



Obsah biogenů (N, P) ve vodě a sedimentu vybraných rybníků

Diplomová práce

Vedoucí práce:

doc. Ing. Radovan Kopp, Ph.D.

Vypracoval:

Bc. Filip Horák

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem práci na téma „**Obsah biogenů (N, P) ve vodě a sedimentu vybraných rybníků**” vypracoval samostatně a veškeré použité prameny a informace uvádím v seznamu použité literatury. Souhlasím, aby moje práce byla zveřejněna v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách ve znění pozdějších předpisů a v souladu s platnou Směrnicí o zveřejňování vysokoškolských závěrečných prací.

Jsem si vědom, že se na moji práci vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., autorský zákon, a že Mendelova univerzita v Brně má právo na uzavření licenční smlouvy a užití této práce jako školního díla podle § 60 odst. 1 autorského zákona

Dále se zavazuji, že před sepsáním licenční smlouvy o využití díla jinou osobou (subjektem) si vyžádám písemné stanovisko univerzity, že předmětná licenční smlouva není v rozporu s oprávněnými zájmy univerzity, a zavazuji se uhradit případný příspěvek na úhradu nákladů spojených se vznikem díla, a to až do jejich skutečné výše.

V Brně dne:

.....

Podpis

PODĚKOVÁNÍ

Tímto bych chtěl poděkovat vedoucímu mé diplomové práce doc. Ing. Radovanu Koppovi, Ph.D. za odborné, cenné rady, konzultace, připomínky, poskytnuté materiály a za trpělivost při zpracování diplomové práce. Dále bych chtěl poděkovat celé své rodině, která mě psychicky podporovala v průběhu psaní, všem na oddělení rybářství a hydrobiologie, kteří mi pomáhali a usnadňovali mojí praktickou činnost v laboratoři, jmenovitě Ing. Mgr. Lence Hadašové a Ing. Barboře Musilové.

ABSTRAKT

Náplní diplomové práce byl sedmiměsíční monitoring biogenních prvků (P, N) ve vodě a v sedimentech vybraných rybníků pro Rybníkářství Pohořelice a.s. Jednalo se o rybníky Šumický horní, Šumický dolní a Pohořelický. Odběry se prováděly dvakrát měsíčně ze dvou odběrných míst, které se nacházely u hráze rybníků. Z odebraných vzorků se na Mendelově univerzitě v Brně na Oddělení rybářství a hydrobiologie se ve stejný den stanovovaly fyzikálně-chemické parametry vody, kvalitativní a kvantitativní složení planktonních společenstev. U rybníku Šumický horní byl také odebrán vzorek sedimentu a analyzován. Cílem měření bylo odůvodnit úhyny rybí obsádky v letních měsících na rybníku šumický horní, který Rybníkářství Pohořelice a.s. zajímal primárně. Měření prokázalo, že na začátku července poklesl obsah rozpuštěného kyslíku, což vedlo k úhynu části rybí obsádky. Proto bylo navrženo snížit rybí obsádku a omezit hnojení chlévskou mrvou. Z toho důvodu bylo doporučeno odbahnění rybníku a při poklesu rozpuštěného kyslíku pod kritickou mez aplikovat dávku superfosfátu.

KLÍČOVÁ SLOVA

Eutrofizace, fyzikálně-chemické parametry, plankton, rybníky, sedimenty,

ABSTRACT

The aim of presented diploma thesis was 7-months monitoring of biogenous elements (P, N) in water and its determination in bottom sediments within selected fishponds assigned by Rybníkářství Pohořelice a.s. Studied fishponds were Šumický horní, Šumický dolní and Pohořelický. Sampling of water was carried out twice a month from two separate sampling spots, both near the fishpond dam. Basic physicochemical parameters of water were measured in locality, samples for laboratory chemical analysis and plankton analysis were transported to the Department of Fisheries and Hydrobiology for further analysing. The main aim of this project was to account for massive fish kill in summer season in the fishpond Pohořelický dolní on which was Rybníkářství Pohořelice a.s. focused mainly. Realized monitoring showed rapid decrease in dissolved oxygen amount in water which caused mainly the fish kill. Based on this result, decreasing of fish stock intensity and lower fertilization with manure within fishpond management was suggested as suitable. Subsequently, the mud removal

of fishpond and use of superphosphate when the level of dissolved oxygen goes below the critical limit was suggested as well.

KEY WORDS

eutrophication, fishpond, physicochemical parameters, plankton, sediments

OBSAH

1	ÚVOD	6
2	CÍL PRÁCE	7
3	LITERÁRNÍ PŘEHLED	8
3.1	Voda.....	8
3.1.1	Cirkulace vody	8
3.1.2	Sluneční svit.....	9
3.1.3	Výskyt a funkce prvků v biosféře	9
3.1.4	Organické látky	10
3.1.5	Cyklus biogenních prvků	10
3.2	Fyzikálně chemické parametry vody	11
3.2.1	Teplota.....	11
3.2.2	Konduktivita.....	11
3.2.3	Koncentrace vodíkových iontů – pH.....	12
3.2.4	Rozpuštěné plyny	13
3.2.5	Chemická spotřeba kyslíku – CHSK _{Cr}	15
3.2.6	Biochemická spotřeba kyslíku – BSK ₅	15
3.2.7	Dusík	15
3.2.8	Amoniakální dusík	17
3.2.9	Dusitany a dusičnany	18
3.2.10	Fosfor.....	19
3.3	Rybniční prostředí.....	20
3.3.1	Historie rybníků	20
3.3.2	Funkce rybníků a jejich dělení	21
3.3.3	Rybniční dno a sedimenty	22
3.3.4	Bonitace rybníků	23
3.4	Eutrofizace	25

3.5	Fytoplankton	27
3.5.1	Fotosyntéza a produkce fytoplanktonu	28
3.6	Zooplankton	29
4	MATERIÁL METODIKA	31
4.1	Stanovení fyzikálně chemických parametrů na místě odběrů vody	31
4.1.1	Elektrická konduktivita	31
4.1.2	Potenciometrické stanovení pH.....	31
4.1.3	Teplota.....	32
4.1.4	Průhlednost.....	32
4.1.5	Stanovení koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě pomocí optické sondy	32
4.1.6	Spektrometrické stanovení	32
4.1.7	Biochemická spotřeba kyslíku (BSK ₅).....	36
4.1.8	Kyselinová neutralizační kapacita (KNK)	36
4.1.9	Vápník (Ca ²⁺)	36
4.1.10	Sodík (Na ⁺)	37
4.2	Determinace planktonu	37
4.2.1	Stanovení kvalitativního složení fytoplanktonu	37
4.2.2	Stanovení kvantitativního složení zooplanktonu	37
4.3	Sedimenty	38
4.4	Rybářský management sledovaných rybníků	40
5	VÝSLEDKY	40
5.1	Šumický horní.....	40
5.2	Šumický dolní	46
5.3	Pohořelický	49
6	Diskuze.....	52
7	ZÁVĚR	57

8	PŘEHLED POUŽITÉ LITERATURY	58
9	SEZNAM OBRÁZKŮ	63
10	PŘÍLOHY	64

1 ÚVOD

Voda je látka, která představuje nejrozšířenější látku na Zemi a zároveň nezbytnou podmínku života. Tato jednoduchá chemická sloučenina vznikla v procesu utváření Země a zdá se, že od té doby je jí na naší planetě konstantní množství. Ale je na naší planetě nerovnoměrně rozložena. Je známo, že 97% vody spadá mezi světové oceány a slaná voda je pro člověka do určité míry nepoužitelná. To znamená, že lidstvo se musí spokojit se zbylými třemi procenty. Během koloběhu vody člověk mění vlastnosti vody - chemické příměsi, teplota a barva apod. Naštěstí voda má silnou samočisticí schopnost a lidstvo pro zatím nedokázalo vodu trvale znehodnotit. Se zvyšujícím počtem obyvatel na planetě se zvyšuje i celkový objem spotřebované vody. Naštěstí má v tomto ohledu lidstvo stále ještě rezervy, na některých místech se však voda stává limitujícím faktorem následujícího rozvoje společnosti. V naší vlasti nelze s vodou plýtvat, jelikož většinu vody získáváme ze srážek. Celkové množství srážek se odhaduje na cca 94 km³ ročně. Její nedostatek jsme již pocítili ve srážkově podnormálních letech. Při jevu tzv. globálním oteplování bude nedostatek vody jedním z největších problémů naší republiky.

Jak již bylo zmíněno, počet obyvatel se neustále na Zemi zvyšuje a tím se nenavýšuje pouze spotřeba pitné vody, ale také jídla. To znamená, že lidstvo v zemědělství se snaží za pomoci organických a minerálních hnojiv maximalizovat svoji výnosnost. Tímto procesem dochází k silnému znečištění jak povrchových tak i podzemních vod. Hnojiva, která se vyznačují bohatostí na sloučeniny fosforu a dusíku, tak pronikají průsakem do vody. Jedná se především o dusitany a dusičnany. Dusík a fosfor jsou primárními prvky pro rozvoj fytoplanktonu v rybnících, což má za následek tvorbu vodního květu. Na dále je ovlivněno i druhové složení zooplanktonu, který je v rybnících žádoucí. Lidstvo díky rozvíjejícímu průmyslu negativně ovlivňuje jakost vody. Do ovzduší se při spalování fosilních paliv dostávají sloučeniny dusíku, fosforu a také se uvolňuje oxid uhličitý nazývaný se skleníkový plyn. Vody z domácností obsahující tenzidy, farmaceutické a čisticí přípravky zatěžují povrchové vody. Proto by si lidé měli uvědomit jak je pro nás pitná voda významná.

2 CÍL PRÁCE

Cílem diplomové práce je sledování základních fyzikálně-chemických parametrů vody a sedimentů vybraných rybníků: Šumický horní, Šumický dolní a Pohořelický. Toto sledování vhodně rozšíří poznatky o výši trofické zátěže, koloběhu základních biogenů a stavu eutrofizace rybníčních vod. U vybraných rybníků budou odebrány vzorky v průběhu vegetačního období, počet odebraných vzorků bude určen v závislosti na velikosti a době zdržení vody v rybníce. V sedimentech nebude sledován celkový obsah jednotlivých složek, ale pouze ta část, která se za běžných podmínek může ze sedimentů uvolnit do vodního prostředí. Sledovány budou tyto hlavní ukazatele: vodivost, celkový dusík, dusitanový dusík, dusičnanový dusík a fosforečnany. Rozsah sledovaných parametrů může být po konzultaci s vedoucím diplomové práce rozšířen.

Výsledky chemických parametrů z jednotlivých rybníků budou porovnávány mezi sebou a srovnány s dalšími rybníky ČR. Na základě dat o hospodaření na jednotlivých rybnících bude vyhodnocen vliv rybářského hospodaření na vybrané chemické ukazatele.

3 LITERÁRNÍ PŘEHLED

3.1 Voda

Nejrozšířenější látka na Zemi je voda, která je nezbytnou podmínkou pro život. Voda je velice nerovnoměrně rozložena, 97 % tvoří světové oceány a slaná voda je pro člověka prakticky nepoužitelná, takže lidé se musí se zbývajících 3 % spokojit. V koloběhu se mění vlastnosti vody a to z důvodu, že přijde do styku s člověkem, naštěstí má voda výborné samočistící účinky. (Cílek et al., 2004).

Mezi další unikátní vlastnosti vody jsou skupenské teplo tání, nejvyšší skupenské teplo výparu a specifické teplo. Tyto vlastnosti vody mají za následek to, že veškeré změny teploty se uskutečňují ve vodě pomalu a se zpožděním. Z toho lze vyvodit, že velké nádrže působí jako rezervoáry tepla. Voda při 4 °C má nejvyšší hmotnost. Další důležitou funkcí vody je to, že se v ní rozpouští velké množství anorganických i organických látek a to včetně všech potřebných živin pro řasy a sinice (Pouličková, 2011). Voda se řadí mezi hlavní media pro přenos živin, jejich přijímání a vylučování u všech živých organismů a její dostatečné množství umožňuje biochemické pochody v protoplasmě (Sukop a Heteša, 1984).

3.1.1 Cirkulace vody

Vlivem neustálého pohybu vodní masy jsou řasy vystaveny změnám prostředí. Neustálé proudění a pohyb vodní masy má za následek přísun čerstvého média a odstraňování produktů metabolismu. Veškerá velká jezera jsou míchána větrem, sezónními změnami teploty, přítokem – odtokem a rotací země.

Dle pohybu vody rozdělujeme vody na lotické (řeky, potoky, prameny) a lentické (jezera, tůňe, přehrady, rybníky, slepá ramena). Zásadními vlivy pro stojaté vody je tvar, hloubka a umístění nádrže v krajinném rázu. V průběhu roku se uskutečňují různé typy a počty cirkulací.

Cirkulací vody je úplné vertikální promíchání vodního sloupce. Vlivem cirkulace se živiny dostávají do prosvětlené zóny (euforické), protože dochází k vyrovnání teplot v celém vodním sloupci. Dle počtu cirkulací můžeme rozdělit jezera na:

- dimitická (jarní a podzimní cirkulace se střídá se zimní a letní stratifikací, vyskytují se v mírném pásu),

- studená monomiktická (polární jezera s letní cirkulací),
- teplá monomiktická (subtropická se zimní cirkulací),
- polymiktická (mělká jezera míchaná větrem),
- oligomiktická (hluboká tropická jezera),
- meromiktická (se stálou stratifikací danou vysokou koncentrací chemických látek nade dnem).

Pro neustálý pohyb stojatých vod má vítr naprosto rozhodující význam a vyznačuje se různými stupni vlnění. Vlnění je tedy závislé na několika faktorech: síla větru, hloubka vody, konfigurace dna a uložení nádrže v terénu. Voda povrchová je posouvána ve směru větru a narazí-li na břehovou část, tak se v danou chvíli stáčí dolů. V nádržích mělkého charakteru sestupuje až ke dnu a těsně nade dnem proudí směrem opačným k závětrnému břehu (Hartman et al., 2005). Pro typ cirkulace je důležitá nejen zeměpisná šířka, ale i nadmořská výška jezera. Nástup cirkulace je řízen hloubkou, objemem a plochou nádrže. Obdobou jezer jsou přehrady. Ty se liší od jezer větší průtočností, odlišným uspořádáním odtoku (spodní výpust, horní přepad) a nárazovým vypuštěním vody. Hluboké a méně průtočné přehrady se chovají jako stratifikovaná jezera, průtočné přehrady jako pomalé řeky. Mělké rybníky mohou být polymyktické (Pouličková, 2011).

3.1.2 Sluneční svit

Intenzita slunečního svitu ovlivňuje rychlost a vydatnost fotosyntézy primárních producentů a tím i množství kyslíku a oxidu uhličitého. Nepřímo pak ovlivňuje pH vody na dané lokalitě. Samozřejmě sluneční svit má také velký vliv na teplotu vody, která předurčuje, jak budou probíhat chemické a biochemické procesy ve vodě (Kopp, 2015).

3.1.3 Výskyt a funkce prvků v biosféře

Biogenní prvky patří mezi chemické prvky, které jsou nezbytné pro stavbu a životní funkci organismů. Dělíme je na prvky makrobiogenní. Tyto prvky se nachází v organismu poměrně ve velkém množství (C, H, N, O, P, S, Na, K, Mg, Ca, Cl a Fe), a mikrobiogenní (stopové) prvky jsou obsaženy v organismu pouze v menší míře (Bencko, 1995).

Stopové prvky se dělí do čtyř skupin:

1. **Esenciální prvky** – jsou důležité pro správnou životní funkci vyšších živočišných druhů. Tuto kategorii tvoří následující prvky: železo, jód, měď, zinek, mangan, kobalt, molybden, selen a chróm.
2. **Pravděpodobně esenciální prvky** – u těchto prvků nebyla esencialita zcela prokázána a patří sem baryum, bróm, nikl, fluór, vanad, a stroncium.
3. **Neesenciální prvky** – tato skupina prvků se nachází v rozdílných koncentracích v živých tkáních a jejich obsah přímo závisí na kontaminaci životního prostředí. Do této kategorie spadá hliník, antimon, germanium, křemík, stříbro, zlato, vizmut, titan a rubidium.
4. **Toxické prvky** – biologický význam těchto prvků určují jejich toxické vlastnosti při relativně nízkých koncentracích. Mezi toxické prvky patří arzen, kadmium, olovo a rtuť (Bencko, 1995).

3.1.4 Organické látky

Většina chemických látek přítomných v přírodních vodách jsou organické sloučeniny uhlíku (MOSS, 2010). Tyto látky dělíme přírodního původu (výluhy z půdy a sedimentů) a antropogenního původu (průmyslové a odpadní vody). Organické látky vznikají díky exkreci a sekreci organismů a rozkladem uhynulých živočichů a rostlin. Organické látky tvoří organické kyseliny, cukry, aminokyseliny, mastné kyseliny, fytohormony a vitamíny. Díky mikroorganismům ve vodním prostředí napomáhají ke shlukování organických látek do tzv. vloček (Pouličková, 2011).

3.1.5 Cyklus biogenních prvků

Na souši patří půda mezi základní zdroje biogenních prvků. Tyto prvky se získávají rozkladem hornin a také suchou a mokrou depozicí (spad). Do celé rostliny jsou transportovány kationty, které byly absorbovány z půdy za pomoci kořenového systému rostliny. V rostlinném systému dochází k jejich nahromadění, hlavně v listech. Listy slouží jako potrava pro býložravá zvířata a po konzumaci listů, vstupují biogenní prvky do potravního řetězce konzumentů. Procesem mineralizace odpadů a mrtvé hmoty se vstřebávají zpět do půdy. Tento děj, může být ovlivněn vyluhováním prvků přímo

z půdy při déle trvajících deštích, jelikož srážky odplavují kationty do tzv. vodonosné vrstvy a po sléze do vodních toků a moří (Duvigneaud, 1988).

3.2 Fyzikálně chemické parametry vody

3.2.1 Teplota

Teplota je jeden z významných ukazatelů jakosti vod. Významně ovlivňuje chemickou a biochemickou reaktivitu, a to v poměrně úzkém teplotním rozmezí vod (od 0°C asi do 30°C) (Pitter, 2009). Význam teploty vody spočívá především v tom, že ovlivňuje rozpustnost plynů ve vodě, zejména pak kyslíku. Čím je voda teplejší, tím méně se v ní plyny rozpouští. Dále teplota ovlivňuje rychlost biochemických procesů, a tím i celý proces samočištění (Heteša a Kočková, 1997).

Teplota povrchových vod se v průběhu roku značně mění a při změně teploty vody, dochází ke změně hustoty vody ve vodních nádržích a jezerech. S těmito procesy souvisí období jarní a podzimní cirkulace a letní a zimní stagnace. V období letní stagnace stoupá teplota povrchové vody a v hlubších vrstvách se hromadí chladnější voda, která má větší hustotu. Svrchní vrstva vody (epilimnion) je od spodní vrstvy (hypolimnion) oddělena tzv. skočnou vrstvou (metalimnion, termoklina). Tato vrstva brání cirkulaci vody v celém objemu, proto teplota vody pod touto vrstvou zůstává téměř konstantní. V období zimní stagnace dochází k inverznímu rozdělení teploty a chladnější voda (pod 4°C) se hromadí ve svrchní vrstvě. Na jaře a na podzim dochází vlivem teplotních změn a větru k proudění, tím dochází k promíchávání jednotlivých vrstev a teplota vody se v nádrži vyrovnává, jedná se o jarní a podzimní cirkulaci (Pitter, 2009).

Teplota vody má důležitou úlohu i při tření ryb a líhnutí jiker, např. kapr se tře, jen když teplota vody vystoupí nad 15°C. Jikry se také líhnou rychleji při vyšší teplotě vody (Heteša a Kočková, 1997).

3.2.2 Konduktivita

Konduktivita neboli měrná vodivost vody je míra koncentrace ionizovatelných anorganických a organických součástí vody (Pitter, 2009). Elektrolytická vodivost spočívá v přítomnosti kationtů a aniontů, které se uvolňují v průběhu disociace elektrolytů (solí, kyselin, zásad). Ionty činí vodný roztok elektricky vodivým.

Konduktivita je definována jako převrácená hodnota elektrického odporu vody. Jednotkou je Siemens na metr (S/m) (Grünwald, 1993). Je přímo úměrná množství přítomných iontů a indikuje míru trofie, tzn. množství minerálních iontů ve vodě (Hájek, 2000).

Elektrolytická konduktivita se používá také ke kontrole výsledků chemického rozboru vody. Z naměřených hodnot lze posoudit úplnost chemické analýzy iontových složek vody. Naměřené hodnoty konduktivity závisí na koncentraci iontů, jejich nábojovém čísle, pohyblivosti a teplotě, neboť změna teploty o 1°C vyvolává změnu konduktivity přibližně o 2 %. Hodnoty konduktivity se měří při 25°C nebo se na tuto teplotu přepočítávají, starší údaje jsou vztahovány na teplotu 20°C. Nejčistší voda (tzv. vodivostní) má při 25°C konduktivitu 0,00548 mS.m⁻¹, běžná destilovaná voda má konduktivitu 0,05 až 0,5 mS.m⁻¹ a povrchové nebo prosté podzemní vody mívají konduktivitu většinou v rozmezí 5 až 50 mS.m⁻¹ (Pitter, 2009).

3.2.3 Koncentrace vodíkových iontů – pH

Pod pojmem pH rozumíme záporný dekadický logaritmus aktivity vodíkových iontů, v důsledku interakcí iontů je aktivita vodíkových iontů o něco menší, než jejich koncentrace. Pouze u velmi zředěných roztoků se blíží aktivita hodnotě koncentrace (Horáková, 2007).

Hodnota pH významně ovlivňuje většinu chemických, fyzikálně chemických a biochemických procesů, které ve vodách probíhají. Proto je stanovení hodnoty pH důležitou součástí chemického rozboru vody (Pitter, 2009). Podle Brønstedtovy teorie kyselin a zásad se za kyseliny považují látky, které mohou uvolňovat proton (vodíkový ion) a za zásady látky, které mohou vázat proton (Grünwald, 1993).

Stanovení hodnoty pH je nezbytnou součástí každého chemického rozboru. Destilovaná voda bez rozpuštěného oxidu uhličitého má při 25°C hodnotu pH 7. Čisté přírodní povrchové a prosté podzemní vody mívají hodnoty pH v rozmezí od 4,5 do 9,5. Tyto hodnoty se ale mohou lišit vlivem např. přítomností huminových látek, kationtů, které snadno podléhají hydrolyze aj. Optimální hodnota pH pro kaprovité a lososovité ryby je v rozmezí 6,5 až 8,5, přípustné jsou i hodnoty v rozmezí 6 až 9 (Pitter, 2009).

3.2.4 Rozpuštěné plyny

Mezi nejdůležitější rozpuštěné plyny patří CO_2 , O_2 a N_2 . Jejich množství ve vodě úměrně závisí na tlaku, teplotě, biologických procesech a dalších faktorech. Množství rozpuštěného dusíku často dosahuje hodnot blízkých stoprocentnímu nasycení. To má velký vliv na hydrobionty a na ostatní látky, které jsou rozpuštěny ve vodě. Sezonní výkyvy kyslíku jsou zřetelné u vod zatížených organickým znečištěním (Lellák a Kubíček, 1992).

