

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta**

**Sezónní dynamika bičíkatých řas
v různých typech rybníků**

Bakalářská práce

Ester Staříková

Školitel: Mgr. Josef Juráň, Ph.D.

České Budějovice 2021

Staříková E., 2021. Sezónní dynamika bičíkatých řas v různých typech rybníků [Seasonal dynamics of flagellate algae in different types of fishponds. Bc. Thesis, in Czech.] – 73 p. Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Annotation:

The reasearch was conducted in the surroundings of Toužim town. Samples of plankton and metaphyton were collected from 10 fishponds over the year 2020, samples were taken in spring, summer, autumn and winter. Various environmental variables were measured such as temperature, conductivity, pH, transparency, and nutrient content. The specimens were indentified and relative abundance was assessed and later used for counting environmental indexes. The main focus was on flagellated algae and their seasonal changes in composition among other algae were compared. All the environmental data together with species data were statistically analyzed.

Prohlašuji, že jsem autorem této kvalifikační práce a že jsem ji vypracovala pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu použitých zdrojů.

V Brti, 6.4. 2021

Ester Staříková

.....

Poděkování:

Ráda bych poděkovala zejména svému školiteli za neuvěřitelnou trpělivost a přístup. Panu Hauerovi, že se prokousal všemi eseji. Můkrát děkuji Piškotovi za krásnoočka a tisíc dalších věcí. Všem, kdo poskytli rady a také Blekovi a Vláci soustavy za doprovod na cestách a pomoc.

Obsah

1. Úvod.....	1
1.1. Vliv prostředí na sinice a řasy	1
1.2. Bioindikace.....	9
1.3. Sezónní dynamika a případové studie.....	10
2. Cíle práce.....	15
3. Metodika.....	16
3.1. Výběr lokalit.....	16
3.1.1. Brťský rybník (Brťák)	16
3.1.2. Bezejmenný rybník v Otročině přezdívaný (Šampon)	17
3.1.3. Bezejmenný rybník při cestě do Krásného Údolí (Leknín)	17
3.1.4. Dolnosedelský rybník (Naháč)	18
3.1.5. Bezejmenný rybník u Útvinského hřiště (Hřiště)	18
3.1.6. Bezejmenný rybník v Sedle (Sedlo).....	18
3.1.7. Podzámecký rybník (Zámek).....	19
3.1.8. Bezejmenný rybník za školou v Toužimi přezdívaný (Favčák)	19
3.1.9. Přírodní koupaliště v Toužimi (Koupaliště)	19
3.1.10. Rybník u kolejí vedle Mezlerova rybníka (= K1)	19
3.2. Odběry.....	20
3.3. Determinace a chemická analýza	20
3.4. Použité programy.....	21
3.5 Použité statistické metody:.....	21
4. Výsledky.....	22
4.1. Diverzita	22
4.1.1. Brť (Brťák)	24
3.1.2. Leknín.....	26
4.1.3. Favčák.....	26
4.1.4. Hřiště	27
4.1.5. K1	29
4.1.6. Koupaliště.....	29
4.1.7. Naháč.....	31
4.1.8. Sedlo.....	33
4.1.8. Šampon	34
4.1.9. Zámecký rybník	35
4.2. Chemizmus	37

5. Statistické zpracování.....	41
5.1 Chemické a fyzikální faktory	41
5.2. Jaký mají faktory vliv na řasy a sinice?	43
6. Diskuze.....	48
7. Závěr	53
8. Literatura	54
8.1 Internetové zdroje a programy:.....	67
9. Přílohy	68
9.1. Tabulka zprůměrovaných naměřených hodnot	68
9.2. Tabulka nalezených druhů	68
9.3. Obrazové tabule.....	68
Tabule I.	69
Tabule II.	70
Tabule III.....	71
Tabule IV.....	72
Tabule V.....	73

1. Úvod

Sinice a řasy jsou velmi rozmanitou skupinou organismů, od mikroskopických po makroskopické jedince, jednobuněčné nebo koloniální, obývající nejrůznější biotopy. Běžně tvoří kulovitá cenobia, jako zástupci rodů *Eudorina*, *Pandorina*, *Synura* či *Volvox*. V případě *Volvox catreii*, který se skládá až z 6000 buněk, které spolu kooperují (Lee 1989). Kolonie někdy vykazují jistou polaritu, kdy se na pomyslné anteriorní straně nachází větší fotoreceptory (Fritch 1935). Rod *Dinobryon* tvoří také kolonie, ale keříčkovité. Sinice a řasy žijí ve slaných sladkých i brakických vodách a také v půdě. Porůstají i nejrůznější objekty, příkladem může být *Trentepohlia*, která porůstá zejména kůru stromů. Jejich přítomnost ve vodě je nezbytná pro udržení ekosystému, na jehož základě stojí jako primární producenti (Pouličková 2011). Některé druhy schopnost fotosyntézy sekundárně ztratily a uchylují se k jiným způsobům výživy jako je osmotrofie či fagotrofie, která je velmi častá u zlativek (Kalina & Váňa 2005). Nezřídka dochází k částečné autotrofii doplněné fagotrofií, tzv. mixotrofií (Aaronson 1980). Na formování společenstev sinic a řas mají výrazný vliv biotické interakce a faktory prostředí.

1.1. Vliv prostředí na sinice a řasy

1.1.1. Světlo

Světlo je nezbytné pro životaschopnost většiny organismů této planety, sinice a řasy nejsou výjimkou. Majorita řas a sinic je schopna fotosyntézy, některé skupiny zahrnují druhy, které nemají chloroplasty, např. u krásnooček je má jedna třetina (Lee, 1989). Ve vodním prostředí světlo neproniká všude úplně stejně a značná část se odrazí od hladiny, navíc organismy nedokážou využít celé jeho spektrum. Využívají jen fotosynteticky aktivní záření v rozpětí 380-780 nm, které zhruba odpovídá viditelnému světlu. Různé typy chlorofylů mají svá absorpční maxima v různých vlnových délkách, podle toho, jaké fotosyntetické pigmenty obsahují (Kalina & Váňa 2005, Pouličková 2011). Důležitá není jen přítomnost světla, ale také fotoperioda, která se odráží v mnoha procesech, např. délka světelného dne je rozhodující pro tvorbu cyst u obrněnek (Mertens et al. 2012). Různé části světla, pronikají do různých hloubek, nejhluběji proniká modré světlo, a tak jsou na něj organismy žijící v těchto hloubkách přizpůsobeny chromatickými adaptacemi. U sinic jde o změnu poměrů a množství fykobilinů na fykobilizomech (Tandeau de Marsac 1977). Některé řasy s bičíky řeší přílišnou intenzitu světla nebo naopak jeho nedostatek aktivní

změnou polohy ve vodním sloupci (Pouličková 2011). *Ceratium* také mění délku svých rohů, pokud je dopadajícího světla málo reagují na to zvětšením povrchu těla a zvětšené výběžky naplní chloroplasty (Lee 1989). Další z adaptací brání před poškozením fotosyntetického aparátu u *Euglena sanguinea* dochází k relokalizacím lipidů a astaxantinu, karotenoidy také nově vytváří, ale tento proces je časově i energeticky náročnější (Laza-Martínez et al. 2019).

1.1.2. Teplota

Hloubka, kam dopadá světlo a je zde možnost fotosyntézy se nazývá eufotická vrstva, záření navíc vodu ohřívá, ale ne stejnoměrně, a tak vzniká termoklina, která je patrná v našich podmínkách zejména v létě, kdy teplota od určitého místa prudce klesá s hloubkou. Jedná se o skočnou vrstvu patrnou při stratifikaci, která také zamezuje výměně látek mezi horním prohrátým epilimniem a spodním chladnějším hypolimniem (Kalff 2002). Organismy se v toleranci k teplotám značně liší a mají různá optima. Teplota významně ovlivňuje metabolické děje, jako je respirace, která se s vyšší teplotou zrychluje, ale také růstovou rychlost a příjem živin organismem (Thomas & Dobson. 1974, Davison 1991). *Euglena gracilis* má své optimum pro růst v rozmezí 27-31 °C (Singh et al. 2015). Rozsivky mají svá maxima na jaře a na podzim, protože při teplotách nad 10 °C nejsou schopné konkurovat jiným druhům. Sinice běžně tvoří vodní květy při teplotách nad 20°C (Pouličková 2011). *Ceratium hirundinella* prosperuje ve stratifikovaných vodách s teplotami mezi 15-25 °C, ale při teplotách vyšších jejich abundance velmi rychle klesá, podobné nároky má i *Ceratium furcoides* (Lindström 1992, Grigorsky 2003). Některé druhy z jiných skupin jsou schopné svou zvýšenou abundancí tvořit tzv. vegetační zákal, příkladem jsou obrněnky *Peridinium gatunense* (Zohary et al. 2014) nebo *Ceratium hirundinella*, *Gymnodinium acidatum*, *Parvodinium pusillum*, *Peridinium willei*, z krásnooček pak například *Euglena sanguinea*, která vytváří neustonické blanky barvy světlejší krve (Badr & Moghazy. 2013, Carty 2014, Raham et al. 2014). Zlativky jsou spíše chladnomilné, a tak se vyskytují ve větším množství na jaře a během podzimu, ale přežívají po dobu celého roku a hrají tedy významnou roli v potravních řetězcích. Časté jsou ve výše položených oblastech, kde jsou nižší teploty častější. Existují ale i druhy s širší ekologickou valencí, tedy i teplomilné. Ukazuje se, že pro schopnost přežít vyšší teploty u rodu *Dinobryon* je důležitá i intenzita světla. Vyšší intenzita světla koreluje s tolerancí vyšších

teplot (Laybourn-Parry et al. 1991, Wirth et al. 2019). Obrněnky jsou časté během léta, ale mají mezi sebou i chlad tolerantější druhy, příkladem je *Peridinium aciculiferum*, které tvoří větší populace i pod ledem, stejně tak i *Woloszynskia ordinatum* (Carty 2014).

Změny teploty v rámci globálního oteplování mají spíše vliv na složení společenstva fytoplanktonu než na biomasu konkrétních druhů (Noges 2010).

Teplota má vliv i na vlastnosti vody, jako je třeba viskozita. Jde o míru odporu pohybu vrstev kapaliny proti sobě navzájem. Běžné kapaliny mají s vyšším tlakem vyšší viskozitu. U vody existuje anomálie spojená právě s teplotou. Viskozita zhruba pod 29 °C s vyšším tlakem klesá, navíc je v porovnání s ostatními kapalinami poměrně nízká (Kaff 2002, Trachenko & Brazhkin, 2020). Organismy jsou ve vodě nadnášeny, ale musí se bránit sedimentaci. Pokud by se čistě autotrofní jedinci schopni fotosyntézy dostali pod eufotickou vrstvu, bylo by to pro ně smrtelné. Jak se mění teplota během roku, mění se i viskozita, díky tomu existuje sezónní polymorfismus, většinou se jedná o prodloužení některých částí těl. Způsoby, jak zabránit sedimentaci jsou vytváření nejrůznějších výrůstků pro zvětšení objemu nebo negativní geotaxe aktivním pohybem (Happey-Wood 1976, Kishimoto et al. 1999, Pouličková 2011).

U vody se vyskytuje hustotní anomálie. Nejvyšší hustoty dosahuje při 4 °C, drží se u dna a díky tomu jsou organismy schopné přežít zimu (Kolafa & Nezbeda, 1989). Možná i díky této anomálii mohly přežít v době, kdy byla celá planeta zamrzlá (Harland et al. 2007).

Pro bičíkaté řasy je důležitá i turbidita vody, většinou však má negativní vliv především na obrněnky, kterým hrozí poškození pancíře (Pollinger 1987). Vertikální pohyby vody strhávají řasy do hloubky, kde pro ně podmínky nemusí být optimální. Brání se jí aktivní migrací (Reynolds 1997).

1.1.3. Chemismus vody

Jde o velmi komplexní systém, ve kterém dochází k nejrůznějším interakcím. Chemismus vody výrazně ovlivní to, jaké organismy ji budou obývat, pro příklad *Parvodinium cinctum* je acidotolerantní a *Ceratium hirundinella* preferuje vody s pH nad 8, *Cryptomonas marssonii* a *Cryptomonas pyrenoidifera* vyžadují vyšší koncentraci

fosforu (Reynolds 1976, Dokulil 2006), *Peridinium cinctum* potřebuje vyšší stupeň mineralizace a vyskytuje se v úživnějších vodách (Tolotti et al. 2003).

Formy chemických látek a jejich koncentrace jsou často vysoce závislé na pH. Saturace plynů závisí na teplotě a tlaku (Kalff 2002). Rozpustnost plynů, jako je kyslík, se zvyšující se teplotou klesá a zároveň stoupá jejich spotřeba. Koncentrace kyslíku se také mění s hloubkou v závislosti na trofii systému, v eutrofních vodách má klinográdní průběh, kdy obsah kyslíku po vertikále postupně klesá. Heterográdní průběh má anomálii v oblasti předělu hypolimnia a metalimnia. V oligotrofních vodách je voda prokysličená mnohem hlouběji (Kolafa & Nezbeda, 1989. Kalff, 2002).

1.1.3.1. Dusík

Dusík je především nezbytnou živinou pro všechny organismy. Je základem genetické informace, součástí enzymů a stavebních proteinů. Neustále v ekosystémech cirkuluje (Kalff 2002, Gärtner et al. 2004).

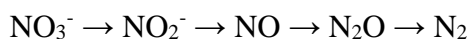
Cyklus dusíku ve vodě je pevně spjatý s cykly probíhajícími na pevnině a v atmosféře, kde tvoří 78 objemových procent (Delwiche 1970). Atmosférický dusík je silně inertní díky své trojné vazbě, překonatelná je jen za vysokých teplot a tlaků. Má vysokou elektronegativitu a ve většině sloučenin je v kovalentní vazbě. Dusitany jsou biochemicky labilní, velmi rychle se oxidují nebo redukují, vyskytují se často v malých koncentracích, často jsou jen meziprodukty chemických reakcí. Za přítomnosti kyslíku jsou nitrifikovány a za anoxie jsou biologicky konvertované v N_2O a elementární formu dusíku. Jsou toxické pro některé složky rybníčního ekosystému, zejména pro ryby, kdy se podílí na změně hemoglobinu v methemoglobin (Kosaka et al. 1989, Hartman 2006). Zmínka o tom má váhu díky top-down control v potravních sítích (Gilbert 1997). Atmosférický dusík je ve vodě méně rozpustný než kyslík, ten do vody difunduje volně. Molekulární dusík (N_2) dokáže využít jen některé organismy, ve vodě jde hlavně o sinice. Ty jsou na rozdíl od většiny bakterií schopny fotosyntézy. K fixaci dusíku používají enzymy nitrogenázy, ty jsou však inhibovány přítomností kyslíku (Voet & Voet 1995), který vzniká během fotosyntetických procesů. Různé druhy sinic řeší tento problém jinak, řád Nostocales tvoří heterocyty, které vznikají během zhruba 24 hodin pomocí autoregulačních genů při nedostatku dusíku. Ve vzniklé buňce neprobíhá fotosyntéza, i když některé mají funkční

fotosystém I (Kalina & Váňa 2005). *Trichodesmium* a mnohé jiné odloží fixaci dusíku na noc. Diazotrofní organismy fixací produkují amoniak, která je dále využitelná jinými organismy probíhá zjednodušeně tímto způsobem za spotřeby ATP (Carpenter et al. 1991):



Při rozpouštění amoniaku vzniká hydrát $\text{NH}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$, který velmi snadno disociuje v NH_4^+ a OH^- (Wichterle & Petruš, 1953). Závisí však na pH a také na teplotě – je-li $\text{pH} < 8$ je přítomen pouze NH_4^+ , kolem pH kolem 9 je zastoupení zhruba v poměru 1:1, je-li však pH výrazně alkalické, je většina ve formě velmi toxického hydrátu amoniaku (Kalff 2002). Množství amoniaku odráží míru znečištění především podzemních vod. Je sice zdrojem živin pro fytoplankton, ale je toxický v některých koncentracích pro další organismy. Různé organismy mají různé latentní dávky, stejně tak různé organismy preferují příjem dusíku v různých podobách jakožto dusičnany, dusitany nebo amoniak, příkladem je zlativka *Chrysococcus rufescens*, která preferuje nižší koncentrace $\text{NO}_3\text{-N}$ v porovnání s jinými řasami stejné preference má i *Mallomonas acaroides* a *Dinobryon cylindricum* var. *alpina* (Reynolds 1976, Dokulil 1988, Pouličková 2011).

Dusík je druhý nejdůležitější biogenní prvek, po asimilaci a tvorbě látek je organismy vylučován v podobě odpadní látky v podobě močoviny i kyseliny močové. Organicky vázaný dusík je také mineralizovaný a vylučovaný jakožto amoniak (Trojan et al. 1999) Mikroorganismy přeměňují mrtvou organickou hmotu na amoniak, jde o proces amonizace (Postgate 1998). Dochází k ní pod eufotickou vrstvou, protože mikroorganismy schopné této reakce jsou světlem inhibovány (Miller et al. 2008). Zásobárna dusíku pod eufotickou vrstvou může být spojena s vertikální migrací organismů nebo vertikálním mícháním. Bakterie schopné denitrifikace umí tuto látku přeměnit na dusitany a dusičnany. K denitrifikaci dochází i za anaerobních podmínek často v mokřadních ekosystémech (Kalff 2002). Postupně slouží oxidy dusíku jako akceptory elektronů:

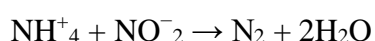


Ty mohou být asimilací znovu zapojeny do cyklu. Denitrifikací se uvolní molekulární dusík, který se dostává zpět do atmosféry (Zumft 1997). Denitrifikace běží i za nižšího redoxního potenciálu. Oxidačně redukční potenciál nejdřív přeměňuje dusičnany, pak

redukuje síru a až jako poslední se uplatňuje při metanogenezi (Minamikawa & Sakai, 2006, Goncharuk et al. 2010).

Amoniak také vzniká v důsledku posunutí pH intenzivní fotosyntézou a respirací. Dochází k vyčerpání HCO_3^- a CO_2 . Amonné ionty v důsledku posunutí pH jsou přeměněny na amoniak, který je toxický pro ostatní organismy (Kalff 2002).

Anammox je chemická reakce probíhající v anaerobním prostředí, jde tedy o anaerobní oxidaci amoniaku. Dusičnany nebo amoniak se přemění přímo v plynný dusík:



Zpět do euforické vrstvy se dusík dostává třeba vertikálním mícháním (Devo et al. 2003). Organismy schopné konverze amoniaku a NO_2^- na N_2 mají specializované anamoxozómy (Bohumann et al. 2009).

1.1.3.2. Fosfor

Fosfor je stejně jako dusík součástí genetické informace a je součástí velmi důležitého ATP jedná se také o důležitou živinu a často je ve vodním prostředí limitujícím prvkem díky svému sedimentárnímu cyklu. Do vody se dostává v našich podmínkách především splachem z pevniny. Organismy jej přijímají ve formě fosfátů (Kalff 2002).

1.1.3.3. Železo a mangan

Samo o sobě je železo součástí mnoha enzymů jakožto prostetická skupina. Ve formě ferredoxinu se účastní elektron transportního řetězce fotosyntézy, podobně tomu je u Mn (Macháčková et al. 2003, Wise et al. 2017).

Cyklus dusíku je také propojen s cyklem železa. Slouží jako akceptor pro elektron při oxidaci Fe^{+2} na Fe^{+3} . Samotný NO_3^- je redukován na NO_2^- , nebo N_2O . Záleží na podmínkách v okolí a také na mikroorganismech, které se na reakci podílí (Burgin et al. 2011). Železo se imobilizuje reakcemi s různými formami dusíku a především uhličitany (Kalff 2002).

Železo se tedy nachází většinou vázané v málo rozpustných komplexních sloučeninách, nebo jako uhličitan železitý a hydroxid železnatý (Gärtner et al. 2013). Volné železo se ve vodním prostředí vyskytuje v podobě dvoumocných iontů, v neutrálním

prostředí se jeho koncentrace pohybují kolem 0,5-5,0 mg.l⁻¹, většinou je ale vázaný. V rašeliništích bývají jeho koncentrace vyšší a svou roli hraje i podloží (Kalff 2002). V mořích je limitujícím prvkem a jeho nedostatek může za fenomén oceánských pouští (Boyd et al. 2007). Ve sladkovodních biotopech tato situace zpravidla nenastává, ale je reportovaná z velkých jezer, jako je Lake Erie (ležící na hranici mezi Kanadou a USA), kde v důsledku nedostatku fosforu dochází k podobné situaci, tedy k absenci fytoplanktonu (North et al. 2007).

Mangan jako železo je vázaný v minerálních látkách a jeho koncentrace je ovlivňována pH, teplotou a oxidačně redukčním potenciálem prostředí. Ze sedimentů se podobně jako železo uvolňuje bakteriálním rozkladem, nebo rozkladem odumřelé biomasy makrofyt (Lelák & Kubíček, 1992, Kalff 2002). Může mít i sezónnost, kdy nejvíce odumřelé biomasy vzniká během podzimu. A běžně se jeho koncentrace v přírodních vodách bez lidského zásahu pohybuje kolem 0,1 mg.l⁻¹, v podzemních vodách jsou jeho koncentrace přirozeně vyšší (Malý & Malá, 1996). U krásnooček rodů *Trachelomonas* a *Strombomonas* je součástí slizových schránek, kde se vyskytuje v podobě hydroxidů a spolu s manganem se podílí na jejich zbarvení, přičemž vysoká koncentrace manganu je zbarvuje až do černa, navíc schránky zpevňuje (Moss & Gibbs 1979, Kalina & Váňa 2005).

Krásnoočka se také nacházejí často ve vodách se zvýšenou konduktivitou (Çelik & Ongun, 2006). Ve slepém rameni v Polsku, chovajícím se trochu jako jezero, jsou zaznamenávány jarní vegetační zákaly *Euglena pascherii*, další dominantou je zde *Lepocinclis ovum*. Za velké populace zde může vysoká koncentrace dusíkatých sloučenin spolu s nízkým pH, vyššími koncentracemi Mn a Fe. Jen koncentrace ortofosfátů, které jsou řasami lehce přijatelné, jsou zde poměrně nízké (Ligęza S., & Wozniak w.. 2011).

1.1.3.4. Ostatní prvky a látky

Některé kovy jako jsou měď a hliník jsou pro řasy ve vyšších koncentracích toxické (Lindenmann et al. 1990). Další kovy, jako olovo a zinek, mají velmi negativní vliv nejen na řasy a sinice, mají navíc sklon se v ekosystému akumulovat. Nebezpečné jsou zejména díky schopnosti narušovat plazmatickou membránu a znemožňují správné fungování fotosyntézy (Bilgrami et al. 1997).

Valente a Gomes (2007) ve svých studiích poukazují na to, že *Euglena mutabilis* na místech s vyšším obsahem hliníku a fluoridů zcela chybí a zároveň preferuje oblasti, kde se

železo vyskytuje častěji v dvoumocném stavu před trojmocným (Valente & Gomes, 2007). Měď je zároveň kofaktorem v redoxních reakcích spojených s fotosyntézou, ale jeho vyšší koncentrace mohou zastavovat růst řas (Winner & Owen, 1991). Vyšší koncentrace mědi bývá latentní, ovlivní příjem fosforu řasou a inhibuje fotosyntézu, čímž odsoudí organismus k smrti, pokud není schopen alternativního způsobu získávání živin (Kallqvist et al. 1978, Peterson et al. 1984). Navíc u některých způsobí ztrátu pohybu schopnosti, znemožní znovu syntetizovat bičíky (Winter et al., 1991). Ty normálně ztrácí organismy během nepohlavního rozmnožování (Kalina & Váňa 2005). Nebezpečná je i malá koncentrace při dlouhodobém vystavení mědi, velmi citlivé jsou na to především skrytěnky, které jsou ztrátou bičíku kompetičně výrazně znevýhodněny (Winner & Owen, 1991). *Chlamydomonas reinhardtii* je vysoce citlivá na přítomnost kadmia, olova a metylu rtuti, znemožňujícím její růst, jsou pro ni vysoce toxické (Garvey & Owen, 1991; Parmar et al. 2015). Pokud je vystavená menší dávce po kratší dobu většinou se *Chlamydomonas reinhardtii* tato schopnost vrátí do 24 hodin (Winer et al. 1991).

Ne všechny biogenní prvky jsou vždy dostupné, protože se váží do komplexních sloučenin a v tomto stavu jsou imobilizovány (Kalff 2002). Důležité jsou tedy jejich reaktivní formy, které se dají dále využít, různým řasám vyhovují jiné koncentrace (Pouličková 2011). Krásivky preferují nízkou koncentraci vápníku a nižší poměry dusíku a fosforu (Reynolds 1984). *Phacotus* potřebuje zvýšený obsah vápníku, který si zabudovává do své slizové loriky v amorfní podobě u *P. lenticularis* a *P. lendneri* ho ukládá v krystalické podobě. Jejich specificky tvarované loriky už po dosažení dospělosti nedorůstá (Giering et al. 1990, 1992).

