Chrysophyta**, konkrétně druhy *Chromulina* sp. (Malé Batizovské pl., Vyšné Sesterské pl.), *Ochromonas* sp.1 (Vyšné spišské pl., Vyšné Terianske pl.) a *Dinobryon pediforme* (Starolesnianske pl.). Výjimku tvoří Wyzni Mnichovy Stawek IX., kde dominovala **Chlorophyta**, konkrétně druh *Koliella longiseta*. Ve fytoplanktonu Vyšného Satanieho pls. převažovali zástupci skupin Dinophyta (*Gymnodinium* sp. malé) a Bacillariophyta (acidofilní *Aulacoseira lirata*). Ve fytoplanktonu plieska Jedyniak

kodominovala Dinophyta (*Peridinium umbonatum*) a Cryptophyta (*Plagioselmis lacustris* typ Npls.).

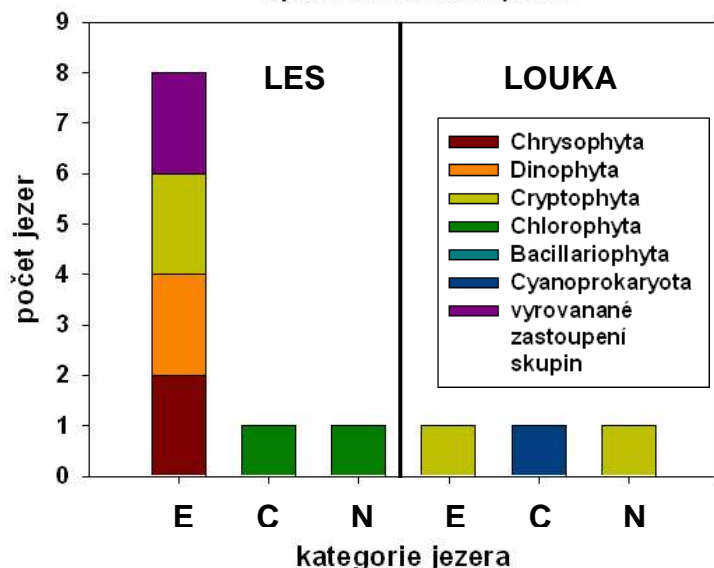
V jezerech citlivých k acidifikaci zjm. v lučnato-skálních plesech, v jednom skalním a v jediném lučním této kategorie převažovala skupina **Dinophyta** (Obr. 54), konkrétně *Gymnodinium* sp. malé (Batizovské pl., Kurtkowiecz, Nižné spišské pl., Prostředné spišské pl., Velké spišské pl., Velké Žabie pl.), *Katodinium planum* (Vyšné Jamnícke pl.) a *Gymnodinium uberrimum* (Zadni Staw Polski). Obecně ze všech nedystrofních ples skupina Dinophyta převažovala právě hlavně v lučnato-skálních plesech citlivých k acidifikaci, jinde byla zastoupena spíše výjimečně (Obr. 54). Dále se hojně vyskytovala skupina **Chrysophyta**, konkrétně zástupci *Chromulina* sp. (Vyšné Wahlenbergovo, Zadni Staw Gąsienicowy, Dlhé pl. velické), *Ochromonas* sp.1 (Capie pl., Nižné Wahlenbergovo pl., Dlugi Staw Gąsienicowy, Velické pl.) a *Ochromonas* sp. 2 (Skalnaté pl.). **Cryptophyta** převažovala pouze v jednom lučním plese citlivém na acidifikaci, konkrétně druh *Cryptomonas marssonii* (Dwoisty Staw Wschodni). V Okrúhlém pl. dominovala **Chlorophyta** (konkrétně *Chlamydomonas* sp. kulatý) a v Prostředném sivém pl. **Cyanoprokaryota** (*Aphanothece clathrata*)

DYSTROFNÍ PLESA

Většina dystrofních ples byla extrémně citlivá k okyselení (69 %) (Obr. 55). Protože se jedná o relativně malý počet jezer v rámci zkoumaného vzorku (13 ples z 89), tak nelze příliš generalizovat. Zatímco v nedystrofních plesech **Cryptophyta** převažovala v jezerech k acidifikaci necitlivých, v dystrofních se vyskytovala i v extrémně citlivých lesních plesech, konkrétně *Cryptomonas reflexa* (Trojrohé pl.) a *Cryptomonas erosa* (Jamské pl.). V některých dystrofních plesech dominovala i **Dinophyta**, konkrétně *Peridinium umbonatum* (Slavkovské pl. a Smreczyński Staw) a **Chrysophyta**, konkrétně *Dinobryon sertularia* (Malé Čierne pl.) a cf. *Chromulina* (Vyšné Rakytovské pl.). V extrémně citlivém dystrofním lučním plese převažoval *Plagioselmis lacustris* typ Npls. (Nižné pls. nad Račkovými pl.). V Maličkém Čierném pls. a Nižném Rakytovském pl. kodominovalo několik taxonomických skupin fytoplanktonu.

V hdystrofním lesním plese k acidifikaci citlivém dominovala **Chlorophyta**, konkrétně *Oocystis marssonii* (Toporowy Staw Nižny). V lučním plese téže kategorie převažovala **Cyanoprokaryota** s druhem *Synechocystis* sp., který v žádném jiném plese v Tatrách nebyl zaznamenán (Tiché pl.).

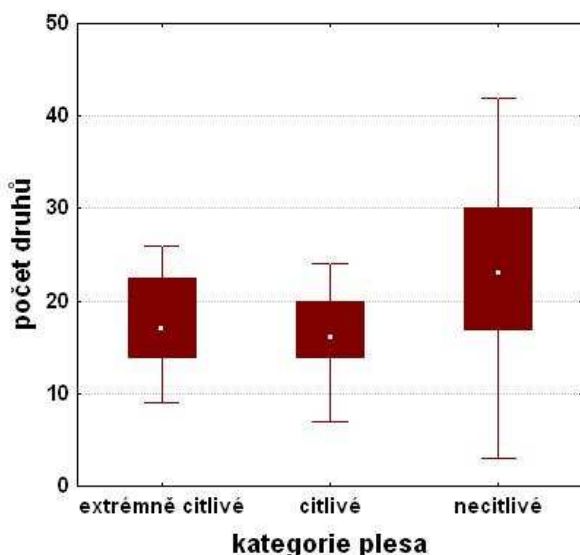
Štrbské pl. představovalo jediné lesní pleso, které bylo k acidifikaci necitlivé, ve fytoplanktonu měla výrazné zastoupení skupina **Chlorophyta** s druhy Chlorophyta g. sp.1, *Quadrigula pfitzeri* a *Crucigenia tetrapedia*. Vyšné Tomanovo pl. bylo zase jediné dystrofní luční pleso k acidifikaci necitlivé, zde převažovala **Cryptophyta** (*Cryptomonas erosa*).



Obr. 55 Dominantní skupiny fytoplanktonu dystrofních jezer různé citlivosti k acidifikaci (E–extrémně citlivé, C–citlivé, N–necitlivé)

4.11.2. POČET DRUHŮ

Ve fytoplanktonu jezer k acidifikaci necitlivých bylo průkazně více druhů než v jezerech, která byla k acidifikaci citlivá ($p < 0,001$) či extrémně citlivá ($p < 0,05$), zatímco medián počtu druhů fytoplanktonu extrémně citlivých a citlivých ples se nelišil ($p > 0,5$) (Obr. 56).



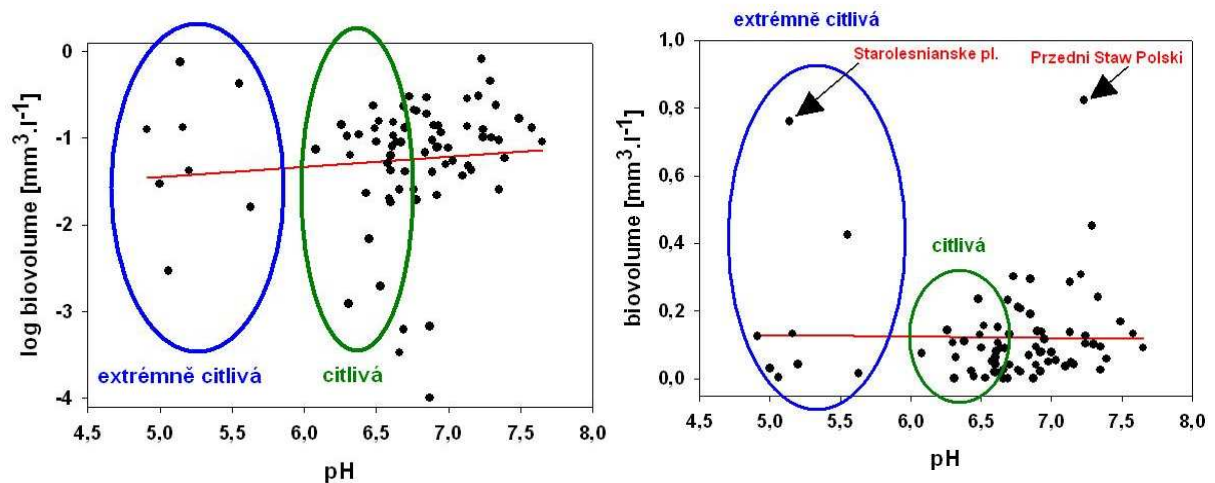
Obr. 56 Počet druhů fytoplanktonu ples různého stupně citlivosti vůči acidifikaci

Extrémně citlivá jezera a citlivá jezera k acidifikaci se nacházela v průkazně vyšších nadmořských výškách než necitlivá jezera ($p < 0,05$ a $p < 0,01$). Extrémně citlivá jezera měla též průkazně nižší plochu než jezera k acidifikaci citlivá ($p < 0,001$) nebo necitlivá ($p < 0,001$).

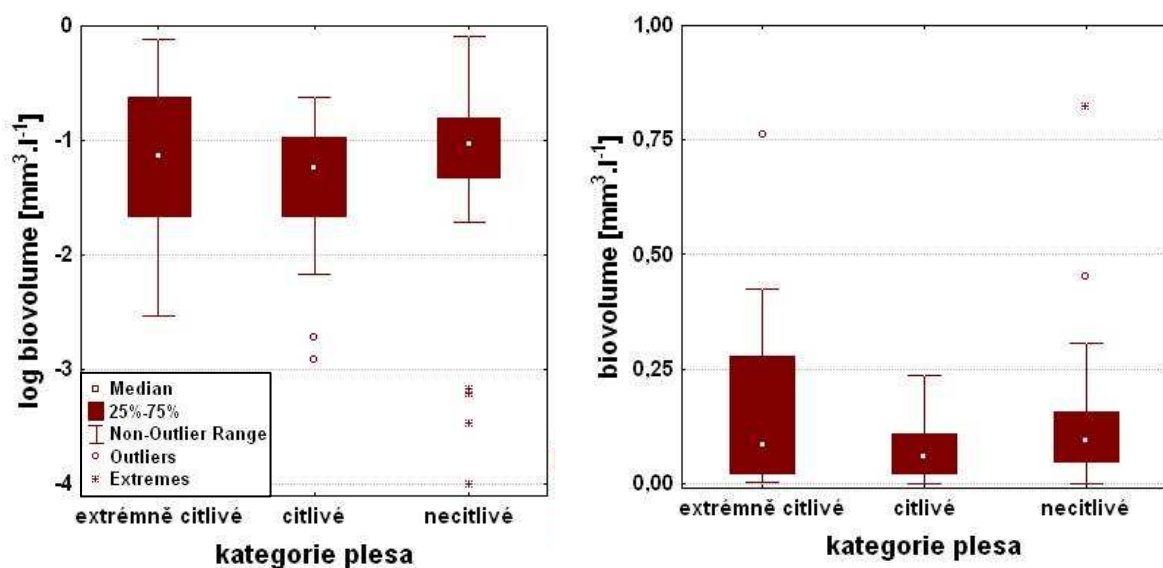
4.11.3. BIOMASA

Porovnávání biomasy a počtu druhů mezi jezery odlišné citlivosti vůči acidifikaci bylo provedeno pouze pro nedystrofní jezera, protože dystrofních jezer v každé kategorii byl nízký počet na to, aby bylo možno testovat průkaznost (Obr. 55).

Biomasa fytoplanktonu ples citlivých a extrémně citlivých ples byla srovnatelná s biomasou fytoplanktonu necitlivých ples (Obr. 57, Obr. 58; Mann Whitney test, $p > 0,05$). V případě Starolesnianského pl. a Przedni staw Polski dosahovala biomasa fytoplanktonu nejvyšších hodnot mezi nedystrofními plesy (nehledě na citlivost vůči acidifikaci) (Tab.11). Obr. 57). Nejnižší biomasy fytoplanktonu byly zaznamenány jak v plesích k acidifikaci citlivých tak i necitlivých (Obr. 57, Obr. 31).



Obr. 57 Vztah mezi pH a biomasou fytoplanktonu nedystrofních ples ($p > 0,1$) (jezera citlivá k acidifikaci označena ovály; jezera s nejvyšší biomasou mezi nedystrofními plesy označena jménem)



Obr. 58 Biomasa fytoplanktonu ples různého stupně citlivosti vůči acidifikaci

4.11.4. FYTOPLANKTON DLOUHODOBĚ SLEDOVANÝCH JEZER

Dále nás zajímala též jezera, ke kterým existují přechozí záznamy o složení a biomase fytoplanktonu. Z těchto důvodů uvádím níže charakteristiku fytoplanktonu několika ples, jejichž porovnání se stavem v minulosti bude též obsahem kapitoly Diskuze.

Na podzim 2004 bylo ve fytoplanktonu lučnato-skálního jezera **DŁUGI STAW GAŚIENICOWY** pozorováno 16 druhů, dominovaly zlativky, nejvíce biomasy tvořily druhy: zlativka *Ochromonas* sp.1 a obrněnky *Gymnodinium* sp. malé (35, respektive 38 % biomasy). Biomasa fytoplanktonu byla $0,11 \text{ mm}^3 \cdot \text{l}^{-1}$ a spadala tak do průměru v rámci lučnato-skálních ples (Obr. 32).

Ve fytoplanktonu druhého lučnato-skálního **NIŽNÉHO TERIANSKEHO PLESA** bylo zaznamenáno 23 druhů, což odpovídá predikci dle modelu (Obr. 13, Tab. 6). Převažovala skupina Dinophyta, konkrétně druh *Gymnodinium* sp. malé, hojně se vyskytovali větší obrněnky - Dinophyta g. sp. velké a *Gymnodinium uberrimum*. Větší biomasy tvořily též druhy *Mallomonas acaroides* a *Plagioselmis nannoplanctica*. Biomasa byla $0,2 \text{ mm}^3 \cdot \text{l}^{-1}$.

Fytoplankton třetího lučnato-skálního pleso, **POPRADESKÉHO PLESA**, hostil 32 druhů sinic a řas. Dominantní skupinou byla Chlorophyta s druhem *Sphaerocystis* sp. Dále byli hojně zastoupeny druhy *Oocystis parva*, *Cryptomonas* cf. *erosa*, *Plagioselmis nannoplanctica* a *Mallomonas acaroides*. Biomasa činila $0,14 \text{ mm}^3 \cdot \text{l}^{-1}$. Abundance sinic a řas byla 2630 b.ml^{-1} .

Fytoplankton čtvrtého lučnato-skálního **VELEKÉHO HINCOVA PLESA** byl obýván 26 druhy. Dominovala skupina Chrysophyta, zejména druhy *Ochromonas* sp. a *Dinobryon divergens*. Hojněji byla zastoupena skupina Cryptophyta (22 % biomasy), zejména druh *Plagioselmis nannoplanctica*, a skupina Chlorophyta (22 % biomasy) s druhy *Eutetramorus planctonicus* a *Dictyosphaerium* cf. *primarium*, dále byli pozorováni např. *Mallomonas akrokomos* a *Monoraphidium arcuatum*. Abundance sinic a řas činila 949 b.ml^{-1} . Biomasa byla $0,04 \text{ mm}^3 \cdot \text{l}^{-1}$.

Podzimní fytoplankton skalního **MALÉHO HINCOVA PLESA** tvořilo 21 druhů. Pozorovala jsem převahu druhu *Cyclotella* sp. nov. (Bacillariophyta), který tvořil ve fytoplanktonu 41 % objemové biomasy. Skupina Chlorophyta a Chrysophyta a Cryptophyta byly rovnoměrně zastoupeny (každá 17 % biomasy). Další objemově významní zástupci byli: *Plagioselmis nannoplanctica*, *Planktosphaeria gelatinosa* a *Ochromonas* sp. 2. Byla zjištěna abundance 167 b.ml^{-1} .

Fytoplankton skalního **ĽADOVÉHO PLESA** tvořilo 16 druhů. Výrazně převažovala v biomase Cryptophyta s druhy *Cryptomonas marssonii* a *Plagioselmis nannoplanctica*.

Celková biomasa byla $0,14 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$. Až na zcela zanedbatelné biomasy (<0,5 % biomasy) druhů *Scenedesmus ecornis*, *Koliella* sp. a *Sphaerocystis* sp. ve fytoplanktonu dominovali bičíkovci (*Mallomonas akrokomos*, *Peridinium umbonatum* aj.).

5. DISKUZE

Jezerní oblasti představují jedno z nejvhodnějších prostředí pro studium ekologie metaspolečenstev. Pod pojmem metapopulace rozumíme soubor lokálních populací propojených občasnou migrací/disperzí (STORCH 2000). Díky vzájemné izolaci jezer v krajině může hrát limitovaná disperze významnou roli ve strukturaci jezerních společenstev. Lokální podmínky životního prostředí se nicméně též mohou uplatňovat například prostřednictvím charakteru vegetace v povodí, které má vliv na přísun látek (např. fosforu) do jezera (KOPÁČEK et al. 1996) nebo přítomností rybí obsádky, která prostřednictvím kaskádového efektu mění charakter fytoplanktonu a to i v oligotrofních horských jezerech (PARKER & SCHINDLER 2006). Vedle toho fytoplankton jezer se stejným charakterem povodí i s podobnou osádkou ryb může být ovlivněn abiotickými parametry jako je pH nebo koncentrace celkového dusíku (SOININEN et al 2007).

5.1. CHEMICKÉ PARAMETRY A MORFOMETRICKÁ CHARAKTERISTIKA PLES

Dystrofní plesa v Tatrách se průkazně odlišovala hladinami TON, DOC, TP, pH, Al, NO_3^- a nadmořské výšky od nedystrofních ples (Obr. 2). Podobně i NÜRNBERG & SHAW (1999) potvrdili rozdílnost TN, DOC a TP mezi těmito kategoriemi jezer (koncentraci Al ani NO_3^- netestovali) a též prokázali, že dystrofní vody jsou typicky lehce či výrazně kyselé (průměr 6,1). Z tohoto důvodu v řadě podkapitol diskutují výsledky dystrofních a nedystrofních jezer v Tatrách odděleně.

5.2. CELKOVÁ BIOMASA FYTOPLANKTONU

Biomasa fytoplanktonu tatranských ples se pohybovala v rozmezí $0,001\text{--}5,2 \text{ mm}^3 \cdot \text{l}^{-1}$ (Příloha I). Kategorizace **trofie** jezera na základě biomasy fytoplanktonu (WETZEL 2001) po převodu z jednotek objemové biomasy ($\text{mm}^3 \cdot \text{l}^{-1}$) na množství uhlíku ($\text{mgC} \cdot \text{m}^{-3}$) (STRAŠKRABOVÁ et al. 1999) ukázala, že tatranská plesa pokrývala celé kontinuum trofie od **ultraoligotrofních** (51 % jezer), přes **oligotrofní** (36 %), **mesotrofní** (6 %) až po **eutrofní** jezera (8 %). Mezi eutrofními jezery se nacházela dystrofní lesní jezera a jedno dystrofní luční jezero (Nižné pls. nad Ráčkovými pl.). Mezotrofní charakter měla dystrofní lesní plesa, dále k acidifikaci extrémně citlivé luční Starolesnianske pl. a eutrofizovaný lučnato-skální Przedni Staw Polski. Příčinou vyšší trofie těchto jezer byl vyšší přísun fosforu do jezera z povodí díky vyššímu zastoupení vegetace a vyšší hloubce půd v povodí (KOPÁČEK et al. 2000a).

Podobně široký gradient trofie na základě biomasy fytoplanktonu byl charakteristický i pro vysokohorská jezera v Alpách (TOLOTTI et al. 2003), což není překvapivé, protože jezera se lišila hydrologií, světelnými podmínkami, morfometrickými parametry, charakterem povodí aj. Jezera nad horní hranicí lesa v Tatrách byla zpravidla oligotrofní a ultraoligotrofní, což platilo i pro jezera v Alpách nacházející se nad horní hranicí lesa (SOMMARUGA et al. 1999). Nadmořská výška ovlivňuje teplotní podmínky (ŠPORKA et al. 2006) a délku vegetační sezóny jezera (CATALAN et al. 2002), které určují koncentraci DOC a živin v jezeře. Nižší trofie jezer alpských jezer ve srovnání s lesními plesy v Tatrách navíc odráží výrazně nižší koncentrace TP v alpských jezerech v důsledku méně vyvinutých půd a nižšího zastoupení vegetace v povodí (KOPÁČEK et al. 2000a).

Průměrná objemová biomasa fytoplanktonu dystrofních lesních tatranských ples (medián $1,77 \text{ mm}^3 \cdot \text{l}^{-1}$; průměr $1,96 \text{ mm}^3 \cdot \text{l}^{-1}$) byla třikrát vyšší v porovnání s dystrofními šumavskými jezery (medián $0,42 \text{ mm}^3 \cdot \text{l}^{-1}$; průměr $0,63 \text{ mm}^3 \cdot \text{l}^{-1}$) (NEDBALOVÁ - os. sdělení). Příčinou může být výrazně vyšší koncentrace celkového hliníku v jezerní vodě na Šumavě ($7\text{--}58 \text{ } \mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$) ve srovnání s dystrofními lesními jezery v Tatrách ($<1\text{--}12 \text{ } \mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$) (KOPÁČEK et al. 2006a, NEDBALOVÁ et al. 2006b). Bylo totiž prokázáno, že v jezerech se zvýšeným přísunem hliníku a gradientem pH mezi přítokem a odtokem jedna z forem hliníku (partikulovaný hliník) dokáže účinně imobilizovat rozpuštěný fosfor dostupný pro mikroorganismy (KOPÁČEK et al. 2000b), což se pak odráží v úrovni biomasy fytoplanktonu (VRBA et al. 2006). Mezi takto ovlivněná jezera v září 2004 patřila i šumavská plesa (KOPÁČEK et al. 2004c, 2006b, 2006c).

5.2.1. PŘEVAŽUJÍCÍ BUNĚČNÁ ORGANIZACE

V biomase fytoplanktonu tatranských ples dominovali **bičíkovci** (75 %), ačkoliv v počtu druhů měli menší zastoupení (31,2 %). Obdobně vysoký podíl bičíkovců (>90 %, 73 % a 68 %) v biomase fytoplanktonu jezer v Alpách zaznamenali SIMONA et al. (1999), SOMMARUGA et al. (1999) a TOLOTTI et al. (2003). U řady zastoupených zastoupených druhů bičíkovců byla prokázána schopnost mixotrofní výživy (CURRIE & KALFF 1984, PORTER 1988, TRANVIK et al. 1989, ISAKSSON et al. 1999). Díky schopnosti migrace, obvykle malé velikosti buněk a možnosti doplňovat svou potřebu živin mixotrofním způsobem výživy (PORTER 1988) jsou tyto řasy dobře adaptovány na extrémní teploty, světelné podmínky a na nízkou koncentraci živin charakteristickou pro vysokohorská jezera (TILZER & SCHWARZ 1976, DOKULIL 1988, JANSSON & al. 1996).

5.2.2. POROVNÁNÍ DYSTROFNÍCH A NEDYSTROFNÍCH PLES

Biomasa fytoplanktonu dystrofních ples v Tatrách byla průkazně vyšší v dystrofních než v nedystrofních plesech (Obr. 27). Obdobně NÜRNBERG & SHAW (1999) metaanalýzou publikovaných dat ukázali, že koncentrace chl-*a* dystrofních jezer byla průkazně vyšší než nedystrofních jezer. Vedle toho však potvrdili, že porovnání mezi těmito kategoriemi jezer ovlivní, zda se jako měřítko produktivity použijí veličiny vztažené na objem (jako koncentrace chl-*a* či $\text{mgC}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$) či na plochu ($\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{rok}^{-1}$). V důsledku vyšší koncentrace DOC dochází ke snížení průhlednosti (NÜRNBERG & SHAW 1999) a tak ke snížení hloubky eufotické vrstvy v dystrofních jezerech (JONES 1992). Díky tomu jsou hodnoty primární produktivity vztažené na plochu v těchto plesech nižší než v nedystrofních.

5.2.3. DETERMINANTY BIOMASY DYSTROFNÍCH PLES

Biomasa fytoplanktonu dystrofních ples v Tatrách byla průkazně korelovaná s DOC, TON, a TP (Tab. 9, Obr. 28). Jako klíčovou proměnnou byl postupnou regresí vybrán **TON** (Tab 10, Obr. 2, Obr. 29). Vztah mezi TON a fytoplanktonem se realizuje pravděpodobně nepřímo přes aktivitu bakterioplanktonu, který rozkládá organické látky přitékající do jezera z povodí a tím uvolňuje anorganický dusík a činí tak tuto živinu dostupnou pro fytoplankton (STEPANAUSKAS et al. 1999). Koncentrace anorganického dusíku ve formě NO_3^- byly v těchto jezerech ve srovnání s nedystrofními jezery velmi nízké (Obr. 2), což lze částečně vysvětlit výraznější mikrobiální aktivitou v hlubších púďách povodí níže položených ples (KOPÁČEK et al 2004b). Naproti tomu koncentrace další složky anorganického dusíku, NH_3^+ , se mezi dystrofními a nedystrofními plesy nelišila. Pro rychlý obrat anorganického dusíku v dystrofních ekosystémech svědčí i feritilizační experiment švédského jezera Ötrasket, který prokázal, že mixotrofní řasy, které převažovaly ve fytoplanktonu, jsou limitovány dusíkem (JANSSON et al. 1996) a nikoliv fosforem.

Vztah mezi **DOC**, a fytoplanktonem dystrofních ples (Tab 9, Obr. 28) si vysvětlujeme převahou (potenciálních) mixotrofů ve fytoplanktonu, kteří získávají fosfor pohlcováním bakterií. Mixotrofní bičíkovci jsou schopni přecházet ve své výživě mezi fagotrofií a autotrofií a to během několika hodin změnou obsahu chlorofylu *a* v závislosti na hustotě (CARON & al. 1990) a velikosti kořisti (BIRD & KALFF 1987, WILLE & al. 1999), případně na intenzitě světla (PORTER 1988) a teplotě jezerní vody (BIRD & ALFF 1987, CARON & al. 1990). Bylo zjištěno, že DOC reprezentuje velkou část (až 85 %) celkového uhlíku (HESSEN et al. 1990) dystrofních lokalit a je významný energetický substrát pro bakterioplankton (DRAKARE et al. 2002). Fosfor dystrofních vod pravděpodobně není

volně dostupný, ale je organicky vázán (MEILI 1992), nicméně bakterie jsou v prostředí snížené dostupnosti fosforu zvýhodněny, protože mají vyšší afinitu k fosforu při jeho nižších koncentracích než fytoplankton (CURRIE & KALFF 1984). A protože bakterierální buňky jsou bohaté na fosfor (vykazují nižší poměr N:P, C:N a C:P než fytoplankton; FAGERBAKKE et al. 1996) a v dystrofních vodách dosahuje bakterioplankton vysokých biomas (NÜRNBERG & SHAW 1999), je optimální strategií fytoplanktonu v tomto nepříznivém prostředí bakteriovorie (JANSSON et al. 1996, DRAKARE et al. 2002).

Platnost výše uvedené argumentace pro Tatry podporuje vyšší početnost heterotrofních bakterií počet v dystrofních tatranských jezerech (KOPÁČEK et al. 2000a) a **převaha mixotrofních řas** ve v fytoplanktonu dystrofních jezer (Příloha III). Dále uvádím konkrétní druhy a jezera, ve kterých tyto druhy dominovaly, a autory, kteří dokládají, že tyto druhy jsou mixotrofní: *Dinobryon sertularia* (Malé Čierne pl.) (BIRD & KALFF 1987, PUGNETTI & BETTINETTI 1999), *Peridinium umbonatum* (Slavkovské pl. a Smreczyński Staw) (PORTER 1988), *Gymnodinium uberrimum* (JANSSON et al. 1996), *Cryptomonas erosa* (Jamské pl., Vyšné Tomanovo pl.) (PORTER 1988, TRANVIK et al. 1989), cf. *Chromulina* (Vyšné Rakytovské pl.) (ISAKSSON et al. 1999) a potencionální mixotrofové: *Plagioselmis lacustris* (Nižné pls. n. Ráčkovými pl.) a *Cryptomonas reflexa* (Trojrohé pl.) (JANSSON et al. 1996).

Koncentrace TP a TON v jezerní vodě Tichého pl. se výrazně odchylovaly od koncentrací těchto látek v ostatních dystrofních plesech (Obr. 2, Obr. 30) a přitom koncentrace DOC a celková biomasa fytoplanktonu byla srovnatelná (Obr. 28). Tento stav si STUHLÍK et al. (2006) vysvětlují na základě vztahu chl-*a* a těchto látek tak, že pouze malá část TP, TON i DOC byla vázána ve fytoplanktonu, zatímco hlavním zdrojem byly částice sedimentu zvířené kamzíky a srnci. Vztah objemové biomasy fytoplanktonu a těchto parametrů potvrzuje, že velká část TON a TP opravdu není vázána ve fytoplanktonu Tichého pl., nicméně zpochybňuje toto tvrzení pro DOC (Obr. 28).

5.2.4. DETERMINANTY BIOMASY NEDYSTROFNÍCH PLES

Biomasa fytoplanktonu lučních pl. byla vyšší než lučnato-skálních a skálních pl. (Obr. 32), nicméně tento rozdíl nebyl průkazný. Závislost biomasy na určitém faktoru prostředí byla značně variabilní (Obr. 35) a výrazně ovlivněna odlehlou hodnotou (porovnej Obr. 33 a Obr. 34). Nepřítomnost průkazného vlivu žádného z měřených proměnných prostředí na biomasu nedystrofních ples (Tab. 12) si vysvětlujeme tím, že množství biomasy

fytoplanktonu nedystrofních jezer bylo pravděpodobně specifické pro dané jezero a bylo ovlivněno komplexem interakcí charakteru povodí, morfometrie aj.

5.3. DOMINANCE TAXONOMICKÝCH SKUPIN

Významnými taxonomickými skupinami fytoplanktonu tatranských ples byly **Chrysophyta**, **Dinophyta** a **Cryptophyta**, dominovaly v 60,7 % ples (Obr. 36), ostatní skupiny byly méně zastoupeny. Převaha těchto skupin byla charakteristická i pro vysokohorská jezera v Alpách (TOLOTTI et al. 2003), pro největší glaciální jezero na Iberském poloostrově, jezero Sanabria (DE HOYOS et al. 1998), stejně tak jako pro většinu jezer na Šumavě (NEDBALOVÁ et al. 2006b) a pro jezero Atnsjøen ve Finsku (BRETTUM & HALVORSEN 2004). Díky zpravidla malé velikosti buněk, pohyblivosti a schopnosti řady druhů doplňovat si nedostatkové živiny fagotrofií (CURRIE & KALFF 1984, PORTER 1988, TRANVIK et al. 1989, ISAKSSON et al. 1999) jsou tyto tři taxonomické skupiny řas dobře adaptovány na extrémní teploty, světelné podmínky a koncentrace živin, charakteristické pro vysokohorská jezera (TILZER & SCHWARZ 1976).

O převažující taxonomické skupině ve fytoplanktonu rozhodovala průkazně koncentrace NO_3^- a KNK a TP (Tab 14), přičemž čistý vliv byl potvrzen pouze pro **koncentraci dusičnanů** (Tab 15). Dominance skupiny Chrysophyta ve fytoplanktonu jezera byla ovlivněna koncentrací dusičnanů (Obr. 37), což bylo pozorováno i v jezerech v Alpách (TOLOTTI et al. 2003). Zvýšená koncentrace dusičnanů byla v jezerech ve vyšších nadmořských výškách, protože srážky vzrůstají s vyšší nadmořskou výškou (STUHLÍK 2003). Nejvyšší NO_3^- byly zaznamenány ve v jezerech se skalním povodím, zatímco nejnižší v plesech s lesním povodím (KOPÁČEK et al. 2006a). Pravděpodobně se vliv dusičnanů uplatňuje nepřímo, protože v podmínkách limitace fosforem (při poměru TN:TP>14) nehraje nadbytek dusičnanů výraznou roli (DOWNING & MCCAULEY 1992) a je spíše dokladem jiných klimatických a trofických podmínek ve vyšších nadmořských výškách (kapitola 5.4.2.). Koncentrace TP v jezerní vodě klesala s vyšší nadmořskou výškou ($r=-0,48$; $p<0,0001$; na základě dat z KOPÁČEK et al. 2006a) a limitovala primární produkci v Tatrách (KOPÁČEK et al. 1995). Příčinou vysokých koncentrací nitrátu ve vysokopoložených jezerech jsou málo vyvinuté půdy, nízké zastoupení vegetace a krátká doba zdržení. Tyto faktory dohromady snižují retenční kapacitu dusíku, v důsledku toho zvýšený přísun dusíku překračuje jeho příjem vegetací a půdními mikroby v povodí a dochází k saturaci povodí dusíkem (STODDARD 1994, podle KOPÁČEK & al. 1996). Toto tvrzení je v souladu se

zjištěním, že aktivita půdních mikrobu v povodí výše položených ples byla nižší (KOPÁČEK et al. 2004b).

Průkazný vliv **TP** na dominantu fytoplanktonu (Tab 14) byl silně ovlivněn lučným dystrofním Tichým pl. Toto pleso bylo napajedlem a kalištěm jelenů a srců (HOŘICKÁ et al. 2006) a díky tomu mělo nejvyšší hodnotu TP mezi tatranskými plesy (KOPÁČEK et al. 2006a), která vedla k nízkému poměru TN:TP=13,3. Je-li poměr TN:TP v jezeru nižší než 14, dochází k limitaci dusíkem (DOWNING & MCCAULEY 1992). V Tichém pl. dominovala Cyanoprokarotya, což je v souladu se zjištěním, že nízký poměr TN:TP (<29:1) poskytuje ideální podmínky pro rozvoj sinic (SMITH 1983), nejspíše díky tomu, že řada druhů sinic je schopna fixací si doplnit limitující dusík.

Skupina Bacillariophyta převažovala v jezerech s vyšší **KNK** (Obr. 37), tento jev byl potvrzen i pro fytoplankton v Alpách (BARBIERI et al 1999, TOLOTTI et al. 2006).

5.4. DRUHOVÁ BOHATOST FYTOPLANKTONU

Počet druhů fytoplanktonu se v jednotlivých tatranských plesech pohyboval v rozmezí 3–46 (Příloha I). Podobný rozsah počtu druhů fytoplanktonu jezer byl zjištěn ve Švédsku (WILLÉN 2003) a v Alpách (TOLOTTI et al. 2003). Nejvíce diverzifikovanou taxonomickou skupinou byla Chlorophyta (Obr. 7), což v Tatrách pozorovali už JURIŠ & KOVÁČIK (1987).

5.4.1. POROVNÁNÍ DYSTROFNÍCH A NEDYSTROFNÍCH PLES

Počet druhů fytoplanktonu dystrofních ples byl průkazně vyšší v dystrofních než v nedystrofních plesech (Obr. 8).

Zajímavé srovnání nabízí dřívější studie obdobně rozsáhlého počtu tatranských ples: LUKAVSKÝ (1994) zjistil, že rozmezí počtu druhů nedystrofních ples bylo 2–13 druhů. Naproti tomu tato studie zaznamenala v této kategorii ples 3–42 druhů (Obr. 8). Příčinou 3x většího rozsahu počtu druhů je pravděpodobně probíhající biologické zotavení tatranských ples z acidity (viz kapitola 5.11.3.) (SACHEROVÁ et al. 2006).

5.4.2. DETERMINANTY POČTU DRUHŮ

Plocha jezera zvyšovala počet druhů nedystrofních ples (Obr. 9). S vyšší nadmožskou výškou se průkazně snižoval počet druhů nedystrofních (Tab. 5, Obr. 12) i dystrofních ples (Tab. 3, Obr. 9).

Vliv **velikosti plochy** na počet druhů fytoplanktonu je v souladu s pozorováním fytoplanktonu švédských jezer (JANKOWSKI & WEYHENMEYER 2006). Podobně na příkladu invaze exotického druhu *Daphnia lumholtzii* v Severní Americe bylo zjištěno, že vodní tělesa s větší plochou vodní hladiny poskytují větší základnu pro organismy pasivně přenášené (větrem, vodními ptáky aj.) a také mohou mnohem větší množství propagulí zachytit (HAVEL et al. 2002). Vedle toho ekologické procesy probíhající uvnitř jezera ovlivňují počet druhů: větší jezera jsou obvykle více heterogenní a poskytují více mikrohabitátů. Větší plocha jezera tak může zvyšovat pravděpodobnost úspěchu založení populace po dosažení jezera kolonistou a podporovat vznik větších populací druhů, které jsou pak méně náchylné ke stochastickým extinkcím. V případě fytoplanktonu větší populace umožňují vznik vyššího počtu trvalých stádií sedimentujících do „semenné banky“, ve kterých mohou přežít nepříznivé období roku (SMITH et al. 2005). Obdobně metaanalýzou publikovaných dat fytoplanktonu oceánů, jezer a rybníků dokázali SMITH et al. (2005), že teorie ostrovní biogeografie (MCARTHUR & WILSON 1967) platí nejen pro makroorganismy ale i pro mikroorganismy. Diskutovali také řadu dalších možných mechanismů ovlivňujících nejen míru extinkce a kolonizace, které mají zásadní vliv na rovnovážný počet druhů na ostrově (v případě fytoplanktonu počet druhů v jezeru), ale i účast ekologických procesů uvnitř jezera (např. komplexnost potravních sítí, vliv míchání jezera, vliv trofie a vliv predace; SMITH et al. 2005).

