

**Univerzita Karlova v Praze
Přírodovědecká fakulta
Ústav pro životní prostředí**



**Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí
Studijní obor: Ochrana životního prostředí**

**Vliv rybářského obhospodařování rybníků,
zemědělské činnosti v povodích a změn klimatu
na druhové složení vodních květů sinic**

*(Influence of fish pond management, land use in catchment and climate change
on species composition of blue-green algae blooms)*

Bakalářská práce

Kristýna Kroupová

Školitel: prof. RNDr. Evžen Stuchlík, CSc.

Praha, květen 2015

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem předloženou bakalářskou práci vypracovala samostatně a že jsem v seznamu literatury uvedla všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpala. Dále prohlašuji, že předložená tištěná verze bakalářské práce je totožná s elektronickou verzí vloženou do SIS.

V Praze dne 21. 5. 2015

.....

Poděkování

V první řadě bych chtěla poděkovat mému školiteli prof. RNDr. Evženovi Stuchlíkovi, CSc. za vedení mé práce a zasvěcení do dané problematiky.

Dále chci poděkovat RNDr. Zuzaně Hořické, Ph.D. a Mgr. Danielu Vondrákovi za pomoc a užitečné rady.

Děkuji také panu doc. RNDr. Liborovi Pecharovi, CSc. za ochotné poskytnutí pro práci podstatných článků.

Velké poděkování patří také mým rodičům a příteli Tomášovi Bendovi za podporu při studiu.

Abstrakt

Cílem této rešeršní práce bylo vysvětlit nebývalý rozvoj a změnu druhového složení vodních květů sinic v povrchových stojatých vodách během posledních 2–3 dekad vlivem rybářského obhospodařování rybníků, zemědělské činnosti v povodích a změn klimatu. Sinice se mohou díky svým ekofyziologickým vlastnostem přizpůsobit antropogenním změnám prostředí (přísunu živin a oteplování klimatu), konkurovat tak úspěšně ostatnímu fytoplanktonu a masivně se šířit. Navíc mnoho druhů sinic produkuje cyanotoxiny, kterými zvyšuje svou odolnost vůči potenciálním konzumentům a zároveň znehodnocuje vodní ekosystémy.

Změna obhospodařování rybníků (ustoupení od hnojení superfosfátem během roku 1970) měla za následek zahuštění rybích obsádek a s tím související vymizení období čisté vody. To vedlo ke změně ve složení vodních květů, kdy druh *Aphanizomenon flos-aquae* byl postupně vytlačen varietou *A. flos-aquae* var. *klebahnii*. Současné složení vodních květů v rybnících se značně liší od skladby typické v 90. letech. Příkladem je dnešní nárůst výskytu druhu *Woronichiniana naegeliana* ve vysokých počtech, který je přisuzován nebývalému zahuštění rybích obsádek a častému ustupování od dvouletého cyklu rybářského hospodaření k delším cyklům.

Eutrofizace nádrží a jezer je způsobena hlavně nadměrným přísunem živin z povodí, na němž se významně podílí zemědělství (intenzifikace, průmyslová hnojiva), rozvoj kanalizace, používání fosfátových detergentů. Následkem změn ve využívání půdy (např. vysoušení mokřin) dochází k vodním erozím, které zahlcují povodí fosforem.

Vzhledem ke globálnímu oteplování se v nádržích prodlužuje období letní teplotní stratifikace, které tak poskytuje sinicím delší období výhodných a stabilních poměrů. S neustálým oteplováním se očekávají větší sucha vedoucí ke kumulaci živin a přivalové deště, které zapříčiní promíchávání nádrží spojené s uvolněním fosforu z hypolimnia. Růst vodního květu je však dán hlavně přísunem živin a rostoucí teplota je považována za faktor umocňující tento účinek. Zvyšující se teplota zemského povrchu spolu s eutrofizací vytvářejí optimální podmínky pro rozšíření druhů sinic z tropických regionů do vod mírného pásu, což může v důsledku způsobit další změny v druhové skladbě sinicového vodního květu.

Klíčová slova: Vodní květy, druhové složení sinic, rybníky, jezera, rybářské obhospodařování, hospodaření v povodí, změny klimatu.

Abstract

The aim of the thesis was to explain expansion of cyanobacterial blooms and the change of their species composition in surface standing waters during the last 2-3 decades as a result of fishery management, land use in catchments, and climate change. Cyanobacteria possess a range of unique and highly-adaptable eco-physiological traits, which enable them a mass occurrence and a dominance over the other phytoplankton groups under recent anthropogenic changes (nutrient loading and rising temperatures). Moreover, many species of cyanobacteria produce cyanotoxins, which increase their resistance against zooplankton grazing and cause severe deterioration of the water quality.

In consequence of changes in fishery management (a decrease in the use of superphosphate as a fertilizer during the year 1970), the fish stock density increased and the clear water phase disappeared. This is responsible for a change in species composition of cyanobacterial water blooms. Summer blooms of *Aphanizomenon flos-aquae* were replaced with *A. flos-aquae* var. *klebahnii*. The current composition of water blooms in ponds differs considerably from the typical composition in the 1990s. For example, recent expansion of *Woronichiniana naegeliana* is caused by the higher stock densities and the shift from a two-year cycle of fishery management to longer cycles.

Eutrophication of lakes and reservoirs is a result of an excessive supply of nutrients from catchments, due to agriculture practices (using industrial fertilizers, intensification), sewage waters, and the use of phosphate detergents. Changes in land use (e. g., drainage of wetlands) lead to water erosion and a higher load of phosphorus to catchments.

Climate change is expected to bring about longer, more stable periods of summer thermal stratification, and precipitation extremes - flood flows that cause a release of hypolimnetic phosphorus during mixing and droughts that lead to concentrating the nutrients. The development of cyanobacterial blooms depends mainly on nutrient concentrations and the increasing temperature is a factor that enhances this effect. Moreover, eutrofication and climate change create optimal conditions for spreading alien tropical species in the temperate zone.

Key words: Water blooms, species composition of cyanobacteria, fish ponds, lakes, fishery management, land use, climate change.

Osnova

1	Úvod.....	6
2	Ekofyziologické vlastnosti sinicového květu.....	7
2.1	Regulace polohy ve vodním sloupci	7
2.2	Světelná účinnost fotosyntézy.....	7
2.3	Produkce akinet.....	8
2.4	Fixace dusíku	8
2.5	Příjem fosforu.....	9
2.6	Tvorba toxinů	9
3	Planktonní sinice v potravní síti	11
4	Eutrofizace	12
4.1	Vliv obhospodařování rybníků na vodní květ sinic.....	13
4.1.1	Procesy v rybničním ekosystému ovlivňující existenci vodního květu.....	15
4.1.2	Dvouletý cyklus a přesazování rybníků v současnosti.....	15
4.2	Vliv zemědělství na vodní květ sinic	15
4.3	Vývoj jakosti vody - přísun živin.....	16
4.4	Náprava současného stavu	17
5	Sezónní sukcese vodních květů sinic	18
6	Vliv živin a teploty na vodní květ sinic.....	21
7	Vliv klimatu na vodní květ sinic	22
8	Invazivní druhy sinic v ČR.....	24
9	Současný stav složení vodního květu sinic	26
10	Závěr	27
11	Použité zdroje.....	29
11.1	Literární prameny.....	29
11.2	Internetové zdroje.....	33

1 Úvod

Sinice jsou nejstarší fotosyntetizující organismy, které se zřejmě podílely na vytváření kyslíkaté atmosféry na Zemi. Za dlouhou dobu své existence, a také díky schopnosti přežít nepříznivé podmínky stačili osídlit téměř všechny biotopy, včetně extrémních stanovišť. Jedná se o velice jednoduché prokaryontní organismy, které se v podstatě dají považovat za mikroskopické bakterie. Dokážou se ale shlukovat do okem viditelných kolonií a tvořit masivní vodní květy ve vodních ekosystémech (Znachor 2005, Sinice a řasy 2015).

Za poslední dvě století se množství sinic významně zvýšilo v 58 % jezer mírného až subarktického pásma. Stoupající trend růstu sinic se projevuje převážně v nížinných jezerech, a to zejména za posledních 25 let (Taranu a kol. 2015). Významný problém představují vodní květy v posledních dvaceti až třiceti letech ve vodních nádržích v mnoha zemích. V České republice je eutrofizovaná většina vodních nádrží (Novotny 2011). Příčinou je rozsáhlý přísun živin následkem intenzifikace zemědělství, používání fosfátových detergentů, rozvoje kanalizací (Novotny 2014). Značné komplikace způsobují vodní květy v nádržích, které slouží jako zdroj pitné a užitkové vody. Vodní plochu mohou znehodnotit i pro rekreační účely. Sinice způsobují deficity rozpuštěného kyslíku ve vodním ekosystému a většina z nich je nebezpečná také díky produkci toxinů, které mohou ovlivňovat zdraví všech savců včetně člověka (Paerl a Otten 2013).

Nový způsob hospodaření na rybnících, jako je zahuštění rybích obsádek a časté ustoupení od dvouletého cyklu, změnil naše poznatky o sezónní sukcesi z 90. let a staví nás do role pozorovatelů zcela nového, dříve nepozorovaného stavu včetně přítomnosti mnoha nových rodů, které se dříve na tvorbě vodních květů sinic nepodílely. Na tuto problematiku poukázal např. časnější výskyt sinicového vodního květu na rybnících Blatenska (Evžen Stuchlík, ústní sdělení). Navíc rybniční soustavy mohou uvolňovat do povodí fosfor, a následně tak zatěžovat nádrže (Duras a kol. 2009). Cílem této práce je posoudit na základě literárních zdrojů vliv rybářského obhospodařování rybníků, zemědělské činnosti v povodích a změn klimatu na přítomnost a výskyt vodních květů sinic ve vodních ekosystémech a poukázat na možná rizika budoucího vývoje.

2 Ekofyziologické vlastnosti sinicového květu

Sinice mají řadu ekofyziologických vlastností, které jim umožňují přizpůsobit se specifickým podmínkám současných a v budoucnu očekávaných klimatických změn. Tyto jedinečné vlastnosti je odlišují od jiných druhů fytoplanktonu a zajišťují jim výhody ve vodním ekosystému.

