

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Fakulta rybářství a ochrany vod
Ústav akvakultury a ochrany vod

Bakalářská práce
Současný stav kvality vody v rybnících

Autor: Adam Benedikt

Vedoucí bakalářské práce: Marcellin Rutegwa, MSc.

Konzultant bakalářské práce: Ing. Ján Regenda, Ph.D.

Studijní program a obor: Zootechnika, Rybářství

Forma studia: kombinovaná

Ročník: 3.

České Budějovice, 2020

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury. Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění, souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě, případně v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných FROV JČU. Zveřejnění probíhá elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby této kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

Datum:

Podpis studenta:

Poděkování: Rád bych tímto poděkoval všem, kteří mi byli nápomocni s při vypracování mé bakalářské práce, zvláště pak vedoucímu práce panu Marcellinovi Rutegwovi, MSc. a konzultantovi Ing. Jánů Regendovi, Ph.D. za metodické vedení, poskytnuté rady a připomínky při vypracování této bakalářské práce. Dále bych chtěl poděkovat především manželce Kláře za trpělivost a shovívavost a celé rodině a přátelům, kteří mě vši silou podporovali a pomáhali mi.

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE
(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Adam BENEDIKT**
Osobní číslo: **V16B010K**
Studijní program: **B4103 Zootechnika**
Studijní obor: **Rybářství**
Název tématu: **Současný stav kvality vody v rybnících**
Zadávací katedra: **Ústav akvakultury a ochrany vod**

Z á s a d y p r o v y p r a c o v á n í :

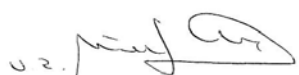
Cílem bakalářské práce je zachytit a popsat současný stav kvality vody ve vybraných rybnících s chovem ryb v okolí Českých Budějovic. Rybníkářství je v současnosti pod silným tlakem stání správy i veřejnosti z důvodu snahy o zlepšování kvality vody v rybnících, která je považována za neuspokojivou. Student ve své práci proto zpracuje data ze šesti rybníků, která byla sbírána v měsíčních intervalech od dubna do října v průběhu roku 2017. Sledovány a analyzovány budou především tyto parametry: teplota vody, obsah kyslíku, pH, průhlednost vody, ORP, vodivost, turbidita, chlorofyl - a, celkový fosfor (TN), rozpuštěný reaktivní fosfor (DRP), NH₄-N, celkový dusík (TN), rozpuštěný dusík (DN), celkový organický uhlík (TOC), rozpuštěný organický uhlík (DOC), celkový anorganický uhlík (TIC). Dále student provede analýzu dat získaných při sledování diurnálních změn na dvou rybnících v průběhu vegetačního období. Hodnoceny budou především tyto parametry: teplota vody, obsah kyslíku, pH, ORP a vodivost. Veškeré získané závěry bude student konfrontovat s literaturou a prováděným rybářským managementem.

V literárním přehledu se student zaměří na funkci rybníků v krajině a hlavní zdroje živin vstupujících do rybníku. Z dostupných literárních zdrojů se pokusí zachytit ve stručnosti vývoj kvality vody v rybnících v průběhu 20. století. Svá data získané v rámci BP porovná s předchozím obdobím.

Rozsah grafických prací: **dle potřeby (do 10 stran)**
Rozsah pracovní zprávy: **30-50 stran**
Forma zpracování bakalářské práce: **tištěná**
Seznam odborné literatury: **viz příloha**

Vedoucí bakalářské práce: **MSc. Marcellin Rutegwa**
Ústav akvakultury a ochrany vod
Konzultant bakalářské práce: **Ing. Ján Regenda, Ph.D.**
Ústav akvakultury a ochrany vod

Datum zadání bakalářské práce: **5. ledna 2018**
Termín odevzdání bakalářské práce: **3. května 2019**


prof. Ing. Pavel Kozák, Ph.D.
děkan

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
FAKULTA RYBAŘSTVÍ A OCHRANY VOD
Zátiší 728/II
389 25 Vodňany (2)


doc. Ing. Jan Mráz, Ph.D.
ředitel

V Českých Budějovicích dne 31. ledna 2018

Příloha zadání bakalářské práce

Seznam odborné literatury:

- Adámek, Z. 2014. Hydrobiology in Fisheries. in Z. Adámek, Helešic, J., Maršálek, B., Rulík, M., editor. Applied Hydrobiology. USB, Vodňany.
- Bartram, J. and R. Ballance. 1996. Water Quality Monitoring. A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes.
- Chang, W. Y. B. and H. Ouyang. 1988. Dynamics of dissolved oxygen and vertical circulation in fish ponds. *Aquaculture* 74:263-276.
- Hlaváč, D., Z. Adámek, P. Hartman, and J. Másilko. 2014. Effects of supplementary feeding in carp ponds on discharge water quality: a review. *Aquaculture International* 22:299-320.
- Kay, D., J. Bartram, A. Prüss, N. Ashbolt, M. D. Wyer, J. M. Fleisher, L. Fewtrell, A. Rogers, and G. Rees. 2004. Derivation of numerical values for the World Health Organization guidelines for recreational waters. *Water Research* 38:1296-1304.
- Li, S., X. Cheng, Z. Xu, H. Han, and Q. Zhang. 2009. Spatial and temporal patterns of the water quality in the Danjiangkou Reservoir, China. *Hydrological sciences journal* 54:124-134.
- Malmqvist, B. and S. Rundle. 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental conservation* 29:134-153.
- 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* 7:23-31.
- Pokorný, J., Pechar, L. 2000. Development of fishpond ecosystems in the Czech Republic. Role of management and nutrient input (Limnological review). *Sylvia* 36:8-15.
- Simbeye, D. S. and S. F. Yang. 2014. Water Quality Monitoring and Control for Aquaculture Based on Wireless Sensor Networks. *JOURNAL OF NETWORKS* 9.