Trend poklesu počtu druhů se zvyšující se **nadmořskou výškou** byl potvrzen i u fytoplanktonu švédských jezer (JANKOWSKI & WEYHENMEYER 2006) a v předchozí studii o fytoplanktonu tatranských ples (LUKAVSKÝ 1994). Vedle toho je klesající počet druhů s nadmořskou výškou obecný jev rozšířený napříč rostlinnou (VÁZQUEZ & GIVNISH 1998) i živočišnou říší (NAVARRO 1992). Tuto závislost v případě tatranského fytoplanktonu si vysvětlujeme tím, že se vzrůstající nadmořskou výškou klesá průměrná měsíční teplota povrchové vrstvy jezera (v měsících květen až září; v ostatních měsících je řada jezer zamrzlých) (ŠPORKA et al. 2006), prodlužuje se délka zamrznutí jezera (ŠPORKA et al. 2006) a tím se zkracuje délka vegetační sezóny. Nízké koncentrace DOC (LEAVITT & al. 1997, SCHINDLER & CURTIS 1997) a vysoké intenzity UV záření v alpinských oblastech ve srovnání s nížinnými (CALDWELL & al. 1980, SOMMARUGA & al. 1999) vedou k pronikání UV záření do větších hloubek (MORRIS & al. 1995, SCHINDLER & CURTIS 1997) a snižování rychlosti fotosyntézy (CALLIERI & al. 2001). Navíc v Tatrách se s vyšší nadmořskou výškou průkazně snižovala KNK jezer ($r=-0,26$; $p<0,05$; na základě dat KOPÁČEK et al. 2006a), tj. zvyšovalo se zastoupení jezer citlivých k acidifikaci. Jezera extrémně citlivá k acidifikaci se nacházela

převážně ve vrcholových partiích Tater, zatímco jezera citlivá k acidifikaci byla rozložena podél celého gradientu nadmořské výšky (STUHLÍK et al. 2006).

Pravděpodobnou příčinou nižšího počtu druhů obecně v prostředí nízkého pH je nižší počet těchto biotopů ve srovnání s neutrálními a lehce alkalickými (WETZEL 2001), extrémní charakter prostředí (viz dále) a tudíž nižší počet druhů, které se dokázaly na tyto podmínky adaptovat. Nízké pH může vést k mobilizaci toxických forem hliníku z půd povodí, kromě omezeného růstu řas se účinky mohou projevit na citlivých druzích ve formě různých deformací buněk (HÖRNSTRÖM & al. 1984). Dále dochází ke srážení rozpuštěného reaktivního fosforu hydratovanou formou hliníku (KOPÁČEK & al. 2001a). Enzymatická hydrolyza organického fosfátu extracelulárními fosfatázami je důležitým mechanismem regenerace ortofosfátů v prostředí, které je limitováno fosforem, avšak při $\text{pH} < 5$ jsou tyto fosfatázy zpravidla inhibovány iontovou formou hliníku (BITTL & al. 2001, VRBA & al. 2006). Navíc udržitelná existence v kyselém prostředí může být energeticky náročná (MESSELI et al. 2005).

Druhy, jejichž optimální pH prostředí je nižší než $\text{pH}=5,5$, se nazývají acidobiontní (SIVER 1991). Příkladem je *Synura sphagnicola* (Chrysophyta; SIVER & HAMER 1989), *Cyanidium caldarium* (Rhodophyta) a *Dunaliella acidophila* (Chlorophyta). U druhu *Dunaliella acidophila* bylo prokázáno, že udržuje pH cytosolu 7,0, zatímco pH extracelulárního prostředí je 0–1,1 (GIMMLER et al. 1989). Udržovat takto výrazný transmembránový gradient protonů vyžaduje energii (MESSELI et al. 2005). Adaptace řas na určité podmínky prostředí zcela nevylučuje možnost evoluce i v naprosto odlišných podmínkách. Nedávná studie ukázala, že zelená řasa izolovaná z vysokohorského jezera o lehce alkalinním pH je schopna tvořit buňky rezistentní vůči velmi kyselému prostředí s frekvencí $1,1 \cdot 10^{-6}$ buněk za generaci (LOPÉZ-RODAZ et al. 2008).

5.5. GEOGRAFICKÁ DISTRIBUCE DRUHŮ

Rozšíření většiny druhů fytoplanktonu ve smyslu počtu osídlených lokalit bylo v případě tatranského fytoplanktonu charakterizováno **vzácností** (Obr. 14). Tato ekologická zákonitost byla pozorována u epipelických rozsivek rybníků (POULÍČKOVÁ et al. 2009), stejně tak jako u řady bezobratlých živočichů (HANSKI 1982) a u ptáků (STORCH & ŠIZLING 2002).

Druhy tatranského fytoplanktonu rozšířené v nízkém počtu jezer měly početnosti v jezerech většinou nízké, zatímco druhy více rozšířené dosahovaly v jezerech relativně vyšších abundancí (Obr. 17). Stejný jev byl pozorován i pro epipelické rozsivky rybníků (POULÍČKOVÁ et al. 2009) a pro řadu bezobratlých suchozemských živočichů (HANSKI 1982).

Tato charakteristika úzce souvisí stejně jako další jevy s metapopulační dynamikou: migrující jedinci (v případě fytoplanktonu aktivní nebo klidová stádia, která jsou pasivně unášena vodou, živočichy či vzdušnými proudy; KRISTIANSEN 1996, CHRISOSTOMOU et al. 2009) kolonizují nové lokality a dosycují poklesy lokálních populací (v případě fytoplanktonu doplňují „semennou banku“). A zpětně počet osídlených lokalit a velikost lokálních populačních hustot ovlivňuje počet migrujících jedinců (disperzních stádií) (STORCH & REIF 2002). Rozšíření druhu na nízkém počtu lokalit pak vede k nižší produkci migrujících jedinců (disperzních stádií) a vyšší pravděpodobnosti extinkce (HANSKI 1982).

U většiny skupin fytoplanktonu bylo prokázáno, že jsou přenášeny větrem (BROWN et al. 1964, CHRISOSTOMOU et al. 2009). Nejrychlejšími a nejčastějšími kolonizátory vodních těles se ukázaly zástupci skupiny Chlorophyta, například druh *Scenedesmus obliquus* (CHRISOSTOMOU et al. 2009). Pro mikroorganismy menší než 1 mm, včetně fytoplanktonu, se usuzovalo, že disperzní limity díky jejich malé velikosti neexistují a že většina těchto druhů je kosmopolitní (FINLAY 2002, FINLAY et al. 2002), nicméně se ukazuje, že ne všechny mikroorganismy jsou schopné dálkové disperze (např. kvůli vazbě na specifický biotop či neschopnosti tvorby trvalých stádií; HUGHES-MARTINY et al. 2006) a že řada druhů řas (např. rozsivek) dříve chápaných jako kosmopolitní představuje kryptický komplex druhů s omezeným rozšířením (POULÍČKOVÁ et al. 2008).

5.6. REGIONÁLNÍ BIOMASA DRUHŮ

Distribuce populačních velikostí druhů fytoplanktonu tatranských ples (při použití biomasy jako měřítka) ukázala, že **většina druhů měla malé populace a pouze několik málo druhů mělo populace velké** (Obr. 18), vnesením biomas v logaritmickém měřítku získala distribuce populačních velikostí normální rozdělení (Obr. 19). Podobná distribuce byla prokázáno též pro středomořský fytoplankton (TSIRTSIS et al. 2008, SPATHARIS et al. 2009). Příčinu tohoto univerzálního ekologického jevu (PRESTON 1948, STORCH & GASTON 2004), studovaného už mnoho desítek let, příčinu vzácnosti druhů, diskutovali i STORCH & ŠIZLING (2009), kteří na základě statistických simulací dospěli k elegantnímu závěru, že tolik vzácných druhů je proto, že „příroda je na každém místě *trochu jiná*“. Přidáváním heterogenních lokalit k souboru stávajících lokalit tedy neustále přibývá vzácných druhů, a protože populační početnosti sousedních společenstev jsou prostorově autokorelované, tak hojnější druh na jedné lokalitě bude pravděpodobně hojný i na druhé lokalitě a rozložení početností druhů tak bude blízké normálnímu (Obr. 19). Jinými slovy

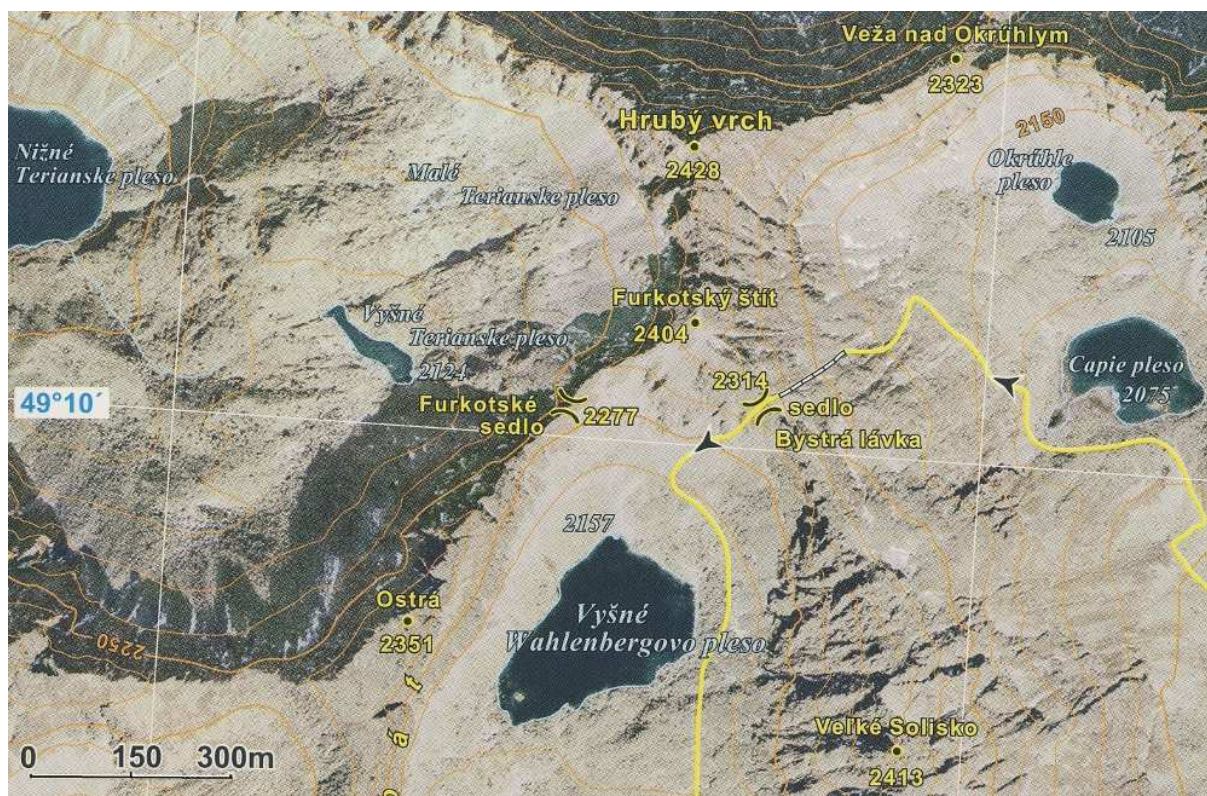
řečeno, pozorované rozdělení abundancí druhů představuje prostorovou analogii centrálního limitního teorému, který říká, že náhodným sčítáním různých příspěvků lze získat normální rozdělení (ŠIZLING et al. 2009).

Kromě toho, že druhy tatranského fytoplanktonu byly rozšířeny na nízkém počtu lokalit, tak se taky ukázalo, že **druhy byly na většině lokalit vzácné**, např. druh *Peridinium umbonatum* (Dinophyta) sice dosahoval nejvyšších biomas mezi všemi druhy tvořícími fytoplankton a byl široce rozšířený, ale přitom na většině lokalit dosahoval nízkých biomas (Obr. 24). Toto pozorování pravděpodobně ve větší míře odráží míru, do které lokality splňují požadavky druhů, neboť populační početnost druhu na různých místech je ovlivněna kombinací několika faktorů, které se v prostoru mění často nezávisle na sobě. Díky tomu je nízká pravděpodobnost, že všechny parametry budou v určitém místě dosahovat optimálních hodnot, což vede k tomu, že na většině míst budou podmínky pro druh suboptimální (BROWN et al. 1995).

5.7. PODOBNOST DRUHOVÉHO SLOŽENÍ

Zjistila jsem závislost podobnosti druhového složení na geografické vzdálenosti ples (Obr. 25), což by odpovídalo **neutrálnímu modelu rozšíření** sladkovodních řas (SOININEN et al. 2007), který předpokládá, že společenstvo vykazuje silnou prostorovou distribuci na regionální úrovni, tj. že rozšíření druhů je ovlivněno limitovanou disperzí. Avšak podobnost druhového složení fytoplanktonu tatranských ples se současně snižovala se zvyšující se odlišností environmentálních podmínek ples, což by naznačovalo platnost **modelu rozšíření založeného na nikách** (SOININEN et al. 2007), který předpokládá, že druhy nejsou limitovány disperzí ale odlišují se ve svých schopnostech využívat prostředí za odlišných environmentálních podmínek. Parciální analýzy prokázaly signifikantní vliv jak geografické blízkosti, tak i podobnosti proměnných životního prostředí na podobnost druhového složení fytoplanktonu, což znamená, že ve strukturaci společenstva se uplaňovaly jak geografické bariéry, tak i omezení dané nikou. Průkazný vliv z faktorů prostředí na podobnost druhového složení mělo **pH** a **NO₃⁻**. Tyto výsledky odpovídají očekávání, protože pro reliéf Tater je i na relativně malém území (44 x 18 km; Obr. 1) charakteristický značný výškový rozsah pohoří a velká členitost terénu (Obr. 59), ve kterém se může snadno uplatňovat izolace ledovcových jezer. Vedle toho tatranská plesa představují pestrou mozaiku různých hodnot chemických a morfometrických parametrů (Obr. 2, Obr. 3). Tuto charakteristiku též popisují KOPÁČEK et al. (2000a).

Studie druhového složení fytoplanktonu boreálních rybníků ve Finsku taktéž prokázala, že i na úrovni relativně menšího prostorového měřítka než jsou Tatry (území o rozloze 17 x 14 km) jsou společenstva výrazně prostorově uspořádána (SOININEN et al. 2007) a podobně jako v Tatrách se pH a koncentrace celkového dusíku ukázaly jako klíčové faktory ovlivňující podobnost druhového složení fytoplanktonu (SOININEN et al. 2007). Naopak struktura společenstva epipelických rozsivek česko-moravských rybníků byla průkazně ovlivněna pouze environmentálními parametry a nikoliv geografickými bariérami, což byl nejspíše důsledek relativně nízkého stáří biotopů (250–750 let) a v tak relativně krátkém evolučním čase asi nedošlo k událostem lokálních speciací, které by prostorově diverzifikovaly charakter epipelony rybníků (POULÍČKOVÁ et al. 2009).



Obr. 59 Ukázka členitosti tatranského reliéfu (Furkotský štít, Vysoké Tatry; zdroj: Vysoké Tatry, atlas ortofotomáp, 1 : 15 000, 2006, GEODIS, Brno, spol. s r. o.)

5.8. EKOLOGIE DRUHŮ

Velká část druhů fytoplanktonu měla velmi omezený výskyt rozšíření v Tatrách (Obr. 14), proto je poněkud obtížné vyvozovat jasné závěry. V následujícím přehledu jsme se pokusila porovnat zaznamenané charakteristiku výskytu druhů v Tatrách s daty v literatuře.

5.8.1. CHRYSOPHYTA

Koncentrace NH_4^+ , KNK, Al, nadmořská výška plesa a přítomnost filtrátorů rodu *Daphnia* byly průkaznými faktory, které ovlivňovaly distribuci jednotlivých zástupců skupiny Chrysophyta v tatranských plesech (Tab. 17, Obr. 40). Významný vliv nadmořské výšky byl potvrzen i pro planktonní zlativky jezer v Alpách (TOLOTTI et al. 2003).

Dinobryon pediforme představoval typického zástupce k acidifikaci (extrémně) citlivých ples v Tatrách (Obr. 40) (např. Starolesnianskeho pl.), stejně tak jako ve Švédsku (HÖRNSTRÖM 1999), v Kanadě (FINDLAY et al. 1999), podobně i *Dinobryon sertularia* (FINDLAY 2003).

Naproti tomu *Dinobryon sociale* a *Dinobryon cylindricum* se vyskytovaly v Tatrách v relativně vysokopoložených ultraoligotrofních plesech (1500–2000 m n. m.) k acidifikaci necitlivých, kde byla vyšší koncentrace dusičnanů. Podobně *Dinobryon cylindricum* preferoval vyšší koncentrace dusičnanů v Alpách (TOLOTTI et al. 2003) a byl zaznamenán v oligotrofním největším španělském jezeru Sanabria (DE HOYOS et al. 1998). Bylo zjištěno, že pro příbuzný druh *Dinobryon divergens* není ani tak klíčové množství živin, jako spíše jejich poměr, upřednostňoval vysoký poměr TN:TP (PEARSALL 1932). Výše položená plesa v Tatrách měla vyšší poměr TN:TP než níže položená (KOPÁČEK et al. 2006a).

Synura echinulata je acidobiontní (SIVER & HAMER 1989), čemuž odpovídaly i významné biomasy tohoto druhu v lesním plese Smreczynski Staw (Příloha III), které bylo kyselé (pH=4,95; KOPÁČEK et al. 2006a). Nejvyšší koncentrace amoniakálního dusíku v povrchové vrstvě tohoto jezera (v rámci jezer v Tatrách) byly pravděpodobně důsledkem narušení cyklu dusíku v důsledku nízkého pH, podobně jako bylo pozorováno v mesotrofním Plešném jezeru na Šumavě (KOPÁČEK et al. 2004c). Navíc Smreczynski Staw se vyznačoval relativně vysokou koncentrací Al v rámci tatranských ples (8,8 $\mu\text{mol.l}^{-1}$; KOPÁČEK et al. 2006a), pravděpodobně proto byla Al určena jako významný faktor ovlivňující distribuci druhu. Zvýšená koncentrace Al je zpravidla typická pro lokality s nízkou hodnotou pH (NEDBALOVÁ et al. 2006b)

Acidofilní druh *Mallomonas heterospina* (SIVER & HAMER 1989) byl zaznamenán v lesním plese Toporowy Staw Niżny (Příloha III), které patřilo mezi dystrofní jezera s nízkou hodnotou pH (pH=5,57; KOPÁČEK et al. 2006a).

Acidofilní/k pH indiferentní druh *Synura petersenii* (SIVER & HAMER 1989) se výrazněji vyskytoval v lučno-skálním Vyšném spišském pl. (Příloha III), které bylo k acidifikaci citlivé, zatímco v okolních spišských k acidifikaci necitlivých plesech byl druh

minoritní. Nedávná studie ukázala, že druh *Synura petersenii* je komplexem více druhů (KYNČLOVÁ & al. 2010), které se od sebe liší stavbou šupin.

Šupiny acidobiontního druhu *Synura sphagnicola* a acidobiontního/acidosenzitivního druhu *Mallomonas flora* byly zaznamenány netypicky v jezerech k acidifikaci necitlivých (Příloha III). Proto toto pozorování může buď odrážet širší ekologickou valenci těchto druhů, než se doposud soudilo (SIVER & HAMER 1989), nebo se jedná o kontaminaci vzorků při zpracování, neboť ve světelném mikroskopu jedinci těchto druhů pozorování nebyly.

Oproti předchozím řasám představují *Mallomonas akrokomos*, *Mallomonas crassisquama* a *Mallomonas actinoloma* druhy k pH indiferentní (SIVER & HAMER 1989), což se odráželo na jejich výskytu (Příloha III).

5.8.2. DINOPHYTA

Maximální hloubka jezera, NO_3^- (při analýze s kovariátami) a KNK (při analýze bez kovariát) byly průkaznými faktory ovlivňujícími distribuci zástupců skupiny Dinophyta v Tatrách (Tab. 18, Tab. 19, Obr. 41). Tyto faktory determinovaly též výskyt a abundanci obrněnek v alpských jezerech (TOLOTTI et al. 2003).

Obrněnka *Katodinium planum* tvořila významnější biomasy v Nižném Jamníckem pl. (Příloha III), v žádném jiném plese v Tatrách pozorována nebyla. Tento druh popsal FOTT (1938) z Černého jezera na Šumavě, později byl zaznamenán i v dalších šumavských plesech (Plešném a Roklanském jezeře) (NEDBALOVÁ 2001, NEDBALOVÁ et al. 2006b). *Katodinium planum* nejspíše upřednostňoval kyselé lokality, protože tato tři lesní šumavská jezera byla silně acidifikovaná (NEDBALOVÁ et al. 2006b) a lučnato-skalní Nižné Jamnícke pl. představuje jediné k acidifikaci citlivé jezero v Západních Tatrách (HOŘICKÁ et al. 2006).

Naproti tomu druhy *Peridinium willei* a *Gymnodinium helveticum* se vyskytovaly v plesech k acidifikaci necitlivých (Obr. 41). Tomu nasvědčuje i pozorování ze Švédska: experimentální vápnění acidifikovaných jezer vedlo ke zvýšení pH a objevení se těchto druhů ve fytoplanktonu (HÖRNSTRÖM et al. 1993, HÖRNSTRÖM 1999). V Alpách se druh *Gymnodinium helveticum* též vyskytoval v jezerech s vyšší hodnotou KNK (TOLOTTI et al. 2003).

Ekologie dvou obrněnek s destičkami *Peridinium willei* a *Peridinium umbonatum*, byla zásadně odlišná. Pozorovanou preferenci druhu *Peridinium willei* pro jezera s nízkým obsahem DOC a nižší teplotou jezerní vody dokládá i GRIGORSZKY et al. (2003). Naproti tomu *Peridinium umbonatum* tvořilo výrazné biomasy v lokalitách s vyšší koncentrací DOC (Příloha III), což potvrdil i GRIGORSZKY et al. (2003). *Peridinium umbonatum* je považován

za acidotolerantní druh, který převažoval v biomase biomasou acidifikovaných jezer ve Švédsku (ALMER et al. 1974), na Šumavě (NEDBALOVÁ et al. 2006b) a v Kanadě (FINDLAY 2003). Preference výskytu tohoto druhu v jezerech s nízkou hodnotou pH byla pozorována i v Tatrách (Obr. 41).

Druh *Gymnodinium uberrimum* preferoval hluboká jezera v Tatrách (Obr. 41, Příloha III.) a v Alpách (TOLOTTI et al. 2003) bez ohledu na hodnotu pH (HÖRNSTRÖM 1999).

Výskyt široce rozšířeného druhu *Gymnodinium sp. malé* (Obr. 16) (median délky 12,5 μm) sledoval gradient koncentrace NO_3^- (Obr. 41), přičemž vyšší koncentrace NO_3^- byly charakteristické pro vysoko položená plesa s chudým zastoupením vegetace v povodí (zdůvodnění v kapitole 5.3.). Druh dominoval v ultraoligotrofních a oligotrofních jezerech v Tatrách.

5.8.3. CRYPTOPHYTA

NH_4^+ , DOC (při analýze s kovariátami) a přítomnost filtrátorů (při analýze bez kovariát) byly průkaznými faktory ovlivňujícími druhové složení a biomasu skupiny Cryptophyta (Tab. 20, Tab. 21, Obr. 42).

Vysvětlení vlivu přítomnosti perlooček v planktonu na druhové složení skrytěnek tkví v tom, že skrytěnky rodu *Cryptomonas* mohou představovat z několika důvodů vhodnou potravu pro perloočky. Zaprvé jsou přiměřeně veliké (BURNS 1968). Naproti tomu bylo prokázáno, že tvorba větších coenobií a coenobií s ostny u rodu *Scenedesmus* představuje účinný mechanismus na snížení predčního tlaku zooplanktonu (MAYELI et al. 2004). Zadržuje *Cryptomonas* obsahuje dostatečné množství uhlíku na jednu buňku jako zdroje energie, například ve srovnání se zlativkou rodu *Chromulina* (REYNOLDS 2006). A zatřetí zastoupení polynenasycených masných kyselin u rodu *Cryptomonas* je výrazně vyšší ve srovnání se sinicemi a zelenými řasami (AHLGREN et al. 1990, MASCLAUX & al. 2009), což má výrazný vliv na přenos energie do vyšších trofických úrovní (MÜLLER-NAVARRA et al. 2000). *Cryptomonas sp.* může představovat i většinu potravy dafnií v přírodních ekosystémech (KANKAALA 1988). Predace fytoplanktonu zooplanktonem může mít i pozitivní vliv na fytoplankton, protože v průběhu ní dochází k uvolňování fosforu a tak ke zvyšování jeho dostupnosti pro fytoplankton (VADSTEIN 1995). Vedle toho druhově specifické poměry C:N:P zooplanktonu se však během sezóny výrazně nemění (ANDERSEN & HESSEN 1991), což znamená, že druhové složení zooplanktonu může mít významný vliv na poměr N:P recyklovaných živin a tudíž ovlivňovat kompetici fytoplanktonu o zdroje (SOMMER 1985).

Skrytěnky bylo možné rozlišit do několika skupin dle jejich vazby na úroveň DOC:

Druh *Plagioselmis nannoplanctica* upřednostňoval lokality s nízkou hladinou DOC, tj. vyhýbal se lesním a dystrofním lučným plesům (Obr. 42). Byl jednou z nerozšířenějších řas s výskytem ve více než 70 % ples v Tatrách (Obr. 16). Ve fytoplanktonu jezer v Alpách byla dokonce nejrozšířenější řasou vůbec (TOLOTTI et al. 2003). Preference druhu pro nízkou úroveň živin dokládá dominance ve skalním ultraoligotrofním Dračiem pl. (Příloha III).

Druhy *Cryptomonas marssonii* a *Cryptomonas erosa* tvořily přechodnou skupinu, s převážným výskytem v lučných a lučnato-skalních plesech, ve kterých byl přítomen filtrátor.

Odlíšné ekologické nároky měl druh *Cryptomonas ovata*, který preferoval vyšší DOC (Obr. 42). Vyskytoval se v rámci Tater pouze ve dvou lesních malých plesech s nízkou hodnotou pH, což odpovídá pozorování JAVORNICKÉHO (2003), že tento druh je vzácný a spíše vázán na rašeliniště, zarostlé louže a malé nádrže. Obdobně i FINDLAY (2003) dokládá acidotolerantnost tohoto druhu. *Cryptomonas ovata* byl největším druhem skrytěnky v Tatrách (medián délky 35 µm) a vyskytoval se v eutrofním Toporowy Staw Niżny. Větší zastoupení velkých zástupců (>26 µm) v rámci biomasy skrytěnek bylo charakteristické pouze pro eutrofní jezera ve Finsku (LEPISTÖ & HOLOPAINEN 2003). Těžiště výskytu dalších dvou druhů, *Cryptomonas obovata* a *Cryptomonas reflexa*, se též nacházelo v lesních plesech.

5.8.4. CHLOROPHYTA

Analýza s kovariátami nepotvrdila průkaznost vlivu žádného měřeného faktoru na druhové složení a biomasu druhů skupiny Chlorophyta (Tab. 23). Jednou z příčin nejspíše bylo to, že zelené řasy v tatranském fytoplanktonu byly nejdíverzifikovanější skupinou (80 druhů; Obr. 7). Pro natolik heterogenní skupinu, kde navíc jednotlivé druhy měly – podobně jako všechny druhy v Tatrách – velmi omezené rozšíření (Obr. 14), je obtížné hledat určující proměnné. Proto bych se zmínila o distribuci taxonů, které buď tvořily v aspoň jednom plese v Tatrách významnější biomasu, nebo patří mezi relativně vzácné řasy.

Nález druhu *Dictyosphaerium chlorelloides* v dystrofních malých plesech v Tatrách odpovídá pozorování, že pro druh jsou typické malé kaluže a menší vodní tělesa lehce kyselá, nejčastěji na rašeliništích či obklopená pískovci, oligo-mesotrofní či dystrofního charakteru (KOMÁREK & FOTT 1983).

Oocystis marssonii tvořila významné biomasu ve dvou malých kyselých dystrofních lesních plesech, zatímco okrajově byla zaznamenána ve vysokopoložených výrazně větších jezerech, tato široká valence k podmínkám prostředí odpovídá i popisu (KOMÁREK & FOTT 1983).

Ve skalním Okružlem pl. převažoval *Chlamydomonas sp. kulatý*, populace tohoto druhu byla pravděpodobně kryosestonního původu (STUHLÍK 2003). Toto tvrzení podporují následující skutečnosti, 1/Okrúhle pl. je pouze ~1/3 roku nezamrzlé (ŠPORKA et al. 2006) a 2/planktonní koryši v tomto k acidifikaci citlivém plese jako v jednom z mála v průběhu acidifikace nevyhynuli (HOŘICKÁ et al. 2006), nejspíše právě díky dostatku potravy kryosestonního původu (FOTT et al. 1994).

Dominance druhu *Sphaerocystis sp.* v planktonu lučnato-skálního Popradském pl. mohla být nepřímým následkem větší regenerace živin v důsledku spásání řas zooplanktonem (BERQUIST & CARPENTER 1986). Zvýšená růstová rychlost druhu *Sphaerocystis* byla pozorována při intenzivní filtraci fytoplanktonu zooplanktonem (KAGAMI et al. 2002). Obecně při hojném výskytu rodu *Daphnia* ve fytoplanktonu zpravidla převažují druhy řas a sinic, kterou jsou koloniální, vláknité nebo větší než filtrační aparát perlooček (SHAPIRO 1981, LEHMAN & SANDGREN 1985, BERQUIST & CARPENTER 1986). V Popradském pl. se v době odběru fytoplanktonu vyskytovala populace účinného filtrátora *Daphnia longispina* (ŠTENCLOVÁ & STUHLÍK 2007). *Sphaerocystis schroeteri* se vyskytuje v neutrálních vodách (HÖRNSTRÖM et al. 1993, FINDLAY 2003), čemuž odpovídalo i pH Popradského pl. (6,9; KOPÁČEK et al. 2006a).

Druh *Koliella longiseta* převažoval ve Wyžnim Mnichovym Stawku IX. (Příloha III), který byl extrémně citlivý k acidifikaci (HOŘICKÁ et al. 2006). Preferenci pro výrazně nízké pH dokládají i vysoké biomasy tohoto druhu v jiném tatranském plese extrémně citlivém k acidifikaci (Starolesnianske pl.) (DARGOCKÁ et al. 1997), a dočasný výskyt v souvislosti s epizodickou acidifikací v jezeru k acidifikaci necitlivém (Ladové pl.) (NEDBALOVÁ et al. 2006a). Dominance tohoto druhu může být do určité míry vysvětlena jeho vysokou afinitou k nízkým koncentracím fosforu (SOMMER 1985).

Naproti tomu druh *Eutetramorus planctonicus* se vyskytoval v největším plese na slovenské straně Tater (Velké Hincovo pl.), blízce příbuzný *Eutetramorus fottii* dominoval v plankton dvou těž vysokopoložených jezer ve švýcarských Alpách (HINDER et al. 1999).

5.8.5. BACILLARIOPHYTA

Druhové složení rozsivek ve fytoplanktonu Tater průkazně ovlivňovala KNK (Tab. 24, Tab. 25, Obr. 44).

Široce rozšířeným druhem tatranského fytoplanktonu byla *Tabellaria flocculosa*, která preferovala nižší KNK (Obr. 44). Hojně byla zastoupena i v epipelonu, kde v nesensitivních jezerech tvořila zpravidla relativně nízké biomasy (<5 %), zatímco

v extrémně sensitivních až 80 % (Starolesnianske pl.) (ŠTEFKOVÁ 2006). Acidofilnost tohoto druhu podporuje i záznam výskytu druhu ve fytoplanktonu dystrofních jezer ve Švédsku (pH 4,4–6,1) (WAHLSTROM & DANILOV 2003). Podobně dominance *Tabellaria flocculosa* v sedimentačním záznamu Otasan jezera v Kanadě 5000–3000 př. n. l. (PRATHER & HICKMAN 2000) dokládá, že v povodí jezera pravděpodobně došlo k rozvoji rašelinišť, která jsou přírodním zdrojem acidity jezera (HALSEY et al. 1997).

Druh *Aulacoseira pusilla* dominoval v největším polském jezeru, v Mořském Oku (Příloha III). Toto plošně největší jezero v Tatrách bylo eutrofizováno v důsledku přítomnosti rekreačních chat na břehu jezera, a vyskytovala se v něm populace ryb druhu *Salmo trutta* (HOŘICKÁ et al. 2006). Výskyt této rozsivky v Tatrách byl v souladu se pozorováním HOUK & KLEE (2007): *Aulacoseira pusilla* není vzácný, spíše přehlížený druh převážně eutrofních, stojatých i tekoucích vod. Byl pozorován dále např. ve fytoplanktonu mesotrofního jezera Yogo v Japonsku, kde se vyskytoval převážně v zimním období (TSUKADA et al. 2006).

Druh *Aulacoseira pfaffiana* byl pozorován v plesech v Tatrách (Příloha III), pro která byla charakteristická nízká KNK (Obr. 44). Vedle toho se tato jezera vyznačovala malou z_{\max} (průměr <3 m) a malou plochou jezera (<0,5 ha) (KOPÁČEK et al. 2006a). Výraznější biomasy tvořil druh pouze v Sataniem pls., které bylo extrémně citlivé k acidifikaci (KOPÁČEK et al. 2004a). Tento výskyt odpovídá popisu KRAMMER & LANGE-BERTALOT (2004b): *Aulacoseira pfaffiana* je kosmopolit, který preferuje malá vodní tělesa převážně severských alpinských oblastí a středně vysokých hor a je pouze místy hojný.

Druh *Aulacoseira alpigena* tvořil výraznější biomasy v lučním Vyšném Furkotském pl. (Příloha III), které mělo oligotrofní charakter (Příloha I). Podobně i (KRAMMER & LANGE-BERTALOT 2004) zjistili, že *Aulacoseira alpigena* je pravděpodobně kosmopolitní druh v seversko-alpinských oblastech, místy hojný (Laponsko, Skotsko, Alpy), upřednostňující oligotrofní vody. Druh byl hojně rozšířen v Alpách ve Švýcarsku (ROBINSON & KAWECKA 2005, 2007).

Druh *Aulacoseira valida* dominoval v Nižném Jamníckem pl. v Západních Tatrách (Příloha III). Dále byla zaznamenán v Alpách ve Švýcarsku (ROBINSON & KAWECKA 2005, 2007). Tento druh je kosmopolitně rozšířen v severských alpinských oblastech (Evropa a Severní Amerika) (KRAMMER & LANGE-BERTALOT 2004).

Relativně hojně rozšířenou rozsivkou v tatranských plesech byla *Discostella sp. nov.*, která preferovala vyšší KNK (Obr. 44). Jako jediná z rozsivek fytoplanktonu Tater dominovala ve více plesech (Příloha III). Rod *Discostella* byl nedávno ustanoven

(HOUK & KLEE 2004) a některé druhy rozsivek z rodu *Cyclotella* byly přeřazeny na základě morfologických odlišností do rodu *Discostella* (TUJI & WILLIAMS 2006). Popis morfologie a ekologie nového druhu rozsivky bude obsahem článku ČERVENKOVÁ et al. (in prep.).

A od té doby byly některé druhy rozsivek dříve nazývané *Cyclotella* přeřazeny na základě morfologických odlišností do rodu *Discostella* (TUJI & WILLIAMS 2006). Popis morfologie a ekologie nového druhu rozsivky bude obsahem článku ČERVENKOVÁ et al. (in prep.).

Další nový druh *Cyclotella* **sp. nov.** převažoval pouze v jediném plese v Tatrách, v Malém Hincově pl. Dříve byla označena jako *Cyclotella planctonica* (HOUK 1991), ale na základě morfologických odlišností se jedná pravděpodobně o doposud nepopsaný druh (HOUK – os. sdělení). Druh *Cyclotella radiosa* byla zaznamenán pouze ve Velkém Bystrém pl. v Západních Tatrách. Pro obě tato relativně hluboká plesa byla charakteristická vysoká KNK (KOPÁČEK et al. 2006a).

5.8.6. CYANOPROKARYOTA

Pikoplanktonní sinice *Synechocystis* v dystrofním Tichém pl. v Tatrách tvořila 86 % biomasy fytoplanktonu a její abundace činila $2 \cdot 10^5$ buněk.ml⁻¹. Autotrofní pikoplankton hraje významnou roli v primární produkci, např. v jezeru Bajkal byl zodpovědný za 80 % primární produkce v létě (NAGATA et al. 1994). Podobně v jezeru Llyn Padarn v severním Walesu tvořil 20-60 % celkové koncentrace chl-*a* a dosahoval abundancí $>10^5$ buněk.ml⁻¹ v epilimniu v září (HAPPEYWOOD et al 1991). Možná se jedná o rozměrově a tvarově podobný druh *Synechocystis limnetica*, který byl doposud zaznamenán pouze v jezeře Bajkal (BELYKH et al. 2006), neboť rozměry nebo ekologie jednotlivých zástupců středoevropských sladkých vod tohoto rodu zmiňované autory KOMÁREK & ANAGNOSTIDIS (1999) nejsou v souladu s pozorováním sinice *Synechocystis* v Tichém pl. v Tatrách (rozměry buňky: 1,0–2,2 μm).

5.8.7. EUGLENOPHYTA

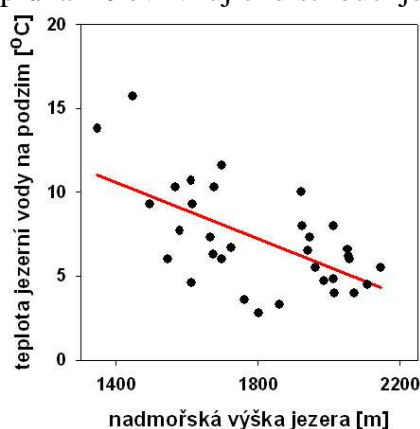
Krásnoočka se přednostně vyskytovala v menších dystrofních vodách s vyšší trofíí, což odpovídá pozorování HINDÁK (1978) a WOŁOWSKI & HINDÁK (2005).

5.9. MORFOLOGICKÁ PLASTICITA

Průměrný objem buněk druhu *Mallomonas akrokomos* se průkazně snižoval se vzrůstající nadmořskou výškou jezera v Tatrách (Obr. 46, Obr. 47).

Na základě dostupných dat o teplotě jezerní vody (JURIŠ & KOVÁČIK 1987) jsem prokázala silnou korelaci mezi teplotou jezerní vody a nadmořskou výškou tatranských ples na podzim ($p < 0,001$, $r = -0,6$; Obr. 60). Novější studie 20 ples v Tatrách ukázala průkazný pokles průměrné měsíční teploty povrchové vrstvy jezera (v období květen až září) se zvyšující se nadmořskou výškou (ŠPORKA et al. 2006).

Teplota představuje kromě pH, konduktivity a TP jednu z hlavních proměnných prostředí průkazně ovlivňující distribuci jednotlivých druhů rodu *Mallomonas* (SIVER & HAMER 1989).