2.1 Regulace polohy ve vodním sloupci

Mnoho druhů planktonních sinic vlastní aerotopy, což jsou váčky ohraničené stěnou z glykoproteinu, jež je propustná pro všechny plyny rozpuštěné ve vodě. Pomocí aerotopů dokážou měnit vztlak a regulovat svou polohu ve vodním sloupci (Walsby 1994). Jejich pohyb vodním sloupcem jim v relativně mělkých jezerech dovoluje využívat světla u vodního povrchu a zároveň jim zpřístupňuje i živiny v hypolimniu. Například u rodů *Microcystis* a *Anabaena* byla vypořádována schopnost překonat 12 metrů vodního sloupce (Ganf a Oliver 1982). Mohutnost aerotopových váček závisí na hloubce nádrže, kde se sinice nachází. Sinice žijící v hlubších jezerech jsou vybaveny užšími a silnějšími váčky, aby vydržely nápor vysokého hydrostatického tlaku během hlubokého míchání. Pokud se zimy zmírní a stratifikace v nádržích prodlouží, očekává se rozšíření vodního květu o druhy se slabšími váčky, které předtím nebyly schopné vzdorovat tlaku. Stejný scénář nejspíš nastane poklesem hladiny vod v důsledku sucha pozměněnou hydrologií (Carey a kol. 2012). Vztlak sinic je pozitivně závislý na teplotě, což může být významné vzhledem k současnému oteplování klimatu, neboť při vyšších teplotách se udrží déle na vodní hladině, respektive na denním světle (Kromkamp a kol. 1988). V eutrofních a hypertrofních nádržích, kde jsou živiny v nadbytku, je hlavním limitujícím faktorem pro růst fytoplanktonu světlo. Sinice se díky aerotopům vznášejí na vodní hladině v podobě hustého vodního květu a stíní tak svou biomasou ostatnímu fytoplanktonu. To je hlavní důvod jejich silné konkurence při záhytu světla (Jöhnk a kol. 2008).

2.2 Světelná účinnost fotosyntézy

Sinice obsahují ve svých buňkách pigmenty plnící funkci světlosběrných antén, které díky své citlivosti (Sinice a řasy 2015) dokážou zachytit světlo při nízkých intenzitách a širokém rozsahu vlnových délek (Carey a kol. 2012). Při expozici UV (ultrafialovým) zářením sice významně poklesne fotosyntetická rychlost sinic, ale i za těchto okolností mohou využívat světlo bez poškození fotosyntetického aparátu. Sinice se proti tomuto vysokému ozáření mohou bránit díky schopnosti tvořit kolonie a také částečně procesem fluorescence neboli vyzářením energie v podobě červeného záření. Tento jev byl pozorován

na populaci *Aphanizomenon*, kdy velké kolonie *Aphanizomenon flos-aquae* var. *flos-aquae* (tj. o délce kolonie nad 20 mm v průměru) vykazovaly větší odolnost vůči vysokému ozáření než malé kolonie *A.flos-aquae* var. *klebahnii* (tj. o délce 0,1–0,3 mm v průměru). Jednotlivá vlákna ve velké kolonii totiž využívají vzájemného stínění a efektu sbalení. Oproti tomu malé kolonie nebo samostatně oddělené buňky sinic jsou znevýhodněny nízkou světelnou adaptací a za těchto okolností podléhají fotoinhibici (Pechar a Masojídek 1995). Fotoinhibici lze definovat jako pokles rychlosti fotosyntézy v závislosti na působení vysokých hodnot záření, ikdyž na relativně krátkou dobu (Reynolds 2006). K tomuto poklesu samostatně žijících buněk sinic ale nemusí vůbec dojít, když se určitý rod postupně na extrémní podmínky aklimatizuje. Například pikoplanktonní sinice rodu *Synechococcus* je tímto způsobem schopná růstu při přímém slunečním světle (MacIntyre a kol. 2002).

U *Microcystis* byla pozorována velice malá světelná účinnost (Reynolds 2006), a tudíž neschopnost konkurovat ostatním co se týče světelného omezení. Ve stabilním vodním sloupci ale díky svým aerotopům nemá problém s nedostatkem světla, a tedy může dominovat. Biomasa vodního květu snižuje dostupnost světla ve vodním sloupci (Carey a kol. 2012), což dále upřednostňuje rozvoj sinic s dobrou účinností světla, jako jsou druhy *Planktothrix agardhii* (Kokociński a kol. 2010) nebo *Cylindrospermopsis raciborskii* (O'Brien a kol. 2009).

2.3 Produkce akinet

Akinety, neboli klidové fáze sinic, jsou produkovány jako reakce na fyziologický stres, např. na přicházející zimní období a nedostatek živin (Reynolds 2006). V podobě akinet s nenáročným metabolismem sinice přežívají nepříznivé podmínky v sedimentu na dně. Tuto možnost přežití mají některé taxony v rámci skupin sinic Nostocaceae, Rivulariaceae a Stignemataceae kromě rodů *Anabaena*, *Cylindrospermopsis*, *Gloeotrichia* a *Nodularia*. Akinety mohou přežít až teploty 55 °C, životaschopné jsou až 64 let po depozici a po vysušení na zemi vydrží po dobu šesti měsíců. Jelikož se do budoucna předpokládají klimatické podmínky s velkou proměnlivostí (dlouhá sucha, silné bouře), mohlo by to znamenat pro sinice produkující akinety velké zvýhodnění (Carey a kol. 2012). Rod *Microcystis* sice netvoří akinety, jeho buňky ale přezimují ve vegetativním stavu chráněné sedimentem (Verspagen a kol. 2005).

2.4 Fixace dusíku

Významnou adaptační vlastností je fixace plynného dusíku (tedy ve formě N₂). Tento klíčový proces umožňuje sinicím získat atmosférický dusík, ale je velice energeticky náročný vzhledem k nutnosti redukce trojné vazby vzdušného dusíku N₂

enzymem nitrogenázou (Carey a kol. 2012). V prostředí chudém na rozpuštěný anorganický dusík tedy některé rody sinic tvoří asimilační buňky (heterocyty), pomocí nichž probíhá fixace dusíku (Reynolds 2006). Tímto způsobem získávají konkurenční výhodu nad ostatními skupinami fytoplanktonu, které jsou schopny přijímat pouze rozpuštěné formy dusíku (převážně dusičnany a amonné ionty). Sinice s heterocyty se vyskytují spíše v pelagickém sladkovodním a brakickém prostředí. Jsou to například rody *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Planktothrix* (Carey a kol. 2012) a invazivní druh *Cylindrospermopsis raciborskii* (Sukenik a kol. 2012).

Atmosférická depozice spolu se vstupy ze zemědělství ve vodním ekosystému zvýší koncentrace dusíku (viz. kapitola 4 Eutrofizace) ve prospěch sinic závislých na rozpuštěném dusíku (Elser a kol. 2010). Naopak prodlužující se stratifikace nádrží upřednostní sinice fixující dusík, neboť rozpuštěný dusík se vzhledem k dlouhému vegetačnímu období vyčerpá (Jeppesen a kol. 2011). Z toho vyplývá, že rozvoj sinic fixujících dusík bude záviset na vzájemném působení zvyšující se teploty a zatížením vod dusíkem (Carey a kol. 2012).

2.5 Příjem fosforu

Sinice dokážou překonávat i období nedostatku fosforu, a to dvěma významnými mechanismy. Zaprvé produkují enzym fosfatázu, která jim zpřístupňuje fosfor z organických rozpuštěných látek. A za druhé mají schopnost vázat fosfor uvnitř buněk, čímž teoreticky až ztrojnásobují svou zásobu fosforu. Jednotlivé druhy sinic se svou schopností tvořit zásoby fosforu liší. Například rod *Anacystis* v tomto ohledu není tak schopný jako rody *Anabaena*, *Plectonema* nebo *Synechococcus* (Carey a kol. 2012). Sinice dominují jak při nízkých hodnotách fosforu, tak při vysokých. V případě, že je této živiny v nádrži málo, konkurují ostatnímu fytoplanktonu díky jejich vysoké afinitě k fosforu a schopnosti tvořit jeho zásoby. Situace, kdy je fosforu v nádrži nadbytek, byla popsána v kapitole 2.1 Regulace polohy ve vodním sloupci.

2.6 Tvorba toxinů

Sinicové vodní květy jsou dále zvýhodněné a zároveň nebezpečné tvorbou toxických sekundárních metabolitů (cyanotoxinů). Produkci cyanotoxinů ohrožují ekosystém a lidské zdraví. Sinicové toxiny mohou u savců (včetně člověka) způsobit kožní, zažívací, nervové, hormonální, imunologické a jaterní potíže (Paerl a Otten 2013). Tato chemická obrana sinic může mít významnou roli v šíření vodního květu, neboť omezuje aktivitu svých potenciálních konzumentů (Paerl a Paul 2012). Sinice jednoho druhu mohou vytvářet toxické, ale i netoxické květy. Nicméně s budoucím oteplováním a zatěžováním vod fosforem budou podpořeny spíš populace toxické (Davis a kol. 2009). K zvýhodnění těchto toxických

sinic může také přispět přítomnost invazivních druhů mlžů. Mlži totiž konzumují všechny řasy kromě těch toxických. Nevyhovuje jim jednak obsah toxinu a jednak větší velikost kolonií, a proto tyto toxické sinice nestráví a ty prochází trávicím traktem neporušeny (Michalak a kol. 2013).

Další významnou evoluční výhodou sinic je vzhledem ke globálnímu oteplování jejich optimum růstu při vysokých teplotách, obvykle nad 25°C (Reynolds 2006).

Jelikož žádný druh sinic nemůže mít všechny ekofyziologické rysy, které zmiňují výše, jejich odpovědi na klimatické změny se budou mezi jednotlivými druhy sinic lišit, což ztěžuje zobecnění vlivu klimatických změn (Carey a kol. 2012). Fyziologické rysy, které jsou pro jednotlivé druhy specifické, nám ale umožňují pochopit a předvídat druhové rozmístění fytoplanktonu v životním prostředí (Litchman a kol. 2010).

3 Planktonní sinice v potravní síti

Nezanedbatelným faktorem přispívajícím k úspěchu sinic je menší konzumace filtrátory (filtrujícím zooplanktonem). Sinice pro filtrátory (např. *Daphnia* sp.) představují nekvalitní potravu vzhledem ke své morfologii, kdy mají často tvar vláken a kolonií, které jim ucpávají filtrační přívěšky (Carey a kol. 2012). Filtrátoři totiž mohou sinice účinně odstranit pouze v počáteční fázi jejich vývoje, kdy je vzhledem k relativně malým rozměrům zvládnou požit (Znachor 2005). Jsou pro ně nevýhodné také kvůli produkovaným toxinům a neobsahují dostatek některých požadovaných mastných kyselin, sterolů a živin (Carey a kol. 2012). Úbytek těchto přírodních nepřátel sinic může být také způsoben interakcí s vyšší trofickou úrovní ve vodním ekosystému (Paerl a Paul 2012). Rybí společenstva v teplejších vodách mají menší počet striktně rybožravých ryb, zatímco počet všežravých ryb se zvyšuje. Což prakticky může vést až k vyhubení filtrátorů, kteří růst vodního květu redukují (Moss a kol. 2011). Obecně tak velké zastoupení ryb živících se zooplanktonem způsobuje také nekontrolovatelný růst sinic (Znachor 2005). K oslabení populace filtrátorů také přispívá vliv oteplování klimatu, neboť ryby dorůstají velikosti umožňující predaci zooplanktonu dříve, a predace zooplanktonu se tak zvyšuje (Mehner 2000).

