

Univerzita Hradec Králové

Přírodovědecká fakulta

Katedra biologie

**Negativa masového rozvoje zástupců oddělení
Cyanophyta a varianty řešení tohoto problému**

Bakalářská práce

Autor: Martina Nalezinková

Studijní program: B1501 - Biologie

Studijní obor: Systematická biologie a ekologie

Vedoucí práce: Mgr. Petra Pitelková, Ph.D.

Hradec Králové

květen 2016

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracovala samostatně a že jsem v seznamu použité literatury uvedla všechny prameny, ze kterých jsem vycházela.

V Hradci Králové dne

Jméno a příjmení

Poděkování

Ráda bych poděkovala vedoucí mé práce paní Mgr. Petře Pitelkové, Ph.D. za vedení, dobré rady a strávený čas nad mou bakalářskou prací. Dík si zaslouží také paní RNDr. Romana Prausová, Ph.D. za zapůjčení přístroje, pan MUDr. Jaroslav Říha z Krajské hygienické stanice Pardubického kraje, pan RNDr. Václav Koza a pan Tomáš Zapletal, Ph.D. z Povodí Labe za cenné konzultace. V neposlední řadě bych také chtěla poděkovat Milanu Horkému a mé rodině za podporu a pomoc při odběrech vzorků.

Abstrakt

NALEZINKOVÁ, M. (2016): *Negativa masového rozvoje zástupců oddělení Cyanophyta a varianty řešení tohoto problému*. Hradec Králové. Bakalářská práce na Přírodovědecké fakultě Univerzity Hradec Králové. Vedoucí bakalářské práce Mgr. Petra Pitelková, Ph.D., 67 s.

Tato bakalářská práce je zaměřena na problematiku masového rozvoje sinic. Hlavním cílem bylo shromáždit informace o faktorech vzniku vodního květu, jeho negativních důsledcích a možnostech jeho odstranění. V praktické části práce byl proveden výzkum na vodní nádrži Seč. Od května do listopadu roku 2015 byly odebírány vzorky vody, měřeny její fyzikálně - chemické parametry a následně stanovena abundance fytoplanktonu a zastoupení skupin sinic a řas s důrazem na diverzitu sinic. Byly nalezeny typické sinice tvořící vodní květ jako *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis flos-aquae*, *Microcystis ichthyoblabe*, *Woronichinia naegeliana*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena*, *Planktothrix* a *Oscillatoria*. Bohatě zastoupeny byly také rozsivky, krásivky a zelené řasy. Rozsáhlejší, okem pozorovatelný vodní květ se rozvinul až během září a října. Hlavními zástupci sinic, které se v té době vyskytovaly, byly rody *Woronichinia* a *Microcystis*. Existuje mnoho metod vedoucích k omezení rozvoje vodního květu. Na vodní nádrži Seč by bylo pravděpodobně nejefektivnějším řešením zavedení kanalizace v obcích v okolí nádrže a u přítoku řeky Chrudimky, které ji zatím dle mého zjištění nemají, a tím zamezení přísunu velkého množství živin podporujících růst vodního květu.

Klíčová slova:

sinice, vodní květ, cyanotoxiny, vodní nádrž, Seč

Abstract

NALEZINKOVÁ, M. (2016): *Negatives of mass expansion of blue-green algae and possible solutions to this problem*. Hradec Králové. Bachelor Thesis at Faculty of Science University of Hradec Králové. Thesis Supervisor Mgr. Petra Mazalová, PhD. 67 p.

This bachelor thesis is focused on a mass expansion of blue-green algae. The main purpose of the theoretical part of the work was to gather information about factors of creation of the water bloom, its negative consequences and opportunities for its elimination. In the practical part of the work the research was carried out on the water reservoir Seč. Water samples had been taken regularly between May and November 2015 and its physical and chemical parameters were measured. Subsequently, the abundance of phytoplankton and diversity of algae with an emphasis on diversity of cyanobacteria was determined. Typical species or genera forming the water bloom, such as *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis flos-aquae*, *Microcystis ichthyoblabe*, *Woronichinia naegeliana*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena*, *Planktothrix* and *Oscillatoria* were found. Diatoms, desmids, and green algae were also abundant. The extensive eye-observable water bloom was developed in September and October. The main representatives of cyanobacteria which occurred during that time were genera *Woronichinia* and *Microcystis*. There are many methods to eliminate the development of water bloom. The fundamental solution to the elimination of the water bloom on the water reservoir Seč is mainly the installation of sanitation in all the villages around water reservoir and tributary of the river Chrudimka, which do not have sanitation according to my findings yet. This would prevent the large supply of nutrients that support the growth of water bloom.

Key words:

Cyanobacteria, water bloom, cyanotoxins, water reservoir, Seč

Obsah

1	Úvod	9
Teoretická část		
2	Charakteristika sinic	10
2.1	Stavba buňky	10
2.1.1	Buněčná stěna.....	10
2.1.2	Zásobní látky	10
2.1.3	Fotosyntetický aparát.....	11
2.1.4	Protoplast a jeho stavba	11
2.1.5	Heterocyty	11
2.1.6	Akinety (artrospory).....	12
2.1.7	Aerotopy.....	12
2.2	Rozmnožování.....	13
2.3	Pohyb	13
3	Zástupci tvořící nejčastěji vodní květ.....	13
3.1	Charakteristika a ekologie sinic tvořících vodní květ.....	14
3.1.1	<i>Microcystis</i>	14
3.1.2	<i>Aphanizomenon</i>	15
3.1.3	<i>Woronichinia</i>	16
4	Negativa masového rozvoje sinic tvořících vodní květ.....	17
4.1	Eutrofizace a vodní květ.....	17
4.2	Cyanotoxiny a jejich působení na živé organismy	18
4.2.1	Působení cyanotoxinů na zvířata a zooplankton.....	19
4.2.2	Působení cyanotoxinů na člověka	20
4.3	Rozdělení cyanotoxinů podle účinku.....	20
4.3.1	Neurotoxiny.....	20
4.3.2	Hepatotoxiny.....	22
5	Faktory ovlivňující růst sinic vodního květu	23
5.1	Světelné podmínky.....	23
5.2	Teplota	24
5.3	pH	25
5.4	Živiny	25

5.5	Vliv konkurence a ostatních organismů	26
6	Metody snižování počtu sinic	27
6.1	Použití algicidů	27
6.2	Mechanické odstranění biomasy	28
6.3	Elektrokoagulace	28
6.4	Cyanocidní iontová síť	28
6.5	Biologické odstranění biomasy pomocí požíračů	29
6.6	Regulace potravních sítí	29
6.7	Biologický boj cyanofágy	29
6.8	Využití bakterií	30
6.9	Využití houbových organismů	30
6.10	Predace prvoky	31
6.11	Alelopatické látky a konkurence	31
6.11.1	Alelopatický účinek ječné slámy	32
6.11.2	Další materiály s alelopatickými účinky	32
6.12	Koagulace	32
6.13	Oxidace	32
6.14	Filtrace	32
6.15	DAF (flotace rozpuštěným vzduchem)	33
6.16	Provzdušňování (DA)	33
6.17	Adsorpce na aktivní uhlí	33
6.18	Asanace těžbou sedimentů	34
6.19	Asanace imobilizací fosforu	34
6.20	Zakrytí dna nepropustným materiálem	35
6.21	Využití nanočástic železa	36
6.22	Míchání nádrže	36
6.23	Vyplavení části biomasy vodního květu	36
6.24	Rozbití aerotopů	37
6.25	Zhoršení životních podmínek	37
7	Charakteristika místa výzkumu	37
7.1	Geologie	38
7.2	Klimatické podmínky	39
7.2.1	Srážky	39
7.2.2	Teplota vzduchu	39
7.2.3	Povětrnostní podmínky	39

7.3	CHKO Železné hory	40
7.4	PR Oheb.....	40
7.5	Rybářské využití nádrže	40
Praktická část		
8	Metodika.....	42
8.1	Odběr vzorků.....	42
8.2	Vyhodnocení vzorků.....	43
9	Výsledky	44
9.1	Fyzikálně - chemické parametry	44
9.1.1	Teplota a konduktivita	44
9.1.2	Hodnoty pH v souvislosti s teplotou vody.....	46
9.2	Další faktory.....	48
9.2.1	Průhlednost vody	48
9.2.2	Hodnocení zastoupení vodního květu pouhým okem.....	49
9.2.3	Počty buněk	49
9.3	Zastoupení sinic a řas.....	49
10	Diskuze.....	53
10.1	Fyzikálně - chemické parametry a další faktory prostředí.....	53
10.2	Zastoupení sinic a řas.....	55
10.3	Varianty řešení.....	56
11	Závěr	57
12	Seznam použité literatury.....	59
13	Seznam příloh	67
Přílohy		

1 Úvod

Masový rozvoj sinic je aktuálním tématem nejen u nás, ale i ve světě. V mnoha vodních nádržích, jezerech, rybnících i na dalších vodních plochách dochází k tvorbě tzv. vodního květu. Jeho negativní dopad na využití vod, zejména jako zdroje pitné vody, nutí člověka se nad příčinami rozvoje sinicové biomasy zamyslet. Hlavním důvodem rozmachu sinic je eutrofizace, tedy zvýšený obsah živin ve vodě, který podporuje růst biomasy sinic, ale také řas (Marvan & Maršálek 1996, Pitter 1999). Vzhledem ke složitým metodám odstranění těchto organismů je důležité zaměřit se primárně na prevenci, která také úzce souvisí s lidskou činností. Právě proto je nutné se tímto problémem zabývat do hloubky a zvýšit informovanost obyvatelstva, které přispívá ke znečištění (i když často neúmyslně) a je také vystavováno rizikům způsobených znečištěnou vodou. Některé druhy sinic produkují toxiny, tzv. cyanotoxiny, které působí nepříznivě na lidské zdraví. Koupání v takto znečištěné vodě či její pití může způsobovat například alergické reakce, ale také otravy zvířat i lidí (Maršálek & Turánek 1996).

V této bakalářské práci si kladu za cíl shromáždit informace o negativních spojených s výskytem vodního květu (především v produkci cyanotoxinů) a o faktorech ovlivňujících rozmach zástupců z oddělení Cyanophyta v posledních letech. Mým dalším cílem je vytvořit přehled metod používaných k čištění vod s vodním květem, které se již používají v praxi, i těch, které jsou teprve zamýšlené.

Praktická část je zaměřena na výzkum rozvoje sinic na vodní nádrži Seč, nacházející se v Pardubickém kraji. Cílem je navrhnout možné řešení pro tuto lokalitu, které by pomohlo zmírnit nárůst vodního květu a zajistilo by tak dostatečně čistou vodu vhodnou nadále nejen k využívání jako zdroje pitné vody, ale také ke koupání, ke kterému je tato nádrž hojně využívána.

Teoretická část

2 Charakteristika sinic

Zástupci oddělení Cyanophyta, které je někdy také označováno jako Cyanobacteria či Cyanoprokaryota, jsou autotrofní organismy s prokaryotickou buňkou schopné fotosyntézy (Jensen 1985, Kalina 1994, Campbell & Reece 2006, Lee 2008). Jedná se o gramnegativní bakterie, které obsahují *chlorofyl a* a *fykobiliny* (Rosypal 2003). Některé sinice mají také *chlorofyl b, c* nebo *d*. Tito zástupci byli před využitím molekulárních metod řazeni do samostatného oddělení Prochlorophyta (Kalina & Váňa 2005, Lee 2008). Přestože sinice obsahují *chlorofyl a* jsou schopné fotosyntézy, chloroplasty u nich nenajdeme (Kalina 1994, Pouličková & Jurčák 2001, Kalina & Váňa 2005). Fotosyntéza, která je rostlinného typu, probíhá v tylakoidech, které jsou volně v cytoplazmě buňky (Kalina 1994). Typická barva sinic je modrozelená. Jsou schopny tvořit dva typy stélek - jednobuněčnou neboli kokální a vláknitou neboli trichální (Pouličková et al. 2015).

Sinice jsou velice unikátní a nepostradatelné organismy. Jsou nejstaršími fotoautotrofními organismy na Zemi. Jejich stáří se odhaduje na 3,2 - 3,8 miliardy let, během nichž zásobují naši planetu kyslíkem. Také daly vzniknout chloroplastům, bez kterých by nemohly existovat rostliny ani další fotoautotrofní organismy. Jsou velice odolné vůči nejrůznějším extrémním vlivům prostředí. Osídlují vodní i půdní biotopy, ale díky své velké odolnosti také pouště i polární oblasti, stanoviště s extrémními hodnotami pH i salinity (Rosypal 2003, Kalina & Váňa 2005, Pouličková et al. 2015). Někteří autoři (Campbell & Reece 2006) sinice dokonce označují jako nejsoběstačnější organismy na Zemi z pohledu výživy, jelikož potřebují k růstu pouze světlo, oxid uhličitý, vodu, některé minerální látky a dusík. Dusík jsou dokonce některé druhy schopny samy fixovat ze vzduchu. To je jedinečná vlastnost, s níž jsou sinice schopny převést jinak omezeně využitelnou formu volného dusíku (N_2) na dobře využitelný amoniak (NH_4^+), čímž umožní jeho začlenění do organických sloučenin.

2.1 Stavba buňky

2.1.1 Buněčná stěna

Buněčná stěna sinic je čtyřvrstvá (Jensen 1985). Na povrchu se nachází slizová vrstva glykokalyx, která u některých druhů tvoří pochvu s různým zbarvením. Pod touto vrstvou leží dvě lipoproteinové membrány, mezi nimiž je umístěna vrstva zodpovědná za pevnost buněčné stěny složená z peptidoglykanu mureinu (Kalina & Váňa 2005).

Jelikož se jedná o gramnegativní bakterie, mají buňky sinic pevnou buněčnou stěnu, která zabraňuje obarvení protoplastu Grammovým barvením (Kalina 1994, Rosypal 2003, Lee 2008). U některých sinic nalezneme mezi vrstvami buněčné stěny navíc vrstvu kontraktilních mikrofibril, které umožňují klouzavý nebo drkavý pohyb (Kalina 1994).

2.1.2 Zásobní látky

Hlavní zásobní látkou sinic je sinicový škrob. Jedná se o drobné granule, které můžeme pozorovat v jejich buňkách pod elektronovým mikroskopem (Kalina 1994). Škrob vzniká

jako hlavní produkt fotosyntézy a je většinou umístěn mezi tylakoidy (Jensen 1985). Patří mezi polysacharidy, konkrétně mezi α - 1,4 - glukany (Kalina 1994, Kalina & Váňa 2005).

Dusík se ukládá v podobě tzv. cyanofycinových zrn, která jsou tvořena kyselinou asparaginovou a argininem (Jensen 1985, Kalina 1994, Lee 2008). Při nadbytku fosforečnanů se v buňce hromadí volutin v podobě polyfosfátových granulí, které později umožní přežít období jejich nedostatku (Kalina 1994, Kalina & Váňa 2005). Tyto zrna a granule nenajdeme v mladých rostoucích buňkách a samozřejmě v buňkách sinic, které se vyskytují v prostředí s nedostatkem těchto látek. Nalezneme je pouze ve starších buňkách (Lee 2008). Chybí také u sinic rodu *Prochloron*, *Prochlorococcus* a *Prochlorothrix* (Kalina & Váňa 2005).

2.1.3 Fotosyntetický aparát

Hlavní složkou fotosyntetického aparátu jsou ploché měchýřky zvané tylakoidy. Jejich povrch obaluje fotosyntetická membrána, která obsahuje fotosyntetické pigmenty. Hlavním pigmentem u sinic je *chlorofyl a*, dále β -karoten a xantofyly (například zeaxantin nebo echinenon). Na povrchu tylakoidů jsou upevněny fykobilizomy, v nichž najdeme fykobiliny, které tvoří přídatnou světlosběrnou anténu (Kalina 1994, Kalina & Váňa 2005). Jedná se o modrý alofykocyanin a fykocyanin, které nalezneme u všech sinic, a červený fykoerytrin, vyskytující se pouze u některých zástupců. Fykobilizomy hrají důležitou roli v chromatické adaptaci, což je rychlá reakce na změnu složení světla, kterou sinice disponují (Walsby 1985, Pouličková & Jurčák 2001, Kalina & Váňa 2005). Sinice reagují pomocí změny poměru červeného a modrého pigmentu na povrchu, alofykocyaninová dřev zůstává nezměněna (Kalina 1994). Energie absorbovaná pomocí těchto pigmentů je převedena s vysokou účinností pomocí fotosystému II uvnitř tylakoidů (Jensen 1985).

Další důležitou složkou pro fotosyntézu jsou karboxyzomy, tělíška, která obsahují důležitý enzym Rubisco (ribulózo-1,5-bisfosfátkarboxylasu/oxidásu). Rubisco je nezbytné pro fixaci oxidu uhličitého v Calvinově cyklu fotosyntézy (Kalina 1994, Kalina & Váňa 2005). Karboxyzomy se dělí na dva typy, které se liší ve svém proteinovém složení. α -karboxyzomy mají sinice vyskytující se v prostředí, kde je dostatek rozpuštěného uhlíku. Zatímco β -karboxyzomy najdeme u sinic, které žijí v prostředí chudém na dostupný uhlík (Badger et al. 2002). Složení fotosyntetického aparátu a celkově buněk se liší podle druhu či vyšší taxonomické jednotky (Lee 2008).

2.1.4 Protoplast a jeho stavba

V centrální protoplazmě sinic se nachází kruhová vlákna DNA, která nejsou spojena se základními proteiny (histony) a DNA není uzavřeno v samostatné membráně. Obvodová protoplazma je tvořena tylakoidy s fykobilizomy a sinicovým škrobem. Ribozomy jsou rozptýleny po celé buňce, ale ve středové části je jejich hustota nejvyšší (Lee 2008). Kalina & Váňa (2005) dělí strukturu buňky na chromatoplazmu, kde nacházíme tylakoidy, a centroplazmu, kde je umístěno hlavně DNA. Počet molekul DNA v buňce se může lišit. Záleží to na stupni ploidie.

2.1.5 Heterocyty

Některé druhy sinic mají specializované buňky na fixaci vzdušného dusíku - tzv. heterocyty (Kalina 1994, Pouličková & Jurčák 2001, Rosypal 2003). Organismy schopné této fixace se nazývají diazotrofové (Raymond et al. 2004). Heterocyty vznikají přeměnou

vegetativních buněk při nedostatku dusíku (Kulasooriya et al. 1972, Rosypal 2003). Během 24 hodin se může přeměnit až 10 % vegetativních buněk (Kalina 1994).

Vzdušný dusík je vázán pomocí enzymu nitrogenázy podobně jako u bakterií. Jelikož je činnost tohoto enzymu podmíněna anaerobními podmínkami, probíhá v tylakoidech heterocytů pouze fotosystém I, při kterém nedochází k produkci kyslíku. Anaerobním podmínkám napomáhá také silná buněčná stěna a někdy slizová vrstva na povrchu buněk. Heterocyty jsou propojeny se sousedními buňkami a pomocí plazmodesmat si mezi sebou vyměňují látky. Z navázaného dusíku vzniká amoniak, který je přeměněn na glutamin a transportován skrze plazmodesmata do vedlejších buněk. Naopak z vegetativních buněk proudí do heterocytů redukující látky, které mají za úkol redukovat přítomnost kyslíku (Kalina 1994, Kalina & Váňa 2005).

Některé druhy sinic heterocyty nevytvářejí, a přesto jsou schopné molekulární dusík fixovat. Místo heterocytů tvoří tzv. diazocyty, což jsou krátké úseky vláken, ve kterých neprobíhá fotosyntéza, ale pouze dýchání. Tím se zajistí funkce nitrogenázy, která by byla jinak narušena vznikajícím kyslíkem při fotosyntéze. Takto fixuje dusík např. rod *Trichodesmium* (Lundgren et al. 2001). Jiné druhy řeší tento problém časovým oddělením fotosyntézy a fixace dusíku. Fixují tedy v noci, kdy probíhá pouze dýchání, při kterém je kyslík spotřebováván a nenarušuje tak funkci enzymu. Tuto metodu využívá např. *Synechococcus* a *Oscillatoria* (Chen et al. 1996).

2.1.6 Akinety (artrospory)

Další specializované buňky sinic jsou akinety (artrospory), které jsou většinou dobře rozpoznatelné od vegetativních buněk svou větší velikostí a nápadnou granulací způsobenou vysokou koncentrací sinicového škrobu a cyanofycinu. Velký význam má především jejich odolnost vůči chladnému prostředí (Kalina 1994, Adams & Duggan 1999). Jedná se o klidové buňky, které jsou schopné tvořit heterocyty a mají silnou buněčnou stěnu (Rosypal 2003). Vznikají z jedné vegetativní buňky nebo splynutím několika z nich (Kalina 1994). Jejich hutný obsah souvisí s bohatou zásobou živin, které jsou zde postupně kumulovány pro přežití nepříznivých podmínek. Akinety se začínají tvořit při postupném snižování koncentrace živin nebo při stárnutí populace. Když se podmínky změň v příznivé, vyklíčí v nová vlákna (Lee 2008).

2.1.7 Aerotopy

Sinice tvořící vodní květ, a tedy setrvávající u hladiny vod, mají k tomuto způsobu života speciální buňky. Jedná se o plynové měchýřky válcovitého tvaru, které jsou často sloučené do tzv. aerotopů. Měchýřky dosahují délky až 1000 nm a jejich šířka se pohybuje kolem 70 nm. Nemají skutečnou proteinovou membránu, ale jejich stěna je tvořena proteinovými molekulami (Kalina 1994, Kalina & Váňa 2005). Tato stěna je propustná pro plyny, které měchýřky naplňují a usnadňují tak vznášení buněk na vodní hladině (Walsby 1985, Kalina 1994, Kalina & Váňa 2005). Vnitřní povrch váčků musí být hydrofobní, zatímco vnější povrch má hydrofilní vlastnosti, aby se zabránilo jejich poruše (Lee 2008). V jedné buňce může být až 10 000 měchýřků (Kalina & Váňa 2005).

Planktonní sinice nejsou stále na hladině, ale klesají také ke dnu. K tomu dochází ve večerních hodinách a při nepříznivých podmínkách, např. při nástupu zimy. Klesání těchto zástupců ke dnu je umožněno různými mechanismy. Například *Anabaena flos-aquae*

se zbavuje svých váčků zvýšením tlaku, zatímco *Oscillatoria agardhii* zastaví výrobu plyných váčků a zvýší tak hmotnost buněk, které klesnou ke dnu (Lee 2008). Zničení aerotopů není tak jednoduché, jelikož se jedná o velice stabilní struktury. Praskají při hydrostatickém tlaku 200 - 1000 Pa (Kalina & Váňa 2005).

2.2 Rozmnožování

Rozmnožování sinic je pouze nepohlavní. Začíná tvorbou příčné přehrádky, která vrůstá od obvodu do středové části. Nejprve vrůstá plazmatická membrána, která je následována buněčnou stěnou s výjimkou slizového obalu. Buňky se buď dělí na dvě stejné dceřiné buňky, nebo ve více rovinách (Kalina & Váňa 2005). Typickým příkladem je rod *Merismopedia* dělící se ve dvou kolmých rovinách, čímž vznikají destičkovité kolonie podobné tabulce čokolády. Dělení rodu *Microcystis* probíhá ve více rovinách a vytvářejí se tak trojrozměrné kolonie (Pouličková et al. 2015).

Některé sinice se rozmnožují pomocí exocytů, drobných kulovitých buněk vznikajících na volném konci původní protažené buňky například rodu *Chamaesiphon*. Jiné druhy používají k rozmnožování podobné kulovité buňky zvané beocyty vzniklé mnohonásobným dělením mateřské buňky. Vlákňité sinice používají jiné speciální struktury. Jedná se o koncové úseky vláken, tzv. hormogonie, které se oddělí od mateřského vlákna, jsou schopny pohybu a postupně dorůstají ve vlákno nové (Kalina & Váňa 2005).

2.3 Pohyb

Některé sinice jsou také schopné pohybu po substrátu. Jedná se o pomalý pohyb. Například *Oscillatoria* vyvíjí rychlost do 600 $\mu\text{m/s}$. Pohyb často souvisí s intenzitou světla. V takovém případě se jedná o pohyb fototaktický (Bhaya 2004). Pohyb je většinou rovnoběžný s podélnou osou těla a sinice za sebou zanechávají slizovou stopu. Sliz je sice potřebný k pohybu, ale pohyb sám nevytváří (Lee 2008). Hnacím motorem pohybu jsou svazky kontraktálních mikrofibril složených z bílkovin a nacházejících se v buněčné stěně. Některé druhy se pohybují drkavým pohybem. Typickým zástupcem je *Oscillatoria*, která díky tomu získala i své české jméno drkalka. V tomto případě se jedná o rotační pohyb. Tento pohyb vykonává také *Phormidium*, zatímco například *Anabaena* během pohybu nerotuje, a patří tak do skupiny sinic pohybujících se klouzáním (Kalina & Váňa 2005, Lee 2008).

3 Zástupci tvořící nejčastěji vodní květ

Vodní květ je označení pro masový výskyt zástupců sinic (*Cyanophyceae*) na povrchu vodní hladiny. Na našem území je častým jevem především v letním období ve vodách obsahujících velké množství fosforečnanových a dusíkatých živin (Rosypal 2003, Kalina & Váňa 2005). K největšímu rozmachu sinic dochází především v období pozdního léta a počátkem podzimu, i když se ve vodách vyskytují během celého roku. Hlavním důvodem přemnožení sinic v tomto období je jejich teplotní optimum, které se pohybuje nejčastěji nad 20 °C. Dalšími důvody mohou být vysoká afinita k dusíku a fosforu, rychlé rozmnožování, schopnost regulovat polohu ve vodním sloupci pomocí plyných váčků

a schopnost tvorby velkých povlaků, které zachytí co nejvíce světla (Lee 2008). Kalina & Váňa (2005) dodávají, že se první vodní květ může objevovat už koncem jara. Sinice začínají stoupat ze dna, kde přečkávaly zimu. Na dno se opět vracejí ve večerních hodinách.

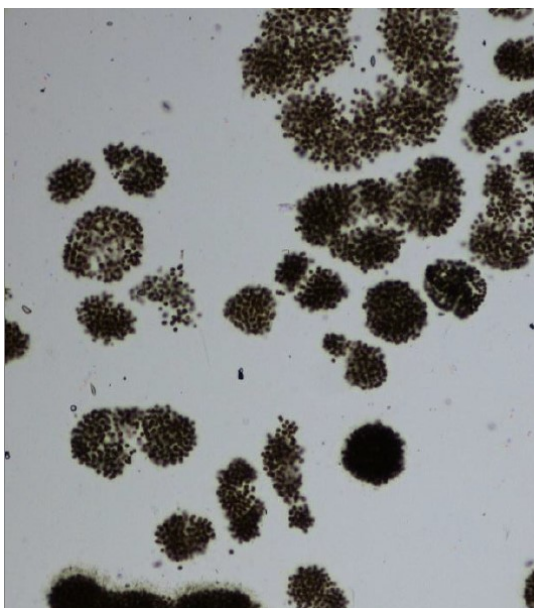
Autoři Kalina (1994), Komárek (1996), Kalina & Váňa (2005) a Lee (2008) se shodují na těchto rodech, které u nás nejčastěji tvoří vodní květ: *Microcystis*, *Aphanizomenon* a *Anabaena*. Komárek (1996) tento seznam mnohem více rozvíjí. Mezi časté druhy řadí například: *Microcystis aeruginosa*, *M. flos-aquae*, *M. ichthyoblabe*, *Planktothrix agardhii*, *Woronichinia naegeliana*, *Anabaena affinis*, *A. flos-aquae*, *A. circinalis*, *Nostoc planctonicum*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *A. gracile* a rody jako *Oscillatoria*, *Nodularia*, *Lyngbya*, *Arthrospira*, *Cylindrospermopsis* či *Gloeoetrichia*.

