Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra aplikované ekologie

Monitoring výskytu vodních květů a kvality vody na nádržích Modlany a Kateřina (Teplice)

The water blooms and water quality monitoring in reservoirs Modlany and Kateřina

Bakalářská práce

Vedoucí práce: doc. RNDr. Emilie Pecharová, CSc.

Bakalant: Iva Nevečeřalová

2016

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Iva Nevečeřalová

Územní technická a správní služba

Název práce

Monitoring výskytu vodních květů a kvality vody na nádržích Modlany a Kateřina (Teplice)

Název anglicky

The water blooms and water quality monitoring in reservoirs Modlany and Catherine (Teplice).

Cíle práce

Vyhodnocení vývoje výskytu vodních květů a kvality vody na nádržích Modlany a Kateřina (Teplice) v období 2013 – 2015.

Metodika

Monitoring výskytu vodních květů a kvality vody na nádržích Modlany a Kateřina (Teplice) bude metodicky navazovat na prováděná sledování v letech 2013 – 2015. Metodika je podrobně popsána v práci Myslíkové (2014) a Pecharové a kol. (2013).

Budou sledovány změny ve složení zooplanktonu a fytoplanktonu, základný hydrochemické parametry.

Výsledky budou statisticky vyhodnoceny za celé sledované období. Součástí vyhodnocení bude vztah ke složení a dynamice rybí obsádky.

Harmonogram zpracování:

- březen – červen 2015 – sběr a příprava podkladů, dopracování metodiky a zadání BP

- průběžně – literární rešerše; terénní šetření; konzultace BP

říjen – listopad 2015: zpracování vzorků, determinace

- únor 2016 – zápočet za ZS 2015/16, udělení za vypracovanou rešerši a dílčí výsledky

- duben 2016 – zápočet za LS 2015/16, udělení za schválenou a řádně odevzdanou BP

- duben 2016 – odevzdání BP

Doporučený rozsah práce

40 stran

Klíčová slova

poklesové kotliny, vodní květy, zooplankton, fytoplankton, hydrochemické parametry vody

---

Doporučené zdroje informací

Bernes, C., Carpenter, S. R., Gardmark, A., Larsson, P., Persson, L., Skov, C., & Van Donk, E. (2013). What is the influence on water quality in temperate eutrophic lakes of a reduction of planktivorous and benthivorous fish?. A systematic review protocol. Environmental Evidence, 2(9).

Jakubowska, N., Zagajewski, P., & Gołdyn, R. (2013). Water blooms and cyanobacterial toxins in lakes. Polish Journal of Environmental Studies, 22(4).

Myslíková, M. (2014): Monitoring vodních květů sinic na nádržích Modlany a Kateřina. DP. FŽP ČZU v Praze.

Pechar, L. (1992). Water blooms of Aphanizomenon flos-aquae, an ecological study of fish pond populations. Archiv für Hydrobiologie. Supplementband. Untersuchungen des Elbe-AEstuars, 90(3), 339-418.

Pechar, L. (2000). Impacts of long-term changes in fishery management on the trophic level water quality in Czech fish ponds. Fisheries Management and Ecology, 7(1-2), 23-31.

Potužák, J., Hůda, J., & Pechar, L. (2007). Changes in fish production effectivity in eutrophic fishponds impact of zooplankton structure. Aquaculture International, 15(3-4), 201-210.

Předběžný termín obhajoby

2015/16 LS – FŽP

Vedoucí práce

doc. RNDr. Emilie Pecharová, CSc.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 7. 1. 2016

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 22. 1. 2016

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 23. 03. 2016

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem svou bakalářskou práci na téma „Monitoring výskytu vodních květů a kvality vody na nádržích Modlany a Kateřina (Teplice)“ vypracovala samostatně pod vedením vedoucí bakalářské práce RNDr. Emilie Pecharové CSc. a že jsem uvedla všechny zdroje, ze kterých jsem čerpala.

V …….. dne ……. …...…….

Iva Nevečeřalová

Poděkování

Tímto bych ráda poděkovala především vedoucí této práce doc. RNDr. Emilii Pecharové CSc., která mi poskytla potřebnou literaturu a se kterou jsem měla možnost podrobně prokonzultovat náplň práce. Dále bych chtěla poděkovat doc. RNDr. Liborovi Pecharovi CSc. za pomoc s určováním fytoplanktonu a Ing. Martinu Musilovi za pomoc s určováním zooplanktonu. Nakonec bych ráda poděkovala Ing. Iloně Mayerhoferové, která mi pomohla s měřením v terénu a poskytla potřebné pracoviště. Celému týmu děkuji za trpělivost a ochotu pomoct mi při psaní této práce.

Abstrakt

Vodní nádrže Modlany a Kateřina jsou poklesové kotliny, které zde vznikly na konci 70. let zatopením prostorů nepoužívaných důlních šachet. Původně se v této oblasti nacházelo několik historických rybníků. V současné době se obě nádrže využívají ke sportovnímu rybolovu a v případě nádrže Kateřina i k rekreačnímu koupání. Od roku 2013 je zde prováděn pravidelný monitoring kvality vody. Posuzují se fyzikálně-chemické parametry a zvláštní zřetel se klade na měření obsahu nutrientů (fosfor a dusík) ve vodě. Pozornost byla věnována složení fytoplanktonu a zooplanktonu. Z rozboru fytoplanktonu vyplývá, že v nádržích se vyskytuje řada druhů sinic. Zooplankton je hodně omezován planktonofágními druhy ryb. Hodnoty parametrů zjištěných pravidelnými odběry odpovídají eutrofizovaným vodám. Výsledky umožňují posoudit stav kvality vody a pomohou navrhnout opatření pro zlepšení kvality vody v obou nádržích.

Klíčová slova

Poklesové kotliny, vodní květy, zooplankton, fytoplankton, hydrochemické parametry vody.

Abstract

Water reservoirs Modlany and Kateřina are mine subsidences, which arose at the end of the 70s created by flooding areas disused mine shafts. Originally in this area were several historic fishponds. Currently both reservoirs are used for sport fishing and in case of a reservoir Kateřina even for recreational swimming. Since 2013 is there conducted regular monitoring of water quality. Assess the physico-chemical parameters and special consideration is given to measure the content of nutrients (nitrogen and photophorus) in water. Attention was paid to the composition of phytoplankton and zooplankton. The analysis phytoplankton shows that in the reservoirs there are many species of cyanobacteria. Zooplankton is very limited planktivorous fish species. The parameter values detected by regular withdrawals correspond eutrophic waters. The results allow to assess the status of water quality and help to suggest measures to improve the quality of water in both tanks.

Keywords

Mine subsidences, Cyanobacterial blooms, zooplankton, phytoplankton, hydrochemical parameters of water.

Obsah

1. Úvod 7
2. Cíle práce 8
3. Literární rešerše 9
   3.1 Problematika eutrofizace a vodního květu sinic 9
   3.2 Metody obnovy eutrofizovaných nádrží 10
      3.2.1 Srážení fosforu 10
      3.2.2 Aerace hypolimnia 11
      3.2.3 Odstraňování sedimentu 12
      3.2.4 Odstranění biomasy pomocí herbivorních ryb 13
      3.2.5 Použití algicidních přípravků 13
      3.2.6 Použití cyanofágu 14
      3.2.7 Biomanipulace 14
   3.3 Poklesové kotliny 15
      3.3.1 Rekultivace zvodnělých poklesových kotlin 16
4. Charakteristika území 18
   4.1 Modlany 19
   4.2 Kateřina 19
   4.3 Základní charakteristiky nádrží Modlany a Kateřina 20
5. Metodika práce 21
   5.1 Odběry vzorků a měření na místě odběru 21
   5.2 Zpracování vzorků zooplanktonu a fytoplanktonu 23
      5.2.1 Vzorky zooplanktonu 24
      5.2.2 Vzorky fytoplanktonu 25
   5.3 Analytické metody 25
6. Výsledky 27
   6.1 Modlany 27
      6.1.1 Základní chemismus 27
      6.1.2 Koncentrace sloučenin a forem dusíku a fosforu 29
      6.1.3 Fytoplankton, nerozpuštěné látky a organické látky 30
      6.1.4 Zooplankton 31
   6.2 Kateřina 33
      6.2.1 Základní chemismus 33
      6.2.2 Koncentrace sloučenin a forem dusíku a fosforu 35
      6.2.3 Fytoplankton, nerozpuštěné látky a organické látky 36
      6.2.4 Zooplankton 37
7. Diskuze 39
   7.1 Srovnání nádrží Modlany a Kateřina v letech 2013 – 2015 40
   7.2 Návrh managementu pro zlepšení kvality vody v nádržích Modlany a Kateřina 42
8. Závěr 44
9. Seznam literatury a použitých zdrojů 45

1. Úvod

Umělé vodní nádrže neboli vodní díla jsou stavby, které slouží k zadržování vody. Jejich výstavba má v Čechách bohatou historii sahající až k počátku 19. století. V dnešní době vodní díla, respektive vodní nádrže plní řadu funkcí, mezi hlavní řadíme hospodaření s povrchovou vodou. Do vodního hospodářství zahrnujeme zásobování pitnou vodou, ochranu před povodněmi, využití akumulované vody pro zemědělské nebo průmyslové účely, chov ryb a také rekreační funkci.

Zvláštním typem povrchových vod jsou poklesové kotliny a důlní propadliny, které samovolně vznikají v místech bývalé hlubinné těžby uhlí. Jejich vody jsou však ohroženy stejnými antropogenními faktory jako vody v rybnících či vodních nádržích.

V posledních letech dochází ke zhoršování kvality vody ve stojatých vodách kvůli zvyšující se eutrofizaci. Za větší obohacování živinami může z velké části antropogenní činnost. Vysoký přísun fosforu a dusíku má za následek enormní růst biomasy sinic a řas. Ve znečištěné vodě dochází k narušení kyslíkového režimu u dna nádrže s následným odumíráním organismů. Dalším problémem eutrofizace vody je uvolňování toxických látek, které produkují sinice. Toxiny škodí nejen člověku, ale působí také na ostatní organismy, takže mohou ovlivňovat i druhové složení ekosystémů. Dalším z mnoha problémů eutrofizace je nedostatek světla v nižších patrech vodního sloupce. Kvůli tomu se mění druhové zastoupení organismů citlivých na světlo.

Zabraňovat eutrofizaci bychom měli už v počátku, tedy ji začít předcházet. Způsobů jak snižovat přísun živin je mnoho. Mezi hlavní řadíme zvolení šetrnějších zemědělských postupů a stavění čistíren odpadních vod s vysokým odstraňováním nutrientů.

Existuje řada metod pro obnovu kvality vody ve vodních dílech. Nejradikálnější metodou je odstraňování sedimentu pomocí sacího bagru nebo použití tradiční metody vyhrnování. Dále lze použít herbivorní ryby pro odstraňování biomasy nebo metodu biomanipulace.

2. Cíle práce

Cíle bakalářské práce byly:

- Sezónní monitoring výskytu vodních květů a kvality vody v nádržích Modlany a Kateřina
- Vyhodnocování základních hydrochemických parametrů vody jako je teplota, pH, průhlednost, vodivost, alkalita, barva, zápach, nasycení kyslíkem v pravidelných měsíčních intervalech
- Vyhodnocení změn ve složení fytoplanktonu a zooplanktonu
- Statistické vyhodnocení výsledků za celé sledované období
- Popis vztahu mezi kvalitou vody a složením a dynamikou rybí obsádky
- Návrh opatření pro zlepšení kvality vody

Obr. č. 1: Nádrž Modlany (Pecharová 2015)

3. Literární rešerše

3.1 Problematika eutrofizace a vodního květu sinic

Rybníky a nádrže jsou nejčastějším typem stojatých vod v ČR. Jejich význam je z hydrologického hlediska a také z hlediska jejich úlohy v krajině obrovský (Pechar 2000; Pechar 2015).

Zvyšující se výskyt řas a sinic je nejlepším ukazatelem eutrofizace vodních děl. V mnoha případech, intenzivní lidská činnost způsobila rychlé změny v přirozených ekosystémech. Kontaminace jezera polutanty, a to jak přímo vypouštěných z bodových zdrojů a povrchového odtoku z povodí, jakož i rekreační využití jezer vede k populačním změnám (Jakubowska 2013). Projevem je nárůst vodního květu sinic a vegetační zabarvení, způsobené zelenými řasami nebo rozsivkami. Ten nastává obvykle v letním ročním období, kdy je nejvíce slunečního záření a tepla (Kočí et al. 2000; Bernes et al. 2013).

V posledních letech dochází ke zhoršování kvality vody v nádržích. Hlavním problémem je přemnožení sinic, které jsou nebezpečné pro vodní živočichy a rostliny. Mají vliv také na zdraví rekreantů a komplikují vodárenské využití nádrží (Maršálek 2004).

Řasy a sinice vytváří u hladiny bariéru a zabraňují pronikání slunečního světla do větší hloubky. Může docházet ke změně druhového složení rostlin, důvodem je úbytek citlivějších organismů, jejichž místo zaujímají organismy odolnější. Tato odolná makrofyta potom mohou způsobit zarůstání nádrží a snížit jejich kapacitu. Podmínky eutrofních jezer svědčí jen určitým organismům, a proto klesá jejich biodiverzita. Vlivem nárůstu biomasy sinic dochází k narušení kyslíkového režimu, protože sinice a řasy sice přes den kyslík produkují, ale v noci a hlavně k ránu vlivem jejich respirační aktivity vzniká anoxické prostředí (Kočí et al. 2000).

Na konci vegetačního období klesá odumřelá biomasa ke dnu a za přítomnosti bakterií se začne rozkládat. Bakterie při rozmnožování spotřebovávají rozpuštěný kyslík. Vrstvy vody při dně jsou potom bez kyslíku, což ohrožuje hlavně bentické organismy (Kočí et al. 2000).

Vyšší obsah fosforečnanů je komplikací také pro vodárny, protože se sorbují na dnových sedimentech. Pokud dochází k jejich uvolňování, následuje růst sinic a řas ve zdrojích pitné vody. Úprava eutrofizovaných vod je ekonomicky náročnější a dochází k řadě problémů, jako je ucpávání filtrů, uvolňování nehygienických látek do vody či ke zhoršení kvality upravené vody. Některé druhy sinic produkují do vody toxické látky. Při větší koncentraci těchto látek se

mohou u člověka projevit kožní vyrážka, otok nebo zánět spojivek. Toxiny sinic ovlivňují i ostatní organismy ve vodě, a proto dochází ke změně druhového složení organismů (Novotny 2009).

Předpověď výskytu vodního květu je velmi náročná, protože jeho množství a složení je ovlivněno mnoha faktory a kombinacemi těchto faktorů. Nežádoucímu přemnožení sinic se lze bránit několika způsoby (Znachor 2005).

3.2 Metody obnovy eutrofizovaných nádrží

V druhé polovině dvacátého století se stala eutrofizace povrchových vod celosvětovým problémem, na jehož řešení neexistuje univerzální řešení. Ozdravění nádrží je nákladnou a dlouhodobou záležitostí a je potřeba spolupráce všech odborníků. Základem je kontrolování a redukce přísunu nutrientů do povrchových vodních děl (Pokorný 2014).

Existuje řada opatření, jak redukovat externí přísun živin. Mezi hlavní řadíme omezení množství polyfosfátů v pracích prostředcích, zavedení terciálního čištění odpadních vod nebo použití protierozních opatření v zemědělství. V některých případech stačí snížit příjem nutrientů, jindy je nutný zásah do ekosystému nádrže. Cílem metod obnovy kvality vody v nádržích je snížit nebo zabránit uvolňování živin ze sedimentů usazených na dně vodního díla. Jednotlivé metody obnovy jsou popsány níže (Švehláková 2006).