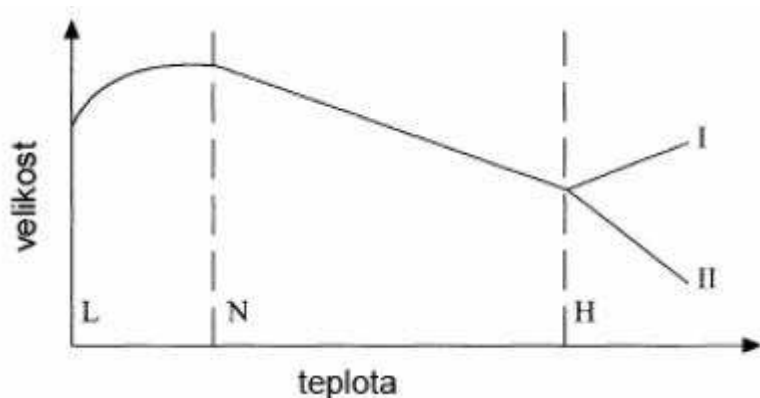
Obr. 60 Teplotní poměry tatranských ples
(založeno na datech JURIŠ & KOVÁČIK 1987)

Výskyt druhu *Mallomonas akrokomos* byl na základě výzkumu jezer v Severní Americe a metaanalýzy publikovaných dat potvrzen v průběhu celého roku, avšak více upřednostňoval chladnější období v roce (SIVER^o1991): při teplotě 1–6 °C byl nalezen téměř v polovině záznamů, zatímco při teplotě >6 °C pouze v pětině záznamů a pozorován byl i ve vodě o teplotě 25 °C. Vážený průměr teplot, ve kterých se druh vyskytoval, byl 11 °C (SIVER 1991) nebo 12 °C (SIVER & HAMER 1989).

Současně s odběrem vzorků fytoplanktonu v Tatrách ze září 2004 sice nebyla měřena teploty jezerní vody, nicméně teplotní charakteristiky povrchové vrstvy jezera na podzim jsou známy z předchozích studií JURIŠ & KOVÁČIK (1987; Obr. 60) a ŠPORKA et al. (2006). Výsledky těchto prací mohou poskytnout určitou představu: v září 2001 se teplota jezerní vody na gradientu nadmořské výšky 1580–2157 m pohybovala od ~8 °C po ~3 °C (ŠPORKA et al. 2006). Druh *Mallomonas akrokomos* se v tatranských plesech vyskytoval v rozmezí 1080–2145 m n. m. Při použití zjištěného poklesu **0,76 °C na 100 m** vzrůstající výšky v září (ŠPORKA et al. 2006), předpokládáme, že v nadmořské výšce 1080 m. se mohla záříjová teplota jezerní vody pohybovat kolem 11 °C. Takto odhadnuté rozmezí teplot (~3 °C

až ~11 °C), kde byl druh *Mallomonas akrokomos* v září 2004 nalezen, by tedy mělo částečně spadat do jeho optima výskytu (SIVER 1991).

Příčinu klesajícího objemu buňky tohoto druhu s nadmořskou výškou si tedy vysvětlujeme (kromě průkazné závislosti na KNK a pH; Tab 29) klesající teplotou jezerní vody. Problematiku změny velikosti těla ektotermů (a tudíž i řas) v závislosti na teplotě popisuje Atkinsonovo pravidlo (ATKINSON et al. 2003; Obr. 60).



Obr. 60 Závislost maximální velikosti na kultivační teplotě ektotermů – obecný vztah. V extrémně nízkých teplotách (zóna L) se velikost snižuje s nižší teplotou. V běžném rozsahu teplot, se kterými se organismus setkává v přírodě (zóna N), se předpokládá inverzní vztah mezi teplotou a velikostí těla. V oblasti extrémně vysokých teplot (zóna H) je odpověď variabilní (ATKINSON et al. 2003).

Vzhledem k tomu, že teploty jezerní vody v Tatrách v září spadají zčásti do optima výskytu a zcela do rozsahu teplot, ve kterých je druh běžně vyskytuje (SIVER & HAMER 1989, SIVER 1991), očekávali bychom na základě Atkinsonova pravidla v zoně N (Obr. 60), že buňky druhu v níže položených plesech (vyšší teplota vody) budou menší, zatímco buňky tohoto druhu ve výše položených plesech (nižší teplota vody) budou větší (ATKINSON et al. 2003). Pozorovaná závislost u druhu *Mallomonas akrokomos* v tatranských plesech má však opačný průběh (Obr. 46).

Na první pohled by se tedy mohlo zdát, že naše výsledky popírají platnost Atkinsonova pravidla. Pro bližší pochopení je nutné se podívat, na základě čeho toto pravidlo vzniklo: autoři v rámci metaanalýzy publikovaných dat zahrnuli pouze ty práce, ve kterých studovaným protistním organismům byly poskytnuty podmínky pro jejich maximální růst a kdy specifická růstová rychlost neklesala s teplotou (ATKINSON et al. 2003). Jinými slovy to znamená, že autoři vyloučili případy, ve kterých studovaná protista byla limitována zdroji, a do analýzy nezahrnuli kmeny s nižšími růstovými optimy.

Oproti laboratorním podmínkám, kde je možno řízeně zajistit téměř ideální podmínky růstu sinic či řas s dostatkem světla, živin a bez přítomnosti predátora (PICHRTOVÁ 2009), jsou přírodní podmínky v terénu výrazně odlišné a často pro daný druh nepříznivé. Což je nejspíše i důvodem, proč růstové charakteristiky druhu zaznamenané v laboratoři se mohou významně lišit od pozorovaného výskytu druhu v přírodě (LEE et al. 2007, LEE & KIM 2007). O nepříznivosti podmínek pro určitý druh na většině lokalit v Tatrách svědčí i lokálně

většinou nízké biomasy druhů i u druhů dosahujících nejvyšších biomas mezi všemi fytoplanktonními druhy (Obr. 24; kapitoly 4.4. a 5.6.). Příhodné podmínky pro výrazný rozvoj populace druhu *Mallomonas akrokomos* byl též zaznamenán na nízkém počtu lokalit (Obr. 23). Na základě těchto údajů předpokládáme, že podmínky růstu druhu *Mallomonas akrokomos* ve většině jezerech v Tatrách byly limitující.

V literatuře nacházíme doklady růstu i snížení velikosti těla malých ektotermů na příkladu hmyzu s vyšší nadmořskou výškou. Zvětšení těla se odůvodňuje negativním vztahem mezi teplotou a velikostí těla v prostředí bez limitaci zdroji (ATKINSON et al. 2003), zatímco zmenšení těla je dáno limitací zdroji v důsledku jejich sezónní dostupnosti. Podporu tohoto vysvětlení přináší pozorování řady běžných druhů brouků nosatců (Curculionidae) na altitudiálním gradientu dvou subarktických ostrovů (CHOWN & KLOK 2003): v relativně teplejším nicméně stále chladném nesezónním prostředí se průměrná velikost těla s nadmořskou výškou zvyšovala, zatímco v relativně chladnějším sezónním prostředí (kde je větší prostor pro limitaci zdroji) se velikost snižovala.

Další příklady snížení velikosti těla s nadmořskou výškou v důsledku limitace zdroji přináší práce SOTA (1996), která se zabývala studiem druhů brouků ze skupiny Carabina (= *Carabus s. lato*, rod střevlík) v Japonsku. Altitudiální analýza životních cyklů těchto brouků ukázala způsob řešení snížené rychlosti růstu v důsledku vyšší nadmořské výšky a s ním spojeného nižšího množství potravy: Životní cykly druhů brouků rozšířených do alpinské zóny se vyznačovaly delším, semivoltinním vývojovým cyklem (vývoj trvá dva roky) (SOTA 1996). Naproti tomu druhy brouků z této skupiny žijící v nížinách měly univoltinní vývojový cyklus (jedna generace do roka) (SOTA 1986). Podobně i velikost mer rodu *Cacopsylla* (Sternorhyncha, Psyllidae) žijící se na *Salix lapponicum* v Norsku se snižovala s vyšší nadmořskou výškou a to v důsledku limitace zdroji (HILL et al. 1998).

Vysvětlení klesajícího objemu buněk druhu *Mallomonas akrokomos* v závislosti na vyšší nadmořské výšce a tudíž nižší teplotě jezerní vody pravděpodobně tedy leží v limitaci zdroji, která se zvyšuje s vyšší nadmořskou výškou (Obr. 3). Konkrétně koncentrace TP v jezerní vodě v Tatrách průkazně klesala s vyšší nadmořskou výškou ($r=-0,48$; $p<0,0001$; na základě dat z KOPÁČEK et al 2006a). Zpravidla nízká trofie (TOLOTTI et al. 2003), intenzivní UV záření (CALDWELL & al. 1980, SOMMARUGA & al. 1999), zásadní změny hydrologie (ŠPORKA et al. 2006) a významný vliv počasí (HINDER & al. 1999) na strukturu fytoplanktonu představují podmínky vysokohorských jezer, ve kterých musí organismy přežívat a rozmnožovat se. Přitom je známo, že druhové složení fytoplanktonu vysokohorských jezer se zásadně neliší od níže položených jezer (ROTT 1988). Jednou

z vhodných adaptací je v případě bičíkovců migrace do optimální hloubky ve vodním sloupci (TILZER & SCHWARZ 1976), kde při zachování vhodných světelných poměrů je snížena intenzita nebezpečných složek UV záření (UV-B) a zvýšena dostupnost živin (JASMINE & al. 2005) a méně zde organismy podléhají náhlým změnám počasí (HINDER & al. 1999). A protože růstová rychlost se s nižší teplotou zpomaluje (MONTAGNES et al. 2003) je dalším přizpůsobením druhů fytoplanktonu v těchto podmínkách dělení buňky při její menší velikosti. Navíc menší buňky se vyznačují větším poměrem povrchu ku objemu (SPATHARIS et al. 2009) a díky tomu mají vyšší potenciál pro příjem živin (RAVEN 1998), což je výhodou zejména v prostředí chudém na živiny.

5.10 SPECIFICKÝ OBSAH CHLOROFYLU

Fytoplankton je základní komponentou většiny pelagických ekosystémů, protože většinou zachycuje většinu energie nezbytné pro jejich fungování. Biomasa fytoplanktonu je proto jednou z důležitých charakteristik potravních sítí, vyjadřuje se obvykle jako objemová biomasa nebo koncentrace chl-*a* (STRAŠKRABOVÁ et al. 1999, WETZEL 2001). V tatranských plesích byly tyto veličiny spolu silně pozitivně korelovány (Tab. 31, Obr. 49, Obr. 50). Podrobnější analýza ukázala, že vztah mezi objemovou biomasou fytoplanktonu a chl-*a* 89 jezer v Tatrách byl alometrický (Obr. 51), tj. na menší nárůst objemové biomasy výrazně více narostla koncentrace chl-*a*. Tento jev byl pozorován i během sezónní studie fytoplanktonu vysokohorského jezera Redó v Pyrenejích (FELIP & CATALAN 2000) a Ladového pl. v Tatrách (NEDBALOVÁ et al. 2006a).

Specifický obsah chl-*a* fytoplanktonu v povrchové vrstvě tatranských ples ze září 2004 se mezi dominantními taxonomickými skupinami výrazně nelišil (Obr. 52), ačkoliv je známo, že mezi velikost buňky, životní forma i druhové složení má vliv na specifický obsah chl-*a* (FELIP & CATALAN 2000, NEDOMA & NEDBALOVÁ 2006). Pravděpodobně roli sehrál odběr ze stejné hloubky a ve stejném období, neboť je známo, že specifický obsah chlorofylu se výrazně mění na vertikálním profilu jezera (NEDOMA & NEDBALOVÁ 2006) a během roku, zejména v souvislosti se zamrznutím jezera (FOTT et al. 1999).

Vyšší specifický obsah chl-*a* byl zaznamenán ve fytoplanktonu dystrofního Tichého pl. v Tatrách, zde dominovala pikoplanktonní sinice *Synechocystis*. Vodní sloupec tohoto mělkého plesa ($z_{\max}=0,5\text{m}$; KOPÁČEK et al. 2006a) je často výrazně zakalen, díky rozvíření sedimentů jeleny a kamzíky (STUHLÍK et al. 2006), které jezero navštěvují jako napajedlo a koupaliště (HOŘICKÁ et al. 2006). V podmínkách snížené prostupnosti fotosynteticky aktivního záření je výhodnou adaptací zvýšený specifický obsah chl-*a* (FOTT et al. 1999),

protože hlavním ekologickým významem této adaptace je maximalizovat využití světelní energie pro fotosyntézu (TILZER & SCHWARZ 1976). Vedle toho bylo prokázáno, že menší druhy fytoplanktonu (jakými jsou například pikocyanobakterie) mají vyšší hodnoty specifického obsahu chl-*a* (FELIP & CATALAN 2000).

Rozmezí specifického obsahu chl-*a* u většiny tatranských ples (3–30 $\mu\text{g}\cdot\text{mm}^{-3}$; Tab. 32) se shodovalo s publikovanými údaji z jiných horských jezer: Vorderer Finsterlater See (3–17 $\mu\text{g}\cdot\text{mm}^{-3}$; TILZER & SCHWARZ 1976), tři plesa ve Vysokých Tatrách (0,5–22,3 $\mu\text{g}\cdot\text{mm}^{-3}$; FOTT et al. 1999), jezero Redó (0,5–23 $\mu\text{g}\cdot\text{mm}^{-3}$; FELIP & CATALAN 2000), Plešné jezero na Šumavě (3,5–21 $\mu\text{g}\cdot\text{mm}^{-3}$; NEDOMA & NEDBALOVÁ 2006) a Ladové pl. (5–27 $\mu\text{g}\cdot\text{mm}^{-3}$; NEDBALOVÁ et al. 2006a).

5.11. FYTOPLANKTON A CITLIVOST JEZERA K ACIDIFIKACI

Významné omezení emisí síry a dusíku od 80. let 20. století přispělo ke snížení kyselého spadu v Evropě a Severní Americe a umožnilo tak v 90. letech 20. století v mnoha oblastech částečné chemické zotavení povrchových vod z acidity (STODDARD et al. 1999). První průkazné známky chemického zotavení jezerní oblasti v Tatrách byly pozorovány již na konci 80. let (KOPÁČEK et al. 2004a). Biologické zotavení jezerních oblastí je však za chemickým zotavením zpravidla výrazně opožděno nebo ještě nenastalo (JEFFRIES et al. 2003, SKJELVÅLE et al. 2003, WRIGHT & COSBY 2004, WRIGHT et al. 2005).

Obdobný průběh má i **biologické zotavení** v Tatrách. Pouze ve třech jezerech byl v roce 2000 pozorován jednoznačný návrat všech původních druhů zooplanktonu z období před začátkem acidifikace (Vyšné Wahlenbergovo pl., Capie pl., Zadni staw Polski) (STUHLÍK 2003), zatímco v řadě jiných jezer došlo pouze k částečnému zotavení nebo zotavení ještě na podzim roku 2004 pozorováno nebylo (SACHEROVÁ et al. 2006, ŠTENCLOVÁ & STUHLÍK 2007). Rozdělení jezer do skupin na základě složení a abundancí epipelických rozsivek ze září 2004 (ŠTEFKOVÁ 2006), stejně tak jako složení a abundance makrozoobentosu (KRNO et al. 2006) potvrdilo dělení jezer dle jejich chemismu do skupin podle citlivosti k acidifikaci (KOPÁČEK et al. 2004a). Hodnota pH byla určena jako nejvýznamnější faktor ovlivňující druhové složení makrozoobentosu, tudíž byl potvrzen přetrvávající vliv okyselení na faunu, přičemž biologické zotavení makrozoobentosu bylo v září 2004 zaznamenáno pouze ve třech plesech (Batizovské, Vyšné Wahlenbergovo a Capie pl.) (KRNO et al. 2006). Změnami skladby, počtu druhů a biomasy fytoplanktonu v souvislosti se zotavením se zabývají následující podkapitoly.

5.11.1. BIOMASA FYTOPLANKTONU NEDYSTROFNÍCH JEZER RŮZNÉHO STUPNĚ CITLIVOSTI VŮČI ACIDIFIKACI

Porovnání biomasy těchto jezer ukázalo, že se biomasa nelišila (Obr. 58). Například biomasa fytoplanktonu extrémně citlivého Starolesnianskeho pl. byla podobně vysoká jako biomasa fytoplanktonu Przedni Staw Polski, který byl k okyselení necitlivý (Obr. 57). Nicméně srovnání biomasy jezera Długi Staw Gašienicowy a Nižného Terianskeho pl. z roku 2004 oproti údajům z minulosti (LUKAVSKÝ os. sdělení, data z roku 1993; FOTT et al. 1999) jasně ukazuje, že **v souvislosti se zotavením jezera z acidifikace došlo v daném jezeru ke výraznému zvýšení biomasy fytoplanktonu.** Nejvyšší biomasu mezi nedystrofními plesy (Obr. 57, Tab. 11), která byla pozorována ve Starolesnianskem pl., lze vysvětlit nejspíše charakterem povodí (přísunem fosforu) a morfometrických parametrů daného plesa, toto jezero je mělké a v povodí převažují louky (KOPÁČEK et al. 2006a). Množství biomasy fytoplanktonu nedystrofních jezer je tak pravděpodobně specifické pro dané jezero. Tím si vysvětlujeme i nepřítomnost průkazného vlivu žádného z měřených proměnných prostředí na biomasu nedystrofních ples (Tab. 12). Tomu by nasvědčovaly i rozporuplné odezvy množství biomasy fytoplanktonu na acidifikaci z jiných jezerních oblastí ve světě: nejvyšší i nejnižší biomasy byly zaznamenány v silně acidifikovaných kanadských jezerech v Killarney Park v Ontariu (FINDLAY 2003). Podobně s poklesem $\text{pH} < 4,5$ v kanadském Carlyle Lake biomasa neklesla (YAN & STOKES 1978). Při experimentální acidifikaci jezera L302S v Kanadě došlo k nárstu biomasy fytoplanktonu jako důsledek zvýšené koncentrace velkých obrněnek (FINDLAY et al. 1999), zatímco podobná manipulace jezera 223 v Kanadě nevedla ke změně množství biomasy, ale výrazně se snížila proporce fytoplanktonu, která byla dostupná jako potrava pro zooplankton. Malé druhy fytoplanktonu byly nahrazeny velkými druhy s krunýřem (zástupci rodu *Peridinium*) či velkými druhy se slizovými obaly (některá Cyanoprokaryota) (SCHINDLER et al. 1985). Naproti tomu v souvislosti s ústupem acidity byl pozorován nárst koncentrace chl-*a* v tatranských jezerech v roce 2004 oproti roku 1994 (KOPÁČEK et al. 2006a).

5.11.2. POČET DRUHŮ FYTOPLANKTONU NEDYSTROFNÍCH JEZER RŮZNÉHO STUPNĚ CITLIVOSTI VŮČI ACIDIFIKACI

Počet druhů fytoplanktonu jezer k **acidifikaci necitlivých byl průkazně vyšší** než jezer k acidifikaci citlivých či extrémně citlivých (Obr. 56), nejspíše se zde uplatňuje ještě řada dalších jevů ovlivňujících počet druhů jako je např. plocha jezera (Tab. 5) a nadmořská výška (Obr. 11 a 12). Porovnání počtu druhů fytoplanktonu téhož jezera během

acidifikace též ukázalo, že před nástupem acidifikace byla druhová bohatost fytoplanktonu Popradského pl. vysoká (40; JURIŠ 1964b), v průběhu okyselení výrazně klesla (pH=6,2; 15 druhů; JURIŠ & KOVÁČIK 1987) a v roce 2004 jsme opět pozorovali více druhů (32). Podobně i druhová bohatost fytoplanktonu ples Długi Staw Gašienicowy (LUKAVSKÝ – nepublikováno, os. sdělení; FOTT et al. 1999), Nižné a Vyšné Žabie bielovodské pl. a Vyšné Terianské pl. (DARGOCKÁ et al. 1997) se výrazně zvýšila v souvislosti se zotavením.

Obdobný průběh druhové bohatosti fytoplanktonu v souvislosti se změnou pH jezerní vod byl pozorován ve Švédsku (ALMER et al. 1974, HÖRNSTRÖM et al. 1993) a Kanadě (FINDLAY et al. 1999, FINDLAY 2003). Pro většinu těchto prací je dále společné zjištění, že počet druhů se s přibývajícím okyselením dlouhou dobu držel relativně stabilní a ke změně došlo náhle, při poklesu pod pH=5,8 (ALMER et al. 1974, FINDLAY 2003). Naproti tomu příklad Popradského pl. ukazuje, že k poklesu počtu druhů může dojít i dříve, už při pH=6,2 (roku 1984 a 1994; STUHLÍK et al. 2006). Odlišné pH se dá ale interpretovat i jiným způsobem, může to svědčit o tom, že kyselost jezerní vody tohoto plesa klesla pod pH=6 a to se odrazilo ve společenstvu fytoplanktonu s určitým zpožděním v době, kdy již bylo zaznamenáno pH>6. Stav oživení jezera, který aktuálně pozorujeme, se vlastně odkazuje na chemické složení v minulosti (SOMMER 1985). Podobně pozorovali i HÖRNSTRÖM et al. (1993), že experimentální nárazové masivní vápnění acidifikovaného švédského jezera Tvärnsjön (z pH 5,0 na 7,5) se sice ihned následující rok projevilo v ustanovení původního zastoupení různých taxonomických skupin běžného před okyselením, ale počet druhů fytoplanktonu se zotavil až za tři roky.

Kromě samotného vlivu pH se na druhové bohatosti jezer o různé citlivosti k acidifikaci projevil i vliv nadmořské výšky a plochy jezera (kapitola 5.4.2.), tyto dva faktory obecně představují determinanty řídící počet druhů společenstva (JANKOWSKI & WEYHENMEYER 2006): extrémně citlivá jezera a citlivá nedystrofní jezera se nacházela v průkazně vyšších nadmořských výškách než necitlivá jezera. A extrémně citlivá jezera měla průkazně nižší plochu než jezera k acidifikaci citlivá nebo necitlivá.

5.11.3. ZMĚNY VE SLOŽENÍ FYTOPLANKTONU V SOUVISLOSTI SE ZOTAVENÍM JEZER Z ACIDITY

Tyto změny byly pozorovány pouze v některých jezerních oblastech světa, např. v Kanadě (KELLER et al. 1992, FINDLAY et al. 1999, FINDLAY 2003) a ve Švédsku (po účinku experimentálního vápnění jezer; HÖRNSTRÖM et al. 1993). Naproti tomu dlouhodobý limnologický průzkum šumavských ples žádnou změnu druhového složení

fytoplanktonu neprokázal (VRBA et al. 2003, NEDBALOVÁ et al. 2006b). Níže uvádím porovnání složení fytoplanktonu a biomasy ze září 2004 vybraných dlouhodobě sledovaných tatranských ples vůči údajům z minulosti.

Významné změny skladby fytoplanktonu v souvislosti se zotavením byly zaznamenány v extrémně citlivém **STAROLESNIANSKEM PLESE** (Tab. 2). Kodominance druhů *Koliella longiseta* a *Peridinium umbonatum* v biomase (koncentrace dle DARGOCKÁ et al. 1997, rozměry buněk dle LUKAVSKÝ – nepublikováno) z počátku 90. let byla nahrazena v 2. polovině 90. let převahou skupiny Dinophyta (*Woloszynskia*, *Katodinium* a *Peridinium umbonatum*) a sníženou významností druhu *Koliella longiseta* (FOTT et al. 1999). V září 2004 byl pozorován další výrazný posun ve skladbě, druh *Koliella longiseta* vymizel, zcela převážila Chrysophyta (>53 % biomasy) a byl pozorován nový dominantní druh *Dinobryon pediforme* (tato studie). Dále se hojněji vyskytovaly druhy pozorované v předchozí studii *Ochromonas* sp., *Gymnodinium* sp. malé a *Peridinium umbonatum* (FOTT et al. 1999). Tyto výsledky jsou v souladu s dalšími studiemi: V souvislosti se zotavením v kanadských jezerech došlo k omezení výskytu obrněnek (FINDLAY et al. 1999, FINDLAY 2003) a snížení významnosti druhu *Koliella longiseta* (NEDBALOVÁ et al. 2006a). V roce 2004 bylo též zaznamenáno částečné zotavení zooplanktonu tohoto plesa, opět se objevil druh *Acanthocyclops vernalis* (ŠTENCLOVÁ & STUHLÍK 2007, HOŘICKÁ et al. 2006) nejspíše v souvislosti se vzestupem pH a s ním spojeným poklesem koncentrace toxické formy hliníku. Kromě množství fytoplanktonu dostupného jako potrava je totiž hliník považován za hlavní faktor ovlivňující změny fauny řady tatranských ples s pH <5 (FOTT et al. 1994). Ačkoliv dochází v souvislosti s ústupem acidity ke změnám oživení plesa, druhy *Dinobryon pediforme* i *Acanthocyclops vernalis* jsou představiteli acido-tolerantních druhů fyto- a zooplanktonu (HÖRNSTRÖM et al. 1993, FINDLAY et al. 1999, HOŘICKÁ et al. 2006) a jejich přítomnost svědčí o přetrvávajících silně kyselých podmínkách ve Starolesnianskem pl.. Toto mělké jezero, které má největší zastoupení luk v povodí mezi alpskými jezery v Tatrách, je jedním z nejvíce citlivých jezer k acidifikaci. Paleolimnologické analýzy ukázaly, že k prvním změnám biologického složení (zooplanktonu a zoobentosu) došlo již okolo roku 1920 (STUHLÍK et al. 2002), tj. mnohem dříve než nastal vrchol acidity (v 80. letech 20. století) (STUHLÍK et al. 1985). Hodnota KNK v roce 2004 byla nízká ($-3 \mu\text{mol.l}^{-1}$) (KOPÁČEK et al. 2006a) a ačkoliv došlo k menšímu zvýšení oproti roku 1994 ($-18 \mu\text{mol.l}^{-1}$; STUHLÍK et al. 2006), jsou výsledky simulace vývoje chemismu Starolesnianskeho pl. na základě modelu MAGIC značně skeptické. Předpokládá se, že i po roce 2010 bude jezero

ovlivněno acidifikací a předpokládané preindustriální hodnoty KNK ($\sim 20 \mu\text{mol.l}^{-1}$) nebude dosaženo ani do r. 2050 (KOPÁČEK et al. 2003). Na druhou stranu určitou nejistotu ohledně toho, jaká byla původní kyselost jezerní vody před antropogenním ovlivněním, vnáší výzkum rozsivek ze sedimentů Starolesnianskeho pl. Ten totiž ukázal, že pH rekonstrované na základě složení rozsivek (CLARKE et al. 2005) bylo už v období před začátkem industrializace (před rokem 1850) nízké ($\text{pH}=4,58$) (ŠTEFKOVÁ 2009).

Optimističtější predikce je spojena s nedaleko ležícím skalním **ĽADOVÝM PLESEM** (KOPÁČEK et al. 2003), které patřilo do kategorie neacidifikovaných ples (Tab. 1). Předkládané výsledky potvrzují ústup druhu *Koliella longiseta* z fytoplanktonu v návaznosti na snížený význam epizodických acidifikací a dokládají druhové složení s převahou skupiny Cryptophyta podobné jako zaznamenali NEDBALOVÁ et al. (2006a).

Fakt, že Ľadové pl. zažilo pouze epizodické acidifikace v souvislosti s táním sněhu a ledu na jaře, zatímco blízké Starolesnianske pl. ležící ve stejné dolině bylo silně acidifikováno, lze vysvětlit mimo jiné detailní geologickou stavbou – v povodí Ľadového pl. byly pozorovány bloky vápence (NEDBALOVÁ – os. sdělení). Dále se pravděpodobně výrazně uplatňoval vliv morfometrie, konkrétně poměr velikost povodí ku velikosti plochy jezera: je-li tento poměr nízký, tak je i nízká pravděpodobnost přísunu Ca^{2+} a Mg^{2+} z terestrických zdrojů do jezera (PSENNER 1998). Tento poměr byl výrazně nižší u Starolesnianskeho pl. než u Ľadového pl. (3,2 oproti 7,6; KOPÁČEK et al. 2004a). Bylo prokázáno, že nejnižší poměr povodí ku ploše jezera v Tatrách měla jezera extrémně citlivá k acidifikaci (KOPÁČEK et al. 2004a), která současně patřila k nejmělkším a nejmenším plesům v Tatrách (HOŘICKÁ et al. 2006). Obdobně Starolesnianske pl. je výrazně mělkčí a menší než Ľadové pl. (KOPÁČEK et al. 2006a). Tato dvě plesa jsou v důsledku rozdílných morfometrických parametrů, charakteru vegetace, preacidifikační hodnoty KNK aj. faktorů ukázkovým příkladem výrazné heterogenity fytoplanktonu ples téže doliny (Obr. 38).

Preferenci kyselých lokalit u druhu *Koliella longiseta* dokládá v září 2004 i jeho masivní výskyt v extrémně citlivém (Tab. 2) skalnato-lučním plese **WYŽNI MNICHOVY STAWEK IX**. Při srovnání s průběhem acidifikace u Starolesnianskeho pl. by se dalo očekávat, že ústup acidity tohoto plesa povede též k vymizení druhu *Koliella longiseta* z fytoplanktonu (roku 2004: $\text{KNK}=-3 \mu\text{mol.l}^{-1}$; roku 1994: $\text{KNK}=-19 \mu\text{mol.l}^{-1}$; STUHLÍK et al. 2006, KOPÁČEK et al. 2006a). Na druhou stranu analýza jiné složky ekosystému jezera ukázala, že makrozoobentos tohoto plesa je stabilní minimálně již od 60. let 20. století, tj. dlouhou dobu před vrcholem antropogenní acidifikace (KOWNACKA & KOWNACKI 1965, dle FIDLEROVÁ 2007). Nejen chemismus, ale i druhové

složení zoobentosu z roku 2004 stále vykazovalo znaky silné acidity (FIDLEROVÁ 2007): charakteristická byla převaha skupiny Chironomidae a druhu *Zalutschia tatrlica*, který je typický pro silně acidifikovaná plesa (BITUŠÍK et al. 2006). Ani na složení zooplanktonu roku 2004 nebyly zaznamenány žádné známky zotavení (ŠTENCLOVÁ & STUHLÍK 2007). Na základě těchto zjištění se lze domnívat, že pleso Wyżni Mnichovy Stawek IX bude buď vyžadovat mnoho desetiletí podobně jako další postup zotavení Starolesnianskeho pl. (KOPÁČEK et al. 2003) nebo bude přirozeně acidifikované a biologické zotavení nebude možno očekávat.

Fytoplankton jezera citlivého vůči acidifikaci **DLUGI STAW GASIENICOWY** prošel v souvislosti se zotavením výraznou restrukturací ve smyslu počtu druhů, biomasy (viz níže) i skladby. Ještě roku 1993 nebyl pozorován žádný fytoplankton (LUKAVSKÝ-nepublikováno, osobní sdělení) a ve 2. polovině 90. let byla biomasa cyst výrazně vyšší než biomasa aktivních stádií fytoplanktonu (FOTT et al. 1999). Tato studie zjistila, že v září roku 2004 zde dominovaly druhy, které dříve nebyly zaznamenány (FOTT et al. 1999), konkrétně *Ochromonas* sp.1 a dále *Ochromonas* sp.2 a *Gymnodinium* sp. malé, a které patřily mezi nejrozšířenější zástupce fytoplanktonu tatranských ples (kapitola 4.3. GEOGRAFICKÁ DISTRIBUCE DRUHŮ). Výskyt řady druhů běžných v 2. polovině 90. let, jako byly *Woloszynskia*, *Plagioselmis* sp., *Oocystis* sp. a *Chroococcus* sp., nebyl potvrzen (FOTT et al. 1999).

NÍŽNÉ TERIANSKE PLESO nebylo acidifikováno (Tab. 1), protože na základě druhového složení subfosilních rozsivek v sedimentu bylo rekonstruováno zvýšení acidity v období vrcholící acidifikace jezerní vody pouze na pH=6,6 a profil zbytků schránek perlooček v sedimentu byl vcelku uniformní (ŠPORKA et al. 2002). Ve srovnání s 2. polovinou 90 let byl v roce 2004 podíl skupiny Chrysophyta na celkové biomase fytoplanktonu nevýznamný, ale přetrvalo významné zastoupení skupiny Dinophyta (FOTT et al. 1999). Nebyl potvrzen v planktonu výskyt druhu *Aulacoseira pfaffiana*, který byl dříve zaznamenán při studiu subfosilních rozsivek ze sedimentu (ŠPORKA & ŠTEFKOVÁ 2004). Tento druh roku 2004 tvořil výrazné biomasy v planktonu Satanie pls. (Příloha III), které bylo extrémně citlivé k acidifikaci (HOŘICKÁ et al. 2006), a preferoval nízké hodnoty KNK (Obr. 44). Dále nebyl pozorován druh *Koliella longiseta* (DARGOCKÁ et al. 1997, FOTT et al. 1999).

Druh *Koliella longiseta* též vymizel z extrémně citlivého **VYŠNÉHO TERIANSKEHO PLESA** (Tab. 2) (DARGOCKÁ et al. 1997), nicméně přetrvání kyselých podmínek ve Vyšném Terianském plese nasvědčuje přítomnosti acidofilního druhu *Dinobryon pediforme* (Příloha III) (HÖRNSTRÖM 1999).

Porovnat získané údaje o složení fytoplanktonu tatranských ples s dosud známými údaji z doby ještě před vrcholem antropogenní acidifikace je možné pouze u Popradského pl. a Hincových pl. díky pracím JURIŠ (1964a), JURIŠ (1964b) a ERTL et al. (1965) a nepublikovaným pozorováním Lukavského. Ze srovnání těchto prací a výsledku ze září 2004 vyplývá, že dominantní taxonomická skupina fytoplanktonu těchto tří ples byla v průběhu okyselení zachována. Pravděpodobnou příčinou je to, že tato plesa byla účinky kyselého spadu málo postižena, protože patřila v době vrcholící acidifikace mezi plesa neacidifikovaná (Tab. 1) (STUHLÍK et al. 1985).

Dominantní řasou ve fytoplanktonu **POPRADESKÉHO PLESA** byl druh *Sphaerocystis* sp., který dříve v jezeru zaznamenána nebyl (JURIŠ 1964b). Výrazný rozvoj této řasy ve fytoplanktonu pozoroval HÖRNSTRÖM et al. (1993) po experimentálním vápnění acidifikovaných jezer. V Popradském pl. nebyl potvrzen výskyt druhu *Koliella longiseta*, který pozoroval LUKAVSKÝ (os. sdělení) v září 1989.

Ve fytoplanktonu **VELKÉHO HINCOVA PLESA** došlo též ke záměně dominantního druhu, zlativka *Chromulina* sp. převažující před okyselením (ERTL et al. 1965) ustoupila a byla nahrazena většími druhy *Ochromonas* sp.1 a sp.2. Původní téměř vyrovnané zastoupení skupin Chlorophyta a Chrysophyta (ERTL et al. 1965) bylo pozorováno i během vrcholu okyselení (JURIŠ & KOVÁČIK 1987) a v současné době bylo druhové spektrum rozšířeno o vyšší zastoupení skupiny Cryptophyta.

Na základě srovnání současných dat (2004) s daty v minulosti (ERTL et al. 1965, JURIŠ & KOVÁČIK 1987, LUKAVSKÝ – nepublikováno 1988 a 1989, HOUK 1991, DARGOCKÁ et al. 1997) představuje fytoplankton **MALÉHO HINCOVA PLESA** ve srovnání s předchozími jezery velmi stabilní subsystém jezera, neboť dominance druhu *Cyclotella* sp. nov. byla zaznamenána ve fytoplanktonu na podzim v průběhu více než pěti desetiletí. Abundance buněk tohoto druhu z roku 2004 (167 b.ml^{-1}) je srovnatelná s obdobím před vrcholem kyselého spadu (195 b.ml^{-1} ; ERTL et al. 1965). Jedinou změnou po biologické stránce bylo (obdobně jako ve Velkém Hincově pl.) zvýšené relativní zastoupení skupiny Cryptophyta v biomase fytoplanktonu. Tato změna může být způsobena meziroční variabilitou, protože nelze očekávat, že by jeden odběr v roce byl zcela reprezentativní.

Podobně jako Starolesnianske a Ľadové pl. jsou i Velké a Malé Hincovo pl. příkladem toho, jak i v rámci jedné doliny mají blízké ležící plesa zcela odlišné dominantní taxony. Tento fenomén je příznačný pro většinu dolin v Tatrách (Obr. 38).

Příčinu stability složení fytoplanktonu Malého Hincova pl. lze vidět ve vysoké hladině KNK, která byla 3-krát vyšší než ve Velkém Hincově pl. (KOPÁČEK et al. 2006a) a byla

srovnatelná s alkalinitou ples v Západních Tatrách (STUHLÍK et al. 2006). Tuto vysokou hladinu alkalinity není možno vysvětlit na základě dostupných geologických map (GOREK & KAHAN 1973; NEMČOK et al. 1993), které mají příliš velké měřítko (KOPÁČEK–os. sdělení). Základním podložím Malého i Velkého Hincova je sice žula, nicméně rozdíly v chemismu jsou pravděpodobně způsobeny detaily v geologickém složení povodí, které většinou z dostupných podkladů nelze zjistit.

6. ZÁVĚR

Ve své diplomové práci jsem se zabývala vzorky fytoplanktonu ples v Západních a Vysokých Tatrách na Slovensku a v Polsku, odebranými z povrchové vrstvy jezer v září 2004. Zkoumala jsem především druhové složení a biomasu fytoplanktonu a faktory prostředí, které je ovlivňují.

Hlavní závěry se v návaznosti na cíle práce uvedené v úvodu dají shrnout do následujících bodů:

- V rámci Tater bylo možno vymezit po stránce chemické dvě výrazně odlišné kategorie jezer: dystrofní a nedystrofní plesa. Mezi dystrofní patřila všechna lesní a tři luční plesa. Fytoplankton dystrofních ples tvořilo více druhů, převažovaly mixotrofní řasy a celková biomasa fytoplanktonu byla vyšší.
- Ve fytoplanktonu byla zastoupena řada taxonomických skupin. V biomase nejčastěji převažovala skupina Chrysophyta, Dinophyta a Cryptophyta. Rovnoměrné zastoupení skupin bylo charakteristické pouze pro pětinu ples. Jezera v téže dolině se většinou výrazně lišila dominantní skupinou fytoplanktonu (75 % dolin). Příčinou této diverzifikace na relativně malém prostorovém měřítku byla odlišnost chemických parametrů jezerní vody i v rámci jedné doliny např. v důsledku vlivu detailní geologické stavby a morfometrických parametrů na citlivost vůči acidifikaci, dále se uplatňoval vliv eutrofizace v důsledku přítomnosti rekreačních objektů, charakter vegetace v povodí aj. Jako faktory průkazně ovlivňující, která taxonomická skupina ve fytoplanktonu převažovala, byly určeny TP, NO_3^- a KNK.
- Na základě klasifikace trofie dle biomas fytoplanktonu měla většina tatranských ples ultraoligotrofní charakter (51 % jezer), dále byla hojně zastoupena oligotrofní jezera (36 %), méně se vyskytovala mesotrofní (6 %) a eutrofní jezera (8 %).
- V biomase převažovali bičíkovci. Biomasa dystrofních ples byla ovlivněna TON, DOC a TP, což souviselo převahou mixotrofů v těchto plesech, která jsou hojně zásobena alochtonním uhlíkem z povodí a mají výrazně vyšší biomasu bakterioplanktonu.
- Celkem bylo určeno 233 druhů. Největší diverzitu měla skupina Chlorophyta. Druhová bohatost fytoplanktonu jezera se pohybovala v rozmezí 3–46 druhů. Počet druhů se snižoval s vyšší nadmořskou výškou a zvyšoval s rostoucí plochou jezera.
- Většina druhů byla vzácná, 78 % druhů se vyskytovalo v méně než 10 % plesech. Mezi vzácnými druhy byly rovnoměrně zastoupeny téměř všechny taxonomické

skupiny. Lokálně hojnější druhy byly rozšířeny ve více jezerech. Nicméně i druhy hojně rozšířené dosahovaly na většině lokalit svého výskytu nízkých biomas.