3.1 Charakteristika a ekologie sinic tvořících vodní květ

3.1.1 *Microcystis*

Častým zástupcem tvořícím vodní květ je kokální planktonní sinice *Microcystis*, která vytváří kolonie velké až několik cm a obsahuje velký počet nepravidelně uspořádaných kulovitých buněk ve slizu. Rozmnožuje se rozpadem těchto kolonií, někdy až na jednotlivé buňky. Buňky se dělí ve třech na sebe kolmých rovinách a obsahují aerotopy (Fott 1967, Komárek 1978, Komárek 1996). Hibernace *Microcystis* probíhá tak, že se zpevní sliz a celé kolonie klesají na dno. Nevytváří tedy specializované trvalé buňky (Marvan & Maršálek 1996). Tyto kolonie jsou schopné dlouhodobého přežití i několik desítek let (Brunberg & Blomqvist 2002). Po více letech postupného hromadění hibernujících kolonií tak získává *Microcystis* velkou konkurenční výhodu, jelikož je schopná rychlého nástupu s velkým počtem buněk. Dochází k tomu většinou při vzestupu teploty nad 10 - 15 °C, dostatečném osvětlení a souhrou dalších faktorů, kde hraje roli také rychlost rozvoje dalších organismů, jako např. zelených řas (Marvan & Maršálek 1996).

Typickým druhem ve vodním květu je *Microcystis aeruginosa*, která tvoří kolonie o velikosti až 5 mm v průměru. Kolonie jsou často proděravěné a nepravidelné, ale mohou být i kulovité. Jsou spojené bezbarvým slizem. *Microcystis flos-aquae* má neproděravěné kolonie, které jen zřídka dosahují makroskopických rozměrů. Buňky jsou hustě uspořádané, mají aerotopy a dosahují velikosti 2,5 - 4,8 μm. Tento druh tvoří samostatné vodní květy jen ojediněle, většinou se vyskytuje s dalšími druhy (Komárek 1978, Komárek 1996, Komárek & Anagnostidis 1998).



Obr. 1: Kolonie *Microcystis aeruginosa* (Puman & Duras 2013)

Microcystis viridis vytváří hustě seskupené kolonie spojené bezbarvým slizem, který je na okraji zvlňžený (Komárek 1996). Vyskytuje se v mírně eutrofních vodách. Buňky jsou kulovité o průměru 3 - 7,5 μm s tmavými aerotopy a vytvářejí většinou mikroskopické kolonie. *Microcystis wesenbergii* je schopna tvorby makroskopických kolonií do 2 mm v průměru s výrazným ohraničením. Buňky nejsou tolik seskupené, v kolonii jsou poměrně volně a někdy vytvářejí mezery. Dosahují stejné velikosti jako předchozí druh a také obsahují pseudovakuoly. *Microcystis wesenbergii* nalezneme v eutrofních vodách, kde je velice často součástí vodního květu (Komárek 1978).

Microcystis ichthyoblabe je během svého cyklu velice variabilní. Na počátku jsou kolonie malé a shlukovité. Poté se zvětšují a vytvářejí nepravidelný obrys se slizem, který se na okraji rozplývá. Buňky dosahují velikosti 2 - 3,2 μm (Komárek 1996, Komárek & Anagnostidis 1998).

3.1.2 *Aphanizomenon*

Dalším typickým rodem tvořícím vodní květ je *Aphanizomenon*. Vytváří vlákna, která jsou buď jednotlivá, nebo seskupená do svazečků. Ty dosahují i makroskopických rozměrů. Vlákna volně plavou a jsou paralelně uspořádána bez spojení slizem. Mohou být přímá, ale i zvlňžená. Mají cylindrický tvar a jsou buď po celé délce stejně široká, nebo na konci zúžená. Nenajdeme u nich pevné pochvy. Vlákno obsahuje 1 - 3 heterocyty, které jsou většinou umístěny u jeho konce. Dělení vegetativních buněk probíhá příčně kolmo na osu vlákna. K rozmnožování dochází pomocí hormogonií a akinet (Komárek 1996).

Aphanizomenon přečkává nepříznivé období ve formě akinet, které se začnou tvořit ve vláknech koncem vegetační sezóny. Poté odumřou vegetativní buňky a samotné akinety klesnou na dno. Nástup tohoto rodu tedy trvá podstatně déle než například rodu *Microcystis*, jelikož akinety musí nejprve „vyklíčit“ a teprve poté vznikají dělením nové vegetativní buňky (Marvan & Maršálek 1996).

Typickým zástupcem, který byl na našem území velice rozšířen především v polovině minulého století, je *Aphanizomenon flos-aquae*. Tento druh tvoří olivově zelené svazečky dlouhé 2 až 20 mm a jeho vlákna jsou až 8 μm široká. Tyto až makroskopické kolonie volně plavou na hladině a mají podlouhlý pentlicovitý tvar, čímž připomínají smrkové jehličí (Fott 1967, Komárek 1996). Cylindrická vlákna mají většinou zaškrčení na přepážkách. V koncových zaoblených buňkách se nachází zbytek plazmy ve formě provazce. Na jednom vlákně se vyskytují až 3 heterocyty, které jsou v mládí elipsoidní, později cylindrické. Tento druh nalezneme ve vodách s vyšší průhledností (nad 1 m), kde je málo nanoplanktonu a dostatek světelného záření. Vyhovují mu vody s malým počtem větších ryb a svého maxima dosahuje především v létě. Při přemnožení tvoří většinou monokulturní vodní květ (Komárek 1978, Komárek 1996).



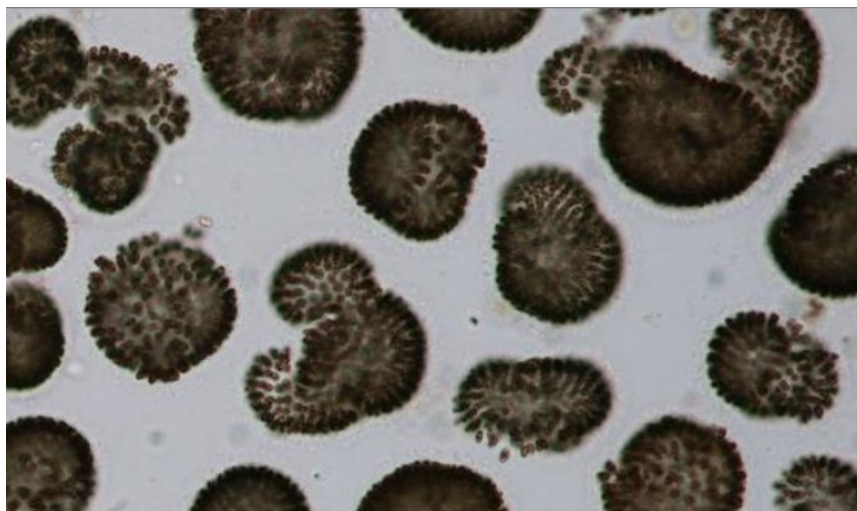
Obr. 2: Makroskopicky viditelné kolonie *Aphanizomenon flos-aquae* (Puman & Duras 2013)

3.1.3 *Woronichinia*

Dalším zástupcem kokálních sinic vodního květu kromě *Microcystis* je rod *Woronichinia*, který tvoří kulovité nebo nepravidelně oválné kolonie, někdy protažené, či mírně laločnaté. Obvykle jsou oklopeny slizovým obalem. Uprostřed kolonie jsou poměrně tlusté, nerozvětvené slizové stopky, na jejichž koncích nacházíme kulovité až vejčité buňky. Stopky jsou však bezbarvé a bez obarvení špatně viditelné, navíc se mohou rozplývat. Buňky jsou rozmístěny po obvodu kolonie, ve starších koloniích jsou velice hustě nahloučeny. K dělení buněk dochází pouze ve dvou rovinách, které jsou kolmé k povrchu, ale také k sobě navzájem. Dělení kolonií probíhá rozdělením již existující kolonie na nové menší, nebo až na jednotlivé buňky, které jsou „vystřelovány“ ven (Komárek 1996, Komárek & Anagnostidis 1998).

Pouze jediný druh tohoto rodu obsahující aerotopy se podílí na tvorbě vodního květu na našem území. Jedná se o druh *Woronichinia naegeliana*, který někdy tvoří i monokulturní vodní květy. Někdy se do vodního květu dostávají i jiné druhy, ale primárně se zde nevyskytují. *Woronichinia naegeliana* tvoří nepravidelně kulovité, oválné, ledvinovité nebo až laločnaté mikroskopické kolonie, které dosahují průměru až 180 μm a často se spojují do subkolonií (Komárek 1996, Komárek & Anagnostidis

1998). Slizové stopky, ke kterým jsou alespoň v části vegetačního období připojeny oválné modrozelené buňky, jsou stejně tlusté jako šířka buněk. Kolonie jsou obklopeny bezbarvým rozplývavým slizovým obalem. Také jednotlivé buňky mají vlastní slizové obaly, obsahují aerotopy a dosahují až 3,5 μm (Komárek 1996).



Obr. 3: *Woronichinia naegeliana* (Puman & Duras 2013)

4 Negativa masového rozvoje sinic tvořících vodní květ

Tvorba vodního květu má negativní dopad na vodní živočichy, rostliny, ale také na člověka. Nejenže sinice produkují nebezpečné toxiny, ale při rozkladu jejich odumřelých buněk, které často tvoří velkou biomasu, dochází k hnilobným procesům. Při těchto pochodech ubývá kyslík z vody, což způsobuje úhyn velkého množství vodních organismů. Navíc velké povlaky vodního květu zamezují vstupu slunečního záření hlouběji do vody a tím jsou omezovány všechny ostatní organismy. Pro člověka nastává problém především v nádržích sloužících jako zdroj pitné vody, ale také u vod koupacích - z hygienického hlediska (Kalina & Váňa 2005). Vodní květ má také dopad na technické, rybářské a vodohospodářské využití vod (Kalina 1994). Velká masa sinic ucpává filtry, vysoké koncentrace uvolňujících se fosforečnanů znesnadňují úpravu zdrojů povrchové vody na pitnou a rozkládající se biomasa a další produkované látky ještě více znehodnocují kvalitu vody (Kočí et al. 2000).

4.1 Eutrofizace a vodní květ

Nejdůležitějším pojmem souvisejícím s tématem vodního květu je eutrofizace. Eutrofizace označuje stav, kdy ve vodách dochází ke vzrůstu množství živin potřebných pro primární produkci (Marvan & Maršálek 1996, Pitter 1999, Poulíčková & Jurčák 2001). Jedná se zejména o sloučeniny dusíku a fosforu (Pitter 1999). Eutrofizace ovlivňuje především dostupnost kyslíku ve vodě. Biomasa spotřebovává v noci všechen kyslík nahromaděný během dne a vzniká nepříznivé anaerobní prostředí, na které jsou citlivé především rostliny, populace ryb, měkkýšů, koryšů a zooplanktonu. Zvýšením fotosyntetické aktivity

se také zvyšuje alkalita vody, která je pro živočichy nebezpečná. Např. zvýšením pH dochází ke zvýšení toxicity amoniaku (WHO & European commission 2002).

Podle Marvan & Maršálek (1996) je termín eutrofizace nepřesný, jelikož zvýšení zdrojů živin je pouze jedním z mnoha faktorů, které vedou k nárůstu rostlinné biomasy. Také pojem vodní květ charakterizují více zešíroka. Zahrnují do něj totiž nejen sinice, ale také řasy, i když dodávají, že jejich výskyt je oproti sinicím mnohem řidší. Poukazují na problematiku terminologie. V cizojazyčné literatuře je většinou termín vodní květ a vegetační zákal (přemnožení planktonních řas) chápán jako jedno a totéž. Použitím těchto pojmů má většina autorů z ostatních zemí na mysli pouze přemnožení kterýchkoli druhů, které mají schopnost shromažďovat se na hladině. V této bakalářské práci je pojem vodní květ chápán jako přemnožení zástupců oddělení Cyanophyta, tedy pouze sinic.

Eutrofizaci můžeme rozdělit na přirozenou a antropogenní (indukovanou). Přirozená eutrofizace je stav, který nelze ovlivnit, jelikož je způsoben přirozeným výskytem dusíku a fosforu v sedimentech, půdě dna a rozkladem vodních organismů. Eutrofizaci ovlivňují i čistě fyzikální faktory jako je doba zdržení vody v nádrži, stratifikace stojatých vod, teplota vody a intenzita slunečního záření (Pitter 1999, WHO & European commission 2002). Na eutrofizaci se podílejí také ryby. Živiny do vody dodávají nejen svými výkaly, ale například bentické ryby také rozhrnují a víří dno a tím z něj uvolňují živiny. Toto znečištění se nazývá ichthyo-eutrofizace (Silva 2007).

Antropogenní eutrofizace, jak už název napovídá, je výsledkem působení člověka. Ke zvýšení trofie dochází například splachy hnojiv z polí, narůstajícím množstvím odpadních vod či vypouštěním vod obsahujících polyfosforečnany - především z domácností. Živiny přidávají také srážky, které mohou být znečištěny příměsí různých látek včetně dusíku a fosforu (Pitter 1999). Díky nadměrnému obsahu takto přiváděných živin dochází ke zvýšení primární produkce a při vyhovujících dalších faktorech k velkému rozvoji fytoplanktonu (Marvan & Maršálek 1996, Pitter 1999).

4.2 Cyanotoxiny a jejich působení na živé organismy

Sinice produkují velké množství různorodých látek, kterými mohou ovlivňovat okolní organismy. Jedná se například o vitamíny, enzymy, aminokyseliny, hormony, organické kyseliny, antibiotika, ale také toxiny, které u sinic nazýváme cyanotoxiny (Maršálek & Turánek 1996). Nejméně 75 % vodních květů je spojeno s produkcí toxinů (WHO & European commission 2002). Tyto toxiny nejsou sinicemi produkovány pro využití při primárním metabolismu, jde tedy o tzv. sekundární metabolity. Podle metod detekce je můžeme dělit na cytotoxiny a biotoxiny. Cytotoxiny jsou většinou testovány pomocí kultivovaných savčích buněčných linií (hlavně nádorových), zatímco biotoxiny pomocí testů na malých zvířatech, jako na myších či vodních bezobratlých. Biotoxiny měly za následek mnohá úmrtí hospodářských, domácích i divokých zvířat po požití infikované vody (Carmichael 1992). Dalším možným dělením je rozdělení podle účinku na neurotoxiny, hepatotoxiny, genotoxiny, imunotoxiny a embryotoxiny (Maršálek & Turánek 1996).

Cyanotoxiny mají především negativní účinky, ale dají se nalézt i účinky pozitivní. Příkladem je cytotoxin tubercidin produkováný sinicí rodu *Tolypothrix*, který má prokazatelné protinádorové účinky. Také sinice *Spirulina subsalsa* produkuje cytostatika

s podobnými účinky (Maršálek & Turánek 1996). Vzhledem k tématu bakalářské práce nebudou pozitivní účinky podrobněji popsány.

Zatím není přesně znám důvod, proč sinice produkují toxiny. Můžeme pouze odhadovat, že by mohly sloužit jako ochranné látky před predací, jelikož mají špatný dopad na tkáně, buňky i celé organismy (Carmichael 1992). Existuje také názor, že např. microcystin a nodularin mohou sloužit jako zásobní metabolit dusíku a pracují tak v korelaci s dusíkovým režimem a obsahem fykocyaninu (Maršálek & Turánek 1996). Další možností je alelopatický efekt na makrofyta. Z experimentů vyplývá, že microcystin-LR má inhibující až smrtící efekt např. na *Ceratophyllum demersum* (růžkatec ponořený). K úhynu rostliny dojde při expozici dávky 5 mg/l microcystinu, která sice není ve vodě běžná, ale i při běžně dosažitelných dávkách dochází ke znatelnému efektu v inhibici růstu a fotosyntetické aktivity rostliny (Pflugmacher 2002).

Mezi sinice produkující toxiny patří například *Anabaena flos-aquae*, *Anabaena torulosa*, *Lyngbya birgei*, *Microcystis flos-aquae*, *Microcystis viridis*, *Microcystis aeruginosa*, *Planktothrix agardhii*, dále rody jako *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Gloeotrichia*, *Nodularia* a *Nostoc* - shrnutí viz Příloha 1 (Barceloux 2008). Druhy jako *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena flos-aquae* a *Microcystis aeruginosa* jsou prokazatelně zodpovědné za některé otravy hospodářských zvířat v USA, Kanadě a Austrálii. Z porovnání s ostatními přírodními jedy vyplývá, že jsou některé z nich dokonce silnější než jed kobry (aphanotoxin) a všechny dokonce silnější než známý rostlinný jed kurare. Naopak bakteriální toxiny, jako botulin či tetan produkované bakteriemi rodu *Clostridium*, jsou mnohem silnější. Velice zajímavý je poznatek, že i druhy sinic, které nepatří mezi toxické, ve výsledku mohou toxicitu vykazovat. V jejich polysacharidovém obalu se vyskytují bakterie, které jsou také schopny produkovat toxiny, v tomto případě tzv. endotoxiny. To vysvětluje různý stupeň toxicity u stejných druhů sinic (Maršálek & Turánek 1996).

4.2.1 Působení cyanotoxinů na zvířata a zooplankton

Jak již bylo zmíněno, cyanotoxiny mají za následek úhyny ptáků, psů, koní, hospodářských a dalších zvířat. Většinou jsou úhyny způsobeny planktonními druhy sinic, ale existují i případy, kdy přinesly fatální následky bentické druhy. Jejich porosty se uvolňují ze dna ve velkých kusech, které mohou sežrat například psi. Jsou prokázány případy, kdy došlo k hromadnému úhynu velkého počtu psů, kteří se po konzumaci tzv. „koláčů smrti“ dusili, dávali a nakonec uhynuli v křeči (Codd et al. 1992).

Jsou známy také případy náhlého masového úhynu vodního ptactva či domácích zvířat po chloraci vod, či po přidání algicidů (pesticidy k hubení řas). V těchto vodách mohl být až do doby zásahu masový výskyt sinic bez jakýchkoli toxických projevů, ale po tomto zásahu se projevil jejich účinek. Cyanotoxiny nejsou za normálních okolností vylučovány ven z buněk, ale po jejich narušení dojde k hromadnému vyelití toxinů do vody. Ve vodě se náhle vyskytne obrovské množství mrtvé biomasy sinic a uhynulých zvířat, která se začne rozkládat. Při těchto procesech je využíváno velké množství kyslíku a jeho koncentrace se tak začne snižovat, zatímco koncentrace amoniaku začne růst, což může způsobit úhyn dalších organismů, převážně ryb. Ryby hynou na poškození jater, trávicího traktu či žaber. Cyanotoxiny dále působí na ledviny, pokožku, srdce i slezinu živočichů. Velký problém může přinést také fakt, že jsou cyanotoxiny schopné kumulace a tím pádem dalších přenosů skrze potravní řetězec (Maršálek & Turánek 1996).

Zooplankton je první, na kterém jsou většinou patrné projevy eutrofizace, jelikož je stejně jako ryby velice náchylný na nedostatek kyslíku a změnu chemismu vody. Změnou chemického složení vody se při eutrofizaci často velice rychle zvyšuje její alkalita a má smrtící důsledky v první řadě především na zooplankton (WHO & European commission 2002). Ani zooplankton není vůči cyanotoxinům imunní. Například *Daphnia* podléhá toxinům produkovaných sinicí *Microcystis aeruginosa* (Vasconcelos 2001).

4.2.2 Působení cyanotoxinů na člověka

Cyanotoxiny vyvolávají u člověka alergické reakce typu dermatitidy, poruchy zažívání a onemocnění jater. Ve většině případů dochází k těmto projevům u osob oslabených nebo již trpících podobnými problémy, kdy po kontaktu s těmito toxiny dochází ke zhoršení stavu. Nejvíce postiženou skupinou jsou lidé trpící ekzémy a astmatem. Cyanotoxiny také oslabují imunitu, působí karcinogenně, způsobují slabost, zvracení, křeče, průjmy, malátnost, potíže s dýcháním a alergické reakce jako ekzémy, dušení, kašel či otoky (Bell & Codd 1994). Ke styku s cyanotoxiny nemusí docházet jen ve vodě nebo pozřením kontaminované vody či jídla, ale také na souši, kde poletuje zaschlý prach obsahující tyto látky. Inhalace těchto prachových částic může způsobit problémy s dýcháním a alergie (Teixeira 2009).

Působení cyanotoxinů je často chronické, a proto jsou nebezpečné již mnohem menší koncentrace těchto látek, než jaké jsou uváděny na základě testů akutní toxicity na myších. Proto se v dnešní době dělají experimenty na prasatech a ovcích a při významném zamoření některého používaného zdroje pitné vody je sledován stav lidí, kteří ji používají jako pitnou. Z hlediska karcinogenity cyanotoxinů je prokázána tvorba rakoviny kůže a jater. Z alergických reakcí se nejčastěji kromě ekzémů objevuje také slzení očí, vodnatá rýma, kýchání a záchvaty dušnosti. Nejvyšší alergenní aktivitu ze sinic prokazují rody *Nostoc*, *Anabaena*, *Aphanizomenon* a *Phormidium* (Maršálek & Turánek 1996).

4.3 Rozdělení cyanotoxinů podle účinku

4.3.1 Neurotoxiny

Neurotoxiny jsou alkaloidní paralytické jedy, které poškozují centrální nervovou soustavu (Hrdina et al. 2004, Barceloux 2008). Nalezneme je nejen u sinic, ale také např. u obrněnek a mořských plžů. Patří mezi ně mj. aphanotoxiny produkované např. sinicí rodu *Aphanizomenon*, dále anatoxin, C-toxiny, G-toxiny a LW (*Lyngbya wollei*)-toxiny (Maršálek & Turánek 1996, Barceloux 2008). LD₅₀ (střední letální dávka - smrt 50 % testovaných jedinců během 24 hodin po expozici) aphanotoxinu se u myši pohybuje okolo 10 µg/kg živé hmotnosti. Laboratorní myš tak uhynie do pěti minut od podání jedu. Anatoxin má LD₅₀ dvojnásobně vyšší (Maršálek & Turánek 1996, Hrdina et al. 2004). Nebezpečí neurotoxinů také zvyšuje kumulace v potravním řetězci, který končí až u konzumentů mořských plodů, včetně člověka (Barceloux 2008, Pouličková et al. 2015).

Saxitoxin

Saxitoxin (aphanotoxin) a neosaxitoxin byly poprvé izolovány z mořských obrněnek (tedy z řas) tvořících „red tide“ neboli rudý příliv, který označuje jejich přemnožení v moři spojené s otravami vodních živočichů a paralytickými otravami ryb (Barceloux 2008, Pouličková et al. 2015). Ze sinic ho produkují především rody *Aphanizomenon* a *Anabaena*

(Barceloux 2008). Byl prokázán také u rodů *Cylindrospermopsis*, *Lyngbya*, *Planktothrix* a *Raphidiopsis* (Wiese et al. 2010).

Tyto toxiny způsobují depresi akčního potenciálu srdečního svalu, relaci cév a blokují sodíkový kanál, čímž inhibují přenos impulzu (Barceloux 2008). Při otravě tak dochází k poruše koordinace, neschopnosti stát na nohou a následné smrti udušením. Člověk se může intoxikovat cyanotoxiny pozřením kontaminovaného jídla, většinou připraveného z kontaminovaného zdroje pitné vody, při plavání ve vodě a nechtěném polknutí vody s toxickými sinicemi či jejich toxiny. K intoxikaci může dojít také při konzumaci mořských plodů z vod obsahujících velké množství sinic především rodu *Anabaena* (Hrdina et al. 2004).

První otravy saxitoxinem nalezneme už v dávné historii člověka. Otrávil se jím posádka kapitána G. Vancouvera v Kolumbii po konzumaci ústřic. Nedávno bylo dokázáno, že otravu nezpůsobily přímo ústřice, ale právě toxiny sinic (Hrdina et al. 2004). Běžné otravy jsou známé především u psů, ptáků, hospodářských zvířat, ale i koní (Maršálek & Turánek 1996).

Anatoxin

Anatoxin je jed, jehož hlavním zdrojem jsou druhy rodu *Anabaena* (Maršálek & Turánek 1996). Jeho produkce byla prokázána také u sinic rodu *Aphanizomenon* (Wood et al. 2007), *Phormidium* (Gugger et al. 2005), druhu *Raphidiopsis mediterranea* (Namikoshi et al. 2003), *Arthrospira fusiformis* (Ballot et al. 2005), *Planktothrix rubescens* (Viaggiu et al. 2004) či bentického rodu *Oscillatoria* (Edwards et al. 1992). V malém množství byl anatoxin nalezen také u rodu *Microcystis* (Park et al. 1993). Je silně toxický při intraperitoneálním podání, to znamená při podání do dutiny břišní. Perorální toxicita je až tisíckrát nižší. Jedná se o alkaloid, který inhibuje cholinesterázovou aktivitu a je velice termostabilní. Anatoxin se dělí na tři základní skupiny A - C. Byl izolován jako vůbec první neurotoxin u sinic ve sladkých vodách. Anatoxin-A má olejovitou strukturu. Po jeho pozření se dostavuje ztížené dýchání, paralýza končetin, křeče a nakonec i smrt udušením (Maršálek & Turánek 1996, Hrdina et al. 2004).

Anatoxin-A(s) je méně toxická forma o jednodušší chemické struktuře produkovaná především rodem *Anabaena flos-aquae*. Také má anticholinesterázovou aktivitu. Přívlástek „s“ označuje hlavní příznak intoxikace, kterým je salivace neboli nadměrné slinění. K tomuto symptomu se přidává také slzení, defekace, močení a smrt v křeči zástavou dechu. Tyto příznaky byly pozorovány při testech na myších. U mohutnějších zvířat jsou pozorovány také poruchy hybnosti, dušnost a cyanóza (Maršálek & Turánek 1996, Hrdina et al. 2004).

Lyngbyatoxin A

Lyngbyatoxin A je produkován sinicí rodu *Lyngbya*. Způsobuje puchýře na pokožce a dermatitidu, která je někdy nazývána jako „svědění plavců“. Je také karcinogenní. Poprvé byl popsán jako součást trávicích žláz mořského živočicha *Stylocheilus longicauda*, který se živí sinicemi (Hrdina et al. 2004).

4.3.2 Hepatotoxiny

Hepatotoxiny jsou produkovány hlavně sinicemi rodu *Microcystis*, *Nodularia*, *Anabaena*, *Planktothrix*, *Aphanizomenon*, *Nostoc*, *Oscillatoria*, *Gloeotrichia* nebo také *Cylindrospermopsis* (Maršálek & Turánek 1996). Nejzávažnější z těchto toxinů je microcystin, jehož producentem je např. *Microcystis* a který tvoří nejméně 80 různých variant. Dále nodularin produkováný sinicí rodu *Nodularia* a tvořící minimálně pět variant jedu. Tyto toxiny jsou pojmenovány podle variability L- a D-aminokyselin (Barceloux 2008). Mezi další sinice produkující hepatotoxiny patří např. *Cylindrospermopsis raciborskii* produkující cylindrospermopsin (Maršálek & Turánek 1996).

Hepatotoxiny jsou látky nepříznivě působící na játra a jejich funkci. Působením hepatotoxinů dochází k jejich zvětšování až na dvojnásobnou velikost. Stejný efekt se objevuje i u ledvin. Tyto látky způsobují zeslábnost, zimomřivost a nechutenství. Dochází k lézím a nekrotám jater, aktivnímu rozrušování jaterních buněk, rozpadu endoplazmatického retikula a dalších komponentů jaterních buněk až k jejich konečnému rozpadu (Maršálek & Turánek 1996, Barceloux 2008). Nejodolnějšími obratlovci jsou vůči toxinům sinic obecně vodní ptáci a husy (Elleman et al. 1978).