Svou roli hraje i tvrdost vody, její stupeň určují molární koncentrace dvou dvouvalných iontů vápníku a hořčíku, častěji se vyjadřuje v dGH (degrees of general hardness). Je-li zvýšený i obsah železa barví se sraženiny viditelné na kamenech či makrofytech do oranžové, většinou jde o sraženiny CaCO_3 , CaSO_4 a Mg(OH)_2 . Tvrdé vody často obývají *Aulacoseira granulata* a *Ceratium hirundinella* (Pérez-Martínez & Sánchez-Castillo, 2001, Houk 2003). Místa se supersaturací CaCO_3 , tedy velmi tvrdé vody, často směřují k oligotrofii a zároveň mají nízkou produktivitu (Wetzel 1969). Většina z oligotrofních jezer má alespoň obsah 1 mg vápníku v 1 litru (Armstrong & Schindler,

1971). V oligotrofních vodách jsou často přítomny krásivky, ale sám vápník na jejich přítomnost vliv nemá (Moss 1972).

Větší množství organické hmoty favorizuje krásnoočka (Shipin et al. 1999, Borics et al. 2003). Velmi vysoké koncentrace jsou vhodné pro rozvoj *Phacus pusillus*, kterému nevadí ani tím vyvolané horší světelné podmínky (Shipin et al. 1999).

1.2. Bioindikace

Jako indikátory slouží vzácné druhy, nebo takové, které mají úzkou ekologickou valenci a jsou úzce specializované na určité podmínky. Ty by měly být dobře definovatelné a zároveň by měl být druh dobře popsitelný, aby případnou záměnou nedošlo k špatnému vyhodnocení situace (Begon et al. 1997). Problém mohou dělat morfologicky velmi podobné organismy rozeznatelné jen geneticky či ekologicky, tedy kryptické druhy (Kosmala-Grzechnik & Brzóska, 2007). Mikroorganismy velmi rychle reagují i na nepatrné změny svého okolního prostředí, třeba změnou svého chování nebo morfologickými změnami (Payne 2013, Hosmani 2014). Výhodou mikroorganismů v tomto ohledu je i jejich krátká generační doba, díky níž se projeví genetické změny v důsledku mutací. Složení společenstva ukazuje na trofii vodního tělesa a také saprobitu (Laybourn-perry & Walton 1998). Přítomnost kairomonů vede k velikostní změně, či tvorbě výrůstků, v důsledku přítomnosti predátora, nejvíce je to prouzkoumané u hroznatky *Daphnia magna* (Stibor & Navarra, 2000). Řasy, příkladem je rod *Scenedesmus*, na to reaguje právě zvětšením velikosti a prodloužením rohů (Pouličková 2011). Přítomnost těžkých kovů často způsobuje absenci netorelantních řas. Ukazuje se, že i přítomnost rozložených plastů do podoby nanoplastů má vliv na řasy. V tomto případě se u *Scenedesmus obliquus* jedná o změny množství chlorofylu a, a inhibici růstu (Besseling et al. 2014)

Některé z řas jsou vázány na druhově specifické niky, např. *Petalomonas sphagnophila* se vyskytuje v rašeliništích (Schnepf et al. 2002), *Chlamydomonas acidophila* už svým jménem naznačuje, že vyžaduje nízké pH, stejně jako *Euglena mutabilis*. Toto krásnoočko má ovšem mnohem širší ekologickou valenci, obývá vody od zhruba pH 2 do pH 7 (Rahman et al. 2007). Také se ukazuje, že je tolerantní k vyšší

koncentraci síranů (Valente & Gomes 2007) a zároveň je extrémně tolerantní k vysokým koncentracím kovů (Nakatsu & Hutchinson, 1988).

Krásnoočka často slouží také jako identifikátor znečištění (Danilov & Ekelund 1999, Hosmani 2014), například výskyt *Euglena gracilis* poukazuje na organické znečištění vody a je velmi senzitivní vůči těžkým kovům a její tvar se mění v závislosti na chemicko-fyzikálních podmínkách (Peng et al. 2015). Míra tolerance k znečištění se výrazně liší mezi řasami, a proto byl vytvořen v roce 1969 index, který určuje míru organického znečištění. Dosahuje hodnot od 1 do 5 a jsou určeny pro konkrétní rody (Palmer et al. 1969). Dosahuje-li společenstvo 0-10 bodů není přítomno znečištění, 10-15 značí střední míru znečištění a více bodů dosahují vody vysoce znečištěné. Rod *Euglena* má hodnotu 5, *Pandorina* 1 stejně jako *Lepocinclis* (Palmer 1969, Jose & Kumar. 2011).

Ukazuje se, že některé druhy, které byly typické pro určitou trofickou hladinu, se objevují i jinde. Příkladem mohou být *Dinobryon cylindricum* i *Mallomonas borgei*, které byly považovány za čistě oligotrofní, ale objevují se i v mezotrofních až eutrofních vodách (Çelekli & Öztürk 2014, Celik & Ongun 2006).

Indikací určitých podmínek může být nepřítomnost druhu na lokalitě (Järnefelt 1952, Watson et al. 2015).

1.3. Sezónní dynamika a případové studie

Změna abiotických podmínek, jako jsou světelná intenzita a délka dopadání slunečního záření, teplota, množství dostupných živin a stratifikace, má zásadní vliv na výskyt nejrůznějších skupin řas a sinic, které navíc interagují s ostatní biotou ve svém prostředí (Cole et al. 1982). Je zde predace, chemické ovlivňování organismy (alelopatie) a další typy biotických interakcí (Pouličková 2011). Díky sledování cyklicity změn byly sestaveny modely, které popisují právě změny v abundanci řas v průběhu vegetační sezóny. Musíme však počítat, že se zeměpisnou šířkou se mění intenzita dopadajícího světla a s tím spojená sezonalita (Khavrus & Shelevytsky, 2012).

Nejpoužívanějším modelem je PEG model od Sommer et al. (2012). Na jaře jsou abundantní zejména rozsivky, které přežívají nižší teploty a umí dobře zacházet s množstvím fosforu. Jsou však limitované ve své dominanci křemíkem, který je pro ně naprosto esenciální, bez něj nemohou vytvořit své schránky, doprovází je skrytěnky a

zlativky. Během jarní cirkulace, kdy dojde k promíchání vodního sloupce a která má různou dobu trvání, v závislosti na hloubce vodního tělesa a expozici působení větru, se uvolní živiny z hypolimnionu a umožní rozvoj fytoplanktonu. Rozvoj fytoplanktonu umožní i rozvoj zooplanktonu, pro který jsou potravou. Vlivem predace nastává období *clearwater*, kdy je množství fytoplanktonu velmi malé a živiny jsou skoro vyčerpány (Kalff 2002). V létě obecně převažují v podmínkách mírného pásu zelené kokální řasy a sinice, které doposud brzdila v růstu teplota. Během stratifikace se vytvoří termoklina (Pouličková 2011). Živiny uvolňované rozklady v hypolimnionu se díky ní moc nedostávají do epilimnia a může dojít k vyčerpání fosforu, nebo vybočení z poměru N:P, na něj je velmi citlivá zejména *Uroglena* (Kalff 2002, Lagus et al. 2004). Během podzimu nastává další maximum výskytu rozsivek, vzroste i počet skrytěnek, které jsou jinak většinou v malém množství přítomny během celého roku (Pouličková 2011). Zimní plankton je druhově nejchudší a povětšinou se vyskytuje nějaký dominantní druh, jako např. *Synura uvella* nebo *Peridinium aciculiferum* v Arrowwood lakes, které se nachází v Severní Dakotě (Sommer et al., 2012, Agbeti & Smol 1995, Philips et al. 2002)

PEG model se liší mezi oligotrofními a eutrofními vodami. U eutrofních jsou obvykle tři maxima. Na jaře, v létě a na podzim a mezi nimi je období *clearwater*, které netrvá zpravidla déle než po dobu jednoho měsíce, bývá to zpravidla kolem května (Sommer et al. 1986). Oligotrofní mají toto období posunutější k letnímu období (Williamson et al. 2007). Studie ukazují, že PEG model ne vždy funguje správně, mění se lokalita od lokality a dynamika fytoplanktonu je ovlivněna trofií, teplotou, zooplanktonem a mnoha jinými faktory. V některých systémech mohou dominanci po rozsivkách převzít krásnoočka nebo i obrněnky, ty jsou často ve vyšším množství přítomny během konce léta, kdy tvoří vegetační zákal jako v případě *Ceratium hirundinella* patřící k s-strátégům, ale v temperátních oblastech ho může tvořit i během zimy a stává se naprostou dominantou. V kyselých vodách jarní dominance rozsivek nenastává (Çelik & Ongun, 2006; Hicel 1988; Pechlauer 1971, Pères-Martinez & Sánchez-Castillo, 2002; Pouličková 2011; Reynolds, 2006). V oligotrofních vodách je většinou malá proměnlivost v zastoupení druhů během roku, většinou zůstávají během sezóny stejné (Reynolds 2006).

V oligotrofních jezerech blíže pólům jde především o *Chlamydomonas*, *Ochromonas* a *Peridinium* (Laybourn-Perry et al. 1991).

Skrytěnky často tvoří hloubková maxima fytoplanktonu v oligotrofních vodách. Mají velmi účinný fotosystém a vcelku pomalou respiraci i za nízkých teplot (Pechlauer 1971), což je nespornou výhodou, protože pomalejší metabolismus nevyžaduje takový přísun živin a během zimy jsou navíc málo vystavené predaci. Bičíkaté řasy se během zimy drží více u hladiny a tím pádem mohou využít lépe světlo pro fotosyntézu, mohou tedy tvořit i zimní vegetační zákaly (Watson 2001).

Díky hustotní anomálii vody je ale nejvyšší vrstva vody v zimě ta nejchladnější. Některé druhy preferují určitou vrstvu, kde je pro ně příznivější teplota a zároveň jim umožňuje fotosyntézu. *Rhodomonas* byla nalézána v nejvyšší vrstvě a *Chrysomonas* v nejhlubší, *Rhabdomonas* bývá nalézána ve větší hloubce, kam dopadá nejvíce zeleného světla (Wright 1964). Přítomnost organismů v různé hloubce se mění i cirkadiálně (Shikata et al. 2015), zatím nejvíce je pozorován u *Synura caroliniana*. Během zimy velmi záleží, zda je hladina zamrzlá. Pokud ne, mohou se dostávat do vody alespoň nějaké živiny. Během deště dochází ke splachu fosforu. Ze dna se díky zimní stagnaci moc látek do vrchních vrstev nedostává, není možná ani cirkulace prostřednictvím působení větru (George et al. 2004). Pokud na hladinu napadá sníh je méně světla pro fotosyntézu, a ne všechny duhy jsou schopny vydržet tak nízké teploty, velmi citlivá je na to *Synura*, její počty se zapadanou hladinou radikálně klesají a pomalu se zvedá jejich růstová křivka, když je sníh odstraněn (Wright 1964). Z obrněnek se v zimě objevují *Gymnodinium rotundatum*, *Gymnodinium incurvum* i *Peridinium aciculiferum*. U něj byla tvorba vegetačního zákalu zimně pozorovaná mnohokrát (Nauwerck 1963, Rengefors 1998). Dominanci si *Peridinium aciculiferum* vybojuje i pomocí alelopatí, kdy jeho zřejmě sekundární metabolity působí jako algicid (Rengefors & Legrand, 2007), to ponejvíce ovlivňuje *Rhodomonas lacustris* a má velmi negativní vliv na přítomnost *Synura petersenii* a *Peridinium inconspicuum*, ale nepůsobí nijak na *Chlamydomonas reinhardtii* (Rengefors & Legrand, 2001). Mnohé studie prokázaly zvýšený počet obrněnek během zimy (Singh & Singh, 1967, Mishara et al. 2019). Ze zlativek se objevuje často *Mallomonas akromonas*, jsou přítomna i krásnoočka, a to zejména *Trachelomonas volvocina* a *Trachelomonas hispida* – jejich počty nejsou tak velké jako během ostatních období (Wright 1964). V mírném pásu se pod tenkým ledem objevují i zelené bičíkaté řasy (Snayda 1980).

Sezónní dynamika se může projevovat jen změnou druhů ve skupině, příkladem může být mělká eutrofní nádrž Garças v Brazílii. V tomto případě byly po celý rok dominantní sinice a jen se během studeného období obměnilo druhové složení. Zelené řasy zde neměly velké zastoupení, i když byly druhově nejbohatší, vcelku velkou diverzitu měla Euglenophyta s 29 druhy. Nejčastější byly *Lepocinclis acus*, *Euglenaformis proxima* a *Euglena splendens*. *Trachelomonas hispida*, *Trachelomonas kellogii* a *Trachelomonas volvocina*. Stejný počet měly i sinice, největší abundanci měly během března, kdy tvořily až 47% biomasy. Skrytěnky byly v malé míře přítomny po celý rok, bez větších fluktuací v abundanci. V této zeměpisné šířce se obecně střídají dvě období, suché a vlhké se suchým chladným (Fonesca et al. 2008).

Mnoho změn ve fytoplanktonu se nezachytí díky intervalům odběru vzorků během sezóny. Heteša (2018) sledoval dva z rybníků v Lednici, a to Růžový a Zámecký, věnoval se hlavně abundanci v rámci skupin. Neustálé míchání v měsíci lednu umožnilo vcelku výrazný rozvoj tolerantnějších zelených řas. Jinak převládaly typicky rozsivky, a to převážně malé centrické. Byly zde i typicky chladnomilné skrytěnky. Zvláštností byl nejvyšší bod abundance krásnooček, není jasné, jaké druhy to byly, autor je neuvádí, jsou zde zaznamenány, jako *Euglena* sp. Během února byl zaznamenán vyšší výskyt skrytěnek a zlativek, především *Ochromonas acuta*, zatímco jiné řasy byly na ústupu. Autor to připisuje zejména zvýšení vodní hladiny a resuspenzí sedimentů. Ve větším množství se v březnu poprvé ukazují další zlativky, převážně *Chrysococcus triporus* a ze zelených bičíkatých řas rod *Chlamydomonas*. V prvním týdnu dubna měl zhruba polovinu abundance na svědomí *Dinobryon sociale*, ale jen po krátkou dobu v rámci týdnů, byl nahrazen opět centrickými rozsivkami a začaly nastupovat sinice. V červnu bylo nejvíce zelených řas, které vystřídaly sinice, které to vytvořily vodní květ. Bičíkaté zelené řasy se vyskytly ve zvýšených počtech spolu se skrytěnkami, během října přibyla krásnoočka a nejpočetnější z nich byla *Euglena geniculata*. V říjnu tvořily až 95% společenstva skrytěnky, ke konci se přidaly zlativky a rozsivky (Heteša 2018). Autor se nevěnoval chemicko-fyzikálním vlastnostem, ale odchylky od klasického modelu připisuje míchání, resuspenzi sedimentů a působení nemalého množství ryb v nevelkém vodním objemu. Složení fytoplanktonu se rod od roku v tomto rybníku se trochu odlišuje, většinou však dojde k tvorbě vodního květu, nebo vegetačnímu zákalu (Sukop et al. 2002, Ramezanpoor et al. 2004, Kopp 2006).

Krásnoočka byla na čas dominantní i v dubnu a květnu 2006 a během května 2007 v oblasti El-Sadat, které se nachází v Egyptě, jedná se o jezírka s odpadní vodou, kde bylo celkem jen 5 druhů Euglenophyta a největších abundancí dosahovala *E. sanguinea*. Ve vodě byly zaznamenány vyšší koncentrace amoniaku a to $9,5 \text{ mg.l}^{-1}$. NO_2^- $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$ s NO_3^- v hladině $0,39 \text{ mg.l}^{-1}$. Fosfor se pohyboval kolem $1,9 \text{ mg.l}^{-1}$. Chlorophyta s dominancí *Ankistodesmus acicularis* převládala během srpna a září. Zatímco sinice byly dominantní v únoru a březnu. Studie běžela po dva roky a sezónní dynamika je víceméně stejná jen se liší v posunutí v rámci měsíce. V maturační části bylo jen o málo více druhů v každé skupině, Chlorophyta, v čele opět s *Ankistodesmus acicularis*, byla dominantní během května, června, srpna a října. Krásnoočka během dubna a května. Sinice vládly během ledna a února v roce 2006. Jinak tomu bylo v roce 2007, kdy byly nejpočetnější v prosinci a srpnu (Badr et Moghazy. 2013).

Sezónní dynamika je u každého vodního tělesa jiná a závisí na mnoha faktorech biotických i abiotických.

2. Cíle práce

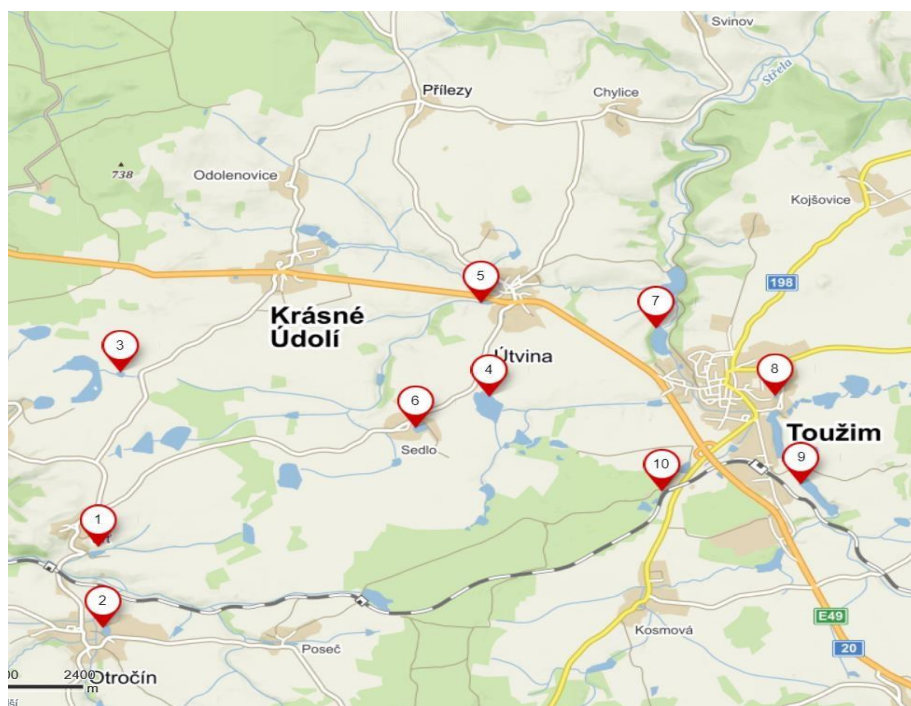
Hlavní cíle mé práce byly:

1. Měření základních chemických a fyzikálních vlastností vody: vodivost, teplota, pH a průhlednost, obsah fosforu, dusíku, křemíku, manganu a železa.
2. Odběry vzorků planktonu a metafytonu a následná determinace bičíkatých řas, spolu se zástupci dalších skupin řas a sinic.
3. Statistické zpracování dat, vyvození ekologických závěrů a diskuse s literárními daty.

3. Metodika

3.1. Výběr lokalit

Během vegetační sezóny 2019 bylo vybráno 10 rybníků v okolí Brtě a Toužimi, a to tak aby se od sebe nějakým způsobem lišily, některé jsou v blízkosti lesa, některé blízko obdělávaných polí a další v zástavbě. Oblast kolem Brtě je výrazně zemědělsky využívaná, jak pro pastvu, tak i pro pěstování rozličných plodin jako jsou brambory nebo řepa. Sama Brť stojí na kraji CHKO Slavkovský les v nadmořské výšce 660 m n. m. Toužim je malé město s první zmínkou v roce 1354 spadající do Karlovarského kraje, v jejím okolí se mimo rybníků určených pro chov ryb i nachází i přírodní koupaliště. Letnění rybníků se už nepraktikuje, vypouští se jen za účelem výlovů (Obec Otročín ,2021; Staříková, pers. comm.).



Obr.1: Mapa vybraných lokalit (podklad je z <https://mapy.cz/>).

3.1.1. Brťský rybník (Brťák)

50.0407311 N, 12.8937300E

Jedná se o větší rybník, který je napájen několika prameny. Z jedné strany je kryt malým lesem. Největší hloubka je 3,5 m (pers. obs.). Slouží také jako sádka pro ryby,

přikrmování navážením hnoje se už, ale neděje a ani se nenaváží zrní. Z důvodu přeočkování násady se některé roky vypustí, to se stalo i v roce 2019. Dno je napůl bahnité a napůl kamenité. Hladinu obývá ve velkém množství *Hydrometra sragorum*, pod hladinou je možno nalézt *Limane stagnalis*, nachází se zde i *Pelophylax esculentus*, *Somatochlora metallica* a

Lestes sponsa. Vegetace litorálu není zrovna příliš rozvinutá, ale najde se zde třeba *Typha angustifolia*. V nevelké vzdálenosti je dlouhodobě využívané pole, které je během roku vápněné z důvodu kyselému podloží v celé oblasti (pers. obs.).

3.1.2. Bezejmenný rybník v Otročině přezdívaný (Šampon)

50.0319369N, 12.8953608E

Jedná se o neveliký rybník přímo ve vesnici Otročín, má velmi strmou hráz a největší hloubka je 3 metry, a to zhruba ve středu (pers. obs.). Místními je nazýván Šampon, a tak se o něm bude mluvit i v této práci. Makrovegetace je velmi málo rozvinutá. Přitéká do něj voda ze dvou pramenů, několika stružek a napojuje se odtokem na Nadlucky potok, Ústí do něj i několik starých potrubí a podle sdělení místních dlouho sloužil k odvodu splašků. Po dobu 50 let a možná i déle se nikdy nevypouštěl (Tesařová, pers. comm.). Vegetační zbarvení během léta i jara spíše do zelené barvy, dno je především bahnité a hráz velice strmá.

3.1.3. Bezejmenný rybník při cestě do Krásného Údolí (Leknín)

50.0607336N, 12.9000106E

Malé vodní těleso leží u málo frekventované silnice. Je napájen nedaleko pramenící říčkou, která dříve, než k němu dojde, proteče ještě dvěma většími rybníky, jiný přítok zřejmě nemá. Velmi nápadnou dominantou je *Nymphaea alba* ve třech variantách (bílé, růžové a červené). Byl zde uměle vysazen před pěti lety, už jen přítomnost těchto rostlin naznačuje, že tento rybník je v poměrně mělký. Největší hloubka je přibližně půl metru (pers. obs.). Dále je zde možné zahlédnout *Sparganium erectum*.

3.1.4. Dolnosedelský rybník (Naháč)

50.0568886N, 12.9521125E

Jedná se o jeden z největších rybníků v okolí, mezi vybranými místy má největší plochu. Volně přístupný je jen z jedné strany, protože celá hráz je porostlá keři a hustým rákosím, má dobře rozvinutý litorál. Má jediný přítok, v okolí jsou hojně využívána pole a pastviny pro krávy.

U vody se nachází i silo, ale je už velmi dlouho nepoužívané. Velmi často se zde objevuje *Anas crecca* a *Ardea cinerea*. Sem tam se objeví mrtvé ryby, může to být v důsledku anoxie. Podloží je místy kamenité a místy bahnité, největší hloubka je zhruba 4 m (pers. obs.).

3.1.5. Bezejmenný rybník u Útvinského hřiště (Hřiště)

50.0694261N, 12.9512300E

Nevelký rybník leží při frekventované silnici do Toužimi. Dno je částečně betonované a u přepadu jinak spíše písčité, měl by sloužit jako koupaliště. V okolí se nachází vrby keřového vzrůstu, avifauna se zde z jasných důvodů nezdržuje. Některé roky je zaznamenáván zvýšený počet *Bufo bufo* v období jejich páření, velmi často v planktonu přítomna *Daphnia pulex*. Část hráze je betonová a je zde vytvořen přepad, proudění je na tomto místě tedy rychlejší.

3.1.6. Bezejmenný rybník v Sedle (Sedlo)

50.0551267N, 12.9412583E

Rybník má povětšinou kamenné dno a jedna část hráze je vybetonovaná. Jako jeden z mála místních rybníků není napájený říčkou. Břehy jsou velmi strmé a drží se tu docela málo vegetace. Největší hloubka je kolem 4 m (pers. obs.). Voda má většinou nazelenalou barvu. V blízkosti se nachází listnaté stromy. Občas je k vidění *Anas platyrhynchos*. Ve vodě je množství larev komárů. Břeh je z části porostlý mechem a nachází se v něm Tardigarda.

3.1.7. Podzámecký rybník (Zámek)

50.0652389N, 12.9764333E

Velký rybník obklopený lesy, jsou zde časté podzimní světle zelené vodní květy nahromaděné při březích. Břehy jsou skoro po celém obvodu zastíněny vysokými stromy. Napájí jej řeka Střela, která před tím projde městem Toužim a asi nejspíše může za eutrofizaci tohoto rybníka, asi před pěti lety zde proběhla meliorace odbahněním (Staříková J., pers.

comm.). Velmi často se objevuje pod kameny *Erpobdella octoculata*.

3.1.8. Bezejmenný rybník za školou v Toužimi přezdívaný (Favčák)

50.0585489N, 12.9938794E

Má dobře rozvinutý litorál na březích se vyskytuje *Phalaris arundinacea* a *Carex* spp., ve vodě lze spatřit *Zannichellia palustris* a na protějším břehu se vyskytuje *Sparganium erectum*. Barva vody je po celý rok spíše hnědá. Část hráze vybetonovaná a je zde i přepad.

