

Univerzita Hradec Králové
Přírodovědecká fakulta
katedra biologie

**Máchovo jezero včera a dnes se zaměřením na
optimalizaci vodních ekosystémů v jeho povodí**

Bakalářská práce

Autor: Kateřina Vejsadová
Studijní program: B0511A030001 Biologie a ekologie
Studijní obor: Biologie a ekologie
Vedoucí práce: RNDr. Josef Halda, Ph.D.

Zadání bakalářské práce

Autor: Kateřina Vejsadová

Studium: S19BI101BP

Studijní program: B0511A030001 Biologie a ekologie

Studijní obor: Biologie a ekologie

Název bakalářské práce: **Máchovo jezero včera a dnes se zaměřením na optimalizaci vodních ekosystémů v jeho povodí**

Název bakalářské práce AJ: Máchovo jezero formerly and nowadays with a focus on optimizing aquatic ecosystems in its catchment area

Cíl, metody, literatura, předpoklady:

Cílem práce je zjištění aktuálního stavu vodního ekosystému Máchova jezera. Během jedné vegetační sezóny bude proveden monitoring sinic a zaznamenány hloubka průhlednosti vody, pH a konduktivita. Analýza vzorků bude provedena standardními referenčními metodami ve spolupráci se státním podnikem Povodí Ohře a.s. a Krajskou hygienickou stanicí Libereckého kraje. Výsledky budou využity pro návrh nápravných opatření v budoucnu.

Komárek, J. (2013). Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 19/3: Cyanoprokaryota. 3. Teil/3rd part: Heterocytous Genera. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, Germany.

John, D. M., Whitton, B. A., & Brook, A. J. (Eds.) (2002). The freshwater algal flora of the British Isles: An identification guide to freshwater and terrestrial algae. Cambridge University Press.

Kaštovský, J., Hauer, T., Geriš, R., Chattová, B., Juráš, J., Lepšová-Skácelová, O., Pitelková, P., Pusztai, M., Škaloud, P., Šťastný, J., Čapková, K., Bohunická, M. & Mühlsteinová, R. (2018): Atlas sinic a řas ČR 1. powerprint, Praha, 384 s.

Kaštovský, J., Hauer, T., Geriš, R., Chattová, B., Juráš, J., Lepšová-Skácelová, O., Pitelková, P., Pusztai, M., Škaloud, P., Šťastný, J., Čapková, K., Bohunická, M. & Mühlsteinová, R. (2018): Atlas sinic a řas ČR 2. powerprint, Praha, 480 s.

Zadávací pracoviště: Katedra biologie,
Přírodovědecká fakulta

Vedoucí práce: RNDr. Josef Halda, Ph.D.

Oponent: Mgr. Milena Johnová

Datum zadání závěrečné práce: 23.1.2020

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 16.5.2024

Kateřina Vejsadová

PODĚKOVÁNÍ

V první řadě bych ráda poděkovala vedoucímu mé bakalářské práce RNDr. Josefu Haldovi, Ph.D. za ochotu, podporu a velkou trpělivost. Dále bych chtěla poděkovat mému dědovi Jiřímu Brosche, který mi pomohl sehnat materiály a práci se mnou rád konzultoval. V neposlední řadě bych ráda poděkovala Emilu Janečkovi, který mi pomohl s determinací fytoplanktonu a velice ochotně se mnou spolupracoval. Velký dík patří určitě mým rodičům, kteří mě podporovali a uklidňovali. A nakonec bych chtěla poděkovat Obecně prospěšné společnosti Máchovo jezero Doksy, která mi poskytla data a materiály k mé praktické části.

ANOTACE

VEJSADOVÁ, K. Máchovo jezero včera a dnes se zaměřením na optimalizaci vodních ekosystémů v jeho povodí. Hradec Králové, 2024. Bakalářská práce na Přírodovědecké fakultě Univerzity Hradec Králové. Vedoucí bakalářské práce RNDr. Josef Halda, Ph.D. 46 s.

Bakalářská práce se zabývá studiem fytoplanktonu Máchova jezera a jeho dopadem na ekosystém. Fytoplankton se přirozeně vyskytuje v každém rybníku, některé druhy jsou v malém množství neškodné, ale jiné mohou být toxické či dokonce smrtelné. První část práce literární rešerše se zabývá popisem problematiky fytoplanktonu v jezerech, ekologickými nároky koupacích vod a faktory ovlivňujícími biodiverzitu fytoplanktonu. Jsou zde popsány také způsoby hodnocení kvality vody koupacích oblastí a problémy ekosystému Máchova jezera. V praktické části bakalářské práce jde o výzkum a pozorování změn v množství a složení fytoplanktonu se zaměřením na roky, kolem kterých proběhla důležitá opatření. V závěru práce jsou pak uvedeny výsledky výzkumu.

KLÍČOVÁ SLOVA

Máchovo jezero, fytoplankton, sinice, monitoring, koupací vody

ANNOTATION

VEJSADOVÁ, K. Máchovo jezero formerly and nowadays with a focus on optimizing aquatic ecosystems in its catchment area. Hradec Králové, 2024. Bachelor Thesis at Faculty of Science University of Hradec Králové. Thesis Supervisor RNDr. Josef Halda, Ph.D. 46 p.

The bachelor's thesis deals with the study of the phytoplankton of Mácha's Lake and its impact on the ecosystem. Phytoplankton occurs naturally in every shallow lake, some species are harmless in small amounts, but others can be toxic or even deadly. The first part of the literary research deals with the description of the issue of phytoplankton in shallow lakes, the ecological requirements of bathing waters and factors affecting the biodiversity of phytoplankton. Methods of evaluating the water quality of bathing areas and the problems of the Mácha's lake ecosystem are also described here. The practical part of the bachelor's thesis involves research and observation of changes in the amount and composition of phytoplankton, focusing on the years around which important measures took place. At the end of the work, the results of the research are presented.

KEYWORDS

Mácha's lake, phytoplankton, cyanobacteria, monitoring, bathing waters

1 Obsah

Úvod	8
1.1 Cíle práce.....	9
2 Teoretická část	9
2.1 Vodní květ sinic (VKS) ve sladkovodních nádržích	9
2.1.1 Hlavní faktory rozvoje VKS.....	9
2.1.2 Toxiny vylučované VKS a jejich účinky	10
2.2 Opatření proti rozvoji VKS	10
2.2.1 Opatření proti rozvoji VKS můžeme rozdělit do tří fází:.....	11
2.3 Praktická opatření proti rozvoji VKS	11
2.4 Rozvoj vodního květu a jeho příčiny.....	14
2.5 Fytoplankton – sinice	15
2.6 Fytoplankton – řasy.....	17
2.7 Kvalitativní nároky na koupací vody v ČR	18
2.7.1 Kvalita vody pro účely koupání	19
2.7.2 Způsob hodnocení kvality vody pro koupání v přírodě.....	19
2.8 Metodika úpravy koupacích vod	20
2.8.1 Odběr vzorků	20
2.8.2 Biologický rozbor – Stanovení objemové biomasy	20
2.8.3 Fosforový rozbor – Stanovení přítomnosti fosforu.....	20
2.9 Máchovo jezero	21
2.10 Opatření a zásahy na nádrži.....	23
2.10.1 Aplikace PAX-18.....	23
2.10.2 Výlov a nasazení dravých ryb.....	23
2.10.3 Odbahnění Dokeské zátoky 2016	24
3 Metodika	28
4 Výsledky.....	30
4.1 Determinace fytoplanktonu v Máchově jezeře	31
5 Diskuse	34
Závěr	35
Literatura	36
Přílohy	44

Úvod

Problematika vodních květů v Máchově jezeře mě zaujala proto, že jsem v blízkosti něj vyrůstala a mám k nádrži vztah. Zajímalo mě, jak je možné, že okem neviditelné sinice mohou způsobit alergie, vyrážky a další potíže a v konečné fázi zákaz koupání v jezeře.

Máchovo jezero je oblíbená rekreační oblast v České republice. V minulosti se mnohokrát potýkalo s řešením problémů spojených s tvorbou vodního květu sinic (VKS), který významně ovlivňuje kvalitu vody a možnosti rekreace. Eutrofizaci, která je důsledkem intenzivního zemědělství, nevyřešeným hospodařením s odpadními vodami a dalších zdrojů znečištění v povodí jezera se dosud nepodařilo uspokojivě vyřešit (Frantál, 2009). Vodní květ v Máchově jezeře se projevuje zvýšeným výskytem sinic a zelených řas, které způsobují zdravotní rizika pro vodní živočichy a prostřednictvím potravních řetězců ohrožují také lidské zdraví (Tamelová, 2023). Některé druhy sinic uvolňují toxiny vedoucí k podráždění kůže, problémům spojených s trávením a poškození jater (Rusová, 2010). Řešení problému VKS v Máchově jezeře vyžaduje komplexní přístup zaměřený na snížení přísunu živin do jezera, obnovy pobřežní vegetace a zlepšení čištění odpadních vod.

Jako vodní květ (VKS – vodní květ sinic) označujeme stav, kdy na povrchu stojatých nebo pomalu tekoucích vod dochází k masivnímu rozmnožení určitých druhů mikroskopických řas a sinic (Pernicová, 2006), který můžeme pozorovat jako rozsáhlé zelené, modrozelené nebo červené plochy na vodní hladině. Hlavní příčinou vzniku vodního květu je eutrofizace, která podporuje nadměrný růst mikroorganismů. Vodní květ má negativní dopad na kvalitu vody (Tamelová, 2023). Snižuje průhlednost, způsobuje snížení koncentrace kyslíku ve vodě. Narušuje vodní ekosystém a omezuje využití vodních zdrojů pro rekreační účely nebo jako pitnou vodu.

Fytoplankton tvořící vodní květy je možné pozorovat ve sladkovodním i mořském prostředí. Mikroorganismy, které je vytváří jsou součástí planktonu oceánů, moří, jezer, řek a rybníků. Většina druhů sinic a řas je pro lidské zdraví neškodná a tvoří významný podíl v druhové diverzitě vodních ekosystémů (Litchman et al., 2024). Toxiny produkované sinicemi a řasami znečišťují vodu a není možné je odstranit ani tepelnou úpravou. Kontaminovaná voda je po požití nebo při koupání silně toxická pro lidi i zvířata. Rostoucí množství řas a sinic snižuje průhlednost vody a omezuje množství rozpuštěného kyslíku, který je nezbytný pro ryby a ostatní vodní organismy. Rozklad biomasy vodního květu nepříjemně páchne a dochází k uvolňování dalších toxinů do vody. Klíčovými faktory pro rozvoj vodního květu vodních nádrží je v našich podmínkách dostupnost prvku fosforu (Yu et al., 2024). K omezení růstu vodních květů se pro sladkovodní ekosystémy využívají mechanické a chemické metody. Nejznámějšími toxiny produkované sinicemi jsou mikrocystiny, saxitoxiny, anatoxiny a cylindrospermopsin (Ferrão-Filho et al., 2017).

Regulace VKS vyžaduje nákladná opatření na úpravu vody. VKS narušují vodní ekosystémy změnou potravních sítí, což vede ke změnám ve složení a distribuci druhů. Poškozují další vodní organismy, včetně zooplanktonu, bezobratlých a ryb.

1.1 Cíle práce

Cílem práce je v teoretické části provést literární rešerši zaměřenou na problematiku vodního květu sinic (VKS) ve sladkovodních nádržích a vytvořit přehled opatření proti rozvoji VKS v Evropě a ČR. Dalším cílem je popsat historii vzniku a vývoj fytoplanktonu do období bez VKS v Máchově jezeře, počátky rozvoje vodního květu, jeho příčiny, opatření a jejich výsledky. Pozornost je věnována složení fytoplanktonu VKS, metodice odběru, kvalitativní a kvantitativní rozbor a hygienické limity WHO. V praktické části odběry a rozbor fytoplanktonu v roce 2023 a srovnání výsledků rozboru fytoplanktonu před, bezprostředně po zásahu a 6 let po zásahu mechanického odstranění sedimentu ze zátoky Máchova jezera.

2 Teoretická část

2.1 Vodní květ sinic (VKS) ve sladkovodních nádržích

Tvorbu vodního květu způsobuje rychlý a nadměrný růst sinic a řas ve vodním prostředí. Fytoplankton je složen z jednobuněčných i vícebuněčných organismů schopných fotosyntézy. V prostředí s nadbytkem slunečního záření a živin (klíčové prvky jsou dusík a fosfor) se rychle množí a vytváří na hladině husté a viditelné vrstvy známé jako vodní květ. Vodní květy se mohou vyskytovat v nejrůznějších vodních ekosystémech. Zbarvení VKS je různé od zelené po červenou nebo hnědou, v závislosti na druhovém složení sinic a řas (Dodds et al., 2009).

Toxiny sinic kontaminují vodu a ovlivňují zdraví vodních organismů včetně ryb a vodních měkkýšů (Gérard et al., 2009). Faktory přispívající k rozvoji vodních květů, jsou často komplexní. Mezi nejvýznamnější činitele patří eutrofizace (živiny pocházející ze zemědělské činnosti, vypouštění nedostatečně přečištěných odpadních vod, změny teploty a cirkulace vody). Pro zpomalení tvorby květů je nezbytné pochopení podmínek prostředí a používání strategií pro kontrolu přísunu živin, aby bylo možné zachovat ve vodních ekosystémech udržitelný stav (Summers et al., 2023). Vodní makrofyta se na tvorbě vodních květů nepodílí. Jejich nadměrný růst může v některých případech přispívat k nerovnováze živin a nepřímo tak ovlivnit rozvoj vodního květu.

2.1.1 Hlavní faktory rozvoje VKS

Mělké rybníky se vyznačují nestabilní teplotní stratifikací a většinou intenzivním chovem ryb. Zásoby fosforu v sedimentu a jeho uvolňování, nebo přísun fosforu z povodí jsou hlavní příčinou nadměrného rozvoje sinic. Rybník obsahující velkou rybí obsádku a jeho nadměrné hnojení vede ke kyslíkovým a dusíkovým deficitům a následnému uvolňování fosforu ze sedimentu. „*Vysoká produkce fytoplanktonu a jeho odumírání a rozklad na dně nádrže tento proces ještě více urychluje*“ (Rosendorf, 2009). V mělkých nádržích působí proti sinicím velká nestabilita vodního sloupce, a proto sinice nemohou využít aerotopy k přesunům ve vodním sloupci (Maršálek et al., 2008). Výrazný rozvoj sinic lze očekávat počátkem léta v málo průtočných, silně zarybněných a hnojených nádržích. Hlavním předpokladem rozvoje je vždy obsah fosforu (Hejzlar et al., 2006).

2.1.2 Toxiny vylučované VKS a jejich účinky

Sinice jsou hlavními původci cyanotoxinů: hepatotoxinů, mikrocytinů, anatoxinů a cylindrospermopsinů způsobujících poškození jater, neurotoxické poruchy a gastrointestinální potíže u lidí a zvířat (Msagati et al., 2006).

Hepatotoxiny jsou typem biotoxinů (cyanotoxinů sinic), které produkují sinice rodů *Microcystis*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Planktothrix*, *Oscillatoria*, *Nostoc*, *Aphanizomenon*, *Gloeotrichia*. Jsou to cyklické peptidy a inhibitory proteinfosforylázy, zasahují játra teplokrevných živočichů a způsobují poškození jejich struktury a funkce. Hepatotoxiny jsou termostabilní látky. Mezi nejobávanější patří microviridin, microcystin, nodularin a cylindrospermopsin (Zurawell et al., 2005).

Neurotoxiny, například anatoxin-a produkovaný toxickou sinicí r. *Anabaena* nebo saxitoxin, produkovaný sinicí *Aphanizomenon*, zasahují neuromuskulární a respirační systém. Ve vysokých dávkách vede k respiračnímu selhání a smrti (Yunes et al., 2003).

VKS u lidí způsobuje lokální alergické vyrážky, celkové alergické reakce a dyzentérické poruchy. Lidskou pokožku nejvíce dráždí sinice *Aphanizomenon flos-aquae*, způsobující puchýře, silné zčervenání, pustuly a folikulitidu (Liu et al., 2020). Nejčastěji citovaný toxin – cyklický peptid produkuje sinice *Microcystis aeruginosa* (Xu et al., 2022). Nebezpečný komplex toxinů produkovaných touto sinicí je označován jako smrtící faktor FDF (fast death faktor) (Harke et al., 2016). Působí na centrální nervový systém, rozkládá se pomalu a projevuje se masivním úhynem ryb. Světová zdravotnická organizace (WHO) uvádí, že k otravě dochází požitím kontaminované vody nebo konzumací vodních organismů obsahujících mikrocytiny.