Obsah

1	Úvod.....	10
2	Literární přehled.....	11
2.1	Rybník.....	11
2.1.1	Obecný popis a legislativa.....	11
2.1.2	Morfologie rybníku	11
2.1.3	Historie rybníků.....	12
2.1.4	Rybníkářství ve 20. století.....	13
2.2	Vývoj chemismu rybníční vody.....	14
2.3	Funkce rybníku v krajině	16
2.3.1	Biodiverzita a krajinný ráz	17
2.3.2	Retence vody	18
2.3.3	Retence fosforu.....	19
2.3.4	Samočistící funkce.....	20
2.3.5	Mikroklima	21
2.3.6	Vliv na spodní vodu.....	22
2.4	Eutrofizace	22
2.4.1	Plošné zdroje živin	23
2.4.2	Bodové zdroje živin.....	26
2.5	Dynamika planktonu.....	30
2.5.1	Fytoplankton.....	30
2.5.2	Zooplankton.....	31
2.5.3	Rizika.....	32
2.6	Kvalita vody.....	32
2.6.1	Monitoring vody.....	33

2.7	Základní parametry vody	37
2.7.1	Teplota	37
2.7.2	Kyslík	37
2.7.3	pH	38
2.7.4	Průhlednost vody	38
2.7.5	Konduktivita	39
2.7.6	Oxidačně-redukční potenciál	39
2.7.7	Sloučeniny uhlíku	40
2.7.8	Fosfor	41
2.7.9	Dusík	41
2.7.10	Chlorofyl	41
3	Materiál a metodika	42
3.1	Popis sledovaných lokalit	42
3.1.1	Plůdkové rybníky	42
3.1.2	Hlavní rybníky	43
3.1.3	Odběry vzorků, stanovení parametrů	44
3.1.4	Popis vyhodnocení dat	45
4	Výsledky a diskuse	47
4.1	Diurnální měření	47
4.1.1	Rybník Zběhov	47
4.1.2	Kvítkovický rybník	50
4.2	Specifikace jednotlivých parametrů	54
4.2.1	Hodnocení kvality vody skupiny rybníků dle ČSN 75 72 21	63
4.2.2	Hodnocení a porovnání s daty literárního přehledu	66
5	Diskuze	69
5.1	Stanovení kvality vody	69
6	Závěr	75

7	Seznam použité literatury.....	76
7.1	Internetové zdroje	88
8	Abstrakt	89
9	Abstract	91

1 ÚVOD

Intenzifikace zemědělství včetně rybářství způsobila výrazné změny hospodaření v krajině a zvýšenou produkci odpadních látek. Vysoké obsádky ryb, aplikace hnojiv a nárůst spotřeby krmiv s chovem vodní drůbeže postavila rybáře do role znečišťovatele vodního prostředí. Rybníky v krajině představují depo pro sedimenty a minerální živiny (hlavně dusík a fosfor). Od 50. let 20. století došlo k výraznému nárůstu úživnosti rybnických vod. Z oligotrofních se během několika desetiletí staly vody eutrofní až hypertrofní. Přemnožení fytoplanktonu s negativními dopady na kvalitu vody se označuje pojmem eutrofizace (Pechar, 2015). Ta se stala celosvětovým problémem. Státní správa spolu s orgány Evropské unie naléhá na produkční rybáře v udržení nebo zlepšování kvality vody v obhospodařovaných rybnících. Prvně se tato bakalářská práce snaží zodpovědět otázku do jaké míry stávající rybářský management ovlivňuje kvalitu rybniční vody, a to na základě vypracované literární rešerže. Vývoj kvality rybniční vody během 20. století. Získaná data (základní chemické a fyzikální parametry vody) pak budou konfrontována se vzorkem dat ze studie českobudějovických rybníků z roku 2017. Vyhodnocená data poslouží k srovnání současného stavu kvality vody s minulým obdobím. Druhá kladená otázka se zabývá problematikou jak nebo čím eliminovat kyslíkové deficity vzniklé během sezóních projevů eutrofizace, které mohou způsobit významný úhyn ryb. K objasnění této otázky poslouží analýza základních parametrů vody (teplota, pH, O₂, ORP) z diurnálního měření dvou vybraných rybníků získaná v sezóně 2017.

2 LITERÁRNÍ PŘEHLED

2.1 Rybník

Výstavbou hráze a úpravou zátopového terénu s následnou akumulací vody v povodí vznikají umělé vodní nádrže (Šálek a kol. 1989)

2.1.1 *Obecný popis a legislativa*

Rybník je českým právem specifikován jako malá vodní nádrž nebo vodní dílo. Zákon o vodách č. 254/2001 Sb. a ČSN 75 2410 r. v. 2011 se uplatňují při realizaci, úpravách nebo opravách a následném provozu vodních nádrží s objemem do 2 mil. m³ a maximální hloubkou 9 m. Stavebně je rybník rozčleněn na zátopový prostor, přírodní dna s přítokovou a odtokovou stoku, sypanou hráz s funkcí vzdouvání vody a technické vybavení regulace objemu (výpustní zařízení a bezpečnostní přeliv) (Šedivý a Vrána, 2011), (Hartman a Regenda, 2016). Princip vodních staveb spočívá v dynamické manipulaci s retenčním objemem vody. Zákon o rybnářství č. 99/2004 předurčuje rybníku rybochovnou funkci (Hartman a Regenda, 2016). Obdobně rybník označili Čítek a kol. (1998) jako mělkou polyfunkční primárně rybochovnou nádrž. Pojem rybník je také zmíněn zákonem č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny jako významný krajinný prvek a hodnotná část krajiny přispívající k udržení její ekologické stability (Hartman a Regenda, 2016). Morfologické charakteristiky (např. hloubka, velikost plochy nebo koeficient břehové linie) určují možnosti využití rybníku pro konkrétní hospodářské účely. Další možná kategorizace rybníků se odvíjí právě od hospodářských kritérií, např. dle druhu rybí obsádky, stavu živin, rybníkářské funkce nádrže, intenzity hospodaření nebo hektarového výnosu (Šedivý a Vrána, 2011).

2.1.2 *Morfologie rybníku*

Rybníky patří mezi stojaté (lentické) povrchové vody. Oproti tekoucím vodám se odlišují rychlostí průtoku a hloubkou profilu. Zpomalený odtok umožňuje rovnoměrnou sedimentaci a efektivní recyklaci živin (Hartman a kol., 1998). Na území České republiky se kromě jednotlivých rybníků nacházejí rozsáhlé ucelené rybníční soustavy (Hartman a Regenda, 2016). Objem rybníku je tvořen volným prostorem (pelagiálem) a dnem (bentálem). Pelagiál obývá fytoplankton, zooplankton a nekton. Bentál je osídlen bentosem. Hloubkový profil se dělí na hladinovou vrstvu epilimnion, přechodovou vrstvu metalimnion a spodní vrstvu dna hypolimnion. Prostup světla vodním sloupcem

rozděluje pelagiál na zónu eufotickou a afotickou. Eufotická zóna je definovaná maximální hloubkou, při které se povrchové světlo tlumí na 0,5 %, což je minimum světla zajišťující fotosyntézu (Fee, 1976). Afotická zóna je charakteristická převládající disimilací a rozkladem organické hmoty. Přechodová zóna mezi eufotickou a afotickou vrstvou, vyrovnávající efekt asimilace a disimilace, se označuje jako kompenzační vrstva. Bentál lze dle prostupu světla také klasifikovat na mělkou, život bohatou, prosvětlenou zónu-litorál, přechodovou zónu-sublitorál a temnou zónu s kumulací detritu a převládající cenózou rozkladačů profundál (Křivánek a kol., 2012). V mělkých nádržích je poměr litorálního sedimentu vyšší než poměr profundálního sedimentu, a tudíž zde dochází k intenzivním procesům zpracování živin (Findlay a kol., 1994).