Vyskytuje se zde často *Anas platyrhynchos*.

3.1.9. Přírodní koupaliště v Toužimi (Koupaliště)

50.0489325N, 12.9980431E

Leží hned za Toužimí a je využíváno k rekreačním účelům. Jedna z hrází je vyztužená betonovými panely a drží se na ní husté slizké nárosty rozsivek. Dále je dno místy kamenité a místy bahnité. Litorál je vyvinutý jen někde, místy hladinu stíní stromoví, místy jsou porosty *Sparganium erectum*. Objevuje se zde vcelku hojně *Cyclops strenuus* a *Viviparus contectus*.

3.1. 10. Rybník u kolejí vedle Mezlerova rybníka (= K1)

50.0517583N, 12.9816986E

Tento malý rybník leží kousek za Toužimí a je obklopený především listnatým lesem a má velmi rozvinutý litorál, v mělkých částech se objevují lakušníky a okřehky, také je zde velké množství vodních ptáků. Je stružkou propojen s Mezlerovým rybníkem.

3.2. Odběry

Vzorky na lokalitách byly odebírány čtyřikrát za rok během vegetační sezóny 2020, proběhly jarní (13.4.), letní (28.6.), podzimní (28.9.) a zimní (12.12.) odběry.

Na každé z lokalit bylo pomocí multimetru (HI98129, Hanna Instruments Czech s.r.o.) naměřeno pH, vodivost a teplota. Pomocí Secchiho desky byla naměřena průhlednost. Vzorky planktonu byly odebrány planktonní sítí s velikostí ok 20 μm a některé vzorky byly zbaveny zooplanktonu pomocí sítky (menšina vzorků zbavena zooplanktonu nebyla, pro zjištění toho, co spolu s řasami a sinicemi na lokalitách žije). Vzorky perifytonu byly oškrábány především přímo z rostlin, odebírán byl i metafyton. Odběry byly provedeny vždy na třech místech dané lokality. Vzorky byly ihned po odebrání vloženy do termotašky. Fixace přímo na místě nebyla provedena, protože může poškodit bičíkaté řasy a znesnadnit jejich determinaci, která proběhla nejpozději do dvou dnů po odběru. Dále bylo odebráno 100 ml vody pro pozdější chemické analýzy.

3.3. Determinace a chemická analýza

K určení druhů byl použit světelný mikroskop Olympus BX 51 s kamerou DP74, fotografie byly pořízeny s využitím programu CellSens (Olympus Corporation, Japan). Druhy byly určovány s použitím dostupné determinační literatury (Carty, 2014, Hindák et al., 1978 Kaštovský et al., 2018; Wehr et al., 2015). Každému druhu byla zaznamenána relativní abundance 1: ojediněle (pod 1 %), 2: roztroušeně (1-3 %), 3: řídky (3-10 %), 5: hojně (10-20 %), 7: velmi hojně (20-40 %), 9: hromadně (nad 40 %) (Kaštovský et al., 2008).

Nomenklatura byla sjednocena dle databáze AlgaeBase (Guiry & Guiry, 2013).

Fixace vzorků byla provedena 36% formaldehydem do finální koncentrace 2% až po determinaci, aby bylo možné se k nim s odstupem času vrátit.

Chemická analýza vody proběhla nejpozději do dne a půl po odebrání pomocí multiparametrového fotometru pro laboratoře (HI83200, Hanna Instruments Czech s.r.o.). Byly měřeny koncentrace $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ spolu s fosforem (PO_4^{3-}) křemíkem, manganem a železem.

3.4. Použité programy

Pro tvorbu tabulek byl použit program MS Excel (Microsoft Corporation, 2018) a pro statistické zpracování dat byl použit program R (R Core Team, 2020) a Canoco (Braak & Šmilauer, 2012).

3.5 Použité statistické metody:

CCA (kannonická korespondenční analýza):

Pro zjištění vlivu chemických a fyzikálních faktorů byla použita CCA v programu Canoco a to konkrétně

1. CCA analýza vlivu SiO_2 , NH_4^+ , PO_4^{3-} , Mn, Fe, období jako kovarianta
2. CCA analýza vlivu SiO_2 , NH_4^+ , PO_4^{3-} , Mn, Fe, průhlednosti, teploty a konduktivity
3. CCA analýza vlivu SiO_2 , NH_4^+ , PO_4^{3-} , Mn, MnO_4^- , KMnO_4 Fe, a konduktivity
4. CCA analýzy vlivu období.

PCA (analýza hlavních komponent) pro zjištění vlivů jednotlivých faktorů

Shluková analýza Wardovou metodou :

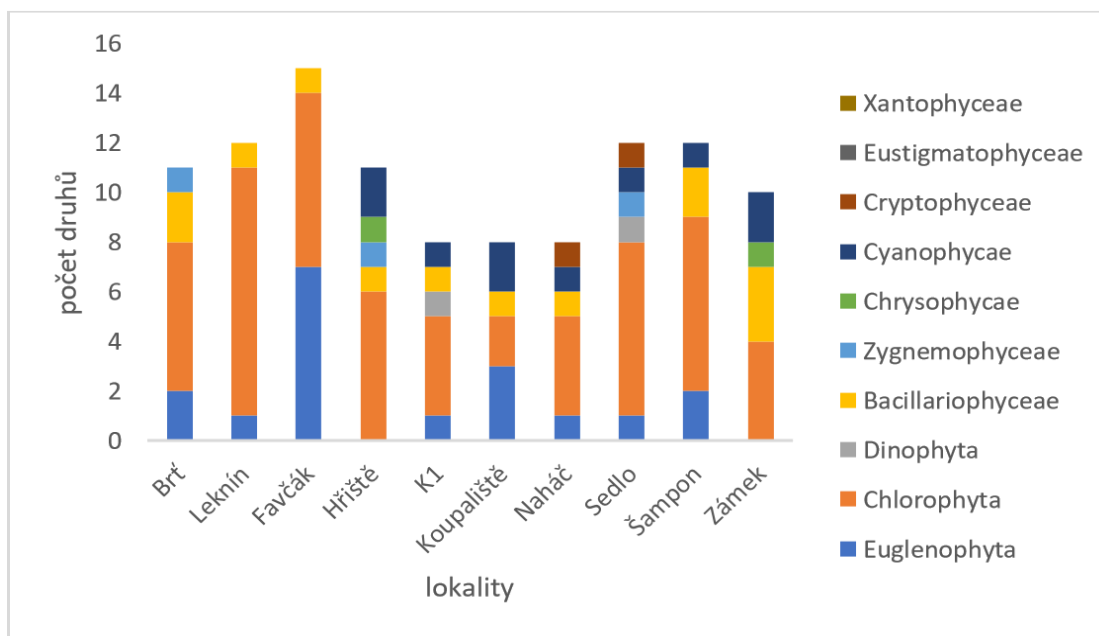
Pro porovnání lokalit dle jejich chemických fyzikálních parametrů (NH_4^+ , PO_4^{3-} , pH, konduktivita, teplota) byla udělána aglomerativní shluková analýza Wardovou metodou v programu R. Vzniklý dendrogram ukazoval podobnost lokalit na základě euklidovské vzdálenosti. Každé období bylo analyzováno zvlášť, kvůli značné nepřehlednosti grafu pro celou vegetační sezónu (Lepš & Šmilauer, 2016).

Také byl vypočítán Shannonův index dle vztahu $H' = -\sum p_i \ln(p_i)$ a saprobní index pro zjištění stupně znečištění vody organickými látkami $\sum S_i \cdot h_i \cdot I_i / (\sum h_i \cdot I_i)$, přiřazené hodnoty byly přiděleny dle tabulek dle Sládečka a Sládečkové (Sládeček & Sládečková 1996)

4. Výsledky

4.1. Diverzita

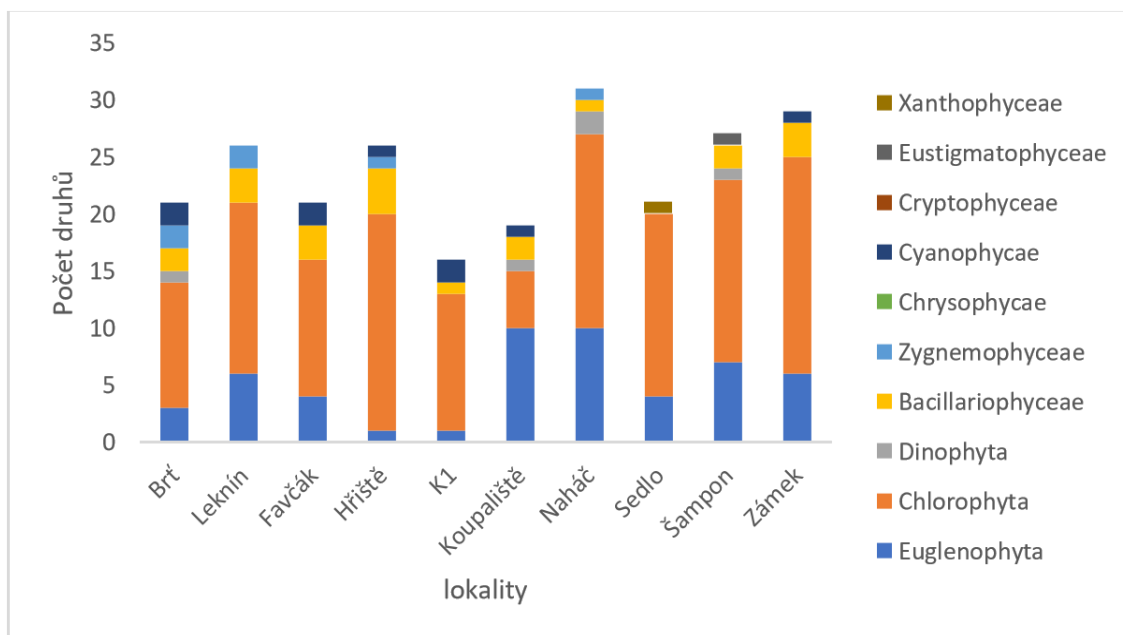
Na lokalitách bylo celkem nalezeno 187 metafyttonních a planktonických druhů z nichž 62 patřilo mezi bičíkaté řasy.



Obr. 2: Složení jarního fytoplanktonu

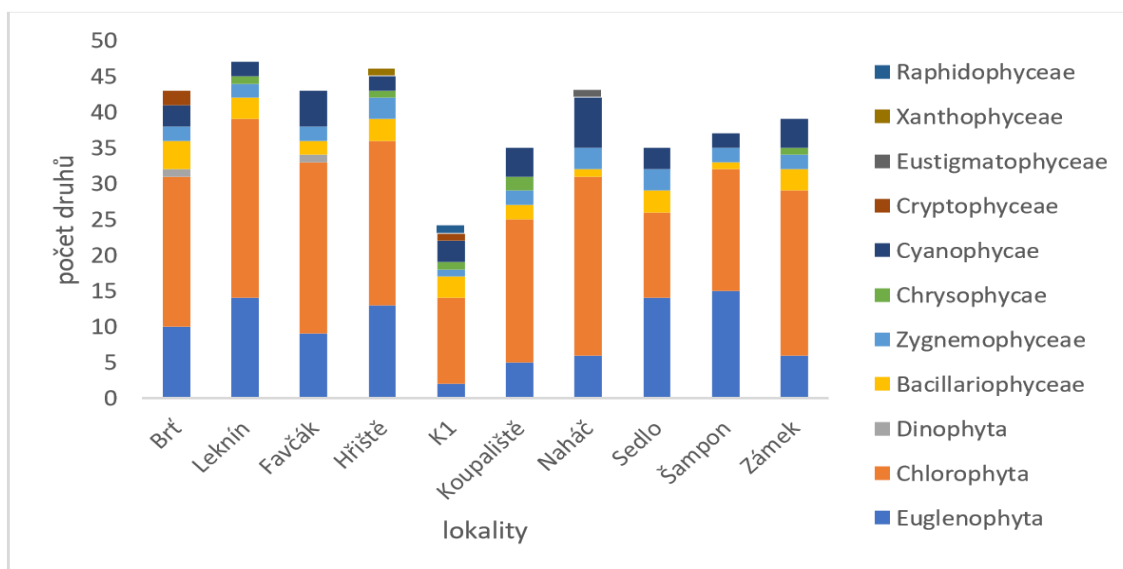
Na biodiverzitu nejbohatší skupinou během jarního období byly zelené řasy. Velký podíl má na tom rod *Desmodesmus*, který se vyskytoval na všech lokalitách v podobě mnoha druhů, z bičíkatých zelených řas se objevil *Pteromonas angulosa* (Brť) a *Carteria globosa* (Sedelský rybník). Druhou druhově nejbohatší skupinou byla krásnoočka, která však na dvou lokalitách během tohoto období zcela chyběla (Hřiště a Zámek). Nejčastěji se napříč rybníky objevoval rod *Trachelomonas* a v rámci něj nejčastější druh byl *Trachelomonas planctonica*, dále se objevoval hojněji rod *Phacus*, oproti němu rod *Euglena* se objevoval jen někde a rod *Strombomonas* byl nalezen jen vzácně. Velmi malé zastoupení bylo u zlativek, ty se objevily jen sporadicky a pouze o rod *Synura* a v menším množství *Mallomonas*. /Dále část tvořily rozsivky, jednalo se převážně o *Asterionella formosa* a *Aulacoseira granulata*, v planktonu byla diverzita poměrně malá. V bentosu některých lokalit byla druhová pestrost mnohem vyšší v Brti šlo především o rody *Gyrosigma*, *Cymbela* a *Eunotia*. Těmi

se však tato studie dopodrobna nezajímá, i když dokreslují ekologii lokality. Velmi nízké bylo i zastoupení skrytěnek, nalezena byla jen *Cryptomonas marssonii*.



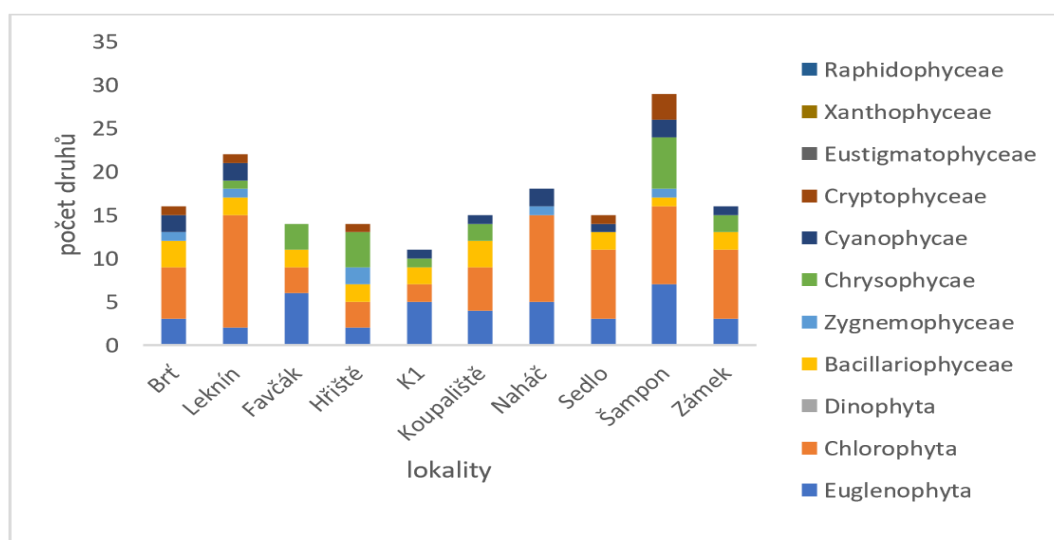
Obr. 3: Složení letního fytoplanktonu

Stejně jako během jara nejvíce druhů náleží mezi zelené řasy, ale stouplo zastoupení sinic. U sedmi rybníků vzrostla diverzita krásnooček a u všech kleslo zastoupení rozsivek. Na některých lokalitách klesl počet zaznamenaných skupin, velké rozdíly jsou mezi jarem a létem v K1 a Sedelském rybníku. Zlativky se během léta objevily jen někde, častěji byly k vidění obrněnky.



Obr. 4: Složení podzimního fytoplanktonu

Během podzimu se více objevovaly skrytěnky a poprvé se objevují různobrvky, ale jen na lokalitě Hřiště. Zelené řasy stále zůstávají zastoupeny vyšším počtem druhů než krásnoočka, častěji se objevují spájivky, poněkud více rody *Closterium* a *Spirogyra*. Ze zlativek je nejčastější *Mallomonas*, která se začala objevovat i na lokalitách, kde během léta nebyla zaznamenána. V jednom z rybníků se objevilo v hojném počtu *Gonyostomum semen*. U všech rybníků byl zaznamenán nejvyšší počet druhů.



Obr. 5: Složení zimního fytoplanktonu

Hladina všech rybníků byla alespoň částečně zaledněná a k některým odběrovým místům bylo nutné se prosekat. Zimní období přineslo více zlativek, nejčastěji se jednalo o rod *Synura*.

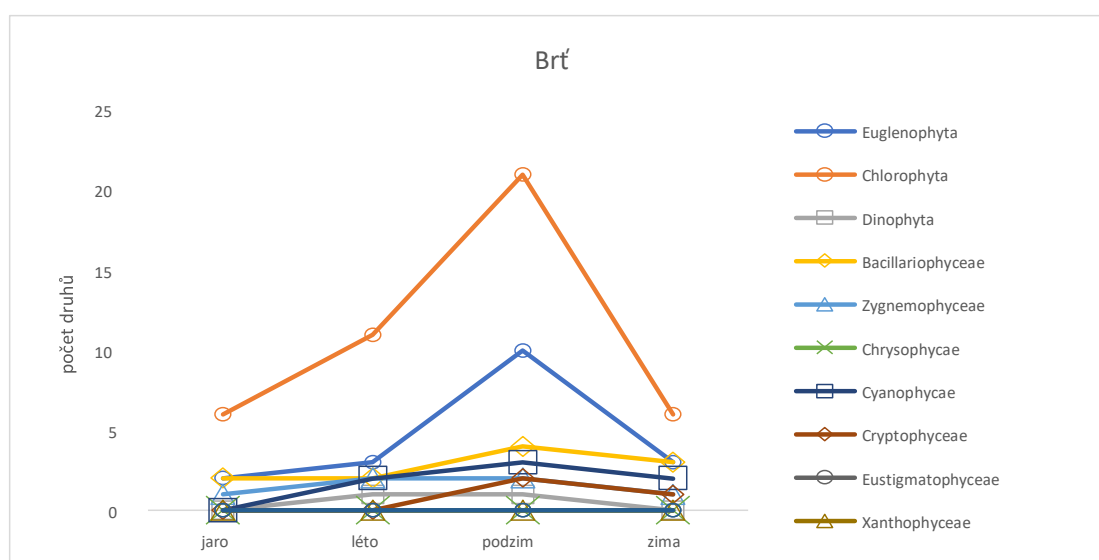
4.1.1. Brť (Brťák)

Během léta dominují zelené řasy typické pro eutrofní vody. V rozporu s PEG modelem se zvýšil i počet a rozmanitost planktonních rozsivek. Během jara byly velmi abundantní bentické druhy, ale ty nebyly do statistiky zapisovány, převládala *Cymbela* a *Navicula*.

Průhlednost vody se zásadně změnila, měla spíše nahnědlou barvu v důsledku vegetačního zákalu *Ceratium hirundinella*. Mezi krásnoočky se v létě objevovaly pouze *Trachelomonas nigra*, *Trachelomonas planctonica* a *Lepocinclis stenii*, které se jinak objevilo jen v jediném dalším rybníku. Během jara byly loriky *Trachelomonas* silně inkrustované, měly tmavě hnědou barvu.

Skrytěnky se vyskytovaly během podzimních odběrů a jednalo se o *Cryptomonas ovata* a *Cryptomonas phaseolus*. Zvýšil se počet druhů mezi krásnoočky a objevil se rod *Phacus*, který byl zastoupen 5 druhy a mezi nimi se objevovali ponejvíce *Phacus longicauda* a *Phacus triqueter*. Rod *Trachelomonas* změnil své zastoupení, *Trachelomonas planctonica* v planktonu zůstávala nadále, ale ostatní druhy byly nahrazeny *Trachelomonas hispida* a *Trachelomonas cervicula*. Rod *Ceratium* vymizel, ale obrněnky se zcela nevytratily, nahrazen byl v extrémně malém počtu druhem *Peridinium bipes*. Mezi bentickými rozsivkami byl velmi častý rod *Gyrosigma*.

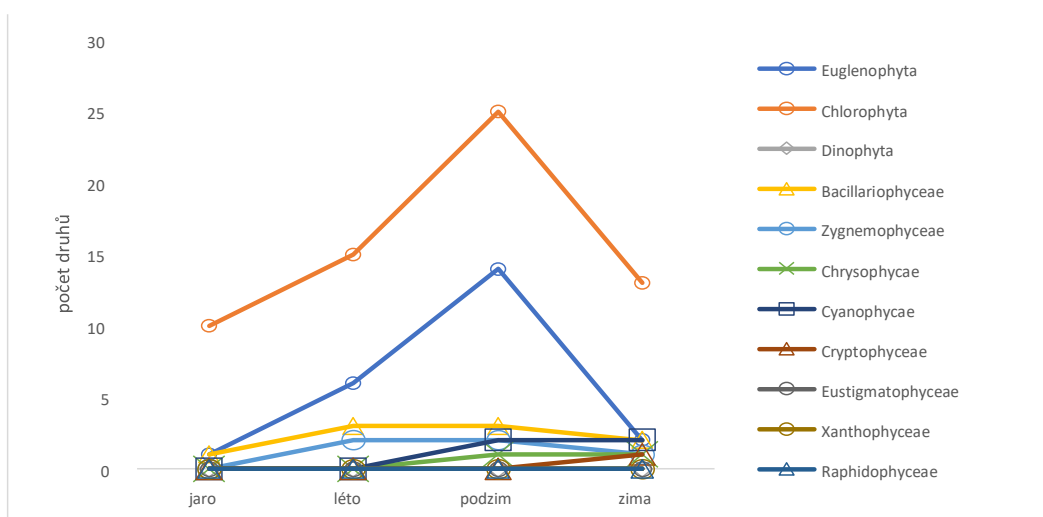
Zimní plankton byl vyváženější, neměl žádnou dominantu v podobě jednoho druhu. Ze skrytěnek byla pozorována jen *Cryptomonas marssonii*, v planktonu mezi krásnoočky přibyla *Monomorphina pyrum* a *Trachelomonas abrupta*, z minulého období zůstala jen *Trachelomonas planctonica*. Ze sinic se objevovaly *Planktothrix agardhii* a *Oscillatoria limnosa*. Mnohem méně byla k vidění *Asterionella formosa* v porovnání s podzimním planktonem. Navrátila se zelená bičíkatá řasa *Pteromonas angulosa*, ale v poměru k ostatním řasám bylo její zastoupení zanedbatelné.



Obr. 5: Sezónní dynamika v Brťi

3.1.2. Leknín

Během jarního období byla *Trachelomonas hispida* var. *crenulatocollis* jedinou bičíkatou řasou. V tomto rybníku převládala *Desmodesmus communis* a druhou nejběžnější řasou byl *Desmodesmus opoliensis*, oproti jiným rybníkům zde měl velmi dlouhé rohy zřejmě vlivem predačního tlaku. V létě se objevoval *Phacus acuminatus* a *Lepocinclis steinii*. *Mallomonas* byla pozorována jen během podzimu. Velmi častou sinicí zde byl *Limnococcus limneticus*. Objevilo se 7 druhů rodu *Phacus*, mezi nimi i *Phacus platyaulax*, nejčastější z trachelomonád byla *Trachelemonas volvocina*. Nalezena byla i *Strombomonas acuminata*, která se v studovaných rybnících objevuje velmi sporadicky. Ve velkém množství se zde objevuje *Staurastrum planctonicum* a *Stauridium tetras*. Rod *Phacus* v zimě spatřen nebyl stejně jako rod *Trachelomonas*, zimní dominantou se stal *Dinobryon divergens*.



