

Mendelova univerzita v Brně
Agronomická fakulta
Ústav zoologie, rybářství, hydrobiologie a včelařství



**Dynamika rozvoje fytoplanktonu Brněnské přehrady v závislosti na
podmínkách prostředí**

DIZERTAČNÍ PRÁCE

Vedoucí práce:

doc. Ing. Radovan Kopp, PhD.

Vypracoval:

Ing. Lucie Straková

Brno 2013

Prohlašuji, že jsem tuto dizertační práci na téma „Dynamika rozvoje fytoplanktonu Brněnské přehrady v závislosti na podmínkách prostředí“ vypracovala samostatně podle pokynů vedoucího doktorského studia.

dne

podpis

Děkuji svému školiteli Doc. Ing. Radovanu Koppovi, PhD. za odborné rady a mnoholetou pomoc při determinaci fytoplanktonu, Ing. Tomáši Vítkovi, PhD. za pomoc při statistickém vyhodnocení výsledků a kolegům z Oddělení experimentální fykologie a ekotoxikologie AV ČR za pomoc při odběru vzorků.

Dále bych chtěla poděkovat své rodině za trpělivost a pochopení.

ANNOTATION

My PhD. thesis is dealing with the problem of excessive blooms of cyanobacteria at the Brno reservoir.

Due to the constant supply of nutrients, this recreation area is faced with the problem of eutrophication for many years. Partial solution was found after thorough limnological research and the first interventions carried out in 2008. Project started with the application of lime on exposed shore which was followed by the coagulation of phosphorus by ferric sulphate and installation of aeration equipment in water column. Part of the measure was the change of the fish stock as well.

This project followed the whole process from 2006 to 2011. Water samples were taken from a motor boat at three localities. Physico - chemical parameters of water (pH, dissolved oxygen, water temperature) and amount of chlorophyll were measured in situ by FlouoroProbe and YSI Probe. Microscopic analysis of phytoplankton performed in living samples or after fixing with formaldehyde.

Our results show significant changes in the composition of phytoplankton biomass and reduce the number of cells per ml of water. New conditions in the aquatic environment are reflected especially during the vegetation seasons 2010 and 2011. Also new results from summer 2012 confirm the effectiveness of this project.

Obsah

1. ÚVOD.....	7
2. LITERÁRNÍ PŘEHLED	8
2.1 Charakteristika Brněnské přehrady a jejího okolí	8
2.1.1 Poloha Brněnské přehrady	8
2.1.2 Podnebí	8
2.1.3 Vegetace.....	8
2.1.4 Horniny, reliéf a hydrogeologické poměry	9
2.1.5 Půdy	9
2.1.6 Historie Brněnské přehrady	9
2.1.7 Technické údaje	9
2.2 Zařazení sinic a řas	10
2.3 Biologie a ekologie hlavních skupin fytoplanktonu Brněnské přehrady	11
2.3.1 Zelené řasy	11
2.3.2 Hnědé řasy	12
2.3.3 Sinice	13
2.4 Charakteristika nejdůležitějších zástupců sinic Brněnské přehrady	14
2.5 Sukcese fytoplanktonu	16
2.6 Vývoj a dynamika vodního květu na Brněnské přehradě	17
2.7 Příčiny vzniku vodního květu	18
2.7.1 Biogenní prvky	19
2.7.2 pH.....	20
2.7.3 Teplotní podmínky a stratifikace	20
2.7.4 Světelné podmínky	21
2.7.5 Konkurenční vztahy	22
2.8 Kvantifikace fytoplanktonu.....	22
2.8.1 Kvantifikace fytoplanktonu pomocí optického mikroskopu	23
2.8.2 Koncentrace chlorofylu – a.....	24
2.8.3 Fluorescenční sonda.....	24
2.8.4 Kvantifikace inokula sinic v sedimentu.....	25
2.9 Omezení rozvoje vodního květu	25
2.9.1 Odstranění sedimentu	26

2.9.2	Ošetření sedimentu	27
2.9.3	Algicidy	27
2.9.4	Cyanocidy	28
2.9.5	Cyanostatika.....	28
2.9.6	Biologická manipulace	28
2.9.7	Další metody	29
2.10	Provedená opatření k omezení vodního květu na Brněnské přehradě.....	31
3.	CÍL.....	34
4.	METODIKA	35
4.1	Metodika odběru	35
4.2	Sledované lokality	36
4.3	Fytoplankton	39
4.4	Základní fyzikálně chemické parametry	40
5.	VÝSLEDKY A DISKUZE.....	41
5.1	Základní fyzikálně chemické parametry	41
5.1.1	Teplota vody a teplotní stratifikace	41
5.1.2	Obsah rozpuštěného kyslíku	46
5.1.3	pH.....	50
5.1.4	Průhlednost	53
5.1.5	Konduktivita	55
5.2	Dynamika fytoplanktonu.....	57
5.3	Množství chlorofylu – a	68
6.	ZÁVĚR.....	72
7.	LITERATURA	75
8.	PŘÍLOHY	88

1. ÚVOD

Voda je nedílnou součástí veškerého života na Zemi. Tato nenahraditelná složka životního prostředí je však často neúměrně čerpána a její kvalita narušena vlivem člověka.

Brněnská přehrada je typickým příkladem oslabené ekologické stability vodního prostředí. Tato vodní plocha se již několik let potýká s problémem antropogenní eutrofizace, jež vznikla v důsledku neustálého přísunu biogenních prvků z povodí. Nadměrné množství živin a příznivý vliv teplotní stratifikace zvyšuje konkurenceschopnost sinic. Ty se stávají každoročně dominantou fytoplanktonu a jejich abnormální množství zhoršuje vlastnosti vody a její využití. Odolné klidové stádium sinic tzv. inokulum je navíc uloženo v horních vrstvách dnového sedimentu po mnoho let. Nadměrnou primární produkci nejsou následně schopni redukovat ani přirození konzumenti sinic a řas.

Sinice uvolňují do svého okolí toxické sekundární produkty metabolismu, jež působí nepříznivě na produkci ryb, zdravotní stav ostatních vodních organismů i člověka.

Obrovský nárůst vodního květu se stává již po několik let předmětem výzkumu po celém světě. Bylo upuštěno od užívání jednorázových aplikací algicidních látek. Základem je nyní hledání dlouhodobého řešení, jež bude zlepšovat kvalitu vody a alespoň částečně navracet stabilitu celému ekosystému.

Po dlouhodobém sledování vývoje fytoplanktonu se na Brněnské přehradě začala uskutečňovat opatření k omezení rozvoje vodního květu.

Pozornost je primárně věnována přítoku minerálních živin z povodí a ošetření sedimentů, v nichž je uloženo inokulum sinic. Následují zásahy přímo v těle nádrže. Důraz je kladen zejména na snížení konkurenceschopnosti sinic a omezení kyslíkových deficitů vznikajících v důsledku rozkladu nezpracované biomasy. Nové řešení spočívá v promíchávání jednotlivých vrstev vodního sloupce a nastolení rovnováhy. V neposlední řadě jsou součástí opatření také změny ve složení rybí obsádky. Odlov herbivorních ryb a vysazení dravých druhů by mělo pomoci k obnovení funkčního potravního řetězce.

2. LITERÁRNÍ PŘEHLED

2.1 Charakteristika Brněnské přehrady a jejího okolí

2.1.1 Poloha Brněnské přehrady

Brněnská přehrada se nachází na severozápadním okraji města Brna a spadá do Brněnského bioregionu. Tento bioregion je tvořen geomorfologickými celky vrchovinou Hercynika, Bobravskou vrchovinou, částí Boskovické brázdy, okrajem Dražanské vrchoviny a Křižanovské vrchoviny. Celkově zaujímá plochu 812 km². Nejnižšími body jsou koryta řek Svratky a Svitavy v Brně (200 m.n.m.) a nejvyšší hora Bukovec (596 m.n.m.) na Hořické vrchovině (CULEK, 1996).

2.1.2 Podnebí

Podnebí regionu je teplé a díky srážkovému stínu Českomoravské vrchoviny i mírně suché.

Dle Quitta leží téměř celé území v nejteplejší oblasti, okraje patří do teplé a vyvýšeniny regionu do mírně teplé oblasti (QUITT, 1971). Průměrná roční teplota pro Brno je 9,4°C a průměrné srážky za rok 505 mm (ČESKÝ HYDROMETEOROLOGICKÝ ÚSTAV, 2012).

2.1.3 Vegetace

Území je charakteristické dubo – bukovým vegetačním stupněm s částmi buko – dubového či bukového. V údolích řek se nachází travnaté lody.

2.1.4 Horniny, reliéf a hydrogeologické poměry

Brněnský bioregion je tvořen soustavou granodioritových hřbetů, diority či metabazity. Masiv byl tektonicky narušen. Pokryv je složen zejména ze spraší a říčních štěrkopísků.

Reliéf se skládá ze systémů hrástí a prolomů, jež mají plochá konkávní dna a vyvážejí rozsáhlé závěje. Dále se v regionu vyskytují průlomová skalnatá údolí. Řeka Jihlava vymílá údolí o hloubce téměř 300 m, ostatní údolí v regionu dosahují 100 až 200 m. Svratka i Svitava mají členitý reliéf, který spolu s pestrým geologickým podkladem zvyšuje celkovou biodiverzitu okolí (CULEK, 1996).

Oblast je tvořena horninami krystalinika, jež mají malou nasákavost. Komplikovaná tektonika území způsobuje vznik trhlin a následný únik podzemní vody (ŠLEZINGR, 1998).

2.1.5 Půdy

Na území Brněnského bioregionu se střídají hnědozemě a hnědozemní černozemě na spraších. Na svazích a skalnatých údolích se nachází půdy ovlivněné geologickým podkladem, zejména litozemě, rankery a rendzin na vápencovém podkladu (CULEK, 1996).

2.1.6 Historie Brněnské přehrady

Byla vystavěna v letech 1936 – 1940 na 56. km řeky Svratky za účelem zásobárny vody, rekreace a k výrobě elektrické energie. Zatopením údolí došlo k zániku původní obce Kníničky.

2.1.7 Technické údaje

Brněnská přehrada je součástí Dyjsko – Svratecké vodohospodářské soustavy. Oficiální název je vodní nádrž Brno. Současným provozovatelem nádrže je Povodí Moravy a.s. (závod Dyje).

Nádrž:

Rozloha (zatopená plocha) – 259 ha

Délka nádrže – 10 km

Maximální šířka – 700 m

Maximální hloubka – cca 23 m (lokalita u hráze)

Objem (maximální) – 21 000 000 m³

Objem stálého nadržení – 7 600 000 m³

Objem zásobního prostoru – 10 800 000 m³

Objem neovladatelného prostoru – 2 600 000 m³

Hráz:

Typ: betonová kavitační

Nadmožská výška v koruně: 233,7 m.n.m.

Délka hráze v koruně: 120 m

Šířka hráze v koruně: 7,14 m

Maximální odtok (přepad): 400 m³/s

Kapacita spodní výpustě: 48,5 m³/s

Průměr spodní výpustě: 2 m

Hydrologie:

Plocha povodí: 1586,23 km²

Průměrný roční průtok: 8 263 m³/s

2.2 Zařazení sinic a řas

Říše: Prokaryota

Oddělení: Cyanobacteria - sinice

Třída: Cyanophyceae

Říše: Eukaryota

Oddělení: Rhodophyta - ruduchy

Oddělení: Dinophyta (Dinoflagellata) - obrněnky

Oddělení: Cryptophyta - skrytěnky, kryptomonády
Oddělení: Chromophyta - hnědé řasy
Třída: Chrysophyceae - zlativky
Třída: Prymnesiophyceae (Haptophyceae)
Třída: Bacillariophyceae - rozsivky
Třída: Phaeophyceae (Fucophyceae) - vlastní hnědé řasy
Třída: Xanthophyceae (Tribophyceae, Heterokontae) - různobrvky
Třída: Raphidophyceae (Chloromonadophyceae) - chloromonády
Třída: Eustigmatophyceae
Oddělení: Euglenophyta - eugleny, krásnoočka
Oddělení: Chlorarachniophyta
Oddělení: Chlorophyta - zelené řasy
Třída: Prasinophyceae (Micromonadophyceae)
Třída: Chlamydomphyceae
Třída: Chlorophyceae - zelenivky
Třída: Pleurastrophyceae
Třída: Ulvophyceae
Třída: Zygnematophyceae (Conjugatophyceae) - spájivky
Třída: Charophyceae - parožnatky

2.3 Biologie a ekologie hlavních skupin fytoplanktonu Brněnské přehrady

2.3.1 Zelené řasy

Zelené řasy jsou nejobsáhlejší a nejrozmanitější skupinou řas, jež čítá kolem 17tis. známých druhů (GRAHAM A WILCOX, 2000). Jejich diversita se promítá do rozmanité morfologie. U zástupců této skupiny lze nalézt všechny typy stélek, jednobuněčné, koloniální i vláknité.

Zelené řasy mají buněčnou stěnu tvořenou obvykle celulózou. Zásobní látkou je škrob, doplňkově se vyskytuje např. volutin. Ve fotosyntetických membránách zvaných thylakoidy jsou uloženy pigmenty: chlorofyl a i b, β – karoten a karotenoidy, které u některých druhů způsobují až ostře červené zbarvení vody (např. *Heamatococcus*). Pokud se vyskytují bičíky, tak obvykle v páru (GRAHAM A WILCOX, 2000).

Rozmanitost zelených řas se promítá i do rozmnožování, které je u každé skupiny rozdílné.

Pro lokalitu Brněnské přehrady jsou typičtí zástupci třídy **Chlorophyceae** – Zelenivky. Jedná se o jednobuněčné, koloniální i cenobiální řasy. Některé druhy vytvářejí trichální či heterotrichální stélku. Rozmnožují se pohlavně i nepohlavně.

Nejčastěji se vyskytující rody Brněnské přehrady jsou *Scenedesmus*, *Pediastrum*, *Oocystis*, *Coleastrum*.

Podrobněji viz. Příloha tab.č.23 Tabulka zachycující druhy řas a sinic nalezené na Brněnské přehradě v letech 2006 – 2011.

Tyto řasy jsou ekologicky významné zejména z pohledu vytváření první letní biomasy ve sladkých vodách (BELLINGER A SIGEE, 2010).

2.3.2 Hnědé řasy

Další z velmi obsáhlých a rozmanitých skupin řas. Mezi hnědé řasy se řadí mikroskopické organizmy i slánovodní chaluhy.

Stavba buňky je však ve většině případů podobná. Zásobní látkou je chrysolaminaran, někdy kapénky oleje, volutin atd. Thylakoidy hnědých řas jsou typické svým srůstem po třech. Fotosyntetickými pigmenty jsou chlorofyl a a c, dále se vyskytuje xanthofyl a fukoxanthyn. Bičíky jsou obvykle heterokontní.

Pro Brněnskou přehradu jsou typickými zástupci této skupiny jednobuněčné **Bacillariophyceae** - rozsivky. Tato třída se vyznačuje přítomností frustuly, strukturované schránky tvořené polymerizovaným oxidem křemičitým. Křemík získávají rozsivky přímo z vodního prostředí. Povrch frustuly je chráněn polyfosfátovou vrstvou diatotepinu. Frustula je tvořena horní epitékou a spodní hypotékou, jež do sebe zapadají na principu podobném Petriho miskám. Při buněčném dělení se obě části oddělují a dorůstají vždy dvě nové hypotéky (BELLINGER A SIGEE, 2010).

Pohlavně se rozsivky rozmnožují oogamií, izo i anizogamií. Dle typu schránky se rozdělují na centrické, jež mají tvar cylindrický či jako disk a radiálně souměrné – penátní druhy. Tvar a struktura schránky jsou důležitým determinačním znakem.

Schránky rozsivek stojí za vznikem horniny zvané diatomit, jejich zásobní látky potom za vznikem ložisk ropy (HINDÁK, 1978). Ekologická specifikace rozsivek se u jednotlivých druhů výrazně liší, patří mezi ně druhy planktonní i přisedlé. Většina autorů předpokládá, že je v současnosti popsána pouze minoritní část všech druhů rozsivek (ROUND a kol., 1990).

Nejčastějšími rody Brněnské přehrady jsou *Asterionella*, *Aulacoseira*, *Diatoma*, *Fragilaria*, *Cycostephanus* a *Stephanodiscus*. Podrobněji viz. Příloha, tab.č.23.

2.3.3 Sinice

Cyanobakterie se na naší planetě objevili před 3 až 2,5 miliardami let. Podílely se na vytváření kyslíkaté atmosféry a tím rozvoji dalšího života Země. Před 2 miliardami let se také staly dominantní skupinou organismů. Zřejmým důkazem této doby jsou tzv. stromatolity. Tyto fosilní útvary houbovitého tvaru vznikly ukládáním vrstev vláknitých i kulovitých sinic a jejich zatmelením pomocí zachyceného sedimentu mezi jednotlivými buňkami. Stromatolity jsou nejlépe viditelné v mělkých vodách Zátoky žraloků v Západní Austrálii (GARBY a kol. 2012).

Výsledkem této dlouhé evoluční historie je adaptabilnost sinic, jež lze v současnosti nalézt ve všech typech sladkovodního prostředí od termálních pramenů po ledovce, v brakických vodách i jako dominanty v bentickém prostředí (TANG A VINCENT, 2002).

Dle stavby buňky jsou tyto organismy řazeny mezi gramnegativní bakterie. Pevná buněčná stěna je tvořena mureinem a kyselinou diaminopimelovou (jež se nebarví dle Grama). Některé druhy sinic jsou schopny vytvářet slizovité vrstvy.

Sinice jsou řazeny mezi prokaryontní organismy, protože nemají vytvořené morfologické jádro. Jejich jaderná hmota v podobě kruhové molekuly DNA je pouze soustředěna do nukleoplazmatické oblasti.

Planktonní druhy sinic vytvářejí speciální buněčné inkluze zvané aerotopy, s jejich pomocí dokážou snížit svou specifickou hmotnost (MARŠÁLEK, KERŠNER, MARVAN, 1996) a vznášet se v blízkosti vodní hladiny. Pod světelným mikroskopem se aerotopy jeví jako tmavší místa.

Kromě vegetativních buněk je možné pozorovat také heterocyty, sloužící k fixaci molekulárního dusíku či v nepříznivých podmínkách vznikající akinety (arthrocyty).

V thylakoidech jsou uloženy pigmenty: chlorofyl a, β – karoten a xantofyly echinenon, myxoxanthofyl či zeaxanthin. Na povrchu tylakoidů přisedají fykobilisomy, které obsahují barviva c-fykoeritrin a c-fytocyanin (COLYER a kol., 2005). Sinice jsou schopny chromatické adaptace, jejich zbarvení se mění dle složení světla nebo dostupné výživy ve vodním prostředí.

Sinice se živí až na výjimky autotrofně, ale v anaerobních podmínkách jsou schopny využít místo vody H_2S .

Rozmnožují se nepohlavně zaškrčením či dělením buněk, rozpadem stélky a tvorbou akinet (HOEK, MANN, JAHNS, 1995).

Buňky sinic obsahují buněčné inkluze, např. polyfosfátová nebo cyanofycinová zrna, jejichž výskyt je ovlivněn podmínkami vnějšího prostředí (MENNES, 1984). Asimilačním produktem je sinicový škrob a 1,4 glukán (IGLESIAS A PREISS, 2010).

2.4 Charakteristika nejdůležitějších zástupců sinic Brněnské přehrady

Rod *Microcystis*

Kokální sinice s aerotopy, vyskytuje se pouze v planktonu a to po celé vegetační období. Kulovité buňky vytvářejí zcela nepravidelné kolonie laločnatého či oválného tvaru, často uložené v amorfním, bezbarvém slizu. Shluky kolonií v našich podmínkách často dosahují makroskopických rozměrů (1 cm).

Koncem vegetačního období se slizový obal zpevňuje, kolonie klesá ke dnu a v podobě inokula přečkává zimu v horní vrstvě dnového sedimentu. V těchto anaerobních

podmínkách je inokulum schopné přežít několik let. Tento rod netvoří speciální klidová stadia. S nástupem příznivých podmínek potom celé kolonie opět vyplouvají k hladině. Skutečnost, že velké množství buněk *Microcystis* zůstává v nádrži po celý rok značně zvyšuje konkurenceschopnost vůči jiným druhům sinic (MARŠÁLEK, KERŠNER, MARVAN, 1996). Počet buněk *Microcystis* v nižších vrstvách vody tedy hraje důležitou roli pro vodní květ v dalším vegetačním období (XU, et.al., 2010). Rod *Microcystis* má v současnosti asi 20 druhů, z nichž 6 se běžně vyskytuje v České republice (KOMÁREK, 1996).

Rod *Aphanizomenon*

Planktonní sinice tvořící vlákna, které se ve vodě vyskytují jednotlivě či se paralelně sdružují do svazečků. Makroskopické kolonie o velikosti až 2 cm se jeví jako drobné jehličky. Vlákna tohoto rodu jsou význačné svým zářivě modrozeleným zbarvením.

Trichomy jsou většinou přímé nebo jen mírně prohnuté. Vegetativní buňky mají protáhlý, cylindrický i soudečkovitý tvar. Koncové buňky vláken se prodlužují a ztenčují. Úzké cylindrické akinety vznikají splnutím několika vegetativních buněk a slouží k rozmnožování. Koncem vegetativního období se celé vlákno vegetativních buněk rozpadá a v sedimentu přezimují pouze akinety. Na počátku jara potom dochází k „probuzení“ a rychlému dělení nových vegetačních buněk k vytvoření vláken.

Aphanizomenon i níže uvedený rod *Dolichospermum* (*Anabaena*) jsou schopny vázat atmosferický dusík, a proto nezáleží na jeho obsahu ve vodním prostředí (MARŠÁLEK, KERŠNER, MARVAN, 1996).

V podmínkách nedostatku dusíku si *Aphanizomenon* vytváří tlustostěnné, soudečkovité či cylindrické heterocyty s téměř bezbarvým obsahem. Na lokalitách bohatých na dusík mohou heterocyty chybět (KALINA, 1994, KOMÁREK, 1996).

V České republice je známo 7 druhů z celkového počtu 14 definovaných druhů rodu *Aphanizomenon* (KOMÁREK, 1996).

Rod *Anabaena*

Tento rod vytváří různě zakroucená nebo přímá vlákna se slizovými obaly. Stejně jako u ostatních sinic buňky obsahují aerotopy. Jednotlivé vegetativní buňky jsou ve

vlákně jasně zřetelné, kulovité, cylindrické či soudečkovité. Přeměnou některých vegetativních buněk vznikají početné heterocyty, které jsou velikostně srovnatelné s vegetativními buňkami. Akinety se nachází po stranách heterocytů nebo odděleně a jsou výrazně větší.

Vodní květ vytváří pouze druhy rodu *Dolichospermum*, který čítá asi 30 druhů. Na našem území se vyskytuje 16 planktonních druhů (KOMÁREK, 1996).

2.5 Sukcese fytoplanktonu

Sezónní sukcesi fytoplanktonu v nádrži lze chápat jako stále se opakující proces probíhající v planktonním společenstvu během roku. I když je průběh sukcese do určité míry ovlivňován vnitřními i vnějšími vlivy, byl pro jeho zjednodušené vyjádření vytvořen tzv. PEG model (Plankton Ecology Group), jež popisuje jednotlivé skupiny planktonu typické pro danou část roku (SOMMER, 1986).

Dle PEG modelu lze sukcesi fytoplanktonu charakterizovat neomezeným nárůstem řas na počátku jara, kdy dochází zejména k rozvoji kryptomonád a centrických rozsivek a to díky náhlé dostupnosti živin a světla.

Vzápětí se v důsledku dostatečného množství potravy začíná zvyšovat množství herbivorního zooplanktonu, jehož růstová i reprodukční rychlost převyšuje nárůst fytoplanktonní složky, kterou zároveň likviduje. V rámci potravního řetězce je zooplankton následně likvidován a nastává „clear water phase“. Dochází k částečné recyklaci živin ve vodním prostředí a díky jejich neomezenému množství a příznivým podmínkám dochází k nárůstu druhově bohaté biomasy.

V první fázi se jedná zejména o koloniální zelené řasy, rozsivky, obrněnky a kryptomonády. Dominance jednotlivých skupin závisí na dostupnosti limitujících prvků ve vodním prostředí. Druhá fáze letního rozvoje fytoplanktonu je charakteristická sinicemi. Při dostatku dusíku dominují kokální druhy, v opačném případě se stávají dominantními druhy vláknité. Hustota populace a druhové složení fytoplanktonu i zooplanktonu během letního období závisí z velké části na teplotě.

Další sukcese planktonu je ovlivněna fyzikálními změnami, jako např. promíchávání vodního sloupce a obohacení prostředí živinami ze spodních vrstev.

Na podzim jsou dominantní druhy sinic nahrazeny těmi, jež jsou adaptovány na promíchání vodního sloupce. Znovu nastupují rozsivky a kryptomonády a následně velké druhy zooplanktonu. Po narušení stratifikace a snížení intensity slunečního svitu nastává zimní minimum.

2.6 Vývoj a dynamika vodního květu na Brněnské přehradě

Dle dřívějších výzkumů je jasné, že se Brněnská přehrada potýká s nadměrným výskytem fytoplanktonu po několik desetiletí. Sinice se staly dominantní složkou planktonu již v 50. letech minulého století, ale masového rozvoje dosahují zejména v posledních 20 letech. V roce 1954 byl celkový počet buněk fytoplanktonu 33 467 buněk/ml a v roce 1999 už 1,25 mil. buněk/ml, což několikanásobně přesahuje normu světové zdravotnické organizace (MARŠÁLEK, KERŠNER, MARVAN, 2002).

V průběhu let také docházelo ke střídání hlavní dominanty fytoplanktonu. V 50. – 60. letech byl dominantní druh vláknité sinice *Aphanizomenon flos-aquae*, který vytvářel nejvíce biomasy zejména koncem letního období. V 80. letech dominoval rod *Microcystis aeruginosa*, jež byl v 90. letech nahrazen rodem *Microcystis wesenbergii* (MARŠÁLEK, KERŠNER, MARVAN, 2002). Současně se v 90. letech objevují vláknité sinice *Limnothrix redekei*, *Planktothrix agardhii* a *Pseudanabaena limnetica*. Od této chvíle docházelo k nekontrolovanému nárůstu biomasy sinic, jež nepříznivě ovlivnilo používání vodní nádrže k rekreaci, ekonomickou situaci města i úpravny vody. Hlavní příčinou byl pravděpodobně neustálý přísun živin z okolního prostředí. Nadměrný rozvoj sinic postihl nejen hladinu Brněnské přehrady, ale i koryto řeky Svratky. K přirozenému omezení vodního květu částečně dochází pouze díky rozsáhlým povodním, zvýšeným průtokům a snížením doby zadržení vody v nádrži. Typickým příkladem je rok 1997. Po roce 2000 je opakovaně zaznamenáno obrovské množství sinic rodu *Microcystis aeruginosa* a *Microcystis ichtyoblabe*.

Ve vegetační sezóně 2002 a 2003 dosahovala populace sinic až několik desítek milionů buněk na mililitr vody. K tomuto jevu došlo i přes snížení hladiny vody a částečnému obnažení břehů během zimního období (MARŠÁLEK a kol., 2003).

V roce 2004 byly zkoušeny některé ekologické, šetrné metody k omezení vodního květu, jako je aplikace biologicky odbouratelných látek (MARŠÁLEK a kol., 2004). Limit pro koupací vody byl ale během sezóny lehce překročen na většině sledovaných lokalit (ŠEJNOHOVÁ, ústní sdělení).

Rok 2005 se vyznačoval nezvyklým počasím na počátku letní sezóny. Teplotně podprůměrný červen a velký průtok v důsledku zvýšeného úhrnu srážek zapříčinily opožděný rozvoj vodního květu během července (MARŠÁLEK a kol., 2010).

Letní sezóny 2006 – 2008 byly charakteristické velkým nárůstem biomasy sinic, zejména dominantního druhu *Microcystis*. Hygienický limit je v těchto letech překročen více než desetinásobně (MARŠÁLEK a kol., 2010).

V roce 2009 začínají probíhat na Brněnské přehradě cílené zásahy proti vodnímu květu v rámci projektu „Realizace opatření na Brněnské údolní nádrži“.

2.7 Příčiny vzniku vodního květu

Pojem vodní květ se používá v případě nadměrného výskytu fytoplanktonu u vodní hladiny. Tyto souvislé vrstvy tvořené makroskopickými koloniemi vytváří převážně sinice rodu *Microcystis* nebo *Aphanizomenon* (MARŠÁLEK, 2003). Nepropustná vrstva biomasy v horní části vodního sloupce má negativní dopad na zooplankton i ryby a znevýhodňuje ostatní skupiny řas (SIGEE, 2004).

Příčiny vzniku vodního květu jsou poměrně dostatečně popsány i v naší literatuře (HETEŠA A SUKOP, 1985; HINDÁK, 1978; MARŠÁLEK A MARVAN 1994 a 1996).

Mezi hlavní faktory podílející se na iniciaci růstu a vývoji sinic se řadí zejména fyzikální podmínky, dostupnost biogenních prvků, chemické parametry a v neposlední řadě působení ostatních autotrofních organismů (MARŠÁLEK, KERŠNER, MARVAN, 1996).

Dominance rodu *Microcystis* je potom přičítána zejména příznivé teplotě vody, rozptýlením světla pod hladinou a schopností buoyancy (REYNOLDS, 2006).

Velkou roli hraje také schopnost přečkat zimní období v podobě akinet nebo inokula (RAPALA a kol., 2008).

Jedná se ovšem o kombinaci několika faktorů a tak je vždy nutné dokonale znát přírodní podmínky sledované vodní plochy.

2.7.1 Biogenní prvky

Jedním z hlavních příčin masového rozvoje je dostatečné množství živin v nádrži. Důležitý je zejména obsah biogenních prvků fosforu a dusíku a jejich vzájemný poměr (HETEŠA A KOČKOVÁ 1997). Přičemž limitující je zejména fosfor (LELLÁK A KUBÍČEK, 1992) a to pro ty sinice, jež jsou schopné vázat atmosferický dusík a nejsou tedy závislé na jeho obsahu ve vodě (LEWIN, 1962; MARVAN A MARŠÁLEK, 1996). Fosfor i dusík jsou nezbytnou součástí tkání, důležité při výměně energie a syntéze bílkovin. Obsah obou prvků je však v přírodě neustále navyšován díky ekologicky nešetrné zemědělské výrobě a průmyslu. Větší roli hraje pravděpodobně nový přísun sloučenin fosforu z komunálních zdrojů než její vnitřní zatížení (HEJZLAR A BOROVEC, 2008). Naopak jiné studie uvádí, že nízký poměr obou prvků není příčinou nárůstu vodního květu *Microcystis*, nýbrž výsledkem právě onoho nadměrného rozvoje vodního květu (XIE, et.al. 2003).

Perfektní podmínky pro masivní rozvoj cyanobakterií zajišťuje nižší poměr fosforu k dusíku, literatura udává atomární poměr N 13:1 P (SMITH, 1983). Optimální poměr pro všechny vodní organismy je potom N 100:1 P (KOČÍ a kol., 2000).

Mnohé druhy sinic mají v podmínkách nadbytku živin v prostředí schopnost nakumulovat větší množství těchto prvků a využít je v období nedostatku.

Sinice jsou schopny značné adaptace a přežívají při rozdílných koncentracích biogenních elementů. Z tohoto důvodu je při výzkumu nutné mít k dispozici chemické rozbory sledované vodní nádrže.

Příznivý vliv na masový nárůst vodního květu mají také mikroelementy vyskytující se ve vodním prostředí. Železo je nezbytné pro proces fotosyntézy a fixaci dusíku, molybden se podílí na vázání molekul uhlíku a tím stimuluje růst (HARPER, 1992; MARŠÁLEK A MARVAN, 1996).

Měď a její sloučeniny jsou pro sinice toxické (MOFFETT, 1997).

2.7.2 pH

Cyanobakterie vyžadují pro svůj růst mírně alkalické prostředí, jako optimální se jeví pH 7,5 - 9,5 (HETEŠA A SUKOP, 1985). Při těchto hodnotách, v kombinaci s nízkými koncentracemi CO₂, se také stávají dominantní nad ostatními složkami fytoplanktonu (MARŠÁLEK, KERŠNER, MARVAN, 1996).

V období masivního vodního květu je na vodních nádržích obvyklé pH vody kolem 9.

2.7.3 Teplotní podmínky a stratifikace

Dalším důležitým faktorem, který má vliv na složení společenstva fytoplanktonu je teplota vody. Vliv na teplotu v nádrži má zejména intenzita slunečního svitu, povětrnostní podmínky, hloubka nádrže a přítoky z povodí. Teplota vody úzce souvisí s intenzitou fotosyntézy a tím intenzitou primární produkce. Působí na rychlost chemických reakcí, zejména oxidace a rozkladných procesů při samočištění. Nižší teplota vody také zajišťuje lepší rozpouštění plynů (HETEŠA A KOČKOVÁ, 1997).

Sinice preferují ve většině případů vyšší teplotu, druh *Anabaena flos – aquae* dosahuje maximálního rozvoje při 15 - 20°C, *Aphanizomenon flos – aquae* preferuje teplotu v rozmezí 23 – 27°C.

U sinice *Microcystis aeruginosa* je potřeba minimální teplota 10 - 15°C pro uvolnění ze sedimentů a rozmezí 17 – 26°C pro masový rozvoj (HETEŠA A LOSOS, 1984). Vodní květ v dobrém fyziologickém stavu byl však pozorován i při teplotách vody pod 10°C (MARŠÁLEK, KERŠNER, MARVAN, 1996).

Vodní nádrže představují ideální podmínky k masovému rozvoji vodního květu také díky letní stagnaci. Většina českých vodních děl je dimiktická a k promíchání vodního sloupce dochází dvakrát za rok - jarní a podzimní období (ZNACHOR, 2005).

Typická letní stratifikace se projevuje přesycením vody rozpuštěným kyslíkem v eufotické vrstvě (více než 16,6 mg.l⁻¹ O₂) a naopak anaerobními podmínkami v hypolimniu nádrže (ADÁMEK, nepublikováno).

Literatura popisuje jasné rozdíly ve složení fytoplanktonu během stratifikace a po promíchání vodního sloupce. Při monitoringu brazilských nádrží Pedra a Arcoverde byly zaznamenány změny dominant na počátku destratifikace. Na obou nádržích sinice

zaujímaly na počátku měření přibližně 80% biomasy a po promíchání vodního sloupce sinice ustoupily (pouze 40%) a byly nahrazeny společenstvem bičíkovců a rozsivek (DANTAS, MOURA, OLIVIERA, 2011).

Populace sinic se dobře vyvíjí při absenci teplotní stratifikace a negativně reaguje na promíchávání vodního sloupce. Při nevyhovujících světelných podmínkách, teplotě či nedostatku minerálních látek a oxidu uhličitého jsou totiž schopny samostatného vertikálního pohybu ve vodním sloupci. Tento termín je v literatuře (MARŠÁLEK, KERŠNER, MARVAN, 1996) nazýván slovem buoyancy, což v překladu znamená vzestupný trend. Pro dosažení optimálních životních podmínek jsou sinice schopny pozitivní i negativní buoyancy (REYNOLDS, ROD, WALSBY, 1987).

Pohyb ve vodním sloupci sinicím umožňuje přítomnost výše uvedených plynových měchýřků sdružených do aerotopů. Systém aerotopů snižuje hustotu buněk výměnou plynů v nich obsažených.

2.7.4 Světelné podmínky

Požadavky na světelné podmínky se u sinic příliš neliší od požadavků ostatních fotoautotrofních mikroorganismů ve vodním prostředí. Sinice jsou pouze schopny se lépe přizpůsobit a díky obsahu speciálních fotosyntetických pigmentů fykocyaninu a fykoeritru asimilovat i při různé světelné intenzitě. Jejich konkurenceschopnost spočívá také v nízkých energetických požadavcích (MARŠÁLEK, KERŠNER, MARVAN, 1996).

Vodní organismy nemají k dispozici celé spektrum slunečního záření, protože je část absorbována a rozptýlena. Například červená část záření je pohlcena již pár metrů pod hladinou. Řasy se proto přizpůsobují různými způsoby, např. fototaxe, využití fotoreceptoru rhodopsinu, změnou absorpčních vlastností a vývojem různých pigmentů. Přítomnost rozdílných pigmentů vysvětluje barevnou variabilitu různých druhů řas a sinic. Tyto dodatečné pigmenty jsou schopny absorbovat světlo mimo škálu absorpce chlorofylu *a* přenést energii do reakčního centra molekul chlorofylu *a* pomocí rezonance. Příkladem je chlorofyl *b*, který je přítomný u zelených řas i některých sinic. Některé druhy řas jsou dokonce schopné přežít při velmi nízké intenzitě světla, pokud mají k dispozici minerální živiny jako fosfor a železo, které jsou nezbytné pro udržení

fotosyntetické aktivity (GRAHAM, GRAHAM, WILCOX 2008). Velmi záleží také na skutečnosti, jak jsou řasy aklimatizovány (GROBBELAAR, NEDBAL, TICHÝ 1996). Některé studie uvádí zaznamenání fotoinhibice ještě před tím, než dojde k plnému ozáření, a to u řas vyskytujících se přímo na vodní ploše (ROBINSON A PIP 1983).

2.7.5 Konkurenční vztahy

Planktonní sinice mají několik mechanismů k redukci okolních konkurentů ve vodním prostředí a jsou také značně adaptabilní ke změnám prostředí (MENHERT a kol., 2010).

Sinice jsou důležitým článkem vodního ekosystému, ale pro svou specifickou stavbu buňky úspěšně odolávají predančnímu tlaku zooplanktonu i vyšších organizmů. Zelené řasy jsou pro ostatní konzumenty většinou stravitelnější a přínosnější.

Vodní květy sinic se vyznačují také větší odolností vůči organickému znečištění a těžkým kovům.

Vytvářením souvislých neustonických povlaků na hladině znemožňuje sinice *Microcystis* výměnu plynů a přísun světla pro ostatní organismy ve vodním prostředí. Opačným případem je vegetační zákal, který vzniká přemnožením zelených řas a může nepřímo omezit rozvoj vodního květu sinic. Jsou známé i příklady inhibice růstu *Microcystis* díky rychlejšímu pohlcení fosforu zelenými řasami (HUAN a kol., 2006).