3.2.1 Srážení fosforu

Metoda, která byla vyvinuta ve Švédsku v letech 1960-1970. Zpočátku byla aplikována nesprávně, protože byla používána malá dávka hlinitého koagulantu nebo byla aplikace provedena do jezer s příliš vysokým externím zatížením. V pozdějších letech byla aplikována po celém světě zejména ve Skandinávii, USA, Kanadě, Německu, a v Polsku, s převážně dobrými výsledky (Švehláková 2006; Klouček et Vaverová 2005).

Srážení fosforu lze provádět za přítomnosti hlinitých, železitých nebo vápenatých solí. Tato metoda je nejvhodnější pro menší mělká jezera. Srážení hlinitými (nebo železitými) solemi je výhodné z hlediska ekonomického a ekologického. Její provedení je jednoduché a účinek dlouhodobý. Aby mohlo dojít k vysrážení fosforu a jeho následné trvalé fixaci v dnových sedimentech, aplikuje se do vody nebo do dnového sedimentu hlinitý koagulant. Srážení

hlinitými solemi je lepší než srážení železitými solemi protože se vylučuje zpětné uvolňování fosforu za anaerobních podmínek. Síran hlinitý je netoxická látka, která po aplikaci do vody začne vytvářet vločky hydroxidu hlinitého a zároveň vyváří nerozpustné komplexy s fosforem. Vločky hydroxidu hlinitého sedimentují a přitom na sebe váží nečistoty, řasy a sinice. Vločky usazené na dně vytváření bariéru proti uvolňování fosforu ze sedimentů do vody. Před aplikací koagulantů by se měl výrazně snížit přísun živin, jinak se během několika měsíců pozitivní výsledky zvrátí. Po aplikaci síranu hlinitého i chloridu železitého se uvolňují protony, v jezerech s nízkou alkalitou by mohli způsobit okyselení vody. Přidáním uhličitanu vápenatého nebo vápenného mléka se tomuto jevu přechází (Klouček et Vaverová 2005, Pokorný 2014).

3.2.2 Aerace hypolimnia

Aerace hypolimnia je široce přijímaná metoda pro udržení nebo obnovení okysličené vody v jezerech. Jedná se o provzdušňování vodní vrstvy s anaerobními podmínkami, která se nachází těsně nad sedimenty. Tato metoda také zajistí oxidaci sedimentů, a tím je nižší přestup živin do vodního sloupce. Nedostatek kyslíku u dna vzniká rychlým rozkladem organických látek. (Lindenschmidt et. Hamblin 1997; Pařílková 2009; Pokorný 2014).

V mělkých jezerech se používá metoda rozptýleného provzdušňování. Provzdušňování zabraňuje vzniku teplotního rozdílu a koncentračního rozdílu kyslíku mezi vodou a sedimentem. V celém vodním sloupci potom zůstává teplota i koncentrace kyslíku homogenní. Provzdušňování dostává sinice a řasy do větší hloubky, kde kvůli nedostatku světla odumírají (Švehláková 2006).

Technicky se metoda realizuje tak, že stlačený vzduch proudí skrze otvory v perforované trubici položené na dně nebo těsně nad povrchem dna jezera. Uvolňující se bubliny vzduchu zapříčiňují proudění vody směrem k hladině. Přenos kyslíku probíhá při unikání bublin z otvorů, vertikálním pohybem vodním sloupcem vzhůru k vodní hladině a poté při jejich vybublání na hladině. Do trubice je vzduch vháněn kompresorovým zařízením, které je umístěné na břehu nádrže. Čím více vzduchu bude u dna vypuštěno, tím vyšší bude účinnost oxidace (Pokorný 2014; Švehláková 2006).

V hlubokých stratifikovaných jezerech a nádržích se používá metoda HYPOX. V období letních měsíců se dno zásobuje kyslíkem, aniž by došlo k nárůstu teploty vody v hypolimniu a

narušení stratifikace. Vyšší množství kyslíku způsobí snížení koncentrace fosforu a současně i sníží obsah železa. Díky této metodě se také sníží množství anorganického dusíku a amonných iontů. Jednotky HYPOX se používají hlavně při letní stagnaci, na jaře a na podzim se nevyužívají. Jejich činnost se obnoví v zimě, pokud je potřeba (Švehláková 2006).

Aerace hypolimnia se provádí zvonovitým zařízením, které je tvořeno dvěma soustředěnými válci. Jejich délka se rovná hloubce vody v místě, kde je celá jednotka trvale ukotvena ke dnu. Kompresorem na břehu se přivádí ke dnu stlačený vzduch pomocí hadice položené na dně jezera. Voda stoupá vzhůru válcem a přitom se provzdušňuje, poté volně padá zpět a usazuje se. Teplota vody se při provzdušňování nezvýšila, a proto voda zůstává u dna. Ve studené vodě se kyslík snadno rozpouští. Provzdušňováním se snižuje koncentrace fosforu v hypolimniu. Koncentrace železa a manganu se snižuje, protože jejich ionty se srážejí s fosfáty. Voda se poté lépe upravuje na vodu pitnou (Pokorný 2014).

3.2.3 Odstraňování sedimentu

Odstraňování sedimentu je považováno za neradikálnější a konečnou metodu pro obnovení jezer. Používá se u nevratně poškozených nádrží. K odstraňování sedimentu se používají vyhrnovací bagry nebo plovoucí sací bagry (Pokorný 2014).

Suchá metoda odstraňování sedimentu se provádí pomocí vyhrnovacích bagrů. Používá se u nádrží, které lze vypustit. Výhodou této metody je to, že transportovaný sediment neobsahuje nijak velké množství vody. Nevýhodou ovšem je odstranění veškerého bahna, tedy i eutrofní vrstvičky sedimentu, která je nutná pro vyváženost ekosystému a ovlivňuje primární produkci rybníka. Tato metoda je vhodná pro mělká a menší jezera (Švehláková 2006; Pokorný 2014).

Pro hluboká a velká jezera nebo pro jezera, která nelze vypustit, používáme metodu mokrou, kdy se sediment odsaje pomocí sacích bagrů. Tato metoda je vhodná také pro jezera, kde by transport materiálu nákladními auty narušoval životní prostředí (Pokorný 2014). Odsávání má řadu výhod, mezi hlavní řadíme odstranění sedimentu bez nutnosti vypouštění jezera. Při odstraňování sedimentu nedojde k promíchání a tedy ani ke zvýšení spotřeby kyslíku dále nedochází ani ke zhoršení kvality vody. Další výhodou je, že při těžbě lze přidávat chemikálie a už při sání je možná dekontaminace. Potrubním systémem je voda dopravována do usazovacích nádrží, kde vysychá (Pokorný et Hauser 2002). Sediment vyhovující normám pro

zemědělství, lze využít jako hnojivo. Odsávání je levnější než vyhrnování jen v případě, že je objem sedimentů alespoň několik tisíc kubických metrů (Švehláková 2006; Pokorný 2014).

Další způsob odstraňování sedimentu je těžba korečkovým bagrem. Metoda používaná pro těžbu písku a štěrku. Realizuje se pomocí korečkových rypadel. Tento způsob těžby lze provádět jen na velkých a hlubokých nádržích. Metoda není příliš vhodná na odstraňování sedimentů, používá se spíše na těžbu stavebního materiálu (Ledvoň 2011).

3.2.4 Odstranění biomasy pomocí herbivorních ryb

Pomocí herbivorních ryb lze odstraňovat biomasu makrofyt. K tomuto účelu se nejčastěji v České republice využívá amur bílý *(Ctenopharyngodon idella)* a tolstolobik bílý *(Hypophthalmichthys molitrix).* Mezi základní znaky těchto ryb patří rychlý růst a vysoká plodnost. Oba druhy jsou schopné se snadno přizpůsobit intenzivnímu chovu v rybnících (Pípalová 2000; Švehláková 2006; Ledvoň 2011).

Amur bílý má původ ve východní Asii, vyskytoval se v čínských řekách a v řece Amur. K nám byl aklimatizován v roce 1961. Nasazením amura lze výrazně omezit především biomasu vláknitých řas. Bohužel je trávení vegetace u amura neúplné, asi polovinu přijaté potravy amur vyloučí v podobě výkalů do vody. Přibližně 50% fosforu a dusíku vázaných v jeho potravě se proto dostává zpátky do vodního prostředí (Pípalová 2000; Ledvoň 2011).

Tolstolobik bílý pochází z řek od Amuru až po jižní hranici Číny. K nám byl dovezen v roce 1965. Je to typický planktonofág a jeho potrava neobsahuje žádné bentické organismy. Živí se sinicemi a řasami, bohužel nemá schopnost strávit buňky sinic, a proto procházejí trávicím traktem nepoškozené (Švehláková 2006; Ledvoň 2011).

3.2.5 Použití algicidních přípravků

Použití algicidních přípravků není vhodné pro nádrže, které slouží k rekreaci nebo jako zdroj pitné vody dokud nedojde k degradaci toxinů. V některých zemích je jejich používání zakázáno (Švehláková 2006; Kočí 2008).

Mezi nejčastěji používané algicidy řadíme chlór, citráty mědi a síran měďnatý. Síran měďnatý se využívá pro jeho nízkou cenu, měď má bioakumulační účinky a citráty mědi se

využívají ve vodě s vyšší alkalickou reakcí. Tyto přípravky hubí sinice a řasy, ale zároveň dochází k nárazovému uvolnění toxinů sinic do vody. Biomasa uhynulých řas a sinic sedimentuje u dna nádrže. To je doprovázeno zvýšenou mikrobiální aktivitou rozkladu a opět dochází k nedostatku kyslíku u dna nádrže. Ohroženy jsou hlavně bentické organismy. Chuť a pach vody jsou nepříjemně ovlivněny uvolněnými toxiny. Dalším rizikem je selekce rezistentních druhů (Švehláková 2006; Kočí 2008).

Algicidy se musí aplikovat na začátku vývoje cyanobakterií, kdy sinice přijímají nejvíce látek ze svého okolí. Zásah nelze realizovat, pokud jsou sinice v dobrém fyziologickém stavu (Švehláková 2006; Kočí 2008).

3.2.6 Použití cyanofágu

Další možností odstranění vodního květu je využití virů, které napadají pouze sinice. Nazývají se cyanofágy a projevují se přítomností modrých skvrn na hladině nádrže. Uvolňování modrého barviva do vody indikuje rozklad zeleného vodního květu. Je možné, že za určitých podmínek by tyto viry mohly být klíčovým faktorem ovlivňujícím množství sinic ve vodě. Zatím je však známo jen velice málo cyanofágů, přičemž chybí ty, které specializované na sinice tvořící vodní květ. Také není jisté, zda by virus z jedné přehrady účinkoval i na přehradě druhé (Znachor 2005; Švehláková 2006).

3.2.7 Biomanipulace

Pozoruhodného zlepšení kvality vody bylo dosaženo biomanipulací. Tato metoda spočívá v oslabování množství ryb živících se zooplanktonem, které obvykle dominují v rybí fauně eutrofních jezer. V severní Evropě a dalších částech světa patří kaprovití, jako je plotice a cejn, mezi nejčastější zooplanktonem se živící ryby v jezerech bohatých na živiny (Bernes et al. 2006).

Snížení množství kaprovitých druhů ryb zlepšuje přežití zooplanktonu, kterým se tyto ryby živí, a to zase může vést ke snížení planktonních řas, které slouží jako potrava pro zooplankton. Dalším důvodem proč odstranění ryb živících se zooplanktonem může zlepšit kvalitu vody je to, že dospělí z těchto druhů (např. kapr) jsou ryby živící se bentosem v sedimentu. To znamená, že získávání potravu v sedimentech a rozptylují na živiny bohaté bahno, čímž zhoršují zákal a

zvyšují obsah fosforu ve vodě v eutrofních jezerech. Jejich krmné chování může také vést k nedostatku bentické vegetace v těchto jezerech (Bernes et al. 2006).

V ideálním případě, pak snížení populace planktivorních ryb a ryb živících se bentosem, může posunout eutrofní jezero zpátky do přirozeného stavu. Změny ekosystému v jezeře a zejména změna planktonní flory může být řízena jak dostupností živin, tak řízením predace. Řízení množství živin ve vodě se nazývá „bottom-up" efekt, kdy je upravována dostupnost nutrientů. Teoretický základ biomanipulace je model trofické kaskády „top-down" kontrola v jezerech, který spočívá v úpravě horní části potravinového řetězce, kdy dochází ke zvýšení predačního tlaku (Bernes et al. 2006; Švehláková 2006; Vašek et al. 2012).

Odstranění planktivorních a bentivorních ryb pro obnovení kvality vody v jezeře se obvykle provádí prostřednictvím intenzivního rybolovu, i když existují i případy, kdy je rybí obsádka odstraněna například přes ošetření rotenonem nebo dočasné vyprazdňování rybníků a nádrží. Další způsob snížení planktivorních a bentivorních ryb je nasazení dravých druhů ryb. Tyto dva způsoby byly používány často kombinovaně (Bernes et al. 2006).

Výsledky potvrzují, že pozitivní reakce na biomanipulaci může být snadněji udržena v menších (do 25 ha) a mělkých (max. 3 m hloubka) nádržích. Vodní dílo musí být plně kontrolováno a přísun fosforu by měl být nízký (Švehláková 2006).

3.3 Poklesové kotliny

Poklesové kotliny vznikají v oblasti hornické činnosti. Projevem je rozsáhlý pokles reliéfu, kterým vystupuje na povrch podzemní voda. Zároveň se zde kumuluje voda srážková a hlavně povrchová voda, čímž vzniká zvodnělá poklesová kotlina (Pertile 2002).

V oblastech zatížených dlouhodobou těžbou uhlí se jak z vlastního podnětu tak účelně vytvářejí jedinečné biotopy litorální vegetace. Tyto biotopy se často vytvářejí spontánně již v průběhu těžby nebo během procesu těžby jako retence vody a pro řízení nádrže. Po ukončení těžby je vytváření vodních ploch jedním z rekultivačních postupů (Pecharová et al. 2013).

Vývojové procesy v krajině po devastaci postupují často velmi rychle. Mimo jiné jsou podmíněné specifickým složením substrátů, specifickým chemismem půd a mají specifický vodní režim (Pecharová et al. 2013).

Chemické složení povrchových vod je závislé na způsobu obhospodařování v povodí. Zemědělská činnost může zásobovat nádrže nutrienty, což má za následek zvýšení trofie těchto ekosystémů. V případě zvodnělých poklesových kotlin může dno tvořit původní půdní substrát, ze kterého dochází k intenzivnímu uvolňování živin. Dalším zdrojem živin je zatopená původní vegetace. Typickou vlastností zvodnělých poklesových kotlin je malá hloubka. Dochází proto k častému promíchávání vody, až několikrát do roka. Promíchávání vodního sloupce snižuje průhlednost vody a dochází k okysličování vody, výsledkem je rychlý aerobní rozklad organické hmoty. Tyto faktory ukazují, že zvodnělé poklesové kotliny jsou charakteristické vysokým obsahem rozpuštěných látek, hlavně chloridů a síranů a zvýšenou koncentrací fosforu a dusíku. Tyto vlastnosti mohou mít za následek eutrofizaci (Pierchała 2011).

Zvodnělé poklesové kotliny se liší od rybníků a údolních přehrad. Jejich vlastnosti se mění v horizontálním i vertikálním směru během dne. U poklesových jezer míru promíchávání vody ovlivňuje jejich velmi důležitá teplotní stratifikace (Pertile 2002).