Obr. 6: Sezónní dynamika v Lékání

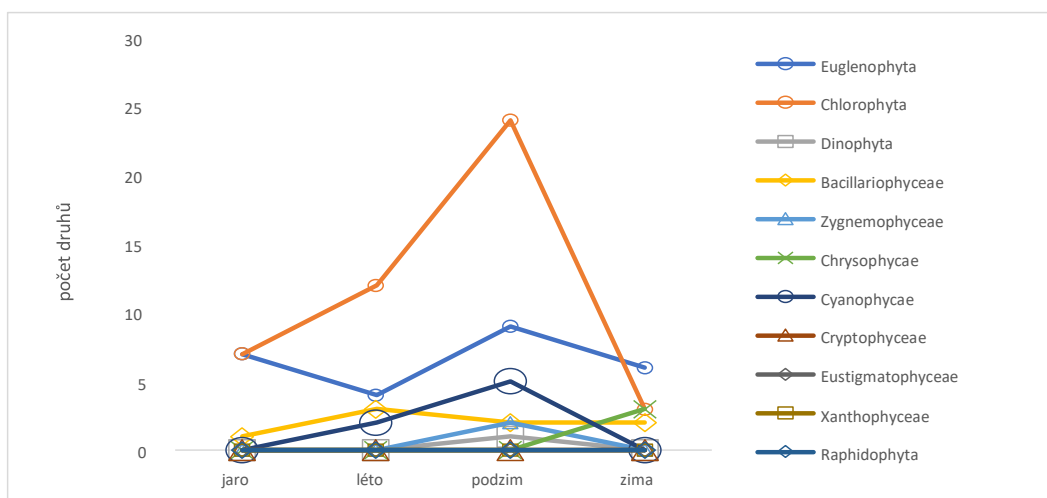
4.1.3. Favčák

Na jaře bylo zaznamenáno více druhů sinic, ale v létě se ustoupily a zastoupen byl pouze rod *Microcystis*. Pevládaly zelené řasy a množství bezbarvých krásnooček, která se občas v planktonu mohou sekundárně vyskytnout. Letní fytoplankton byl bohatší na rozsivky než jarní a ve velkém množství byla zejména *Asterionella formosa*, která na sobě nesla parazity zřejmě patřící mezi Chytridiomycota, která často tyto rozsivky napadají (Beajes et al. 1992). Velmi hojná byla také *Aulacoseira granulata*. Mezi krásnoočky byly

dva druhy rodu *Trachelomonas* a jeden druh rodu *Lepocinclis*, rod *Phacus* v tomto období zcela chybí. Počet druhů v této skupině v porovnání s jarními vzorky rapidně poklesl.

Během podzimu byly pořád nejvíce zastoupeny zelené řasy, ale nově se objevuje *Synura uvella* (kolonie se zatím ještě tvoří). V planktonu se už neobjevují bezbarvá krásnoočka a objevuje se i méně rozsivek, ale naopak vzrostlo zastoupení spájivek. Během zimy hladina skoro celá zaledněná tlustou vrstvou ledu. Téměř nepozorovaný byl rod *Euglena*, měl jen jediného zástupce, kterým byla *Euglena granulata*, objevuje se ve větším množství *L. texta*. Druhová pestrost bohatší než během jara, oproti podzimu lehce poklesla, ale i tak se stala krásnoočka skupinou s nejvyšším počtem druhů v tomto období. Výrazně v tomto ohledu klesly zelené řasy, mezi nimi zůstalo jen *Actinastrum gracilimum*, *Stauridium tetras* a *Monoraphidium contortum*.

Celkově je zimní společenstvo řas mnohem méně vyvážené než během předchozích období, zejména z důvodu vysokého zastoupení rodu *Synura*, který zde měl sklony k dominanci.



Obr. 7: Sezónní dynamika ve Favčáku

4.1. 4. Hřiště

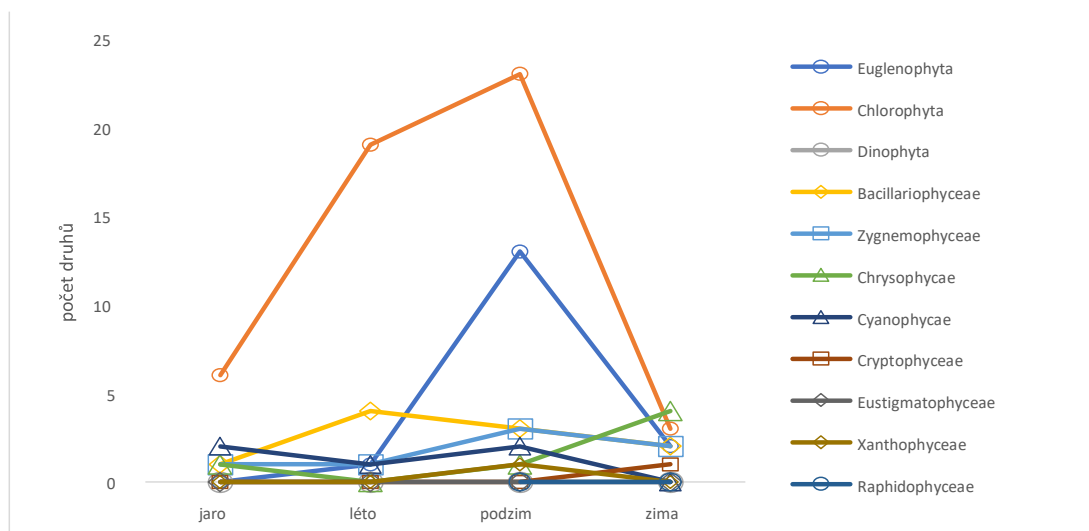
V jarním období byly sinice druhou nejzastoupenější skupinou, velmi častou zde byla *Planktothrix agardhii*. Vůbec nejpočetnější zde byl *Desmodesmus abundans*, ale netvořil dominantu. Naopak společenstvo sinic a řas bylo v tomto období velmi dobře vyvážené a zastoupeno zde bylo jen 11 druhů. Rozsivky měly v planktonu jen jediného zástupce

spadajícího do rodu *Synedra*. V bentosu byla pestrost rozsivek vyšší a velmi častý byl rod *Cymbella*.

Během léta se objevilo veliké množství rozsivek, z planktonních se jednalo převážně o *Asterionella*, z bentických převládala *Cymbella* a *Navicula*. Největší pestrost byla mezi zelenými řasami. Rod *Trachelomonas* byl zastoupen jen jediným druhem, a to ještě v malém množství. Z planktonních sinic se ve větším množství objevil *Microcystis wesenbergii*, zatímco v bentosu byla častá *Oscillatoria limnosa*. Na podzim byla velká druhová pestrost u rodu *Trachelomonas* a jen zde objevila *T. similis*, z rodu *Phacus* zůstal jen *P. curvicauda*.

Ostatně počet krásnooček během podzimu rapidně vzrostl. Zvýšilo se zastoupení rozsivek a ze skrytěnek se objevila jen *Cryptomonas marssonii*. Vzrostl počet druhů spájivek, zatímco poklesly počty rozsivek, v planktonu zůstaly jen *Aulacoseira granulata* a *Fragillaria crotonensis*

Zima přinesla snížení počtu druhů zelených řas (mezi nimi nejčastější bylo *Stauridium tetras* a objevovala se i *Spirogyra*) a nejzastoupenějšími se staly zlativky, vcelku často byl k vidění *Dinobryon divergens* a zástupci rodu *Mallomonas* a minimálně dva druhy rodu *Synura*.

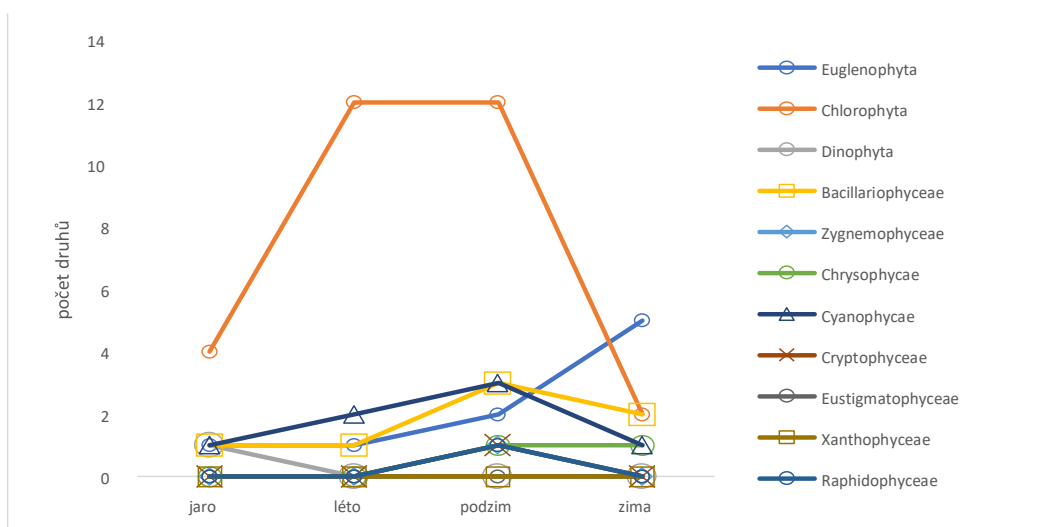


Obr. 8: Sezónní dynamika na Hřišti

4.1.5. K1

Během jara se objevilo jen osm planktonních a metafytonních druhů, za to se zde vyskytovalo velké množství nálevníků rodu *Vorticella*. Voda během jara, ale i léta byla velmi průhledná. Možná zde dobře funguje samočištění díky vodní vegetaci. V planktonu se objevovala v podobě tychoplanktonu *Oscillatoria limnosa*, stejně častá byla rozsivka *Asterionella formosa*. Velmi malé abundance dosahovala obrněnka *Ceratium hirundinella*. V létě tu byly čtyři druhy rodu *Desmodesmus*, nejčastější byl *Desmodesmus opoliensis*, a nepatrně pokleslo zastoupení rozsivek, a naopak vzrostlo u sinic, nejčastěji se objevovala *Microcystis wesenbergii* a *Snowella lacustris*.

Během podzimu bylo dominantní *Gonyostomum semen*. Jinak se zde vyskytovalo velmi málo druhů, jen dva druhy krásnooček a oba velmi málo zastoupené. V zimě se více objevovali zástupci rodu *Trachelomonas*, krásnoočka obecně měla nejvyšší bohatost v tomto období, dále se objevuje *Synura*, která zde byla naprostou dominantou a způsobuje zápach podobný rybině.



Obr.9: Sezónní dynamika v K1

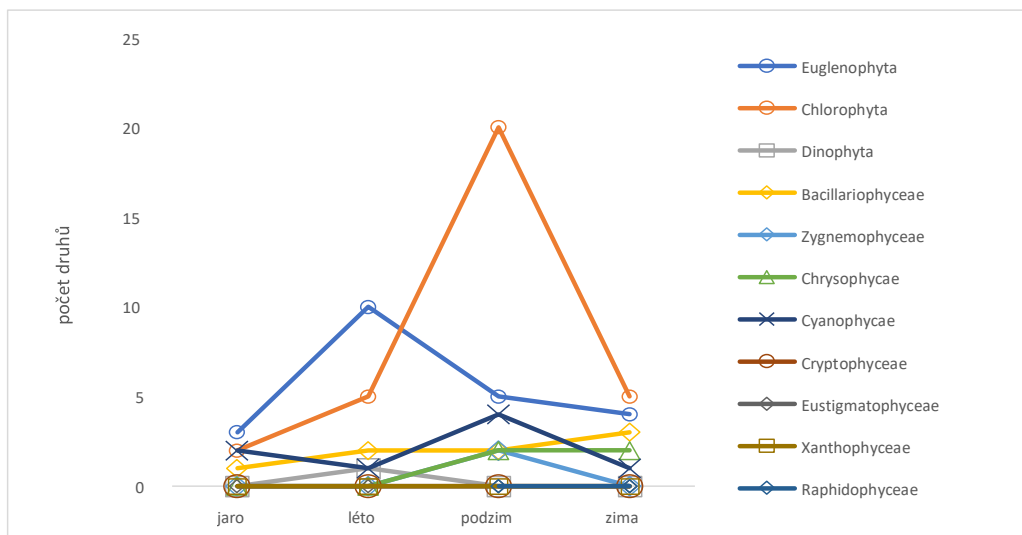
4.1.6. Koupaliště

Během jarních odběrů byly nejčastěji k vidění zástupci z řad krásnooček zejména *Lepocinclis acus* a *Phacus longicaudata*. Nejčastěji se objevovala sinice sekundárně planktonní *Oscillatoria* a v menším množství *Limnothrix redekei*. Složení společenstva během tohoto období poukazuje na horší beta-mezosaprobitu.

Letní období se vyznačovalo výrazným nárůstem druhové bohatosti v rámci krásnooček, v planktonu se pohybovala především *Trachelomonas planctonica* a v bentosu se pohybovalo větší množství bezbarvých krásnooček jako *Anisonema acinus* nebo *Notosolemus apocamptus* a *Petalomonas mediocanellata*. Složení letního planktonu nebylo moc vyvážené díky vysoké abundanci *Ceratium hirundinella*, které zde bylo jediným zástupcem obrněnek.

Během podzimu byly nejvíce zastoupeny zelené řasy, ale nově se objevuje *Synura uvella* (kolonie se zatím ještě tvoří). Nejabundantnější řasou byl rod *Mallomonas* a druhé nejčastější bylo *Lepocinclis acus*. V planktonu se už neobjevují bezbarvá krásnoočka. Rod *Trachelomonas* je ponejvíce zastoupen druhem *Trachelomonas cervicula*, doprovázen je *Trachelomonas planctonica* a *Trachelomonas armata*. Rod *Phacus* byl zde zastoupen jediným druhem, kterým byl *Phacus curvicauda*. Vzrostlo i zastoupení sinic, často se objevovala především *Woronichinia naegeliana*, *Oscillatoria* sp. a v menším množství *Aphanocapsa conferta*. V planktonu se objevovala *Aulacoseira granulata* více než v předešlém období opačně tak bylo u *Asterionella formosa*, jejíž relativní zastoupení drasticky pokleslo. Vzrostlo i zastoupení krásivek.

Během zimy byla hladina skoro celá zaledněná tlustou vrstvou ledu. Objevuje se ve větším množství *Lepocinclis. texta*. Mezi *Trachelomonas* došlo k obměně druhů a z předchozího období zůstala pouze *Trachelomonas planctonica*, dále zde byla velmi častá *Trachelomonas nigra* a v malém počtu se objevovala *Trachelomonas volvocina*. Druhová pestrost zůstává bohatší než během jara. Množství rozsivek zde během roku stále pomalu stoupalo, v zimním planktonu přibyla *Fragilaria crotonensis*. Množství druhů zlativek se v podstatě nezměnilo, ale klesla jejich abundance, velmi markantní to bylo především u *Mallomonas*, která měla v předchozím období sklony k dominanci. Mezi zelenými řasami bylo nejvíce druhů v rodu *Desmodesmus*. *Desmodesmus comunis* byl, co do četnosti, na ústupu oproti předchozímu období, naopak tomu bylo u *Desmodesmus denticulatus*.



Obr. 10: Sezónní dynamika na Koupališti

4.1. 7. Naháč

Během jara bylo nalezeno jen 9 druhů sinic a řas. Nejčastěji bylo možné narazit na *Trachelomonas planctonica* (které zde bylo jediným zástupcem krásnooček) a *Limnothrix redekei* a *Planctothrix agardhii*. Skrytěnky zde měly jediného zástupce, kterým byla *Cryptomonas marssonii* a k tomu ve velmi malých počtech. Malé zastoupení měly i planktonní rozsivky jednalo se pouze o *Fragillaria*, v bentosu byla hojná *Cymbella*, *Amphipleura* a především *Navicula*.

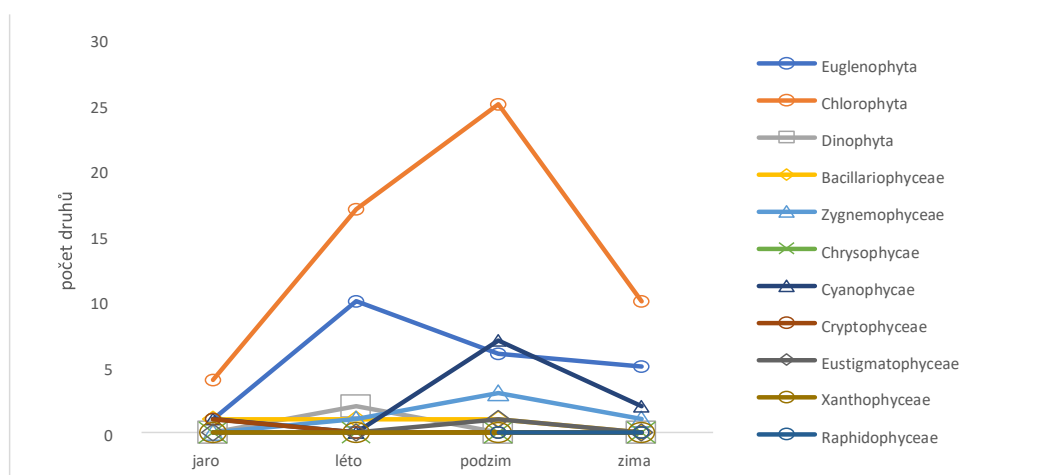
Bohatost řas se během léta se až ztrojnásobila. Opět převládají zelené řasy, objevuje se i hodně krásnooček zejména rod *Trachelomonas* zastoupen čtyřmi druhy z nich byla nejčastější *Trachelomonas abrupta*. Rod *Phacus* byl zastoupen třemi druhy, jednalo se o *Phacus longicauda*, *Phacus helicoides* a nejčastějším byl *Phacus acuminatus*. Během léta se objevily i zástupci rodu *Euglena*, jednalo se o *Euglena ehrenbergii* a *Euglena viridis*. Také se zde ukázaly v malém počtu obrněnky, jednalo se o *Ceratium hirundinella* a *Parvodinium inospicuum*. Mezi zelenými řasami byly velmi hojné *Actinastrum hantschii*, *Tetraëdron minutum* a zejména *Pseudopediastrum boryanum*. V podobě tychoplanktonu se zde vyskytovala spájivka *Staurastrum ralfsii*. Jedinou planktonní rozsivkou v tomto období byla *Aulacoseira granulata*.

Složení planktonu je zde nejvariabilnější, obyvatelé bentosu se ve svém složení a početnosti moc nezměnili. Zhoršila se saprobita z lepší beta-mezosaprobity na horší betamezosaprobity, díky zemědělství je ve vodě zřejmě vyšší obsah fosforu. Řasy jsou zde

o něco větší než v ostatních rybnících, pravděpodobně za to může predanční tlak ze strany přítomných trubének a vířenek. *Desmodesmus* zde tvoří větší kolonie a mívá větší výrůstky.

Během podzimu se nově objevuje *Lepocinclis oxyuris* a *L. texta*. V malém množství se objevuje *Goniochloris fallax*, které bylo nalezeno jen zde. *Trachelomonas acanthostoma* byla přítomna jen během podzimu a jen v tomto rybníku. Snížila se druhová pestrost u rodu *Phacus* a nebyli zaznamenáni zástupci rodu *Euglena*. Zvýšilo se množství sinic, byla vyšší druhová bohatost než během jara, nově byl zaznamenán *Limnococcus* sp., doprovázen byl dalšími sinicemi *Snowella lacustris*, *Woronichinia naegeliana*, *Limnococcus limneticus*, *Planktothrix agardhii* a *Aphanocoapsa planctonica*, v tomto pořadí klesala jejich četnost. A také se objevuje *Botryococcus braunii*, který se nachází jen na této lokalitě. Byl zaznamenán rapidní nárůst množství PO_4^{3-} . Veškeré formy dusíku mají naopak tendenci se snižovat. *Aulacoseira granulata* nadále zůstává jedinou planktonní rozsivkou.

Během zimy nebyli spatřeni žádní zástupci z řad rodu *Phacus*. Také se snížilo zastoupení rodu *Trachelomonas* a ponějvíce byla ve vzorku viděna *T. planctonica*, dále jen *T. hispida*. Celková bohatost je vyšší než během jarních odběrů. Mezi krásnoočky dále vyskytují *Lepocinclis texta*, *Lepocinclis acus* a *Euglena granulata*. Mezi nejčastější zelené řasy patřili *Monoraphidium contortum*, *Stauridium tetras* a *Lagerheimia longiseta*. V planktonu se objevovalo i *Closterium limneticum*. Sinice *Oscillatoria limnosa* byla nalezena už jen pouze v bentosu.



Obr. 11: Sezónní dynamika v Naháči

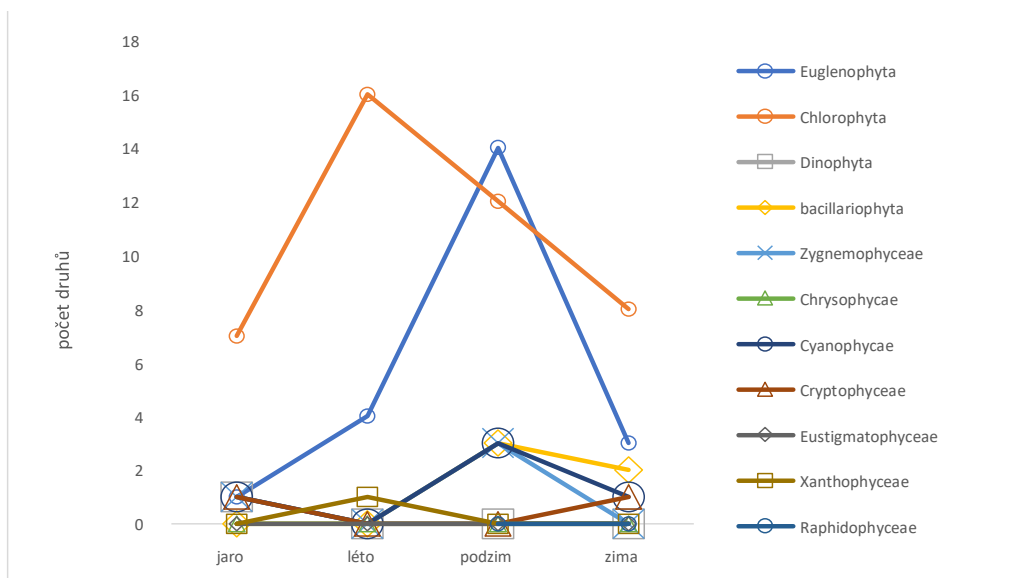
4.1.8. Sedlo

Jarní plankton je druhově poměrně chudý a převládají v něm zelené řasy jako je *Desmodesmus comunis* a *Parapediastrium biradiatum*. V tychoplanktonu se objevuje *Oscillatoria limosa*, která byla v tomto období jedinou zaznamenanou sinicí. Z bičíkatých řas se nejčastěji objevovala krásnoočka, mezi kterými převládala *Trachelomonas planctonica* a druhým nejčastějším byla *Trachelomonas volvocina*. V malém množství zde bylo i *Lepocinclis texta*. Během léta zde byl *Phacotus lenticularis* a *Chlamydomonas incerta*, která nebyla v žádném jiném rybníku ani období zaznamenána. Celkem častá zde byla různobrvka *Tribonema minus* v podobě tychoplanktonu, která se vyskytovala jen zde. Množství druhů krásnooček se zvýšilo, i když nebyl už zaznamenán žádný zástupce rodu *Lepocinclis*. Přibyl *Phacus curvicauda* a *Trachelomonas armata*. Letní zastoupení rozsivek v planktonu bylo pestřejší než jarní a bylo zde velké množství *Melosira varians*, v menší míře se vyskytovala *Asterionella formosa* a *Aulacoseira granulata*. Mezi zelenými řasami se velmi často objevoval *Desmodesmus serratus*, *Coleastrum astroideum* a *Coleastrum microporum*. Toto byl jediný rybník, kde se objevil *Dictyosphaerium subsolitarium*.

Podzimní plankton co do počtu druhů ovládla krásnoočka. Objevil se zde i *Phacus formosus*, který byl jinak viděn jen v Šampónu. Nejčastějšími krásnoočkami byli *Phacus curvicauda*, *Phacus longicauda* a *Lepocinclis acus*. Dalšími zástupci z rodu *Lepocinclis* byli *Lepocinclis texta*, *Lepocinclis oxyuris* a *Lepocinclis spirogyroides*. Také bylo přítomné *Colacium* sp. přisedlé na *Daphnia pulex* a *Euglena granulata*. V rámci rodu *Trachelomonas* došlo k malé obměně druhů. Během podzimu vzrostla bohatost rozsivek, nejčastější byla nadále *Melosira varians* a přibyl rod *Cyclotella*. Výrazně vzrostl počet druhů spájivek, nejčastěji byly viděny *Closterium limneticum* a *Closterium moniliferum*, které se nacházelo jen zde a pouze během podzimu. Podzimní plankton byl bohatší na sinice než v předešlých obdobích, nejvíce se objevovala *Planktothrix agardhii* a *Oscillatoria* v podobě tychoplanktonu. Poklesla abundance *Desmodesmus serratus* a nejčastější zelenou řasou se stal nepůvodní *Monactinus simplex*.

Zimní plankton neměl žádnou dominantu a došlo k poklesu druhů u všech skupin kromě skrytinek, ale i ty měly jediného zástupce, kterým byla *Cryptomonas* cf. *erosa*. Z krásnooček zůstalo jen *Lepocinclis texta*, *Trachelomonas planctonica* a *Trachelomonas*

volvocina. *Desmodesmus serratus* se už neobjevoval, ale nově byl spatřen *Desmodesmus dispar*. Rod *Tetraëdron* byl v tomto období zastoupen jediným druhem. *Melosira varians* zcela vymizela a objevilo se jen malé množství *Asterionella formosa*, jiné planktonní rozsivky zaznamenány nebyly. V bentosu zůstávala četná *Naviculla*.



Obr. 12: Sezónní dynamika v Sedelském rybníku

4.1. 8. Šampon

Mezi zelenými řasami zde během jara bylo nejabundantnější *Micractinium pusillum*.