2.2 Opatření proti rozvoji VKS

Ochrana vod je v ČR zajištěna Vyhláškou zákona 568/2020 Sb. o stanovení hygienických požadavků na koupaliště, sauny a hygienické limity písku v pískovištích venkovních hracích ploch, ve znění pozdějších předpisů (MZČR, 2020). Kvalitu vody v Máchově jezeře a dalších vodních nádržích se v České republice kontroluje několik úřadů a institucí, které spolupracují na monitoringu a ochraně vodních zdrojů: řídicím orgánem je Ministerstvo životního prostředí ČR, které má hlavní odpovědnost za tvorbu a implementaci politik ochrany životního prostředí, včetně ochrany vod (MŽP, 2024). Česká inspekce životního prostředí (ČIŽP) je orgánem státní správy pro dohled nad dodržováním zákonů a předpisů v oblasti ochrany životního prostředí, včetně ochrany vod (ČIŽP, 2024). Povodí Ohře, státní podnik je zodpovědné za správu povrchových vod v povodí Ohře, kam Máchovo jezero spadá. Povodí Ohře monitoruje kvalitu vody, regulaci toků a ochranu před povodněmi (PO, 2024). Krajská hygienická stanice je podřízena Ministerstvu zdravotnictví ČR, kontroluje agendu veřejného zdraví (MZČR, 2024), včetně monitoringu kvality vod a jejich vhodnosti pro koupání a rekreaci. Obecní a městské úřady jsou orgány místní samosprávy, které rovněž monitorují aktuální situaci v ochraně a správě vodních zdrojů v povodí Máchova jezera přijímají specifická opatření pro zlepšení kvality vody.

Pro včasnou aplikaci managementových opatření k omezení VKS se provádějí pravidelné odběry vzorků a analýzy parametrů kvality vody, stanovení koncentrace živin, měření teploty a mikrobiálního obsahu. Sinicím se daří v prostředí s nadbytkem fosforu a dusíku (Erratt et al., 2022). Strategie úpravy vody často zahrnují aplikaci algicidů (slouží k

usmrcení sinic) a flokulantů. Flokulanty (vločkovače) jsou chemické látky používané k seskupování (flokulace) pevných částic ve vodě do větších agregátů, které lze odstranit sedimentací nebo flotací. Běžně se používají v procesech úpravy vody, odpadních vod a v průmyslových aplikacích, kde je potřeba čistit vodu nebo jiné kapaliny od suspendovaných pevných látek, mikroorganismů, nečistot nebo kalů (Schertenleib, 1985). Mezi často používané patří například soli hliníku (síran hlinitý) nebo železa, které působí změnou náboje částic ve vodě a podporují jejich shlukování. Polyakrylamidy a další syntetické polymery efektivně shlukují částice díky schopnosti vytvářet dlouhé řetězce, které obklopí a spojí pevné částice (Ahmadli, 2024). Jako přírodní flokulant lze použít chitosan (látko z krunýřů korýšů) (Hartal, 2024).

2.2.1 Opatření proti rozvoji VKS můžeme rozdělit do tří fází:

1. Preventivní opatření představuje hlavně omezení přísunu živin jako jsou zemědělská hnojiva a zvířecí exkrementy vtékající do nádrže jako odpad. Opatření lze zlepšovat přesným dávkováním hnojiv, vytvářením ochranných vegetačních pásů a obnovou mokřadů, které fungují jako přirozené filtry pro živiny (Smith et al., 2009). Odpadní vody jsou dalším kritickým faktorem rozvoje VKS. Efektivní čištění odpadů v čistírnách odpadních vod zajistí eliminaci fosforu a dusíku (Carpenter, 2008), které jsou v současnosti stále vypouštěny do vodních toků sytících Máchovo jezero.

2. Aktivní opatření představují jednak mechanické odstraňování sinic, sklízení a odsávání biomasy sinic z vodní hladiny. Jsou efektivní v akutních případech, ale jen dočasně. Chemické opatření zahrnují aplikaci algicidů a flokulantů k usmrcení sinic a jejich sedimentaci (Barrington et al., 2015). Agresivní chemické metody mají negativní vedlejší účinky na vodní ekosystémy. Změna managementu chovu ryb podporuje eliminaci sinic při vhodném druhovém složení rybí populace, která sinice konzumuje. Toto opatření omezuje na minimum chov kaprovitých ryb ve prospěch jiných druhů (Marttunen et al., 2004). Aerace a cirkulace vody zajišťuje dostatečnou koncentraci kyslíku ve vodě. Regulace hladiny nádrže a průtoku pomáhá snížit koncentraci živin a zlepšit kvalitu vody (Olusegun et al., 2015).

3. Dlouhodobými opatřeními jsou integrované řízení povodí, které zohledňuje všechny zdroje živin a jejich dopad na vodní ekosystémy, změny zemědělských a průmyslových technologií a přechod na udržitelné zemědělské metody a průmyslové postupy s nižší produkcí odpadů bohatých živinami (Šnábl, 2024).

2.3 Praktická opatření proti rozvoji VKS

Výzkumy zaměřené na omezení tvorby VKS probíhají velmi dlouho. Nejčastěji využívanými metodami mohou být například mechanické odstranění sedimentu, koagulace, biomanipulace nebo využití býložravých ryb (Anantapantula et al., 2023).

Mechanické odstranění sedimentu

Jedná se o často používanou metodu, kde lze biologicky materiál odstranit pomocí nasazení konzumentů a dekompozitorů. Dalším účinným, ale nákladnějším opatřením je odstraňování živin a cyanotoxinů. Odstraňování sinic doprovází uvolňování toxinů z jejich narušených buněk (Maršálek et al., 1996). K mechanickému sběru biomasy sinic z povrchu nádrže se využívají sítě různou propustností. Biomasa sinic vysychá pomalu, protože

vysušení materiálu brání sliz na povrchu buněk. Metoda je použitelná v nádržích s periodickým výskytem vodního květu (Maršálek et al., 1996).

Elektrokoagulace

Elektrokoagulace představuje moderní techniku využívající nízkonapěťový proud k odstraňování sinic. Tato metoda funguje na principu elektrolyzy vody, během které se mění potenciál na povrchu částic ve vodě, což vede k jejich shlukování do vloček. Aparatura pro elektrokoagulaci obsahuje zdroj stejnosměrného napětí a lamelový reaktor, který je instalován na plavidle (Mollah et al., 2004). Hlavní princip metody spočívá ve vpravení elektrolyticky upravené vody do sinicemi zamořené vody. Následně dojde k tvorbě mikrobublinek vodíku, kyslíku a ozónu a také se uvolní ionty Al^{3+} které reagují s negativně nabitými ionty koloidních částic, čímž dochází k tvorbě vloček. Tyto vločky poté oddělují mechanické nečistoty a organické částice z vody. Jednou z výhod elektrokoagulace je možnost jejího nastavení (Vitvar, 2008).

Koagulace

Při jiném způsobu koagulace dochází ke spojování menších částic do větších agregátů, tzv. "vloček", díky použití koagulantů, jako jsou soli trojmocného železa a hliníku. Tyto vločky jsou poté odstraňovány pomocí flotace (separace částic), sedimentace nebo filtrace, přičemž flotace bývá efektivnější než sedimentace. Koagulace má tu výhodu, že dochází k odstranění buněk bez poškození jejich struktury a vyelití nitrobuněčného obsahu. Účinnost metody závisí na vlastnostech použitého koagulantu, kvalitě vody a dalších faktorech. Koagulace však neřeší problém volných toxinů ve vodě a je vhodnější pro lokální vodárenské úpravy vody na pitnou (Jiang, 2015). Koagulanty se aplikují na konci podzimu ze zádi motorové lodi, aby došlo rozmíchání koagulantu pomocí lodního šroubu. Existuje speciální technika s širokým záběrem vybavená přesnou GPS navigací, která umožňuje dávkování podle hloubky a rychlosti. Po přidání koagulantu dochází k hydrolyze hliníku ve vodě, který se transformuje na hydroxid hlinitý. Tento proces vede k vytvoření nerozpustných vloček, které se spojí s fosforem a během sedimentace odstraní nejen fosfor, ale také sinice, řasy a další nečistoty, čímž na dně vytvoří bariéru bránící úniku fosforu zpět do vodního sloupce (Hofmanová, 2017). Pro zajištění bezpečnosti vodních organismů je kritické udržování vhodné hodnoty pH v rozmezí 5,5 - 9. Při nižším pH může hliník přecházet do toxické formy Al^{3+} . Pro stabilizaci pH lze použít uhličitán vápenatý, který působí jako pufr a pomáhá udržet pH ve vhodném rozmezí, čímž minimalizuje negativní dopady na vodní organismy (Leskovjanová et al., 2010). Aplikace koagulantů může rovněž změnit složení rybí populace v nádrži, jelikož zvýšení průhlednosti vody může více vyhovovat dravým rybám jako jsou štiky nebo okouni, kteří mohou částečně nahradit kaprovité ryby (Klouček et al., 2005).

Srážení fosforu

Metoda **srážení fosforu** z vodního sloupce pomocí solí trojmocného železa a hlinitých solí je zvláště vhodná pro mělké vodní plochy, kde je cirkulace omezená. Pro jezera s delší retencí vody, typicky déle než rok, lze aplikovat přímé metody využívající síran hlinitý nebo chlorid železitý (Foller, 2016). Tyto chemikálie reagují s fosforem ve vodě a vytvářejí vločky, které následně sedimentují na dno, čímž dochází k odstranění fosforu z vodního sloupce a zabraňují jeho návratu do oběhu v důsledku anaerobních procesů v sedimentu. Tato technika, známá také jako chemická precipitace, je efektivní v boji proti eutrofizaci.

V případě velkých vodních ploch je však třeba zvážit i potenciální ekologické dopady spojené s masivním používáním chemikálií a zda mohou být tyto látky v daném prostředí bezpečně neutralizovány (Devasthali et al., 2024).

RIPLOX

Tato metoda funguje na podobném principu, využívá železné soli jako jsou FeCl_2 nebo $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$. Pomáhají při srážení fosforu, ale také zabraňují tvorbě sirovodíku v sedimentech díky oxidačním procesům, které indukují (Cooke et al., 2009). Koagulace bývá kombinována s procesem oxidace, který zvyšuje její účinnost, slouží k dezinfekci a ke zlepšení pachu vody. K oxidačním procesům se běžně používají chlór, chloraminy, oxid chloričitý, ozón nebo manganistan draselný. Ozón je typicky aplikován po procesu koagulace, zatímco chlór se přidává po filtraci. Tyto látky jsou schopné odstranit nejen znečišťující látky, ale také část volných toxinů ve vodě, čímž přispívají k bezpečnosti a kvalitě ošetřené vody (Björk, 1988).

Flotace rozpuštěným vzduchem

Flotace rozpuštěným vzduchem (DAF, Dissolved Air Flotation) je vysoce účinná separační metoda, která je známá již od roku 1924 a od 60. let 20. století se rozšířila v oblasti úpravy pitné vody. Hlavním účelem DAF je oddělení suspendovaných nebo vyvločkových částic z kapaliny. Vzduch je do vody vpraven rozpuštěním pod vysokým tlakem. Částice se následně spojí s mikrobublinkami, které se vytvářejí speciálními tryskami umístěnými na dně nádrže, vytvářejíc tak agregáty s nižší hustotou, než má voda, což umožňuje jejich vznášení na hladině. Tyto částice jsou pak mechanicky nebo hydraulicky odstraněny (Dolejš, 2006, Teixeira et al., 2007). Je však třeba poznamenat, že metoda DAF není schopna odstranit všechny cyanotoxiny, zejména microcystiny (Teixeira et al., 2007).

Rozptýlené provzdušňování

Při nadměrném rozvoji sinic často dochází k poklesu hladiny kyslíku ve vodě, což může být řešeno metodou DA (diffuse aeration), neboli rozptýlené provzdušňování. Aerace je vhodné aplikovat nejen během stratifikace, ale i v období jarní a podzimní cirkulace, což pomáhá prodloužit dobu cirkulace a zvyšuje obsah kyslíku ve vodě. V období, kdy dochází k teplotní stratifikaci vodního sloupce, je potřeba větší zařízení a více energie. Pro tuto situaci byla vyvinuta metoda HYPOX, která umožňuje efektivní provzdušnění spodní vrstvy vody, hypolimnia, bez narušení teplotní stratifikace (Verner, 1996).

Býložravé ryby

Šetrnější metodou k brždění rozvoje fytoplanktonu je využití býložravých ryb tolstolobika bílého (*Hypophthalmichthys molitrix*) a tolstolobce pestrého (*Aristichthys nobilis*). Důležitými faktory jsou pro úspěšnou aplikaci teplotní stratifikace vodní nádrže, struktura potravního řetězce a úživnost nádrže. Metoda není příliš účinná, protože buňky sinic jsou téměř nestravitelné (Maciarzová, 2013). Příliš velké kolonie sinic r. *Microcystis*, *Aphanizomenon flos-aquae* a vláknité sinice *Planktothrix agardhii* ryby nepozřou (Marvan et al., 1996).

Bio-manipulace

Bio-manipulace spočívá ve zvýšené podpoře predátorů, kteří snižují populace kaprovitých ryb preferujících zooplankton. Tak se umožňuje růst zooplanktonu, který následně efektivněji redukuje počty fytoplanktonu (Setubal et al., 2020). Jednou z nevýhod této metody je adaptace některých sinic vytvářejících velké kolonie, které zooplankton nekonzumuje. Tato skutečnost zvyšuje jejich konkurenceschopnost ve srovnání s ostatními eliminovanými typy sinic a řas (Marvan et al., 1996). Technika se lépe uplatňuje v méně eutrofizovaných vodách. Je finančně i časově náročná a vyžaduje dohled odborníků. Její nespornou výhodou je, že představuje přirozený proces, který neškodí životnímu prostředí (Marvan et al., 1996).

Odstranění sedimentů

Odstranění sedimentů ze dna nádrží je efektivní způsob, jak zabránit nadměrnému růstu sinic, v těchto sedimentech je totiž uloženo velké množství živin. Metoda musí být doprovázena opatřeními zamezujícími přísunu nových živin z externích zdrojů, protože bez tohoto kroku bude řešení pouze krátkodobé a málo účinné. U menších nádrží lze provést vypuštění, následné vybagrování dna a odvoz sedimentů (Pokorný, 2009). Pro většinu nádrží, které jsou špatně přístupné pro těžkou techniku, se nabízí použití sacího bagru, který sedimenty čerpá s minimálním množstvím vody a odvádí je pomocí dlouhého potrubí z nádrže. Díky tomuto způsobu nedochází k významnému víření sedimentů a živiny neunikají zpět do vody, což minimalizuje stres pro vodní organismy. Průměrný výkon takového bagru je $2 \text{ m}^3/\text{min}$ (Maršálek et al., 1996). Vybagrované sedimenty jsou následně kontrolovány hlavně na obsah těžkých kovů, ropných látek, PCB a podobně, a v případě, že jejich složení je vyhovující, mohou být využity jako hnojivo v zemědělství (Maršálek et al., 1996). Odstranění sedimentů je především vhodné pro mělké vodní nádrže s významnou vrstvou sedimentu (Björk, 1996).