2.1.3 Historie rybníků

Počátek až konec 19. století

Rybníky na území ČR vznikaly odhadem od 8. až 9. století našeho letopočtu. První potvrzené písemné zmínky se objevují v roce 1115 v Kladrubské listině. Většina rybníků byla vlastněna církví a využívána k chovu ryb. Postupem času se chov ryb stal zdrojem obživy vyšších vrstev společnosti a vzhledem k poptávce narůstala atraktivita tohoto druhu hospodaření (Šálek a kol., 1989). V této době neexistovaly žádné odborné publikace týkající se chovu ryb. Hospodáři vycházeli z vlastních zkušeností. Obsádky ryb se přirozeně vytíraly, bývaly velikostně nevyrovnané, nepřikrmovaly se. Rybníky se nehnojily. Přírůstky z perspektivy dnešního hospodaření byly velice nízké, řádově na úrovni desítek kilogramů na hektar. Rybníky se také počaly budovat za účelem získávání nové zemědělské půdy odvodňováním mokřadů, dále jako zdroj závlahové vody pro zemědělce, ochrana před povodněmi, zásobárna vody v období sucha a jako zdroj energie – vodní kola (mlýny, hamry apod.). Uvědomění si rybníku jakožto krajinného prvku nebo jeho vlivu na místní klima se datuje až později (Hule, 2000). Od 14. do 16. století rozvoj českého rybníkářství vrcholil a dodnes je toto období zvané Zlatým věkem. Bylo vystavěno odhadem 180 tisíc hektarů rybníků (Jůva a kol., 1980). Na výstavbě největších rybníků a celých rybníčních soustav na jihu Čech se podíleli Josef Netolický Štěpánek a Jakub Krčín z Jelčan. Kniha O rybnících napsaná olomouckým biskupem Janem Dubraviem a vydaná v roce 1547 byla vůbec první publikací o rybníkářství. V habsburské době (17. stol. až 19. stol.) došlo k výraznému

úpadku českého rybníkářství, až dvě třetiny rybníčních ploch byly vysušeny a využity k pěstování plodin (Pokorný a kol., 2015).

2.1.4 Rybníkářství ve 20. století

Na počátku 20. století byla většina chovných rybníků limitována nedostatkem živin. Nízký rybářský výnos, celosezónní porost submerzních rostlin a vysoká průhlednost vody řadily většinu z nich k oligotrofnímu typu vod (Hejný a kol. 2002). Díky Josefu Šustovi začalo třeboňské rybníkářství pravidelně hnojit rybníky, přikrmovat ryby a cíleným výběrem generačních ryb šlechtit třeboňského kapra. Šustovy postupy a doporučení se rozšířily v rámci republiky do rybářské praxe. Základy jeho práce jsou využívány i dnes. První záznamy o pravidelném použití hnojiv se datují ke konci 19. století. Zavedení nových postupů zvýšilo hektarový výnos až na $70 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Lze se domnívat, že tato doba započala podílíctví rybářů na vzniku živinné zátěže rybníčních vod. Dvě světové války v první polovině 20. století významně ovlivnily rozvoj produkčního rybníkářství (Pokorný a kol., 2015). V několika letech po první světové válce byla produkce ryb závislá pouze na přirozené potravě. Vzhledem k nízké úživnosti nekultivovaných rybníčních vod a vysokým počátečním obsádkám ryb dosahovala produkce pouhých $40 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Polovina 20. let až počátek 30. let představovaly období zvyšování výnosů ryb, a to až na $100 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Nárůst produkce byl výsledkem pravidelného vápnění, používání organických a minerálních hnojiv a výrazného zvýšení spotřeby krmiv (Janda a kol, 1996). Použití terénních chemických rozborů kvality vody utvořilo první zpětnou vazbu mezi rybářskou praxí a kvalitou vody (Jírovec, 1937). Z období okupace nejsou dochována téměř žádná data. Hule (2000) ve své knize zmiňuje třeboňskou produkci ryb v roce 1945 ($104,38 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$). V **50. letech 20. st.** na základě politických rozhodnutí došlo k reorganizaci rybníkářství a vzniku státních statků. Intenzifikace zemědělské výroby vedla k nárůstu používání hnojiv s cílem podpory růstu přirozené potravy ryb. V 50. letech byla spotřeba krmiv cca $40 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. V roce 1952 se k chovu ryb začaly zakládat chovy vodní drůbeže, nejčastěji tzv. kaprokachní systém. Cílem této uměle vytvořené symbiózy, bylo využití exkrementů kachen k podpoře růstu primární rybníční produkce (Pokorný a kol., 2015). Také intenzifikace živočišné výroby vedla k vzniku velkého množství organického odpadu. Toho bylo využíváno k hnojení polí a rybníků (Hule, 2000). Čistící schopnost rybníků byla také využívána k přímému ukládání živočišných odpadů. Příkladem byla výstavba velkovýkrmny prasat Gigant napojená kanalizací na rybník Rožmberk. Zatížení