Microcystin

Jak již název napovídá, microcystiny jsou produkovány převážně sinicí rodu *Microcystis*, ale existují i další producenti jako například *Anabaena flos-aquae*, *Nostoc*, *Anabaenopsis*, půdní *Hapalosiphon* či *Oscillatoria agardhii*. Z konkrétních druhů *Microcystis* se jedná o *M. viridis*, *M. aeruginosa* a *M. wesenbergii*. Microcystiny jsou nebezpečné především svou teplotní stabilitou, rezistencí vůči proteolýze a rakovinotvornou aktivitou. Hlavními příznaky otravy microcystinem jsou zhoršené dýchání a bledost. Krvácení do jater může přivodit i náhlou smrt (Chorus & Bartram 1999, Hrdina et al. 2004, Barceloux 2008). Patří mezi karcinogeny, genotoxiny, mutageny a embryotoxiny (Krménčík & Kysilka 2016).

Tyto toxiny jsou dokonce nazývány jako FDF = fast death factor, tedy faktor rychlé smrti, který je velice nebezpečný nejen pro ptactvo a hospodářská zvířata, ale také pro člověka. A jelikož microcystiny narušují regulaci proteinfosfatáz a kináz, mají dopad nejen na hormonální působení, ale také na metabolismus a buněčný růst (Hrdina et al. 2004).

Nejrozšířenější je microcystin LR. Označení „LR“ znamená, že obsahuje L-leucin v poloze X a L-arginin v poloze Y. LD₅₀ tohoto toxinu se pohybuje od 40 do 45 µg/kg živé hmotnosti. Jeho dalším nebezpečím je blokování příjmu železa. Pro člověka je letální přítomnost 1 µg microcystinu LR na 1l pitné vody. Jako cyanoginosiny označujeme skupinu microcystinů LA, LR, YR, YM a YA, jejichž LD₅₀ je v rozmezí 60 - 70 µg/kg živé hmotnosti (Maršálek & Turánek 1996).

Autoři Maršálek & Turánek (1996) popsali rychlost účinku microcystinu LR při pokusu na myších. Již po jedné minutě bylo celých 75 % microcystinu v játrech, po pěti minutách v srdci, do půl hodiny v ledvinách a za další půl hodinu v plicích.

Zřejmě vůbec nejhorším příkladem dopadu microcystinů na člověka je katastrofa, která se odehrála v roce 1996 v brazilské nemocnici v Caruaru. Došlo zde k intoxikaci 131 pacientů, 116 z nich vykazovalo poruchy vidění, nevolnost a zvracení. U 110 z nich došlo k akutnímu selhání jater a 60 z nich do konce toho roku zemřelo. Příčinou byla voda

kontaminovaná microcystiny, která byla použita na dialýzu a způsobila akutní krvácení jater (Soares et al. 2006). Po tomto případě je poškození jater způsobené cyanotoxiny nazýváno jako Caruaru syndrom (Pouličková 2011).

Nodularin

Toxin nodularin tvoří hl. sinice druhu *Nodularia spumigena*, jejíž výskyt je v současné době stále častější (především u Baltského pobřeží). LD₅₀ při experimentech na myších je 70 µg/kg. Jedná se o látku podobnou microcystinu. Liší se nepatrně svým chemickým složením. Také toxicitou se blíží k microcystinu, i jeho účinky jsou podobné. Poškozuje strukturu jater, ničí hepatocyty, čímž způsobuje nekrózu jater a následné krvácení. Stejně jako u microcystinu dochází po jeho požití k inhibici fosfatáz, ale v tomto případě i dvojnásobné. Ani u tohoto toxinu nechybí prokarcinogenní aktivita a patří také mezi genotoxiny, mutageny a embryotoxiny (Hrdina et al. 2004, Krmenčík & Kysilka 2016).

Cylindrospermopsin

Sinice rodu *Cylindrospermopsis* (např. *C. raciborskii*), *Umezakia* (např. *U. natans*), *Aphanizomenon*, *Trichodesmium* či půdní sinice rodu *Hormosilla* jsou hlavními producenty neurotoxinu cylindrospermopsinu, který má stejně jako předchozí toxiny devastující vliv na jaterní buňky (Hrdina et al. 2004, Bohunická et al. 2015, Krmenčík & Kysilka 2016). Způsobuje mj. gastrointestinální potíže, ničí také ledviny, plíce, srdce a slezinu. Tento toxin měl již za následek otravu člověka, a to po požití špatně skladované pitné vody (Hrdina et al. 2004, Barceloux 2008, Krmenčík & Kysilka 2016).

5 Faktory ovlivňující růst sinic vodního květu

Sinice jsou velice odolné adaptabilní organismy, které osidlují širokou škálu rozličných podmínek prostředí. Žijí ve sladkých i slaných vodách, ale také aerofyticky na písku, sněhu či ledu. Najdeme je v prostředí s extrémně nízkou i vysokou teplotou, tedy jak v arktických oblastech, tak i na poušti. Osidlují stanoviště s extrémními hodnotami pH i salinity. Ale i sinice mají své fyziologické optimum pro masové šíření (Kalina & Váňa 2005, Vincent 2007). Základní jsou faktory fyzikální, jako světlo a teplota, ale také dostupnost živin. Často záleží na poměru těchto živin a na spolupůsobení všech faktorů dohromady (Maršálek & Keršner 1996). Je pro ně velice významná fenoplasticita (schopnost přizpůsobení se měnícím se podmínkám prostředí). Dokážou se skvěle adaptovat na jakékoli změny prostředí, což jasně dokazuje jejich stáří. Proběhlo také mnoho studií, při kterých se sinice během kultivací v pozměněných podmínkách přizpůsobily podle aktuální potřeby. A to jak morfoloicky, tak i po fyziologické stránce (Kalina & Váňa 2005).

5.1 Světelné podmínky

Sinice se zvládají přizpůsobit různým světelným podmínkám, i když mají samozřejmě svá preferovaná optima (Reynolds & Walsby 1975). Obecným rozmezím světelné vlnové délky pro fotosyntézu je 380 - 720 nm. Nazýváme ho fotosynteticky aktivní radiace. Velký vliv ve vodním prostředí má také lom světla, odraz, hloubka vody a další faktory. Nejhlouběji

proniká modré světlo. Prosvětlená zóna, která může dosahovat v extrémně dobrých podmínkách až 120 m, se nazývá eufotická (Pouličková 2011).

Světelné podmínky samozřejmě hrají důležitou roli při konkurenci a jsou považovány za jeden z nejdůležitějších faktorů rozvoje sladkovodních sinic (Maršálek & Keršner 1996). Jejich výhodou je schopnost chromatické adaptace. Mohou tak fotosyntetizovat v širším rozmezí světelného spektra (Walsby 1985, Pouličková & Jurčák 2001, Kalina & Váňa 2005). Pokud převládá zelené světlo, dochází ke zvýšené produkci fykoerytrinu, zatímco při červeném světle se tvoří fykocyanin. Sinice dokážou fotosyntetizovat dokonce i na dně v anaerobních podmínkách. Jako zdroj elektronů při tom využívají sirovodík a do svých buněk ukládají koloidní síru (Kalina 1994). Nezapomeňme také na jejich schopnost heterotrofie, kterou některé sinice disponují (Maršálek & Keršner 1996). Jedná se o mixotrofní druhy, schopné využívat nejen světelnou energii, ale také organické látky z prostředí. Díky této schopnosti mohou některé sinice vegetovat i za naprosté tmy. Jde především o půdní či jeskynní druhy (Fott 1967).

Vyšší intenzita osvětlení sinice nezabije, důkazem je jejich samotné stáří, které spadá až do dob, kdy ještě ani neexistovala ochranná ozonová vrstva (Maršálek & Keršner 1996). Například *Microcystis* se negativnímu vlivu intenzivního světla dokáže bránit produkcí ochranných pigmentů - karotenoidů a tzv. buoyancy, což je schopnost vertikálního pohybu ve vodním sloupci díky plynovým měchýřkům do takové hloubky, která nabízí optimální podmínky a to nejen světelné, ale i s optimálním obsahem živin a CO₂ (Oliver 1994). Hlavním ochranným barvivem sinic proti UV záření je scytonemin, který vzniká z tryptofanu a fenylpropanu. Jako další UV filtry jim slouží již zmíněné karotenoidy a xantofyly jako β - karoten, myxoxantofyl či kantaxantin, dále pak mikrosporiny. Některé druhy řeší ochranu proti UV záření vyhledáním zastíněného místa nebo tvorbou druhově specifických ochranných struktur. Ani porušení fotosyntetického aparátu sinice nezastaví, syntetizují si nové struktury pomocí DNA (Kalina & Váňa 2005, Pattanaik et al. 2007). Zvýšená intenzita záření ale může působit inhibičně a v případě dominantního rozvoje řas způsobit konkurenční znevýhodnění v důsledku zastínění vzniklým vegetačním zákalem (Maršálek & Keršner 1996, Pattanaik et al. 2007).

5.2 Teplota

Sinice si lidé v ČR často spojují s letními teplými dny, kdy se začínají intenzivně množit při překročení teploty vody nad 20 °C (Pouličková 2011). Teplotní optimum sinic vodního květu se pohybuje okolo 25 - 35 °C, ale u nás velmi rozšířená *Microcystis aeruginosa* se masově rozšiřuje již při 17 °C (Maršálek & Keršner 1996). Její výskyt byl zaznamenán dokonce při 5 °C (Reynolds 1971). Naopak nejvyšší udávaná teplota výskytu sinic je 73 °C (Kalina & Váňa 2005). Existují také hypotézy, které předpokládají možnost přežití pouštních sinic např. rodu *Chroococcidiopsis* na Marsu, jelikož jsou přizpůsobené k extrémním výkyvům teplot a nedostatku vody (Grilli Caiola & Billi 2007).

S teplotním faktorem úzce souvisí teplotní stratifikace (ve stojatých vodách mírného pásu), tedy rozvrstvení nádrže podle různých teplotních gradientů, které má na rozvoj sinic velký vliv. Během teplotní stratifikace začínají být sinice dominantnější než řasy (Ganf & Oliver 1982, Pouličková 2011). Při letní stratifikaci vzniká na povrchu vody vrstva zvaná epilimnion, která svou vyšší teplotou vyhovuje právě sinicím vodního květu. Pod ní leží tzv. skočná vrstva (metalimnion), kde dochází k prudkému poklesu teploty. Poslední

studenou vrstvou je hypolimnion. V období letní stratifikace je promíchávána pouze vrchní vrstva vody vlivem větru. Živiny usazené na dně se tedy do vrchních vrstev dostávají až v průběhu podzimní cirkulace, kdy je voda promíchávána v celém objemu. Proto se stávají v letním období limitujícím faktorem živiny (Pouličková 2011). Samozřejmě různé druhy sinic mají odlišné ekologické nároky. Například *Planktothrix agardhii* se podle některých studií vyskytuje více v mělkých nádržích, kde nedochází ke stratifikaci, zatímco rody *Microcystis* a *Anabaena* dávají přednost hlubším stratifikovaným nádržím (Maršálek & Keršner 1996).

5.3 pH

Důležitým faktorem pro výskyt sinic je pH (reakce vody, která vyjadřuje koncentraci vodíkových iontů). Nejvíce se sinicím daří při pH 4 - 6 či vyšším (Hartman et al. 2005, Kalina & Váňa 2005). Dominanci nad zelenými řasami získávají při hodnotách pH 7,5 - 9, především pokud spolupůsobí také snížená koncentrace CO₂ (Maršálek & Keršner 1996). Příliš kyselé pH sinicím vodního květu nevyhovuje, i když jiné druhy se přizpůsobí i životu ve vulkanickém prostředí, kde je nejen vysoká teplota a koncentrace kyseliny sírové, ale také extrémně nízké pH. Příkladem je termální sinice *Mastigocladus laminosus*, která se vyskytuje např. v Yellowstonském národním parku a v Karlových Varech. Na druhou stranu *Plectonema* vegetuje i v prostředí s pH 13,5, což jiné organismy nedokážou (Kalina & Váňa 2005, Miller 2007).

5.4 Živiny

Základními živinami pro sinice jsou dusík a fosfor. Záleží především na jejich poměru, jelikož dusík jsou sinice schopné vázat ze vzduchu, limitujícím prvkem je fosfor. Jeho nedostatek může být způsoben jeho malým zastoupením v podloží. I když ho je v podloží dostatek, je málo využitelný, jelikož se pevně váže na půdní částice a většinou se nevyplavuje. Jedná se o jeho nereaktivní formu. Do vody se tedy dostává především z okolí. Ideální stav pro rozvoj sinic nastává v okamžiku, kdy je hmotnostní poměr celkového dusíku nízký v porovnání s celkovým fosforem (Smith 1983, Pouličková 2011).

Dusík je nepostradatelnou složkou buněk, která se podílí na syntéze aminokyselin a bílkovin (Maršálek & Keršner 1996). Nejdůležitější formou jsou kromě molekulárního dusíku a amonných iontů dusičnany (Pouličková 2011). Do volné přírody se dusík dostává ve vyšších dávkách skrze zemědělství a průmysl, ale také atmosférickou depozicí, kam se dostává zplodinami při spalování a chovem hospodářských zvířat. Nejvýznamnějším zdrojem dusíku je zemědělství. V poslední době z krajiny zmizely remízky, příkopy aj., čímž se zvýšila eroze a splach. Praktiky zemědělství se sice zlepšují, ale živiny v půdě dále zůstávají a využívání stájního hnoje k hnojení půd jejich obsah udržuje. I přes omezení dusíkatých hnojiv se situace nezlepšuje a koncentrace dusičnanů ve vodách zůstává stejná (WHO & European commission 2002).

Fosfor je u sinic důležitý pro tvorbu bílkovin a pro energetické pochody (Maršálek & Keršner 1996). Ideální koncentrace fosfátů pro rozvoj vodního květu je 0,03 - 1 mg/l a vyšší (WHO & European commission 2002). Nejvyužitelnější formou je reaktivní fosfor (Pouličková 2011). I fosfor se dnes do prostředí dostává ve velkém množství erozí, splachy a vyluhováním živin z hnojených pozemků. Významným zdrojem je také vypouštěním odpadních vod do vodotečí (vod komunálních a průmyslových). Největším zdrojem fosforu je průmysl a domácnosti. Díky nařízenému snížení obsahu fosforu v domácích

pracích prostředcích a účinnějšímu čištění odpadních vod v některých zemích (především EU) se jeho koncentrace v prostředí snižuje. Naopak přísun používáním fosfátových hnojiv je stále rapidní (Maršálek & Keršner 1996, WHO & European commission 2002).

Sinice se vyskytují mj. ve vodách s vyšším pH, které je dáno nižšími koncentracemi CO_2 . Oxid uhličitý se do vody dostává při respiraci a z ovzduší (Poulíčková 2011). Další formy oxidu uhličitého, vyskytující se ve vodě, jsou H_2CO_3 a ionty HCO_3^- a CO_3^{2-} . Zastoupení těchto forem určuje pH. Právě sinice mají nejvyšší toleranci k nedostatku volného CO_2 , který je v převaze pouze při nízkém pH. Vyšší pH je spojeno s nadbytkem HCO_3^- a CO_3^{2-} (Maršálek & Keršner 1996).

Sinice také preferují určité zastoupení anorganických prvků. Železo stimuluje fotosyntézu při nízkém osvětlení a napomáhá fixaci dusíku. Také vápník, jehož funkce zatím nebyla přesně prokázána, zřejmě hraje úlohu při fotosyntéze. Molybden podporuje růst sinic zvýšením fixace uhlíku. Měď a mangan jsou pro sinice naopak toxické (Maršálek & Keršner 1996).

S dostupností živin souvisí také obsah kyslíku, jehož rozpustnost závisí na tlaku, teplotě a salinitě. Během fotosyntézy dochází k produkci kyslíku, takže při přemnožení planktonu může vzniknout i přesycená zóna až na 300 %. Naopak v noci je kyslík spotřebován pro potřeby respirace, takže může dojít k jeho vyčerpání a úhynu ryb. Při anoxii u dna se uvolňují živiny ze sedimentů a dostávají se do vody, čímž se může ještě umocnit konkurenceschopnost fytoplanktonu (Poulíčková 2011).

Úživnost vody je ovlivněna řadou faktorů. Z vnějších faktorů se jedná o nadmořskou výšku, polohu, tvar dna, charakter povodí s ohledem na okolní louky, lesy apod., dále o počasí a hydrologický režim. Z vnitřních faktorů jsou důležité biotické vlivy jako rozvoj vodní vegetace nebo stáří přehrad (Hartman et al. 2005).

5.5 Vliv konkurence a ostatních organismů

Velkou roli v uplatnění sinic vodního květu hrají ostatní vodní organismy od řas, přes rostliny až po živočichy. Požírači sinic, jako jsou ryby, ale i zooplankton (vířníci, korýši) a další organismy, mohou silně redukovat množství sinic ve vodách, přestože vyžírací schopnost zooplanktonu není u sinic oproti zeleným řasám tak vysoká. Sinice se totiž brání velikostí, nepoddajností, produkcí toxinů a nižší stravitelností (Ressom et al. 1994, Maršálek & Keršner 1996). Pro sinice je také velice zásadní konkurence řas, popřípadě rostlin, které při svém přemnožení ubírají podstatné množství živin i světla z prostředí (Maršálek & Keršner 1996). Existuje obecný popis časových změn fytoplanktonu - tzv. PEG model (Plankton Ecology Group Model), který předpokládá následující sezónní dynamiku. Na jaře se rozvine fytoplankton, který je ale následně redukován namnoženým zooplanktonem. Dochází k tzv. „clear water“, při kterém nemá zooplankton co žrát a je zredukován rybami. Tak se znovu uvolní prostor pro fytoplankton, který je znovu na podzim požrán zooplanktonem a nastává zima obecně chudá na fytoplankton (Poulíčková 2011).

6 Metody snižování počtu sinic

Jelikož je tvorba vodního květu pro člověka nežádoucí, v poslední době se rozmáhá snaha o jeho odstranění nebo alespoň eliminaci. Existuje mnoho metod, které se o to pokoušejí, ale ne všechny jsou úspěšné na všech lokalitách. Vždy záleží na okolnostech. Mezi metody snižování počtu sinic patří postupy prováděné v době rozmachu sinic, ale také v době, kdy o vodním květu ani nevíme. Nejznámějšími a nejvyužívanějšími metodami jsou mechanické odstranění biomasy, biologické odstranění biomasy pomocí požíračů nebo různá asanační opatření (Maršálek & Keršner 1996). Mezi zásadní metody řadíme také odstraňování živin nebo naopak odstraňování cyanotoxinů, které je ovšem mnohem více náročné než samotná eliminace sinic. Odstraňování sinic je bohužel často spojeno s uvolňováním toxinů z jejich narušených buněk (Maršálek & Keršner 1996, WHO & European commission 2002).

6.1 Použití algicidů

S nežádoucím únikem nitrobuněčného obsahu sinic, jehož součástí jsou často i nebezpečné toxiny, souvisí jedna z radikálních metod použití algicidů. Tento zásah je ovšem v mnoha státech přímo zakázán nebo alespoň silně omezován. Nejenže algicidy ovlivňují chuť i pach vody, ale také mají nepříznivý dopad na životní prostředí. Navíc voda nemůže být po zásahu využita jako pitná. V případě výskytu druhů sinic a řas rezistentních vůči algicidům se jen zvýší jejich konkurenceschopnost (WHO & European commission 2002). Této metody se dá využít pouze před rapidním výskytem vodního květu (u nás na jaře), čímž se částečně předejde extrémnímu vylití toxinů z porušených buněk sinic. Na jaře jsou sinice nejzranitelnější, zesláblé po přezimování a přijímají do sebe velké množství látek (Maršálek & Keršner 1996, WHO & European commission 2002).

Často je jako algicid využíván síran měďnatý, jelikož je levný a účinný. Problémem, kromě již zmíněných negativ, je také fakt, že se měď kumuluje v sedimentech a má negativní dopad nejen na cílovou skupinu, ale také na bezobratlé a ryby. V tvrdších vodách je neúčinný a je tak nahrazován cheláty na bázi mědi. Další variantou je využití oxidačních činidel jako chloru či hypermanganu neboli manganistanu draselného. Bohužel i tyto látky nesou stejné neblahé dopady na kvalitu vody (WHO & European commission 2002). Před využitím algicidů je nutné mít připraven podrobný plán a vše předem řádně prostudovat s ohledem na konkrétní oblast. Snižováním koncentrací aplikovaných látek se dá vyhnout vylití toxinů do vody, ale také se tím sníží jejich účinek. Dále se zamezí vzniku kyslíkového deficitu, který by měl na vodní organismy také velice špatný dopad. Nižší koncentrace algicidů mají za úkol omezit fotosyntetickou asimilaci sinic, které tak klesnou na dno, kde se začnou velice pomalu rozkládat. Pomalý rozklad zajistí přirozené odbourávání organických látek v jejich těle (Maršálek & Keršner 1996).

Každá vodní plocha je jedinečná, a proto je vhodné před zásahem provést limnologickou studii a zjistit, kde sinice nejvíce přezimují. Podle toho se stanoví určité koncentrace algicidů, které nejsou aplikovány plošně, ale pouze na místa výskytu. Na některých částech může být navrženo pouze vybagrování dna, čímž se celkově sníží nejen náklady, ale také ekologický dopad zásahu. Metodu využití algicidů tedy lze aplikovat na malé

i velké vodní plochy s dostatečným proplánováním a nejlépe v kombinaci s více metodami pro lepší účinnost (Maršálek & Keršner 1996).

6.2 Mechanické odstranění biomasy

Jednoduchou metodou k snížení počtu sinic se může zdát odstranění vzniklé biomasy mechanicky. K tomu se využívají husté sítě nebo naopak řídké syntetické textilie. Problémem je odstranění nasbíraného materiálu. Sinice se díky vysokému obsahu slizu vysoušejí při normální teplotě velice pomalu. Při využití vyšších teplot vznikají krusty, které se musí dezintegrovat. Na dně nádrže samozřejmě ostatní sinice zůstanou a tak je jen otázka času, kdy vystoupí na hladinu a nahradí odstraněnou část vodního květu (Maršálek & Keršner 1996).

Této metody se dá využít jen v nádržích, kde se shromažďuje vodní květ jen dočasně (Maršálek & Keršner 1996).

6.3 Elektrokoagulace

Elektrokoagulace je moderní metoda, která k odstranění sinic využívá proudy nízkého napětí. Probíhá při ní elektrolýza vody, během níž dochází ke změně potenciálu na povrchu částic ve vodě a k jejich koagulaci (tvorbě vloček). Zařízení sestává ze zdroje stejnosměrného napětí a lamelového reaktoru a je upevněno na plavidle. Základem této metody je aplikace elektrolytický upravené vody do vody s výskytem sinic. Po aplikaci vzniknou mikrobublinky vodíku, kyslíku a ozónu a vytvoří se ionty Al^{3+} , které reagují se záporně nabitými ionty koloidních částic a vytvářejí vločky. Vločky z vody oddělí mechanické nečistoty a organické částice. Výhodou elektrokoagulace je možnost její regulace (Vitvar 2008).

6.4 Cyanocidní iontová síť

Na podobném principu jako elektrokoagulace funguje iontová síť. Jedná se o fyzikální metodu, která je založena na aplikaci ionizovaných zkoloidovaných cyanocidních látek do vody. Iontová síť je vytvářena zapracováním látek do vody pomocí elektrochemických metod ve spojení s elektrolýzou látek, které už jsou ve vodě obsaženy. Po položení iontové sítě na hladinu dojde ke změně elektrického potenciálu sinic, které tak ztratí schopnost pohybu, příjmu živin a fotosyntézy a klesnou na dno spolu s iontovou sítí. Dokud se na dně nevyrovná potenciál, zůstává síť aktivní i na dně, čímž se zvyšuje a prodlužuje její účinnost až na několik měsíců. Přidáním různých látek lze účinnost metody zvýšit. Příkladem je koloidní kombinace stříbra a mědi nebo chloru, který ale má negativní dopad na vodní organismy, a proto se v dnešní době nepoužívá. Během elektrolýzy se na elektrodách tvoří tzv. ROS látky (reaktivní formy kyslíku), které pronikají do buněk sinic. Vzniklý peroxid vodíku spolu s UV zářením způsobí fotokatalytickou oxidaci sinic (Naše voda 2011).

Metoda je vhodná hlavně k prevenci rozvoje fytoplanktonu, proto by se měla aplikovat na počátku rozvoje sinic (duben - červen), kdy jsou zranitelné a zesláblé. Je účinnější než chemické přípravky a šetrnější k životnímu prostředí. K aplikaci slouží generátor iontové sítě a ejektor. Ty jsou umístěny na plovoucím zařízení, které se pohybuje po celé vodní ploše. Využívá se pouze v místech slabého proudění vody, aby se docílilo rovnoměrného rozložení. Nejúčinnější metodou je kombinace mobilní a stacionární aplikace, kdy mobilní zajistí aplikaci na klidných částech vodní plochy a stacionární se

umístí na místo proudění. Kombinovaná aplikace je tedy vhodná pro nádrže s velkým průtokem (Naše voda 2011).

6.5 Biologické odstranění biomasy pomocí požíračů

Ekologicky nezávadnou metodou by se zdálo být využití býložravých ryb. Jedná se o tzv. management potravních vztahů. Probíhaly experimenty s nasazením ryb jako tolstolobik bílý (*Hypophthalmichthys molitrix*) či tolstolobec pestrý (*Aristichthys nobilis*). Bohužel tato metoda nepřináší příznivé výsledky a to z mnoha důvodů. Velký vliv má teplotní stratifikace nádrže, uspořádání potravního řetězce, úživnost nádrže a také člověk. Velký problém způsobuje fakt, že jsou sinice špatně stravitelné a tím pádem mohou projít zažívacím traktem bez porušení a dokonce přispět kichthyo-eutrofizaci (Maršálek & Keršner 1996, Silva 2007). Dalším problémem je obrana některých sinic proti pozření. Příkladem jsou sinice tvořící velké kolonie jako *Microcystis* či *Aphanizomenon flos-aquae* nebo vláknitá sinice *Plaktothrix agardhii* (Marvan & Maršálek 1996). S využitím býložravých ryb úzce souvisí dravé ryby, které mohou obsádku těchto ryb redukovat a tím narušovat jejich funkci. Proto se nabízí i další krok regulace obsádky dravých ryb, který ovšem také nedosahuje kýžených výsledků a je problematický (Maršálek & Keršner 1996).

6.6 Regulace potravních sítí

Další metodou je zvýšení obsádky ryb dravých. V této variantě se využívá tzv. biomanipulace, při které jsou podporovány predátoři snižující populace kaprovitých ryb, které požírají zooplankton. Tím se umožní rozvoj zooplanktonu, který začne více redukovat populace fytoplanktonu. Nevýhodou této metody jsou adaptace sinic (především těch tvořících velké kolonie), které zooplankton nepozře. Tím se tedy může jen zvýšit jejich konkurenceschopnost oproti ostatním eliminovaným druhům sinic a řas (Marvan & Maršálek 1996).

Této metody se dá využít spíše v méně eutrofizovaných vodách o různé vodní ploše. Ač se zdá být jednoduchá, je finančně i časově náročná a vyžaduje dohled odborníků. Nespornou výhodou je plně přirozený proces, který neničí životní prostředí (Marvan & Maršálek 1996).