2.4 Rozvoj vodního květu a jeho příčiny

Máchovo jezero je jako většina našich mělkých rybníků nestratifikovanou vodní nádrží. To umožňuje rovnoměrnější rozložení kyslíku ve vodě od hladiny až ke dnu a přispívá k stabilnějšímu ekosystému, protože organismy ve vodě mají lepší přístup ke kyslíku a živinám. Absence stratifikace přináší také rizika neomezeného šíření škodlivých látek a živin po celé nádrži, a s nimi také podporu rozvoje VKS a eutrofizaci. Rozhodující úlohu mají pro rozvoj VKS sloučeniny fosforu. Sloučeniny dusíku se ve sladkých vodách vyskytují v nadbytku, který lidskou činností nemůžeme omezit. Velká část sinic tvořících VKS dokáže v buňkách poutat vzdušný dusík, a proto k limitaci dusíkem nikdy nedojde (Berg et al., 2015). V našich vodních ekosystémech se koncentrace oxidu uhličitého ve vodě stále doplňuje ze vzduchu a rozkladnými procesy ve vodě, a proto při rozvoji sinic nedochází ani k limitaci uhlíkem. Sinice jsou adaptovány k získávání uhlíku i při vysokých hodnotách pH vody, kdy je oxid uhličitý transformován do hydrogenuhličitanů a uhličitanů (Carey et al., 2012). Rozvoj VKS můžeme z výše uvedených důvodů účinně limitovat jen omezením dostupného fosforu. Poměr dusíku a fosforu je pro růst fytoplanktonu ideální při poměru 7:1. Při nízkých koncentracích fosforu se vysoké koncentrace dusíku nemohou uplatnit, a proto nehrozí ani tvorba vodního květu (Komárková, 2014). Fosfor se do vody dostává ve formě umělých hnojiv a fosfátových pracích prášků používaných v domácnostech. Významné znečištění působí komunální odpadní vody, kde je fosfor přítomný ve formě orthofosforečnanů a

polyfosforečnanů. Zabránit jejich vstupu do rybníků je nemožné (Duras et al., 2014). Zemědělské půdy jsou dalším zdrojem fosforu, přítomného ve formě přírodních hnojiv a chemických přípravků, především fosfolipidů, koenzymů ATP, ADP a organofosforových pesticidů. I když existují opatření k zamezení vstupu P do vodních ekosystémů, jako jsou například čistírny odpadních vod, v současné době v ČR neexistují technologie, které by dokázaly sloučeniny P zachytit s dostatečnou účinností. Škodlivě působí nadměrná intenzita chovu ryb, kdy dochází k hnojení a krmení (Potužák et al., 2014).

Proto jsou všechna světově používaná opatření založena na tvorbě stabilních komplexů, které sinice ani řasy nejsou schopné metabolizovat (např. PAX) (Duras et al., 2014). „Každá vodní nádrž má přirozenou schopnost fosfor zadržovat. Tato schopnost závisí na rychlosti obměny vody. Nádrž silně průtočná zachytí méně fosforu“ (Duras, 2019). Každý rybník má vlastní retenční schopnost, tzn. schopnost zadržovat kal a ukládat sedimenty. Bilance je rozhodující pro stanovení celkové eutrofizace rybníku (Pechar et al., 2009). Další limitující faktory rozvoje sinic jsou promíchávání vodního sloupce větrem nebo výskyt virové epidemie (cyanofágy) (Igwaran et al., 2024). Dosud se je však nepodařilo efektivně využít ke zlepšení kvality vody.

Vodní ekosystémy Máchova jezera čelí nejen eutrofizaci, ale i problémům spojeným se sedimentací a klimatickými změnami. Stále se diskutují možnosti snížení zdrojů znečištění, správa sedimentace a udržitelné rybolovné postupy (Fořt, 2023). Obnova mokřadů národní přírodní památky SWAMP a přizpůsobení se měnícím se podmínkám jsou klíčovými kroky na cestě k rovnováze a udržitelnosti výjimečné nádrže (Duras et al., 2014).

Rizikovým faktorem je únik fosforu za srážkoodtokových situací, kdy jsou v provozu odlehčovací komory a odpadní vody z kanalizace jsou vypouštěny přímo do vodního zdroje. Jedna až dvě situace stačí k rozvoji růstu VKS po celou letní sezónu. V nádržích v průběhu léta probíhají procesy, které způsobují uvolňování fosforu ze sedimentů, a proto jsou rizikovější rybníky se „spodním“ odtokem ode dna než rybníky s „přepadem“ (Duras et al., 2014).

Živiny ve vodě odbourává při růstu a rozmnožování fytoplankton, společenstvo mikroskopických autotrofních organismů, které je základní potravou zooplanktonu, mikroskopických vodních korýšů. Společenstvo fytoplanktonu tvoří hlavně zelené řasy velikosti 0,5-40 μm (*Chlamydomonas*, *Scenedesmus*, *Desmodesmus*, *Monoraphidium*, *Coelastrum*, *Staurastrum*) Perloočky, nejvýznamnější korýši pro výživu malých rybek (plůdku), konzumují jen drobné druhy fytoplanktonu velikosti 5-40 μm (Komárková, 2014). Kolonie *Microcystis aeruginosa* dosahují průměru 5 mm (Pumann et al., 2013). Při správné funkci ekosystému je produkce fytoplanktonu, planktonních korýšů a ryb v rovnováze. Starší kaprovité ryby hledají větší potravu (bezobratlé) v bahně a v okrajových porostech rybníků.

2.5 Fytoplankton – sinice

Fytoplankton tvoří základ vodních ekosystémů a je důležitý zejména pro udržování kvality vody a zachování biodiverzity. Zásadním faktorem pro úspěšný růst fytoplanktonu je dostupnost živin, zejména dusíku a fosforu. Nadměrný přísun živin vede k eutrofizaci a rychlému rozvoji druhů tvořících vodní květy (Reynolds, 2006). Celková biologická rozmanitost fytoplanktonu se výrazně sníží (Červenková, 2007). Klíčovým faktorem je

propustnost světla a živin. Jezera se silnou cirkulací vody mívají ve srovnání s jezery s omezeným mísením rozmanitější společenstva s vyšší druhovou diverzitou. Silná konkurence určitých druhů může vést k vyloučení jiných, což má za následek nižší diverzitu fytoplanktonu (Marvan et al., 1996).

Druhové složení VKS je dynamické, ovlivňují ho faktory, jako je geografická poloha a podmínky prostředí. Celkový počet druhů se může v jednotlivých jezerech, řekách a nádržích ve střední Evropě pohybovat od několika málo do desítek či dokonce stovek, pokud zahrneme všechny mikroskopické organismy přítomné ve vodním květu. Dominantní druhy se liší v mořském a sladkovodním prostředí (Paerl et al., 2001). Složitost interakcí mezi různými druhy, dostupnost živin a podmínky prostředí přispívají k druhové diverzitě VKS.

Sinice jsou hlavní složkou vodních květů, zejména rody *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon* a *Cylindrospermopsis* (Moradinejad et al., 2020, Weenink et al., 2022). Ty produkují toxiny poškozující zdraví. Na vodních květech se podílejí také zelené řasy (*Chlorophyta*), například rody *Cladophora*, *Chlamydomonas*, *Spirogyra* a *Volvox*. Také vytváří husté zelené vrstvy na povrchu vody. Ve VKS jsou přítomné také rozsivky, fotosyntetizující, mikroskopické, jednobuněčné hnědé řasy, které ve sladkovodním prostředí neuvolňují toxiny. Časté jsou *Aulacoseira spp.*, *Fragilaria spp.*, *Navicula spp.*, *Cyclotella spp.* nebo *Synedra spp.* (Carmichael, 1981).

Microcystis aeruginosa (obr.1,2,3) je sladkovodní sinice tvořící v podmínkách ČR největší podíl (65 %) vodních květů a projevující se jako VKS (Komárková, 2014). Rod náleží do řádu *Chroococcales*. Zástupci vytváří velké kolonie kulovitých buněk, obklopené slizem, s buňkami obsahujícími aerotopy. Buňky produkují hepatotoxiny, které postihují játra, a mají karcinogenní účinky. Sinice prosperuje v různých podmínkách prostředí, a proto je dominantní složkou hustých vodních květů v eutrofních vodách s nízkou dostupností světla (Šejnohová, 2008). V našich rybnících jsou spolu s dalšími sinicemi, které vytvářejí velké kolonie (*Aphanocapsa*), nebo dlouhá vlákna (*Dolichospermum*, *Aphanizomenon*, *Planktothrix*, *Anabaenopsis*), dominujícím organismem ve VKS. Plynové váčky v buňkách sinic umožňují aktivní přizpůsobení optimální hloubky ve vodním sloupci a využívání všech hodnot světelného spektra pro fotosyntézu. Změny podmínek (zvýšení pH vody, vysoká koncentrace kyslíku, nedostatek CO₂, nadměrné osvětlení) často vedou ke kolapsu celé populace vodních květů. Biomasa vodních květů se rozkládá, dochází k vyčerpání kyslíku a uvolňuje se velké množství NH₃. (Komárková, 2014). V nedávno publikované studii (Svirčev et al. 2017) byly studovány kolonie *Microcystis aeruginosa* a faktory rozvoje microcystin-deficientního mutantu Δ mcyB (Mut) ve srovnání s modelovou sinicí *Synechocystis* za podmínek silného slunečního záření. Byly potvrzeny výrazné rozdíly v přepínání metabolismu mezi divokým typem *Microcystis* a jeho mutací (Mut). Ztráta microcystinu u Mut vedla k akumulaci obecných stresových markerů, jako jsou trehalóza a sacharóza, na rozdíl od rychlejší akumulace glykolátu u microcystin-produkujícího divokého typu. V jiné studii reagovaly buňky *Microcystis* na ozáření zvýšeným ukládáním uhlíku formou tvorby glykogenu. Výsledky nabízejí nový pohled na dynamiku sinic tvořících vodní květy, roli toxinu microcystinu a metabolickou diverzitu sinic (Meissner et al., 2015).

Anabaena spp. (obr.4,5,6) neboli *Dolichospermum*, náležející do řádu *Nostocales*, je vláknitá sinice vytvářející řetězce buněk (Kaštovský et al., 2018). Vyskytuje se ve sladkovodním prostředí jezer, rybníků a řek. Má jedinečnou schopnost fixovat atmosférický dusík a převádět ho do metabolicky využitelné formy. Díky tomu je sinice ekologicky významná v koloběhu živin. *Anabaena* produkuje toxiny známé jako cyanotoxiny, mezi které patří mikrocystiny, anatoxin-a a cylindrospermopsin (Bouma-Gregson et al., 2018). Anatoxin-a je silný neurotoxin, který nadměrně stimuluje nervový systém. K expozici může dojít přímým kontaktem s kontaminovanou vodou nebo vdechnutím aerosolové vody. Anatoxin-a může vést k neurotoickým účinkům způsobujícím příznaky, jako jsou svalové záškuby, respirační paralýza a křeče (USEPA, 2015). Cylindrospermopsin je častěji spojován s jinými sinicemi, jako je *Cylindrospermopsis*, ovšem *Anabaena* jej taktéž produkuje. Tento toxin poškozuje játra a další orgány. K expozici obvykle dochází požitím kontaminované vody nebo jídla. Cylindrospermopsin (Froscio et al., 2003) může způsobit jaterní toxicitu a je spojován s gastrointestinálními příznaky, kožními vyrážkami a ve vážných případech i dýchacími problémy (Sheik et al., 2022).

Aphanocapsa je rod sinic, patřící do čeledi *Merismopediaceae*. Buňky mají typicky kulovitý nebo elipsoidní tvar a tvoří kolonie s velkým počtem nepravidelně uložených buněk, které nemají vlastní slizový obal. Sinice neprodukuje životu nebezpečné toxiny, vylučuje však sekundární metabolity označované jako cyanotoxiny. Cyanotoxiny jsou méně běžné a zatím málo prozkoumané (Wehr et al., 2003).

Planktolyngbya je vláknitá sinice, která vytváří rovná nebo jen lehce zvlněná vlákna uložená ve zřetelné pochvě. Na koncích nejsou zúžená a někdy obsahují polární aerotopy (Kaštovský et al., 2018).

Planktothrix je sinice vytvářející rovná vlákna modrozeleně až olivově zeleně zbarvená, v místech přepážek nezaškrcována. Vlákna se ke konci zužují a obsahují četné aerotopy (Komárek et al., 2002).

Zástupci rodu **Aphanizomenon** vytváří rovná, symetrická vlákna bez pochev, s válcovitými heterocyty, na koncích se nezužují. Často se sdružují v makroskopické svazečky. Vegetativní buňky jsou válcovité. *Aphanizomenon* produkuje již zmiňované saxitoxiny, neurotoxiny způsobující paralytickou otravu měkkýšů (Carmichael, 1981).

2.6 Fytoplankton – řasy

Některé zelené řasy mohou produkovat toxiny, jako jsou mikrocystiny a anatoxin-a, látky častěji zmiňované u sinic. Byla však publikována data dokládající produkci mikrocystinů některými druhy zelených řas, např. z rodu *Chlorella* (Froscio et al., 2003, Stewart et al., 2007). Společenstva vodních květů doplňuje mnoho netoxických druhů řas. Některé z nich obsahuje následující seznam.

Dinobryon (obr.7) je drobná řasa ze třídy zlativek (*Chrysophyceae*). Tvoří kolonie s kornoutovitými tenkými lorikami (schránkami), které tvarově připomínají nálevku nebo vázu (Barsanti et al., 2006).

Cryptomonas je sladkovodní řasa s buňkami nejčastěji zploštělými, oválnými nebo elipsoidními. Na předním konci buňky jsou dva bičíky sloužící k pohybu. Buňka je vybavena světločivnou skvrnou (stigma), která slouží jako světelný receptor. Některé druhy ukládají

paramylonová zrna, zásobní granule obsahující sacharidy, která jsou uvnitř buňky dobře patrná (Wehr et al., 2003).

Další řasou ve vodním sloupci je zelená řasa *Desmodesmus* (obr.8,9), jejíž buňky jsou malé a jednobuněčné, podlouhlé a organizované v plochých nepravidelných koloniích. Obsahují jeden nebo více miskovitých chloroplastů na periferii buňky. Některé druhy mají dva bičíky, jeden dlouhý a jeden krátký a některé také produkují sliz (Kaspřák, 2010).

Pediastrum (obr.10,11,12) je rod zelených řas, které mají strukturu plochých diskovitých kolonií. Buňky jsou propojeny želatinovými vlákny nebo slizem a vzhledem připomínají hvězdičky nebo kolo. Stejně jako *Desmodesmus* obsahují jeden nebo více miskovitých chloroplastů na periferii buňky (Meyen, 1829).

Phacotus (obr.13) z řádu válečotvarých vytváří zploštělé sférické schránky. Buňky řasy jsou velmi malé, ale často se vyskytují ve velkém množství. Schránky jsou výrazně hnědé až průhledné a skládají se ze dvou polovin. Podél styčné plochy polovin pláště probíhá tenký lem. Buňky se pohybují pomocí dvou bičíků lokalizovaných poměrně daleko od sebe (Guiry, 2020).

Vodní květy řas a sinic nepředstavují jediná rizika, která vznikají přemnožením fytoplanktonu ve vodním ekosystému. Velkým problémem je úbytek kyslíku a tvorba hypoxického nebo anoxického prostředí, které vede k úhynu ryb a negativně ovlivňuje další vodní organismy. Přemnožení fytoplanktonu snižuje propustnost světla, které je klíčovým faktorem pro primární produktivitu a ovlivňuje celkový tok energie a stabilitu ekosystému (He et al., 2021).

2.7 Kvalitativní nároky na koupací vody v ČR

Vodní nádrže a koupaliště ve volné přírodě jsou z právního hlediska lokality, které musí splňovat přísné požadavky vybraných indikátorů jakosti vody, pro rekreační využití, jako jsou nízké mikrobiální znečištění, ukazatele charakterizující rozvoj řas a sinic, ale také příznivé hodnoty základních fyzikálně-chemických parametrů podle vyhlášky č. 568/2020 Sb. (MZČR, 2020). Vyhláška, která stanovuje hygienické požadavky na koupaliště, sauny a hygienické limity písku v pískovištích venkovních hracích ploch. Hodnocení rozvoje fytoplanktonu je důležitým ukazatelem kvality vody a s přijetím nové směrnice Evropského parlamentu a Rady 2006/7/ES ze dne 15. února 2006 o řízení jakosti vod ke koupání a o zrušení směrnice 76/160/EHS, se seznam hodnocených ukazatelů zúžil a závazně obsahuje pouze indikátory mikrobiálního znečištění. Nově je ve směrnici uvedeno, že pokud hrozí riziko znečištění sinicemi, musí být zaveden odpovídající monitoring, který je prováděn v koupacích vodách ČR již od počátku vymezení a stále je důležitým parametrem hodnocení kvality vody. Většina případů zákazu koupání byla způsobena silným vodním květem nebo výskytem vegetačního zákalu fytoplanktonu. Méně často jsou zákazy odůvodněny mikrobiálním znečištěním. V letech 2004–2008 bylo z téměř 190 sledovaných koupališť na území ČR vyhodnoceno až 41 lokalit jako nevyhovujících, přičemž téměř vždy polovina až dvě třetiny byly takto hodnoceny právě kvůli výskytu sinic a silného vodního květu (Rosendorf, 2009).