Některé druhy sinic jsou schopny inhibovat rozvoj ostatních řas i makrofyt produkcí látek s alelopatickými efekty (SUKENIK a kol., 2002). Tyto produkty metabolismu mohou být toxické i pro vyšší organismy a jejich vývojová stádia.

2.8 Kvantifikace fytoplanktonu

Množství biomasy sinic je jedním z ukazatelů hodnocení kvality vody. Údaje o počtu buněk na ml vody jsou důležité pro využití vody k rekreaci, pitné vody apod. Světová zdravotnická organizace WHO (World Health Organization) stanovuje normu pro koupací vody 100 tis.buněk/ml vody (WHO, 1998).

Při kvantifikaci fytoplanktonu je vždy nutné používat standardní metodiku a uvádět, která metoda byla u daného vzorku použita.

Kvantifikaci a kvalifikaci fytoplanktonu provádíme v živém stavu nebo po fixaci formaldehydem či Lugolovým roztokem.

2.8.1 Kvantifikace fytoplanktonu pomocí optického mikroskopu

Používá se k zjištění počtu buněk jednotlivých skupin fytoplanktonu a celkovému množství buněk na 1ml vody. Ve většině případů je nutné vzorek nejprve zahustit a koncentraci následně použít ve výpočtu. U nás se k zahuštění používá několik klasických metod.

Sedimentace není vhodná pro sinice, jejichž buňky obsahují aerotopy ani pro další organismy s hmotností nižší než 1g/cm^3 .

Při centrifugaci může naopak dojít k popraskání jemných buněčných struktur nebo usazení nejdrobnějších organismů ve špičce centrifugační zkumavky.

Další často používanou metodou je vakuová filtrace na jednoduché filtrační aparatuře. U všech metod je nezbytné limitovat ztráty při transportu vzorku na podložní sklíčko (MARŠÁLEK, KERŠNER, MARVAN, 1996).

Mikroskopická kvantifikace se provádí v Bürkerových nebo Cyrusových počítacích komůrkách.

Při zjištění přítomnosti kolonií cyanobakterií je nutné jejich rozbití. Dříve používaná metoda rozbíjení pomocí KOH a injekční stříkačky je dnes nahrazována ultrazvukovým homogenizátorem. V tomto případě se desintegrace kolonií provádí namířením ultrazvukového prstu přímo do kádinky se vzorkem.

2.8.2 Koncentrace chlorofylu – a

Tato metoda je celosvětově rozšířená pro relativní jednoduchost provedení a nenáročnost z pohledu vybavení laboratoře. Při správném provedení jsou výsledky jednotlivých pracovišť porovnatelné.

U nás je při tomto biochemickém rozboru nutné postupovat dle normy z roku 1996 (ČSN ISO 10260). Norma specifikuje metodu stanovení koncentrace chlorofylu – a při rozboru povrchových vod a výjimečně pro rozbor fyto-bentosu, nevztahuje se na ostatní pigmenty sinic a řas.

Dle metodiky je vzorek odebrané vody filtrován, chlorofyl následně extrahován z rozdrčeného filtru pomocí horkého ethanolu a stanoven na spektrofotometru. Metoda spočívá ve výpočtu z rozdílu absorbance před a po okyselení extraktu.

Nevýhodou může být rozdílné množství chlorofylu v buňkách, jež závisí na fyziologickém stavu, růstu a podmínkách prostředí vodního květu.

2.8.3 Fluorescenční sonda

Fluorescenční sonda umožňuje určení vodního květu přímo v terénu. Ponorná sonda pracuje na principu fluorescence chlorofylu a je propojena dlouhým vodotěsným kabelem s počítačem, který zaznamenává data a jehož pomocí je sonda sledována. Koncentraci chlorofylu – a a zastoupení jednotlivých skupin fytoplanktonu rozlišuje ihned po ponoření do vodního sloupce. Přístroj je schopný detekce skupin *Cyanobacteria* (sinice), *Chlorophyta* (zelené řasy), *Heterokontophyta* (hnědé řasy) a *Cryptophyta* (skrytěnky) a určit množství biomasy pomocí množství chlorofylu na litr vody.

Sonda je vybavena 5 diodami, které emitují světlo o vlnových délkách 450, 525, 570, 590, 610 nm, ty se sekvenčně rozsvěčují a excitují tak pigmenty fytoplanktonních organismů přítomných ve vodním prostředí. Zároveň je přijímán signál v podobě fluorescence chlorofylu – a o vlnové délce 685 nm. Získané údaje jsou porovnávány s tzv. normovanými spektry jednotlivých skupin, jež jsou nastaveny při kalibraci přístroje. Na monitoru počítače je možné bezprostředně sledovat hloubku ponoru, teplotu vody a složení fytoplanktonního společenstva (údaje jsou aktualizovány

přibližně po 2 sekundách). Na každé lokalitě je tedy možné získat podrobný profil vodního sloupce od hladiny ke dnu za velmi krátkou dobu. Výsledky jsou poté zobrazovány v tabulkách a automaticky převedeny do grafického znázornění. Graf ukazuje závislost množství jednotlivých skupin fytoplanktonu na hloubce (GREGOR A MARŠÁLEK, 1993).

Fluorescenční sonda poskytuje velmi rychlé údaje o množství a složení biomasy v nádrži, ale poskytuje pouze obecné informace a není zatím zcela jasné jak reaguje na ranná stadia jednotlivých skupin či odumírající část biomasy apod. Měření sondou je vhodné kombinovat s mikroskopickou kvalifikací pro přesné určení jednotlivých druhů.

2.8.4 Kvantifikace inokula sinic v sedimentu

Z důvodu schopnosti sinic přezimovat ve spodních částech vodní nádrže, je nutné stanovení jejich množství také v horní vrstvě sedimentu.

Metoda spočívá v mikroskopické analýze pomocí fluorescence. Po důkladném rozředění vzorku následuje makroskopický prescreening, rozbití kolonií ultrazvukem a počítání pod fluorescenčním mikroskopem pomocí Cyrusovy komůrky.

Vzhledem k tomu, že jsou zaznamenány pouze akinety či jednotlivé buňky inokula, je nutná podrobná znalost taxonomie sinic a použití metodiky (ŠEJNOHOVÁ, MIKOVCOVÁ, MARŠÁLEK 2011).

2.9 Omezení rozvoje vodního květu

Eutrofizace vodních nádrží je dlouhodobá záležitost. Jedná se o celosvětový problém, který vzniká většinou po mnoho let. V letních měsících poté způsobuje komplikace při využití vodní plochy k rekreaci, chovu ryb nebo na úpravách pitné vody. Biomasa vodního květu ve vodě i sedimentech je navíc ve většině případů toxická, což způsobuje další finanční komplikace.

Největší vliv na rozvoj vodního květu mají přítoky a v nich obsažené živiny a biogenní prvky. Problémem je stále zejména nedostatečně ošetřená odpadní voda vytékající z čistíren odpadních vod. Průmyslové a odpadní komunální vody z povodí jsou

neustálým zdrojem fosforu. Zdrojem dusíkatých sloučenin je zase zemědělská činnost (erozní smyvy zemědělských půd, staré meliorační strouhy apod.) v blízkosti vodních zdrojů. Zanedbatelné nejsou ani rekreační oblasti v okolí vodní nádrže a jiné lokální zdroje či atmosférická depozice. Živiny zůstávají v nádrži po dlouhou dobu a stávají se součástí neustálého koloběhu, jedná se o tzv. vnitřní zatížení nádrže (BURGER, HAMILTON, PILDITCH, 2008). Biomasa vodního květu se po celou vegetační sezónu nachází u hladiny a ve vodním sloupci. Velká část životního cyklu sinic se však odehrává v sedimentech. I po zastavení přísunu biogenních prvků do nádrže mají sinice dostatek živin pro další roky života.

Pro zlepšení stavu vodní nádrže je vždy potřeba výzkum složení vodního květu ve vodě i sedimentu, dále je nezbytné zmapování okolí a vytyčení zdrojů přísunu živin.

Prvním krokem k řešení problému eutrofizace je zastavení přísunu dalších živin do nádrže. Možné jsou mechanické či chemické postupy pro znepřístupnění živin. Následuje odstranění či ošetření sedimentu a udržovací zásahy ve vodním sloupci. Zákroky jsou spojeny s problémem uskladnění odtěženého sedimentu dna.

Ve všech případech je zásah proti vodnímu květu nejefektivnější v období „clear water“, kdy jsou sinice na počátku rozvoje a nejsou dostatečně odolné (SIGEE a kol., 1999).

2.9.1 Odstranění sedimentu

Jednoduchá, avšak finančně náročná metoda je odtěžení sedimentu. Provádí se po vypuštění nádrže a zastavení přísunu živin. Pomocí těžké techniky je dno vyhrnováno a odtěžený materiál odvážen, což je možné hlavně na menších a dobře dostupných přehradách. Před a v průběhu těžby je vhodná kontrola sedimentu a lokalizace zdrojů inokula. V posledních letech (2009 – 2011) bylo odstranění sedimentu provedeno na několika moravských vodních nádržích (HEJZLAR A BOROVEC, 2008).

Druhou možností je použití sacího bagru, jež nasává sediment pouze ze základny plovoucí po hladině. Je vybaven ponorným kalovým čerpadlem, jež je umístěno v bagrovací lopatě. Tato konstrukce je schopna odstranění sedimentu rovnoměrně v předem zvolené výšce. Materiál je rozrušen v hloubce 15 – 20cm a odsán

v horizontálním směru. Nedochozí ke zvržení sedimentu nebo přílišnému zákalu ve vodě. V ČR je úspěšně používán sací bagr firmy Envi (www.envi.sky.cz).

Z důvodu zachování ekologické stability vodního prostředí není žádoucí úplné odstranění sedimentu.

2.9.2 Ošetření sedimentu

Finančně méně náročnou metodou je chemické ošetření sedimentu či mechanické překrytí vrstvou anorganického materiálu, který znemožní přístup živin. K ošetření se používá např. CaCO_3 , který funguje jako aktivní bariéra.

Zafixování fosforu v sedimentu se provádí průběžným dávkováním trojmocného železa. Možná je také podpora denitrifikace, mineralizace organických sedimentů nebo oxidace organických látek ozónem nebo jinými oxidačními činidly (MARŠÁLEK, 1999).

Kombinace aerace sedimentu společně s injekční aplikací chemického roztoku byla úspěšně vyzkoušena v jezeře Lilesjön ve Švédsku. Zákrok byl však velmi nákladný (RIPL a kol., 2010).

Z ekonomických důvodů by měla těmto zásahům předcházet lokalizace hlavních ložisek inokula sinic, která umožní přesnou aplikaci. Směřováním zásahu pouze na ložiska sinic se také sníží ekologické zatížení životního prostředí.

2.9.3 Algicidy

Algicidy jsou látky toxické pro sinice, řasy a většinou i vodní bezobratlé.

Nejznámějším algicidem je u nás dříve hojně aplikovaná modrá skalice (CuSO_4). Tato látka způsobuje uvolnění toxinů sinic do okolí v důsledku okamžitého usmrcení buňky. Náhlý rozklad biomasy také zapříčiňuje kyslíkový deficit ve vodním prostředí.

Dnes se její použití z ekologických důvodů nedoporučuje, protože zanechává rezidua v sedimentech nádrže.

2.9.4 Cyanocidy

Cyanocidy působí toxicky pouze na sinice. Jde o aplikaci chemických či přírodních látek přímo do vodního prostředí.

Chemické látky, které fungují na principu koagulace jsou např. hlinité (přípravek PAX 18) či železité soli. Na rozdíl od algicidů dojde k vysrážení kolonií sinic a jejich poklesu ke dnu. Obsah buňky se do okolí uvolňuje postupně.

Působení algicidů i cyanocidů je okamžité, ale má pouze krátkodobý efekt (MARŠÁLEK A MARŠÁLKOVÁ, 2006).

K řízenému a přesnému dávkování cyanocidů nejlépe slouží aplikační plavidla.

2.9.5 Cyanostatika

Jsou to zejména přírodní látky, které působí inhibičně na růst a masový rozvoj vodního květu, jsou biologicky odbouratelné. Jejich aplikace je neúčinnější na počátku vegetační sezóny.

Přírodním materiálem s cyanostatickým účinkem je např. ječná sláma či jiné materiály s obsahem ligninu. Růst sinic zde pravděpodobně omezují fenolické sloučeniny. Princip jejich působení však není zatím objasněn.

2.9.6 Biologická manipulace

Biologická kontrola představuje omezení vodního květu sinic částečným obnovením ekologické rovnováhy ve vodním prostředí.

Přirozeným konzumentem sinic a řas je zejména **zooplankton**. Z důvodu lehké stravitelnosti výživové hodnoty jsou však drobnými bezobratlými preferovány např. drobné zelené řasy. Každopádně ale mohou velké druhy zooplanktonu, např. perloočky (*Daphnia magna*) alespoň částečně kontrolovat rozvoj fytoplanktonu (MATVEEV, MATVEEVA, JONES, 1994).

Typickým modelem pro podpoření stability vodního prostředí je vysazení **dravých ryb**, v našich podmínkách to jsou zejména candát obecný (*Sander lucioperca*), štika obecná (*Esox lucius*) a bolen dravý (*Leuciscus apius*).

Z pohledu kvality vody je pro nastolení rovnováhy důležitý přesný poměr dravých a býložravých ryb tzv. F/C ratio, které by se mělo pohybovat mezi hodnotami 3 až 6 (HOLČÍK A HESEL, 1972 in ADÁMEK A JURAJDA 2011).

Dravci konzumující býložravé druhy ryb a tak udržují dostatečné množství zooplanktonu v nádrži.

Vysazování **býložravých ryb**, např. tolstolobik bílý (*Hypophthalmichthys molitrix*), tolstolobik pestrý (*Aristichthys nobilis*) a amur bílý (*Ctenopharyngodon idella*) se nejeví jako zcela účelné. Ryby jsou schopny pouze regulovat množství biomasy řas a makrofyt. Pozitivní výsledky v omezení vodního květu uvádí literatura pouze výjimečně, např. při využití tolstolobika bílého (HETEŠA, 1984). Buňky sinic jsou schopny projít trávicím traktem býložravých ryb téměř bez poškození nebo dokonce využít živiny z vnitřního prostředí rybího organismu (ADÁMEK, 1981).

V přírodě byly pozorovány také vodní květy napadené viry, jde o tzv. **cyanofágy**. Izolace těchto na sinice zaměřených virů, bakterií či hub je ve fázi výzkumu.

2.9.7 Další metody

Tyto metody v sobě často kombinují i několik účinků najednou a jejich působení může mít dlouhodobý účinek.

Patří sem např. ředění či proplachování vody v nádrži, vyplavování některých vrstev vodního sloupce (PRŮVODNÍ ZPRÁVA ČISTÉ POVODÍ SVRATKY, 2004).

V laboratorních podmínkách a na malých vodních plochách bylo zkoušeno omezení vodního květu pomocí **ultrazvukového vlnění**. Tato metoda je založena na skutečnosti, že ultrazvuková vlna způsobuje rezonanci v plynových měchýřcích sinicové buňky a následnou lyzi buňky. Sinice tak ztrácí svou schopnost buoyancy a celé kolonie jsou usmrceny po klesnutí na dno nádrže. Úspěšný výzkum byl prováděn na vláknité sinici *Anabaena sphearica* (KOTOPOULIS, SCHOMMARTZ, POSTEMA 2009).

Kontrolovanou metodou, která se provádí po celou vegetační sezónu je potom **srážení fosforu** ve vodním sloupci. Zákrok spočívá v nepřetržité aplikaci síranu hlinitého nebo chloridu železitého. Tyto látky vytvářejí s fosforem stabilní sloučeninu a ve formě vloček se usazují v sedimentu (FRAZIER, 1996).

Ekologicky přínosným řešením je také vytvoření **umělého mokřadu** pomocí výsadby makrofyt v místě hlavního přítoku. Kořenový systém vyšších rostlin je schopný nepřímo odstraňovat z vody fosfor a hraje nezastupitelnou funkci v potravním řetězci (KNIGHT a kol., 1993).

Kromě čistící funkce může litorální porost makrofyt sloužit jako bioindikátor kvality vody přitékající do nádrže (BALÁZS a kol., 2009).

Na konci vegetační sezóny je vhodné odstranit nadzemní část biomasy, aby nedošlo k návratu živin do sedimentu (FRAZIER, 1996). Nejvhodnější je použití tzv. žací lodě.

Mokřad také splňuje funkci přirozeného habitatu pro ostatní vodní živočichy.

V našich podmínkách se používají např. okřehek menší (*Lemna minor*), rákos obecný (*Phragmites communis*) nebo vodní hyacint (*Eichhornia crassipes*).

Tato metoda je nenáročná na obsluhu i vynaložené prvotní náklady.

V posledních letech se ve světě začíná uplatňovat také provzdušňování a promíchávání vodního sloupce, tzv. **destratifikace** (SHERMAN, 2000). Provzdušňování brání vzniku nedostatku kyslíku při rozkládání nadměrného množství biomasy. Promíchávání vody zajišťuje stejnou teplotu i množství kyslíku od hladiny až ke dnu nádrže. Sinice nejsou schopny ovládat svou pozici a přicházejí tímto o svou konkurenceschopnost (KALLF, 2002). Ve vodní nádrži nedochází k typické teplotní stratifikaci. Avšak mechanické promíchávání vodního sloupce má pravděpodobně efekt zejména v případě druhů sinic, které jsou limitovány světelnou intenzitou (BURFORD A O'DONOHUE, 2006).

Zařízení k provzdušňování dna a vodního sloupce jsou např. perforovaná hadice nebo hydraulický rozptylovač, jež jsou ovládány kompresorem na břehu. K okysličení mělkých nádrží se používá jednoduchá, na hladině plovoucí pumpa s aerátorem.

Destratifikace nádrže je prováděna tubulárním zařízením s hydraulickým čerpadlem u dna, kyslíkovým difusérem nebo věží, která čerpá vodu z hladiny a vypouští ji u dna (KALLF, 2002).

Již vytvořená biomasa je z vodní hladiny většinou sbírána mechanicky, aby nedošlo k opakovanému hromadění inokula a živin v nádrži. K tomuto účelu slouží speciální plavidla pro separaci částic biomasy (u nás např. ASIO spol.s.r.o.)

2.10 Provedená opatření k omezení vodního květu na Brněnské přehradě

Brněnská přehrada se problémem nadměrného rozvoje vodních květů potýká již po několik desetiletí. V letním období tak sinice ovlivňují rekreační využití nádrže i jejího okolí. Brněnská přehrada je navíc průtočná a tak je nutné sledování celého povodí řeky Svratky. Z povodí Svratky přiteče každý rok přibližně až 64 t fosforu, přičemž nejvíce zdrojů biogenů se nachází na posledních asi 15 km toku Svratky (MARŠÁLKOVÁ, ústní sdělení).

Kvalita vody Brněnské přehrady je již po mnoho let kvalifikována jako silně eutrofní. Typická letní stratifikace se projevuje přesycením vody rozpuštěným kyslíkem v eufotické vrstvě (více než 16,6 mg.l⁻¹ O₂) a naopak anaerobními podmínkami v hypolimniu nádrže (ADÁMEK, nepublikováno).

Vyčištění velké vodní plochy a znovunastolení ekologické rovnováhy je dlouhodobá záležitost a vyžaduje kombinaci několika výše uvedených opatření, kterým musí předcházet podrobný výzkum terénu.

Komplexní limnologické rozborů a monitoring množství přitékajících polutantů probíhali již na počátku 90. let minulého století (BERÁNKOVÁ, nepublikováno).

Typickými zástupci rybí obsádky v letech 1997 – 2007 byli: kapr obecný (*Cyprinus carpio*), candát obecný (*Stizostedion lucioperca*), štika obecná (*Esox lucius*), cejn velký (*Abramis brama*), okoun říční (*Perca fluviatilis*), lín obecný (*Tinca tinca*), úhoř říční (*Anguilla anguilla*), ježdík obecný (*Gymnocephalus cernuus*), amur bílý (*Cteropharyngodon idella*), tolstolobik bílý (*Hypophthalmichthys molitrix*), tolstolobec pestrý (*Aristichthys nobilis*), pstruh obecný potoční (*Salmo trutta m. fario*), siven americký (*Salvelinus fontinalis*) a další, přičemž kaprovití zaujímali až 89% celkové biomasy. Lososovití, které můžeme považovat za indikátory čisté vody, byli chyceni zejména v jarním období. Narůstající množství planktofágních ryb výrazně ovlivňovalo kvalitu vody v nádrži (ADÁMEK A JURAJDA, 2011).

Sledování struktury a množství fytoplanktonu hradilo statutární město Brno již v letech 1992 – 2004. Projekt „Čisté povodí Svratky“, který se komplexně zabývá řešením této situace byl schválen v roce 2003 a pokračoval do roku 2006, kdy byla také schválena I. etapa realizace navržených opatření. Součástí tohoto opatření byla zejména

kontrola rekreačních objektů, čistíren odpadních vod a kanalizace okolních obcí. Přímo v nádrži byla potom naplánována mineralizace obnažených sedimentů a aerace vodního sloupce (PRŮVODNÍ ZPRÁVA ČISTÉ POVODÍ SVRATKY, LETAPA, 2007)

Projekt byl doprovázen také seznámením obyvatelstva s problematikou masového rozvoje vodního květu sinic (MARŠÁLKOVÁ a kol., 2012).

Jako doplňkové opatření je připraven přípravek PAX 18, jež by se aplikoval v případě, že se množství biomasy vodního květu začne přibližovat normě WHO pro koupací vody a to v dávce 5 – 10 mg Al/l (MORONGA, 2011).

Na podzim roku **2007** bylo provedeno letecké vápnění obnažených břehů a dna za účelem urychlení mineralizace sedimentů. Vápenatý hydrát byl rozprášen v dávce 200 kg/ha na ploše 120 ha. Moravský rybářský svaz také upravil zarybňovací povinnost ve smyslu zvýšené možnosti ponechání ulovených ryb z důvodu předpokládaného snížení vodní hladiny.

V listopadu a únoru **2008** byla provedena letecká aplikace vápenatého hydrátu v množství 400kg/ha na 120 ha plochy. Na jaře byl proveden odlov ryb elektrickým agregátem. V dalších letech je plánováno cílené zvýšení množství dravců (1800 ks štik a 2500 ks candáta) nad bentofágními druhy ryb. Průběžně probíhaly kontroly jímek okolních chat (SOUHRNNÁ ZPRÁVA ČISTÉ POVODÍ SVRATKY, 2010).

V roce **2009** byl obnažený sediment ošetřen stejnou dávkou vápenatého hydrátu jako na podzim 2008. Opakované analýzy sedimentu ukázaly snížené množství inokula sinic (ZPRÁVA ČISTÉ POVODÍ SVRATKY 2010).

Kvůli přítomnosti rybí obsádky probíhala v letních měsících 2009 aerace vodního sloupce. Aerace asi 1m pod hladinou byla prováděna nárazově pomocí plavidla s provzdušňovacím zařízením (ASIO spol. s.r.o).

Na počátku roku **2010** byla odstraněna celková biomasa makrofyt v horní části nádrže (odběrová lokalita Rakovec) a následně proběhlo napuštění přehrady na aktuální stav hladiny.

V listopadu 2010 proběhla dodávka 2 500 kusů štik (MORONGA, 2011).

Během května byly instalovány aerační věže. Nyní se pod hladinou nádrže nachází 5 aeračně vzduchových a 15 aeračně-mísících věží (MARŠÁLEK, ústní sdělení, 2010).

První typ pracuje na principu vhánění směsi vzduchu a vody do potenciálních anoxických vrstev u dna. Druhý typ přečerpává provzdušněnou vodu pod hladinou až po úroveň nade dnem (PALČÍK a kol., 2011).

Všechny věže se nacházejí v hlubším těle nádrže (přibližně v blízkosti odběrových lokalit Hráz a Střed). Během července 2010 došlo ke spuštění aplikace 41 – 43% síranu železitého $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ (obchodní označení PIX 113) v množství 20 – 50 mg/l. Dávkovací zařízení se nachází přímo ve vodním toku na přítoku pod obcí Veverská Bítýška (SOUHRNNÁ ZPRÁVA ČISTÉ POVODÍ SVRATKY, 2010). Aplikační rámy jsou monitorovány ze břehu a v případě změny průtoku nebo havárie je dávkování uzpůsobeno dané situaci. V roce 2010 bylo dávkováno dle průtoku 19,3 mil. m³ (MORONGA, 2011).

V letech **2011** a **2012** jsou po celou vegetační sezónu vchodu dávkovací zařízení na přítoku i aerační věže v nádrži. V roce 2011 byl vodný roztok síranu železitého dávkován od května do září 152 dní, dle průtoku 17,5 mil. m³.

Bylo vysazeno dalších 700 ks dravých ryb a nad rámec projektu proveden výlov omnivorních ryb, zejména cejna velkého (*Abramis brama*) a cejnka malého (*Blicca bjoerkna*) v množství 3000kg (MORONGA, 2011).

Monitoring kvality vody, kvantifikace inokula sinic v sedimentu a měření fyzikálně chemických parametrů je prováděno každý rok po celé vegetační období.

3. CÍL

Cílem této dizertační práce bylo sledování dynamiky vodního květu na Brněnské údolní nádrži v letech 2006 až 2011 a zhodnocení účinnosti provedených opatření proti nadměrnému výskytu toxických sinic v letech 2008 – 2011.

4. METODIKA

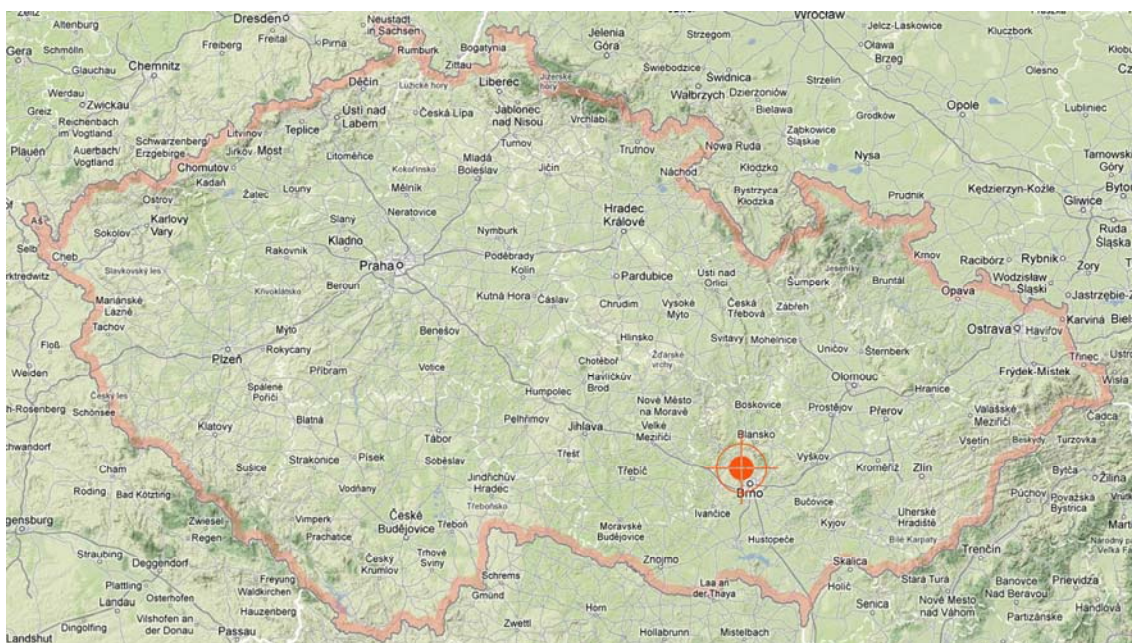
4.1 Metodika odběru

Monitoring vodního květu probíhá na Brněnské přehradě pravidelně již po mnoho let na 8 až 10 lokalitách dle aktuálního stavu nádrže. Odběry a měření provádí odběrový tým Botanického ústavu AV ČR.

Pro tuto dizertační práci byly vybrány 3 lokality pro zaznamenání vlivu provedených zásahů a s ohledem na povětrnostní podmínky a hloubku nádrže. Vzorky vody se odebíraly z motorové lodi Poříční jednotky policie Brno. Odběry probíhaly vždy dopoledne mezi 8 až 11 hodinou a to v pravidelném 14 denním intervalu po celou vegetační sezónu.

Metodika odběrů se řídí normou ČSN ISO 5567-4 (75 7051) Jakost vod – Odběr vzorků - Část 4: „Pokyny pro odběr vzorků z vodních nádrží“.

Mapa 1: Poloha Brněnské přehrady na mapě ČR:



Obr.1: Motorová loď Poříční jednotky policie Brno, ze které byly odebrány všechny vzorky vody.



4.2 Sledované lokality

Hráz

Tato lokalita leží u levého břehu, má největší hloubku (až 17 m) a v minulých letech se zde objevovalo nejvíce biomasy sinic. Odběr byl prováděn u první žluté bójky (přibližně 50 m od hráze).

Obr. 2: Lokalita hráz



Střed

Lokalita se nachází přibližně uprostřed nejširšího místa těla nádrže. Naměřená hloubka je kolem 10 m.

Obr.3: Lokalita Střed



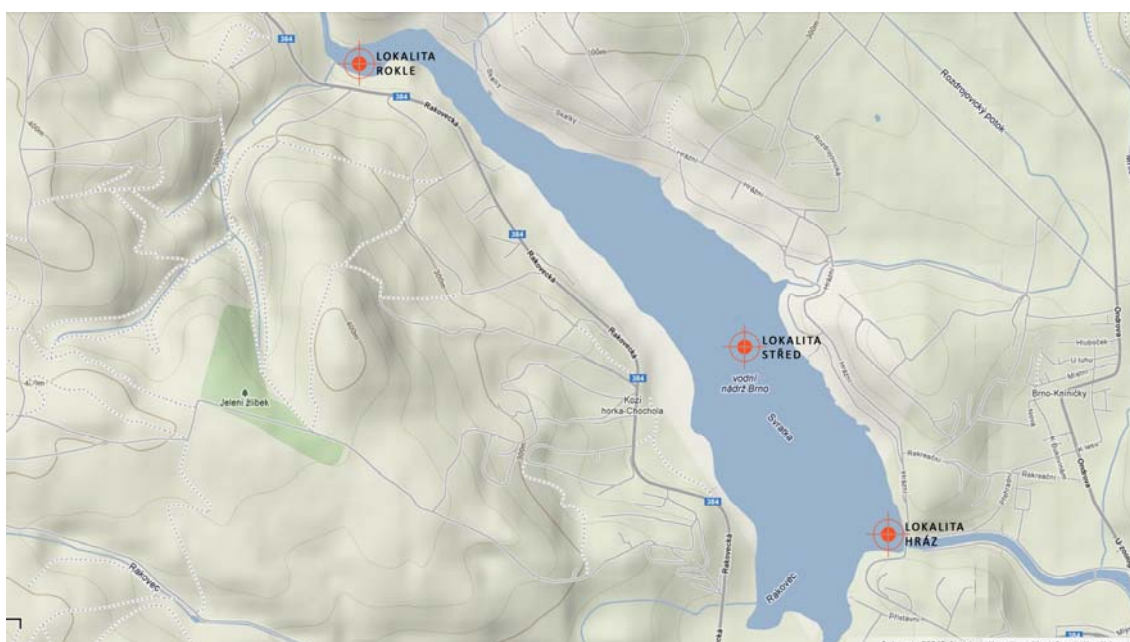
Rokle

Lokalita se nachází na pravém břehu nádrže a představuje pomyslnou hranici mezi tělem a horní užší částí nádrže. Jde o zátoku s průměrnou hloubkou 5 m a skalnatým podkladem. Odběr byl prováděn asi 20 m od břehu.

Obr.4: Lokalita Rokle



Mapa 2: Znázornění odběrových lokalit v tělese nádrže



4.3 Fytoplankton

Podíl jednotlivých skupin fytoplanktonu byl přímo na lokalitě stanovován pomocí sondy Fluoroprobe (německá firma BBE Moldaenke). Sonda rozpoznává na základě fluorescence 4 hlavní skupiny fytoplanktonu: *Cyanobacteria* (sinice), *Chlorophyta* (zelené řasy), *Heterokontophyta* (hnědé řasy) a *Cryptophyta* (skrytěnky) a také okamžitě určuje množství biomasy pomocí množství chlorofylu na litr vody.

Po předchozím změření přesné hloubky byla sonda postupně ponořena až ke dnu a na přenosném PC zaznamenány naměřené údaje v programu FluoroProbe BBE, jež byly později převedeny do souboru Excel a vyhodnoceny.

Vzorky vody pro mikroskopickou kvantifikaci a determinaci jednotlivých druhů byly odebírány pomocí trubkovitého odběráku zvaného Andělova tyč, který dokáže zachytit profil 0 – 30cm pod hladinou. Pomocí planktonní sítky o porozitě 40 μ m byl navíc na lokalitě Hráz odebírán síťový plankton. Převoz vzorků probíhal v plastových zkumavkách o objemu 50 ml. V případě vyšších teplot jsme vzorky převáželi v chladicím boxu. Většina analýz se prováděla ze vzorků v živém stavu a nezpracovaná část fixována formaldehydem pro případnou pozdější kontrolu. K zahuštění vzorků bylo použito jednoduché ultrafiltrační zařízení dle Marvana (MARVAN, 1957). a membránové filtry o průměru 12mm a velikosti pórů 0,85 μ m. Desintegrace kolonií kokálních sinic byla po většinu let prováděna pomocí injekční stříkačky a KOH a v posledním roce ultrazvukovým homogenizátorem s titanovým trnem (Bandelin, Sonoplus HD 2070). Ke kvantifikaci sloužila Bürkerova krevní komůrka a světelný mikroskop Olympus BX51. Konečný počet buněk na 1 ml vody se vypočítával metodikou dle Marvana používané pracovištěm Botanického ústavu AV ČR.

K determinaci fytoplanktonu byla použita tato determinační literatura:

BARBER, H., G., HAWORTH ,E., Y. (1994), BELLINGER, E.G., SIGEE, D.C. (2010), CIUGULEA, I., TRIEMER, R.E. (2010), DESERTOVÁ, B., ŠUBEROVÁ, V. (2002), GILSBERT, M. L, (1999), HOFMANN, G., WERUM, M., LANGE – BERTALOT, H. (2011), HINDÁK A KOL.(1975), HINDÁK, F. (2001), HOUK, V. (2003), KOMÁREK, J. (1999), KOMÁREK, J., ANAGNOSTIDIS, K. (1998): KOMÁREK, J., ANAGNOSTIDIS, K. (1998), KOMÁREK, J., ANAGNOSTIDIS, K.

(1986), KOMÁREK, J., FOTT., B. (1983), KRAMER, K., BERTALOT, L.H. (1988), MARES, J., dle POPOVSKÝ (2001) A PFIESTER (1990), MARŠÁLEK, B., KERŠNER, V., MARVAN, P. (1996), ROUND, F.E., CRAWFORD, R.M., MANN, D.G.(1990), SLÁDEČEK, V., SLÁDEČKOVÁ, A. (1996), STARMACH, K. (1972), STARMACH, K. (1966)

Veškeré mikroskopické rozbory fytoplanktonu Brněnské přehrady probíhaly na Ústavu zoologie, rybářství, hydrobiologie a včelařství Mendelovy univerzity v Brně ve spolupráci s Botanickým ústavem AV ČR (Oddělení experimentální fykologie a ekotoxikologie).

4.4 Základní fyzikálně chemické parametry

Na všech výše uvedených lokalitách byly měřeny také fyzikálně chemické parametry: hloubka, vodivost, průhlednost, teplota vody, pH a koncentrace rozpuštěného kyslíku v % a mg/l. K měření hloubky vody byl používán přístroj UWITEC MONDSEE a ke stanovení průhlednosti Secciho disk. Ostatní parametry byly měřeny do roku 2009 pomocí soupravy Multiline P4, která obsahuje pH elektrodu, kyslíkovou elektrodu a elektrodu měřící vodivost. Od roku 2010 se k měření těchto dat na Brněnské přehradě používá sonda na měření kvality vody ISY 6600 (ISY, Ohio, USA), která je schopna přímo v terénu zaznamenat hloubku, zákal, množství rozpuštěného kyslíku, pH a vodivost.

Statistické zpracování dat bylo provedeno pomocí programu CANOCO for Windows 4.5. Použitá kanonická korespondenční analýza (CCA) umožňuje rychlé určení dominantního ekologického vztahu mezi skupinami fytoplanktonu a prostředím. Viz. Příloha: Grafy 11. až 16. vyjadřují závislost odběrových lokalit na vybraných fyzikálně chemických parametrech v jednotlivých letech. Vliv fyzikálně chemických parametrů na výskyt jednotlivých druhů fytoplanktonu je vyjádřen grafy 17. až 22.

5. VÝSLEDKY A DISKUZE

V této práci jsou popsány výsledky sledování fyzikálně chemických parametrů a rozvoje fytoplanktonu Brněnské přehrady v letech 2006 – 2011. Důraz je kladen zejména na změny ve složení fytoplanktonu po provedených zásazích proti nadměrnému výskytu vodního květu.

Hlavní řešenou otázkou je omezení masového rozvoje vodního květu sinic. Opatření, která byla v posledních letech na Brněnské přehradě provedena, se opírají o několik teorií podmiňující rozvoj sinic. (HYENSTRAND a kol., 1998).

Jde zejména o hypotézu vysoké teploty a hypotézu vznášení (buoyancy), jež jsou potlačovány aeračním zařízením. Hypotéza predace zooplanktonu by měla být podpořena regulací rybí obsádky. Na základě hypotéz týkajících se živin v nádrži (TN/TP hypotéza, hypotéza skladování živin) byly instalovány aplikační zařízení ke koagulaci fosforu ve vodě a dle hypotézy stopových prvků proběhlo vápnění obnažených břehů za účelem urychlení mineralizace sedimentů.

5.1 Základní fyzikálně chemické parametry

5.1.1 Teplota vody a teplotní stratifikace

Teplota vody je důležitým fyzikálním faktorem pro veškerý život ve vodním prostředí.