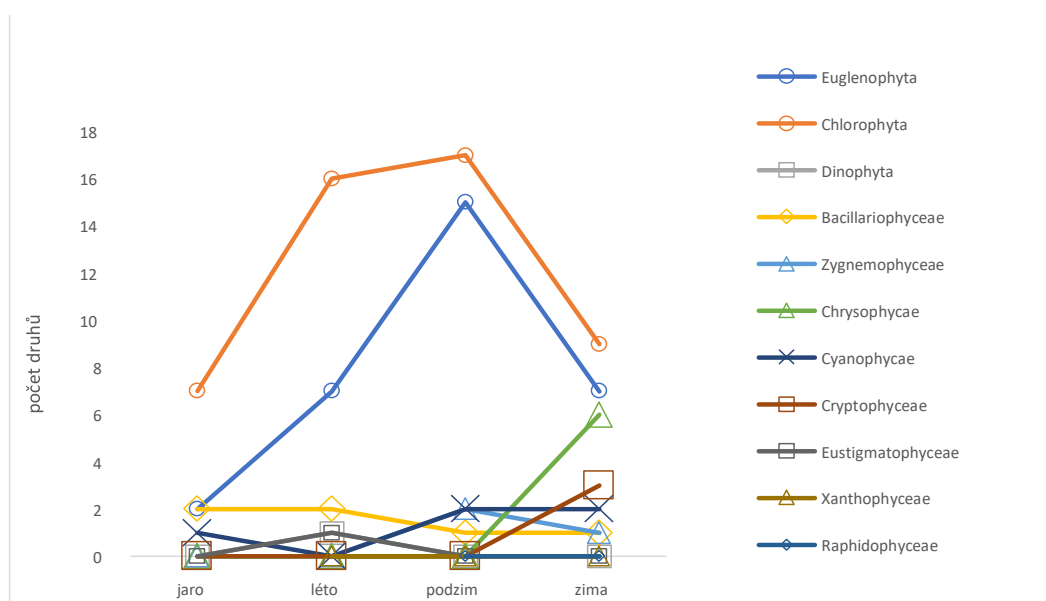
Sinice měly zástupce *Oscillatoria limnosa* (tychoplankton). Mezi krásnoočky se objevovala pouze *Trachelomonas armata* a *Trachelomonas volvocina*.

Nejčastější zelenou řasou během léta bylo *Oocystis marssonii* a *Desmodesmus comunis*, *Coleastrum astroideum* a *Eudorina elegans*. Rozsivky se vyskytovaly v nižších abundancích než během jara. V tomto období se objevily i tři druhy řas, které se nacházely jen v tomto rybníku, jednalo se o *Gonium pectorale*, *Goniochloris smithii* a *Euglena deses*, dále byla krásnoočka zastoupena druhy *Trachelomonas planctonica*, *Phacus helicoides*, *Phacus curvicauda*, *Lepocinclis acus* a *Trachelomonas cervicula*.

Naprostou dominantou podzimu byla *Planktothrix agardhii* (vzorek asi díky tomu měl zelenomodrou barvu), dalšími sinicemi byly *Aphanocapsa planctonica* a *Snowella litoralis*.

Bohatost rozsivek poklesla a vyskytovaly se v malých abundancích. Výrazně vzrostlo druhové zastoupení krásnooček zejména v rámci rodu *Trachelomonas*, byl zastoupen 7 druhů. *Trachelomonas oblonga* se vyskytovala jen zde. Byla zde i *Strombomonas acuminata* a ve studovaných rybnících málo častý *Phacus orbicularis* a *Phacus formosus*. Nejčastější krásnoočka v tomto rybníku byl *Phacus curvicauda*.

V zimním planktonu se objevilo větší množství zlativek. Velmi abundantní byl zejména rod *Synura*. Nastoupily i rody *Mallomonas* a *Dinobryon*. Mezi zelenými řasami došlo k poklesu a obměně druhů. Mezi krásnoočky zůstala *Trachelomonas planctonica*, *Trachelomonas volvocina* a *Euglena granulata*. Abundance sinic výrazně poklesly a mezi rozsivkami zůstal jediný druh *Asterionella formosa*. V planktonu byly i dva druhy skrytěnek, které se nikde jinde neukázaly *Cryptomonas obovata* a *Cryptomonas paramecium*.



Obr. 13: Sezónní dynamika Šampon

4.1. 9. Zámecký rybník

V bentosu se objevovala *Oscillatoria tenuis* a rod *Pseudoanabena*, nejspíše druh *P. catenata*. V obrovském množství v poměru k ostatním řasám bylo *Coelastrum astroideum*.

Během jarního období se objevovalo pouze 10 druhů a mezi nimi i *Synura* cf. *uvella*

(orientačně jde určit, dokud nezačne tvořit kolonie). Nebyla zaznamenána žádná krásnoočka. V planktonu se objevovala *Aulacoseira granulata*, *Asterionella formosa* a *Fragilaria mesolepta*. Sinice měly dva zástupce, a to *Limnothrix redekeii* a *Oscillatoria limnosa*

(tychoplankton). Mezi zelenými řasami měl nejvíce druhů rod *Desmodesmus* a nejčastěji byl nalezen *Desmodesmus opoliensis*.

Letní plankton se vyznačoval výrazným nárůstem druhů zelených řas. Velmi časté bylo zejména *Coleastrum astroideum* a *Actinastrum hantzschii*. Také se pouze zde nacházelo

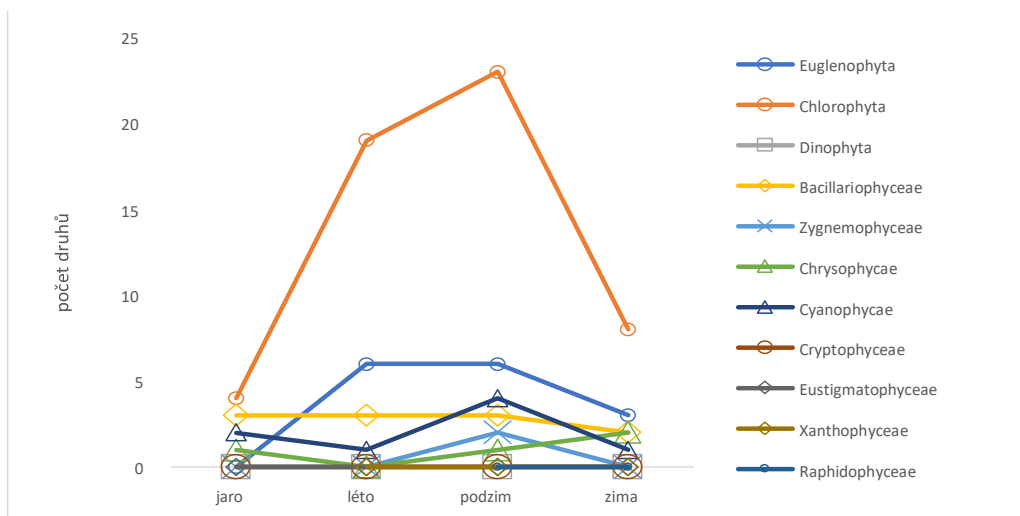
Coleastrum speciosum a *Chlorotetraëdron incus*. Množství planktonních rozsivek se nezměnilo, jen se objevovaly jiné druhy. V bentosu byl velmi abundantní rod *Naviculla* a *Cymbella*. Mezi krásnoočky převládala *Trachelomonas planctonica*, nacházela zde v malém množství *Trachelomonas armata*. Objevilo se zde i *Colacium* cf. *cyclopicola* přisedlé na

Keratella cochlearis. V bentosu se pohybovala bezbarvá krásnoočka *Anisonema ovale*, *Anisonema acinus* a *Petalomonas prototheca*. Množství druhů sinic pokleslo a společenstvo mělo jiné složení, nejčastěji se objevovala *Microcystis areruginosa*. Nebyly zaznamenány žádné skrytěnky ani zlativky.

Podzimní plankton se vyznačoval masovým výskytem *Aulacoseira granulata* a nárůstem počtu druhů sinic nově se objevovala třeba *Woronichinia naegeliana*. Množství krásnooček se nezměnilo, jen došlo k obměně druhů, kterou zaznamenaly i zelené řasy. Nově se objevovala *Lagerheimia longiseta*, *Monactinus simplex*, *Lacunastrum gracilimum* a *Acantosphaera zachariasii* spolu s *Micractinium bornhemiese* a *Selenastrum gracile*. Nově se v planktonu nachází ve velmi malém množství *Mallomonas* spp. Během tohoto období bylo přítomno nejvíce druhu spájivek.

Zima přinesla snížení počtu druhů zelených řas i abundance jednotlivých druhů byla velmi malá. Poklesl i počet druhů krásnooček, v bentosu se žádná bezbarvá nenacházela. Nejčastěji se objevovala *Trachelomonas hispida* var. *crenulatocollis* a *Trachelomonas planctonica* a *Lepocinclis acus*. Rod *Phacus* zaznamenán nebyl stejně tak ani žádné skrytěnky. Zlativky zastupoval *Dinobryon divergens* a rod *Synura*. *Aulacoseira granulata*

již nebyla naprosto dominantním druhem, ale její abundance zůstávala trochu vyšší. Ze sinic zůstala *Oscillatoria limnosa* (tychoplankton).

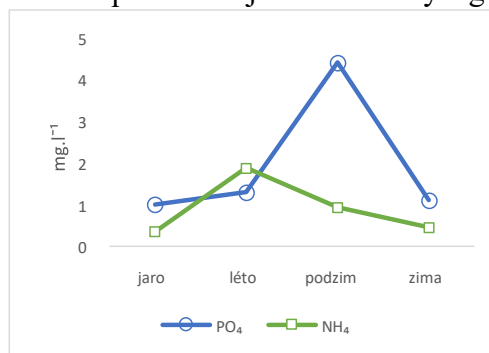
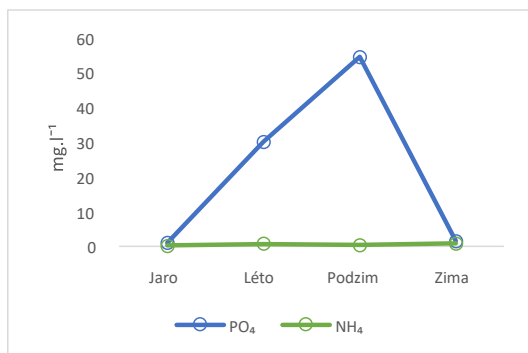


Obr.14: Sezónní dynamika v Zámeckém rybník

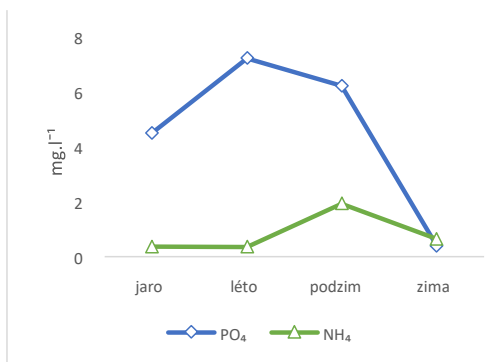
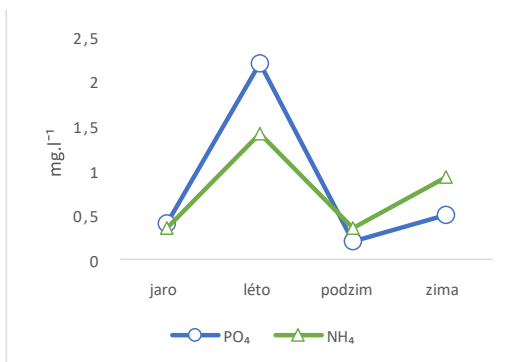
4.2. Chemizmus

Přímo na lokalitách byly naměřeny některé chemickofyzikální parametry, dále byla provedena chemická analýza, výsledky měření jsou uvedeny v příloze.

Množství dusíku a fosforu se během roku mění. Pro porovnání jsou zobrazeny 4 grafy níže.



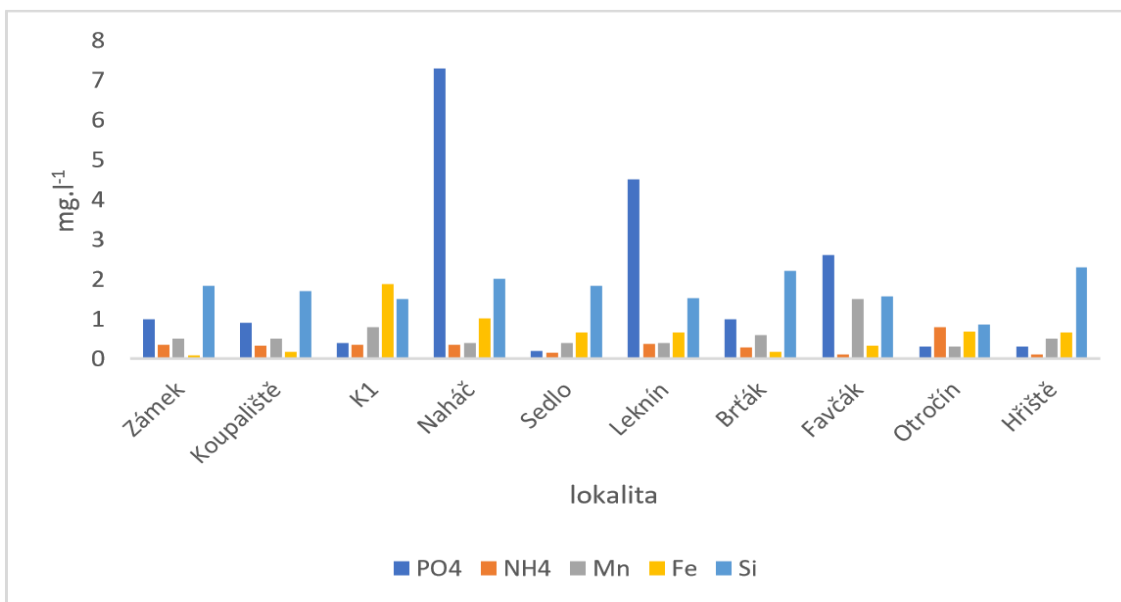
Obr. 16: Změny množství NH₄⁺ a PO₄³⁻ v Brti Obr.17: Změny množství NH₄⁺ a PO₄³⁻ v Zámku



Obr. 18: Změny množství NH_4^+ a PO_4^{3-} , v K1, v Leknínu

Obr.19: Změny množství NH_4^+ a PO_4^{3-}

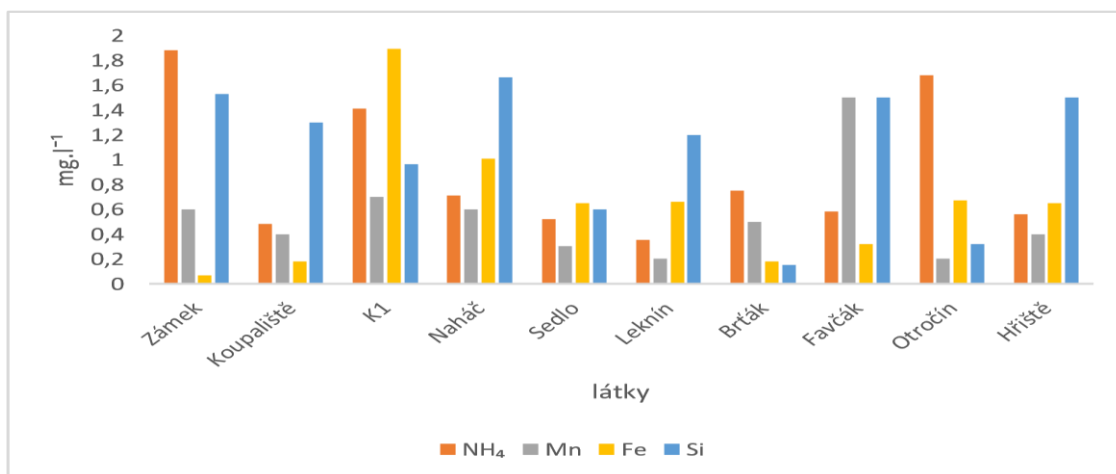
Na první pohled je zjevné, že různé rybníky mají nejvyšší množství fosforu buď v létě, anebo na podzim. Po většinu času je N:P ve prospěch fosforu. NH_4^+ je více v případě zimního období u K1, v Zámku je tomu tak v létě, Koupaliště to tak má během podzimu i zimy. Brť byla do srovnání vybrána z důvodu dvou věcí. První důvod je, protože má řádově vyšší množství fosforu, druhým je, že se hladina dusíku během roku výrazně nemění. Fosfáty spolu s NH_4^+ jsou navíc hlavní živiny a výrazně ovlivňují nejen řasové společenstvo.



Obr. 20. Porovnání chemizmu lokalit během jarních odběrů

Do grafu byly zahrnuty i další měřené komponenty – Mn, Fe a Si. Jejich další formy zahrnuty nebyly pro větší přehlednost. Místa s větším obsahem křemíku měla vyšší

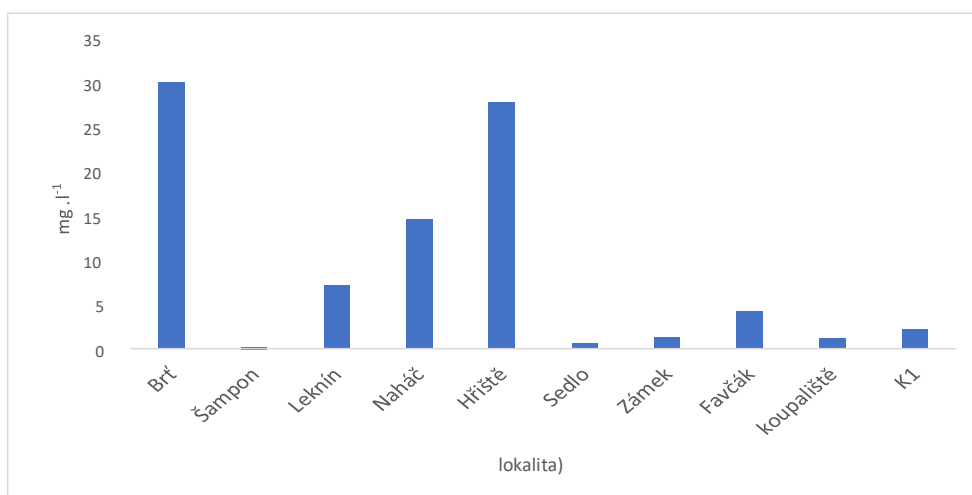
relativní abundanci rozsivek, i když se v planktonu některých objevovalo málo druhů. Platí to zejména pro Naháč a Hřiště.



Obr.21: Porovnání chemizmu lokalit během letních odběrů

Byly uvedeny jen tyto prvky, protože množství fosfátů by učinilo graf nečitelným, samostatný graf pro ně je uveden níže.

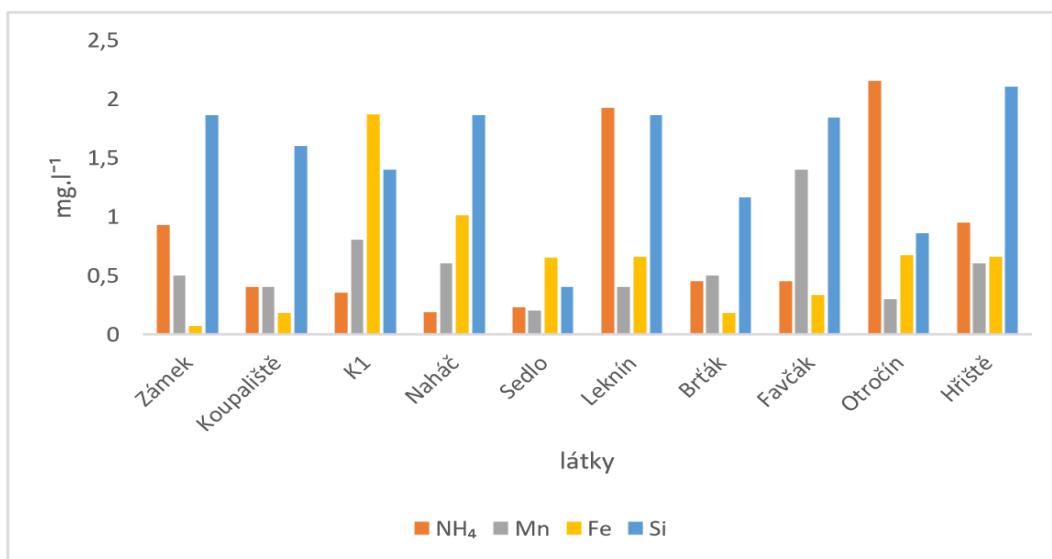
Množství křemíku v létě nejcitelněji kleslo u rozsivek z 2,2 mg.l⁻¹ na pouhých 0,15 mg.l⁻¹, přesto se paradoxně bohatost rozsivek zvýšila, jen se zdály o trochu menší v porovnání s jarními, navíc rozsivky obecně potřebují Si k tvorbě schránek, nebo jejím dotvářením po rozmnožování (Kalina & Váňa, 2005).



Obr.22. Porovnání množství fosforečnanů na lokalitách během letních odběrů

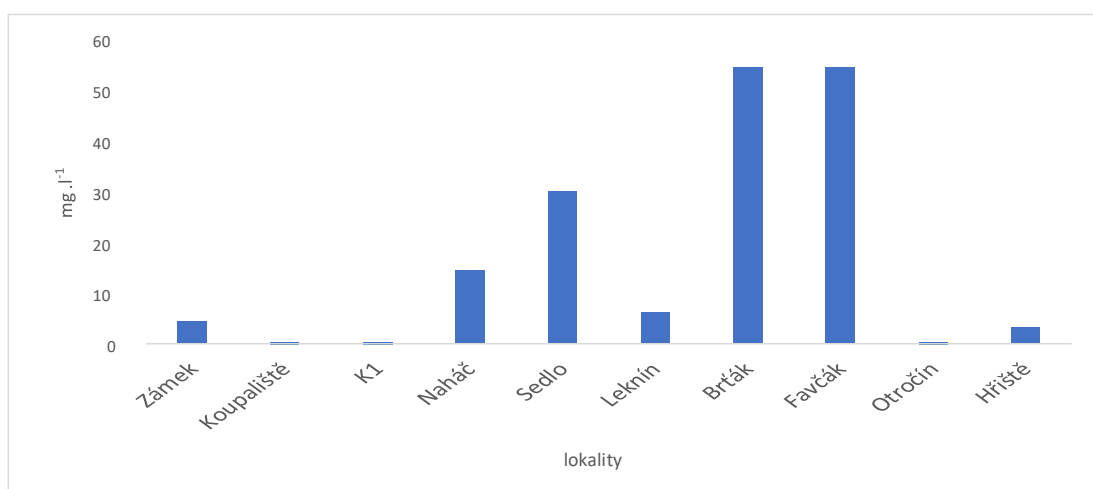
V šamponu je množství fosfátu velmi nízké bylo jen 0,1 mg.l⁻¹. Řasy a sinice byly pouze v menších abundancích, přesto patřil tento rybník mezi ty s nejvyšším počtem druhů

v tomto období. Zvláštností Šamponu je, že je celoročně vyšší obsah NH_4^+ , než množství fosfátu. Přítomné sinice zde byly ve vyšších abundancích v porovnání s ostatními rybníky.



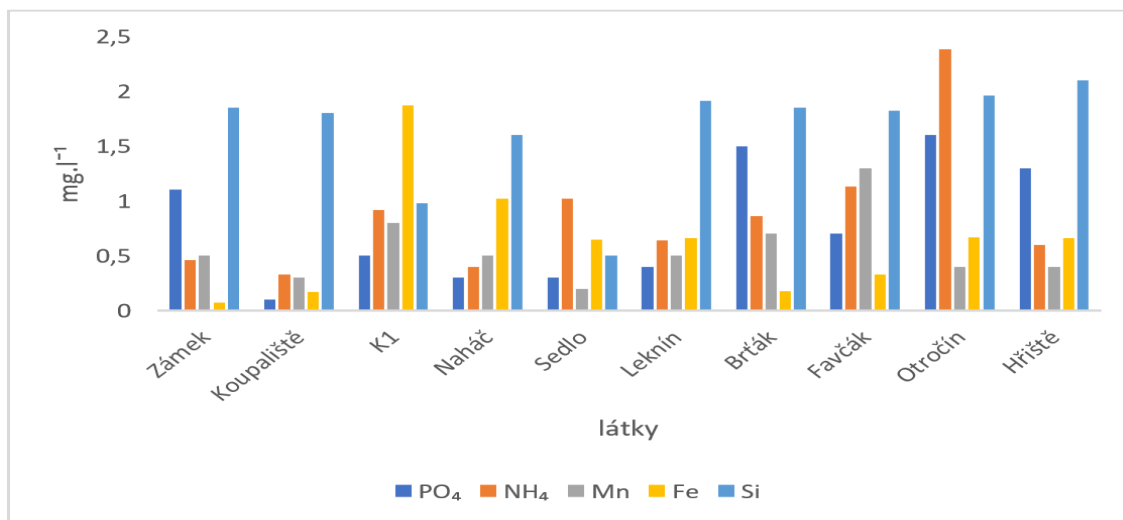
Obr.23: Porovnání chemizmu lokalit během podzimních odběrů

U většiny rybníků došlo během podzimu k zvýšení množství křemíku. Sedelský rybník vykazoval však opak. Nevice křemíku se v něm objevilo během jara a směrem k podzimu se snižoval, největší propad byl mezi jarním a letním obdobím. Šampon měl nadále nejvyšší obsah NH_4^+ . Železo během roku nekolísalo a po celou dobu zůstávalo nejvyšší množství právě v K1. V případě Sedelského rybníku jej bylo více než křemíku. Množství Mn bylo během roku proměnlivé jen málo a po celý rok ho bylo nejvíce právě v Sedelském rybníku.