2.7.1 Kvalita vody pro účely koupání

Kvalitu vody ve vodních nádržích určených ke koupání ovlivňuje řada faktorů, včetně znečištění lidským a zvířecím odpadem, odtoku dešťové vody a dalších zdrojů. Vysoká hladina bakterií, jako je *E. coli*, může indikovat přítomnost fekální kontaminace a může představovat zdravotní rizika. Vodní květy řas a sinic ovlivňují výrazně kvalitu vody produkcí toxinů, které způsobují podráždění kůže, dýchací potíže a další zdravotní problémy (KHSV, 2024).

Pro zajištění bezpečné kvality vody ke koupání je důležité vodu pravidelně sledovat a testovat. V případě nevyhovující kvality vody jsou podniknuty kroky dle metodiky, které vedou k zmírnění zdrojů znečištění, úpravě vody nebo dočasnému uzavření pláže nebo nádrže ke koupání, dokud se kvalita vody nezlepší. Kromě toho může vzdělávání a informační úsilí pomoci zvýšit povědomí o tom, jak mohou lidé pomoci chránit kvalitu vody správnou likvidací odpadu, omezením používání hnojiv a používáním postupů šetrných k životnímu prostředí (Plecháč, 1989).

2.7.2 Způsob hodnocení kvality vody pro koupání v přírodě

Tabulka 1 - Způsob hodnocení kvality vody pro koupání v přírodě (KHSV, 2024)

Název	Popis	Symbol
Voda vhodná ke koupání	Nezávadná voda s nízkou pravděpodobností vzniku zdravotních problémů při vodní rekreaci s vyhovujícími smyslově postižitelnými vlastnostmi.	
Voda vhodná ke koupání se zhoršenými smyslově postižitelnými vlastnostmi	Nezávadná voda s nízkou pravděpodobností vzniku zdravotních problémů při vodní rekreaci se zhoršenými smyslově postižitelnými vlastnostmi, v případě možnosti je vhodné se osprchovat.	
Zhoršená jakost vody	Mírně zvýšená pravděpodobnost vzniku zdravotních problémů při vodní rekreaci, u některých vnímavých jedinců by se již mohly vyskytnout zdravotní obtíže, po koupání se doporučuje osprchovat.	
Voda nevhodná ke koupání	Voda neodpovídá hygienickým požadavkům a pro uživatele představuje zdravotní riziko, koupání nelze doporučit zejména pro citlivé jedince uvedené v §10 odst. 2 vyhlášky.	
Voda nebezpečná ke koupání	Voda neodpovídá hygienickým požadavkům a hrozí akutní poškození zdraví, vyhláší se zákaz koupání.	

2.8 Metodika úpravy koupacích vod

2.8.1 Odběr vzorků

Odběr vzorků se provádí na tzv. stabilním odběrovém místě, tj. místo s maximálním výskytem rekreatantů. Pokud koupací plocha přesahuje délku břehů 1 km nebo je jinak hydrologicky odlišná (např. hráz, záliv), musí být vzorkována zvlášť. Kontrola vody přírodních koupališť se zahajuje těsně před začátkem koupací sezóny a poté se provádí ve 14denních intervalech, při zhoršené kvalitě častěji (Státní zdravotní ústav, 2012). Vzorky se nejčastěji odebírají mezi 6–11 hodinou ranní, jelikož sinice jsou schopné regulovat svoji pozici ve vodním sloupci a během ranních hodin se sinice často nacházejí blíže k hladině vody, aby využily dostupné světlo (Hazari, 2023). Později během dne, zejména v obdobích s vysokou intenzitou světla, se sinice mohou přesunout do hlubších vod, aby se vyhnuly nadměrnému vystavení světlu nebo regulovaly svůj vztlak. Mohou používat plynové vezikuly k řízení své polohy ve vodním sloupci (Wehr et al., 2015).

Vzorky se odebírají ze břehu, z mola či lodi, kde je hloubka alespoň 1 m a zároveň je dle normy ČSN 75 7717 (ČSN 75 7717, 2013) nutné odběr pro mikroskopický obraz, chlorofyl-a a sinice provádět v hloubce 0-30 cm. Vzorkovnice musí být sterilní, nevyplachují se a po naplnění a uzavření musí mít uvnitř vzduchovou bublinu (cca 4/5 objemu vzorkovnice).

2.8.2 Biologický rozbor – Stanovení objemové biomasy

Biologická (mikroskopická) analýza vodního vzorku poskytuje informace o struktuře a množství organismů v daném společenstvu (Reynolds, 2006). Pokud se zaměřujeme na autotrofní složku ekosystému, což je fytoplankton, lze množství organismů vyjádřit buď jako počet buněk nebo jedinců (abundance) či jako objemovou biomasu. Tato metoda je aplikovatelná na povrchovou vodu, nárosty i sedimenty. Objemová biomasa je objem či živá hmotnost přítomného fytoplanktonu v určité jednotce objemu vody. Počet buněk zástupců a jejich buněčný objem jsou dvě veličiny, nezbytné pro stanovení objemové biomasy. (Bellinger et al., 2010).

2.8.3 Fosforový rozbor – Stanovení přítomnosti fosforu

Fosfor je esenciální živinou pro rostliny, včetně fytoplanktonu. Jeho množství může ovlivňovat strukturu a kvantitu vodních společenstev. Biologická analýza vodního vzorku může poskytnout důležité informace o dostupnosti fosforu v daném prostředí. Přebytek fosforu může vést k eutrofizaci, zatímco jeho nedostatek může omezit produkci primární biomasy (Wetzel, 2001).

Stanovení přítomnosti fosforu je klíčové v obdobích, kdy může dojít k jeho výraznému vstupu do vodního ekosystému. Tato období zahrnují vegetační sezónu, kdy dochází k intenzivnějšímu využívání fosforu rostlinami. Důležité je také monitorovat fosfor v oblastech přítoků, kde může být zvýšený přísun z okolní krajiny. Stanovení fosforu se provádí prostřednictvím laboratorních metod, jako je spektrofotometrie nebo chromogenní metody. Vzorky vody se odebírají z různých hloubek vody, včetně povrchu, nárostů a sedimentů. Následně se analyzují na obsah rozpuštěného a celkového fosforu (Ma et al., 2017).

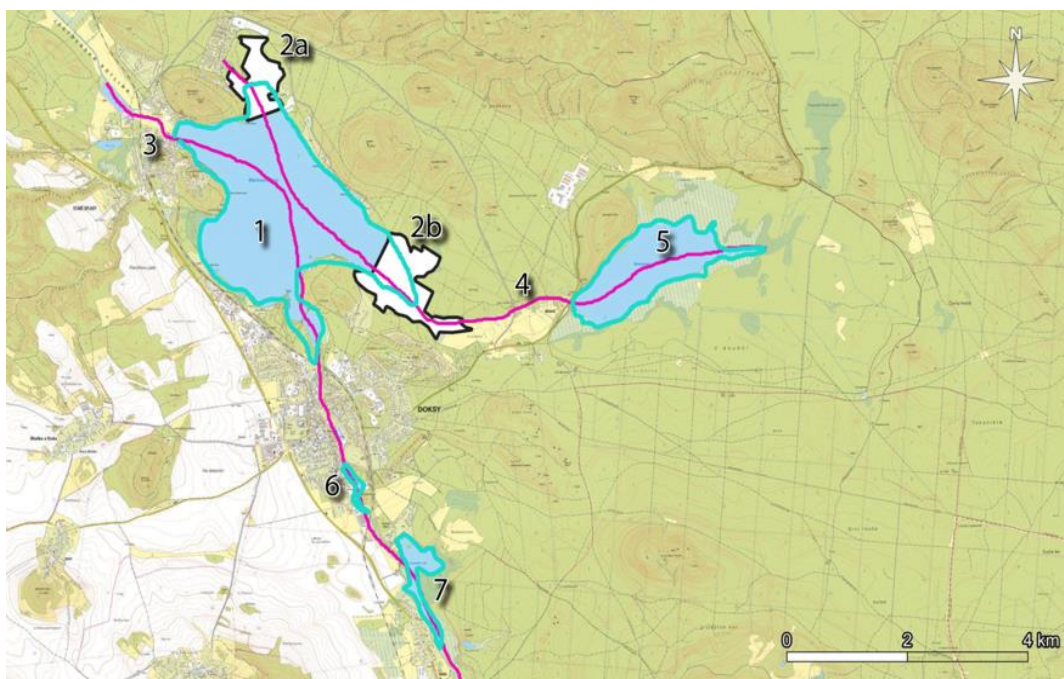
Metody pro stanovení objemové biomasy fytoplanktonu jsou klíčové pro pochopení vlivu fosforu na růst a strukturu společenstev. Fosfor může ovlivňovat i fyziologické procesy, které jsou důležité pro objemovou produkci fytoplanktonu, což může být klíčové pro monitorování a správu kvality vody ve sladkovodních nádržích (Dolman et al., 2012).

2.9 Máchovo jezero

Máchovo jezero se nachází v severních Čechách, v Libereckém kraji, na severním okraji města Doksy. S plochou hladiny 260,5 ha a objemem 5255750 m³ se řadí k plošně největším rybníkům v ČR. Aktuální průměrná hloubka jezera činí 2 m (v nejhlubším místě 3,3 m), mocnost sedimentu 0,36 m (15 % zanesení sedimentem), celkový objem sedimentu dosahuje 936 500 m³ (Vrána et al., 2009). Nádrž byla založena za vlády Karla IV. v roce 1366 v místě třetihorního mokřadu na Robečském potoce. Ve třetihorách bylo Máchovo jezero přírodním jezerem jako pozůstatek druhohorního oceánu. Současný mokřad je pozůstatkem ledovcového splazu, který vyhloubil odtok z jezera (Duras et al., 2014). Povodí Máchova jezera tvoří dva celky území rozdílného charakteru. Pravý břeh Robečského potoka a povodí Břežyňského potoka jsou zalesněné, oblast Břežyňského rybníka pravý břeh Máchova jezera tvoří mokřadní lokality (SWAMP a zátoky v severní části jezera). Levý břeh Robečského potoka tvoří pole s pískovcovými výstupy (Duras et al., 2014). Nádrž je vyhledávaným centrem vodních aktivit, a proto čelí environmentálním výzvám, z nichž většina ovlivňuje vodní biocenózu.

Dosažení rekreačně ideálního litorálního stavu ekosystému s vodními rostlinami je nereálné. Stárnoucí rybník bude postupně intenzivně zarůstat vodní vegetací, na dně bude narůstat vrstva sedimentu uvolňující fosfor. To jsou podmínky navozující rozvoj VKS, kdy se voda stává neprůhlednou (Duras et al., 2014).

Mapa 1 - Robečský potok a okolí. Mapový zdroj: www.cuzk.cz. 1. Máchovo jezero, 2a, 2b severní a východní zátoka SWAMP, 3. Robečský potok (směr proudu od jihu k severu), 4. Břežyňský potok, 5. Břežyňský rybník, 6. Čepelský rybník, 7. Poselský rybník.



K severnímu a východnímu okraji Máchova jezera přiléhají slatinná a přechodová rašeliniště MCHU národní přírodní památky SWAMP, známé výskytem chráněných rostlin hrotnosemenky hnědé (AOPK ČR, 2024), měkkyně bahenní nebo leknínu bělostného (Koutek, 2008). Rašeliniště jsou sycena vodou z Máchova jezera a změny vodního režimu jsou pro zachování stabilních ekosystémů nežádoucí. Vypouštění jezera působí nevratné změny v biotopech rašelinišť (Fořt, 2023).

Robečský potok v minulosti představoval pro Máchovo jezero stálý zdroj eutrofizace. Pramení u obce Okna (Okenský potok) a dále protéká rybníkem Velká Pateřinka v obci Obora, napájí také Poselský a Čepelský rybník, protéká intravilánem města, a nakonec se vlévá do Máchova jezera, přesněji do jeho mokřadů a Dokeské zátoky (Koutek, 2008). Obec Okna dlouho nebyla vybavena kanalizací, a připojení na existující čistírnu odpadních vod pro Doksy a Staré Splavy z technických a ekonomických důvodů nebylo dlouhou dobu realizováno (Potužák et al., 2014). Nedávno došlo k úplné rekonstrukci ČOV Doksy, Staré Splavy a postupnému seřízení přečerpávacích stanic splaškových vod a zajištění plynulého odtoku z nich na čistírnu odpadních vod ve Starých Splavech. Problém čištění odpadních vod tak byl z větší části vyřešen. K úniku nepřečištěných vod dochází po dešti, kdy odváděcí systém nemá dostatečnou kapacitu k odvedení veškeré vody (Vrána et al., 2009). Větším znečišťovatelem zůstalo Rybářství Doksy. Sádkové hospodářství by mělo být provozováno s ohledem na retenci živin a ovlivnění kvality vody rybí obsádkou a krměním ryb. Potok následně vtéká do mokřadů Máchova jezera se stromovými porosty a vodními makrofyty, kde slouží jako částečná kořenová čistička před vstupem do Dokeské zátoky, zachycující sedimenty (Vrána et al., 2009).

Poselský rybník (51 ha) je prostřednictvím Robečského potoka dalším zdrojem eutrofizace Máchova jezera. Sedimenty místy dosahují mocnosti až 3 m. Slouží jako menší chovný rybník kaprovitých ryb obhospodařovaný Rybářstvím Doksy. Dokrmování ryb situaci zhoršuje. Státní pozemkový úřad však nemá na jeho odbahnění finanční prostředky, a proto situaci nelze v blízké době vyřešit (Duras, 2017). Čepelský rybník (4 ha) je rovněž silně zabahněn (výška sedimentu 3 m) (Faina et al., 2008).

Máchovo jezero je mělké jezero, tento typ jezera je velmi specifický, protože se vyskytuje pouze ve dvou stavech – litorální nebo pelagický (Seki et al., 2001). Jedná se o velice nestabilní ekosystémy, proto jakákoliv úprava může rapidně změnit celý typ ekosystému, z pelagického do litorálního a naopak. Zajímavé také je, že v České republice se mělká jezera zpravidla nevyskytují, jelikož se snadno a rychle mění na mokřady, existují zde pouze uměle vytvořená mělká jezera, tedy rybníky (Duras et al., 2014).

Litorální ekosystém vyniká průzračnou vodou bez přítomnosti sinic, kde hrají významnou roli makrofyty, populace ryb je řídká rozptýlena a převažují dravé ryby. Pro mělká jezera je tento ekosystém přirozený a zároveň je vysoce ekologicky hodnotný. **Pelagický ekosystém**, naopak, charakterizuje zakalená voda s obvyklou přítomností sinic, chybí výraznější podvodní vegetace a je hustě zalidněn rybami, kde převažují planktonožravé a tzv. bentofágní (hledající potravu u dna) ryby. Tento typ ekosystému je typický pro České produkční rybníky (Duras, 2012).

Je patrné, že litorální ekosystém je pro koupací vody vhodnější, avšak není zcela jednoduché tohoto ideálního stavu dosáhnout. V litorálním typu může ponořená vodní vegetace prorůst celý vodní sloupec a tím zcela zlikvidovat veškeré rekreační účely jezera a

zároveň degradovat celý ekosystém. Regulace vodních makrofyt je velmi obtížná a také nákladná. Nelze jednoduše aplikovat mechanické sklízení, jelikož jezero je na tyto účely příliš členité a složité. Jednou z možností zvládnutí makrofyt je rybí obsádka, která musí být poměrně řídká, a tudíž řádně kontrolována, aby nedocházelo k vyhubení zooplanktonu (Duras et al., 2014).

2.10 Opatření a zásahy na nádrži

2.10.1 Aplikace PAX-18

Z důvodu vysokého obsahu sinic v koupacích vodách byl v letech 2005–2008 do jezera aplikován síran hlinitý (obchodní název PAX-18). Metodou je možné snížit obsah fosforu a zamezit tak nežádoucímu rozvoji řas, toxických sinic a zároveň snížit zákal. Situace se po opakovaných aplikacích PAXu sice částečně zlepšila, ale monitoring prováděný v průběhu zásahu byl neúplný, data nespojitá a neumožňovala ani hodnotit vlastní chování ekosystému Máchova jezera po zásahu. Koagulant byl aplikován pouze do jezera, nikoli do sedimentační nádrže v Dokské zátocě, kam ústí Robečský potok, hlavní přítok Máchova jezera (Faina et al., 2008). Sedimentační zátoka je oddělena od vlastní vodní plochy jezera tzv. ekologickou hrázkou umožňující částečné oddělení a filtraci sedimentu.