3.2.4.1 Oxid uhličitý

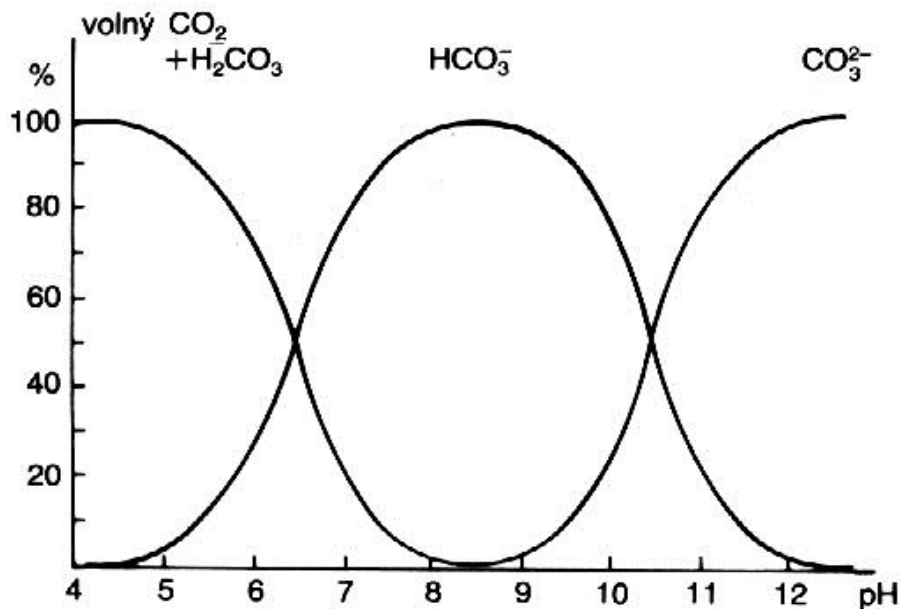
Podle Hanela a Luska (2005) a Ambrožové (2003) je oxid uhličitý, který se nachází ve vodě, stejně významný jako kyslík. Především jako zdroj uhlíku pro fotosyntézu rostlin. Oxid uhličitý do vody proniká rozkladem organických látek, dýcháním vodních organismů, difuzí z atmosféry, uvolňováním z hydrogenuhličitanů a s přitékající vodou. Velice dobře rozpustný ve vodě je 10% oxid uhličitý, který ve vodě tvoří kyselinu uhličitou (H_2CO_3) (Svobodová, 1987). Iontové formy (vázaný oxid uhličitý) tvoří uhličitanové (CO_3^{2-}) a hydrogenuhličitanové ionty (HCO_3^-). Tyto ionty vznikají z důvodu působením kyseliny uhličitě na soli hořčíku a vápníku. Ve vodě jsou tyto látky nutností z hlediska neutralizační kapacity vody (Sukop, 2006). Oxid uhličitý, který se nachází ve stojatých vodách, je přítomen pouze v jednotkách mg.l^{-1} a nepřekračuje hodnotu 30 mg.l^{-1} (Svobodová, 1987). Fotosyntetická asimilace fytoplanktonu způsobuje stratifikaci CO_2 , směrem k hladině pak množství CO_2 klesá. Při absenci volného CO_2 ve vodách dochází k rozkladu hydrogenuhličitanů za vzniku nerozpustných CaCO_3 a MgO_3 rostlinami. Tímto procesem rostliny nahrazují absenci volného CO_2 ve vodě. CaCO_3 a MgO_3 se pak vysrážejí na listech vegetace, nebo se usazují v sedimentech rybníků. Tento pochod se nazývá biogenní dekalciifikace (Lellák a Kubíček, 1992).



Vyčerpáním volného oxidu uhličitěho dochází k růstu pH až na hodnotu 11 (Svobodová et al., 1987).

Rovnovážný stav, který vzniká mezi CO_2 a iontovými formami je přímo závislý na pH vody (viz. Obr. 2). Při pH pod 4,5 se ionty HCO_3^- ve vodě prakticky nenachází a vyskytuje se pouze volný CO_2 . Pokud pH vody je kolem 8,3 tak se vyskytují

především ionty HCO_3^- . Při pH vody nad 10,5 převládají ve vodě ionty CO_3^{2-} . Oxid uhličitý, který je rozpuštěný ve vodě se nachází v případě že, hodnota pH nepřesahuje 8,3 (Sukop, 2006). Přírozená rovnovážná hladina rozpuštěného CO_2 se pohybuje v rozmezí hodnot od 0,4 do 0,7 mg.l^{-1} (v závislosti na teplotě a tlaku vody).



Obr. 1: Změny v relativním zastoupení CO_2 , HCO_3^- a CO_3^{2-} ve vodních nádržích v závislosti pH vody (Lellák a Kubíček, 1992)

3.2.4.2 Rozpuštěný kyslík

Kyslík značně ovlivňuje většinu biochemických procesů ve vodě a bývá limitujícím faktorem pro život různých organismů. Proto je kyslík nejvýznamnější rozpuštěný plyn ve vodě, jeho množství závisí především na teplotě a na atmosférickém tlaku. Čím vyšší teplota tím méně kyslíku se ve vodě rozpouští (Heteša a Kočková, 1997).

Kyslík se do vody dostává především z atmosféry a při fotosyntetické asimilaci vodních rostlin, řas a sinic. Jeho koncentrace odpovídá v čistých povrchových vodách 85% až 95% nasycení. Charakteristické je kolísání obsahu rozpuštěného kyslíku v průběhu dne, nejvyšších hodnot dosahuje v poledne, nejnižších pak brzy ráno (Grünwald, 1993). Vliv na rozpustnost má i tlak. Jezera a nádrže bývají v epilimniu kyslíkem poměrně nasyceny. Nádrže s vyšší eutrofizací vody s vysokým rozvojem řas bývají v letních měsících při intenzivním slunečním zářením kyslíkem i přesyceny (Navrátilová, 2008).

V povrchových vodách koncentrace kyslíku kolísá podle toho, jestli se jedná o tok, nádrž nebo jezero. Koncentrace kyslíku také závisí na organickém znečištění vody, protože biochemickými rozkladnými procesy se kyslík z vody vyčerpává. Přítomnost či nepřítomnost kyslíku rozhoduje o tom, zda budou ve vodě probíhat aerobní nebo anaerobní pochody (Pitter, 2009).

3.2.5 Chemická spotřeba kyslíku – CHSK_{Cr}

CHSK je definována jako množství kyslíku, které se za určitých podmínek spotřebuje k oxidaci organických látek, které jsou přítomny ve vodě. Výsledky se přepočítávají na kyslíkové ekvivalenty a udávají se v mg.l⁻¹. Jako oxidační činidlo se používá především dichroman draselný (CHSK_{Cr}), jen výjimečně se používá manganistan draselný (CHSK_{Mn}) (Pitter, 2009).

3.2.6 Biochemická spotřeba kyslíku – BSK₅

BSK je definována jako hmotnostní koncentrace rozpuštěného kyslíku, která se za stanovených podmínek spotřebuje v oxickém prostředí biochemickou oxidací organických, popř. anorganických látek ve vodě. Hodnota BSK je závislá na době inkubace a vyjadřuje se v mg.l⁻¹. BSK se používá jako míra koncentrace biologicky rozložitelných látek, kdežto CHSK postihuje organické látky biologicky rozložitelné i nerozložitelné. Stanovení BSK je jedním ze základních parametrů při hodnocení biologické rozložitelnosti organických látek (Pitter, 2009).

3.2.7 Dusík

Dusík (chemická značka N) se řadí mezi základní biogenní prvky a patří mezi čtvrtou nejčastější složkou živé hmoty. Má nepostradatelnou roli při tvorbě jednoho ze základních stavebních kamenů všeho živého, a to bílkovin. Řada organismů, včetně živočichů, nedokáží přijímat dusík ve formě anorganických sloučenin (tzv. anorganický dusík), musí ho vytvořit z organických sloučenin (tzv. organický dusík). Například tento organický dusík vytváří rostliny (www.daphne.cz).

Dusík se ve vodách vyskytuje v iontové i neiontové formě a v různých oxidačních stupních (Žáček, 1998). Podle klesajícího oxidačního stupně můžeme dusíkaté

sloučeniny obsažené ve vodách seřadit takto: dusičnany, dusitany, amoniakální dusík (NH_3 a NH_4^+) a sloučeniny, které obsahující organicky vázaný dusík (Horáková, 2007).

Zemská atmosféra se řadí mezi největší světové zásobníky dusíku. Nejnižší vrstva zemské atmosféry, nazývaná troposféra tvoří 78% dusíky, nachází se z velké části v molekulární formě (N_2). V zemské kůře a ve vodě je dusíku na rozdíl od ovzduší relativně málo a to pouze 0,002 % (www.daphne.cz). Sloučeniny dusíku v biosféře, které nejsou ovlivněné antropogenní činností, jsou převážně biogenního původu, vznikají rozkladem organických dusíkatých látek rostlinného a živočišného původu. Splaškové odpadní vody patří k významným zdrojům anorganických i organických sloučenin dusíku. Dalším významným zdrojem dusíku jsou odpady ze zemědělství, splachy ze zemědělsky obhospodařovaných půd a některé průmyslové odpadní vody (Pitter, 2009).

Atmosférická fáze představuje jednu z nejdůležitější části koloběhu dusíku. Z této fáze přechází dusík do půdy a do vody díky určitým bakterií, hub a sinic, které jsou schopny navázat atmosférický dusík. Tato reakce je nazývána jako fixace dusíku. Kdyby nebylo schopnosti těchto organismů, pozemské ekosystémy by trpěly „dusíkovou prázdnotou“, neboť touto biologickou cestou se fixuje až 96 % veškerého dusíku (www.daphne.cz). Dusík se podílí společně s dalšími nutrienty, především s fosforem, na eutrofizaci povrchových vod (ŠVEHLA et al., 2007).

V jednotlivých ekosystémech probíhá tzv. vnitřní cyklus, kdy dusík koluje uvnitř jednoho ekosystému (např. v lese) mezi třemi úrovněmi:

1. rostliny přijmou z půdy anorganický dusík rozpuštěný ve vodě v podobě dusičnanových nebo amonných iontů a zabudují ho do organických látek;
2. býložravci konzumují rostliny a masožravci konzumují zase býložravce
3. veškeré výkaly a uhynulá těla organismů rozkládají bakterie společně s dalšími půdními organismy a chystají tak anorganický dusík pro rostliny.

Během rozkladných procesů, např. během procesů nitrifikace a denitrifikace se zpátky do atmosféry uvolňuje dusík. Ve chvíli, kdy se z odumřelých těl nebo z výkalů uvolní amoniak, přichází na řadu nitrifikace, během které nitrifikační bakterie oxidují amoniak na dusičnany. Denitrifikace je děj, kdy denitrifikační bakterie redukují dusičnany na plynné sloučeniny dusíku (N_2 , oxidy dusíku), které uvolňují dusík do ovzduší. Další etapa dusíku představuje pak vyplavování ze suchozemských

do vodních ekosystémů, v tomto momentu je koloběh výrazně narušen činností člověka. Dusík, který doputuje do moře, se zde v relativně malém množství pohlcuje do sedimentů (www.daphne.cz).

3.2.8 Amoniakální dusík

Amoniakální dusík se vyskytuje ve vodách jako disociovaný iont NH_4^+ a nedisociovaný NH_3 (Pitter, 2009). Vyskytuje se skoro ve všech typech vod a je primárním produktem rozkladu organických dusíkatých látek dějem amonifikace. Do vody se mnohdy dostává v nedisociované plynné formě (NH_3) při srážkové činnosti, kde se dobře rozpouští za vzniku hydroxidu amonného a amonných solí (forma NH_4^+). Vzájemný poměr těchto dvou forem závisí na hodnotě pH, na teplotě prostředí a na koncentraci kyslíku rozpuštěného ve vodě. Podstatným rozdílem mezi těmito formami je jejich toxicita (Hanel a Lusk, 2005). Nedisociovaná molekula NH_3 je pro vodní organismy silně toxická. Kdežto amonný ion NH_4^+ toxický účinek nemá, neboť stěny buněk organismů jsou pro tento ion relativně nepropustné (Pitter, 2009). Molekulární amoniak NH_3 proniká přes tkáň přímo do krve a vyvolává autointoxikaci organismů, kdy vlivem zvýšené koncentrace amoniakálního dusíku v prostředí nedochází k vylučování amoniaku z těla ryb koncentračním spádem přes žábry a ryba je tak otrávena produktem vlastního metabolismu (Smutná et al., 2001). Nedisociovaná forma amoniaku rovněž působí toxicky na zooplankton (Pitter, 2009).

Stanovení amoniakálního dusíku patří mezi nejčastěji prováděná stanovení vody a to ve všech druzích vod. U pitné vody je obsah amoniakálního dusíku limitován mezní hodnotou 0,5 mg/l, zvýšené hodnoty mohou negativně ovlivnit jakost pitné vody (Horáková, 2007). Amoniakální dusík je obsažen v atmosférické vodě zpravidla v desetinách mg.l^{-1} . V přírodních vodách za anaerobních podmínek ve větší míře nestálý (Kopp a kol., 2015). Při rozboru povrchových vod patří amoniakální dusík mezi základní chemické ukazatele, podle kterého se klasifikuje voda tříd jakosti. Při vypouštění odpadních vod do vod povrchových patří pak obsah amoniakálního dusíku k závazným stanoveným ukazatelům, které jsou zpoplatňovány (Horáková, 2007).

3.2.9 Dusitany a dusičnany

Dle Svobodové et al. (1987), se dusitany v povrchových vodách nacházejí v relativně malých koncentracích, jelikož jsou málo stálé a jednoduše se oxidují nebo redukují. Jejich přítomnost ve vodách je většinou doprovázena dusičnany a amoniakálním dusíkem (Valentová a kol., 2013). Dusičnany jsou finálním stupněm rozkladu organických dusíkatých látek v aerobním prostředí. Za přítomnosti kyslíku dochází k procesu denitrifikaci. Pokud není kyslík přítomen, amoniak, dusitany i dusičnany jsou denitrifikovány až na plynný dusík, který uniká do ovzduší (Svobodová et al., 1987).

V podzemních a povrchových vodách se dusitany vyskytují v koncentracích, které nejsou hygienicky nijak významné. Pokud se vyskytují v pitné vodě ve vyšších koncentracích, mohou způsobovat methemoglobinaemii. Náhlý vzrůst dusitanů v podzemních vodách pak může značit fekální znečištění. Koncentrace dusičnanů v přírodních vodách vzrůstá v důsledku zemědělské činnosti a vzrůstajícího počtu obyvatel. V podzemních vodách koncentrace dusičnanů může kolísat v širším rozmezí v závislosti na jejich původu. Vysoká koncentrace dusičnanů nebo i dusitanů je typická pro podzemní vody v oblastech s borovými lesy, kde dobře provzdušněná písčité půda obsahuje ve svrchních vrstvách bakterie, které jsou schopny fixovat elementární dusík (Pitter, 2009).

Problematické pro vodní živočichy jsou více dusitany, které mohou být toxické zejména pro ryby. Jejich ionty se dostávají pomocí chloridových buněk přes žaberní aparát až do krve. Zde se váží na hemoglobin za vzniku methemoglobinu, čímž snižují transportní kapacitu krve pro kyslík. Toxicitu dusitanů nejvíce snižují chloridy, hydrogenuhličitanu a vápník (Svobodová et al., 1987).

Chemické odstranění sloučenin dusíku probíhá velice obtížně, amonné soli a dusičnany jsou ve vodě dobře rozpustné. Mezi nejvhodnější metody k odstranění sloučenin dusíku z vody patří biologické procesy. Začala se používat metoda, která je založená na nitrifikaci dusíkatých látek na dusičnany a následující denitrifikaci dusičnanu na plynný dusík, případně jeho oxid (Uhlmann, 1975). Další biologická metoda využívá při odstraňování minerálních živin autotrofních organismů. Zcela jistě mezi ně patří řasy s rychlejším vývojovým cyklem např. *Chlorella*, *Dictyosphaerium* a *Scenedesmus*. V praxi se k zastavením masové rozvoje planktonních řas používají fyzikální metody, jako je zastínění hladiny. Z chemických metod se používají různé

algicidy. Vydátnost primární produkce a rozvoj fytoplanktonu můžeme přímo ovlivnit správnou rybí obsádkou, která reguluje rozvoj filtrátorů (Lellák, Kubíček, 1992).

3.2.10 Fosfor

Také fosfor patří k nejčastějším biogenním prvkům ve vodě. Přírozená koncentrace bývá nízká, a proto je často limitujícím prvkem, obzvláště pro primární produkci. Je to dáno rozdílem mezi jeho poměrným zastoupením v živých organismech a jeho zdroji v prostředí. V organismech je podíl fosforu vyšší a stálý, zatímco v prostředí je nižší a proměnlivý. Je to způsobeno jeho sedimentárním cyklem a proměnou intenzitou využití rostlinami (Pitter, 2009). V rybnících se uchovává fosfor, který je získáván z usazovacích procesů. Fosforu se sedimentovat na dně po celkovém rozpuštění jeho částic (Brzáková et al., 2003).

Ve vodách se fosfor nachází nejčastěji ve formě fosforečnanů a organických sloučenin. Do vody se dostává rozpuštěním a vyluhováním některých půd, minerálů a zvětralých hornin. Z antropogenních zdrojů jsou to především fosforečnanová hnojiva, některé prací, čistící, odmašťovací a mycí prostředky. Zdrojem anorganického i organického fosforu je také fosfor, který je obsažen v živočišných odpadech (Pitter, 2009).

Fosforečnany jsou ve vodě dobře rozpustné, proto jsou ideálním zdrojem fosforu pro organismy, zejména pro fytoplankton, který ho ukládá v podobě polyfosfátů do zásoby na období s nedostatkem fosforu. S biomasou těchto organismů pak přechází do dalších článků potravního řetězce. Koloběh fosforu ve vodě je velmi rychlý. Zejména díky zooplanktonu, který ho vylučuje ve formě ortofosfátů, který je ihned odčerpán fytoplanktonem. Po uhynutí organismů a mineralizace jejich těl se fosfor velmi rychle vrací z části zpět do koloběhu živin ve formě asimilovaných fosfátů (P-PO₄) nebo je za aerobních podmínek ve formě ortofosforečnanů vázán do sedimentů. Zejména s některými kationty železa (Fe³⁺), hliníku (Al³⁺) a vápníku (Ca²⁺) tvoří ortofosforečnany při kyselém pH špatně rozpustné sloučeniny a množství fosforu dostupné pro fytoplankton klesá. V období letní stagnace v eutrofní nádrži dochází k vyčerpání kyslíku u dna a k redukci trojmocné formy železa na rozpustnou formu dvojmocnou. Fosfor se takto uvolňuje ze dna do vody a při další cirkulaci se dostává do euforické vrstvy, kde je následně využíván při fotosyntéze. Jak již zmíněno výše,

množství fosforu ve vodě je velmi kolísavé. Intenzivní fotosyntetickou činností rostlin může dojít k vyčerpání reaktivní formy fosforu až na mizivé hodnoty. Následkem toho nastává období deprese fytoplanktonu, tzv. fáze „clearwater“ a po nástupu nových primárních producentů se jeho obsah rychle zvyšuje. Již při koncentracích $30 \mu\text{g.l}^{-1}$ ovlivňuje rozvoj fytoplanktonu (Lellák a Kubíček, 1992).

3.3 Rybníční prostředí

3.3.1 Historie rybníků

V minulosti byla většina vodních nádrží pojmenována rybníky bez ohledu na jejich účel, kterým byl především chov a produkce ryb. Již z 12. a 13. století jsou zmínky o budování vodních nádrží a rybníků, které primárně sloužily pro chov ryb (Lusk, 2015). Rozvoj výstavby rybníků se na našem území datuje od 14. století za panování Karla IV. V této době přesahovala výměra rybníků 60 tis. ha, husitské hnutí však způsobilo všeobecný úpadek hospodářství a řada nádrží a rybníků tak zanikla. Další rozvoj rybníkářství nastal v druhé polovině 15. století za vlády Jiříka z Poděbrad. V tomto období bylo obnoveno a vybudováno přes 25 tis. rybníků (Pokorný, 2009). Vodní nádrže a rybníky představují důležitou složku nejen pro chov a produkci ryb, ale také rozšiřují podmínky pro existenci rostlinných i živočišných organismů (Pokorný, 2015).

Rybníky byly, a poměrně ve velmi omezeném rozsahu ještě jsou, vybudovány v určitých místech, kde je příznivá konfigurace v terénu. Je známo, že rybníky se na počátku vyznačovali podmínkami oligotrofními až mezotrofními. Nevytvářela se žádná intenzifikační opatření, jak můžeme vidět dnes a dostupnost živin nebyla tolik ovlivněna lidskou činností (zemědělstvím, průmyslem, obyvatelstvem, apod.). První myšlenky o navyšování rybí produkce zasahují do doby ještě před 2. Světovou válkou. Patřily k nim úkony, jako jsou vápnění, hnojení a příkrmování, které navyšovali produkci ryb, avšak tyto úkony se ve větší míře uplatňovaly v 50. až 80. letech minulého století. Výsledkem exponenciálně rostoucího zatížení rybníků přítokem v povodí spolu s přísunem živin jako součástí rybníkářského managementu je dnešní extrémně vysoká dotace rybníčních ekosystémů živinami. V současnosti je rybníkářství v části, kdy musí management reagovat na eutrofní (často až hypertrofní) podmínky v rybníčním ekosystému (Pechar et al., 2002).

3.3.2 Funkce rybníků a jejich dělení

Rybníky jsou vodní díla, která jsou určena především k chovu ryb, ve kterých lze regulovat vodní hladinu, včetně možnosti jejich vypouštění a slovení. Rybník je tvořen hrázi, nádrží a dalšími technickými zařízeními (Zákon č. 99/2004 Sb.). Rybníky mohou být samostatné nebo tvořit rybniční soustavu. Mezi základní druhy rybničních soustav patří kaskádová, vějířová a kombinovaný typ. Dále můžeme dělit rybníky podle vhodnosti k chovu určitých ryb:

- Kaprové rybníky, které mají mělký charakter s velice úrodným dnem a převážně se nachází v nižších polohách.
- Pstruhové rybníky se jednoznačně nachází ve vyšších polohách s větší hloubkou a bez rostlin. Jde o rybníky s vysokou kvalitou vody.

Nadále dělíme rybníky dle zdroje vody:

- Nebeské rybníky, které jsou z prvních napájení srážkovou vodou. Mají schopnost zarůstání vegetací a stav vody často kolísá. Vyznačují se kvalitní vodou.
- Průtočné rybníky, které jsou buď na potoce či na řece bez obtokové stoky. Nevýhodou je to, že vyšší srážky přispívají k vyplavování živin a planktonu, což vede k menší úživnosti. Naproti tomu je zase výhoda, že rybníky mají po celý rok dostatek vody.
- Pramenité rybníky už názvu jde poznat, že rybníky jsou napájené z pramene ve dně. Vlastnosti vody jsou takové, že mají nižší množství kyslíku, chladnější, ale zase voda je kvalitní.
- Náhonové rybníky patří mezi nejvhodnější pro chov ryb, jelikož jsou napájeny z tzv. obtokové stoky či náhonu. Výbornou funkcí rybníku je to, že zde lze regulovat vodní stav dle potřeby.

Další dělení rybníků je podle polohy v krajině a to na polní, návesní, luční, lesní a podvesní (Adámek et al., 2013).

Rybníky, kromě funkce rybochovné, plní také další důležité úkoly, které omezují možnosti zvyšování intenzity hospodaření. V praxi je potřeba vhodně sladit požadavky rybochovné a požadavky vedlejšího využití rybníků tak, aby negativní ovlivnění produkčního využití rybníka bylo co nejmenší. Mezi vedlejší úkoly rybníků patří např.

funkce vodohospodářská, klimatická, rekreační, protierozní, energetická aj. (Cítek et al., 1998).

3.3.3 Rybníční dno a sedimenty

Složení sedimentů a síla této vrstvy jsou odvozeny od původní matečné horniny (typu půdy), na které rybník vznikl. Tak se například rozdělují rybníky na písčitých půdách od rybníků s hlinitým nebo jílovitým dnem.

Rybníční dno má několik vrstev.

- Vrstva aktivního bahna, kdy povrch dna tvoří 5-12 cm tmavá až černá barva. Tato barva má charakter drti, která je složena látkami organického původu a probíhá v ní intenzivní humifikace a mineralizace. Z důvodu uvolňování živin tvoří důležitou složku pro tvorbu rybníční produkce, proto její stav bývá podporován hnojením organickými hnojivy.
- Vlastní vrstva bahna je tvořená poměrně jemnou strukturou. Její optimální vrstva spolu s aktivním bahnem je 20-30 cm. Řadí se mezi důležité zásobárny živin pro koloběh látek v rybníce, které se pak uvolní do vodního sloupce.
- Spodní vrstva bahna, která obsahuje minerální látky. Tyto látky se poměrně obtížně uvolňují do vodního sloupce. Tato vrstva se dělí na propustné a nepropustné vrstvy podloží. Pomocí nepropustné vrstvy se zadržuje voda v rybníce (Dubský, 2015).

Sediment z vodní nádrže (rybníku) vzniká prostou sedimentací, tj. usazováním erodovaných pevných částic, které jsou přirozeně unášeny vodou. Jedná se o přirozený děj, který je urychlován antropogenními zásahy do krajiny. Vzniklý materiál může mít povahu štěrkopísků a písků, v rybnících ale nejčastěji jílovitohlinitých či jílovitých substrátů. Surový sediment může obsahovat různé látky i cizorodé předměty v závislosti na typu zemědělské a průmyslové výroby v povodí. Sediment vykazuje také značný podíl zvodnění, a to až 80% (Kubík, 2009). První materiál je jemný kal, usazující se na dně rybníků. Rybníční sedimenty obsahují nerostní i organické látky, splavené povrchovými vodami při deštích a při tání sněhu. V sedimentech jsou pak také zbytky odumřelého rybníčního rostlinstva a živočišstva. Do rybníků se tak dostávají nejhodnotnější částí půdy - splavená část ornice, obohacená usazenými rostlinnými zbytky (Havlíček et al., 1969).

Důvodem kumulace sedimentů a zanášení dna jsou tedy především přetrvávající splachy zemědělské půdy z okolí rybníků, vodních děl a toků. Dále nevhodné hospodaření v povodí, které způsobuje nadměrnou erozi. Dochází pak k pronikání a usazování rizikových prvků a látek v rybnících i tocích. V České republice je až třetina rybníků nadměrně zatížená sedimenty. Důsledkem zanášení rybníků sedimenty může být postupné omezování až znemožňování vodohospodářských, biologických a ekologických funkcí. Celkové množství sedimentů je ve vodních nádržích ČR odhadováno na 197 mil.m³, takovéto množství značně zmenšuje objem akumulace vody a snižuje i míru ochrany krajiny proti povodním (Kubík, 2009).