Obr. 24: Porovnání množství fosforečnanů na lokalitách během podzimních odběrů

Brť a Favčák měly stejné množství fosfátů $54,4 \text{ mg.l}^{-1}$. Nejnižších koncentrací $0,2 \text{ mg.l}^{-1}$ dosahovaly K1, Koupaliště a Šampon, v každém z nich bylo množství NH_4^+ větší.



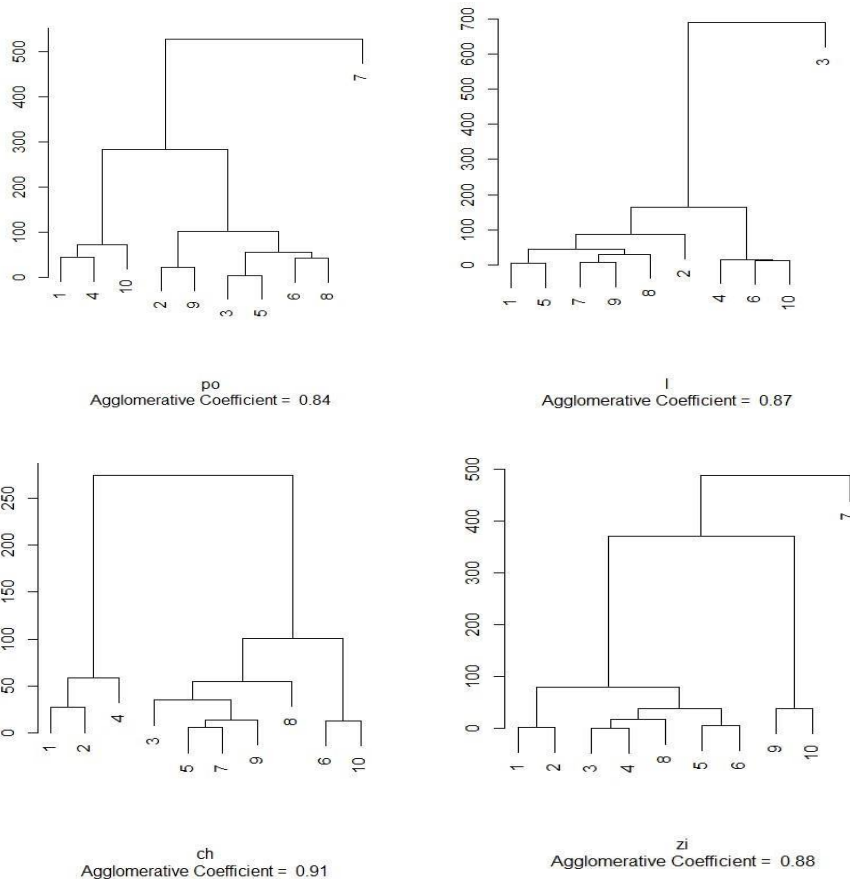
Obr. 25: Porovnání chemizmu lokalit během zimních odběrů (do tohoto grafu díky svému nižšímu množství byly přidány i fosfáty).

Během zimy byly koncentrace křemíku nejvyšší z celého roku. Variance koncentrace křemíku byla v tomto období nejmenší. Nejvíce NH_4^+ se objevilo v Šamponu.

5. Statistické zpracování

5.1 Chemické a fyzikální faktory

Pro porovnání lokalit dle jejich chemických fyzikálních parametrů byla udělána aglomerativní shluková analýza Wardovou metodou v programu R. Vzniklý dendrogram ukazoval podobnost lokalit na základě euklidovské vzdálenosti. Každé období bylo analyzováno zvlášť, kvůli značné nepřehlednosti grafu pro celou vegetační sezónu.



1=Brť, 2=Hřiště, 3=Leknín, 4=Naháč, 5=Hřiště, 6=Sedlo, 7=Zámek, 8= Favčík, 9=Koupaliště, 10= K1.

Obr. 26: Podobnost chemicko fyzikálních parametru na jaře a v létě (vpravo nahoře), podzim (vlevo dole), zima (vpravo dole).

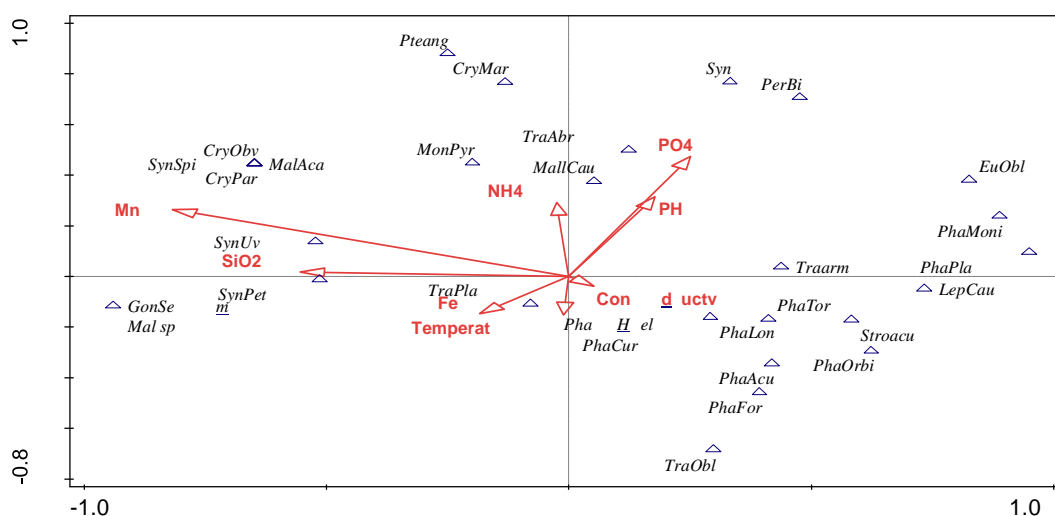
Naháč (4) se se vymyká množstvím fosfátů a s Brtí (1) a Šamponem (2) ho spojuje množství amonných iontů. Sedlo (6) a K1(10) spojuje nižší množství amonných iontů a vyšší konduktivita a od dalšího klastru je dělí malá koncentrace fosfátů. První dělení do klastrů v letním období je na základě konduktivity v Leknínu (3) byla během léta $794 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ tedy nejvyšší. Brť (1), Naháč (4) a Hřiště (5) jsou si podobné v množství fosfátů. Během podzimu Brť (1) stojí stranou díky vysokému obsahu fosforečnanů. Zámek (7) se velmi liší od ostatních, v prvním klastru ho odděluje opět vysoká konduktivita. V zimě se Zámek (7) nejvíce odlišuje od ostatních díky konduktivitě na podzim i v zimě. Druhé

dělení do klastrů je v důsledku pH Koupaliště (9) a K1 (10) ho mají nejvyšší. Šampon (2) má více fosfátů i amoných iontu.

S Brtí (1) ho spojuje vyšší obsah fosfátů ty oddělují třetí větší dělení.

5.2. Jaký mají faktory vliv na řasy a sinice?

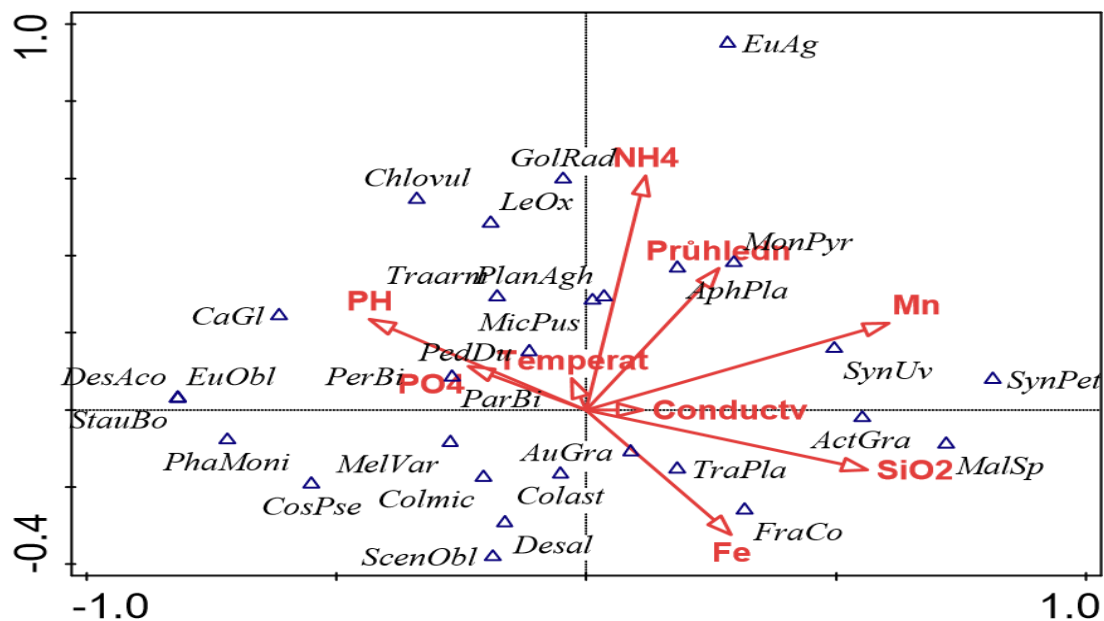
Na přítomnost řas a sinic mají vliv různé faktory jako je Teplota, nebo množství živin a dostupné parametry vysvětlují různou měrou celkovou variabilitu (Reynolds,2006; Lepš & Šmilauer, 2016).



Obr. 27: Výsledek CCA analýzy vlivu SiO_2 , NH_4^+ , PO_4^{3-} , Mn, Fe, období jako kovarianta ($F=1$, $DF=8$, $p=0,338$).

Pro zjištění, zda přítomnost druhů ovlivňuje nějaký ze zvolených faktorů (SiO_2 , NH_4^+ , PO_4^{3-} , Mn, Fe a období jako kovarianta) byla použita parciální CCA. Vysvětleno bylo 22,5% variability. Ukazuje se, že na přítomnost krásnoočka *Monomorpha pyrum* má vliv množství PO_4 a o trochu více množství dusíku. *Pteromonas angulosa* je nejvíce ovlivněno množstvím NH_4 , který v období, kdy se v Brt'áku ukázalo byly vysoké. Přítomnost *Mallomonas* sp. je ovlivněna množstvím křemíku a současně trochu i teplotou. Díky vysoké pravděpodobnosti statistické chyby ($f=1$, $DF=8$, $p=0,338$) nelze zamítnout nulovou hypotézu, že faktory nemají velký vliv na přítomnost různých druhů řas. Jediné, co se shoduje s výsledky mnohých studií je, přítomnost zlativek je ovlivněna

NH_4^+ a SiO_2 (Reynolds, 1976; Dokulil, 2006). I při odstranění některých faktorů vychází statistika jen pro bičíkaté řasy neprůkazná. Jinak tomu je však, pokud se do statistiky zahrnou i řasy bez bičíku a sinice.



Obr.28: Výsledek CCA analýzy vlivu SiO_2 , NH_4^+ , PO_4^{3-} , Mn, Fe, průhlednosti, teploty a konduktivity, ($F=1$, $DF=9$, $p=0,164$)

Pomineme-li vliv období, ukazuje se, že *Monomorpha* byla ovlivněna průhledností a obsahem manganu ve vodě. Jiná krásnoočka jako *Phacus orbicularis*, *Phacus acuminatus*, *Phacus monilatus* jsou ovlivněny především množstvím fosfátů. Přítomnost *Phacus formosus* se zdá více ovlivněn pH (byl nalezen jen v jediném rybníku a pouze na podzim). Trochu se vymyká *Phacus triqueter*, který je ovlivněn nejvíce teplotou. *Fragilaria crotonensis* je nejvíce ovlivněna dvěma faktory, kterými jsou množství železa a SiO_2 , přičemž paradoxně vychází těsnější závislost vůči železu u *Aulacoseira granulata* kromě množství fosforu hrálo roli i železo. Přítomnost *Carteria globosa* a *Chlamydomonas incerta* se řídila dle pH. Jde tu ale o stejný problém jako u *Phacus formosus*. Množství fosfátů má velmi silný vliv na přítomnost *Peridinium bipes*. Konduktivita má většinou nepatrný vliv, ale to neplatí v případě *Ceratium hirundinella*, které navíc silněji i množství dusíku. Nějaký vliv má i na *Eudorina elegans*.

kteřá zároveň vyžaduje vyšší obsah fosfátů. *Trachelomonas hispida* var. *crenulato-collis*. Jiná varieta tak na fosfáty vázaná není (Metoda: CCA, F=1,1, DF=7, vysvětluje 19,8% variability, p=0,014). Rod *Euglena* se jeví více vázaný na fosfáty, Především *Euglena oblonga*, u *Euglena granulata* hraje roli i Mn. Rod *Phacus* se jeví více ovlivněný NH_4^+ zejména druhy *Phacus tortus*, *Phacus formosus* a *Phacus orbicularis*. NH_4^+ také ovlivňuje *Lepocinclis oxyuris*, co se týče *Lepocinclis steinii* je hlavním faktorem množství PO_4^{3-} . *Lepocinclis texta* se vyskytovala v prostředí s vyšším obsahem amonných iontů a manganu, množství fosfátu zřejmě vliv nemělo. Výskyt *Trachelomonas armata* vychází jako naprosto závislý druh na množství fosfátů. Oproti tomu *Trachelomonas planctonica* je k PO_4^{3-} i NH_4^+ indiferentní a vyšších abundancích se vyskytuje ve vodách s vyšším obsahem Fe, podobným případem je *Trachelomonas nigra* u ní je však větší přilnavost k trochu vyššímu obsahu Mn. (Metoda CCA; F= 1,1; DF= 10, p=0,012).

Jelikož jedním z cílů této studie bylo sledování sezónní dynamiky, vyplývá otázka, zda jsou některé druhy vázané na určité období.



Obr. 30: Výsledek CCA analýzy vlivu období. (F= 0,9, p=0,666).

Ačkoliv jsou nějaké druhy v grafu nahoře blízko některých období (*Microcystis* v zimě, nebo *Desmodesmus abundans* blízko jara) vychází, že nulová hypotéza (H_0 = Druhy nejsou spojeny s jednotlivými obdobími) nemůže být zamítnuta (Metoda CCA, F=1, DF=3,

p=514). Není průkazná, ani pokud se analyzuje stejným způsobem vliv období na řasy s bičíky u nich je navíc možnost učinění chyby mnohem vyšší vysvětlí jen 7,6% variability ($F=0,9$, $p=0,666$). Přesto některé druhy se objevili pouze na podzim *Gonyostomum semen* v K1, nebo

Lepocinclis oxyuris, který se nacházel jen v jediném rybníku. Pouze v zimě byla zpozorována *Cryptomonas obovata* a *Cryptomonas paramecium* a *Dynobryon divergens*. Oproti nim byla *Cryptomonas marssonii* v menších abundancích přítomná v různých rybnících po celý rok.

6. Diskuze

Na základě získaných dat by se dalo usuzovat, že klasické modely pro dynamiku řas v zásadě neplatí (Pollinger, 1986; Philips et al., 1997; Kruk et al., 2002; Komárková et al., 2003, Reynolds 1984.) V létě se ukázalo víc planktonních rozsivek, přitom by měly počty klesnout v důsledku snížení obsahu křemíku, k tomu u všech studovaných rybníků došlo, ale na planktonní rozsivky to mělo vcelku malý vliv. Během jara i léta všude dominují kokální zelené řasy, které jsou v jiných oblastech, jako je například Dolní Podyjí, často dominantní nebo subdominantní (Heteša et al., 2012). Nejčastější řasou napříč rybníky bývají zástupci rodu *Desmodesmus*. Nejčastější z Euglenophyta je pak rod *Trachelomonas*, a to zejména druh

T. planctonica. Během léta se většinou složení *Trachelomonas* pozměnilo. Málokdy jsou loriky průhledné. Může to naznačovat dostatek manganu ve vodě. *Desmodesmus* má výraznější výrůstky, takže řasy trpí vyšším predačním tlakem (Pouličková, 2011). Dalšími velmi častými řasami je *Pediastrum duplex* a *Pseudopediastrum boryanum*. Jedinými zástupci obrněnek byli *Ceratium hirundinella*, *Peridinium bipes* a *Parvodinium inconspicuum*. Ve větších abundancích se nacházelo pouze *Ceratium* a to převážně v Brťáku, kde způsobilo hnědé vegetační zbarvení. *Peridinium*, tento rod se vyskytoval jen ve třech rybnících. Ve dvou se nacházela *Chlamydomonas incerta* a *Carteria globosa*. Občas se vyskytovali zástupci rodu *Lepocinclis* (a to více na podzim a během zimy) a různé druhy rodu *Euglena*. Objevila bezbarvá krásnoočka, z nichž některá jsou planktonní především sekundárně. Brť je jediným z rybníků kde se objevilo *Pteromonas angulosa* ale jen během jara a při podzimním odběru. Ve dvou rybnících se ukázal *Phacotus lenticularis*, mnohé studie ukazují, že jeho přítomnost ovlivňuje zejména pH, ke stejnému výsledku došlo i v této studii, Rod *Phacotus* dotváří svou schránku asimilací CaCO_3 , je tedy očekáváno, že se bude vyskytovat v tvrdších vodách a vodách s různou trofickou úrovní (Reynold, 1998, Reynolds 1997; Pocratsky 1982, Schegel et al., 1998). Je pravděpodobné, že díky vysoké abundanci *Ceratium hirundionella* a přítomnosti *Phacotus* je zdejší voda tvrdší (Péres-Martínez & Sánchet-Castillo, 2001). Byl by potřeba další odběr a podrobnější chemická analýza. *Phacotus* se běžně vyskytuje v malých abundancích, ale byly zaznamenány i masové výskyty ve vodách s vysokým obsahem CaCO_3 (Gruenert & Reader, 2014).

Obecně jsou studované rybníky v druhovém složení, především na jaře, vcelku podobné a druhově chudé. V žádném se nenalézalo příliš planktonních sinic a to ani v létě. V létě objevuje *Microcystis*, ale jen sporadicky v některých rybnících. Sinice jako *Microcystis* často tvoří velké vodní květy, pokud mají dostatek živin a pokud je vyšší teplota vody, tudíž během léta jsou kompetičně zvýhodněny (Pouličková, 2011). Vyskytovala se sice v rybnících s vyšším obsahem fosforu, ale k tvorbě vodního květu nedošlo a ani v období 8 let nazpět (Paerl & Huisman, 2008; pers. observ.) Rybníky spadají všechny do oblasti betamezosaprobity, jen některé během roku oscilovaly mezi horší a lepší beta-mezosaprobity.

Největší diverzity dosahovaly během podzimních odběrů. Malé množství sinic a řas připisují zejména brzkými odběry v první polovině dubna.

Skrytěnky se objevují ponejvíce k podzimu a v zimě, což je pro ně přirozené (Kalina & Váňa 2005). Zde tomu tak bylo příkladem u *Cryptomonas ovata*, *Chryptomonas marssonii* se objevovala na jaře a i během podzimu, spolu s ní v tomto období byly ve vzorcích i *Cryptomonas ovata* a *Cryptomonas phaseolus*, která umí přežít i období, kdy je množství fosfátů nízké, navíc je její přítomnost v planktonu zachycena i v první polovině léta, nevadí jí asi vyšší teploty, během podzimních odběrů byla teplota vody v Brti, kde se *Cryptomonas phasaelus* objevila 5 °C (Gasel et al., 1993, Rott, 1988; Willen 1987). Brť měla však po celý rok nejvyšší obsah fosfátů ze všech studovaných rybníků, oproti tomu v zimě byly přítomny druhy *Cryptomonas obovata*, *Cryptomonas paramecium*, *Cryptomonas erosa* a mnohem častěji se objevovala již zmíněná *Cryptomonas marssonii*. Běžně se dle PEG skrytěnky v mírném pásu objevují brzy z jara a v zimě a vyhovují jim nižší teploty (Sommer et al., 1986). Výskyt těchto řas víceméně zapadal do zmíněného modelu až na výjimky u *Cryptomonas marssonii*, která byla viděna i v malém míře během léta.

Sommer et al. (2012) jeho kolegové říkají, že během léta dochází k nahrazení velkých rozsivek obrněnkami nebo sinicemi. V Brti došlo k situaci, kdy se vytvořil vegetační zákal obrněnky *Ceratium*, ale množství druhů rozsivek vzrostlo. Během léta se sice objevily sinice, zejména tam, kde bylo méně NH_4^+ . Během podzimu se teoreticky mají dle PEG modelu (Sommer et al., 1986) objevovat velké kokální anebo vláknité řasy. S tímto

víceméně stav ve studovaných rybnících koresponduje. Sinice byly zastoupeny trochu více, tedy alespoň *Planktothrix*. Objevovala se i vláknitá *Spirogyra*. Sommer et al. (2012) uvádí, že rozsivky jsou favorizovány v takových vodách, kde je vysoký poměr Si:P. V Zámku, kde došlo k masovému výskytu *Aulacoseira granulata* byl poměr Si:P velmi nízký a vzhledem, k malému obsahu fosfátů zde rozsivky měly dobré podmínky pro rozvoj, neboť umí dobře využívat i malé koncentrace fosfátů a tím získávají kompetiční výhodu (Wilhelm et al., 2006). Vegetační zákal *Aulacoseira granulata* bývá v létě vcelku častou záležitostí (Reynolds, 1984; Sastre, 1994).

Svou přítomností či absencí nám tato řasa nic moc neřekne. Je uváděna i mimo eutrofní vody, zde je nejčastěji, je uváděna i tropických regionů a je tolerantní vůči sulfátům, a dokonce i sloučeninám mědi (Kiss et al., 2012, Viana & Rocha 2005).

Vyšší množství organické hmoty favorizuje krásnoočka, ta byla v rybnících zastoupena mnoha druhy. Mezi krásnoočky se místy objevovalo *Lepocinclis acus*. Jednou ze zvláštností tohoto druhu je, že právě podle množství organických látek (OM) ve vodě se mění jeho ultrastuktura a morfologie. Viditelná pod klasickým optickým mikroskopem je velikost a tvar jeho paramylonových zrn, pokud je mnoho OM má tendenci tvořit těchto zrn méně a větších, mohou téměř vyplňovat jejich cytoplasmu (Conforti et al., 2017). Zda-li má voda hodně organických látek zde zhruba odhadnout podle toho, zda má lokalita u svých břehů nějakou pěnu (prof. RNDr. Jaroslav Vrba CSc., pers.comm.). Ta byla viděna jen na Koupališti během jara a trochu i na podzim. Morfologicky však bylo srovnatelní s jedinci nalezenými v jiných rybnících. V Leknínu se nacházel *Phacus monilatus* var. *suecicus*, který se objevuje v malých vodních tělesech a především v rašeliništích (Hindák, 1978). Leknín splňuje pouze to první a jeho pH je spíše neutrální (7,4-7,67). Jak bylo zmíněno, tento druh se objevoval pouze tady společně s velkým množstvím jedinců rodu *Staurastrum* a drobných zástupců rodu *Cosmarium*. *Phacus monilatus* var. *suecicus* je považován za bioindikátor čistých vod (Kaštovský et al., 2018).

Nejvyšší saprobní index zůstal po celý rok u Leknínu, vychází pokaždé jako lepší betamezosaprobní. Díky nejvyššímu výskytu krásivek mezi všemi lokalitami by stálo za to zjistit obsah vápníku ve vodě, který je může favorizovat (Reynolds, 1997). Ukázalo se,

že oproti ostatním rybníkům zde bylo i podstatně méně sinic, což se shoduje s výsledky jiných studií (Seenayya, 1972).

Tab. 2: Šanonův diverzitní index pro jednotlivé lokality

Lokalita	jaro	léto	podzim	zima
Brť	2,142	2,628	2,468	2,59
Šampón	2,388	2,853	3,055	3,019
Leknín	2,006	3,062	3,31	2,58
Naháč	2,091	3,113	3,41	2,729
Hřiště	2,754	2,754	2,908	2,168
Sedlo	2,272	3,025	3,239	2,597
Zámek	2,24	2,743	2,375	2,172
Favčák	2,471	2,731	2,527	2,107
Koupaliště	1,927	2,24	2,995	2,513
K1	0,734	2,492	2,557	0,734

Nejvyšší diverzita v rámci rybníků byla na podzim, jedinou výjimkou je Zámek, tam bylo nalezeno nejvíce druhů během léta. Nejvíce planktonních druhů (43) bylo nalezeno v Naháči, zde během vegetační sezóny nedošlo k dominanci nějakého druhu. Objevovaly se zde druhy běžné pro eutrofní vody. Po Brti měl nejvyšší obsah fosfátů, zatímco množství dusíku zůstávalo nízké, přesto se zde vyskytovalo nejvíce druhů sinic. Také se zde mnohem více objevovalo *Micractinium pussilum* a *Actinastrum hantzschii*, které umí žít v znečištěných vodách spolu s nimi byly časté i *Dictyosphaerum pullchelum* a *Coleastrum microporum*, kterým nevadí organické znečištění (Seenayya, 1972). Naháč měl po celý rok horší mezosaprobitu, přítomnost *Euglena gracilis* však vylučuje vyšší přítomnost těžkých kovů, zejména mědi, na kterou je velice citlivá, dále je tato řasa citlivá i na polorozpustné organické látky jako jsou semiaromatické uhlovodíky (Ahmed & Häder, 2010). Na ně však reagují skrze poškození DNA a mají méně karotenoidů a chlorofylu *b* (Li et al., 2014). Rozbory pro zjištění množství a typ pigmentů se však neprováděly. Díky nim by šlo lépe

podchytit přítomnost různých skupin řas a sinic a snížit chybovost díky efektu undersamplingu.