- Podobnost druhového složení fytoplanktonu se snižovala s vyšší vzdáleností jezer a s odlišností parametrů prostředí.
- Byly určeny faktory ovlivňující distribuci a biomasu zástupců Chrysophyta (NH_4^+ , KNK, Al, altitude, *Daphnia*), Dinophyta (z_{max} , NO_3^-), Cryptophyta (NH_4^+ , DOC), Bacillariophyta (KNK). Mezi druhy, které by bylo možno považovat za biologické indikátory acidity, patřily *Synura echinulata*, *Dinobryon pediforme*, *Koliella longiseta*, *Aulacoseira pfaffiana*, *Peridinium umbonatum* a *Katodinium planum*. Druhy preferující vyšší hladiny KNK byly např. *Ochromonas* sp.2, *Gymnodinium helveticum*, *Peridinium willei*, *Discostella* sp. nov.
- Byla pozorována morfologická plasticita druhu *Mallomonas akrokomos*: objem buněk se průkazně snižoval se zvyšující se nadmořskou výškou jezera. Pravděpodobnou příčinou byla selekce pro rozmnožování při menší velikosti buňky v důsledku nižší teploty a trofie výše položených ples a využití výhod plynoucích z většího poměru povrchu vůči objemu buňky.
- Vztah mezi koncentrací chl-*a* a objemovou biomasou fytoplanktonu byl alometrický. Specifický obsah chl-*a* taxonomických skupin fytoplanktonu se výrazně nelišil.
- Počet druhů fytoplanktonu jezer k acidifikaci necitlivých byl vyšší než jezer citlivých, ale biomasou se jezera nelišila. Skupina Dinophyta dominovala zejména v jezerech citlivých a extrémně citlivých k acidifikaci. Srovnání s daty z minulosti ukázalo, že biologické zotavení fytoplanktonu v Tatrách probíhá: došlo k zvýšení počtu druhů a biomasy a vymizení acidofilního druhu *Koliella longiseta* z planktonu řady jezer. Nicméně v případě extrémně citlivého Starolesnianskeho pl. byly acidofilní druhy nahrazeny jinými acidofilními druhy. Pro toto jezero nejspíše dosavadní omezení emisí nebude dostatečné pro úplné biologické zotavení nebo příští studie ukáže, že jezero je přirozeně kyselé, pravděpodobně podobně jako pleso Wyzni Mnichovy Stawek XI.
- Charakteristiky fytoplanktonu jezer v Tatrách (počet druh, druhové složení, biomasa, trofie, specifický obsah chl-*a*) odpovídaly pozorování z dalších jezerních oblastí v horách (Alpy, Pyreneje, Šumava) a v severských státech (Kanada, Švédsko). Odlišností byla třikrát vyšší biomasa fytoplanktonu lesních ples v Tatrách oproti šumavským lesním jezerům nejspíše v důsledku přetrvávajícího silného vlivu okyselení na Šumavě.

7. POUŽITÉ ZKRATKY

altitude – nadmořská výška jezera [m]

Al – aluminium – koncentrace hliníku

Bacillarioph. – Bacillariophyta

Ca²⁺ – koncentrace vápenatých iontů

Cryptoph. – Cryptophyta

Cyanoprok. – Cyanoprokaryota

CCA – Canonical Correspondence Analysis

DCA – detrended correspondence analysis – detrendovaná
korespondenční analýza

Dinoph. – Dinophyta

DOC – dissolved organic carbon - koncentrace rozpuštěného organického
uhlíku

EMERGE – **E**uropean **M**ountain **L**ake **E**cosystems: **ReG**ionalisation,
Diagnostics & Socioeconomic **E**valuation – mezinárodní
projekt zabývající se detailní limnologickou studií vybraných
jezerních ekosystémů

EURO-LIMPACS – mezinárodní projekt zaměřený na přímé a nepřímé
dopady klimatické změny na fyzikální a ekologické
charakteristiky evropských sladkovodních ekosystémů

E – eutrofní

E. v. – Euklidovská vzdálenost

Chl-*a* – chlorofyl *a*

Chloroph. – Chlorophyta

Chrysoph. – Chrysophyta

Mg²⁺ – koncentrace hořečnatých iontů

KNK – kyselinová neutralizační kapacita

M – mesotrofní

MOLAR – **M**ountain **L**ake **R**esearch – mezinárodní projekt zaměřený na
měření a modelování dynamické odpovědi odlehlých horských
ekosystémů na změnu životního prostředí

NH₃ – amoniak

NO_x – oxidy dusíku

NO_3^- – koncentrace dusičnanových iontů

O – oligotrofní

p – hladina testu – maximální dovolená pravděpodobnost chyby I. druhu
(pravděpodobnost zamítnutí nulové hypotézy, ačkoliv nulová hypotéza platí)

PCA – principal components analysis – analýza hlavních komponent

pl. – pleso/plesa

pls. – pliesko

PřF UK – Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy

r – korelační koeficient

r^2 – koeficient determinace

RDA – redundancy analysis – redundantní analýza

RECOVER 2010 – mezinárodní projekt monitorující zotavení
sladkovodních ekosystémů z acidifikace

S.i. – Sørensenův index

SO_4^{2-} – koncentrace síranových iontů

TIN – total inorganic nitrogen – koncentrace celkového anorganického
dusíku, součet dusitanů, dusičnanů a amoniaku

TON – total organic nitrogen - koncentrace celkového organického
dusíku

TP – total phosphorus – koncentrace celkového fosforu

U – ultraoligotrofní

z_{\max} – maximální hloubka jezera [m]

kódy jezer

BA-1	Batizovské pl.
BA-2	Malé Batizovské pls.
BI-10	Trojrohé pl.
BI-11	Veľké Biele pl.
BV-1	Zelené Kačacie pl.
BV-3	Litvorové pl.
BV-6	Zmrzlé pl.
BV-7	České pl.
BV-10	Zamrznuté pl.
BV-22	Vyšné Žabie bielovodské pl.
BV-23	Nižné Žabie bielovodské pl.
BY-1	Veľké Bystré pl.
BY-2	Anitino očko
CE-1	Belasé pl.
CE-2	Červené pl.
FU-1	Vyšné Wahlenbergovo pl.
FU-4	Nižné Wahlenbergovo pl.
FU-7	Vyšné Furkotské pl.
GA-1	Zmarzly Staw Gąsienicowy
GA-2	Czarny Staw Gąsienicowy
GA-3	Zadni Staw Gąsienicowy
GA-4	Długi Staw Gąsienicowy
GA-7	Zielony Staw Gąsienicowy
GA-8	Kurtkowiec
GA-9	Dwoisty Staw Wschodni
GA-18	Jedyniak
JA-1	Žabie javorové pl.
JA-3	Malé Žabie javorové pl.
JA-5	Zelené javorové pl.
JM-5	Vyšné Jamnícke pl.
JM-6	Nižné Jamnícke pl.
KB-1	Kobylié pl.
KO-1	Kolové pl.
KS-4	Smreczyński Staw
ME-1	Veľke Hincovo pl.
ME-2	Male Hincovo pl.
ME-4	Vyšné Satatanie pl.
MO-1	Czarny Staw pod Rysami
MO-2	Morskie Oko
MO-6	Wyżni Mnichovy Staw IX
MS-3	Vyšné spišské pl.
MS-4	Veľke spišské pl.
MS-5	Prostredné spišské pl.
MS-7	Nižné spišské pl.

MY-1	Okrúhle pl.
MY-2	Capie pl.
MY-5	Nižné Kozie pl.
MY-11	Pleso nad Skokom
NE-1	Vyšné Terianske pl.
NE-3	Nižné Terianske pl.
PS-1	Zadni Staw Polski
PS-2	Czarny Staw Polski
PS-3	Wielki Staw
PS-5	Przedni Staw
PY-1	Wyżni Siwy Staw
RA-1	Vyšné Račkove pl.
RA-5	Nižné pls. nad Račkovými pl.
RO-1	Štvrté Roháčske pl.
RO-2	Tretie Roháčske pl.
RO-4	Prvé Roháčske pl.
SI-1	Tiché pl.
SK-1	Skalnaté pl.
SL-2	Slavkovské pl.
ST-1	Jamské pl.
ST-6	Nižné Rakytovské pl.
ST-7	Vyšné Rakytovské pl.
ST-9	Štrbské pl.
SW-2	Toporowy Staw Nižny
TE-1	Vyšné Temnosmerčinské pl.
TE-3	Nižné Temnosmerčinské pl.
TI-2	Vyšné Tomanovo pleso
VA-1	Zelené krivánske pl.
VE-3	Dlhé pl. veľické
VE-8	Veľické pl.
VS-2	Pusté pl.
VS-4	Ľadové pl.
VS-5	Vyšné zbojnícke pl.
VS-12	Vyšné sesterské pl.
VS-15	Starolesnianske pl.
VS-17	Prostredné sivé pl.
ZA-2	Malé Žabie pl.
ZA-3	Veľké Žabie pl.
ZE-1	Čierne pl.
ZE-2	Maličké Čierne pls.
ZE-3	Malé Čierne pl.
ZE-4	Zelené kežmarské pl.
ZL-3	Dračie pl.
ZL-5	Ľadové pl. v Zlomiskách
ZL-8	Popradské pl.

Seznam zkratek druhů

(v grafech pro vyšší přehlednost dvouslovné zkratky spojeny dohromady)

BACILLARIOPHYTA

PLANKTONNÍ	
Aul alp	<i>Aulacoseira alpigena</i> (Grunow) Krammer
Aul pfa	<i>Aulacoseira pfaffiana</i> (Reinsch) Krammer
Aul pus	<i>Aulacoseira pusilla</i> (Meister) Tuji & Houki
Aul val	<i>Aulacoseira valida</i> (Grunow) Krammer
Centric	centrické rozsivky koloniální
Cyc rad	<i>Cyclotella radiosa</i> (Grunow) Lemmermann
Cyc sp nov	<i>Cyclotella</i> sp. nov.
Discos	<i>Discostella</i> sp. nov.
Fra ten	<i>Fragilaria tenera</i> (W. Smith) Lange-Bertalot
Fra kol	<i>Fragilaria</i> koloniální
Tab fen	<i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngbye) Kützing
Tab flo	<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kützing

TYCHOPLANKTONNÍ	
Achnan	<i>Achnanthes</i> sp.
Coccon	<i>Cocconeis</i> sp.
Cymbel	<i>Cymbella</i> sp.
Dia mes	<i>Diatoma mesodon</i> (Ehrenberg) Kützing
Dia mon	<i>Diatoma moniliformis</i> Kützing
Dia sp	<i>Diatoma</i> sp.
Eun bil	<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Schaarschmidt

CRYPTOPHYTA

PLANKTONNÍ	
Cry ero	<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg
Cry mar	<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja
Cry obo	<i>Cryptomonas obovata</i> Czosnowski
Cry ova	<i>Cryptomonas ovata</i> Ehrenberg
Cry pha	<i>Cryptomonas phaseolus</i> Skuja
Cry sp.	<i>Cryptomonas</i> sp. světlý
Cry ref	<i>Cryptomonas reflexa</i> (M.Marsson) Skuja
Pla kap	<i>Plagioselmis lacustris</i> (Pascher & Ruttner) Javornický - typ kapka
Pla lan	<i>Plagioselmis</i> sp. přechodná forma mezi druhy <i>P. lacustris</i> – <i>P. nanoplanctica</i>
Pla nan	<i>Plagioselmis nanoplanctica</i> (H.Skuja) G.Novarino, I.A.N.Lucas & S.Morrall
Pla Nko	<i>Plagioselmis lacustris</i> (Pascher & Ruttner) Javornický – typ Nizne Kozie pl.
Pla Npl	<i>Plagioselmis lacustris</i> (Pascher & Ruttner) Javornický – typ Nižné pls. nad Račkovými pl.
Pla ova	<i>Plagioselmis lacustris</i> (Pascher & Ruttner) P.Javornický – typ oval
Pla pec	<i>Plagioselmis lacustris</i> (Pascher & Ruttner) P.Javornický – typ pecka

DINOPHYTA

PLANKTONNÍ	
Amp amp	<i>Amphidinium amphidinoides</i> (Geitler) Schiller
Amp ele1	<i>Amphidinium elenkinii</i> Skvorcov – typ1
Amp ele2	<i>Amphidinium elenkinii</i> Skvorcov – typ2
Amp lac	<i>Amphidinium lacustre</i> Stein
Din gspv	<i>Dinophyta g. sp. větší</i>
Gym hel	<i>Gymnodinium helveticum</i> Petard
Gym spM	<i>Gymnodinium sp. malé</i>
Gym spV	<i>Gymnodinium sp. velké - parietální chloroplasty</i>
Gym ube	<i>Gymnodinium uberrimum</i> (Allman) Kofoid & Schwezy
Kat boh	<i>Katodinium bohemicum</i> (Fott) Litvinenko
Kat pla	<i>Katodinium planum</i> (Fott) Loeblich III
Per umb	<i>Peridinium umbonatum</i> Stein
Per wil	<i>Peridinium willei</i> Huitfeld-Kaas

EUGLENOPHYTA

PLANKTONNÍ	
Eug proxima	<i>Euglena proxima</i> Dangeard
Eug sp1	<i>Euglena sp.1</i> tvar vřeteno
Lep oxy	<i>Lepocinclis oxyuris</i> (Schmarda) Marin & Melkonian
Mon pyr	<i>Monomorphina pyrum</i> (Ehrenberg) Mereschowski
Pha coch	<i>Phacus cochleatus</i> Hochmann
Trach	<i>Trachelomonas sp.</i>

TYCHOPLANKTONNÍ	
Eug mut	<i>Euglena mutabilis</i> Schmitz
Eug sp2	<i>Euglena sp.2</i> tvar ovál

CHAROPHYTA – ZYGNEMATOPHYCEAE

PLANKTONNÍ	
Clo acu	<i>Closterium acutum</i> Brébisson in Ralfs
Clo cor	<i>Closterium cornu</i> Ehrenberg ex Ralfs
Cos bio	<i>Cosmarium bioculatum</i> Brébisson ex Ralfs
Cos cre	<i>Cosmarium crenatum</i> Ralfs ex Ralfs
Cos hum	<i>Cosmarium humile</i> (Gray) Nordstedt in De Toni
Cos mon	<i>Cosmarium moniliforme</i> Turpin ex Ralfs
Cos pun	<i>Cosmarium punctulatum</i> Brébisson
Cos pyg	<i>Cosmarium pygmaeum</i> W. Archem
Cos sp	<i>Cosmarium sp. malé</i>
Cos sub	<i>Cosmarium subcostatum</i> Nordstedt
Cos ven	<i>Cosmarium venustum</i> Archem
Spo pla	<i>Spondylosium planum</i> (Wolle) West & West
Sta avi	<i>Staurastrum avicula</i> Brébisson in Ralfs
Sta pin	<i>Staurastrum pingue</i> Teiling

CHAROPHYTA – ZYGNEMATOPHYCEAE - POKRAČOVÁNÍ

Sta con	<i>Staurodesmus convergens</i> Ehrenberg ex Ralfs
Sta cra	<i>Staurodesmus crassus</i> West & West
Sta cus	<i>Staurodesmus cuspidatus avicula</i> (Brébisson ex Ralfs) Teiling
Sta ext	<i>Staurodesmus extensus</i> (Borge) Teiling
Sta lob	<i>Staurodesmus lobatus</i> (Borge) Bourrelly
Sta tri	<i>Staurodesmus triangularis</i> (Lagerheim) Teiling
Tei exc	<i>Teilingia excavata</i> (Ralfs) Bourrelly

TYCHOPLANKTONNÍ	
Bambus	<i>Bambusina</i> sp.
Clo idi	<i>Closterium idiosporum</i> West & West
Clo jun	<i>Closterium juncidum</i> Ralfs
Clo kue	<i>Closterium kuetzingii</i> Brébisson
Clo nav	<i>Closterium navicula</i> (Brébisson) Lütkemüller
Clo set	<i>Closterium setaceum</i> Ehrenberg ex Ralfs
Cos abr	<i>Cosmarium abbreviatum</i> var. <i>planctonicum</i> West & West
Cos lae	<i>Cosmarium laeve</i> Rabenhorst
Cos tin	<i>Cosmarium tinctum</i> Ralfs
Cyl gra	<i>Cylindrocystis gracilis</i> Firn
Cyl sp2	<i>Cylindrocystis</i> sp větší 35x14 µm
Eua bin	<i>Euastrum binale</i> var. <i>gutwinskii</i> (Schmidle) Homfeld
Eua ins	<i>Euastrum insulare</i> (Wittrock) Roy
Gonatozygon	<i>Gonatozygon</i> sp.
Mesot	<i>Mesotaenium</i> sp.
Mouge	<i>Mougeotia</i> sp.
Netri	<i>Netrium</i> sp.
Penium	<i>Penium</i> sp.
Roya	<i>Roya</i> sp.
Spirogyra	<i>Spirogyra</i> sp.
Sta alt	<i>Staurastrum alternans</i> Brébisson in Ralfs
Sta gra	<i>Staurastrum gracile</i> Ralfs
Sta hir	<i>Staurastrum hirsutum</i> Ehrenberg ex Brébisson in Ralfs
Sta mar	<i>Staurastrum margaritaceum</i> (Ehrenberg) Meneghini ex Ralfs
Sta ave	<i>Staurodesmus aversus</i> (Lundell) Lillieroth
Sta val	<i>Staurodesmus validus</i> (West & West) Thomasson

CHAROPHYTA – KLEBSORMIDIOPHYCEAE

TYCHOPLANKTONNÍ	
Klebsor	<i>Klebsormidium</i> sp.

CHAROPHYTA - MESOSTIGMATOPHYCEAE

PLANKTONNÍ	
Mesost	<i>Mesostigma</i> sp.

CHLOROPHYTA - CHLOROPHYCEAE

PLANKTONNÍ	
Ankis fus	<i>Ankistrodesmus fusiformis</i> Corda
Ankis gra	<i>Ankistrodesmus gracilis</i> (Reinsch) Korshikov
Ankis spi	<i>Ankistrodesmus spiralis</i> (Turner) Lemmermann
Ankis sti	<i>Ankistrodesmus stipitatus</i> (Chodat) Komárková-Legnerová
Ankyr anc	<i>Ankyra ancora</i> (Smith) Fott
Ankyr jud	<i>Ankyra judayi</i> (Smith) Fott
Astero lim	<i>Asterococcus limneticus</i> Smith
Carteria velka	<i>Carteria</i> sp. velká ~ 12 µm
Carteria sp.	<i>Carteria</i> sp. malá < 6 µm
Coelastr	<i>Coelastrum pseudomicroporum</i> Korshikov
Coenoc	<i>Coenococcus</i> sp.
Coe qua	<i>Coenocystis quadriguloides</i> Fott
Cru sp	<i>Crucigeniella</i> sp.
Cru tet	<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchner) West & West
Did pla	<i>Didymocystis planctonica</i> Korshikov
Elakatot	<i>Elakatothrix</i> sp.
Eut pla	<i>Eutetramorus planctonicus</i> (Korshikov) Bourrelly
Fusu	<i>Fusula</i> sp.
Gonium	<i>Gonium</i> sp.
Chlain	<i>Chlainomonas</i> sp.
Chlorog	<i>Chlorogonium</i> sp.
Chloro cys	Chlorophyta cysta
Chlam cys	<i>Chlamydomonas</i> sp. cysta
Chlam ov	<i>Chlamydomonas</i> spp. tvar oval
Chlam ko	<i>Chlamydomonas</i> sp. tvar koule
Chlam chr	<i>Chlamydomonas</i> sp. malý (<4 µm)
Chlorob	<i>Chlorobion</i> cf. <i>braunii</i>
Chlorop g sp1	Chlorophyta g. sp.1 tvar koule
Chlorop g sp2	Chlorophyta g. sp.2 tvar koule ve slizovém obalu
Chlorop g sp3	Chlorophyta g. sp.3 tvar koule se silnou buněčnou stěnou
Mon arcu	<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korshikov) Hindák
Mon con	<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová
Mon gri	<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berkeley) Komárková-Legnerová
Mon min	<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Komárková-Legnerová
Mon mir	<i>Monoraphidium mirabile</i> (West & West) Pankow
Mon tor	<i>Monoraphidium tortile</i> (West & West) Komárková-Legnerová
Nan hin	<i>Nannokloster hindakii</i> (Juriš)
Pauls	<i>Paulschulzia</i> sp.
Ped ang	<i>Pediastrum angulosum</i> (Ehrenberg) Meneghini
Ped bor	<i>Pediastrum boryanum</i> (Turpin) Meneghini
Ped int	<i>Pediastrum integrum</i> Nägeli
Pla gel	<i>Planktosphaeria gelatinosa</i> Smith
Qua pfi	<i>Quadrigula pfizerii</i> (Schröder) Smith
Sce abu	<i>Scenedesmus abundans</i> (Kirchner) Chodat
Sce acul	<i>Scenedesmus aculeolatus</i> Reinsch
Sce acut	<i>Scenedesmus acutus</i> Meyen
Sce bell	<i>Scenedesmus bellopsinosus</i> Hortobágyi
Sce cau	<i>Scenedesmus caudato-aculeolatus</i> Chodat
Sce cog	<i>Scenedesmus costato-gratulatus</i> Skuja
Sce dim	<i>Scenedesmus dimorphus</i> (Turpin) Kützing

CHLOROPHYTA – CHLOROPHYCEAE (POKRAČOVÁNÍ)

Sce dis	<i>Scenedesmus dispar</i> (Brébisson) Rabenhorst
Sce eco	<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat
Sce ell	<i>Scenedesmus ellipticus</i> * (West & West) Chodat
Sce lun	<i>Scenedesmus lunatus</i> (West & West) Chodat
Sce mic	<i>Scenedesmus microspina</i> * Chodat
Sce opo	<i>Scenedesmus opoliensis</i> Richter
Sce pra	<i>Scenedesmus praetervisus</i> Chodat
Sce qua	<i>Scenedesmus quadricauda</i> * (Turpin) Brébisson sensu Chodat
Schr set	<i>Schroederia setigera</i> (Schröder) Lemmermann
Sphaerello	<i>Sphaerello cystis</i> sp.
Sphaeroc	<i>Sphaerocystis</i> sp.
Tetrae	<i>Tetraedron</i> sp.
Tet kom	<i>Tetrastrum komarekii</i> Hindák
Thele	<i>Thelesphaera alpina</i> Pascher

*druhy řazeny do sekce *Desmodesmus* sensu stricto v KOMÁREK & FOTT (1983)

TYCHOPLANKTONNÍ	
Binuc ten	<i>Binuclearia tectorum</i> (Kützing) Berger ex Wichmann
Chlam rost	<i>Chlamydomonas rostafinskii</i> Starmach & Kawecka
Chloromon	stádium <i>Chloromonas</i> sp. (dříve <i>Scotiella</i> sp.)

CHLOROPHYTA - TREBOUXIOPHYCEAE

PLANKTONNÍ	
Botryo	<i>Botryococcus</i> sp.
Dic chlo	<i>Dictyosphaerium chlorelloides</i> (Nauman) Komárek & Perman
Dic pri	<i>Dictyosphaerium primarium</i> Skuja
Chlorel	<i>Chlorelloideae</i> g. sp.
Kol lon	<i>Koliella longiseta</i> (Vischer) Hindák
Kol pla	<i>Koliella planctonica</i> Hindák
Ooc api	<i>Oocystis apiculata</i> West
Ooc lac	<i>Oocystis lacustris</i> Chodat
Ooc mar	<i>Oocystis marssonii</i> Lemmermann
Ooc par	<i>Oocystis parva</i> West & West
Ooc pus	<i>Oocystis pusilla</i> Hansgirg
Ooc rho	<i>Oocystis rhomboidea</i> Fott
Rho lac	cf. <i>Rhombocystis</i>
TYCHOPLANKTONNÍ	
Rap bre	<i>Raphidonema brevirostre</i> Scherffel
Rap niv	<i>Raphinonema nivale</i> Lagerheim

CHLOROPHYTA – PRASINOPHYCEAE

PLANKTONNÍ	
Pyr inc	<i>Pyramimonas inconstans</i> Hodgetts
Scourf	<i>Scourfeldiella</i> sp.
Tetras	<i>Tetraselmis</i> sp.

CHRYSOPHYTA - CHRYSOPHYCEAE

PLANKTONNÍ	
Bit chod	<i>Bitrichia chodatii</i> Reverdin (Chodat)
Bit lon	<i>Bitrichia longispina</i> (Lund) Bourelly
Bit oll	<i>Bitrichia ollula</i> (Fott) Bourelly
Din cyl	<i>Dinobryon cylindricum</i> Imhof
Din ser	<i>Dinobryon sertularia</i> Ehrenberg
Din soc	<i>Dinobryon sociale</i> var <i>stipitatum</i> (Stein) Lemmermann
Dinob sp.	<i>Dinobryon</i> sp. - solitérní buňky bez loriky
Dinob 1b	<i>Dinobryon</i> sp. - solitérní buňky s lorikou
Din ped	<i>Dinobryon pediforme</i> (Lemmermann) Steinecke
Chry cys	<i>Chrysophyta</i> cysta
Chrysoc spp	<i>Chrysococcus</i> spp.
Chrom	<i>Chromulina</i> sp.
Chry gsp	<i>Chrysophyta</i> g. sp. výrazné jádro
Lagyn	<i>Lagynion</i> sp.
Ochr sp1	<i>Ochromonas</i> sp.1 hladký povrch buňky
Ochr sp2	<i>Ochromonas</i> sp.2 bradavičnatý povrch buňky
Pseudokeph	<i>Pseudokephyrion tatricum</i> (Juriš) Starmach

CHRYSOPHYTA - SYNUROPHYCEAE

PLANKTONNÍ	
Mal aca	<i>Mallomonas acaroides</i> Perty
Mall act	<i>Mallomonas actinoloma</i> Takahashi in Asmund & Takahashi
Mal akr	<i>Mallomonas akrokomos</i> Ruttner in Pascher
Mall cra	<i>Mallomonas crassisquama</i> Asmund (Fott)
Mall flor	<i>Mallomonas flora</i> Harris & Bradley
Mall het	<i>Mallomonas heterospina</i> J. W. G. Lund
Syn echi	<i>Synura echinulata</i> Korshikov
Syn pet	<i>Synura petersenii</i> Korshikov
Syn sp	<i>Synura</i> sp.
Syn sph	<i>Synura sphagnicola</i> (Korshikov) Korshikov

XANTHOPHYTA

PLANKTONNÍ	
Isth tri	<i>Isthmochloron trispinatum</i> (West & West) Skuja
Oph cap	<i>Ophyocytium capitatum</i> Wolle

CYANOPROKARYOTA

PLANKTONNÍ	
Anaba	<i>Anabaena</i> sp.
Aph del	<i>Aphanocapsa delicatissima</i> West & West
Aph hol	<i>Aphanocapsa holsatica</i> (Lemmermann) Cronberg & Komárek
Aph inc	<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemmermann) Cronberg & Komárek
Aph pla	<i>Aphanocapsa planctonica</i> (G.M.Smith) Komárek & Anagnostidis
Aph cla	<i>Aphanothece clathrata</i> West & West
Aph flo	<i>Aphanothece floccosa</i> (Zalessky) Cronberg & Komárek
Aph smi	<i>Aphanothece smithii</i> Komárková-Legnerová & Cronberg
Cyanob	<i>Cyanobacterium/Cyanobium</i>
Coelom	<i>Coelomoron</i> sp.
Chro aph	<i>Chroococcus aphanocapsoides</i> Skuja
Chro dispersus	<i>Chroococcus dispersus</i> (Keissler) Lemmermann
Chro dist	<i>Chroococcus distans</i> (Smith) Komárková-Legnerová & Cronberg
Chro minimus	<i>Chroococcus minimus</i> (Keissler) Lemmermann
Chro minor	<i>Chroococcus minor</i> (Kützing) Nägeli
Chro minutus	<i>Chroococcus minutus</i> (Kützing) Nägeli
Chro sub	<i>Chroococcus subnudus</i> (Hansgirg) Cronberg & Komárek
Limnox	<i>Limnothrix</i> sp.
Mer ang	<i>Merismopedia angularis</i> Thompson
Mer dup	<i>Merismopedia duplex</i> Playfair
Mer ele	<i>Merismopedia elegans</i> A.Braun in Kützing
Mer gla	<i>Merismopedia glauca</i> (Ehrenberg) Kützing
Mer hya	<i>Merismopedia hyalina</i> (Ehrenberg) Kützing
Mer mar	<i>Merismopedia marssonii</i> Lemmermann
Mer pun	<i>Merismopedia punctata</i> Meyen
Mer ten	<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann
Mer tro	<i>Merismopedia trolleri</i> Bachmann
Pan mic	<i>Pannus microcystisformis</i> Hindák
Plankt bre	<i>Planktolyngbia brevicellularis</i> Cronberg & Komárek
Plankt lim	<i>Planktolyngbia limnetica</i> (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg
Planx	<i>Planktothrix</i> sp.
Pse aci	<i>Pseudanabaena acicularis</i> (Nygaard) Anagnostidis & Komárek
Pse fri	<i>Pseudanabaena frigida</i> (Fritsch) Anagnostidis
Pse lim	<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemmermann) Komárek
Rha lin	<i>Rhabdoderma lineare</i> Schmidle & Lauterborn
Rom gra	<i>Romeria gracilis</i> (Koszwara) Koszwara ex Geitler
Spirul	<i>Spirulina</i> sp.
Synech	<i>Synechocystis</i> sp.
Woron	<i>Woronichinia</i> sp.
TYCHOPLANKTONNÍ	
Aster	<i>Asterocapsa</i> sp.
Bac ver	<i>Bacularia vermicularis</i> (Fedorov) Komárek & Anagnostidis
Borzia	<i>Borzia</i> sp.
Euc alp	<i>Eucapsis alpina</i> Clements & Shantz
Cya aer	<i>Cyanothece aeruginosa</i> (Nägeli) Komárek
Gleoca	<i>Gleocapsopsis</i> sp.
Joh bap	<i>Johannesbaptistia pellucida</i> (Dickie) Taylor & Drouet
Kom min	<i>Komvophon minutum</i> (Skuja) Anagnostidis & Komárek
Oscill	<i>Oscillatoria</i> sp.

8. PŘEHLED LITERATURY

- AHLGREN, G., LUNDSTEDT, L., BRETT, M. & FORSBERG, C. (1990): Lipid composition and food quality of some freshwater phytoplankton for cladoceran zooplankters. *J Plankt. Res.*, **12**(4), 809–818.
- ALMER, B., DICKSON, W., EKSTROM, C. HORNSTROM, E. & MILLER, U. (1974): Effects of Acidification on Swedish Lakes. *Ambio*, **3**(1), 30–36.
- ANDERSEN, T. & HESSEN, D. O. (1991): Carbon, nitrogen, and phosphorus content of freshwater zooplankton. *Limnol. Oceanogr.*, **36**(4), 807–814.
- ATKINSON, D., CIOTTI, B. J. & MONTAGNES, D. J. S. (2003): Protists decrease in size linearly with temperature. *Proc. R. Soc. Lond. B*, **270**, 2605–2611.
- *BARRETT, K., SELAND, Ø., FOSS, A., MYLONA, S., SANDNES, H., STYVE, H. & TARRASÓN, L. (1995): European transboundary acidifying air pollution. *EMEP/MS-C-W Report*, **1/95**, Norwegian Meteorological Institute, Oslo.
- BARBIERI, A., VERONESI, M., SIMONA, M., MALUSARDI, S. & STRAŠKRABOVÁ, V. (1999): Limnological survey in eight mountain lakes located in Lago Maggiore watershed (Switzerland). *J. Limnol.*, **58**(2), 179–192.
- BELYKH, O. I., EKATERINA, G., SOROKOVIKOVA, T., SAPHONOVA, A. & TIKHONOVA, V. I. (2006): Autotrophic picoplankton of lake Bajkal: composition, abundance and structure. *Hydrobiologia*, **568**(S), 9–17.
- BERQUIST, A. M. & CARPENTER, S. R. (1986): Effects on Phytoplankton Populations and Primary Production. *Ecology*, **67**(5), 1351–1360.
- BITTL, T., VRBA, J., NEDOMA, J. & KOPÁČEK, J. (2001): Impact of ionic aluminium on extracellular phosphatases in acidified lakes. *Environ. Microbiol.*, **3**(9), 578–587.
- BITUŠÍK, P., SVITOK, M., KOLOŠTA, P. & HUBKOVÁ, M. (2006): Classification of the Tatra Mountain lakes (Slovakia) using chironomids (Diptera, Chironomidae). *Biologia*, Bratislava, **61** (Suppl. 18), S191–S201.
- BONNET, E. & PEER, Y. V. (2002): ZT: a software tool for simple and partial Mantel tests. *Journal of Statistical software*, **7**, 1–12.
- BRETTUM, P. & HALVOREN, G. (2004): The phytoplankton of Lake Atnsjøen, Norway – a long-term investigation. *Hydrobiologia*, **521**, 141–147.
- BROWN, R. M., JR, LARSON, D. H. & BOLD, H. C. (1964): Airborne algae: their abundance and heterogeneity. *Science*, **143**, 583–585.
- BROWN, J. H., MEHLMAN, D. W. & STEVENS, G. C. (1995): Spatial variation in abundance. *Ecology*, **76**, 2028–2043.
- BURNS, C. W. (1968): The relationship between body size of filter-feeding Cladocera and the maximum size of particle ingested. *Limnol. Oceanogr.*, **13**(4), 675–678.
- CALDWELL, M. M., ROBBERECHT, R. & BILLINGS, W. D. (1980): A steep latitudinal gradient of solar ultraviolet-B radiation in the Arctic-alpine life zone. *Ecology*, **61**(3), 600–611.
- CALLIERI, C., PUGNETTI, A. & MANCA, M. (1999): Carbon partitioning in the food web of a high mountain lake: from bacteria to zooplankton. *J. Limnol.*, **58**(2), 144–151.
- CALLIERI, C., MORABITO, G., HUOT, Y., NEALE, P. & LITCHMAN, E. (2001): Photosynthetic response of pico- and nanoplanktonic algae to UVB, UVA and PAR in a high mountain lake. *Aquat. Sci.*, **63**, 286–293.
- CARON, D. A., PORTER, K. G. & SANDERS, R. W. (1990): Carbon, nitrogen, and phosphorus budgets for the mixotrophic phytoflagellate *Poteroiochromonas malhamensis* (Chrysophyceae). *Limnol. Oceanogr.*, **35**(2), 433–443.
- CATALAN, J., VENTURA, M., BRANCELJ, A., GRANADOS, I., THIES, H., NICKUS, U., KORHOLA, A., LOTTER, A. F., BARBIERI, A., STUHLÍK, E., LIEN, L., BITUŠÍK, P., BUCHACA, T., CAMARERO, L., GOUDSMIT, G. H., KOPÁČEK, J., LEMCKE, G., LIVINGSTONE, D. M., MÜLLER, B., RAUTIO, M., ŠÍŠKO, M., SORVARI, S., ŠPORKA, F., STRUNECKÝ, O. & TORO,

- M. (2002): Seasonal ecosystem variability in remote mountain lakes: implications for detecting climate signals in sediment records. *J. Paleolimnol.*, **28**, 25–46.
- CLARKE, G., KERNAN, M., MARCHETTO, A., SORVARI, S. & CATALAN, J. (2005): Using diatoms to assess geographical patterns of change in high-altitude European lakes from pre-industrial times to the present day. *Aquat. Sci.*, **67**, 224–236.
- CURRIE, D. J. & KALFF, J. (1984): A comparison of the abilities of freshwater algae and bacteria to acquire and retain phosphorus. *Limnol. Oceanogr.*, **29**(2), 298–310.
- DARGOCKÁ, J., KNESLOVÁ, P. & STUHLÍK, E. (1997): Fytoplanktón niektorých rôzne acidifikovaných plies Vysokých Tater. *Štúdie o TANAPu*, **2**(35), 41–62.
- DE HOYOS, C., ALDASORO, J. J., TORO, M. & COMÍN, F. A. (1998): Specific composition and ecology of chrysophyte flagellates in Lake Sanabria (NW Spain). *Hydrobiologia*, **369/370**, 287–295.
- *DICKSON, W. (1980): Properties of acidified waters. Proc. Int. Conf. Ecol. Impact Acid Precip., *SNSF-project*, pp. 75–83.
- DILLON, P.J., MOLOT, L. A. & FUTTER, M. (1997): The effect of El Niño-related drought on the recovery of acidified lakes. *Environ. Monit. Assess.*, **46**, 105–111.
- DOKULIL, M. (1988): Seasonal and spatial distribution of cryptophyceae species in the deep, stratifying, alpine lake Mondsee and their role in the food web. *Hydrobiologia*, **161**, 185–201.
- DOWNING, J. A. & MCCAULEY, E. (1992): The nitrogen : phosphorus relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.*, **37**(5), 936–945.
- DRAKARE, S., BLOMQUIST, P., BERGSTRÖM, A. K. & JANSSON, M. (2002): Primary production and phytoplankton composition in relation to DOC input and bacterioplankton production in humic Lake Örrträsket. *Freshwater Biol.*, **47**, 41–52.
- ELSER, J. J., CARNEY, H. J. & GOLDMAN, C. R. (1990): The zooplankton-fytoplankton interface in lakes of contrasting trophic status: an experimental comparison. *Hydrobiologia*, **200/201**, 69–82.
- ERTL, M., JURÍŠ, Š. & VRANOVSKÝ, M. (1965): K poznaniu plnktónu Veľkého a Malého Hincovho plesa. *Zborník TANAP*, **8**, 57–69.
- ETTL, H. (1978): Xanthophyceae.1. Teil. – In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (eds.): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 3/1, Gustav Fischer Verlag, 530 p.
- ETTL, H. (1983): Chlorophyta 1. Phytomonadina. – In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (eds.): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 9, Gustav Fischer Verlag, 807 p.
- FAGERBAKKE, K. M., HELDAL, M. & NORLAND, S. (1996): Content of carbon, nitrogen, oxygen, sulfur and phosphorus in native aquatic and cultured bacteria. *Aquat. Microb. Ecol.*, **10**, 15–27.
- FELIP, M. & CATALAN, J. (2000): The relationship between phytoplankton biovolume and chlorophyll in a deep oligotrophic lake: decoupling in their spatial and temporal maxima. *J. Plankt. Res.*, **22**(1), 91–105.
- FIDLEROVÁ, D. (2007): Litorálny makrozoobentos ľadovcových jazier v poľskej časti Tatier v období zotavovania z acidifikačného stresu. *Diplomová práca*, TU ve Zvolenu, 63 p.
- FINDLAY, D. L., KASIAN, S. E. M., TURNER, M. T. & STAINTON, M. P. (1999): Responses of phytoplankton and epilithon during acidification and early recovery of a lake. *Freshwater Biol.*, **42**, 159–175.
- FINDLAY, D. L. (2003): Response of Phytoplankton Communities to Acidification and Recovery in Killarney Park and the Experimental Lakes Area, Ontario. *Ambio*, **32**(3), 190–195.
- 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.
- FOTT, B. (1938): Eine neue Gymnodinium- and Massrtia-Art. *Studia Botanica Čechoclovaca*, **1**, 100–104.
- FOTT, J., STUHLÍK, E., STUHLÍKOVÁ, Z., STRAŠKRABOVÁ, V., KOPÁČEK, J. & ŠIMEK, K. (1992): Acidification of lakes in Tatra Mountains (Czechoslovakia) and its ecological consequences. *Documenta Ist. Ital. Idrobiol.*, **32**, 69–81.
- FOTT, J., PRAŽÁKOVÁ, M., STUHLÍK, E. & STUHLÍKOVÁ, Z. (1994): Acidification of lakes in Šumava (Bohemia) and in the High Tatra Mountains (Slovakia). *Hydrobiologia*, **274**, 37–47.
- FOTT, J., BLAŽO, M., STUHLÍK, E. & STRUNECKÝ, O. (1999): Phytoplankton in tree Tatra Mountain lakes of different acidification status. *J. Limnol.*, **58(2)**, 107–116.
- FRITZ, L. & TRIEMER, R. E. (1985): A rapid simple technique utilizing calcofluor white M2R for the visualization of dinoflagellate thecal plates. *J. Phycol.*, **21**, 662–664.
- *GALLOWAY, J. N., LIKENS, G. N., KEENE, W. C. & MILLER, J. M. (1982): The composition of precipitation in remote areas of the world. *J. Geophys. Res.*, **87**, 8711–8786.
- GIMMLER, H., WEISS, U., KUGEL, H. & TREFFNY, B. (1989): *Dunaliella acidophila* (Kalina) Masyuk – an alga with a positive membrane potencial. *New Phytol.*, **113**, 175–184.
- GOREK, A. & KAHAN, Š. (1973): Prehľad geologického vývoja a stavby Vysokých Tater [Review of the geological development and structure of the High Tatra Mountains]. *Zborník TANAP*, **15**, 5–88.
- GRIGORSZKY, I., BORICS, G., PADISÁK, J., TÓTMÉRÉSZ, B., VASAS, G., NAGY, S. & BORBÉLY, G. (2003): Factors controlling the occurrence of Dinophyta species in Hungary. *Hydrobiologia*, **506–509**, 203–207.
- HALSEY, L. A., VITT, D. H. & TREW, D. O. (1997): Influence of peatlands on the acidity of lakes in northeastern Alberta, Canada. *Water Air Soil Poll.*, **96**, 17–38.
- HAMMER, Ř., HARPER, D. A. T. & RYAN, P. D. (2001): PAST: PAleontological STatistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, **4(1)**, 9pp. [<http://folk.uio.no/ohammer/past/>]
- HAMMER, Ř. (2009): PAST: PAleontological STatistics, version 1.99, reference manual, Natural History Museum, University of Oslo, 194 pp. [<http://folk.uio.no/ohammer/past/>]
- HANSKI, I. (1982): Dynamics of regional distribution: the core and satellite species hypothesis. *Oikos*, **38**, 210–221.
- HAPPEY-WOOD, C. M. (1991): Temporal and spatial patterns in the distribution and abundance of pico, nano and microphytoplankton in an upland lake. *Freshwater Biol.*, **26**, 453–480.
- HAVEL, J. E., SHURIN, J. B. & JONES, J. R. (2002): Estimating dispersal from patterns of spread: spatial and local control of lake invasion. *Ecology*, **83(12)**, 3306–3318.
- HEPPERLE, D., HEGEWALD, E. & KRIENITZ, L. (2000): Phylogenetic position of the Oocystaceae (Chlorophyta). *J. Phycol.*, **36**, 590–595.
- HESSEN, D. O., ANDERSEN, T. & LYCHE, A. (1990): Carbon metabolism in a humic lake: Pool sizes and cycling through zooplankton. *Limnol. Oceanogr.*, **35(1)**, 84–99.
- HILDEBRANDT, H., DURSELEN, C.D., KIRSCHTEL, D., POLLINGER, U. & ZOHARY, T. (1999): Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.*, **35**, 403–424.
- HILL, J. K., HAMER, K. C. & HODKINSON, I. D. (1998): Variation in Resource Exploitation along an Altitudinal Gradient: The Willow Psyllids (*Cacopsylla* spp.) on *Salix lapponum*. *Ecography*, **21(3)**, 289–296.
- HINDÁK, F. (ED.) (1978) : Sladkovodné riasy. SPN Bratislava, 724 pp.