Z ekonomického hlediska je vznik zvodnělých poklesových kotlin brán jako negativní jev, protože dochází k degradaci půd, na poměrně rozsáhlých územích. Na druhou stranu dochází ke vzniku nových vodních ploch tam, kde dříve nebyly přirozené podmínky pro jejich vznik (Pierchała 2011). Zvodnělé poklesové kotliny jsou důležitým prvkem v krajině. Stávají se biotopem pro řadu druhů ptáků, obojživelníků a také jsou přirozeným biotopem pro mnoho druhů ryb. Často plní funkci refugia pro vodní organismy a jejich společenstva. Důležité jsou také estetické vlastnosti a možnost rekreace (Stalmachová 2006; Kasztewicz 2010; Pierchała 2011).

3.3.1 Rekultivace zvodnělých poklesových kotlin

- Metoda technicko-biologická

  Rekultivace směrem k vytvoření vodní plochy anebo směrem k vytvoření lesní, zemědělské nebo průmyslové plochy. K vytvoření vodní plochy je nutné upravit hydrické poměry, kontrolovat hloubku a tvar dna a vytvarovat břeh s použitím post těžebního odpadu. Dále je nutné vybudovat příjezdové cesty. K vytvoření zemědělské, lesní nebo průmyslové plochy, je nutné úplné odvodnění a následné zasypání poklesu. To znamená, že dojde k úplnému zániku původního stanoviště. Zprostředkování metody

je velmi nákladné. Tento postup způsobuje snížení biodiverzity a ekologické stability (Pierchała 2011).

- Metoda spontánní sukcese

  Spontánní sukcese je přirozený vývoj ekosystému bez jakéhokoliv narušení člověkem (Prach 2010). Zvodnělé poklesové kotliny podléhají stejným přírodním procesům jako přírodní nádrže. Faktory, které způsobují změny, jsou tvar břehu, hloubka a velikost nádrže, vlny a sukcese vegetace. Metoda nevyžaduje velké finanční výdaje, ale proces probíhá poměrně pomalu (Pierchała 2011).

- Metoda řízené sukcese

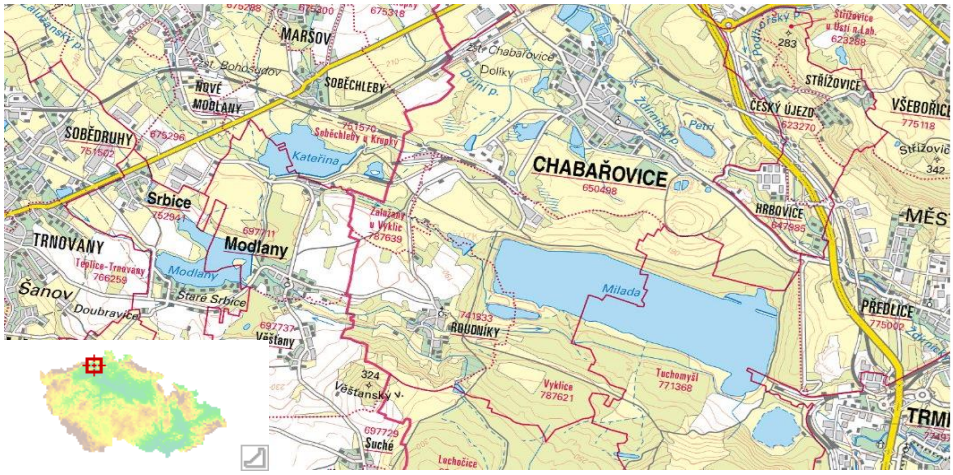
  Metoda se snaží spojit technicko-biologické postupy s procesem spontánní sukcese. Je tu snaha o zachování druhové rozmanitosti rostlin a živočichů. Cílem je urychlit proces sukcese a vyloučit nežádané druhy a podpořit druhy žádané. Dalším a asi nejdůležitějším cílem je zajištění odpovídající kvalitu vody, aby byla splněna funkce významného ekologického prvku (Pierchała 2011).

4. Charakteristika území

Vodní díla Modlany a Kateřina se nacházejí v Ústeckém kraji v okrese Teplice. Nádrž Modlany spadá do katastrálního území obcí Modlany a Srbice a nádrž Kateřina spadá do katastrálního území obcí Modlany a Soběchleby u Krupky (Goldbachová 2006; Goldbachová 2011). Vodní soustava Modlany – Kateřina vznikla koncem 70. let zatopením poklesových prostorů po důlní těžbě v místě původního rybníka. Její význam je retenční – zadržení 500leté vody. Dále má ochránit lom Chabařovice před přívalovými vodami a povodněmi. Obě nádrže jsou hlavní vodní zdroje pro jezero Milada. Původně se na místě dnešní nádrže Modlany nacházely rybníky Modlany a Srbice a místo nádrže Kateřina zde původně byl Kateřinský rybník (Pecharová 2013; Svobodová 1999; Houfek 2006).

Hlavním přítokem do nádrže Modlany je Modlanský potok a dále je nádrž zásobována vodou z Lochočického potoka. Z nádrže Modlany voda odtéká odpadním korytem (CPP1) do nádrže Kateřina. Vodní dílo Kateřina je dále dotováno vodou z podhorských potoků: Zalužanský, Bohosudovský a Maršovský, ten však v létě vysychá. Čerpací stanicí jsou do nádrže Kateřina odváděny důlní vody z bývalého dolu Kateřina, tak aby nedošlo k nastoupání stařinových vod nad hladinu vody v jezeře Chabařovice o více než 4 m. Z nádrže Kateřina je centrální přeložkou Zalužanského potoka (CPP 2) voda odváděna do přeložky Ždírnického potoka a dále do řeky Bíliny (Goldbachová 2006; Goldbachová 2011).

Na obou nádržích provádí technicko-bezpečnostní dozor obec Modlany (Goldbachová 2006; Goldbachová 2011). Zarybňovací plán sestavuje Český rybářský svaz a schvaluje ho krajský úřad. Do nádrží se vysazuje amur bílý *(Ctenopharyngodon idella),* candát obecný *(Sander lucioperca),* kapr obecný *(Cyprinus carpio),* lín obecný*(Tinca tinca)* a štika obecná *(Esox lucius)* (Myslíková 2014).



Obr. č. 2: Vodní soustava Modlany – Kateřina (Národní geoportál INSPIRE 2015 [URL 1]).

4.1 Modlany

Vlastníkem vodního díla je obec Modlany a Srbice. Nádrž je významným krajinotvorným prvkem s výrazným zastoupením vodního ptactva. Z bezpečnostních důvodů je zakázané koupání, rybolov z loděk a používání plavidel. Vodní dílo je zařazeno do kategorie III., protože zde dříve docházelo k propadům dna nádrže nad přerubanou uhelnou slojí. Dnes slouží ke sportovnímu rybaření ze břehu (Goldbachová 2011, Pecharová et al. 2013).

Nádrž je rybářsky užívaná a obhospodařovaná organizací Českého rybářského svazu v Teplicích. V levé zátoce pravého břehu je zákaz vstupu a lovu ryb ve vyznačeném prostoru. Zákaz lovu ryb je také v prostoru umělého ostrova u hráze a z hráze (Pecharová et al. 2013).

Obr. č. 3: Nádrž Modlany v září 2015 (Pecharová 2015).

4.2 Kateřina

Vlastníkem vodního díla je obec Modlany a uživatelem je Český rybářský svaz v Teplicích. Nádrž je v současnosti významným krajinotvorným prvkem. Stejně jako na nádrži Modlany je zde výrazné zastoupení vodního ptactva. Nádrž je zařazena do kategorie IV., což znamená, že se může využívat k rekreačním účelům. Dále je využívána ke sportovnímu rybaření. Český rybářský svaz v Teplicích rybářsky obhospodařuje i nádrž Kateřina (Goldbachová 2006).

V hlubinném dole Kateřina v Modlanech vznikl 3. ledna 1963 důlní požár. Při této havárii zemřelo 15 horníků. Důl Kateřina byl malý dožívající důl s klesající těžbou (Pirunčík 2013). Po havárii byl důl uzavřen, dosud dochází k periodickému čerpání důlních vod do nádrže Kateřina (Goldbachová 2006).

Obr. č. 4: Nádrž Kateřina v září 2015 (Pecharová 2015).

4.3 Základní charakteristiky nádrží Modlany a Kateřina

Nádrž Modlany leží na Modlanském potoce a má plochu 59,1 km². Její průměrný průtok je 0,15 m³ za sekundu. Ovladatelný retenční prostor má nádrž Modlany 1,26 mil.m³ (tab. č. 1).

Nádrž Kateřina leží na Zalužanském potoce a její je 58 km². Ačkoliv má nádrž Kateřina menší plochu hladiny než nádrž Modlany, její ovladatelný objem je větší o 0,58 mil. m³. Průměrný průtok je 0,15 m³ za sekundu (tab. č. 1).

Tab. č. 1: Základní charakteristiky nádrží Modlany a Kateřina zpracované dle hydrometeorologického ústavu Ústí nad Labem (Pecharová et al. 2013).

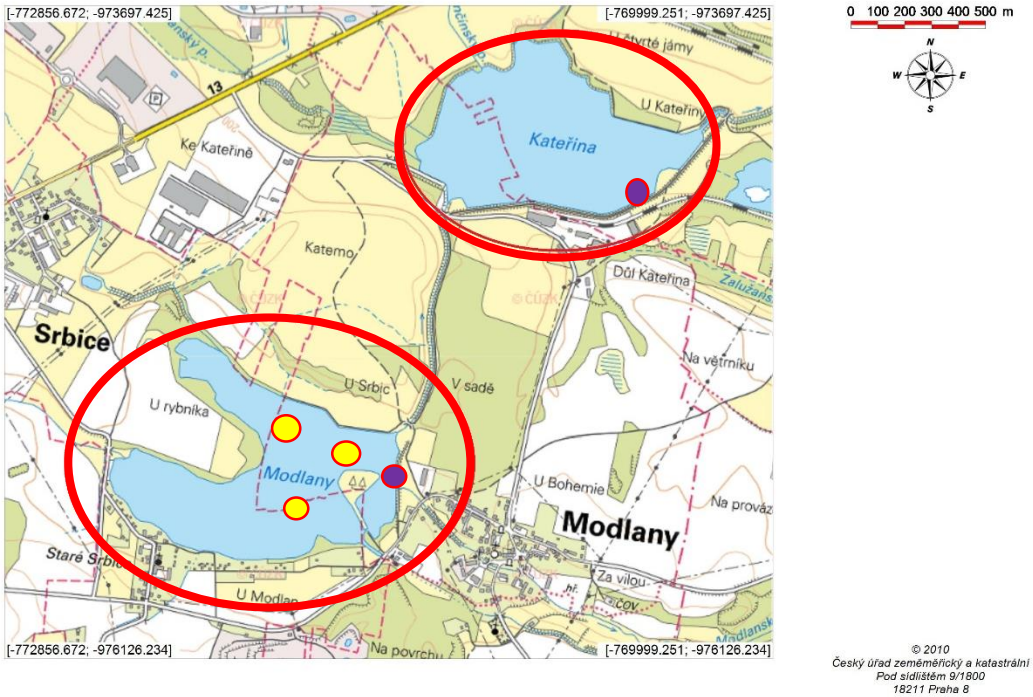
Název nádrže	Tok	Číslo hydrol. pořadí	Plocha povodí [km²]	Průměrný průtok [m³/s]	Ovladatelný objem [mil.m³]	Plocha hladiny [ha]
Modlany	Modlanský potok	1 - 14 - 01 - 090	22, 20	0,15	1,26	59,1
Kateřina	Zalužasnký potok	1 - 14 - 01 - 087	21,71	0,15	1,84	58

Protože obě nádrže mají větší plochu než 50 ha, vztahují se na ně opatření vyplývající ze Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky [URL 2].

5. Metodika práce

5.1 Odběry vzorků a měření na místě odběru

V nádržích Modlany a Kateřina jsem prováděla odběry zooplanktonu standardní metodou v období od května do září 2015 v pravidelných měsíčních intervalech.



Obr. č. 5: Lokalizace nádrží Modlany a Kateřina [URL:3]

Plankton jsem odebírala planktonní sítí o světlosti ok 80µm. Vždy ze stejného místa jsem síť 3x házela do vzdálenosti cca 5 m a pomalým tahem pod hladinou se zachytával plankton. Vzorek jsem fixovala formaldehydem na finální koncentraci cca 4% v polyethylenových lahvičkách o objemu 100 ml.

Obr. č. 6: Odběr vzorku zooplanktonu planktonní sítí (Pecharová 2015).

Dále jsem odebrala vzorek vody do dvou 0,5 l polyethylenových lahví. Do jedné z nich jsem na místě přidala Lugolův roztok a láhev jsem nechala měsíc stát při normální teplotě, za tuto dobu klesl seston na dno polyethylenové láhve. Poté jsem většinu vody z láhve vypustila a zůstala pouze nezvířená usazená voda, kterou jsem přelila do polyethylenové lahvičky o objemu 100 ml. Druhý vzorek vody jsem použila pro rozbor fytoplanktonu a následně filtrovala přes GF/C filtr pomocí filtračního zařízení Millipor. Filtr jsem dvakrát přeložila a umístila do Petriho misky, dále byl zpracováván v laboratoři ENKI, o.p.s. v Třeboni, pro stanovení koncentrace chlorofylu-a ve vodě. Filtrovaná voda byla použita na chemické rozbory.

Obr. č. 7: Filtrace pomocí filtračního zařízení Millipor (Typoltová 2015).

Obr. č. 8: Skleněný filtr GF/C (Pecharová 2015).

Na místě jsem měřila fyzikálně-chemické parametry. Ponornou sondou ISY-6300 jsem změřila teplotu (°C), pH, oxidačně redukční potenciál (mV), celkové množství rozpuštěných látek (mg/l), vodivost (µS/cm) a koncentraci rozpuštěného kyslíku (v % nasycení a v mg/l). Secchiho deskou jsem změřila průhlednost. Zákal a fluorescenci jsem určila přenosným fluorometrem-turbidimetrem Turner-Aquafluor.

Obr. č. 9: Secchiho deska (Pecharová 2015).

Obr. č. 10: Měření průhlednosti Secchiho deskou (Pecharová 2015).

Navíc byl 14. 8. 2015 proveden odběr z vodní plochy z loďky na třech místech nádrže Modlany (žluté body na obr. č. 5). Na každém místě byly odebrány vzorky vody a planktonu. V rámci těchto odběrů byly měřeny hloubkové profily fyzikálně-chemických parametrů. Při odběru vzorku zooplanktonu se odebírala voda do laboratoře z profilů hladina a dno na stanovišti, kde byla největší hloubka. Další zpracování bylo analogické pravidelným odběrům.

5.2 Zpracování vzorků zooplanktonu a fytoplanktonu

Vzorky jsem hodnotila mikroskopicky pomocí mikroskopu Olympus BX41, který je vybavený digitální kamerou DP72. Zpracování vzorků proběhlo v prostorách pracoviště ČZU v Kostelci nad Černými lesy.

Obr. č. 11: Mikroskopické hodnocení vzorků (Typoltová 2015).

5.2.1 Vzorky zooplanktonu

Nalezené jedince v jednotlivých vzorcích fixovaných formaldehydem jsem zařadila do rodů popřípadě do druhů (Cladocera, Copepoda a Rotifera) a stanovila jejich procentuální zastoupení dle metody Hrbáček et al (1972).

Obr. č. 12: Daphnia galeata, letní samička, Modlany, vzorek z 20. 6. 2015 (Nevečeřalová 2016).