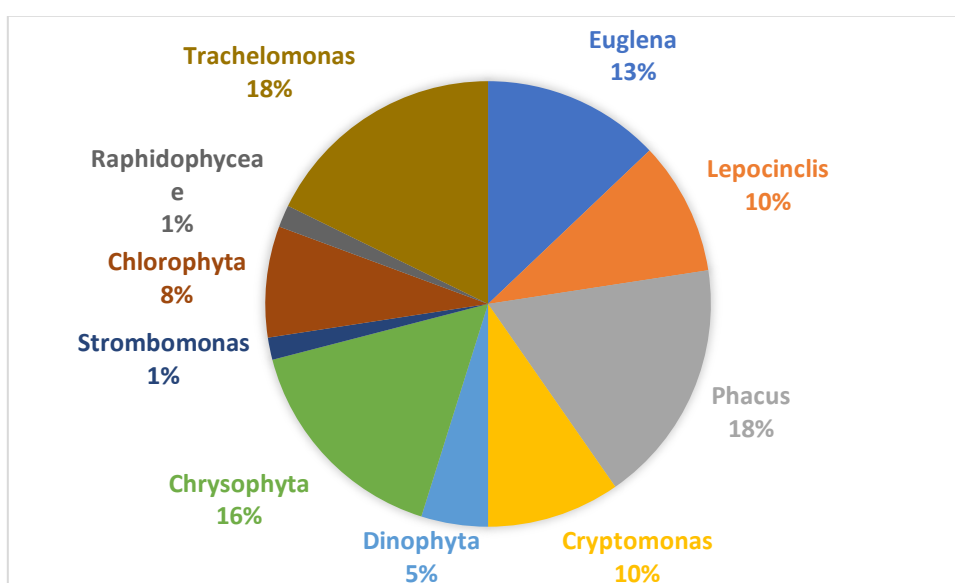
Šampon měl oproti ostatním rybníkům po celou dobu méně fosfátů než dusíku, jejichž množství výrazněji vzrostlo až v zimě. Bylo zde větší množství sinic, během podzimu zde byla dominance *Planktothrix agardii*. Ačkoliv se zde předtím vyskytovala i *Limnothrix redekei* stala se dominantní právě *Planktothrix*, může za to nejspíše dlouhodobý pozvolný nárůst dusíku a jeho poměr k fosfátům a vyšší odolnost *Planktothrix* vůči požírání zooplanktonem (Rücker et al., 1997). Sama *Limnothrix* byla jarním druhem, kdy využívá svou kompetiční výhodu a to takovou, že nepotřebuje příliš světla a umí si poradit s nízkým poměrem P: N (Foy, 1983).

Stejně jako v K1 se zde v zimě hojně objevovala *Synura*, doprovázela ji *Mallomonas*. K1 a Šampon mají stejnou vlastnost a to takovou, že oba mají vyšší obsah dusíku než fosforu. Právě to podporuje růst populace Synurophyceae a současně jsou indifferenční k množství fosfátů (Lee et al., 2012). Současně na vliv zlativek má vliv pH a konduktivita, v případě těchto rybníků byla statisticky průkazná jen konduktivita, pravděpodobně protože pH ve vybraných rybnících bylo více méně podobné (Kim et al, 2009, Silver, 1995).

Pro lepší posouzení sezónní dynamiky i stavu společenstva řas a sinic by bylo třeba udělat podrobnější chemické rozborů, alespoň pro Na, Ca a množství kyslíku, které může ovlivnit přítomnost či absenci obrněnek (Reynolds, 2009). A také zahrnout měření chlorofylu, sledovat přítomnost těžkých kovů a podívat se na množství organických látek ve vodě. Zjistit jaká je alespoň hrubá primární produkce třeba metodou světlých a tmavých lahví (Pouličková, 2011). Možná i zkrátit čas mezi odběry a prozkoumat i bentické řasy a sinice, zejména využití rozsivkových preparátů, protože přesnějším určením těchto řas do druhů lze získat mnoho informací o ekologii místa, kde se nacházejí (Blanco et al., 2004; Desrosiers et al., 2013). U zlativek by bylo nutné zahrnout metody elektronové mikroskopie pro přesné určení do druhů (Kristiansen & Preising, 2011). Možná by stálo za to se i trochu více podívat na přítomný zooplankton kvůli biotickým interakcím. Samozřejmě připadá v úvahu opakované sledování vývoje fytoplanktonu v rybnících.

7. Závěr

1. Většina výsledků se shoduje s výsledky citovaných studií a sezónní dynamika se na podrobnější úrovni mezi rybníky liší.
2. Dohromady se zde vyskytovalo 183 planktonních a metafytonních druhů z nichž 61 patřilo mezi bičíkaté řasy, mezi nimi nejvyšší druhovost byla v rámci krásnooček. Rod *Euglena* měl 8 zástupců, *Lepocinclis* 6, *Phacus* 11 a 11 zástupců rod *Trachelomonas*. *Strombomonas* měl jediného zástupce
Krásnoočka tvořila více než polovinu zaznamenaných bičíkatých řas.



Obr. 31: Zastoupení bičíkatých řas.

3. Většina z přítomných druhů se vyskytuje hojně a žádná z přítomných řas nebyla vyloženě vzácná, a to ani v rámci rodu *Cryptomonas* nebo mezi zlativkami. Některé druhy jako *Trachelomonas abrupta*, nebo *Trachelomonas acantostoma* se vyskytují roztroušeně v České republice, ve zdejších rybnících jsou však vcelku časté, i když v menších počtech. *Closterium moniliferum*, které se vyskytovalo pouze v Sedelském rybníku je nejhojnější krásivkou v rámci České republiky (Kaštovský et al., 2018).

8. Literatura

Aaronson S. 1980. Descriptive biochemistry and physiology of the *Chrysophyceae* (with some comparisons to the *Prymnesiophyceae*), p. 118-169.

Agbeti, M. D. & J. P. Smol. 1995. Winter limnology: a comparison of physical, chemical and biological characteristics in two temperate lakes during ice cover. *Hydrobiologia* 304: 221–234.

Ahmed H. & Häder D-P. 2010. A fast algal bioassay for assessment of copper toxicity in water using *Euglena gracilis*. *Journal of Applied Phycology* 22:785-792.

Armstrong, F. A. J. & Schindler, D. W. 1971. Preliminary chemical characterization of waters in the experimental lakes area, northwestern Ontario. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 28: 171-187.

Badr S. A. & Moghazy R.M. 2013. Phytoplankton and Nutrient Dynamic in El-Sadat Wastewater Treatment Plant (Egypt). *Journal of Applied Sciences Research* 9: 5168-5175.

Begon M. Harper J. L. Townsend C.R. 1997. *Ekologie jedinci, populace a společenstva*. Vydavatelství Univerzity Palackého, Olomouc. 948 p.

Besseling E., Wang B., Lürling M., Koelmans A.A., 2014. Nanoplastic Affects Growth of *S. obliquus* and reproduction of *D.magna*. *Environmental Science & Technology* 48: 1336-1343.

Bilgrami K. S. & Kumar S. 1997. Effect of copper, lead and zinc on phytoplankton growth. *Biologia Plantarum* 39: 315-317.

Blanco S. Ector L. Bécares E. 2004. Epiphytic diatoms as water quality indicators in Spanish shallow lakes. *Vie Milieu* 54: 71-79.

Borics, G., B. Tothmeresz, I. Grigorszky, J. Padisak, G. Varbyro and S. Szabo. 2003. Algal assemblage types of bog-lakes in Hungary and their relation to water chemistry, hydrological conditions and habitat diversity. *Hydrobiologia* .502:145-155.

Boyd, P.W.; Jickells, T; Law, CS; Blain, S; Boyle, EA; Buesseler, KO; Coale, KH; Cullen, JJ; De Baar, HJ; Follows, M; Harvey, M.; Lancelot, C.; Levasseur, M.; Owens, N. P. J.; Pollard, R.; Rivkin, R. B.; Sarmiento, J.; Schoemann, V.; Smetacek, V.; Takeda, S.; Tsuda,

- A.; Turner, S.; Watson, A. J (2007). Mesoscale Iron Enrichment Experiments 1993-2005: Synthesis and Future Directions. *Science*. 315: 612–617.
- Burgin, Amy J.; Yang, Wendy H.; Hamilton, Stephen K.; Silver, Whendee L. 2011. Beyond carbon and nitrogen: how the microbial energy economy couples elemental cycles in diverse ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9: 44–52.
- Carpenter E. & J., Romans K. 1991. Major role of the cyanobacterium *Trichodesmium* in nutrient cycling in the North Atlantic Ocean. *Science* 254: 1356–1358.
- Carty S. 2014. Freshwater dinoflagellates of North America. Cornell University Press, Ithaca New York. 272 p.
- Çelik K. & Ongun T. 2006. Seasonal Dynamics of Phytoplankton Assemblages across Nutrient Gradients in Shallow Hypertrophic Lake Manyas, Turkey. *Lake and Reservoir Management*. 22: 250-260.
- Çelekli A &, Öztürk B. 2014. Determination of ecological status and ecological preferences of phytoplankton using multivariate approach in a Mediterranean reservoir. *Hydrobiologia* 740: 115-135.
- Cole J.J. 1982. Interactions between bacteria and algae in aquatic ecosystems. *Annual Review of Ecology* 13: 291-314.
- Conforti V., Ruiz L.B., Leonardi P.I. 2017. Ultrastructural Alterations in *Lepocinclis acus* (Euglenophyta) Induced by Medium with High Organic Matter Content. *Frontiers in Ecology and Evolution* 141: 1-8.
- Danilov R.A., & Ekelund N.G.A. 1999. Influence of waste water from the paper industry and UV-B radiation on the photosynthetic efficiency of *Euglena gracilis*. *Journal of Applied Phycology*. 11:157-163.
- Davison I. R. 1991. Environmental effects on algal photosynthesis: Temperature. *Journal of Phycology* 27: 2-8.
- Delwiche, C. C. 1970. The nitrogen cycle. *Scientific American* 223: 137–146.
- Desrosiers C., Leflaive J., Eulin A., Ten-Hage L. 2013. Bioindicators in marine waters: Benthic diatoms as a tool to assess water quality from eutrophic to oligotrophic coastal ecosystems. *Ecological Indicators* 32: 25-34.
- Devol A. H. 2003. Nitrogen cycle: solution to a marine mystery. *Nature* 422 : 575–576.

Dokulil M. 1988. Seasonal and spatial distribution of cryptophycean species in the deep, stratifying, alpine lake Mondsee and their role in the food web. *Hydrobiologia* 161: 185-201.

Fonseca B. M., Carlos E., de Bicudo M. 2008. Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). *Hydrobiologia*. 600: 267-282.

Fritsch, F.E. 1935. The structure and reproduction of the algae. Vol. 1: Introduction, Chlorophyceae, Xanthophyceae, Chrysophyceae, Bacillariophyceae, Cryptophyceae, Dinophyceae, Chloromonadineae, Euglenineae, colourless flagellata. *Nature* 135: 489-490.

Foy, R. H., 1983. Interaction of temperature and light on the growth rates of two planktonic *Oscillatoria* species under a short photoperiod regime. *British phycological Journal* 18: 267-273

Gärtner H., Hoffmann M., Schöde H., Schürmann. 2004. Großes Buch der Chemie. Compact Verlag GmbH, München. 542 p.

Garvey J.E. & Owen H.A. 1991. Winner R.W. Toxicity of copper to the green alga, *Chlamydomonas reinhardtii* (Chlorophyceae), as affected by humic substances of terrestrial and fresh water origin. *Aquatic Toxicology*. 19:89-96.

Gasol J.M., García-Cantizano J. Massana R., Guerrero R., Pedrós-Aliló. 1993. Physiological ecology of a metalimnetic *Cryptomonas* population: relation to light, sulfide and nutrients. *Journal of Plankton Research* 15: 225-275.

George, D. G. (2006) Lakes as integrators and amplifiers of the local climate. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 29: 1966-1970.

Gilbert P M.; Anderson DM.; Gentien P. Graneli E.; Sellner K. G. 2005. The Global Complex Phenomena of Harmful Algal Blooms. *Oceanography* 8 : 130-141.

Giering B., Krienitz L., Casper S.J. 1992. Zur Taxonomie von *Phacotus lenticularis* (Ehrenberg) Stein (Chlamydomonadophyceae, Phacotaceae). *Nova Hedwigia* 55: 367-380.

Giering B., Krienitz L., Casper S.J., Peschke T., Raidt H. 1990 LM and SEM observations on the asexual reproduction and lorica formation of *Phacotus lendneri* Chodat (Chlamydomonadophyceae, Phacotaceae). *Archiv für Protistenkunde* 138: 75-88.

Grigorszky, I., J. Padisák, G. Borics, C. Schitchen & G. Borbély, 2003. Deep chlorophyll maximum by *Ceratium hirundinella* (O.F.Müller) Bergh in a shallow oxbow in Hungary. *Hydrobiologia* 506: 209–212.

Goncharuk V.V. Bgrii V.A. Melnik L.A. Chebotareva R.D., Bashtan S. Yu. The use of redox potential in water treatment processes. *Journal of Water Chemistry and Technology* 32: 1-9.

Happey-Wood C.M. 1976. Vertical migration patterns in phytoplankton of mixed species composition. *British Phycological Journal*, 11:4, 355-369

Harland W.B. 2007. Origins and assessment of snowball Earth hypotheses. *Geological Magazine* 114: 633-642.

Hartman P. 2006. Hydrobiologie. Informatorium, Praha. 364 p.

Heteša, J. 2018. Vývoj fytoplanktonu zámeckých rybníků v Lednici. In Sborník Regionálního muzea v Mikulově. Mikulov: RegioM, p. 21–34.

Hickel B. 1988. Sexual reproduction and life cycle of *Ceratium furcoides* (Dinophyceae) in situ in the lake Plubsee (F.R.). *Hydrobiologia*. 161: 41–48.

Hindák, F. 1978. Sladkovodné riasy. Slovenské pedagogické nakladateľstvo, Bratislava, 724 p.

Hosmani S. 2014. Freshwater plankton ecology: a review. *Journal of Research and Management of Technology*. 3:1–10.

Houk V. 2003. Atlas of freshwater centric diatoms with brief key and descriptions. *Czech Phycology Supplement*. 1: 1-110.

Järnefelt H. 1952. Plnkton als Indikator der Trophiegruppen der Seen. *Annales AAcademia Scientiarum Fennica Biologi*. 18: 1-29.

Jose L.& Kumar C. 2011. Evaluation of Pollution by Palmer's Algal Pollution index and Physico-Chemical Analysis of Water in Four Temple Ponds of Mattabcherry, Ernakulam, Kerala. *Nature Environmental and Pollution Technology*. 10: 471-472.

Kalff J. 2002. Limnology: Inland Water Ecosystems. Prentice Hall. New Jersey. 592 p.

Kalina T. & Vána J. 2005. Sinice řasy, houby, mechorosty a podobné organizmy v současné biologii. Karolinum. Praha. 606 pp.

Khavrus V. & Shelevytsky I. 2012. Geometry and the physics of seasons *Physics Education* 47: 680-692.

Kim J.H. Lee K.L. Kim H.S. 2009. Effect of nutrients and light intensity on growth of *Mallomonas caudata* (Synurophyceae). *Nordic Journal of Botany* 27: 516-552

Kishimoto N, Ohnishi Y, Somiya I, Nakamura T (1999) Geotaxis in the freshwater dinoflagellate *Peridinium bipes* f. *occultatum*. *Japan Journal of Limnology* 60:299–317

Kiss K.T. Klee R. Ector L. & Acs É. 2012. Centric diatoms and biogeographic distribution. *Acta Botanica Croatica* 71: 311-163.

Kolafa J.& Nezbeda I. 1989. Struktura a anomálie vody z hlediska statistické termodynamiky. *Československý časopis pro fyziku*. 39: 345-368.

Kopp R. 2006. Phytoplankton of the Zámecký Pond. *Czech Phycology* 6: 111–125.

Kosaka H. Uozumi M. Tyuma I. 1989. The interaction between nitrogen oxides and hemoglobin and endothelium-derived relaxing Free Radical. *Biology and Medicine* 7: 653-658.

Kosmala-Grzechnik S.& Brzóska K. 2007. Phylogeny and systematics of the genus *Monomorpha* (Euglenaceae) based on morphological and molecular data. *Journal of Phycology* 43: 171-185.

Kristiansen, J., & Preisig, H. R. (2011). Phylum chrysophyta (golden algae). In D. M. John, B. A. Whitton, & A. J. Brook (Eds.), *The freshwater algal flora of the British Isles* (2nd ed., p. 280–317). Cambridge University Press. Cambridge.

Lagus A., Suomela J., Weithoff G., Heikkilä K., Helminen H. Sipura J. 2004. Species-specific differences in phytoplankton responses to N and P enrichments and the N:P ratio in the Archipelago Sea, northern Baltic Sea. *Journal of Plankton Research* 26: 779-798.

Laybourn-Parry J., Marchant H.J., Brown P. 1991. The plankton of a large freshwater Antarctic lake. *Journal of Plankton Research* 13: 1137-1149.

Laybourn-Parry J. & Walton M. 1998. Seasonal heterotrophic flagellate and bacterial plankton dynamics in a large oligotrophic lake – Loch Ness, Scotland. *Freshwater Biology* 39: 1–8

Laza-Martínez A., Fernández-Marín B., García-Plazaola J.I. 2019. Rapid colour changes in *Euglena sanguinea* (*Euglenophyceae*) caused by internal lipid globule migration. *European Journal of Phycology* 54: 91-101.

Lee R.E. 1989. Phycology, 2nd edition. Cambridge University Press, Cambridge. 546 pp.

Lee K. L. Kim J.H. Yiin H-S. Kim H.S. 2012. Growth characteristic of two bloom-forming cyanobacteria (*Mallomonas elongata* and *Synura petersenii*) at different nitrate and phosphate concentrations. *Nordic Journal of Botany* 30: 104-108.

Lelák J. & Kubiček F. 1992. Hydrobiologie. Karolinum. Praha. 260 pp.

Li M. Gao M. Wu B. Qian X. Gisey J.P. Cui Y. 2014. Microalga *Euglena* as a bioindicator for testing genotoxic potentials of organic pollutants in Taihu Lake, China. *Ecotoxicology* 23: 633-640.

Lindemann J., Holtkamp E., Herrmann R. 1900. The impact of aluminium on green algae isolated from two hydrochemically different headwater streams, Bavaria, Germany. *Environmental Pollution* 67: 61-77.

Ligeza S., Wozniak W. 2011. The occurrence of *Euglena pascherii* and *Lepocinclis ovum* bloom in an oxbow lake in southern Poland under extreme environmental conditions. *Ecological indicators* 11: 925-929.

Lindström, K. 1992. *Ceratium* in Lake Erken: vertical distribution, migration and form variation. *Nordic Journal of Botany*. 12: 541–556.

Malý J. & Malá J. 1996. *Chemie a technologie vody*. Noel 2000. Brno. 197 p.

Marsac T. 1997. Occurrence and Nature of Chromatic Adaptation in Cyanobacteria. *Journal of Bacteriology* 130: 82-91.

Moss M. O. & Gibbs G. 1979. A comparison of the levels of manganese and iron in the tests of *Trachelomonas* Ehrenb. In Surrey rivers. *British Phycological Journal* 14: 255-262.

Mertens K.N., Rengefors K., Moestrup Ø., Ellegaard M. 2012. A review of recent freshwater dinoflagellate cysts: taxonomy, phylogeny, ecology and palaeocology. *Phycologia* 51: 612– 619.

Miller Ch. B. 2008. *Biological oceanography*. Blackwell Publishing, New Jersey. 480 p.

Minamikawa K., & Sakai N. 2006. The practical use of water management based on soil redox potential for decreasing methane emission from paddy field in Japan. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 116: 181-188.

Mishra P., Grag V., Dutt K. 2019. Seasonal dynamic of phytoplankton population and water quality in Bidoli reservoir. *Environ Monit Assess*. 191: 130-142.

Moss B. 1972. The influence of environmental factors on the distribution of freshwater algae: an experimental study. 1. Introduction and the influence of calcium concentration. *Journal of ecology* 60: 917-132.

Nakatsu C. & Hutchinson T.C. 1988. Extreme metal and acid tolerance of *Euglena Mutabilis* and an associated yeast from Smooking Hills, Northwest Territories, and their apparent mutualism. *Microbial ecology* 16: 213-231.

Nauwerck A. 1963. Die Beziehungen zwischen Zooplankton und Phytoplankton im See Erken. *Symbolae Botanicae Upsalienses*. 17:1-163

Noges P, Adrian R., Anneville O., Arvola L., Blenckner T., George G., Jankowski T., Jarvinen M., Maberly S., Padisiik J., Straile D, Teubner K., Weyhemneyer G. 2010. The Impact of Variations in the Climate on Seasonal Dynamics of Phytoplankton. *Aquatic ecology* 4: 253-274.

North R. L., Guildford S. J., Smith R. E. H., Havens S. M., Twiss M. R. 2007. Evidence for phosphorus, nitrogen, and iron colimitation of phytoplankton communities in lake Erie. *Limnology and Oceanography* 52: 315-328.

Palmer C.M. 1969. A composite rating of algae tolerating organic pollution. *Journal of Phycology* 5: 78-82.

Parmar T.K. Rawtani D. Agrawal Y.K. 2016. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life science* 9: 110-118.

Payne R. J. 2013. Seven reasons why protist make useful bioindicators. *Acta Protozoologica* 52: 105-113.

Pechlauer R. 1971. Factors that control the reproduction rate and biomass of phytoplankton in high-mountain lakes. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 19: 124-5.

Peng Ch. Lee J.W. Sichani H. T. Ng J. C. 2015. Toxic effect of individual combined of BTEX on *Euglena gracilis*. *Journal of Hazardous Materials* 2: 10-18.

Pérez- Martínez C. & Sánchez-Castillo P. 2001 Temporal occurrence of *Ceratium hirundinella* in Spanish reservoirs. *Hydrobiologia*. 452: 101-107.

Pérez-Martínez C. & P. Sánchez-Castillo, 2002. Winter dominance of *Ceratium hirundinella* in a southern north-temperate reservoir. *Journal of Plankton Research*. 24: 89–96.

Phillips K. A. & Fawcley M. W. 2002. Winter phytoplankton community structure in three shallow temperate lakes during ice cover. *Hydrobiologia* 470: 97-113.

Pollinger U. 1986. Phytoplankton periodicity in a subtropical lake (Lake Kinneret, Israel). *Hydrobiologia* 138:127–138.

Taylor F.J.R. 1991. The biology of Dinoflagellates (Botanical Monographs, Vol 21). WileyBlackwell. New Jersey. 798 p.

Pouličková A. 2011. Základy ekologie sinic a řas. Univerzita Palackého v Olomouci. 91 pp.

Rahman M.M. Ghosh J.K., Islam M.S. 2014. Relationship of euglenophytes bloom to environmental factors in fish ponds at Rajshahi, Bangladesh. *Journal of Agriculture and Veterinary Science*. 7: 45-52.

Ramezanpoor Z. Sukop I. Heteša J. 2004. Phytoplankton diversity and their succession in water bodies of the Lednice park during 2002 season. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* 2: 83–96.

Regenfors K. 1998. Seasonal succession of dinoflagellates coupled to the benthic cyst dynamics in Lake Erken, Sweden. *Archiv of. Hydrobiol. Specific Issue Advanced. Limnology* 51:123–141.

Regenfors K. & Legrand C. 2001. Toxicity in *Peridinium aciculiferum*- an adaptive strategy to outcompete other winter phytoplankton? *Limnology and Oceanography* 46: 1990-1997.

Regenfors K. & Legrand C. 2007 Broad allelopathic activity in *Peridinium aciculiferum* (Dinophyceae). *European Journal of Phycology* 42: 341-349.

Reynolds C. S., 1976. Succession And vertical distribution of phytoplankton in response to thermal stratification in a lowland mere, with special reference to nutrient availability. *Journal of ecology* 64:529-551.

Reynolds C.S. 2006. The ecology of phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge. 552 p.

Reynolds C.S. 1984. The ecology of Freshwater Phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge. 384 p.

Reynolds. C. S., 1997. Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory. In: Kinne, O. (ed.), *Excellence in Limnology* 9: 371 p.

Rott, E. 1988. Some aspects of the seasonal distribution of flagellates in mountain lakes. *Hydrobiologia* 161:159-170

Rücker J., Wiedner C., Zippel P. 1997. Factors controlling the dominance of *Planktothrix agardhii* and *Limnithrix redekei* in eutrophic shallow lakes. *Hydrobiologia* 343: 107-115.