živinami této vody je předmětem studií i dnes (Hule, 2000), (Potužák a Duras, 2012). V **60. letech 20. st.** se zemědělství stabilizovalo a vytvořilo funkční ucelený resort. Pokračovala mechanizace práce, modernizace rybníků a intenzifikace chovu ryb. Experimenty ve výživě a růstu ryb potvrdily důležitost přirozené potravy. Toho bylo docíleno vyššími dávkami minerálních hnojiv především ledku, síranu amonného a superfosfátu dle metodiky Ing. V. Janečka ml. (Pokorný a kol., 2015). V třeboňském rybníkářství se v roce 1967 navýšila spotřeba hnojiv na téměř $3t \cdot ha^{-1}$. Z tohoto množství téměř polovinu tvořily fekálie. (Hule, 2000). Toto období Pokorný (2014) označil za počátek vzniku živinné zátěže s trvajícím následky dodnes. V **roce 1971** Třeboňské rybníkářství spotřebovalo $358 \text{ kg} \cdot ha^{-1}$ krmiva ročně. Od roku 1956 do roku 1972 se navýšila produkce kapra o 148 %, spotřeba krmiv o 1 296 % a statkových hnojiv o 200 % (Hule, 2000). V **80. letech 20.st.** vrcholil proces intenzifikace ve všech zemědělských odvětvích. Rybníkářství Třeboň v roce 1985 spotřebovalo $1700 \text{ kg} \cdot ha^{-1}$ krmiv, vápence $342 \text{ kg} \cdot ha^{-1}$, chlévské mrvy $1100 \text{ kg} \cdot ha^{-1}$, kompostů $849 \text{ kg} \cdot ha^{-1}$ a kejdy či močůvky $5340 \text{ kg} \cdot ha^{-1}$. Produkce kapra se pohybovala od 480 do $900 \text{ kg} \cdot ha^{-1}$ (Hule, 2000). V **90. letech 20. st.** začala decentralizace a privatizace státního rybníkářství. Chov ryb se postupně stal předmětem soukromého podnikání. Výnosy pokračovaly v trendu z minulých let. Největší celková produkce tržních ryb ve 20. století byla v roce 1992 a to 20 800 t. Aplikace hnojiv, zejména strojených se začala omezovat, ale zvýšila se spotřeba krmiv. Chovy kachen na otevřené vodě výrazně omezily výrobu. Od roku 1996 začal monitoring kvality vody s hodnocením vlivu intenzity hospodaření na rybnících (Pokorný a kol., 2015). V **současnosti** se na území Čech a Moravy nachází přibližně 54 000 ha malých vodních nádrží z nichž rybáři k chovu ryb využívají asi 42 000 ha. V posledních letech se produkce ryb ustálila na hodnotě kolem $20\,000 \text{ tun} \cdot \text{rok}^{-1}$ s 90% podílem tržního kapra. To pokrývá poptávku domácího trhu i vývoz do zahraničí (Křivánek a kol., 2012).

2.2 Vývoj chemismu rybníční vody

Janda a kol. (1996) popsali vývoj chemismu rybníčních vod na Třeboňsku od 30. let do počátku 90. let 20. století. Chemické složení a diverzita planktonních společenstev od počátku století do 20. let řadily většinu rybníků do oligotrofního typu vod. Typickým projevem takové vody byla celosezónní vysoká průhlednost vody, bohatá společenstva prosperujících makrofyt a mírně kyselé pH. Dle dostupných hodnot hektarové produkce ryb lze usuzovat na nízkou trofii.

Od **30. let 20. st.** se začalo intenzivně vápnit a hnojit (Pechar, 2000). Důsledkem toho se iontové složení vody začalo pozvolna měnit. Bylo dosaženo mírného nárůstu pH vody k hranici alkalických hodnot a nepatrného navýšení koncentrací fosforu a dusíku (řádově v desítkách $\mu\text{g.l}^{-1}$). Typickým projevem pro toto období se stala tvorba vegetačního zákalu v předjaří a v létě (Janda a kol., 1996). Jírovec a Jírovcová (1938) během 30. let 20. st. při sledování chemismu lnářských rybníků popsali postupné navýšení pH vody k neutrálním až mírně zásaditým hodnotám. Celkově si rybníční vody zachovaly do poloviny dvacátého století oligotrofní až mezotrofní charakter. S tímto výsledkem se také ztotožňuje Hartman a kol. (1998). Během **50 a 60. let 20. st.** pravidelné vápnění a aplikace hnojiv způsobily posun hydrogenuhličitanové rovnováhy vod do alkalických hodnot. Výsledné zvýšení mineralizace mělo za následek nárůst vodivosti (průměr $193 \mu\text{S.cm}^{-1}$). Koncentrace minerálních živin byly v 50. letech 20. st. na Třeboňsku poměrně vysoké. Příčiny lze odvodit v absenci fytoplanktonu filtrovaného početnou populací zooplanktonu (hlavně velkými perloočkami rodu *Daphnia*). Nízké obsádky kapra do 400 ks.ha^{-1} umožňovaly celosezónní pomnožení hrubého zooplanktonu (Pechar, 2015). Hospodaření na rybnících bylo nerovnoměrné, stále ještě v této době našly rybníky oligotrofního charakteru, ale také silně eutrofní. Začal se pravidelně tvořit vegetační zákal s dominancí chlorakálních řas, rozsivek, zelených bičíkoviců a sinic a průhledností vody od 0,5 až 1 m (Janda a kol., 1996). Od **70. až do počátku 90. let 20. st.** letech vrcholila intenzifikace chovu ryb s aplikací vysokých dávek organických hnojiv, která převyšovala množstvím minerální hnojiva. V 70. letech se zavedl dvouhorký systém odchovu kapra. Tento hospodářský cyklus měl zásadní vliv na dynamiku planktonu v rybníku, viz kap. Dynamika planktonu. Také výrazně vzrostla produkce vodní drůbeže. Pravidelný rozvoj vodního květu, vláknitých řas a vegetačního zákalu byl příčinou sezónních epizod s výkyvy pH a sklony ke kyslíkovým deficitům. Početné rybí obsádky a dominance fytoplanktonu ve vodním sloupci způsobily vymizení submerzních rostlin. Rybníční vody vykazovaly vysoké koncentrace N a P a objemnou biomasu fytoplanktonu. Živinová a organická zátěž rybníků spolu s projevy eutrofizace připodobňovala rybníky k eutrofním až hypertrofním mělkým jezerům (Scheffer, 1998). Na **počátku 21. století** Pechar (2015) poukázal na celkové snížení látkových toků v krajině. Pokles koncentrace vápníku a hydrogenuhličitanů zdůvodnil až desetinásobným snížením množství aplikovaného vápna z 600 kg.ha^{-1} na 60 kg.ha^{-1} . Celková mineralizace měla také klesající trend, který

odrážel změny hospodaření v krajině. Obzvláště u rybníků v blízkosti zemědělských ploch bývá nárůst nebo pokles ovlivněn právě zemědělskou činností. Oproti tomu živinné parametry se prakticky od doby socialistické intenzifikace neměnily. Průměrné koncentrace chemismu rybníčních vod od roku 1954 do roku 2014 charakterizuje Tab. č. 2.1

Tab. č. 2.1 Chemické složení rybníčních vod v letech 1954 až 2014 na Třeboňsku (Janda a kol., 1996; Pechar, 2000, Pechar, 2015) na Žďársku (Spurný a kol., 1998), Vodňansku a Protivínsku, (Máchová a Valentová, 2004)