6.7 Biologický boj cyanofágy

Velice nadějnou se zdála být myšlenka dalšího biologického boje pomocí virů sinic, tzv. cyanofágů, jelikož jsou v přírodních vodách běžné (Bergh et al. 1989). Nalezneme je v hojných počtech ve sladkých i slaných vodách. Známé jsou především druhy napadající sinice *Synechococcus* a *Microcystis aeruginosa* (Safferman & Morris 1967). Cyanofágy mají dvouřetězcovou DNA a řadí se do tří skupin - Myoviridae, Podoviridae a Siphoviridae (Suttle 2002). Do první skupiny je řazen např. cyanofág AS -1, který napadá sinice rodu *Anacystis* a *Synechococcus* (Safferman et al. 1972). Do skupiny Podoviridae patří cyanofág nazývaný LPP - 1, který byl vůbec jako první cyanofág izolován. Jeho název vyplývá ze schopnosti lýze sinic rodu *Lyngbya*, *Plectonema* a *Phormidium* (Sigeet et al. 1999). Zástupcem třetí skupiny je např. cyanofág S - 1, který infikuje rod *Synechococcus* (Adolph & Haselkorn 1973).

Tato metoda má mnohá úskalí, která její využití v podstatě znemožňují. Nejenže je spojena s vylitím toxinů do vody (Maršálek & Keršner 1996), ale hlavně není znám dostatek specifických virů, které by působily právě na sinice vodního květu. Tato metoda je navíc

dlouhodobě neudržitelná především z důvodu postupného získávání rezistence sinic k cyanofágu (Cannon et al. 1976, Kalina 1994). Cyanofágové jsou také limitováni působením slunečního záření a požíráním prvoky. Dalším problémem je velká různorodost stavby stejných druhů cyanofágů z odlišného prostředí. Vir, který v jednom prostředí zabíjí určité druhy sinic, nemusí díky genetickým a dalším odlišnostem limitovat tytéž druhy po přenesení do jiného prostředí, ve kterém je chceme využít v likvidaci sinic. Navíc kultivace, množení a přenos cyanofágů je velice náročný (Suttle 2002). I když by se pomocí cyanofágů podařilo odstranit konkrétní druh sinice, pouze by se uvolnilo místo pro dominanci ostatních druhů sinic (van Hannen et al. 1999). Velký vliv na sílu infekce sinic cyanofágy mají také podmínky prostředí včetně teploty vody (Suttle & Chen 1992, Suttle 2002).

Metodu však do budoucna nelze zcela zavrhnout, jelikož cyanofágy jednoznačně redukují populace sinic. Některé experimenty se zaměřují na samotné lysogeny cyanofágů, které izolují a studují jejich účinky (Suttle 2002).

6.8 Využití bakterií

Se stejným problémem získání schopnosti rezistence sinic se také potýká metoda využívající biologického boje pomocí bakterií. Bakterie mají schopnost narušovat buněčnou stěnu sinic a ničit funkčnost jejich biologických pochodů, přestože heterocyty lýzi nepodléhají (Daft & Stewart 1971).

Příkladem je bakterie *Bacillus subtilis*, která inhibuje růst sinice *Microcystis aeruginosa* a *Anabaena affinis* (Ahn et al. 2003). *Microcystis aeruginosa* podléhá lýzi také pod vlivem enzymů produkovaných bakteriemi *Bdellovibrio* a *Pseudomonas* (Caiola & Pellerini 1984, Sugiura et al. 1993). Dále také působením *Alcaligenes denitrificans*, která ničí i další druhy jako *M. viridis* a *M. wesenbergii* (Manage et al. 2000). *Flexibacterium* způsobuje lýzi sinice *Anabaena* a inhibuje funkce včetně fotosyntézy u sinice *Oscillatoria williamsi*. Přes všechny tyto druhy bakterií zůstává jejich využití pouze na poli výzkumů v laboratořích (Sallal 1994).

Z aktinomycet by mohla být potenciálně využita *Streptomyces exfoliatus*, která negativně působí na rody *Anabaena*, *Oscillatoria* a *Microcystis* (Sigee et al. 1999). Aktinomycety inhibují růst u sinic *Anacystis*, *Fremyella*, *Lyngbya*, *Nostoc*, *Phormidium* a *Plectonema*. 90 % z testovaných aktinomycet vykazovalo při experimentech v roce 1962 specifický efekt na sinice. 213 z celkových 403 kmenů vykazovalo inhibiční efekt (Safferman & Morris 1962). *Streptomyces achromogenes* způsobuje lýzi druhů sinic *Anabaena cylindrica* a *Tolypothrix tenuis* (Whyte et al. 1985)

6.9 Využití houbových organismů

Zatím neúspěšným řešením problematiky rozvoje sinic je využití houbových organismů. Tato metoda není v dnešní době využívána, ale její možný budoucí potenciál nelze zcela zavrhnout (Maršálek & Keršner 1996). Jsou známé druhy hub, parazitujících na sinicích, jako třeba *Rhizophyidium planktonicum*, který parazituje na sinici *Oscillatoria agardhii* var. *isothrix*. Mezi další rody schopné lýze buněk sinic patří *Acremonium*, *Emericellopsis* a *Verticillium*. Zřejmě nejvíce náchylná na jejich působení je *Anabaena flos-aquae* a některé vláknité a jednobuněčné sinice (Sigee et al. 1999).

6.10 Predace prvoky

Další potenciální možností je využití predace prvoky. To záleží na mnoha faktorech jako je rychlost růstu prvoka i potenciálně požírané sinice, specifická predace, požírací schopnost a predace ve vyšších stupních potravního řetězce (Brabrand et al. 1983). Sinicemi se živí např. nálevník *Nassula*, bičíkovec *Ochromonas*, améby *Acanthamoeba*, *Mayorella* a *Nuclearia*. Potenciálně využitelný je druh *Nuclearia delicatula*, který při experimentech v laboratoři zničil skoro veškeré zastoupení sinic rodů *Oscillatoria* a *Anabaena*, nikoli však *Microcystis*. Dále se nabízí nálevník *Nassula tumida*, který byl účinný pouze v redukci zástupců rodu *Oscillatoria*. Ostatní sinice nebyly pozřeny např. z důvodů nedostatečného zdroje živin, velikosti či produkce toxinů (Sigeo et al. 1999).

Zásadní problém této metody a jí podobné (jako využití bakterií, hub či aktinomycet) je získání dostatečného množství těchto organismů, jejich uchování a náchylnost k přežití pod vlivem vyšších organismů. Nespornou výhodou však je čistě biologická cesta, která neničí životní prostředí a neohrožuje ani vodní organismy, ani člověka (Sigeo et al. 1999).

6.11 Alelopatické látky a konkurence

Síla konkurenčních organismů je velice znatelná v samotné přírodě a mohla by tak být využita i pro nucenou eliminaci sinic. Z hlediska řas nejsou v současnosti dostačující informace o možnostech využití, ale např. *Microcystis aeruginosa* prokazuje změny při výskytu extraktu z obrněnky *Peridinium bipes* (Wu 1998). Alelopatické účinky vůči sinicím vykazují například také obrněnky *Heterocapsa circularisquama*, *Ceratium*, *Alexandrium*, z oddělení Haptophyta *Chrysochromulina polylepis* či *Prymnesium parvum*, z rozsivek *Phaeodactylum tricorutum*, *Rhizosolenia alata* a *Pseudo-nitzschia pungens*, ze zelených řas např. některé druhy rodů *Scenedesmus*, *Cosmarium*, *Chlamydomonas*, *Chlorella* a *Pandorina* (Legrand et al. 2003).

Vhodným doplněním některých metod může být výsadba vyšších rostlin, které využívají živiny a tím snižují jejich obsah ve vodě pro ostatní organismy včetně sinic. Navíc některé druhy produkují alelopatické látky působící toxicky na sinice. Vysazovány bývají např. *Ceratophyllum demersum*, *Phragmites australis*, *Myriophyllum spicatum* či *Typha* (United Nations Environment Programme 1999). *Egeria densa*, *Cabomba caroliniana* a *Myriophyllum spicatum* mají prokazatelné inhibující účinky působící přímo na *Microcystis aeruginosa* (Nakai et al. 1996). Také samotné sinice produkují alelopatické látky inhibující růst konkurenčních druhů sinic. Příkladem je sinice *Anabaena cylindrica*, *A. flos-aquae*, *Aphanizomenon gracile*, *Phormidium uncinatum* či *Hapalosiphon fontinalis*. *Fischerella muscicola* či *Nodularia harveyana* inhibují nejen sinice, ale také bakterie a houby (Legrand et al. 2003).

Naopak, některé organismy produkují látky, které stimulují růst sinic. I na tyto organismy je možné se zaměřit a pokusit se eliminovat určitý druh sinice snížením počtu těchto organismů podporujících jejich růst. Příkladem je řasa *Spirogyra*, která svými produkovánými látkami podporuje růst sinice *Oscillatoria agardhii* (Mohamed 2002). Podle jiných autorů (Legrand et al. 2003) je tato stimulace druhu *O. agardhii* naopak způsobena inhibicí ostatních druhů.

6.11.1 Alelopatický účinek ječné slámy

V přírodních podmínkách již byl vyzkoušen účinek rozkládající se ječné slámy (*Hordeum vulgare*) s poměrně pozitivními výsledky. Účinek látek z rozkládající se slámy neinhibuje fotosyntézu (Martin & Ridge 1999), ani nesouvisí s mykoflorou asociovanou s rozkládající se slámou. Není však vyloučena inhibice růstu sinic antibiotiky produkovanými bakteriemi (Pillinger et al. 1992). Hlavní uváděnou příčinou inhibice růstu jsou oxidované polyfenolické sloučeniny z rozkládajícího se ligninu (Pillinger et al. 1994). Výhodou této metody je nízká cena a ekologický dopad na prostředí. Nevýhodou je možné vyčerpávání kyslíku. Proto je vhodné tuto metodu doplnit o provzdušňování nebo umístit slámu do přítoku, kde je přísun kyslíku zajištěn pohybem vody. Ječná sláma nepůsobí pouze na sinice, ale také snižuje populace řas a některých rozsivek např. rodu *Asterionella* a *Tabellaria*. Prokazatelně inhibuje také sinici *Microcystis aeruginosa*, která účinku některých jiných zásahů uniká. Tato metoda neníčí již vzniklé populace, ale pouze inhibuje jejich další růst, proto je vhodné ji aplikovat před začátkem vývoje vodního květu (Martin & Ridge 1999).

6.11.2 Další materiály s alelopatickými účinky

S ohledem na úspěšnost ječné slámy se zkoumají také další alternativní materiály, které ovšem nedosahují takových výsledků (Martin & Ridge 1999). Příkladem je pšeničná sláma, která přes očekávané dobré výsledky zklamala a dokonce způsobila stimulaci růstu. Důvody nejsou zcela jasné, ale jednou z možností mohlo být dodávání dalších živin do vody (Pillinger et al. 1994). Naopak pozitivní výsledky přineslo využití dubových listů, které inhibují dokonce dvojnásobně. Na začátku je inhibice způsobena produkcí taninů, později produkcí ligninu (Ridge et al. 1999). Algistatické účinky má také dřevo rozkládající se hnědou hnilobou (Martin & Ridge 1999).

6.12 Koagulace

Další možností k odstranění sinic je aplikace tzv. koagulantů, chemických látek, které vytvoří z menších částic větší a vzniknou tak „vločky“. Příkladem jsou soli trojmocného železa a hliníku. Vločky jsou následně odstraněny flotací (separace částic), sedimentací nebo filtrací v případě vodárenské úpravy. Flotace je účinnější než sedimentace. Výhodou koagulace je odstranění buněk bez jejich porušení a vylití nitrobuněčného obsahu. Vše závisí na vlastnostech koagulantu, kvalitě vody a dalších faktorech. Koagulace však neřeší volné toxiny ve vodě. Je vhodná spíše pro maloplošnou vodárenskou úpravu vody na pitnou (WHO & European commission 2002).

6.13 Oxidace

S koagulací souvisí také oxidace, která zlepšuje její účinnost. Slouží také k dezinfekci a ke zlepšení pachu vody. K oxidaci se využívá chlór, chloraminy, oxid chloričitý, ozón nebo manganistan draselný. Ozón se aplikuje až po koagulaci a je spolu s chlórem, který se ovšem přidává po filtraci, schopen odstranění části volných toxinů (WHO & European commission 2002).

6.14 Filtrace

Při vodárenské úpravě vody se využívá již zmíněná filtrace, při které jsou fyzicky zachycovány částice pomocí písku nebo aktivního uhlí. Filtrace se využívá také k doplňkové úpravě po použití jiných metod. V takovém případě lze aplikovat

mikrofiltraci, ultrafiltraci nebo nanofiltraci (WHO & European commission 2002). Ty odstraní buňky, na které neměla vliv předchozí metoda. Nanofiltrace je nízkotlaká reverzní osmóza, která zachycuje organické látky na membráně a spolu s metodou DAF (flotace rozpuštěným vzduchem) dokáže odstranit všechny toxiny včetně microcystinů a veškerou biomasu sinic. Nanofiltrace je na pomezí mezi ultrafiltrací a reverzní osmózou. Membrány využívané k této metodě mají menší póry než ty, které se využívají při ultrafiltraci, takže zachytí látky s ještě nižší molekulovou hmotností (Teixeira 2009). Ultrafiltraci je vhodné kombinovat s využitím práškového aktivního uhlí, čímž se taktéž odstraní toxiny. Tato metoda je s ohledem na náročnost aplikace, podobně jako předchozí oxidace a koagulace, vhodná spíše pro umělé vodní nádrže (úpravny pitných vod) menší velikosti (WHO & European commission 2002).

6.15 DAF (flotace rozpuštěným vzduchem)

Flotace rozpuštěným vzduchem (DAF = Dissolved Air Flotation) se vyznačuje vysokou účinností separace a vzniku kvalitní vody. Nejedná se o novou metodu, je známá už od roku 1924 a od 60. let minulého století se hojně využívá pro úpravu pitné vody. Jejím úkolem je oddělení suspendovaných nebo vyvločkových částic z kapaliny (Dolejš 2006). Vzduch se do vody dostává rozpuštěním za užití vysokého tlaku. Částice se spojují s mikrobublinkami, které jsou vytvářeny speciálními tryskami na dně nádrže a tvoří tak agregáty s nižší hustotou než má voda, proto vystoupají na hladinu. Tato vrstva se následně mechanicky nebo hydraulicky odstraní (Dolejš 2006, Teixeira 2009). Samotná metoda DAF nedokáže odstranit všechny cyanotoxiny, především ne microcystiny (Teixeira 2009).

6.16 Provzdušňování (DA)

Při přemnožení sinic často dochází k nedostatku kyslíku ve vodě, které může vyřešit metoda DA (diffuse aeration) = rozptýlené provzdušňování. Provzdušňování (aeraci) je dobré provádět i v době jarní a podzimní cirkulace, čímž se cirkulace prodlouží a zvýší se tak obsah kyslíku ve vodě. Zásadní je však v době stratifikace. K tomu už je potřeba větší zařízení a dodání více energie. Tato metoda se nazývá HYPOX a zajišťuje provzdušnění hypolimnia bez porušení teplotní stratifikace (Verner 1996).

Na dno nádrže se umístí perforovaná trubice, do které je přiváděn stlačený vzduch pomocí kompresoru umístěného na břehu. Trubice jsou ke dnu ukotveny betonovou zátěží. Vzduch prochází skrze póry a stoupá k hladině, čímž okysličuje celý vodní profil. Vzniká tak turbulence, která podpoří další oxidaci z atmosféry. Dostatek kyslíku minimalizuje uvolňování živin ze dna (Verner 1996).

6.17 Adsorpce na aktivní uhlí

K odstranění organických látek, rozpuštěných ve vodě a podporujících růst sinic, lze využít aktivní uhlí. Tato metoda je využívána především k úpravě surové vody na pitnou. K zadržení a biodegradaci toxinů se používají granule aktivního uhlí, na které se látky navážou a klesnou ke dnu. Před zásahem je vhodné využít práškové aktivní uhlí, jehož využití je flexibilní. Dávkování se mění podle potřeby, která je stanovena pomocí testů adsorpce a podle množství toxinů a organických látek (WHO & European commission 2002).

6.18 Asanace těžbou sedimentů

Velké množství živin, které podporuje růst sinic, je uloženo na dně v sedimentech, a proto je velice efektivní tyto sedimenty odstranit. To však musí jít ruku v ruce se zamezením přísunu živin z dalších zdrojů, jinak je toto řešení krátkodobé a neúčinné. Menší nádrže lze vypustit, dno jednoduše vybagrovat a sedimenty odvézt. Takových ideálních nádrží je bohužel málo a většina je pro techniku špatně přístupná. U špatně přístupných nádrží se nabízí možnost sacího bagru, který čerpá sedimenty ze dna s co nejmenším množstvím vody a odvádí jej dlouhým potrubím ven z nádrže. Při odsávání se sedimenty tolik nevíří a neunikají spolu s živinami do vody, takže vodní organismy nejsou vystaveny extrémním změnám prostředí. Průměrný výkon bagru je 2 m³/min (Maršálek & Keršner 1996). S bagrem se po hladině pohybuje buď pomocí lan, nebo hydraulicky ovládaných stabilizátorů (Björk 1996).

Pokud je vodní plocha zarostlá vegetací, je nutné ji nejlépe rok před zásahem odstranit. K tomu slouží například půdní fréza, která ze dna vyhrne i oddenky a kořeny rostlin. Uvolněný materiál je nutné z vody odstranit. Frézou odříznuté kořeny se na dně do doby použití bagru rozloží (Björk 1996).

S vytěženými sedimenty ze dna se dále nakládá podle jejich složení. Kontroluje se především obsah těžkých kovů, ropných látek, PCB atd. a v případě vyhovujícího složení se mohou sedimenty využít jako hnojivo pro zemědělskou činnost (Maršálek & Keršner 1996).

Odstranění sedimentu je vhodné především pro mělké vodní nádrže s velkou vrstvou sedimentu. V dostatečně hlubokých nádržích by měly být aplikovány jiné metody, které zamezí uvolňování fosforu a jsou zároveň levnější a technicky jednodušší (Björk 1996).

6.19 Asanace imobilizací fosforu

Při rozkladu organismů na dně se spotřebovává kyslík a ve vzniklém anaerobním prostředí se začnou uvolňovat živiny vázané v sedimentech, především fosfor. Proto se nabízí metoda, při které se zamezí vzniku anaerobního prostředí a tím uvolňování živin. Toho se dá docílit již zmíněným zavedením vzduchu ke dnu nebo přidáním akceptorů elektronů např. dusičnanů. Probíhá tak oxidace a rozklad organických sloučenin, což zamezí pozdějšímu vzniku anaerobního prostředí (Maršálek & Keršner 1996). Z dusičnanů se nejčastěji aplikuje dusičnan vápenatý, který je po dobu několika týdnů přiváděn do vody. V případě nízké vazebné kapacity vůči fosfátu se do vody přidává chlorid železitý, který sníží koncentraci volného fosforu a také zastaví tvorbu sirovodíku v sedimentu. Účinnost lze sledovat podle uvolňovaných bublinek dusíku a změny sedimentu z černé na hnědou. Koncentrace dusičnanu ovlivňuje rychlost změny, která může být zrychlena přímým zavedením dusičnanu do sedimentu. Známá je také metoda RIPLOX, která funguje na podobném principu, ale je k ní využíván FeCl₂, popřípadě dostupnější a stejně účinný Fe₂(SO₄)₃ (Wolter 1996). Další možností je využití trojmocného železa, na které se váže fosfor a neuniká tak do vody (Maršálek & Keršner 1996).

Srážení fosforu z vodního sloupce je vhodnou metodou především pro menší mělké vodní plochy. Pro jezera, ve kterých se voda zdržuje déle než rok, je možné využít přímé metody aplikací síranu hlinitého nebo chloridu železitého. Ty s fosforem vytvoří vločky sedimentující na dně (Wolter 1996). Metoda srážení hlinitými solemi je oproti využití

železitých solí výhodná v tom, že zaručuje funkčnost i po návratu anaerobních podmínek. I v takovém případě zůstane fosfor vázaný v sedimentech. Chlorid železitý je citlivý na anoxické podmínky a fosfor při jejich nástupu uvolní, navíc nezajistí odstranění organického fosforu. Metoda využívající hlinité soli je nejen efektivní, ale nese i nízké riziko pro přírodu, jelikož síran hlinitý není v nízkých koncentracích toxický. Aby se předešlo škodlivému působení na organismy, neměla by být překročena koncentrace 50 µg hliníku na litr vody. Pokud je nutné využití vysokých dávek, je síran nahrazován polyaluminiumchloridy, které méně snižují pH a jsou také netoxické. V některých případech byla zaznamenána akumulace hliníku v rybách, ale také v rostlinách, ve kterých hliník omezoval fyziologické schopnosti příjmu fosforu kořeny. Naopak chlorid železitý nevykazuje žádné toxické vlivy na organismy (Wolter 1996, Klouček & Vaverová 2005). Hliník usazený na dně i nadále váže fosfor, ale tato funkce je brzy zastavena další sedimentací. Síran hlinitý lze aplikovat i ve vegetační sezóně, ale v takovém případě by mělo být zakázáno koupání (Wolter 1996).

Aplikace se může provádět z motorové lodi přidáním koagulantu do blízkosti lodního šroubu nejlépe na konci podzimu (Wolter 1996, Klouček & Vaverová 2005). V případě větších nádrží je nutné využití speciální techniky se širokým záběrem, přesnou GPS navigací a dávkováním podle hloubky a rychlosti. Po přidání některého z koagulantů hliník ve vodě hydrolyzuje a vytvoří vločky hydroxidu hlinitého, které tvoří nerozpustný komplex s fosforem. Tyto vločky během své sedimentace odebírají z vody sinice, ale i řasy a nečistoty a klesají s nimi na dno, čímž vytvoří bariéru pro únik fosforu ze sedimentů. Obvyklá dávka hliníku je 25 - 50 g Al/m². Pro bezpečnost vodních organismů je nutné hlídat pH (Klouček & Vaverová 2005). Hliník není ani ve velmi vysokých dávkách toxický při dodržení pH 5,5 - 9, ale v kyselém prostředí se mění na toxickou formu Al³⁺. K udržení pH lze využít uhličitan vápenatý, který funguje jako pufr (Wolter 1996, Klouček & Vaverová 2005). Pokud voda splňuje tyto podmínky, je negativní dopad na ryby eliminován. Pouze se může po aplikaci změnit jejich zastoupení, jelikož se zvýší průhlednost vody, která více vyhovuje např. štikám nebo okounům, které tak mohou částečně nahradit kaprovité ryby (Klouček & Vaverová 2005).

Díky odstranění fytoplanktonu se zamezí vzniku anoxického prostředí a celkově se tak zlepší podmínky pro život dalších vodních organismů a bude dosaženo ekologické rovnováhy. Efektivnost účinku této metody se pohybuje od 8 až do 15 let. Pro nejúčinnější snížení zastoupení fytoplanktonu je samozřejmě nutné také omezit externí zdroje fosforu, jelikož tato metoda odstraňuje pouze interní zatížení fosforem. Účinek je pozorovatelný již po několika dnech. Metoda je ekonomická a mnohem levnější a jednodušší než např. bagrování sedimentů (Klouček & Vaverová 2005).

6.20 Zakrytí dna nepropustným materiálem

Další možností, jak zamezit úniku živin ze sedimentů, je jejich zakrytí nepropustným materiálem. Metoda je tedy vhodná spíše pro malé nádrže. Nabízí se například izolační folie, drcené cihly, surový popel nebo geotextilie, které mechanicky zabrání úniku živin ze dna do vody. Jinou variantou je aktivní zábrana pomocí látek, které absorbují fosfor, jako jsou sloučeniny vápence nebo jílovité materiály (Carpenter et al. 1999).

6.21 Využití nanočástic železa

Zajímavou moderní metodou je využití nanočástic železa, tzv. nZVI (zerovalent iron), která zároveň ničí sinice vodního květu a zaručuje určitou prevenci k jejich dalšímu vzniku. Účinek nanočástic je mnohostranný. Je odstraňován biologicky aktivní fosfor, jsou ničeny buňky sinic, ale zároveň jsou také imobilizovány microcystiny. nZVI je vysoce selektivní činidlo s ED₅₀ (střední efektivní dávka - účinná v 50 % případů) 50 mg/l proti sinicím. ED₅₀ u řas, perlooček, vodních rostlin a ryb je až 100x nižší. Primárním produktem této metody je netoxický Fe(OH)₃, který tvoří agregáty a napomáhá tak flokulaci (srážení) a usazování rozložené biomasy sinic (Hrdina et al. 2004, Maršálek et al. 2012). Zajímavý a přínosný je fakt, že nZVI má negativní dopad nejen na sinice, ale obecně na gramnegativní bakterie, tedy i na *Escherichia coli* (Kim et al. 2010).

Výsledky této metody se dostávají velice rychle a jsou způsobeny fyzikální reakcí na základě elektrostatických interakcí mezi kladně nabitým povrchem nZVI a záporně nabitým povrchem buněčných membrán sinic a chemickou reakcí mezi nZVI a vodou. Postupně se mění formy železa až na třetí oxidační stupeň, který ničí fotosystém II v již deformovaných buňkách. Prodloužené působení nZVI má za následek destrukci většiny buněk sinic. Imobilizace microcystinů může být způsobena více mechanismy. Uvolněné microcystiny i nodulariny se navazují na povrch hydroxidu železitého a tím jsou odstraněny z volné vody. Sorpční vlastnosti hydroxidu železitého také pozitivně přispívají k imobilizaci fosforu. Metoda využití nZVI je atraktivní také z toho důvodu, že je šetrná k životnímu prostředí a inaktivuje až 70 toxických látek včetně polychlorovaných uhlovodíků, fosfátů, dusičnanů, arsenu, uranu a dalších těžkých kovů (Maršálek et al. 2012).

6.22 Míchání nádrže

Další možností je míchání nádrže spojené s destratifikací. Základní myšlenkou této metody je míchání fytoplanktonu spolu s vodou, čímž se fytoplankton dostane do hloubky, kam nedopadá dostatek světla potřebný pro jeho růst. Toho lze samozřejmě docílit pouze v hlubších vodách. Někdy může dojít k opačnému efektu, kdy budou eliminovány řasy, ale sinice se rozrostou ještě více než před zásahem, a to především v mělčích vodách. Navíc se může navýšit obsah živin vznášejících se ze dna během míchání. Výhodou je vzniklé prokysličené nádrže (Walsby 1992).

Problém může činit zajištění rovnoměrného a dostatečně rychlého míchání, aby se sinice nestihly přemístit do méně promíchávaných míst. Možným řešením je zavedení přerušovaného míchání, které vytvoří stále se měnící podmínky. Bohužel např. sinice rodu *Microcystis* dokáže z nestálých podmínek těžit a dostat se do popředí oproti ostatním organismům. V mnoha nádržích s přerušovaným mícháním se právě *Microcystis* objevuje v rozsáhlých koloniích ihned po zklidnění hladiny (Walsby 1992).

6.23 Vyplavení části biomasy vodního květu

U menších nádrží se nabízí metoda vyplavení biomasy pomocí technického zařízení. K tomu bývá využíván násoskový odběr, který ovšem často způsobí pouze přesun sinic do jiných částí a jejich rozklad negativně ovlivňuje obsah kyslíku ve vodě (Maršálek & Keršner 1996).

6.24 Rozbití aerotopů

Sinice tvoří vodní květ díky aerotopům, které jim umožňují vznášet se u vodní hladiny. Proto se nabízí možnost jejich destrukce a tím znemožnění tvorby vodních květů. Aerotopy lze zničit pomocí ultrazvukových generátorů metodou tzv. akustické kavitace neboli sonikace (Maršálek & Keršner 1996, Jančula et al. 2014). Ultrazvuk naruší také schopnost fotosyntézy (Lee et al. 2001). Velmi dobré výsledky přinesla metoda proudové kavitace, která odstranila 99 % sinic bez vylití cytotoxinů do vody a tedy bez negativního dopadu na okolní organismy. Kavitace funguje na principu vytvoření mikroskopických bublinek či dutin v kapalině, jejich růstu a následném rozpadu. Při tom se uvolňuje velké množství energie a vše probíhá velice rychle v rozmezí milisekund. Na místech vzniku silné energie se extrémně zvyšuje tlak a teplota. Těchto míst jsou v jednom okamžiku miliony. Při experimentu Jančuly et al. (2014) s *Microcystis aeruginosa* byly sestaveny trysky z plexiskla s různými průměry v různých částech trysek napojených na čerpadlo, aby bylo dosaženo poklesu tlaku nasycených par pro vznik kavitace ve vodní nádrži. Tato metoda se ukázala být více účinná především v menších nádržích. Ovšem velkým nedostatkem této myšlenky je schopnost sinic znovu syntetizovat nové aerotopy do 20 hodin po jejich destrukci (Walsby 1992).