Sastre A.V. Santinelli N. H. Otano S.H. Ivanissevich M. E. Ayestarán M.G. Diatom bloom and their relation to water supply. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 25: 1974-1978.

Seenayya G. Ecological Studies in the Phytoplankton of Certain Freshwater Ponds Of Hyserabad-India II. Phytoplankton-2. 1972. *Hydrobiologia* 39: 247-271.

Shikata T. Matsunaga S. Nishide H. Setsuko Sakamoto S. Onistuka G. Yamaguchi M. 2015. Mineo Yamaguchi. Diurnal vertical migration rhythms and their photoresponse in four phytoflagellates causing harmful algal blooms. *Limnology and oceanography* 60: 12511264.

Shipin, O.V., P.D. Rose and P.G.J. Meiring. 1999. Microbial processes underlying the PETRO concept (trickling filter variant). *Water Research* 33:1645-1651.

Schnepf E., Schlegel I. Petalomonas sphagnophila (Euglenophyta) and its endocytobiotic cyanobacteria: A unique form of symbiosis. *Phycologia* 41: 153-157.

Singh S.P.& Singh P.1967. Effect of temperature and light on the growth of algae species: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 50: 431-444.

Sládeček V. & Sládečková A. 1996. Atlas vodních organismů se zřetelem na vodárenství, povrchové vody a čistírny odpadních vod. 1. díl Destruenti a producenti. Agrospoj. Praha. 350 p.

Smayda, T.J. 1980 *Species Succession*, p. 493-570. In, I. Morris [ed.] The Physiological Ecology of Phytoplankton. Univ. Calif. Press, Berkeley, CA

Sommer U., Gliwicz Z. M. Lampert W. Duncan A. 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Archiv Hydrobiologie* 106: 433-471.

Sommer U. Adrian R., De Seneropont Domis L., Elser J.J., Gaedke U., Inelings B., Jeppesen

E. Lüring M., Molinero J. C., Mooij W. M., van Donk E., Winder M. 2012. Beyond the Plankton Ecology Group (PEG) Model: Mechanisms Driving Plankton Succession. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 43: 429-448.

Sukop, I., Kopp, R. 2002. Monitoring planktonních společenstev a sledování hydrochemických parametrů na Lednických rybnících v roce 2002. Závěrečná zpráva RŽP Břeclav.

Stibor H., Navarra D.M. 2000. Constraints on plasticity of *Daphnia magna* Influenced by FishKairomonas. *Functional Ecology* 14: 455-459.

Thomas W. H. Dobson A. N. 1974. Effect of interactions between temperature and nitrate supply on the cell division rates of two marine phycoflagellates. *Marine Biology* 24: 213-217.

Tolotti M., Thies H., Cantonati M., Claude M. E., Thaler H., 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.

Trachenko K. & Brazhkin V. 2020. Minimal quantum viscosity from fundamental physical constants. *Science Advances* 6: 37-47.

Trojan S. 1999. Lékařská fyziologie. Grada publishing. Praha. 612 pp.

Valente T.M., Gomes C.L. 2007. El papel de dos algas acidófilas como indicadores ecológicos de zonas de drenajes ácidos de minas. *Journal of Iberian Geology* 33: 283-294.

Voet D. Voet J. 1995. Biochemie. 1. čes. vyd. Victoria Publishing, Praha. 664pp.

Watson, S.B., Satchwill, T., Dixon, E. and McCauley, E. 2001 Under-ice blooms and sourcewater odour in a nutrient-poor reservoir: Biological, ecological and applied perspectives. *Freshwater Biology* 46: 1553-1567.

- Watson S.B., Whitton B.A., Higgins S.N. Paerl H. W., Brooks B.W. Wehr J.D. 2015. Freshwater Algae of North America. 2nd edition. Academia Press. San Diego. 1066 pp.
- Wetzel, R. G. 1969. Factors influencing photosynthesis and excretion of dissolved organic matter by aquatic macrophytes in hard-water lakes. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Teoretische und Angewandte Limnologie*. 17: 72-85
- Willen E., 1987. Phytoplankton and reversed eutrophication in Lake Mälaren, Central Sweden, 1965-1983. *British Phycological Journal* 22: 193-208
- Wilhelm CH., Büchel C. Fisahn J., Goss R., Jakob T., Laroche J., Lavaud J., Lohr M., Riebesell U., Stehnfest. Valentin K., Kroth P.G. 2006. The Regulation of Carbon and Nutrient Assimilation in Diatoms is significantly different from GreenAlgae. *Protist* 157: 91-124.
- Williamson C.E. De lange H.J. Leech D.M. 2007. Do zooplankton contribute to an ultraviolet clear-water phase in Lakes? *Limnology and Oceanography*. 52: 662-667.
- Wichterle, O.; Petrů, F.1953. Anorganická chemie, Nakladatelství Československé akademie věd, Praha. 521 p.
- Winner R.W. & Owen H.A. 1991. Seasonal variability in the sensitivity of freshwater phytoplankton communities to a chronic copper stress. *Aquatic Toxicology* 19, 73-88.
- Wirth C. Limberger R. Weisse T. 2019. Temperature x light interaction and tolerance of high water temperature in the planctonic freshwater flagellates Cryptomonas (Cryptophyceae) and Dinobryon (Chrysophyceae). *Journal of Phycology* 55: 404-414.
- Wright R.T. 1964. Dynamic of a phytoplankton community in a nice-covered lake. *Limnology and Oceanography* 9: 163-178.
- Zohary T. Sukenik A. Berman T. 2014. Peridinium gatunense. *Aquatic Ecology* .6: 191-212.
- Zumft W.G.1997. Cell Biology and Moleculal Basis of Denitrification. *Microbiology and Molecular Biology Reviews* 4: 533-616.

8.1 Internetové zdroje a programy:

Obec Otročin (2021). <https://www.otrocin.eu/> (poslední přístup 7.4.2021).

Guiry, M. D. & Guiry, G. M. 2016. AlgaeBase. World-wide electronic publication. National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>. [Cit. 1.4.2021]

8.2. Programy:

Ter Braak C.J.F. & Šmilauer P. 2012. Canoco reference manual and user's guide: software for ordination, version 5.0. Microcomputer Power, Ithaca, USA, 496 pp.

R Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Microsoft Corporation. 2018. *Microsoft Excel*. Retrieved from <https://office.microsoft.com/excel>.

9. Přílohy

9.1. Tabulka zprůměrovaných naměřených hodnot

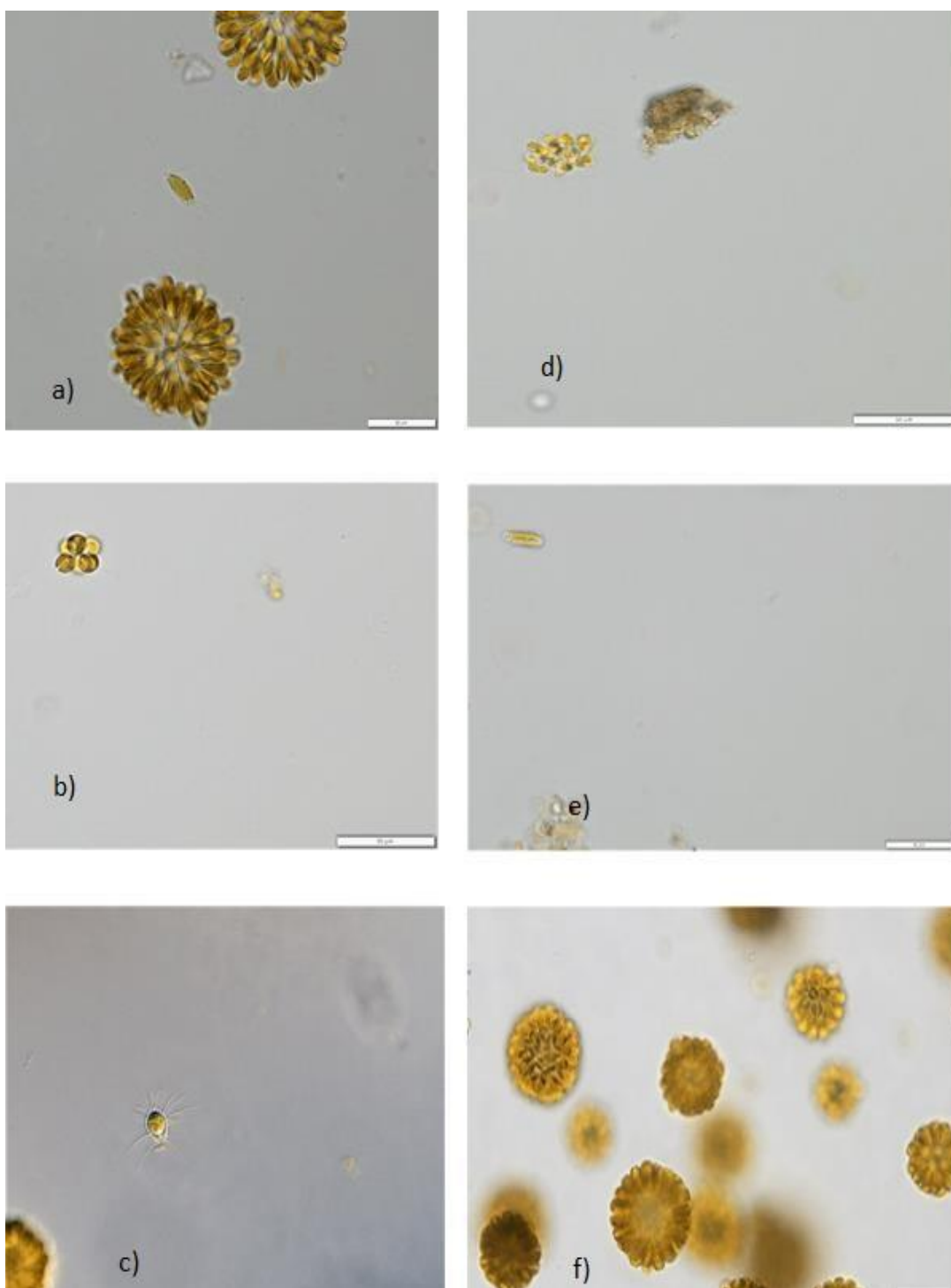
(elektronická příloha ve formátu MS Excel)

9.2. Tabulka nalezených druhů

(elektronická příloha ve formátu MS Excel)

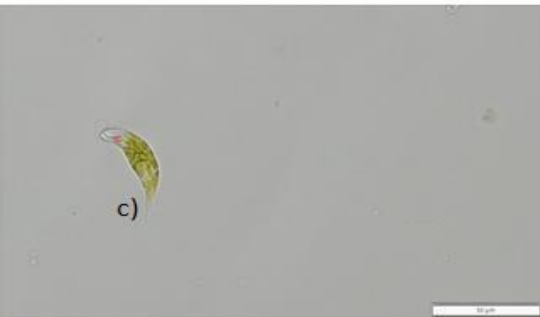
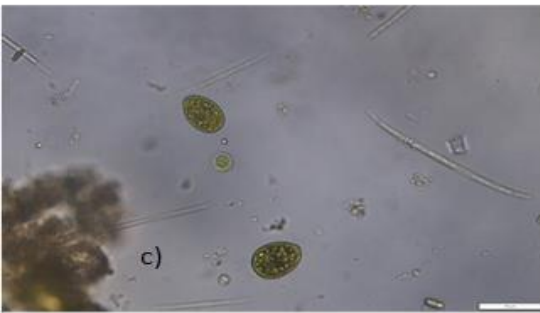
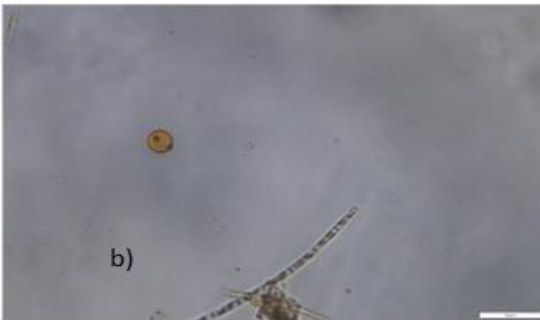
9.3. Obrazové tabule

Tabule I.



a), b), f) *Synura* sp. EHRENBERG. c), e) *Mallomonas* sp. PERY d) *Synura* cf. *petersenii* KORSHIKOV

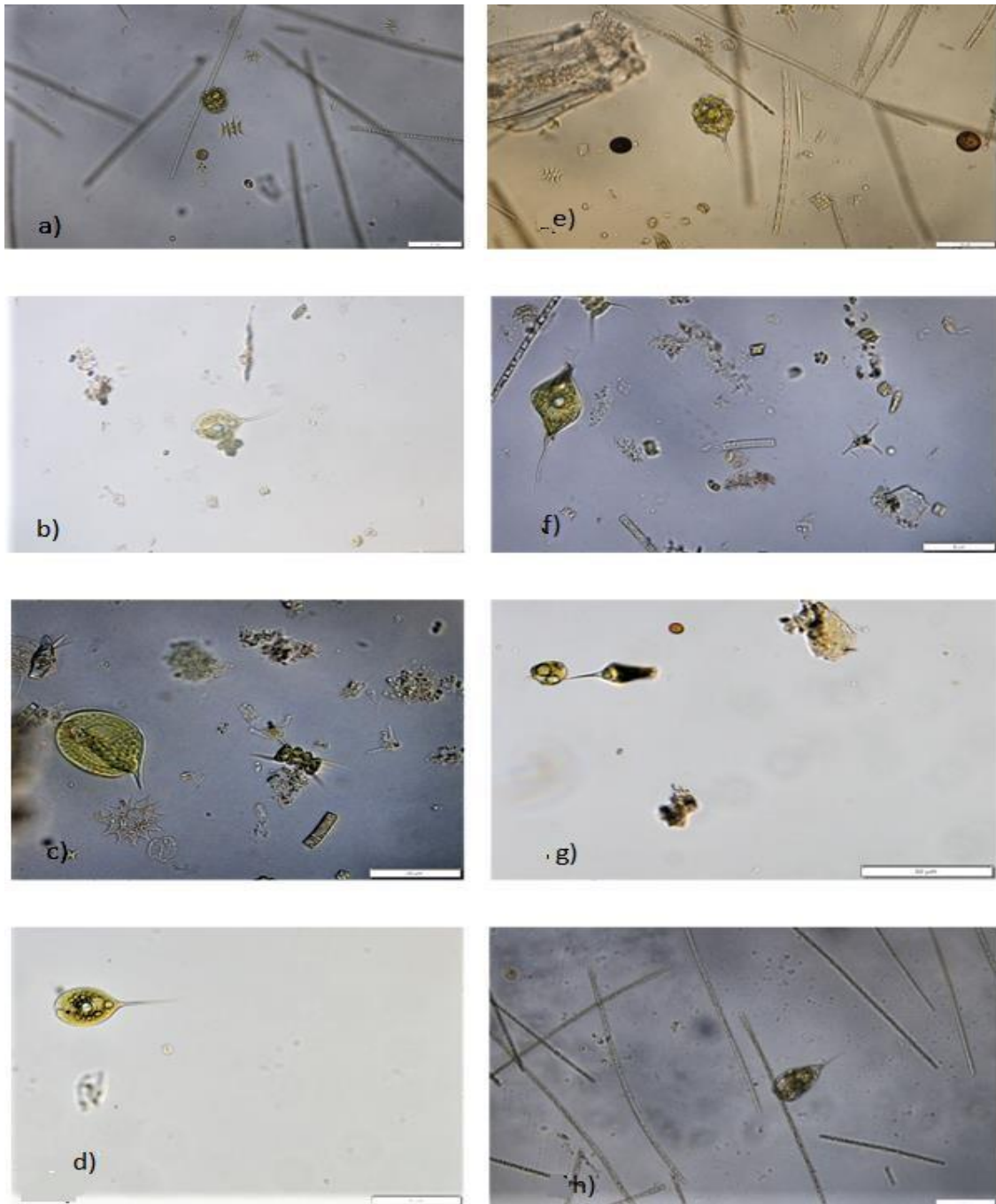
Tabule II.



a) *Euglena mutabilis* F. SCHMITZ, b) *Trachelomonas cervicula* A. STOKES; c) *Lepocinclis texta* (DUJARDIN) LEMMERMANN; d) *Euglena granulata* (G.A. KLEBS) F. SCHMITZ; d) *Trachelomonas armata* (EHRENBERG) F. STEIN; *Trachelomonas hispida* var *crenulatocollis* (MASKELL) LEMMERMANN; g) *Lepocinclis spirogyroides* B.MARIN & MELKONIAN.

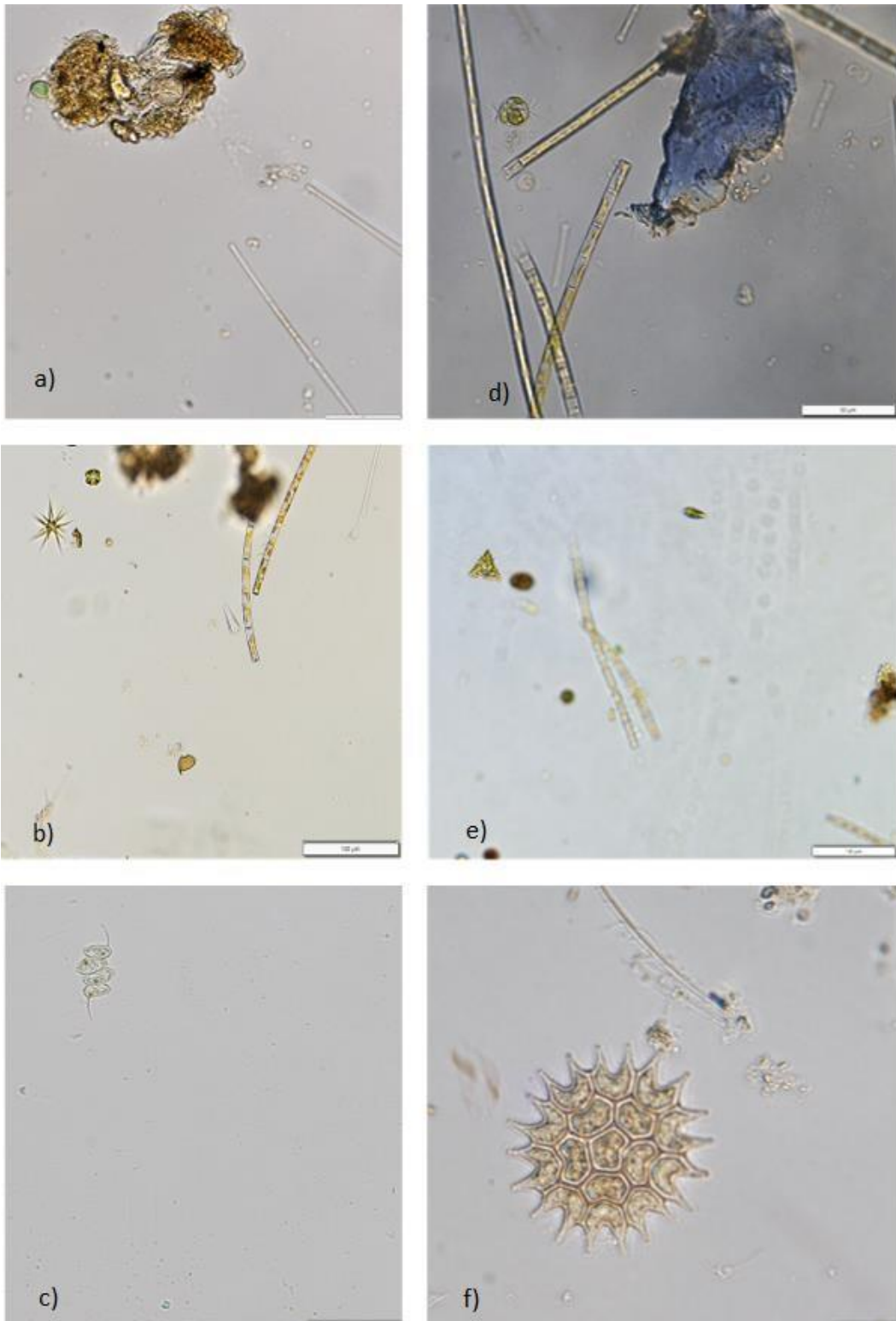
..

Tabule III.



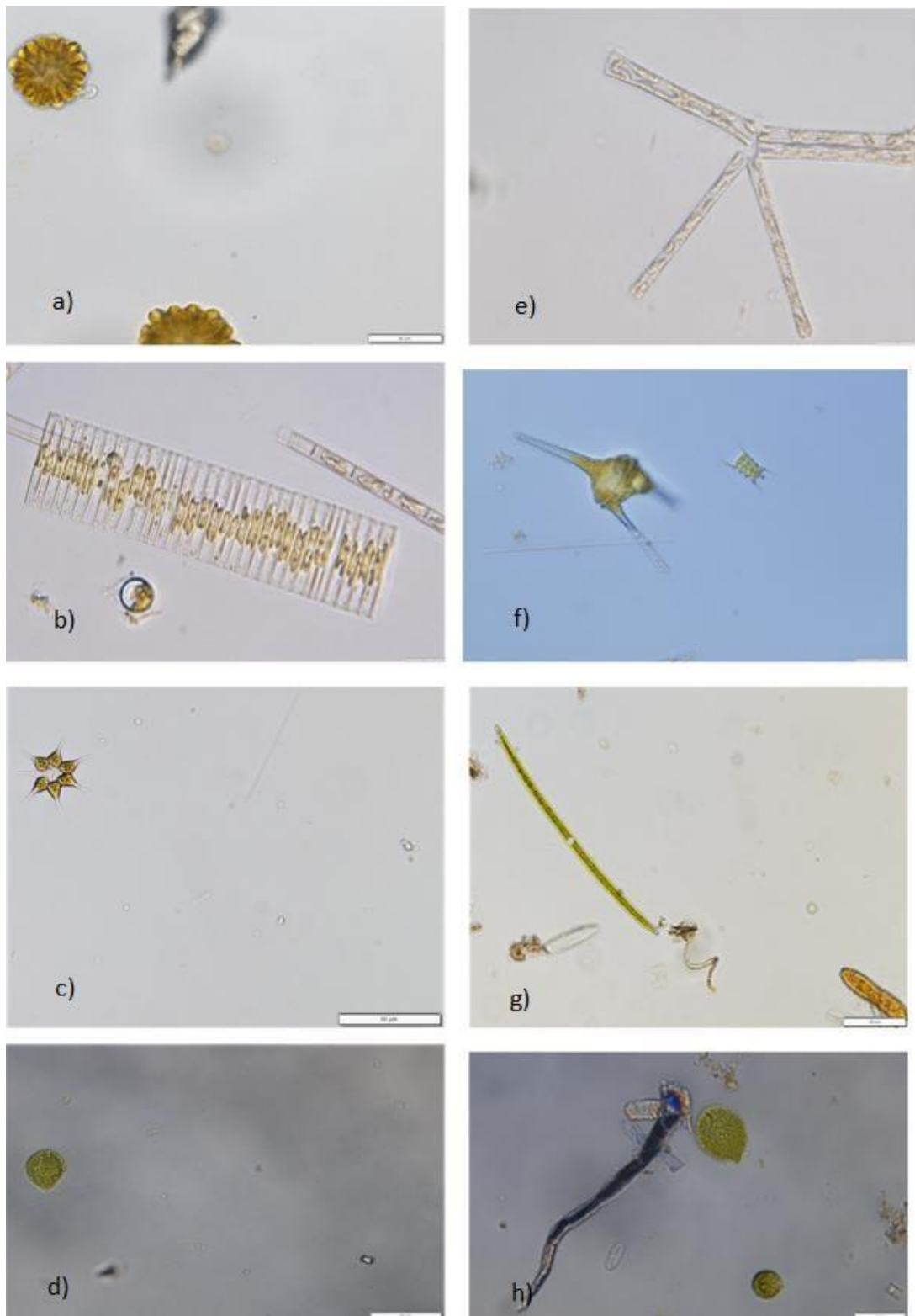
a) g) *Phacus caudatus* HÜBNER b) d) h) *Phacus longicauda* (EHRENBERG) DUJARDIN,
c) *Phacus orbicularis* HÜBNER; e) *Phacus formosus* POCHMANN;
f) *Phacus helicoides* POCHMANN

Tabule IV.



a) *Pteromonas angulosa* (H.J. CARTER) LEMMERMANN; b) *Actinastum hantzschii*;LAGERHEIM c) *Desmodesmus bicaudatus* (DEDUSCHENKO) P.M. TSARENKO; d) *Lagerheimia ciliata* (LAGERHEIM) CHODAT; e) *Micractinium borhemiens* (W.CONRAD) KORSHIKOV; f) *Pseudopediastrum boryanum* (TURPIN) E. HEGEWALD

Tabule V.



a) *Synura* sp EHRENBERG s parazitem; b) *Fragilaria crotonesis* KITON; *Monactinus simplex* (MEYEN) CORDA; d) *Gonyostomum semen* (EHRENBERG) DIESING e) *Asterionella fosmosa* HASSALL; f) *Ceratium hirundinella* (O.F. MÜLER) DUJARDIN; g) *Closterium* sp NITZSCH EX RALFS.; *Gonyostomus semen* EHRENBERG) DIESING