- HINDÁK, F. & KOVÁČIK, L. (1993): Súpis siníc a rias tatranského národného parku. *Zborník TANAP*, **33**, 235–279.
- HINDAR, A., HENRIKSEN, A., TØRSETH, K. & SEMB, A. (1994): Acid water and fish death. *Nature*, **372**, 327–328.
- HINDER, B., GABATHULER, M., STEINER, B., HANSELMANN, K. & PREISIG, H. R. (1999): Seasonal dynamics and phytoplankton diversity in high mountain lakes (Jöri lakes, Swiss Alps). *J. Limnol.*, **58**(2), 152–161.
- HÖRNSTRÖM, E., EKSTRÖM, C. & DURAINI, O. (1984): Effects of pH and different levels of aluminium on lake plankton in the Swedish west coast area. *Rep. Inst. Freshwater Res.*, Drottningholm, **61**, 115–127.
- HÖRNSTRÖM, E., EKSTRÖM, C., FRÖBERG, E. & EK, J. (1993): Plankton and chemical-physical development in six Swedish West Coast lakes under acidic and limed conditions. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **50**(4), 688–702.
- HÖRNSTRÖM, E. (1999): Long-term phytoplankton changes in acid and limed lakes in SW Sweden. *Hydrobiologia*, **394**, 93–102.
- HOŘICKÁ, Z., STUHLÍK, E., HUDEC, I., ČERNÝ, M. & FOTT, J. (2006): Acidification and the structure of crustacean zooplankton in mountain lakes: The Tatra Mountains (Slovakia, Poland). *Biologia*, Bratislava, **61** (Suppl. 18), S121–S134.
- HOUK, V. (1991): The morphology and taxonomic relationships of *Cyclotella planctonica* BRUNNTHALER (Bacillariophyceae). *Algological Studies*, **61**, 103–118.
- HOUK, V. & KLEE, R. (2004): The stelligeroid taxa of the genus *Cyclotella* (Kutzing) Brebisson (Bacillariophyceae) and their transfer into the new genus *Discostella* gen. nov. *Diatom Res.*, **19** (2): 203–28.
- HOUK, V. & KLEE, R. (2007): Atlas of freshwater centric diatoms with a brief key and descriptions Part II. Melosiraceae and Aulacoseiraceae (Supplement to Part I). *Fottea*, Olomouc, **7**(2), 85–255.
- HRBÁČEK, J., BLAŽKA, P., BRANDL, Z., FOTT, J., KOŘÍNEK, V., KUBÍČEK, F., LELLÁK, J., PROCHÁZKOVÁ, L., STRAŠKRABA, M., STRAŠKRABOVÁ, V. & ZELINKA, M. (1985): Limnologické metody. PůF UK. SPN Praha. 208 pp.
- HUGHES MARTINY, J. B., BOHANNAN, B. J. M., BROWN, J. H., COLWELL, R. K., FUHRMAN, J. A., GREEN, J. L., HORNER-DEVINE, M. C., KANE, M., KRUMINS, J. A., KUSKE, C. R., MORIN, J. P., NAEEM, S., ØVREÅS, REYSENBACH, A. L., SMITH, V. H. & STALEY, J. T. (2006): Microbial biogeography: putting microorganisms on the map. *Nat. Rev. Microbiol.*, **4**, 102–112.
- * CHARLSON, R. L. & RHODHE, H. (1982): Factors controlling the acidity of natural rainwater. *Nature*, **295**, 683–685.
- CHOWN, S. L. & KLOK, C. J. (2003): Altitudinal body size clines: latitudinal affects associated with changing seasonality. *Ecography*, **26**, 445–455.
- CHRISOSTOMOU, A., MOUSTAKA-GOUNI, M., SGARDELIS, S. & LANARAS, T. (2009): Air dispersed phytoplankton in a Mediterranean River-Reservoir System (Aliakmon-Polyphytos, Greece). *J. Plankt. Res.*, **31**(8), 877–884.
- ISAKSSON, A., BERGSTRÖM, A. K., BLOMQVIST, P. & JANSSON, M. (1999): Bacterial grazing by phagotrophic phytoflagellates in a deep humic lake in northern Sweden. *J. Plankt. Res.*, **21**(2), 247–268.
- JANKOWSKI, T. & WEYHENMEYER, A. G. (2006): The role of spatial scale and area in determining richness-altitude gradients in Swedish lake phytoplankton communities. *Oikos*, **115**, 433–442.
- JANSSON, M., BLOMQVIST, P., JONSSON, A. & BERGSTRÖM, A. K. (1996): Nutrient limitation of bacterioplankton, autotrophic and mixotrophic phytoplankton, and heterotrophic nanoflagellates in Lake Örrträsket. *Limnol. Oceanogr.*, **41**(7), 1552–1559.

- JASMINE, E., SAROS, A. D., SEBASTIAN, J., INTERLANDI, B., SHANIA DOYLE, A., TIMOTHY, J., MICHEL, A., CRAIG, E. & WILLIAMSON, C. (2005): Are the deep chlorophyll maxima in alpine lakes primarily induced by nutrient availability, not UV avoidance? *Arct. Antarct. Alp. Res.*, **37**(4), 557–563.
- JAVORNICKÝ, P. (2003): Taxonomic notes on some freshwater planktonic Cryptophyceae based on light microscopy. *Hydrobiologia*, **502**, 271–283.
- JEFFRIES, D. S., CLAIR, T. A., COUTURE, S., DILLON, P. J., DUPONT, J., KELLER, W. B., MCNICOL, D. K., TURNER, M. A., VET, R. & WEEBER, R. (2003): Assessing the recovery of lakes in southeastern Canada from the effects of acidic deposition. *Ambio*, **32**, 176–182.
- JOHN, D. M., WHITTON, B. A. & BROOK, A. J. (2005): The Freshwater Algal Flora of the British Isles, an identification guide to freshwater and terrestrial algae. Cambridge University Press, Cambridge, 702 pp.
- JONES, R. I. (1992): The influence of humic substances on lacustrine planktonic food chains. *Hydrobiologia*, **229**, 73–91.
- JURIŠ, Š. (1964a): Einige Chrysoomonaden aus dem See Veľké Hincovo pleso in dem Hohen Tatra. *Biológia*, Bratislava, **19**, 660–664.
- JURIŠ, Š. (1964b): Fytoplanktón Popradského plesa. *Biológia*, Bratislava, **19**, 690–704.
- JURIŠ, Š. (1964c): *Kephyriopsis tatrica* sp. nov., *Phycol.*, **4**, 1, 52–53.
- JURIŠ, Š. & KOVÁČIK, L. (1987): Príspevok k poznaniu fytoplanktónu jazier vo Vysokých Tatrách. *Zbor. Slov. Nár. Múz., Prír. Vedy*, **33**, 23–40.
- KAGAMI, M., YOSHIDA, T., GURUNG, T. B. & URABE, J. (2002): Direct and Indirect Effects of Zooplankton on Algal Composition in in Situ Grazing Experiments. *Oecologia*, **133**(3), 356–363.
- * KALCHBRENNER, L. (1866): A szepesi moszatok jegyzéke. – Meth. És Term. Közlem. Magy. Tud. Acad. (Budapest), **6**, 1865–1866.
- KANKAALA, P. (1988): The relative importance of algae and bacteria as food for *Daphnia longispina* (Cladocera) in polyhumic lake. *Freshwater Biol.*, **19**, 285–296.
- KELLER, W., GUNN, J. M. & YAN, N. D. (1992): Evidence of biological recovery in acid-stressed lakes near Sudbury, Canada. *Environ. Pollut.*, **78**, 79–85.
- KOMÁREK, J. & FOTT, B. (1983): Das Phytoplankton des Süßwassers, Systematik und Biologie, Band XVI., 7. Teil, 1. Hälfte. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 1044 pp.
- KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. (1999): Cyanoprocaryota – 1. Teil: Chroococcales. – In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (eds.): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 19/1, Gustav Fischer Verlag, 548 p.
- KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. (2005): Cyanoprocaryota – 2. Teil/ 2nd Part: Oscillatoriales. – In: Buedel B., Krienitz L., Gaertner G. & Schagerl M. (ed.), Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 19/2, Elsevier/Spektrum, Heidelberg, 759 pp.
- KOPÁČEK, J. & STUHLÍK, E. (1994): Chemical characteristics of lakes in the High Tatra Mountains, Slovakia. *Hydrobiologia*, **274**, 49–56.
- KOPÁČEK, J., PROCHÁZKOVÁ, L., STUHLÍK, E., & BLAŽKA, P. (1995): The nitrogen-phosphorus relationship in mountain lakes: Influence of atmospheric input, watershed, and pH. *Limnol. Oceanogr.*, **40**(5), 930–937.
- KOPÁČEK, J., STUHLÍK, E., VYHNÁLEK, V. & ZÁVODSKÝ, D. (1996): Concentration of nutrients in selected lakes in the High Tatra Mountains, Slovakia: effect of season and watershed. *Hydrobiologia*, **319**, 47–55.
- KOPÁČEK, J., HEJZLAR, J., STUHLÍK, E., FOTT, J. & VESELÝ, J. (1998): Reversibility of acidification of mountain lakes after reduction in nitrogen and sulphur emission in Central Europe. *Limnol. Oceanogr.*, **43**(2), 357–361.

- KOPÁČEK, J., STUHLÍK, E., STRAŠKRABOVÁ, V. & PŠENÁKOVÁ, P. (2000a): Factors governing nutrient status of mountain lakes in the Tatra Mountains. *Freshwater Biol.*, **43**, 369–383.
- KOPÁČEK, J., HEJZLAR, J., BOROVEC, J., PORCAL, P. & KOTOROVÁ, I. (2000b): Phosphorus inactivation by aluminium in the water column and sediments: lowering of in-lake phosphorus availability in an acidified watershed-lake ecosystem. *Limnol. Oceanogr.*, **45(1)**, 212–225.
- KOPÁČEK, J., ULRICH, K. U., HEJZLAR, J., BOROVEC, J. & STUHLÍK, E. (2001a): Natural inactivation of phosphorus by aluminium in atmospherically acidified water bodies. *Water Research*, **35(16)**, 3783–3790.
- KOPÁČEK, J., VESELÝ, J. & STUHLÍK, E. (2001b): Sulphur and nitrogen budgets in the Bohemian Forest and Tatra Mountains during the Industrial Revolution. *Hydrol. Earth Syst. Sc.*, **5(3)**, 391–405.
- KOPÁČEK, J., STUHLÍK, E., VESELÝ, J., SCHAUMBURG, J., ANDERSON, I. C., FOTT, J., HEJZLAR, J. & VRBA, J. (2002): Hysteresis in reversal of central european mountain lakes from atmospheric acidification. *Water Air Soil Poll.: Focus*, **2**, 91–114.
- KOPÁČEK, J., COSBY, B. J., MAJER, V. STUHLÍK, E. & VESELÝ, J. (2003): Modelling Reversibility of central European Mountain Ecosystems from Acidification: Part II – The tatra Mountains. *Hydrol. Earth Syst. Sc.*, **7(4)**, 510–524.
- KOPÁČEK, J., HARDEKOPF, D., MAJER, M., PŠENÁKOVÁ, P., STUHLÍK, E. & VESELÝ, J. (2004a): Response of alpine lakes and soils to changes in acid deposition: the MAGIC model applied to the Tatra Mountain region, Slovakia-Poland. *J. Limnol.*, **63**, 143–146.
- KOPÁČEK, J., KAŇA, J., ŠANTRŮČKOVÁ, H., PICEK, T. & STUHLÍK, E. (2004b): Chemical and biochemical characteristics of alpine soils in the Tatra Mountains and their correlation with lake water composition. *Water Air Soil Poll.*, **153**, 307–327.
- KOPÁČEK, J., BRZÁKOVÁ, M., HEJZLAR, J., NEDOMA, J., PORCAL, P. & VRBA, J. (2004c): Nutrient cycling in a strongly acidified mesotrophic lake. *Limnol. Oceanogr.*, **49**, 1202–1213.
- KOPÁČEK, J. & VESELÝ, J. (2005): Sulfur and nitrogen emissions in the Czech Republic and Slovakia from 1850 till 2000. *Atmos. Environ.*, **39**, 2179–2188.
- KOPÁČEK, J., STUHLÍK, E. & WRIGHT, R. F. (2005): Long-term trends and spatial variability in nitrate leaching from alpine catchment–lake ecosystems in the Tatra Mountains (Slovakia–Poland). *Environ. Pollut.*, **136**, 89–101.
- KOPÁČEK, J., STUHLÍK, E. & HARDEKOPF, D. (2006a): Chemical composition of the Tatra Mountain lakes: Recovery from acidification. *Biologia*, Bratislava, **61(Suppl. 18)**, S21–S23.
- KOPÁČEK, J., TUREK, J., HEJZLAR, J., KAŇA, J. & PORCAL, P. (2006b): Element fluxes in watershed–lake ecosystems recovering from acidification: Čertovo Lake, the Bohemian Forest, 2001–2005. *Biologia*, Bratislava, **61 (Suppl. 20)**, S413–S426.
- KOPÁČEK, J., TUREK, J., HEJZLAR, J., KAŇA, J. & PORCAL, P. (2006c): Element fluxes in watershed–lake ecosystems recovering from acidification: Plešné Lake, the Bohemian Forest, 2001–2005. *Biologia*, Bratislava, **61 (Suppl. 20)**, S427–S440.
- * KOWNACKA, M. & KOWNACKI, A., 1965: Freshwater invertebrates of Stawki Mnichowe pools in the Tatra Mountains. Limnological investigations in the Tatra Mountains and Dunajec river basin, PAN, Wyd. Nauk. Rol. i Leś. Kom. Zagosp. Ziem Górskich 11: 81–90.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1986): Die Süßwasserflora von Mitteleuropa 2: Bacillariophyceae. 1 Teil: Naviculaceae. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart. 876 pp.

- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (2004): Bacillariophyceae, 3. Teil: Centrales, Fragillariaceae, Eunotiaceae.- In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (eds.): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/3, Gustav Fischer Verlag, 576 p.
- KRISTIANSEN, J. (1996): Dispersal of freshwater algae – a review. *Hydrobiologia*, **336**, 151–157.
- KRISTIANSEN, J. (2002): The genus *Mallomonas* (Synurophyceae) – A taxonomic survey based on the ultrastructure of silica scales and bristles. *Opera Botanica*, **139**, 5–128.
- KRISTIANSEN, J. & PREISIG, H. R. (2007): Chrysophyceae and Haptophyceae, 2. Teil/Part 2: Synurophyceae. – In: Büdel, B., Gärtner, G., Krienitz, L., Preisig, H. R., Schagerl, M. (eds.): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 1, Gustav Fischer Verlag, 252 p.
- KRNO, I., ŠPORKA, F., GALAS, J., HAMERLÍK, L., ZAŤOVIČOVÁ, Z. & BITUŠÍK, P. (2006): Littoral benthic macroinvertebrates of mountain lakes in the Tatra Mountains (Slovakia, Poland). *Biologia*, Bratislava, **61(Suppl.18)**, S147–S166.
- KŘEČEK, J., TUREK, J., LJUNGREN, E., STUHLÍK, E. & ŠPORKA, F. (2006): Hydrological processes in small catchments of mountain headwater lakes: The Tatra Mountains. *Biologia*, Bratislava, **61(Suppl. 18)**, S1–S10.
- KYNČLOVÁ, A., ŠKALOUDEK, P. & ŠKALOUDOVÁ, M. (2010): Unveiling hidden diversity in the *Synura petersenii* species complex (Synurophyceae, Heterokontophyta). *Nova Hedwigia*, **Beiheft 136**, 283–298.
- LEAVITT, P. R., VINEBROOK, R. D., DONALD, B. D., SMOL, J. P. & SCHINDLE, D. W. (1997): Past ultraviolet radiation environments in lakes derived from fossil pigments. *Nature*, **388**, 457–459.
- LEE, K. L. & KIM, H. S. (2007): Growth characteristics of three synurophytes (*Mallomonas* species) at different temperatures and pH. *Nova Hedwigia*, **84 (1-2)**, 227–240.
- LEE, K. L., YOON, H. S., KIM, Y. J. & KIM, S. H. (2007): Growth characteristics of three *Mallomonas* species (silica-scaled chrysophytes) at different temperatures and pH. *Nord. J. Bot.*, **25**, 113–118.
- LEHMAN, J. T. & SANDGREN, C. D. (1985): Species-specific rates of growth and grazing loss among freshwater algae. *Limnol. Oceanogr.*, **30**, 34–46.
- LEPISTÖ, L. & HOLOPAINEN, A. L. (2003): Occurrence of Cryptophyceae and katablepharids in boreal lakes. *Hydrobiologia*, **502**, 307–314.
- LEPŠ, J. & ŠMILAUER, P. (2000): Mnohorozměrná analýza ekologických dat. Biologická fakulta Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích, České Budějovice, 102 pp., překlad Dana Vašková.
- LEWIS, A. L. & MCCOURT, R. M. (2004): Green algae and the origin of land plants. *Am. J. Bot.*, **91(10)**, 1535–1556.
- LHOTSKÝ, O. (1971): Bibliografia algologiczna Tatr. Algologická bibliografie Vysokých Tater. Algologische Bibliographie der Hohen Tatra. *Acta Hydrobiol.*, Kraków, **13**, 477–490.
- LOPÉZ-RODAS, V., MARVÁ, F., ROUCO, M., COSTAS, E. & FLORE-MOYA, A. (2008): Adaptation of the chlorophyceae *Dictyosphaerium chlorelloides* to stressful acidic. Mine metal rich waters as result of pre-selective mutations. *Chemosphere*, **72**, 703–707.
- LUKAVSKÝ, J. (1994): Algal flora of lakes in the High Tatra Mountains (Slovakia). *Hydrobiologia*, **274**, 65–74.
- LYNCH, M. & SHAPIRO, J. (1981): Predation, enrichment, and phytoplankton community structure. *Limnol. Oceanogr.*, **26**, 86–102.
- MARHOLD, K. & SUDA, J. (2002): Statistické zpracování mnohorozměrných dat v taxonomii (Fenetické metody). Karolinum. Praha. 159 pp.

- MASCLAUX, H., BEC, A., KAINZ, M. J., DESVILLETES, C., JOUVE, L. & BOURDIER, G. (2009): Combined effects of food quality and temperature on somatic growth and reproduction of two freshwater cladocerans. *Limnol. Oceanogr.*, **54**(4), 1323–1332.
- MCARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. (1967): *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- MAYELI, S. M., NANDINI, S. & SARMA, S. S. S. (2004): The efficacy of *Scenedesmus* morphology as a defense mechanism against grazing by selected species of rotifers and cladocerans. *Aquat. Ecol.*, **38**, 515–524.
- MEILI, M. (1992): Sources, concentrations and characteristics of organic matter in softwater lakes and streams of the Swedish forest region. *Hydrobiologia*, **229**, 23–41.
- MESSERLI, M. A., AMARAL-ZETTLER, L. A., ZETTLER, E., JUNG, S. K., SMITH, P. J. S. & SOGIN, M. L. (2005): Life at acidic pH imposes an increased energetic cost for a eukaryotic acidophile. *J. Exp. Biol.*, **208**, 2569–2579.
- *MINKIEWICZ, S. (1914): Przegląd fauny jezior Tatrzańskich. Spraw. Kom. Fizyogr. Akad. Umiejętności, Kraków, **48**, 114–137.
- MONTAGNES, D. J. S., KIMMANCE, S. A. & ATKINSON, D. (2003): Using Q₁₀: Can growth rates increase linearly with temperature? *Aquat. Microb. Ecol.*, **32**, 307–313.
- MORRIS, D. P., ZAGARESE, H., WILLIAMSON, C. E., BALSEIRO, E. G., HARGREAVES, B. R., MODENUTTI, B., MOELLER, R. & QUEIMALINOS, C. (1995): The attenuation of solar UV radiation in lake and the role of dissolved organic carbon. *Limnol. Oceanogr.*, **40**(8), 1381–1391.
- MÜLLER-NAVARRA, D. C., BRETT, M. T., LISTON, A. M. & GOLDMAN, C. R. (2000): A highly unsaturated fatty acid predicts carbon transfer between primary producers and consumers. *Nature*, **403**, 74–77.
- NAGATA, T., TAKAI, T., KAWANOBE, K., KIM, D. S., NAKAZATO, R., GUSELNIKOVA, N., BONDARENKO, N., MOLOGAWAYA, O., KOSTRNOVA, T., DRUCKER, V., SATOH, Y. & WATANABE, Y. (1994): Autotrophic picoplankton in southern Lake Baikal: abundance, growth and grazing mortality during summer. *J. Plankt. Res.*, **16**(8), 945–959.
- NAVARRO, A. G. S. (1992): Altitudinal distribution of birds in the Sierra Madre del Sur, Guerrero, Mexico. *Condor*, **94**, 29–39.
- NEBESÁŘOVÁ, J. (2002): Elektronová mikroskopie pro biology. Multimediální učební texty. [<http://www.paru.cas.cz/lem/book/index.html>]
- NEDBALOVÁ, L. (2001): Druhové složení a biomasa fytoplanktonu sedmi šumavských jezer. *Aktuality šumavského výzkumu*, Srní, 67–69.
- NEDBALOVÁ, L., STUHLÍK, E. & STRUNECKÝ, O. (2006a): Phytoplankton of a high mountain lake (Ľadové pleso, High Tatra Mountains, Slovakia): Seasonal development and first indications of a response to decreased acid deposition. *Biologia*, Bratislava, **61**(1), 1–9.
- NEDBALOVÁ, L., VRBA, J., FOTT, J., KOHOUT, L., KOPÁČEK, J. MACEK, M. & SOLDÁN, T. (2006b): Biological recovery of the Bohemian Forest lakes from acidification. *Biologia*, Bratislava, **61**(Suppl. 20), S453–S465.
- NEDOMA, J. & NEDBALOVÁ, L. (2006): Chlorophyll content of Plešné Lake phytoplankton cells studied with image analysis. *Biologia*, Bratislava, **61**(Suppl.20), S491–S498.
- NEMČOK, J., BEZÁK, V., JANÁK, M., KAHAN, Š., RYJA, W., KOHÚT, M., LEHOTSKÝ, I., WIECZOREK, J., ZELMAN, J., MELLO, J., HALOUZKA, R., RACZKOWSKI, W. & REICHWALDER, P. (1993): Vysvetlivky ku geologickej mape Tater [Explanation of the Geological map of the Tatra Mountains]. Geologický ústav Dionýza Štúra, Bratislava, 135 pp.
- NÜRNBERG, G. K. & SHAW, M. (1999): Productivity of clear and humic lakes: nutrients, phytoplankton, bacteria. *Hydrobiologia*, **382**, 97–112.

- PARKER, B. R. & SCHINDLER, D. W. (2006): Cascading Trophic Interactions in an Oligotrophic Species-poor Alpine Lake. *Ecosystems*, **9**, 157–166.
- PEARSALL, W. H. (1932): Phytoplankton in the English Lakes: II. The Composition of the Phytoplankton in Relation to Dissolved Substances. *J. Ecol.*, **20(2)**, 241–262.
- PICHRTOVÁ, M. & YVONNE NĚMCOVÁ (2009) : Tvarová dynamika křemičitých struktur u modelových populací chrysomonád (Synurophyceae). Diplomová práce. PřF UK. Praha. 88 pp.
- POPOVSKÝ, J. & PFIESTER, L.A. (1990): Dinophyceae (Dinoflagellida). – In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (eds.): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 6, Gustav Fischer Verlag, 272 p.
- PORTER, K. G. (1988): Phagotrophic phytoflagellates in microbial food web. *Hydrobiologia*, **159**, 89–97.
- POULÍČKOVÁ, A., ŠPAČKOVÁ, J., KELLY, M. G., DUCHOSLAV, M. & MANN, D. G. (2008): Ecological variation within Sellaphora species complexes (Bacillariophyceae): specialists or generalists? *Hydrobiologia*, **614**, 373–386.
- POULÍČKOVÁ, A., NEÚSTUPA, J., ŠPAČKOVÁ, J. & ŠKALOUD, P. (2009): Distribution of epipellic diatoms in artificial fishponds along environmental and spatial gradients. *Hydrobiologia*, **624**, 81–90.
- PRATHER, C. & HICKMAN, M. (2000): History of a presently slightly acidic lake in northeastern Alberta, Canada as determined through analysis of the diatom record. *J. Paleolimnol.*, **24**, 183–198.
- PRESTON, F. W. (1948). The commonness, and rarity, of species. *Ecology*, **29**, 254–283.
- PSENNER, R. (1988): Alkalinity generation in a soft-water lake: watershed and in-lake processes. *Limnol. Oceanogr.*, **33(6, part 2)**, 1463–1475.
- PUGNETTI, A. & BETTINETTI, R. (1999): Biomass and species structure of the phytoplankton of a high mountain lake (Lake Paione Superiore, Central Alps, Italy). *J. Limnol.*, **58(2)**, 127–130.
- RAVEN, J. A. (1998): The Twelfth Tansley Lecture, Small is Beautiful: The Picoplankton. *Funct. Ecol.*, **12(4)**, 503–513.
- REYNOLDS, C. S. (2006): The Ecology of Phytoplankton. Cambridge University Press, 552 pp.
- RIETH, A. (1980): Xanthophyceae.2. Teil. – In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (eds.): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/4, Gustav Fischer Verlag, 147 p.
- ROBINSON, C. T. & KAWECKA, B. (2005): Benthic diatoms of an Alpine stream/lake network in Switzerland. *Aquat. Sci.*, **67**, 492–506.
- ROBINSON, C. T. & KAWECKA, B. (2007): Benthic diatoms of an Alpine stream/lake network in Switzerland (Erratum). *Aquat. Sci.*, **69**, 584–589.
- ROSE, N., MONTEITH, D., KETTLE, H., THOMPSON, R., YANG, H. & MUIR, D. (2004): A consideration of potential confounding factors limiting chemical and biological recovery at Lochnagar, a remote mountain loch in Scotland. *J. Limnol.*, **63(1)**, 63–76.
- *ROSTAFIŃSKI, J. (1881): O czerwonym i żółtym śniegu w Tatrach. Rozp. i spraw. Wyzd. Mat.-przyr. Ak. Um. W Krakowie, **8**, VIII–XI.
- ROTT, E. (1988). Some aspects of the seasonal distribution of flagellates in mountain lakes. *Hydrobiologia*, **161**, 159–170.
- SACHEROVÁ, V., KRŠKOVÁ, R., STUHLÍK, E., HOŘICKÁ, Z., HUDEC, I. & FOTT, J. (2006): Long-term change of littoral Cladocera in the Tatra Mountain lakes through a major acidification event. *Biologia*, Bratislava, **61(Suppl. 18)**, S109–S119.
- SCHINDLER, D. W. & CURTIS, P. J. (1997): The role of DOC in protecting freshwaters subjected to climatic warming and acidification from UV exposure. *Biogeochemistry*, **36**, 1-8.

- SCHINDLER, D.W., MILLS, K. H., MALLEY, D. F., FINDLAY, D. L., SHEARER, J. A., DAVIES, I. J., TURNER, M. A., LINSEY & G. A., CRUIKSHANK, D. R. (1985): Long-Term Ecosystem Stress: The Effects of Years of Experimental Acidification on a Small Lake. *Science*, **228**, 1395–1401.
- SIEMIŃSKA, J. (1970): Some species of Chrysophyceae from Morskie Oko Lake in the Tatra Mts. – Kilka gatunków zlotowiciowców (Chrysophyceae) z Morskiego Oka w Tatrach. *Fragmenta floristica et geobotanica*, Ann. XVI, Pars **1**, 183–186.
- SIVER, P. A. & HAMER, J. S. (1989): Use of extant populations of scaled chrysophytes for the inference of lakewater pH. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **47**, 1339–1347.
- SIVER, P.A.(1991): The biology of *Mallomonas* – morphology, taxonomy and ecology, 230 pp. Kluwer Acad. Publ., London.
- SIMONA, M., BARBIERI, A., VERONESE, M., MALUSARDI, S. & STRAŠKRABOVÁ, V. (1999): Seasonal dynamics of plankton in a mountain lake in the southern Alps (Laghetto Inferiore, Switzerland). *J. Limnol.*, **58(2)**, 169–178.
- SKJELVÅLE, B. L., EVAND, CH., LARSSSEN, T., HINDAR, A. & RADDUM, G. G. (2003): Recovery from Acidification in European Surface Waters: A View to the Future. *Ambio*, **32(3)**, 170–175.
- SMITH (1983): Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green-algae in lake phytoplankton. *Science*, **221(4611)**, 669–671.
- SMITH, C. M. S., CRESSER, M. S. & MITCHELL, R. D. J. (1993): Sensitivity to acid deposition of dystrophic peat in Great-Britain. *Ambio*, **22(1)**, 22–26.
- SMITH, V. H., FOSTER, B. L., GROVER, J. P., HOLT, R. D., LEIBOLD, M. A. & DENOYELLES, F. (2005): Phytoplankton species richness scales consistently from laboratory microcosms to the world's oceans. *P. Natl. Acad. Sci. USA*, **102**, 4393–4396.
- SOININEN, J., KOKOCINSKI, M., ESTLANDER, S., KOTANEN, J. & HEINO, J. (2007): Neutrality, niches, and determinants of plankton metacommunity structure across boreal wetland ponds. *Ecoscience*, **14(2)**, 146–154.
- SOMMARUGA, R., PSENNER, R., SCHAFFERER, E., KOINIG, K. A. & SOMMARUGA-WÖGRATH, S. (1999): Dissolved organic carbon concentration and phytoplankton biomass in high-mountain lakes of the Austrian Alps: potential effect of climatic warming on UV underwater attenuation. *Arct. Antarct. Alp. Res.*, **31(3)**, 247-253.
- SOMMER, U. (1985): Comparison between steady state and non-steady state competition: Experiments with natural phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.*, **30(2)**, 335–346.
- SOTA, T. (1986): Effects of Temperature and Photoperiod on the Larval Development and Gonad Maturation of a Carabid Beetle, *Carabus yaconinus* (Coleoptera: Carabidae). *Appl. Entomol. Zool.*, **21(1)**, 89–94.
- SOTA, T. (1996): Altitudinal Variation in Life Cycles of Carabid Beetles: Life-Cycles Strategy and colonization in Alpine Zones. *Arctic Alpine Res.*, **28(4)**, 441–447.
- SPATHARIS, S., MOUILLOT, D., CHI, T. D., DANIELIDIS, D. B. & TSIRTSIS, G. (2009): A niche-based modelling approach to phytoplankton community assembly rules. *Oecologia*, **159**, 171–180.
- *STARMACH, K. (1957): Stan badan algologicznych w Tatrach. *Kosmos*, Kraków, ser. A, **2**, 141–151.
- STARMACH, K. (1985): Chrysophyceae and Haptophyceae. – In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (eds.): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 1, Gustav Fischer Verlag, 515 p.
- STEPANAUSKAS, R. & LEONARDSON, L. (1999): Bioavailability of wetland-derived DON to freshwater and marine bacterioplankton. *Limnol. Oceanogr.*, **44(6)**, 1477–1485.
- STODDARD, J. L., JEFFRIES, D. S., LÜKEWILLE, A., CLAIR, T. A., DILLON, P. J., DRISCOLL, C. T., FORSIUS, M., JOHANNESSEN, M., KAHL, J. S., KELLOGG, J. H., KEMP, A., MANNIO, J.,

- MONTEITH, D. T., MURDOCH, P. S., PATRISCK, S., REBSDORF, A., SKJELKVÅLE, B. L., STANTON, M. P., TRAAEN, T., VAN DAM, H., WEBSTER, K. E., WIETING, J. & WILANDER, A. (1999): Regional trends in aquatic recovery from acidification in North America and Europe. *Nature*, **401**(7), 575–578.
- STORCH, D. (2000): Přežívání populací v ostrůvkovitém prostředí, co jsou metapopulace a jak fungují. *Vesmír*, **79**, 143–145.
- STORCH & REIF (2002): Makroekologie ptáků: co všechno se lze dozvědět z velkoplošných mapování. Macroecology of birds: what we have learnt from large-scale censuses. *Sylvia*, **38**, 1–18.
- STORCH, D. & ŠIZLING, A. L. (2002). Patterns in commonness and rarity in central European birds: reliability of the core-satellite hypothesis within a large scale. *Ecography*, **25**, 405–416.
- STORCH, D. & GASTON, K. J. (2004): Untangling ecological complexity on different scales of space and time. *Basic Appl. Ecol.*, **5**, 389–400.
- STORCH, D. & ŠIZLING, A. L. (2009): O převaze vzácnosti v přírodě, dobře ukrytá informace o struktuře krajiny. *Vesmír*, **88**, 755–758.
- STRAŠKRABOVÁ, V., CALLIERI, C., CARRILLO, P., CRUZ-PIZARRO, L., FOTT, J., HARTMAN, P., MACEK, M., MEDINA-SÁNCHEZ, J. M., NEDOMA, J. & ŠIMEK, K. (1999): Investigations on pelagic food webs in mountain lakes - aims and methods. *J. Limnol.*, **58**(2), 77–87.
- STUHLÍK, E., STUHLÍKOVÁ, Z., FOTT, J., RŮŽIČKA, L. & VRBA, J. (1985): Vliv kyselých srážek na vody na území Tatranského národního parku. *Zborník TANAP*, **26**, 173–212.
- STUHLÍK, E., APPLEBY, P., BITUŠÍK, P., CURTIS, C., FOTT, J., KOPÁČEK, J., PRAŽÁKOVÁ, M., ROSE, N., STRUNECKÝ, O. & WRIGHT, R. F. (2002): Reconstruction of long-term changes in lakewater chemistry, zooplankton and benthos of a small, acidified high-mountain lake: magic modelling and palaeolimnological analysis. *Water Air Soil Poll.: Focus*, **2**, 127–138.
- STUHLÍK, E. (2003): Vliv acidifikace na ekosystémy horských jezer. Habilitační práce, PřF UK, Praha, 57 pp.
- STUHLÍK, E., KOPÁČEK, J., FOTT, J. & HOŘICKÁ, Z. (2006): Chemical composition of the Tatra Mountain lakes: Response to acidification. *Biologia*, Bratislava, **61** (Suppl. 18), S11–S20.
- ŠIZLING, A. L., STORCH, D., ŠIZLINGOVÁ, E., REIF, J. & GASTON, K. J. (2009): Species abundance distribution results from a spatial analogy of central limit theorem. *P. Natl. Acad. Sci. USA*, **106**(16), 6691–6695.
- ŠPORKA, F., ŠTEFKOVÁ, E., BITUŠÍK, P., THOMPSON, A. R., AUGUSTÍ-PANARADA, A., APPLEBY, P.G., GRYNES, J. A., KAMENIK, C., KRNO, I., LAMI, A., ROSE, N. L., SHILLAND, E. (2002): The paleolimnological analysis of sediments from high mountain lake Nižné Terianske pleso in the High Tatras (Slovakia). *J. Paleolimnol.*, **28**, 95–109.
- ŠPORKA, F. & ŠTEFKOVÁ, E. (2004): Výskum vysokotatranských jazier v rámci projektov EÚ. *Štúdie o TANAP*, **7**(40), 443–448.
- ŠPORKA, F., LIVINGSTONE, D. M., STUHLÍK, E., TUREK, J. & GALAS, J. (2006): Water temperatures and ice cover in lakes of the Tatra Mountains. *Biologia*, Bratislava, **61** (Suppl. 18), S77–S90.
- ŠTEFKOVÁ, E. & ŠPORKA, F. (2001): Long-term ecological research of high mountain lakes in the High Tatras (Slovakia). *Ekológia*, Bratislava, **20** (Suppl. 2), 101–106.
- ŠTEFKOVÁ, E. (2006): Epilithic diatoms of mountain lakes of the Tatra Mountains (Slovakia). *Biologia*, Bratislava, **61**(Suppl.18), S101–S108.
- ŠTEFKOVÁ, E. (2009): Porovnanie spoločenstiev rozsievok tatranských plies v období pred industrializáciou a v súčasnosti. *Sborník příspěvků 15. konference České limnologické společnosti a Slovenskej limnologické společnosti*, Třeboň, 259–262.