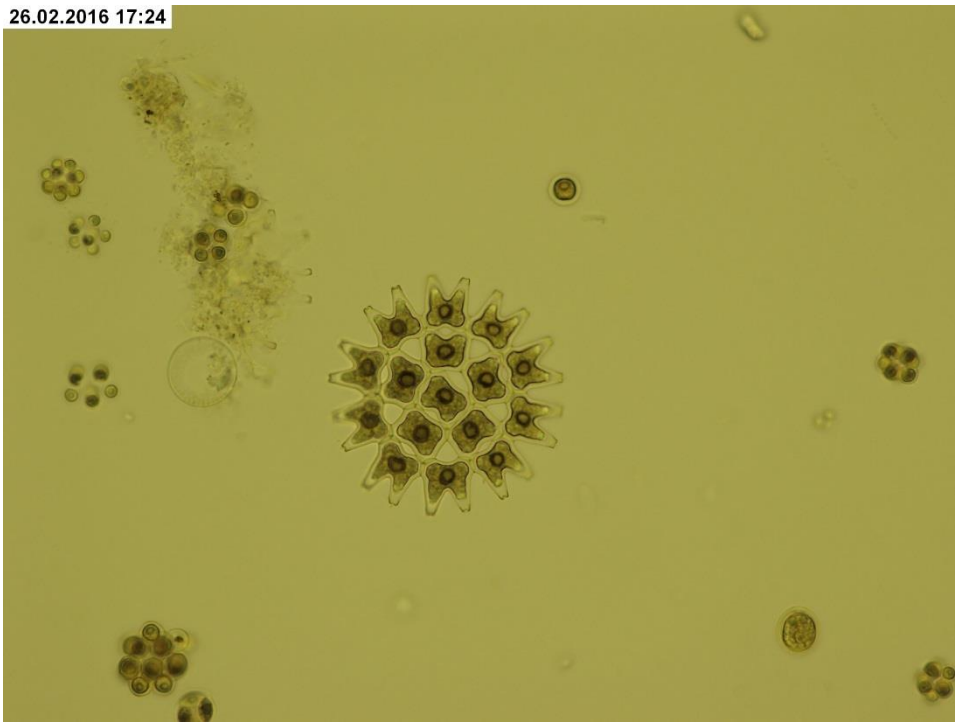
Dále jsem vypočítala čerstvou váhu zooplanktonu na litr (mg) dle metodiky Přikryl (2006) a vytvořila křivku sezónní dynamiky.

$$\frac{výška\ usazeného\ zooplanktonu\ v\ PE\ v\ ml * 0{,}5}{516\ l} * 1000 = mg\ živé\ váhy\ na\ litr$$

K hodnocení a zařazení jedinců zooplanktonu jsem používala determinační klíče a studijní materiály (Šrámek-Hušek 1953; Bartoš 1959; Šrámek-Hušek 1962; Nogrady et al. 2002; Benzie 2005; Kotov et al. 2006). Ke každému vzorku jsem pořídila fotodokumentaci.

5.2.2 Vzorky fytoplanktonu

Vzorky pro zpracování fytoplanktonu jsem fixovala Lugolovým roztokem. Nalezené jedince jsem zařadila do jednotlivých skupin (Cyanobacteria, Chlorophyta, Euglenophyta, *Cryptophyta, Bacillariophyceae).* Nakonec jsem stanovila jejich procentuální zastoupení.



Obr. č. 13: Pediastrum duplex, Modlany, vzorek z 24. 5. 2015 (Nevečeřalová 2016).

K zařazení jedinců do jednotlivých skupin jsem používala determinační klíče a studijní materiály (Fott 1967; Urban et al. 1980). Každý vzorek jsem vyfotila.

5.3 Analytické metody

Laboratorní zpracování vzorků byla prováděno v laboratoři společnosti ENKI o.p.s., Třeboň. Byly stanoveny následující parametry:

- Kyselinová neutralizační kapalina - alkalita - KNK 4,5 byla stanovena titrací 0,1 M kyselinou chlorovodíkovou, s využitím automatického titrátoru SCHOTT – TitroLinealpha plus.
- ICP spektrometrií byly stanoveny kationty Na, K, Ca, Mg případně Fe, Mn, mg/l.
- Koncentrace síranů a chloridů - SO4, Cl, (mg/l) byly stanoveny metodou průtokové injekční spektrofotometrie, pomocí analytického přístroje FIAstar 5000 Foss-Tecator.
- Sloučeniny a formy dusíku - koncentrace

- NH_4-N – amoniakální dusík
    - Ke stanovení koncentrace využívá metodu plynové difuze s pomocí analytického přístroje FIAstar 5000 Foss-Tecator
- NO3-N – dusičnanový dusík
    - Stanovuje se spektrofotomotorickou reakcí dusitanů s naftylethylendiaminem asulfonilamidem s pomocí přístroje FIAstar 5000 Floss-Tecator
- SN – celkový rozpuštěný dusík
- TN – celkový dusík
    - Byl stanoven jako dusičnan po mineralizaci s persulfátem při teplotě 150 ºC ve vzorku filtrovaném přes skleněné GF/C filtry (rozpuštěný N)
- Vypočtený rozpuštěný organický dusík - DON=SN-(NH4-N + NO3-N)
- Vypočtený artikulovaný dusík - PN=TN-SN, (vše v mg/l.)

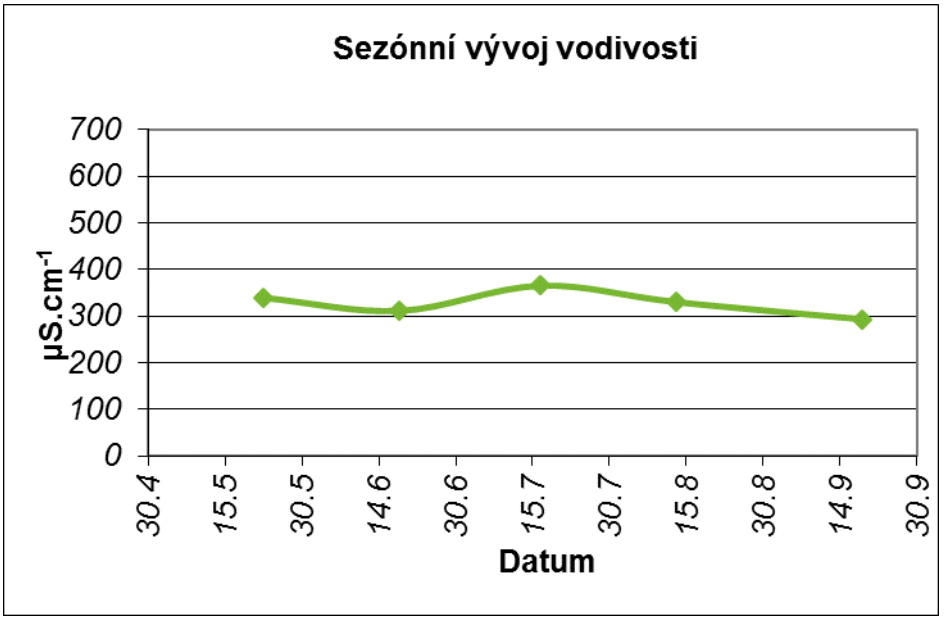
- Rozpuštěný reaktivní fosfor - DRP byl stanoven spektrofotometricky fosfomolybdenovým komplexem s využitím průtokové injekční analýzy, FIAstar 5000 Foss-Tecetor.
- Celkový fosfor - TP byl stanoven jako DRP po mineralizaci s persulfátem při teplotě 150°C ze vzorku filtrovaném přes filtr GF/C.
- Distribuce forem uhlíku
    - IC - anorganický uhlík
    - TC - celkový uhlík
    - TOC - celkový organický uhlík
    - C-POC - partikulovaný organický uhlík, (vše v mg/l)
    - Koncentrace forem uhlíku byly stanoveny za použití analyzátoru FORMACSHT firmy SKALAR na principu vysokoteplotního spalování s NDIR detektorem pro stanovení TOC/DOC.
- Chlorofyl-a byl stanoven spektrofotometricky po extrakci zachyceného materiálu na filtru organickým rozpouštědlem (směs 90% aceton:metanol, poměr 5:1) (Pechar 1987) nebo fluorometricky přepočtem z fluorescence na µg/l chlorofylu-a (Pecharová 2013) .

6. Výsledky

6.1 Modlany

6.1.1 Základní chemismus

Během doby, kdy probíhal monitoring vody v nádrži, se hodnoty vodivosti pohybovaly v rozmezí 293 – 365 µS/cm. Průměrná vodivost 334 µS/cm i rozsah kolísání odpovídá běžným hodnotám povrchových vod. Vodivost je ovlivňována přítoky do nádrže, při velkých srážkách může docházet ke snížení vodivosti. Naopak zvýšit se vodivost může výraznými splachy ze zemědělských půd nebo při vypouštění septiků. Pokud není vodivost nijak těmito způsoby ovlivňována, mohou změny vodivosti ukazovat na vnitřní procesy v nádrži.



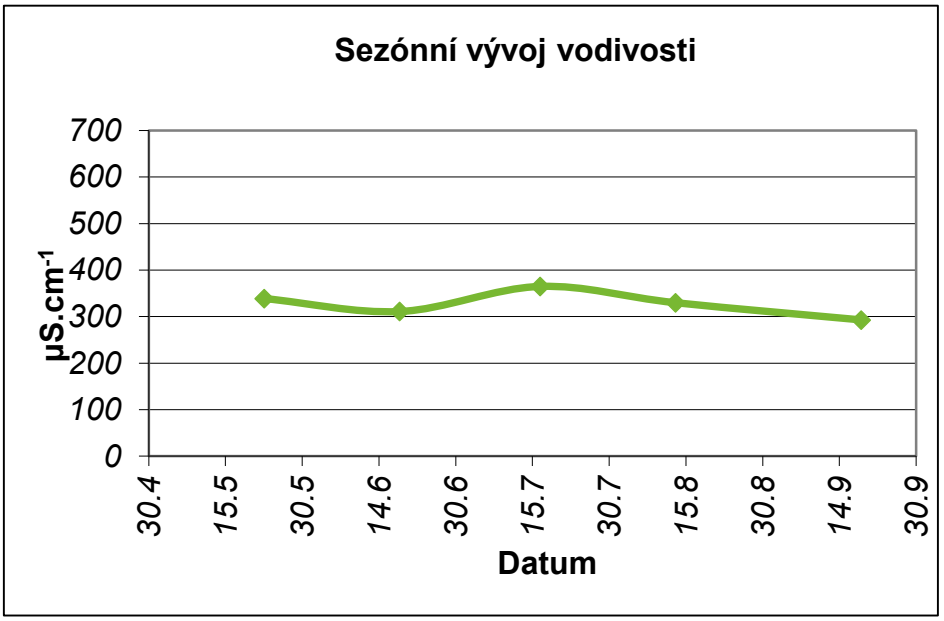
Graf č. 1: Sezónní vývoj vodivosti v nádrži Modlany (Nevečeřalová 2015).

Alkalita, pH a koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě jsou ovlivňované hydrochemickými podmínkami, dále je ovlivňuje aktuální stav počasí a také intenzita procesů fotosyntézy a respirace.

Průměrná hodnota alkality byla v roce 2015 1,5 mmol/l. V červnu začala mírně stoupat, což je obvyklé u mělkých eutrofních nádrží.

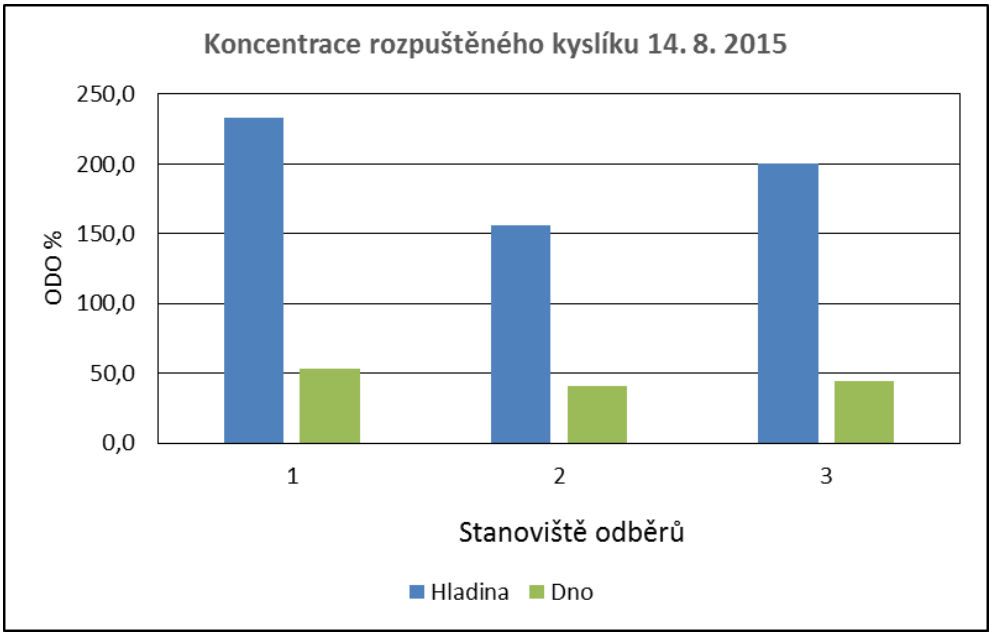
Hodnoty pH výrazně ovlivňuje fotosyntetická činnost fytoplanktonu. Při fotosyntéze jsou volný CO_2 a následně i HCO_3- postupně vyčerpány, což způsobuje nárůst pH. Hodnota pH měřená in situ se pohybovala v rozmezí 7,99 – 9,85. Průměrné pH je 9,06. Ze dne 14. 8. 2015 bylo změřeno i pH v laboratoři, vyšla mnohem menší hodnota (6,3) než pH naměřené v terénu

(9,32). To znamená, že zde probíhá intenzivní fotosyntéza a fytoplankton je v dobré růstové kondici.



Graf č. 2: Sezonní vývoj pH v nádrži Modlany (Nevečeřalová 2015)

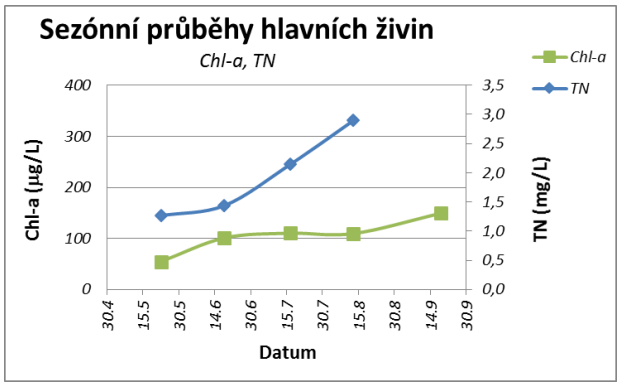
Koncentraci kyslíku ve vodě ovlivňuje teplota, tlak, salinita, hloubka a hladina. Ve vodě rozpuštěný kyslík se udržuje v rovnovážném stavu, ze kterého se vychyluje deoxigenací (biochemický rozklad) a fotosyntézou (kyslík je vedlejší produkt fotosyntézy). Kyslíková rovnováha je dorovnávána výměnou kyslíku mezi vzduchem a vodou – reareace. Průměrná saturace byla 162 %. Dne 14. 8. 2015 byly prováděny odběry z volné hladiny na třech stanovištích (Graf č. 3). Bylo možné změřit koncentraci rozpuštěného kyslíku v hloubce až 2 m. Hodnoty u dna jsou zřetelně nižší než hodnoty na hladině. Je tedy jasné, že je zde riziko vytvoření kyslíkových deficitů.