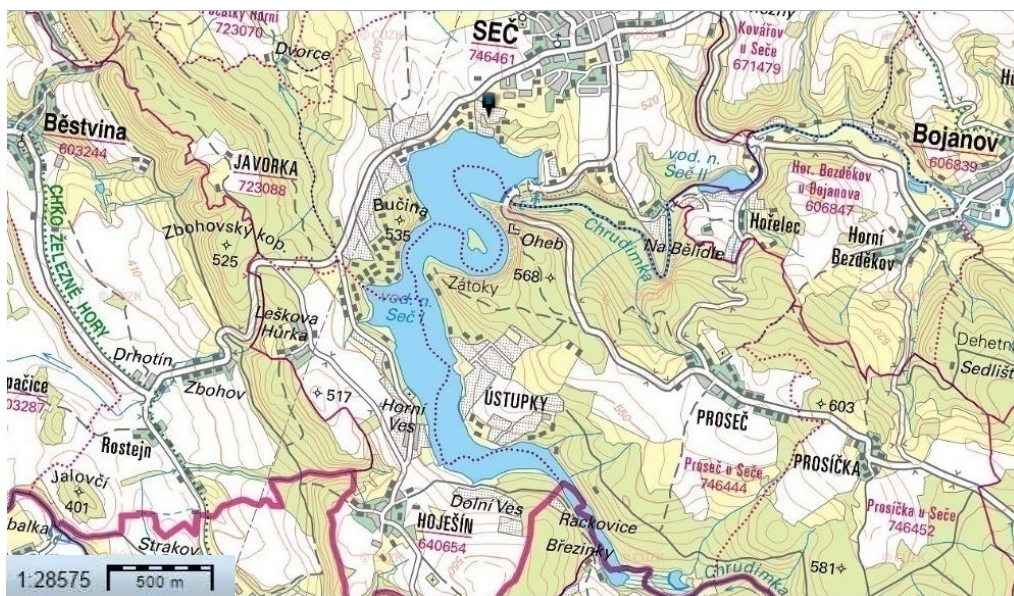
6.25 Zhoršení životních podmínek

Další metody využívají znalosti faktorů, které ovlivňují rozvoj sinic. Zkouší se měnit poměr dusíku a fosforu zvýšením obsahu dusíku. Tím se dospěje ke zvýhodnění zelených řas oproti sinicím. To může mít zároveň nechtěný dopad na potravní řetězec. Proto se musí při podobných zásazích brát v potaz důsledky na kvalitu vody a na složení potravního řetězce (Maršálek & Keršner 1996).

7 Charakteristika místa výzkumu

Retenční a užitková nádrž Seč leží na středním toku řeky Chrudimky v Pardubickém kraji nedaleko města Seč. Toto území spadá do chráněné krajinné oblasti Železné hory (Město Seč 2008, Povodí Labe 2015a). Nádrž byla vybudována v letech 1924 - 1935 za účelem ochrany před povodněmi. Dnes je víceúčelová a slouží zároveň k akumulaci vody pro vodárenské účely, pro využití ve špičkové vodní elektrárně, k zajištění minimálního průtoku Chrudimky pod nádrží, jako významný zdroj pitné vody, ale také k vodním sportům, rekreaci a rybolovu. K nádrži spadá také vyrovnávací nádrž Padržty, která slouží k vyrovnání odtoků z nádrže a elektrárny a zároveň využívá tuto energii v malé vodní elektrárně Padržty (Šámalová 2002, Město Seč 2008, Povodí Labe 2015a).

Přehradní hráz je gravitační oblouková z lomového kamene. Výška koruny hráze je 42 m a délka 165 m. Hráz má vypouštěcí zařízení při dně nádrže, které tvoří dvě uzavíratelné roury. Plocha povodí je 216,2 km² a průměrný dlouhodobý roční průtok je 2,28 m³/s. Celkový možný objem nádrže činí 21,795 mil. m³. Stálý objem nádrže je 1,303 mil. m³ o zatopené ploše 27,584 ha (Ctibor 1932, Povodí Labe 2015a). Nádrž je dlouhá 6,5 km a hluboká až 30 m (Město Seč 2008).



Obr. 4: Mapa Sečské přehrady a okolí (geoportal.cuzk.cz)

7.1 Geologie

Sečská přehrada a její okolí leží v centru Železných hor v místě styku dvou geologických jednotek. První jednotkou je ohebské krystalinikum, jehož jméno je odvozeno od zříceniny hradu Oheb. Hlavními horninami tohoto krystalinika jsou metamorfované převážně kyselé horniny. Jedná se o ortoruly, vzniklé z vyvřelin, a migmatity s příměsí muskovitu a biotitu. Muskovit a biotit patří mezi silikáty obsahující sloučeniny křemíku a kyslík. Na jihu krystalinika se nachází bazické tmavé gabro a úzká pásma metamorfovaných hornin mylonitů (Hruška & Vodička 2004, Pellant 2005). Sečská přehrada se nachází právě na území ohebského krystalinika, pouze nepatrná část leží na železnohorském plutonu. Na tomto území však leží velká část řeky Chrudimky (AOPK ČR 2002).

Druhou geologickou jednotkou je železnohorský pluton neboli nasavrcký masív, který je na severu a na západě tvořen křižanovickou žulou (Hruška & Vodička 2004, Pellant 2005). Žula je kyselá vyvřelá hornina vzniklá krystalizací magmatu (Pellant 2005). Dále se zde vyskytují porfyrické, aplitické a pegmatitické facie a mikrogranity. Na jihovýchodě nalezneme křemenné diority a granodiority, které byly doporučeny pro zdivo nádrže a patří mezi vyvřelé horniny obsahující křemík. Diorit má neutrální složení (Hruška & Vodička 2004, Pellant 2005). Na území Železných hor nalezneme mnoho zlomů, na které jsou často vázány různé rudy, především uranové, které se zde těžily. Dále se zde těžil fluorit, baryt i jiné rudy. Dokonce už i Keltové, kteří toto území hojně obývali, zde rýžovali zlato (Společnost přátel Železných hor 2001). Geologické útvary Železných hor jsou na mnoha místech zakryté druhohorními usazeninami typu opuk, slínů a pískovců (AOPK ČR 2002).



Obr. 5: Geologická mapa CHKO Železné hory (AOPK ČR 2002).

7.2 Klimatické podmínky

7.2.1 Srážky

Průměrné dlouhodobé roční srážky na území Seče činí 793 mm (Povodí Labe 2015a). Množství srážek je ovlivněno nadmořskou výškou, která v místě hladiny plně naplněné přehradní nádrže činí 495 m n. m. (Hruška & Vodička 2004, Město Seč 2008).

7.2.2 Teplota vzduchu

Průměrná roční teplota v Železných horách se pohybuje okolo 7,7 °C. Teplota vzduchu je ovlivněna zeměpisnou šířkou, nadmořskou výškou a expozicí svahu. V Železných horách klesá průměrná roční teplota s nadmořskou výškou o 0,63 °C na 100 m. Velký vliv má také reliéf, směr větru, vegetační pokryv a velikost vodní plochy (Společnost přátel Železných hor 2001, Hruška & Vodička 2004). Typickým jevem v území Železných hor jsou teplotní výkyvy v údolích řek a potoků (AOPK ČR 2002).

7.2.3 Povětrnostní podmínky

Stejně jako na většině území Čech převládá na území Seče směr větru od západu až severozápadu. Lichnická brána však ovlivňuje i lokální přístup silných větrů od západoseverozápadu. Jedná se o sníženinu mezi Kaňkovými horami a Lichnicí. Touto sníženinou se na území Sečské přehrady dostávají čerstvé silné větry. V zimním období se občas

vyskytují také větry od jihozápadu, které vedou po hřbetě Železných hor a způsobují větrné polomy v lesích (Hruška & Vodička 2004).

7.3 CHKO Železné hory

Chráněná krajinná oblast Železné hory, na jejímž území se nádrž nachází, byla vyhlášena 1. května 1991 z důvodu ochrany stávající krajiny a postupné obnovy zaniklých a narušených hodnot. CHKO leží ve středu Železných hor, pohoří masivu Českomoravské vrchoviny. CHKO zaujímá území o výměře 284 km². Je rozdělena do čtyř chráněných zón rozlišených podle stupně ochrany. Sečská přehrada spadá do zóny 3, část ležící v PR Oheb do nejchráněnější zóny 1 (Společnost přátel Železných hor 2001, AOPK ČR 2002). V ochranné zóně 1 se nesmí povolovat nové stavby, měnit využití území, skladbu a plochy kultur, hnojit pozemky a těžit nerosty. Dále se nesmí využívat intenzivní technologie, které by mohly vést ke změně biodiverzity, struktury a funkce ekosystémů. Nesmí se využívat biocidy nebo měnit vodní režim. Obecně se v CHKO například nesmí vysazovat geograficky nepůvodní druhy rostlin či živočichů, sypat cesty chemikáliemi a měnit dochované přírodní prostředí (Zákon 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny)

Většina území spadá do mírně teplé a vlhké oblasti. Je zde typický zvrát teplotních pásem hlubokých údolí vodních ploch a tvorba mlhové inverze v údolích. CHKO Železné hory leží v povodí řeky Labe. Dominantní řekou je Chrudimka, která pramení ve Žďárských vrších (Společnost přátel Železných hor 2001). Jejích 38 km z celkové délky 108 km leží v CHKO Železné hory (AOPK ČR 2002). Druhou velkou řekou je Doubrava (Společnost přátel Železných hor 2001).

Dějiny osídlení oblasti, ze které byla následně vyhlášena CHKO, souvisely hlavně s rozvojem zemědělství, které mělo negativní následky na okolí. Celková rozloha půdy využívané k zemědělství činila 14 000 ha, z toho 9 000 tvořila orná půda a 5 000 pastviny, louky a zahrady. Dnes už tato rozloha není tak vysoká, čímž se do budoucna sníží dřívě velice časté eroze orné půdy způsobené přívalovými dešti (Společnost přátel Železných hor 2001).

7.4 PR Oheb

Část přehrady leží v území přírodní rezervace Oheb, která byla vyhlášena správou CHKO Železné hory v roce 1995. Důvodem byla ochrana plžů a lesních porostů suťových lesů, reliktních borů a acidofilních bikových bučin s bohatým společenstvem bylin. Na tomto území je mnoho erozí obnažených hornin ohebského krystalinika jako jsou migmatity a ortoruly (Hruška & Vodička 2004).

7.5 Rybářské využití nádrže

Sečská přehrada je jedním z největších a nejvýznamnějších revírů pro rybáře na území Východočeského územního svazu (Pohl 2004). Nejčastěji se zde loví kapr, o čemž svědčí rok 2014, kdy bylo uloveno 13 594 ks (21 618 kg) ryb, z toho 7 942 ks (17 558 kg) kaprů. Na druhém místě ve výlovu skončil cejn s 3 520 ks (1 634 kg). Třetí nejlovenější rybou byl v roce 2014 candát (Novotný 2016). Zarybňovací plán byl u kaprů v roce 2016 splněn na 194 %. Z plánovaného vysazení 20 tisíc kusů bylo vysazeno přes 38 tisíc kaprů, jejichž zvýšená abundance může výrazně ovlivňovat ichthyo-eutrofizaci (Silva 2007). Ve vodě žijí kromě candáta také jiné dravé ryby jako štiky, sumci a okouni. Jsou zde i ohrožené ryby jako jelec jesen, bolen dravý či mník jednovousý. Dále je do vody vysazován úhoř. Naopak

se zde nedaří línu obecnému, jelikož mu nevyhovuje kolísání vodního sloupce a decimují ho populace řemenatky ptačí, které se v nádrži také vyskytují (Pohl 2004). V Chrudimce nad přehradou dominuje plotice obecná a okoun říční. Hojně jsou také zastoupeny druhy jako jelec proudník, jelec tloušť a mřenka mramorovaná. Jedná se o lipanové pásmo, ale nachází se zde ryby typické pro pásmo cejnové. Dostávají se sem totiž ryby z přehrady. Naopak v Chrudimce pod přehradou je extrémně dominantní pstruh obecný, který je doprovázen např. mřenkou mramorovanou a vrankou obecnou. Odtokem studenější vody se zde tvoří vyhovující podmínky právě pro tvorbu pstruhového pásma. Výstavba nádrže Seč tedy znatelně ovlivnila hydrologický režim řeky Chrudimky (Švátora et al. 2004).

Praktická část

8 Metodika

8.1 Odběr vzorků

Pro výzkum byla vybrána vodní nádrž Seč, jelikož je známá častým výskytem vodního květu. Byla určena tři základní místa odběru vzorků v nádrži tak, aby bylo zahrnuto místo blízké přítoku (stanoviště 1), dále střední oblast nádrže (stanoviště 2) a místo nejvzdálenější přítoku (stanoviště 3), které se nachází nedaleko přehrady a je hojně využíváno ke koupacím účelům (viz Tab. 1). První odběrové místo je naopak nejvíce využíváno rybáři a druhé je směsicí obojího využití, tedy slouží jak krybaření, tak i ke koupání.



Obr. 6: Mapa nádrže s vyznačenými odběrovými místy a jejich souřadnice (mapy.cz)

Tab. 1: Souřadnice odběrových míst stanovišť 1 - 3

	Souřadnice
Stanoviště 1	48°48'52.790"N, 15°39'50.364"E
Stanoviště 2	49°49'27.030"N, 15°38'32.962"E
Stanoviště 3	49°50'24.829"N, 15°38'53.124"E

Pro stanovení metodiky odběru a zpracování vzorků se částečně vycházelo z normy ČSN 75 7717 Kvalita vod - stanovení planktonních sinic. Odběry byly zahájeny 3. 5. 2015

a poslední odběr byl proveden 1. 11. 2015. Odběry byly prováděny pravidelně po 14 dnech vždy v dopoledních hodinách. Vzorky byly nabírány v metrové hloubce v rozsahu 0 - 30 cm od hladiny pomocí kovové tyče dlouhé 100 cm o průměru 1 cm do skleněných vzorkovnic (viz Příloha 2). Tyto vzorky byly uchovávány v lednici s pootevřeným víčkem a nejpozději druhý den zpracovány v laboratoři a poté zafixovány Lugolovým roztokem.

Dále byly na místě měřeny a určovány tyto hodnoty: pH, konduktivita, teplota vody, průhlednost a znečištění. Teplota, konduktivita a pH byly měřeny pomocí přístroje Hach HQ40d (viz Příloha 3). Z odběrů, kdy nebyl k dispozici přístroj (12. 7., 26. 7. a 23. 8. 2015), byly pro větší přehlednost hodnoty konduktivity zprůměrovány z nejbližších naměřených hodnot, jelikož byla pozorována pravidelná stoupající tendence. Hodnoty pH byly v těchto případech měřeny pomocí tablet značky Lovibond Phenol Red a teplota pomocí klasického teploměru do vody. Průhlednost se hodnotila pomocí Secchiho desky o průměru kotouče 25 cm.

Znečištění bylo hodnoceno pouhým okem podle stupnice v rozmezí hodnot 0 - 3 (viz Tab. 2). Kdy 0 označuje stav, při kterém nejsou sinice pozorovatelné pouhým okem, a hodnota 3 značí masový výskyt sinic.

Tab. 2: Stupnice k hodnocení výskytu vodních květů sinic z vyhlášky č. 238/2011 Sb. a ČSN 75 7717

Stupeň	Výskyt	Popis
0	Žádný	Sinice nejsou pozorovatelné pouhým okem.
1	Pozorovatelný	Ve vodě jsou zjistitelné ojedinělé vločky nebo kolonie.
2	Hojný	Ve vodě se mohou vyskytovat slabší příhladinové květy u břehu nebo četné kolonie ve vodním sloupci.
3	Masový	Výskyt silných příhladinových květů velkého rozsahu. Na břehu může být naplaveno větší množství zeleného kašovitého materiálu.

Dále byly vizuálně v době odběru zaznamenávány srážky, oblačnost, rychlost a směr větru pro lepší vyhodnocení souvislostí ostatních výsledků (hodnoty nejsou v práci uvedeny). Ze stanoviště 1 byly k dispozici vzorky a naměřené faktory pouze do 20. 9. 2015, jelikož se kvůli vysokým teplotám a nedostatku vody musela upouštět nádrž. Z toho důvodu na prvním stanovišti zmizela voda a nebylo z čeho odebírat vzorky (viz Příloha 4, 5).

8.2 Vyhodnocení vzorků

Vzorky byly nejpozději druhý den po odběru zpracovány v laboratoři. Nejprve bylo určeno složení vzorku z hlediska zastoupení jedinců pomocí mikroskopu značky Nikon H550S. K určování byla použita dostupná determinační literatura (Komárek 1978, Komárek 1996, Pouličková & Jurčák 2001, Hindák 2008, Pumann & Duras 2013, Pouličková et al. 2015). Byly zaznamenány počty jedinců sinic a řas, aby bylo zřetelné, které skupiny tvořily následně určovaný počet buněk v 1 ml vzorku. Sinice byly zpravidla určovány do rodů

nebo druhů. Řasy byly vzhledem k předmětu výzkumu určovány pouze do vyšších taxonomických jednotek. Nejprve bylo zařazeno do skupin nalezených 100 jedinců a podle toho určena jejich dominance podle semikvantitativní stupnice:

- 0 (-) - nulový výskyt (0%)
- 1 - ojedinělý výskyt (1 - 6 %)
- 2 - hojný výskyt (7 - 30 %)
- 3 - velmi hojný výskyt (31 - 60 %)
- 4 - dominantní výskyt (61 - 100 %)

Počet buněk fytoplanktonu byl určen pomocí Bürkerovy počítací komůrky a výsledek vyjadřoval počet buněk v 1 ml vzorku. První vzorky nabírané v květnu a poslední vzorky z října a listopadu měly velice malou hustotu zastoupených mikroskopických organismů, a proto bylo nutné vzorky nejprve zahustit pomocí centrifugy. K tomuto účelu byla využita centrifuga MPW 351e s nastavením 1500 otáček za sekundu po dobu 10 minut. Při následném výpočtu počtu buněk bylo bráno v potaz zahuštění a výsledek podle toho přepočítán.

V případě výskytu koloniálních sinic, jejichž buňky byly spojeny slizem, převážně u rodu *Microcystis* a *Woronichinia*, bylo nutné před počítáním buněk rozrušit sliz a dezintegrovat tak kolonii na jednotlivé buňky (viz Příloha 6). Toho bylo docíleno pomocí 2M roztoku KOH a injekční stříkačky s tupou dutou jehlou. Dávkování roztoku bylo určeno individuálně podle vzorku, druhového zastoupení a velikosti kolonií. Bez dezintegrace nebylo možné spočítat všechny buňky v kolonii, jelikož byly často trojrozměrné a mnoho buněk se překrývalo.

Autorem snímků je autor práce, pokud není uvedeno jinak.

9 Výsledky

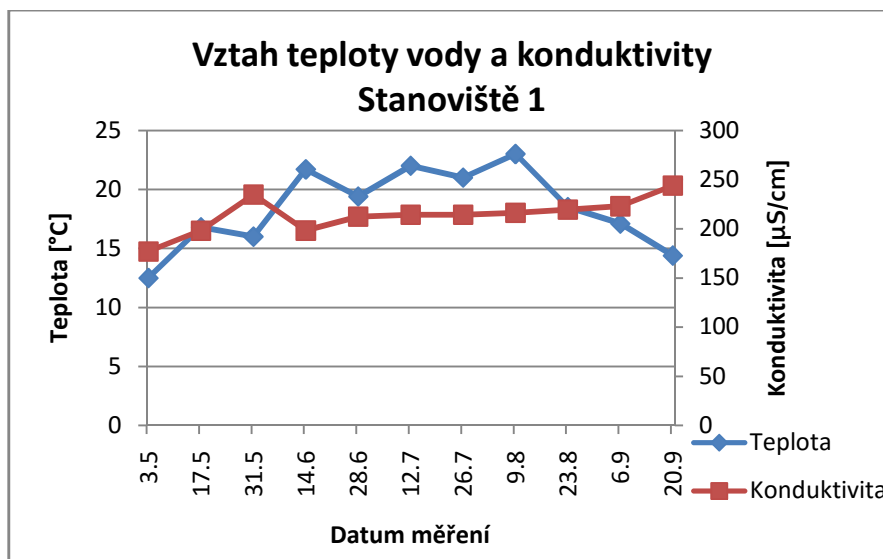
9.1 Fyzikálně - chemické parametry

9.1.1 Teplota a konduktivita

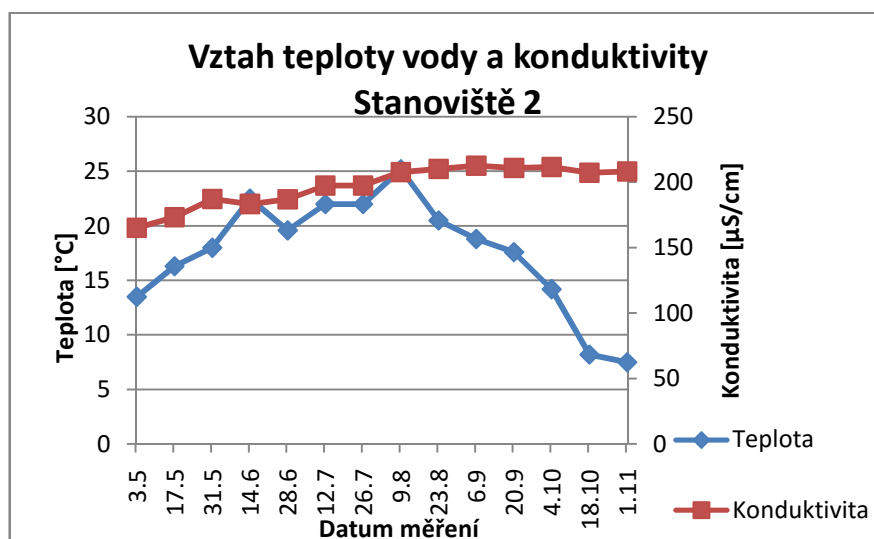
Minimální teplota vody 7,5 °C byla naměřena na stanovišti 2 dne 1. 11. 2015 (viz Graf 2). Teplota vody v létě dosáhla svého maxima dne 9. 8. 2015 na stanovišti 3 hodnotou 25,4 °C (viz Graf 3). Průměrně nižší teploty vody byly naměřeny na stanovišti 1. Teplota na tomto stanovišti (1) byla oproti ostatním stanovištím po celou dobu výzkumu stálejší. Zatímco na stanovišti 2 a 3 bylo rozmezí teplot širší se zřetelnějšími výkyvy (viz Graf 1).

Konduktivita se během měření pohybovala v rozmezí 165,3 - 244 $\mu\text{S}/\text{cm}$ v rozsahu celé nádrže (viz Graf 1 - 3). Na stanovištích 2 a 3 byla po celou dobu skoro totožná, zatímco na stanovišti 1 byla vždy vyšší. Minima bylo dosaženo 3. 5. 2015 na druhém stanovišti hodnotou 165,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (viz Graf 2). Maxima bylo dosaženo 20. 9. 2015 na stanovišti 1 hodnotou 244 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (viz Graf 1).

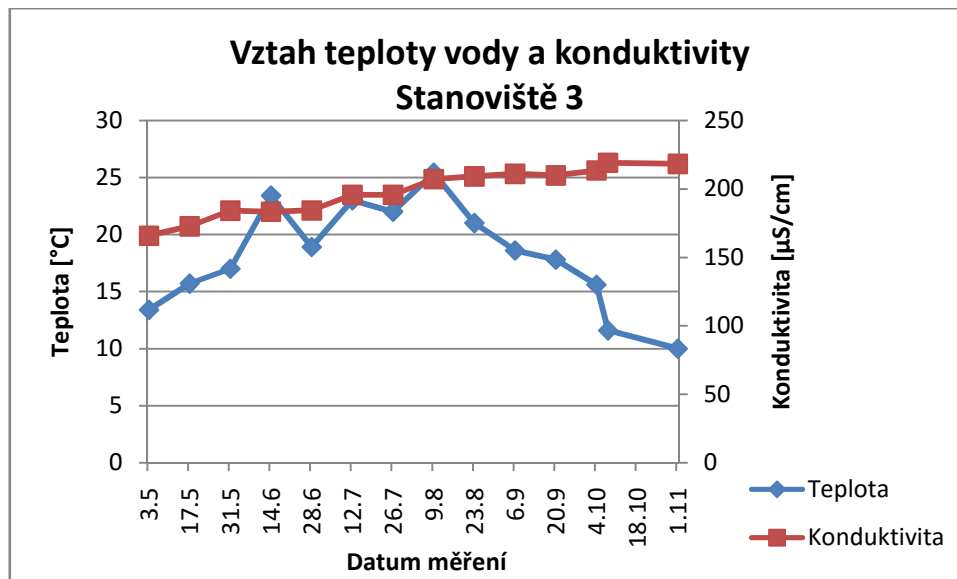
Přibližně od poloviny sezóny (tedy od 9. 8. 2015) byl pozorován trend, kdy při klesající teplotě vody mírně stoupala konduktivita (viz Graf 1 - 3).



Graf 1: Vztah teploty vody a konduktivity na stanovišti 1 od 3. 5. 2015 do 20. 9. 2015



Graf 2: Vztah teploty vody a konduktivity na stanovišti 2 od 3. 5. 2015 do 1. 11. 2015



Graf 3: Vztah teploty vody a konduktivity na stanovišti 3 od 3. 5. 2015 do 1. 11. 2015

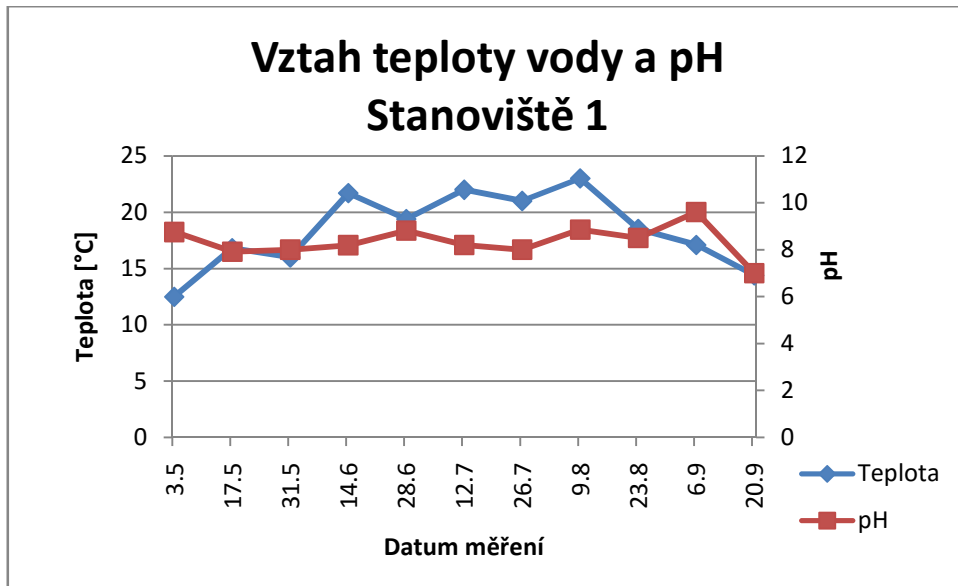
Na stanovišti 1 se konduktivita po dobu měření pohybovala v rozmezí 177 - 244 $\mu\text{S/cm}$. Minimální konduktivita bylo dosaženo první den měření, tedy 3. 5. 2015, kdy teplota vody dosahovala 12,5 $^{\circ}\text{C}$. Maximální hodnota konduktivity byla naopak naměřena poslední den, tedy 20. 9. 2015. Tento den byla naměřena v době odběrů teplota vody 14,4 $^{\circ}\text{C}$. Teplota vody na stanovišti 1 se pohybovala v rozmezí 12,5 - 23 $^{\circ}\text{C}$. Nejnižší teplota byla naměřena dne 3. 5. 2015 a nejvyšší 9. 8. 2015 (viz Graf 1).