Pro zlepšení situace v potravní síti by se mohly do nádrže vysadit herbivorní ryby, které by konzumovaly přímo vodní květ. Ač se to na první pohled zdá jako dobré řešení, herbivorní ryby dávají přednost spíše jiným skupinám fytoplanktonu. Když z nutnosti požírají sinice, neznamená to obvykle jejich likvidaci. Některé sinice navíc dokážou projít trávicím traktem ryb neporušeně. Lepší pro tento účel je tedy vysazení dravých ryb, které omezí ryby živící se zooplanktonem, a tudíž podpoří rozvoj filtrujícího zooplanktonu (Znachor 2005).

4 Eutrofizace

Eutrofizace je obecně obohacování vod živinami, které způsobují změny chemicko-fyzikálních vlastností vody i biologického režimu vodních ekosystémů (Lellák a Kubíček 1992). Eutrofizace může být přirozeným procesem, ale poslední dobou je tento proces podporován antropogenní činností, nadměrným přísunem živin a globálním oteplováním (Novotný 2011). Vodní ekosystémy eutrofního typu se vyznačují velkým obsahem minerálních živin a tudíž zvýšenou produkcí rostlin i konzumentů (Lellák a Kubíček 1992). Tento stav ale často přechází v hypertrofii vodního ekosystému projevující se masivním rozšířením fytoplanktonu, zejména nebezpečných sinic narůstajících v ohromné množství, které je známé jako vodní květ. Vodní květ činí velký problém hlavně v nádržích využívaných jako zdroj užitkové a pitné vody. Kvetoucí vodní plochy ale nelze plnohodnotně využít ani pro rekreační účely (Novotný 2011). Jejich nežádoucí efekt začíná snížením průhlednosti vody a pokračuje spotřebou kyslíku v důsledku buď bakteriálního rozkladu umírajících vodních květů nebo vlastního heterotrofního metabolismu při nedostatku světla. Což následně může vést k úhynu ryb (Paerl a Otten 2013). S nastávající anoxií (vyčerpání kyslíku) je spojen také zápach vody způsobený vznikem sirovodíku, který je v úpravárnách vod, spolu s biomasou sinic ucpávající filtry, nepříjemný. Nehledě na to, že vše působí špatným estetickým dojmem (Novotný 2011). Vodní ekosystémy se vzhledem k toxinům produkovaným sinicemi a anoxii stávají nevhodnými jak pro bezobratlé živočichy, tak produkci ryb (Paerl a Otten 2013). Významným eutrofizačním faktorem je zemědělství, zejména jeho intenzifikace. Na vodní plochy totiž působí tzv. plošným znečištěním, výluhem hnojiv z polí (Lellák a Kubíček 1992). Široce rozšířený masivní porost sinic v posledních třiceti až čtyřiceti letech je výsledkem nadměrného přetěžování půdy průmyslovými hnojivy a nekontrolovaným vypouštěním živin (dusíku a fosforu) z bodových (odpadní vody čistíren) a difúzních (splachy z městského území, dopravy) zdrojů a také zavedením trubkových drenáží v nížinných zamokřených půdách (Novotný 2014). Zatížena dusíkem ale nejsou jen jezera, v jejichž povodích se pěstují zemědělské plodiny, neboť díky lidské aktivitě (např. spalováním fosilních paliv) se reaktivní dusík do ekosystémů dostává také atmosférickou depozicí neboli atmosférickým spadem (Elser a kol. 2010). Dusík ale v procesu eutrofizace působí méně kriticky než fosfor (Lellák a Kubíček 1992). Vodních ploch zatížených hypertrofií je dnes čím dál více (Novotný 2014), přičemž napadená jezera jsou převážně nížinná. Například v Severní Americe činí podíl postižených jezer 61 %, v Evropě 70 %. Naproti tomu horská jezera jsou postižena jen v 36 % (Taranu a kol. 2015). V mírném pásu je postiženo hodně regionů, jako např. Česká republika (Novotný 2011), Čína (Deng a kol. 2014), Kanada (Michalak a kol. 2013).

V případě rybníků je hlavním důvodem eutrofizace management produkce ryb (Pechar a kol. 2005).

4.1 Vliv obhospodařování rybníků na vodní květ sinic

Rybníky představují vodní ekosystémy, které vytvořil a obhospodařuje člověk, a je tedy zodpovědný za rybí obsádku, vstupy živin a případné ekologické důsledky své činnosti včetně rozvoje vodního květu. Ke zvýšení produkce ryb se v Čechách během let 1930 a 1950 začalo běžně používat vápnění a hnojení rybníků superfosfátem, močovinou a dusičnanem amonným. Výsledkem bylo celkové zvýšení produktivity vodního ekosystému, ale ne přímo produkce ryb. V tomto období se například nejvíce dařilo sinici rodu *Aphanizomenon flos-aquae*. Produkci ryb se povedlo zvýšit až během let 1960–1980, kdy byla minerální hnojiva nahrazena vysokými dávkami organických hnojiv (převážně hnůj skotu a prasečí kejda). Management zvyšování produkce ryb obohacováním rybníků živinami, hlavně zátěží organickými hnojivy, vedl k eutrofizaci s dosažením nejhoršího stavu ekosystému v letech 1980 a 1990. Nastal významný pokles průhlednosti vody spojený se zvyšující se koncentrací chlorofylu-*a*, která často odráží množství vodního květu. Typickými sinicemi tohoto eutrofního období se staly *Planktothrix agardhii* a *Limnothrix redekei* (Pechar 2000).

Vzhledem ke zvyšující se produkci ryb a změnou hnojiv se v rybnících během roku 1970 nápadně snižoval výskyt *A. flos-aquae* var. *flos-aquae* a roku 1980 už byl častěji vidět *A. flos-aquae* var. *klebahnii*. V hnojivech přidávaných do rybníků byl snížen obsah fosfátu a zdvojnásoben dusík, čímž se v rybnících zvýšil i poměr N:P. To negativně působilo na *A. flos-aquae* var. *flos-aquae*, kterému vyhovuje naopak nízký poměr N:P, respektive vysoké dávky superfosfátu, kdy je zvýhodněn svou schopností fixovat dusík. Tato změna může být dále způsobena také teplotou, pH a absencí velkých perlooček. Perloočky nejspíš vymizely zvýšenou hustotou ryb, a zvýhodnily tak *A. flos-aquae* var. *klebahnii*. Přítomnost perlooček totiž zajišťovala konzumaci druhu *A. flos-aquae* var. *klebahnii*, jež byl malý a tím vytvářely prostor pro velké vločky *A. flos-aquae* var. *flos-aquae* (Pechar 1992). Druh *A. flos-aquae* var. *klebahnii* i *A. flos-aquae* var. *flos-aquae* dokážou růst ve velkém rozsahu teplot. Jejich populace je ale ovlivněna přítomností jiných druhů sinic. V letních měsících, kdy dominují jiné sinice (hlavně *Microcystis* sp.), se neobjevují, nebo v případě *A. flos-aquae* var. *klebahnii*, jen v malém množství. Ale jakmile v listopadu klesne květ *Microcystis* sp., *A. flos-aquae* začne narůstat. Navíc jejich tolerance k nízkým teplotám jim umožňuje tvořit celkem velkou biomasu vodního květu v zimním období (Yamamoto 2009). Přestože se *A. flos-aquae* vyskytuje při nízkých teplotách, v českých rybnících

tento výskyt nebyl zaznamenán (Pechar 1992). Yamamoto (2009) zaznamenal výskyt druhu *A. flos-aquae* var. *flos-aquae* spíše v hlubších a větších vodních ekosystémech než *A. flos-aquae* var. *klebahnii*.

Současná situace rybníků je ovlivněna hlavně zahuštěním rybích obsádek a často ustoupením od dvouletého cyklu (viz. kapitola Dvouletý cyklus a přesazování rybníků v současnosti). Přesazování rybníků má vážné ekologické i hospodářské důsledky: dochází ke snížení druhové diversity, hrozí deficity kyslíku, velká biomasa fytoplanktonu a drobného zooplanktonu nemůže být využita rybami a ty jsou zcela závislé na krmení obilím, což jim k dobrému růstu nestačí. Nevyužitelná přirozená potrava sedimentuje a zatěžuje rybník hromaděním organické hmoty v sedimentu. Současnému přesazování rybníků lze také přisuzovat rozvoj vodního květu sinic druhu *Woronichiniana naegeliana*, který byl zpozorován v létě 2013 na rybníku Velký Pálenec v podobě hustého vodního květu. Nejedná se sice o nový ani invazní teplomilný druh, ale v předchozích desetiletích se takto masově nevyskytoval (Evžen Stuchlík, ústní sdělení).

Hypertrofní rybníky navíc mohou prostřednictvím povodí uvolňovat fosfor (P) do nádrží. Aktuálně jsou důležitou součástí fosforové bilance v povodí vodní nádrže Orlík. V současnosti je nádrž Orlík největší, ale také i organickým znečištěním nejvíce zatížená nádrž Vltavské kaskády. Hlavní příčinou dnes silně eutrofní nádrže jsou nadlimitní koncentrace fosforu ve vodách přitékajících do nádrže z jejího povodí. Největší eutrofizační potenciál má povodí Lužnice, kterou v letních měsících přitéká až čtyřikrát více P než Vltavou. Dále je nádrž silně zásobena P z povodí Lomnice a Skalice (Liška a kol. 2009).