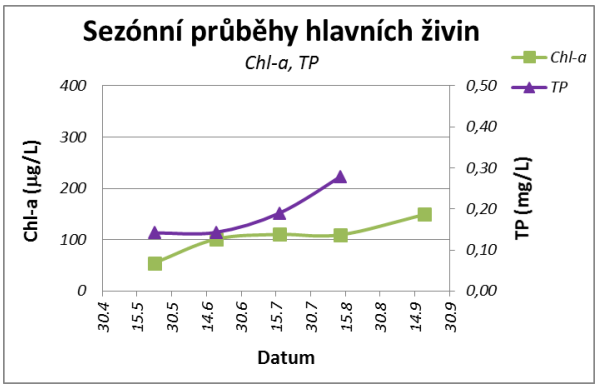
Graf č. 3: Koncentrace rozpuštěného kyslíku v nádrži Modlany dne 14. 8. 2015 (Nevečeřalová 2015).

6.1.2 Koncentrace sloučenin a forem dusíku a fosforu

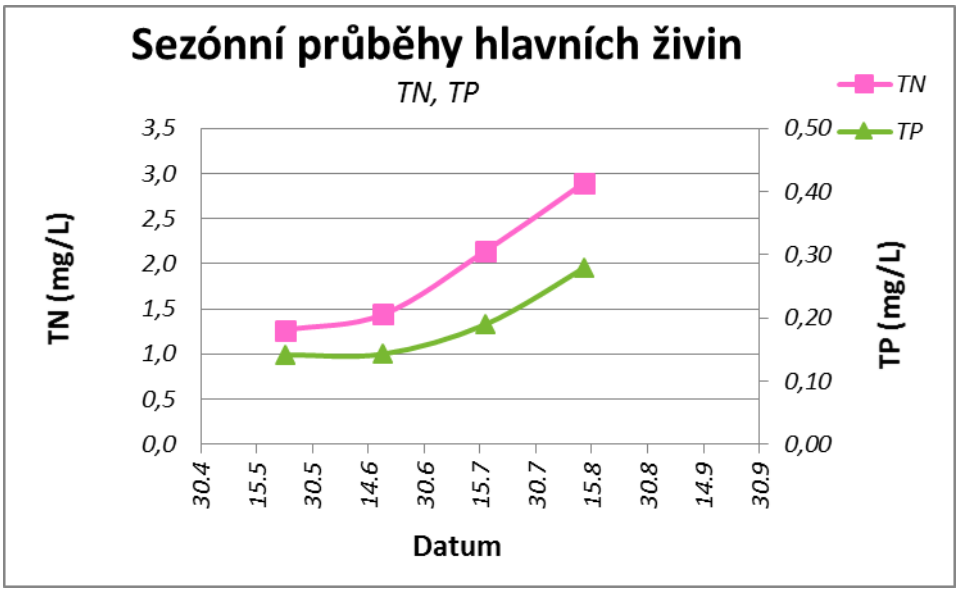
Průměrná koncentrace celkového dusíku je 2,02 mg/l a průměrná koncentrace celkového fosforu je 0,22 mg/l. Hodnota celkového dusíku není příliš vysoká, ale hodnota celkového fosforu ukazuje, že je nádrž ovlivněna lidskou činností a je znečištěná. Průběh koncentrací úzce souvisí se strukturou planktonu a jeho sezónní dynamikou. V průběhu sezóny koncentrace celkového dusíku i fosforu vzrůstají. Maximální hodnoty dosahují v měsíci srpnu, kdy je koncentrace dusíku 2,9 mg/l a koncentrace fosforu 0,28 mg/l. Mezi hodnotami celkového dusíku a chlorofylu stejně jako mezi celkovým fosforem a chlorofylem je poměrně nízká korelace $r^2 = 0,22$ pro TN vs Chl-a, $r^2 = 0,32$ pro TP vs Chl-a.



Graf č. 4: Závislost chlorofylu a celkového dusíku (Nevečeřalová 2015).



Graf č. 5: Závislost chlorofylu a celkového fosforu (Nevečeřalová 2015).

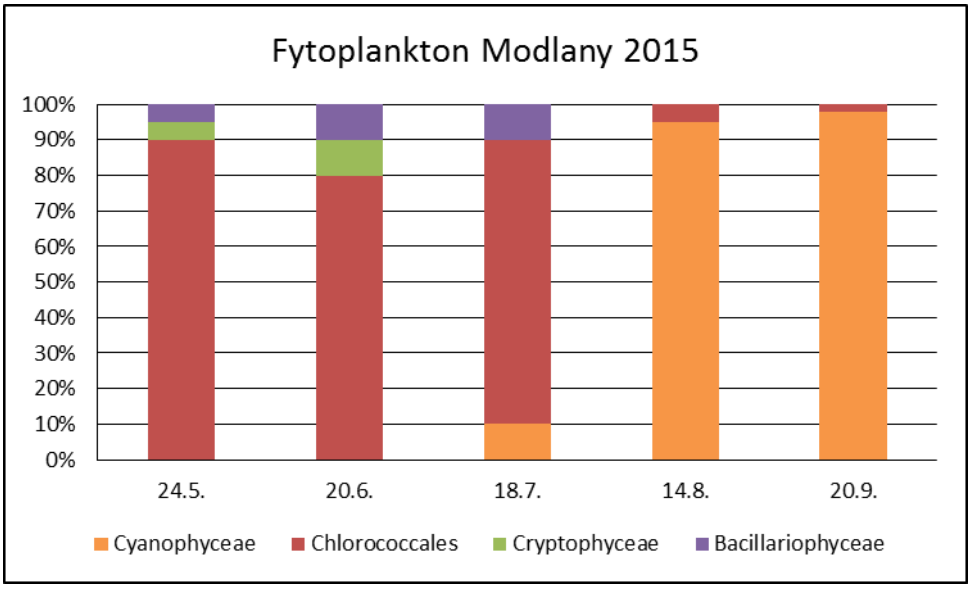


Graf č. 6: Sezónní průběh hlavních živin v nádrži Modlany (Nevečeřalová 2015).

Koncentrace rozpuštěného reaktivního fosforu (PO_4–P) v průběhu sezóny kolísají v rozsahu 0,0016 – 0,04 mg/l.

6.1.3 Fytoplankton, nerozpuštěné látky a organické látky

V jarním období jsem z hlediska taxonomického složení zaznamenala hlavně druhy zelených chlorokokálních řas třídy *Chlorococcales*. Zaznamenala jsem například druhy rodů *Pediastrum, Planktonosféria, Coelastrum, Scenedesmus, Oocystis*. V červnu začalo zelených řas ubývat a vyskytovalo se zde asi 10 % bičíkovců třídy *Cryptophyceae* a 10 % rozsivek třídy *Bacillariophyceae*. V červenci se začaly objevovat první sinice, jejich procentuální zastoupení bylo asi 10 %, zbytek tvořili chlorokokální řasy a rozsivky. V srpnu nastal velký zvrat, sinice tvořily asi 95 % objemové biomasy. A dále bylo zastoupeno nepatrné množství *Chlorococcales*. Sinice byly zastoupeny druhy rodu *Planktothrix, Limnotrix* a *Aphanizomenon*. V září byla situace velmi podobná srpnu, sinice tvořily 98 % biomasy.

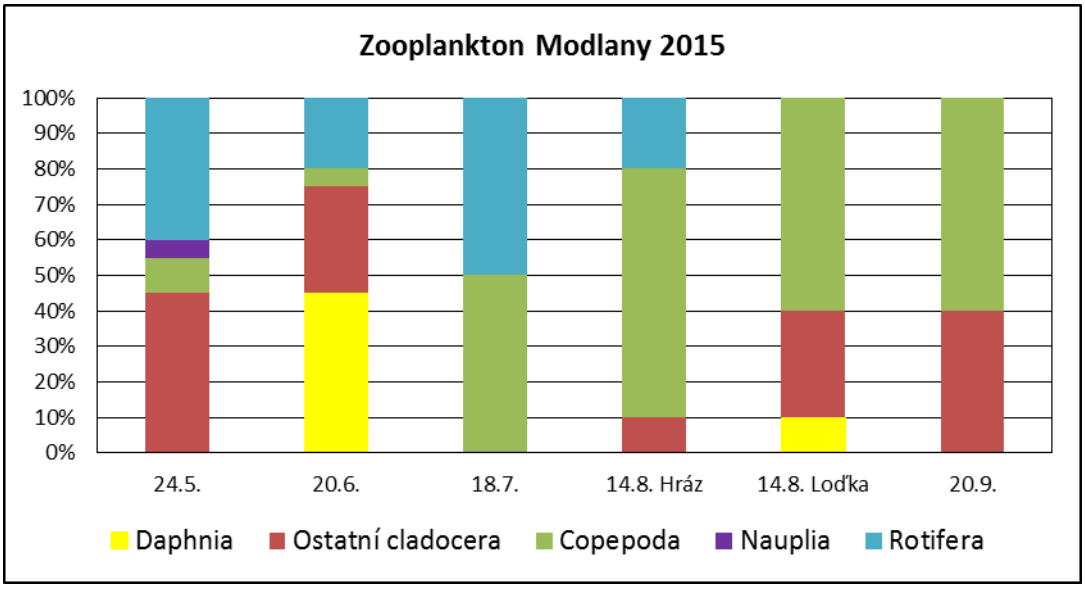


Graf č. 7: Procentuální zastoupení druhů v biomase fytoplanktonu (Nevečeřalová 2015).

6.1.4 Zooplankton

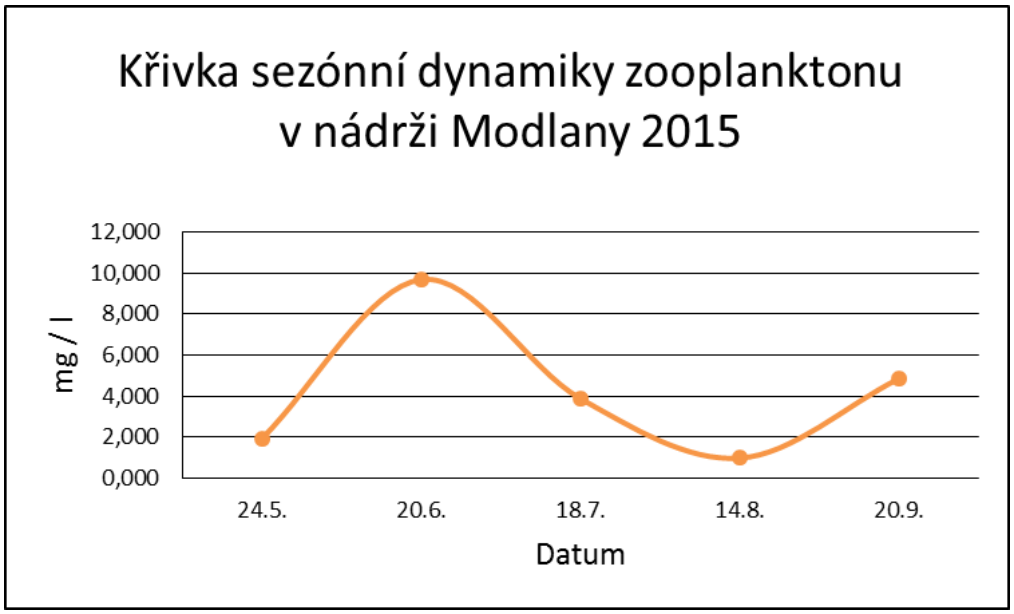
Na jaře jsem zaznamenala poměrně bohatý zooplankton. Nacházelo se zde stejné množství 45% zástupců kmene *Rotifera* a 45 % zástupců čeledi *Bosminidae (Cladocera)*. Dále zde bylo malé množství *Buchanek (Copepoda).* V červnu se objevuje 45% *Daphnií (Cladocera)* a *Bosminidae (Cladocera)* tvoří 30 % a zbytek jsou zástupci *Rotifera*. Vzorek z června byl velmi chudý na zooplankton. V červenci je zooplankton tvořen zástupci kmene *Rotifera* a zástupci podtřídy *Copepoda*. V srpnu je největší množství *Buchanek*, které patří do podtřídy *Copepoda* (70 %), zbytek tvoří *Bosminidae* a *Rotifera*. Ze vzorků z volné hladiny je patrné převládající množství *Buchanek*, ale objevují se i zástupci *Bosminidae* a *Daphnií*. Ve vzorku ze září je velmi špatně vidět jakýkoliv zooplankton přes veliký nános sinic.

Zooplankton bych popsala jako středně hrubý, celkově za celé sledované období převahují *Buchanky (Copepoda).* Významné zastoupení měli také drobné perloočky čeledi *Bosminidae (Cladocera).* Zástupci kmene *Rotifera* znatelně v srpnu ubývá a v září už se nevyskytují.



Graf č. 8: Procentuální zastoupení druhů v biomase zooplanktonu (Nevečeřalová 2015).

Největší množství zooplanktonu bylo na nádrži Modlany v červnu (obr. č. 9). Je to asi 0,029 mg živé váhy na litr. Minimum zooplanktonu bylo v nádrži v srpnu, celkem asi 0,003 mg živé váhy na litr.

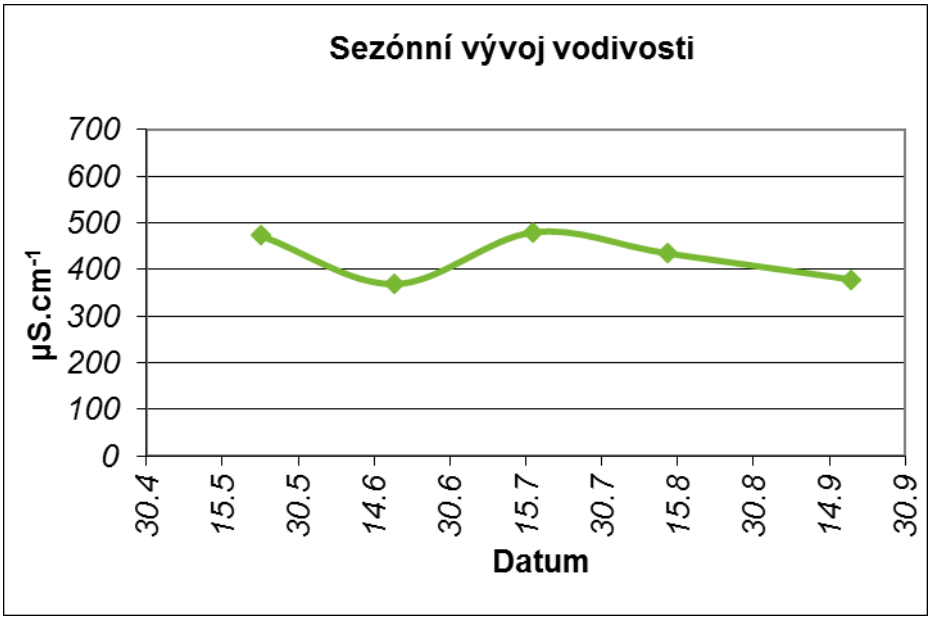


Graf č. 9: Křivka sezónní dynamiky zooplanktonu v nádrži Modlany (Nevečeřalová 2015).