- ŠTENCLOVÁ, R. & STUHLÍK, E. (2007): Vliv procesu zotavení z acidifikace na změny druhového složení zooplanktonu tatranských ples. Diplomová práce. PřF UK. Praha. 58 pp.
- * SCHUMANN, J. (1867): Die Diatomeen der Hohen Tatra. Verh. der K.K. Zool.–Bot. Ges., Wien, **17**, 1–102.
- TER BRAAK, C. J. F. & ŠMILAUER, P. (1998): CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows. Microcomputer Power. Ithaca, NY, US, 353 pp.
- TER BRAAK, C. J. F. & ŠMILAUER, P. (2002): CANOCO Reference Manual CanoDraw for windows User's Guide: software for canonical community ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, USA, 500 pp.
- TILZER, M. & SCHWARZ, K. (1976): Seasonal and vertical patterns of phytoplankton light adaptation in a high-mountain lake. *Arch. Hydrobiol.*, **77**, 488–504.
- TOLOTTI, M., THIES, H., CANTONATI, M., HANSEN, C. M. E. & THALER, B. (2003): Flagellate algae (Chrysophyceae, Dinophyceae, Cryptophyceae) in 48 high mountain lakes of the Northern and Southern slope of the Eastern Alps: biodiversity, taxa distribution and their driving variables. *Hydrobiologia*, **502**, 331–348.
- TOLOTTI, M., MANCA, M., ANGELI, N., MORABITO, G., THALER, B., ROTT, E. & STUHLÍK, E. (2006). Phytoplankton and zooplankton associations in a set of Alpine high altitude lakes: geographic distribution and ecology. *Hydrobiologia*, **562**, 99–122.
- TUJI, A. & WILLIAMS, D. M. (2006): The Identity of *Cyclotella glomerata* Bachmann and *Discostella nipponica* (Skvortzov) Tuji et Willims comb. et stat. nov. (Bacillariophyceae) from Lake Kizaki, Japan. *Bull. Nat. Sci. Mus.*, Tokyo, Ser. B, **32(1)**, 9–14.
- TRANVIK, L. J., PORTER, K. G. & SIEBURTH, J. M. (1989): Occurrence of bacterivory in *Cryptomonas*, a common freshwater phytoplanktoner. *Oecologia*, **78**, 473–476.
- TSIRTSIS, G., SPATHARIS, S. & KARYDIS, M. (2008): Application of the lognormal equation to assess phytoplankton community structural changes induced by marine eutrophication. *Hydrobiologia*, **605**, 89–98.
- TSUKADA, H., TSUJIMURA, S. & NAKAHARA, H. (2006): Seasonal succession of phytoplankton in Lake Yogo 2 years: effect of artificial manipulation. *Limnology*, **7**, 3–14.
- UTERMÖHL, H. (1931) : Neue Wege in der quantitativen Erfassung des Planktons. *Verh. Int. Verein Limnol.*, **5**, 567–596.
- VADSTEIN, O. & BREKKE, O. (1995): Estimation of phosphorus release rates from natural zooplankton communities feeding on planctonic algae and bacteria. *Limnol. Oceanogr.*, **40(2)**, 250–262.
- VAZQUEZ, G., A. A. & GIVNISH, T. J. (1998): Altitudinal gradients in tropical forest composition, structure, and diversity in the Sierra de Manantlán. *J. Ecology*, **86**, 999–1020.
- VRBA, J., KOPÁČEK, J., FOTT, J., KOHOUT, L., NEDBALOVÁ, L., PRAŽÁKOVÁ, M., SOLDÁN, T. & SCHAUMBURG, J. (2003): Long-term studies (1871–2000) on acidification and recovery of lakes in the Bohemian Forest (central Europe). *Sci. Tot. Env.*, **310**, 73–85.
- VRBA, J., KOPÁČEK, J., BITTL, T., NEDOMA, J., ŠTROJSOVÁ, A., NEDBALOVÁ, L., KOHOUT, L. & FOTT, J. (2006): A key role of aluminium in phosphorus availability, food web structure, and plankton dynamics in strongly acidified lakes. *Biologia*, Bratislava, **61(Suppl. 20)**, S441–S451.
- VYHNÁLEK, V., FOTT, J. & KOPÁČEK, J. (1994): Chlorophyll-phosphorus relationship in acidified lakes of the High Tatra Mountains (Slovakia). *Hydrobiologia*, **274**, 171–177.

- WAHLSTRÖM, G. & DANILOV, R. A. (2003): Phytoplankton Successions under Ice Cover in Four Lakes Located in North-Eastern Sweden: Effects of Liming. *Folia Microbiol.*, **48(3)**, 379–384.
- WEHR, J. D. & SHEATH, R. G. (2003): Freshwater algae of North America, ecology and classification. *Academic Press*, Massachusetts, USA, 918 pp.
- WILLE, A., SONNTAG, B., SATTLER, B. & PSENNER, R. (1999): Abundance, biomass and size structure of microbial assemblage in the high mountain lake Gossenköllesee (Tyrol, Austria) during the ice-free period. *J. Limnol.*, **58(2)**, 117–126.
- WILLÉN, E. (2003): Dominance patterns of planctonic algae in Swedish forest lakes. *Hydrobiologia*, **502**, 315–324.
- WRIGHT, R. F. & COSBY, B. J. (2004): Recovery of acidified mountain lakes in Norway as predicted by the MAGIC model. *J. Limnol.*, **63(1)**, 101–110.
- WRIGHT, R. F., LARSEN, T., CAMARERO, L., COSBY, B. J., FERRIER, R.C., HELLIWELL, R., FORSIUS, M., JENKINS, A., KOPÁČEK, J., MAJER, V., MOLDAN, F., POSCH, M. & SCHOPP, W. (2005): Recovery of acidified European Surface Waters. *Environ. Sci. Technol.*, **39(3)**, 64A–72A.
- WOŁOWSKI, K. & HINDÁK, F. (2005): Atlas of Euglenophytes. VEDA, Bratislava 136 p.
- YAN, N. D. & STOKES, P. (1978): Phytoplankton of an Acidic Lake, and Its Responses to Experimental Alterations of pH. *Environ. Conserv.*, **5(2)**, 93–100.
- Vysoké Tatry, atlas ortofotomáp, 1 : 15 000, 2006, GEODIS, Brno, spol. s r. o.
- Západné Tatry, Podbanské, Zverovka, turistická mapa, 1: 25 000, 2002, VKÚ, Harmanec.

PŘÍLOHY

ZKRATKY VYSVĚTLENY V 7. KAPITOLE

PŘÍLOHA I - POČET DRUHŮ A BIOMASA FYTOPLANKTONU A TROFIE DLE BIOMASY FYTOPLANKTONU

Kód jezera	Počet druhů	Biomasa [mm ³ .l ⁻¹]	Trofie
BA-1	22	0,02	U
BA-2	9	0,00	U
BI-10	23	1,43	M
BI-11	16	0,00	U
BV-1	14	0,14	O
BV-3	23	0,05	U
BV-6	26	0,06	U
BV-7	20	0,31	O
BV-10	19	0,19	O
BV-22	39	0,09	U
BV-23	31	0,06	U
BY-1	15	0,09	U
BY-2	16	0,13	O
CE-1	3	0,00	U
CE-2	18	0,00	U
FU-1	13	0,05	U
FU-4	19	0,02	U
FU-7	19	0,16	O
GA-1	24	0,01	U
GA-2	34	0,13	O
GA-3	7	0,03	U
GA-4	16	0,11	O
GA-7	42	0,30	O
GA-8	21	0,04	U
GA-9	14	0,07	U
GA-18	26	0,03	U
JA-1	14	0,04	U
JA-3	26	0,12	O
JA-5	28	0,23	O
JM-5	15	0,02	U
JM-6	30	0,45	O
KB-1	38	0,04	U
KO-1	13	0,02	U
KS-4	20	3,33	E
ME-1	26	0,04	U
ME-2	23	0,03	U
ME-4	25	0,13	O
MO-1	35	0,05	U
MO-2	30	0,29	O
MO-6	13	0,13	O
MS-3	20	0,02	U
MS-4	17	0,24	O
MS-5	16	0,11	O
MS-7	16	0,14	O

Kód jezera	Počet druhů	Biomasa [mm ³ .l ⁻¹]	Trofie
MY-1	15	0,04	U
MY-2	14	0,08	U
MY-5	14	0,02	U
MY-11	20	0,00	U
NE-1	16	0,43	O
NE-3	26	0,21	O
PS-1	17	0,21	O
PS-2	28	0,30	O
PS-3	41	0,05	U
PS-5	30	0,82	M
PY-1	36	0,10	O
RA-1	21	0,17	O
RA-5	14	2,45	E
RO-1	26	0,07	U
RO-2	23	0,11	O
RO-4	25	0,10	O
SI-1	18	0,54	M
SK-1	21	0,002	U
SL-2	21	1,56	E
ST-1	35	2,31	E
ST-6	29	5,19	E
ST-7	33	2,65	E
ST-9	33	0,86	M
SW-2	38	1,98	E
TE-1	25	0,09	U
TE-3	23	0,24	O
TI-2	22	0,06	U
VA-1	26	0,08	U
VE-3	14	0,06	U
VE-8	21	0,15	O
VS-2	19	0,08	U
VS-4	16	0,14	O
VS-5	18	0,09	U
VS-12	15	0,04	U
VS-15	18	0,76	M
VS-17	17	0,00	U
ZA-2	14	0,09	U
ZA-3	13	0,09	U
ZE-1	21	0,13	O
ZE-2	36	0,02	U
ZE-3	22	0,22	O
ZE-4	26	0,03	U
ZL-3	15	0,08	U
ZL - 5	17	0,13	O
ZL-8	32	0,14	O

PŘÍLOHA IIa - VÝSKYT DOMINANTNÍCH SKUPIN FYTOPLANKTONU

Typ povodí/dominantní taxonomická skupina fytoplanktonu				
les	Louka	louka-skála	Skála	
Vyšné Rakytovské pl. Malé Čierne pl.	Zelené Kačacie pl. Litvorové pl. Starolesnianske pl.	České pl. Anitno Očko Długi Staw Gąsienicowy Velké Hincovo pl. Vyšné spišské pl. Wielki Staw Polski Štvrté Roháčske pl. Skalnaté pl. Vyšné Temnosmerčinské pl. Dlhé pl. veľické Velické pl. Pusté pl. Vyšné zbojnické pl. Vyšné sesterské pl. Malé Žabie pl. Čierne pl. Zelené kežmarské pl.	Malé Batizovské pl. Zamrzuté pl. V. Wahlenbergovo pl. N. Wahlenbergovo pl. Zadni Staw Gąsienicowy Capie pl. Vyšné Terianske pl. Zelené kriváňské pl. Ľadové pl. ve Zlorniskách	Chryso-ph.
Smreczyński Staw Slavkovské pl.	Kurtkowiec	Vyšné Žabie bielovodské pl. Vyšné Jamnicke pl. Velké spišské pl. Prostředné spišské pl. Nižné spišské pl. Nizne Terianske pl. Zadni Staw Polski Velké Žabie pl.	Batizovské pl.	Dinoph.
Trojrohé pl. Jamské pl.	Vyšné Furkotské pl. Nizne pls. nad Račkovými pl. Nižné Temnosmerčinské pl. Vyšné Tomanovo pl.	Dwoisty Staw Wschodni Vyšne Račkove pl.	Nižné Kozie pl. Ľadové pl. Dračie pl.	Cryptoph.
Štrbské pl. Toporowy Staw Nižny	Zelené javorové pl.	Kolové pl. Wyżni Mlichowy St. IX Wyżni Słwy Staw Popradské pl.	Okrúhle pl.	Chloroph.
	Zielony Staw Gąsienicowy Prvé Roháčske pl. Nižné Jamnicke pl.	Malé Žabie javorové pl. Mořskie Oko Tretie Roháčske pl.		Bacillarioph.
	Tiché pl.	Červené pl.	Prostředné sivé pl.	Cyanoprok.
Nižné Rakytovské pl. Maličké Čierne pls.	Velké Biele pl. Nižné Žabie bielovodské pl. Jedyňiak Kobyľie pl. Malé Hincovo pl. Czarny St. Polski	Velké Bystré pl. Belasé pl. Czarny St. Gąsienicowy Vyšné Satanie pl. Pleso nad Sikokom Przedni St. Polski	Zmrzlé pl. Zmarzy St. Gąsienicowy Žabie javorové pl. Czarny St. pod Rysami	bez dominance

PŘÍLOHA IIb – SKUPINOVÉ SLOŽENÍ FYTOPLANKTONU (%)

	Chrysophyceae	Synurophyceae	Dinophyta	Cryptophyta	Chlorophyceae	Trebouxiophyceae	Charophyta	Bacillariophyta	Cyanoprokar.	Euglenophyta	Xanthophyta
BA-1	16		67		1				14		
BA-2	88		11	1							
BI-10	2		4	66		26				1	
BI-11	16	4		16	7		1	28	27		
BV-1	81		2	5	7	4					
BV-3	54	19	4	22							
BV-6	40	10	22	27	1			1			
BV-7	58	10	10	17	5						
BV-10	70	3	2	25							
BV-22	20	8	61	3	2	1	5				
BV-23	19	29	22	2	20	3	4	1			
BY-1	38		17	15		12		17			
BY-2	95				5	1					
CE-1											
CE-2	2			28	6				64		
FU-1	99		1								
FU-4	86		6		6				1		
FU-7		5	3	81	1			10			
GA-1	4	42	2	1	22	2		21	5		
GA-2	38	7	43	2	7		3				
GA-3	100										
GA-4	57		39	4							
GA-7	11	1	18	6	1	2		60	1		
GA-8	40		51	3	5			1	1		
GA-9	2	2	1	62	30	3					
GA-18	1	9	36	47	4				1		1
JA-1	36		2	25	38	1					
JA-3	2		22	3	1		3	67	1	1	
JA-5		1	2	23	70	1	1	2			
JM-5	35		64		1						
JM-6	7	1	1	9	26	1		55			
KB-1	2	3	29	35	3		10	15	1	3	
KO-1				1	89				10		
KS-4	2	11	77	9							
ME-1	55		2	22	16	4	1				
ME-2	18		4	17	18	1		41	1		
ME-4	2	2	49	1	11		1	32			
MO-1	17	12	42	21	2	1		4	1		
MO-2	11		13	2				73			
MO-6	5		28	1	5	61					
MS-3	31	39	10	1	7		2		10		
MS-4			100								
MS-5	13		82		3			1	1		
MS-7	2		97						1		

	Chrysophyceae	Synurophyceae	Dinophyta	Cryptophyta	Chlorophyceae	Trebouxiophyceae	Charophyta	Bacillariophyta	Cyanoprokar.	Euglenophyta	Xanthophyta
MY-1	2		19		76	1		1			
MY-2	63		23		13						
MY-5	21		18	56	5						
MY-11	36		27	6	4			26	1		
NE-1	69		1		29					1	
NE-3	6	8	63	10	1		10	3			
PS-1	26		62	6			6				
PS-2	26	2	27	6	11		12	16			
PS-3	37	18	15	12	3		1	14			
PS-5	7		26	25	1			40			
PY-1	3	7	10	5	64	1		5	6		
RA-1		1	1	87		1		9		1	
RA-5			1	98							
RO-1	38	12	19	21	1		7				
RO-2	16	10	5	17				52			
RO-4	1	9	7	7	2			73	1		
SI-1	1	2	2	6	3				86		
SK-1	63	12		2	1	1		12	10		
SL-2	11		60	8			20				
ST-1	2		19	77	1						
ST-6	18	2	44	9		21			4	3	
ST-7	64	7	9		1	13			5		
ST-9	1		28	1	68	1			1		
SW-2	1	4		5	1	89					
TE-1	44	14	14	24	1	1		1			
TE-3	13	28	3	51	1			3			
TI-2	4			87	9				1		
VA-1	17	36	25	22							
VE-3	93		3		3						
VE-8	76	1	20	1				1			
VS-2	66	4	23	4		2					
VS-4	17	4	5	74							
VS-5	52	3	29	15							
VS-12	74	1	23	1							
VS-15	53		20		4					22	
VS-17		8			5			4	83		
ZA-2	49	1	47	2							
ZA-3	16		81	1	1						
ZE-1	72	26	1	1	1						
ZE-2	4	2	30	14	30		8	5	8		
ZE-3	72		24	3							
ZE-4	80			10	2			3	5		
ZL-3	16		21	61				1			
ZL-5	88		9	1				1			
ZL-8	14	7	2	16	35	19	7	1			

PŘÍLOHA III
SEZNAM PLANKTONNÍCH DRUHŮ
SINIC A ŘAS

KÓDY JEZER A ZKRATKY DRUHŮ
VYSVĚTLENY V 7. KAPITOLE

SEMIKVANTITATIVNÍ ŠKÁLA

- 1....<1% biomasy fytoplanktonu plesa**
- 2....1-5% biomasy fytoplanktonu plesa**
- 3....5-10% biomasy fytoplanktonu plesa**
- 4...10-50% biomasy fytoplanktonu plesa**
- 5....>50% biomasy fytoplanktonu plesa**

DINOPHYTA

	Amp amp	Amp ele1	Amp ele2	Amp lac	Din gspv	Gym hel	Gym sp m	Gym sp v	Gym ube	Kat boh	Kat schi	Per umb	Per wil
BA-1		1					5			2			
BA-2							4					1	
BI-10		1										2	
BI-11													
BV-1							2					1	
BV-3			1				2					2	
BV-6							4			2		2	
BV-7							3					1	
BV-10		1					2						
BV-22		1					3		5			2	
BV-23					1		2		4			1	
BY-1							4					2	
BY-2													
CE-1													
CE-2													
FU-1							3			1			
FU-4							3						
FU-7												2	
GA-1							2						
GA-2					2		3		1			4	
GA-3													
GA-4		1					4		1	1			
GA-7			1		1		2	1	3			3	
GA-8							5					1	
GA-9		1					2					1	
GA-18							2					4	
JA-1					1		2					1	
JA-3						1	4	3				1	
JA-5												2	
JM-5		1					4				4	4	
JM-6							1					1	
KB-1					1		2					3	4
KO-1													
KS-4							1		2			5	
ME-1							2		1				
ME-2		2					2						
ME-4							4		1	4		2	
MO-1			1		2	3	2		4			1	
MO-2			1				2		1			4	
MO-6		1					4			1			
MS-3							3					2	
MS-4							5						
MS-5		1					5						
MS-7		1					5						

	Amp amp	Amp ele1	Amp ele2	Amp lac	Din gspv	Gym hel	Gym sp m	Gym sp v	Gym ube	Kat boh	Kat schi	Per umb	Per wil
MY-1		4					2						
MY-2							4			2			
MY-5		1					4						
MY-11					1		4						
NE-1							1					1	
NE-3					4		4		4	1		2	
PS-1					4		3		4	1		3	
PS-2					2		2		2			4	
PS-3		1			1		2		3			3	
PS-5					1	4	2	1	1	1		1	
PY-1							1		3			2	
RA-1							1	2					
RA-5												1	
RO-1							2	1				4	
RO-2						1	1	3	1				
RO-4							1	3				1	1
SI-1		1					1		2				
SK-1													
SL-2							2		4	1		4	
ST-1							2		2			4	
ST-6			1				1		4			4	
ST-7							1		2			2	
ST-9							1		4			2	3
SW-2							1					1	
TE-1			1			3	3					2	
TE-3			1			1	2					1	
TI-2													
VA-1							3		1	1		4	
VE-3		2										1	
VE-8		2					4						
VS-2		1			1		4					1	
VS-4							2					2	
VS-5		1		1			4						
VS-12							4					1	
VS-15		1			2		4		1	1		2	
VS-17							1					1	
ZA-2		2					4						
ZA-3							5						
ZE-1							2						
ZE-2					3		1	1	1			4	
ZE-3							1					4	
ZE-4													
ZL-3		2					4						
ZL - 5							2					3	
ZL-8							2						

CHRYSOPHYTA – CHRYSOPHYCEAE

	Bit chod	Bit ion	Bit oil	Din cyl	Din ser	Din soc	Dinob sp.	Dinob 1b	Din ped	Chryso cys	Chrysoc spp	Chrom	Chryso Gsp	Lagyn	Ochr sp1	Ochr sp2	Pseudokeph
BA-1											2	1			2	4	
BA-2												5					
BI-10									2	0							
BI-11											3	1			4		
BV-1										2		4			3	5	
BV-3										1	1	1		4	4	4	1
BV-6										1	1	1			4	4	
BV-7										1	1	1			2	5	
BV-10										1	1	1			5	2	
BV-22								1		1	1	1	1		4	2	
BV-23							1			1	2	1			4	2	
BY-1															4	4	
BY-2									1	1	1					5	
CE-1											1						
CE-2											1				2		
FU-1									1		1	3			3		
FU-4							1			1	2	1			5	3	
FU-7															1		
GA-1							2				2	1					
GA-2								1		1	1	1			4	1	1
GA-3											1	5					
GA-4											1	4			4	4	
GA-7								1			1	1			4	1	
GA-8												3			4	1	
GA-9											1	1			2		
GA-18		1									1				1	1	
JA-1										2	1				4	2	
JA-3												1	1		1	1	
JA-5							1				1	1			1	1	
JM-5											1	4				4	1
JM-6										1	1				1	3	
KB-1											2	1					
KO-1																	
KS-4									2								
ME-1				4							1	1			4	2	
ME-2							1				1	1			3	3	
ME-4									1	1	1	1					
MO-1							1			1	1	1	1		4	2	1
MO-2	1							1		1	1	1			3	2	1
MO-6											1				2		
MS-3										1	1				4	1	
MS-4							1				1	1				1	
MS-5											1	1				4	
MS-7											1	1			2		

	Bit chod	Bit lon	Bit oll	Din cyl	Din ser	Din soc	Dinob sp.	Dinob 1b	Din ped	Chryso cys	Chrysoc spp	Chrom	Chryso Gsp	Lagyn	Ochr sp1	Ochr sp2	Pseudokeph
MY-1							1				1	1					
MY-2									3	2	2	2			5		
MY-5												4			3	1	
MY-11										1		2			4		
NE-1									4	2	1	4			4		
NE-3					1						2	1			2		
PS-1							1			2	1	1			4		
PS-2												1	1		4	1	
PS-3				1				1			1	1	1		4	3	
PS-5	1						1					1	1		3		
PY-1									1						2		
RA-1											1	1			1	1	
RA-5											1				1		
RO-1						4					2	1				3	
RO-2											1	1			1	4	
RO-4						1						1			1	1	
SI-1										1					1		
SK-1											3	1	1			5	
SL-2									4		1				1		
ST-1		1								1	1				2		
ST-6									2		1	4			1		
ST-7		1	1						1	1	1	5			1		
ST-9									1	1		1			1		1
SW-2										1		1				1	
TE-1	1									1	1	1	2		4	4	1
TE-3	1			1								1			3	3	1
TI-2											1	1			1	2	
VA-1									1	1	1	1	1		4	2	
VE-3									1		4	5					
VE-8										1	1	4			5		
VS-2											1	2			4	4	2
VS-4											1	2			4	1	
VS-5												1			4	4	
VS-12											1	5			1	3	
VS-15		1							4		1				4		
VS-17										1		1					
ZA-2										1		4			4	4	
ZA-3										1	1	2			4		
ZE-1											1	4		1	4	4	
ZE-2							2			1	1				1	1	
ZE-3					5						1	1			4		
ZE-4											1	5					
ZL-3											1	1	1		4	2	1
ZL-5										1	1	2			4	5	
ZL-8										1		1			4	2	

CHRYSOPHYTA – SYNUROPHYCEAE

	Mal aca	Mal act	Mal akr	Mal cra	Mal flo	Mal het	Syn echi	Syn pet	Syn sp	Syn sph
BA-1	1									
BA-2			1							
BI-10							1			
BI-11	2									
BV-1	1									
BV-3			2	4						
BV-6		1	2	2	1					
BV-7	4									1
BV-10	2	1	1							
BV-22			1	3						
BV-23			1	4						
BY-1										
BY-2								1		
CE-1										
CE-2										
FU-1			1							
FU-4										
FU-7	1		3				1			
GA-1				4						
GA-2	3									
GA-3										
GA-4										
GA-7	1									
GA-8			1							
GA-9	2									
GA-18		3								
JA-1										
JA-3	1									
JA-5			2				1			
JM-5										
JM-6			1							
KB-1			2		1		1			
KO-1										
KS-4							4			
ME-1	1									
ME-2										
ME-4		2								
MO-1	4		2							
MO-2	1		1							
MO-6	1		1							
MS-3		3						4		
MS-4								1		
MS-5										
MS-7								1		

	Mal aca	Mal act	Mal akr	Mal cra	Mal flo	Mal het	Syn echi	Syn pet	Syn sp	Syn sph
MY-1										
MY-2										
MY-5			1							
MY-11									1	
NE-1										
NE-3	3									
PS-1										
PS-2	2									
PS-3	4		2							
PS-5	1									
PY-1		3								
RA-1			1							
RA-5		1								
RO-1				4					1	
RO-2				3						
RO-4				3						
SI-1		2					1			
SK-1	2		4						1	
SL-2		1	1				1			
ST-1	1		1							
ST-6	2									
ST-7	3									
ST-9	1								1	
SW-2	2		1			1			1	
TE-1			2	4						
TE-3			2	4						1
TI-2			1							
VA-1	4		2				1			
VE-3										
VE-8		2					1			
VS-2			2				1			
VS-4			2							
VS-5			2							
VS-12	2									
VS-15										
VS-17	3									
ZA-2		1							1	
ZA-3			1							
ZE-1			4							
ZE-2	2									
ZE-3	1								1	
ZE-4	1									
ZL-3			1							
ZL-5			1							
ZL-8	3						1			

CRYPTOPHYTA

	Cry ero	Cry mar	Cry obo	Cry ova	Cry pha	Cry ref	Cry sp.	Pla kap	Pla lan	Pla nan	Pla Nko	Pla Npl	Pla ova	Pla pec
BA-1	1													
BA-2										1				
BI-10						5	1					1		
BI-11			1									4		
BV-1	2												2	
BV-3	4									4				
BV-6	3	2								4		2		
BV-7	1					1				4		1		
BV-10						4				1				
BV-22	2									2			1	
BV-23	2									2				
BY-1								1	4					
BY-2						1				1				
CE-1														
CE-2			4											
FU-1										1				
FU-4										1			1	
FU-7		5								1		4		
GA-1										2				
GA-2	2							1					1	
GA-3													1	
GA-4			2											
GA-7	2		1			1		1		1			1	
GA-8	1									2			1	
GA-9		5												
GA-18			2									4		2
JA-1	2									4				
JA-3	2									1			2	
JA-5	4									1				1
JM-5														
JM-6	3				2									
KB-1		4	4							2		2	1	
KO-1					1					1				
KS-4			2			2		2						
ME-1	3							1		4				
ME-2										4				
ME-4	1													
MO-1	3									4			1	
MO-2	0		1							2			1	
MO-6												2		
MS-3													1	
MS-4		1								1			1	
MS-5														
MS-7										1				

	Cry ero	Cry mar	Cry obo	Cry ova	Cry pha	Cry sp.	Cry ref	Cry sp.	Pla kap	Pla lan	Pla Nko	Pla Npl	Pla ova	Pla pec
MY-1														
MY-2														
MY-5											5			
MY-11											3			
NE-1														
NE-3						2		2					2	
PS-1	3					2		2						
PS-2	2								1				2	
PS-3	2								1				2	
PS-5	2						2		1				4	
PY-1		1			2		1		1					
RA-1	5	1											1	1
RA-5	1											5		
RO-1		4	2									1		
RO-2	4												2	
RO-4	2	2											1	
SI-1	3	1												
SK-1		1												
SL-2	3	1												
ST-1	5	1												1
ST-6		1	3											
ST-7	1													
ST-9	1	1							1					
SW-2	1	2	1	2										
TE-1	1								1					
TE-3	4								1					
TI-2	5								1					
VA-1	4													
VE-3			1											
VE-8			1	1										
VS-2													1	
VS-4	3	4												
VS-5														
VS-12														1
VS-15														
VS-17														
ZA-2	2													
ZA-3	1													
ZE-1	1													
ZE-2	2	3		3										
ZE-3	1											2		
ZE-4					2							3	1	
ZL-3	4													
ZL-5												1	1	
ZL-8	3	2							1					

CHAROPHYTA – ZYGNEMATOPHYCEAE + MESOSTIGMA

	Clo acu	Clo cor	Cos bio	Cos cre	Cos hum	Cos mon	Cos pun	Cos pyg	Cos sp	Cos sub	Cos ven	Spo pla	Sta avi	Sta pin	Sta con	Sta cra	Sta cus	Sta ext	Sta lob	Sta tri	Tei exc
BA-1									1												
BA-2																					
BI-10	1												1								
BI-11			2					1													
BV-1																					
BV-3																					
BV-6							1														
BV-7																					
BV-10									1												
BV-22				1				1			1	1		2					1		
BV-23			1	1								1	2								
BY-1																					
BY-2																					
CE-1																					
CE-2																					
FU-1																					
FU-4								1													
FU-7																					
GA-1								1													
GA-2				1				2	1									1			
GA-3																					
GA-4																					
GA-7			1					1													
GA-8				1	1			1													1
GA-9																					
GA-18					1																
JA-1																					
JA-3								2													
JA-5			2																		
JM-5								1													
JM-6								1													
KB-1			1	1	3					2	1					1					1
KO-1																					
KS-4																					
ME-1								1													
ME-2																					
ME-4			1					1													
MO-1								1													
MO-2			1					1													
MO-6																					
MS-3	1							1										2			
MS-4								1													
MS-5								1													
MS-7																					

	Mesost
BA-1	
BA-2	
BI-10	
BI-11	
BV-1	
BV-3	
BV-6	
BV-7	
BV-10	
BV-22	
BV-23	
BY-1	
BY-2	
CE-1	
CE-2	
FU-1	
FU-4	
FU-7	
GA-1	
GA-2	
GA-3	
GA-4	
GA-7	
GA-8	
GA-9	
GA-18	
JA-1	
JA-3	
JA-5	
JM-5	
JM-6	
KB-1	
KO-1	
KS-4	
ME-1	
ME-2	
ME-4	
MO-1	
MO-2	
MO-6	
MS-3	
MS-4	
MS-5	
MS-7	1

	Clo acu	Clo cor	Cos bio	Cos cre	Cos hum	Cos mon	Cos pun	Cos pyg	Cos sp	Cos sub	Cos ven	Spo pla	Sta avi	Sta pin	Sta con	Sta cra	Sta cus	Sta ext	Sta lob	Sta tri	Tei exc
MY-1																					
MY-2																					
MY-5																					
MY-11																					
NE-1																		1			
NE-3								3					1					1			
PS-1			1					3													
PS-2			1					4											2		
PS-3			1					1											1		
PS-5			1					1													
PY-1			1	1																	
RA-1								1													
RA-5																					
RO-1			1	1								2									3
RO-2				1				1													
RO-4								1													
SI-1								1					1								
SK-1																					
SL-2								4													
ST-1								1													
ST-6								1										1			
ST-7								1					1								
ST-9																					
SW-2																		1		1	
TE-1																					
TE-3																					
TI-2								1													
VA-1								1													
VE-3			1																		
VE-8	1		1																		
VS-2								1													
VS-4																					
VS-5								1			1										
VS-12																					
VS-15	1																	1			
VS-17																					
ZA-2																					
ZA-3																					
ZE-1																					
ZE-2												1				2					2
ZE-3			1																		
ZE-4																					
ZL-3																					
ZL-5																					
ZL-8			3					1													

	Mesost
MY-1	
MY-2	
MY-5	
MY-11	1
NE-1	
NE-3	
PS-1	
PS-2	
PS-3	
PS-5	
PY-1	
RA-1	
RA-5	
RO-1	
RO-2	
RO-4	
SI-1	
SK-1	
SL-2	
ST-1	
ST-6	
ST-7	
ST-9	
SW-2	
TE-1	
TE-3	
TI-2	
VA-1	
VE-3	
VE-8	
VS-2	
VS-4	
VS-5	
VS-12	
VS-15	
VS-17	
ZA-2	
ZA-3	
ZE-1	
ZE-2	
ZE-3	
ZE-4	
ZL-3	
ZL-5	
ZL-8	

CHLOROPHYTA – CHLOROPHYCEAE I

	Ankist fus	Ankist gra	Ankist spi	Ankist sti	Ankyra anc	Ankyra jud	Astero lim	Carteria velka	Carteria sp	Coelastr	Coenoc	Coe qua	Cru sp	Cru tet	Did pla	Elakatot	Eut pla	Fusu	Gonium sp.	Chlain	Chlorog	
BA-1								1													1	
BA-2																						
BI-10								1													1	
BI-11																						
BV-1																						
BV-3																						
BV-6							1															
BV-7																						
BV-10																						
BV-22																						
BV-23																1						
BY-1																						
BY-2																						
CE-1																						
CE-2								2														
FU-1																						
FU-4																						
FU-7					1																	
GA-1																					2	
GA-2																		1				
GA-3																						
GA-4																					1	
GA-7	1																					
GA-8								1														
GA-9																						
GA-18								1												2	1	
JA-1																						
JA-3		1																				
JA-5																		1				
JM-5														1								
JM-6									2					1								
KB-1								1														
KO-1								1														
KS-4								1														
ME-1								1			1					3						
ME-2											2											
ME-4										1												2
MO-1																						
MO-2																						
MO-6																						
MS-3																						
MS-4																						
MS-5								1														
MS-7																						

	Ankist fus	Ankist gra	Ankist spi	Ankist sti	Ankyra anc	Ankyra jud	Astero lim	Carteria veika	Carteria sp.	Coelastr	Coenoc	Coe qua	Cru sp	Cru tet	Did pla	Elakatot	Eut pla	Fusu	Gonium sp	Chlain	Chlorog
MY-1								1													
MY-2																					2
MY-5																					
MY-11								2													
NE-1											1										3
NE-3											1										
PS-1																					
PS-2	1					1															
PS-3																					1
PS-5		1																			
PY-1														2	1					3	1
RA-1																					
RA-5																					1
RO-1					1										1						
RO-2					1																
RO-4					2						1										
SI-1																					
SK-1																					
SL-2																					
ST-1								1										1			1
ST-6							1														1
ST-7							2														1
ST-9														4	1						
SW-2			1													1					
TE-1																					
TE-3																					
TI-2				2	2							1									
VA-1																					
VE-3																					
VE-8	1	1																			
VS-2																					
VS-4																					
VS-5																					
VS-12															1						
VS-15																					
VS-17																					
ZA-2																					
ZA-3													1								
ZE-1											1										
ZE-2								3													1
ZE-3																					
ZE-4								1													
ZL-3																					
ZL-5																					
ZL-8	1		1																		

CHLOROPHYTA – CHLOROPHYCEAE II

	Chloro cys	Chlam cys	Chlam ov	Chlam ko	Chlam chr	Chlorob	Chlorop g sp1	Chlorop g sp2	Chlorop g sp3	Mon arc	Mon con	Mon gri	Mon min	Mon mir	Mon tor	Nan hin	Pauls	Ped ang	Ped bor	Ped int	Pla gel
BA-1			1																		
BA-2																					
BI-10								1													
BI-11			2			1															
BV-1				3																	
BV-3			1		1																
BV-6			1		1																
BV-7			1	3		1															
BV-10							1														
BV-22			1				1														
BV-23					1		1										2				1
BY-1						1															
BY-2			1				2														1
CE-1																					
CE-2			2			1															
FU-1			1																		
FU-4			1	1			1														
FU-7				1					1												
GA-1	4	1	2				2														
GA-2		3		1	1	1															
GA-3																					
GA-4		1					1														
GA-7		1		1	1				1		1	1	1				1				
GA-8		1		1	1																2
GA-9																					
GA-18		1	1				1														
JA-1				1					1	1											4
JA-3				1	1				1												
JA-5		1						4													1
JM-5		2					1														
JM-6		1		1			1											1	2	4	
KB-1				1			1		1										1		
KO-1						1															5
KS-4		1		1																	1
ME-1					1	2	2		1	2											
ME-2		1		1																	4
ME-4		3	1																		
MO-1					1		1		1						1						
MO-2		1							1												
MO-6		2		2																	
MS-3		1	1				1														
MS-4				1																	
MS-5		1	1	1			1														
MS-7		1				1															