U těchto tří toků jsou v posledních letech zaznamenány zvyšující se hodnoty BSK₅, což nasvědčuje vlivu rybníků. BSK₅ je metoda stanovující dle biochemické spotřeby kyslíku množství organických látek podléhajících biochemickému rozkladu při aerobních podmínkách. BSK₅ dnes ale signalizuje nejen přísun lehce rozložitelných organických látek, které zhoršují kyslíkový režim v nádrži, ale též silné inkulum sinic (Liška a kol. 2009). Na řece Lužnici se nacházejí jak rybníky málo úživné (Staňkovský, Hejtman, Bezdrav a Svět), které mají tendenci P spíše zadržovat, tak rybníky značně hypertrofní (Dehtář, Ratmírovský) s tendencí P uvolňovat. Přičemž nejvýznamnějším zdrojem P pro nádrž Orlík z těchto rybníků je Rožmberk. Nejvyšší koncentrace P jsou v povodích nacházeny v letních měsících, neboť prostřednictvím povodňových průtoků může být zásoba P z rybníků vyplavena a nádrže ležící níže po toku jsou v tuto dobu na přísun P citlivější. Vzhledem k obtížnosti získávání reprezentativních údajů o vlivu rybníků na kvalitu povrchových vod se k regulaci rybníčního hospodaření stanovují široké meze, které ve výsledku nepředstavují žádné omezení hospodářských aktivit (Duras a kol. 2009).

4.1.1 Procesy v rybničním ekosystému ovlivňující existenci vodního květu

Stabilní vodní ekosystém je daný rovnováhou mezi produkcí a biodegradací, rovnováhou kyslíku a hodnotou pH bez výkyvů. Tuto stabilitu narušuje hlavně nadměrné zatížení živinami a organickým materiálem, přičemž dochází k postupné akumulaci těchto sloučenin v systému. Následkem je zesílení procesů biodegradace a rozkladu, které způsobí nedostatek kyslíku u dna, a následně pak v celém sloupci. Tím jsou živiny uvolněny do celého vodního sloupce a zapříčiní nadměrnou autotrofní produkci řas, kterou zooplankton nestačí konzumovat. Výkyvy rozpuštěného kyslíku a pH naruší však celý potravní řetězec v rybníku a vedou až k eutrofizaci (Pechar 2000). Rybí produkce je pak limitována spíše vysokými hodnotami pH a výkyvy koncentrace kyslíku než nedostatkem živin. Přičemž vysoké hodnoty pH jsou způsobeny fotosyntetickým příjmem oxidu uhličitého, poměrem N:P a koncentrací kyslíku. Významný podíl na zvyšování zásaditého prostředí ve vodním ekosystému má pak vápnění rybníků (Pokorný a kol. 1992).

4.1.2 Dvouletý cyklus a přesazování rybníků v současnosti

Dvouletý cyklus je založen na nasazení kapřího plůdku ve stáří jednoho roku do rybníka na dva roky. V prvním roce je kusová hmotnost ryb nízká a v zooplanktonu dominují velké druhy perlooček, které svou filtrační schopností drží koncentraci chlorofylu-*a* resp. biomasu fytoplanktonu na nízké hodnotě. Voda je průhledná a vzniká období tzv. čisté vody (Stuchlíková a Stuchlík 1994) následované v létě rozvojem typického vodního květu tvořeného *A. flos-aquae*. Ve druhém roce je kusová hmotnost ryb podstatně větší a velké druhy perlooček jsou rychle vyžrány rybami, přičemž čistá voda vzniká jen krátce nebo vůbec. V tomto roce se vodní květ sinic neobjeví a sinice jsou součástí vegetačního zákalu (Evžen Stuchlík, ústní sdělení). V posledních 20-ti letech se za vidinou většího výnosu a zisku začal praktikovat také 3–4 letý cyklus, kdy se ryby nasazují na 3–4 roky, což znamená pro rybníky velkou zátěž (Zuzana Hořická, ústní sdělení).

Snaha rybářských firem mít každý rok rybník nasazen až na hranici udržitelnosti vede k tomu, že se rybník v prvním roce přesadí (nasadí se velké množství ryb) a nevzniká období čisté vody. Nadbytečná obsádka je odchytávána v průběhu jara druhého roku. Jiná možnost je nasazovat do rybníka 2–3 letou násadu na jeden rok, což je hromadně praktikováno. Rybník se tedy loví každý rok (Evžen Stuchlík, ústní sdělení).

4.2 Vliv zemědělství na vodní květ sinic

Ve druhé polovině 20. století proběhla tzv. kolektivizace zemědělství, přičemž se zvýšil podíl orné půdy na úkor luk a pastvin, zanikla mozaikovitost krajiny a chovy zvířat byly preferovány ve formě velkochovů. Problém s organickými hnojivy jako například prasečí

kejdou se řešil rozvážením do rybníků a vodních toků (Třeboňsko 2015). V této době, respektive po roce 1960 s tzv. „Zelenou revolucí“ se začalo používat průmyslových hnojiv k zvětšení zemědělské produkce, rozšířilo se zavlažování, vysoušení mokřin a mechanizace (Novotný 2011). Po roce 1989 zanikl státní statek (Třeboňsko 2015) a díky ekonomickým a politickým změnám došlo k patrnému poklesu průmyslových hnojiv. Což ale vzhledem k přetížení půdy nesnížilo koncentraci dusíku a fosforu v tocích (Novotný 2011).

V rybnících během let 1990–2000 snížením přísunu živin ze zemědělství postupně klesala koncentrace celkového obsahu rozpuštěných solí. Koncentrace fosforu a dusíku i přes tento klesající trend zůstala stejná a koncentrace chlorofylu-*a* měla dokonce stoupající charakter. To značí větší závislost těchto živin na managementu produkce ryb než na vstupech ze zemědělství (Pechar a kol. 2005). S nápravou eutrofního stavu rybníku může být velký problém vzhledem k velkému množství organických látek naakumulovaných v rybničním sedimentu (Třeboňsko 2015).

4.3 Vývoj jakosti vody - přísun živin

Za dramatický nárůst koncentrací dusíku ve vodních ekosystémech může zvýšená aplikace průmyslových hnojiv. Pro srovnání, čínská aplikace hnojiv je sice větší než v ČR a Kanadě, ale v Číně je větší množství dusičnanů denitrifikací přeměňováno na plynný dusík díky rýžovým polím (Novotny 2011). Navíc v ČR se po roce 1960 schopnost zemědělských systémů denitrifikace ztrácela v důsledku instalace trubkové drenáže do nížinných zamokřených půd, přičemž koncentrace dusíku rostla (Doležal a Kvítek 2004). Koncentrace fosforu narůstaly jednak s rozvojem vodovodů a kanalizací, které fosfor nasměrovaly do vodních toků, dále zavedením detergentů (pracích prostředků) s fosforečnanů. Nakonec v 90. letech byly toky obohacovány až 80 % fosforu z komunálních zdrojů. Zvýšená vodní eroze způsobená kolektivizací zemědělství (50. léta) byla také významným přispěvatelem k narůstající koncentraci fosforu. Koncentrace obou těchto živin (N a P) se zvyšovaly také v důsledku úprav koryt (např.: zahlubování, napřimování toků), neboť toky tak ztrácely svou retenční schopnost (Hejzlar a kol. 2004). Silnou eutrofizací bylo v letech 1960–1970 postihnuto například jezero Erie, v kterém i přes prvotní zlepšení snížením dodávek fosforu došlo k hypoxii a vodní květ znovu zesílil. Roku 2011 pak byl zaznamenán rekordně velký výskyt toxických sinic *Microcystis* sp. a *Anabaena* sp (Michalak a kol. 2013). Nicméně po roce 2006 se vstupy fosforu do vodních ekosystémů snížily zákazem fosforečnanů v detergitech (Novotny 2011). Koncentrace dusíku ale zůstávají stále vysoké. Navíc v posledních letech bylo zaznamenáno narůstající znečištění vodních ploch dusíkatými

pesticidy obsahujících v nejvyšších koncentracích hlavně terbuthylazin a acetochlor. Tyto látky znečišťují toky během vegetační sezóny v jarním a letním období (Liška a kol. 2010).

4.4 Náprava současného stavu

Zatímco klimatické změně jen tak nezabráníme, proces eutrofizace jezer lze zmírnit snadněji (Brookes a Carey 2011). Obecně platí, že vodní plochy s nízkým poměrem N:P (dusík:fosfor), neboli více zatížené fosforem, upřednostňují druhy sinic fixující dusík, kdežto v ekosystémech s vyšším poměrem N:P, tedy zatížených dusíkem, budou zvýhodněny druhy nemající tuto schopnost (Novotny 2011). Schindler a kol. (2008) dospěli k závěru, že růst sinic fixujících dusík nelze potlačit omezením přísunu dusíku do vodních ekosystémů, neboť nedostatek rozpuštěného dusíku je naopak zvýhodňuje. V případě hypertrofických jezer, ale nemusí tento předpoklad na základě poměru N:P platit. Dokazuje to sinice rodu *Microcystis*, která se i přes svou neschopnost fixovat dusík, za situace omezení dusíku v hypertrofickém jezeře nenechala nahradit sinicemi fixujícími dusík (Paerl a kol. 2011). Nicméně pro sladkovodní systémy je většinou limitující živinou fosfor a kontrolovat rozvoj sinic lze tedy jedině snížením vnějšího a vnitřního fosforu (Schindler a kol. 2008). Poklesem přísunu fosforu tak, vzhledem k jeho nakumulovanému množství v sedimentech, nesnížíme jeho koncentraci ve vodním ekosystému. Podchytit situaci můžeme teprve aplikací solí železa nebo hliníku, na které se fosfor váže (proces koagulace) a tím docílit okamžitého snížení jeho koncentrace (Znachor 2005). Za významnou ochranu vodního ekosystému před nadměrným přísunem živin se jeví obnova mokřadů, které mají schopnost odstraňovat nitráty a imobilizovat fosfáty (Novotny 2014). Dále také zlepšení účinnosti čističek odstraňujících fosfor, snížení procenta orné půdy kolem toků a změnu pěstovaných plodin, které nebudou vyžadovat používání dusíkatých pesticidů jako třeba kukuřice (Liška a kol. 2010). Nápravných opatření je více, ale většina je v praxi nereálných. Například zamezení průchodu světla zakrytím nádrže, použití ultrazvukových a tlakových vln k destrukci plynových měchýřků atd.