6.2 Kateřina

6.2.1 Základní chemismus

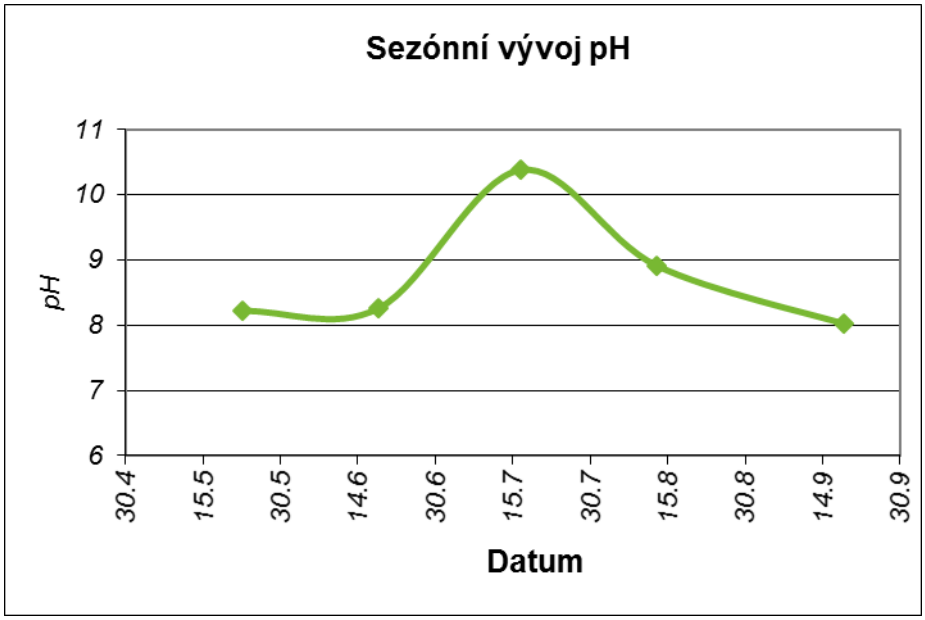
Hodnoty vodivosti se v nádrži Kateřina pohybovaly během sezóny v rozmezí od 369 µS/cm do 480 µS/cm. Průměrná vodivost činila 427 µS/cm. Vysoké hodnoty vodivosti jsou důsledkem čerpání důlních vod do nádrže, které probíhalo pravidelně v přechozích letech. V roce 2015 k čerpání už nedocházelo, proto při porovnání s předchozími lety, má vodivost o něco nižší hodnoty. Zvýšené hodnoty vodivosti mohou také poukazovat na vnitřní procesy v nádrži.



Garf č. 10: Sezónní vývoj vodivosti v nádrži Kateřina (Nevečeřalová 2015).

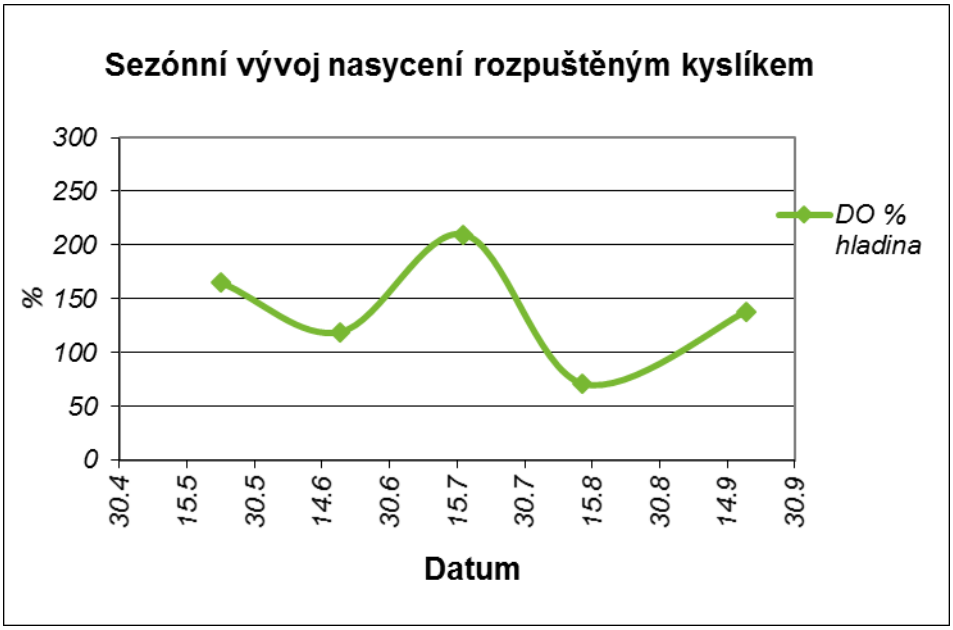
Průměrná hodnota alkality v nádrži Kateřina byla 1,8 mmol/l. Vyšší hodnoty alkality souvisí s prohřátím sedimentů, které obsahují organické látky. Jejich prohřátím se zvýší intenzita respirace ve dně a na jeho povrchu.

Hodnoty pH jsou výrazně ovlivňovány fotosyntetickou činností fytoplanktonu. Hodnoty pH naměřené v terénu se pohybovaly v rozmezí 8,02 – 10,38. Naměřené hodnoty pH v laboratoři byly nižší, tím se potvrdila převaha produkčních procesů ve vodním sloupci. To znamená, že po celou vegetační sezónu probíhá intenzivní fotosyntéza a růstová kondice fytoplanktonu je dobrá.



Graf č. 11: Sezónní vývoj pH v nádrži Kateřina (Nevečeřalová 2015).

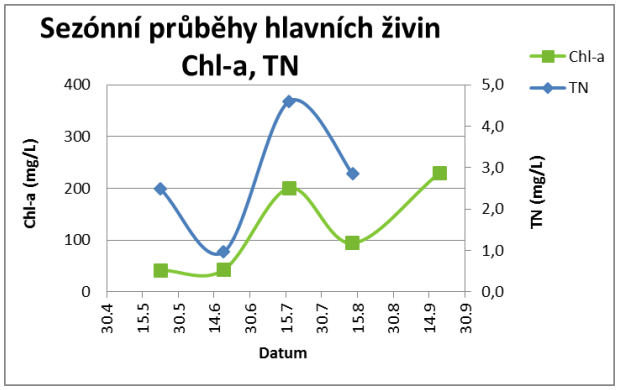
Z výsledků je patrné, že kolísání koncentrace rozpuštěného kyslíku odpovídá kolísání hodnot pH. Maximální koncentrace rozpuštěného kyslíku a nejvyšší hodnota pH za sledované období byla naměřena v srpnu. Průměrná saturace byla 140 %. Během sledovaného období koncentrace kyslíku kolísala v rozmezí 71 – 210 %. Nejnižší hodnota 71 % byla naměřena v srpnu, kdy bylo zhoršené počasí. Když je zataženo a nízká radiace, dochází k rychlému snižování koncentrace rozpuštěného kyslíku.



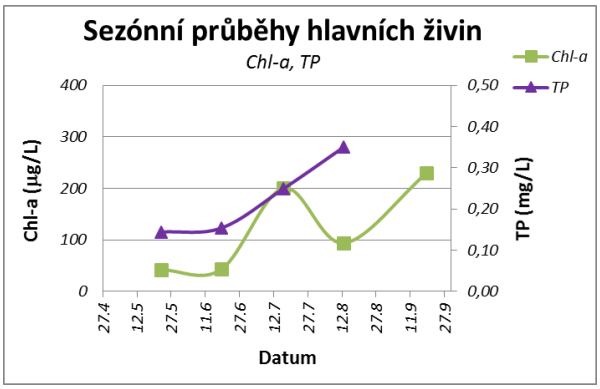
Graf č. 12: Sezónní vývoj nasycení rozpuštěného kyslíku (Nevečeřalová 2015).

6.2.2 Koncentrace sloučenin a forem dusíku a fosforu

Průměrná koncentrace celkového fosforu činila 0,22 mg/l a celkového dusíku 2,7 mg/l. Tyto hodnoty jsou charakteristické pro hypertrofní nádrže. Sezónní dynamika ukazuje, že průběh koncentrací úzce souvisí s přísunem živin a vnitřními zdroji. Dále je z výsledků patrné, že souvisí se strukturou planktonu a s dynamikou jeho vývoje v sledované sezóně. Mezi hodnotami celkového dusíku a chlorofylu stejně jako mezi celkovým fosforem a chlorofylem je vysoká míra korelace $r^2 = 0,9$ pro TN vs Chl-a (Graf. č.13) a pro TP vs Chl-a je $r^2 = 0,5$ (Graf. č.14).

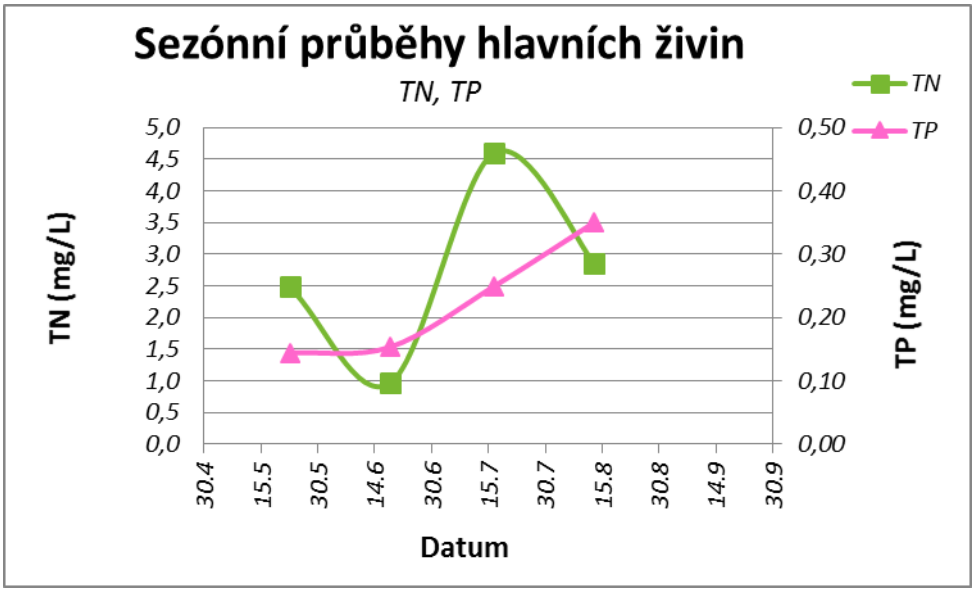


Graf č. 13: Závislost chlorofylu a celkového dusíku (Nevečeřalová 2015).



Graf č. 14: Závislost chlorofylu a celkového fosforu (Nevečeřalová 2015).

V průběhu sezóny se koncentrace celkového dusíku pohybovala v rozmezí 0,96 – 4,6 mg/l a koncentrace celkového fosforu se pohybovala v rozmezí 0,14 – 0,35 mg/l. Celkový dusík dosáhl maxima v červenci a hodnota celkového fosforu dosáhla maxima až v srpnu. Hodnota celkového dusíku poté zaznamenala rapidní pokles.



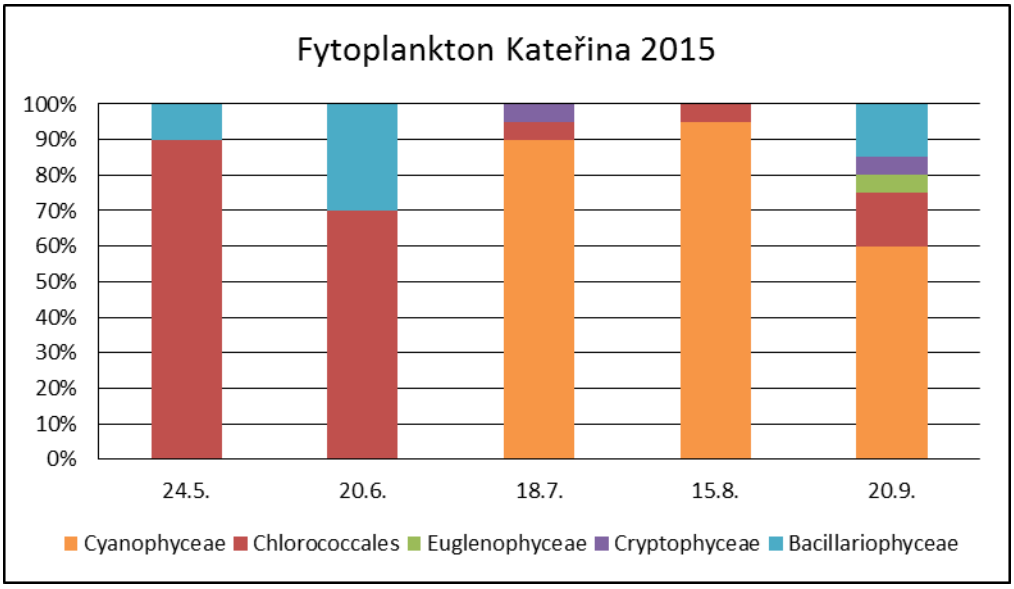
Graf č. 15: Sezónní průběh hlavních živin v nádrži Kateřina (Nevečeřalová 2015).

Koncentrace amonného iontu (NH_4_N) kolísá v rozsahu 0,002 – 0,46 mg/l. Nejvyšší koncentrace dusičnanů byla zaznamenána v červenci, poté klesala. Tento vzestup může být zapříčiněn intenzivními srážkami. Zvýšená koncentrace amonného iontu svědčí o uvolňování NH_4_N ze sedimentů. Dusičnany jsou v průběhu sezóny eliminovány denitrifikací ve dně a příjmem fytoplanktonu.

Koncentrace rozpuštěného reaktivního fosforu (PO_4_P) v průběhu sezóny kolísají v rozsahu 0,002 – 0,028 mg/l. Nejvyšší hodnoty bylo dosaženo v srpnu. V září došlo k rapidnímu poklesu. To může být zapříčiněno uvolňováním dostupného fosforu ze sedimentu. Jeho uvolňování je vyšší než jeho spotřeba biomasou fytoplanktonu.