Z pohledu některých autorů je teplota vody brána jako hlavní faktor ovlivňující dynamiku fytoplanktonu (ABRANTES a kol, 2006).

Sinice jsou většinou pozorovány při vyšších teplotách, druh *Anabaena flos – aquae* při 15 - 20 °C. *Aphanizomenon flos – aquae* preferuje teplotu v rozmezí 23 – 27 °C a kokální sinice *Microcystis aeruginosa* potřebuje pro masový rozvoj rozmezí 17 – 26 °C, přičemž již při teplotách blízkých 17 °C byl zaznamenán silný vodní květ (HETEŠA A LOSOS, 1984). Optimální teplota pro druhy *Nodularia* a *Oscillatoria* je také v rozmezí 25 – 35 °C (MARŠÁLEK, KERŠNER, MARVAN, 1996). Pro jarní uvolnění inokula ze

sedimentu je potom minimální teplota 10 - 15 °C (DANTAS, MOURA, OLIVIERA, 2011).

Pokus o potlačení teplotní stratifikace probíhá na Brněnské přehradě od května roku 2010, kdy byly zprovozněny aerační věže. Pět aeračně vzduchových a patnáct aeračně-mísících věží je umístěno v hlavním těle nádrže, svou funkcí tedy ovlivňují zejména lokality Hráz a Střed. Promícháváním celého vodního sloupce a přepouštěním horní vrstvy vody do části nade dnem dochází k relativně rovnoměrnému prokysličení i homogenizaci teploty vody.

V roce 2009 bylo měření teploty vody ovlivněno snížením hladiny a mechanickými zásahy do vodního sloupce. Na lokalitě Rokle nebylo možné pro nepřístupnost měřit vůbec.

Při standardním sledování teploty vody pod hladinou v roce 2010 byly zaznamenány jen lehké změny teplot. Výsledky měření teplot byly značně ovlivněny instalací a postupným spouštěním aeračních zařízení. Věže byly zprovozněny na počátku vegetační sezóny zkušebně na několik dní a posléze zahájen přibližně tříměsíční provoz.

Během měsíců červenec a srpen 2011 a 2012 teploty u hladiny vykazovaly mírně nižší hodnoty, než se předpokládalo podle teplého počasí. Tyto hodnoty mohly být ovlivněny promícháním spodní chladné vrstvy s prohřátou vodou pod hladinou.

Měření teploty pod hladinou nádrže v letech 2006 – 2011 je zachyceno v grafech 1. až 3. Sledování probíhalo vždy první (A) a třetí (B) týden v měsíci.

Výraznější vliv aerace však ukazuje měření v celém vodním sloupci pomocí ponorné sondy. Přístroj zaznamenává teplotu vody v každém metru hloubky. Měření hloubkovou sondou bylo prováděno až od roku 2007 a to pouze na odběrové lokalitě Hráz, která je nejbližší aeračním věžím a v minulých letech nejvíce postižena masivním vodním květem i výskytem inokula sinic v sedimentu.

V průběhu vegetačního období 2007 byl zaznamenán rozdíl teplot mezi hladinou a dnem (16 m hloubky) 9 až 10 °C, na počátku srpna naměřeno 23 °C pod hladinou a 13,3 °C u dna. Změna teploty byla viditelná přibližně každé dva metry ponoru.

Roku 2008 se teploty vody u hladiny a u dna nádrže lišily o 7 až 9 °C, na konci léta naměřeno 22 °C u hladiny a 14 °C u dna nádrže.

Roku 2009 nebyla sonda používána z důvodu velkého anorganického zákalu ve vodním sloupci a díky výraznému snížení hladiny vody v nádrži o 10 m.

Od roku 2010 se rozdíl teplot ve vodním sloupci značně snižují. Během vegetační sezóny bylo naměřeno maximálně 17 °C pod hladinou a 13 °C u dna.

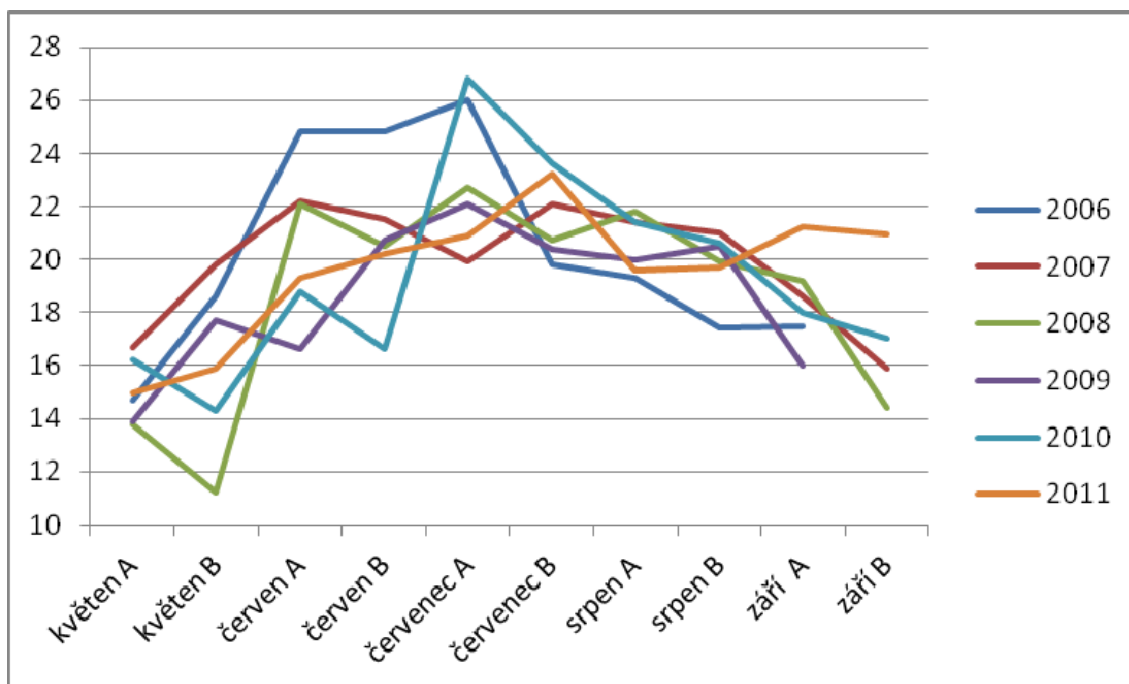
Měření během vegetační sezóny 2011 byly zjištěny vertikálně ve vodním sloupci rozdíl kolem 3 - 4°C. Hodnoty teplot se zde pohybovaly kolem 21°C pod hladinou a 18°C v 16 m hloubce.

Při podobných zásazích prováděných např. v americkém jezeře Waccabuc byla zaznamenána mnohem menší homogenizace teploty vody (FAST, DORR, ROSEN, 1975). Použité aerační věže jsou zde konstrukčně velmi podobné s aeračním zařízením na Brněnské nádrži. Jezero Waccabuc má však průměrně nižší teplotu (přibližně 10 °C) a hloubku maximálně 8 m. Provzdušňování dna bez velkých změn teploty zde bylo žádoucí kvůli společenství dravých ryb. Postupnou teplotní destratifikaci způsobenou aerací potom popisuje literatura při sledování Michiganského jezera (FAST, MOSS, WETZEL, 1973) nebo jezera Nepean v Austrálii, kde byly také zaznamenány rozdíly teplot u hladiny až o 5 °C oproti minulým sezónám (SHLADOW A FISHER, 1995). Zde, stejně jako na Brněnské přehradě, lze předpokládat pozitivní vliv umělé destratifikace na ekosystém nádrže.

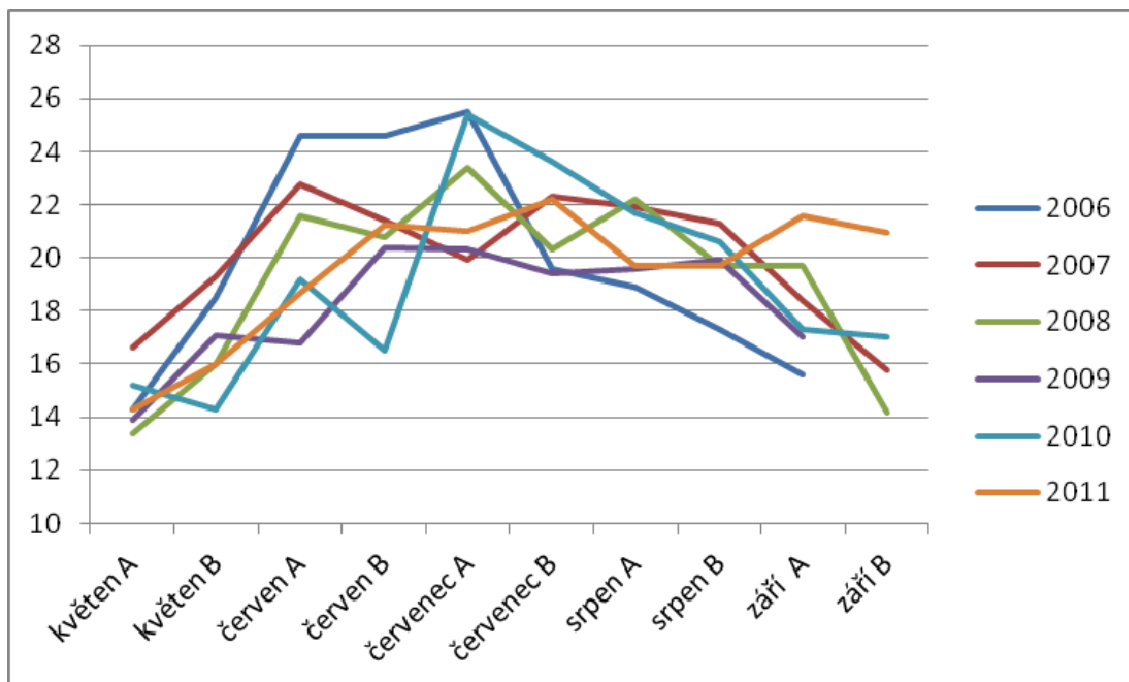
Nyní probíhající monitoring vegetační sezóny 2012 potvrzuje podobné výsledky jako rok 2011. I přes teplotně nadprůměrnou letní sezónu byly maximální teploty vody u hladiny relativně nízké (22 °C), což lze přisuzovat aktivnímu promíchávání vodního sloupce po celé sledované období. Teplota vody se také celkově snižuje v důsledku naředění.

Komplexní výsledky vegetační sezóny 2012 však nejsou v tuto chvíli vyhodnoceny.

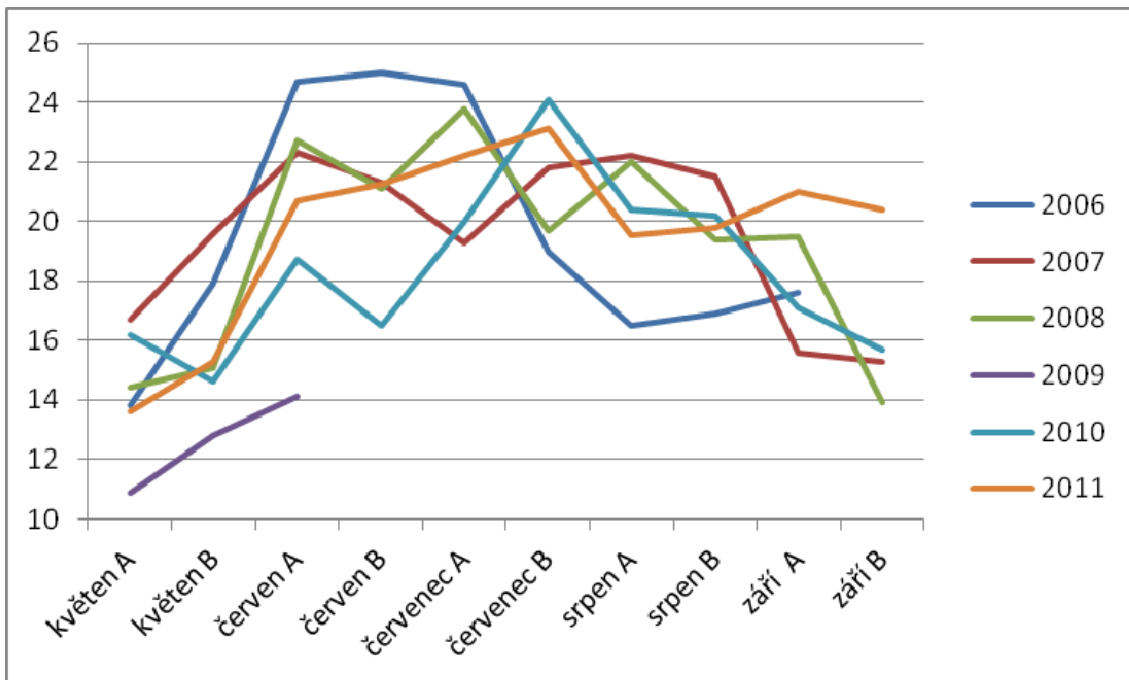
Graf 1: Teplota vody (°C) pod hladinou Brněnské přehrady v letech 2006 – 2011.
Lokalita Hráz.



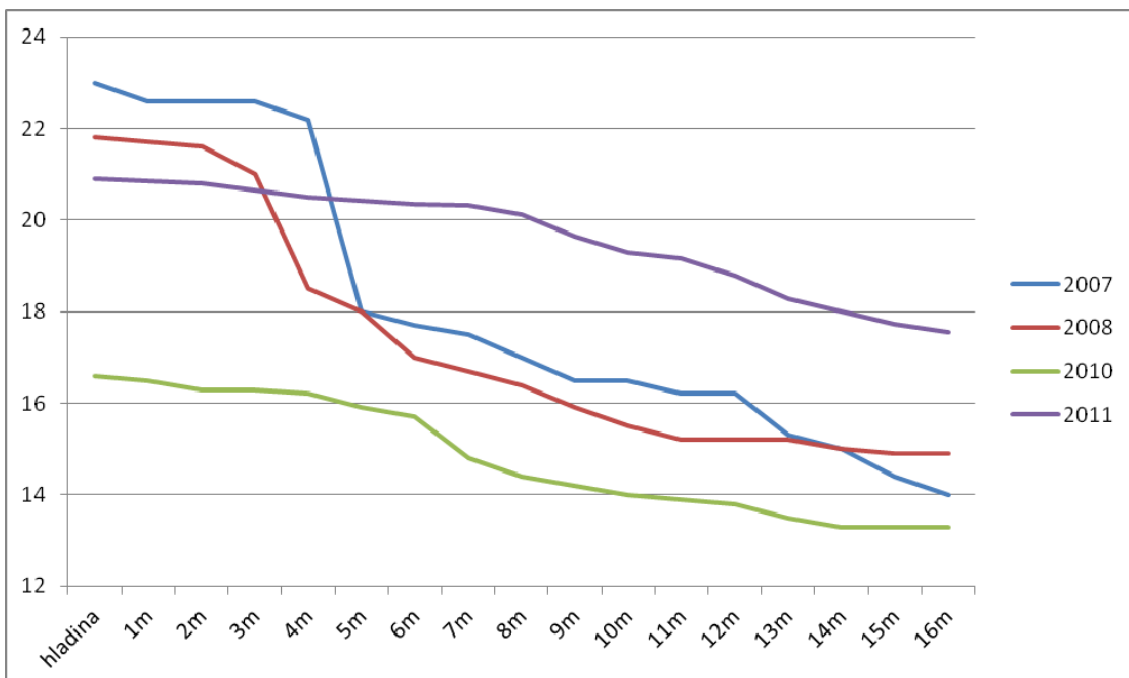
Graf 2: Teplota vody (°C) pod hladinou Brněnské přehrady v letech 2006 – 2011.
Lokalita Střed.



Graf 3: Teplota vody (°C) pod hladinou Brněnské přehrady v letech 2006 – 2011. Lokalita Rokle.



Graf 4: Teplota vody (°C) ve vodním sloupci (průměrné hodnoty z měsíců květen - září) 2007, 2008, 2010 a 2011. Lokalita Hráz.



5.1.2 Obsah rozpuštěného kyslíku

Kyslík je nezbytnou součástí všech biologických procesů v přírodě. Do vodního prostředí se dostává zejména fotosyntézou fytoplanktonu nebo difúzí. V tekoucích vodách také pohybem vody. V nádržích jeho obsah závisí na množství fytoplanktonu i organismů, jež ho spotřebovávají dýcháním. Obsah kyslíku i jiných plynů rozpuštěných ve vodě úzce souvisí s teplotou vody. Platí zde pravidlo, že se rozpouští tím méně plynů čím vyšší je teplota vody (HETEŠA A KOČKOVÁ, 1997).

Vzhledem k tomu, že hodnoty obsahu kyslíku uvedené v této práci byly měřeny vždy v ranních hodinách, tedy při nižší intenzitě fotosyntézy, nejsou pravděpodobně maximální.

Koncentrace rozpuštěného kyslíku v celém vodním sloupci byla opět měřena na lokalitě Hráz.

Výsledky sledování z let 2007 až 2008 ukazují typické rozvrstvení kyslíku v eutrofní nádrži. V hypolimniu Brněnské přehrady se opakovaně vyskytují anaerobní podmínky. Anoxické podmínky v nádrži jsou kromě jiného důsledkem rozkladu obrovského množství biomasy sinic. U hladiny nádrže zatím dochází téměř k přesycení kyslíkem.

V roce 2007 bylo zaznamenáno $9 \text{ mg.l}^{-1} \text{ O}_2$ u hladiny a pouze $0,3 \text{ mg.l}^{-1} \text{ O}_2$ nade dnem. Během vegetační sezóny 2008 dosahovaly hodnoty u hladiny kolem $15 \text{ mg.l}^{-1} \text{ O}_2$, což odpovídá 145% nasycení vody kyslíkem, zatím co u dna (v hloubce 13 m) bylo naměřeno pouze $0,4 \text{ mg.l}^{-1} \text{ O}_2$. Nízká hodnota rozpuštěného kyslíku se vyskytovala přibližně od hranice 9 metrů hloubky - $3 \text{ mg.l}^{-1} \text{ O}_2$. Výsledky z let 2010 a 2011 ukazují jen mírné kolísání množství rozpuštěného kyslíku ve vodním sloupci.

Zapojením pěti aeračně vzduchových a patnácti aeračně-mísících věží, jež vhánějí okysličenou vodu do spodních vrstev, došlo k výrazným změnám v obsahu rozpuštěného kyslíku v nádrži. V těchto dvou letech bylo naměřeno celkově vyšší množství kyslíku ve spodních vrstvách a lehce snížené hodnoty rozpuštěného kyslíku v povrchové vrstvě vody.

V roce 2010 bylo na lokalitě Hráz naměřeno $11,9 \text{ mg.l}^{-1} \text{ O}_2$ u hladiny, přibližně $8 - 9 \text{ mg.l}^{-1} \text{ O}_2$ v hloubce 4 až 14 m a $6,4 \text{ mg.l}^{-1} \text{ O}_2$ v hypolimniu.

Také množství kyslíku v roce 2011 bylo v celém vodním sloupci velmi vyrovnané a rozdíl mezi hladinou a dnem zanedbatelné.

Hodnoty u hladiny se pohybovaly kolem $8,2 \text{ mg.l}^{-1} \text{ O}_2$, v hloubce 4 m jsme naměřili $8 \text{ mg.l}^{-1} \text{ O}_2$, v rozmezí 5 až 12 m bylo stále $7,8 - 6,8 \text{ mg.l}^{-1} \text{ O}_2$ u dna $5,9 \text{ mg.l}^{-1} \text{ O}_2$.

Rozdíly nasycení vody kyslíkem ve vodním sloupci jsou tedy minimální.

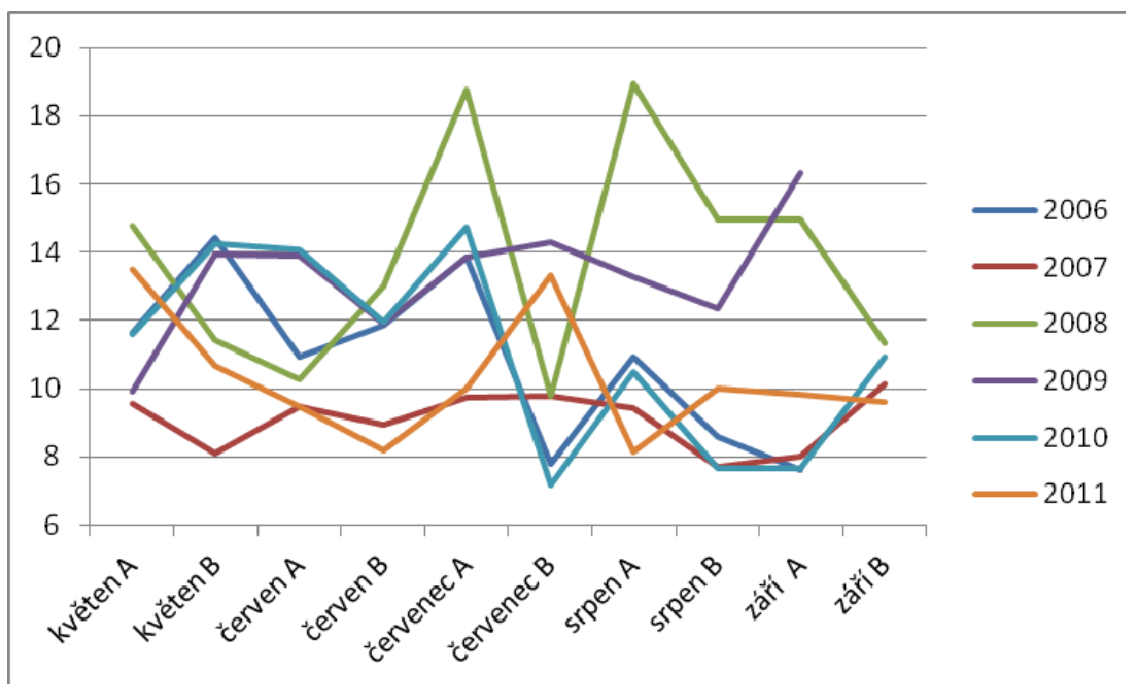
Podobné výsledky měření byly zaznamenány po umělé destratifikaci jezera Waccabuc, kde došlo k nárůstu obsahu kyslíku u dna z $0,1 \text{ mg.l}^{-1} \text{ O}_2$ na $4,0 \text{ mg.l}^{-1} \text{ O}_2$ (FAST, DORR, ROSEN, 1975).

Tyto podmínky lze v Brněnské vodní nádrži o hloubce 16 m považovat za zcela nestandardní. Konkurenceschopnost těch druhů sinic, jež se ve vodním sloupci samovolně vznášejí do prostředí s nejpříznivějšími podmínkami je zde pravděpodobně potlačena. Vzhledem k tomu, že v posledních třech letech nedošlo k výrazným výkyvům teplot ani povodňovým stavům, lze tyto změny považovat za pozitivní důsledek řízené aerace.

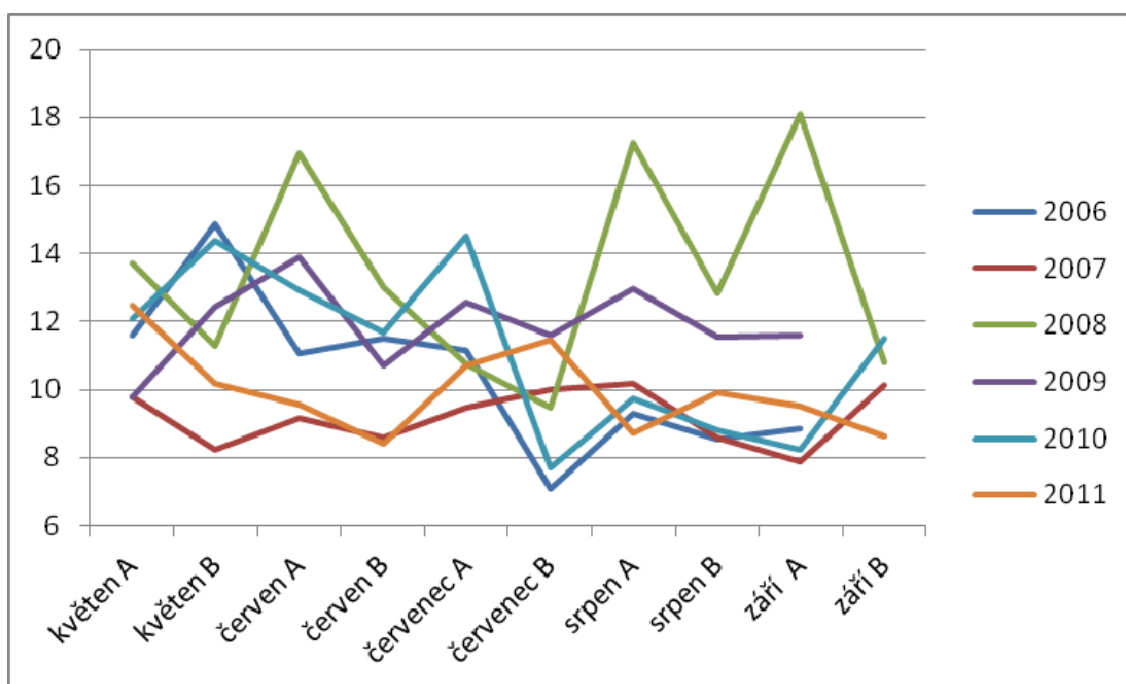
V důsledku jiného kyslíkového režimu lze předpokládat také změny koloběhu živin v nádrži. Obecně je známo urychlení rozkladu organické hmoty a následné uvolnění živin do prostředí v důsledku prokysličení, ale také zhoršené uvolňování některých biogenních prvků ze sedimentu. Dřívější výzkumy potvrzují urychlení rozkladu organických látek ve vodním prostředí při obsahu kyslíku kolem 3 mg.l^{-1} (ASHLEY, 1983).

V některých případech byl po aeraci zaznamenán úbytek fosforu ve vodním prostředí, např. u jezera Tory v Kanadě. Tento pokles je připisován zhoršení uvolňování fosforu ze sedimentů v provzdušněném prostředí (TAGGART A McQUEEN, 1981).

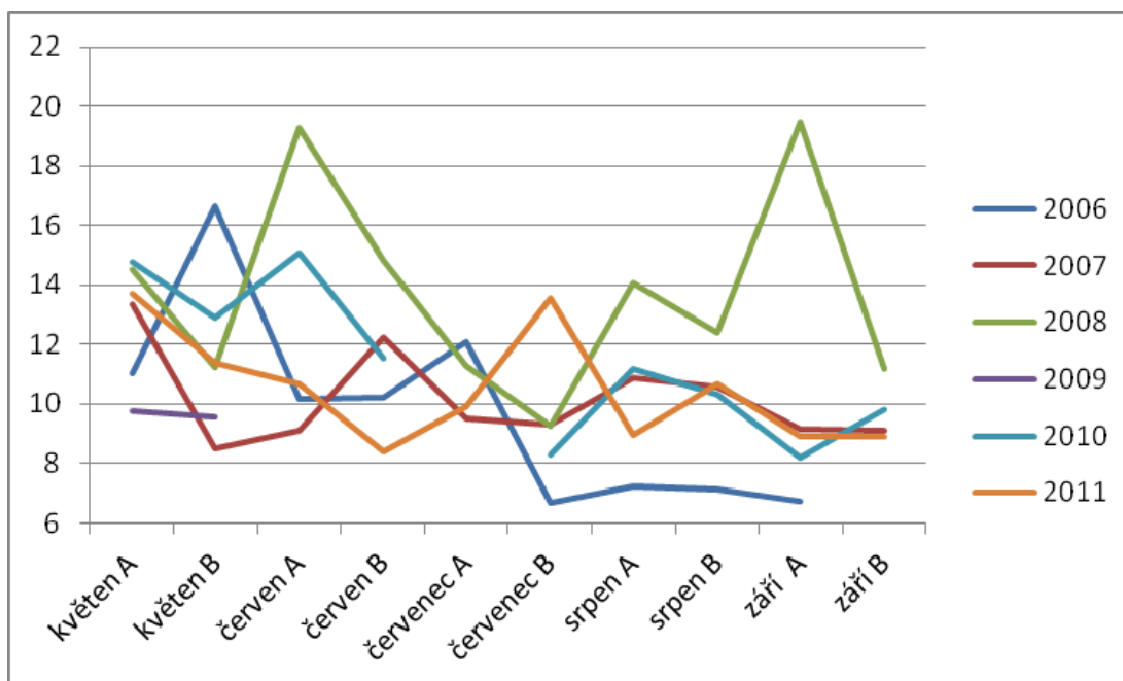
Graf 5: Koncentrace rozpuštěného kyslíku v mg.l^{-1} v letech 2006 – 2011. Lokalita Hráz.



Graf 6: Koncentrace rozpuštěného kyslíku v mg.l^{-1} v letech 2006 – 2011. Lokalita Střed.

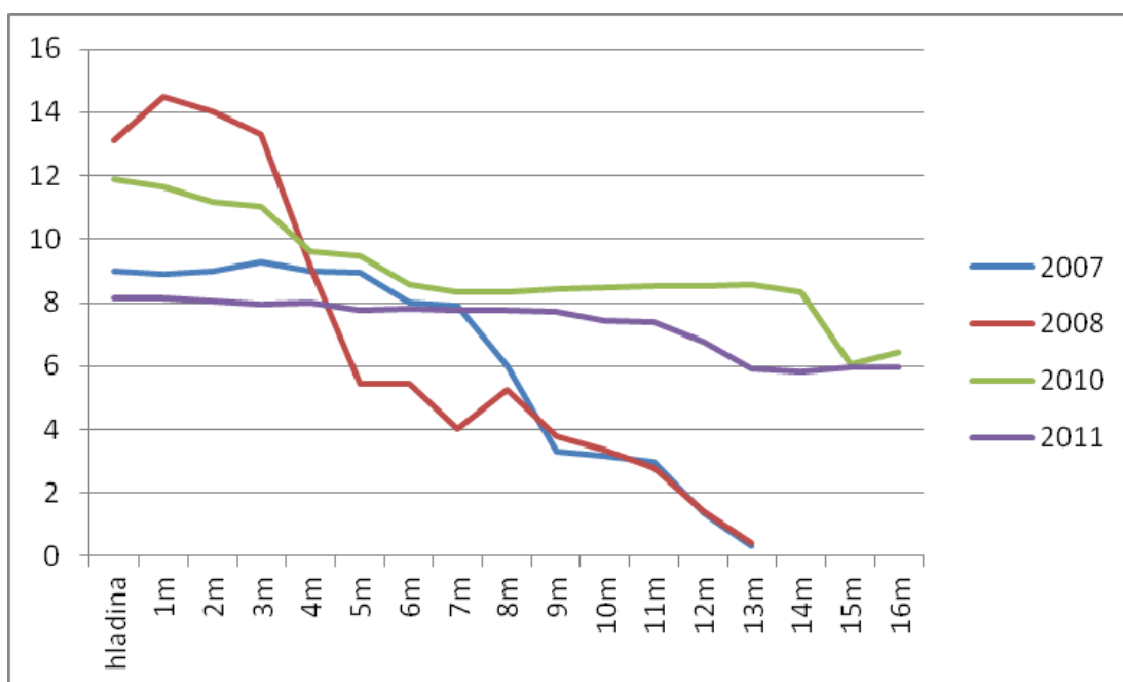


Graf 7: Koncentrace rozpuštěného kyslíku v mg.l^{-1} v letech 2006 – 2011. Lokalita Rokle.



Změny v obsahu rozpuštěného kyslíku lze nejlépe pozorovat v grafu č.8., který zachycuje hloubkové měření sondou.

Graf 8: Koncentrace kyslíku v mg.l^{-1} ve vodním sloupci (průměrné hodnoty z měsíců květen - září) 2007, 2008, 2010, 2011. Lokalita Hráz.



5.1.3 pH

pH ovlivňuje chemické i biochemické procesy ve vodě a má vliv na rozpustnost některých látek pro vodní organizmy (MARŠÁLEK, 2003).

Hodnoty pH většiny povrchových vod se pohybuje v rozmezí 6,5 až 8,3. Intenzivní asimilace v důsledku nadměrného vodního květu sinic však může zvýšit pH nad tyto hodnoty (HARTMAN, PŘIKRYL, ŠTĚDRONSKÝ, 1998).

Oxid uhličitý se ve vodě vyskytuje ve formě nedisociovaných molekul CO_2 či ve formě iontů HCO_3 a CO_3 . Poměr zastoupení těchto forem je závislý na pH (MARŠÁLEK, KERŠNER, MARVAN, 1996).

Cyanobakterie vytěšňují ostatní druhy řas v alkalickém prostředí, pokud je hodnota pH 7,5 – 9 a zároveň nízké koncentrace CO_2 (HETEŠA A SUKOP, 1985).

Vysoké hodnoty pH společně s vyšší teplotou vody však mohou poukazovat na rozvoj různých skupin fytoplanktonu, např. dominanci centrických rozsivek a zelených řas během jarního období (MARŠÁLEK, 2002).

V 90. letech, kdy se počty buněk na Brněnské přehradě pohybovaly v milionech na 1 ml uvádí literatura dokonce hodnoty pH kolem 11 (MARŠÁLEK, 2002).

V roce 2003 zde bylo během srpna naměřeno pH přesahující 10 (MARŠÁLEK, 2003). Podobné údaje jsou popsány také v roce 2004 (ZIKOVÁ, 2005).

Vegetační sezóna roku 2006 se vyznačovala stále poměrně vysokými hodnotami. Nejvyšší pH bylo naměřeno v srpnu na lokalitě Hráz (pH 9,25), což také odpovídá největšímu rozvoji biomasy sinic a tedy největší intenzitě asimilace.

Během sledovaného období 2007 došlo na Brněnské přehradě k mírnému poklesu pH (maximální naměřená hodnota 8,9), což může mít souvislost s teplotně podprůměrným létem a zvýšeným úhrnem srážek na počátku léta 2007.

Ve druhé polovině letní sezóny 2008 dochází k opětovnému nárůstu pH na všech sledovaných lokalitách (Hráz – pH 9,83, Střed – pH 9,78 a Rokle – pH 9,71). Zvýšené pH zde jasně koreluje s abnormálním nárůstem biomasy sinic, jež v tomto roce dosahuje téměř padesátinásobku počtu buněk v 1 ml, který povoluje norma pro koupací vody.

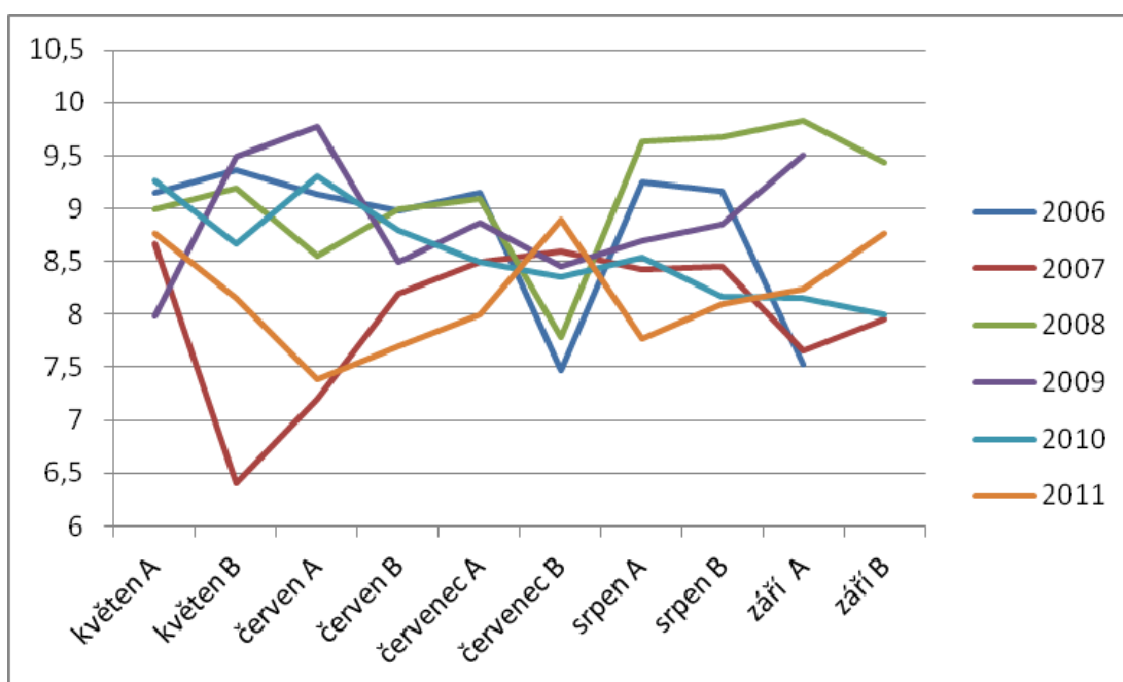
V roce 2009 bylo z důvodu částečného odpuštění hladiny kontinuálně měřeno pouze na lokalitách Hráz a Střed. Během tohoto sledovaného období nebyly zaznamenány žádné výrazné změny pH. Na lokalitě Hráz dosahovaly hodnoty pH až 9,78, zatím co na

lokalitě Střed byla maximální hodnota pH 8,9. Je pravděpodobné, že byl chemizmus vody na „Středu“ nádrže postižen zejména poklesem vodní hladiny.