Oblast		Blatná	Třeboň	Třeboň	Blatná	Třeboň	Žďár nad Sázavou	Protivín, Vodňany	Třeboň	Blatná	Třeboň	Třeboň	Třeboň	Třeboň
Parameter	jednotka	1954-1958	1954-1963	1973-1978	1979-1980	1990-1991	1996-1997	1999-2003	2000-2001	2004-2005	2010 - 2011	2012	2013-2014	2014
pH		8,3	7,5	8,2	8,3	8,5	7,6	8,3						
Vodivost	$\mu S.cm^{-1}$	250	193			367			246	301	196	209	316	220
N – organický	$mg.l^{-1}$		2,0											
NO ₃ -N	$mg.l^{-1}$	0,07	0,88	0,13	0,11	0,12	1,25	3,28						
NH ₄ -N	$mg.l^{-1}$	0,09	-	0,39	0,11	0,12	0,52	0,28						
TN	$mg.l^{-1}$	1,0	-	1,27	1,55	2,60			2,27	3,9	2,70	2,57	2,18	2,21
PO ₄ -P	$mg.l^{-1}$	-	0,17	0,05	0,04	0,05	0,15							
TP	$mg.l^{-1}$	0,24	0,20	0,11	0,12	0,29	0,45	0,49	0,29	0,19	0,27	0,25	0,24	0,17
Chlorofyl	$\mu g.l^{-1}$	35	40	66	48	121			140	96	129	140	135	112
Průhlednost	<i>m</i>	1,7	1,8	1,27	0,97	0,45			0,42	0,57	0,49	0,51	0,47	0,57

2.3 Funkce rybníku v krajině

Většina rybníků vznikla v podmáčeném terénu mokřadů, slatin a bažin. Díky trvalé existenci vody, přítomnosti části původních organismů a zachovanými funkčními

službami v krajině je rybník srovnáván právě s těmito původními biotopy (Janda a kol., 1996). Vrba (2016) označil rybníky za poslední refugia mokřadních druhů s řadou důležitých krajinných funkcí (vliv na biodiverzitu, mikroklima, retenci živin a vody). Rybníky jsou ekologicky, geomorfologicky a esteticky hodnotnou částí krajiny, utváří její typický vzhled a přispívají k udržení její stability. Voda v rybnících vytváří životní prostředí pro jednotlivé druhy vodních organismů s odlišnými požadavky nejen na fyzikální a chemické vlastnosti vody, ale i na hloubku a velikost vodního biotopu. Mnohé rybníky byly vybudovány našimi předky velmi citlivě, se sladěním zájmů člověka s potřebami přírody. Staly se tak domovem nejrůznějších chráněných i ohrožených druhů rostlin a živočichů a byly vyhlášeny maloplošnými chráněnými územími. Na jejich ochranu slouží řada mezinárodní dohod, kupř. Ramsarská smlouva či program Natura 2000 (Křivánek a kol., 2012).

2.3.1 Biodiverzita a krajinný ráz

Biodiverzita je chápána jako biologická rozmanitost veškerých živých forem (biotické složky), jejich vzájemné interakce a vazby v prostoru, čase a též jejich vztahy s abiotickými složkami životního prostředí. Abiotické složky zahrnují veškerou neživou část prostředí (vodu jako medium a organické či anorganické sloučeniny v ní obsažené). Biotická složka je veškerá živá hmota zastoupena primárními producenty, spotřebiteli a rozkladači (Pratap a kol., 2014). Z ekologického hlediska jsou rybníky významným lokálním biocentrem zvyšujícím biodiverzitu v krajině (Pechar, 2007). Vodní plocha, litorální zóna, ostrůvky, mokřadní břehy a pásma s bohatou vegetací jsou typickým obrazem rybníku. Pestré ekologické podmínky nabízejí životní prostor pro celou řadu organismů. Charakteristikou rybníků je zpomalený pohyb vody s téměř uzavřeným cyklem živin a určené hranice přechodu rybníku v jiný ekosystém (Čížková a kol., 2017). Rybník je osídlen druhově bohatým společenstvem živých organismů fungujících jako celek. Jakákoliv forma života je v přírodě unikátní. Význam a místo zde zastávají viry, bakterie, sinice a řasy, jednoděložné i dvouděložné rostliny. Zvířena rybníků je velmi rozmanitá (z hlediska velikosti, hmotnosti, tvaru, chování, výživy či rozmnožování) a ve srovnání s florou značně početnější. Rybníční biotopy poskytují živočichům variabilní životní prostor s prolínáním vodního a terestického prostředí (Křivánek a kol., 2012). Rybářské hospodaření ovlivňuje především zatopený prostor nádrže. Velikost a druhové složení rybí obsádky, typ odchovu, intenzita hospodaření a

manipulace s vodou mají zásadní význam na složení a funkčnosti ekosystému. Například na lednických rybnících proběhl v letech 2008 až 2010 experiment se snížením počtu nasazených ryb, přičemž byl sledován výsledný vliv na biotu prostředí. Bylo zjištěno, že obsádka v menší početnosti kapra obecného nevyvinula během sezóny výrazný predační tlak na hrubý zooplankton. Početný zooplankton celé vegetační období filtrací eliminoval fytoplankton. Celosezónní zvýšení průhlednosti vody, pomnožení larev pakomárů a plevelných ryb (např. karase stříbřitého) vedly ke zvýšení diverzity hmyzožravého a rybožravého ptactva (Sychra, 2012).

Nejrozmanitější oblast z hlediska biodiverzity tvoří přechod mezi vodou a souší, tzv. ekoton. V ekotonu se potkávají až čtyři skupiny organismů. Organismy schopné života primárně ve vodě (sekundárně na souši), nebo primárně na souši (sekundárně ve vodě), dále přímí osídlenci, označovaní jako specialisté, a nahodile se vyskytující organismy. (Hora a kol., 2009).