Využívání rybníčních materiálů v zemědělství, ať již dosud v rybnících nebo vyhrnutých na hrázích rybníků, je v porovnání se stavem našich půd a zásobou rybníčních materiálů velmi malé (Havlíček et al., 1969). Na vytěžené sedimenty z rybníků, vodních nádrží i vodních toků se často pohlíží jako na odpad, pokud ale kvalita vytěženého sedimentu bude vyhovovat požadavkům uvedeným v příloze č. 9 zákona č. 185/2001 Sb., o odpadech v platném znění (po vydání novely č. 9/2009 Sb.), nemusí tomu tak být. Přímé použití sedimentů na zemědělskou půdu se řídí podle zvláštních právních předpisů zákona č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu a ustanoveními vyhlášky č. 257/2009 Sb., o používání sedimentů na zemědělské půdě (Kubík, 2009).

3.3.4 Bonitace rybníků

Přirozenou produktivitou rybníků se rozumí roční přírůstek ryb v kg (bez příkrmování), který je přepočtený na 1 ha skutečně zatopené plochy rybníka (Sukop a Heteša, 1984). Přirozená produkce ryb v rybnících bohaté na živiny se pohybuje mezi 200-300 kg.ha⁻¹. Se vzrůstající nadmořskou výškou klesá na 100-200 kg.ha⁻¹. Pokud by se použil intenzifikační opatření (příkrmování, hnojení) lze v našich podmínkách vyprodukovat až 1000 a více kg na hektar. Touto produkcí je známá oblast jižní Moravy (Pechar et al., 2002).

Druhové složení a kvantita rybníčních biocenóz není v dnešní době ani tak závislá na charakteru rybníka, jako na hustotě rybí obsádky (Sukop a Heteša, 1984). Nadměrná biomasa fytoplanktonu je charakteristická v celé řadě rybníčních ekosystémů. Toto období se uskutečňuje často již v předjarním období a kulminuje obvykle v květnu.

V tomto časovém intervalu může fytoplankton svou fotosyntetickou činností nabudit zvýšení hodnot pH až nad 10. Hlavní příčina tkví v dostatku živin, který umožňuje rychlý nárůst biomasy fytoplanktonu, světelné podmínky na jaře (délka dne a vyšší světelná radiace) a respirace nižšího charakteru v celém planktonním společenstvu. Pokud teplota překročí hladinu nad 16°C, což směřuje k rapidní respiraci jak sedimentů, tak i planktonu. Z aplikovaných hnojiv, případně se ze sedimentů intenzivně uvolňují fosfáty a amoniak, jelikož v počátku letního období dochází k nárůstu dostupných živin. Období kritického charakteru bývá konec srpna a začátek září, kdy příčinou intenzivní respirace planktonu i sedimentů při déle trvajícím teplém období klesnutí síla fotosyntézy kvůli markantnímu zkrácení světelné periody a s přicházející nocí klesne koncentrace kyslíku na hodnotu, která se blíží k hodnotě kritické pro přežití rybí obsádky (Pechar et al., 2002).

Přirozená potrava ryb (Sukop a Heteša, 1984)

Dle převládajících složek potravního spektra můžeme ryby rozdělit do následujících kategorií:

Zooplanktofágní – živí se výhradně planktonem (vířníci, klanonožci, perloočky atd.)

Fytoplanktofágní – živí se fytoplanktonem (řasy, sinice, rozsivky atd.)

Zoobentofágní – živí se zoobentosem (měkkýši, červi, koryši, larvy vodního hmyzu atd.)

Fytobentofágní – živí se fytobentosem (řasy, makrofyta, atd.)

Detritofágní – živí se organickým detritem

Piscifágní – dravci, kteří se živí rybkami

3.3.4.1 Význam a dostupnost přirozené potravy pro ryby

Přirozená rybí potrava obsahuje v nejhodnější formě základní látky pro tvorbu svalových tkání, kostry a pro činnost všech orgánů. Obsahuje proteiny, glycidy, lipidy, minerální látky i vitamíny. Přirozená potrava se významně podílí na intenzitě trávení především bílkovin, jelikož extrakty přirozené živočišné potravy vykazují značný aktivační účinek. Ve vodních biotopech bývají pro ryby obvykle nejdostupnější organismy volné vody (pelagiálu) a proto také bývají nejdříve zdecimovány predacním

tlakem ryb. Někteří zástupci zooplanktonu včetně větších forem (*Leptodora*, *Chaoborus*) unikají pozornosti ryb ve vodě svojí průhledností. Určitou ochranou před predacním tlakem ryb jsou i rychlé únikové reakce jak zooplanktonu, tak i bentosu. Larvy pakomárů i maloštětinatí červi se při přiblížení ryby rychle zatahují do rourek v bahně (Sukop a Heteša, 1984).

3.4 Eutrofizace

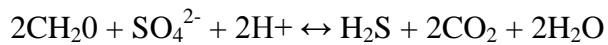
Lidé na planetě vyprodukují obrovské množství látek, které svými účinky zcela jistě ovlivňují kvalitu životního prostředí. Negativní vliv mají obzvláště látky toxické a látky, které nejsou sice ve své podstatě jedovaté, ale jejich vlastnosti způsobují či podporují jiné negativní jevy. Mezi odpadní látky patří z velké části nutrienty, jejichž vzrůstající koncentrace v povrchových vodách navyšuje stupeň trofie. V takovém to případě můžeme zcela jistě hovořit o eutrofizaci („zamoření“ živinami), která se vyznačuje celou řadou symptomatických změn vodního ekosystému, změnami v kvalitě vody nebo ovlivněním ekologické rovnováhy (Kočí et al., 2000).

Dle definice OECD z roku 1982 eutrofizace je: „Proces zvyšování produkce organické hmoty ve vodě, ke které dochází především na základě zvýšeného přísunu živin“. S postupným nárůstem frekvence lokalit se zjevnou nadprodukcí (hypertrofií) se v 90. letech mění definice na: „Narušení ekologických procesů následkem přebytku živin v prostředí“ a zavádí se pojem „Indukovaná (antropogenní) eutrofizace“, za jejíž příčiny jsou považovány např. splachy anorganických hnojiv, odpad živočišné produkce, eroze v důsledku zemědělské výroby a těžby, přísun detergentů, přísun odpadních vod a srážky, přírodní výluhy.

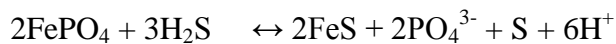
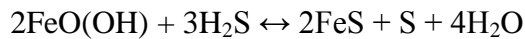
Projevem eutrofizace je pravidelný masový rozvoj vodního květu sinic či vegetačního zbarvení, tvořeného zelenými řasami nebo i rozsivkami, případně některými druhy vyšších rostlin, obvykle v letních měsících, kdy je dostatek tepla a slunečního světla. Nadměrný nárůst fytoplanktonu způsobuje potíže i ostatním vodním organismům a snižuje tak samočisticí schopnost nádrží a toků. Eutrofní vody jsou vysoce produktivní, avšak podmínky v nich svědčí jen úzké škále organismů. Takže čím více narůstá produktivita či biomasa, tím více klesá biodiverzita (Pechar 2000).

Princip eutrofizace je založen na vysoké primární produkci, kdy při rychlém rozkladu odumřelé organické hmoty dochází k vyčerpání kyslíku a tvorbě anaerobních

podmínek u dna. Za těchto podmínek dochází k rozkladu organické hmoty v procesu desulfurifikace. Sírany (SO_4^{2-}) působí jako oxidační činidlo a jsou redukovány za vzniku sulfanu (H_2S):



Sulfan reaguje s hydroxidy a fosforečnany trojmocného železa ($\text{FeO}(\text{OH})$ a FePO_4). Vzniká sulfid železnatý (FeS) a uvolňují se fosforečnany:



V anaerobních podmínkách tedy dochází k uvolňování fosforu z vazby s trojmocným železem. Fosfor uvolněný ze sedimentu se při cirkulaci vody dostává do celého vodního sloupce a může být využit pro tvorbu rostlinné biomasy. Dalším problémem je následný vznik anoxických zón, které jsou nebezpečné zejména pro bentické organismy (Smith et al., 1999).

Narůstající problematika zvyšujícího se obsahu živin v povrchových vodách vyvolala potřebu metody, kterou by bylo možné vyhodnotit stupeň trofie vody. K tomuto účelu slouží v praxi tzv. trofický potenciál vod (Sukop, 2006). Ten představuje maximálně dosažitelnou hodnotu růstové odpovědi řas (*Scenedesmus quadricauda*) na obsah živin. Jedná se tedy o maximální přírůstek biomasy testovacích řas za konstantních podmínek ve vzorcích vody z nádrže. Podle množství sušiny řas v mg.l^{-1} je stanovena trofický potenciál, který odpovídá určitému stupni trofie:

Ultra-oligotrofní	5mg.l^{-1}	- voda velmi slabě úživná až neúživná
Oligotrofní	$5-50\text{mg.l}^{-1}$	- voda slabě úživná
Mezotrofní	$50-200\text{mg.l}^{-1}$	- voda středně úživná
Eutrofní	$200-500\text{mg.l}^{-1}$	- voda silně úživná
Polytrofní	$500-1000\text{mg.l}^{-1}$	- voda velmi silně úživná
Hypertrofní	více než 1000mg.l^{-1}	- voda vysoce úživná

Při monitoringu jakosti vody nádrží a jezer patří mezi významné ukazatele charakterizující stratifikace (teplota, kyslík) a ukazatele charakterizující eutrofizace (průhlednost, chlorofyl-a, formy dusíku a fosforu, fytoplankton). Další ukazatele pak

slouží k zhodnocení jakosti vody z pohledu její upravitelnosti na vodu pitnou a užitkovou a z pohledu její použitelnosti např. napájení rybochovných objektů, závlahu a rekreační účely (Vachta et al., 2015).

3.5 Fytoplankton

Především fytoplanktonem je realizována primární produkce. Je to základní potravní zdroj pro filtrující zooplankton (perloočky, vířníci, někteří klanonožci), benthické filtrátory (houby, mechovky, larvy, aj.) a pro některé ryby, např. pro tolstolobika bílého (*Hypophthalmichthys molitrix*), tolstolobce pestrého (*Aristichthys nobilis*), aj. (Adámek a kol., 2008). Slovo fytoplankton pochází z řeckého slova “fyto“ pro rostliny a “planktos“ pro putování. Fytoplankton jsou fotosyntetizující mikroorganismy, které jsou přizpůsobeny k životu a cestují v otevřených povrchových vodách jezer, řek a oceánů. Definice zahrnuje jak sinice (cyanobacteria), tak i různorodé spektra eukaryot. Cyanobacteria, chlorophyta, diatomeae, cryptomonads, dinoflagellates, haptophytes, a chrysophyceas jsou obzvláště bohaté na planktonní druhy (Linda et al., 2009).

Fytoplankton často obývá pelagiál hlubokých i mělkých stojatých vod a pomalu tekoucích úseků řek. Fytoplankton je charakteristický svoji morfologickou i fyziologickou plasticitou a zahrnuje nepohyblivé řasy a bičíkovce. Planktonní druhy dosahují velikosti od 2 do 500 μm , ale mořské planktonní druhy (s výjimkou pikoplanktonních sinic) jsou díky větší viskozitě slané vody větší než sladkovodní zástupci. Druhy, které stráví část života v sedimentech (*Gloeotrichia*, *Microcystis*), nazýváme meroplankton. Řasy procházející pohlavním rozmnožováním (krásivky a zlativky) musí být meroplanktonní, protože zygospory jsou příliš těžké a neudrží se ve vodním sloupci. Meroplankton je pak typický pro litorál jezer a neritická společenstva moří (Pouličková, 2011).

Pro jednotlivé typy vodních nádrží je typické určité složení fytoplanktonu, které je závislé na obsahu přístupných živin, tzn. na produkčních vlastnostech nádrže (Rajchard et al., 2002). Fytoplankton v nádržích můžeme pak charakterizovat vertikální a horizontální zonací. Vertikální zonace je podmíněna hloubkou nádrže, průnikem světla, přítomností teplotní stratifikace, typem cirkulace a schopností řas migrovat ve vodním sloupci. Fytoplankton hlubokých stratifikovaných nádrží obvykle vykazuje výraznou vertikální zonaci. Nejvíce řas se nachází v epilimniu, neboť pod skočnou

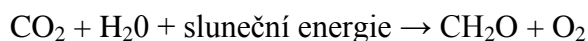
vrstvou mohou přežít jako odpočívající stadia. Vertikální zonace se mění během dne i sezóny. Některé euplanktonní organismy vykonávají diurnální vertikální migrace (někteří bičíkovci). Regulace jejich polohy ve vodním sloupci může mít řadu důvodů, např. migraci za světlem (k hladině) ve dne a za živinami (ke dnu) v noci. Horizontální zonace je pak závislá na ploše a typu nádrže, na činnosti větru a na přítomnosti přítoků. Přítoky ovlivňují druhové složení přísunem rheofilních druhů z toků, v klidných zátokách se může kumulovat vodní květ sinic (Pouličková, 2011).

V dobrých podmínkách se fytoplankton rozmnožuje masivně. Při přemnožení chlorokokálních řas se tvoří tzv. vegetační zákal, který je zvláště častý ke konci jarního a počátkem letního času. Obrovský nárůst některých sinic je doprovázen vytvořením vodního květu, který je vyvolán koloniemi planktonních druhů (Adámek, 1989). Monitoring vodních květů sinic, které byly průběžně prováděny ČR (v roce 2004 a 2005 na 119 lokalitách), poukázaly na to, že nejfrekventovanější zástupce je rodu *Microcystis* (45–60%), další pravidelně nacházející rody sinic jsou vláknité typy *Anabea* (15–20%), *Aphanizomenon* (10–15%) a *Planktothrix* (5–15%) (Šejnohová a Maršálek 2006).

3.5.1 Fotosyntéza a produkce fytoplanktonu

Primární produkce je organická hmota vytvořená fotosyntézou zelených rostlin přírodních populací nebo společenstev planktonních řas. Primární produkce se dále dělí na hrubou primární produkci (brutto), což je kompletní organická hmota zhotovena producenty. Čistá primární produkce je pak hrubá primární produkce s úbytkem o metabolické ztráty producentů. Primární produkce celého společenstva se zpravidla měří (Hartman, 2005).

Lze napsat sumární rovnici fotosyntézy tímto způsobem:



Primární produkci ovlivňují světlo, teplota, dostupnost, živin, H_2CO_3 systém proudění, případně biotické vztahy. Produkce respirace populace společenstva, získáme čistou primární produkci. Vodní květ, tedy nadprodukce sinic, se objevuje nejčastěji ve sladkovodních jezerech, i když jsou známy i v moři (např. *Nodularia* v Baltickém moři). Projevuje se shromažďováním biomasy sinic na povrchu autotrofních vod. Vodní květ je často tvořen obvyklé v létě, v tropech to může být permanentní stav (*Arthrospira* dříve *Spirulina*, jezero Čad). Výskyt vodního květu je regulován řadou faktorů. Sinice

se obvykle rozvíjí při teplotě nad 20°C a nízkém poměru N:P. Jsou náročnější na fosfor, protože dusík mohou fixovat ze vzduchu. Fixace se uskutečňuje v heterocytech za anaerobních a za účasti enzymatického aparátu (nitrogenázový komplex). Fixace dusíku je energeticky náročná, ale představuje výhodou v konkurenci s ostatními řasami v podmínkách nedostatku dusíku.

3.6 Zooplankton

Plankton, resp. zooplankton je společenstvo drobných vodních organismů vznášejících se většinou pasivně ve volné vodě. Z taxonomických skupin jsou významní planktonní korýši, především perloočky (Cladocera), klanonožci (Copepoda) a dále skupina vířníci (Rotifera) (Rajchard a kol., 2002).

Korýše (Crustacea) můžeme velice dobře poznat dle článkovaných nožek, které jsou u většiny skupin dobře viditelné, i když celé tělo je uzavřené v chitinové skořápce (např. většiny perlooček – Cladocera) (Schubert a Lellák, 1973).

Perloočky (*Cladocera*) jsou z rybářského hlediska nejvýznamnější skupinou zooplanktonu. Kromě hlavy je u většiny druhů celé tělo uzavřeno ve dvouchlopňové skořápce. Na hlavě se nachází párové velké složené oko, drobné očko naupliové, dva páry tykadla a ústní ústrojí. Tykadla 1. páru jsou drobná, opatřená smyslovými tyčinkami, slouží jako orgán chuťově-čichový. Tykadla 2. páru jsou mohutná, dvouvětvená a slouží k pohybu. Za hlavou tělo přechází v hrud'. Střevo, které se táhne středem těla, dělí hrud' na část břišní, ve které se nachází 4-6 párů hrudních nožek a na část hřbetní, kde je prostor zárodečný. Na hrudních nožkách většiny perlooček jsou husté brvy, sloužící jako filtrační orgán. Kromě toho jsou na nožkách rovněž výběžky, pomocí kterých perloočky dýchají. Většina našich perlooček jsou filtrátoři, kteří se živí detritem, bakteriemi a fytoplanktonem. Potrava zachycená na filtračním aparátu se dostává do břišní rýhy a odtud do ústního otvoru. Pouze 2 druhy perlooček na našem území jsou dravého charakteru a to *Leptodera kindtii* a *Polyphemus pediculus*, které loví drobné živočichy. Typickým zástupcem v silně eutrofních nádržích jsou například perloočky rodu *Daphnia* (hrotnatka) nebo *Bosmina* (nosatička).

Klanonožci (*Copepoda*) jsou druhou skupinou planktonních korýšů, typickým poznávacím znakem jsou dlouhá tykadla. Tykadla 1. páru s 8-32 články dosahují u buchanek ke konci hlavohruďi, u vznášivek přesahují celé tělo. Furka je zakončena

různě dlouhými brvami. Samice mají obě tykadla ztlustělá a kolénkovitě ohnutá dopředu. Ve vodě se pohybují drobnými skoky, pomocí hrudních nožek. Někteří zástupci se živí býložravě, jiní jsou draví a živí se drobnými živočichy, při masovém výskytu mohou napadat i nejranější vývojová stádia ryb. Mezi buchanky patří i parazitický chlopek obecný (*Ergasilus sieboldi*), který cizopasí na žábrách ryb. K typickým zástupcům patří buchanka obecná (*Cyclops strennus*).

Vířníci (*Rotaria*) jsou drobní živočichové, pouhým okem neviditelní. Charakteristickým znakem pro tuto skupinu je vířivý orgán na přední části těla a žvýkadlo (*mastax*). Tělo je nečlánkované, kryté kutikulou, která může tvořit různě silný krunýř. Živočich se při podráždění do něj zatahuje. Řada vířníků se volně pohybuje v pelagiálu, některé druhy jsou však přisedlé na ponořených předmětech i na živočiších. Pohyb se děje činností vířivého ústrojí často po šroubovici. Některé druhy mají na povrchu těla ploutvičkovité výrůstky, jejichž kmitání napomáhá rovněž pohybu. Vířníci jsou většinou mikrofágové živíci se detritem, řasami a bakteriemi, někteří jsou draví (rod *Asplanchna*). Masivní rozvoj vířníků v rybnících je možno podpořit omezením jejich potravních konkurentů (perloočky) nebo predátorů (klanonožci). V našich rybnících se běžně vyskytují např. hrotenky (*Keratella cochlearis*, *K. quadrata*), krunýřenky (*Branchionus calicyflorus*, *B. angularis*, *B. quadridentatus*), štětinka obecná (*Filinia longiseta*) aj. (Sukop a Heteša, 1984).

S růstem biomasy obsádky ubývají menší druhy a roste podíl vířníků, ti nejsou filtračním aparátem kapra zachyceni. Podle druhového a velikostního složení zooplanktonu můžeme dobře usuzovat na hustotu obsádky, případně její zdravotní stav a složení (Adámek et al., 2008).

4 MATERIÁL METODIKA

Odběry vzorků byly realizovány v průběhu vegetačního období (8. 4. 2015 – 26. 10. 2015) na vybraných rybnících Rybníkářství Pohořelice a.s. v intervalu 1x za 14 dní vždy dopoledních hodinách. Veškeré odběry probíhaly u hráze daných rybníků. Na odběrových místech, se stanovovala konduktivita, průhlednost, pH, teplota vody a kyslík rozpuštěný ve vodě. Dále následoval odběr vzorků vody pro chemický rozbor. Tento vzorek byl analyzován ve stejný den, kdy byl odebrán a to v laboratořích na Mendelovy univerzity v Brně na Oddělení rybářství a hydrobiologie. Stanovovány byly tyto parametry: celkový dusík, celkový fosfor, CHSK_{Cr} , BSK_5 , chlorofyl-a, dusitany, dusičnany, fosforečnany, amoniakální dusík, chloridy, kyselinová neutralizační kapacita, vápenatý kationt, síranový aniont, rozpuštěné železo, draslík, hořčík a sodík. Součástí vzorkování byly rovněž odběry fytoplanktonu planktonní sítíkou o průměru ok 20 μm . Dále pak kvantitativní odběry zooplanktonu pomocí odběrné nádoby a planktonní sítíky o průměru ok 40 μm , přes kterou bylo profiltrováno vždy 15 litrů vody. Dané vzorky zooplanktonu byly ihned fixovány 4% roztokem formaldehydu pro pozdější determinaci.

4.1 Stanovení fyzikálně chemických parametrů na místě odběrů vody

4.1.1 Elektrická konduktivita

Konduktivitu jsem změřil za pomoci konduktometru od firmy HANNA Instruments. Čidlo jsem ponořil cca 15 cm pod vodní hladinu a čekal na ustálení hodnot.. Dané výsledky byly uváděny v jednotkách $\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$. Výsledné hodnoty se v rozsahu 100 $\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$ zaokrouhlují na desetiny a nad tuto hodnotu na jednotky $\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$ (Horáková et al., 2007).

4.1.2 Potenciometrické stanovení pH

Hodnotu pH byla změřena pomocí multimetru HQ40D. Po ustálení hodnot byly výsledky měření zapsány. Obecně se uvádí hodnota pH na desetinné místo.

4.1.3 Teplota

Měření teploty jsem provedl stejným přístrojem jako pH v místě odběru. Dané hodnoty byly zaokrouhleny pouze na jedno desetinné místo a vyjádřeny v °C.

4.1.4 Průhlednost

Průhlednost vody jsem měřil za pomoci Seccioho desky. Na desce se nachází čtyři černobílé kvadranty a na provázku se nachází uzlíky, které mají funkci určování vzdálenosti. Pomocí provázku jsem Seccioho desku pomalu spouštěl do vody a po splnutí čtyř kvadrantů jsem odečítal výšku vodního sloupce z označeného provázku.

4.1.5 Stanovení koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě pomocí optické sondy

Koncentrace rozpuštěného kyslíku byla změřena pomocí přístroje Hq40d od společnosti HACH. Po ustálení hodnot byly výsledky měření zapsány. Dále bylo na rybníce Šumický horní provedeno monitorování prostorové distribuce rozpuštěného kyslíku dvěma přístroji HACH Hq 40d (Hach-Lange, Colorado, USA), které nám posloužili k doplnění údajů o teplotě a pH vody. Umístění první měřící sondy byl cca 20 cm pod vodní hladinu, druhá sonda byla ponořena do hloubky přibližně 75 cm. K označení polohy aktuálního měření jsme použili GPS přijímač s vysokou přesností měření Garmin Montana 600 (Garmin, Kansas City, USA). Měření probíhalo z lodi poháněném elektromotorem s ohledem na stupeň ochrany lokality Šumický horní, který je vyhlášen jako přírodní rezervace. Měření byla provedena v období 18. 6. 2015 a 9. 7. 2015, kdy v obou případech bylo slunečno a bez srážek. Souřadnice navigačního systému GPS byly spárovány s veškerými změřenými parametry (fyzikální a chemické). Spojité mapy procentuálního podílu rozpuštěného kyslíku byly namodelovány na základě prostorové interpolace bodových záznamů z GPS v software ESRI ArcGIS 10.1 pomocí metody Kriging a IDW. Volba interpolační metody byla provedena dle odchylky predikce. Výsledné mapy jsou zobrazeny v souřadnicovém systému S-JTSK.

4.1.6 Spektrometrické stanovení

4.1.6.1 Stanovení dusičnanů

Princip:

Dusičnany, které reagují s 2,6-dimethylfenolem za přítomnosti směsi koncentrovaných kyselin (kyseliny sírové a fosforečné). Vznikne červeně zbarvený 4-nitro-2,6-dimethylfenol. Množství dusičnanů ve vzorku je přímo úměrné síle zbarvení produktu a umožňuje spektrofotometrické vyhodnocení při vlnové délce 324 nm (Horáková et al., 2007).