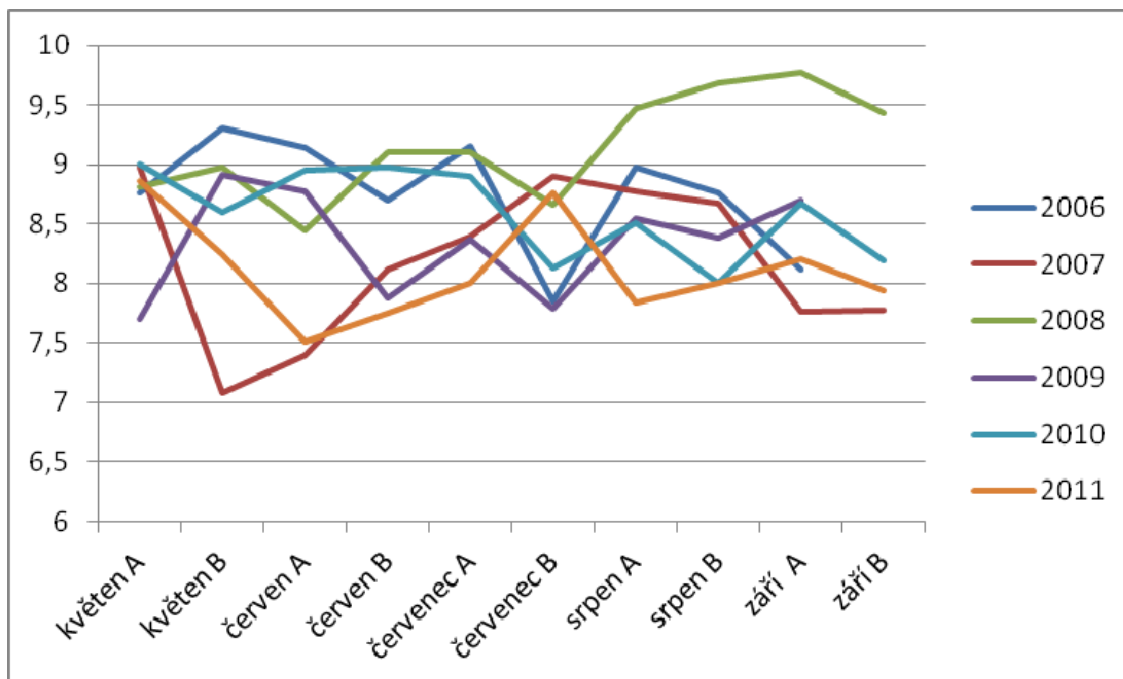
Jak ukazují grafy č. 9, 10 a 11, rok 2010 byl pravděpodobně výrazně ovlivněn instalací a zapojením aeračních věží. Hodnoty přesahující pH 9 jsou zaznamenány v těle nádrže (Hráz a Střed) pouze na počátku vegetačního období. Přibližně od poloviny června 2010 dochází k poklesu pH (Hráz – pH 8,5, Střed – pH 8,9 a Rokle – pH 8,2). Můžeme hledat souvislost ve skutečnosti, že ve stejnou dobu naše měření ukazuje první pokles teploty vody ve vodním sloupci.

Vegetační sezóna 2011 je charakteristická nízkým pH již od počátku května (maximální hodnoty pH 8,2) a během června a července dochází k dalšímu snížení pH (Hráz – pH 7,7, Střed – pH 7,8 a Rokle – pH 7,7). Takto nízké hodnoty pH nebyly na Brněnské přehradě během vegetační sezóny ještě naměřeny.

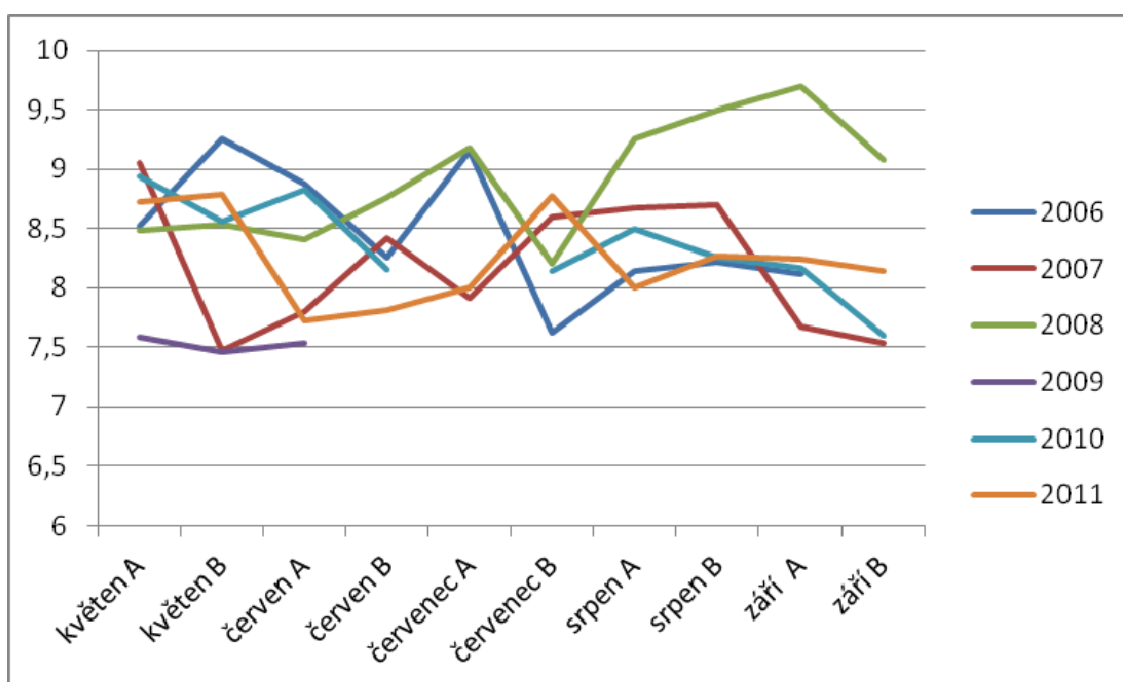
Graf 9: pH vody Brněnské přehrady v letech 2006 – 2011. Lokalita Hráz.



Graf 10: pH vody Brněnské přehrady v letech 2006 – 2011. Lokalita Střed.



Graf 11: pH vody Brněnské přehrady v letech 2006 – 2011. Lokalita Rokle.



5.1.4 Průhlednost

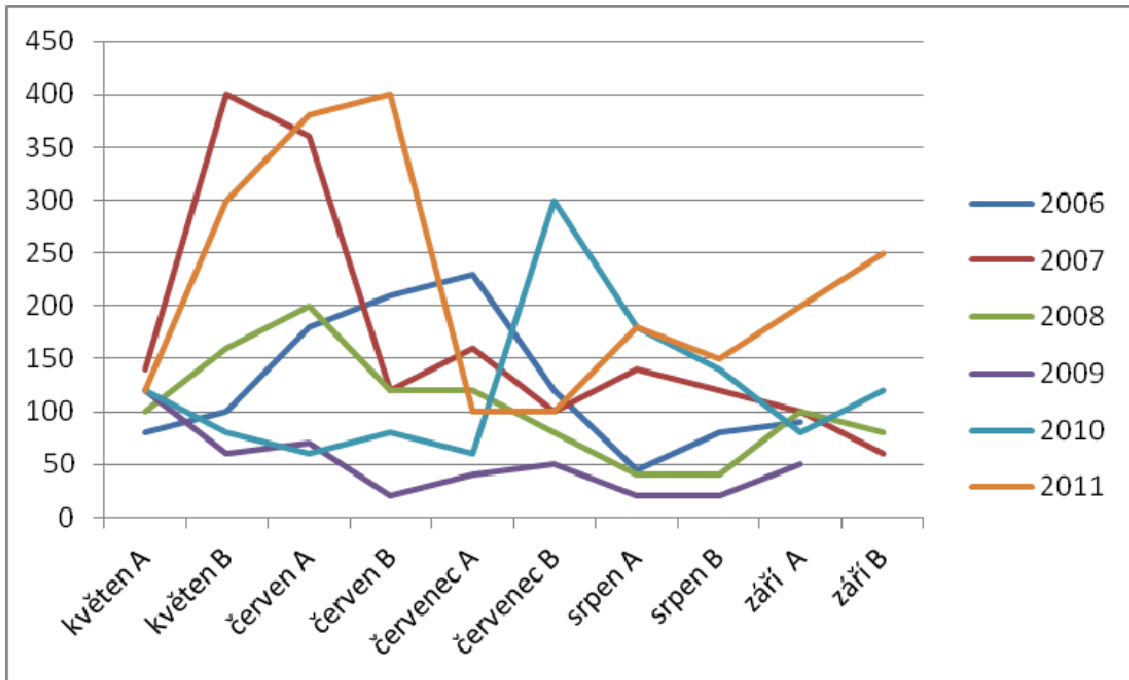
Průhlednost vody může být charakterizována jako množství světla, jež proniká do vodního sloupce. V přírodních vodách je většinou ovlivněna barvou vody nebo zákalem.

Důvodem snížení průhlednosti vody v nádrži je obvykle přírodní oživení. Jarní rozvoj zelených řas, rozsivek či obrněnek není zdraví škodlivý, způsobuje však zelenohnědé nebo naoranžovělé zbarvení vody. V době zvýšeného průtoku vody, zvýšenému úhrnu srážek nebo provádění různých opatření se objevuje anorganický zákal vody.

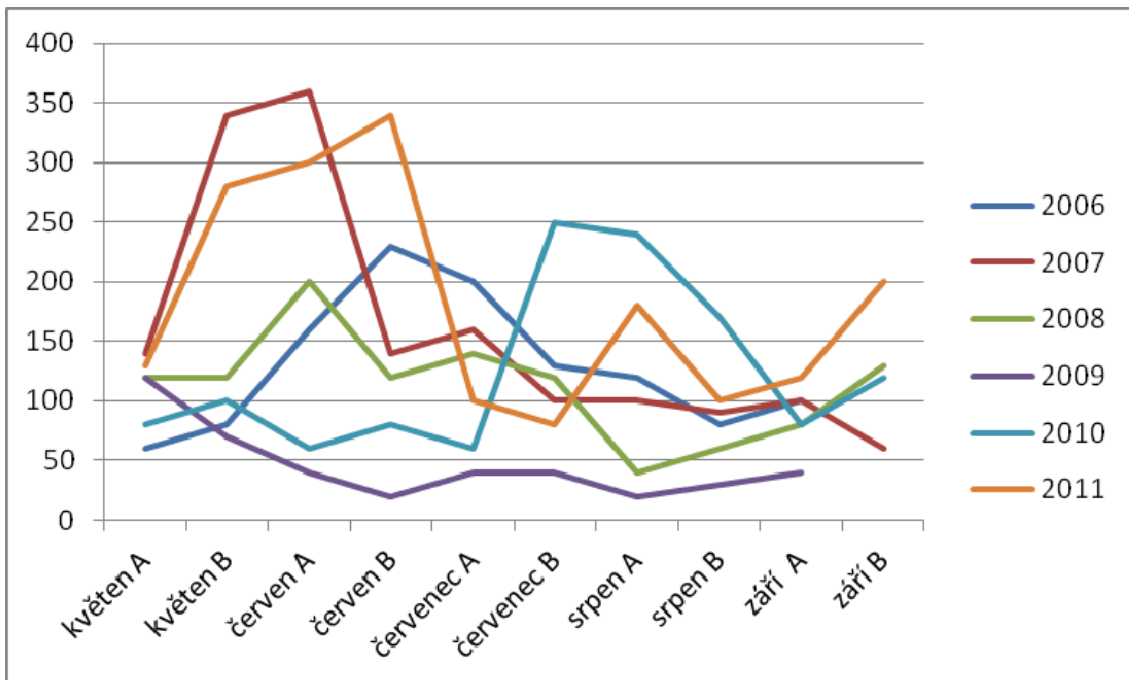
Na Brněnské přehradě byla v letech 2006 až 2010 obvykle měřena průhlednost v rozmezí 45 až 100cm. Pouze v období clear water bylo možné pozorovat průhlednost vody až 200cm. Roku 2007 došlo ke zvýšení průhlednosti pravděpodobně v důsledku vyššího úhrnu srážek a průtoku. V takových případech dochází k naředění biomasy či jejímu částečnému naředění. Tento stav byl však pouze dočasný.

Výrazné změny jsou viditelné od roku 2011, kdy jsme na lokalitách Hráz a Střed opakovaně zaznamenali průhlednost 300 až 400cm. Výsledky korespondují s počtem buněk na ml i obsahem chlorofylu. Nižší průhlednost vody zůstala pouze na lokalitě Rokle, která je nejvíce ovlivněna hlavním přítokem a dochází zde k rozvoji rozsivek. Ve vodním sloupci jsou také pozorovány bentické druhy.

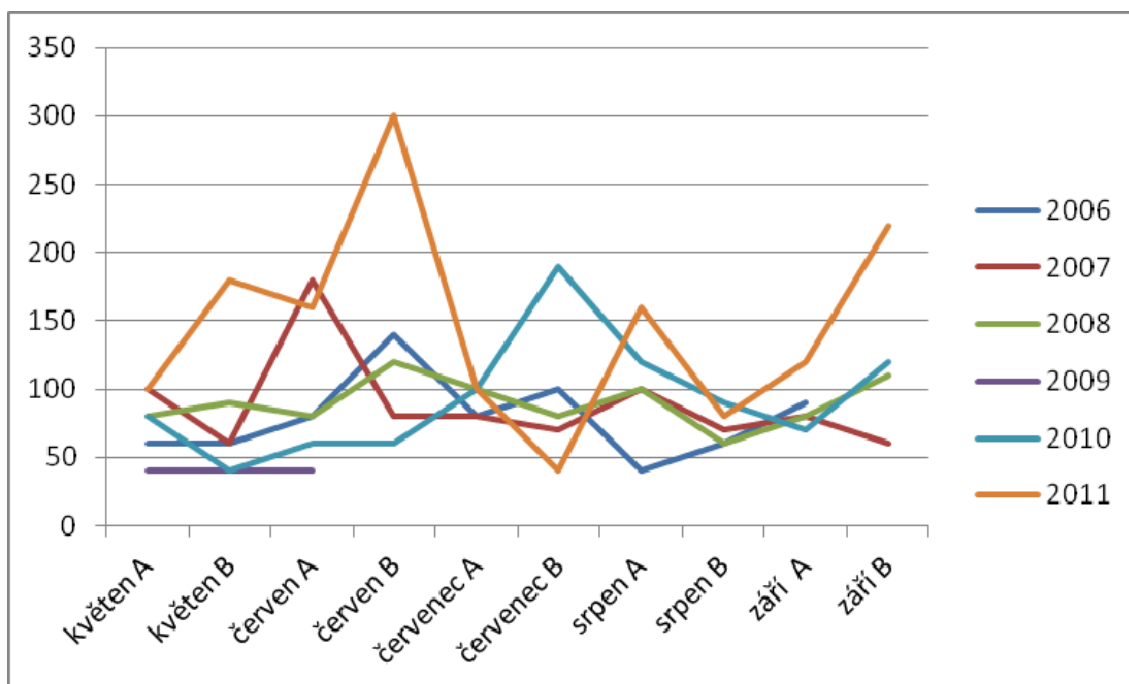
Graf 12: Průhlednost vody Brněnské přehrady v letech 2006 – 2011, lokalita Hráz.



Graf 13: Průhlednost vody Brněnské přehrady v letech 2006 – 2011, lokalita Střed.



Graf 14: Průhlednost vody Brněnské přehrady v letech 2006 – 2011, lokalita Rokle.



5.1.5 Konduktivita

Konduktivita neboli měrná vodivost vody udává celkovou koncentraci rozpuštěných látek ve vodním prostředí. Je to hodnota závislá na koncentrací iontů, jejich pohyblivosti a teplotě, proto je nutné vždy udávat hodnoty konduktivity společně s teplotou vody. Vodivost odpovídá koncentraci látek v roztoku, ale neumožňuje rozlišení těchto látek

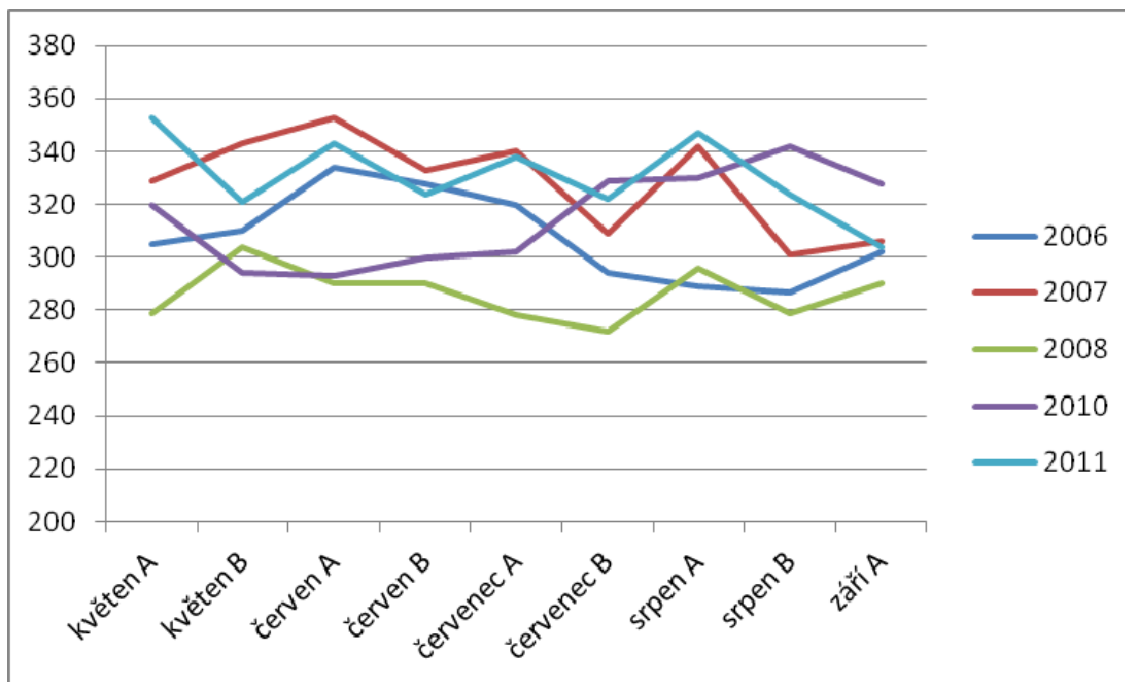
Konduktivita přírodních vod se obvykle pohybuje v rozmezí 50 až 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (PITTER, 1981).

Dle dřívějších pozorování Brněnské přehrady se zde hodnoty konduktivity obvykle pohybují v rozmezí cca 300 až 350 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (MARŠÁLEK a kol., 2003).

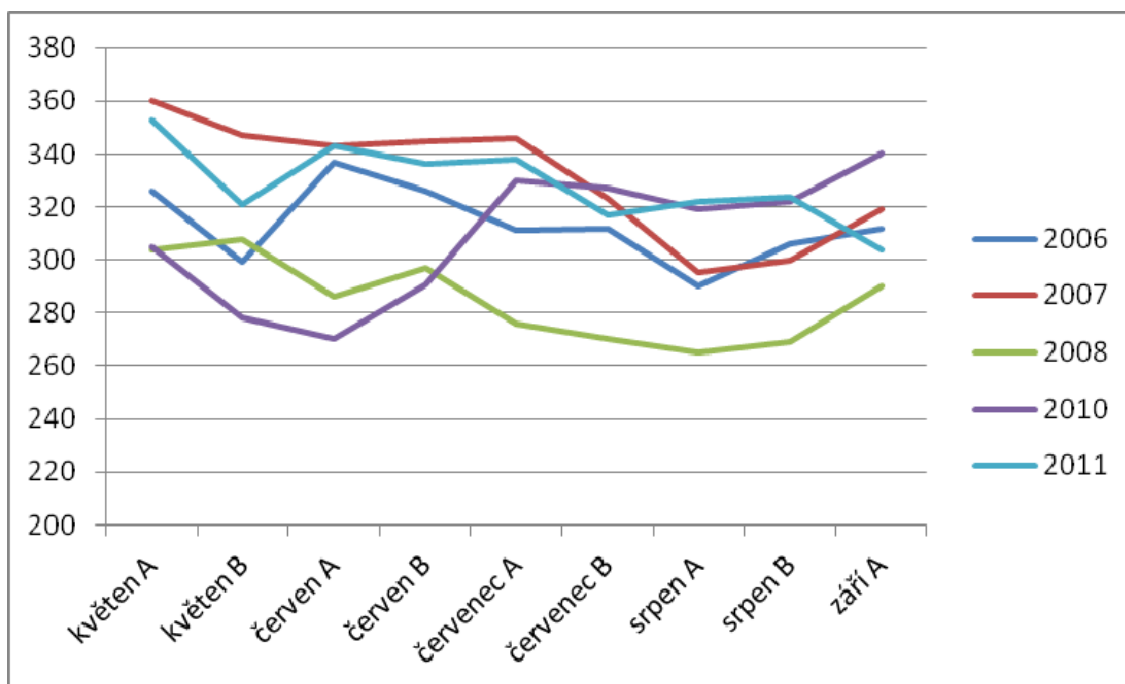
Vyšší hodnoty byly zaznamenány pouze v roce 2004 na lokalitě Hráz, 383 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (ZIKOVÁ, 2005).

Naše výsledky ukazují konduktivitu vody Brněnské přehrady v rozmezí cca 270 až 350 $\mu\text{S}/\text{cm}$, což odpovídá i starším sledování této oblasti. Výrazné změny v hodnotách konduktivity nebyly zaznamenány ani po provedených zásazích proti nadměrnému rozvoji vodního květu.

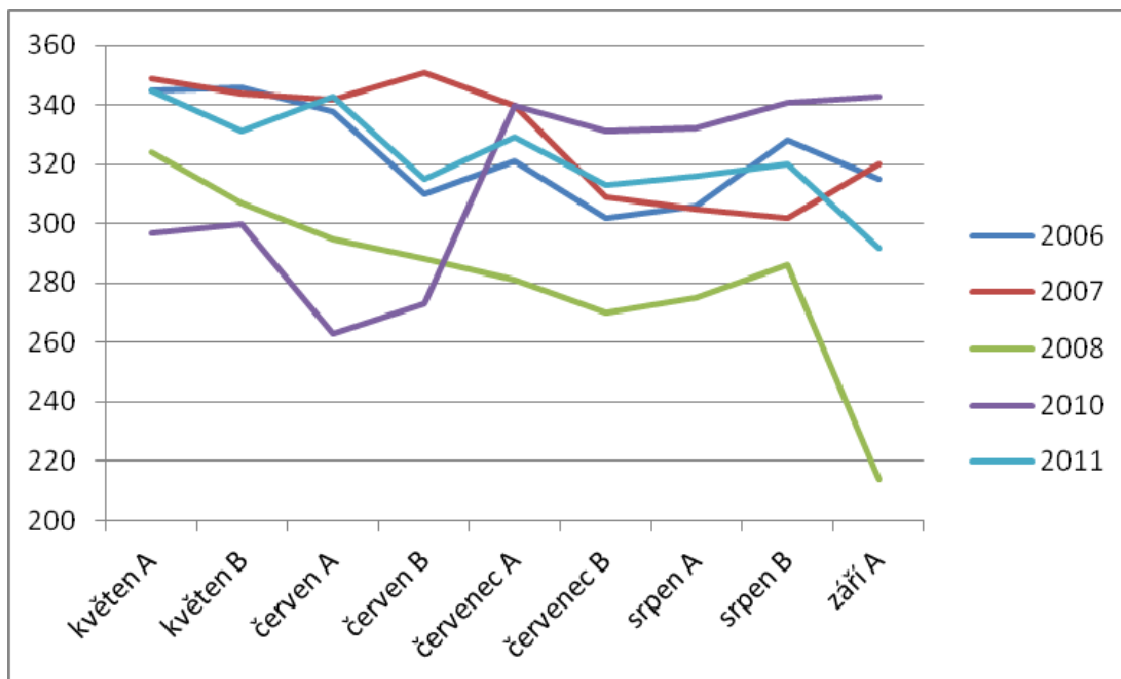
Graf 15: Konduktivita vody Brněnské přehrady v letech 2006 – 2011, lokalita Hráz.



Graf 16: Konduktivita vody Brněnské přehrady v letech 2006 – 2011, lokalita Střed.



Graf 17: Konduktivita vody Brněnské přehrady v letech 2006 – 2011, lokalita Rokle.



5.2 Dynamika fytoplanktonu

Na Brněnské přehradě lze každoročně pozorovat sezónní sukcesi fytoplanktonu typickou pro tento typ vodní nádrže. Výsledky jsou zachyceny zejména ve výročních hodnocení AV ČR (MARŠÁLEK a kol., 2002, 2003) nebo Povodí Moravy (GERIŠ, 2012).

Již od 90.let minulého století je na Brněnské přehradě monitorován neustálý přísun živin řekou Svratkou a následný rozvoj vodního květu (BERÁNKOVÁ a kol., 1993). Jarní období se vyznačuje rychlým nárůstem fytoplanktonu v důsledku dostatku živin, teploty vody a silnějšího slunečního záření. V tomto období je typická dominance hnědých řas, zejména rozsivek a zelených řas. Následně dochází také k rozvoji zooplanktonu. Rozsivky a zelené řasy jsou poměrně rychle redukovány jako přirozená součást potravního řetězce. Nastává tzv. období „clear water“. Obdobnou sukcesi fytoplanktonu je možné pozorovat i na dalších vodních nádržích v našich klimatických podmínkách, např. Dalešice a Mohelno (ŽÁKOVÁ A MARVAN, 2002). Velmi podobná dynamika fytoplanktonu je pravidelně sledována také na nádržích Nové Mlýny nebo Vranov (GERIŠ, 2011).

Na Brněnské přehradě byl v posledních dvou letech zaznamenán nárůst zooplanktonu, což můžeme považovat za důsledek zvýšeného prokysličení vodního sloupce (ADÁMEK nepubl., 2012). Přibližně počátkem letního období dochází k opakovanému rozvoji zelených řas a rozsivek, případně skrytěnek. Dominance druhů je pravděpodobně ovlivněna obsahem minerálních látek ve vodním prostředí. Např. převaha rozsivek je důkazem dostatečného obsahu křemíku ve vodě.

Voda Brněnské přehrady je v posledních letech charakteristická také dostatkem dusíku i příznivým poměrem dusíku a fosforu, dochází zde tedy opakovaně k abnormálnímu nárůstu biomasy sinic (MARŠÁLEK a kol., 2004).

Literatura uvádí střídání dominance druhů sinic v 50. letech minulého století, především vláknitých druhů *Anabaena* a *Aphanizomenon*. V průběhu 90. let byla opakovaně zaznamenána dominance kokální sinice rodu *Microcystis* (MARŠÁLEK a kol., 2001). Podobná dynamika fytoplanktonu byla zaznamenána také na rekreačních vodních plochách na Slovensku. Na nádrži Zemplínská Šírava se přemnožují zejména druhy *Microcystis aeruginosa*, *M. flos-aquae*, *M. viridis* (2002). Vodnímu květu Liptovské Mary dominuje *Microcystis aeruginosa* společně s vláknitou *Anabaena sp.* Dominanci druhů *Microcystis aeruginosa*, *M. flos-aquae*, *M. wesenbergii* a *M. viridis* je postižen i vodní ekosystém štěrkového jezera Kuchajda a jezera Vinné (HORECKÁ, NAGYOVÁ, KOŠTÁLOVÁ, 2004).

Na Brněnské přehradě zůstává rod *Microcystis* hlavní dominantou až do roku 2009. Výsledky mikroskopických rozborů z let 2010, 2011 a 2012 potom ukazují výrazné změny nejen v počtu buněk na 1 ml, ale zejména potlačení rozvoje dominantní sinice rodu *Microcystis*. Tyto procentuelní změny ve složení fytoplanktonu jsou zchyceny v grafech č.24 až 26.

Také autoři (BURFORD A O'DONOHUE, 2006), jež porovnávali uměle i přirozeně destratifikované nádrže, pozorovali výraznější změny u sinic tvořících kolonie než u vláknitých druhů. Obecně lze říci, že střídání teplot během ročního období a výměna vody ve vodním sloupci ovlivňuje složení fytoplanktonu a dominanci cyanobakterií (DANTAS, MOURA, OLIVEIRA, 2011).

Na Brněnské přehradě bylo po celou vegetační sezónu možné pozorovat vysokou diverzitu kokálních i vláknitých sinic (až 10 druhů v jednom vzorku) i řas. Rozvoj kokálních druhů sinic lze považovat za důkaz nadměrného obsahu dusíku v nádrži, zatím co vláknité druhy sinic využívají fixace vzdušného dusíku. Významným

regulačním faktorem dominance *Microcystis aeruginosa* je také přítomnost fosforu (WANG a kol., 2012). Množství biomasy sinic v nádrži úzce souvisí nejen s množstvím fosforu z externích zdrojů, ale i se zásobami tohoto prvku v sedimentu (LEHMAN, 2011). Hlavním předpokládaným zdrojem těchto živin na Brněnské přehradě jsou vedlejší přítoky řeky Svratky. Za dočasný zdroj lze považovat i uvolnění fosforu z hypolimnia po zahájení promíchávání vodního sloupce (MARŠÁLEK, 2012).

2006

Počátek vegetačního období roku 2006 se vyznačoval dominancí typicky jarních druhů zelených řas a rozsivek. Nejčastěji se vyskytovaly centrické rozsivky: *Cyclostephanos dubius*, *Cyclostephanos invisitatus* a *Stephanodiscus parvus* nebo penátní druh *Nitzschia graciliformis*. Zelené řasy byly zastoupeny především rodem *Chlorella* sp. a dále druhy *Coleastrum microporum*, *Desmodesmus communis*, *Desmodesmus costato – granulatus*, *Monoraphidium concertum*, *Monoraphidium minutum*, *Scenedesmus acuminatus* a *Tetrastrum glabrum*.

Sinice zaujímaly přibližně čtvrtinu celkové biomasy fytoplanktonu. Objevovaly se zejména druhy, které obvykle nevytvářejí vodní květ, např. *Pseudanabaena limnetica*, *Pseudanabaena mucicola*, *Chroococcus minimus* a kolonie sinice *Aphanocapsa incerta*. Na lokalitě Hráz také *Aphanizomenon gracile*.

V průběhu července se staly dominantní kokální sinice *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis flos-aquae*, *Microcystis ichtyoblabe*, v menší míře i *Microcystis wesenbergii*. a dále vláknité druhy *Aphanizomenon klebahnii* a *Pseudanabaena mucicola*.

Díky nárůstu biomasy sinic byla norma WHO pro koupací vody překročena na počátku srpna a v září biomasa dosáhla téměř desetinásobku povolené hodnoty. Na lokalitě Hráz bylo napočítáno 1 112 000 b/ml. I ostatní algologické výzkumy v našich zeměpisných šířkách popisují masivní rozvoj vodního květu během měsíce srpna (HORECKÁ, NAGYOVÁ, KOŠŤÁLOVÁ, 2004).

Na počátku září sinice na Brněnské přehradě postupně ustoupily a dominantní skupinou se staly rozsivky, zastoupené především penátním druhem *Asterionella formosa*. U tohoto druhu byla v minulosti zaznamenána schopnost, během jarního maxima poskytovat dostatek fosforu i ostatním skupinám řas, jezero Windermere, UK (MACKERETH, 1953).

2007

V roce 2007 byl zaznamenán značný nárůst fytoplanktonu již během června (120 000 b/ml), přičemž více jak polovinu biomasy zaujímaly sinice (80 000 b/ml) a další významnou skupinou byly rozsivky. Podíl zelených řas byl zanedbatelný.

Z rozsivek se objevovaly zejména *Cyclostephanos dubius*, *Cyclostephanos invisitatus*, *Cyclotella meneghiniana* a *Aulacoseira granulata*.

Dominantními druhy sinic byly hlavně *Dolichospermum mendotae* a *Microcystis aeruginosa*. V červenci se zvyšuje také množství sinice *Aphanizomenon klebahnii*. Limit WHO byl několikanásobně překročen na lokalitě Hráz od počátku srpna do konce září. Nejvíce jedinců bylo opět na lokalitě Hráz - 971 726 b/ml. Na Středu nádrže jsme napočítali 640 000 b/ml.

Dominantou zůstávají *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis flos-aquae*, *Microcystis ichthyoblabe*, *Microcystis viridis*, *Microcystis wesenbergii* a *Sphaerospermopsis aphanizomenoides*. Na konci vegetační sezóny se v menším množství objevují zelené řasy: *Phacotus lenticularis* a *Desmodesmus communis*.

2008

Na počátku sezóny 2008 byly na lokalitě Rokle dominantní skupinou fytoplanktonu rozsivky, objevovali se zejména typičtí jarní zástupci *Cyclostephanos dubius*, *Cyclostephanos invisitatus*, *Cyclostephanos delicatus* a *Stephanodiscus parvus*. Již na jaře došlo díky rozsivkám na lokalitě Rokle k překročení normy 100tis.b/ml.

Během června a července se zvyšoval podíl zelených řas, zejména druhy *Desmodesmus communis*, *Coleastrum microporum*, *Phacotus lenticularis*, které se vyskytovaly zejména na lokalitách v těle nádrže. V horní části nádrže převládaly až do července pouze rozsivky.

K nárůstu typických planktonních sinic v těle nádrže došlo koncem července, zejména druhy *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis ichthyoblabe*, *Microcystis viridis*, *Microcystis wesenbergii* a *Aphanizomenon flos-aquae*. Rychlé zvýšení abundance sinic vedlo k překročení limitu WHO v celé nádrži. Během srpna a září došlo k dalšímu nárůstu sinic, dominantní byla zejména *Microcystis aeruginosa*. Ostatní skupiny řas se v tomto období téměř nevyskytovaly. Abnormální množství biomasy se vyskytovalo zejména na lokalitě Střed (přes 5 mil.buněk/ml). Na lokalitě Hráz bylo napočítáno 1 226 200 b/ml. Vodní květ zůstal ve vysoké abundanci v nádrži až do konce měsíce září, kdy nastalo

výrazné ochlazení. Lze předpokládat, že nárůst biomasy sinic podmínila aplikace vápenatého hydrátu na podzim 2007 a počátkem roku 2008. Aplikace pravděpodobně urychlila mineralizaci a zpřístupnění biogenních prvků ze sedimentu.

2009

Vegetační sezóna roku 2009 byla ovlivněna zejména snížením hladiny vody. Rychlost průtoku a odpuštění nádrže jsou obvykle považovány za jedny z nejdůležitějších faktorů pro rozvoj sinic (ROELKE A PIERCE, 2011). Aplikace vápenatého hydrátu měla pravděpodobně hlavně dlouhodobý efekt. V minulosti měla opakovaná aplikace vápna v eutrofních nádržích a jezerech zejména dlouhodobý vliv na snížení množství chlorofylu a koncentrace fosforu (PREPAS a kol., 2001). Odběr vzorků pro analýzu fytoplanktonu se uskutečňoval na počátku sezóny na všech lokalitách a od července pouze na lokalitě Hráz. Ostatní lokality byly silně ovlivněny anorganickým zákalem a nízkou hladinou vody v nádrži.

V průběhu června dochází k postupnému rozvoji rozsivek, zejména *Stephanodiscus* sp, *Synedra acus*, *Synedra ulna*, *Skeletonema potamos*, *Nitzschia* sp., *Navicula* sp a *Fragilaria ulna* a dominantní se stává vláknitá sinice *Pseudanabaena limnetica*. V menší míře jsou na lokalitě Hráz zaznamenány také sinice *Planktothrix agardhii*, *Aphanizomenon flos – aquae*, *Aphanizomenon* sp., *Aphanocapsa* sp. a *Aphanotece* sp. Počet buněk kolísal po celé sledované období od 30 tis. do 300 tis./ml vody. Limit WHO byl tedy díky biomase sinic (hlavně *Pseudanabaena limnetica*) překročen opakovaně. V průběhu července až září se minoritně objevovalo poměrně velké množství druhů zelených řas, nejvíce *Pandorina morum*, *Phacotus lenticularis*, *Chlorella* sp., *Desmodesmus bicaudatus*, *Desmodesmus communis*, *Micractinium pusillum*, *Kirchneriella concorta* a *Scenedesmus* sp.

Ve větší abundanci se objevovala i invazní zelená řasa *Pleudorina indica*, jež není v našich klimatických podmínkách typickým zástupcem. Výskyt tohoto původně tropického druhu byl zaznamenán i na jiných lokalitách jižní Moravy (KOPP, ústní sdělení) nebo na řece Malší (ZNACHOR A JEZBEROVÁ, 2003).

2010

Na počátku vegetační sezóny 2010 byl zahájen provoz aeračních věží, jež představovaly zcela nové podmínky ve vodním prostředí. Celé sledované období se vyznačovalo nižší abundancí fytoplanktonu.

Jarní biomasa byla tvořena zástupci rozsivek a zelených řas typickými pro toto období. Z rozsivek to byly zejména *Stephanodiscus* sp. a *Nitzschia* sp. Zelené řasy byly zastoupeny druhy *Desmodesmus communis*, *Kirchneriella concerta* a *Monoraphidium contortum*. Během června a července dominantní sinice *Pseudanabaena limnetica* a *Planktothrix agardhii* byly postupně nahrazovány hlavním zástupcem Brněnské přehrady, kokální sinicí *Microcystis aeruginosa*. K překročení limitu WHO dochází na počátku vegetační sezóny a to již během června na lokalitách Střed a Hráz (přes 150 tis. b/ml). Počátkem července je zaznamenáno až 625 tis. b/ml na Hrázi a téměř 500 tis. b/ml na lokalitě Rokle, zatím co ve druhé polovině měsíce došlo k náhlému snížení množství buněk (20 tis. b/ml), které trvalo až do srpna. Můžeme předpokládat, že k náhlému snížení abundance došlo v důsledku prokysličováním vodního sloupce.

2011

Jarní období roku 2011 bylo charakteristické celkově nízkou abundancí všech skupin fytoplanktonu. Objevovali se zástupci rozsivek *Cyclostephanos dubius*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Nitzschia fruticosa*, *Asterionella formosa* či *Aulacoseira granulata*.

Ze zelených řas potom zejména *Ankyra judai*, *Ankyra lanceolata*, *Desmodesmus communis* a *Kirchneriella concerta*.

K mírnému nárůstu biomasy sinic dochází v průběhu srpna a biomasa je neobvykle složena z mnoha druhů: *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis ichtyoblabe*, *Microcystis viridis*, *Microcystis wesenbergii*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Dolichospermum crassum*, *Pseudanabaena limnetica* a *Woronichinia naegeliana*. Rozvoj zelených řas je zcela potlačen. Polovinu abundance tvoří až do konce sledovaného období rozsivky, dominantními druhy jsou *Asterionella formosa*, *Aulacoseira granulata* a *Fragilaria crotonensis*.