Manipulace s vodní hladinou má významný vliv na litorál (mělkou, prosvětlenou pobřežní zónu rybníka). Litorál je v limnologické terminologii označen jako mokřad. V této zóně dochází k oboustranné výměně živin mezi půdou a vodou (Čížková kol., 2017). V návaznosti na nároky rostlin na vodu se litorál rozděluje na pásma. Sublitorál s hydrofyty (podvodními rostlinami). Eulitorál s helofyty (rostlinami schopnými adaptace voda-sucho). Supralitorál s hygropyty (rostlinami vlhkomilnými, ale bez tolerance ponoření). Epilitorál s minimální nasyceností půdy vodou a proměnlivým společenstvem rostlin reprezentujících souš (Wetzel, 2001). Biodiverzita úzce souvisí s biomonitoringem, např. vodního ptactva nebo obojživelníků. Na základě výsledků sčítání jednotlivých druhů lze posuzovat kvalitu životního prostředí dané lokality (Miklín a Macháček, 2016), (www.biomonitoring.cz)

2.3.2 Retence vody

Ucelování a odvodňování zemědělských pozemků, odlesňování a napřimování koryt toků v posledních 70. letech významně snížilo retenci vody v krajině (Pokorný, 2014). V roce 1843 tvořily přírodní mokřady téměř 5 800 ha plochy území ČR. Ta se do současnosti zmenšila na pouhou desetinu procenta (Richter a Skaloš, 2016). Jak již výše zmiňují Janda a kol. (1996), rybníky a jejich litorály byly zařazeny mezi mokřady. Podle Mitsche a Gosselinka (2000) a podle Keddyho (2002) jsou tyto ekosystémy charakterizovány stálou přítomností vody, nasycenou půdou s anaerobním rozkladem

hmoty, přítomností hydrofyt a naopak absencí terestických rostlin. Zadržaná voda v rybníku je součástí hydrologické bilance povodí. Tu vytváří časově a prostorově variabilní objem vody obsažený v rostlinách, na povrchu povodí, v půdě a sněhové pokrývce (Máca a kol, 2016). Porovnáním výsledků půdní vláhý v obdobích 1961–1990 a 1991–2014 bylo zjištěno, že na území ČR v polohách pod 600 m n. m. se snížil počet dnů s dostatkem půdní vláhý v průměru o 10–15 dní v období od dubna do června. Retenční kapacita půd poklesla přibližně o 40 %, ve srovnání s dobou před rokem 1950 (Hrdinka a kol., 2017). V posledních dvaceti letech nastalo několik hydrologických extrémů. V letech 1997, 2002, 2010 a 2013 zasáhly naše území povodně, v letech 2003, 2014 a 2015 naopak extrémní sucha s negativním dopadem na krajinu i lidi (Forejtníková a kol., 2015). Tyto skutečnosti a zjištění dokazují, že retence vody v krajině nabývá na celospolečenském významu. Na retenční funkci rybníku lze pohlížet ze dvou pohledů. Prvním je akumulace vody v období jejího nadbytku v zásobním prostoru nádrže a její následné využití např. v období extrémního sucha, a to cíleným navyšováním odtoku s benefitem pro biotu pod výpustí. Druhým je tlumení ničivého nárazu povodňové vlny. (Votruba a Broža, 1966), (Pokorný a Zykmond, 2013). Povodňové události se řídí dle platných zákonů viz Právní řád ČR (www.casopisstavebnictvi.cz).

2.3.3 Retence fosforu

Fosfor se do nádrže dostává přítokem, splachem, rybářským hospodařením a dalšími zdroji popsanými v kapitole Zdroje živin (Wetzel, 2001). Retence fosforu v nádrži je výsledek efektivity jeho recyklace, sedimentace a zpětného uvolňování do vodního sloupce. Koeficient retence (R) se pak definuje jako

$$R = 1 - P/P_{in},$$

kde: P je koncentrace fosforu v nádrži, popř. v odtoku, a P_{in} je přítoková koncentrace P . Retence P je nepřímo úměrná průtočnosti či hydraulickému zatížení nádrže (Vollenweider, 1975), (Chapra, 1975).

Potužák a Duras (2015) uvedli, že za efektivní retenci rozpuštěné formy fosforu odpovídá jeho příjem organismy (fytoplanktonem a bakteriemi) a sorpce do sedimentu. Rozpuštěnou formu fosforu označili za eutrofizačně nejrizikovější faktor.

Hejzlar a kol. (2018) ve své práci uvedli výsledky retence fosforu nádržemi Slapy a Orlík za období 1961–2015. V prvním období od roku 1961 až do roku 1991 se koncentrace P v obou nádržích navyšovaly. Přísun vysokých koncentrací fosforu byl zřejmě důsledkem socioekonomického vývoje v povodí (havarijním stavem kanalizací a nakládáním s odpadními vodami, intenzifikací zemědělství, včetně chovu ryb). V druhém období, po roce 1991 se začaly koncentrace fosforu snižovat. Analýza retence P v nádržích ukázala, že P uložený v sedimentech nádrže z let 1961–1991 se v následujícím období začal uvolňovat do vody, a tím tlumit pokles koncentrací P z přítoku. Borovec a kol. (2004) se obdobně zabývali obsahem fosforu v sedimentu vysoce eutrofního rybníku Jordán a zjistili koncentrace fosforu v horních vrstvách sedimentu v rozpětí 1,5–2,2 mg.g⁻¹ v sušině s vysokým rizikem jeho uvolňování (Hejzlar a kol., 2001).

Duras a Potužák (2012b) uvedli závislost retence fosforu na době zdržení vody v rybníku, kterou lze vyjádřit rovnicí:

$$R = 1,84 \frac{1,84\sqrt{TRT}}{1+1,84\sqrt{TRT}}$$

R po vynásobení 100 vyjadřuje procentuální retenci fosforu a *TRT* je teoretická doba v nádrži v letech.

2.3.4 Samočistící funkce

Více než polovina rybníků v České republice se přímo zapojuje do čistírenských procesů odpadních vod. Jejich podstata spočívá v sekundárním a terciárním průběžném čištění vody (Pokorný a kol., 2015). Rybníky s rybí obsádkou primárně využívané v čistících procesech se nazývají stabilizační nádrže (Bulíček, 1977). Tyto nádrže v rámci čistírenského procesu snižují koncentraci zejména nerozpuštěných organických látek, čímž zvyšují jakost vody. Proces a efekt samočištění jsou výsledkem jednak fyzikálních pochodů, jako např. sedimentace a odplavování, druhá biochemických procesů, a sice biologické a chemické flokulace nebo oxidace. Samočištění probíhá v oxických podmínkách. Při oxidačních degračních procesech dochází k mineralizaci organických látek za vzniku kyseliny uhličitě, dusičné a vody. Tyto mikronutrienty jsou mj. využívány pobřežní vegetací k výstavbě vlastní biomasy, čímž se spolupodílí na čistící schopnosti rybníku. Zmiňované mikronutrienty akcelerují eutrofizaci vody. Optimalizací rybí obsádky (o hmotnosti násady 250–300 kg.ha⁻¹ kaprovitých s využitím

přirozené produkce až $400 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ a až 20% podílem býložravých ryb) se tento jev na eventuální nežádoucí pozitivní bilanci fosforu nijak neprojeví (Pokorný a kol., 2015). V případě anaerobního až anoxického prostředí a silného znečištění vody dochází k redukčním degradačním procesům, resp. k hnití za účasti bakteriálních destruentů za vzniku amoniaku, methanu, sulfanu, merkaptanu atp. Z výše uvedeného tedy vyplývá, že samočistící schopnost vody lze podpořit provzdušňováním vod (Šálek a Tlapák, 2006).