4.1.6.2 Stanovení dusitanů

Princip:

Stanovení spočívá v tom, že amid kyseliny sulfanilové je diazotován v přítomnosti kyseliny fosforečné a kyseliny dusité (pH 1,9) na diazoniovou sůl. Vytvořená sůl je dále kopulována s N-(1-naftyl)-1,2-ethylendiamin-dihydrochloridem za vytvoření červeného azobarviva. Síla zbarvení ve vzorku vody je přímo úměrná koncentraci dusitanů (Horáková et al., 2007).

4.1.6.3 Stanovení amoniakálního dusíku

Princip:

Stanovení amoniakálního dusíku spočívá v tom, že zde probíhají reakce amoniaku, chlornanu a salicylanu za vzniku sloučeniny indofenolového typu. V alkalickém prostředí tato látka disociuje na intenzivně modré indofenolové barvivo. Toto barvivo vyhovuje pro spektrometrické stanovení. Daná reakce je katalyzována nitroprussidem sodným. Intenzita vytvořeného zbarvení je v určitém rozmezí úměrná koncentraci NH_4^+ iontů (Horáková et al., 2007).

4.1.6.4 Stanovení chlorofylu-a

Princip:

Metoda je založena na extrakci chlorofylu-a za pomoci horkého ethanolu se spektrofotometrickou koncovkou. Zjištění koncentrace chlorofylu-a poskytuje informaci o množství a potenciální fotosyntetické aktivity řas. Feofytiny a feoforbidy patří mezi nejdůležitější rozkladné produkty chlorofylů. Koncentrace chlorofylu-a obsah pigmentu se vypočte z rozdílu absorbancí naměřených před okyselením a po okyselení extraktu

při 665 nm. Poměr chlorofylu k feopigmentům určuje fyziologický stav řas (ČSN ISO 10260).

4.1.6.5 Stanovení fosforečnanů

Princip:

V prostředí kyseliny sírové reagují ortohofosforečnany za katalytického účinku antimoniťých ionťů s molybdenanem amonným. Kyselina askorbová se redukuje a vzniká fosfomolybdenanový modrý roztok, který je vhodný ke spektrofotometrickému stanovení (Horáková et al., 2007).

4.1.6.6 Chloridy (Cl)

Princip:

Chloridy, které se nacházejí ve vzorku vody, reagují s thiokyanatanem rtuťnatým za vzniku málo disociovaného chloridu rtuťnatého. Thiokyanatanové ionty, které se uvolní, dále reagují s ionty Fe^{3+} obsaženými ve směsném činidle za vytvoření červeného komplexu. Síla zbarvení komplexu je úměrná koncentraci chloridů ve vzorku a umožňuje spektrofotometrické vyhodnocení při vlnové délce 460 nm (Horáková et al., 2007).

4.1.6.7 Chemická spotřeba kyslíku dichromanovou metodou (CHSK_{Cr})

Princip:

Tato metoda spočívá v oxidaci organických látek, které jsou obsaženy ve vzorku vody dichromanem draselným a to v silně kyselém prostředí kyseliny sírové při varu, který trvá dvě hodiny. Teplota varu je $148^{\circ}C \pm 3^{\circ}C$. Oxidace, která probíhá u organických látek je katalyzována ionty Ag^{+} a vše reaguje v nadbytku dichromanu. Přidává se síran rtuťnatý a to z důvodu maskování chloridů, které by byly za podmínek stanovení oxidovány na Cl_2 a tvořily by tak při stanovení CHSK_{Cr} pozitivní chybu. Množství koncentrovaného iontu (vytvořeného redukcí z dichromanu draselného, která je úměrná obsahu organických látek ve vzorku vody) se určuje tzv. Absorpční spektrofotometrickou metodou (Horáková et al., 2007).

4.1.6.8 Stanovení celkového fosforu

Princip:

Principem metody je oxidace všech forem fosforu peroxodisíranem na orthofosforečnany. Stanovení pak spočívá na reakci fosfátů s molybdenanem za přítomnosti kyseliny sírové. Nadále se redukuje kyselina askorbová na fosfátmolybdenanovou modř. Množství celkového fosforu se pak stanovuje spektrofotometricky (Horáková et al., 2007).

4.1.6.9 Stanovení celkového dusíku

Princip:

Metoda spočívá v převedení veškerých forem dusíku na dusičnany metodou dle Koroleffa se spektrofotometrickou koncovkou (WTW, 2008).

4.1.6.10 Hořčík (Mg^{2+})

Princip:

Stanovení spočívá v reakci hořečnatých iontů a to v neutrálním prostředí s purpurovým ftaleinem za vzniku fialové barvy, která je stanovitelná spektrofotometricky (Horáková et al., 2007).

4.1.6.11 Draslík (K^+)

Princip:

Stanovení je založeno na reakci v zásaditém prostředí a to mezi draselnými ionty a tetrafenylboritanem sodným, kdy vzniká slabý zákal. Tento zákal je stanovitelný spektrofotometricky (Horáková et al., 2007).

4.1.6.12 Železo rozp. Fe

Princip:

Stanovení spočívá v redukci iontů železa askorbovou kyselinou na formu dvojmocnou. S triazinem reagují železnaté ionty, kdy vzniká červený komplex. Tento komplex je stanovitelný spektrofotometricky (Horáková et al., 2007).

4.1.6.13 Sírany (SO_4^{2-})

Princip:

Jde o reakci síranových iontů s barnatými ionty za tvorby rozpustného síranu barnatého. Vytvořený zákal lze stanovit spektrofotometricky (Horáková et al., 2007).

4.1.7 Biochemická spotřeba kyslíku (BSK_5)

Princip:

Zředovací metoda BSK_5 spočívá v určení obsahu rozpuštěného kyslíku již předem upraveného vzorku vody nultého a pátého dne inkubace. Inkubaci rozumíme, že vzorek vody necháme v klidu v uzavřené láhvi a to při teplotě 20°C. Musíme zamezit světlu a vzduchu (Horáková et al., 2007).

4.1.8 Kyselinová neutralizační kapacita (KNK)

Princip:

Alkalita ve vzorku se určuje titrací HCl a to do hodnoty pH 4,5 (celková alkalita) na indikátor methyloranž (nebo směsný indikátor) a k pH 8,3 (zjevná alkalita) na fenolftalein. Potenciometrická indikace se dá použít místo indikátoru (Horáková et al., 2007).

4.1.9 Vápník (Ca^{2+})

Princip:

Chelaton 3 reaguje se solí vápníku v zásaditém prostředí. Vznikají vysoce rozpustné, ale nedisociované komplexy. Díky této vlastnosti se volný vápník nedá v roztoku stanovit obvyklými indikátory. Finální reakce je určena organickým barvivem murexidem, které se při pH kolem 12 purpurově zbarví a se solí vápníku vytváří růžový roztok. Tato metoda se provádí pomocí titrace, kdy se sleduje moment změny barvy roztoku z růžové

na purpurovou a zapisuje se spotřeba chelatonu 3. Purpurové zbarvení vyznačuje vymizení konečných volných iontů Ca^{2+} z roztoku (Horáková et al., 2007).

4.1.10 Sodík (Na^+)

Princip:

Tato metoda je založena na reakci chloridových iontů. Tyto ionty jsou ekvivalentem sodíkových iontů s thiokyanátem rtuťnatým (Horáková et al., 2007).

4.2 Determinace planktonu

4.2.1 Stanovení kvalitativního složení fytoplanktonu

V nativním stavu byla prováděna determinace fytoplanktonu a to za použití optického mikroskopu Olympus BX51. Odhadní stupnice byla použita ke stanovení abundance jednotlivých skupin (Hindák, 1978). Determinace fytoplanktonu byla prováděna za asistence doc. Ing. Radovana Koppa, PhD.

Odhadní stupnice: + – taxon s pokryvností do 0,1%

1 – taxon ojedinělý s pokryvností do 5%

2 – taxon hojný s pokryvností 5–20%

3 – taxon velmi hojný s pokryvností 20–50%

4 – taxon masově zastoupený s pokryvností 50–90%

5 – taxon naprosto dominantní s pokryvností 90–100%

4.2.2 Stanovení kvantitativního složení zooplanktonu

Na Oddělení rybářství a hydrobiologie jsem v hydrobiologických laboratoři stanovoval kvantitativní složení zooplanktonu. Do Sedwick-Rafterovy počítačí komůrky jsem napipetoval 1ml vzorku vody a pomocí preparační jehly jsem rozmístil veškerý zooplankton po kompletní délce komůrky. Počítal jsem, dokud jsem neměl reprezentativní vzorek (400 ks). Používal jsem k mikroskopování vzorku vody Binokulární lupu Bresser Researcher ICD při zvětšení 20x a 40x. V Sedgwick-Rafterovy komůrce jsem počítal každé pole.

Identifikoval jsem dominantní druhy zástupců funkčních skupin perloočky, klanonožci, naupliová stádia buchanek a vířníci.

K posouzení filtrační efektivity byla aplikována následující kategorizace jedinců:

- Do 0,5 mm jemný - zooplankton
- 0,5 mm do 1 mm - střední zooplankton
- Od 1 do 2 mm - hrubý zooplankton
- Nad 2 mm - velmi hrubý

Všechny výsledky byly převedeny na jednotku počtu jedinců v litru odebraného vzorku.

4.3 Sedimenty

Ke konci monitorovaného měření (26. 10. 2015) byl uskutečněn odběr sedimentu na rybníce Šumický horní, kdy odebraná vrstva sedimentu činila 0 - 15 cm. Sediment byl odebrán u výpusti rybníka. Záměr odběru byl v tom, že jsme chtěli získat informaci o podílu dostupného (využitelného) fosforu v sedimentu rybníka šumický horní. Dle ČSN EN 12457-4 byl stanoven ve vodném výluhu obsah ortofosfátů, celkového fosforu a dusíku, amoniakální, dusitanový a dusičnanový dusík a také celkový fosfor ve výluhu dle Mehliča III.

Stanovení biogenních prvků v sedimentu dle Mehliča III

Stanovuje se obsah využitelných (přístupných) živin (P) z výluhu daného vzorku (rybarstvi.eu). Analyzovaný vzorek sedimentu se suší při 105°C a poté se vyluhuje extrakčním roztokem, který je složen:

- 0,2 mol.l⁻¹ CH₃COOH
- 0,015 mol.l⁻¹ NH₄F
- 0,013 mol.l⁻¹ HNO₃
- 0,001 mol.l⁻¹ EDTA

Tab. 1: Normy environmentální kvality pro útvary povrchových vod (nařízení vlády č. 401/2015 Sb. v platném znění, výběr ukazatelů)

Ukazatel	požadavky pro užívání vody (celoroční aritmetický průměr)				
	vodárenské účely	koupání	lososové vody	kaprové vody	obecné požadavky
rozpuštěný kyslík (mg.l ⁻¹)					>9
BSK ₅ (mg.l ⁻¹)	2,7		1,8	3,2	3,8
CHSK _{Cr} (mg.l ⁻¹)	5,9				26
TOC (mg.l ⁻¹)	4,5				10
celkový fosfor (mg.l ⁻¹)	0,05	0,05			0,15
celkový dusík (mg.l ⁻¹)					6
teplota vody (°C)					max. 29
N-NH ₄ (mg.l ⁻¹)			0,03	0,16	0,23
N-NO ₂ (mg.l ⁻¹)			0,08	0,12	
N-NO ₃ (mg.l ⁻¹)					5,4
pH					5–9
chloridy Cl ⁻ (mg.l ⁻¹)	65				150
sírany SO ₄ ²⁻ (mg.l ⁻¹)	180				200
sulfan H ₂ S (mg.l ⁻¹)					0,05
hořčík Mg (mg.l ⁻¹)					120
vápník Ca (mg.l ⁻¹)					190
železo Fe (mg.l ⁻¹)	0,55				1,0

4.4 Rybářský management sledovaných rybníků

Sledované rybníky Šumický horní, Šumický dolní a Pohořelický jsou v západní části od Pohořelic v katastrálním území obce Pohořelice a obce Šumice. Šumický potok napájí rybník Šumický horní, jehož rozloha činí 18,34 ha. Tento rybník je Rybníkářstvem Pohořelice a.s. využíván k odchovu násady kapra. K obsádce násadě kapra se přidává obsádka ryb, býložravých, dravé druhy, jelec jesen (*Leuciscus idus*) a další kaprovité ryby. Rybník je většinou loven jedenkrát za dva roky (dvouhorkový systém chovu). V roce 2015 byl Šumický horní přikrmován obilovinami v konečném množství 611 q a přihnojen chlévskou mrvou v množství 72 q a povápněn páleným vápnem 33 q. V letním období (12. 8. 2015) došlo k úhynu části rybi obsádky, díky kyslíkovému deficitu.

Šumický dolní je rybník, který se rozléhá po rozloze 6,54 ha a je napájen z rybníka Šumický horní. Tento rybník je využíván k chovu tržního kapra a rybí obsádku doplňují ryby býložravé, dravé druhy, jelec jesen, lín obecný. Na rybníku se využívá systém, že se rybník loví jednou za dva roky (dvouhorkový systém). V roce 2015 byl rybník přikrmován obilovinami v celkovém množství 48,5 q a bylo použito 30 kg chlorového vápna.

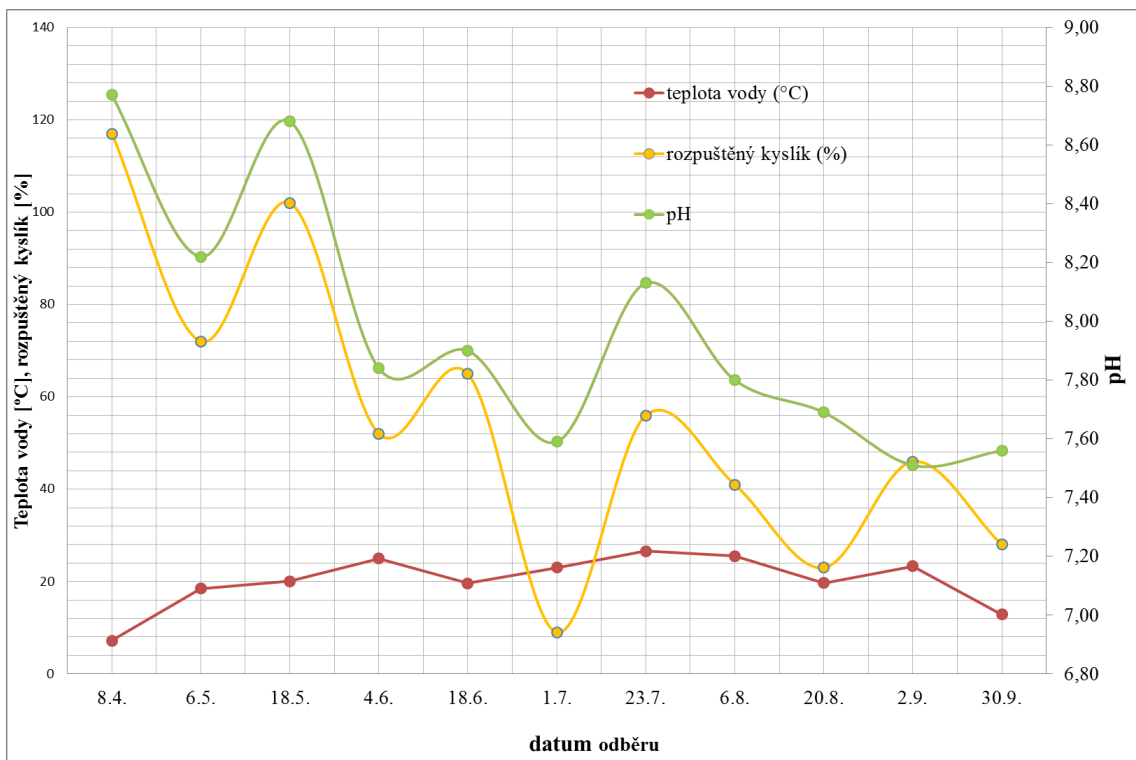
Poslední sledovaný rybník v soustavě je Pohořelický, který má rozlohu 5,60 ha a je napájen přítokem z rybníka Šumický dolní. V roce 2015 byl proveden výlov ryb a ihned po výlovu byl opět napuštěn. Po napuštění byla nasazena násada kapra obecného o nižší hmotnosti. Spektrum chovaných ryb doplňují ryby dravé. V roce 2015 byla obsádka přikrmována obilovinami, kdy bylo ve finálním množství spotřebováno 185 q. Použito bylo i pálené vápno v množství 6q.

5 VÝSLEDKY

5.1 Šumický horní

Z fyzikální a chemické analýzy vody jasně vyplývá to, že rybník Šumický horní se řadí mezi eutrofní rybníky (Tab č. 1 a 2 v příloze). Chemickým zatížením organických látek např. rybářské obhospodařování (hnojení a přikrmování a zvýšená obsádka. Díky zvýšené trofii dochází k masivnímu rozvoji primárních producentů V průběhu sezóny biomasa fytoplanktonu neustále rostla. Pokles hodnot kyslíku ve vodě souvisí se vzestupem teploty vody a tím zvýšení intenzity metabolismu všech vodních organismů a především intenzity redukčních pochodů v rybníce. Významný efekt měla dávka organického hnojiva aplikovaná v rámci rybářského managementu. V tomto případě chlévská mrva, jelikož větší množství přidaných živin se realizuje

v mikrobiální smyčce, není použita v rámci potravní pyramidy. Díky aplikaci chlěvské mrvy, která podléhá rozkladu, klesá podíl kyslíku rozpuštěného ve vodě. Naprosto jednoznačně dominovaly v planktonu kokální planktonní sinice, které se rozvinuly po aplikaci organického hnojiva. Pokud nastává moment, kdy nefouká, dochází ke shluknutí fytoplanktonu, zejména sinic na hladině. Využití planktonních sinic jako zdroj potravy pro zooplankton je opravdu jen v malé míře, nejsou tedy ničím limitovány. Ve chvíli bezvětrného počasí se shromažďují u hladiny a převážná většina jejich produkce kyslíku může odcházet přímo do ovzduší a tímto procesem je pak negativně ovlivněno množství rozpuštěného kyslíku.

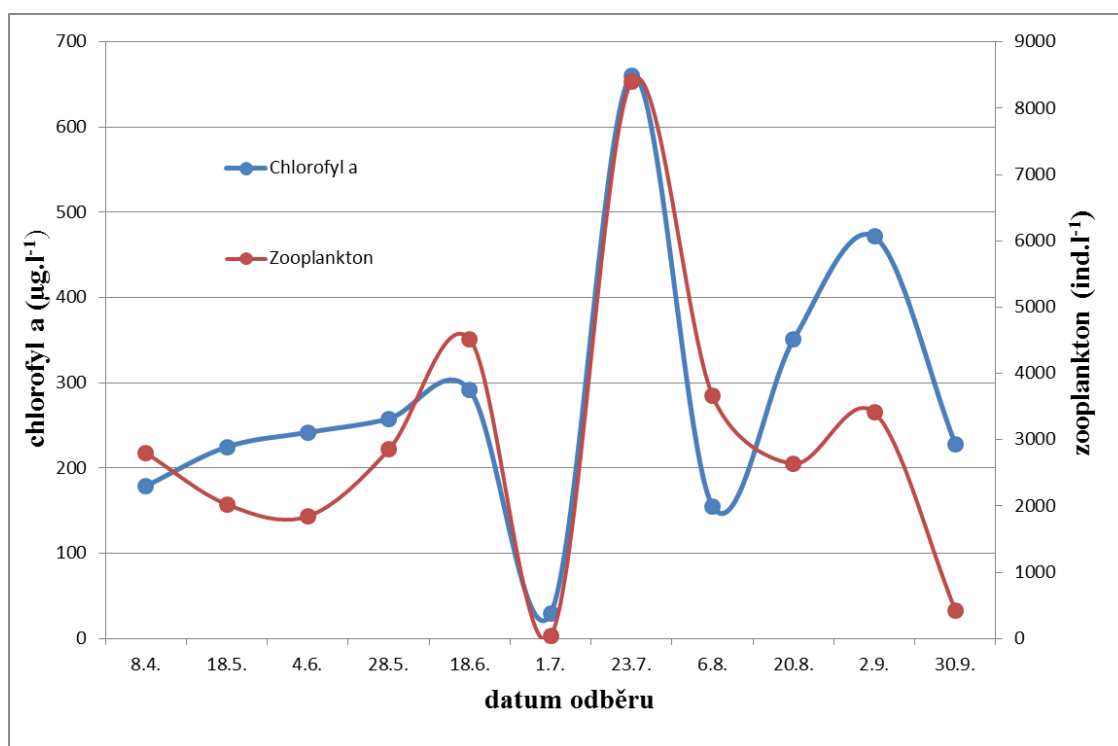


Obr. 2: Kolísání teploty vody, obsahu rozpuštěného kyslíku a pH vody na rybníce Šumický horní

Na rozhraní měsíců června a července byl sledován kolaps vodního květu, který byl spojený s radikálním poklesem koncentrace kyslíku. Nadále došlo k poklesu abundance zooplanktonu a hodnot chlorofylu-a. Naopak ke zvýšení hodnot došlo u reaktivních forem fosforu, amoniakálního dusíku a průhlednosti vody (viz obr. 2 a 3). Z důvodu uvolnění velkého množství živin se uskutečnil silný rozvoj planktonních sinic. Tyto sinice ke konci měsíce července vytvářely na rybníce obrovské množství biomasy a to společně s vyšším počtem drobnějších druhů zooplanktonu, jehož vyžírací tlak nebyl

dostatečně intenzivní pro snížení, množství fytoplanktonu. Nadměrná biomasa organismů zapříčinila větší rozkolísání tzv. diurnálního rytmu (fyzikální a chemické parametry), což mělo za následek v období poloviny srpna úhyn ryb z kyslíkového deficitu.

Mapy rybníku (Obr. 6 až 8) jasně demonstrují nízká množství rozpuštěného kyslíku. V přítokové části rybníka byly zjištěny nejnižší hodnoty. Pokud se nezmění vyšší množství organického hnojiva (chlévkové mrvy) a rybí obsádky, lze v budoucnu čekat vyšší kolísání fyzikální a chemických parametrů.



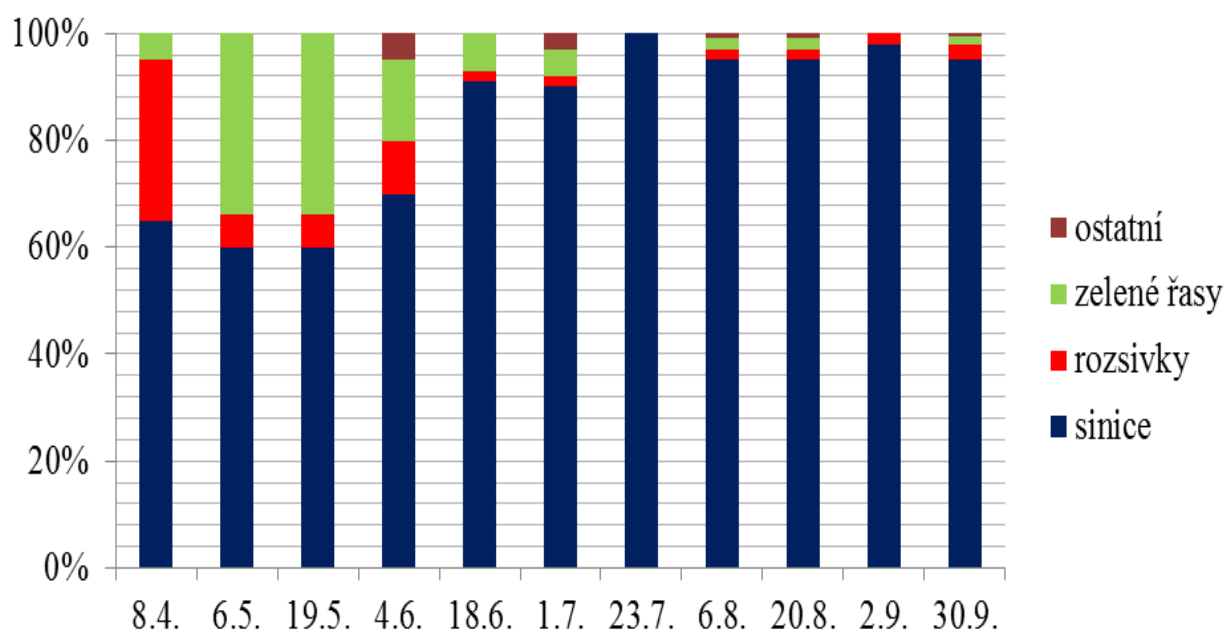
Obr. 3 Srovnání abundance zooplanktonu a biomasy fytoplanktonu vyjádřené v hodnotách chlorofylu-a na rybníce Šumický horní

Vzorky odebraného sedimentu z rybníka poukázaly na vysoké koncentrace celkového fosforu ve vodném výluhu ($21,2 \text{ mg.kg}^{-1}$ sušiny sedimentu) a $40,3 \text{ mg.kg}^{-1}$ sušiny v sedimentu (stanovení výluhu dle Mehlicha III). Důležitý podíl celkového fosforu spadá na lehce dostupný (reaktivní) fosfor ($18,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ sušiny sedimentu). Tento stav podporuje hypertrofní stav rybníka a značí dostatek živin pro primární producenty. Následující biogen, který byl sledován v sedimentu byl dusík. Jeho koncentrace se nacházely ve vysokých hodnotách. Jeho celková koncentrace ve vodném výluhu se pohybovala kolem 100 mg.kg^{-1} sušiny sedimentu. Naprosto větší podíl tvořil

amoniakální dusík (64%). Oproti tomu dusičnanový dusík vzhledem k anaerobnímu prostředí v sedimentu byl minimální (2%). Zbytek tvořil dusík v organické formě.