Limit WHO není překročen za celou dobu letní sezóny, maximální počet buněk se pohybuje kolem 30 tis. na 1 ml na lokalitách Hráz a Střed, přičemž polovinu biomasy zaujímají netoxické rozsivky. Toto výrazně menší množství vodního květu můžeme považovat jako důsledek nižší koncentrace dostupného fosforu v tomto roce (KOPP,

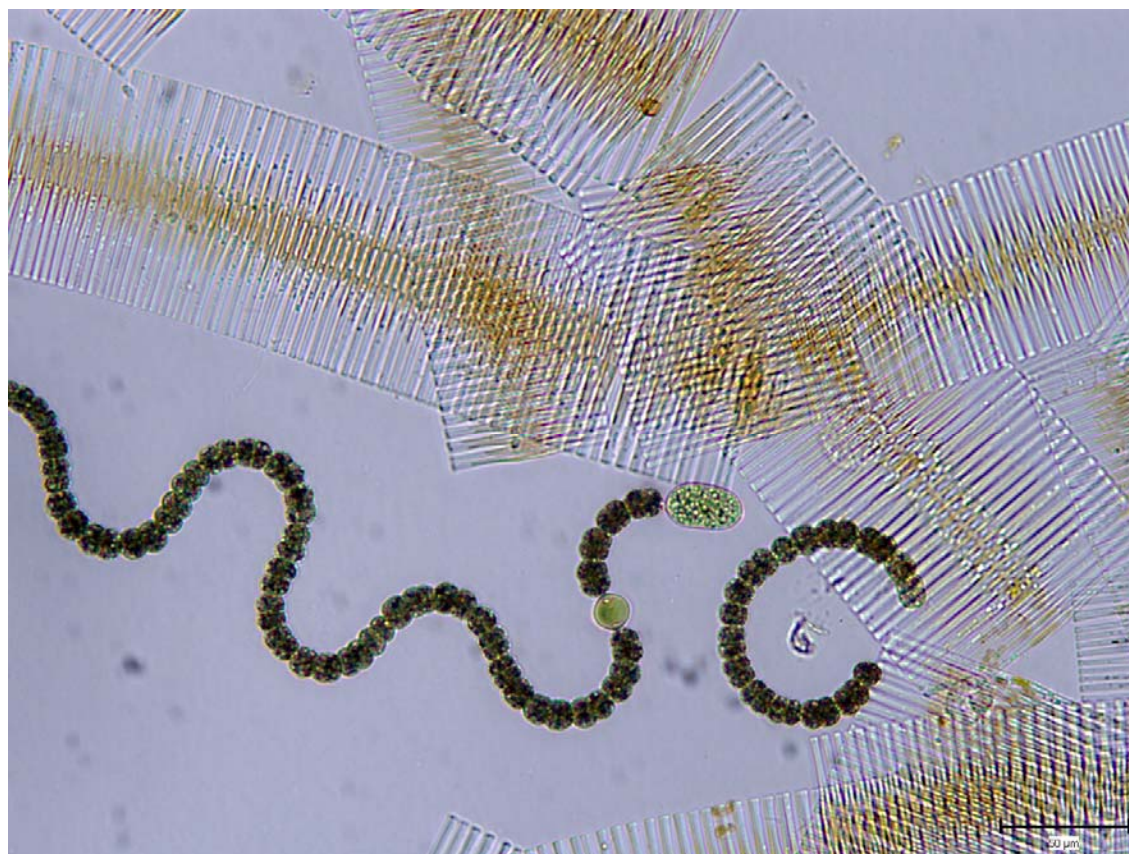
ústní sdělení). Podobné snížení množství fytoplanktonu i ústup dominantní sinice *Microcystis* popisují při umělé aeraci i jiní autoři, např. u jezera Hams v Oklahomě (TOETZ, 1981).

Změny ve složení fytoplanktonu v závislosti na změnách teplotního režimu uvádí také (BECKER, HERSCHEL, WILHELM, 2006) u eutrofních nádrží v subtropické oblasti. (DANTAS a kol.2011) zaznamenávají po destratifikaci také horší světelné podmínky ve vodním sloupci a úbytek sinic ve prospěch rozsivek. Výsledky jsou zde porovnávány s přirozenou destratifikací v období dešťů.

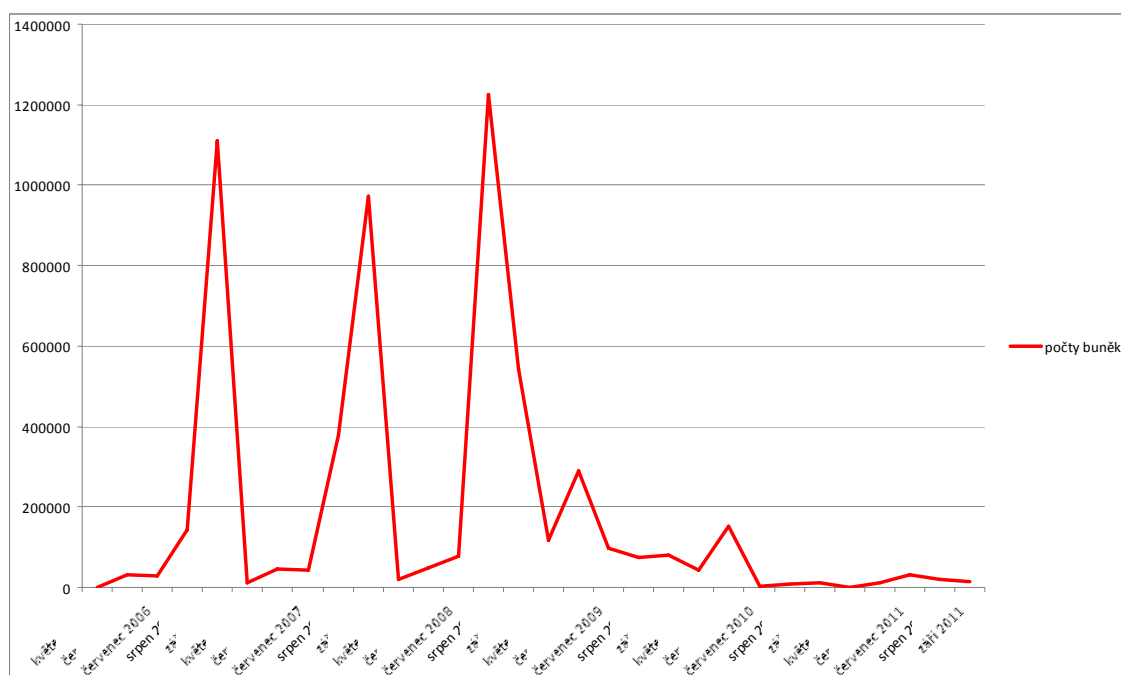
Úplné vymizení rodu *Microcystis* po částečné destratifikaci mezotrofních jezer bylo popsáno na Bleiloch Reservoir v Německu (BECKER, HERSCHEL, WILHELM, 2006).

Na základě dlouhodobého monitoringu můžeme potvrdit, že se umělé promíchávání vodního sloupce na Brněnské přehradě jeví jako účelné opatření zejména k omezení množství vodního květu tvořeného sinicí *Microcystis*.

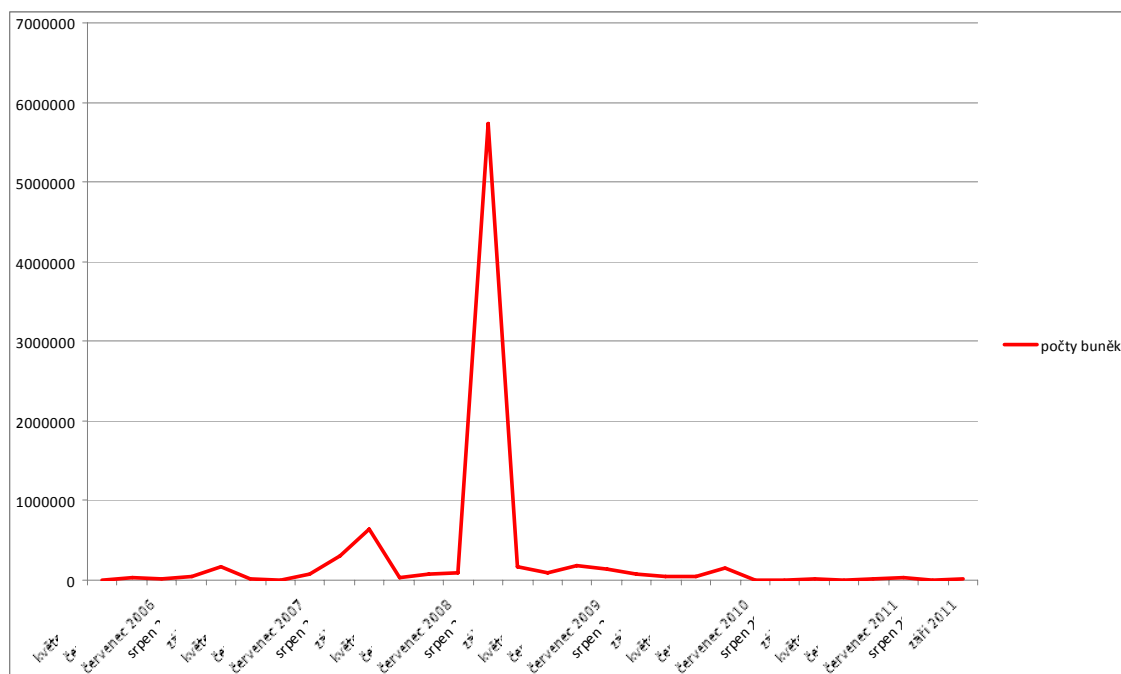
Obr. 5: Rozsivka *Fragillaria crotonensis* a sinice *Dolichospermum crassum*, lokalita Rokle, BP, vegetační sezóna 2011.



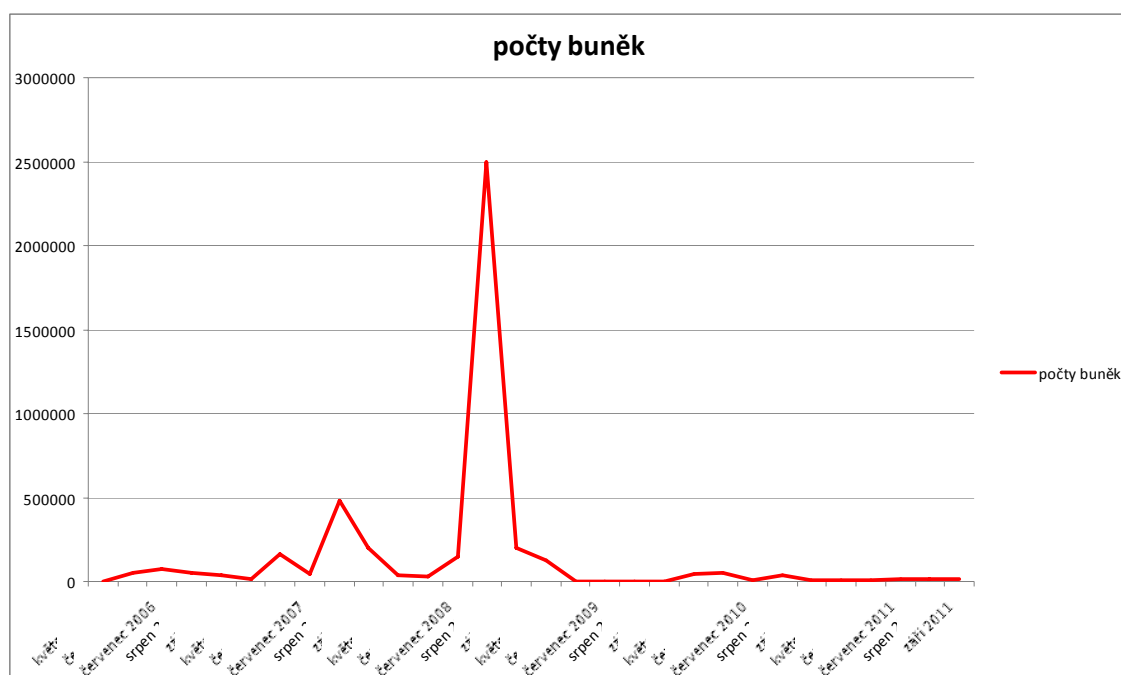
Graf 18: Počet buněk sinic a řas v 1ml na Brněnské přehradě v letech 2006 – 2011.
Lokalita Hráz.



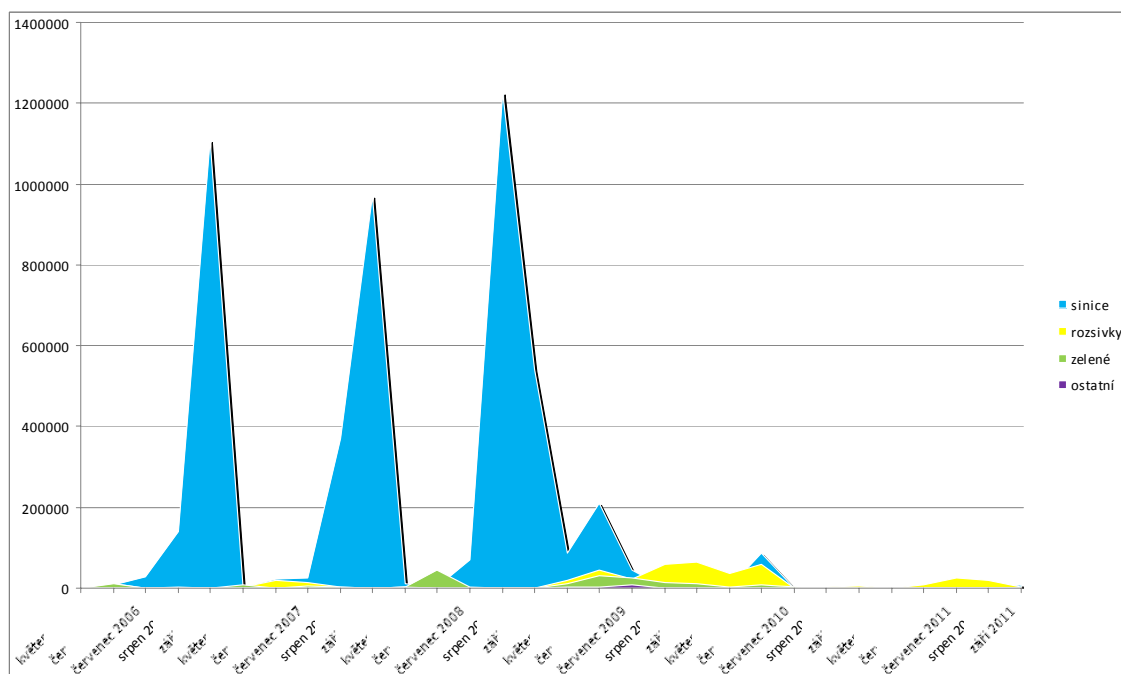
Graf 19: Počet buněk sinic a řas v 1ml na Brněnské přehradě v letech 2006 – 2011.
Lokalita Střed.



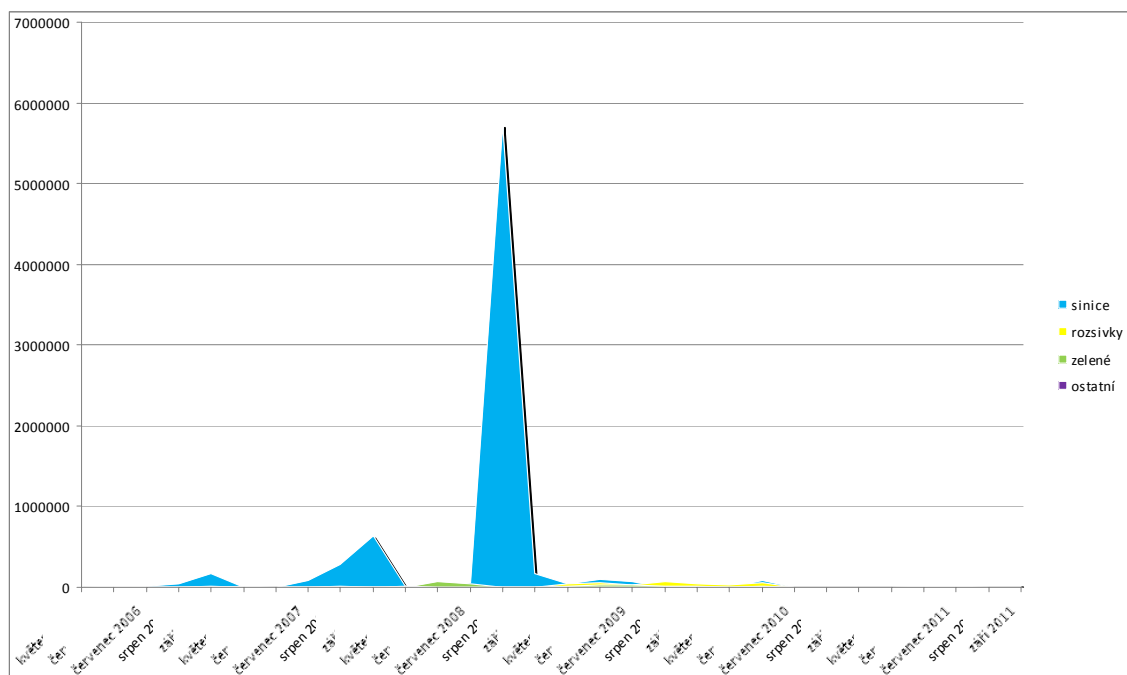
Graf 20: Počet buněk sinic a řas v 1ml na Brněnské přehradě v letech 2006 – 2011. Lokalita Rokle.



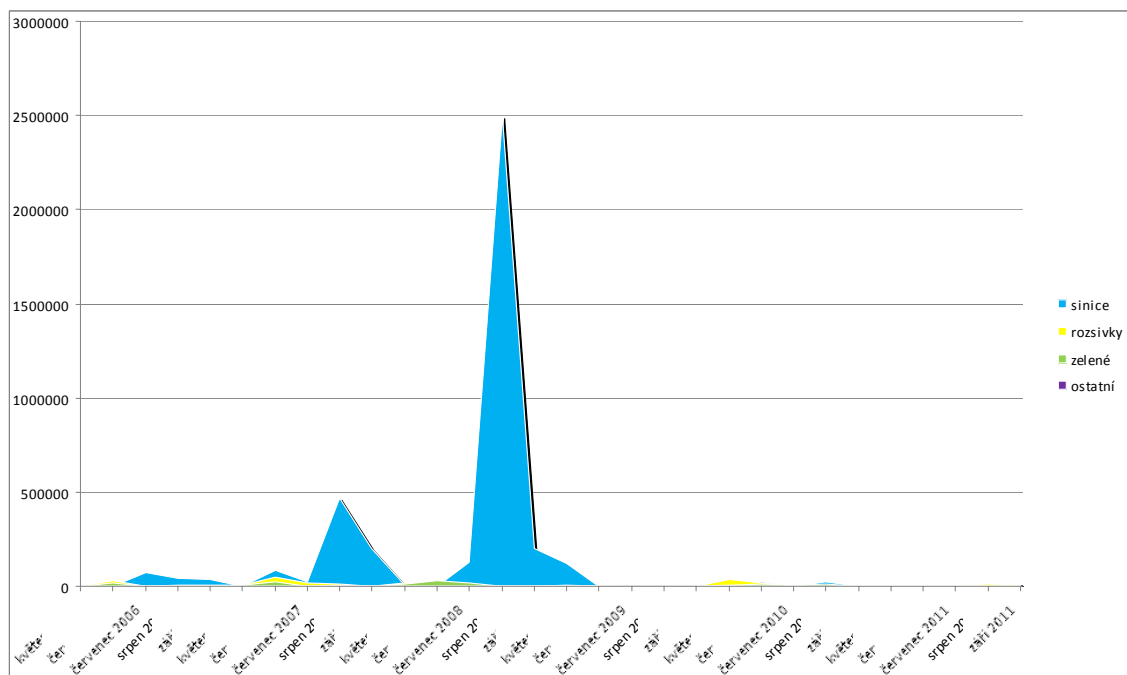
Graf 21: Abundance fytoplanktonu na Brněnské přehradě v letech 2006 – 2011. Lokalita Hráz.



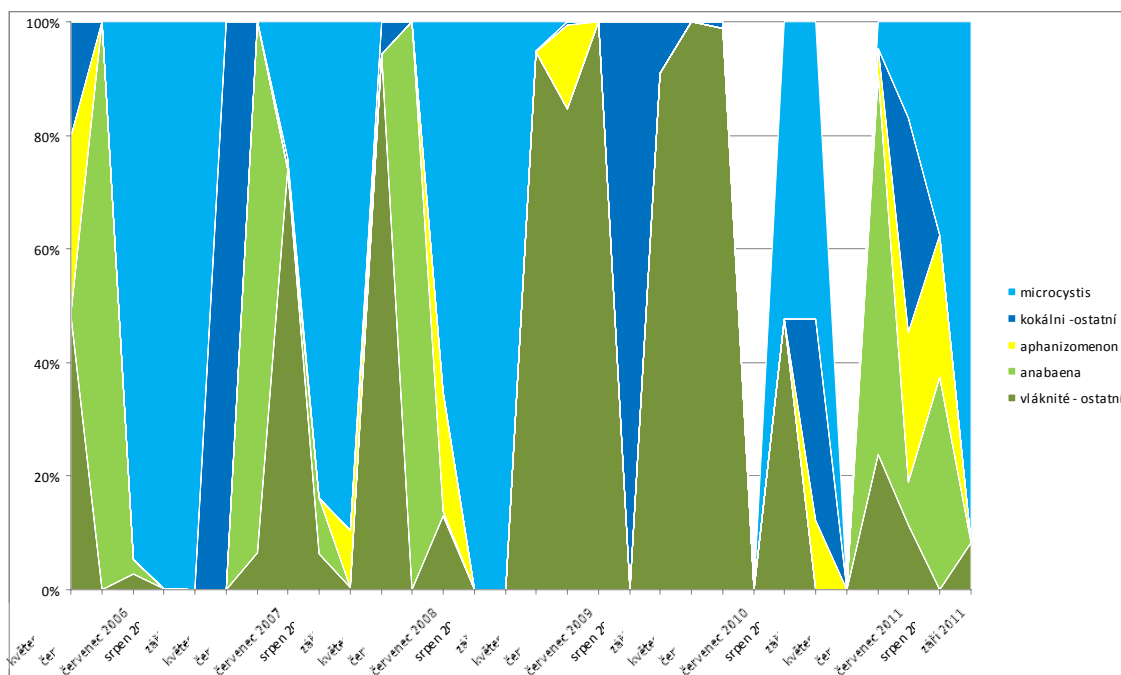
Graf 22: Abundance fytoplanktonu na Brněnské přehradě v letech 2006 – 2011.
Lokalita Střed



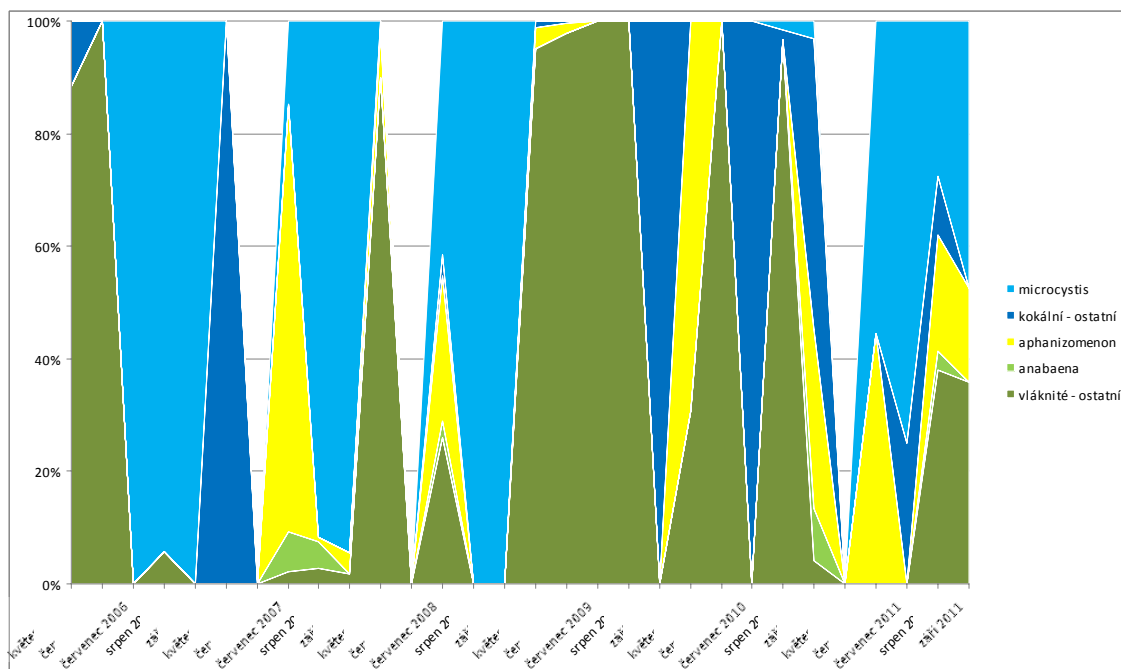
Graf 23: Abundance fytoplanktonu na Brněnské přehradě v letech 2006 – 2011.
Lokalita Rokle



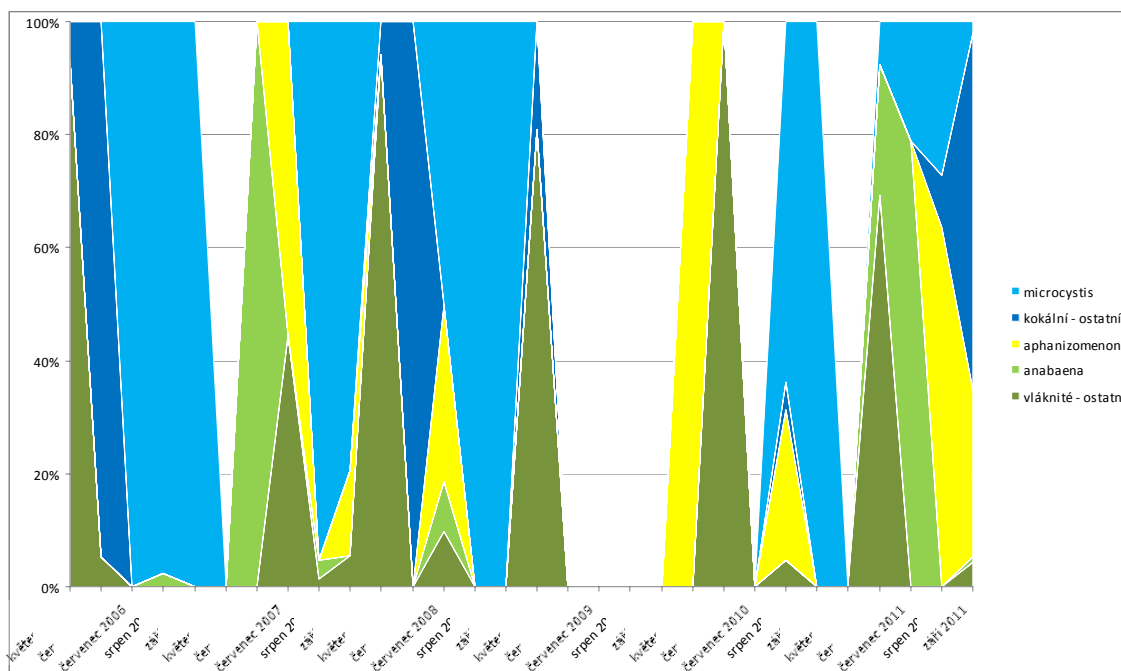
Graf 24: Procentický poměr funkčních skupin sinic na Brněnské přehradě v letech 2006 – 2011. Lokalita Hráz.



Graf 25: : Procentický poměr funkčních skupin sinic na Brněnské přehradě v letech 2006 – 2011. Lokalita Střed.



Graf 26: : Procentický poměr funkčních skupin sinic na Brněnské přehradě v letech 2006 – 2011. Lokalita Rokle.



5.3 Množství chlorofylu – a

Stanovení koncentrace chlorofylu je významnou součástí sledování kvality vody. Získané hodnoty zachycují celkové množství biomasy fytoplanktonu.

Díky měření sondou Fluoroprobe přímo na lokalitě je zaznamenán i vývoj poměru jednotlivých skupin řas a sinic během sezóny. Údaje, které sonda poskytuje, jsou v mikrogramech chlorofylu na litr vody.

Hygienický limit pro množství chlorofylu ve vodních nádržích je $50 \mu\text{g.l}^{-1}$. Tento limit však počítá s hodnotami laboratorně stanoveného chlorofylu – a.

Při vyhodnocení měření je však nutné počítat s určitým podhodnocením výsledků ze sondy v porovnání s klasickým laboratorním stanovením chlorofylu – a dle normy.

Trofická klasifikační stupnice pro sladkovodní nádrže stanovuje potom rozmezí eutrofních vod $20 - 56 \mu\text{g.l}^{-1}$ (SMITH A TILMAN, 1999).

Tento limit byl v předchozích letech na Brněnské nádrži překračován téměř každou vegetační sezónou.

V letech 2003 a 2004 množství chlorofylu dokonce několikanásobně přesahovalo hranici hypertrofie ($100 \mu\text{g.l}^{-1}$) (ZIKOVÁ, 2005).

V roce 2006 byly nejvyšší naměřené hodnoty v srpnu na lokalitě Hráz - $101,6 \mu\text{g.l}^{-1}$, chlorofyl na lokalitě Střed se pohyboval v rozmezí $5 - 25 \mu\text{g.l}^{-1}$, na Rokli bylo dosaženo vyšších hodnot pouze během jarního rozvoje zelených řas a rozsivek, $40 \mu\text{g.l}^{-1}$.

Letní sezóna 2007 byla pravděpodobně ovlivněna zvýšeným průtokem a úhrnem srážek, hygienický limit byl překročen jen mírně a na konci sezóny. Na lokalitě Hráz bylo průměrně $20 \mu\text{g.l}^{-1}$, $50 \mu\text{g.l}^{-1}$ naměřeno pouze na konci září, Střed se vyznačoval hodnotami do $28 \mu\text{g.l}^{-1}$ a na Rokli bylo maximálně $60 \mu\text{g.l}^{-1}$.

K mírnému překročení hranice hypertrofie ($115 - 143,3 \mu\text{g.l}^{-1}$) došlo na všech sledovaných lokalitách opět v srpnu 2008, kdy můžeme abnormální nárůst biomasy přikládat k urychlené mineralizaci sedimentů. Hladina vody byla navíc v tomto roce snížena a docházelo k většímu prohřátí nádrže.

Pro vzniklý anorganický zákal a zásahy ve vodním sloupci nebylo možné měřit chlorofyl během vegetační sezóny 2009.

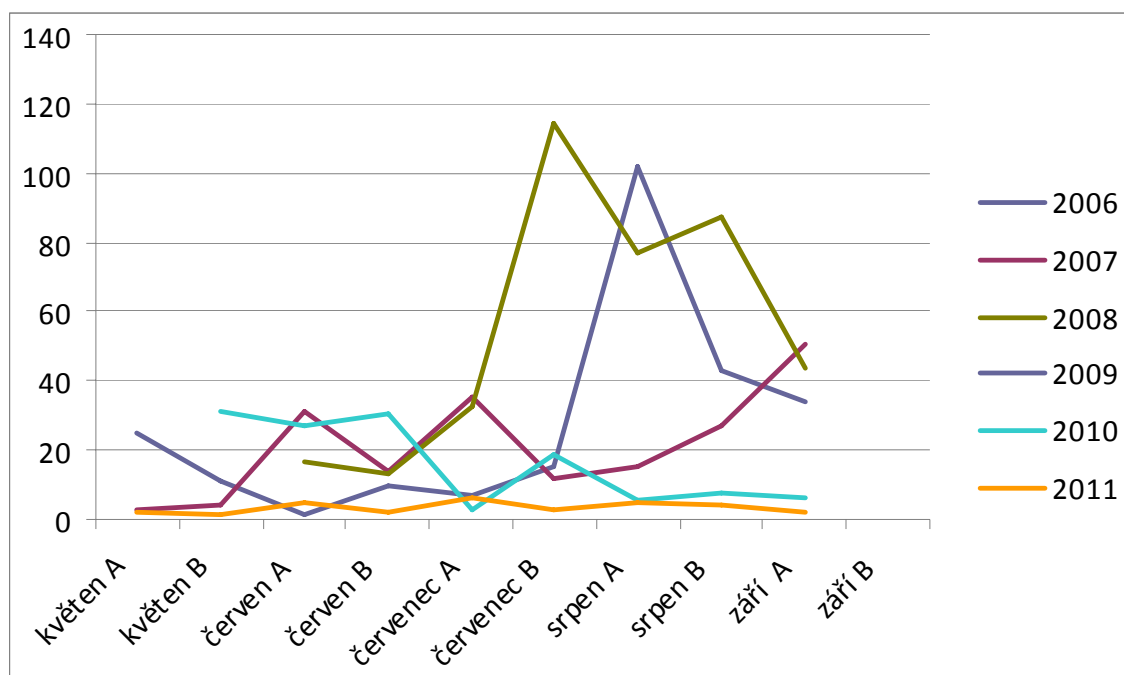
V letních měsících 2010 byla naměřena vyšší hodnota pouze na lokalitě Rokle, kde chlorofyl dosáhl $39,9 \mu\text{g.l}^{-1}$. Ostatní odběrové lokality vykazovaly hodnoty do $28 \mu\text{g.l}^{-1}$.

Chladnější rok 2011 se vyznačoval velmi nízkými koncentracemi chlorofylu – a ($1,7$ až $13 \mu\text{g.l}^{-1}$).

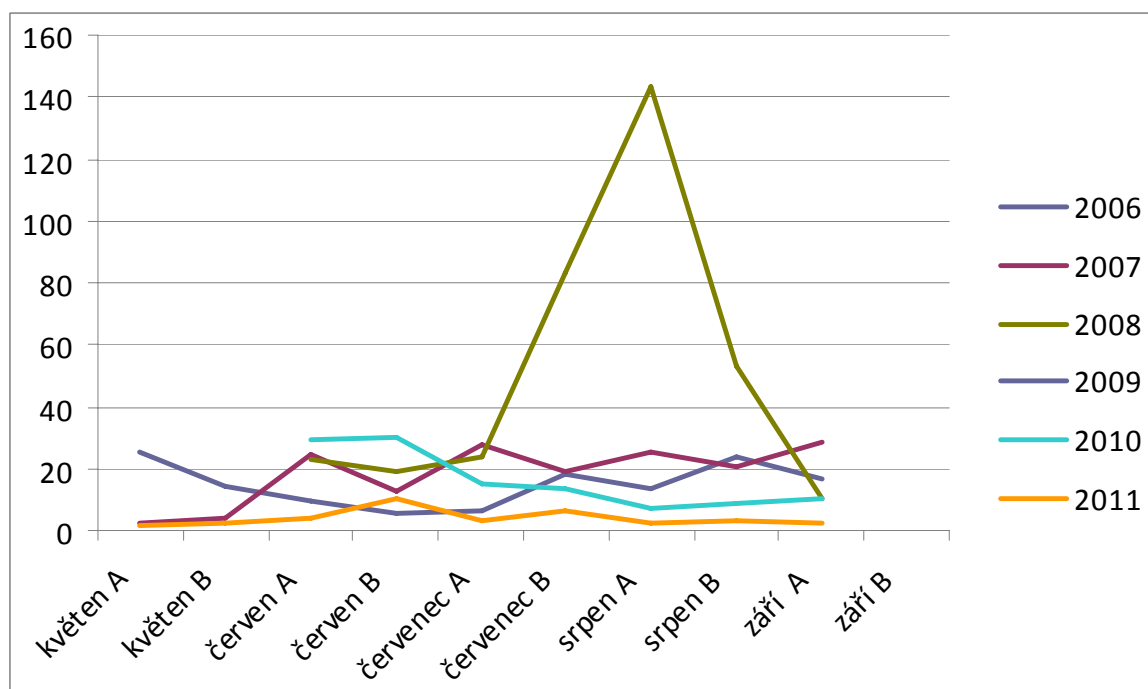
Nepublikovaná data z monitoringu 2012 však vykazují stále nízké koncentrace a to i přes nadprůměrně teplé počasí po celé letní období.

Podle klasifikace vod sladkovodních nádrží dle trofie bychom mohli vodu Brněnské přehrady od roku 2011 považovat za mezotrofní ($2,6 - 20 \mu\text{g.l}^{-1}$) (CARLSON A SIMPSON, 1996). Je však nutné přihlížet k faktu, že klasifikace dle trofie je stanovena na základě výsledků z původní laboratorní metody stanovení chlorofylu – a.

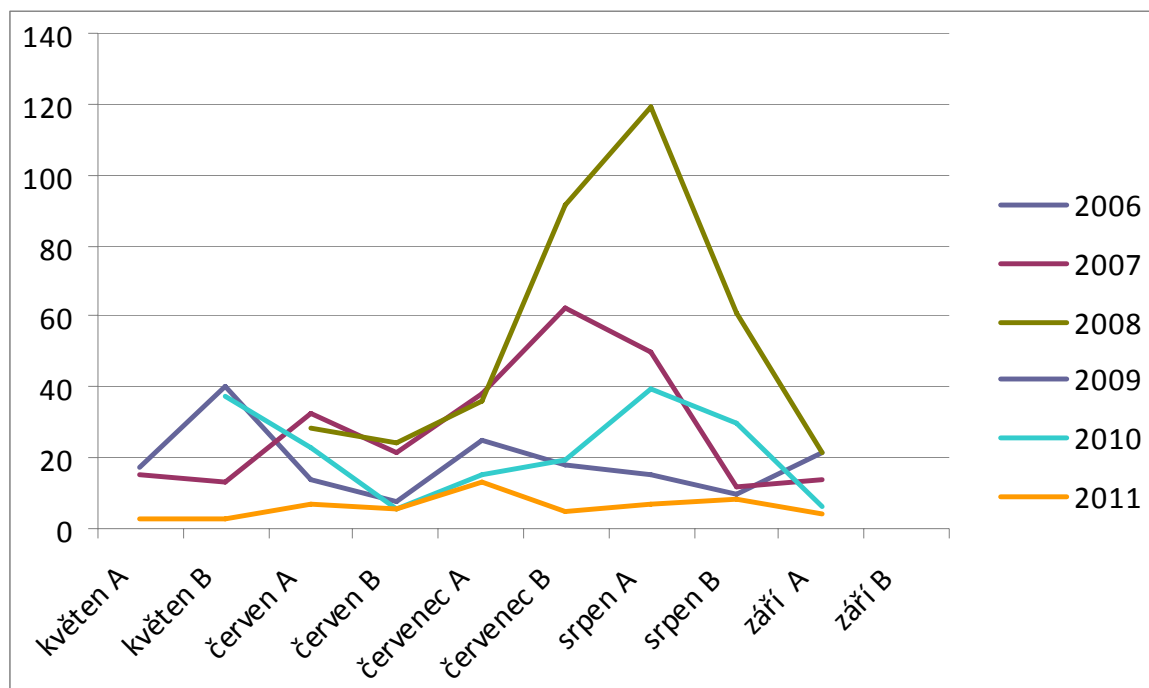
Graf 27: Koncentrace chlorofylu–a na Brněnské přehradě v letech 2006 – 2011. Lokalita Hráz.