2.3.5 Mikroklima

Tepelná akumulární schopnost vody je větší než u vzduchu. Schopnost teplotního rozvrstvení vodního sloupce v závislosti na hustotě umožňuje pozvolné uvolňování tepla. Hloubkový profil se ochlazuje klesáním studených vrstev ke dnu a hladina se ohřívá stoupajícími teplejšími vrstvami ode dna. Tento jev je dobře zjištělý v mělkých nádržích prohrátých až na dno. S velikostí objemu stoupá akumulace tepla. Například velké nádrže prodlužují vegetační období nádrže a jejího okolí v pozdním podzimu až o několik dní. Vodní hladina uvolňuje teplo při kontaktu se vzduchem, a tím ho ohřívá. To se projevuje až do vzdálenosti několika desítek metrů od břehu. Podstatný vliv na místní klima mají rozsáhlé plochy ucelených rybníčních soustav. Takové oblasti se vyznačují stabilním klimatem bez výrazných teplotních výkyvů (Šálek a kol., 1989). Rybníky vytvářejí statickou zásobu vody určenou k plnění primárních účelů těchto nádrží (chov ryb). V letních měsících se ohřátý vzduch nad hladinou za uvolnění energie ochlazuje. Vzniká tepelná energie a voda se přemění na páru. Odpar vody z hladiny rybníku napomáhá ochlazování krajiny v jeho okolí. Ztráta vody z odparu snižuje průtoky vody v tocích pod výpustí, čímž způsobuje ztráty hydrografické sítě (David a kol., 2020). Významnou roli v malém cyklu vody mají rostliny, které výparem a transpirací uvolňují až 70 % spadlé srážkové vody, v době sucha až 90 % (Rulík a Tůma, 2019). Beran a kol. (2019) provedli v roce 2019 na vybraném úseku povodí řeky Lužnice výzkum vlivů rybníků na klima. Bylo zjištěno, že účinek vodních ploch v povodí Lužnice byl z hlediska celkové hydrologické bilance území nevýznamný. Rozdíl úhrnu ročních srážek činil pouze 5 mm. Rozdíl mezi rybníkem a jeho okolím byl z hlediska počtu dnů se srážkami do velikosti 0,1 mm 50 dní. Tyto srážky byly využity místní vegetací. V posledních letech jsou srážky podstatně nižší a výpar z vodní hladiny vyšší, také vodní bilance nabírá významný deficit.

2.3.6 Vliv na spodní vodu

Díky vzduť hladiny vody v rybnících dochází ke zvýšení hladiny podzemní vody pod vodním dílem a v jeho bezprostředním okolí. Množství vody takto zadržené závisí na typu a vlastnostech podloží krajiny (David a kol., 2020).

2.4 Eutrofizace

Při povrchovém a podzemním proudění vody se do vodního prostředí dostávají minerální a organické látky přírodního či antropogenního původu. Tyto látky jsou zastoupeny sloučeninami fosforu a dusíku. Jejich hlavní vlastností je snadné zpracování a zabudování do pletiv asimilujících organismů, proto se označují jako minerální živiny. Se zvyšující se koncentrací živin roste úživnost povrchových vod (Štěpánek, 1979). Proces reakce ekosystému na nadměrnou dotaci živin se označuje pojmem eutrofizace. Hlavním projevem eutrofizace lze označit nekontrolovatelný růst asimilujících organismů s dominancí řas a sinic, které narušují biologickou rovnováhu a způsobují nestabilitu fyzikálních a chemických vlastností vody (Lelák a Kubíček, 1991). Eutrofizace dle Reynoldse (1984) způsobuje změny struktury planktonu, jeho taxonomické složení a velikost distribuce. Bricker a kol. (2003) rozdělil ukazatele eutrofizace na primární (chlorofyl *a*, hojnost makrořas a epifytů) a sekundární (nedostatek O₂, absence submerzních makrofyt a výskyt vodního květu). Fosfor a dusík v nádrži pochází z interních zdrojů (sediment, rybářské hospodaření a celková biomasa rybníku), bodových zdrojů (veškeré odpadní vody z kanalizací a ČOV), difúzních zdrojů (nesoustředěný odtok odpadních vod), plošných zdrojů (splachy zemědělské půdy, eroze a atmosferická depozice) (Smith a kol., 1999). Hlavním spouštěcím a také limitujícím faktorem eutrofizace vnitrozemských povrchových vod je hladina koncentrace fosforu (Schindler a kol., 2008). Naopak dusík je limitujícím prvkem eutrofizace brakické a slané vody (Correll, 1998). Kritickou hodnotou urychlující eutrofizaci vody je koncentrace fosforu mezi 0,01 až 0,02 mg.l⁻¹ (Vollenweider, 1968). Na vztah mezi živinou zastoupenou fosforem a růstem rostlin poukazuje Liebigův zákon minima. „Rostlina je limitována v růstu tou živinou, která je v relativním nedostatku“. Dillon a Rigler (1974) uvedli závislost chlorofylu *a*, jakožto hlavního prokazatele přítomnosti fytoplanktonu, na výši koncentrace fosforu.

2.4.1 Plošné zdroje živin

2.4.1.1 Vodní eroze půdy

Smyvem horní vrstvy půdy se do povrchových vod uvolňují jemné frakce zeminy s vysokým obsahem organických látek a živin. Proces vyplavování, především zemědělské půdy, je znám pod pojmem vodní eroze půdy. Eroze je do jisté míry přirozený dlouhodobý proces zvětrávání hornin spojený s dotací živin do vodního prostředí. Za výrazným nárůstem a zrychlením procesu eutrofizace v posledních desetiletích stojí především narušení půdního profilu zemědělskou činností. Pěstování širokořádkých plodin (řepka, kukuřice) také zvyšuje erozi v povodí (Štrojsová a Duras, 2012). Z vodohospodářského hlediska se za významné negativní dopady považují usazování pevných částic na dno stojatých vod, čímž narůstá podíl sedimentu a zmenšuje se akumulací prostor nádrže a narušování propojených přirozených procesů vodního prostředí (chemické, fyzikální, biologické) (Kvítek a Tippl, 2003). Zazemňování rybníků souvisí s intenzivními erozními procesy orné půdy. Až u poloviny orné půdy v České republice probíhá vodní eroze (Janeček a kol., 2012). Dle Dostála a kol. (2002) se ročně v rybnících na území České republiky kumuluje cca 359 tis. m³ sedimentu a celkem v nich bylo uloženo k roku 2002 bezmála 200 mil.m³. Erodovaná půda obsahuje vyšší obsah dusíku než ostatní vrstvy půdy. Ten je její přirozenou součástí a funkčně limitující produkční živinou. Na půdní částice je vázán amoniakální a organický dusík, zatímco dusičnanový podléhá vyluhování do spodních vod. Celkový obsah dusíku v orniční vrstvě dosahuje 0,1–0,5 % (tj. 3–9 t.N.ha⁻¹) (Balík a kol., 2012). Roční ztráty dusíku vyplavením z půdy dosahují až 55 kg.ha⁻¹ (Fecenko a Ložek, 2000).