	Chloro cys	Chlam cys	Chlam ov	Chlam ko	Chlam chr	Chlorob	Chlorop g sp1	Chlorop g sp2	Chlorop g sp3	Mon arc	Mon noc	Mon gri	Mon min	Mon mir	Mon tor	Nan hin	Pauls	Ped ang	Ped bor	Ped int	Pla gel
MY-1			3	5			3														
MY-2			2	3																	
MY-5				2	1																
MY-11			1				1			2			1								
NE-1			4	2																	
NE-3			1	1																	
PS-1			1																		
PS-2			4		1		1			1											
PS-3			1		1		1			1							2				
PS-5				2	1					1											
PY-1			2	4			4														
RA-1					1																
RA-5										1											
RO-1			1	1	1		1														
RO-2					1																
RO-4				1	1												1				
SI-1			2			1															
SK-1				1																	
SL-2										1											
ST-1			1		1		1														
ST-6							1														
ST-7																		1			
ST-9			1				4														2
SW-2			1	1	1	1				1		1	1								
TE-1			1		1												1				
TE-3			1		1	1	1														
TI-2			2	1	1																
VA-1					1		1														
VE-3							2														1
VE-8			1		1											1					
VS-2					1																
VS-4																					
VS-5			1		1													1			
VS-12										1											
VS-15	2		1																		
VS-17			2					1													
ZA-2			1	1	1																
ZA-3			1		1																
ZE-1			1		1		1														
ZE-2			4		1																
ZE-3			1		1																
ZE-4			1		1	1				1	1										
ZL-3					1																
ZL-5					1																
ZL-8					1	1		2		1	1										

CHLOROPHYTA – CHLOROPHYCEAE III

	Qua pfi	Scce abu	Scce acul	Scce acut	Scce bell	Scce cau	Scce cog	Scce dim	Scce dis	Scce eco	Scce ell	Scce lun	Scce mic	Scce pra	Scce opo	Scce qua	Schr set	Sphaerello	Sphaeroc	Tetrae	Tet kom	Thele
BA-1																						
BA-2																				1	1	
BI-10							1		1													
BI-11										2						1						
BV-1																						
BV-3										1							1	1				
BV-6										1							1					1
BV-7																						
BV-10																	1	1				
BV-22										1												1
BV-23										1									4			
BY-1										1												
BY-2	1									1												
CE-1																						
CE-2																						
FU-1										1												
FU-4																			3			
FU-7										1												
GA-1										1								2				
GA-2																						1
GA-3	1									1												
GA-4	1																					
GA-7										1									1	1		1
GA-8																						
GA-9										1									4			
GA-18									1	1							1					
JA-1																						
JA-3																			0			
JA-5										1	1								4			
JM-5															1							
JM-6										2					1							
KB-1										1						2	1					
KO-1	1								1													
KS-4																			1			
ME-1																						
ME-2										1									2			
ME-4																						
MO-1																			2		1	1
MO-2										1										1		
MO-6																						1
MS-3									1	3								1				
MS-4										1												1
MS-5																			2			
MS-7										1												

	Qua pfi	Sc e abu	Sc e acul	Sc e acut	Sc e bell	Sc e cau	Sc e cog	Sc e dim	Sc e dis	Sc e eco	Sc e ell	Sc e lun	Sc e mic	Sc e pra	Sc e opo	Sc e qua	Schr set	Sphaerello	Sphaeroc	Tetrae	Tet kom	Thele
MY-1																			2			
MY-2		1																				
MY-5																						
MY-11															1							
NE-1																						
NE-3																				1		1
PS-1																						
PS-2										1										1		
PS-3										1										1		1
PS-5																				1		1
PY-1	3			1	1		1		1		1							1				
RA-1				1					1													
RA-5																						
RO-1									1													
RO-2									1													
RO-4																						
SI-1									1													
SK-1																		1				
SL-2												1										
ST-1								1	1						1							
ST-6			1						1									1				
ST-7									1									1				
ST-9	4								1					1	1		1					
SW-2		1	1						1												1	
TE-1																						1
TE-3																					1	
TI-2								1	1													
VA-1																						
VE-3	2																					
VE-8																						
VS-2																			1			
VS-4									1										1			
VS-5									1													
VS-12								1	1									1				
VS-15									2													
VS-17		1							1				1	2							1	
ZA-2									1													
ZA-3																						
ZE-1									1								1					
ZE-2									1													
ZE-3								1	1									1				
ZE-4			1				1															
ZL-3																			1			
ZL-5																						
ZL-8																			4	1		

CHLOROPHYTA – PRASINOPHYCEAE

	Pyr inc	Scourf	Tetras
BA-1			
BA-2			
BI-10			
BI-11			
BV-10			
BV-3	1		
BV-6			
BV-7			
BV-10			
BV-22			
BV-23			
BY-1			
BY-2			
CE-1			
CE-2			
FU-1			
FU-4			
FU-7			
GA-1			
GA-2			
GA-3			
GA-4			
GA-7			
GA-8			
GA-9			
GA-18			
JA-1			
JA-3			
JA-5			
JM-5			
JM-6			
KB-1			
KO-1			
KS-4			
ME-1			
ME-2			
ME-4			
MO-1			
MO-2			
MO-6			
MS-3			
MS-4			
MS-5			
MS-7			

	Pyr inc	Scourf	Tetras
MY-1			
MY-2			
MY-5			
MY-11			
NE-1			
NE-3			
PS-1			
PS-2			
PS-3			
PS-5			
PY-1			
RA-1			
RA-5	1		
RO-1			
RO-2			
RO-4			
SI-1			
SK-1			
SL-2			
ST-1			
ST-6			
ST-7		1	
ST-9			
SW-2			
TE-1			
TE-3			
TI-2			
VA-1			
VE-3			
VE-8			
VS-2			
VS-4			
VS-5			
VS-12			
VS-15			
VS-17			
ZA-2			
ZA-3			
ZE-1			
ZE-2			
ZE-3			
ZE-4			1
ZL-3			
ZL - 5			
ZL-8			

CHLOROPHYTA – TREBOUXIOPHYCEAE

	Botryo	Dic chlo	Dic pri	Chlorel	Kol lon	Kol pla	Ooc api	Ooc lac	Ooc mar	Ooc par	Ooc pus	Ooc rho	cf. Rho
BA-1													
BA-2				1									
BI-10	1								4				
BI-11													
BV-1									2				
BV-3				1									
BV-6													
BV-7													
BV-10				1									
BV-22				1			1		1				
BV-23				2					2				
BY-1				1					1		4		
BY-2					1			1					
CE-1													
CE-2					1				1				
FU-1				1									
FU-4				1									
FU-7							1						
GA-1						2			1				
GA-2								1					
GA-3													
GA-4													
GA-7		1		1								2	
GA-8					1								
GA-9													2
GA-18													
JA-1					1								
JA-3				1									
JA-5	1			1					1				
JM-5													
JM-6			1					1					
KB-1								1	1				
KO-1				1					1				
KS-4									1				
ME-1		2							1				
ME-2							1			1			
ME-4				1				1					
MO-1	1			2									
MO-2				1	1				1				
MO-6				5									
MS-3													
MS-4				1									
MS-5									1				
MS-7				1									

	Botryo	Dic chlo	Dic pri	Chlorel	Kol lon	Kol pla	Ooc api	Ooc lac	Ooc mar	Ooc par	Ooc pus	Ooc rho	cf. Rho
MY-1										1			
MY-2													
MY-5										1		1	
MY-11													
NE-1													
NE-3													
PS-1													
PS-2						1							
PS-3													
PS-5					1								
PY-1					1					1			
RA-1					1								
RA-5													
RO-1													
RO-2					1								
RO-4					1								
SI-1					1								
SK-1	1				1								
SL-2					1								
ST-1					1								
ST-6		4											
ST-7		4			1								
ST-9	1				1				1				
SW-2	1								5				
TE-1					1	1							
TE-3					1								
TI-2					1								
VA-1					1					1			
VE-3						1							
VE-8													
VS-2					2								
VS-4					1								
VS-5									1				
VS-12													
VS-15													
VS-17													
ZA-2													
ZA-3													
ZE-1													
ZE-2													
ZE-3													
ZE-4						1			1				
ZL-3													
ZL-5					1								
ZL-8	1	3			1					4			

BACILLARIOPHYTA

	Aul alp	Aul pfa	Aul pus	Aul val	Centric	Cyc rad	Cyc sp nov	Discos	Fra ten	Fra kol	Tab fen	Tab flo
BA-1												
BA-2												
BI-10												1
BI-11			4									
BV-1												
BV-3									1	1		
BV-6										1		1
BV-7												
BV-10												
BV-22			1					1				
BV-23			1						1			1
BY-1						4			1	1		
BY-2									1			
CE-1												
CE-2										1		
FU-1												
FU-4												
FU-7	2		1							2		1
GA-1					4			1				
GA-2			1						1			
GA-3												
GA-4												
GA-7				1					5			
GA-8									2			
GA-9												
GA-18												
JA-1												
JA-3								4	4			1
JA-5									1			2
JM-5												
JM-6			1	4						4	1	1
KB-1					2				1	1	1	4
KO-1												
KS-4												1
ME-1											1	
ME-2							4					1
ME-4		4							1			1
MO-1			1						1	2		
MO-2			5						1			
MO-6												
MS-3												
MS-4								1	1			
MS-5												1
MS-7			1									

	Aul alp	Aul pfa	Aul pus	Aul val	centric	Cyc rad	Cyc sp nov	Discos	Fra ten	Fra kol	Tab fen	Tab flo
MY-1							2					
MY-2												
MY-5												
MY-11					4				3			1
NE-1												1
NE-3									2			
PS-1												
PS-2				1				1	4			
PS-3								1	4			1
PS-5								4	3			
PY-1									2			1
RA-1								3	2			
RA -5												1
RO-1												1
RO-2					1			4	3			
RO-4								5	4			
SI-1												
SK-1								3	2			
SL-2		1										
ST-1												
ST-6												1
ST-7												1
ST-9												1
SW-2									1			1
TE-1								2	1			
TE-3								2				
TI-2									1			
VA-1									1			
VE-3												
VE-8									2			
VS-2										1		
VS-4								1	1			1
VS-5												
VS-12		1										
VS-15		1										1
VS-17		2										
ZA-2									1			
ZA-3												
ZE-1			1						1			
ZE-2	1	3										
ZE-3	1											
ZE-4									2			
ZL-3									1			
ZL-5					1			1				
ZL-8			1	1					1		1	1

EUGLENOPHYTA

	Eug oxy	Eug pro	Eug sp1	Mon pyr	Pha coch	Trach
BA-1						
BA-2						
BI-10		1				1
BI-11						
BV-1						
BV-3						
BV-6						
BV-7						1
BV-10						
BV-22						
BV-23						
BY-1						
BY-2						
CE-1						
CE-2						
FU-1						1
FU-4						
FU-7						
GA-1						
GA-2						
GA-3			1			
GA-4						
GA-7						
GA-8						
GA-9						
GA-18						
JA-1						
JA-3			2			
JA-5						1
JM-5						
JM-6						
KB-1						2
KO-1						
KS-4						
ME-1						
ME-2						
ME-4						2
MO-1						
MO-2						
MO-6						
MS-3						
MS-4						
MS-5						
MS-7						1

	Eug oxy	Eug pro	Eug sp1	Mon pyr	Pha coch	Trach
MY-1						
MY-2						
MY-5						
MY-11						
NE-1						2
NE-3						
PS-1						
PS-2						
PS-3						
PS-5						
PY-1						
RA-1						
RA-5		1				1
RO-1						
RO-2						1
RO-4						
SI-1	1					
SK-1						1
SL-2						
ST-1						
ST-6		2				
ST-7		1				
ST-9						
SW-2				1	1	
TE-1						
TE-3						
TI-2						
VA-1						
VE-3						
VE-8						
VS-2						
VS-4						
VS-5						
VS-12						
VS-15						4
VS-17						
ZA-2						
ZA-3						
ZE-1						
ZE-2						
ZE-3						1
ZE-4						
ZL-3						
ZL-5						
ZL-8						

XANTHOPHYTA

	Isth tri	Oph cap
BA-1		
BA-2		
BI-10		
BI-11		
BV-1		
BV-3		
BV-6		
BV-7		
BV-10		
BV-22	1	
BV-23		
BY-1		
BY-2		
CE-1		
CE-2		
FU-1		
FU-4	1	
FU-7		
GA-1		
GA-2	1	
GA-3		
GA-4	1	
GA-7	1	
GA-8		
GA-9		
GA-18	1	
JA-1		
JA-3		
JA-5		
JM-5	1	
JM-6		
KB-1		
KO-1		
KS-4		
ME-1		
ME-2	1	
ME-4	1	
MO-1		
MO-2	1	
MO-6	1	
MS-3	1	
MS-4		
MS-5		
MS-7		

	Isth tri	Oph cap
MY-1		
MY-2	1	
MY-5		
MY-11		
NE-1	1	
NE-3		
PS-1	1	
PS-2		
PS-3	1	
PS-5		
PY-1		
RA-1		
RA-5		
RO-1		
RO-2		
RO-4		
SI-1		
SK-1		
SL-2		
ST-1	1	
ST-6	1	
ST-7	1	
ST-9		
SW-2		
TE-1		
TE-3		
TI-2		
VA-1	1	
VE-3		
VE-8		
VS-2		
VS-4		
VS-5		
VS-12		
VS-15		
VS-17		
ZA-2	1	
ZA-3	1	
ZE-1	1	1
ZE-2		
ZE-3		
ZE-4		
ZL-3		
ZL-5		
ZL-8		

CYANOPROKARYOTA I

	Anaba	Aph del	Aph hol	Aph inc	Aph pla	Aph cia	Aph flo	Aph smi	Cyanob	Coelom	Chro aph	Chro dispersus	Chro distans	Chro minimus	Chro minor	Chro minutus	Chro subnudus	Limnox
BA-1				1			1		1									1
BA-2																		
BI-10																		
BI-11																		
BV-1																		
BV-3																	1	
BV-6																		
BV-7																		
BV-10																		
BV-22				1														
BV-23																		
BY-1																		
BY-2																		
CE-1																		
CE-2									1									
FU-1																		
FU-4																		
FU-7																		1
GA-1																		1
GA-2																		
GA-3																		
GA-4																		
GA-7									2									
GA-8																		
GA-9																	1	
GA-18	1											1		1				
JA-1																		
JA-3													1					
JA-5													1					
JM-5																		
JM-6					1													
KB-1																		
KO-1						1										3		
KS-4			1										1				1	
ME-1				1														
ME-2				1														
ME-4															1	1		
MO-1																		
MO-2																		
MO-6																		
MS-3																		
MS-4																		
MS-5																		
MS-7																		

	Anaba	Aph del	Aph hol	Aph inc	Aph pla	Aph cla	Aph flo	Aph smi	Cyanob	Coelom	Chro aph	Chro dispersus	Chro distans	Chro minimus	Chro minor	Chro minutus	Chro sub	Limnox
MY-1																		
MY-2																		
MY-5						1												
MY-11																		
NE-1																		
NE-3							1											
PS-1																		
PS-2																		
PS-3																		
PS-5																		
PY-1															1	2		
RA-1																		
RA-5																		
RO-1																		1
RO-2																		
RO-4				1														
SI-1																		
SK-1									1					1				1
SL-2																		
ST-1			1								1	1		1				
ST-6			1										1					1
ST-7			1				1					1				1	1	
ST-9		1						1								1		
SW-2				1								1						
TE-1																		
TE-3																		
TI-2																		
VA-1																		
VE-3																		
VE-8																		
VS-2																		
VS-4																		
VS-5																		
VS-12																		
VS-15																		
VS-17						5												
ZA-2																		
ZA-3																		
ZE-1																		
ZE-2				1								2	1	1	1	1		
ZE-3											1					1		1
ZE-4											1		1					
ZL-3																		
ZL-5																		
ZL-8																		

CYANOPROKARYOTA II

	Mer ang	Mer dup	Mer ele	Mer gla	Merhya	Mer mar	Mer pun	Mer ten	Mer tro	Pan mic	Plankt bre	Plankt lim	Planx	Pse aci	Pse fri	Pse lim	Rha lin	Rom gra	Spirul	Synech	Woron
BA-1											1	4	1			2					
BA-2												1									
BI-10					1	1						1									
BI-11					2		4							3							
BV-1												1				1					
BV-3																					
BV-6																1					
BV-7							1							1							
BV-10											1					1					
BV-22					1		1					1				1					
BV-23							1									1					
BY-1																1					
BY-2												1									
CE-1												1				1					
CE-2				3						4	2	4	1	2							1
FU-1																1					
FU-4											1					1	1				
FU-7							1									1					
GA-1											2	1	1			2					
GA-2							1					1				1					
GA-3																1					
GA-4												1				1					
GA-7				1				1								1					
GA-8								1								1					
GA-9																1					
GA-18											1					1					
JA-1																					
JA-3																1					1
JA-5							1									1					
JM-5												1									
JM-6							1									1					
KB-1							1									1					
KO-1								1								1					
KS-4																1					
ME-1																1	1				
ME-2												1				1		1			
ME-4																1					
MO-1												1				1					
MO-2												1									
MO-6																					
MS-3																4					
MS-4																1					
MS-5												1				2					
MS-7												1				1					

	Mer ang	Mer dup	Mer ele	Mer gla	Mer hya	Mer mar	Mer pun	Mer ten	Mer tro	Pan mic	Plankt bre	Plankt liim	Planx	Pse aci	Pse fri	Pse liim	Rha lin	Rom gra	Spirul	Synech	Woron
MY-1																1					
MY-2												1				1					
MY-5												1				1					
MY-11							1									1					
NE-1																1					
NE-3																1					
PS-1																1					
PS-2																					
PS-3											1	1				1	1				
PS-5																					
PY-1				1								1				2					
RA-1																1					
RA-5																1					
RO-1																1					
RO-2																1					
RO-4																1					1
SI-1																				5	
SK-1												2				3					
SL-2							1	1								1					
ST-1		1	1	1	1						1					1					
ST-6																2					
ST-7							1				1					2					
ST-9																1		1			
SW-2	1															1					
TE-1																					
TE-3																1					
TI-2							1									1		1			
VA-1																1	1				
VE-3																1					
VE-8																1		1			
VS-2																1					
VS-4																					
VS-5			1									1				1					
VS-12																					
VS-15																					
VS-17												1				4					
ZA-2																					
ZA-3																1					
ZE-1								1								1					
ZE-2			2	2	1						1	2				1					
ZE-3												1									
ZE-4	1	1	1				1				1										2
ZL-3																1					
ZL-5																1					
ZL-8							1									1					

PŘÍLOHA IV
SEZNAM TYCHOPLANKTONNÍCH DRUHŮ
SINIC A ŘAS

KÓDY JEZER A ZKRATKY DRUHŮ
VYSVĚTLENY V 7. KAPITOLE

BACILLARIOPHYTA - TYCHOPLANKTON

	Achnan	Coccon	Cymbel	Dia mes	Dia mon	Dia sp	Eun bil
BA-1							
BA-2							
BI-10							
BI-11			1				
BV-1			1				
BV-3							
BV-6							
BV-7							
BV-10							
BV-22	1						
BV-23	1						
BY-1	1	1	1				
BY-2					1		
CE-1							
CE-2	1		1				
FU-1							
FU-4							
FU-7							
GA-1							
GA-2	1						
GA-3							
GA-4							
GA-7							
GA-8	1						1
GA-9							
GA-18							
JA-1							
JA-3							
JA-5							
JM-5							
JM-6					1		
KB-1	1		1			1	
KO-1				1			
KS-4							
ME-1	1						
ME-2	1						
ME-4							
MO-1	1				1		1
MO-2	1						
MO-6							
MS-3							
MS-4							
MS-5							
MS-7							

	Achnan	Coccon	Cymbel	Dia mes	Dia mon	Dia sp	Eun bil
MY-1							
MY-2	1						
MY-5	1				1		
MY-11				1			
NE-1							
NE-3	1						
PS-1							
PS-2							
PS-3	1						
PS-5	1					1	
PY-1					1		
RA-1							
RA-5							
RO-1							
RO-2			1				
RO-4							
SI-1							
SK-1							
SL-2							
ST-1							
ST-6							
ST-7							
ST-9							
SW-2							1
TE-1					1		
TE-3	1						
TI-2					1		
VA-1							
VE-3							1
VE-8							
VS-2	1				1		
VS-4							
VS-5				1	1		
VS-12							
VS-15							
VS-17							
ZA-2							
ZA-3							
ZE-1					1		
ZE-2							1
ZE-3							1
ZE-4	1		1				
ZL-3							
ZL-5							
ZL-8							

EUGLENOPHYTA - TYCHOPLANKTON

	Eug mut	Eug sp2
BA-1		
BA-2		
BI-10		
BI-11		
BV-1		
BV-3		
BV-6		
BV-7		
BV-10		
BV-22		
BV-23		
BY-1		
BY-2		
CE-1		
CE-2		
FU-1		
FU-4		
FU-7		
GA-1		
GA-2		
GA-3		
GA-4		
GA-7		
GA-8		
GA-9		
GA-18		
JA-1		
JA-3		1
JA-5		
JM-5		
JM-6		
KB-1		
KO-1		
KS-4		
ME-1		
ME-2		
ME-4		
MO-1		
MO-2		
MO-6		
MS-3		
MS-4		
MS-5		
MS-7		

	Eug mut	Eug sp2
MY-1		
MY-2		
MY-5		
MY-11		
NE-1		
NE-3		
PS-1		
PS-2		
PS-3		
PS-5		
PY-1		
RA-1		
RA-5		
RO-1		
RO-2		
RO-4		
SI-1	1	1
SK-1		
SL-2		
ST-1		
ST-6	1	1
ST-7	1	1
ST-9		
SW-2	1	
TE-1		
TE-3		
TI-2		
VA-1		
VE-3		
VE-8		
VS-2		
VS-4		
VS-5		
VS-12		
VS-15		
VS-17		
ZA-2		
ZA-3		
ZE-1		
ZE-2		
ZE-3		
ZE-4		
ZL-3		
ZL-5		
ZL-8		

**CHAROPHYTA – ZYGNEMATOPHYCEAE –
TYCHOPLANKTON**

	Bambus	Clo idi	Clo jun	Clo kue	Clo nav	Clo set	Cos abr	Cos lae	Cos tinct	Cyl gra	Cyl sp2	Eua bin	Eua ins	Gonatoz	Mesot	Mouge	Netrium	Penium	Roya	Spirog	Sta alt	Sta gra	Sta hir	Sta mar	Sta ave	
BA-1																										
BA-2																										
BI-10	1																1	1					1			
BI-11							1																			
BV-1																										
BV-3																										
BV-6																										
BV-7																										
BV-10																										
BV-22																										
BV-23																										
BY-1																										
BY-2															1											
CE-1																										
CE-2																										
FU-1																										
FU-4																										
FU-7																										
GA-1																										
GA-2																										
GA-3																										
GA-4																										
GA-7									1																	
GA-8				1																						
GA-9																										
GA-18																1										
JA-1																										
JA-3																										
JA-5																										
JM-5																										
JM-6																					1					
KB-1																										
KO-1															1											
KS-4																										
ME-1																										
ME-2																										
ME-4																1										
MO-1														1		1										
MO-2																1						1				
MO-6																										
MS-3																										
MS-4																										
MS-5																										
MS-7																										

	Bambus	Clo idi	Clo jun	Clo kue	Clo nav	Clo set	Cos abr	Cos lae	Cos tinct	Cyl gra	Cyl sp2	Eua bin	Eua ins	Gonatoz	Mesot	Mouge	Netrium	Penium	Roya	Spirog	Sta alt	Sta gra	Sta hir	Sta mar	Sta ave	Sta val		
MY-1																												
MY-2																												
MY-5																												
MY-11																												
NE-1																												
NE-3																												
PS-1																												
PS-2																												
PS-3																												
PS-5																												
PY-1																												
RA-1																												
RA-5												1																
RO-1								1				1													1			
RO-2																												
RO-4																												
SI-1			1																									
SK-1																												
SL-2																												
ST-1																												
ST-6													1															
ST-7													1															
ST-9												1																
SW-2	1	1				1										1												
TE-1																												
TE-3																												
TI-2																												
VA-1																												
VE-3															1													
VE-8																												
VS-2																												
VS-4																												
VS-5																												
VS-12															1													
VS-15																												
VS-17															1													
ZA-2																												
ZA-3																												
ZE-1																												
ZE-2											1														1			
ZE-3										1	1									1								
ZE-4																												
ZL-3																												
ZL-5																												
ZL-8																												

CHLOROPHYTA + KLEBSORMIDIUM – TYCHOPLANKTON

	Binuc ten	Chlam rost	Chloromon	Klebsorm	Rap bre	Rap niv
BA-1						
BA-2						
BI-10						
BI-11						
BV-1					1	
BV-3						
BV-6						
BV-7						
BV-10						
BV-22			1			
BV-23						
BY-1						
BY-2					1	
CE-1						
CE-2						1
FU-1						
FU-4						
FU-7						
GA-1						
GA-2						
GA-3						
GA-4						
GA-7						
GA-8						
GA-9						
GA-18						
JA-1						
JA-3						
JA-5						
JM-5						
JM-6						
KB-1						
KO-1						
KS-4						
ME-1						
ME-2						
ME-4					1	
MO-1	1					
MO-2						
MO-6						
MS-3				1		
MS-4						
MS-5						
MS-7	1					

	Binuc ten	Chlam rost	Chloromon	Klebsorm	Rap bre	Rap niv
MY-1						
MY-2						
MY-5			1			
MY-11						
NE-1						
NE-3		1				
PS-1						
PS-2						
PS-3						
PS-5						
PY-1					1	
RA-1						
RA-5						
RO-1						
RO-2						
RO-4						
SI-1						
SK-1						
SL-2						
ST-1						
ST-6						
ST-7						
ST-9						
SW-2						
TE-1						
TE-3						
TI-2						
VA-1						
VE-3						
VE-8						
VS-2						
VS-4						
VS-5						
VS-12				1		
VS-15						
VS-17						
ZA-2						
ZA-3						
ZE-1						
ZE-2					1	
ZE-3						
ZE-4						
ZL-3						
ZL-5						
ZL-8						

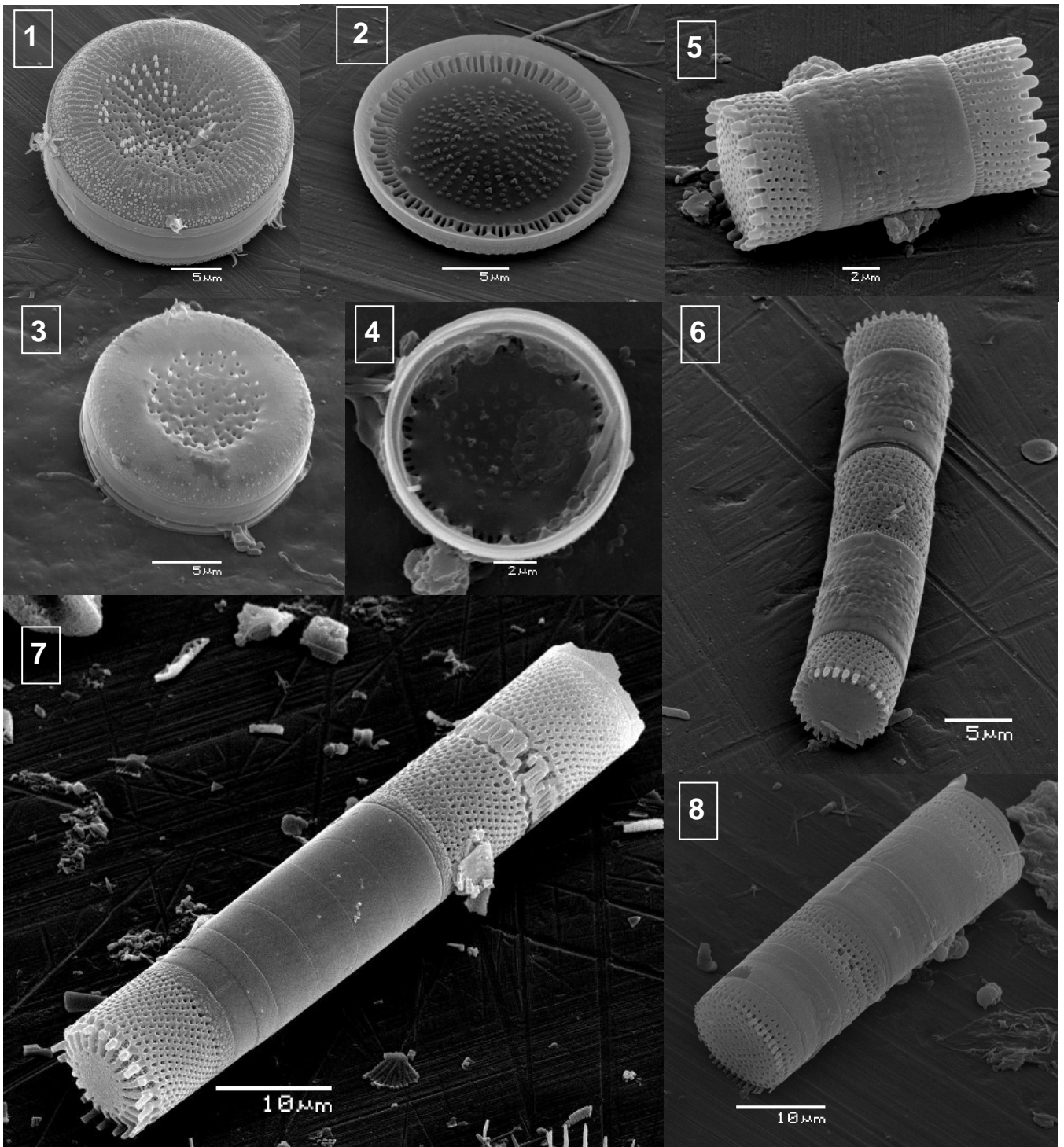
CYANOPROCARYOTA - TYCHOPLANKTON

	Aster	Bac ver	Borzia	Cya aer	Euc alp	Gleoca	Joh bap	Kom min	Oscill
BA-1	1		1						1
BA-2									
BI-10					1				
BI-11						1			
BV-1									1
BV-3									
BV-6									
BV-7									
BV-10									
BV-22									
BV-23									
BY-1								1	
BY-2									
CE-1									
CE-2			1					1	
FU-1									
FU-4	1								
FU-7									
GA-1	1								
GA-2									
GA-3									
GA-4									
GA-7									
GA-8									
GA-9				1					
GA-18									
JA-1						1			
JA-3									
JA-5				1					
JM-5									
JM-6									
KB-1									
KO-1									
KS-4									
ME-1									
ME-2									
ME-4				1					
MO-1	1								
MO-2									
MO-6									
MS-3		1		1			1		
MS-4									
MS-5									
MS-7									

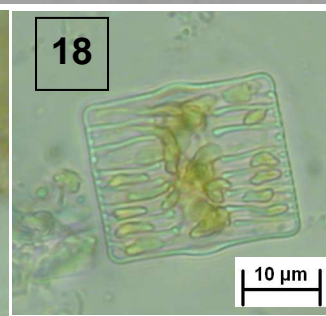
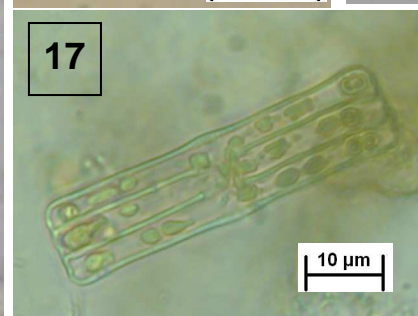
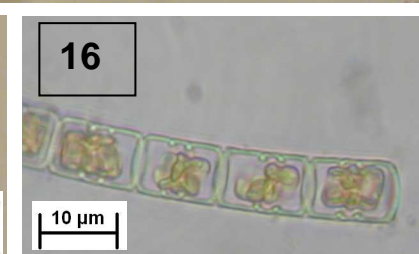
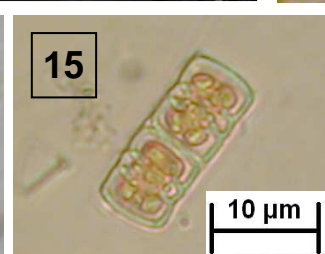
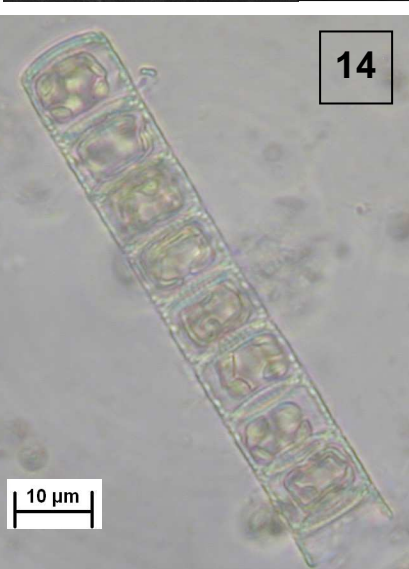
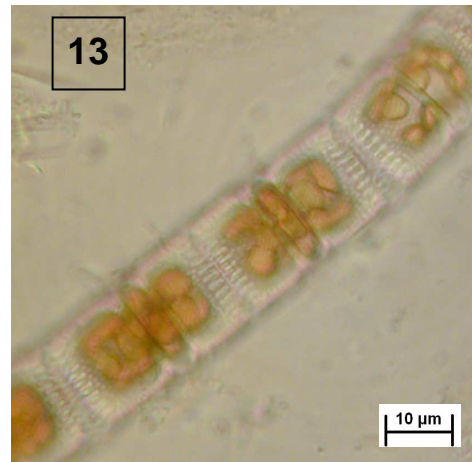
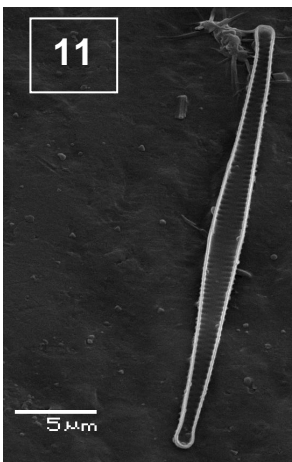
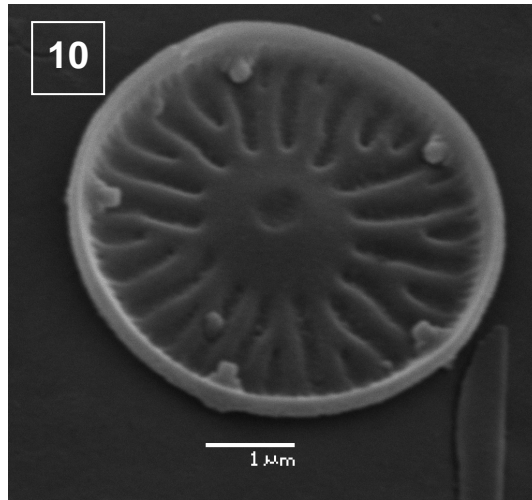
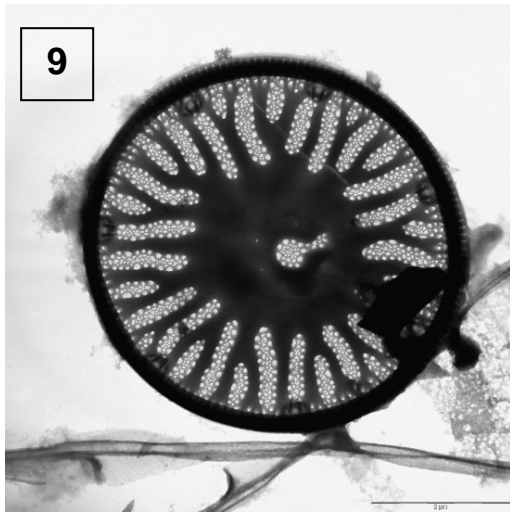
	Aster	Bac ver	Borzia	Cya aer	Euc alp	Gleoca	Joh bap	Kom min	Oscill
MY-1			1						
MY-2									
MY-5									
MY-11									
NE-1									
NE-3									
PS-1							1		1
PS-2									
PS-3									
PS-5									
PY-1									
RA-1									
RA-5									
RO-1	1		1	1					
RO-2									
RO-4									
SI-1									
SK-1									
SL-2									
ST-1					1				
ST-6									
ST-7									
ST-9									1
SW-2									
TE-1						1			
TE-3									
TI-2									
VA-1									
VE-3									
VE-8			1						
VS-2									
VS-4				1					
VS-5									
VS-12									
VS-15									
VS-17		1			1		1		1
ZA-2	1			1					
ZA-3									
ZE-1									
ZE-2									
ZE-3									
ZE-4			1						
ZL-3									
ZL-5									
ZL-8									

PŘÍLOHA V
FOTOGRAFIE VYBRANÝCH DRUHŮ
SINIC A ŘAS

BACILLARIOPHYTA

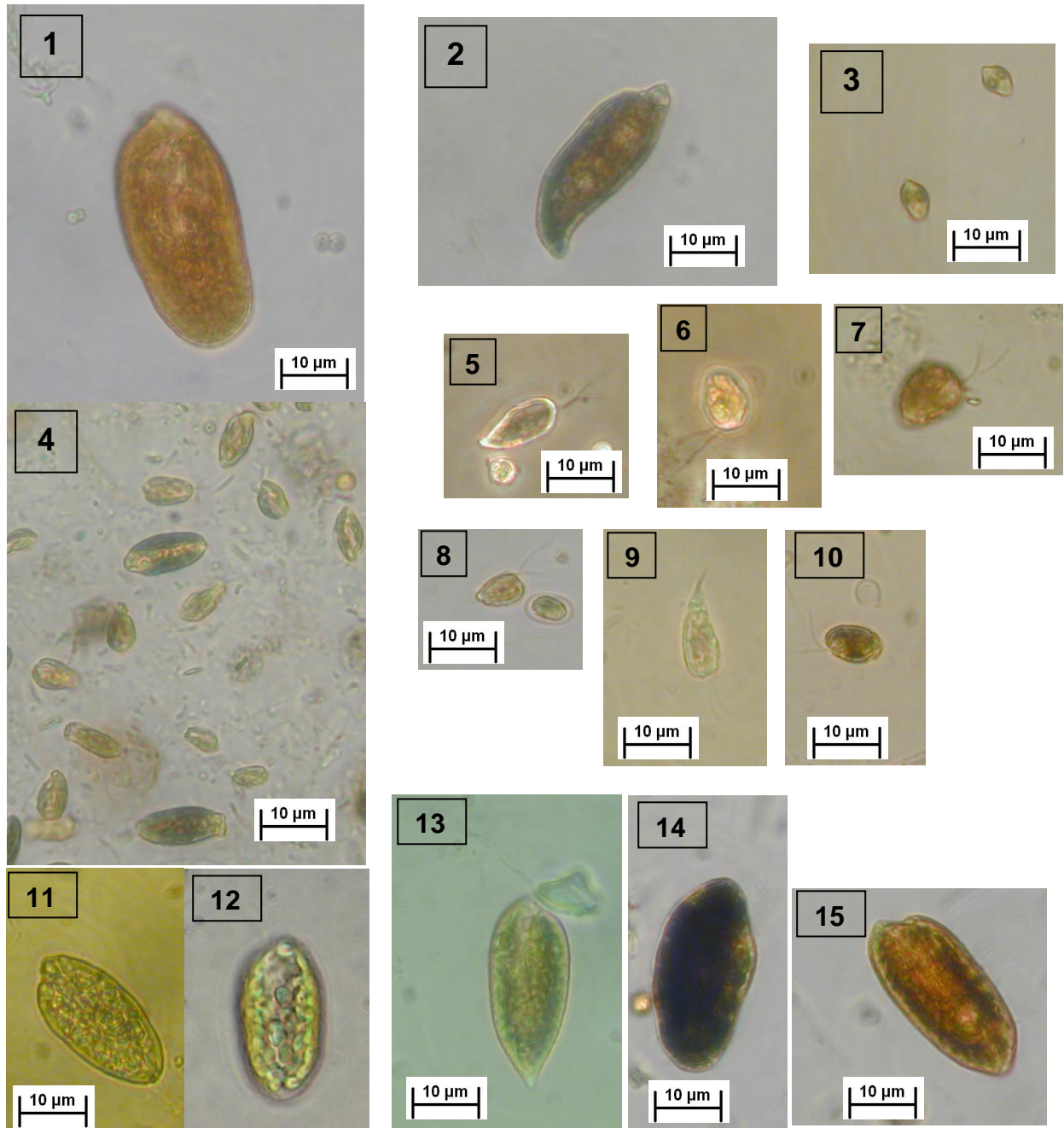


- 1-2 *Cyclotella* sp.nov. (ME-2),
3-4 *Cyclotella radiosa* (BY-1),
5 *Aulacoseira pusilla* (MO-2),
6 *Aulacoseira alpigena* (FU-7),
7 *Aulacoseira valida* (JM-6),
8 *Aulacoseira pfaffiana* (ME-4).