5 Sezónní sukcese vodních květů sinic

V mírném podnebném pásu většina vodních nádrží patří mezi tzv. dimiktické, které se míchají dvakrát do roka (Znachor 2005). Roční cyklus tepelné stratifikace zahrnuje jarní a podzimní míchání vodního sloupce a letní a zimní stratifikace. S nastávající letní stratifikací jezer sinice mění vztakový režim a vznáší se na hladině, kde je dosažitelné světlo pro intenzivní fotosyntézu. Během tohoto procesu se v buňkách sinic hromadí karbohydráty neboli sacharidy, které svou tíhou ponoří vodní květ do spodních vrstev vodního sloupce. Tam jsou karbohydráty využity k dýchání a zpětné obnově vztlaku. Tímto způsobem biomasa sinic narůstá a konkuruje ostatním skupinám ve vodním květu. V období letní stratifikace se vodní ekosystémy potýkají s největším rozvojem sinic, neboť poskytuje stabilitu vodního sloupce. Co se týče druhové diverzity vodního květu, bývá vyšší na začátku léta a jeho koncem spíše převládá intenzivní růst (Savadova 2014). Každý rok na podzim v důsledku poklesu teploty dochází u sinic ke ztrátě vztlaku a klesají k sedimentu (Carey a kol. 2012). Zimní období s nedostatkem světla sinice přecházejí na dně a jarním mícháním jsou opět začleněny do vodního sloupce (Znachor 2005).

V rybnících na Blatensku je vznik vodních květů součástí sezónní sukcese, jejímž dominantním mechanismem je teplotně ovlivněná predace ryb (tzv. kaskádový efekt predace neboli top-down control), kdy ryby ovlivňují svou predací nižší úroveň potravního řetězce. V 90. letech byla sezónní sukcese popsána takto. Po jarním maximu fytoplanktonu, tvořeném rozsivkami rodu *Stephanodiscus* či bičíkovci z kmenů Cryptophyta či Haptophyta, nastoupilo období tzv. čisté vody (clear water phase), které vrcholilo v květnu až červnu. Biomasa fytoplanktonu (koncentrace chlorofylu-*a*) byla nízká v důsledku intenzivní filtrační rychlosti zooplanktonu, který se tvořil v rybnících s menší obsádkou, respektive v prvním roce hospodářského cyklu převážně perloočkami rodu *Daphnia*. Díky průhlednosti vody až na dno zde probíhala intenzivní fotosyntéza vláknitých řas a makrofyt. Za této situace může dojít k úhynu ryb, kdy při $\text{pH} > 10$ přítomné amonné ionty přecházejí do plynné formy a ryby nejsou schopny vylučovat amoniak NH_3 proti koncentračnímu gradientu. Následně se dusík a dochází u nich k nekróze žaber. Pokud ryby tuto fázi přežily, jejich zvýšená predace i s ohledem na postupný nárůst kusové hmotnosti v letních měsících vyvolala úbytek velkých planktonních filtrátorů, následné zvýšení biomasy fytoplanktonu (koncentrace chlorofylu-*a*) a pokles průhlednosti vody. Zároveň docházelo k poklesu hodnot pH a úbytku anorganických forem dusíku (NH_4^+ , NO_3^-). Změnilo se i druhové složení fytoplanktonu a místo rychle rostoucích bičíkovců z kmene Cryptophyta či řas chráněných před filtrací zooplanktonem silnou buněčnou stěnou, slizovými obaly nebo velikostí (*Ankyra*, *Planktosphaeria*, *Volvox*, *Ceratium*) nastupovaly chlorokokální řasy a sinice. V tomto období vrcholného léta

(červenec až srpen) se objevovaly při dostatečně velké průhlednosti velké formy vodního květu druhu *Aphanisomenon flos-aquae* tvořící makroskopické, jehlicím podobné útvary (vločky) nebo při nízké průhlednosti byl vodní květ součástí vegetačního zákalu a byl tvořen formou *klebahnii* (Evžen Stuchlík, ústní sdělení).

Nový způsob hospodaření ale změnil naše poznatky o sezónní sukcesi z 90. let a staví nás do role pozorovatelů zcela nového dříve nepozorovaného stavu včetně přítomnosti mnoha nových rodů, které se dříve na tvorbě vodních květů nepodílely. Současný vývoj hospodaření v rybnících na Blatensku je dán hlavně zahuštěním rybních obsádek a často ustoupením od dvouletého cyklu. Přičemž právě v prvním roce, kdy ryby (kapr) byly malé, vznikaly vhodné podmínky pro výskyt typických vodních květů. Následkem tohoto nového stavu se vyskytuje vodní květ často už od května nebo i dříve a je tvořen malými druhy nevytvářejícími makroskopické shluky (vločky). Poslední výskyt velkých vloček rodu *Aphanizomenon* byl ojediněle na Blatensku zaznamenán před 3–4 lety (Evžen Stuchlík, ústní sdělení).

V údolních nádržích (Orlík, Lipno) je mechanismus kromě časového posunu více do léta stejný jako v 90. letech v rybnících. Vegetační zákal fytoplanktonu zde končí v polovině června a je následován rozvojem perlooček, které vyvolají období čisté vody s průhledností 1 m i více. Toto období trvá kratší dobu než v rybnících (1–2 týdny) a pak dojde k objevení typických velkých vloček vodního květu druhu *Aphanizomenon flos-aquae*. Při zatažené obloze jsou vločky v celé eufotické zóně a za slunečného počasí se koncentrují u hladiny, kde vzniká typická hustá kaše. Tento stav trvá do konce srpna a někdy i déle a pak se vodní květ ztratí (Václav Fomín, ústní sdělení).

Důležité je také zmínit sezónní změny hlavních trofických parametrů, které rozvoji vodního květu v rybnících předcházejí. Od února do července klesají koncentrace dusičnanů NO_3^- , stoupají koncentrace rozpuštěného reaktivního fosforu DRP, a amonné ionty NH_4^+ společně s NO_3^- se v létě drží na nízkých hodnotách. Začátkem sezóny (období jara) se DRP a NH_4^+ vyskytují v nejnižších koncentracích, a to v důsledku intenzivní fotosyntézy a tedy spotřeby těchto živin. Během května a června se vzhledem k oteplování dna rybníku vyskytují DRP a NH_4^+ již ve značných koncentracích. Sezónní změny v dusičnanech jsou způsobeny na jaře vnějším přísunem z povodí a v létě během vegetačního období vyšším stupněm denitrifikace (při rozkladu organických látek ve dně rybníka) a odčerpáním fytoplanktonem již v květnu. I přes letní úpadek koncentrací NO_3^- a NH_4^+ , rostou koncentrace celkového dusíku TN spolu s celkovým fosforem TP od února až do srpna. Zvýšená koncentrace TN a TP se pak projevuje nárůstem koncentrace chlorofylu-*a* neboli biomasy fytoplanktonu (Pechar 2000). Rozvoj fytoplanktonu svou fotosyntetickou aktivitou zvyšuje

hodnotu pH nad 9, čímž urychluje ztráty dusíku vyvětráním plynného NH_3 . Díky procesu uvolňování NH_3 do atmosféry a denitrifikace je poměr N:P, i přes přidávání stoupajícího množství dusíkatých hnojiv, stále nízký. Nadbytečný P v létě ale můžeme zmírnit přidáním dusičnanů (Pechar a kol. 2009). Když porovnáme záznamy hlavních trofických parametrů z let 1993–1996 (Pechar 2000) s rokem 2009 (Pechar a kol. 2009), sezónní trend v rybnících se nemění.

6 Vliv živin a teploty na vodní květ sinic

Hlavní faktory životního prostředí ovlivňující růst vodního květu, jako je rostoucí přísun živin a zvyšující se teplota, mají tendenci vzájemně zesilovat své účinky. Zvyšující se teplota ovlivňuje koncentraci živin ve vodních ekosystémech v důsledku proměnlivých klimatických situací. Se stále zvyšující se teplotou se očekávají větší sucha a přivalové deště, což vše nasvědčuje optimálnímu růstu sinic (Moss a kol. 2011). Období sucha zajišťující nižší hladinu vod vede k zakoncentrování živin ve vodním ekosystému, a též k podpoře sinic (Carey a kol. 2012). Globální oteplování vede k prodloužení období stratifikace neboli stabilního vodního sloupce v nádrži (Livingstone 2003), které podporuje vodní květ sinic (Huber a kol. 2012). Během dlouhého období stratifikace se bude nedostatek fosforu v epilimniu zesilovat, zatímco v hypolimniu může docházet k anoxii a následně k uvolnění fosforu ze sedimentu (Carey a kol. 2012). Krátké a silné bouře mají ve vodních ekosystémech na svědomí účinnější míchání spojené s uvolněním fosforu z hypolimnia, a tudíž vysoké koncentrace živin v létě. Bouře zapříčiní také erozi půdy a vstup živin do jezer prostřednictvím povrchového odtoku. Lze tedy konstatovat, že předpovídaná změna klimatu povede k vyšším koncentracím fosforu a zároveň podpoří v těchto eutrofních jezerech sinice. V mírných zeměpisných šířkách se předpokládá nárůst intenzity srážek v zimě, což způsobí zvednutí hladiny toků, eroze a přísun živin na jaře. Zároveň v létě znásobí období stratifikace a zajistí období sucha. Což vše působí pozitivně na rozvoj sinic, které fosfor úspěšně přijímají a ukládají do zásob (Jeppesen a kol. 2007).

Brookes a Carey (2011) uvažovali, že snížením dodávky živin bychom mohli omezit biomasu vodního květu v důsledku menší citlivosti vodních ekosystémů na působení teplot. Předpokládali totiž, že jezera s menším zatížením živin na změny klimatu nebudou reagovat tak silně jako jezera se zatížením podstatně větším. Tedy jezera více zatížená živinami budou vykazovat větší citlivost ke vzrůstající teplotě. Naopak jezera s menší živinovou zátěží budou více citlivá k dalšímu přidavku živin než ke vzrůstající teplotě. Tuto hypotézu posléze Rigosi a kol. (2014) ve své studii potvrdili. Podrobně vysvětlili citlivost jezer s různým trofickým stavem k teplotě a živinám. Výsledkem jejich pozorování bylo, že v oligotrofních jezerech má podstatnější význam přísun živin než vliv teploty, zatímco mezotrofní jezera ovlivňuje více teplota. V eutrofních a hypertrofních jezerech navíc shledali synergické interakce obou těchto ovladačů (Rigosi a kol. 2014), na které již dříve upozornil Elliott (2010) ve své modelové studii. Deng a kol. (2014) za dominantní faktor životního prostředí ovlivňující růst vodního květu považují také přísun živin a teplotu za faktor umocňující tento účinek. Nicméně poukazují na neprobádanost problematiky interakce živin s teplotou, která se podílí na struktuře vodního květu.

7 Vliv klimatu na vodní květ sinic

Sinice jsou teplotou ovlivňovány jak přímo, zvyšujícím se tempem růstu, tak nepřímo prodlužujícím se stratifikačním obdobím v nádržích (Jöhnk a kol. 2008). Huber a kol. (2012) došli na základě studia mělkého jezera v Německu k závěru, že častější vodní květ moc neovlivňuje růst průměrné teploty, ale spíše krátkodobé změny klimatu.