Graf 28: Koncentrace chlorofylu–a na Brněnské přehradě v letech 2006 – 2011. Lokalita Střed.



Graf 29: Koncentrace chlorofylu-a na Brněnské přehradě v letech 2006 – 2011. Lokalita Rokle.



6. ZÁVĚR

V této dizertační práci byla sledována dynamika vodního květu na Brněnské údolní nádrži od počátku jara 2006 až do konce vegetační sezóny v roce 2011.

Důraz byl kladen zejména na zhodnocení účinnosti provedených opatření proti nadměrnému výskytu toxických sinic v letech 2008 – 2011. Tato rekreační oblast se s problémem narušení stability vodního ekosystému a silnou eutrofizací potýká již po mnoho let a také vyřešení této situace bude dlouhodobou záležitostí.

Práce zachycuje sledování tří odběrových lokalit, které byly stanoveny na základě provedených opatření, hloubky nádrže a povětrnostních podmínek. Monitoring vodní plochy spočíval v kvantifikaci a kvalifikaci fytoplanktonu a sledování základních fyzikálně chemických parametrů vody.

Limnologický výzkum probíhal na Brněnské přehradě již v 90. letech minulého století. Komplexní řešení problému eutrofizace nádrže se poprvé objevilo roku 2003 v rámci projektu „Čisté povodí Svratky“.

Výsledky mikroskopických rozborů z roku 2006 ukazují typický pozvolný nárůst jarních druhů zelených řas a rozsivek a následnou dominanci sinice rodu *Microcystis*. Během sledovaného období byla norma Světové zdravotnické organizace (WHO) překročena téměř desetinásobně.

Vegetační sezóna roku 2007 se vyznačovala rychlým zvyšováním abundance sinic i rozsivek. Limit WHO byl několikanásobně překročen na lokalitě Hráz od počátku srpna do konce září. Dominantou zůstávají druhy rodu *Microcystis*.

I přes pozitivní teplotní podmínky však nedochází v těchto dvou letech k tak abnormálnímu rozvoji vodního květu jako např. v roce 2004, kdy bylo zaznamenáno až 5 mil. b/ml vody (MARŠÁLEK a kol., 2004).

V letech 2008 a 2009 byla snížena hladina vody a provedeno letecké vápnění obnažených břehů. Vápenatý hydrát byl rozprášen v dávce 200 kg/ha na ploše 120 ha a Moravský rybářský svaz také upravil zarybňovací povinnost (souhrnná zpráva Čisté povodí Svratky, 2010).

Podobné výsledky jako před rokem 2006 byly vyhodnoceny při kvantifikaci fytoplanktonu z roku 2008. K překročení normy 100tis.b/ml.došlo již během jara na lokalitě Rokle. Dominantní skupinou byly rozsivky rodů *Cyclostephanos* a

Stephanodiscus. V červnu a červenci se zvyšoval podíl zelených řas, k nárůstu typických planktonních sinic v těle nádrže došlo koncem července, zejména zástupci rodu *Microcystis* a *Aphanizomenon*. Abnormálně vysoká abundance (přes 5mil.buněk/ml) se poté vyskytovala až do konce září. Je možné hledat souvislosti s provedeným opatřením na podzim roku 2008. Toto náhlé zvýšení abundance po aplikaci vápenatého hydrátu mohlo být důsledkem uvolnění minerálních živin ze sedimentu.

Výzkum nádrže během roku 2009 byl značně ovlivněn nízkou hladinou a anorganickým zákalem. Norma WHO byla opakovaně překročena přibližně trojnásobně. Složení fytoplanktonu však ukazovalo značné změny. V porovnání s předchozími lety ukázala mikroskopická kvalifikace větší pestrost druhů. Typicky dominantní sinice *Microcystis* se objevovala v omezeném množství.

Během roku 2010 došlo k dalším zásahům ve vodním sloupci. Moravský rybářský svaz vysadil větší množství dravých ryb a byly instalovány aerační věže. 20 aeračních zařízení je od této chvíle zprovozněno na počátku každé další vegetační sezóny. Tento zákrok se jeví dle dalšího vývoje fytoplanktonu jako účinný, dochází k výrazným změnám podmínek vodního prostředí. Zejména vyhodnocení teplot a množství rozpuštěného kyslíku má zcela jiný charakter. Přirozená letní stagnace je potlačena a s ní pravděpodobně i konkurenceschopnost sinic.

Sledování Brněnské nádrže roku 2010 ukazuje mírné snížení abundance fytoplanktonu a zejména pomalejší rozvoj vodního květu. K mírnému překročení normy pro koupací vody dochází dvakrát za sezónu. Dominantami jsou zejména *Pseudanabaena*, *Planktothrix* a *Microcystis*.

Biomasa sinic v roce 2011 je však tvořena více druhy, objevují se zástupci druhů *Microcystis*, *Aphanizomenon*, *Dolichospermum*, *Pseudanabaena*, *Woronichinia*. I další skupiny fytoplanktonu zůstaly v nádrži zastoupeny po celou vegetační sezónu. Norma WHO nebyla překročena za celé sledované období, maximální zjištěný počet buněk byl 30 tis./ml přičemž velkou část biomasy tvořili netoxické rozsivky či zelené řasy. Kvalita vody se viditelně zvýšila a rekreační využití nádrže bylo tedy umožněno po celé léto.

V současnosti prováděný monitoring Brněnské nádrže 2012 poskytuje velmi podobné výsledky jako rok 2011. Voda v nádrži byla vhodná ke koupání po celou vegetační sezónu.

Pozitivní změny byly zaznamenány také při kvantifikaci inokula sinic v sedimentech.

Příznivé kyslíkové poměry se projevily i ve složení ostatních organismů, jež mají mimo jiné vliv na kvantitu fytoplanktonu. Dochází k nárůstu biomasy zooplanktonu a oživení dna makrozoobentosem. Objevují se především larvy pakomárů rodu *Chironomus sp.*, *Orthocladius sp.* a *Micropsectra sp.* a nitěnky *Tubifex tubifex* a *Limnodrilus sp.* (ADÁMEK, ústní sdělení).

Prezentované výsledky potvrzují účinnost provedených opatření na Brněnské nádrži. Aerační věže jsou schopny narušit teplotní stratifikaci, způsobit celkový pokles a vyrovnání teplot ve vodním sloupci i kyslíkový režim nádrže a snížit schopnost sinic, vytvářet masivní vodní květ. Velmi pozitivním výsledkem je zvýšení biodiverzity vodní nádrže. Otázkou však zůstává udržitelnost těchto opatření a jejich ekonomická náročnost.

Od roku 2010 je v hlavním přítoku Brněnské přehrady instalováno dávkovací zařízení síranu železitého, jež je schopen vysrážet fosfor. Zařízení se nachází několik desítek metrů pod odtokem čistírny odpadních vod a jeho dávkování je přizpůsobeno kolísajícímu průtoku vody i množství přitékajících biogenních prvků. Z ekologického hlediska je však žádoucí zejména zvýšit výkonnost všech ČOV v povodí než aplikovat další chemické látky do vodního prostředí. Je pravděpodobné, že biogenní prvky přitékající do vodního díla z povodí mají mnohem větší dopad než samotné vnitřní zatížení nádrže. Stupeň odstranění fosforu by měl být přímo součástí všech ČOV.

7. LITERATURA

ABRANTES, N., ANTUNES, S.C., PEREIRA, M.J., GONCALVES, F. (2006): Seasonal succession of cladoceras and phytoplankton and their interaction in a shallow eutrophic lake, *Acta Oceanologica* 29, 54 – 64.

ADÁMEK, Z. (1993): Manipulation of fish biomass and species composition for control of water quality development in reservoirs in LYONS, J., JACKLIN, T., HOLT, V: 23rd Annual Training Course. Institute of fisheries Management and University of Warwick, Exeter, UK, 155 – 158.

ADÁMEK, Z., JURAJDA, P. (2011): Indicative Value of Anglers Records for Fish Assemblage Evaluation in a Reservoir (Case Study Brno Reservoir, Czech Republic), *The Angler in the Environment*, American Fisheries Society, USA, 2011, 12.

ASHLEY, K.I. (1983): Hypolimnetic aeration of a naturally eutrophic lake, physical and chemical effects, *Aquatic Science*, 1343 – 1359.

BABICA, P., HILSCEROVÁ, K., BÁRTOVÁ, K., MARŠÁLEK, B., BLÁHA, L. (2007): Effects of dissolved microcystins on growth of planktonic photoautotrophs. *Phycologia*, 137-142.

BALÁZS, A.L., DÉVAI, G., TÓTHMÉRÉZS, B. (2009): Aquatic macrophytes as bioindicators of water chemistry in nutrient rich backwater along the Upper - Tisza river, Hungary, *Phytocoenologia*, 287.

BECKER, A., HERSCHEL, A., WILHELM, C. (2006): Biological effects of incomplete destratification of hypertrophic freshwater reservoir, *Hydrobiologia*, 559: 85-100.

BELLINGER, E.G., SIGEE, D.C (2010): *Freshwater algae, Identification and Use as Bioindicators*, UK, 271.

BERÁNKOVÁ, D., ŠKOLOVÁ, M., MARVAN, P. (1993): Projekt jakosti vody v povodí řeky Svratky, 2.část, T.G. Masaryk Water Research Institute Brno, 225p.

BURFORD, A.M., O'DONOHUE, J.M. (2006): A comparison of phytoplankton community assemblages in artificially and naturally mixed subtropical water reservoirs, *Freshwater Biology*, 973 – 982.

BURGER, D.F., HAMILTON, D.P., PILDITCH, C.A., (2008). Modelling the relative importance of internal and external nutrient loads on water column nutrient concentrations and phytoplankton biomass in a shallow polymictic lake, *Ecological Modelling*, Centre for Biodiversity and Ecology Research, University of Waikato, Hamilton, New Zealand, 411–423.

CARLSON, R.E., SIMPSON, J. (1996): A Coordinators Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods. North American Lake Management Society, 96.

COLYER, CH.L., KINKADE, CH.S., VISKARI, P.J., LANDERS, J.P. (2005): Analysis of cyanobacterial pigments and proteins by electrophoretic and chromatographic methods, *Analytical and Bioanalytical chemistry* , 559-569.

CULEK, M. (1996): Biogeografické členění České republiky, *Enigma Praha*, 113 – 116

DANTAS, E.W., MOURA, A.N., BITTENCOURT – OLIVEIRA, M.C. (2011): Cyanobacterial blooms in stratified and destratified eutrophic reservoirs in semi-arid region of Brazil, *Departamento de Ciências Biológicas, Centro de Ciências Biológicas e Sociais Aplicadas, Universidade Estadual da Paraíba, João Pessoa, PB, Brasil*, 1327 – 1338.

FAST, W.A., DORR, V.A., ROSEN, J.R. (1975): A Submerged Hypolimnion Aerator, *Water Resources Research, Corporate Research Department, New York*, 14.

FAST, W.A., MOSS, B., WETZEL, R.G. (1973): Effects of artificial aeration on the chemistry and algae of two Michigan Lakes, *Water Resources Research*, 624 – 647.

FOTT, B. (1967): Sinice a řasy, Praha, 512.

FRAZIER, S. (1996): An overview of the world's Ramsar sites, Gloucester, Wetlands International, 58.

GARBY, T.J., WALTER, M.R., LARKUM, A.W., NEILAN, B.A. (2007): Diversity of cyanobacterial biomarker genes from the stromatolites of Shark Bay, Western Australia. The University of New South Wales, Australia. Environmental Mikrobiology

GERIŠ, R. (2011): Orientační sledování fytoplanktonu rekreačních nádrží povodí Moravy v roce 2011, 13.

GERIŠ, R. (2012): Struktura fytoplanktonu ve VN Brno v letech 2010 – 2012, Povodí Moravy, poster, 1.

GÓMEZ, S.C. (2012): Ecophysiology, annual life cycles and cyanotoxins of planktonic cyanobacteria *Anabaena*, *Aphanizomenon* and *Microcystis* in spanish freshwater reservoirs, Universidad Autónoma de Madrid, 216.

GRAHAM, J.E., GRAHAM, L.E, WILCOX, L.W (2008): Algae (Second Edition), Benjamin Cummings Publisher, 720.

GRAHAM, L.E, WILCOX, L.W (2000): Green Algae – Chlorophyceans, Upper Saddle River, NJ, 97 – 131.

GROBBELAAR, J.U., NEDBAL, L., TICHÝ, V. (1996): Influence of high frequency light/dark fluctuations on photosynthetic characteristics of microalgae photoacclimated to different light intensities and implications for mass algal cultivation. Applied Phycology, 335 – 343.

HEJZLAR, J., BOROVEC J., (2008): Posudek k návrhům opatření boje proti sinicím v nádržích Plumlov, Brno a Luhačovice, 23.

HINDÁK, F. (1978): Sladkovodné riasy, Bratislava, 724.

HOEK, C., MANN, D.G., JAHNS, H.M. (1995): Algae. An introduction to Phycology, Cambridge University Press, 623.

HOLČÍK, J., HENSEL, K. (1972): Ichtyologická příručka, Bratislava, Slovakia Obzor, 217.

HORECKÁ, M., NAGYOVÁ, V., KOŠTÁLOVÁ, J. (2004): Sinicové vodné kvety na rekreačních vodách Slovenska, Czech Phycology, Olomouc, 175 – 182.

HYENSTRAND, P., BLOMQVIST, P., PETTERSSON, A. (1998) Factors determining cyanobacterial success in aquatic systems, A literature review. Archiv fuer Hydrobiologie Spec. Issues: Advances in Limnology, 51.

HUAN, H., WANG, Y., HAN, L., JIANGSU, L.J. (2006): Inhibiting Effect of *Chlorella ellipsoidea* on growth of *Microcystis aeruginosa* through Competing for Nutrients, Key Laboratory of Biodiversity and Biotechnology, College of Life Science, Nanjing University, China, 32.

IGLESIAS, A.A., PREISS, J. (2010): Bacterial glycogen and plant starch biosynthesis, Biochemistry and Molecular Biology Education, Department of biochemistry, Michigan State University, USA, 196 – 203.

KALFF, J. (2002): Limnology: inland water ecosystems, Upper Saddle River, NJ, Prentice Hall, 592.

KNIGHT, R.L., KADLEC, R.H., WILHELM, M., DEMGEN, F.C., MARTINEZ, C.A., GEARHEART, R.A. (1993): Constructed Wetlands for Wastewater Treatment and Wildlife Habitat (17 Case Studies) United States, Environmental Protection agency, 19.

KOČÍ, M., CHYTRÝ, M., KUČERA, T. a kol. (2002): Katalog biotopů České republiky, AOPK ČR, Praha, 262.

KOTOPOULIS, S., SCHOMMARTZ, A., POSTEMA, M. (2009): Sonic cracking of blue-green algae, *Applied Acoustics*, 1306-1312.

LEHMAN, T. J. (2011): Nuisance cyanobacteria in an urbanized impoundment: interacting internal phosphorus loading, nitrogen metabolism, and polymixis, *Hydrobiologia*, 661, 1: 277 – 287.

LELLÁK, J., KUBÍČEK, F. (1992): *Hydrobiologie*, Univerzita Karlova, Karolinum, Praha, 257.

MACKERETH, F.J.(1953): Phosphorus utilization by *Asterionella formosa*, *Hass*, 296 – 313.

MARŠÁLEK, B., GREGOR, J., MARVAN, P., ŠEJNOHOVÁ, L., SADÍLKOVÁ, M. (2003): Sledování struktury fytoplanktonních společenstev Brněnské přehrady v období duben – září, *Centrum pro cyanobakterie a jejich toxiny a Sdružení Flos- Aquae*, 50.

MARŠÁLEK, B., BLÁHA, L., TURÁNEK, J., NEČA, J. (2001): Microcystin-LR and total microcystins in cyanobacterial blooms in the Czech Republic 1993-2000. In *Cyanotoxins - Occurrence, Causes, Consequences*, Springer-Verlag, Berlin, Germany, 56-62.

MARŠÁLEK, B., MARVAN, P., KERŠNER, V. (2002): Analýza trendů masového rozvoje fytoplanktonu Brněnské přehrady, *Centrum pro cyanobakterie a jejich toxiny a Sdružení Flos- Aquae*, 60.

MARŠÁLEK, B., MARVAN, P., KERŠNER, V. (1996): Vodní květy sinic, *Sdružení Flos- Aquae*, 142.

MARŠÁLEK, B. (2010): Analýza hodnotící dosavadní realizaci projektu „ Realizace opatření na Brněnské údolní nádrži“, *The Czech Water Association*, 10.

MARŠÁLKOVÁ, E., MARŠÁLEK, B., STRAKOVÁ, L., LAGOVÁ, M. (2012): Kontinuální in situ monitoring kvality vody, sborník konference Vodní nádrže 2012, 135.

MARŠÁLEK, B., MARŠÁLKOVÁ, E. (2006): Čistá Svratka, Informační bulletin pro odborníky, Jihomoravský kraj a Centrum pro cyanobakterie a jejich toxiny, 4.

MARŠÁLEK, B., MARŠÁLKOVÁ E., VINKLÁRKOVÁ D. (2010): Sborník konference Cyanobakterie 2010, Brno, 112-115.

MARŠÁLEK, B., MARŠÁLKOVÁ, E., PALČÍK, J., SLÁDEK, R. (2012): Potlačování masového rozvoje sinic v Brněnské údolní nádrži, Vodárenská biologie 2012, Praha, 66-71.

MARVAN, P. (1957): K metodice kvantitativního stanovení nanoplanktonu pomocí membránových filtrů, Preslia 29, 76 – 83.

MATVEEV, V., MATVEEVA, L., JONES, G.J (1994): Study of the ability of *Daphnia carinata* King to control phytoplankton and resist cyanobacterial toxicity: Implications for biomanipulation in Australia, Australian Journal of Marine and Freshwater Research, 889 – 904.

MENHERT, G., LEUNERT, F., CIRÉS, S., JOHNK, K.D., RUCKER, J., NIXDORF, B., WIESNER, C. (2010): Competitiveness of invasive and native cyanobacteria from temperate freshwaters under various light and temperature conditions. Journal of Plankton Research, 1009 – 1021.

MENNES, A.M. (1984): Cyanobacterial Cell Inclusions, Annual Review of mikrobiology, 38: 1-25

MOFFETT, J.W., BRAND, L.E., CRKOT, P.L., BARBEAU, K.A. (1997): Cu Speciation and Cyanobacterial Distribution in Harbors Subject to Anthropogenic Cu

Inputs, Limnology and Oceanography, American Society of Limnology and Oceanography, 789-799

MORONGA, J. (2011): Realizace opatření na Brněnské údolní nádrži, Tisková konference k projektu „Realizace opatření na Brněnské údolní nádrži“, závod Dyje, 20.

PALČÍK, J., SLÁDEK, R., POCHYLÝ, F., MARŠÁLEK, B., MARŠÁLKOVÁ, E. (2011): Potlačení masového rozvoje sinic v Brněnské údolní nádrži - aerace a destratifikace vodního sloupce jako nechemického omezení rozvoje vodních květů sinic, Vodárenská biologie 2011, Praha, 66-71.

PERENA, E., TELES, F.O., VASCONELOS, V. (2008) Variation of environmental parameters and dynamics of phytoplankton in temperature eutrophic reservoir, Torrao, Tamega River, Portugal, Fresenius Environmental, 2193 – 2199.

PITTER, P. (1981): Hydrochemie, SNTL Praha

PREPAS, E.E., PINEL-ALLOUT, B., CHAMBERS, A.P., MURPHY, P.T., REEDYK, S., SANDLAND, G., SEREDIK, M. (2001): Lime treatment and its effects on the chemistry and biota of hardwater eutrophic lakes. *Freshwater Biology*, 1049 – 1060.

QUITT, E. (1971): Klimatické oblasti Československa. *Studia Geographica* 16. Brno, Academia, geografický ústav ČSAV, 73.

RAPALA, J., LAHTI, K., SIVONEN, K., NIEMELA, S.I. (2008): Biodegradability and adsorption on lake sediments of cyanobacterial hepatotoxins and anatoxin-a, *Applied Microbiology*, University of Helsinki, Finland, 423 – 428

REYNOLDS, C.S., ROD, L.O., WALSBY, A.E. (1987): Cyanobacterial dominance: The role of buoyancy regulation in dynamic lake environments, *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 379 – 390.

REYNOLDS, C.S. (2006): *Ecology of Phytoplankton*, Cambridge University Press, 535.

RIPL, W. (2010): Restoration of Lakes, Stress, Floodplains, and Bogs in Europe, Wetlands: Ecology, Conservation and Management, 77 – 84.

ROBINSON, G.G.C., PIPP, E. (1983): The application of a nuclear track autoradiographic technique to the study of periphyton photosynthesis, Periphyton of freshwater ecosystem, W. Junk publisher, 267 – 273.

ROELKE, L.D., PIERCE, H.R. (2011): Effects of inflow on harmful algal blooms: some considerations. Journal of Plankton Research, 33, 2: 205 – 209.

ROUND, F., M., CRAWFORD, R., M., MANN, D., G. (1990): The Diatoms – Biology and Morphology of the Genera, Cambridge University, 747.

SIGEE, D.C. (2004): Freshwater Microbiology: Diversity and Dynamic Interactions of Microorganisms in the Aquatic Environment. Chichester, UK, 524.

SIGEE, D.C., GLENN, R., ANDREWS, M.J., BELLINGER, R.D., BOLER, R.D., EPTON, H.A.S., HENDRY, R.D. (1999): Biological control of cyanobacteria: principles and possibilities, Hydrobiologia, 161 – 172.

SHERMAN, B., WHITTINGTON, J., ROD, O. (2000). The impact of artificial destratification on water quality in Chaffey Reservoir. La Trobe University Faculty of Science, Technology and Engineering Murray Darling Freshwater Research Centre, 55.

SHLADOW, S.G., FISHER, J.H. (1995): The Physical Response of Temperate Lakes to Artificial Destratification, Limnology and Oceanography, American Society of Limnology and Oceanography, 359 – 373.

SMITH, V.H. (1983): Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue – green algae in the lake phytoplankton, Science, 669 – 671.

SMITH, V.H., TILLMAN, G.D., NEKOLA, J.C. (1999): Eutrophication: impact of excess nutrient inputs on freshwater, marine and terrestrial ecosystems, *Environmental Pollution*, 179 – 196.

SOMMER, U., GLIWICZ, Z.M., LAMPERT, W., DUNCAN, A. (1986): PEG-model of Seasonal Succession of Planktonic Events in Fresh Waters. *Archives of Hydrobiology*, 433-471.

SUKENIK, A., ESHKOL, R., LIVNE, A., HADAS, O. (2002): Inhibition of growth and photosynthesis of the dinoflagellate *Peridinium gatunense* by *Microcystis* sp.(cyanobacteria): A novel allelopathic mechanism. *Limnology and Oceanography*, 1656-1663.

ŠEJNOHOVÁ, L., MÍKOVCOVÁ, M., MARŠÁLEK, B. (2011): Kvantifikace inokula sinic v sedimentech, Certifikovaná metodika, Botanický ústav AV ČR, v.v.i., Ústav experimentální fykologie a ekotoxikologie, 28.

ŠLEZINGR, M. (1998): Brněnská přehrada a lidé kolem ní. Brno, VUT, 84 s.

TANG, E.P., VINCENT, W.F. (2002): Strategies of thermal adaptation by high-latitude cyanobacteria. *New Phytologist*, 315 – 323.

TAGGART, C.T., McQUEEN, D.J. (1981): Hypolimnetic aeration of a small eutrophic kettle lake, physical and chemical changes, *Hydrobiology*, 150 – 180.

TOETZ, D.W. (1981): Effects of whole lake mixing on water quality and phytoplankton, *Water research, Oklahoma*, 1205 – 1210.

ZNACHOR, P., JEZBEROVÁ, J. (2003): Zelená kalamita, *Scientific American – české vydání*, 104.

ZNACHOR, P. (2005): Vodní květy řas a sinic, *Scientific American – české vydání*, 51.

ZIKOVÁ, A., (2005): Dynamika vodních květů sinic na Brněnské přehradě, MENDELU Brno, 46.

ŽÁKOVÁ, Z., MARVAN, P. (2002): Řasy a sinice ve sladkovodních houbách (Porifera) v nádržích Dalešice a Mohelno, Czech Phycology, 123 – 132.

WANG, Z., LI, Z., LI, D. (2012): A niche model to predict *Microcystis* bloom decline in Chaohu Lake, China, Chinese Journal of Oceanology and Limnology, 587 – 594.

XIE, L., XIE, P., LI, S., TANG, H., LIU, H. (2003): The low TN:TP ratio, a cause or result of *Microcystis* blooms? Water research, 37.

XU, Y., WANG, G., YANG, W., LI, R. (2010): Dynamics of the water bloom – forming *Microcystis* and its relationship with physicochemical factors in Lake Xuanwu (China), Environm. Sci. Pollut. Res., 17.

Pöyry Environment a.s. a Centrum pro cyanobakterie a jejich toxiny (2010): Souhrnná zpráva Čisté povodí Svratky, 7.

Statutární město Brno (2010): Informativní zpráva o opatřeních realizovaných statutárním městem Brnem a jeho partnery na Brněnské údolní nádrži a v povodí nad ní, 25.

WHO (1998): Guidelines for drinking - water quality, World Health Organisation, Geneva, 668.

ČSN ISO 10260 (1996): Jakost vod. Měření biochemických ukazatelů. Spektrofotometrické stanovení koncentrace chlorofylu – a.

CANOCO for Windows 4.5, Software Canonical Community Ordination (version 4.5), Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA, 5005.

Atlas podnebí ČSSR

Internetové odkazy:

<http://www.asio.cz/cz/aeracni-veze>

Citováno 13.7.2012

<http://www.asio.cz/cz/aplikacni-plavidlo>

Citováno 13.7.2012

<http://www.asio.cz/cz/plavidlo-pro-separaci-castic-biomasy>

Citováno 13.7.2012

http://www.brnenskaprehrada.cz/p_cisla.html

Citováno 8.7.2012

http://envi.sky.cz/show.php?ida=29&ids=32&par=saci_bagry (FIRMA ENVI.s.r.o.)

Citováno 23.7.2012

http://www.chmi.cz/portal/dt?menu=JSPTabContainer/P4_Historicka_data/P4_1_Pocas_i/P4_1_9_Mesicni_data (ČESKÝ HYDROMETEOROLOGICKÝ ÚSTAV, 2012)

Citováno 23.8.2012

<http://cs.wikipedia.org/wiki/Brno> (internetová encyklopedie WIKIPEDIA)

Citováno 8.7.2012

Determinační literatura:

BARBER, H., G., HAWORTH, E., Y. (1994): A guide to the morphology of the diatom frustule

BELLINGER, E.G., SIGEE, D.C. (2010): Freshwater Algae – Identification and Use as Bioindicators

CIUGULEA, I., TRIEMER, R.E. (2010): A Color Atlas of Photosynthetic Euglenoids

DESERTOVÁ, B., ŠUBEROVÁ, V. (2002): Klíč k determinaci vybraných druhů chlorokokálních řas. Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka

GILSBERT, M. L. (1999): Taxonomic study of the genus *Microspora* (Chlorophyceae), An integrated field, culture and herbarium analysis

GRAHAM, L.E., GRAHAM, J.M., WILCOX, L.W. (2009): *Algae* – second edition

HOFMANN, G., WERUM, M., LANGE – BERTALOT, H. (2011): *Diatomeen im Süßwasser – Benthos von Mitteleuropa*

HINDÁK F., KOMÁREK, J., MARVAN, P., RŮŽIČKA, J. (1975): *Klúč na určovanie výtrusných rastlin, I.diel Riasy*, SPN Bratislava

HINDÁK, F. (2001): *Fotografický atlas mikroskopických siníc*, Veda, Slovenská akadémia vied, Bratislava

HOUK, V. (2003): *Atlas of freshwater centric diates with a brief key and descriptions, Part I. Melosiraceae, Orthoseiraceae, Paraliaceae and Aulacoseiraceae*, Czech Phycology Supplement, Palacký University, Olomouc

KOMÁREK, J. (1999): *Přehled planktonních sinic v povodí Labe*, Mezinárodní komise pro ochranu Labe, Magdebur

KOMÁREK, J., ANAGNOSTIDIS, K. (1998): *Süßwasserflora von Mitteleuropa 19 Cyanoprokaryota Teil: 1: Chroococcales*

KOMÁREK, J., ANAGNOSTIDIS, K. (1998): *Süßwasserflora von Mitteleuropa 19 Cyanoprokaryota Teil: 2: Oscillatoriales*

KOMÁREK, J., ANAGNOSTIDIS, K. (1986): *Modern approach to the classification system of cyanophytes*
2 – Chroococcales

KOMÁREK, J., FOTT, B. (1983): *Das Phytoplankton des Süßwassers Chlorophyceae, Ordnung: Chlorococcales* 11

KRAMER, K., BERTALOT, L.H. (1988): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bacilliarophyceae, Teil: 2, VEB Gustav Fisher Verlag, Jena

MARES, J., dle POPOVSKÝ (2001) & PFIESTER (1990): Klíč k určování našich nejběžnějších obrněnek (Dinophyta)

MARŠÁLEK, B., KERŠNER, V., MARVAN, P. (1996): Vodní květy sinic

ROUND, F.E., CRAWFORD, R.M., MANN, D.G.(1990): The Diatoms – Biology & Morphology of the genera

SLÁDEČEK, V., SLÁDEČKOVÁ, A. (1996): Atlas vodních organismů se zřetelem na vodárenství, povrchové vody a čistírny odpadních vod. 1.díl: Destruenti a producenti, Ústav technologie vody a prostředí VŠCHT, Praha

STARMACH, K. (1972): Flora Slodkowodna Polski, Chlorophyta III., Zielenice nitkowate, Ulotrichales, Ulvales, Prasiolales, Sphaeropleales, Cladophorales, Chaetophorales, Trentepohliales, Siphonales, Dichotomosiphonales, Panstwone wydawnictwo naukowe, Warsava – Krakowm

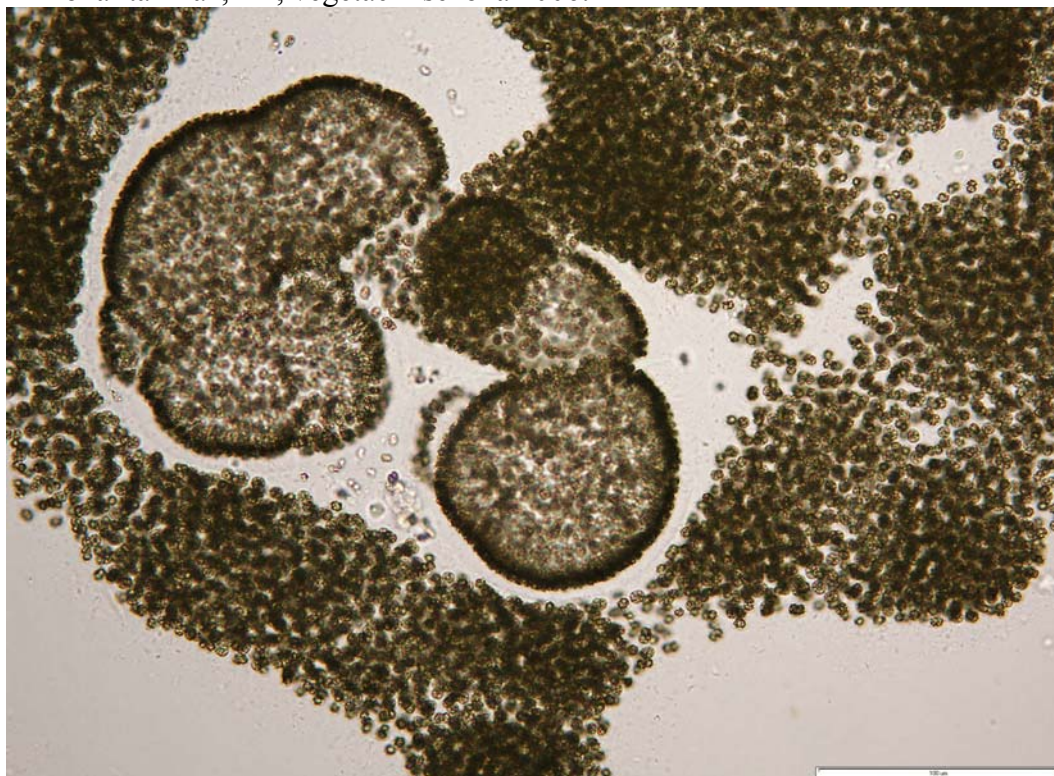
STARMACH, K. (1966): Flora Slodkowodna Polski 2
Cyanophyta – Sinice

8. PŘÍLOHY

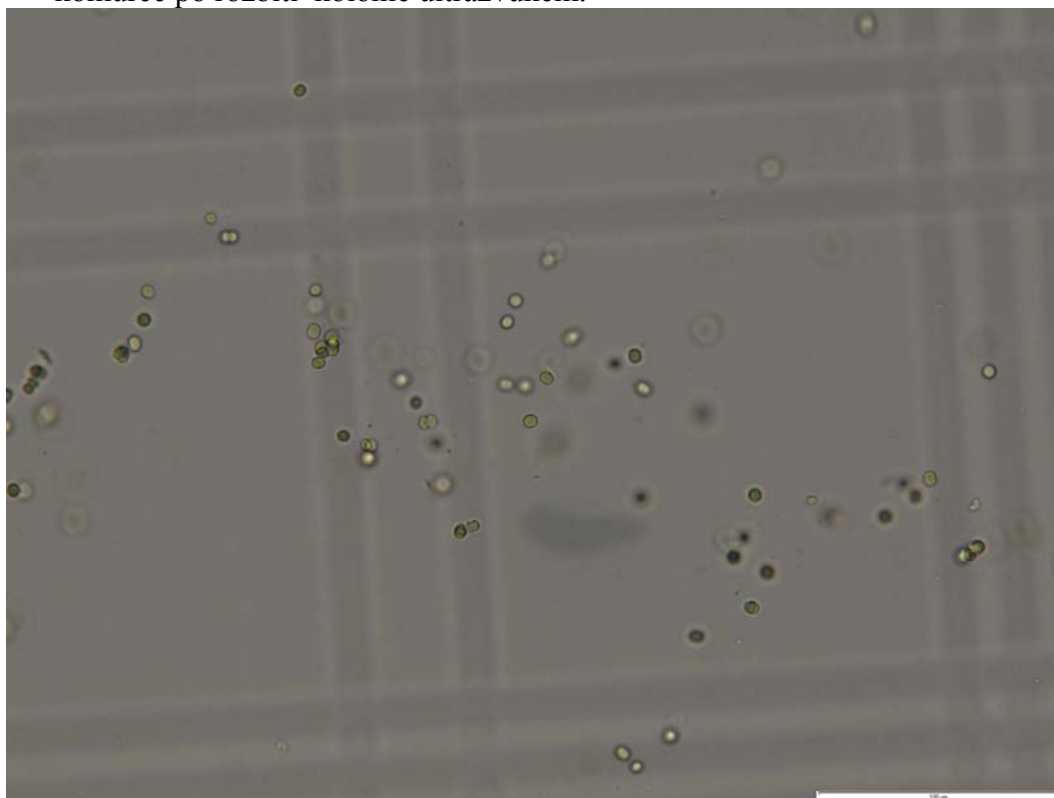
1. Mikroskopická fotografie fytoplanktonu, sinice *Microcystis* a *Woronichinia*.
2. Mikroskopická fotografie fytoplanktonu, buňky sinice *Microcystis* v Bürkerově komůrce po defragmentaci kolonie ultrazvukem.
3. Mikroskopická fotografie fytoplanktonu, sinice *Aphanizomenon*.
4. Mikroskopická fotografie fytoplanktonu, sinice *Chroococcus*.
5. Mikroskopická fotografie fytoplanktonu, rozsivka *Fragilaria*.
6. Mikroskopická fotografie fytoplanktonu, obrněnka *Ceratium*.
7. Mikroskopická fotografie fytoplanktonu, krásivka *Staurastrum*.
8. Fotografie aeračního zařízení
9. Fotografie aplikačního zařízení
10. Fotografie dávkovacího zařízení
11. Výsledky kanonické korespondenční analýzy závislosti jednotlivých odběrových míst na vybraných fyz. – chem. parametrech (rok 2006)
12. Výsledky kanonické korespondenční analýzy závislosti jednotlivých odběrových míst na vybraných fyz. – chem. parametrech (rok 2007)
13. Výsledky kanonické korespondenční analýzy závislosti jednotlivých odběrových míst na vybraných fyz. – chem. parametrech (rok 2008)
14. Výsledky kanonické korespondenční analýzy závislosti jednotlivých odběrových míst na vybraných fyz. – chem. parametrech (rok 2009)
15. Výsledky kanonické korespondenční analýzy závislosti jednotlivých odběrových míst na vybraných fyz. – chem. parametrech (rok 2010)
16. Výsledky kanonické korespondenční analýzy závislosti jednotlivých odběrových míst na vybraných fyz. – chem. parametrech (rok 2011)
17. Výsledky kanonické korespondenční analýzy vlivu vybraných fyz. – chem. parametrů na výskyt jednotlivých druhů fytoplanktonu (rok 2006)
18. Výsledky kanonické korespondenční analýzy vlivu vybraných fyz. – chem. parametrů na výskyt jednotlivých druhů fytoplanktonu (rok 2007)
19. Výsledky kanonické korespondenční analýzy vlivu vybraných fyz. – chem. parametrů na výskyt jednotlivých druhů fytoplanktonu (rok 2008)

20. Výsledky kanonické korespondenční analýzy vlivu vybraných fyz. – chem. parametrů na výskyt jednotlivých druhů fytoplanktonu (rok 2009)
21. Výsledky kanonické korespondenční analýzy vlivu vybraných fyz. – chem. parametrů na výskyt jednotlivých druhů fytoplanktonu (rok 2010)
22. Výsledky kanonické korespondenční analýzy vlivu vybraných fyz. – chem. parametrů na výskyt jednotlivých druhů fytoplanktonu (rok 2011)
23. Tabulka zachycující druhy řas a sinic nalezené na Brněnské přehradě v letech 2006 - 2011

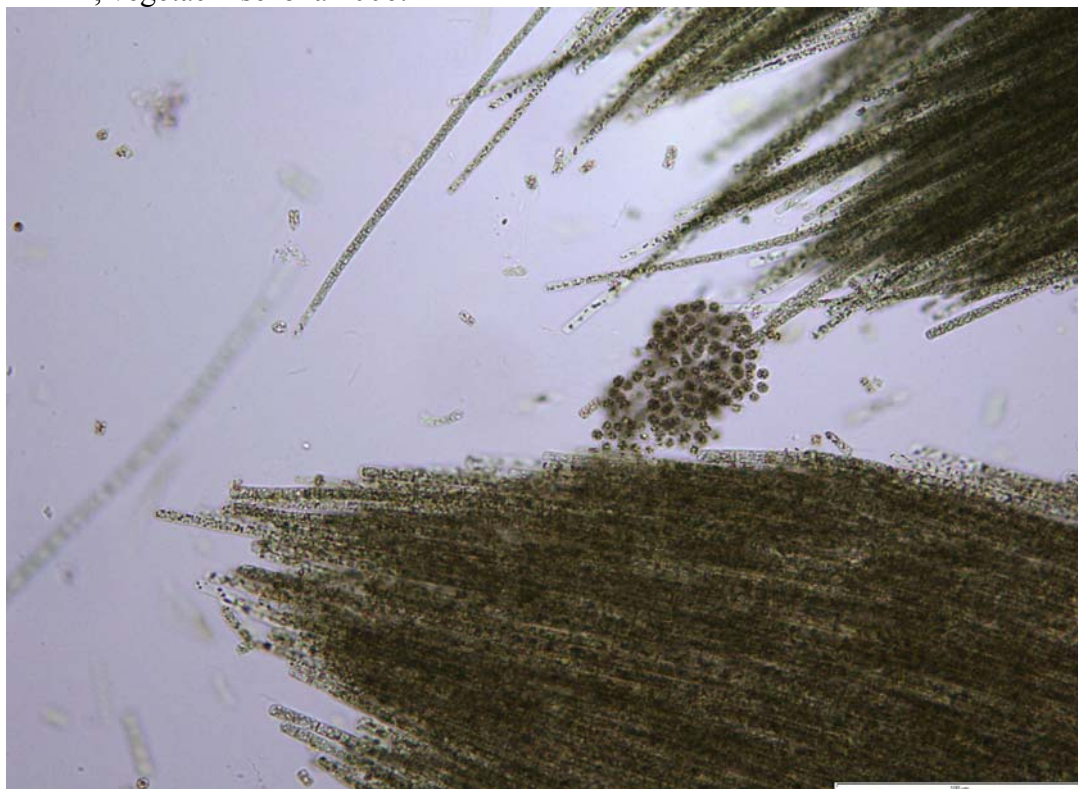
1. Mikroskopická fotografie fytoplanktonu, sinice *Microcystis* a *Woronichinia*, lokalita Hráz, BP, vegetační sezóna 2006.