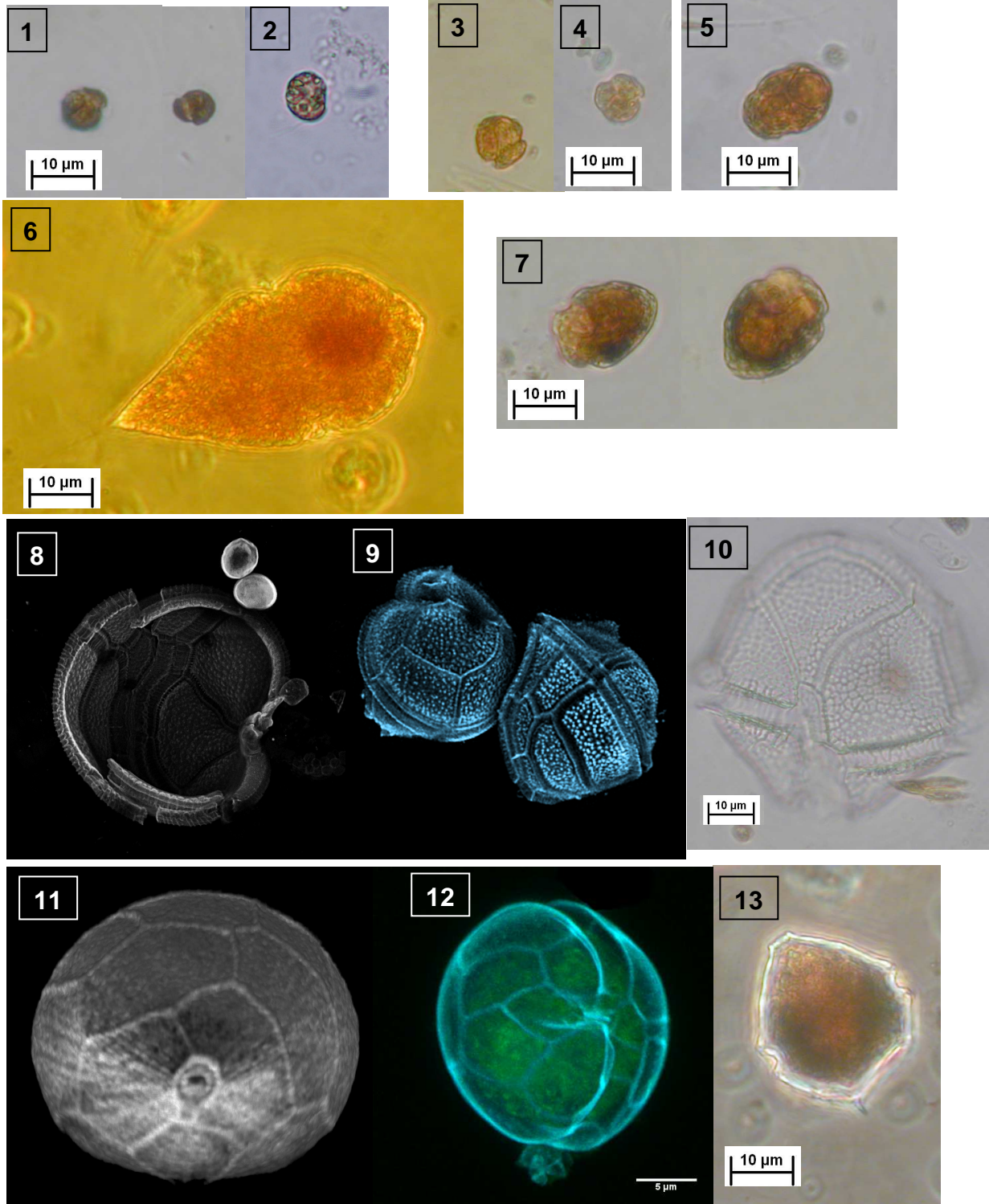
9-10 *Discostella* sp. nov. (TE-3; PS-5),
 11-12 *Fragilaria tenera* (PS-5, GA-7),
 13 *Aulacoseira valida* (JM-6),
 14 *Aulacoseira pfafiana* (ME-4),
 15 *Aulacoseira pusilla* (MO-2),
 16 *Aulacoseira alpigena* (FU-7),
 17 *Tabellaria fenestrata* (KB-1),
 18 *Tabellaria flocculosa* (KB-1).

CRYPTOPHYTA



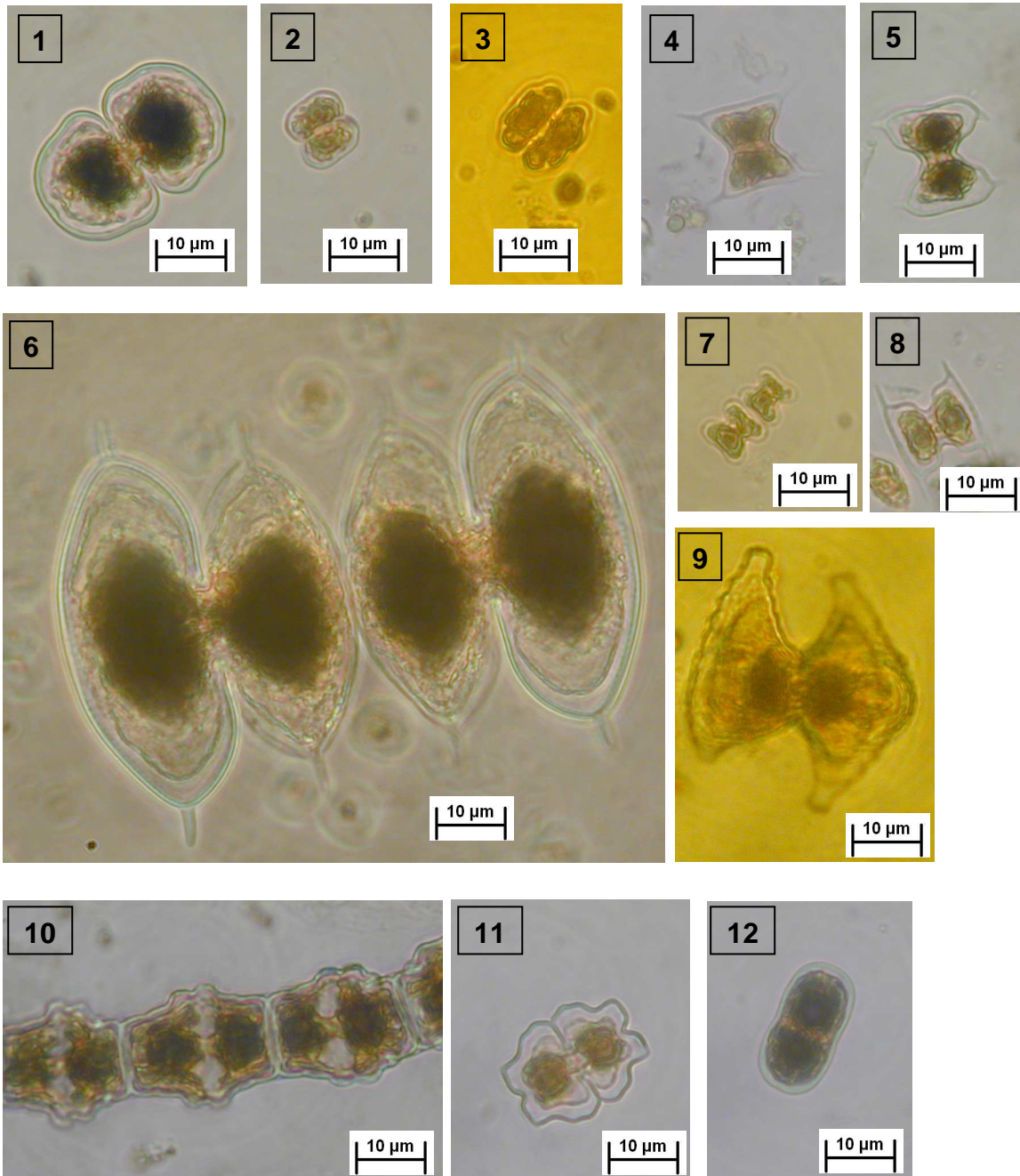
- 1 *Cryptomonas ovata* (SW-2),
- 2 *Cryptomonas reflexa* (BI-10),
- 3 *Plagioselmis lacustris* typ NKo (MY-5),
- 4 *Plagioselmis lacustris* typ Npl. (RA-5),
5. *Plagioselmis lacustris* typ kapka (TE-3),
- 6-7 *Plagioselmis lacustris* typ pecka (GA-18, RA-1),
- 8 *Plagioselmis lan* (přechodná forma *P.lacustris* a *P. nannoplanctica*)(BY-1),
- 9 *Plagioselmis nannoplanctica* (FU-4),
- 10 *Plagioselmis lacustris* typ oval (GA-7),
- 11-12 *Cryptomonas* sp. (NE-3) – fixovaný a živý vzorek,
- 13 *Cryptomonas marssonii* (KB-1),
- 14 *Cryptomonas obovata* (GA-7),
- 15 *Cryptomonas erosa* (GA-7).

DINOPHYTA



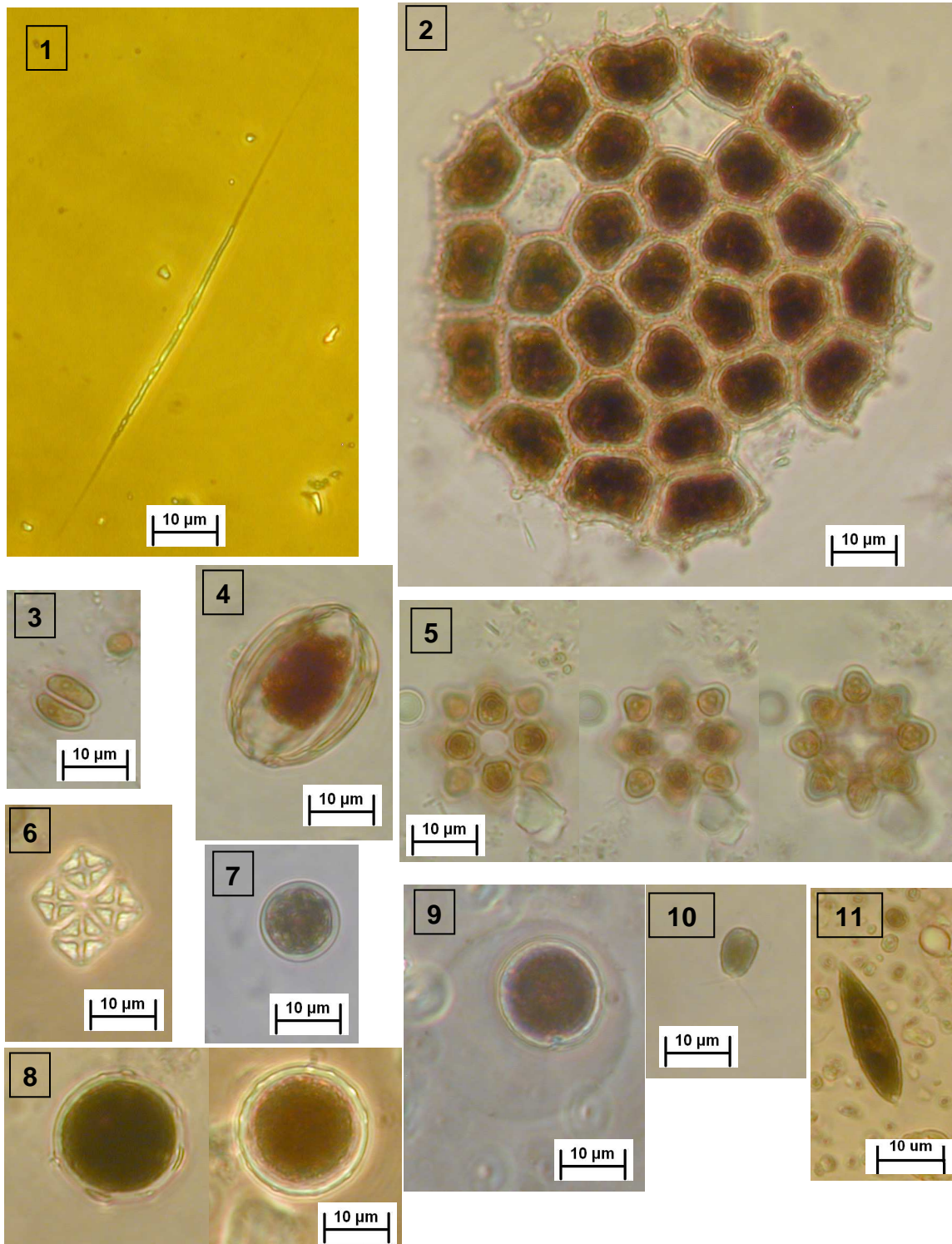
1-2 *Amphidinium elenkinii* 1 (VE-3, SI-1),
 3-4 *Amphidinium elenkinii* 2 (GA-7, TE-3),
 5 *Gymnodinium helveticum* (PS-5),
 6 *Katodinium bohemicum* (SL-2),
 7 *Katodinium planum* (JM-5),
 8-10 *Peridinium willei* (ST-9) – epithéka (8), hypothéka (9), boční pohled (10),
 11-13 *Peridinium umbonatum* – epithéka (11; KS-4), hypothéka (12; PS-1),
 boční pohled (13; BI-10).

CHAROPHYTA – ZYGNEMATOPHYCEAE

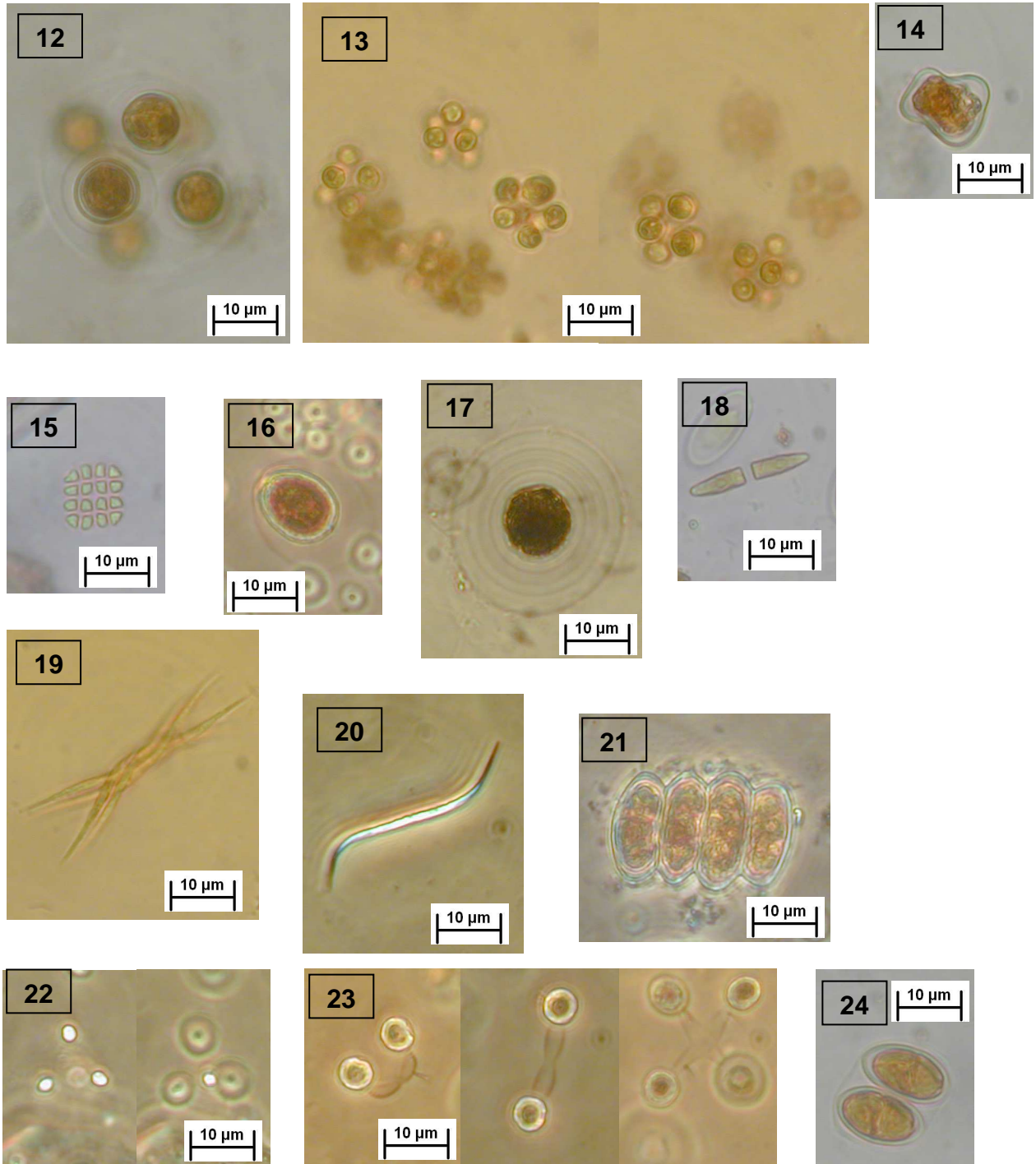


- 1 *Cosmarium venustum* (VS-5),
- 2 *Cosmarium pygmaeum* (VS-5),
- 3 *Cosmarium humile* (BV-22),
- 4 *Staurodesmus crassus* (ZE-2),
- 5 *Staurodesmus lobatus* (GA-2),
- 6 *Staurodesmus convergens* (BV-22),
- 7 *Cosmarium* sp malé (JA-3),
- 8 *Staurodesmus extensus* (VS-15),
- 9 *Staurationum pygmaeum* (ST-7),
- 10 *Bambusina* sp. (BI-10) – tychoplankton,
- 11 *Euastrum binale* var. *gutwinskii* (RO-1) – tychoplankton,
- 12 *Cylindrocystis gracilis* (RO-1) – tychoplankton.

CHLOROPHYTA

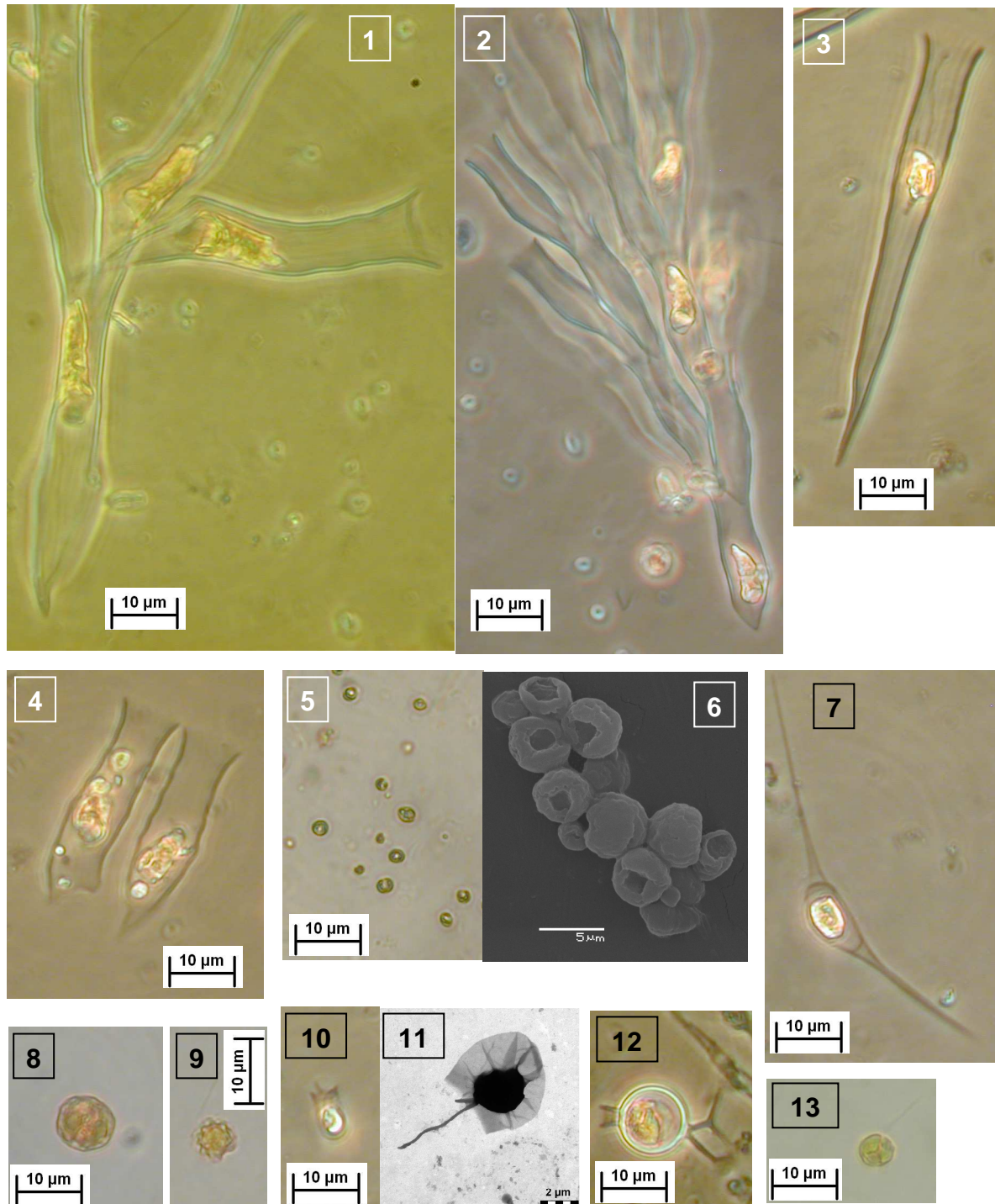


- 1 *Koliella longiseta* (BV-22), 2 *Pediastrum integrum* (JM-6),
 3 *Didymocystis planctonica* (JM-6),
 4 *Chloromonas* sp. (dříve *Scotiella*) (ZE-2),
 5 *Coelastrum pseudomicroporum* (JM-6),
 6 *Crucigenia tetrapedia* (ST-9), 7 *Chlorophyta* g. sp. 1 (BV-22, PY-1),
 8 *Chlorophyta* g. sp. 3 (JA-5), 9 *Chlorophyta* g. sp. 2 (BI-10),
 10 *Chlamydomonas* spp. tvar ovál (ZE-4), 11 *Chlorogonium* sp. (ST-7).



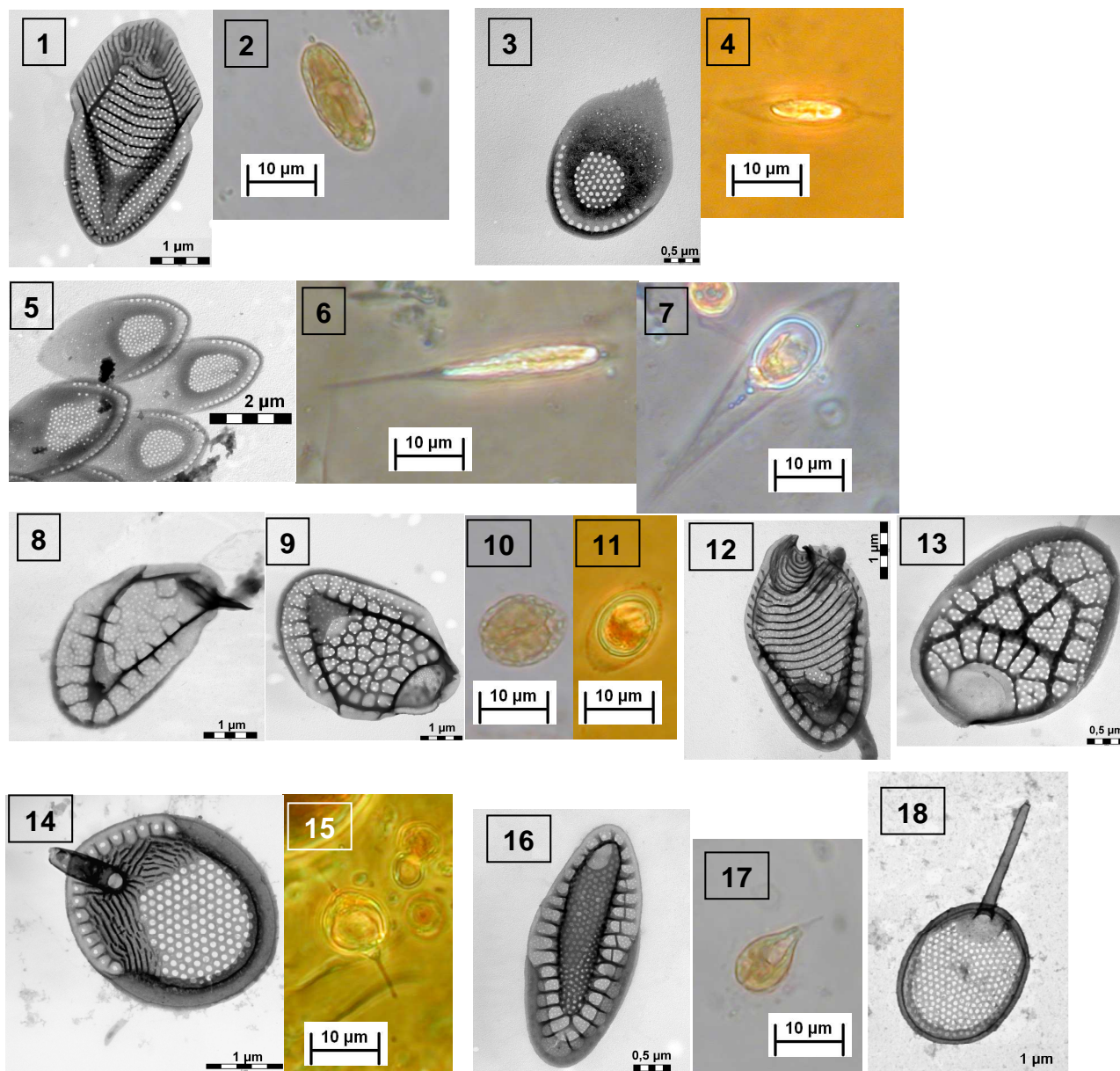
12 *Planktosphaeria gelatinosa* (ME-2),
 13 *Sphaerocystis* sp. (VS-4), 14 *Thelesphaera alpina* (GA-2),
 15 *Tetrastrum komarekii* (SW-2), 16 *Sphaerello cystis* sp. (ST-6),
 17 *Asterococcus limneticus* (PS-2), 18 *Elakatothrix* sp. (SW-2),
 19 *Ankistrodesmus spiralis* (JA-3), 20 *Monoraphidium contortum* (JA-1),
 21 *Scenedesmus ecornis* (SW-2), 22 *Dictyosphaerium primarium* (ZL-8),
 23 *Dictyosphaerium chlorelloides* (JA-5), 24 *Oocystis marssonii* (SW-2).

CHRYSOPHYTA – CHRYSOPHYCEAE



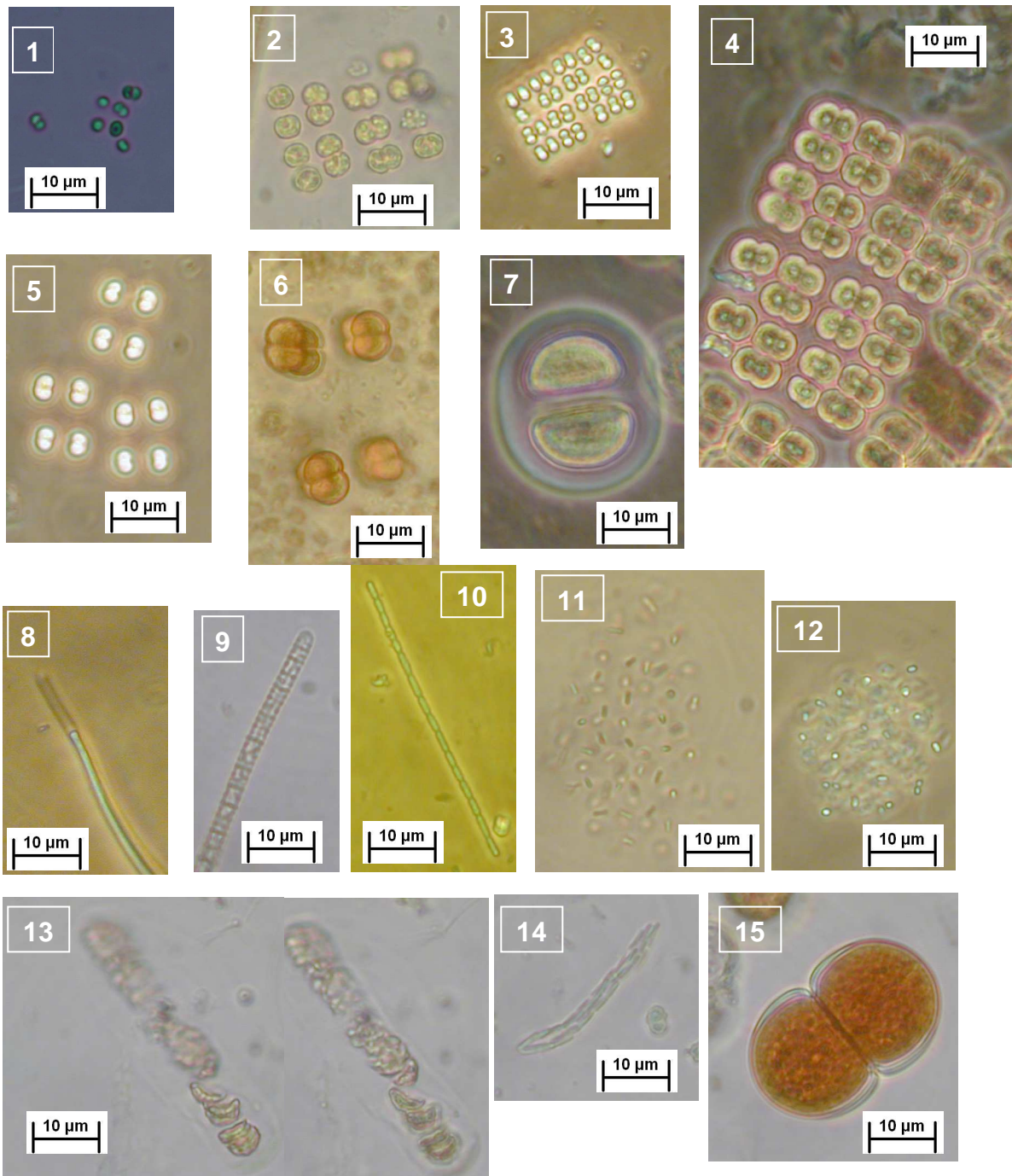
- 1 *Dinobryon cylindricum* (PS-3), 2 *Dinobryon sertularia* (ZE-3),
 3 *Dinobryon sociale* var. *stipitatum* (RO-4), 4 *Dinobryon pediforme* (VS-15),
 5-6 pikoplanktonní zlativka cf. *Chromulina* (ST-7),
 7 *Bitrichia chodatii* (TE-1), 8 *Ochromonas* sp. 1 (ZL-3),
 9 *Ochromonas* sp. 2 (VS-5), 10-11 *Pseudokephyrion tatica* (ST-9, VS-2),
 12 *Lagynion* sp. (ZE-1), 13 *Chromulina* sp. (BA-2).

CHRYSTOPHYTA – SYNUROPHYCEAE



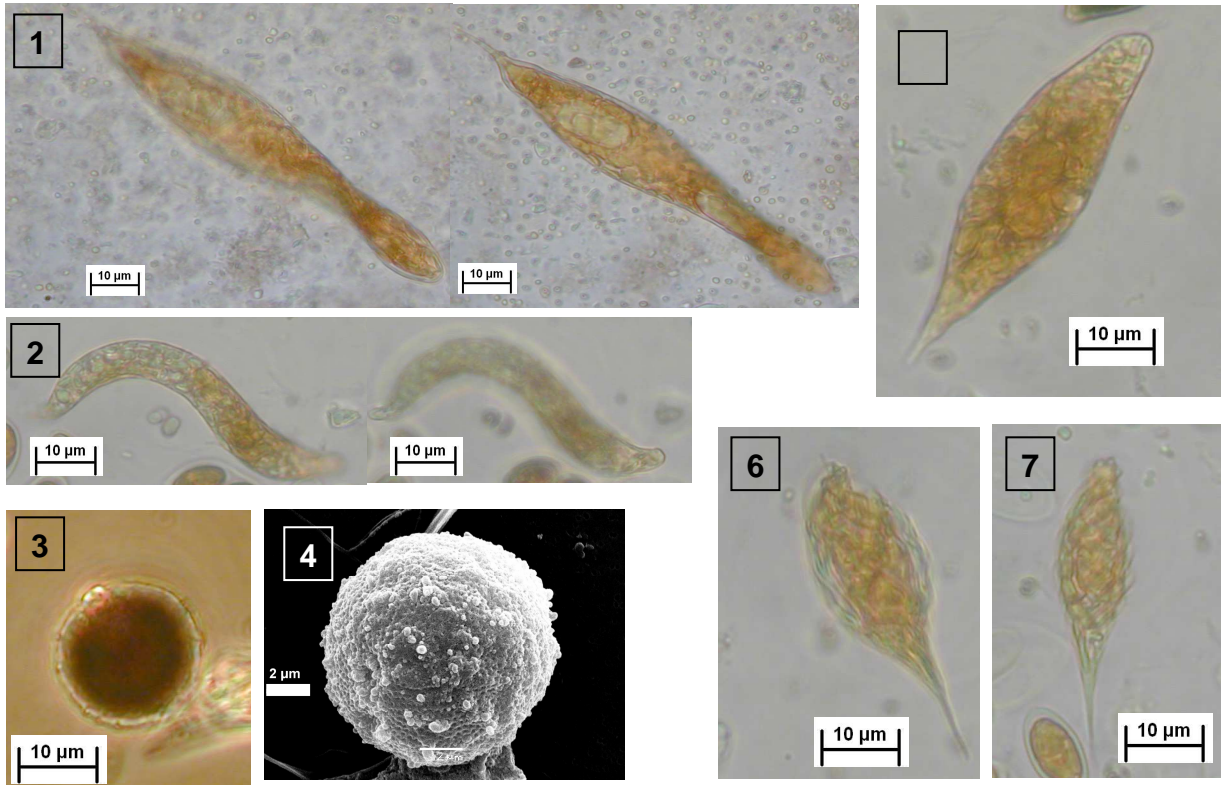
- 1-2 *Mallomonas actinoloma* – řupina a buňka (MS-3),
 3-4 *Mallomonas akrokomos* – řupina a buňka vysokopoloženého plesa (VS-4),
 5-6 *Mallomonas akrokomos* – řupina a buňka níže položeného plesa (SW-2),
 7 *Mallomonas akrokomos* – cysta (SW-2),
 8 *Mallomonas crassisquama* – kaudální řupina s osténkem (TE-1),
 9 *Mallomonas crassisquama* – řupina (BV-6),
 10-11 *Mallomonas crassisquama* – buňka a cysta (TE-1),
 12 *Mallomonas flora* – řupina (BV-6),
 13 *Mallomonas heterospina* – řupina (SW-2),
 14-15 *Synura echinulata* – řupina a buňka (KS-4),
 16-17 *Synura petersennii* – řupina a buňka (MS-3),
 18 *Synura sphagnicola* – řupina (BV-7).

CYANOPROKARYOTA



- 1 *Synechocystis* sp. (SI-1), 2 *Merismopedia trolleri* (ST-1),
 3 *Merismopedia tenuissima* (ZL-8), 4 *Merismopedia marssonii* (BI-10),
 5 *Merismopedia duplex* (ZE-4), 6 *Chroococcus distans* (ST-6),
 7 *Chroococcus subnudus* (ME-4), 8 *Plantolyngya limnetica* (BA-1),
 9 *Planktothrix* sp., 10 *Pseudanabaena limnetica* (BV-22),
 11 *Aphanothece clathrata* (ST-9), 12 *Aphanocapsa delicatissima* (ST-9),
 13 *Johannesbaptistia pellucida* (MS-3) – tychoplankton,
 14 *Bacularia vermicularis* (ZE-2) – tychoplankton,
 15 *Cyanothece aeruginosa* (MS-3) – tychoplankton.

EUGLENOPHYTA



- 1 *Lepocinclis oxyuris* (SI-1),
- 2 *Euglena mutabilis* (SW-2) – tychoplankton,
- 3-4 *Trachelomonas* sp. (VS-15),
- 5 *Euglena* cf. *proxima* (SI-1),
- 6 *Phacus cochleatus* (SW-2),
- 7 *Monomorpha pyrum* (SW-2).

XANTHOPHYTA



- 1 *Isthmochloron trispinatum* (MS-3),
- 2 *Ophiocytium* cf. *capitatum* (ZE-1).