V letech 2003 a 2006 byla na území střední Evropy zaznamenána mimořádně horká léta, přičemž rok 2006 způsobil masivní vodní květ sinic, ale léto 2003 nikoli. Léto 2006 bylo totiž teplejší a stratifikace byla intenzivnější a delšího trvání. Navíc v polovině léta 2003 převládal silný vítr, tudíž ke stabilní stratifikaci nedocházelo. Za této situace dominovaly *Aphanizomenon* a *Anabaena* (Elliott 2010). V roce 2006 byly ve vodním květu nejvíce zastoupeny rody *Anabaena* a *Planktothrix* (Huber a kol. 2012).

Nicméně jako projev změny klimatu je v posledních 50-ti letech považována hlavně stále stoupající intenzita i několikadenních srážek vedoucích k povodním (Jones a kol. 2013). Povodně způsobují eroze půd, které pak vnášejí velké množství živin, hlavně fosforu, do vodních ekosystémů (Jeppesen a kol. 2007). Dalším projevem je ale také přímé oteplování jezer, přičemž teplota v hypolimnium roste především díky výskytu teplých zim v Evropě (Livingstone 2003). Livingstone (2003) uvádí, že v letech 1950–1990 teplota nejvíce stoupla v jezerech na úrovni epilimnion/metalimnion o 0,24 K za desetiletí a méně v hypolimnium o 0,13 K za desetiletí.

Zvýšená teplota způsobí dřívější jarní míchání nádrže, které souvisí s rozmrznutím jezer a nástupem vodního květu dříve. Což ve výsledku prodlouží období jezera bez ledové pokrývky, a tím tedy také vegetační dobu vodního květu sinic (Peeters a kol. 2007). Vzhledem ke globálnímu oteplování se tedy prodlužuje sinicemi preferované období stratifikace (Livingstone 2003).

V mělkých jezerech je přežití zimního období pro sinice snadnější vzhledem k dřívějšímu návratu do vodního sloupce (Brunberg a Blomqvist 2002). S předpokládaným oteplováním se dokonce očekává, že by *Microcystis* následně v zimním období opustila sediment a byla schopná přezimovat ve vodním sloupci (Carey a kol. 2012).

Významné klimatické faktory pro vodní ekosystémy jsou tedy: teplota, ledová pokrývky ale také vítr. Například *Microcystis* sp. v letním období stratifikované nádrže tvoří masivní vodní květy, ale zvýšení oblačnosti a rychlosti větru je dokáže oslabit (Mooij a kol. 2005).

Moss a kol. (2003) ve své modelové studii upozorovali, že očekávaná změna klimatu nebude mít vážnější dopady na vodní ekosystém samotným nárůstem teploty vody, ale spíše rostoucím výskytem extrémního počasí. To totiž prostřednictvím eroze (Jeppesen a kol. 2007) a atmosférické depozice (Elser a kol. 2010) povede k eutrofizaci

vodního ekosystému. Moss a kol. (2003) naopak tvrdí, že obávaný nárůst sinic v mělkých nestratifikovaných jezerech vlivem zvýšené teploty nehrozí. Hlavním hnacím faktorem však bude nevhodné zarybňování a přísun živin.

Jiné experimentální studie ukazují, že optimální teplotní podmínky pro růst jsou pro sinice a ostatní zelené řasy stejné (29,2 °C), přičemž zelené řasy dokonce vykazují větší rychlost růstu než sinice. Z toho vyplývá, že oteplování klimatu sice pravděpodobně povede k intenzifikaci vodních květů sinic, ale nemusí to být pro jejich vyšší tempo růstu nad ostatními zelenými řasami. Konkurenční výhoda sinic bude s větší pravděpodobností spočívat ve schopnosti vertikální migrace a v odolnosti vůči konzumentům (Lürling a kol. 2013).

8 Invazivní druhy sinic v ČR

Globální oteplování a eutrofizace v mírném podnebném pásu vytváří optimální podmínky nejen pro masivní růst sinic původních, ale také pro některé invazivní druhy. Invaze těchto sinic pozměňuje původní druhové složení vodního květu a zesiluje jeho nebezpečnost. Jedná se totiž většinou o sinice produkující toxiny. Invazivními druhy jsou míněny druhy, které se šíří mimo jejich původní prostředí anebo ty, které vstupují do prostředí jimi nikdy neobývaného. Aby takový druh byl schopen invaze, musí vlastnit řadu znaků umožňujících šíření a další vývoj. Jedná se hlavně o sinice řádu Nostocales, které vlastní jednak schopnost tvořit akinety umožňující přežít dlouhou cestu a zimní období, jednak schopnost fixovat atmosférický dusík za nedostatku dusíku anorganického. Za nejvýznamnější invazivní druhy z tropického pásu jsou považovány: *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Aphanizomenon ovalisporum*, *Anabaena bergii* a *Aphanizomenon aphanizomenoides*.

Druh *C. raciborskii* byl poprvé zaznamenán ve střední Evropě roku 1970. Dává přednost eutrofním vodám, ale díky schopnosti fixovat atmosférický dusík se může šířit i do oligotrofních vodních ekosystémů (Sukenik a kol. 2012). V České republice (ČR) je častý v eutrofních rybnících, kde ostatním sinicím konkuruje s možností účinněji využít fosfor. Tento druh je velice toxický, a pokud je přítomen ve zdroji pitné vody, představuje významné zdravotní riziko (Kaštovský a kol. 2010). Nejvíce se mu daří v období stratifikace nádrže, avšak není to podmínkou pro jeho rozvoj (O'Neil a kol. 2012). Dokonce tento druh může zvyhodňovat období míchání díky schopnosti aklimatizace na nízké nebo kolísající světelné podmínky, přičemž roste rychlost jeho produkce (O'Brien a kol. 2009).

Roku 2004 v německých jezerech byly objeveny vedle *C. raciborskii* nové invazivní druhy, a to *Aphanizomenon aphanizomenoides* a *Anabaena bergii*, přičemž u druhů *A. bergii* a *C. raciborskii* byla zpozorována afinita k mělkým zakaleným jezerům (Stüken a kol. 2006).

Druh *Anabaena bergii* se rozšířil také do ČR, kde se vyskytuje ve čtyřech mezotrofních vodních ekosystémech. Jeho vodní květy jsou potenciálně nebezpečné, neboť mohou produkovat toxiny (Kaštovský a kol. 2010) stejně jako *Cylindrospermopsis raciborskii* a *Aphanizomenon ovalisporum* (Sukenik a kol. 2012).

Do mírného podnebného pásu se šířili i druhy původně z holoarktické oblasti. Jedná se například o druh *Gloeotrichia echinulata*, který zde neměl dlouhé trvání. V ČR se objevil poprvé v letech 1946–1947 v rybníku Velký Pálenec, poté byl viděn už jen sporadicky v roce 1959 a naposledy pak v nádrži Lipno v letech 1994–1996. Dále druh *Planktothrix rubescens*, který svým výskytem v ČR je znám již od roku 1980, a který může tvořit toxické vodní květy. Ten ale vzhledem ke svému v současnosti malému výskytu, není tak nebezpečný. Naopak celkem hojný je v ČR druh *Aphanizomenon issatschenkoi*, který se sem rozšířil roku 1990 a je

toxický pro planktonní korýše. I přesto, že je původně halofilním druhem (slanomilný druh), nachází se zde v mezotrofních a zejména v eutrofních nádržích bez ohledu na jejich salinitu. A konečně *Synechococcus capitatus*, jehož jediná ohlášená lokalita nepůvodního výskytu je právě ČR. Poprvé byl viděn roku 1980 ve vodní nádrži Janov. Velikost tohoto druhu je natolik malá, že ho filtry nebyly schopné zachytit a nádrž se dokonce musela na 3 měsíce odstavit. V současnosti je v nádrži Janov stále přítomen a rozšířil se také do vodní nádrže Křimov a Jezeří. Nejedná se sice o toxický druh, ale svým dalším šířením může způsobit vážné problémy v úpravkách vod (Kaštovský a kol. 2010).

Jestliže se bude nadále oteplovat, hrozí, že nepůvodní druhy začnou vytlačovat ty původní. Modelové studie totiž ukazují podstatně větší růst invazivních sinic při teplotách $>35^{\circ}\text{C}$. Ve vodním květu se předpokládá dominance *C. raciborskii* (tedy i nad v současnosti úspěšnými druhy jako např. *Aphanizomenon gracile*) a zvýšení populací *A. ovalisporum* a *A. aphanizomenoides* (Mehnert a kol. 2010).

9 Současný stav složení vodního květu sinic

V posledních dvaceti letech se v českých a třeba též i čínských nádržích objevuje vodní květ tvořený převážně druhem *Microcystis aeruginosa* asi v 67 % a *Anabaena flos-aquae* fixující dusík asi ve 20 %, přičemž oba druhy vlastní aerotopy (Novotny 2014). Navíc rod *Microcystis* je v českých nádržích nejvýznamnějším producentem microcystinu (toxický sekundární metabolit) (Znachor a kol. 2006). Proti obávaným sinicím rodu *Microcystis* se dnes dá celkem úspěšně bojovat aplikací aeračních a míchacích věží do nádrže. Tímto způsobem se zajistí prokysličování spodní vrstvy nádrže narušující teplotní stratifikaci, a tím se tedy sníží konkurenceschopnost tohoto rodu (Huisman a kol. 2004, Straková a Kopp 2011). Metoda ale bohužel není účinná pro méně citlivé rody *Aphanizomenon* a *Anabaena* (Straková a Kopp 2011).

V mělkých eutrofních jezerech dominují druhy: *Planktothrix agardhii* a *Limnothrix redekei*, neboť snášejí velmi špatné světelné podmínky. Vedle nich jsou pak ve vodním květu hojné *Aphanizomenon flos-aquae*, *Aphanizomenon gracile* a *Cylindrospermopsis raciborskii*. Invazivní sinice *C. raciborskii* prudce rozšířila svoji biomasu v mělkých jezerech mírného pásu roku 2005, avšak ve srovnání s ostatními druhy byla poměrně nízká. Biomasa tohoto druhu se ale ve velkém množství zvyšuje, když má příležitost, respektive když je druh *P. agardhii* méně rozšířen. Tyto dvě sinice mají mezi sebou tzv. negativní korelaci, kdy při nízké intenzitě světla a nízké teplotě dominuje *P. agardhii* a naopak při lepších světelných podmínkách a vyšších teplotách je zvýhodněna *C. raciborskii* (Kokociński a kol. 2010). Což poukazuje na možné změny ve složení vodního květu sinic v důsledku oteplování klimatu (viz. kapitola Invazivní sinice).