Na stanovišti 2 se konduktivita po dobu měření pohybovala v rozmezí 165,3 - 212,7 $\mu\text{S/cm}$. Minimální hodnota byla naměřena první den měření, tedy 3. 5. 2015, kdy byla teplota vody 13,5 $^{\circ}\text{C}$. Maximální hodnoty konduktivity bylo dosaženo dne 6. 9. 2015, kdy byla naměřena teplota 18,8 $^{\circ}\text{C}$. Teplota vody se na druhém stanovišti po celou dobu měření pohybovala v rozmezí 7,5 - 25,2 $^{\circ}\text{C}$. Nejnižší teplota byla naměřena poslední den odběrů, tedy 1. 11. 2015. Nejvyšší teplota byla 9. 8. 2015 (viz Graf 2).

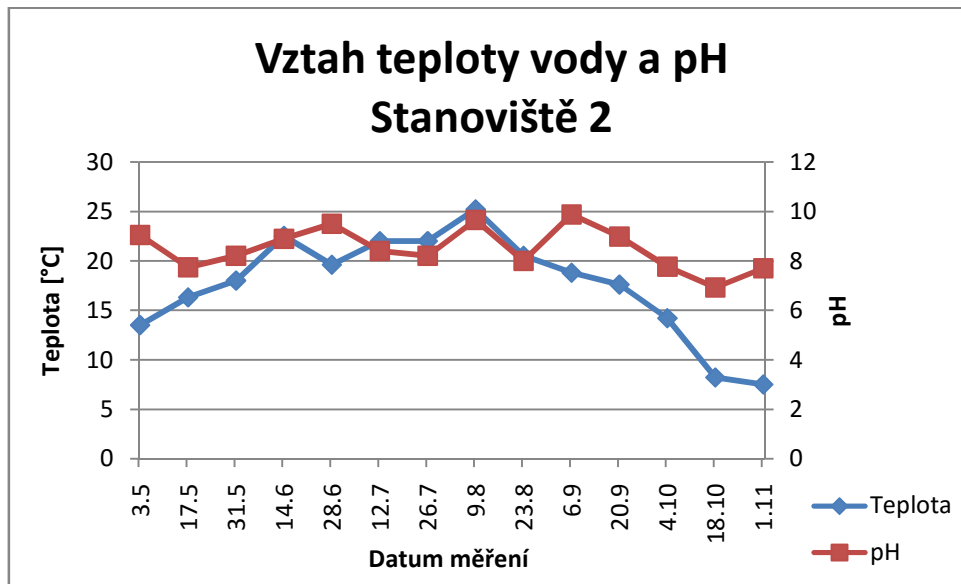
Na stanovišti 3 se konduktivita pohybovala v rozmezí 165,9 - 219 $\mu\text{S/cm}$. Minimální hodnota byla naměřena první den měření, tedy 3. 5. 2015, kdy byla teplota vody 13,4 $^{\circ}\text{C}$. Maximální konduktivita byla naměřena 8. 10. 2015. Ten den byla teplota vody 11,6 $^{\circ}\text{C}$. Teplota vody se na posledním stanovišti pohybovala v rozmezí 10 - 25,4 $^{\circ}\text{C}$. Nejnižší teplota byla poslední den odběrů, tedy 1. 11. 2015. Nejvyšší teplota byla naměřena dne 9. 8. 2015 (viz Graf 3).

9.1.2 Hodnoty pH v souvislosti s teplotou vody

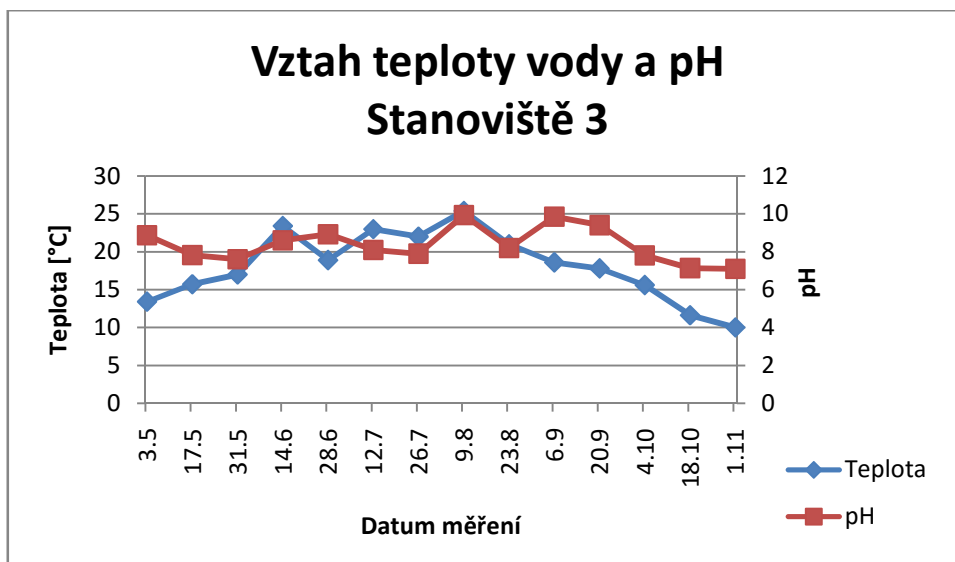
V průběhu sezóny se pH vody pohybovalo v rozmezí 7 - 9,94. Průměrně nejvyšší hodnoty byly naměřeny na stanovišti 2, zatímco nejnižší na stanovišti 1.



Graf 4: Naměřené hodnoty teploty vody a pH na stanovišti 1 od 3. 5. 2015 do 20. 9. 2015



Graf 5: Naměřené hodnoty teploty vody a pH na stanovišti 2 od 3. 5. 2015 do 1. 11. 2015



Graf 6: Naměřené hodnoty teploty vody a pH na stanovišti 3 od 3. 5. 2015 do 1. 11. 2015

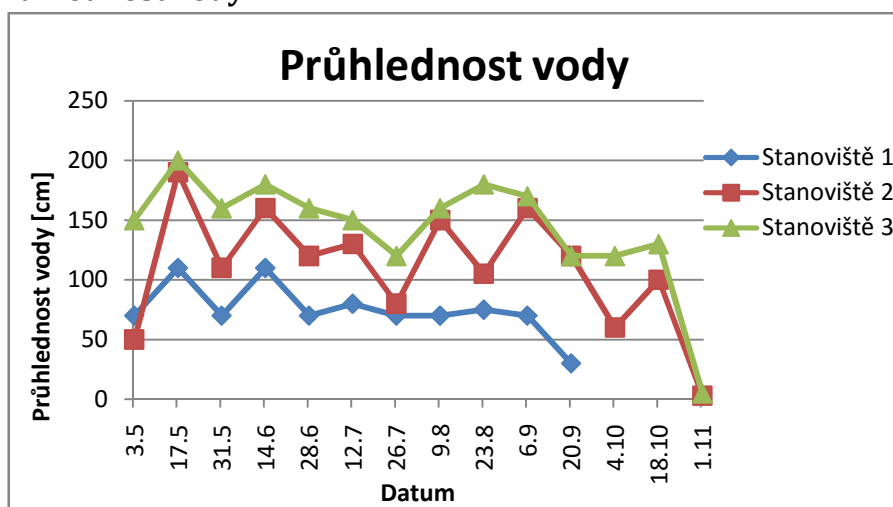
Na stanovišti 1 se hodnoty pH pohybovaly během celého výzkumu v rozmezí od 7 do 9,6. Nejnižší hodnota na tomto stanovišti byla naměřena poslední den odběrů, tedy 20. 9. 2015. Ten den byla naměřena teplota vody 14,4 °C. Naopak nejvyšší hodnoty bylo dosaženo dne 6. 9. 2015, kdy byla teplota vody 17,1 °C (viz Graf 4).

Na stanovišti 2 se hodnoty pH pohybovaly v rozmezí 6,92 - 9,88. Nejnižší hodnoty bylo dosaženo dne 18. 10. 2015, kdy byla teplota vody 8,2 °C. Nejvyšší pH bylo naměřeno 6. 9. 2015. Ten den byla teplota vody během odběrů 18,8 °C (viz Graf 5).

Na posledním stanovišti se hodnoty pH pohybovaly v rozmezí od 7,1 do 9,94. Nejnižší hodnota byla naměřena poslední den odběrů, tedy 1. 11. 2015. Ten den byla teplota vody 10 °C. Nejvyšší pH bylo naopak naměřeno dne 9. 8. 2015, kdy byla teplota vody 25,4 °C (viz Graf 6).

9.2 Další faktory

9.2.1 Průhlednost vody



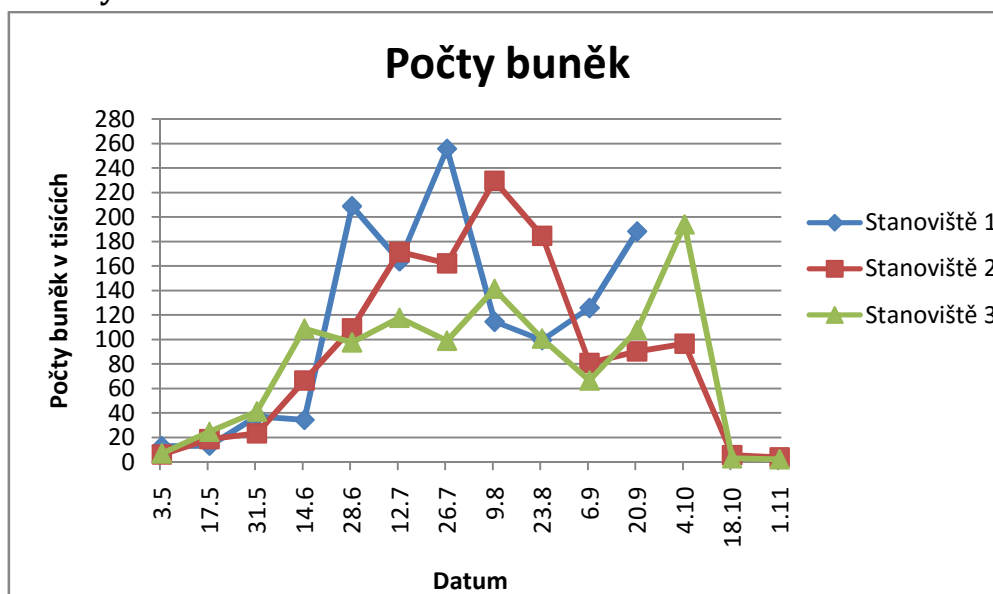
Graf 7: Průhlednost vody na stanovištích 1 - 3 od 3. 5. 2015 do 1. 11. 2015

Průhlednost vody měřená Secchiho deskou se pohybovala v širokém rozmezí 5 - 200 cm. Nejvyšší průhlednosti bylo dosaženo 17. 5. 2015 na stanovišti 3. Naopak průměrně nejnižší průhlednost byla naměřena na stanovišti 1. Průhlednost na stanovišti 2 měla průměrný průběh v porovnání k ostatním (viz Graf 7).

9.2.2 Hodnocení zastoupení vodního květu pouhým okem

Podle stupnice zastoupení vodního květu při pozorování pouhým okem se sinice ve sledovaném období rozšířily na stupeň 1 až 2. Těchto stupňů bylo dosaženo v září a začátkem října (6. 9., 20. 9. a 4. 10. 2015) a již 18. 10. 2015 se stav vrátil na hodnotu 0, která byla stanovena i v ostatních dnech. Výrazný, okem pozorovatelný vodní květ se tedy v roce 2015 dlouhodobě a masově neprojevil.

9.2.3 Počty buněk



Graf 8: Počty buněk fytoplanktonu v 1m vzorku na stanovištích 1 - 3 od 3. 5. 2015 do 1. 11. 2015

Maximálního počtu buněk v 1 ml vzorku bylo dosaženo 26. 7. 2015 na stanovišti 1. V tomto vzorku počet překročil 255 tisíc buněk. Počty buněk byly kolísavé. Na jaře a na podzim dosahovaly minima. Nejmenší určený počet byl 2 000 buněk/1 ml dne 1. 11. 2015 na stanovišti 3. Na tomto stanovišti byl počet po celou dobu průměrně nejnižší. Průměrně nejvyššího počtu buněk bylo dosaženo na stanovišti 1 (viz Graf 8).

9.3 Zastoupení sinic a řas

Tab. 3: Zastoupení sinic a řas na 1. stanovišti od 3. 5. 2015 do 20. 9. 2015

	3.5.	17.5.	31.5.	14.6.	28.6.	12.7.	26.7.	9.8.	23.8.	6.9.	20.9.
Bacillariophyceae (rozsivky)	4	3	2	2	2	2	2	1	1	1	4
Desmidiaceae (krásivky)	1	3	-	-	-	-	2	1	2	2	1
Euglenophyta (krásnoočka)	1	2	1	1	-	-	1	2	1	1	1
Chrysophyceae (zlativky)	1	2	1	2	-	1	-	2	1	1	1

	3.5.	17.5.	31.5.	14.6.	28.6.	12.7.	26.7.	9.8.	23.8.	6.9.	20.9.
Dinophyta (obrněnky)	1	2	-	-	-	-	1	-	1	1	-
Chlorophyta (zelené řasy)	1	2	3	3	-	1	1	2	2	1	2
Cryptophyta (skrytěnky)	-	-	1	1	-	-	-	1	-	1	-
Zygnematophyceae (spájivky)	-	-	-	-	-	2	-	-	2	2	2
CYANOPHYTA:											
<i>Microcystis</i>	-	-	-	1	1	-	2	2	2	3	-
<i>Woronichinia</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Aphanizomenon</i>	-	-	2	-	1	1	-	-	-	-	-
<i>Oscillatoria</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spirulina</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phormidium</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Anabaena</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Dolichospermum</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Planktothrix</i>	-	-	-	-	1	2	2	-	-	-	-
<i>Snowella</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	1	2	-
<i>Chroococcus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Pseudanabaena</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Komvophoron</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Na prvním stanovišti byly zpočátku dominantní rozsivky, jejichž počet postupně klesal. Jen 20. 9. 2015 znovu rapidně vzrostl. 26. 7. 2015, kdy bylo dosaženo nejvyššího počtu buněk, byly ve vzorku nalezeny hlavně rozsivky, krásivky a sinice rodu *Microcystis* a *Planktothrix*. Převážnou část počtu buněk tedy tvořily buňky rodu *Microcystis* (viz Tab. 3).

Během vegetační sezóny se zde vyskytovaly sinice rodu *Microcystis*, které podle semikvantitativní stupnice dosáhly až stupně 3 (velmi hojný výskyt). Dále byly během sezóny nalezeny rody *Woronichnia*, *Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Dolichospermum*, *Planktothrix*, *Snowella* a *Chroococcus* (viz Tab. 3).

Tab. 4: Zastoupení sinic a řas na 2. stanovišti od 3. 5. 2015 do 1. 11. 2015

	3.5.	17.5.	31.5.	14.6.	28.6.	12.7.	26.7.	9.8.	23.8.	6.9.	20.9.	4.10.	18.10.	1.11.
Bacillariophyceae (rozsivky)	4	3	2	4	3	4	2	2	1	1	2	2	3	3
Desmidiiales (krásivky)	1	1	-	-	-	-	2	2	3	4	3	1	-	1
Euglenophyta (krásnoočka)	1	-	2	1	-	-	-	1	-	-	1	-	1	-
Chrysophyceae (zlativky)	-	1	1	1	2	-	-	2	1	-	-	-	2	-
Dinophyta (obrněnky)	1	-	-	-	-	1	1	-	1	1	1	2	1	-
Chlorophyta (zelené řasy)	2	1	3	2	1	2	2	3	-	-	1	-	-	1
Cryptophyta (skrytěnky)	-	1	1	1	-	-	-	1	-	1	1	1	1	-

	3.5.	17.5.	31.5.	14.6.	28.6.	12.7.	26.7.	9.8.	23.8.	6.9.	20.9.	4.10.	18.10.	1.11.
Zygnematophyceae (spájivky)	-	1	-	-	-	-	-	-	2	1	1	1	3	1
CYANOPHYTA:														
<i>Microcystis</i>	-	-	1	1	1	1	2	2	1	2	1	3	2	-
<i>Woronichinia</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2	2	2	-
<i>Aphanizomenon</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oscillatoria</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Spirulina</i>	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phormidium</i>	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3
<i>Anabaena</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dolichospermum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Planktothrix</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Snowella</i>	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-
<i>Chroococcus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudanabaena</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Komvophoron</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-

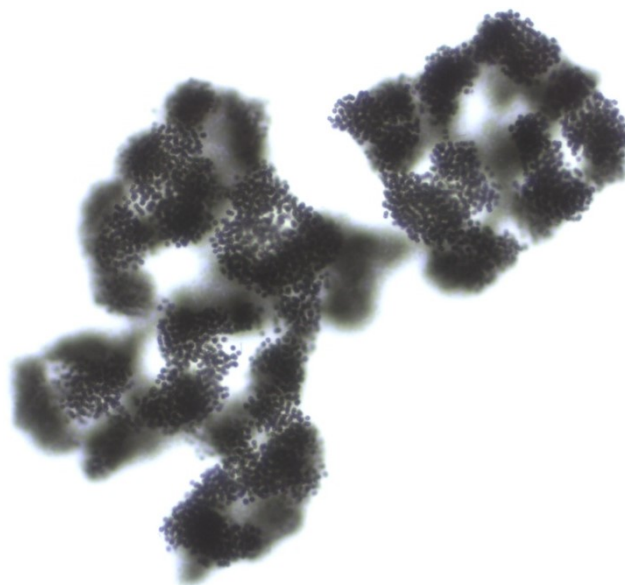
Na druhém stanovišti byly po celou dobu poměrně dominantní rozsivky (stupeň dominance až 4). Téměř v každém vzorku byla nalezena sinice *Microcystis*. Dne 4. 10. 2015 dokonce dosáhla stupně dominance 3. Velmi hojný výskyt (stupeň 3) dosáhl také rod *Phormidium* dne 1. 11. 2015. Další nalezené sinice zahrnovaly rody *Woronichinia*, *Spirulina* a *Snowella* dosahující stupně 2, *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*, *Planktothrix*, *Pseudanabaena* a *Komvophoron* se stupněm dominance 1 (viz Tab. 4).

Tab. 5: Zastoupení sinic a řas na 3. stanovišti od 3. 5. 2015 do 1. 11. 2015

	3.5.	17.5.	31.5.	14.6.	28.6.	12.7.	26.7.	9.8.	23.8.	6.9.	20.9.	4.10.	18.10.	1.11.
Bacillariophyceae (rozsivky)	4	3	2	2	3	-	2	2	1	1	2	2	1	3
Desmidiaceae (krásivky)	2	-	-	1	2	-	1	2	3	4	2	2	1	1
Euglenophyta (krásnoočka)	1	2	1	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1
Chrysophyceae (zlativky)	-	-	1	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dinophyta (obrněnky)	1	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
Chlorophyta (zelené řasy)	-	3	3	2	3	2	1	1	1	-	2	-	-	1
Cryptophyta (skrytěnky)	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1
Zygnematophyceae (spájivky)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2
CYANOPHYTA:														
<i>Microcystis</i>	-	-	1	1	1	2	2	2	1	1	-	4	3	1

	3.5.	17.5.	31.5.	14.6.	28.6.	12.7.	26.7.	9.8.	23.8.	6.9.	20.9.	4.10.	18.10.	1.11.
<i>Woronichinia</i>	-	-	-	1	1	1	1	1	-	-	1	2	4	-
<i>Aphanizomenon</i>	-	-	2	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oscillatoria</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spirulina</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phormidium</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Anabaena</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dolichospermum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Planktothrix</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Snowella</i>	-	-	-	-	-	-	-	2	2	-	-	-	1	-
<i>Chroococcus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Pseudanabaena</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Komvophoron</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Na třetím stanovišti dosáhl rod *Microcystis* dokonce nejvyšší dominance stupně 4 dne 4. 10. 2015 (viz Příloha 7). Poté ho postupem sezóny v dominanci nahradila *Woronichinia*. Na tomto odběrovém místě byly nalezeny také sinice rodů *Aphanizomenon*, *Spirulina*, *Planktothrix* a *Chroococcus*. *Snowella* dosáhla hojného výskytu ve dvou případech (9. 8. a 23. 8. 2015). Na tomto stanovišti byly sinice doprovázeny převážně rozsivkami, krásivkami a zelenými řasami. Tyto skupiny vykazovaly kolísavou dominanci. V době největší dominance sinic (převážně rodu *Microcystis* a *Woronichinia*) v měsíci říjnu byly zelené řasy v podstatě eliminovány na nulový výskyt (viz Tab. 5).



Obr. 7. *Microcystis aeruginosa* ve vzorku ze dne 4. 10. 2015 ze stanoviště 3

10 Diskuze

10.1 Fyzikálně - chemické parametry a další faktory prostředí

Fyzikálně - chemické parametry vody, ale také výskyt organismů, jsou z velké části ovlivněny teplotou vody (Hartman et al. 2005). Ta byla na stanovišti 1 průměrně nejnižší, což bylo nejspíše způsobeno přítokem studenější vody z řeky Chrudimky (Společnost přátel Železných hor 2001). Teplota se na všech třech stanovištích dohromady pohybovala od 7,5 do 25 °C, přičemž teplotní optimum sinic vodního květu se pohybuje okolo 20 - 35 °C (Maršálek & Keršner 1996). Spodní hranice teplotního optima bylo dosaženo na všech stanovištích 14. 6. 2015 a trvalo až do konce srpna. Teplota také úzce souvisí s jarní a podzimní cirkulací a letní a zimní stagnací vody, které zřetelně ovlivňují výskyt organismů a také pohyb důležitých živin pro jejich růst (Pitter 1996). Při letní stagnaci se voda nepromíchává v celém objemu a živiny se tak dostatečně neuvolňují ze dna. V letním období byl také nedostatek srážek, které by mohly přivést další zdroje živin. Souhra těchto faktorů mohla způsobit náhlý znatelný úbytek fytoplanktonu a vodního květu, který byl pozorován na vrcholu léta (srpen) na všech stanovištích (viz Graf 8). Naopak s nástupem ochlazení a podzimní cirkulace se v září a říjnu počet buněk fytoplanktonu zvýšil. V té době vyvrcholila dominance sinic především na stanovišti 3, kde rod *Microcystis* dosáhl nejvyššího stupně dominance 4 dne 4. 10. 2015 (viz Tab. 5). Na ostatních dvou stanovištích (1, 2) dosáhl jen o stupeň nižšího zastoupení hodnotou 3, tedy velmi hojného výskytu (viz Tab. 3, 4). Toto snížení oproti stanovišti 3 bylo zřejmě způsobeno klimatickými podmínkami, jelikož foukal vítr směrem ke stanovišti 3, který mohl odvést určitou část vodního květu na toto stanoviště a zvýšit tak jeho zastoupení. Podobná situace nastala s rodem *Woronichinia*, který také dosáhl stupně dominance 4 na stanovišti 3 jen o 14 dní později, tedy 18. 10. 2015 (viz Tab. 5).

Teplota ovlivňuje také konduktivitu, tedy vodivost vody, která vyjadřuje obsah rozpuštěných látek (Hartman et al. 2005). Přičemž na Seči byl pozorován trend mírného stoupání konduktivity s klesající teplotou. Během výzkumu se konduktivita pohybovala v rozmezí 165,3 - 244 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Vyšších hodnot bylo dosahováno na stanovišti 1, kde byl zároveň napočítán průměrně nejvyšší počet buněk fytoplanktonu. To může svědčit také o vyšším obsahu živin, které se sem dostávají především přítokem (Povodí Labe 2016).

V průběhu sezóny se pH vody pohybovalo v rozmezí 7 - 9,94, což jsou hodnoty, které sinicím vyhovují (Kalina & Váňa 2005). Navíc při hodnotách pH 7,5 - 9 většinou získávají dominanci nad zelenými řasami (Maršálek & Keršner 1996). Hodnoty pH byly velice podobné po celou dobu výzkumu na všech třech stanovištích, pouze na stanovišti 1 byly hodnoty průměrně o něco nižší (viz Graf 4 - 6). Výkyvy pH v podstatě kopírují výkyvy teplot a jejich křivky tak mají podobný průběh (viz Graf 4 - 6), což potvrzuje teze Pittera (1996), že je výsledné pH ovlivňováno také teplotou vody.

S abundancí fytoplanktonu, ale také s klimatickými podmínkami, souvisí průhlednost vody (Poulíčková 2011). Ta se během výzkumu velice měnila a pohybovala se v rozmezí 5 - 200 cm. Průhlednost byla nejnižší na stanovišti 1, což bylo zřejmě způsobeno nejvyšším počtem buněk fytoplanktonu, nejvyšší konduktivitou a vyšším pohybem vody, který vířil dno. Vířením dna se uvolňují sedimenty, které zhoršují průhlednost, ale také živiny, které přispívají rozvoji fytoplanktonu, a tím dochází k ještě většímu zhoršení průhlednosti vody.

Průhlednost se značně snižovala s nepříznivým počasím, především silným větrem způsobujícím víření vody. To bylo patrné na všech třech stanovištích. Naopak nejvyšší průhlednost byla nejčastěji měřena na stanovišti 3, kde je také více písčité a kamenité dno, na rozdíl od bahnitého dna na stanovišti 1 a 2.

Počet buněk fytoplanktonu v 1 ml vzorku se během celé sezóny pohyboval v rozmezí od 2 000 do 255 625 buněk. Nejvyššího počtu bylo dosaženo na stanovišti 1 (26. 7. 2015), které je umístěno nejbližší přítoku. Lze zde předpokládat nejvyšší přísun živin přiváděných přítokem. Rybáři, kteří toto místo podle mého pozorování hojně využívají, také pravděpodobně dodávají značné množství živin návnadami (Povodí Labe 2016). Z hlediska živin je pro sinice nejvýznamnějším a limitujícím faktorem fosfor (Smith 1983). Velké množství fosforu do Chrudimky a tedy i do přehradní nádrže Seč, na jejímž toku leží, dodává především ČOV Hlinsko (665 kg P/rok). Dále pak Trhová Kamenice, jejíž kanalizace ústí přímo do řeky Chrudimky (601 kg P/rok). Střední rizikovosti z hlediska produkce fosforu dosahují obce Všeradov, Vítanov, Rváčov, Vysočina, Svatý Mikuláš a Svobodné Hamry. Samotná obec Horní Bradlo produkuje dokonce 668 kg fosforu za rok. Velice významné jsou kromě obcí na přítoku také zdroje v okolí vodní nádrže. Zásadní vliv mají rekreační budovy podél nádrže. Nejvyšší rizikovosti dosahuje hotel Jezerka, který je vybaven domácí ČOV s vyústěním 0,1 km od nádrže. Dále pak různé menší hotely a další budovy, které také řeší likvidaci odpadních vod individuálně a tedy málo účinně především z hlediska odstranění fosforu. Dalšími problematickými zdroji jsou obce v okolí nádrže a to především Proseč, Přemilov, Prosíčka, Klokočov, Ústupky, Seč a Hoješín. Tyto obce se od nádrže nacházejí v okruhu 3 km a nemají splaškovou kanalizaci. Celkem vyprodukuje 1 522 kg fosforu za rok, což je extrémní zátěž (Povodí Labe 2016).