Obr. 4 demonstruje hlavní skupiny fytoplanktonu v monitorovaném období. Jak ukazuje grafu, jasnou převahu mají planktonní sinice. U těchto planktonních sinic tvořili většinou v průběhu roku druhy z rodu *Microcystis*. Od dubna až do června byly zastoupeny nejhojnější vláknité sinice z rodu *Aphanizomenon*, *Pseudonabaena* a *Planktothrix*, které po kolapsu sinic na začátku července byly vystřídány kokálním druhem *Woronichinia naegeliana*.

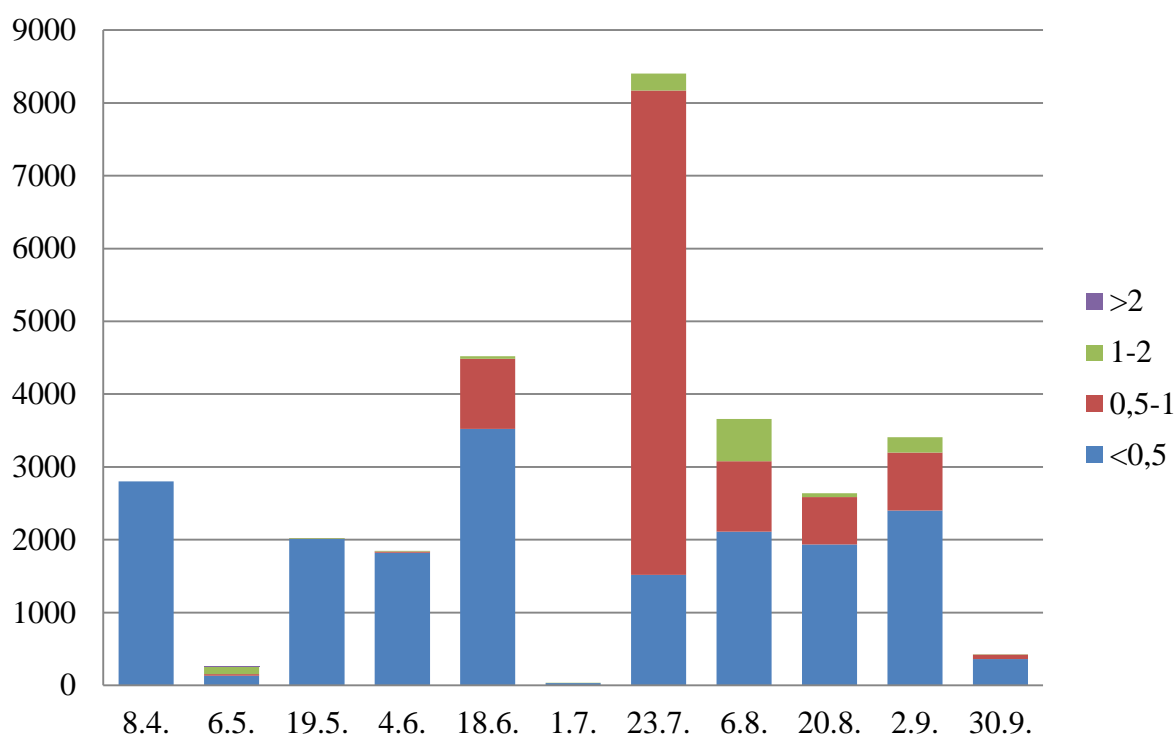
V menším zastoupení se nacházely i rozsivky. Zejména rozsivky rodu *Alucoseira* a *Stephanodiscus* a ze zelených řas rody *Desmodesmus* a *Pediastrum*. V průběhu monitoringu bylo zjištěno, že fytoplanktoní společenstvo bylo potravně nevyhovující pro zooplankton



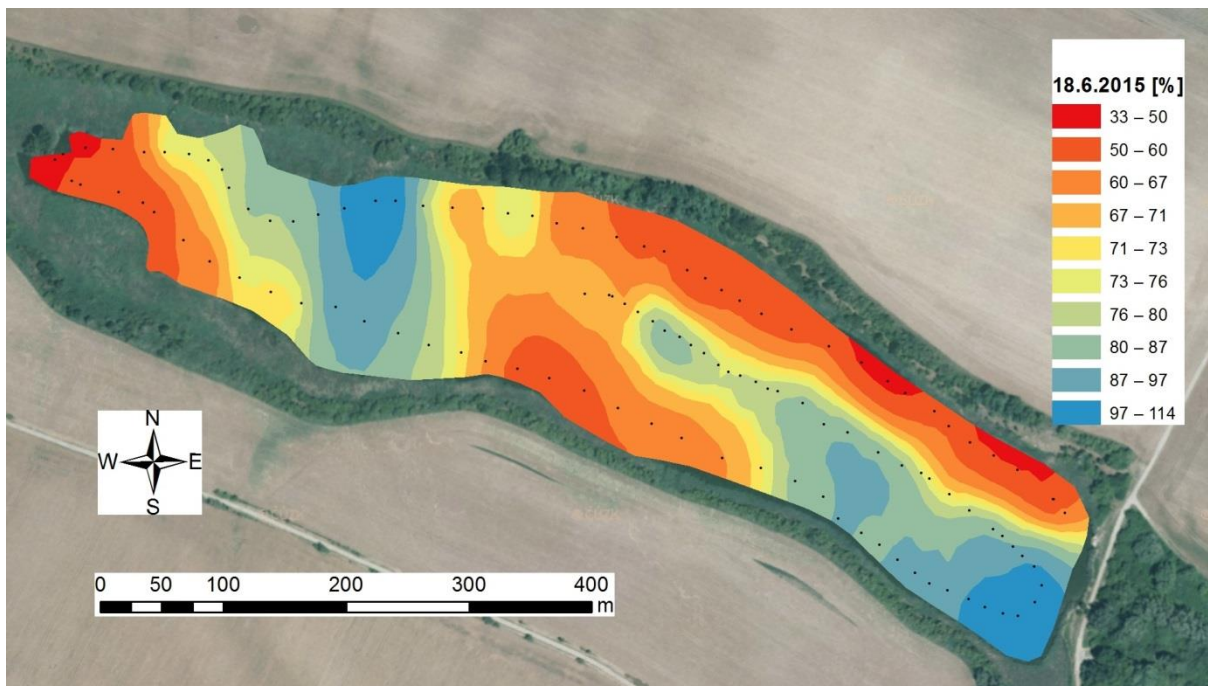
Obr. 4: Podíl hlavních skupin fytoplanktonu na rybníce Šumický horní v sledovaném období

V průběhu monitorování nebyl zaznamenán ve společenstvu zooplanktonu výskyt silně hrubého zooplanktonu a hrubý zooplankton (většinou dospělé buchanky) byl

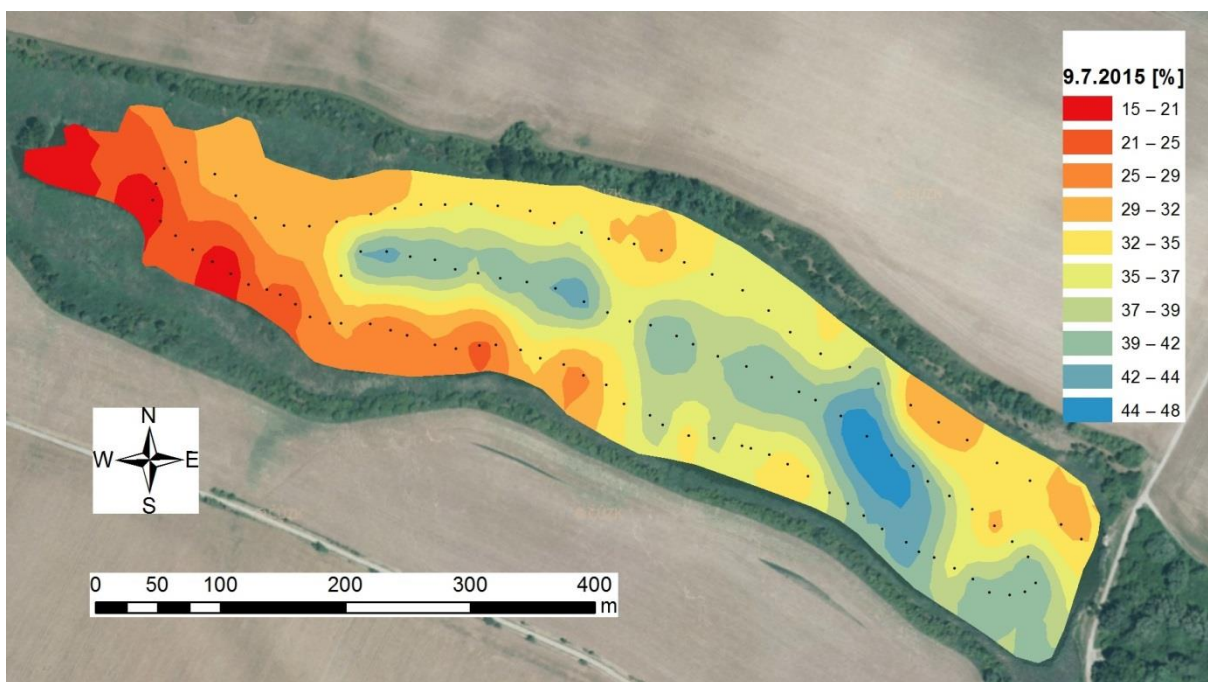
silněji zastoupen pouze na přelomu července a srpna a na začátku září (stovky ind.l^{-1}). Od poloviny června do začátku září se vyskytoval střední zooplankton. Tato velikostní frakce zooplanktonu se vyskytovala v převaze poměrně nepřetržitě kromě kolapsu společenstva na začátku července. Maximální hodnoty této frakce byly v polovině července. V tomto období se vyskytovali z 90 % perloočky. Z celkového množství zooplanktonu nejvíce jedinci ve velikosti 0,5 mm. Po celou monitorovanou sezónu byla jejich abundance poměrně konstantní (Obr. 5).



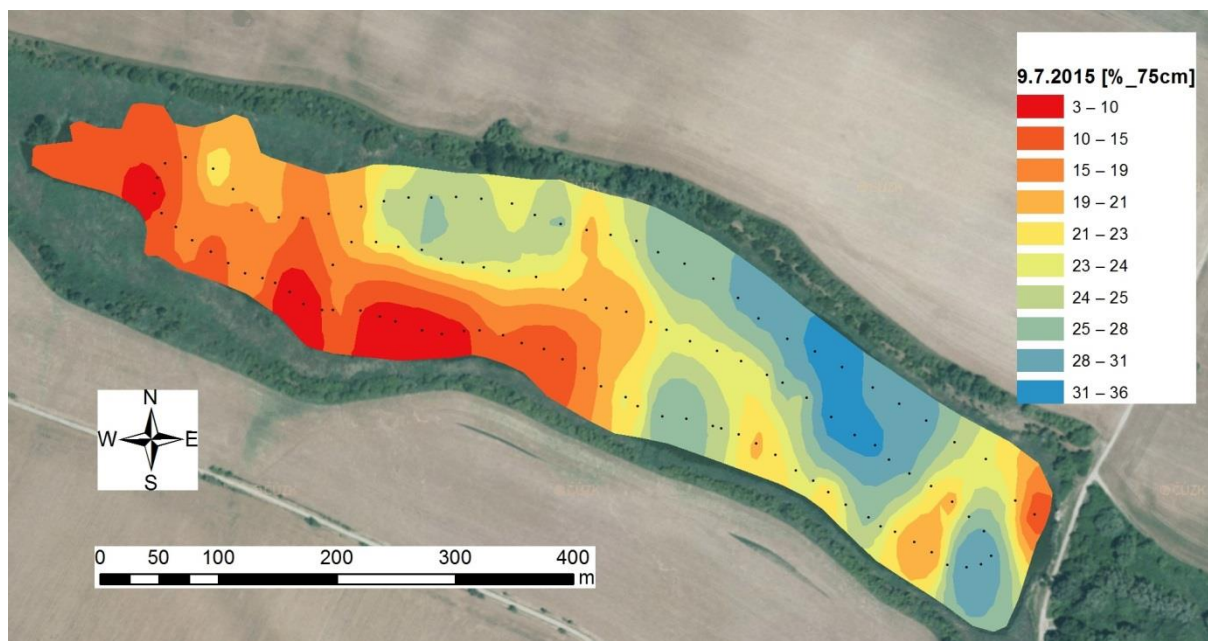
Obr. 5: Velikostní skupiny (mm) a počet jedinců (ind.l^{-1}) zooplanktonu na rybníce Šumický horní v průběhu monitoringu



Obr. 6: Koncentrace rozpuštěného kyslíku (%) v hladinové vrstvě rybníka Šumický horní v dopoledních hodinách 18. 6. 2015 (teplota vody 18,6 až 20,6 °C).



Obr. 7: Koncentrace rozpuštěného kyslíku (%) v hladinové vrstvě rybníka Šumický horní v ranních hodinách 9. 7. 2015 (teplota vody 23,1 až 24,2 °C).



Obr. 8: Koncentrace rozpuštěného kyslíku (%) v hloubce 75 cm na rybníce Šumický horní v ranních hodinách 9. 7. 2015 (teplota vody 22,9 až 24,1 °C)

5.2 Šumický dolní

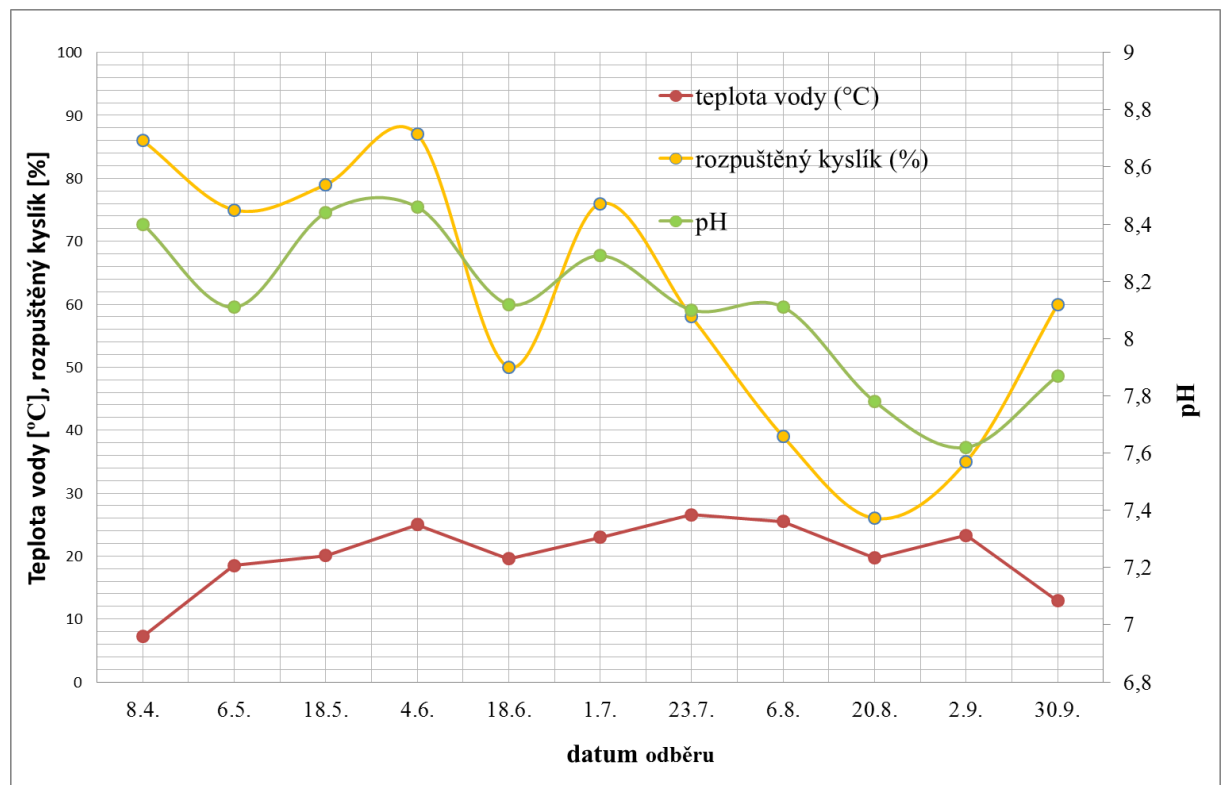
Z fyzikální a chemické analýzy vody jasně vyplývá to, že rybník Šumický dolní se řadí mezi eutrofní rybníky (Tab. č. 3 a 4 v příloze). Koncentrace kyslíku v rybníku Šumický dolním nebyl ideální, ale se srovnáním rybníkem Šumickým horním se nevyskytovaly, tak výrazné poklesy hodnot (Obr. 9). U rybníku Šumický dolní bylo množství biomasy fytoplanktonu (chlorofyl-a) i hodnoty obsahu celkového dusíku a fosforu nižší než u rybníka Šumický horní. Průhlednost vody byla v rozsahu 20-45 cm (Obr. 10).

Obr. 11 vyznačuje hlavní skupiny fytoplanktonu v době monitorovaného období. Na začátku dubna mezi nejpočetnější patřily rozsivky (rody *Nitzschia*, *Stephanodiscus* a druh *Synedra acus*). Tyto rozsivky později vystřídaly zelené řasy (rody *Desmodesmus* a *Pediastrum*). Druhy z rodu *Microcystis* a *Planktothrix aghardii*. Z dalších skupin fytoplanktonu se nejčastěji nacházely krásnoočky rodu *Colacium*. Po celý průběh měsíce srpna dominovaly sinice a to především druhu z rodu *Microcystis* a druh *Woronichinia naegeliana*. V průběhu monitoringu bylo zjištěno, že fytoplanktoní společenstvo bylo potravně nevyhovující pro zooplankton.

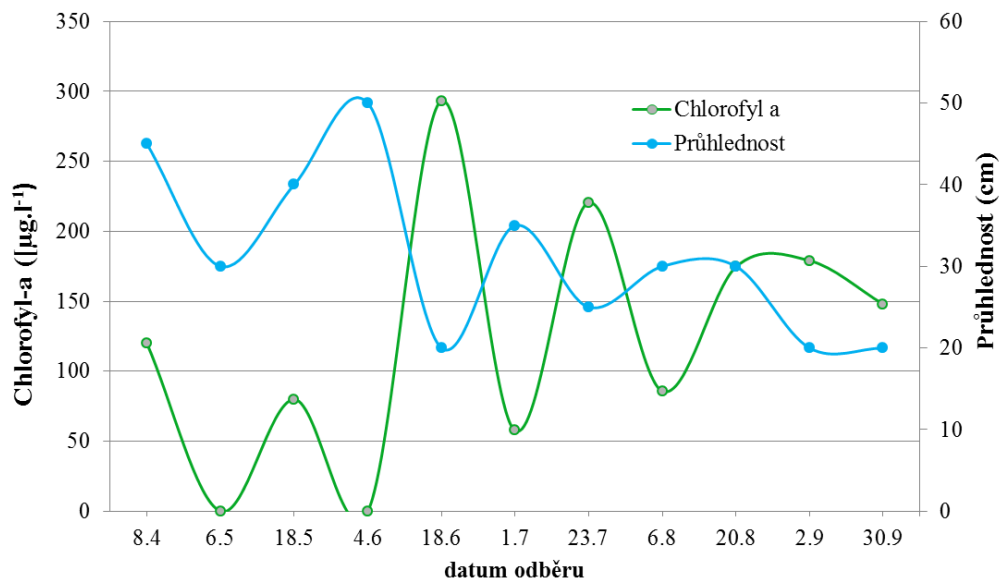
V průběhu sledování ve společenstvu zooplanktonu byla zaznamenána převaha drobného zooplanktonu (většina perlooček). V průběhu sledování ve společenstvu

zooplanktonu byla zaznamenána převaha drobného zooplanktonu (většinou drobných perlooček). K výkyvům došlo pouze v měsících červenec a srpen, kdy zřejmě došlo ke přirozenému kolísání abundance zooplanktonu v důsledku přirozené sukcese a tím částečnému úhynu zooplanktonu. Po celou dobu byla abundance v celku konstantní (Obr. 12).

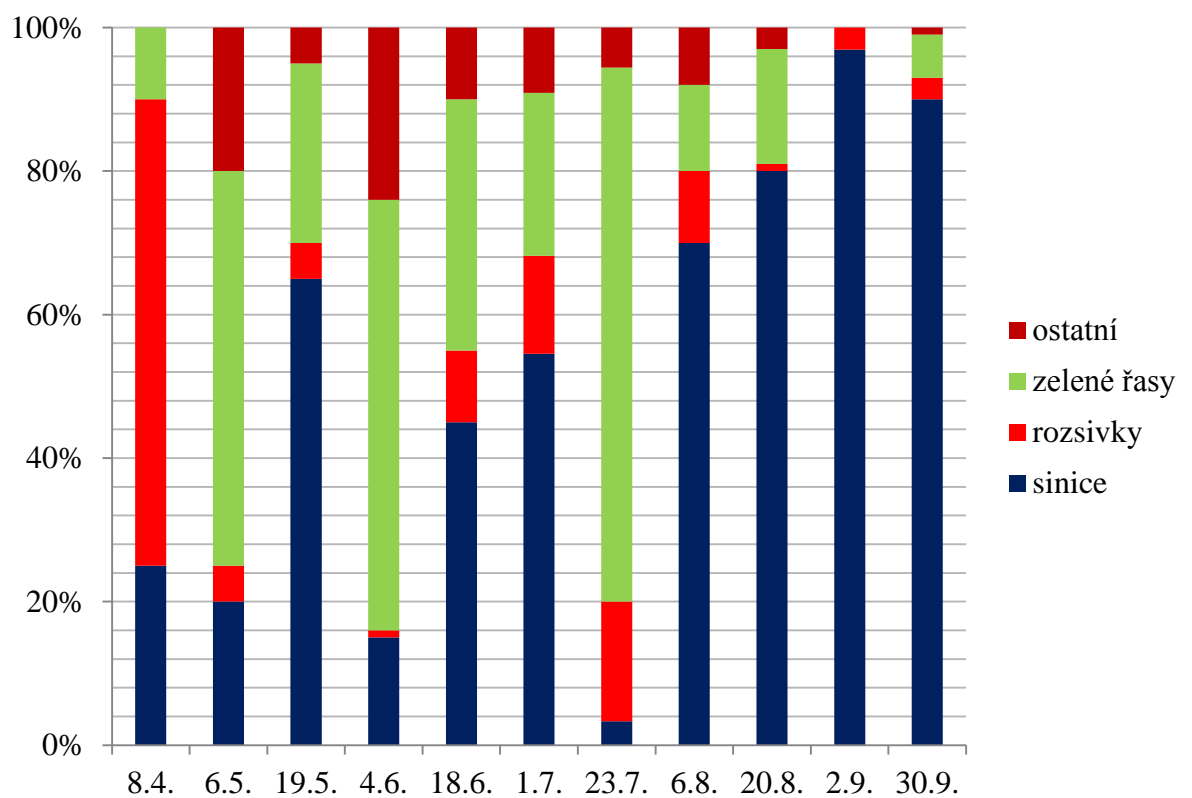
Křivka odpovídá standardní dynamice v rybím prostředí. Jednorázový výkyv mohl být způsoben aktuálními povětrnostními podmínkami (Obr. 12).