6.2.3 Fytoplankton, nerozpuštěné látky a organické látky

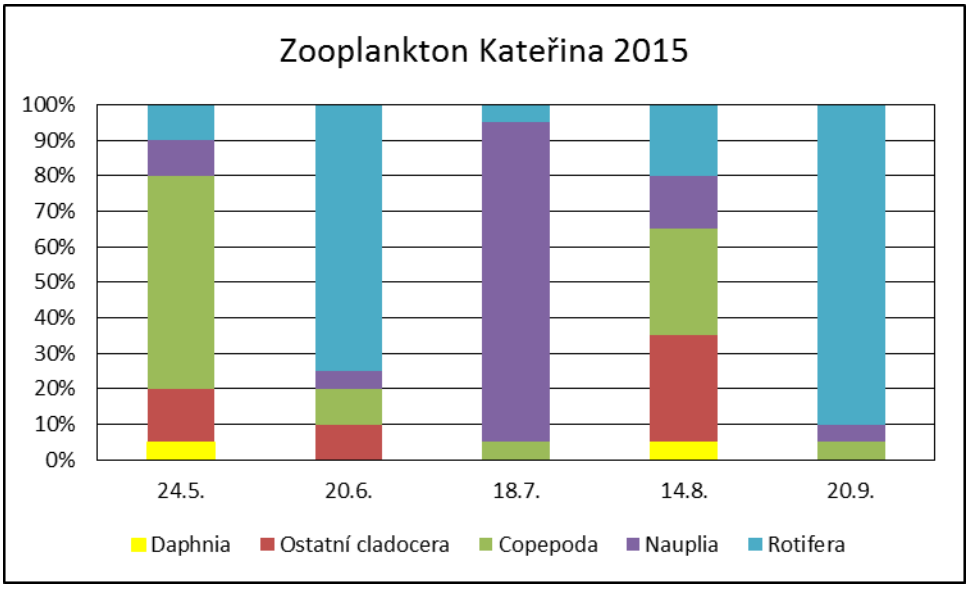
Z hlediska taxonomického složení fytoplanktonu v květnu a v červnu převládaly zelené řasy *(Chlorococcales)* a v menším množství se vyskytovaly rozsivky *(Bacillariophyceae).* Ze zelených řas se vyskytovaly druhy rodů *Pediastrum, Planktonosféria, Coelastrum, Scenedesmus* a *Tetraedron*. Tento stav je běžný, složení fytoplanktonu je ovlivňováno nízkou teplotou a promícháváním vodního sloupce, které je zapříčiněno proměnlivým jarním počasím. V červenci nastala rapidní změna ve složení fytoplanktonu. Téměř 90 % biomasy tvořily sinice. Rody sinic vyskytujících se v červenci v nádrži Kateřina jsou *Planktothrix, Limnotrix, Aphanizomenon, Anabaena a Aphanothece.* Jen v nepatrném množství se zde vyskytovaly *Scenedesmus* a *Planktonosféria (Chlorococcales)* a dále *Cryptomonas (Cryptophyceae).* V srpnu byla situace velmi podobná jako v červenci, jen procentuální zastoupení sinic stouplo ještě o 5% a druhy sinic byly *Limnotrix, Aphanizomenon, Anabaena* a *Snowella.* V září se množství sinic snížilo na 60% a vzorek fytoplanktonu obsahoval druhy *Planktothrix a Anabaena.* Dále se zde vyskytovalo 15% zelených řas *(Chlorococcales)* a rozsivek *(Bacillariophyceae).* Z *Chlorococcales* se objevily rody *Pediastrum, Scenedesmus* a *Tetraedron* a z *Bacillariophyceae* druhy rodu *Cyklotella, Navicula* a *Aulacoseira*. V nepatrném množství se vyskytovaly druhy krásnooček *(Euglenophyceae)* a skrytěnek *(Cryptophyceae).*



Graf č. 16: Procentuální zastoupení druhů v biomase fytoplanktonu (Nevečeřalová 2015).

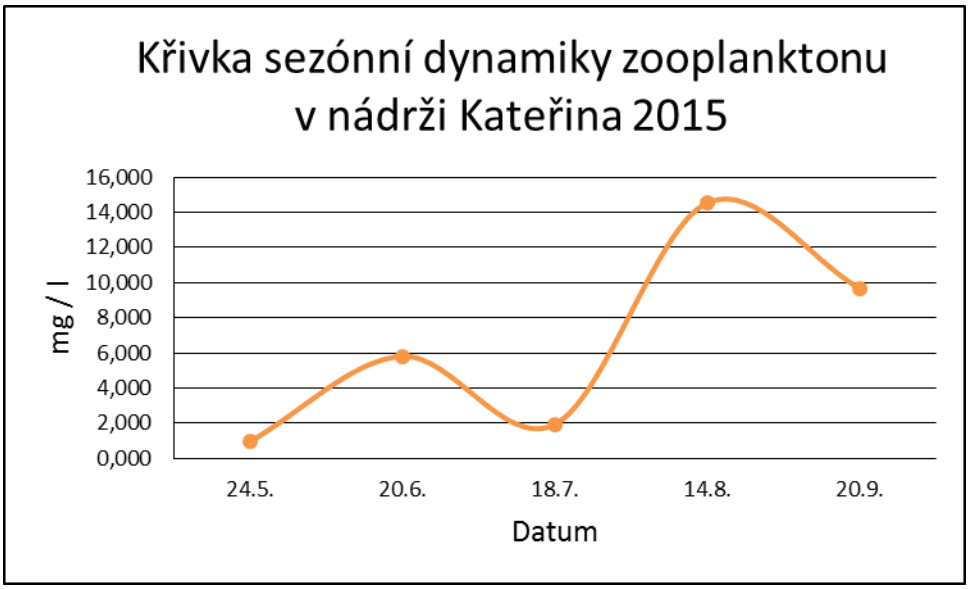
6.2.4 Zooplankton

Na začátku sledovaného období, tj. v květnu byly nejvíce zastoupeny *Buchanky (Copepoda).* Spolu s ní se v nádrži vyskytovalo 15% zástupců čeledi *Bosminidae (Cladocera)* z toho 5% tvořila *Daphnia*. Dále se v květnu vyskytovali v nádrži Kateřina zástupci kmene *Rotifera*. V červnu byl zaznamenán hojný výskyt zástupců kmene *Rotifera* (75%) a zbytek tvořily zástupci čeledi *Bosminidae (Cladocera)* a zástupci podtřídy *Copepoda*. V červenci nastal zvrat ve složení zooplanktonu, *Nauplia (Copepoda)* tvořila 90% biomasy. Zbytek tvořili zástupci kmene *Rotifera*. V srpnu se do složení zooplanktonu vrací čeleď *Bosminidae* (30%) a také se vyskytuje *Daphnia (*5%). Zástupci kmene *Rotifera v* srpnu opět přibyli (20%) a také se zase začala vyskytovat *Buchanka (Copepoda). Nauplia (Copepoda)* v srpnu tvoří 15% biomasy zooplanktonu. V září nastala další velká změna ve složení zooplanktonu, 90% tvoří vířníci. Tento jev lze vysvětlit silným vyžírajícím tlakem planktonofágních druhů ryb.



Graf č. 17: Procentuální zastoupení druhů v biomase zooplanktonu (Nevečeřalová 2015).

Množství zooplanktonu v nádrži Kateřina mělo do srpna vzrůstající tendenci, teprve v září jeho množství začalo klesat. Maximum bylo dosaženo v srpnu 0,044 mg živé váhy na litr. Nejméně zooplanktonu bylo v nádrži v květnu 1,94 mg živé váhy na litr. V červenci jsem zaznamenala prudký pokles množství zooplanktonu, to je způsobeno velkým množstvím velmi malých *Nauplií (Copepoda).*



Graf č. 18: Křivka sezónní dynamiky zooplanktonu v nádrži Kateřina (Nevečeřalová 2015).

7. Diskuze

Eutrofizace je komplexní proces, při kterém dochází k nadměrnému rozvoji některých typů řas a sinic v povrchových vodách (Pečenka et al. 2007).

Eutrofizaci urychluje vysoká zátěž povrchových vod nutrienty, zejména fosforem. Fosfor je životně důležitý pro všechny žijící organismy a je nezbytný pro energetické procesy a syntézu proteinů. V dnešní době však jeho koncentrace překračuje ekologicky únosné hodnoty (Pertile 2002; Klouček 2005).

Důsledkem vysokého obsahu živin, tedy dusíku a fosforu, je nadměrný rozvoj řas a sinic, nízká průhlednost vody, zápach a nízký obsah kyslíku (Klouček 2005). Masivní rozvoj fytoplanktonu a jeho fotosyntetická činnost mají za následek zvýšení hodnot pH až na 10 (Pechar 2015).

Jak vyplývá z výsledků, jsou nádrže Modlany a Kateřina silně eutrofizované. Všechny zmíněné problémy se sledovaných nádrží týkají.

Důvodem je vysoké množství fosforu, obsaženého ve vodě v obou nádržích. Průměrné množství fosforu v nádrži Modlany za sledované období v roce 2015 je 0,22 mg/l. V nádrži Kateřina byla situace podobná, průměrné množství fosforu v roce 2015 činí 0,23 mg/l. V obou nádržích bylo velice vysoké pH. Průměrná hodnota pH v nádrži Modlany byla 9,07 a v nádrži Kateřina 8,76.

K největšímu rozvoji sinic a jejich nabývání dominantního postavení nad zelenými řasami, dochází při zvýšených hodnotách pH 7,5 – 9 (Pertile 2002). Maximální hodnota pH 10,38 na nádrži Kateřina byla naměřena v červenci. Dle vzorku fytoplanktonu jsem později vyhodnotila, že v tomto měsíci došlo k největšímu rozvoji sinic, tvořily asi 90% biomasy fytoplanktonu. V nádrži Modlany se tento jev potvrdil o měsíc později, než v nádrži Kateřina.

Nadměrný vývoj řas a sinic snižuje průhlednost vody v nádržích, což vede ke změně vodní vegetace. Ve vodách s velkým množstvím fytoplanktonu je výskyt ponořené vegetace omezen, proto nádrže s dominancí fytoplanktonu, kdy průhlednost je méně než 1 m, mají nízkou biodiverzitu a stabilitu (Pierzchała 2011). Průměrná hodnota průhlednosti v nádržích Modlany a Kateřina za rok 2015 byla 0,3 m.

Baxa et al. (2013) provedl monitoring několika rybníků v Jihočeském kraji, porovnáním jeho výsledků s mými je v nádržích Modlany a Kateřina zvýšená míra vodivosti. Průměrná

hodnota vodivosti za sledované období v nádrži Modlany je 320 µS/cm a v nádrži Kateřina 427 µS/cm. Baxa et al. (2013) naměřil vodivost v rozmezí 81 – 486 µS/cm. Maximální hodnota však v jeho případě indikuje havárii nebo agrochemickou nekázeň v povodí. V nádrži Kateřina je vysoká hodnota vodivosti způsobena pravidelným vypouštěním důlních vod do nádrže. U Modlan může být zvýšená vodivost způsobena vnitřními procesy uvnitř nádrže nebo přísunem komunálního znečištění.

V roce 1950 a 1960 tvořila vodní květ sinice *Anabaena flos-aquae*, která vytvářela dlouhé vločkovité kolonie, a doplňovaly jí velké druhy perlooček rodu Daphnia. Toto byl nejčastější typ letního planktonu v rybnících Československa. Během roku 1970 bylo pozorováno nápadné snížení výskytu tohoto typu vodního květu (Pechar 1992).

V současnosti se rybáři snaží o udržení vysoké rybí obsádky. Důsledkem je intenzivní predační tlak ryb na zooplankton. Kvůli tomu dochází k eliminaci, anebo úplnému vymizení velkých jedinců perlooček rodu *Daphnia*. Rozvoj fytoplanktonu tak není nijak omezován. Poté dochází k nadbytku živin a masivní rozvoj biomasy řas a sinic (Pechar 2000; Pechar 2015). V případě lokality Modlany došlo v roce 2015 k postupnému nasazování kapra (K2) pro sportovní rybolov, což se projevilo v lepších parametrech vody v jarním období. V červnu došlo k rozvoji perlooček rodu *Daphnia*, kdy tento druh tvořil skoro 45% biomasy zooplanktonu. Díky tomu došlo k pozdějšímu nástupu vodních květů oproti předcházejícím sezónám (Myslíková 2014; Pecharová et al. 2013; Moravec 2015). V nádrži Kateřina se perloočky rodu *Daphnia* téměř nevyskytovaly, nebo jen v nepatném množství.

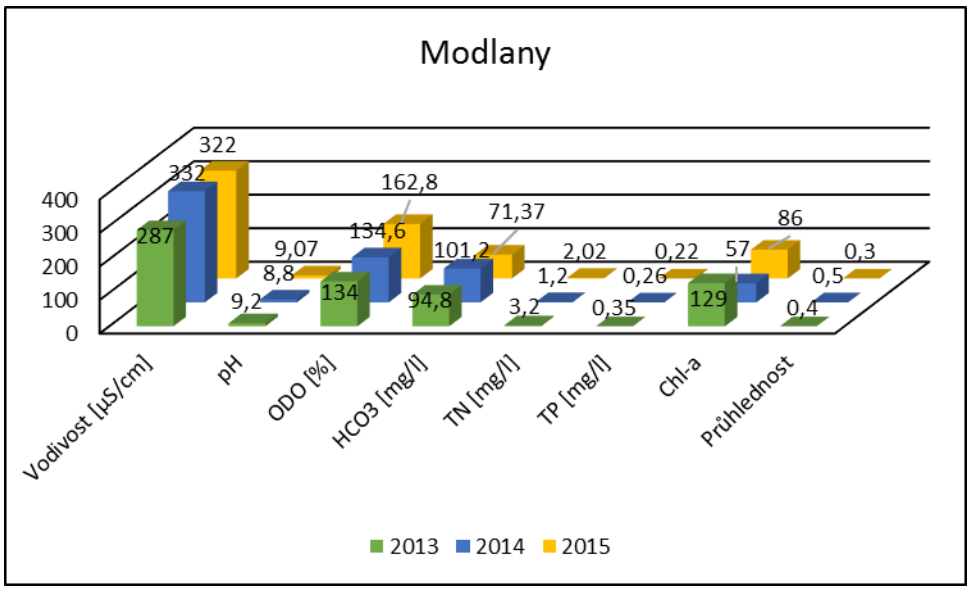
V nádržích Modlany i Kateřina byl zooplankton po celé sledované období tvořen drobnými druhy zooplanktonu. Tyto malé druhy v biomase zooplanktonu nejsou schopné regulovat obrovské množství fytoplanktonu (Potužák et al. 2007).

7.1 Srovnání nádrží Modlany a Kateřina v letech 2013 – 2015

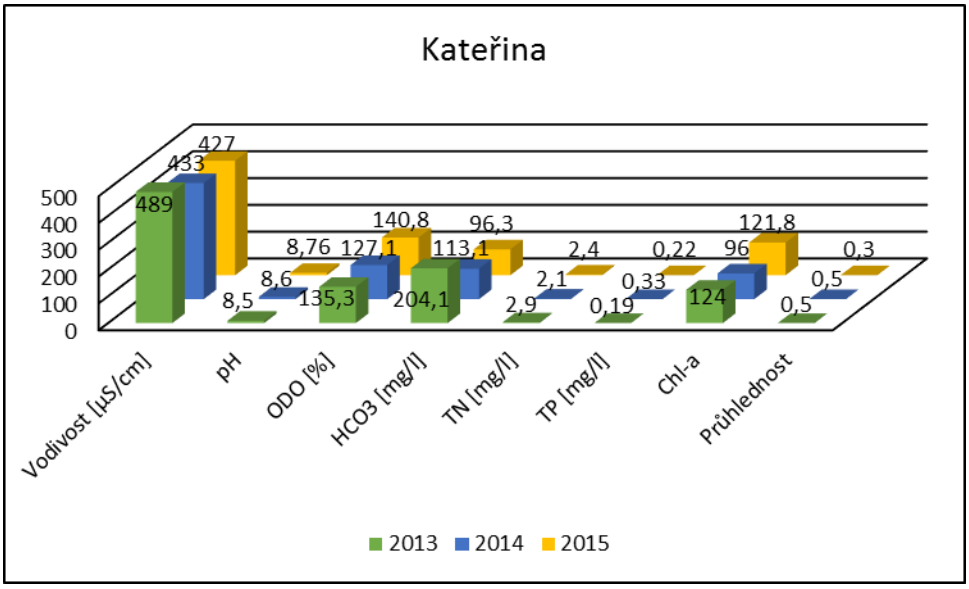
Na nádrži Modlany byl zaznamenán mírný vzrůst vodivosti z roku 2013 do roku 2014, v roce 2015 jsem zaznamenala nepatrný pokles. V koncentraci hydrogenuhličitanů došlo k výraznému poklesu od minulého roku u Modlan a u nádrže Kateřina došlo jen k malému poklesu hydrogenuhličitanů. Na nádrži Kateřina dochází k postupnému snižování hodnot vodivosti. To je způsobeno zastavením vypouštění důlních vod z depresního kužele v roce 2015.