Oba přítoky Máchova jezera, Robečský i Břehyňský potok, byly a jsou dosud stále zdrojem nadměrného přísunu živin. Z dat shromážděných v následujícím období vyplývá, že Máchovo jezero patří mezi tzv. eutrofní nádrže, což je faktor silně ovlivňující výskyt vodního květu sinic. Nadměrný přísun živin do jezera je způsoben více faktory (Fořt, 2023).

2.10.2 Výlov a nasazení dravých ryb

V roce 2014 proběhl výlov, který přispěl k eliminaci planktonožravých druhů ryb, zejména plotice a cejna, které mimo jiné také vylučují do vody další fosfor v důsledku trávení potravy. Kromě výlovu opakovaně probíhá také nasazování dravých ryb jako je candát, bolen nebo štika. Regulovat se musí také populace kapra, který při nedostatku zooplanktonu hledá potravu rytím v bahně, což má za následek rozrušování stanovišť vodních makrofyt a zakalení vody zvířeným bahnem, tudíž horší prostupnost světla pro jejich rozvoj. Kapr je vhodným kandidátem, protože jeho nasazení je snadné, jeho výtěr je poměrně slabý a pro sportovní rybolov je velice přívětivý (Veselý, 2010).

V roce 2015 bylo doporučené množství nasazení dravých ryb překročeno, a tím byla zabezpečena regulace ostatních druhů ryb. Po vypuštění nádrže byla snížena hladina jezera a některé „nežádoucí“ ryby, jako cejn velký, nenašly vhodná místa ke tření a nedošlo k jejich nežádoucímu rozmnožení. Proběhl úspěšný výtěr okouna, který je účinným predátorem ostatního potěru.

V roce 2016 bylo opět nasazeno větší množství dravých ryb, než bylo plánováno. Opatření se opětovně projevilo nízkým výtěrem planktonožravých ryb a úspěšným výtěrem okouna. 1. 4. 2016 byl zahájen sportovní rybolov s převažujícími úlovky cejna a plotice. Kapr byl mezi úlovky vzácný, tento stav byl z pohledu účelové rybí obsádky vnímán pozitivně (Duras et al., 2014). Změna rybí obsádky měla pozitivní vliv na rozvoj zooplanktonu.

2.10.3 Odbahnění Dokeské zátoky 2016

V roce 2016 došlo k schválení dotace na odbahnění Dokeské zátoky Máchova jezera za účelem zlepšení kvality vody v jezeře (obr.14,15). Hladina jezera byla odpuštěna o 1,7 m, Robečský potok byl pomocí plastového potrubí vyveden mimo Dokeskou zátoku až do odpuštěného jezera (Duras, 2017). Na několika místech byla odstraněna část ekologické hrázky, aby došlo k úplnému vypuštění zátoky. Do konce roku 2016 pak bagry odtěžily ze zátoky asi 17 000 m³ kontaminovaného sedimentu. Počátkem roku 2017 následovala ještě oprava a rekultivace ekologické hráze mezi jezerem a zátokou. Od března bylo jezero napouštěno (Fořt, 2023).

Srovnání kvality vody v Máchově jezeře před a po odbahnění

Rozbory v uvedeném období prováděly akreditovaná pracoviště Povodí Ohře a Krajské hygienické stanice se sídlem v Liberci (dále KHSLBK). V ojedinělých případech ještě Akreditované Analytické laboratoře v České Lípě.

Kompletní monitoring vod Máchova jezera byl prováděn na různých místech v jeho povodí. Rybník Pateřinka před obcí Obora, Poselský rybník, Čepelský rybník, vtok Robečského potoka do Dokeské zátoky, Dokeská zátoka před ekologickou hrázkou (obr. 16) a také několik vybraných pláží po obvodu celého jezera. Monitoring probíhal každoročně od dubna do listopadu, vždy dvakrát za měsíc. Koupací vody byly analyzovány ze vzorků odebraných na stejných plážích jako u celkového monitoringu vod, tj. hlavní pláž v Doksech (obr.17), pláže Pod Borným, pláž Klůček, hlavní pláž Staré Splavy, včetně výpustě (obr.18) a pláž u hotelu Port. Koupací vody byly sledovány od května do konce září rovněž v týdenních intervalech. 2x do měsíce Povodí Ohře, 2 x do měsíce KHSLBK.

Obě uvedené laboratoře analyzují široké spektrum parametrů (dusík, dusičnany, amonné ionty, železo, křemík, pH vody, konduktivita, nasycení O₂ atd.). Sama se ve svém hodnocení z hlediska kvality vody zaměřují především na kvalitu a kvantitu sinic přítomných v Máchově jezeře, obsahem fosforu celkového a fosforu rozpuštěného, průhlednosti vody související s obsahem sinic, teploty vody a vzduchu.

Tabulka 2 - Hodnoty měření kvality vody 2015–2023

rok	Kvalita vody (1-5)	VKS	Průhlednost (m)	Teplota vody (°C)	fosfor	Počty buněk (1000 / ml)	sinice	Toxické sinice
2015 duben – květen	1	NE	1,1-1,3	16,5-18,4		1	Aphanocapsa sp., Planktolyngbya limnetica	Microcystis aeruginosa, Microcystis viridis, Anabaena lemmermanii
2015 červen – srpen	3	1. st.	0,4–0,9	28,4		45–196	Aphanocapsa sp., a Aphanothecae, Planktolyng	Microcystis aeruginosa a Microcystis viridis, dále Anabaena

rok	Kvalita vody (1-5)	VKS	Průhlednost (m)	Teplota vody (°C)	fosfor	Počty buněk (1000 / ml)	sinice	Toxické sinice
							bya limnetica	lemmermannii a Anabaena bergii
2016 duben	1	NE	1,2		přísun 0,116 mg/l rozpuštěný 0,047 mg/l	1		
2016 květen			0,6-0,75			51-92	Aphanocapsa sp., a Aphanothece	Microcystis aeruginosa a Microcystis viridis, <i>Microcystis ichtyoblabe</i> , <i>Dolichospermum flos-aquae</i> a <i>Planktothrix agardi</i>
2016 červen	3	NE	0,75 - 0,70			36-75		
2016 červenec - srpen (nádrž po sezóně vypuštěna)	3	NE	0,70 - 0,65	26,1 - 27,6	Výtokové trubky 0,248 mg/l až 10,5 mg/l	102-153	Aphanocapsa sp., Aphanothece a Planktolyngbya limnetica	Microcystis dále Dolichospermum flos-aquae a Dolichospermum planctonicum, Chrysochloris bergii, <i>Cylindrocapsa racibockii</i> , <i>Aphanizomenon</i> sp.
2017 květen		NE	2,2-0,7			8	Zelené řasy: <i>Desmodesmus</i> sp., <i>Pediastrum</i> sp.	<i>Dolichospermum flos-aquae</i> , <i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Microcystis viridis</i> a <i>ichtyoblabe</i>
2017 červen			1,2-0,7	23,4		3-11 (24000)	Aphanocapsa sp.	
2017 červenec			0,7	23,5-25		24-46	Aphanocapsa sp.	Planktolyngbya limnetica

rok	Kva- lita vody (1-5)	V K S	Prů- hled- nost (m)	Teplo- ta vody (°C)	fosfor	Počty buněk (1000 / ml)	sinice	Toxické sinice
2017 srpen	3	N E	0,75- 0,6	20,8-24,3		73	Aphanocaps a sp., Planktolyng bya limnetica	Microcystis sp., Dolichospermum sp., Chrysoosporum bergii a Planktothrix agardhii
2018 květen			0,8- 0,65	19		9-34		
2018 červen			0,7- 0,65	25		100	Planktolyng bya limnetica	Microcystis sp., Dolichospermum sp. a Aphanizomenon sp.
2018 červenec			0,45	21-25		87-112		
2018 srpen	3		0,65	20-23		44-92	Planktolyng bya sp., Aphanocaps a sp.	Microcystis sp. a Aphanizomenon
2019 září	3		0,6- 0,7			96-121		
2022 květen			1,6-1	15-22		10-93	Aphanocaps a sp.	Microcystis sp
2022 červen			1	22-25		60-92	Aphanocaps a sp., Planktolyng bya sp.	Microcystis sp
2022 červenec - srpen	3		0,75	22		100-305	Aphanocaps a sp., Planktolyng bya sp.	Microcystis sp., Aphanizomenon sp., Cuspidothrix issatsenkoi a Woronichinia naegeliana
2023 květen			1,20- 0,80	16-20		14-47		Microcystis a Dolichospermum

Rok 2015: Nejhorší kvalita vody byla zjištěna během července a srpna 2015.

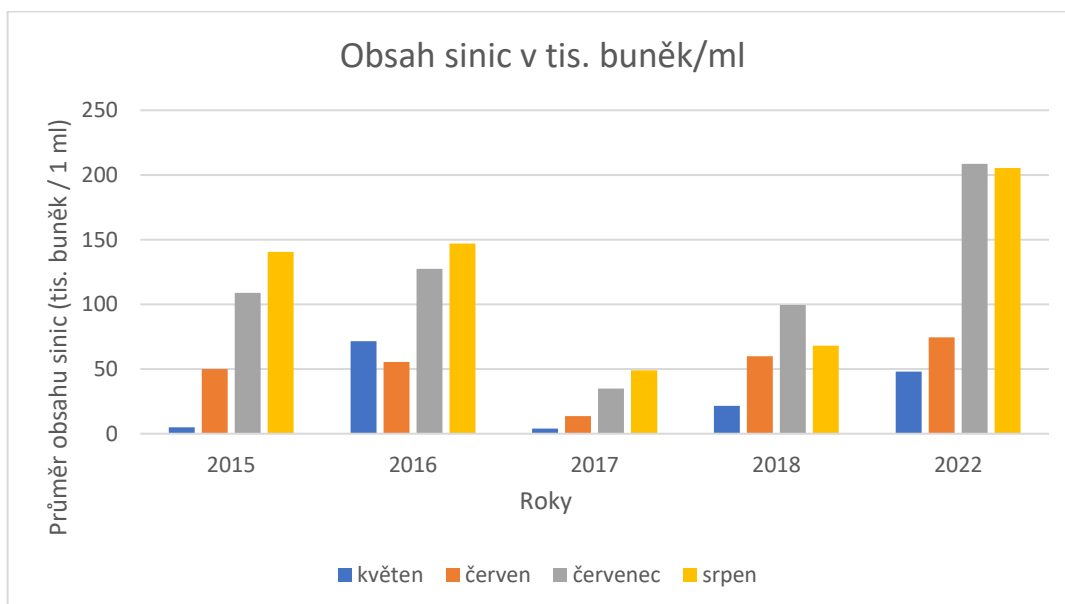
Rok 2016: Kvalita vody v Máchově jezeře se v porovnání s předchozím rokem nezměnila.

Rok 2017: Po odbahnění byla situace začátkem roku 2017 velmi uspokojivá a vodní květ se téměř nevyskytoval. Obsah sinic v průběhu června-srpna konstantně narůstal a na konci sezóny bylo pozorováno zřetelné zhoršení. Kvalita vody dosáhla 3. stupně.

Rok 2018: Druhý rok po odbahnění se situace s obsahem sinic vrací zpátky k hodnotám, jaké byly měřeny před odbahněním Dokeské zátoky, koupací vody stále ve 3. stupni.

Rok 2022: Kvalita vody se vlivem počasí, turistického ruchu, neodváděné kanalizace a dalších již zmíněných ukazatelů vrací zpět do hodnot, které byly měřeny před odbahněním Dokeské zátoky, v hlavní sezóně jsou hodnoty dokonce vyšší. Koupací vody zařazeny do 3. stupně.

Graf 1 - Obsah sinic v tis. buněk/ml v letech 2015-2022



3 Metodika

Pro účely práce jsem využila data, která mi poskytla Obecně prospěšná společnost Máchovo jezero, města Doksy. Data byla získána monitoringem oblasti Máchova jezera. Zahrnuje fyzikální a chemické parametry včetně výzkumu a rozboru fytoplanktonu. Sama jsem provedla na několika stanovištích odběry vzorků fytoplanktonu pomocí planktonní sítě. K určování druhů jsem použila Atlas sinic a řas ČR 1, 2. Vzorky revidoval vedoucí oddělení hydrobiologie a mikrobiologie povodí Ohře, Emil Janeček, který provádí pravidelný monitoring Máchova jezera.

Využila jsem zdroje vztahující se k aktuálnímu stavu Máchova Jezera (Duras, 2017, Duras et al., 2014, Potužák, et al., 2014, Rosendorf, 2009), dále kapitoly v odborných monografiích citované v seznamu literatury, internetové databáze, obsahující data přístupná zaregistrovaným odborným pracovníkům, konkrétně Nálezová databáze ochrany přírody Agentury ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK, 2024),(portal.nature.cz), dále portál Ministerstva životního prostředí, se zaměřením na ochranu vod (MŽP, 2024) a Digitální repozitář Univerzity Karlovy.

Vzorky vody jsem odebírala 14.7.2023 od 11:30 do 14:00 na 7 stanovištích stojatého vodního útvaru a později je analyzovala dle metodiky Adámek, 2006. Zaznamenala jsem dostupné parametry: teplota, průhlednost a pH vody, teplota vzduchu.

Pro měření teploty a pH vody byl použit Digitální měřič pH a teploty SENZPAL DUO. Hloubka průhlednosti vody byla stanovena pomocí Secchiho desky (obr.19,20). Jedná se o jednoduchý a široce používaný nástroj pro odhad průhlednosti vody ve stojatých sladkých vodách (Fiala, 2016).

Zároveň byl proveden odběr vzorků fytoplanktonu pomocí planktonové sítě (obr.21,22,23) do sterilních vzorkovnic (obr.24), které poté byly zabezpečeny a převezeny do laboratoře na Univerzitě Hradec Králové, kde byl za pomoci mikroskopu BX 53 DIC (obr.25) determinován fytoplankton dle běžně používané metodiky (Komárková, 2006).

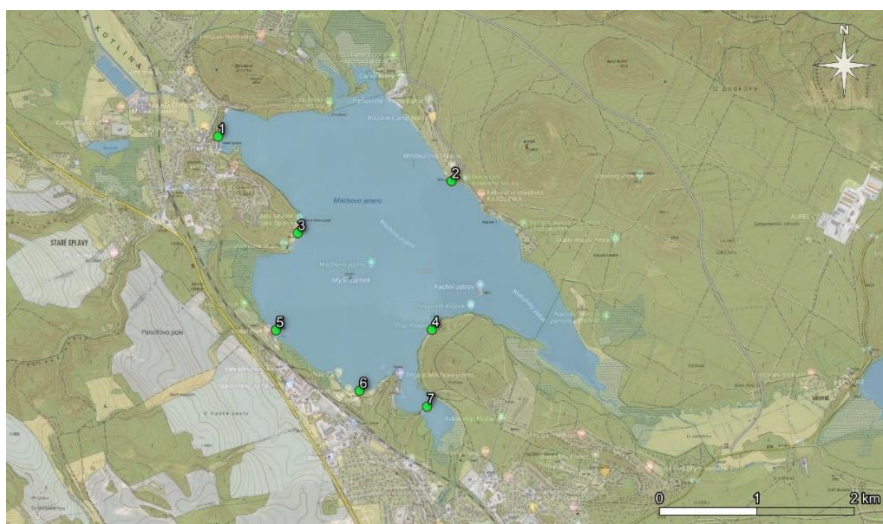
Determinace byla provedena pomocí Atlasu sinic a řas České republiky 1 a 2 (Kaštovský et al., 2018). Revizi vzorků provedl Emil Janeček, vedoucí oddělení hydrobiologie a mikrobiologie ve státním podniku Povodí Ohře.

Ostatní fyzikálně-chemické parametry jako vodivost, obsah kyslíku, množství dusíku a fosforu vyžadující použití komplexních metod a přístrojů jsem sama zjišťovat nemohla, a proto jsem převzala data Obecně prospěšné společnosti Máchovo jezero, která mi údaje bezplatně poskytla. Souřadnice GPS byly získány pomocí aplikace mapy.cz v mobilním telefonu.