Ve dne dosažení nejvyššího počtu buněk (26. 7. 2015) sice byly ve vzorku hojné také rozsivky a krásivky, ale převážnou část tvořily buňky rodu *Microcystis*, jehož kolonie obsahují velké množství buněk (Komárek 1996). Již dva týdny před dosažením maxima (13. 7. 2015) sahaly hodnoty *chlorofylu a* naměřené Povodím Labe k 50 µg/l, přičemž právě hodnota 50 µg *chlorofylu a*/l spolu s překročením počtu sinic nad 100 tisíc buněk v 1 ml vzorku určují hranici střední pravděpodobnosti vzniku zdravotních problémů (podle vyhlášky č. 238/2011 Sb.). Této hodnoty bylo dosaženo v místech stanoviště 1. Ve střední části nádrže (stanoviště 2) se ve stejný den hodnoty *chlorofylu a* pohybovaly kolem 35 µg/l a část nádrže u přehrady (stanoviště 3) vykazovala hodnoty nejnižší, kolem 16 µg/l (Povodí Labe 2015b). Minimálního počtu buněk v 1 ml vzorku bylo dosaženo poslední den odběru (1. 11. 2015) na stanovišti 3, kdy byly ze sinic nalezeny pouze kolonie *Microcystis* a to už jen ojediněle. O týden později (9. 11. 2015) zde Povodí Labe naměřilo téměř v celé nádrži hodnoty *chlorofylu a* pouze okolo 10 µg/l (Povodí Labe 2015b). Teplota byla 1. 11. 2015 daleko pod hranicí optima sinic vodního květu. Přesto byly na stanovišti 2 ze sinic nalezeny zástupci rodů *Spirulina* (ojediněle) a *Phormidium* dokonce se stupněm dominance 3. Příčinou mohl být ústup *Microcystis*, a tedy snížení konkurence. Poukazuje na to také výskyt rodu *Phormidium* pouze v době, kdy nebyl nalezen žádný zástupce *Microcystis* (17. 5. a 1. 11. 2015 na stanovišti 2). Ovšem výskyt tohoto rodu mohl být způsoben také klimatickými podmínkami, které byly v době jeho nálezu silně větrné. V tom případě se mohlo jednat spíše o nárostové druhy tohoto rodu, které nad planktonními druhy převažují a mohly být uvolněny pohybem vody ze dna (Komárek 1996).

10.2 Zastoupení sinic a řas

Během sledování nárůstu biomasy sinic na přehradní nádrži Seč byly nalezeny typické sinice tvořící vodní květ jako *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis flos-aquae*, *Microcystis ichthyoblabe*, *Woronichinia naegeliana*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena*, *Planktothrix* a *Oscillatoria*, s menším zastoupením také rody *Spirulina*, *Phormidium*, *Dolichospermum*, *Snowella* a *Chroococcus*. Dále *Pseudanabaena* a *Komvophoron*, které jsou běžné na bahnitěm dně (Poulíčková et al. 2015). Tyto rody byly pozorovány pouze jednou a to 18. 10. 2015 na druhém stanovišti, kdy foukal silnější vítr, který mohl způsobit pohyb vody a jejich odtržení ze dna. Vzhledem k velice častému zastoupení *Microcystis aeruginosa* lze předpokládat obsažení hepatotoxinu microcystinu ve vodě, jelikož ho tento druh produkuje (Hrdina et al. 2004, Barceloux 2008). *Aphanizomenon flos-aquae* dosáhl pouze stupně dominance 2 (31. 5. 2015 na stanovišti 1 a 3), ale i díky jeho výskytu je možné předpokládat obsažení saxitoxinu a anatoxinu, které patří mezi neurotoxiny a jejichž produkce byla u tohoto druhu prokázána (Wood et al. 2007, Barceloux 2008).

Velice často byly ve vzorcích hojně rozsivky, které jsou spíše bentické, což mohlo být na počátku a na konci vegetační sezóny způsobeno jarní a podzimní cirkulací. Vliv mohlo mít také počasí, které bylo obvykle větrné a způsobovalo patrné promíchávání vody. Dalším důvodem mohla být vybraná metoda odběru vzorků, při které dochází k rozvření dna. Nejčastěji se však z rozsivek vyskytovaly rody jako *Asterionella* a *Fragillaria*, které jsou planktonní (Poulíčková et al. 2015). Z bentických rodů byla častá *Navicula* a *Nitzschia*. Zelené řasy byly hojně zastoupeny především v první polovině vegetační sezóny (přibližně do poloviny léta), kdy většinou dosahovaly stupně dominance 2 nebo 3. V druhé polovině sezóny, kdy postupně začaly více dominovat sinice, zelené řasy zřejmě z důvodu konkurenčního tlaku ustoupily a ve vzorcích byly nacházeny spíše nahodile.

Výkyvy na stanovišti 1 především v zastoupení rozsivek, jejichž počet náhle rapidně 20. 9. 2015 vzrostl ze stupně dominance 1 na 4, byly pravděpodobně způsobeny tím, že na tomto odběrovém místě nebylo díky vypouštění nádrže dostatečné množství vody. Vzorek byl tedy odebrán v podstatě ze dna, kde se rozsivky nejvíce vyskytují (Poulíčková et al. 2015). Další výkyv se objevil na stanovišti 3 dne 12. 7. 2015, kdy ze 100 jedinců nebyla nalezena ani jedna rozsivka, přestože 14 dní předtím měly dominanci stupně 3. Příčinou mohly být klimatické podmínky, které byly výjimečně příznivé. V době odběru bylo slunečno a nefoukal vítr, který by mohl způsobit vlny vířící bentické rozsivky ze dna. Také mohl působit konkurenční tlak nejen tehdy přítomných sinic (*Microcystis*, *Woronichinia*, *Aphanizomenon*, *Spirulina* a *Planktothrix*), ale i zelených řas se stupněm dominance 2. Naopak při předchozím odběru (28. 6. 2015) foukal silný vítr, který mohl rozvířit bentické rozsivky, přičemž ve vzorku byly i planktonní druhy rozsivek. Náhlý skok v zastoupení byl také zaznamenán u rodu *Microcystis* 4. 10. 2015 na stanovišti 3. Při předchozích odběrech nebyla *Microcystis* nalezena vůbec, zatímco v tomto vzorku dosahovala nejvyšší dominance stupně 4. To mohlo znamenat náhlé masivní namnožení kolonií, ale spíše byly znovu důvodem klimatické podmínky. Nejenže 20. 9. 2015 při odběru foukal vítr, ale také bylo po dešti, takže se zřejmě většina kolonií nacházela na dně. Ten den byl rod *Microcystis* nalezen pouze ojedinelé na stanovišti 2. Vítr foukal směrem od stanoviště 3, takže ojedinelé kolonie, které se vyskytovaly na hladině, byly odneseny na další stanoviště. Většina náhlých výkyvů zastoupení sinic a řas byla tedy způsobena změnou klimatických

podmínek nebo konkurenčním tlakem ostatních organismů. Navíc mají jednotlivé skupiny odlišné nároky na prostředí.

Vodní květ pozorovatelný pouhým okem se rozvinul až během září a října na stupeň 1 - 2 tedy pozorovatelný až hojný výskyt, kdy ustupovaly ostatní organismy. Také probíhala v nádrži podzimní cirkulace, která přenesla živiny ze dna nádrže do horních částí (Ganf & Oliver 1982, Poulíčková 2011) a mohla tak rapidně zlepšit podmínky pro větší rozvoj sinic. Tím se snížil konkurenční tlak a sinice, které se již během vysokých teplot koncem srpna masivně namnožily, se mohly plně uplatnit. V té době převažovaly především rody *Woronichinia* a *Microcystis*, přestože *Microcystis* má své teplotní optimum v rozmezí 25 - 30 °C (Maršálek & Keršner 1996). Prokázala tak svou odolnost a schopnost šířit se i při klesajících teplotách, přičemž Reynolds (1971) uvádí její výskyt ve vodách s teplotou až 5 °C. V našem případě dosahovala *Microcystis* hojného výskytu ještě při 8 °C. S přibýváním vodního květu se postupem času stále více snižovaly hodnoty nasycení kyslíkem měřené Povodím Labe. V srpnu se hodnoty kyslíku pohybovaly kolem 90 - 100 %, během září klesaly až k 60 % (Povodí Labe 2015b).

Celkově ovšem rok 2015 nepřinesl extrémní rozvoj vodního květu, který byl na Seči běžný ještě v nedávných letech. To ale neznamená, že se během příštích let znovu razantně neprojeví. Jedná se spíše o shodu okolností, které ovlivňují především klimatické podmínky. Nádrž ani v době výzkumu nebyla zcela vhodná pro koupání. V roce výzkumu (2015) vyhlásila Krajská hygienická stanice Pardubického kraje výstrahu zhoršené jakosti vody, při níž platí nutnost osprchování po vykoupání v nádrži a nevhodnost koupání pro citlivé jedince.

V letech 2006, 2010 a 2011 bylo z důvodu nadměrného rozvoje sinic na Seči Krajskou hygienickou stanicí dokonce zakázáno koupání. V roce 2011 přesáhly počty buněk *Microcystis* dokonce milion buněk v 1 ml (Povodí Labe 2016).

Nižší výskyt vodního květu v roce 2015 v letním období byl způsoben především extrémním suchem s minimem srážek (ČHMÚ 2015), tedy i nižším přísunem živin, které nepřiváděl ani přítok, ani splachy z polí (Pitter 1999). Naopak přispět k jeho rozvoji začátkem září mohl zvýšený přísun srážek a vypouštění nádrže, které zvýšilo hustotu organismů i živin a pohybem vody uvolnilo více živin ze dna.

10.3 Varianty řešení

Na základě výsledků je možné lépe zhodnotit varianty eliminaci vodního květu na konkrétním stanovišti. Jelikož nádrž Seč leží v CHKO a slouží jako zdroj pitné vody, možnosti využití chemických metod jako imobilizace fosforu nebo využití algicidů nepřipadají v úvahu (Zákon 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny, Společnost přátel Železných hor 2001, Povodí Labe 2015a). Nabízí se mechanické odstranění biomasy, biologické odstranění pomocí požíračů, manipulace s potravním řetězcem nebo nasazení organismů produkujících alelopatické látky. Musí se však dodržet Zákon 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny, který zakazuje vysazování geograficky nepůvodních druhů rostlin a živočichů. Nevhodnou by z hlediska biomanipulace byla metoda nasazení dravých ryb, při které dochází k redukci ryb kaprovitých a tím ke zvýšení množství zooplanktonu, který eliminuje sinice. Pro tuto nádrž není vhodná především z toho důvodu, že zde tvoří vodní květ převážně sinice rodu *Microcystis* a *Woronichinia*, které se brání požírání

zooplanktonem tvorbou velkých kolonií. Metoda celkově není z mnoha důvodů vhodná a účinná (Marvan & Maršálek 1996).

Zákon o ochraně přírody a krajiny (114/1992 Sb.) také zakazuje využití intenzivních technologií, které by mohly vést ke změně ekosystémů a biodiverzity. Vzhledem k tomuto zákazu by zřejmě nemohla být využita ani metoda asanace těžbou sedimentů, metoda DAF a další metody využívající různé techniky. Těžba sedimentů by pomohla vyřešit předpokládané zatížení nádrže živinami, ale vzhledem k širokému využití nádrže ji nelze jednoduše vypustit a dno vybagrovat. Proto se k vyřešení problematiky živin v nádrži nabízí provzdušňování (aerace) dna, které zabrání vzniku anoxických podmínek a uvolňování především fosforu ze sedimentů, nebo zakrytí dna nepropustným materiálem. Před provedením jakéhokoli zásahu proti živinám na dně nádrže by bylo nutné provést podrobnou limnologickou studii, zhodnotit zatížení sedimentů živinami a navrhnout přesný plán zásahu se zaměřením na nejvíce riziková místa.

Zásadním a pravděpodobně neúspěšnějším zásahem by však bylo zavedení kanalizace s odvodem pod nádrž do všech obcí ležících v okolí Seče a přítoku řeky Chrudimky. Bez tohoto zákroku, který sníží přísun živin podporujících růst sinic, by byly jakékoli jiné metody zbytečné a maximálně krátkodobé (WHO & European commission 2002). K zavedení kanalizace by měly přistoupit především obce těsně obklopující nádrž Seč, jako jsou obce Hoješín a Ústupky, které ji doposud nemají. Také většina všech obcí v těsné blízkosti nádrže kanalizací nedisponují. Jedná se například o obce Rostejn, Javorka, Běstvina, Proseč, Počátky či Hořelec (Pardubický kraj & Ministerstvo zemědělství ČR 2016). Velmi důležité jsou také obce ležící podél toku řeky Chrudimky nad nádrží. Z těchto obcí nemá kanalizaci například Horní Bezděkov, Petrkov, Spáleníště, Chlum, Hradiště, Práčov, Borek, Vestec, Tuněchody, Mnětice, Drozdice a Nemošice (Královéhradecký kraj 2016, Pardubický kraj 2016, Pardubický kraj & Ministerstvo zemědělství ČR 2016).

11 Závěr

Nadměrný vodní květ nepříznivě působí nejen na živočichy a rostliny, ale také na člověka. Vodní květ často způsobuje anoxické podmínky, zastínění, ale sinice negativně působí především svými sekundárními metabolity, tzv. cyanotoxiny, mezi které patří např. neurotoxiny, hepatotoxiny, genotoxiny, imunotoxiny i embryotoxiny. Zásadní podmínkou rozvoje vodního květu je kromě vysoké teploty a slunečního záření zejména dostatečný přísun živin, především fosforu. S tím úzce souvisí eutrofizace, která je zvyšována činností člověka zejména vypouštěním odpadních vod. Jednou z neúčinnějších metod eliminace vodního květu je právě snížení přísunu živin nebo těžba sedimentů.

V roce 2015 byl proveden půlroční výzkum na vodní nádrži Seč, kde byly pravidelně odebírány vzorky vody, měřeny důležité faktory, stanovovány počty buněk fytoplanktonu a zastoupení sinic a řas. Rozsáhlejší pozorovatelný vodní květ se na Seči rozvinul až během září a října a byl tvořen převážně druhy rodů *Microcystis* a *Woronichinia*. Často a hojně byly na všech třech stanovištích pozorovány druhy jako *Microcystis aeruginosa*, *M. flos-aquae*, *M. ichthyoblabe*, *Woronichinia naegeliana* a *Aphanizomenon flos-aquae*. Ze sinic byly dále nalezeny druhy rodů *Anabaena*, *Planktothrix*, *Oscillatoria*, *Spirulina*, *Phormidium*, *Dolichospermum*, *Snowella*, *Chroococcus*, *Pseudanabaena* a *Komvophoron*. Počet buněk fytoplanktonu dosáhl až 255 tisíc buněk v 1 ml vzorku (26. 7. 2015). Nejvíce zastoupeny

v tomto vzorku byly sinice rodu *Microcystis*. Minimální počet buněk fytoplanktonu v 1 ml vzorku byl stanoven na 2000 buněk (1. 11. 2015). Průhlednost vody se pohybovala v širokém rozmezí od 5 - 200 cm a byla silně ovlivněna klimatickými podmínkami.

Přestože v roce 2015 nedošlo díky souhře mnoha faktorů k rapidnímu rozvoji vodního květu sinic, je nutné dbát na kvalitu vody a snažit se ji zlepšovat především z hlediska využití jako zdroje pitné vody, ale také z hlediska rekreace. Pro nádrž Seč je vzhledem k příslušnosti k CHKO a především k využívání jako zdroje pitné vody, a tedy nemožnosti velkých zásahů, nejvhodnějším řešením výskytu vodního květu sinic zavedení kvalitní kanalizace do všech obcí v okolí Seče a přítoku řeky Chrudimky. Hlavní pozornost by se měla upřít na největší znečišťovatele, které dodávají nejvíce fosforu jako je např. ČOV Hlinsko, Trhová Kamenice, Horní Bradlo a rekreační budovy podél nádrže. Především tato cesta vede k zajištění snížení přísunu živin pro rozvoj vodního květu. Ke snížení obsahu živin, které se již v nádrži s velkou pravděpodobností vyskytují především v sedimentech, by mohla být vhodná metoda asanace sedimentů, zakrytí dna nepropustným materiálem nebo jeho provzdušňování (aerace), které by zabránilo vzniku anoxických podmínek a tím uvolňování fosforu jakožto nejdůležitějšího prvku pro růst sinic.

12 Seznam použité literatury

1. ADAMS, D. G. & DUGGAN, P. S. (1999): Heterocyst and akinete differentiation in cyanobacteria. - *New Phytologist* 144 (1): 3 – 33, ISSN: 0028-646X.
2. ADOLPH, K. W. & HASELKORN, N. (1973): Isolation and characterization of a virus infecting a blue-green alga of the genus *Synechococcus*. - *Virology* 54 (1): 230 - 236, ISSN: 0042-6822.
3. AHN, C. Y., JOUNG, S. H., JEON, J. W., KIM, H. S., YOON, B. D. & OH, H. M. (2003): Selective control of cyanobacteria by surfactin-containing culture broth of *Bacillus subtilis* C1. - *Biotechnology Letters* 25 (14): 1137 - 1142, ISSN: 0141-5492.
4. BADGER, M. R., HANSON, D. & PRICE, G. D. (2002): Evolution and diversity of CO₂ concentrating mechanisms in cyanobacteria. - *Functional Plant Biology* 29 (3): 161 – 73, ISSN: 1445-4408.
5. BALLOT, A., KRIENITZ, L., KOTUT, K., WIEGAND, C. & PFLUGMACHER, S. (2005): Cyanobacteria and cyanobacterial toxins in the alkaline crater lakes Sonachi and Simbi, Kenya. - *Harmful Algae* 4 (1): 139 – 150, ISSN: 1568-9883.
6. BARCELOUX, D. G. (2008): Medical toxicology of natural substances: food, fungi, medicinal herbs, plants, and venomous animals. - Wiley, United States of America, ISBN: 978-0-471-72761-3.
7. BELL, S. G. & CODD, G. A. (1994): Cyanobacterial toxins and human health. - *Reviews in Medical Microbiology* 5 (4): 256 - 264, ISSN: 0954-139X.
8. BERGH, O., BORSHEIM, K. Y., BRATBAK, G. & HELDAL, M. (1989): High Abundance of Viruses Found in Aquatic Environments. - *Nature* 340 (6233): 467- 468, ISSN: 0028-0836.
9. BHAYA, D. (2004): Light matters: phototaxis and signal transduction in unicellular cyanobacteria. - *Molecular Microbiology* 53 (3):745 – 54, ISSN: 1365-2958.
10. BJÖRK, S. (1996): Odstranění sedimentu. - In: EISELTOVÁ, M. [ed.] (1996): Obnova jezerních ekosystémů - holistický přístup: 82 - 88, Wetlands International, UK, ISBN: 1-900-442-124.
11. BOHUNICKÁ, M., MAREŠ, J., HROUZEK, P., URAJOVÁ, P., LUKEŠ, M., ŠMARDA, J., KOMÁREK, J., GAYSINA, L. A. & STRUNECKÝ, O. (2015): A combined morphological, ultrastructural, molecular, and biochemical study of the peculiar family Gomontiellaceae (Oscillatoriales) reveals a new cylindrospermopsin-producing clade of Cyanobacteria. - *Journal of Phycology* 51 (6): 1040 - 1054, ISSN: 0022-3646.
12. BRABRAND, A., FAAFENG, B. A., KALLQUIST, T. & NILSSEN J. P. (1983): Biological control of undesirable cyanobacteria in culturally eutrophic lakes. - *Oecologia* 60 (1): 1– 5, ISSN: 0029-8549.
13. BRUNBERG, A. K. & BLOMQUIST, P. (2002): Benthic overwintering of *Microcystis* colonies under different environmental conditions. - *Journal of plankton research* 24 (11): 1247 - 1252, ISSN: 0142-7873.
14. CAIOLA, M. G. & PELLERINI, S. (1984): Lysis of *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) by *Bdellovibrio*-like Bacteria. - *Journal of Phycology* 20 (4): 471- 475, ISSN:0022-3646.
15. CAMPBELL, N. A. & REECE, J. B. (2006): Biologie. - Computer press, a.s., Brno, ISBN: 80-251-1178-4.

16. CANNON, R. E., SHANE, M. S. & WHITAKER, J. M. (1976): Interaction of *Plectonema boryanum* (Cyanophyceae) and the LPP-cyanophages in continuous culture. - Journal of Phycology 12 (4): 418 - 421, ISSN: 0022-3646.
17. CARMICHAEL, W. W. (1992): Cyanobacteria secondary metabolites - the cyanotoxins. - A review Journal of Applied Bacteriology 72 (6): 445 - 459, ISSN: 1365-2672.
18. CARPENTER, S. R., LUDWIG, D. & BROCK, W. A. (1999): Management of eutrophication for lakes subject to potentially irreversible change. - Ecological Applications 9 (3):751-771, ISSN: 1051-0761.
19. CODD, G. A., EDWARDS, C., BEATTIE, K. A., BERR, W. M. & GUNN, G. J. (1992): Fatal attraction to cyanobacteria? - Nature 359 (6391): 110 - 111, ISSN: 0028-0836.
20. CTIBOR, J. (1932): Význam a stavba údolní přehrady na Chrudimce u Seče. - In: HRUŠKA, J. [ed.] (2004): Sečská přehrada, 70 let vodohospodářského díla: 6 - 8, Heřmanův Městec, Nasavrky: Železné hory – sborník prací č. 14, ISBN: 80-86619-05-2.
21. DAFT, M. J., STEWART, D. P. (1971): Bacterial pathogens of freshwater blue-green algae. - New Phytologist 70 (5): 819 - 829, ISSN: 0028-646X.
22. DOLEJŠ, P. (2006): Flotace rozpuštěným vzduchem (DAF) pro úpravu pitné vody a její první provozní realizace v ČR. - Vodní hospodářství 4: 99 - 102, ISSN: 1211-0760.
23. EDWARDS, C., BEATTIE, K. A., SCRIMGEOUR, C. M. & CODD, G. A. (1992): Identification of anatoxin-A in benthic cyanobacteria (blue-green algae) and in associated dog poisonings at Loch Insh, Scotland. - Toxicon 30 (10): 1165 - 1175, ISSN: 0041-0101.
24. ELLEMAN, T. C., FALCONER, I. R. & JACKSON, A. R. (1978): Isolation, characterization and pathology of the toxin from a *Microcystis aeruginosa* blooms. - Australian Journal of Biological Sciences 31 (3): 209 - 218, ISSN: 0004-9417.
25. FOTT, B. (1967): Sinice a řasy. - Academia, Praha.
26. GANF, G. G. & OLIVER, R. L. (1982): Vertical Separation of Light and Available Nutrients as a Factor Causing Replacement of Green Algae by Blue-Green Algae in the Plankton of a Stratified Lake. - Journal of Ecology 70 (3): 829 - 844, ISSN: 0022-0477.
27. GRILLI CAIOLA, M. & BILLI, D. (2007): *Chroococcidiopsis* from Desert to Mars. - In: SECKBACH, J. [ed.]: Algae and Cyanobacteria in Extreme Environments: 555 - 570, Springer, Dordrecht, ISBN: 978-1-4020-6111-0.
28. GUGGER, M., LENOIR, S., BERGER, C., LEDREUX, A., JEAN-CLAUDE DRUART, JEAN-FRANCOIS HUMBERT, GUETTE, C. & BERNARD, C. (2005): First report in a river in France of the benthic cyanobacterium *Phormidium favosum* producing anatoxin-a associated with dog neurotoxicosis. - Toxicon 45 (7): 919- 928, ISSN: 0041-0101.
29. HARTMAN, P., PŘIKRYL, I. & ŠTĚDRONSKÝ, E. (2005): Hydrobiologie. - Informatorium, spol. s. r. o., Praha, ISBN: 80-7333-046-6.
30. HINDÁK, F. (2008): Colour atlas of Cyanophytes. – Veda, Bratislava, ISBN: 978-80-2241-044-1.
31. HRDINA, V., HRDINA, R., JAHODÁŘ, L., MARTINEC, Z. & MĚRKA, V. (2004): Přírodní toxiny a jedy. - Galén, Karolinum, Praha, ISBN: 80-246-0823-5.

32. HRUŠKA, J. & VODIČKA, J. (2004): Geologické poměry okolí Seče. - In: HRUŠKA, J. [ed.] (2004): Sečská přehrada, 70 let vodohospodářského díla: 20 - 26, Heřmanův Městec, Nasavrky: Železné hory – sborník prací č. 14, ISBN: 80-86619-05-2.
33. CHEN, H. M., CHIEN, C. Y. & HUANG, T. C. (1996): Regulation and molecular structure of a circadian oscillating protein located in the cell membrane of the prokaryote *Synechococcus* RF-1. - *Planta* 199 (4): 520 - 527, ISSN: 0032-0935.
34. CHORUS, I. & BARTRAM, J. [eds.] (1999): Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. - WHO, New York, ISBN 0-419-23930-8.
35. JANČULA, D., MIKULA, P., MARŠÁLEK, B., RUDOLF, P. & POCHYLÝ, F. (2014): Selective method for cyanobacterial bloom removal: hydraulic jet cavitation experience. - *Aquaculture International* 22 (2): 509 - 521, ISSN: 0967-6120.
36. JENSEN, T. E. (1985): Cell inclusions in the Cyanobacteria. - *Archiv für Hydrobiologie 71/Algological Studies* (38/39): 33 - 73, ISSN: 0342-1120.
37. KALINA, T. (1994): Systém a vývoj sinic a řas. - Karolinum, Praha, ISBN 80-7066-854-7.
38. KALINA, T. & VÁŇA, J. (2005): Sinice, řasy, houby, mechorosty a podobné organismy v současné biologii. - Karolinum, Praha, ISBN: 80-246-1036-1.
39. KIM, J. Y., PARK, H. J., LEE, C., NELSON, K. L., SEDLAK, D. L. & YOON, J. (2010): Inactivation of *Escherichia coli* by nanoparticulate zerovalent iron and ferrous ion. - *Applied and Environmental Microbiology* 76 (22): 7668 – 7670, ISSN: 0099-2240.
40. KLOUČEK, V. & VAVEROVÁ, I. (2005): Lake Restoration Method of Phosphorus Chemical Precipitation by Using of Aluminium Salts. - *Vodní hospodářství* 4: 97 - 98, ISSN: 1211-0760.
41. KOČÍ, V., BURKHARD, J. & MARŠÁLEK, B. (2000): Eutrofizace na přelomu tisíciletí. - Eutrofizace. - VŠCHT, Praha, ISBN: 80-7080-396-7.
42. KOMÁREK, J. (1978): Oddelenie Cyanophyta - sinice. - In: HINDÁK, F. [ed.]: Sladkovodné riasy: 238 - 283, Slovenské pedagogické nakladateľstvo, Bratislava.
43. KOMÁREK, J. (1996): Klíč k určování vodních květů sinic v České republice. - In: MARŠÁLEK, B., KERŠNER, V. & MARVAN, P. [eds.]: Vodní květy sinic: 22 - 85, Nadatio flos-aquae, Brno.
44. KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. (1998): Cyanoprokaryota 1. Teil: Chroococcales. - In: ETTL, H., GÄRTNER, G., HEYNIG, H. & MOLLENHAUER, D. [eds.]: Süßwasserflora von Mitteleuropa 19/1: 1-548, Gustav Fischer, Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm, ISBN: 978-3827408907.
45. KULASOORIYA, S. A., LANG, N. J. & FAY, P. (1972): The heterocysts of blue-green algae. III. Differentiation and nitrogenase activity. - *Proceedings of the Royal Society of London* 181 (1063): 199 - 209, ISSN: 0080-4630.
46. LEE, R. E. (2008): Phycology. - Cambridge University Press, New York, ISBN: 978-0-521-68277-0.
47. LEE, T. J., NAKANO, K. & MATSUMURA, M. (2001): Ultrasonic irradiation for blue-green algae bloom control. - *Environmental Technology* 22 (4): 383 - 390, ISSN: 0959-3330.
48. LEGRAND, C., RENGEFORS, K., FISTAROL, G. O. & GRANÉLI, E. (2003): Allelopathy in phytoplankton-biochemical, ecological and evolutionary aspects. - *Phycologia* 42 (4): 406-419, ISSN: 0031-8884.