Hlavní parametry určující stupeň eutrofizace jsou alkalita, vodivost, chlorofyl - a, celkový dusík, celkový fosfor a průhlednost (Pechar 2013). Tyto parametry se za poslední tři roky na nádrži Kateřina příliš nezměnily. Jen průměrná průhlednost se z 0,5 zhoršila na 0,3. U Modlan má většina hlavních parametrů spíše zhoršené hodnoty od minulého roku. Jen v případě celkového fosforu došlo k nepatrnému zlepšení. Jako pozitivum bych označila to, že se tyto parametry příliš nezhoršují, bohužel ale nemají ani zlepšující se tendenci. Tento jev je způsoben velkými zásobami živin, které jsou uloženy v sedimentech a také nekontrolovaným přísunem živin a organických látek z povodí. Rybníky reagují velmi pomalu a pro dosažení lepšího stavu bude potřeba dlouhodobý proces (Baxa et al. 2013; Pechar 2015).

V roce 2014 byl zaznamenán velký pokles chlorofylu v nádrži Modlany. V roce 2015 jsem ale zaznamenala jeho opětovný nárůst. Podobný nárůst chlorofylu jsem zaznamenala i na nádrži Kateřina. Větší množství chlorofylu se projevilo na snížení průhlednosti vody.



Graf č. 19: Srovnání výsledků monitoringu v letech 2013 – 2015 nádrž Modlany (Nevečeřalová 2015).



Garf č. 20: Srovnání výsledků monitoringu v letech 2013 – 2015 nádrž Kateřina (Nevečeřalová 2015).

7.2 Návrh managementu pro zlepšení kvality vody v nádržích Modlany a Kateřina

V obou nádržích je velká živinová zátěž, která vystačí na několik, možná i desítek let. Intenzivní přísun živin do povrchových nádrží a rybníků trvá asi 50. let. Zlepšení situace tedy nebude rychlé a ani snadné (Myslíková 2014; Pechar 2015).

V případě nádrží Modlany a Kateřina bych pro zlepšení stavu vody zvolila metodu biomanipulace. Tato metoda spočívá ve slovení veškeré současné rybí obsádky a vysazení nové. V nádržích momentálně převládají druhy ryb živících se zooplanktonem. V případě biomanipulace se vysazují dravé druhy ryb, jako jsou například candát obecný a štika obecná.

Dále by se měla zajistit dostupnost diaspor pro vytvoření vodní vegetace. V nádržích Modlany i Kateřina je velice nízká průhlednost, proto bych doporučila druhy, které jsou schopné existovat také v zakalené vodě. Jsou to například rdest světlý a kadeřavý nebo rdesno obojživelné. Pierzchała (2011) říká, že ponořená makrovegetace je schopná získávat velké množství živin pomocí listů a zelených částí rostliny a tím lze ovlivnit koncentraci nutrientů ve vodě. Navíc mrtvá organická hmota makrovegetace je víc odolná vůči rozkladu, než odumřelý fytoplankton, a proto se živiny při dekompozici neuvolňují příliš rychle.

Ponořená makrovegetace slouží jako úkryt pro zooplankton před rybami živícími se zooplanktonem. Tím je umožněn rozvoj zooplanktonu, zejména je důležitý druh *Daphnia*. Herbivorní zooplankton se živí hlavně fytoplanktonem, takže přispívá ke snížení koncentrace fytoplanktonu ve vodách (Pierzchała 2011).

Pokud by došlo k přílišnému rozvoji biomasy makrofyt, je možné vysadit Amura bílého, který může výrazně omezit biomasu vláknitých řas.

Doporučila bych další monitoring nádrže, abychom mohli reagovat na nepředvídané situace, jako jsou povodně, otravy a sucha.

Na nádržích bych doporučila použití sacího bagru pro odstranění sedimentu na vodě. Švehláková (2006) říká, že použitím sacího bagru se odstraňují pouze selektivně určené vrstvy sedimentu.

Tomuto kroku by musel přecházet odběr, analýza a mapování mocnosti sedimentů v nádržích a na základě výsledků by bylo rozhodnuto, zda je nutné nádrže částečně odbahnit.

8. Závěr

Cílem mé práce byl sezónní monitoring výskytu vodních květů a kvality vody na nádržích Modlany a Kateřina, který probíhal od května do září. V pravidelných měsíčních intervalech jsem měřila základní hydrochemické parametry vody jako je teplota, pH, alkalita, průhlednost, vodivost a nasycení kyslíkem. Dalším cílem mé práce bylo vyhodnocení zooplanktonu a fytoplanktonu.

Všechny mé výsledky odpovídají eutrofizovaným vodám. Nadměrné množství nutrientů ovlivňuje růst fytoplanktonu. Velké množství fytoplanktonu má za následek nízkou průhlednost a ovlivňuje množství nerozpuštěných látek a organických látek. Ze zjištěných hodnot vyplývá environmentální riziko v podobě toxicity sinic. V roce 2015 jsem detekovala velké množství sinic rodu *Anabaena, Aphanizomenon, Limnotrix, Planktothrix.*

Nejdůležitějším krokem pro zlepšení kvality vody je zabránit vstupu živin do nádrží. K omezení vstupu živin do povrchových vod se musí přistupovat preventivně. Je potřeba omezit hnojení v zemědělství a také zmírnit dokrmování ryb v rybničních nádržích. Dalším preventivním opatřením je nahrazování pracích a mycích prostředků s obsahem fosforečnanů za bezfosfátové přípravky. U nádrže Modlany je důležité zastavit nelegální vypouštění septiků ze zahrádkářských kolonií do Modlanského potoka, který je hlavním přítokem do nádrže. U nádrže Kateřina bylo v roce 2015 zastaveno vypouštění důlních vod, ale tento rok k zásadnímu zlepšení kvality vody nedošlo. Příčinou mohou být vnitřní procesy v nádrži.

Ke zlepšení kvality vody došlo v roce 2014, kdy byla úspěšně vysazena dravá Štika obecná (*Esox lucius).* Díky tomu byly potlačeny planktonofágní druhy ryb. Dále bych omezila vysazování Amura bílého *(Ctenopharyngodon idella),* který se živý biomasou makrofyt. Makrovegetace je pro udržení kvality vody velmi důležitá, protože váže dusičnany a fosforečné soli. Omezení planktonofágních ryb a rozrůstání makrovegetace by mělo podpořit vývoj zooplanktonu. Důležité je, aby se v nádrži vyskytovaly i větší druhy zooplanktonu, jako například *Daphnia (Cladocera),* která se živí řasami a tím omezuje rozvoj fytoplanktonu.

Doporučuji další monitoring obou nádrží, hlavně nádrže Kateřina, u které je potřeba zjistit, jak se projevuje na kvalitě vody zastavené periodické vypouštění důlních vod do nádrže.

Obě nádrže se dost podobají eutrofním-hypertrofním rybníkům s vysokou obsádkou planktonofágních ryb.

9. Seznam literatury a použitých zdrojů

Bartoš E., 1959: Vířníci – Rotatoria. Nakladatelství Československé akademie věd, Praha: 969 s.

Baxa M., Benedová Z., Chmelová I., Musil M., Pechar L., Pokorný J., 2013: Komplexní systém kontroly kvality rybničních nádrží – klíčový nástroj pro efektivní produkci ryb. Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, Praha: 56 s.

Benzie J. A. H., 2005: The Genus Daphnia (including Daphniopsis): (Anomopoda, Daphniidae). Kenobi Productions, Kalifornská univerzita: 376 s.

Bernes, C., Carpenter, S. R., Gardmark, A., Larsson, P., Persson, L., Skov, C.,Van Donk, E., 2013: What is the influence on water quality in temperate eutrophic lakes of a reduction of planktivorous and benthivorous fish? A systematic review protocol. Environmental Evidence: 2 - 9.

Fott B., 1967: Sinice a řasy: vysokoškolská příručka. Academia, Cornellská univerzita: 517 s.

Houfek V., Urbánek R., Imlauf J., Doležalová R., Šilhán V., Nosek M., Houdková E., Houdek M., 2006: Severní polabí od Litoměřic až k Hřensku. Občanské sdružení Ústecká kulturní platforma ’98, Ústí nad Labem, online: http://www.ukp98.cz/polabi/labe/obce/tp/modlany.htm, cit. 18. 02. 2016.

Hrbáček J., 1972: Limnologické metody. SPN, Praha: 208 s.

Jakubowska N., Zagajewski P., Gołdyn R., 2013: Water blooms and cyanobacterial toxins in lakes. Polish Journal of Environmental Studies 22/4: 1077 – 1082.

Kasztelewicz Z., 2010: Rekultivacja terenów pogórniczych w polskich kopalniach węgla brunatnego, Kopalnia „Adamów“. In: Kasztelewicz Z. [ed.]: Rekultivacja terenów pogórniczych w polskich kopalniach odkrywkowych. Fundacia Nauka i Tradycje Górnicze z siedzibą Wydział Górnictwa i Geoinżynierii Akademii Górniczo-Hutniczej, Kraków: 199 – 136.

Klouček V., Vaverová I., 2005: Lake restoration Rekultivace eutrofizovaných nádrží metodou srážení fosforu hlinitými solemi. Vodní hospodářství 4/2005: 97-98.

Kočí V., 2008: Problémy životního prostředí ve městě. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, online: http://www.toulcuvdvur.cz/stezkazp/p6_eutrofizace.html, cit. 31. 12. 2015.

Kočí V., Burkhard J., Maršálek B., 2000: Eutrofizace na přelomu tisíciletí. In: Kočí Vladimír [ed]: Eutrofizace 2000. Praha: 3 – 13.

Kotov A. A., Štifter P., 2006: Cladocera: Family Ilyocryptidae (Branchiopoda, Cladocera, Anomopoda). Kenobi Productions, Kalifornská univerzita: 172 s.

Ledvoň T., 2011: Sedimenty v malých vodních nádržích - opatření v povodích na omezení jejich vzniku a pohybu, způsoby těžby a využití pro meliorace půd. Diplomová práce, Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Brno: 166 s.

Lindenschmidt K. E., Hamblin P. F., 1997: Hypolimnetic aeration in lake Tegel, Berlin. Water Research 31/7: 1619 – 1628.

Maršálek B., 2004: Víš, v čem se koupeš? Sinice = zdravotní nebezpečí! Soliton cz., Brno: 3.

Moravec K., 2015: Problematika vodních květů důlních propadlin (Teplicko). Diplomová práce, Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, Praha: 54 s.

Myslíková M., 2014: Monitoring vodních květů sinic na nádržích Modlany a Kateřina. Diplomová práce, Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, Praha: 56 s.

Nogrady T., Segers H., Snell T. W., Wallace R. L., 2002: Rotifera Volume 6: Rotifera Volume 6: Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae and Filinia. Backhuys, Kalifornská univerzita: 304 s.

Novotny V., 2009: Cyanobacteria Blooms and Hypertrophy in Reservoirs with a Focus on the Želivka River. Vodní hospodářství 5/2009: 151 – 160.

Pařílková J., 2009: Brněnská údolní nádrž – aerace. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Brno, online: http://www.vodohospodarske-stavby.cz/clanek/brnenska-udolni-nadrz-aerace/, cit. 29. 12. 2015.

Pechar L., 1987: Use of the acetone-methanol mixture for extraction and spectrophotometric determination of chlorophyll a in phytoplankton. Archiv für Hydrobiologie. Supplementband. Algological Studies 78/46: 99–117.

Pechar L., 1992: Water blooms of Aphanizomenon flos-aquae An ecological study of fish pond populations. Archiv für Hydrobiologie. Supplementband. Untersuchungen des Elbe-AEstuars, 90/3: 339-418.

Pechar L., 2000: Impacts of long-term changes in fishery management on the trophic level water quality in Czech fish ponds. Fisheries Management and Ecology 7/2000: 23-31.

Pechar L., 2015: Století eutrofizace rybníků – synergický efekt zvyšování zátěže živinami (fosforem a dusíkem) a nárůstu rybích obsádek. Vodní hospodářství 7/2015: 1 – 6.

Pecharová E., Kašparová I., Pechar L., Mayerhoferová I., Myslíková M., Musil M., Baxa M., 2013: Roční monitoring nádrže Modlany. Česká zemědělská univerzita, Fakulta životního prostředí, Praha: 30 s.

Pecharová E., Stalmachová B., Krása P., Franková H., 2013: Wetland vegetation of coal mining areas within Sokolov and Karvina region. In: International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management [ed.] SGEM. Abena: 1227-1234.

Pertile E., 2002: Ekologický monitoring zvodnělých poklesových kotlin v OKR. Vysoká škola báňská – Technická fakulta Ostrava, Hornicko-geologická fakulta, Ostrava, online: http://slon.diamo.cz/hpvt/2002/sekce/zahlazovani/Z04/P_04.htm

Pierchała L., 2011: Studium závislostí mezi hydrochemickými parametry a charakterem vegetace zvodnělých poklesových kotlin. Disertační práce, Vysoká škola báňská – Technická fakulta Ostrava, Hornicko-geologická fakulta, Ostrava: 77 s.

Pípalová I., 2000: Limnologické změny způsobené amurem bílým (Ctenopharyngodon idella). In: Rulík M. [ed.]: XII. limnologická konference. Kouty nad Desnou: 308-310.

Pokorný J., 2014: Hospodaření s vodou v krajině – funkce ekosystémů. Univerzita J. E. Purkyně v Ústí n. Labem, Fakulta životního prostředí, Ústí nad Labem: 103 s.

Pokorný J., Hauser V., 2002: The restoration of fish ponds in agricultural landscapes.Ecological Engineering 18: 555–574.

Potužák J., Hůda J., Pechar L., 2007: Changes in fish production effectivity in eutrophic fishponds impact of zooplankton structure. Aquaculture International, 15/2007: 201-210.

Prach K., 2010: Ekologie obnovy ukazuje možnosti obnovy cenných biotopů. In: Řehounek K., Řechounková K., Prach K. [eds.]: Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice: 7 – 9.

Přikryl I., 2006: Metodika odběru a zpracování vzorků zooplanktonu stojatých vod. VÚV T.G.M. Praha: 14 s.

Stalmachová B., 2006: Obnova krajiny Ostravska a Karvinska po hornické činnosti. Životné prostredie 4/2006: 195 – 199.

Svobodová I., 1999: Rozšířený ostrůvek bude oddělen od břehu a sloužit jako ptačí rezervace. Deník Směr 7/179: 9.

Šrámek-Hušek R., 1953: Naši klanonožci. Nakladatelství Československé akademie věd, Praha: 61 s.

Šrámek-Hušek R., Straškraba M., Brtek J., 1962: Fauna ČSSR.: Lupenonožci – Branchiopoda. Nakladatelství Československé akademie věd, Praha: 470 s.

Švehláková H., Nováková J. a Melčáková I., 2006: Metody obnovy eutrofizovaných nádrží. VŠB – Technická univerzita Ostrava, Hornicko-geologická fakulta, Ostrava, online: http://hgf10.vsb.cz/546/Ekologicke%20aspekty/, cit. 10. 12. 2015.

Urban Z., Kalina T., 1980: Systém a evoluce nižších rostlin. Státní pedagogické nakladatelství, Praha: 415 s.

Vašek M., Prchalová M., Peterka J., Ketelaars H., Wagenvoort J. A., Čech M., Draštík V., Říha M., Jůza T., Kratochvíl M., Mrkvička T., Blabolil P., Boukal S. D., Duras J., Kubečka J., 2013: The utility of predatory fish in biomanipulation of deep reservoirs. Ecological Engineering 52: 104– 111.

Znachor P., 2005: Vodní květy řas a sinic. Scientific American (české vydání) 7/2005: 42 – 51.

URL 1: Mapový podklad, https://geoportal.gov.cz/web/guest/map

URL 2: Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000, http://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/ALL/?uri=CELEX%3A32000L0060

URL 3: Mapový podklad, www.czso.cz