Tabulka 3 - Stanoviště odběrů vzorků

místo odběru	lokalita	GPS	nadmořská výška	datum	biotop
1	U výpustě	N50.590149 E014.634271	267	14.7.2023	Stanoviště silně ovlivněné lidskou činností
2	Pláž Borný	N50.587550 E014.655833	266	14.7.2023	Stanoviště silně ovlivněné lidskou činností
3	Pláž Staré splavy	N50.584505 E014.641628	267	14.7.2023	Stanoviště silně ovlivněné lidskou činností
4	Pláž Klůček	N50.578847 E014.654002	266	14.7.2023	Stanoviště silně ovlivněné lidskou činností
5	Hotel Port	N50.578826 E014.639626	267	14.7.2023	Makrofytní vegetace přirozeně eutrofních a mezotrofních stojatých vod, porosty bez ochrannářsky významných vodních makrofytů
6	Hlavní pláž MJ	N50.575273 E014.647336	266	14.7.2023	Stanoviště silně ovlivněné lidskou činností
7	Za Hrázkou	N50.574349 E014.653561	267	14.7.2023	Makrofytní vegetace přirozeně eutrofních a mezotrofních stojatých vod, porosty bez ochrannářsky významných vodních makrofytů

Mapa 2 - Vyznačená místa odběru. Zdroj: www. CUZK.cz, 2024



4 Výsledky

Pro porovnání vzorků jsem zvolila rozbor Povodí Ohře z 10.7.2023 spolu s mým odběrem ze dne 14.7.2023. Pro přehlednost jsem u svého měření použila průměr hodnot vzorků a u laboratorních výzkumů PO jejich rozmezí, aby bylo jasné, zda se mé hodnoty odchylovaly od hodnot PO či nikoliv.

Jako první jsem stanovovala **teplotu vzduchu** pomocí teploměru. Můj odběr probíhal o pár dní později než odběr Povodí Ohře, ale teplotně se jedná o zanedbatelný rozdíl.

- Výsledná teplota 28,2 °C
- Teplota PO 28,8 °C - 31,2 °C

Hloubka průhlednosti vody:

- Hloubka průhlednosti vody: 0,7m
- Hodnoty průhlednosti vody PO: 0,85-0,7m

Zde je důležité zmínit, že jsem měřila průhlednost vody i na stanovišti č.7 Za Hrázkou, která funguje jako kořenová čistička, zachytávající sedimenty a nečistoty z povodí. Tomuto tvrzení odpovídá i hodnota průhlednosti vody, která se pohybovala jen kolem 0,4m. Hodnota PO byla 0,6m. Rozdíl těchto hodnot spočívá pravděpodobně v jiné metodice měření, já jsem měřila v nižší hloubce, jelikož jsem stála ve vodě blíže břehu, kdežto měření PO probíhalo z můstku v jiné hloubce. Hodnoty naměřené na stanovištích koupacích vod se shodují s hodnotami PO.

Odběr vzorků pro stanovení teploty a pH:

- Teplota vody 25,9 °C a pH 8,6
- PO teplota vody: 25,4 °C – 26,1 °C a pH 8,4-8,6
- Teplota vody Za hrázkou: 27,6 °C a pH 9

Dále proběhl **odběr vzorků fytoplanktonu**.

Tabulka 4 - Hodnoty měření kvality vody 14.7.2023

rok	Kvalita vody (1-5)	V K S	Průhlednost (m)	Teplota vody (°C)	pH	Počty buněk (1000/ml)	sinice	Toxické sinice
2023	3	N E	0,7	25,9	8,6	34-71	Aphanocapsa, Cyanodictyon	Microcystis ichthyoblabe, aeruginosa, Woronichinia naegeliana

4.1 Determinace fytoplanktonu v Máchově jezeře

Nejvíce sinic s nejvyšším podílem toxických sinic bylo zjištěno na Hlavní pláži v Doksech. To může být zapříčiněno nejvyšším turistickým ruchem v této oblasti, stejně jako skutečnost, že se jedná a o nejbližší lokalitu k Hrázce, kam ústí zmiňovaný Robečský potok. Vysoký podíl sinic byl naměřen také na pláži Klůček a Staré Splavy. Jedná se o trojici nejvíce turisticky využívaných pláží. Naměřené hodnoty vodního květu odpovídají stupni „0“, a proto byla voda vhodná ke koupání. Zjištěné druhy sinic determinované z vlastních odběrů jsou uvedeny v následující tabulce.

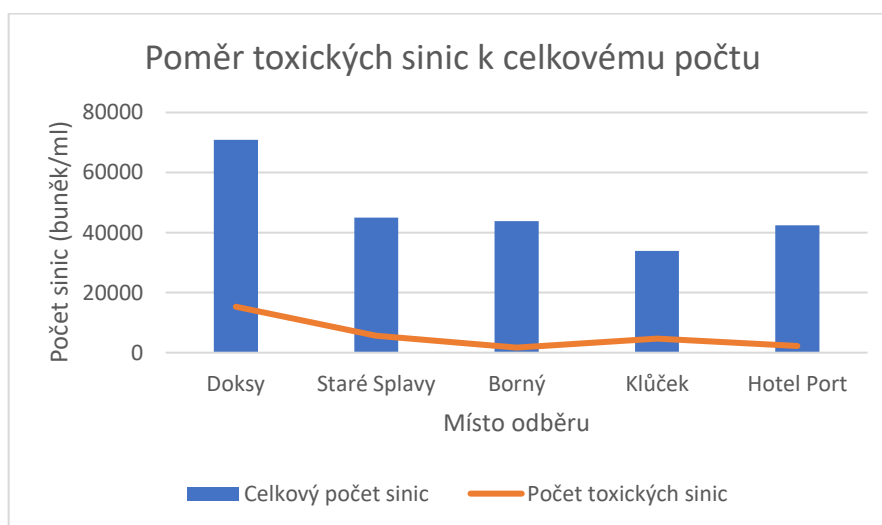
Tabulka 5 - Toxické sinice ve vlastních odběrech

Toxické sinice	Doksy	Staré Splavy	Borný	Klůček	Hotel Port	Celkem
<i>Microcystis aeruginosa</i>	6400	240		960	480	8080
<i>Microcystis ichthyoblabe</i>	5760	3360	640	2400	1440	13600
<i>Woronichinia naegeliana</i>	2400	1600	800		160	4960
<i>Dolichospermum sp.</i>	224	348	248	800	120	1740
<i>Aphanizomenon sp.</i>	520	96		456		1072
<i>Planktothrix agardhii</i>				64		64
<i>Microcystis viridis</i>					64	64

Tabulka 6 - Poměr toxických sinic k celkovému počtu na odběrových místech

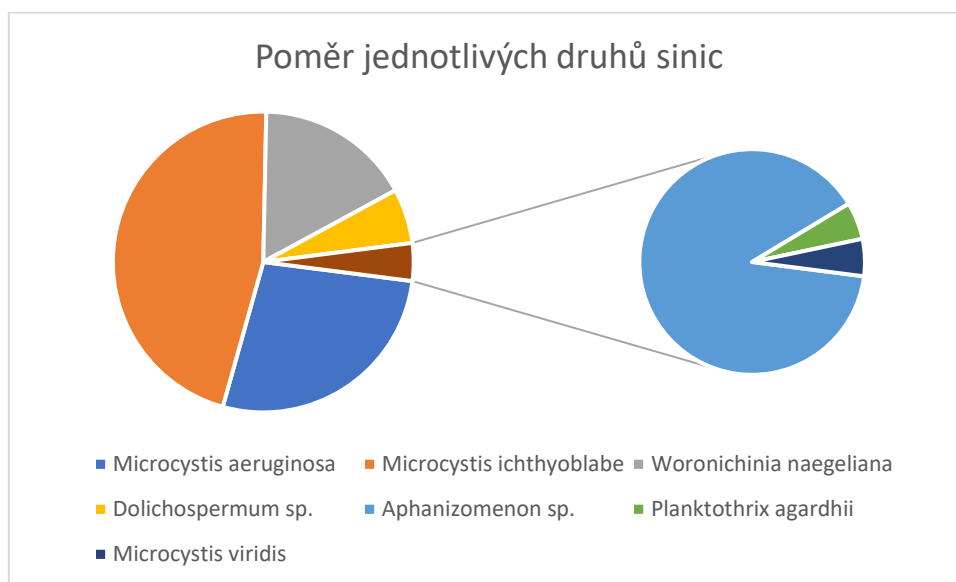
Místo odběru	Celkový počet buněk sinic/ml	Z toho toxických	%
Doksy	70852	15304	21,6 %
Staré Splavy	44952	5644	12,6 %
Borný	43788	1688	3,9 %
Klůček	33916	4680	13,8 %
Hotel Port	42392	2264	5,3 %

Graf 2 - Poměr toxických sinic k celkovému počtu na odběrových místech



Nejvíce zastoupenou patogenní sinicí je ve všech měřeních jednoznačně *Microcystis ichtyoblabe* a *Microcystis aeruginosa*, které jsou také nejčastější součástí vodního květu v ČR. Dalším zastoupeným rodem sinic v jezeře je rod *Woronichinia naegeliana* a dále *Dolichospermum (Anabaena)*. V malém množství se ve vzorcích nachází také *Aphanizomenon sp.*, *Planktothrix agardhii* a *Microcystis viridis*.

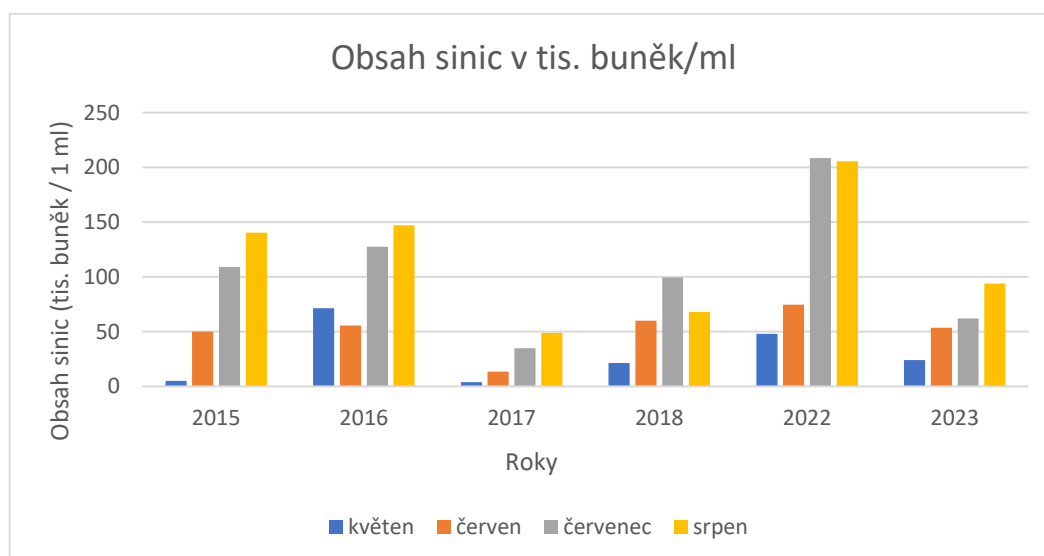
Graf 3 - Druhy toxických sinic v naměřených vzorcích



Tabulka 7 - Počty buněk sinic během jara a léta 2015–2023 (tis.b./ml)

	květen	červen	červenec	srpen
2015	5	50	109	140,5
2016	71,5	55,5	127,5	147
2017	4	13,5	35	49
2018	21,5	60	99,5	68
2022	48	74,5	208,5	205,5
2023	24	53,5	62	94

Graf 4 - Počty buněk sinic během jara a léta 2015–2023



Z grafu č. 4 je patrné, že po odbahnění v roce 2016 se situace výrazně zlepšila, avšak s dalšími roky se postupně vracela do původního stavu. V roce 2022 vlivem počasí, cestovního ruchu a dalších faktorů dokonce 3× přesáhla hodnoty z roku 2017. V květnu roku 2023 byl naměřen obsah sinic pohybující se kolem 14 tis. / ml a ke konci měsíce vystoupal až na 47 tis. / ml s průhledností vody 1,20-0,80 m. Teplota vody se pohybovala na začátku měsíce kolem 16 °C a ke konci dosahovala 20 °C (teplota vzduchu 13,4-21,9 °C). Předpokládal se vysoký nárůst obsahu sinic v tomto roce. Hodnoty však v hlavní sezóně nepřesáhly v průměru ani prahovou hodnotu, tj. 100tis. buněk/ml. Hodnoty VKS nepřesáhly stanovenou hodnotu „0“ a kvalita vody byla hodnocena stupněm 3 stejně jako v minulých letech.

5 Diskuse

Máchovo jezero je unikátní přírodní biotop, o kterém nelze uvažovat pouze jako o koupacích vodách. Nachází se v CHKO, kde platí zvláštní opatření. Omezení sinic je benefitní i pro chráněné druhy. Z výsledků monitoringu Máchova jezera je zřejmé, že jakákoliv provedená opatření proti VKS v nádrži zprvu prospěla, po určité době se však systém navrátil do původního stavu a množství sinic dosáhlo dokonce vyšších hodnot.

Sledování složení fytoplanktonu v průběhu let 2015-2023 poskytlo data, která budou pro plánované revitalizační aktivity velmi hodnotná. Složení toxických sinic je víceméně identické každým rokem, převažuje rod *Microcystis sp.* a *Dolichospermum sp.*, dále se také vyskytují druhy *Planktothrix sp.* a *Aphanizomenon sp.* V roce 2023, se výrazně prosadila sinice *Woronichinia naegeliana*, která se v předchozích letech nevyskytovala vůbec nebo v minimálním množství. To může být způsobeno její přizpůsobivostí k využívání živin, adaptací na proměnlivé osvětlení a klima nebo vyvinutím rezistence proti tlaku predace zooplanktonem.

Z netoxických sinic začala po opatřeních dominovat sinice, která netvoří vodní květ – *Aphanocapsa*. Tato sinice postrádá plynové váčky, a proto nemůže vyplavat na povrch a vytvořit husté rohože typické pro sinice tvořící VKS. Zůstává ve vodním sloupci nebo se hromadí na dně kde vytváří tzv. „vegetační zákal“ a tak ovlivňuje pronikání světla a kvalitu vody méně než sinice tvořící VKS.

Hygienický limit WHO pro koupací vody nesmí přesáhnout 100000 buněk/ml sinic nebo koncentraci chlorofylu-a více než 50 µg/l. V předchozích letech byl tento limit překročen několikrát (červenec a srpen 2015, červenec 2016, a dokonce dvojnásobně v červenci a srpnu 2022), přičemž byly koupací vody hodnoceny 3. stupněm (zhoršená jakost vody). Důvodem byly dominující netoxické sinice (např. *Aphanocapsa*) s malými buňkami, a proto nedošlo k překročení hygienického limitu chlorofylu (50ug/L).

Závěr

V bakalářské práci jsem shrnula roli fytoplanktonu a klíčových faktorů, které rozhodujícím způsobem ovlivňují jeho rozvoj. Fytoplankton je přirozenou a nezbytnou součástí vodních ekosystémů, přispívá k potravní síti a produkci kyslíku. Nadměrný růst některých druhů fytoplanktonu však představuje zdravotní rizika a ovlivňuje kvalitu vody. Máchovo jezero jsem použila jako příklad vodního ekosystému, který lze nevhodným managementem snadno uvést mimo rovnovážný stav.

Shromáždila jsem data z komplexního monitoringu Máchova jezera včetně hlavních parametrů důležitých z hlediska růstu fytoplanktonu a jeho působení na ekosystém.

V praktické části jsem pod dohledem odborníka odebírala vzorky a za pomoci pracovníka státního podniku Povodí Ohře determinovala hlavní zástupce fytoplanktonu. Vzorky pocházely ze 7 lokalit.