49. LUNDGREN, P., SODERBACH, E., SINGER, A., CARPENTER, E. J. & BERGMAN, B. (2001): *Katagnymene*: characterization of a novel marine diazotroph. - Journal of Phycology 37 (6): 1052 – 1062, ISSN: 0022-3646.
50. MANAGE, P. M., KAWABATA, Z. & NAKANO, S. (2000): Algicidal effect of the bacterium *Alcaligenes denitrificans* on *Microcystis* spp. - Aquatic Microbial Ecology 22 (2): 111 - 117, ISSN: 0075-9511.
51. MARŠÁLEK, B., JANCULA, D., MARSALKOVA, E., MASHLAN, M., SAFAROVA, K., TUCEK, J. & ZBORIL, R. (2012): Multimodal Action and Selective Toxicity of Zerovalent Iron Nanoparticles against Cyanobacteria. - Environmental Science & Technology 46 (4): 2316 – 2323, ISSN: 0013-936X.
52. MARŠÁLEK, B. & KERŠNER, V. (1996): Možnosti omezení rozvoje vodních květů sinic v údolních nádržích. - In: MARŠÁLEK, B., KERŠNER, V. & MARVAN, P. [eds.]: Vodní květy sinic: 125 - 135, Nadatio flos-aquae, Brno.
53. MARŠÁLEK, B. & TURÁNEK, J. (1996): Biologicky aktivní látky produkované sinicemi vodního květu. - In: MARŠÁLEK, B., KERŠNER, V. & MARVAN, P. [eds.] (1996): Vodní květy sinic: 86 - 100, Nadatio flos-aquae, Brno.
54. MARTIN, D. & RIDGE, I. (1999): The relative sensitivity of algae to decomposing barley straw. - Journal of Applied Phycology 11 (3): 285 - 291, ISSN: 0921-8971.
55. MARVAN, P. & MARŠÁLEK, B. (1996): Ekologické souvislosti rozvoje vodních květů sinic. - In: MARŠÁLEK, B., KERŠNER, V. & MARVAN, P. [eds.] (1996): Vodní květy sinic: 9 - 21, Nadatio flos-aquae, Brno.
56. MILLER, S. R. (2007): Diversity of the cosmopolitan thermophile *Mastigocladus laminosus* at global, regional and local scales. - In: SECKBACH, J. [ed.]: Algae and Cyanobacteria in Extreme Environments: 401 - 412, Springer, Dordrecht, ISBN: 978-1-4020-6111-0.
57. MOHAMED, A. Z. (2002): Allelopathic activity of *Spirogyra* sp.: stimulating bloom formation and toxin production by *Oscillatoria agardhii* in some irrigation canals, Egypt. - Journal of plankton research 24 (2): 137 - 141, ISSN: 0142-7873.
58. NAKAI, S., HOSOMI, M., OKADA, M & MURAKAMI, A. (1996): Control of algal growth by macrophytes and macrophyte-extracted bioactive compounds. - Water Science and Technology 34 (7 - 8): 227 - 235, ISSN: 0273-1223.
59. NAMIKOSHI, M., MURAKAMI, T., WATANABE, M.F., ODA, T., YAMADA, J., TSUJIMURA, S., NAGAI, H. & OISHI, S., (2003): Simultaneous production of homoanatoxin-a, anatoxin-a, and a new non-toxic 4-hydroxyhomoanatoxin-a by a cyanobacterium *Raphidiopsis mediterranea* Skuja. - Toxicon 42 (5): 533–538, ISSN: 0041-0101.
60. NOVOTNÝ (2016): Celkový přehled úlovků revíru 451021. - MO ČR ú. s. Východočeský.
61. OLIVER, R. L. (1994): Floating and sinking in gas-vacuolate cyanobacteria. - Journal of Phycology 30 (2): 161 - 173, ISSN: 0022-3646.
62. PARK, H. D., WATANABE, M. F., HARADA, K. I., NAGAI, H., SUZUKI, M., WATANABE, M. & HAYASHI, H. (1993): Hepatotoxin (microcystin) and neurotoxin (anatoxin-a) contained in natural blooms and strains of cyanobacteria from Japanese freshwaters. - Natural Toxins 1 (6): 353 – 360, ISSN: 1056-9014.
63. PATTANAIK, B., SCHUMANN, R. & KARSTEN, U. (2007): Effects of ultraviolet radiation on cyanobacteria and their protective mechanism. - In: SECKBACH, J.

- [ed.]: *Algae and Cyanobacteria in Extreme Environments*: 31 - 48, Springer, Dordrecht, ISBN: 978-1-4020-6111-0.
64. PELLANT, C. (2005): *Minerály a horniny*. - Osveta, Martin, ISBN: 80-242-1416-4.
 65. PFLUGMACHER, S. (2002): Possible Allelopathic Effects of Cyanotoxins, with Reference to Microcystin-LR, in *Aquatic Ecosystems*. - *Environmental Toxicology* 17 (4): 407 - 413, ISSN: 1522-7278.
 66. PILLINGER, J. M., COOPER, J. A., RIDGE I. & BARRETT, P. R. F. (1992): Barley straw as an inhibitor of algal growth III: the role of fungal decomposition. - *Journal of Applied Phycology* 4 (4): 353 - 355, ISSN: 0921-8971.
 67. PILLINGER, J. M., COOPER, J. A. & RIDGE, I. (1994): Role of phenolic compounds in the antialgal activity of barley straw. - *Journal of Chemical Ecology* 20 (7): 1557 - 1569, ISSN: 1573-1561.
 68. PITTER, P. (1999): *Hydrochemie*. - VŠCHT, Praha, ISBN 978-80-7080-701-9.
 69. POHL, J. (2004): Rybářské využití údolní nádrže Seč. - In: HRUŠKA, J. [ed.] (2004): *Sečská přehrada, 70 let vodohospodářského díla*: 41 - 42, Heřmanův Městec, Nasavrky: *Železné hory - sborník prací č. 14*, ISBN: 80-86619-05-2.
 70. POULÍČKOVÁ, A. (2011): *Základy ekologie sinic a řas*. - Univerzita Palackého, Olomouc, ISBN: 978-80-244-2751-5.
 71. POULÍČKOVÁ, A., DVOŘÁK, P. & HAŠLER, P. (2015): *Průvodce mikrosvětlem sinic a řas*. - Univerzita Palackého, Olomouc, ISBN: 978-80-244-4408-6.
 72. POULÍČKOVÁ, A. & JURČÁK, J. (2001): *Malý obrazový atlas našich sinic a řas*. - Univerzita Palackého, Olomouc, ISBN: 80-244-0242-4.
 73. POVODÍ LABE (2016): *Profil vod ke koupání - VN Seč: Souhrn informací o vodách ke koupání a hlavních příčinách znečištění*.
 74. PUMANN, P. & DURAS, J. (2013): *Atlas makroskopických jevů spojených s výskytem vodních květů sinic a dalších organismů v přírodních koupacích vodách*. - Státní zdravotní ústav, Praha.
 75. RAYMOND, J., SIEFERT, J. L., STAPLES, C. R. & BLANKENSHIP, R. E. (2004): The natural history of nitrogen fixation. - *Molecular Biology and Evolution* 21 (3): 541 - 54, ISSN: 0737-4038.
 76. RESSOM, R., SOONG, F. S., FITZGERALD, J., TURCZYNOWICZ, L., ELL SAADI, O., RODER, D., MAYNARD, T. & FALCONER, I. (1994): Health effects of toxic cyanobacteria (blue-green algae). - National health and medical research council, Australia, ISBN: 0-644329084.
 77. REYNOLDS, C. S. (1971): The ecology of the plankton blue-green algae in the North Shropshire meres. - *Field Studies* 3: 409 - 432.
 78. REYNOLDS, C. S. & WALSBY, A. E. (1975): Water-blooms. - *Biological Reviews* 50 (4): 437 - 481, ISSN: 1469-185X.
 79. RIDGE, I., WALTERS, J. & STREET, M. (1999): Algal growth control by terrestrial leaf litter: a realistic tool? - *Hydrobiologia* 395/396: 173 - 180, ISSN: 0018-8158.
 80. ROSYPAL, S. (2003): *Nový přehled biologie*. - Scientia, Praha, ISBN: 80-86960-23-4.
 81. SAFFERMAN, R. S., DIENER, T. O., DESJARDINS, P. R. & MORRIS, M. E. (1972): Isolation and characterization of AS-1, a phycovirus infecting the blue-green algae, *Anacystis nidulans* and *Synechococcus cedrorum*. - *Virology* 47 (1): 105 - 113, ISSN: 0042-6822.
 82. SAFFERMAN, R. S. & MORRIS, M. (1962): Evaluation of natural products for algicidal properties. - *Applied Microbiology* 10 (4): 289-292, ISSN: 0003-6919.

83. SAFFERMAN, R. S. & MORRIS, M. E. (1967): Observations on the Occurrence, Distribution, and Seasonal Incidence of Blue-green Algal Viruses. - *Applied Microbiology* 15 (5): 1219 - 1222, ISSN: 0003-6919.
84. SALLAL, A. K. J. (1994): Lysis of cyanobacteria with *Flexibacter* spp. Isolated from domestic sewage. - *Microbios* 77 (310): 57 - 67, ISSN: 0026-2633.
85. SIGEE, D. C., GLENN, R., ANDREWS, M. J., BELLINGER, E. G., BUTLER, R. D., EPTON, H. A. S. & HENDRY, R. D. (1999): Biological control of cyanobacteria: principles and possibilities. - *Hydrobiologia* 395/396: 161 - 172, ISSN: 0018-8158.
86. SILVA, E. I. L. (2007): Hypertrophic-eutrophic alteration in Kandy Lake, following an outbreak of a *Microcystis* bloom. - *Sri Lanka Journal of Aquatic Sciences* 12: 115-120, ISSN: 2424-7057.
87. SMITH, V. H. (1983): Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in the lake phytoplankton. - *Science* 221 (4611): 669 - 671, ISSN: 0036-8075.
88. SOARES, R. M., YUAN, M., SERVAITES, J. C., DELGADO, A., MAGALHAES, V. F., HILBORN, E. D., CARMICHAEL, W. W. & AZEVEDO, S. M. F. O. (2006): Sublethal exposure from microcystins to renal insufficiency patients in Rio de Janeiro, Brazil. - *Environmental Toxicology* 21 (2): 95 - 103, ISSN: 1522-7278.
89. SPOLEČNOST PŘÁTEL ŽELEZNÝCH HOR (2001): Chráněná krajinná oblast Železné hory, Informatorium 2001. - Grantis, s. r. o., Ústí nad Orlicí, ISBN: 80-902400-2-X.
90. SUGIURA, N., OYAMADA, N., KUROSAWA, A. & SAITO, T. (1993): Lytic Characteristics of Blue-Green Alga *Microcystis aeruginosa* by *Pseudomonas* sp. - *Eisei Kagaku* 39 (2): 94 - 99, ISSN: 0013-273X.
91. SUTTLE, C. A. (2002): Cyanophages and their role in the ecology of Cyanobacteria. - In: WHITTON, B. A. & POTTS, M. [eds.] (2002): *The ecology of the Cyanobacteria, Their diversity in time and space*: 563 - 589, Kluwer Academic Publishers, New York, Boston, Dordrecht, London, Moscow, ISBN: 978-0792347552.
92. SUTTLE, C. A. & CHEN, F. (1992): Mechanisms and Rates of Decay of Marine Viruses in Seawater. - *Applied Environmental Microbiology* 58 (11): 3721-3729, ISSN: 0099-2240.
93. ŠÁMALOVÁ, Z. (2012): Historie vodního stavitelství na řece Chrudimce. - *Povodí Labe, Hradec Králové*.
94. ŠVÁTORA, M., MORAVEC, P. & PEŘINA, V. (2004): Ichtyofauna Chrudimky v okolí Sečské přehrady. - In: HRUŠKA, J. [ed.] (2004): *Sečská přehrada, 70 let vodohospodářského díla*: 43 - 45, Heřmanův Městec, Nasavrky: Železné hory - sborník prací č. 14, ISBN: 80-86619-05-2.
95. TEIXEIRA, M. R. (2009): Assessing the Health Risk of Flotation-Nanofiltration Sequence for Cyanobacteria and Cyanotoxin Removal in Drinking Water. - In: GAULT, P. M. & MARLER, H. J. [eds.]: *Handbook on Cyanobacteria, Biochemistry, Biotechnology and Applications*: 349 - 398, Nova Science Publishers, Inc., New York, ISBN: 978-1607410928.
96. VAN HANNEN, E. J., ZWART, G., VAN AGTERVELD, M. P., GONS, H. J., EBERT, J. & LAANBROEK, H. J. (1999): Changes in bacterial and eukaryotic community structure after mass lysis of filamentous cyanobacteria associated with viruses. - *Applied and Environmental Microbiology* (65): 795 - 801, ISSN: 0099-2240.
97. VASCONCELOS, V. (2001): Cyanobacteria toxins: diversity and ecological effects. - *Limnetica* 20 (1): 45 - 58, ISSN: 0213-8409.

98. VERNER, B. (1996): Provozdušňování. - In: EISELTOVÁ, M. [ed.] (1996): Obnova jezerních ekosystémů - holistický přístup: 69 - 74, Wetlands International, UK, ISBN: 1-900-442-124.
99. VIAGGIU, E., MELCHIORRE, S., VOLPI, F., DI CORCIA, A., MANCINI, R., GARIBALDI, L., CRICHIGNO, G. & BRUNO, M. (2004): Anatoxin-a toxin in the cyanobacterium *Planktothrix rubescens* from a fishing pond in northern Italy. - *Environmental Toxicology* 19 (3): 191–197, ISSN: 1522-7278.
100. VINCENT, W. F. (2007): Cold Tolerance in Cyanobacteria and Life in the Cryosphere. - In: SECKBACH, J. [ed.]: *Algae and Cyanobacteria in Extreme Environments*: 289 - 304, Springer, Dordrecht, ISBN: 978-1-4020-6111-0.
101. VYHLÁŠKA Č. 238/2011 Sb. o stanovení hygienických požadavků na koupaliště, sauny a hygienické limity písku v pískovištích venkovních hracích ploch. - Ministerstvo zdravotnictví.
102. WALSBY, A. E. (1985): Planktic cyanobacteria of freshwater, seawater, and brine pools. - In: GOLUBIĆ S., KOMÁREK J. & LHOTSKÝ O. [eds.], *Cyanophyta (Cyanobacteria) Morfology, Taxonomy, Ecology*. - *Algological Studies* (38/39): 303 - 304, ISSN: 0342-1120.
103. WALSBY, A. E. (1992): The control of gas-vacuolate cyanobacteria. - In: SUTLIFFE, D. W. & JONES, J. G. [eds.]: *Eutrophication: Research and application to water supply*: 150 - 162, FBA, Ambleside, ISBN 978-0-900386-52-7.
104. WHYTE, L. G., MAULE, A. & CULLIMORE, D. R. (1985): Method for isolating cyanobacteria-lysing *Streptomyces* from soil. - *Journal of Applied Bacteriology* 58 (2): 195 - 197, ISSN: 1365-2672.
105. WIESE, M., D'AGOSTINO, P. M., MIHALI, T. K., MOFFITT, M. C. & NEILAN, B. A. (2010): Neurotoxic alkaloids: saxitoxin and its analogs. - *Marine Drugs* 8 (7): 2185-2211, ISSN: 1660-3397.
106. WOLTER, K. D. (1996): Srážení fosforu. - In: EISELTOVÁ, M. [ed.] (1996): Obnova jezerních ekosystémů - holistický přístup: 63 - 68, Wetlands International, UK, ISBN: 1-900-442-124.
107. WOOD, S. A., RASMUSSEN, J. P., HOLLAND, P. T., CAMPBELL, R. & CROWE, A. L. M. (2007): First report of the cyanotoxin anatoxin-a from *Aphanizomenon issatschenkoi* (Cyanobacteria). - *Journal of Phycology* 43 (2): 356–365, ISSN: 0022-3646.
108. WHO & EUROPEAN COMMISSION (2002): Eutrofizace a zdraví. - Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, ISBN: 92-894-4413-4.
109. WU, J. T., KUO-HUANG, L. L. & LEE, J. (1998): Algicidal effect of *Peridinium bipes* on *Microcystis aeruginosa*. - *Current Microbiology* 37 (4): 257 - 261, ISSN: 0343-8651.
110. Zákon č. 114/1992 Sb. ze dne 19. února 1992 o ochraně přírody a krajiny. - Česká národní rada.

Internetové zdroje:

1. AOPK ČR (2002): Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky: Chráněná krajinná oblast Železné hory [online]. [cit. 4. 2. 2016]. Dostupné z WWW: <http://zeleznehory.ochranaprirody.cz/charakteristika-oblasti/geologie/>
2. ČHMÚ (2015): Měsíční staniční data za rok 2015 [online]. [cit. 4. 2. 2016]. Dostupné z WWW: <http://portal.chmi.cz/historicka-data/pocasi/mesicni-data#>

3. KRAJSKÁ HYGIENICKÁ STANICE PARDUBICKÉHO KRAJE (2015): Koupaliště: VN Seč – Ústupky [online]. [cit. 3. 2. 2016]. Dostupné z WWW: <http://www.khspce.cz/koupaliste/vn-sec-ustupky/>
4. KRÁLOVÉHRADECKÝ KRAJ (2016): Plán rozvoje vodovodů a kanalizací [online]. [cit. 10. 2. 2016]. Dostupné z WWW: http://mapy.kr-kralovehradecky.cz/vak/isapi.dll?GEN=LSTD&MAP=bilance&CF_SXX=0&CF_SZO=0&Z=4e-6&CF_SQY=R%5BICOB%5D576271%0A&LANG=CS-CZ&DETAIL=0&ICOB=-1
5. KRMENČÍK & KYSILKA (2016): Cyanotoxiny rozdělení [online]. [cit. 2. 2. 2016]. Dostupné z WWW: <http://www.biotox.cz/toxikon/sinice/toxiny.php#cytotox>
6. MĚSTO SEČ (2008): Sečská přehrada [online]. [cit. 1. 11. 2015]. Dostupné z WWW: <http://www.mestosec.cz/informacni-centrum/historie-mesta-sece/secska-prehrada>
7. NAŠE VODA (2011): Jak bojovat proti sinicím? Korekce sinic iontovou sítí [online]. [cit. 3. 2. 2016]. Dostupné z WWW: <http://www.nase-voda.cz/jak-bojovat-proti-sinicim-i-korekce-sinic-iontovou-siti/>
8. PARDUBICKÝ KRAJ (2016): Plán rozvoje vodovodů a kanalizací [online]. [cit. 10. 2. 2016]. Dostupné z WWW: http://195.113.178.19/html/prvkuk/prvkuk.dll?GEN=LSTD&MAP=bilance&CF_SX X=0&CF_SZO=0&Z=4e-6&CF_SQY=R%5BICOB%5D555134%0A&LANG=CS-CZ&DETAIL=0&ICOB=-1
9. PARDUBICKÝ KRAJ & MINISTERSTVO ZEMĚDĚLSTVÍ ČR (2016): Plán rozvoje vodovodů a kanalizací - Pardubický kraj [online]. [cit. 10. 2. 2016]. Dostupné z WWW: <http://test.hydrosoft.cz/prvk-pce/www/>
10. POVODÍ LABE (2015a): Přehrada Seč na Chrudimce v ř.km 50,722 [online]. [cit. 1. 11. 2015]. Dostupné z WWW: www.pla.cz/planet/public/vodnidila/prehrada_sec.pdf
11. POVODÍ LABE (2015b): Jakost vody nádrž VD Seč [online]. [cit. 14. 4. 2016]. Dostupné z WWW: http://www.pla.cz/portal/jvn/cz/mereni_0257130720151013_nd.htm
12. UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME - Division of Technology, Industry and Economics (1999): Planning and Management of Lakes and Reservoirs: An Integrated Approach to Eutrophication [online]. [cit. 27. 11. 2015]. Dostupné z WWW: <http://www.unep.or.jp/ietc/publications/techpublications/techpub-11/5-3-3a.asp>
13. VITVAR, P. (2008): V čem spočívá metoda elektrokoagulace? [online]. [cit. 3. 2. 2016]. Dostupné z WWW: <http://www.mestojablonec.cz/cs/mestsky-urad/pro-novinare/tiskove-zpravy/aktualni-zpravy/v-cem-spociva-metoda-elektrokoagulace.html>

13 Seznam příloh

Příloha 1: Tabulka s přehledem základních cyanotoxinů a jejich vlastností

Příloha 2: Fotografie způsobu odběru pomocí tyče (1. 11. 2015)

Příloha 3: Fotografie přístroje Hach HQ40d

Příloha 4: Fotografie stavu vody na stanovišti 1 dne 6. 9. 2015

Příloha 5: Fotografie stavu vody na stanovišti 1 dne 4. 10. 2015

Příloha 6: Fotografie Bürkerovy počítací komůrky s rodem *Microcystis* - důvod nutnosti dezintegrace kolonií (stanoviště 1, 28. 6. 2015)

Příloha 7: Fotografie z mikroskopu - detail buněk z kolonie sinice rodu *Microcystis* (vzorek ze stanoviště 3, 12. 7. 2015)

Přílohy

Příloha 1: Tabulka přehledu základních cyanotoxinů a jejich vlastností (sestaveno podle Edwards et al. 1992, Park et al. 1993, Maršálek & Turánek 1996, Chorus & Bartram 1999, Namikoshi et al. 2003, Hrdina et al. 2004, Viaggiu et al. 2004, Ballot et al. 2005, Gugger et al. 2005, Wood et al. 2007, Barceloux 2008, Wiese et al. 2010, Bohunická et al. 2015, Krmenčík & Kysilka 2016)

Toxin	LD ₅₀ u myši (µg/kg)	Typ jedu	Mechanismus účinku	Hlavní producenti
Saxitoxin	10	neurotoxin	deprese akčního potenciálu srdečního svalu, relace cév a blokáce sodíkového kanálu	<i>Aphanizomenon</i> <i>Anabaena</i> <i>Cylindrospermopsis</i> <i>Lyngbya</i> <i>Planktothrix</i> <i>Raphidiopsis</i>
Anatoxin	20	neurotoxin	anticholin-esterázová aktivita	<i>Anabaena</i> <i>Aphanizomenon</i> <i>Phormidium</i> <i>Raphidiopsis</i> <i>Arthrospira</i> <i>Planktothrix</i> <i>Oscillatoria</i> <i>Microcystis</i>
Anatoxin-A(s)	20	neurotoxin	anticholin-esterázová aktivita	<i>Anabaena flos-aquae</i>
Lyngbyatoxin A	250	hepatotoxin	ničí hepatocyty	<i>Lyngbya</i>
Microcystin	40 - 45	hepatotoxin	narušení regulace proteinfosfatáz a kináz, ničí hepatocyty	<i>Microcystis</i> <i>Anabaena</i> <i>Nostoc</i> <i>Anabaenopsis</i> <i>Hapalosiphon</i> <i>Oscillatoria</i>
Nodularin	50 - 70	hepatotoxin	narušení regulace proteinfosfatáz , ničí hepatocyty	<i>Nodularia spumigena</i>
Cylindrospermopsin	5000	hepatotoxin, cytotoxin	ničí hepatocyty	<i>Cylindrospermopsis</i> <i>Umezakia</i> <i>Aphanizomenon</i> <i>Trichodesmium</i> <i>Hormoscilla</i>

Příloha 2: Fotografie způsobu odběru pomocí tyče (1. 11. 2015)



Příloha 3: Fotografie přístroje Hach HQ40d



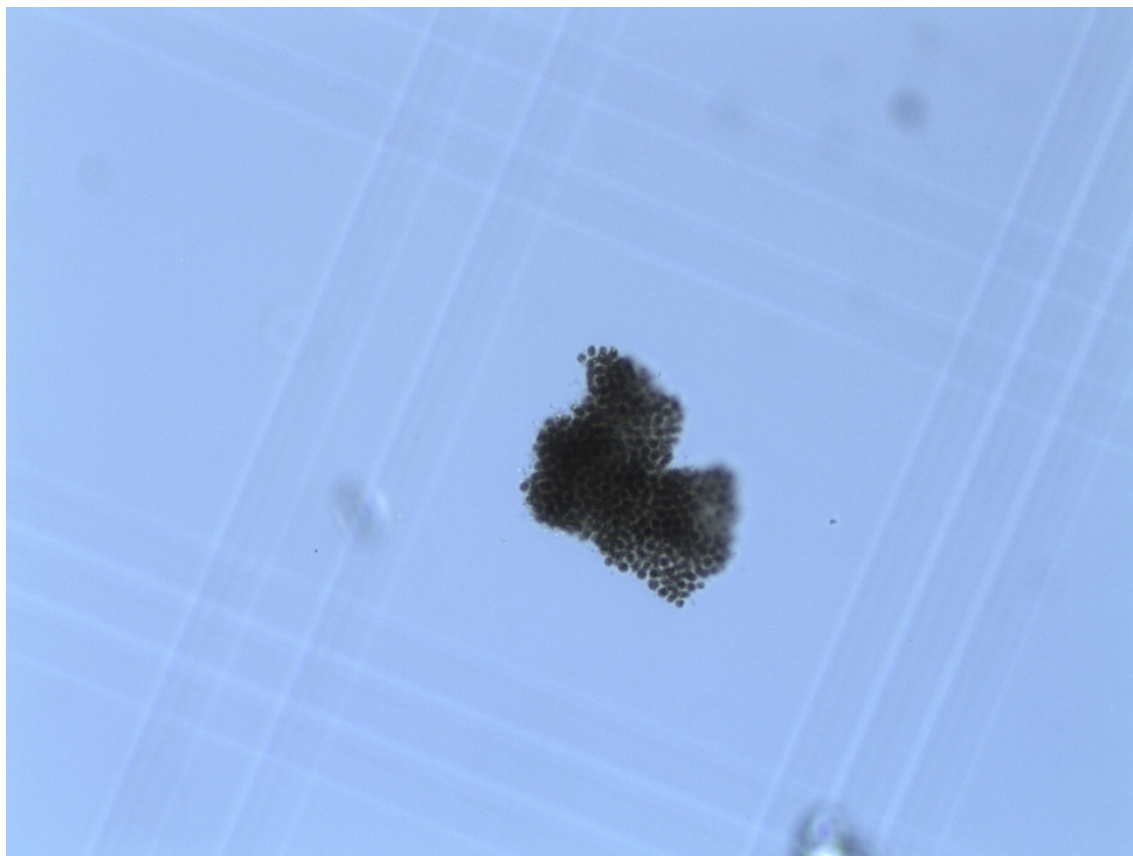
Příloha 4: Fotografie stavu vody na stanovišti 1 dne 6. 9. 2015



Příloha 5: Fotografie stavu vody na stanovišti 1 dne 4. 10. 2015



Příloha 6: Fotografie Bürkerovy počítací komůrky s rodem *Microcystis* z mikroskopu -
důvod nutnosti dezintegrace kolonií (stanoviště 1, 28. 6. 2015)



Příloha 7: Fotografie z mikroskopu - detail buněk z kolonie sinice rodu *Microcystis*
(vzorek ze stanoviště 3, 12. 7. 2015)