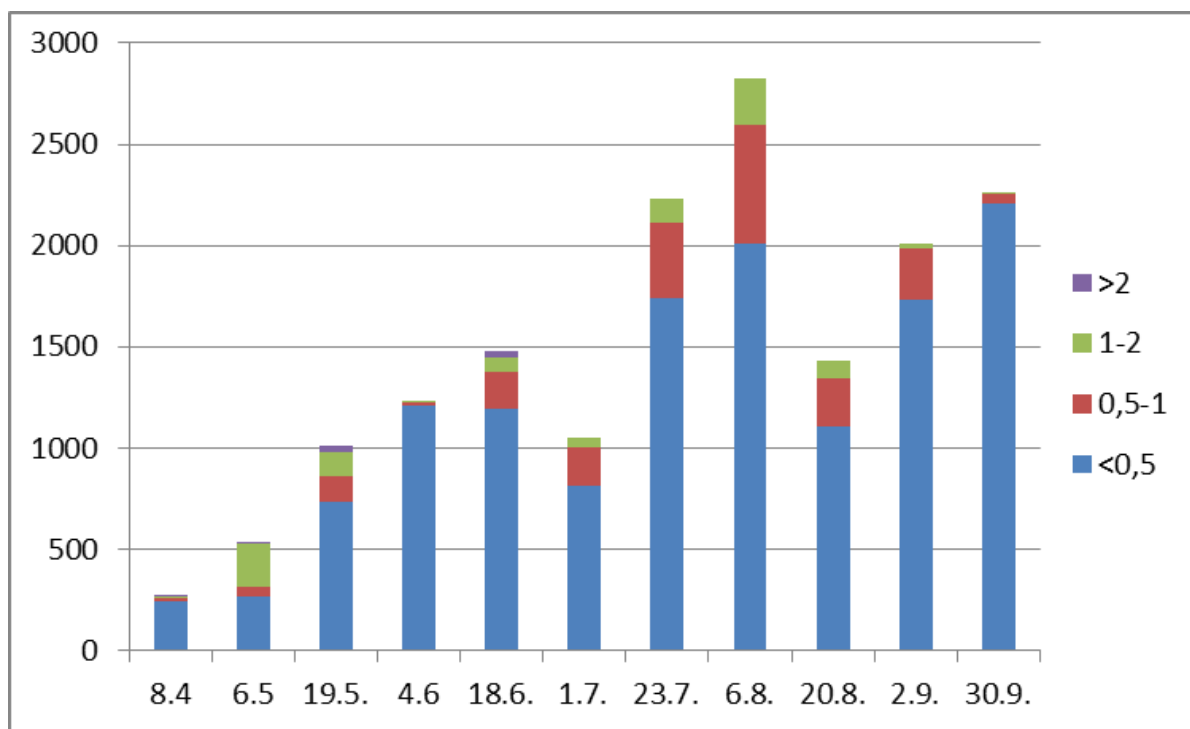
Obr. 9: Kolísání teploty vody, obsahu rozpuštěného kyslíku a pH vody na rybníce Šumický dolní



Obr. 10: Hodnoty průhlednosti vody a biomasa fytoplanktonu vyjádřená v hodnotách chlorofylu a na rybníce Šumický dolní



Obr. 11: Podíl hlavních skupin fytoplanktonu na rybníce Šumický dolní v průběhu monitoringu

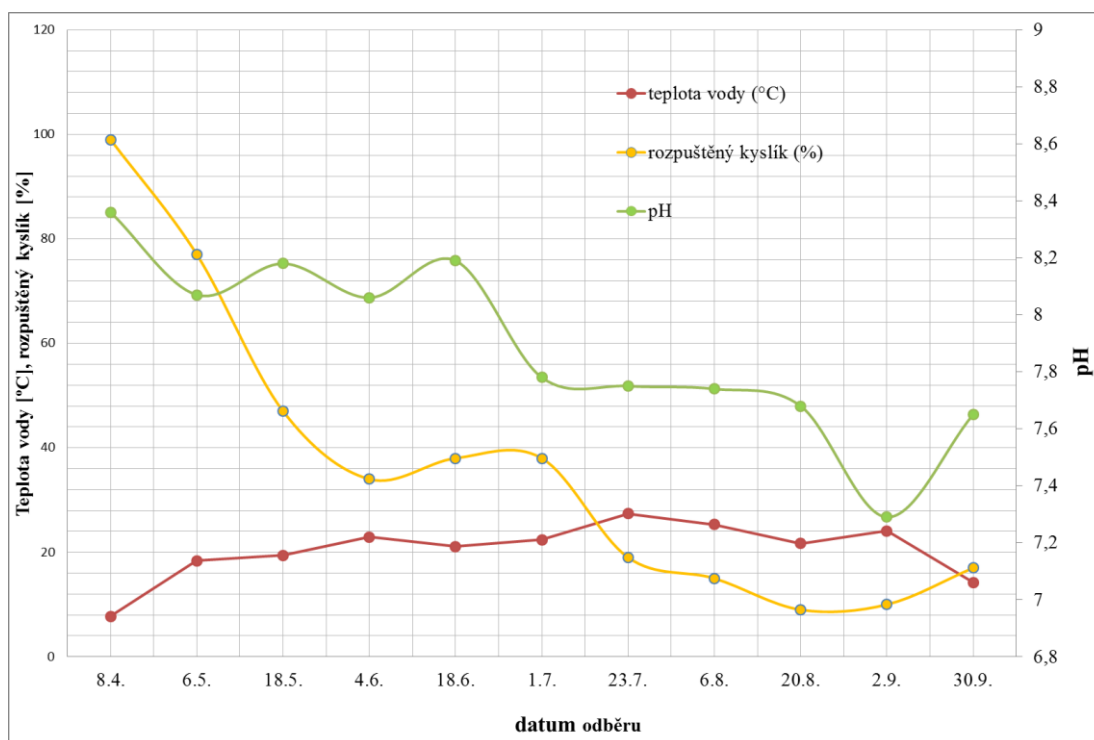


Obr. 12: Velikostní skupiny (mm) a počet jedinců (ind.l⁻¹) zooplanktonu na rybníce Šumický dolní v průběhu monitoringu

5.3 Pohořelický

Z fyzikální a chemické analýzy vody jasně vyplývá to, že rybník Pohořelický se řadí mezi eutrofní rybníky (Tab č. 5 a 6 v příloze). Monitorované fyzikální a chemické parametry byly ovlivněny výlovem, který probíhal jarním období. Nízká čísla chlorofylu-a byla spolu s vysokou průhledností pouze v krátkém intervalu. Na počátku měsíce květen, již byly hodnoty veškerých parametrů podobné jako ve zbylých sledovaných rybnících (Obr. 13 a 14). Ve sledovaném rybníce byly koncem vegetačního období naměřeny nízké hodnoty kyslíku. I přesto nebyl zjištěn žádný úhyn rybí

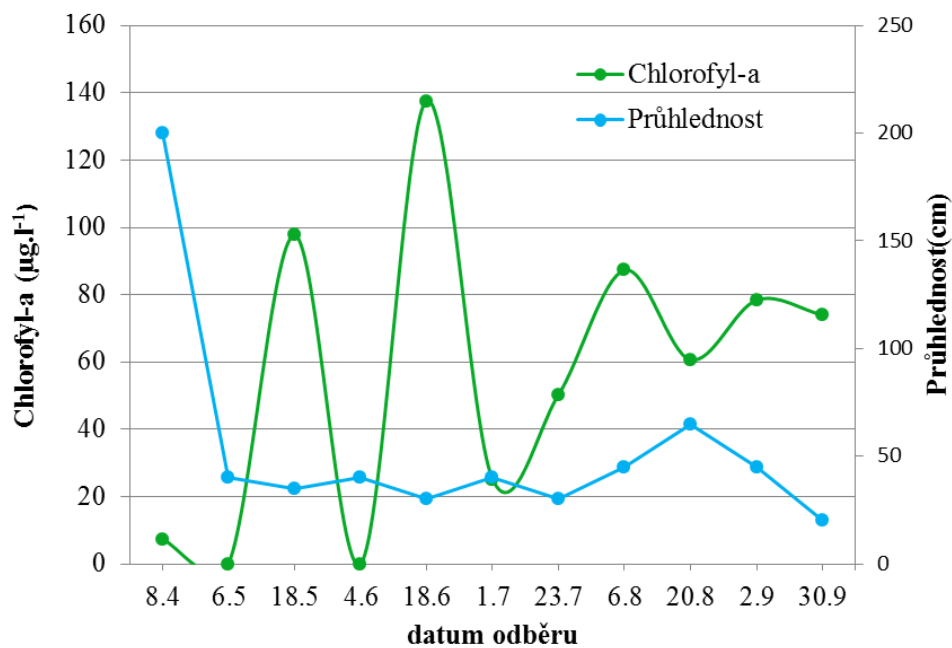
obsádky.



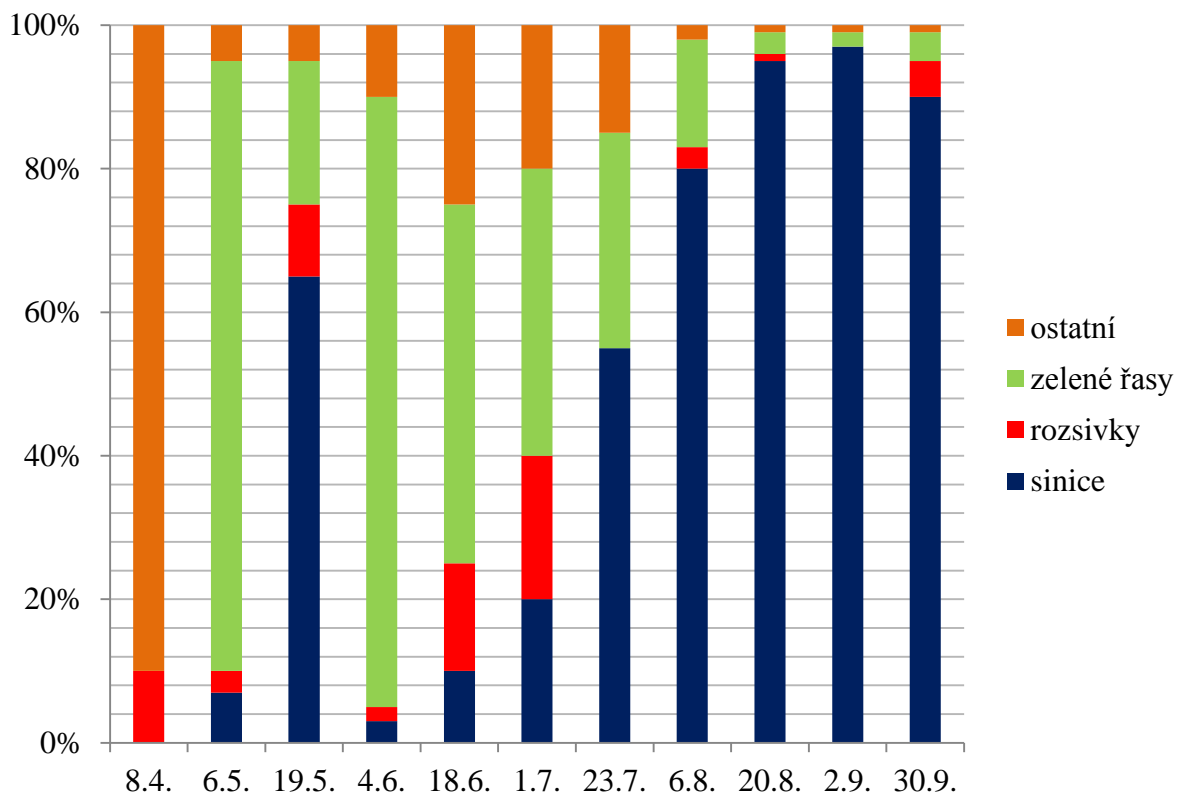
Obr. 13 Kolísání teploty vody, obsahu rozpuštěného kyslíku a pH vody na rybníce Pohořelický

Obr. 15 znázorňuje během monitorovaného období dominantní skupiny fytoplanktonu. Na začátku dubna po napuštění vyloveného rybníka byl fytoplankton poměrně chudý. Ve vzorcích vody byl zřejmý rozvoj větších druhů fytoplanktonu. Krásnoočka rodu *Colacium* byly zcela dominantní. Následoval rozvoj především zelených řas a to převážně rodu *Desmodesmus*, *Scenedesmus*, *Pediastrum*. V měsících, které se řadily mezi nejteplejším, tak se začaly prosazovat sinice, které od začátku srpna na rybníce jasně dominovaly. Mezi hlavní druhy, které patřili k dominantním byly vláknité sinice druhu *Aphanizomenon flos-aquae*, *Cuspidothrix issatschenkoi* a *Planktothrix aghardii*. Z potravního hlediska byla struktura fytoplanktonního společenstva zcela nevyhovující pro zooplankton. Stejně jako na předchozím rybníce (Šumický dolní).

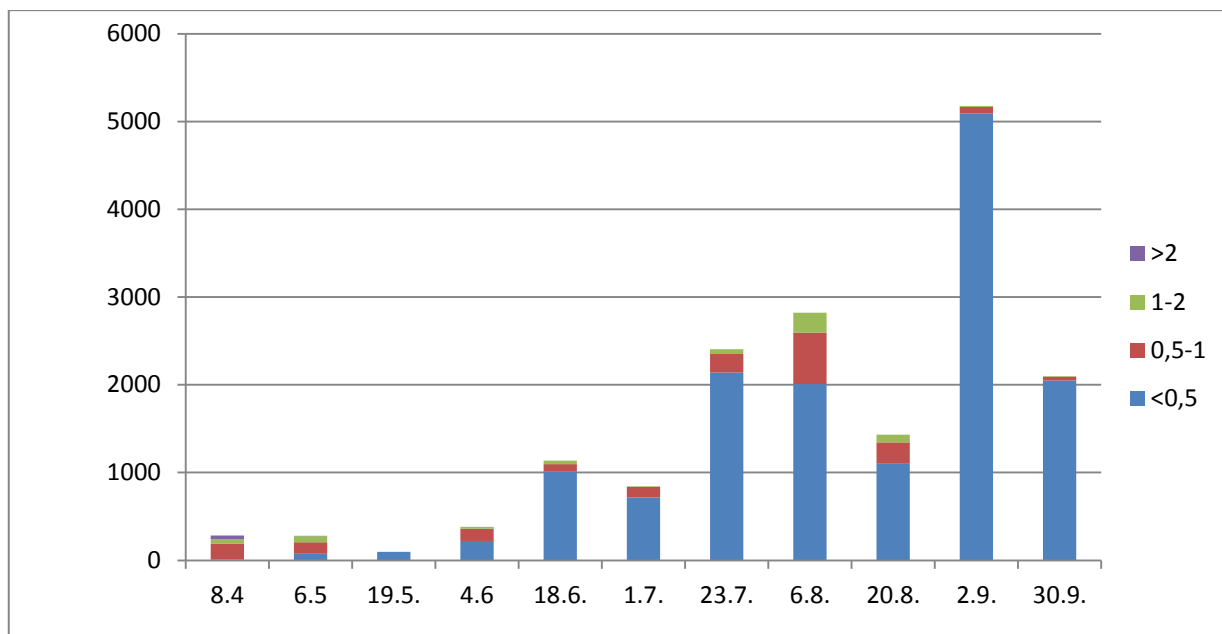
Celková dynamika zooplanktonního společenstva odpovídá standartnímu průběhu v rybnících s pozdním nástupem zooplanktonu, který byl dán pravděpodobně pozdním napuštěním rybníka na přelomu března a dubna (Obr. 16).



Obr. 14 Hodnoty průhlednosti vody a biomasa fytoplanktonu vyjádřená v hodnotách chlorofylu a na rybníce Pohořelický



Obr. 15 Podíl hlavních skupin fytoplanktonu na rybníce Pohořelický v průběhu monitoringu



Obr. 16 Velikostní skupiny (mm) a počet jedinců (ind.l⁻¹) zooplanktonu na rybníce Pohořelický v průběhu monitoringu

6 Diskuze

Zvyšování zátěže živinami (fosforem a dusíkem) a nárůst rybích obsádek vede k vyššímu stupni trofie rybníků. Jak uvádí Pechar (2015), z důvodu zvyšování aplikace dávek organických hnojiv a příkrmování ryb obilím, dochází k většímu přísunu čistého dusíku a fosforu do rybníků. Např. na třeboňských a blatenských rybnících byly v letech 1991-1993 aplikovány dávky v průměru 46 kg N.ha⁻¹ a 10 kg P.ha⁻¹, což mělo za následek hypertrofní stav. K eutrofním rybníkům se řadí také rybníky Šumický horní, Šumický dolní a Pohořelický.

Průhlednost byla z důvodu vyšší biomasy fytoplanktonu a vyšší obsádky ryb poměrně nízká, průměr činil 32 cm u rybníků Šumický horní a Šumický dolní. Pohořelický rybník měl průhlednost v průměru 50 cm, jelikož byl napuštěn na přelomu března. Později se však průhlednost snížila, protože se vytvořila vysoká biomasa fytoplanktonu. Pro porovnání v rámci sledování rybníka Novoveský byla průhlednost 30 cm (Kopp et al., 2006), což odpovídá naší sledované soustavě.

rybník Sykovec a Medlov, které se nacházejí na Českomoravské vrchovině severovýchodně od Žďáru nad Sázavou v nadmořské výšce 740 metrů, měly v roce 2012

průměrnou průhlednost za vegetační období 110,2 cm (Brabec 2012). V tomto případě hraje ale nezanedbatelnou roli vyšší nadmořská výška a s ní související klima.

Konduktivita (měrná vodivost) byla v naší sledované soustavě naměřena ve vyšších hodnotách, což svědčí o zvýšeném množství anorganických aniontů. Vodivost se pohybovala od 80,1- 121,9 mS.m⁻¹. S porovnání s rybníkem Nesytem, kde byla naměřena hodnota kolem 178 mS.m⁻¹ a to díky podloží, které obsahuje vysoký podíl uhličitánů a síranů (Kopp et al., 2006). Ve srovnání rybníku Medlov a Sykovec se vodivost pohybovala od 7,10 do 9,99 mS.m⁻¹ (Brabec, 2012), což svědčí o nízkém množství anorganických iontů.

Koncentrace chlorofylu a byla po celou dobu měření ve vyšších hodnotách (Obr. č. 3,10 a 14). Průměr hodnot chlorofylu a na rybníku Šumický horní činil 288 µg.l⁻¹, což podle Vachty et al., (2015) řadí tento rybník do skupiny eutrofní. S výjimkou počátkem července, kdy na tomto rybníce byla naměřena hodnota 29,6 µg.l⁻¹. Důvodem této nižší hodnoty bylo zřejmě odumření populace fytoplanktonu a následný kyslíkový deficit. Nejnižší hodnota byla naměřena na rybníku Pohořelický a to počátkem dubna, kdy byl teprve napuštěn, ale i tak se hodnoty pohybovaly v rozmezí od 50,3 – 137,6 µg.l⁻¹. Pro srovnání s rybníkem Novoveským, kde se průměrné hodnoty pohybovaly kolem 400 – 450 µg.l⁻¹ (Kopp et al., 2006). Z toho je patrné, že Novoveský rybník lze charakterizovat jako silně úživný (eutrofní).

Pro intenzivně obhospodařované rybníky jsou typické hodnoty celkového obsahu dusíku a jeho anorganických forem (dusitanový, dusičnanový a amoniakální dusík) (Tab. č. 2). V průběhu monitoringu množství dusičnanového dusíku kolísalo v rozmezí 0,1 - 3,78 mg.l⁻¹N-NO₃. Tyto hodnoty jsou srovnatelné s rybníky Šumický dolní a Pohořelický a podobné hodnotám z monitoringu, který probíhal v předchozích letech na rybníku Novoveský (Kopp et al., 2006).

Koncentrace dusitanového dusíku se pohybovaly v měřeném období v hodnotách 0,001 - 0,034 mg.l⁻¹. Dle zákona č.401/2015 Sb. je přípustná hodnota pro kaprové vody 0,12 mg.l⁻¹. Pokud by se v přírodních vodách nacházely vyšší hodnoty dusitanového dusíku (při dostatku kyslíku) pak poukazují na antropogenní znečištění.

V naší sledované soustavě rybníku se koncentrace celkového dusíku pohybovala v hodnotách 1,7 – 6,9 mg.l⁻¹. Vzhledem k aplikaci chlévské mrvy na rybníku Šumický horní, kde se hodnoty nacházely v rozmezí 2,9 – 6,9 mg.l⁻¹, jsou tyto hodnoty běžné. Jak

poukazuje studie Kopp et al. (2006), pro srovnání s rybníkem Novoveským se koncentrace celkového dusíku pohybovala v rozmezí od 2,9 - 5,1 mg.l⁻¹ a hodnoty celkového dusíku v sedimentech rybníka se pohybovaly od 7,35 do 57,58 µg.g⁻¹ sušiny sedimentu. Ve srovnání rybníka Šumický horní se hodnota celkového dusíku vyskytovala kolem 100 mg.kg⁻¹ sušiny sedimentu, což je téměř dvojnásobek. S porovnáním rybníků Medlov a Sykovec, kde se hodnoty celkového dusíku pohybovaly v průměru 1,27 až 1,7 mg.l⁻¹ (Brabec 2012).

Koncentrace celkového fosforu se za monitorované období pohybovala v rozmezí hodnot od 0,17 do 0,63 mg.l⁻¹. U rybníků Šumický dolní a Pohořelický byly tyto hodnoty nižší. Jak uvádí Kopp et al., (2006), celkový fosfor v rybníce Novoveským se za sledované období pohyboval v rozmezí hodnot od 0,53 do 0,94 mg.l⁻¹, tyto hodnoty můžeme považovat za vysoké. Norma environmentální kvality vody (průměrná hodnota) pro celkový fosfor je dle nařízení vlády č.401/2015 Sb. v platném znění 0,15 mg.l⁻¹. Z mých výsledků je zřejmé to, že hodnoty v této normě pro celkový fosfor byly v naší sledované soustavě překročeny vícekrát, než norma dovoluje. Jak zmínil Jan et al., (2015) fosfor je obecně znám jako hlavní příčina eutrofizace vod jak stojatých, tak i tekoucích. Kromě rozpustné formy, kterou využívají allochtonní organismy pro svůj rozvoj nachází se ještě fosfor, který je vázaný v částicích nazývaných se partikulovaný. Tyto částice se v nádržích zpomalují a sedimentují. Vytváří tak dnový sediment. V tomto sedimentu pak probíhá celá řada procesů (fyzikálně-chemické a biologické procesy). Proto byly stanoveny hodnoty chemických parametrů ve vodném výluhu, které nám přibližují, jaké množství živin se uvolňuje při rozrušování sedimentu rybami hledajícími potravu. Hodnota celkového fosforu ve vodném výluhu byla 21,2 mg.kg⁻¹ sušiny sedimentu. Tato hodnoty jsou mnohonásobně vyšší než u rybníka Novoveský, kde se hodnoty pohybovaly od 0,61 do 3,03 µg.g⁻¹ sušiny sedimentu. Je třeba zdůraznit to, že množství fosforu, které bylo stanoveno pomocí výluhu dle Mehlicha III by mělo být přímo úměrné k množství fosforu v sedimentu, které mohou rostliny použít pomocí kořenového systému (Sharpley, 2000).

Koncentrace orthofosfátů v Šumickém horním rybníku byla v rozmezí 0,005 - 0,284 mg.l⁻¹, pro porovnání s Novoveským rybníkem (Kopp, 2006), kde byly tyto hodnoty velice podobné. Šumický dolní a Pohořelický rybník měli ještě nižší koncentrace orthofosfátů (viz. tab. č. 4, 6 v příloze). Například jak zmiňuje Kopp et al., (2006), fosfor ve vodách patří mezi nejčastější limitující prvky, které omezují následující rozvoj

primárních producentů. Pro nadměrný rozvoj sinic a řas postačuje zpravidla koncentrace ortohofosfátů v setinách mg.l^{-1} . Biomasa sinic ve sledovaných rybnících vytvářela extrémní hodnoty a přesto koncentrace orhofosfátů jako nejdostupnější formy fosforu byla vyšší. Z toho můžeme vyvodit, že fosforu bylo dostatečné množství a rozvoj sinic jím nebyl nijak limitován.

Chemická spotřeba kyslíku (CHSK_{Cr}) ve sledovaných rybnících byla od 28 – 112 mg.l^{-1} . Hodnoty CHSK_{Cr} byly vyšší a přesahovaly maximální přípustného zatížení povrchových vod organickými látkami dle zákona č.401/2015 Sb.

S porovnáním rybníků Sykovec a Medlov (2012), které se nacházejí v chladnější oblasti než naše soustava rybníků, se hodnoty (CHSK_{Cr}) pohybovaly v rozmezí od 9,53 – 52,4 mg.l^{-1} .

Na rybnících Šumický horní a Šumický dolní je vyšší hodnota BSK_5 , to poukazuje na vyšší stupeň organického zatížení vody, než je na rybníku Pohořelický, kde byly v polovině června zaznamenány nejvyšší hodnoty. Pro Šumický horní to byla hodnota 22,55 mg.l^{-1} a Šumický dolní 13,67 mg.l^{-1} .

Kombinací více faktorů (fotosyntetická aktivita fytoplanktonu a vyšší koncentrace rozpuštěných organických látek) mohou být hodnoty CHSK_{Cr} a BSK_5 vyšší než je norma (Tab. 1). Jak uvádí Gergel (2006), na ukazatelích kyslíkového hospodaření se velmi projevuje okamžitá zásoba živin v sedimentech, která je zadržována po desítky let, ale i procesy v jednotlivých rybnících na obsah organické hmoty v živém stavu nebo rozdílném stupni rozkladu.

Jak uvádí Amengual-Morro (2012) změny ve složení společenstva fytoplanktonu jsou úzce spjaty se změnami fyzikálně-chemických vlastností rybníčních vod a také s organickým a živinovým zatížením. Určité environmentální faktory (pH, teplota, nasycení vody kyslíkem, obsah živin) mohou mít i druhově specifický význam vyznačující se rozdíly ve velikosti buněk, dělení buněk a délkou vláken. Mezi nejvýznamnější faktory patří teplota vody, která ovlivňuje velikost buněk společenstva fytoplanktonu a jejich délku vláken a to může mít efekt na filtrující zooplankton (Alam et al. 2001).