V relativně hlubokých jezerech v Evropě dominují sinice rodů *Planktothrix*, *Aphanizomenon*, *Microcystis* a *Dolichospermum*. Sinice rodu *Planktothrix* je obecně velmi častá (Kobos a kol. 2013), a dokonce účinněji produkuje microcystin než *Microcystis*, přičemž *Microcystis* ve vodním květu dominuje většinou v období červen až září a *Planktothrix* v září až listopad (Fastner a kol. 1999).

10 Závěr

Tato práce měla poukázat na změny ve složení vodního květu a zjistit, zda mohou souviset s vlivem obhospodařování rybníků, zemědělství a změnou klimatu.

Složení vodního květu v rybnících se od roku 1930 do současnosti výrazně měnilo. Hlavním zvratem bylo období 1960–1980, kdy se s cílem zvýšit produkci ryb začaly používat místo minerálních hnojiv hnojiva organická, přičemž hustota rybí produkce významně narůstala a druh *Aphanizomenon flos-aquae* byl postupně nahrazen druhem *A. flos-aquae* var. *klebahnii*. Vodní květ se dnes významně liší od typické skladby vodního květu v 90. letech, a to jak dobou sezonní sukcese, tak samotným složením. Před dvěma lety byl například pozorován masivní nárůst druhu *Woronichiniana naegelianana* dříve malého rozšíření. Tento nový stav v rybnících na Blatensku je nejspíš způsoben zahuštěním rybí obsádky a často odstoupením od dvouletého cyklu. V rybnících jsou hlavním zdrojem živin hnojiva, která jsou přidávána do ekosystému cíleně ke zvýšení produkce ryb. Vliv zemědělství zde tedy může hrát menší roli. Naopak do údolních nádrží a jezer se živiny dostávají splachem z povodí z nedostatečně vyčištěných odpadních vod a ze zemědělství. Negativně se projevuje i intenzifikace chovu ryb v rybníčních soustavách odvodňovaných do údolních nádrží řekami.

Ekologický stav nádrží a jezer se zhoršoval již od roku 1960 hlavně vlivem zemědělství, respektive zintenzivněním rostlinné a živočišné výroby (odvodněním zamokřených půd, zvýšením podílu orné půdy, aplikací průmyslových hnojiv), ale také prohlubováním toků, rozvojem kanalizací a zavedením detergentů s fosforečnany. Po roce 1989 poklesla spotřeba průmyslových hnojiv, ale vzhledem k přetížení půdy živinami se koncentrace dusíku a fosforu v tocích nesnížily.

Očekává se, že rozvoj vodních květů sinic bude podpořen globálním oteplováním hlavně z hlediska delších letních stratifikačních období a vnitřním zatížením živin. Experimentální studie ukazují, že jejich konkurenční výhodou nejspíš nebude vyšší tempo růstu, nýbrž jejich ekofyziologické vlastnosti jako je schopnost vertikální migrace a odolnost vůči konzumentům. Změna klimatu bude mít na vodní ekosystém vážnější dopady spíše v podobě rostoucího výskytu extrémního počasí způsobující vodní eroze než díky samotnému nárůstu teploty vody. Prostřednictvím vodní eroze je nádrž zahlcována hlavně fosforem, což zvýhodní ve vodním květu sinice fixující dusík. Nicméně hlavním faktorem ovlivňujícím růst vodních květů ve vodním ekosystému je koncentrace živin a zvyšující se teplota je brána jako faktor zesilující tento účinek.

Zatímco klimatické změně se jen tak zabránit nedá, proces eutrofizace můžeme alespoň zmírnit, a to snížením vnějšího přísunu fosforu a jeho vnitřního zatížení. Navíc se ukázalo,

že vodní plochy s menším zatížením živinami budou vykazovat menší citlivost na klimatické změny. Oteplování klimatu a eutrofizace vytvářejí optimální podmínky pro rozšíření druhů sinic z tropických oblastí do vod mírného pásu a hrozí, že invazivní druhy začnou vytlačovat ty původní.

11 Použité zdroje

11.1 Literární prameny

- Brookes, J. D. a Carey, C. C. (2011): Resilience to blooms. *Science* 334, 46–7.
- Brunberg, A.-K. a Blomqvist, P. (2002): Benthic overwintering of *Microcystis* colonies under different environmental conditions. *Journal of Plankton Research*, 24(11), 1247–1252.
- Carey, C. C., Ibelings, B. W., Hoffmann, E. P., Hamilton, D. P. a Brookes, J. D. (2012): Eco-physiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate. *Water Research*. 46(5), 1394–1407.
- Davis, T. W., Berry, D. L., Boyer, G. L., a Gobler, C. J. (2009): The effects of temperature and nutrients on the growth and dynamics of toxic and non-toxic strains of *Microcystis* during cyanobacteria blooms. *Harmful Algae*, 8(5), 715–725.
- Deng, J., Qin, B., Paerl, H. W., Zhang, Y., Wu, P., Ma, J. a Chen, Y. (2014): Effects of nutrients, temperature and their interactions on spring phytoplankton community succession in Lake Taihu, China. *PloS One*, 9(12), 1–19.
- Doležal, F., a Kvítek, T. (2004): The role of recharge zones, discharge zones, springs and tile drainage systems in penepains of Central European highlands with regard to water quality generation processes. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 29(11–12), 775–785.
- Duras, J., Potužák, J., Povodí Vltavy, státní podnik (2009): Výsledky sledování „velkých“ rybníků v povodí VN Orlick. V: Sborník konference *Revitalizace Orlické nádrže 2009*, 6.–7. října 2009, Kulturní dům Písek. Vysoká škola technická a ekonomická v Českých Budějovicích, s. 106–117. ISBN 978-80-87278-29-1.
- Elliott, J. A. (2010): The seasonal sensitivity of Cyanobacteria and other phytoplankton to changes in flushing rate and water temperature. *Global Change Biology*. 16(2), 864–876.
- Elser, J. J., Peace, A. L., Kyle, M., Wojewodzic, M., McCrackin, M. L., Andersen, T., a Hessen, D. O. (2010): Atmospheric nitrogen deposition is associated with elevated phosphorus limitation of lake zooplankton. *Ecology Letters*, 13(10), 1256–1261.
- Fastner, J., Neumann, U., Wirsing, B., Weckesser, J., Wiedner, C., Nixdorf, B., a Chorus, I. (1999): Microcystins (hepatotoxic heptapeptides) in German fresh water bodies. *Environmental toxicology*, 14(1), 13–22.
- Ganf, G. G. a 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. *The Journal of Ecology*, 70(3), 829–844.
- Hejzlar, J., Kopáček, J., Dobiášová, B., a Žaloudík, J. (2004): Application of ecohydrological principles in the management of an agricultural catchment according to the EC Water Framework Directive (2000/60/EC). *Collection of Scientific Papers, Faculty of Agriculture in České Budějovice Series for Crop Sciences* ,21 (3), 261–264.
- Huber, V., Wagner, C., Gerten, D., a Adrian, R. (2012): To bloom or not to bloom: Contrasting responses of cyanobacteria to recent heat waves explained by critical thresholds of abiotic drivers. *Oecologia*, 169, 245–256.

- Huisman, J., Sharples, J., Stroom, J. M., Visser, P. M., Edwin, W. a, Verspagen, J. M. H. a Sommeijer, B. (2004): Changes in Turbulent Mixing Shift Competition for Light between Phytoplankton Species. *Ecology*, 85(11), 2960–2970.
- Jeppesen, E., Kronvang, B., Meerhoff, M., Søndergaard, M., Hansen, K. M., Andersen, H. E., Lauridsen, T. L., Liboriussen, L., Beklioglu, M., Ozen, A., Olesen, J. E. (2007): Climate change effects on runoff, catchment phosphorus loading and lake ecological state, and potential adaptations. *Journal of Environmental Quality*, 38, 1930–1941.
- Jeppesen, E., Kronvang, B., Olesen, J. E., Audet, J., Søndergaard, M., Hoffmann, C. C., Andersen, H. E., Lauridsen, T. L., Liboriussen, L., Larsen, S. E., Beklioglu, M., Meerhoff, M., Özen, A., Özkan, K. (2011): Climate change effects on nitrogen loading from cultivated catchments in Europe: implications for nitrogen retention, ecological state of lakes and adaptation. *Hydrobiologia*, 663(1), 1–21.
- Jöhnk, K. D., Huisman, J., Sharples, J., Sommeijer, B., Visser, P. M., a Stroom, J. M. (2008): Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Global Change Biology*, 14(3), 495–512.
- Kaštovský, J., Hauer, T., Mareš, J., Krautová, M., Bešta, T., Komárek, J., Desortová, B., Heteša, J., Hindáková, A., Houk, V., Janeček, E., Kopp, R., Marvan, P., Pumann, P., Skácelová, O., Zapomělová, E. (2010): A review of the alien and expansive species of freshwater cyanobacteria and algae in the Czech Republic. *Biological Invasions*, 12(10), 3599–3625.
- Kobos, J., Błaszczuk, A., Hohlfeld, N., Toruńska-Sitarz, A., Krakowiak, A., Hebel, A., Sutryk, K., Grabowska, M., Toporowska, M., Kokociński, M., Messyasz, B., Rybak, A., Napiórkowska-Krzebietke, A., Nawrocka, L., Pelechata, A., Budzyńska, A., Zagajewski, P., Mazur-Marzec, H. (2013): Cyanobacteria and cyanotoxins in Polish freshwater bodies. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 42(4), 358–378.
- Kromkamp, J., Botterweg, J., a Mur, L. R. (1988): Buoyancy regulation in *Microcystis aeruginosa* grown at different temperatures. *FEMS Microbiology Letters*, 53(3–4), 231–237.
- LELLÁK, Jan a František KUBÍČEK. *Hydrobiologie*. 1. vyd. Praha: Univerzita Karlova v Praze, nakladatelství Karolinum, 1992, 256 s. ISBN 8070665300.
- Litchman, E., de Tezanos Pinto, P., Klausmeier, C. a., Thomas, M. K. a Yoshiyama, K. (2010): Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. *Hydrobiologia*, 653(1), 15–28.
- Liška, M., Duras, J., Forejt K. (2010): VN Švihov-vývoj kvality vody v povodí. V: Sborník konference *Vodárenská biologie 2010*, 3.–4. února 2010, Praha, ČR. Vodní zdroje Ekomonitor, s. 137–144. ISBN 978-80-86832-48-7.
- Liška, M., Duras, J., Potužák, J., Povodí Vltavy, státní podnik (2009): Vývoj kvality vody nádrže Orlické. V: Sborník konference *Revitalizace Orlické nádrže 2009*, 6.–7. října 2009, Kulturní dům Písek. Vysoká škola technická a ekonomická v Českých Budějovicích, s. 12–30. ISBN 978-80-87278-29-1.
- Livingstone, D. M. (2003): Impact of Secular Climate Change on the Thermal Structure of a Large Temperate Central European Lake. *Climatic Change* 57(1–2), 205–225.
- Lürling, M., Eshetu, F., Faassen, E. J., Kosten, S., a Huszar, V. L. M. (2013): Comparison of cyanobacterial and green algal growth rates at different temperatures. *Freshwater Biology*, 58, 552–559.