Máchovo jezero představuje řadu typů přirozených biotopů. Pro většinu z nich je současný management (rekreace, rybářství) nevyhovující. Sloučit zájmy všech zainteresovaných skupin (rybářů, ochránců přírody, provozovatelů koupaliště) je velmi obtížné. Drastická opatření představující redukci fosforu pomocí chemikálií nejsou z dlouhodobého hlediska ekonomicky udržitelná. Stále je třeba hledat další, šetrnější řešení. Zcela zásadním zdrojem fosforu je Robečský potok. Hlavní opatření by měla být zacílena na omezení přísunu erozního materiálu do jezera, přečištění kanalizace obce Obora a odstranění usazenin z Poselského i Čepelského rybníka odbahněním. Také regulace složení rybí obsádky pro sportovní rybolov a vyloučení chovu kaprovitých ryb patří stále mezi priority, které pomohou složitou situaci řešit. Mezi taková opatření patří například omezení intenzivního hospodaření na Poselském rybníku.

Literatura

- Adámek, Z. 2006.** Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu stojatých vod. Ministerstvo životního prostředí. [Online] Říjen 2006. [Cit. 15.7. 2023.]
[https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/prehled_akceptovanych_metodik_vod/\\$FILE/OOV-stojate_makrozoobentos-20061001.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/prehled_akceptovanych_metodik_vod/$FILE/OOV-stojate_makrozoobentos-20061001.pdf).
- Ahmadli, N. 2024.** The Use of Cationic Polymers in Coagulation and Flocculation Studies of Wastewater. [Online]. [Cit. 25.2.2024].
<https://doi.org/10.13140/RG.2.2.15896.5760910.13140/RG.2.2.15896.57609>
- Anantapantula, S., Wilson, A. 2023.** Most treatments to control freshwater algal blooms are not effective: Meta-analysis of field experiments. *Water Research*, 243.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120342120342.10.1016/j.watres.2023.120342>.
- AOPK ČR. 2024.** Nálezová databáze ochrany přírody. On-line databáze. [Online]. [Cit. 25.2.2024]. Dostupné z: <https://portal23.nature.cz/nd/>
- Barrington, D., J., Xiao, X., Coggins, L., X., Ghadouani, A.** "10. Control and management of Harmful Algal Blooms". *Climate Change and Marine and Freshwater Toxins*, edited by Luis M. Botana, Carmen Louzao and Natalia Vilariño, Berlin, München, Boston: De Gruyter, 2015, pps. 313-358. [Online]. [Cit. 4.2.2024]. <https://doi.org/10.1515/9783110333596-012>
- Barsanti, L. & Gualtieri, P. 2006.** *Algae: Anatomy, Biochemistry, and Biotechnology*. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, FL, USA, 301 pp. ISBN: 0-8493-1467-4.
- Bellinger, E.G., Sigeo. D.C. 2010.** *Freshwater Algae: Identification and Use as Bioindicators*. 1st ed. Wiley-Blackwell, 2010. ISBN 978-0-470-05814-5.
- Berg M., Sutula M. 2015.** Factors affecting the growth of cyanobacteria with special emphasis on the Sacramento-San Joaquin Delta. Southern California Coastal Water Research Project Technical Report 869 August 2015. [online]. [cit. 4. 12. 2023]:
https://www.waterboards.ca.gov/waterrights/water_issues/programs/bay_delta/california_waterfix/exhibits/docs/RestoretheDelta/RTD_236.pdf
- Björk, S. 1988.** Redevelopment of Lake Ecosystems: A Case-Study Approach. *Ambio*, 17(2): 90–98. Dostupné z: <http://www.jstor.org/stable/4313431>
- Björk, S.** Odstranění sedimentu. In: Eiseltová M. *Obnova jezerních ekosystémů – holistický přístup*. Wetlands International, Botanický ústav AVČR, 1996. s. 82 – 88.
- Bouma-Gregson, K., Kudela, R. M., Power, M. E. 2018.** Widespread anatoxin-a detection in benthic cyanobacterial mats throughout a river network. *PloS One*, 13(5),): e0197669.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0197669>
- Carey, C.C., Ibelings, B.W., Hoffmann, E.P., Hamilton, D.P., Brookes, J.D. 2012.,** Eco-physiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate, *Water Research*, Volume 46, Issue (5);, 2012, Pages 1394-1407, ISSN 0043-1354,
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.016>
- Carmichael, W.W. 1981.** *The Water Environment: Algal Toxins and Health*, CRC Press, ISBN: 978-0306407567
- Carpenter, S. R. 2008.** Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication. *Proceedings of the National Academy of Sciences.*, 2008, 105(32), 11039-11040.
<https://doi.org/10.1073/pnas.080611210>

- Cooke, G.D., Welch, E.B. 2009.** Internal phosphorus loading shallow lakes: importance and control. *Lake and Reservoir Management*, 21: 209–217.
<https://doi.org/10.1080/07438140509354430>
- Červenková, L. 2007.** Fytoplankton vysokohorských jezer: faktory ovlivňující druhové složení a biomasu. *Bakalářská práce*. Praha: Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Katedra ekologie, 2007.
- Česká inspekce životního prostředí.** Voda a její ochrana. Praha: Česká inspekce životního prostředí. [online]. [Cit 13.4.2024]: <http://www.cizp.cz/Voda>
- ČSN 75 7717** Kvalita vod. Stanovení planktonních sinic. [online]. [cit. 15. 2. 2024]: <https://www.technicke-normy-csn.cz/csn-75-7717-757717-226597.html>
- Ferrão-Filho, da S.A., de Abreu S. Silva, D., de Oliveira, T.A., de Magalhães, V.F., Pflugmacher, S. and da Silva, E.M. 2017.** Single and combined effects of microcystin – and saxitoxin-producing cyanobacteria on the fitness and antioxidant defenses of cladocerans. *Environ Toxicol Chem*, 36: 2689-2697. <https://doi.org/10.1002/etc.3819>
- Devasthali, O.S., Shah, A.J., Jadhav, S.V. (2023).** Fluoride Removal from Water Using Filtration and Chemical Precipitation. In: Yadav, A.K., Shirin, S., Singh, V.P. (eds) *Advanced Treatment Technologies for Fluoride Removal in Water*. Water Science and Technology Library, vol 125. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-38845-3_10
- Dodds, W.K., Bouska, W.W., et al. 2009.** Eutrophication of U.S. Freshwaters: Analysis of Potential Economic Damages. *Environmental Science & Technology*, 43,: 12-19.
<https://doi.org/10.1021/es801217q>
- Dolejš P.** Návrhové parametry a separační účinnost flotace – ověření v provozu první vodárenské flotace v ČR na ÚV Mostiště. Sborník X. mezinárodní konference Voda Zlín 2006, s. 131-136. Zlínská vodárenská a.s., Zlín 2006. ISBN 80-239-6523-9.
- Dolman A.M., Rücker J., Pick F.R., Fastner J., Rohrlack T., et al. (2012)** Cyanobacteria and Cyanotoxins: The Influence of Nitrogen versus Phosphorus. *PLOS ONE* 7(6): e38757.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0038757>
- Duras, J. 2012.** Bolevecké rybníky a vodní rostliny. odborný garant projektu zlepšení kvality vody ve Velkém boleveckém rybníce Plzeň, únor 2012, [Online] [Cit. 9.4.2024.]:
<https://www.bolevak.cz/wp-content/uploads/2014/03/Boleveck%C4%9B-rybn%C3%ADky-a-vodn%C3%AD-rostliny.pdf>
- Duras, J. 2019.** Je vůbec možné, aby byla v rybnících čistá voda? *Ekolist.cz*. 27.8.2019. ISSN 1802-9019.
- Duras, J.** Máchovo jezero a rybářské hospodaření. Bibliografická publikace. Plzeň: s.n. 2017.
- Duras, J., Borovec, J., Faina, R. et Janeček, E. 2014.** Máchovo jezero: Situace a možnosti nápravy. Obecně prospěšná společnost Máchovo jezero. [Online] Listopad 2014. [Cit. 27.6. 2023.]
<https://opsmachovojezero.cz/wp-content/uploads/M%C3%A1chovo-jezero-situace-a-mo%C5%BEnosti-n%C3%A1pravy-2014.pdf>.
- Erratt, K.J., Creed, I. F., Trick, CH.G. 2022.** Harmonizing science and management options to reduce risks of cyanobacteria., *Harmful Algae*, Volume 116, : 2022, 102264, ISSN 1568-9883, <https://doi.org/10.1016/j.hal.2022.102264>.
- Faina a kol. 2008.** Hydrobiologické hodnocení vlivu aplikace PAX – 18 na rybníční ekosystém Máchova jezera. Závěrečná zpráva za rok 2008.

- Fiala, D. 2016.** Pietro Angelo Secchi a jeho stopadesátiletá deska. 2016. ISSN 0322-8916. Vodohospodářské technicko-ekonomické informace, 2016, 58(3): 49–52.
- Foller, J. 2016.** Účinné metody srážení fosforu v odpadních vodách, Vodárenská akciová společnost, a.s. *Odpadové forum* [online]. [cit. 8. 1. 2024]: <https://www.odpadoveforum.cz/TVIP2016/prispevky/312.pdf>
- Fořt, M. 2023.** Máchovo jezero jako ekosystém. [interv.] Kateřina Vejsadová. Doksy: Vodař – vodní díla, hydrobiolog, OPŽP, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 6.1.2023.
- Frantál, L.** Rekreační využití nádrží v Česku se zaměřením na Lipno, Máchovo jezero, Seč a Nové Mlýny. *Diplomová práce Praha, Univerzita Karlova, 2009*. Dostupné z: <https://dspace.cuni.cz/handle/20.500.11956/20495>
- Frosio, S. M., & Humpage, A. R. 2003.** Cylindrospermopsin induction of cytochrome P450 activity and its autoinduction in hepatic cells. *Environmental Toxicology*, 18(3): 176-183.
- Gérard, C., Poullain, V., Lance, E., Acou, A., Brient, L., Carpentier, A. 2009.** Influence of toxic cyanobacteria on community structure and microcystin accumulation of freshwater molluscs., *Environmental Pollution*, 157(2): 609-617, ISSN 0269-7491. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.08.017>
- Guiry, M. D. 2020.** *Phacotus lenticularis* (Ehrenberg) Diesing 1866. *AlgaeBase*. 16. March 2020. [Online]. [Cit. 19.6.2023.]: https://www.algaebase.org/search/species/detail/?species_id=34576.
- Harke, M.J., Steffen, M.M., Gobler, C.J., Otten, T.G., Wilhelm, S.W., Wood, S.A., Paerl, H.W. 2016.** A review of the global ecology, genomics, and biogeography of the toxic cyanobacterium, *Microcystis* spp. *Harmful Algae*, 54, : 4-20. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.12>
- Hartal, O., Madinzi, A., Rifi, S., K., Haddaji, CH., Kurniawan, T., A., Anouzla, A., Souabi, S., 2024.** Optimization of coagulation-flocculation process for wastewater treatment from vegetable oil refineries using chitosan as a natural flocculant., *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 22: 100957. ISSN 2215-1532. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2024.100957>
- Hazari, A. 2023.** Research Methodology for Allied Health Professionals, *Springer*. ISBN: 9789819989256.
- He, Q., Zhan, H., Cai, S., & Zhan, W. 2021.** Eddy-induced near-surface chlorophyll anomalies in the subtropical gyres: Biomass or physiology? *Geophysical Research Letters*, 48: e2020GL091975. <https://doi.org/10.1029/2020GL091975>
- Hejzlar, J., Šámalová, K., Boers, P. et Kronvang, B. 2006.** Modelling phosphorus retention in lakes and reservoirs. *Water, Air, & Soil Pollution*, 6(5-6): 123-1302006. 6. 487-494. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5478-5_13
- Hofmanová, L.** Využití alternativních koagulantů při úpravě vody. VYUŽITÍ ALTERNATIVNÍCH KOAGULANTŮ PŘI ÚPRAVĚ VODY, *Bakalářská práce* Brno, Vysoké Učení Technické v Brně, 2017. Dostupné z: https://www.vut.cz/www_base/zav_prace_soubor_verejne.php?file_id=154472
- Igwaran, A., Kayode, A.J., Moloantoa, K.M. 2024.** Cyanobacteria Harmful Algae Blooms: Causes, Impacts, and Risk Management. *Water Air Soil Pollut* 235(71). <https://doi.org/10.1007/s11270-023-06782-y>
- Jiang, J. 2015.** The role of coagulation in water treatment. *Current Opinion in Chemical Engineering*, 8: 36-44. ISSN 2211-3398. <https://doi.org/10.1016/j.coche.2015.01.008>

- Kaspřák, D.** Využití zelených řas *Desmodesmus subspicatus* pro hodnocení akutní toxicity. *Bakalářská práce. Ostrava: Ostravská univerzita v Ostravě, Přírodovědecká fakulta, 2010.*
- Kaštovský, J., Hauer, T., Geriš, R., Chattová, B., Jurán, J., Lepšová-Skácelová, O., Pitelková, P., Pusztai, M., Škaloud, P., Šťastný, J., Čapková, K., Bohunická, M., Mühlsteinová, R.** 2018. Atlas sinic a řas České republiky 1. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 2018. ISBN 978-80-7568-124-9.
- Kaštovský, J., Hauer, T., Geriš, R., Chattová, B., Jurán, J., Lepšová-Skácelová, O., Pitelková, P., Pusztai, M., Škaloud, P., Šťastný, J., Čapková, K., Bohunická, M., Mühlsteinová, R.** 2018. Atlas sinic a řas České republiky 2. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 2018. ISBN 978-80-7568-125-6.
- Klouček V., Vaverová, I.** 2005. Lake restoration: Rekultivace eutrofizovaných nádrží metodou srážení fosforu hlinitými solemi, *Vodní hospodářství*, 4/2005: 97-98. Dostupné z: <http://www.prochemie.cz/clanek-Vod-hosp.pdf>
- Komárek, J., Komárková-Legnerová, J.** 2002. Contribution to the knowledge of planktic cyanoprokaryotes from central Mexico. *Preslia*. 2002, 74(3): 207–233.
- Komárková, J.** 2006. Metodika odběru a zpracování vzorků fytoplanktonu stojatých vod. Ministerstvo životního prostředí. [Online] Říjen 2006. [Cit. 17.6.2023.] [https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/prehled_akceptovanych_metodik_vod/\\$FILE/OOV-stojate_fytoplankton-20061001.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/prehled_akceptovanych_metodik_vod/$FILE/OOV-stojate_fytoplankton-20061001.pdf).
- Komárková, J.** 2014. Nebezpečné vodní květy. *Vesmír*, 2014(7). Dostupné z: <https://vesmir.cz/cz/on-line-clanky/2014/07/nebezpecne-vodni-kvety.html>
- Koutek, T.** 2008. Nejkrásnější české rybníky. Praha: Brána nakladatelství, 2008. ISBN 978-80-7243-376-6.
- Krajská Hygienická Stanice kraje Vysočina (2024).** [Online] [Cit. 19.6.2023.]: <https://www.khsjih.cz/stranky/9-hodnoceni-kvality-vody/>
- Leskovjanová J., Dolejš P.** Vliv celkové mineralizace vody na vhodnost použití různých typů koagulantů. Sborník konference Pitná voda 2010, s. 127–132. W&ET Team, Č. Budějovice 2010. ISBN 978-80-254-6854-8
- Litchman, E., de Tezanos Pinto, P.,** Chapter 18 - Chapter 18 – Ecology of Algae and Cyanobacteria (Phytoplankton) Ecology of Algae and Cyanobacteria (Phytoplankton), Editor(s): Ian D. Jones, John P. Smol, Wetzel's Limnology (Fourth Edition), In: Jones, I., D., et Smol, J., P. [eds.]. Wetzel's Limnology (Fourth Edition). *Academic Press*, 2024., Pages s. 511-538, ISBN 9780128227015, <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822701-5.00018-5>
- Liu, S., Gibson, K., Cui, Z., Chen, Y., Sun, X., Chen, N.** 2020. Metabarcoding analysis of harmful algal species in Jiaozhou Bay. *Harmful Algae*, 92: 101772. ISSN 1568-9883. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2020.101772>
- Ma, J., Yuan, Y., Zhou, T.J., Yuan, D.** 2017. Determination of total phosphorus in natural waters with a simple neutral digestion method using sodium persulfate: Simple neutral digestion method. *Limnology and Oceanography: Methods*. <https://doi.org/15.10.1002/lom3.10165>.
- Maciarzová, S.** Tolstolobik bílý – řešení nadměrného rozvoje fytoplanktonu? *Diplomová práce. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta. 2013.* Dostupné z: <https://theses.cz/id/wla9xk/>.
- Maršálek et kol.** 2008. Analýza sedimentů vodní nádrže Máchovo jezero: množství sinic v sedimentech. Brno: Centrum pro cyanobakterie a jejich toxiny, 2008. 8s.