Poměr společenstva fytoplanktonu sledovaných rybníků je znázorněn na (Obr. č.4, 11 a 15). Z obrázku č. 4 je zřejmá převaha sinic po celou dobu vegetačního období, kdy ke konci července byly sinice přítomny ze 100 %. Na rybníku Šumický dolní měly na počátku dubna dominanci rozsivky z 65 %, ale od počátku srpna jasně dominovaly opět

sinice a to až do konce monitorovaného období. Poslední z naší soustavy rybníků byl Pohořelický, který byl napuštěn koncem března. Proto bylo zastoupení fytoplanktonu z počátku druhově slabé. Nicméně i tak v dalších měsících (počátek květena, červen) došlo nejprve k rozvoji zelených řas a později opět dominovaly sinice.

Nejdůležitější ukazatel predačního tlaku rybích obsádek ve stojatých vodách je velikostní a druhové složení zooplanktonu, které je tímto ovlivňováno. Tento fakt zmínil mimo jiné Hrbáček et al., (1961), Hrbáček (1962), Hrbáček, Dvořáková (1965) aj. a jak je vidět na Obr. 5,12 a 16.

Jak zmiňují Sukop a Kopp (2002) vliv velkých predátorů na složení zooplanktonu se většinou projevuje následujícím způsobem: Počátkem jara, kdy nízká teplota vody ještě do značné míry inhibuje intenzivní příjem potravy kaprovitých ryb, se v zooplanktonu nacházejí i větší druhy perlooček. př. *Daphnia magna* a *pulicaria*. Se vzrůstající teplotou vody postupně roste predační tlak rybí obsádky, který je zaměřený nejprve na největší a nejdostupnější potravní organismy (velké druhy perlooček), což se jasně potvrdilo na soustavě Šumický horní, Šumický dolní a Pohořelický, kde byla v letních zřejmá převaha velikostní frakce zooplanktonu pod 0,5 mm. Na rybníce Pohořelický je zřetelný chudý rozvoj zooplanktonu v začátku vegetačního období z důvodu slovení rybníka a jeho znovu napuštění (viz. Obr. 16). Druhové složení zooplanktonu ovlivňují i toxické látky uvolňované do vody v případě vyššího rozvoje vodních květů Fulton a Pearl (1987), Reinikainen et al., (1995). Složení mohou ovlivňovat kromě abiotických faktorů také abiotické př. teplota vody, pH vody, koncentrace kyslíku, aj.

7 ZÁVĚR

Ze změřených hodnot lze usoudit, že monitorované rybníky jsou vysoce produktivní. Rybníky se vyznačují vysokou vodivostí, jelikož mají vysoký obsah kationtů a aniontů. Vyšší hodnoty kyselinové neutralizační kapacity spolu s vápníkem a hořčíkem poukazují na vysokou pufrací schopnost vody. V roce 2015 bylo aplikováno bílé vápno, kdy jeho funkce byla pouze z dezinfekčního hlediska.

Soustava rybníků Šumický horní, Šumický dolní a Pohořelický se jednoznačně řadí do eutrofního stupně. Tento stupeň se vyznačuje obrovskou biomasou primárních producentů, vysokou koncentrací organických látek, nižší průhledností, dostatkem základních biogenů a většinou u dna probíhají redukční procesy.

S ohledem na meteorologické podmínky může docházet k velice rychlým změnám v intenzitě fotosyntézy. Z toho důvodu dochází ke kolísání obsahu rozpuštěného kyslíku. Vzhledem k silné intenzitě hospodaření na těchto rybnících jsou podmínky pro zlepšení kvality vody velmi omezené (co se týká obsahu rozpuštěného kyslíku). Po zjištění poznatků z monitorované soustavy rybníku jsem vytvořil hypotézu, která popisuje úkony, který by vedly ke zlepšení současného stavu. Primárně může ke stabilizaci rybníčního ekosystému a následnému zlepšení kvality vody přispět snížení krmné dávky (organických látek) a omezení dávky hnojiv. Sekundární možnost je odbahnění rybníků, které je finančně nákladné. Jedná se o odbahnění mechanické nebo za pomoci enzymaticko-bakteriálních preparátů.

Aby nedocházelo ke kyslíkovým deficitům, doporučuji meliorační opatření (letnění, zimování rybníků) a nastavení dvouhorkového (lovení jednou za dva roky) systém hospodaření. Především na rybníce Šumický horní zcela neschvaluji aplikaci organických hnojiv, které napomáhají ke kyslíkovým deficitům. Dále doporučuji použití aeračních přístrojů, pokud tyto deficity nastanou. K rozvoji zelených řas, které svou fotosyntetickou činností napomáhají k zlepšení kyslíkových poměrů, ale zároveň jsou dobře redukovatelné vyžíráním tlakem zooplanktonu, doporučuji v menší míře aplikovat fosfátové hnojení.

8 PŘEHLED POUŽITÉ LITERATURY

ADÁMEK Z., 2013: *Příručka pro rybářské hospodáře*. 1. vyd. Praha: Český rybářský svaz. ISBN 978-80-905280-2-4.

ADÁMEK Z., HELEŠIC J., MARŠÁLEK B. & RULÍK M., 2008: *Aplikovaná hydrobiologie*. VÚRH JU Vodňany, 74-256 s.

ADÁMEK Z., HELEŠIC J., MARŠÁLEK B. & RULÍK M., 2010: *Aplikovaná hydrobiologie*. Vodňany: FROV JU, 350 s.

ADÁMEK Z., JIRÁSEK J., KRUPAUER V., 1989: *Rybářství a ochrana vod*. Brno: Vysoká škola Zemědělská, 121s.

ALAM M.G.M., JAHAN J., THALIB L., WEI B. & MAEKAWA T., 2001: *Effects of environmental factors on the seasonally changes of phytoplankton populations in a closed freshwater pond*. *Environment International*, 27. 363-371 s.

AMBROŽOVÁ J., 2003: *Aplikovaná a technická hydrobiologie*. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze. Praha, 1-216 s.

AMENGUAL-MORRO, C., NIELL, G. M. & MARTÍNEZ-TEBERNER, A., 2012: *Phytoplankton as bioindicator for waste stabilization ponds*. *Journal of Environmental Management*, 95. 71-76s.

BENCKO V., LENER J. & CIKRT M., 1995: *Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka*. 2. přepracované a doplněné vyd. Praha: Grada Publishing. ISBN 80-7169-150-X.

BRABEC T., 2012: *Možnost produkčního využití rybníčních ploch v různých klimatických a hospodářských podmínkách*. Brno. Doktorská disertační práce. Mendelova univerzita v Brně, Agronomická fakulta, Ústav zoologie, rybářství, hydrobiologie a včelařství. Vedoucí práce doc. Dr. Jan Mareš.

BRZÁKOVÁ M., HEJZLAR J. & NEDOMA J., 2003: *Phosphorus uptake by suspended and settling in a stratified reservoir*. *Hydrobiologia*, 504 (1-3), s. 39-49

CÍLEK V., KENDER J., 2004: *Voda v krajině: kniha o krajinotvorných programech*. Praha: Consult pro Ministerstvo životního prostředí a Agenturu ochrany přírody a krajiny ČR. ISBN 80-902132-7-8.

ČÍTEK J., KRUPAUER V., KUBŮ F., 1998: *Rybníkářství*. 2. aktualiz. vyd. Praha: Informatorium. ISBN 80-86073-26-2.

ČSN EN ISO 10260, 1996: *Jakost vod. Měření biochemických ukazatelů. Spektrofotometrické stanovení koncentrace chlorofylu-a*. Praha: Český normalizační institut, s. 12.

DUBSKÝ K., 2015: *Chov ryb v rybnících pro stavební zaměření*. Střední rybářská škola a Vyšší odborná škola vodního hospodářství a ekologie. Vodňany, s.46-194. ISBN 978-80-87096-20-8.

DUVIGNEAUD P., 1988: *Ekologická syntéza*. 2. vyd. Praha: Academia,

GERGEL J., 2006: Vztahy v rybničním ekosystému a možnosti jejich hodnocení a změn. In: BOLHA P., a HAUSEL J. (eds): Sborník referátů z konference o rybářství, kvalitě vody a právních předpisech souvisejících s rybářstvím. Rybářství Třeboň a.s. s. 94.

GRÜNWARD A., 1993: *Hydrochemie*. 1. vyd. Praha: České vysoké učení technické, 175 s.

HANEL L. & LUSK S., 2005: *Ryby a mihule České republiky: rozšíření a ochrana*. 1. vyd. Vlašim: Český svaz ochránců přírody Vlašim. ISBN 80-86327-49-3.

HARTMAN P., PŘIKRYL I. & ŠTĚDRONSKÝ E., 2005: *Hydrobiologie*. 3. přeprac. vyd. Praha: Informatorium, 359 s. ISBN 80-7333-046-6.

HAVLÍČEK L. & et al., 1969: Rybniční bahno a rybniční okraje – vhodné materiály pro zúrodnění půd, s. 213-223. In: *Problematika rybničních nádrží. Sborník přednášek z celostátní konference, konaná ve dnech 21. - 22. října 1969 v Českých Budějovicích*. České Budějovice: Dům techniky ČSVTS České Budějovice, 242 s.

HETEŠA J. & KOČKOVÁ E., 1998: *Hydrochemie*. 1. vyd. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, 95 s. ISBN 80-7157-289-6.

HINDÁK F., 1978: *Sladkovodné riasy*. 1. vyd. Bratislava: Slovenské pedagogické nakladateľství, 728 s.

HORÁKOVÁ M., 2007: *Analytika vody*. 2. vyd. opr. a rozš. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 335 s. ISBN 978-80-7080-520-6.

HRBÁČEK J. 1962: Speciec composition ant he amount of zooplankton in relation to the fish stock. – Rozpravy CSAV Praha, 72 10 : 1-116.

HRBÁČEK J., DVOŘÁKOVÁ M., KOŘÍNEK V., PROCHÁZKOVÁ L. 1961: *Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of*

zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. -
verh. Internat. Verein. Limnol. 14:192-195

KOČÍ V., 2000: *Eutrofizace 2000: sborník semináře 10. 10. 2000.* 1. vyd. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 58 s. ISBN 80-7080-396-7.

KOPP R. HILSCHEROVÁ K. & POŠTULKOVÁ E., *Základy vodní ekotoxikologie.* Vydání: první, 2015. Brno: Mendelova univerzita v Brně, 2015.151s. ISBN 978-80-7509-334-9.

KOPP R., MAREŠ J., ZIKOVÁ A., HETEŠA J., FIALA J., Sukop I., & KUKAČKA, V. *Hydrobiologické sledování základních parametrů kvality vody planktonních společenstev v průběhu vegetačního období roku 2006 na rybníce Novoveský.* Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Brno, 2006, 22, s.

KOPP R., *Hydrochemie nejen pro rybáře.* Vydání: první, 2015. Brno: Mendelova univerzita v Brně, 2015.119s. ISBN 978-80-7509-352-3.

KOPP R., *Monitoring vybraných parametrů rybníků Šumický horní, Šumický dolní, Pohořelický, Branišovický horní, Branišovický dolní, Vlasatický horní a Křížový.* Brno, 2015. Mendelova univerzita, 46. S. 30-46.

KUBÍK L., 2009: *Monitoring rybníčních a říčních sedimentů, průběžná zpráva 1995-2008.* Brno: ÚKZÚZ Brno, Odbor bezpečnosti krmiv a půdy, 18 s.

LELLÁK J. & KUBÍČEK F., 1991: *Hydrobiologie.* 1. vyd. Praha: Karolinum. ISBN 80-7066-530-0.

LINDA E. GRAHAM, JAMES M. GRAHAM, LEE W. WILCOX., Linda E. Graham, James M. Graham, Lee W. Wilcox. *Algae.* 2nd ed. San Francisco: Benjamin Cummings, 2009. ISBN 97-8032-155-965-4.

LUSK L., 2015: *Rybníky a ostatní malé vodní nádrže v krajině – význam a funkce,* s. 15-24.: *České rybníky a rybářství ve 20.století.* České Budějovice: Rybářské sdružení České republiky, 335s ISBN 978-80-87699-06-5.

MOSS B., *Ecology of freshwaters: a view for the twenty-first century.* 4th ed. Chichester, West Sussex: Wiley-Blackwell, 2010. ISBN 978-1-4443-3474-6.

PECHAR L., 1995: *Long-term changes in fish pond management as „an unplanned“ ecosystem experiment: importance of zooplankton structure, nutrient and light for species composition of cyanobacterial blooms.* Wa. Sci. Tech. Vol. 32(54): s. 187 – 196

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, s. 23-31.

PECHAR L., 2015: *Století eutrofizace rybníků - synergický efekt zvyšování zátěže živinami (fosforem a dusíkem) a nárůst rybích obsádek*. Jihočeská univerzita, České Budějovice, 1-6s.

PECHAR L., PŘIKRYL I., FAINA R., 2002: *Hydrobiological evaluation of Třeboň fishponds in the end of the nineteenth century*. In: Květ J., Jeník J., Soukupová L. (eds.) *Freshwater wetlands and their sustainable future*, Paris, s. 31 – 61

PITTER, P., 2009: *Hydrochemie*. 4. aktualiz. vyd. Praha: Vydavatelství VŠCHT Praha, 579 s. ISBN 978-80-7080-701-9.

POKORNÝ J., 2009: *Vodní hospodářství: stavby v rybářství*. 1. vyd. Praha: Informatorium, 318 s. ISBN 978-80-7333-071-2.

POKORNÝ J., 2015: *Předmluva*, s. 7-9. *České rybníky a rybářství ve 20. století*. České Budějovice: Rybářské sdružení České republiky, 335s ISBN 978-80-87699-06-5.

POULÍČKOVÁ A., 2011: *Základy ekologie sinic a řas*. 1. vyd. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci. ISBN 978-80-244-2751-5.

RAJCHARD J., 2002: *Ekologie*. 1. vyd. České Budějovice: Kopp, 197 s. ISBN 80-7232-191-9.

REINIKAINEN M., KETOLA M., JANTUNEN M., WALLS M., 1995: *EFFECTS of Microcystis aeruginosa exposure and nutritional status on the reproduction of Daphnia pulex*. -J.

ŘÍHOVÁ AMBROŽOVÁ J., 2003: *Aplikovaná a technická hydrobiologie*. 2. vyd. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 226 s. ISBN 80-7080-521-8.

- SHARPLEY A.N. 2000: Bioavailable phosphorus in soil. pp. 38-43. In G.M. Pierzynski (ed.), Methods for phosphorus analysis for soils, sediments, residuals, and waters. Southern Cooperative Series Bull. XXX
- SCHUBERT A. & LELLÁK J., 1973: *Život ve sladkých vodách*. Vyd. 1. Praha: Státní pedagogické nakladatelství, s. 122- 285
- SMITH V. H., TILMAN G. D., NEKOLA J. C., 1999: Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100 (1-3), s. 179-196
- SMUTNÁ M., SVOBODOVÁ Z., VORLOVÁ L., 2001: *Vznik a pohyb amoniaku ve vnitřním prostředí ryb*. In: Kolářová, J. et al., (red.). Sborník referátů z konference Ochrana zdraví ryb. VÚRH JU Vodňany, s. 97-105.
- SUKOP I. & HETEŠA. J., 1984: *Aplikovaná hydrobiologie I*. Brno: Vysoká škola Zemědělská, 105 s.
- SUKOP I. & KOPP R., 2002: *Monitoring planktonních společenstev a sledování hydrochemických parametrů na Lednických rybnících v roce 2002*. Lednice na Moravě: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, 21 s.
- SUKOP I., 2006: *Ekologie vodního prostředí*. 1. vyd. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, 199 s. ISBN 80-7157-923-8.
- SVOBODOVÁ Z. et al., 1987: *Toxikologie vodních živočichů*. MZVŽ ČSR a Český rybářský svaz, Středisko interním publikací, Praha, 231 s.
- SVOBODOVÁ Z., 1987: *Toxikologie vodních živočichů*. 1. vyd. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 231 s.
- ŠEJNOHOVÁ Z., MARŠÁLEK, B. 2006: *Microcystis – dominující rod vodních květů: nové poznatky v autoekologii*. In: :Cyanobacterie 2006, 24-25 května 2006, Brno, Česká republika, Maršálek Blahoslav, Feldmanová Marie, Maršálek Eliška, (Edit.), 7-12, s.
- ŠVEHLA P., JENÍČEK P., HABART J., HANČ A., BALÍK J., 2010: *Testování vlivu vybraných faktorů na průběh nitrifikace kalové vody*. *Chemické listy*, 104, s. 343-348
- TLAPÁK V. & HERYNEK J., 2002: *Malé vodní nádrže*. 1. vyd. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita. ISBN 80-7157-635-2.

UHLMANN D., 1975: *Hydrobiologie ein Grundriß für Ingenieure und Naturwissenschaftler*. Jena: Fischer. ISBN 3437302124.

VACHTA R., NUSL P., SMÉKAL D., LEPIČ P., & BUŘIČ M., 2015: *Recirkulační systémy*. Střední rybářská škola a Vyšší odborná škola vodního hospodářství a ekologie. Vodňany, 2015., s. 52-223 ISBN 978-80-87096-20-8.

VALENTOVÁ O., MÁCHOVÁ J. A KOCOUR KROUPOVÁ H., 2013: *Základy hydrochemie – návody pro laboratorní cvičení*. 1. vyd. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 123 s. ISBN 978-80-87437-46-9.

ŽÁČEK L., 1998: *Hydrochemie*. 1. vyd. Brno: VUTIUM, 80 s. ISBN 80-214-1167-8.

Internetové zdroje

NAVRÁTILOVÁ M., 2008: *Studium sezónních změn jakosti vody ve Vírské přehradě*. Diplomová práce, (in MS), Vysoké učení technické v Brně, Brno, s. 120. <https://dspace.vutbr.cz/xmlui/bitstream/handle/11012/13203/navratilova.pdf?sequence=1>.

Sedimenty. *Oddělení rybářství a hydrobiologie* [online]. 2000 [cit. 2016-04-16]. Dostupné z: <http://rybarstvi.eu/dok%20rybari/zaklad.pdf>.

Živiny v krajině. *DAPHNE ČR - Institut aplikované ekologie* [online]. České Budějovice, 2006 [cit. 2016-04-16]. Dostupné z <http://daphne.cz/indikacezivin/tivin.shtml#np>

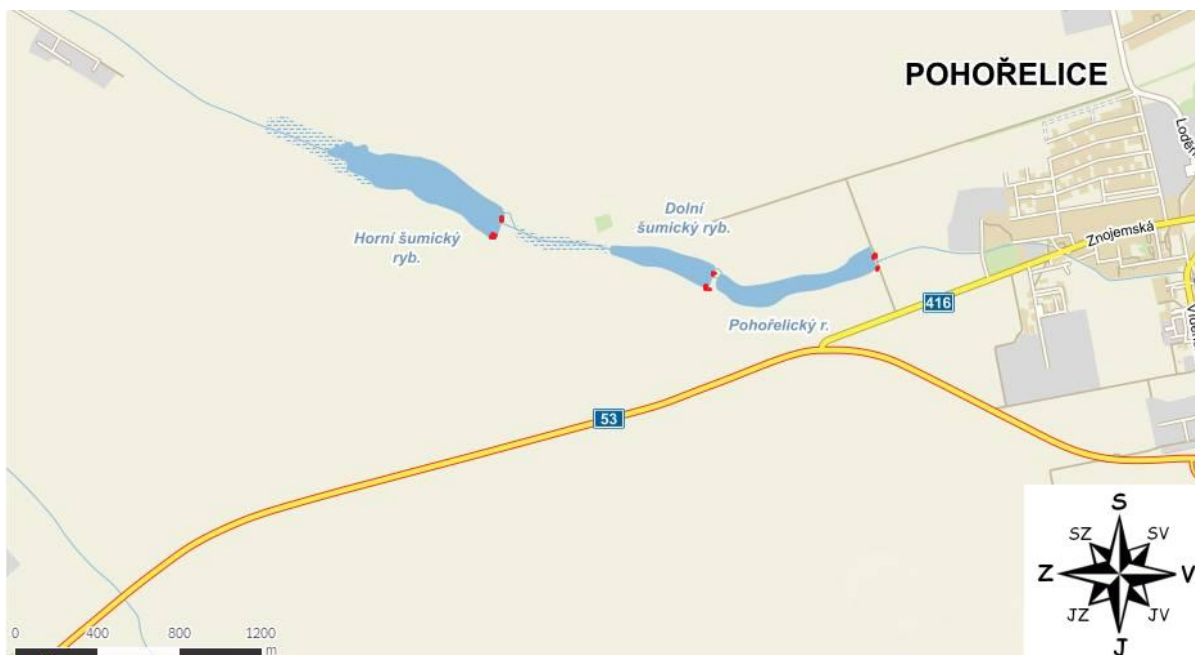
9 SEZNAM OBRÁZKŮ

- Obr. 1: Změny v relativním zastoupení CO_2 , HCO_3^- a CO_3^{2-} ve vodních nádržích v závislosti pH vody (Lellák a Kubíček, 1992) 14
- Obr. 2: Kolísání teploty vody, obsahu rozpuštěného kyslíku a pH vody na rybníce Šumický horní..... 41
- Obr. 3 Srovnání abundance zooplanktonu a biomasy fytoplanktonu vyjádřené v hodnotách chlorofylu-a na rybníce Šumický horní..... 42

Obr. 4: Podíl hlavních skupin fytoplanktonu na rybníce Šumický horní v sledovaném období	43
Obr. 5: Velikostní skupiny (mm) a počet jedinců (ind.l ⁻¹) zooplanktonu na rybníce Šumický horní v průběhu monitoringu	44
Obr. 6: Koncentrace rozpuštěného kyslíku (%) v hladinové vrstvě rybníka Šumický horní v dopoledních hodinách 18. 6. 2015 (teplota vody 18,6 až 20,6 °C).	45
Obr. 7: Koncentrace rozpuštěného kyslíku (%) v hladinové vrstvě rybníka Šumický horní v ranních hodinách 9. 7. 2015 (teplota vody 23,1 až 24,2 °C).	45
Obr. 8: Koncentrace rozpuštěného kyslíku (%) v hloubce 75 cm na rybníce Šumický horní v ranních hodinách 9. 7. 2015 (teplota vody 22,9 až 24,1 °C)	46
Obr. 9: Kolísání teploty vody, obsahu rozpuštěného kyslíku a pH vody na rybníce Šumický dolní	47
Obr. 10: Hodnoty průhlednosti vody a biomasa fytoplanktonu vyjádřená v hodnotách chlorofylu a na rybníce Šumický dolní	48
Obr. 11: Podíl hlavních skupin fytoplanktonu na rybníce Šumický dolní v průběhu monitoringu	49
Obr. 12: Velikostní skupiny (mm) a počet jedinců (ind.l ⁻¹) zooplanktonu na rybníce Šumický dolní v průběhu monitoringu	49
Obr. 13 Kolísání teploty vody, obsahu rozpuštěného kyslíku a pH vody na rybníce Pohořelický	50
Obr. 14 Hodnoty průhlednosti vody a biomasa fytoplanktonu vyjádřená v hodnotách chlorofylu a na rybníce Pohořelický	51
Obr. 15 Podíl hlavních skupin fytoplanktonu na rybníce Pohořelický v průběhu monitoringu	51
Obr. 16 Velikostní skupiny (mm) a počet jedinců (ind.l ⁻¹) zooplanktonu na rybníce Pohořelický v průběhu monitoringu	52

10 PŘÍLOHY

Obr. č. 17 Mapa soustavy monitorovaných rybníků s označením odběrových míst.