- MacIntyre, H. L., Kana, T. M., Anning, T., a Geider, R. J. (2002): Photoacclimation of photosynthesis irradiance response curves and photosynthetic pigments in microalgae and cyanobacteria. *Journal of Phycology*, 38(1), 17–38.
- Mehner, T. (2000): Influence of spring warming on the predation rate of underyearling fish on *Daphnia* - A deterministic simulation approach. *Freshwater Biology*, 45, 253–263.
- Mehnert, G., Leunert, F., Cires, S., Johnk, K. D., Rucker, J., Nixdorf, B., a Wiedner, C. (2010): Competitiveness of invasive and native cyanobacteria from temperate freshwaters under various light and temperature conditions. *Journal of Plankton Research*, 32(7), 1009–1021.
- Michalak, A. M., Anderson, E. J., Beletsky, D., Boland, S., Bosch, N. S., Bridgeman, T. B., Chaffin, Justin D., Cho, K., Confesor, R., Daloglu, I., Depinto, J. V., Evans, M. A., Fahnenstiel, G. L., He, L., Ho, J. C., Jenkins, L., Johengen, T. H., Kuo, K. C., Laporte, E., Liu, X., McWilliams, M. R., Moore, M. R., Posselt, D. J., Richards, R. P., Scavia, D., Steiner, A. L., Verhamme, E., Wright, D. M., Zagorski, M. A. (2013): Record-setting algal bloom in Lake Erie caused by agricultural and meteorological trends consistent with expected future conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110(16), 6448–6452.
- Mooij, W. M., Hülsmann, S., De Senerpont Domis, L. N., Nolet, B. A., Bodelier, P. L. E., Boers, P. C. M., Dionisio Pires, L. M., Gons, H. J., Ibelings, B. W., Noordhuis, R., Portielje, R., Wolfstein, K., Lammens, E. H. R. R. (2005): The impact of climate change on lakes in the Netherlands: A review. *Aquatic Ecology*, 39(4), 381–400.
- Moss, B., Kosten, S., Meerhof, M., Battarbee, R., Jeppesen, E., Mazzeo, N., Havens, K., Lacerot, G., Liu, Z., De Meester, L., Paerl, H., Scheffer, M. (2011): Allied attack: climate change and eutrophication. *Inl. Waters*, 1(2), 101–105.
- Moss, B., Mckee, D., Atkinson, D., Collings, S. E., Eaton, J. W., Gill, A. B., Harvey, I., Hatton, K., Heyes, T., Wilson, D. (2003): How important is climate? Effects of warming, nutrient addition and fish on phytoplankton in shallow lake microcosms. *Journal of Applied Ecology*, 40(5), 782–792.
- Novotny, V. (2011): The danger of hypertrophic status of water supply impoundments resulting from excessive nutrient loads from agricultural and other sources. *Journal of Water Sustainability*, 1(1), 1–22.
- Novotny, V. (2014): Advanced (hyper) eutrophication and harmful algal blooms in impoundments - a worldwide problem, its causes and consequences (Review). *Water management*, 3, 18–26.
- O'Brien, K. R., Burford, M. A., a Brookes, J. D. (2009): Effects of light history on primary productivity in a phytoplankton community dominated by the toxic cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Freshwater Biology*, 54(2), 272–282.
- O'Neil, J. M., Davis, T. W., Burford, M. a Gobler, C. J. (2012): The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, 14, 313–334.
- Paerl, H. W., a Otten, T. G. (2013): Harmful Cyanobacterial Blooms: Causes, Consequences, and Controls. *Microbial Ecology*, 65(4), 995–1010.
- Paerl, H. W., a Paul, V. J. (2012): Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Research*, 46(5), 1349–1363.

- Paerl, H. W., Xu, H., McCarthy, M. J., Zhu, G., Qin, B., Li, Y., a Gardner, W. S. (2011): Controlling harmful cyanobacterial blooms in a hyper-eutrophic lake (Lake Taihu, China): The need for a dual nutrient (N & P) management strategy. *Water Research*, 45(5), 1973–1983.
- Peeters, F., Straile, D., Lorke, A. a Livingstone, D. M. (2007): Earlier onset of the spring phytoplankton bloom in lakes of the temperate zone in a warmer climate. *Global Change Biology*, 13(9), 1898–1909.
- Pechar, L. (1992): Water blooms of *Aphanizomenon flos aquae* an ecological study of fish pond populations. *Archiv für Hydrobiologie Supplementband*, 90(3), 339–418.
- Pechar, L. (2000): Impacts of long-term changes in fishery management on the trophic level water quality in Czech fish ponds. *Fisheries Management and Ecology*, 7(1–2), 23–31.
- Pechar, L., Bastl, J., Hais, M., Kröpfelová, L., Pokorný, J., Stíhová, J. a Sulcová, J. (2005): Effects of runoff from agricultural catchments on fishpond water chemistry: A long-term study from Třeboň fishponds. *Nutrient management in agricultural watersheds: A wetlands solution*. Wageningen Academic Publishers, The Netherlands, s. 28–33. ISBN 978-90-76998-61-9.
- Pechar, L., Chmelová, I., Potužák, J., Šulcová, J. (2009): Dynamika dusíku a fosforu v eutrofních rybnících. V: Sborník konference *Revitalizace Orlické nádrže 2009*, 6.–7. října 2009, Kulturní dům Písek. Vysoká škola technická a ekonomická v Českých Budějovicích, s. 118–125. ISBN 978-80-87278-29-1.
- Pechar, L., Masojídek, J. (1995): Colonial forms of the cyanobacterium *Aphanizomenon flos-aquae* represent protection against photosystem II photo-inactivation - fluorescence quenching analysis. *Algological Studies*, 77, 37–43.
- Pokorný, J., Pechar, L., Koutníková, J., Dufková, J., Schlott, G. a Schlott, K. (1992): The effects on the aquatic environment of fish pond management practices. *Proceeding IWRB workshop, Třeboň, Československo*, Slimbridge, Gloucester, UK, Special Publication No. 22, 50–55.
- REYNOLDS Colin. *Ecology of phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press, 2006, 535 s. ISBN: 9780521605199.
- Rigosi, A., Carey, C. C., Ibelings, B. W. a Brookes, J. D. (2014): The interaction between climate warming and eutrophication to promote cyanobacteria is dependent on trophic state and varies among taxa. *Limnology and Oceanography*, 59(1), 99–114.
- Savadova, K. (2014): Response of Freshwater Bloom-Forming Planktonic Cyanobacteria to Global Warming and Nutrient Increase. *Botanica Lithuanica*, 20(1), 57–63.
- Schindler, D. W., Hecky, R. E., Findlay, D. L., Stainton, M. P., Parker, B. R., Paterson, M. J., Beaty, K. G., Lyng, M. a Kasian, S. E. M. (2008): Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(32), 11254–11258.
- Straková L. a Kopp R. (2011): Dynamic of phytoplankton of the Brno reservoir during the measures against cyanobacteria. V: Proceedings of International Ph.D. Students Conference *MendelNet 2011*, November 23rd, Brno, Czech Republic. Mendel University in Brno: Faculty of Agronomy, s. 454–458. ISBN 978-80-7375-563-8.
- Stuchlíková, Z. a Stuchlík, E. (1994): Clear water and community grazing in a carp pond. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 25, 1337–1341.

- Stüken, A., Rücker, J., Endrulat, T., Preussel, K., Hemm, M., Nixdorf, B., Karsten, U. a Wiedner, C. (2006): Distribution of three alien cyanobacterial species (Nostocales) in northeast Germany: *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Anabaena bergii* and *Aphanizomenon aphanizomenoides*. *Phycologia*, 45(6), 696–703.
- Sukenik, A., Hadas, O., Kaplan, A., a Quesada, A. (2012): Invasion of Nostocales (cyanobacteria) to subtropical and temperate freshwater lakes - physiological, regional, and global driving forces. *Frontiers in Microbiology*, 3, 1–9.
- Taranu, Z. E., Gregory-Eaves, I., Leavitt, P. R., Bunting, L., Buchaca, T., Catalan, J., Domaizon, I., Guilizzoni, P., Lami, A., McGowan, S., Moorhouse, H., Morabito, G., Pick, F. R., Stevenson, M. A., Thompson, P., Vinebrooke, R. D. (2015): Acceleration of cyanobacterial dominance in north temperate-subarctic lakes during the Anthropocene. *Ecology Letters*, 18(4), 375–384.
- Verspagen, J. M. H., Snelder, E. O. F. M., Visser, P. M., Johnk, K. D., Ibelings, B. W., Mur, L. R., a Huisman, J. (2005): Benthic-pelagic coupling in the population dynamics of the harmful cyanobacterium *Microcystis*. *Freshwater Biology*, 50(5), 854–867.
- Walsby, A. E. (1994): Gas vesicles. *Microbiological Reviews*, 58(1), 94–144.
- Yamamoto, Y. (2009): Environmental factors that determine the occurrence and seasonal dynamics of *Aphanizomenon flos-aquae*. *Journal of Limnology*, 68(1), 122–132.
- Znachor, P. (2005): Vodní květy řas a sinic. *Scientific American (České Vydání)*, 2005, 42–51.
- Znachor, P., Jurczak, T., Komárková, J., Jezberová, J., Mankiewicz, J., Kastovská, K., a Zapomelová, E. (2006): Summer changes in cyanobacterial bloom composition and microcystin concentration in eutrophic Czech reservoirs. *Environmental Toxicology*, 21(3), 236–43.

11.2 Internetové zdroje

Sinice a řasy: Dostupné online na: <http://www.sinicearasy.cz/134/Cyanobacteria> (k 26.2.2015)

Třeboňsko: Dostupné online na: <http://trebonsko.ochranaprirody.cz/charakteristika-oblasti/rybnikarstvi> (k 12.3.2015)