- Maršálek, B., Keršner, V. 1996.** Možnosti omezení rozvoje vodních květů sinic v údolních nádržích. – In: Maršálek, B., Keršner, V. & Marvan [eds.]: Vodní květy sinic. 1996. s. 125–135. *Nadatio flos-aquae*, Brno.
- Marttunen, M., Vehanen, T. 2004.** Toward Adaptive Management: The Impacts of Different Management Strategies on Fish Stocks and Fisheries in a Large Regulated Lake. *Environmental Management*, 33. <https://doi.org/10.1007/s00267-003-3021-7>
- Marvan, P., Maršálek, B. 1996.** Ekologické souvislosti rozvoje vodních květů sinic. Bibliografická publikace. Brno: Nadatio flos-aquae, 1996. s. 9-19.
- Meissner, S., Steinhauser, D., Dittmann, E. 2015.** Metabolomic analysis indicates a pivotal role of the hepatotoxin microcystin in high light adaptation of *Microcystis*. *Environ Microbiol* 17 (5): 1497-1509. <https://doi.org/doi:10.1111/1462-2920.12565>
- Meyen, F.J.F. 1829.** Beobachtungen über einige niedere Algenformen. Dresden: Nova Acta Physico-Medica Academiae Caesareae Leopoldino-Carolinae Naturae, 1829. 14: 768-778.
- Ministerstvo zdravotnictví České republiky. 2020.** Vyhláška č. 568/2020 Sb., kterou se mění vyhláška č. 238/2011 Sb., o stanovení hygienických požadavků na koupaliště, sauny a hygienické limity písku v pískovištích venkovních hracích ploch, ve znění pozdějších předpisů [online]. [Cit 10.5.2024]. <https://mzd.gov.cz/vyhlasaka-c-568-2020-sb-kterou-se-meni-vyhlasaka-c-238-2011-sb-o-stanoveni-hygienickych-pozadavku-na-koupaliste-sauny-a-hygienicke-limity-pisku-v-piskovistich-venkovnich-hracich-ploch-ve-zneni-p/>
- Ministerstvo zdravotnictví České republiky. 2024.** Krajské hygienické stanice. Praha: Ministerstvo zdravotnictví České republiky. [online]. [Cit 13.4.2024]: <https://mzd.gov.cz/krajske-hygienicke-stanice/>
- Ministerstvo životního prostředí ČR. 2024.** Ochrana vod. Praha: Ministerstvo životního prostředí ČR, [online]. [Cit 13.4.2024]: http://www.mzp.cz/cz/ochrana_vod
- Mollah, M.Y.A., Morkovsky, P., Gomes, J.A.G., Kesmez, M. Parga, J., Cocke, D.L. 2004.,** Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation., *Journal of Hazardous Materials*, 114(1–3): 199-210. ISSN 0304-3894, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.08.009>
- Moradinejad, S., Trigui, H., Guerra, J., Shapiro, J., Zamyadi, A., Dorner, S., Prevost, M. (2020).** Diversity Assessment of Toxic Cyanobacterial Blooms during Oxidation. *Toxins*, 12(11): 728. <https://doi.org/10.3390/toxins12110728>
- Msagati T.A., Siame B.A., Shushu D.D. 2006.** Evaluation of methods for the isolation, detection and quantification of cyanobacterial hepatotoxins. *Aquat Toxicol.*, 78(4): 382-397. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2006.03.011>
- Olusegun, A., Dauda, A., Ayokunle, O. 2015.** Performance of three simple aeration columns in freshwater aquaculture system. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, 2(3): 149-152.
- Paerl, H. W., Fulton, R. S., 3rd, Moisander, P. H., Dyble, J. 2001.** Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. *The Scientific World Journal*, 1: 76–113. <https://doi.org/10.1100/tsw.2001.16>
- Pechar, L., Chmelová, I., Potužák, J., Šulcová, J. 2009.** Dynamika dusíku a fosforu v eutrofních rybnících. Sborník příspěvků Konfernece Revitalizace Orlické nádrže. Písek: s.n. 009.
- Pernicová, H.** Ekotoxicita komplexních vzorků vodních květů sinic. *Diplomová práce. Brno, Masarykova univerzita, 2006.* Dostupné z: <https://theses.cz/id/sq6ddz/>

- Plecháč, V. 1989.** Voda problém současnosti a budoucnosti. Praha: Nakladatelství Svoboda, 1989. ISBN 80-205-0096-0.
- Pokorný, J. 2009:** Vodní hospodářství. *Informatorium Praha*. 2009., ISBN 9788073330712.
- Potužák, J., Duras, J., Rohlík, V. 2014.** Bodové zdroje a problematika jejich hodnocení. *s.l.: SOVAK Časopis oboru vodovodů a kanalizací*, 23 (4): 6-9, 2014.
- Povodí Ohře, státní podnik. 2024.** O povodí. [online]. Chomutov: Povodí Ohře, státní podnik, [online]. [Cit 13.4.2024]: <https://www.povodiohře.cz/>
- Pumann, P., Duras, J. 2013.** Atlas makroskopických jevů spojených s výskytem vodních květů sinic a dalších organismů v přírodních koupacích vodách [CD]. - Státní zdravotní ústav, Praha. 2013.
- Reynolds, C. S. 2006.** Ecology of Phytoplankton, *Cambridge University Press*. 2006., ISBN: 978-0521833275. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511542145>
- Rosendorf, P. 2009.** Ekologické nároky sinic a faktory ovlivňující jejich výskyt v různých typech nádrží. Seminář Koupací vody v ČR 2009, VÚV TGM a ŠSVTS. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka. 2009.
- Rusová, I. Toxiny sinic (microcystiny) a jejich účinky u bakterií. Diplomová práce. Brno, Masarykova univerzita, 2010.** Dostupné z: <https://is.muni.cz/th/btpue/>
- Seki, M.P., Polovina, J.J.,** Ocean Gyre Ecosystems, Editor(s): John H. Steele, Encyclopedia of Ocean Sciences (Second Edition), *Academic Press*, 2001. s. 132-137, ISBN 9780123744739, <https://doi.org/10.1016/B978-012374473-9.00296-4>
- Setubal, B., Nicoletta R. & R. (2020).** Long-term effects of fish biomanipulation and macrophyte management on zooplankton functional diversity and production in a temperate shallow lake. *Limnology*. 21. <https://doi.org/10.1007/s10201-020-00617-z>
- Sheik, C. S., Natwora, K. E., Alexon, E. E., Callaghan, J. D., Sailer, A., Schreiner, K. M. 2022.** *Dolichospermum* blooms in Lake Superior: DNA-based approach provides insight to the past, present and future of blooms, *Journal of Great Lakes Research*, 48(5): 1191-1205, ISSN 0380-1330. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2022.08.002>
- Schertenleib, R. 1985.** A framework for decision-making in integrated urban water management. International Water and Sanitation Centre (IRC) [online]. [Cit. 11.3.2024]: <https://www.ircwash.org/sites/default/files/253-80CO-1277.pdf>
- Smith, V. H., Schindler, D. W. 2009.** Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology & Evolution*, 24(4): 201-207. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009>
- Státní zdravotní ústav 2012.** PROGRAM ZKOUŠENÍ ZPŮSOBILOSTI LABORATOŘÍ PT#V/8/2012 ODBĚRY VZORKŮ – PŘÍRODNÍ KOUPALIŠTĚ, Praha. [Online] [Cit. 8.7.2023.]: https://szu.cz/wp-content/uploads/2023/05/ptv_8_2012_zprava.pdf
- Stewart, I., Falconer, I. R.** Cyanobacteria and cyanobacterial toxins. In Toxicology of Cyanobacterial Toxins in Drinking Water. *CRC Press*. 2007. s. 1-13.
- Summers, E.J., Ryder, J.L., 2023.** A critical review of operational strategies for the management of harmful algal blooms (HABs) in inland reservoirs. *J. Environ. Manag.* 330: 117141 <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.117141>
- Svirčev, Z., Lalić, D., Gligorović, B., Tokodi, N., Meriluoto, J. 2017.** Microcystins: Natural compounds, biological effects, and risk assessment. *Archives of Industrial Hygiene and Toxicology*, 68(3): 155-164.

- Šejnohová, L. 2008.** *Microcystis*. New findings in peptide production, taxonomy and autecology by cyanobacterium *Microcystis*. PhD Thesis. Průhonice: Institute of Botany, Czech Academy of Sciences, 2008. ISBN 978-80-86188-27-0.
- Šnábl, I. 2024.** Metody a technologie omezování výskytů vodního květu sinic, Centrum pro cyanobakterie a jejich toxiny, [Online], [Cit 5.2.2024]:
<http://www.sinice.cz/index.php?pg=o-sinicich--vodni-kvet--technologie-proti-vk>
- Tamelová, B..** Sinice tvořící vodní květ a jeho vliv na ekosystém. *Bakalářská práce*. UK Praha. 2023. Dostupné z: <https://dspace.cuni.cz/handle/20.500.11956/184565>
- Teixeira, M. R., Rosa, M. J. 2007.** Comparing dissolved air flotation and conventional sedimentation to remove cyanobacterial cells of *Microcystis aeruginosa*. Part II: The effect of water background organics. *Separation and Purification Technology*, 53(1): 126-134, ISSN 1383-5866. <http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2006.07.001>
- United States Environmental Protection Agency. 2015.** Health Effects Support Document for the Cyanobacterial Toxin Anatoxin-A, EPA Document Number: 820R15104 [online]. [Cit. 16. 4. 2024]: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=P100S71U.txt>
- Verner, B.** Provozdušňování. – In: Eiseltová, M. [ed.] (1996): Obnova jezerních ekosystémů – holistický přístup. *Wetlands International*. 1996. s. 69–74. ISBN: 1-900-442-124.
- Veselý, L.** Vztah charakteru nádrží a rybních obsádek. *Bakalářská práce. České Budějovice: Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích. 2010.* Dostupné z: <https://theses.cz/id/2mx25n/822218>
- Vitvar, P. 2008.** V čem spočívá metoda elektrokoagulace? [online]. [cit. 3. 2. 2024]:
<https://www.mestojablonec.cz/cs/mestsky-urad/pro-novinare/tiskove-zpravy/aktualni-zpravy/v-cem-spociva-metoda-elektrokoagulace.html>
- Vrána, K., Dočkal, M., David, V., Krása, J., Dostál, T., Vokurka, A., Koudelka, P., Synáčková, M., Faina, R., Janeček, E., Veselá, J., Dušek, M. et Šrédli, V.** Optimalizace stavu vodních ekosystémů v povodí Robečského potoka II. Výzkumná zpráva. Praha: ČVUT v Praze, Fakulta stavební, 2009.
- Weenink, E.F.J., Kraak, M.H.S., van Teulingen, C., van Herk, S.K.M.J., Sigon, C.A.M., Piel, T., Sandrini, G., Leon-Grooters, M., de Baat, M.L., Huisman, J., Visser, P.M. 2022.** Sensitivity of phytoplankton, zooplankton and macroinvertebrates to hydrogen peroxide treatments of cyanobacterial blooms, *Water Research*, 225: 119-169, ISSN 0043-1354. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119169>
- Wehr, J. D., Sheath, R. G.** *Freshwater Algae of North America*. s. l.: Elsevier, 2003. ISBN 978-0-12-741550-5.
- Wehr, J., Sheath, R., Kociolek, P.** *Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification*. 2015. ISBN 978-0-12-385876-4
- Wetzel, R.G.** *Limnology: Lake and River Ecosystems*. *Elsevier Science*. 2001. ISBN: 9780127447605.
- Xu, H., Liu, W., Zhang, S., Wei, J., Li, Y., Pei, H., 2022.** Cyanobacterial bloom intensities determine planktonic eukaryote community structure and stability. *Sci. Total Environ.*, 838: 156637 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156637>.
- Yu, Z., Wang, Z., Liu, L. 2024.** Electrophysiological techniques in marine microalgae study: A new perspective for harmful algal bloom (HAB) research. *Harmful Algae*, 134: 102629. ISSN 1568-9883. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2024.102629>.

Yunes, J. S., Cunha, N. T., Barros, L. P., Proença, L. A. O., & Monserrat, J. M. 2003.

Cyanobacterial Neurotoxins from Southern Brazilian Freshwaters. *Comments on Toxicology*, 9(2): 103–115. <https://doi.org/10.1080/08865140302426>

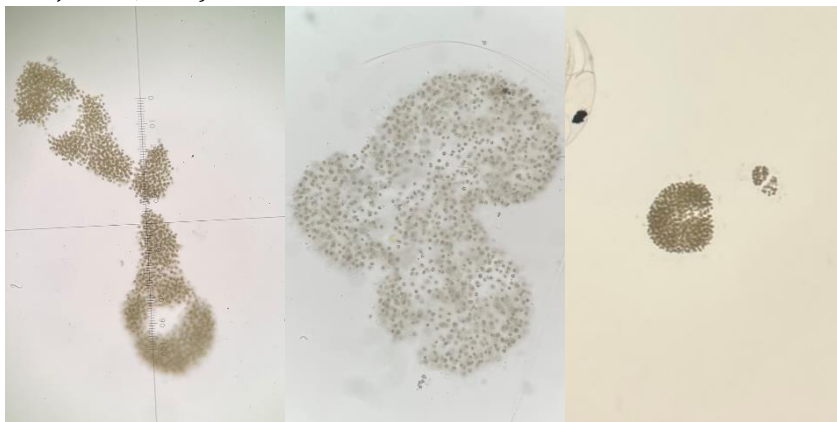
Zurawell, R. W., Chen, H., Burke, J. M., & Prepas, E. E. 2005. Hepatotoxic Cyanobacteria: A

Review of the Biological Importance of Microcystins in Freshwater Environments. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, 8(1): 1–37.

<https://doi.org/10.1080/10937400590889412>

Přílohy

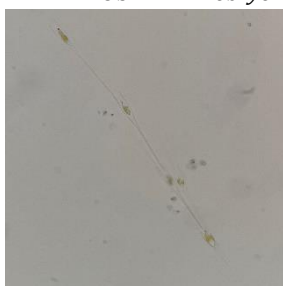
Obr. 1,2,3- *Microcystis* zleva *M. aeruginosa*, *M. ichthyoblabe*, *M. flos-aquae* (Autorem všech fotografií v příloze je K. Vejsadová, 2024)



Obr. 4,5,6 - *Dolichospermum*



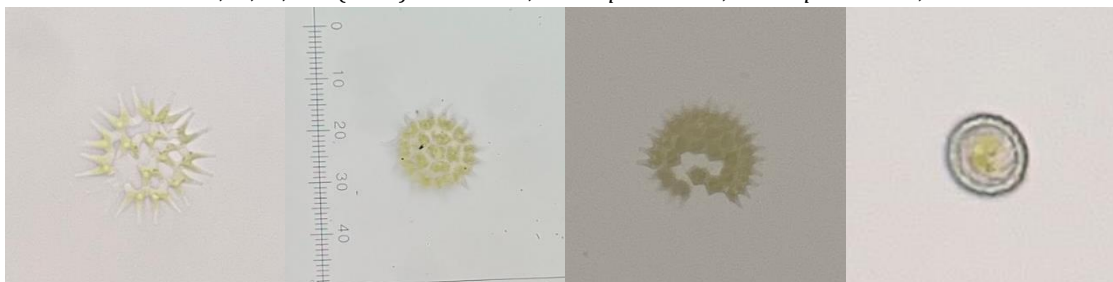
Obr.7 - *Dinobryon*



Obr. 8,9 - *Desmodesmus*, *Desmodesmus* z jiného pohledu



Obr. 10,11,12,13 - (zleva) *Pediastrum*, *Pseudopediastrum*, *Pseudopediastrum*, *Phacotus lenticularis*



Obr. 14,15 – Odbahnění Dokeské zátoky 2016



Obr. 16,17,18 – Odběrová místa (zleva): Za hrázkou (Doksy), Hlavní pláž (Doksy), U výpustě (Staré Splavy)



Obr. 19 – Secchiho deska



Obr. 20 – Měření průhlednosti pomocí Secchiho desky



Obr. 21,22,23 – Síť na fytoplankton a jeho odběr



Obr. 24 - Odebrané vzorky (zleva): Za hrázkou, Hlavní pláž, U výpustě



Obr. 25 - mikroskop