2. Mikroskopická fotografie fytoplanktonu, buňky sinice *Microcystis* v Bürkerově komůrce po rozbití kolonie ultrazvukem.



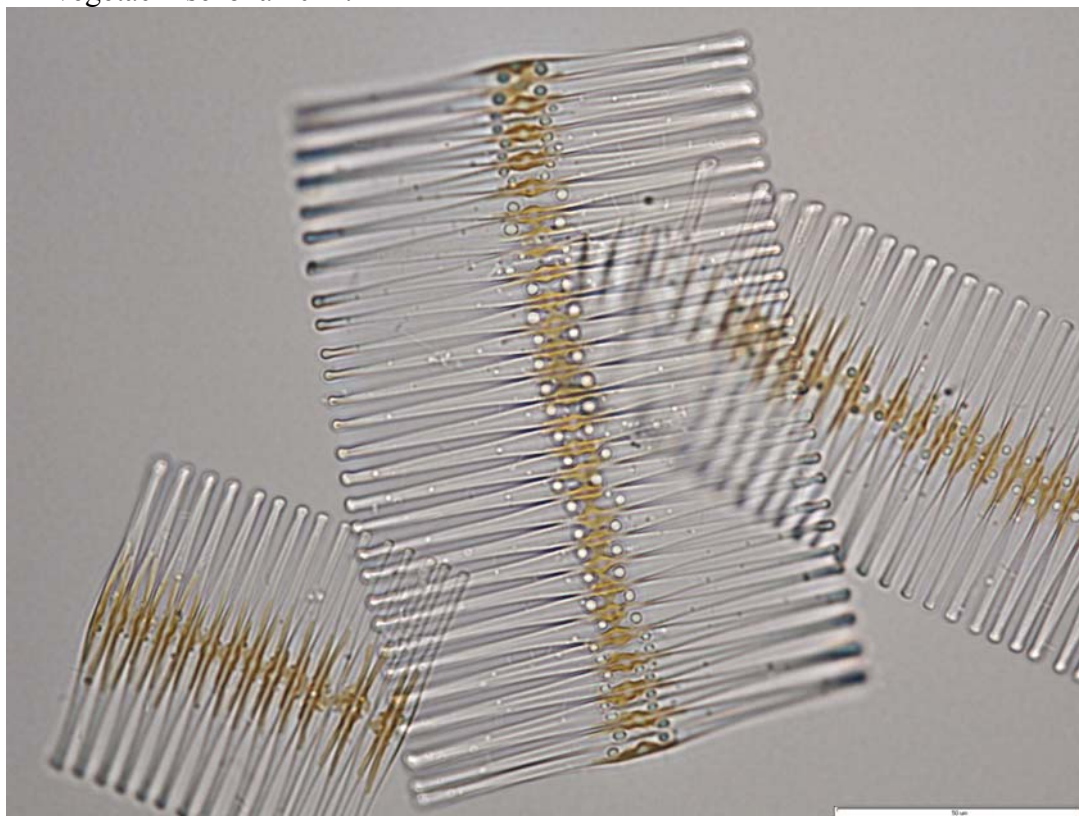
3. Mikroskopická fotografie fytoplanktonu, sinice *Aphanizomenon*, lokalita Hráz, BP, vegetační sezóna 2006.



4. Mikroskopická fotografie fytoplanktonu, sinice *Chroococcus*, lokalita Hráz, BP, vegetační sezóna 2009.



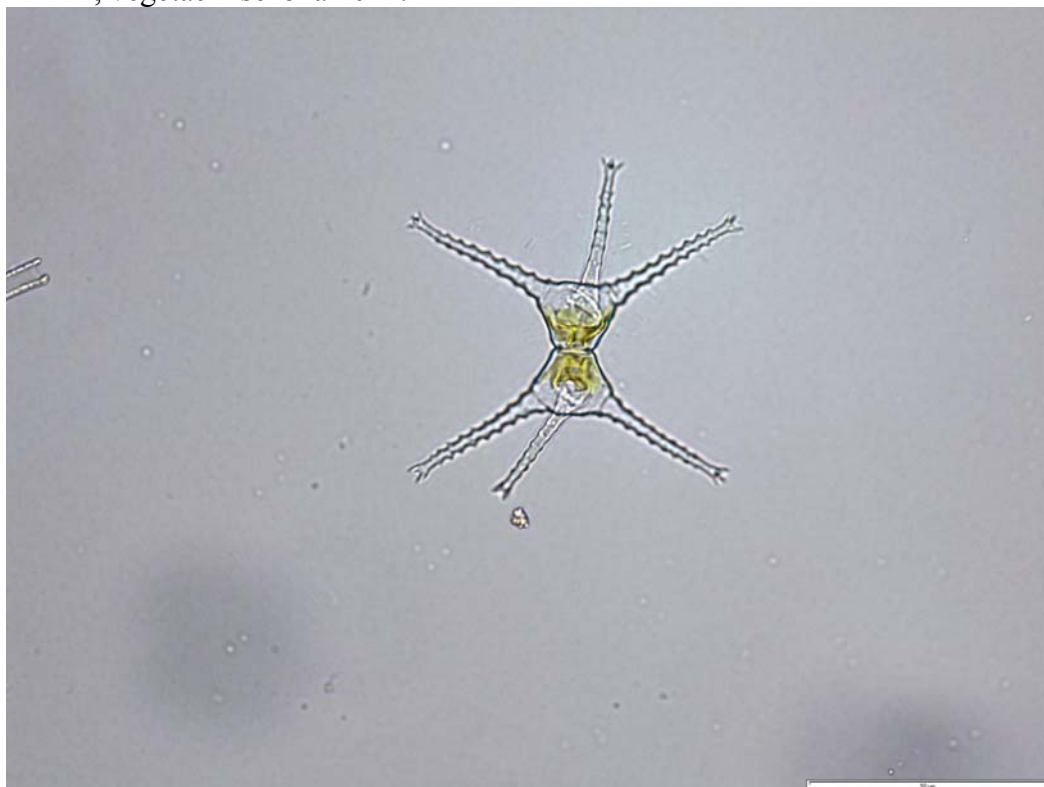
5. Mikroskopická fotografie fytoplanktonu, rozsivka *Fragilaria*, lokalita Hráz, BP, vegetační sezóna 2011.



6. Mikroskopická fotografie fytoplanktonu, obrněnka *Ceratium*, lokalita Střed, BP, vegetační sezóna 2011.



7. Mikroskopická fotografie fytoplanktonu, krásivka *Staurastrum*, lokalita Střed, BP, vegetační sezóna 2011.



8. Fotografie aeračního zařízení (www.asio.cz)



9. Fotografie aplikačního zařízení síranu železitého $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ na přítoku pod obcí Veverská Bítýška

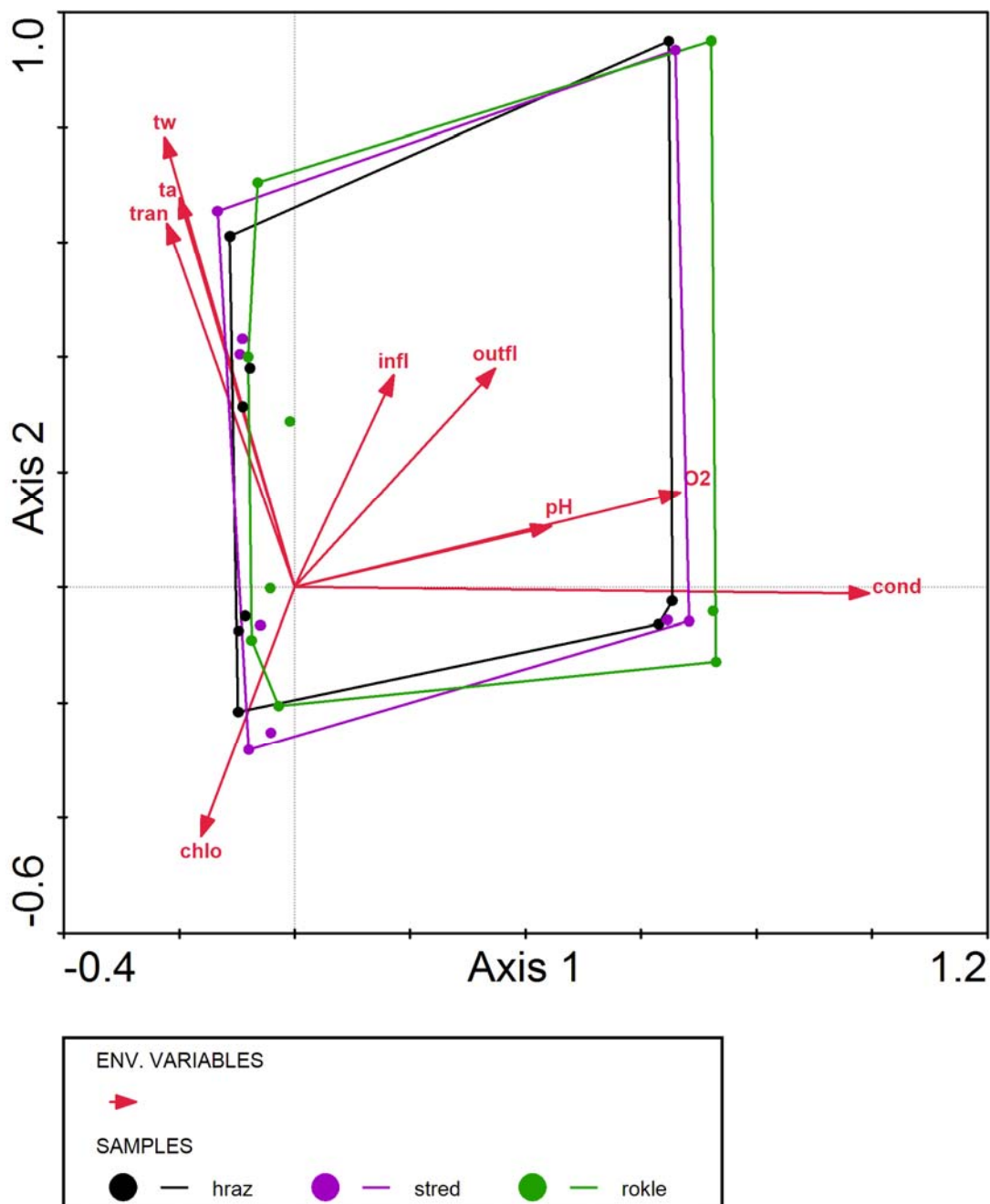


10. Fotografie dávkovacího zařízení síranu železitého $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ pod obcí Veverská Bítýška



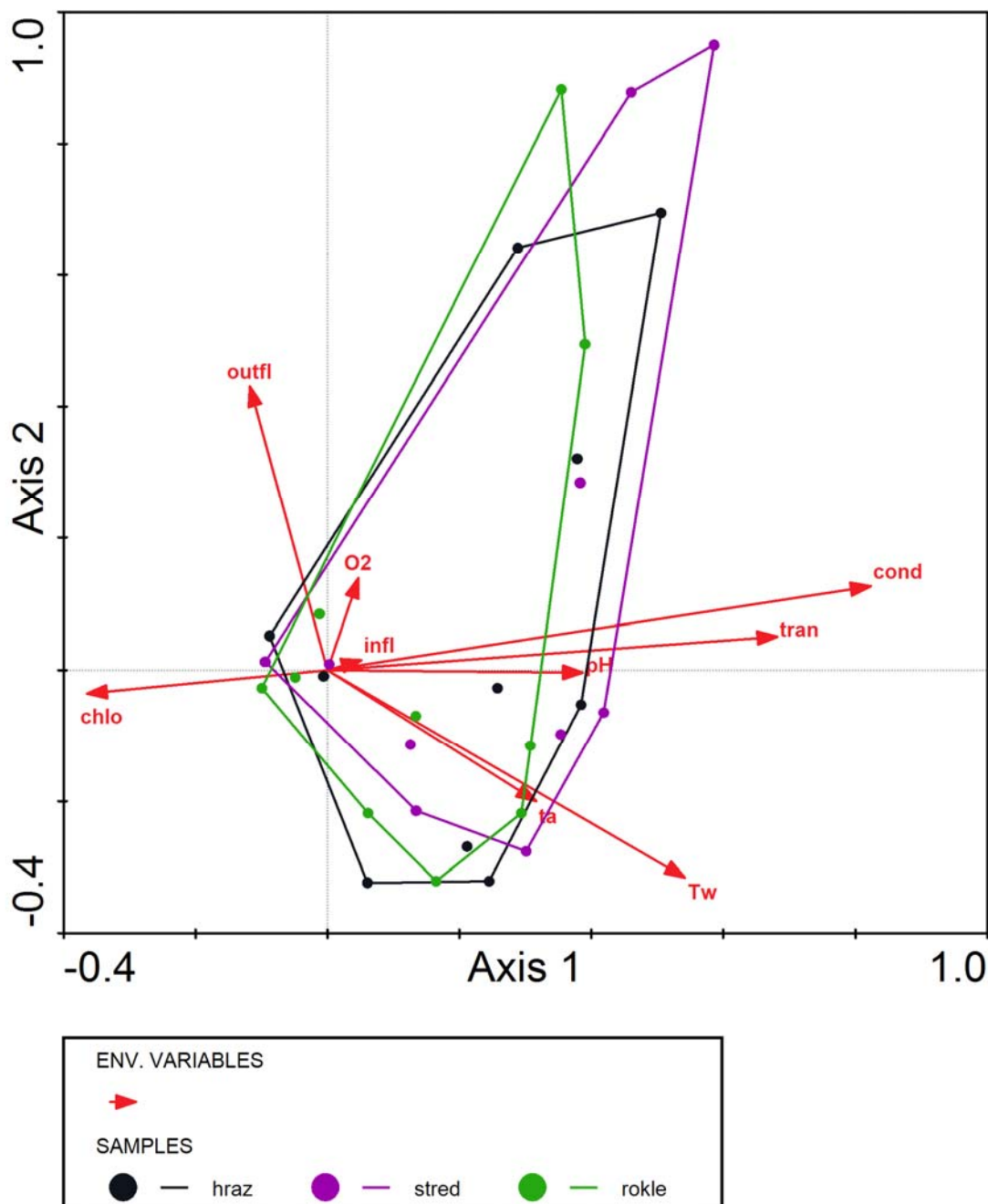
11. Výsledky kanonické korespondenční analýzy závislosti jednotlivých odběrových míst na vybraných fyz. – chem. parametrech (rok 2006)

Vysvětlivky: *tw* – teplota vody, *ta* – teplota vzduchu, *trans* – průhlednost, *infl* – přítok do nádrže, *outfl* – odtok z nádrže, *O₂* – množství rozpuštěného kyslíku, *chlo* – množství chlorofylu –a, *cond* – vodivost



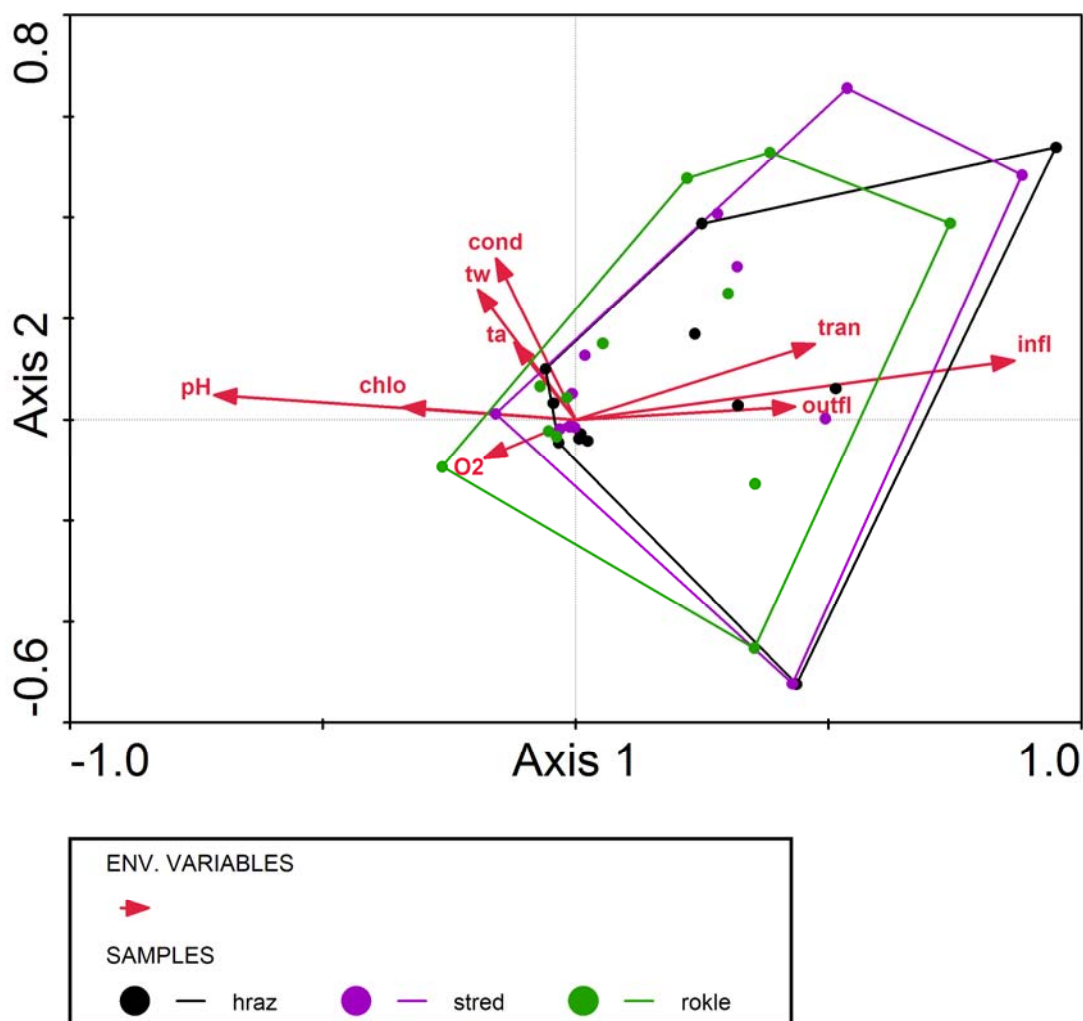
12. Výsledky kanonické korespondenční analýzy závislosti jednotlivých odběrových míst na vybraných fyz. – chem. parametrech (rok 2007)

Vysvětlivky: *tw* – teplota vody, *ta* – teplota vzduchu, *trans* – průhlednost, *infl* – přítok do nádrže, *outfl* – odtok z nádrže, *O₂* – množství rozpuštěného kyslíku, *chlo* – množství chlorofylu -a, *cond* – vodivost



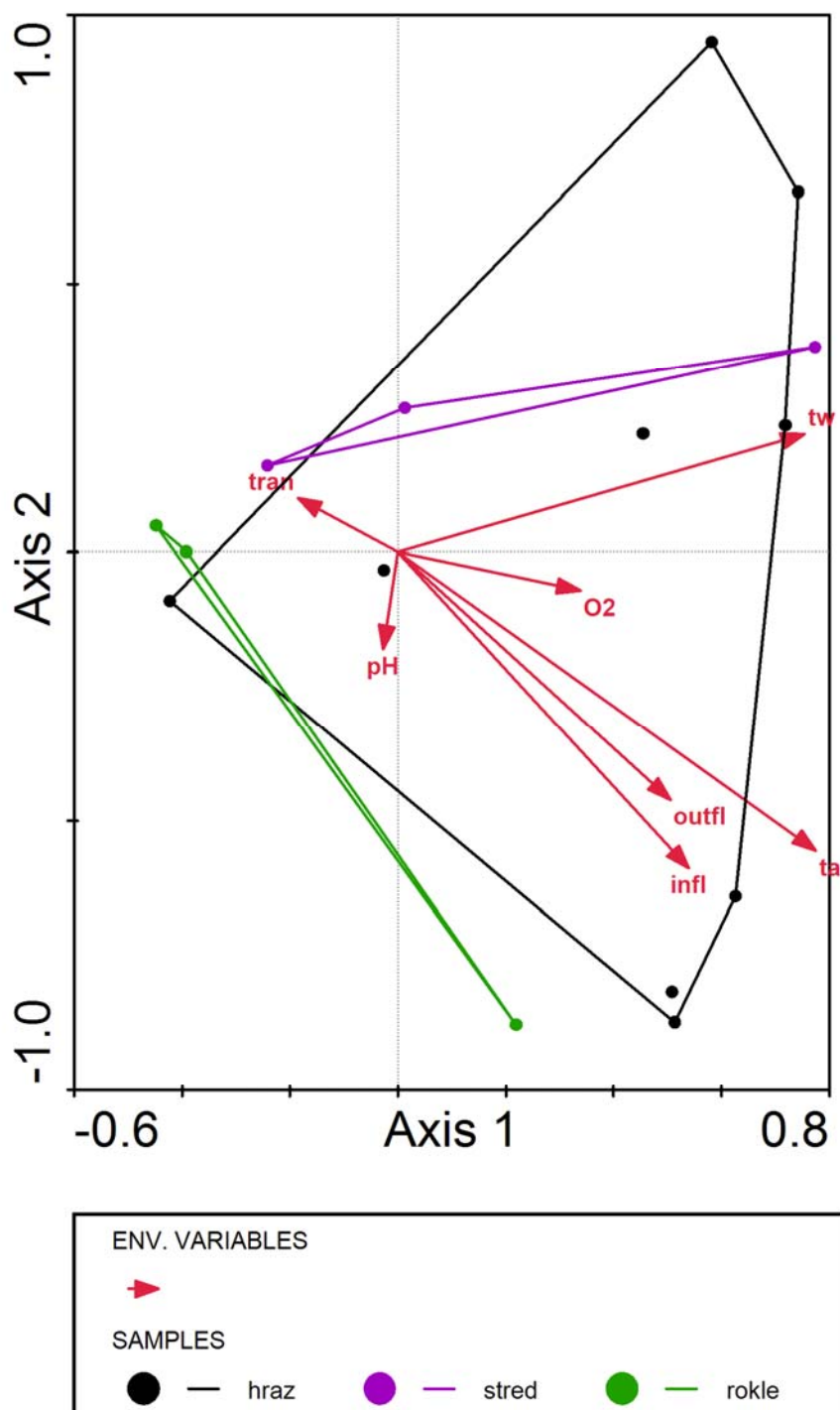
13. Výsledky kanonické korespondenční analýzy závislosti jednotlivých odběrových míst na vybraných fyz. – chem. parametrech (rok 2008)

Vysvětlivky: *tw* – teplota vody, *ta* – teplota vzduchu, *trans* – průhlednost, *infl* – přítok do nádrže, *outfl* – odtok z nádrže, *O₂* – množství rozpuštěného kyslíku, *chlo* – množství chlorofylu –a, *cond* – vodivost



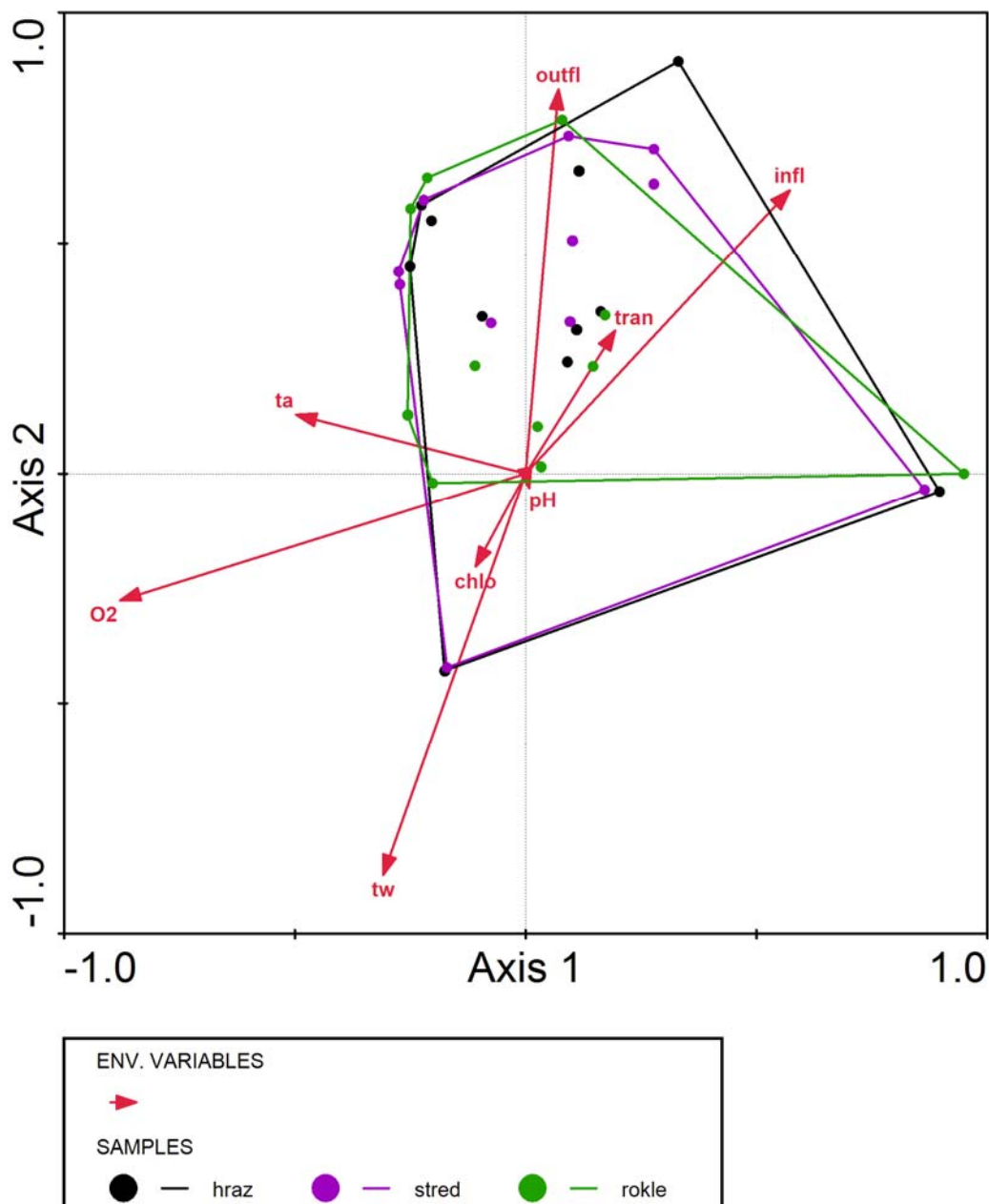
14. Výsledky kanonické korespondenční analýzy závislosti jednotlivých odběrových míst na vybraných fyz. – chem. parametrech (rok 2009)

Vysvětlivky: *tw* – teplota vody, *ta* – teplota vzduchu, *trans* – průhlednost, *infl* – přítok do nádrže, *outfl* – odtok z nádrže, *O₂* – množství rozpuštěného kyslíku, *chlo* – množství chlorofylu –a, *cond* – vodivost



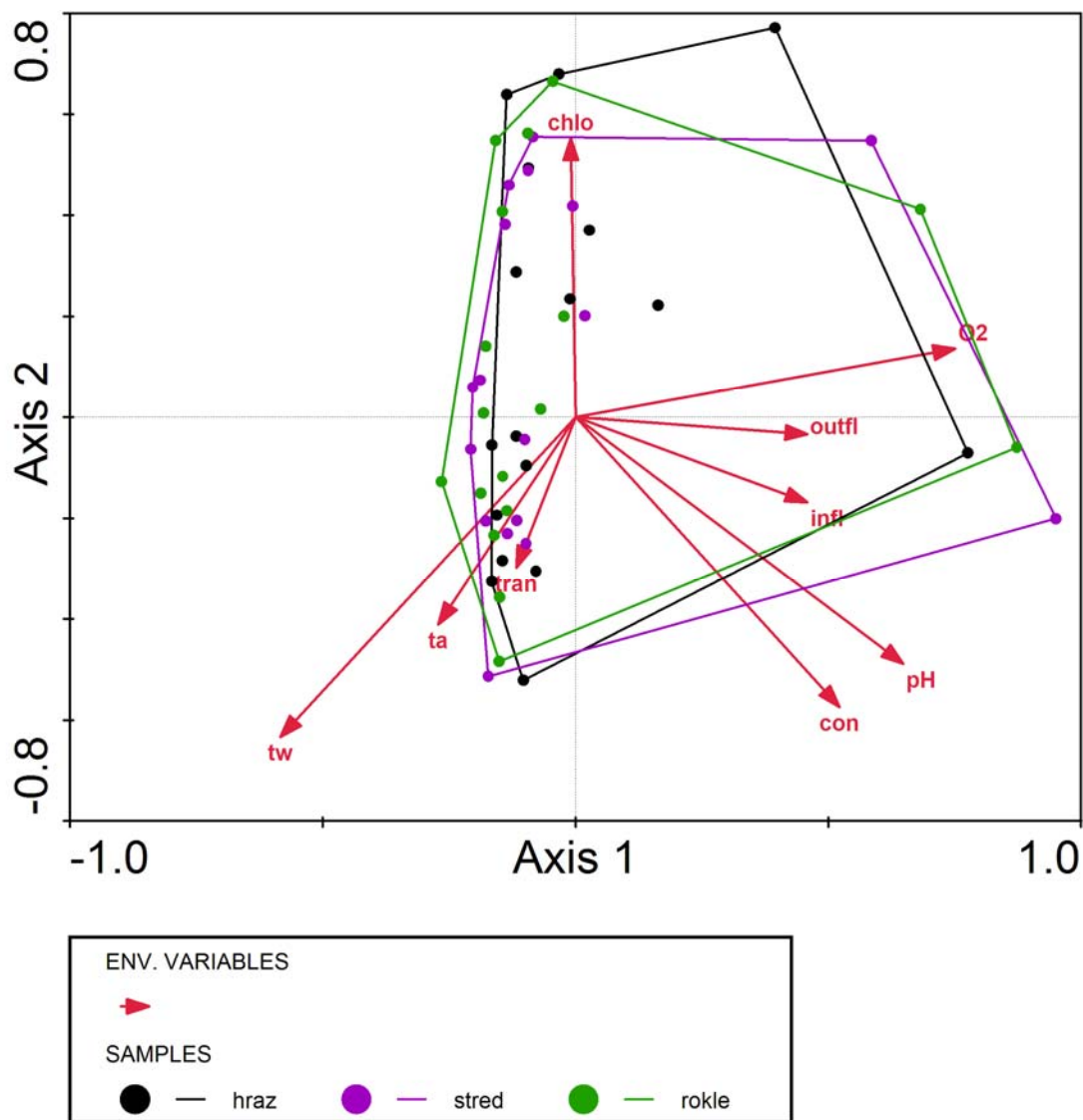
15. Výsledky kanonické korespondenční analýzy závislosti jednotlivých odběrových míst na vybraných fyz. – chem. parametrech (rok 2010)

Vysvětlivky: *tw* – teplota vody, *ta* – teplota vzduchu, *trans* – průhlednost, *infl* – přítok do nádrže, *outfl* – odtok z nádrže, *O₂* – množství rozpuštěného kyslíku, *chlo* – množství chlorofylu –a, *cond* – vodivost



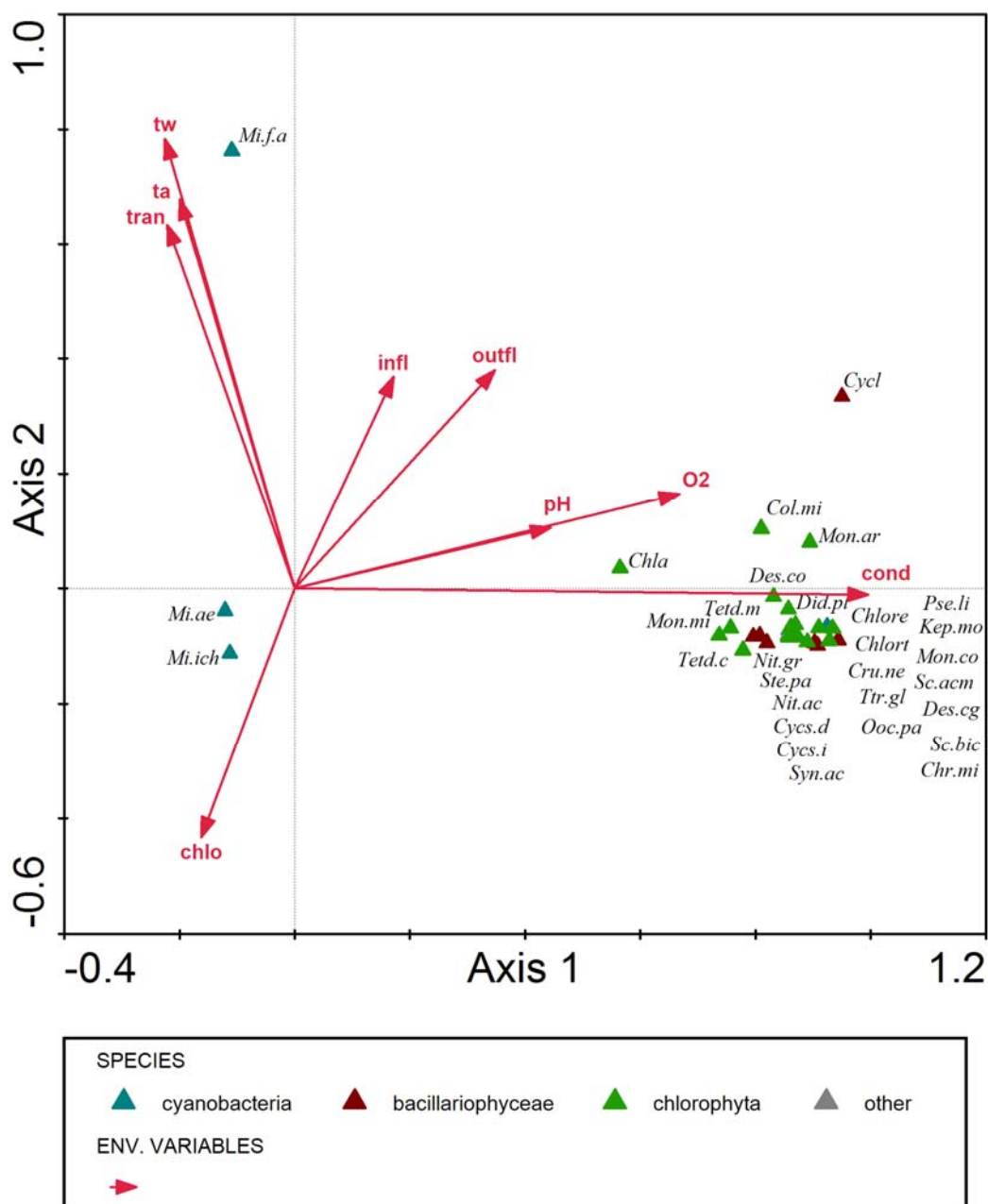
16. Výsledky kanonické korespondenční analýzy závislosti jednotlivých odběrových míst na vybraných fyz. – chem. parametrech (rok 2011)