Tab. 1: Fyzikální parametry rybníka Šumický horní v průběhu sledován (Kopp, 2015)

Ukazatel	datum											
	8.4.	6.5.	18.5.	4.6.	18.6.	1.7.	23.7.	6.8.	20.8.	2.9.	30.9.	
čas (h)	7:15	10:05	10:20	10:50	9:25	8:45	7:50	9:40	8:10	10:15	9:00	
teplota vody (°C)	7,2	18,5	20,1	25,0	19,6	23,0	26,6	25,5	19,7	23,3	12,9	
rozpuštěný kyslík (%)	117	72	102	52	65	9	56	41	23	46	28	
pH	8,77	8,22	8,68	7,84	7,90	7,59	8,13	7,80	7,69	7,51	7,56	
konduktivita (mS.m ⁻¹)	80,1	115,3	94,5	116,5	87,0	97,3	85,0	82,4	78,0	81,3	84,1	
průhlednost (cm)	60	30	40	40	30	60	10	40	30	20	10	

Tab. 2: Chemické parametry rybníka Šumický horní v průběhu sledování (CHSK_{Cr} – chemická spotřeba kyslíku, BSK₅ – biochemická spotřeba kyslíku, KNK_{4,5} – kyselinová neutralizační kapacita) (Kopp, 2015)

Ukazatel	datum									
	8.4.	18.5.	4.6.	18.6.	1.7.	23.7.	6.8.	20.8.	2.9.	30.9.
celkový dusík (mg.l ⁻¹)	6,0	2,9		4,5		6,9			4,6	4,1
celkový fosfor (mg.l ⁻¹)	0,17	0,25		0,50		0,63			0,48	0,41
CHSK _{Cr} (mg.l ⁻¹)	43	46	80	80	57	112	77	85	113	79
BSK ₅ (mg.l ⁻¹)	8,16	19,41		22,55		19,04			17,50	8,04
chlorofyl a (μg.l ⁻¹)	179,1	225,0		291,6	29,6	660,1	155,4	350,8	471,5	227,9
N–NH ₄ (mg.l ⁻¹)	>0,01	0,01	0,03	0,36	0,94	0,01	0,03	0,34	0,01	0,26
N–NO ₂ (mg.l ⁻¹)	0,012	0,012	0,010	0,031	0,034	>0,001	>0,001	0,003	>0,001	>0,001
P–PO ₄ (mg.l ⁻¹)	0,011	0,007	0,080	0,033	0,284	0,074	0,005	0,022	0,010	0,103
N–NO ₃ (mg.l ⁻¹)	3,78	0,32	>0,10	0,75	>0,10	0,54	0,46	0,38	0,17	0,35
chloridy Cl ⁻ (mg.l ⁻¹)	48,5	55,8		58,4		63,8			58,9	60,7
KNK _{4,5} (mmol.l ⁻¹)	3,30	3,80	4,50	3,80	4,55	3,70	3,75	3,70	4,10	4,84
vápník Ca (mg.l ⁻¹)	84,2	72,1		78,2		68,1			74,1	69,1
sířany SO ₄ ²⁻ (mg.l ⁻¹)	158	191		188		170			113	135
železo rozp. Fe (mg.l ⁻¹)	0,04	0,03		0,10		0,08			0,02	0,01
draslík K (mg.l ⁻¹)	14,7	19,1		18,0		16,8			18,0	17,8
hořčík Mg (mg.l ⁻¹)	36,9	47,4		39,2		43,4			33,6	37,3
sodík Na (mg.l ⁻¹)	50	54		55		60			43	42

Tab. 3: Fyzikální parametry rybníka Šumický dolní v průběhu sledování (Kopp, 2015)

Ukazatel	datum										
	8.4.	6.5.	18.5.	4.6.	18.6.	1.7.	23.7.	6.8.	20.8.	2.9.	30.9.
čas (h)	7:45	9:50	10:00	10:30	8:00	8:40	7:40	9:25	7:50	10:00	8:50
teplota vody (°C)	7,5	19,1	19,8	25,0	20,4	22,8	27,2	25,5	20,3	23,9	13,7
rozpuštěný kyslík (%)	86	75	79	87	50	76	58	39	26	35	60
pH	8,40	8,11	8,44	8,46	8,12	8,29	8,10	8,11	7,78	7,62	7,87
konduktivita (mS.m ⁻¹)	121,9	122,6	95,6	110,2	99,1	100,5	89,4	91,5	87,8	87,6	90,0
průhlednost (cm)	45	30	40	50	20	35	25	30	30	20	20

Tab. 4: Chemické parametry rybníka Šumický dolní v průběhu sledování (CHSK_{Cr} – chemická spotřeba kyslíku, BSK₅ – biochemická spotřeba kyslíku, KNK_{4,5} – kyselinová neutralizační kapacita) (Kopp, 2015)

Ukazatel	datum									
	8.4.	18.5.	4.6.	18.6.	1.7.	23.7.	6.8.	20.8.	2.9.	30.9.
celkový dusík (mg.l ⁻¹)	2,1	2,2		2,7		3,4			2,3	3,0
celkový fosfor (mg.l ⁻¹)	0,17	0,13		0,32		0,30			0,26	0,28
CHSK _{Cr} (mg.l ⁻¹)	53	28	64	82	59	58	64	64	65	63
BSK ₅ (mg.l ⁻¹)	>10,0	13,09		13,67		7,32			10,44	6,12
chlorofyl a (μg.l ⁻¹)	119,9	79,9		293,0	57,7	220,5	85,8	174,6	179,1	148,0
N–NH ₄ (mg.l ⁻¹)	>0,01	0,05	0,03	0,34	0,05	0,02	0,01	0,45	0,01	0,19
N–NO ₂ (mg.l ⁻¹)	>0,001	0,033	0,005	0,031	>0,001	>0,001	>0,001	0,014	0,007	0,033
P–PO ₄ (mg.l ⁻¹)	0,002	0,057	0,038	>0,001	0,049	0,022	0,013	0,028	0,019	0,104
N–NO ₃ (mg.l ⁻¹)	0,14	0,20	>0,10	0,40	>0,10	0,44	0,48	0,10	0,49	0,04
chloridy Cl ⁻ (mg.l ⁻¹)	64,1	57,1		62,0		65,0			63,8	63,3
KNK _{4,5} (mmol.l ⁻¹)	5,50	4,20	4,45	4,85	4,40	4,20	4,30	4,30	4,40	4,65
vápník Ca (mg.l ⁻¹)	108,2	110,2		98,2		58,1			70,1	68,1
sírany SO ₄ ²⁻ (mg.l ⁻¹)	270	203		205		195			116	158
železo rozp. Fe (mg.l ⁻¹)	0,03	0,05		0,03		0,08			0,02	0,01
draslík K (mg.l ⁻¹)	21,0	18,7		23,1		20,5			19,6	21,3
hořčík Mg (mg.l ⁻¹)	64,3	46,5		52,0		46,8			41,0	45,5
sodík Na (mg.l ⁻¹)	58	54		59		69			49	48

Tab. 5: Fyzikální parametry rybníka Pohořelický v průběhu sledování (Kopp, 2015)

Ukazatel	datum										
	8.4.	6.5.	18.5.	4.6.	18.6.	1.7.	23.7.	6.8.	20.8.	2.9.	30.9.
čas (h)	7:55	9:40	9:50	10:20	7:45	8:30	7:25	9:10	7:40	9:50	8:30
teplota vody (°C)	7,7	18,4	19,4	22,9	21,1	22,4	27,4	25,3	21,7	24,1	14,2
rozpuštěný kyslík (%)	99	77	47	34	38	38	19	15	9	10	17
pH	8,36	8,07	8,18	8,06	8,19	7,78	7,75	7,74	7,68	7,29	7,65
konduktivita (mS.m ⁻¹)	108,2	119,1	112,6	113,2	113,9	119,1	114,8	118,8	110,7	107,6	109,1
průhlednost (cm)	200	40	35	40	30	40	30	45	65	45	20

Tab. 6: Chemické parametry rybníka Pohořelický v průběhu sledování (CHSK_{Cr} – chemická spotřeba kyslíku, BSK₅ – biochemická spotřeba kyslíku, KNK_{4,5} – kyselinová neutralizační kapacita) (Kopp, 2015)

Ukazatel	datum									
	8.4.	18.5.	4.6.	18.6.	1.7.	23.7.	6.8.	20.8.	2.9.	30.9.
celkový dusík (mg.l ⁻¹)	1,7	1,7		2,4		3,4			2,2	2,7
celkový fosfor (mg.l ⁻¹)	0,07	0,15		0,23		0,14			0,21	0,27
CHSK _{Cr} (mg.l ⁻¹)	32	32	55	34	50	42	56	47	59	54
BSK ₅ (mg.l ⁻¹)	2,32	12,17		3,63		3,84			8,88	3,44
chlorofyl a (μg.l ⁻¹)	7,4	97,7		137,6	25,2	50,3	87,3	60,7	78,4	74,0
N–NH ₄ (mg.l ⁻¹)	0,14	0,01	0,03	0,29	0,06	0,02	0,02	0,11	0,03	0,10
N–NO ₂ (mg.l ⁻¹)	>0,001	>0,001	0,012	>0,001	>0,001	>0,001	>0,001	>0,001	0,005	>0,001
P–PO ₄ (mg.l ⁻¹)	0,007	0,005	0,056	0,002	0,022	0,000	>0,001	0,052	0,027	0,076
N–NO ₃ (mg.l ⁻¹)	>0,1	>0,10	0,12	0,10	>0,10	0,53	0,48	0,54	0,54	0,17
chloridy Cl ⁻ (mg.l ⁻¹)	60,2	63,7		64,8		69,0			69,8	71,2
KNK _{4,5} (mmol.l ⁻¹)	4,80	4,85	5,30	5,45	5,85	5,55	5,95	5,50	5,45	4,75
vápník Ca (mg.l ⁻¹)	88,2	110,2		104,2		90,2			68,1	81,2
sířany SO ₄ ²⁻ (mg.l ⁻¹)	235	255		235		265			170	226
železo rozp. Fe (mg.l ⁻¹)	0,03	0,03		0,03		0,02			0,02	0,03
draslík K (mg.l ⁻¹)	19,9	21,5		23,8		24,3			22,8	24,7
hořčík Mg (mg.l ⁻¹)	59,2	59,4		60,8		63,4			55,4	61,2
sodík Na (mg.l ⁻¹)	56	73		61		78			51	50

Tab. 7: Přehled nalezených taxonů sinic a řas v průběhu sledování na rybníce Šumický horní (Kopp et al., 2015)

Ukazatel	8.4.	6.5.	18.5.	4.6.	18.6.	1.7.	23.7.	6.8.	20.8.	2.9.	30.9.
CYANOBACTERIA											
<i>Anabaenopsis milleri</i>				3							
<i>Aphanizomenon gracile</i>	4	4	3	1					2		
<i>Aphanocapsa incerta</i>										2	
<i>Aphanocapsa sp.</i>										1	3
<i>Beggiatoa sp.</i>					1						
<i>Cuspidothrix issatschenkoi</i>									2		
<i>Dolichospermum flos-aquae</i>		2	3	2							
<i>Limnothrix redekei</i>		3									
<i>Microcystis aeruginosa</i>	3	4	3	5	5	5	6	3	4	4	4
<i>Microcystis flos-aquae</i>								2			
<i>Microcystis ichthyoblabe</i>					4	3	3	4		4	4
<i>Microcystis viridis</i>								2	2	2	
<i>Microcystis wesenbergii</i>								4	4	4	4
<i>Oscillatoria limosa</i>	1										
<i>Phormidium sp.</i>										1	
<i>Planktothrix agardhii</i>		3	3	3							
<i>Pseudanabaena limnetica</i>		3	3	2					1		
<i>Spirulina sp.</i>				2							
<i>Woronichinia naegeliana</i>								3	1	3	4
DINOPHYTA											
<i>Ceratium furkoides</i>										1	1
<i>Ceratium hirundinella</i>								1	1		1
Xantophyceae											
<i>Centritractus ellipsoideus</i>				1							
<i>Goniochloris mutica</i>											1
<i>Pseudostaurastrum hastatum</i>										1	
<i>Ophiocytium capitatum</i>											1
<i>Ophiocytium sp.</i>				2							
BACILLARIOPHYCEAE											
<i>Acanthoceras zachariasii</i>										1	1
<i>Aulacoseira granulata</i>			1	2	1	2	1	1	2	2	2
<i>Aulacoseira muzzanensis</i>						1		1			1
<i>Cyclotella meneghiniana</i>						1	1	1		1	1
<i>Cymatopleura librilis</i>											1
<i>Hantzschia sp.</i>		1									
<i>Melosira varians</i>					1						
<i>Navicula sp.</i>	1										
<i>Nitzschia acicularis</i>	3			2							
<i>Nitzschia sigmaidea</i>					1						
<i>Nitzschia sp.</i>	2		2								
<i>Pinnularia sp.</i>			1								
<i>Stephanodiscus sp.</i>	4	2	2	3	2			1	1	1	1
<i>Synedra acus</i>	2	3	2							1	
<i>Synedra ulna</i>	1										
EUGLENOPHYTA											
<i>Colacium sp.</i>						2	1	1	1		1

<i>Euglena acus</i>	1	1	1	1				1	1	1
<i>Euglena ehrenbergii</i>				1				1	1	1
<i>Euglena oxyuris</i>				1		1	1	1	1	
<i>Euglena sp.</i>	1		1							1
<i>Lepocinclis texta</i>			1					1		
<i>Phacus longicauda</i>								1	1	1
<i>Phacus sp.</i>			1					1		
<i>Trachelomonas volvocina</i>	1									
CHLOROPHYTA										
<i>Actinastrum hantzschii</i>			3	3					1	1
<i>Botryococcus braunii</i>										1
<i>Closterium acutum</i>			1	1						
<i>Closterium limneticum</i>	2		1							
<i>Chlamydomonas sp.</i>	1	1	1						1	1
<i>Coelastrum astroideum</i>				1	1	2				
<i>Coelastrum microporum</i>				1	1	1			1	
<i>Desmodesmus abundans</i>			1							
<i>Desmodesmus communis</i>	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1
<i>Desmodesmus opoliensis</i>	1	1	2	2				1	1	1
<i>Desmodesmus pannonicus</i>						1				
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>								1	1	1
<i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i>				2						
<i>Eudorina elegans</i>	1									
<i>Gloeotila pelagica cf.</i>	2	3								
<i>Golenkinia radiata</i>		1		1					1	1
<i>Kirchneriella diana</i>			1						1	1
<i>Kirchneriella sp.</i>								1		
<i>Lagerheimia ciliata</i>	1			1						
<i>Lagerheimia genevensis</i>										1
<i>Lagerheimia longiseta</i>									1	
<i>Micractinium borhenmiense</i>										1
<i>Micractinium pusillum</i>			1	1					1	1
<i>Monoraphidium concertum</i>		1	1							
<i>Monoraphidium griffithii</i>				1						
<i>Monoraphidium komarkovae</i>	1									
<i>Oocystis marssonii</i>				2				1	1	1
<i>Pandorina morum</i>								1	1	
<i>Pediastrum boryanum</i>	1	1	1	2	2	2	1	1	1	1
<i>Pediastrum duplex</i>	1		1	2	1	2	1	1	1	1
<i>Pediastrum tetras</i>				1						
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>				1				1	1	1
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	2	4	3	2						1
<i>Selenastrum capricornutum</i>				1	1					
<i>Staurastrum manfeldtii</i>								1		
<i>Tetraedron incus</i>								1		
<i>Tetraedron trigonum</i>								1	1	
<i>Tetrastrum glabrum</i>		1								1
<i>Tetrastrum triangulare</i>			1							
<i>Treubaria sp.</i>				1						

Tab. 8: Přehled nalezených taxonů sinic a řas v průběhu sledování na rybníce Šumický dolní (Kopp, 2015)

Ukazatel	8.4.	6.5.	18.5.	4.6.	18.6.	1.7.	23.7.	6.8.	20.8.	2.9.	30.9.
CYANOBACTERIA											
<i>Aphanizomenon gracile</i>	3										
<i>Aphanizomenon sp.</i>								1	1		
<i>Aphanocapsa incerta</i>		2				2					
<i>Aphanocapsa sp.</i>							2				
<i>Chroococcus limneticus</i>											1
<i>Cuspidothrix issatschenkoi</i>									1		
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>						2					
<i>Microcystis aeruginosa</i>	2	3	4	3	3	2		3	4	4	
<i>Microcystis flos-aquae</i>								1			
<i>Microcystis ichthyoblabe</i>				3	3			3	2	4	3
<i>Microcystis wesenbergii</i>								3	4	4	3
<i>Phormidium sp.</i>	2								1		
<i>Planktothrix agardhii</i>			4		2	4		3		4	1
<i>Pseudanabaena limnetica</i>			2		2	3					
<i>Snowella litoralis</i>						1	2				
<i>Woronichinia naegeliana</i>									3	3	5
DINOPHYTA											
<i>Ceratium hirundinella</i>							1	1	1		
XANTOPHYCEAE											
<i>Goniochloris mutica</i>											1
<i>Pseudostaurastrum hastatum</i>					1	1	1	1		1	
<i>Ophiocytium sp.</i>							1				
BACILLARIOPHYCEAE											
<i>Asterionella formosa</i>					2	1					
<i>Aulacoseira granulata</i>			1			2	3	3	2	2	2
<i>Aulacoseira muzzanensis</i>					2	3		1	1		
<i>Cyclotella meneghiniana</i>						2	3			1	
<i>Cymatopleura librilis</i>	1										
<i>Fragilaria sp.</i>					1						
<i>Gyrosigma sp.</i>	1	1	1								
<i>Melosira varians</i>		1									
<i>Navicula sp.</i>		1	1								
<i>Nitzschia acicularis</i>	4			1							
<i>Nitzschia sigmaidea</i>	1										
<i>Nitzschia sp.</i>	2	2	1			2					
<i>Pinnularia sp.</i>	1				1		1				1
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	3										
<i>Stephanodiscus sp.</i>		1	1		2		2				
<i>Synedra acus</i>	3		2						1	1	
EUGLENOPHYTA											
<i>Colacium sp.</i>		3	2	4	3	2	3	2	1	1	1
<i>Euglena acus</i>		1		1		1			1		
<i>Euglena ehrenbergii</i>		1		1		1		1	1		1
<i>Euglena oxyuris</i>		1		1	1			2	1	1	1
<i>Euglena sp.</i>		1	1	1	1	1		1		1	
<i>Lepocinclis texta</i>		3	1	2		1	1	1	1	1	1
<i>Phacus longicauda</i>		1	1	1	1	2	2	2	1	1	1
<i>Phacus orbicularis</i>		1	1			1		1			

<i>Phacus sp.</i>			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Phacus tortus</i>									1			
<i>Trachelomonas volvocina</i>										1		
CHLOROPHYTA												
<i>Botryococcus braunii</i>				2					3	2		1
<i>Closterium acutum</i>			1									1
<i>Closterium limneticum</i>			1	1	2	1	2	1	1			1
<i>Closterium sp.</i>			1									
<i>Chlamydomonas sp.</i>											1	1
<i>Coelastrum microporum</i>			1				2	1				1
<i>Coelastrum reticulatum</i>			1									
<i>Crucigenia tetrapedia</i>			1							1		
<i>Crucigeniella neglecta</i>			1									
<i>Desmodesmus communis</i>	2	2	3	2	2	3	4	1	2	1	1	1
<i>Desmodesmus opoliensis</i>			1		2	2	3	1		1	1	1
<i>Desmodesmus pannonicus</i>						1						
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>						2						
<i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i>			2			1						
<i>Gloeotila pelagica cf.</i>	2											
<i>Kirchneriella diana</i>										1		
<i>Monoraphidium griffithii</i>			1									
<i>Oocystis lacustris</i>			1									
<i>Oocystis marssonii</i>				2		1	2	1	1			1
<i>Pediastrum boryanum</i>	2	4	3	4	3	2	4	2	3	1	2	2
<i>Pediastrum duplex</i>		4	3	4	3	2	3	2	3	2	2	2
<i>Pediastrum simplex</i>						1		2	1			
<i>Pediastrum tetras</i>			1									
<i>Planctonema lauterbornii</i>										1	2	
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>				2		1		2				1
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	2	2	2	1		1	2		1	1	1	1
<i>Scenedesmus disciformis</i>			1								1	
<i>Scenedesmus linearis</i>				1	1							
<i>Staurastrum manfeldtii</i>							1			1		1
<i>Tetraedron trigonum</i>						1						
<i>Tetrastrum glabrum</i>						1						
<i>Tetrastrum triangulare</i>							1					

Tab. 9: Přehled nalezených taxonů sinic a řas v průběhu sledování na rybníce Pohořelický (Kopp, 2015)

Ukazatel	8.4.	6.5.	18.5.	4.6.	18.6.	1.7.	23.7.	6.8.	20.8.	2.9.	30.9.
CYANOBACTERIA											
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>							3	4	5	6	
<i>Aphanizomenon gracile</i>							3				
<i>Aphanizomenon sp.</i>											4
<i>Aphanocapsa holsatica</i>					2		2				
<i>Aphanocapsa incerta</i>					2			1			
<i>Chroococcus limneticus</i>					1					1	
<i>Cuspidothrix issatschenkoi</i>								3	3		3
<i>Dolichospermum flos-aquae</i>								1		1	
<i>Microcystis aeruginosa</i>		3	4					2		1	
<i>Microcystis ichthyoblabe</i>			2		2						1
<i>Microcystis wesenbergii</i>											2
<i>Oscillatoria sp.</i>				2							
<i>Phormidium sp.</i>										1	1
<i>Planktothrix agardhii</i>			4			3	2	3	2	1	1
<i>Pseudanabaena limnetica</i>			3		2			2	1		
<i>Romeria simplex cf.</i>											
<i>Romeris sp.</i>											
<i>Snowella litoralis</i>					2		3	3	1	1	
<i>Woronichinia naegeliana</i>											4
DINOPHYTA											
<i>Ceratium furkoides</i>									1		
XANTOPHYCEAE											
<i>Goniochloris fallax</i>										1	
<i>Goniochloris laevis</i>										1	
<i>Goniochloris mutica</i>										1	
<i>Pseudostaurastrum hastatum</i>					2		2			1	
<i>Ophiocytium sp.</i>							2				
<i>Tetraplektron acutum</i>										1	
BACILLARIOPHYCEAE											
<i>Asterionella formosa</i>											
<i>Aulacoseira granulata</i>											
<i>Aulacoseira muzzanensis</i>											
<i>Cyclotella meneghiniana</i>											
<i>Cymatopleura librilis</i>	1										
<i>Fragilaria sp.</i>											
<i>Gyrosigma sp.</i>	1										
<i>Melosira varians</i>											
<i>Navicula sp.</i>											
<i>Nitzschia acicularis</i>	4										
<i>Nitzschia sigmoidea</i>	1										
<i>Nitzschia sp.</i>	2										
<i>Pinnularia sp.</i>	1										
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	3										
<i>Stephanodiscus sp.</i>											
<i>Synedra acus</i>	3										
EUGLENOPHYTA											
<i>Acanthoceras zachariasii</i>					1						
<i>Asterionella formosa</i>					3						
<i>Aulacoseira granulata</i>			2		2	3		2	1		2

<i>Aulacoseira muzzanensis</i>	1			2	3					
<i>Cyclotella meneghiniana</i>						2				
<i>Gyrosigma sp.</i>	2	1		1						1
<i>Melosira varians</i>	3		1							
<i>Navicula sp.</i>	1									
<i>Nitzschia sp.</i>	2	1								
<i>Pinnularia sp.</i>				1						
<i>Stephanodiscus sp.</i>								1		2
<i>Synedra acus</i>			2	1						
Euglenophyta										
<i>Colacium sp.</i>	5	2	2	3	2		2	2	1	1
<i>Euglena acus</i>			1	1	1	2			1	1
<i>Euglena ehrenbergii</i>	1	1			1	3	2	1		1
<i>Euglena oxyuris</i>			1	2			2	1	1	1
<i>Euglena sp.</i>	1	1	2							1
<i>Lepocinclis ovum</i>			1							
<i>Lepocinclis texta</i>	2	1	2	3	2	2				
<i>Phacus longicauda</i>	1	1	2	1	3	3	1	1	1	1
<i>Phacus orbicularis</i>	1	1						1		
<i>Phacus sp.</i>					1		2		1	1
<i>Trachelomonas sp.</i>				1		1		1		
CHLOROPHYTA										
<i>Actinastrum hantzschii</i>			1							
<i>Botryococcus braunii</i>	3				2			2		
<i>Closterium acutum</i>								1	1	1
<i>Closterium limneticum</i>			1	1	1	1		1		1
<i>Chlamydomonas sp.</i>									1	2
<i>Coelastrum astroideum</i>					1				1	1
<i>Coelastrum microporum</i>				2						1
<i>Coelastrum reticulatum</i>							2			
<i>Crucigenia tetrapedia</i>					1					1
<i>Crucigeniella apiculata</i>				2						
<i>Desmodesmus communis</i>	2	2	2	2	3	3	1	1	1	1
<i>Desmodesmus opoliensis</i>						2		1		1
<i>Desmodesmus pannonicus</i>										1
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>									1	
<i>Dictyosphaerium primarium</i>				1						
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	1									
<i>Kirchneriella diana</i>			1							
<i>Oocystis lacustris</i>										1
<i>Oocystis marssonii</i>			1	2	1	1				
<i>Pediastrum boryanum</i>	4	2	4	3		3	1		1	1
<i>Pediastrum duplex</i>	4	2	4	3	2		1	1	1	1
<i>Pediastrum simplex</i>	1	1	1				1	1	1	1
<i>Pediastrum tetras</i>			1	1						
<i>Planctonema lauterbornii</i>								3	1	1
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>			2	1	3		2		2	1
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	2	2	2	2						1
<i>Scenedesmus disciformis</i>									1	1
<i>Staurastrum chaetoceras</i>				2		1		1		1
<i>Staurastrum manfeldtii</i>	1	1			2	1	1		1	1
<i>Staurastrum sp.</i>				2						
<i>Tetraedron trigonum</i>									1	