Vysvětlivky: *tw* – teplota vody, *ta* – teplota vzduchu, *trans* – průhlednost, *infl* – přítok do nádrže, *outfl* – odtok z nádrže, *O₂* – množství rozpuštěného kyslíku, *chlo* – množství chlorofylu –a, *cond* – vodivost



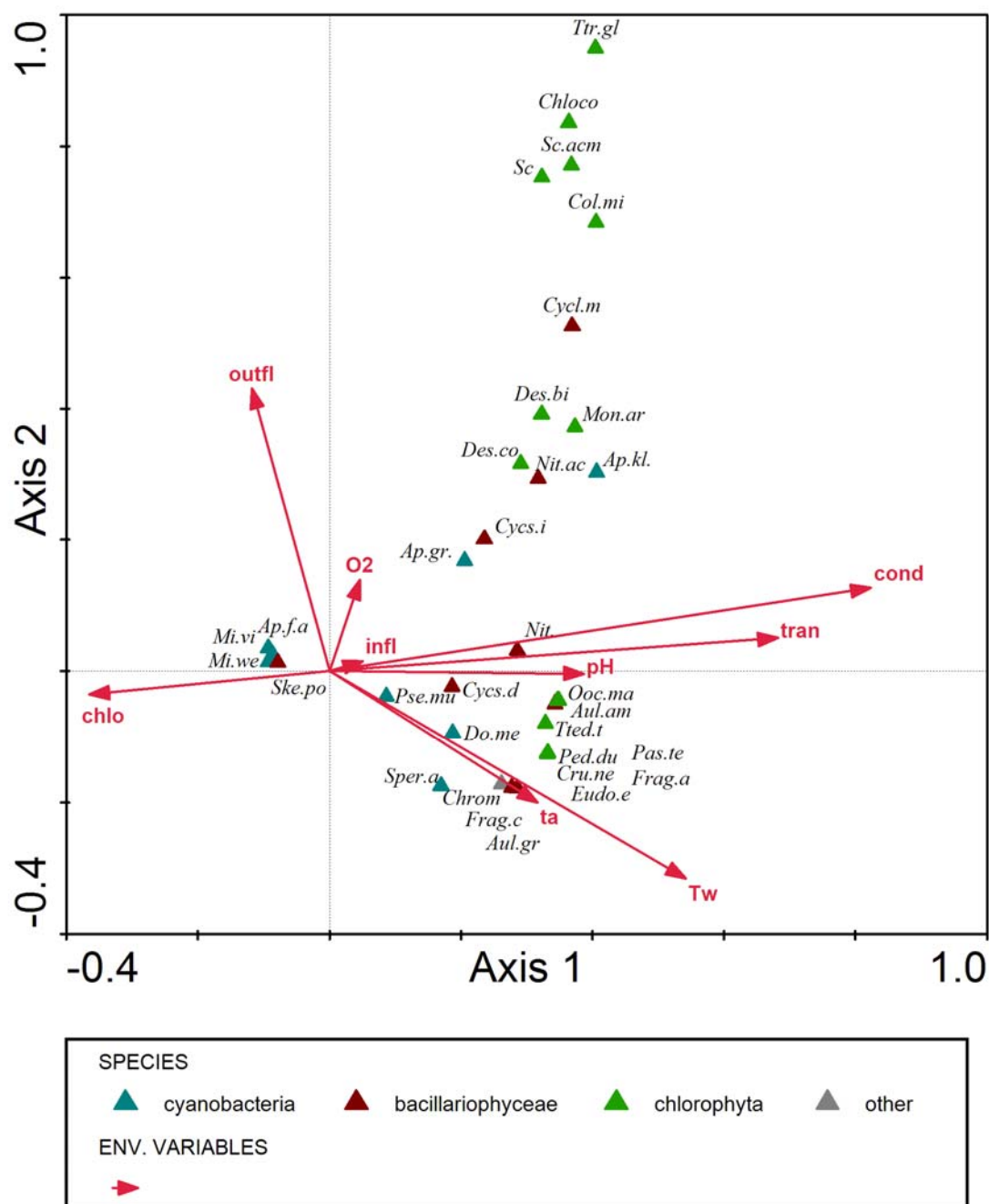
17. Výsledky kanonické korespondenční analýzy vlivu vybraných fyz. – chem. parametrů na výskyt jednotlivých druhů fytoplanktonu (rok 2006)

Vysvětlivky: *tw* – teplota vody, *ta* – teplota vzduchu, *trans* – průhlednost, *infl* – přítok do nádrže, *outfl* – odtok z nádrže, *O₂* – množství rozpuštěného kyslíku, *chlo* – množství chlorofylu –a, *cond* – vodivost



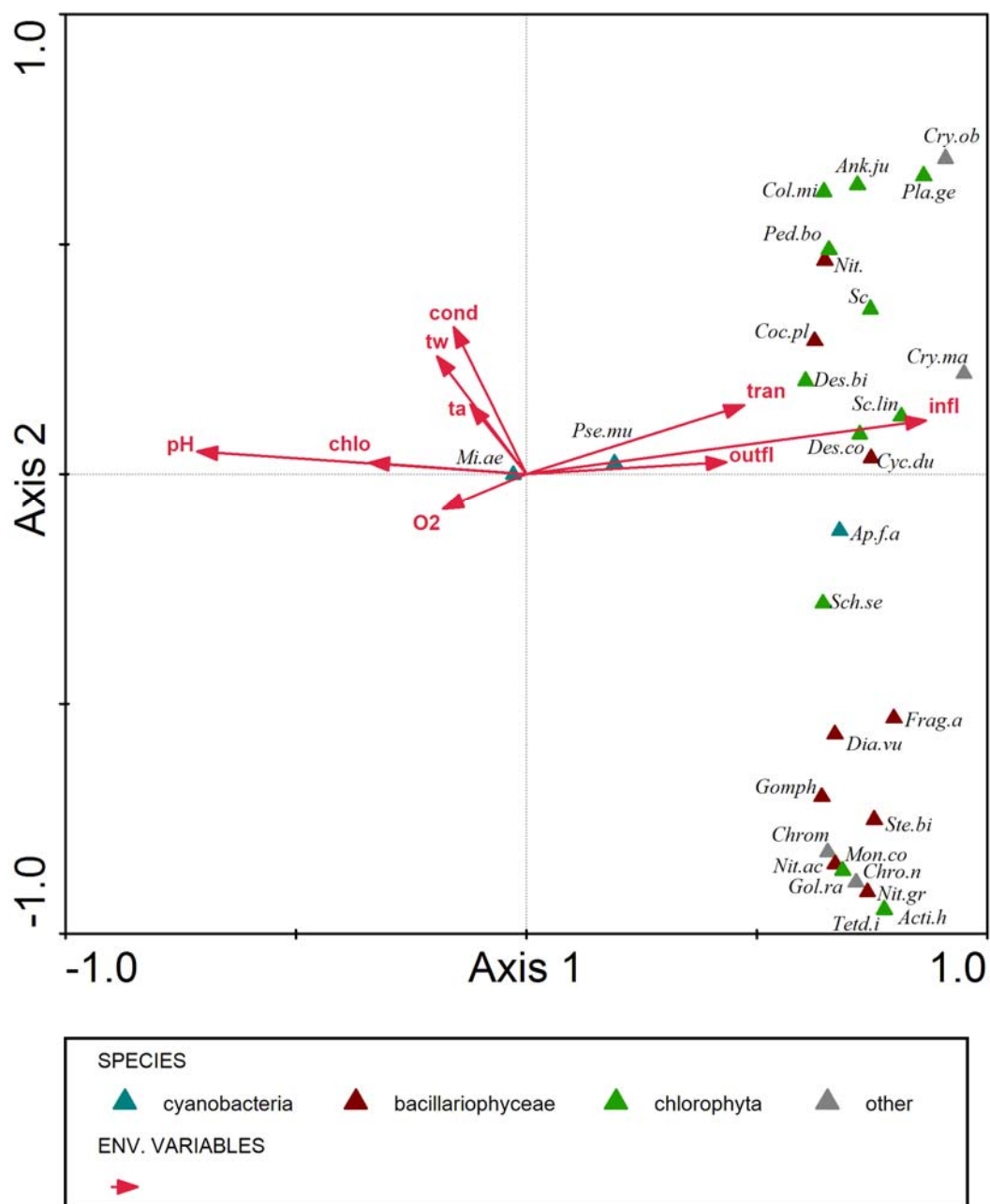
18. Výsledky kanonické korespondenční analýzy vlivu vybraných fyz. – chem. parametrů na výskyt jednotlivých druhů fytoplanktonu (rok 2007)

Vysvětlivky: *tw* – teplota vody, *ta* – teplota vzduchu, *trans* – průhlednost, *infl* – přítok do nádrže, *outfl* – odtok z nádrže, *O₂* – množství rozpuštěného kyslíku, *chlo* – množství chlorofylu –a, *cond* – vodivost



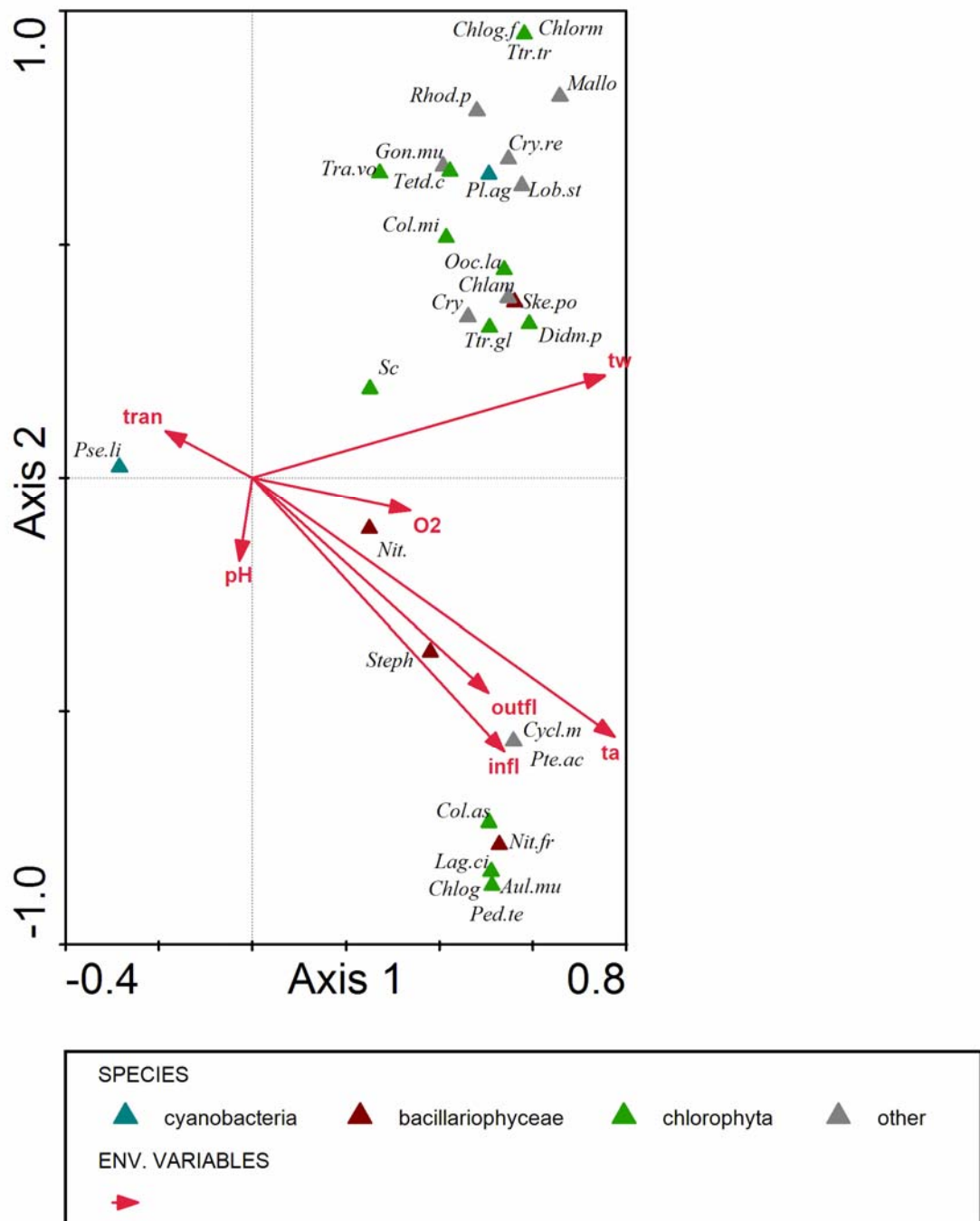
19. Výsledky kanonické korespondenční analýzy vlivu vybraných fyz. – chem. parametrů na výskyt jednotlivých druhů fytoplanktonu (rok 2008)

Vysvětlivky: *tw* – teplota vody, *ta* – teplota vzduchu, *trans* – průhlednost, *infl* – přítok do nádrže, *outfl* – odtok z nádrže, *O₂* – množství rozpuštěného kyslíku, *chlo* – množství chlorofylu –a, *cond* – vodivost



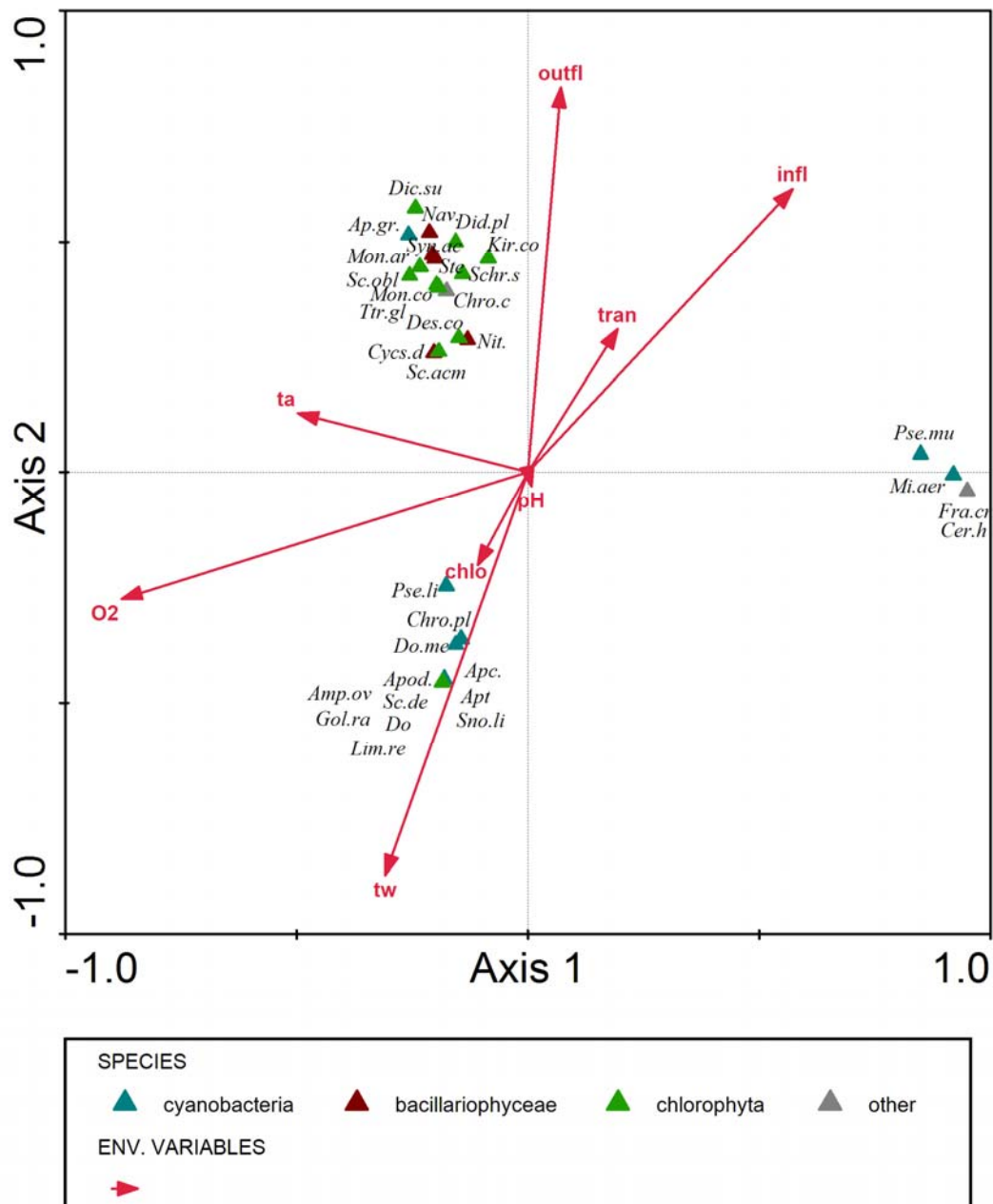
20. Výsledky kanonické korespondenční analýzy vlivu vybraných fyz. – chem. parametrů na výskyt jednotlivých druhů fytoplanktonu (rok 2009)

Vysvětlivky: *tw* – teplota vody, *ta* – teplota vzduchu, *trans* – průhlednost, *infl* – přítok do nádrže, *outfl* – odtok z nádrže, *O₂* – množství rozpuštěného kyslíku, *chlo* – množství chlorofylu –a, *cond* – vodivost



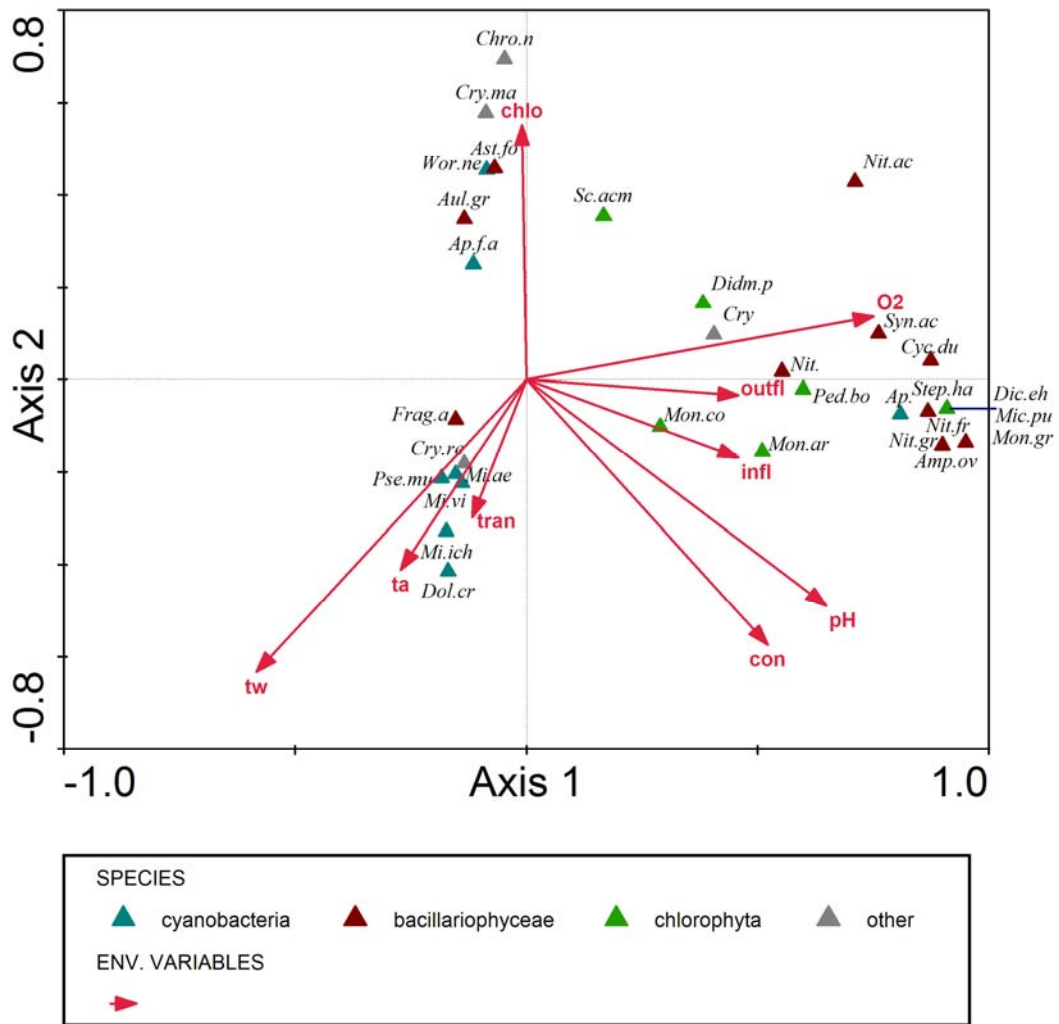
21. Výsledky kanonické korespondenční analýzy vlivu vybraných fyz. – chem. parametrů na výskyt jednotlivých druhů fytoplanktonu (rok 2010)

Vysvětlivky: *tw* – teplota vody, *ta* – teplota vzduchu, *trans* – průhlednost, *infl* – přítok do nádrže, *outfl* – odtok z nádrže, *O₂* – množství rozpuštěného kyslíku, *chlo* – množství chlorofylu –a, *cond* – vodivost



22. Výsledky kanonické korespondenční analýzy vlivu vybraných fyz. – chem. parametrů na výskyt jednotlivých druhů fytoplanktonu (rok 2011)

Vysvětlivky: *tw* – teplota vody, *ta* – teplota vzduchu, *trans* – průhlednost, *infl* – přítok do nádrže, *outfl* – odtok z nádrže, *O₂* – množství rozpuštěného kyslíku, *chlo* – množství chlorofylu –a, *cond* – vodivost



23. Druhy řas a sinic nalezené na Brněnské přehradě v letech 2006 - 2011

	2006	2007	2008	2009	2010	2011
CYANOPROKARYOTA						
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Aphanizomenon gracilis</i>	*	*			*	
<i>Aphanizomenon klebahnii</i>	*	*				
<i>Aphanizomenon</i> sp.			*	*	*	*
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> kolonie	*					
<i>Aphanocapsa holsatica</i> kolonie		*	*			
<i>Aphanocapsa incerta</i>				*	*	
<i>Aphanocapsa incerta</i> kolonie	*	*	*			
<i>Aphanocapsa</i> sp. kolonie			*	*	*	
<i>Chroococcus limneticus</i>			*	*		
<i>Chroococcus minimus</i>	*	*	*			
<i>Chroococcus planctonicus</i>					*	
<i>Coelomoron pusillum</i>	*					
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>	*					
<i>Cyanogranis ferruginea</i>					*	*
<i>Cuspidothrix issatschenkoi</i>		*				
<i>Dolichospermum flos-aquae</i>	*	*				*
<i>Dolichospermum crassum</i>						*
<i>Dolichospermum mendotae</i>	*	*	*		*	*
<i>Dolichospermum planctonicum</i>						*
<i>Dolichospermum</i> sp.					*	*
<i>Limnothrix redekei</i>				*	*	
<i>Microcystis aeruginosa</i>	*		*	*		*
<i>Microcystis aeruginosa</i>		*			*	
<i>Microcystis flos-aquae</i>	*	*				
<i>Microcystis ichtyoblabe</i>	*	*	*			*
<i>Microcystis viridis</i>		*	*			*
<i>Microcystis wesenbergii</i>	*	*	*		*	*
<i>Merismopedia tenuissima</i>		*				*
<i>Phormidium</i> sp.	*					
<i>Planktolyngbya</i> sp.	*					
<i>Pikoplanktonní kokální sinice</i>				*		
<i>Planktothrix agardhii</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Planktothrix suspensa</i>	*					
<i>Pseudanabaena acicularis</i>			*			
<i>Pseudanabaena catenata</i>				*		
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Pseudanabaena mucicola</i>	*	*	*		*	*
<i>Snowella litoralis</i>					*	
<i>Sphaerospermopsis aphanizomenoides</i>		*				
<i>Stichocystis</i> sp.				*		

<i>Synechocystis</i> sp.						*
<i>Synechococcus</i> sp.		*				
<i>Woronichinia naegeliana</i>	*	*	*	*	*	*
CHRYSOPHYCEAE						
<i>Bicosoeca planctonica</i>	*		*	*	*	
<i>Dinobryon divergens</i>						*
<i>Chromulina</i> sp.		*	*	*	*	
<i>Chrysococcus punctiformis</i>	*					
<i>Chrysococcus rufescens</i>	*					
<i>Chrysococcus</i> sp.	*			*	*	*
<i>Codonomonas pascheri</i>	*					
<i>Kephyriopsis entzii</i>		*		*		
<i>Kephyrion moniliferum</i>	*					
<i>Kephyriopsis ruttneri</i>		*				
<i>Kephyriopsis</i> sp.					*	
<i>Mallomonas</i> sp.	*	*		*	*	*
<i>Synura</i> sp.				*	*	*
BACILLARIOPHYCEAE						
<i>Achnanthes lanceolata</i>		*				
<i>Achnanthes</i> sp.				*	*	*
<i>Amphora ovalis</i>					*	*
<i>Asterionella formosa</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Aulacoseira ambigua</i>	*	*	*			
<i>Aulacoseira granulata</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Aulacoseira granulata v. angustissima</i>	*					
<i>Aulacoseira muzzanensis</i>	*	*		*	*	*
<i>Aulacoseira italica</i>	*	*				
<i>Aulacoseira</i> sp.			*	*	*	*
<i>Cocconeis pediculus</i>			*			
<i>Cocconeis placentula</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Cyclostephanos delicatus</i> cf.			*			
<i>Cyclostephanos dubius</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Cyclostephanos invisitatus</i>	*	*	*			
<i>Cyclostephanos</i> sp.			*	*		
<i>Cyclotella meneghinina</i>	*	*	*	*		*
<i>Cyclotella</i> sp.	*	*				
<i>Cymatopleura librilis</i>				*		
<i>Cymbella minuta</i>	*	*				
<i>Cymbella silesiaca</i>			*			
<i>Cymbella</i> sp.			*	*	*	*
<i>Diatoma tenuis</i>	*					
<i>Diatoma vulgare</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Diploneis elliptica</i>				*		

<i>Fragilaria acus</i>		*	*	*		
<i>Fragilaria capucina</i>					*	
<i>Fragilaria crotonensis</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Frustulia</i> sp.				*		
<i>Fragilaria ulna</i>			*			
<i>Gomphonema</i> sp.		*	*	*	*	*
<i>Melosira varians</i>		*	*			*
<i>Meridion circulare</i>	*			*		
<i>Navicula avenacea</i>	*	*	*			
<i>Navicula capitata</i>	*				*	
<i>Navicula capitoradiata</i>		*				
<i>Navicula cryptocephala</i>			*			
<i>Navicula gregaria</i>	*					
<i>Navicula meniscus</i>			*			
<i>Navicula tripunctata</i>		*	*			
<i>Navicula</i> sp.	*	*	*	*	*	*
<i>Nitzschia acicularis</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Nitzschia capitellata</i>	*					
<i>Nitzschia fruticosa</i>	*	*		*		*
<i>Nitzschia gracilis</i>		*			*	
<i>Nitzschia gracilis</i> cf.		*	*			*
<i>Nitzschia graciliformis</i>	*					
<i>Nitzschia palea</i>	*	*				
<i>Nitzschia sigmoidea</i>			*	*	*	
<i>Nitzschia</i> sp.	*	*	*	*	*	*
<i>Pinularia</i> sp.		*	*	*	*	
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	*	*	*		*	*
<i>Skeletonema potamos</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Stephanodiscus binderanus</i>			*			
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	*	*				*
<i>Stephanodiscus parvus</i>	*	*				
<i>Stephanodiscus</i> sp.	*	*	*	*	*	*
<i>Surirella angusta</i>				*		
<i>Surirella ovata</i>		*	*		*	
<i>Synedra acus</i>	*			*	*	*
<i>Synedra ulna</i>	*			*	*	*
<i>Tabellaria</i> sp.			*			*
XANTOPHYCEAE						
<i>Goniochloris fallax</i>	*					
<i>Goniochloris mutica</i>	*	*	*			
<i>Pseudogoniochloris tripus</i>		*				
<i>Pseudostaurastrum hastatum</i>		*				
CRYPTOPHYCEAE						
<i>Chroomonas caudata</i>	*	*	*	*	*	*

<i>Chroomonas nordstedtii</i>		*	*	*		*
<i>Cryptomonas curvata</i>	*	*			*	*
<i>Cryptomonas marssonii</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Cryptomonas obovata</i>	*	*	*		*	*
<i>Cryptomonas ovata</i>		*				
<i>Cryptomonas reflexa</i>		*	*	*	*	*
<i>Cryptomonas sp.</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>			*	*	*	
<i>Plagioselmis nannoplanctonica</i>						*
<i>Rhodomonas minuta</i>		*				
<i>Rhodomonas pusilla</i>		*	*	*	*	*
DINOPHYCEAE						
<i>Ceratium furkoides</i>				*		*
<i>Ceratium hirundinella</i>	*	*	*		*	*
<i>Gymnodinium sp.</i>		*		*	*	*
<i>Peridinium sp.</i>	*	*	*	*	*	*
CHLOROPHYCEAE monad.						
<i>Carteria sp.</i>		*				
<i>Chlamydomonas biccoca cf.</i>					*	
<i>Chlamydomonas debaryana cf.</i>			*			
<i>Chlamydomonas monadina</i>	*	*				
<i>Chlamydomonas pertusa cf.</i>	*		*			
<i>Chlamydomonas reinhardtii cf.</i>			*		*	
<i>Chlamydomonas sp.</i>		*	*	*	*	*
<i>Chlorogonium elongatum</i>	*	*	*	*	*	
<i>Chlorogonium fusiforme</i>				*		
<i>Chlorogonium sp.</i>		*		*	*	
<i>Chloromonas sp.</i>		*		*		
<i>Eudorina elegans</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Lobomonas stellata</i>		*	*	*	*	
<i>Scherffelia ovata</i>					*	
<i>Pandorina morum</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Pascherina tetras</i>		*				
<i>Pedinomonas rotunda</i>	*					
<i>Phacotus lenticularis</i>	*		*	*		
<i>Pteromonas aculeata</i>	*					*
<i>Phacotus lenticularis</i>		*			*	
<i>Pleodorina indica</i>				*		
<i>Pteromonas aculeata</i>		*		*		
<i>Pteromonas cordiformis</i>				*		

<i>Pyramimonas sp.</i>					*	
<i>Spermatozopsis exsultans</i>	*	*				
CHLOROPHYCEAE kok.						
<i>Actinastrum aciculare</i>	*					
<i>Actinastrum hantzschii</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Ankistrodesmus gracilis</i>			*	*		
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>					*	
<i>Ankyra ancora</i>	*	*	*		*	*
<i>Ankyra judayi</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Ankyra lanceolata</i>		*			*	*
<i>Characium sp.</i>					*	
<i>Chlorella sp.</i>	*	*	*	*	*	
<i>Chlorotetraedron incus</i>	*					
<i>Chlorococcales kokální</i>		*				
<i>Closteriopsis longissima</i>	*					
<i>Closterium limneticum</i>			*			
<i>Closterium moniliferum</i>			*			
<i>Coelastrum astroideum</i>	*	*	*	*	*	
<i>Coelastrum microporum</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Coelastrum reticulatum</i>	*		*			*
<i>Crucigenia fenestrata</i>						*
<i>Crucigenia quadrata</i>						*
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	*				*	*
<i>Crucigeniella apiculata</i>	*		*			
<i>Crucigeniella neglecta</i>	*	*		*		
<i>Crucigeniella pulchra</i>					*	
<i>Desmodesmus abundans</i>	*	*	*	*	*	
<i>Desmodesmus aculeatus</i>	*					
<i>Desmodesmus armatus var. bicaudatus</i>		*	*	*	*	
<i>Desmodesmus brasiliensis</i>	*					
<i>Desmodesmus communis</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Desmodesmus costato-granulatus</i>	*					
<i>Desmodesmus denticulatus</i>	*		*			
<i>Desmodesmus opoliensis</i>	*	*	*		*	
<i>Desmodesmus subspicatus</i>					*	*
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>	*	*	*		*	*
<i>Dictyosphaerium primarium</i>						*
<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>						*
<i>Dictyosphaerium sp.</i>				*		
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	*	*		*		*
<i>Dictyosphaerium sp.</i>					*	
<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	*		*		*	
<i>Didymocystis inconspicua</i>					*	
<i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i>	*	*	*	*	*	

<i>Didymocystis planctonica</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Didymogenes palatina</i>	*					
<i>Diplochlois lunata</i>	*					
<i>Didymogenes sp.</i>			*			
<i>Eutetramorus fottii</i>	*					
<i>Elakatothrix genevensis</i>	*		*			
<i>Elakatothrix viridis</i>	*					
<i>Franceia ovalis</i>		*		*		
<i>Golenkinia radiata</i>	*	*	*		*	*
<i>Golenkiniopsis solitaria</i>				*	*	
<i>Granulocystis helenae</i>	*					
<i>Kirchneriella aperta</i>	*					
<i>Keratococcus bicaudatus</i>		*				
<i>Kirchneriella concerta</i>		*	*	*	*	
<i>Kirchneriella concertum</i>						*
<i>Kirchneriella contorta</i>	*					
<i>Kirchneriella irregularis</i>		*				
<i>Kirchneriella sp.</i>		*	*	*	*	*
<i>Koliella longiseta</i>	*			*	*	
<i>Koliella spiculiformis</i>		*	*		*	*
<i>Lagerheimia balatonica</i>					*	*
<i>Lagerheimia ciliata</i>				*	*	
<i>Lagerheimia genevensis</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Lagerheimia wratislaviensis</i>	*	*	*		*	
<i>Micractinium bornhemiense</i>	*	*				
<i>Micractinium pusillum</i>		*	*	*	*	*
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Monoraphidium contortum</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Monoraphidium griffithii</i>	*	*		*	*	*
<i>Monoraphidium komarkovae</i>	*				*	
<i>Monoraphidium minutum</i>	*	*				
<i>Monoraphidium tortile</i>					*	
<i>Neochloris aquatica</i>	*					
<i>Neodesmus danubialis</i>	*					
<i>Nephrochlamys rotunda</i>	*					
<i>Nephrochlamys willeana</i>	*					
<i>Oocystis coronata</i>			*			
<i>Oocystis lacustris</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Oocystis marssonii</i>		*	*		*	*
<i>Oocystis parva</i>	*	*	*		*	
<i>Oocystis solitaria</i>	*					
<i>Paradoxia multisetata</i>					*	*
<i>Pediastrum boryanum</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Pediastrum duplex</i>	*	*	*	*	*	*

<i>Pediastrum simplex</i>	*					
<i>Pediastrum tetras</i>	*	*		*	*	*
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	*	*	*		*	*
<i>Raphidocelis subcapitata</i>		*				
<i>Selenastrum capricornutum</i>			*			
<i>Scenedesmus aculeolatus</i>	*					
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Scenedesmus acutus</i>			*		*	
<i>Scenedesmus apiculatus</i>	*					
<i>Scenedesmus denticulatus</i>					*	
<i>Scenedesmus disciformis</i>	*		*		*	
<i>Scenedesmus armatus v. bicaudatus</i>	*					
<i>Scenedesmus linearis</i>	*	*	*		*	*
<i>Scenedesmus obliquus</i>	*	*			*	
<i>Scenedesmus opoliensis</i>	*	*				
<i>Scenedesmus ovalternus</i>	*					
<i>Scenedesmus ovalternus v. graevenitzii</i>	*					
<i>Scenedesmus subspicatus</i>		*				
<i>Scenedesmus sp.</i>		*	*	*		*
<i>Scenedesmus subspicatus</i>			*			
<i>Schroederia robusta</i>	*	*	*			*
<i>Schroederia setigera</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Schroederia spiralis</i>	*					
<i>Selenastrum capricornutum</i>		*			*	*
<i>Selenastrum gracile</i>	*					
<i>Tetraedron elegans</i>				*	*	
<i>Tetraedron caudatum</i>	*	*	*	*	*	
<i>Tetraedron quadratum</i>		*				
<i>Tetraedron incus</i>				*	*	
<i>Tetraedron minimum</i>	*	*	*		*	*
<i>Tetraedron trigonum</i>		*			*	
<i>Tetranephris europaea</i>	*					
<i>Tetrastrum elegans</i>	*	*				
<i>Tetrastrum glabrum</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Tetrastrum punctatum</i>	*					
<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>	*	*			*	
<i>Trebaria planctonica</i>					*	
<i>Trebaria setigera</i>		*			*	
<i>Tetrastrum triangulare</i>				*		*
<i>Westella botryoides</i>	*				*	
CONJUGATOPHYCEAE						
<i>Closterium acutum</i>					*	
<i>Closterium limneticum</i>	*	*			*	
<i>Cosmarium sp.</i>	*	*	*		*	*

<i>Staurastrum manfeldtii</i>	*	*	*		*	*
EUGLENOPHYCEAE						
<i>Colacium sp.</i>			*		*	*
<i>Euglena acus</i>		*				
<i>Euglena sp.</i>	*	*		*	*	*
<i>Euglena viridis</i>	*					
<i>Phacus platyaulax</i>	*					
<i>Phacus sp.</i>					*	
<i>Phacus triqueter</i>	*					
<i>Strombomonas sp.</i>		*				
<i>Trachelomonas guttata</i>	*					
<i>Trachelomonas oblonga</i>	*					
<i>Trachelomonas planctonica</i>	*					
<i>Trachelomonas sp.</i>		*	*	*	*	*
<i>Trachelomonas volvocina</i>	*	*	*	*	*	*
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>		*			*	