Erodované půdní částice obsahují vázanou formu fosforu. Je prokázáno, že půdní částice uvolní do vodního prostředí v průměru pouze kolem 4 % vázaného fosforu, což představuje nepatrné množství (Borovec a kol., 2012). Celkově se v půdě vyskytuje cca 0,15 % fosforu ve dvou základních formách. Vázaný v organických nebo minerálních sloučeninách a volný rozpustný v ortofosforečné formě (PO₄-P). Ortofosforečnany jsou snadno biologicky rozpustné a jejich koncentrace závisí na intenzitě srážky a charakteru vyplavování. Vázaný fosfor se hodnotí na základě eutrofizačního potenciálu (schopnosti částice zadržovat nebo uvolňovat fosfor). Obecně lze konstatovat, že organicky vázaný fosfor je snáze dostupný než mineralizovaný (vázby s hydroxidy železa, hliníku). Schopnost částic uvolňovat fosfor se odhaduje z obsahu fosforu v sušině

nerozpuštěných látek nebo postupnou frakcionací sloučenin fosforu, železa a hliníku (Jan a kol., 2013). Vědeckou studií byl zjištěn podíl rozpuštěného a celkového fosforu v povrchovém odtoku ze zemědělsky rozdílně obhospodařovaných (hnojením) ploch v rozmezí od 3,5 do 19,3 % (Sharpley a kol., 1992). Rozpětí hodnot má spojitost s intenzitou srážek, obsahem fosforu v půdě a stavem vegetačního pokryvu (Shigaki a kol., 2007). Pro stanovení vstupu celkového fosforu ze zemědělských ploch za běžných srážko-odtokových situací se používají koncentrace odtoku celkového fosforu vztažené k typům půdy, viz metodika (Vyskoč a kol., 2014).

Částice sedimentující v nádrži obsahují různé množství fosforu. Bylo zjištěno, že množství vázaného fosforu je nepřímo úměrně závislé na velikosti půdního zrna. Dnový fosfor je v nádrži rozptýlen nerovnoměrně (Hakanson a Jansson, 1983). Potužák a Duras (2012) konstatovali, že sediment v blízkosti hlavní stoky je nejvíce obohacen fosforem. Hakanson a Jansson (1983) zjistili rozdílné koncentrace fosforu na přítoku a u hráze. Vysoké koncentrace fosforu u hráze zdůvodnili unášením lehčích částic a koloidních frakcí prouděním až k bariéře (hrázi).

2.4.1.2 Zemědělství

V zemědělství je aplikace hnojiv klíčovým nástrojem pro zvýšení produkce rostlinné výroby. Smyvem pozemků v povodí se do povrchových vod dostává celá řada cizorodých látek, mezi které patří také hnojiva s obsahem živin, hlavně fosforu a dusíku. Hnojiva lze dle původu rozdělit na:

- statková (organická) hnojiva s vysokým obsahem uhlíku, která pocházejí z živočišné výroby (pevné nebo tekuté exkrementy velkých hospodářských zvířat nebo drůbeže). Pevným hnojivem je chlévský hnůj s přidanou slámou. Dávky hnoje kolísají od 20 do 50 t.ha⁻¹(www.mendelu.cz). Tekutým hnojivem je například kejda, která nemá přídatnou složku. Naředění tekutých hnojiv určuje přítomnou koncentraci živin.

- minerální hnojiva jsou čistým zdrojem živin, hlavně dusíku, fosforu a draslíku.

Složení vybraných statkových hnojiv uvádějí následující Tab. č. 2.2 a Tab. č. 2.3

Tab. č. 2.2 Průměrné složení čerstvého hnoje v % (Richter a Římovský, 1996)

Ukazatel	Skot	Koně	Ovce	Drůbež
Organické látky	17,0	20,0	20,0	25,0
Celkový N	0,48	0,65	0,85	2,80
Celkový P	0,11	0,13	0,14	1,25

Tab. č. 2.3 Průměrné složení kejdy % (Neuberg a kol., 1990)

Ukazatel	Skot	Prasata	Drůbež
Organické látky	6	5,3	8,1
Celkový N	0,32	0,5	0,96
Celkový P	0,07	0,13	0,29

Nakládání a používání hnojiv se řídí zákonem č. 156/1998 Sb. Zákon o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd, vyhláškou č. 377/2013 Sb. Vyhláška skladování a způsobu ukládání hnojiv a Nitrátovou směrnicí ES č. 91/676/EHS (Klír, 2006)

2.4.1.3 Atmosferická depozice

Studie od Kopáčka a kol. (1997) z povodí řeky Vltavy a nádrží Slapy a Římov a Ilga a kol. (2009) z oblasti lesních porostů v SRN uvádějí podobné průměrné hodnoty atmosférické depozice fosforu v rozpětí od 0,12–0,5 kg.ha⁻¹ za rok. Jednotlivé projekty na řekách Labi, Odře a Moravě realizované VÚV TGM v 90. letech 20. st. naměřily atmosférické depozice fosforu v rozmezí od 0,23 do 0,90 kg.ha⁻¹ za rok. Dle Rosendorfa a kol. (2015) je průměrný roční vstup fosforu do povrchových vod atmosferickou depozicí 0,25 kg.ha⁻¹ za rok. Bottger a kol. (1978) a Úlehlová a Ostrý (1972) se ve svých studiích shodují na množství vstupu dusíkatých látek v mokřém spadu pro středoevropskou oblast v průměru 8 kg.ha⁻¹ za rok.

2.4.2 Bodové zdroje živin

2.4.2.1 Odpadní vody

Odpadní vody jsou hlavním zdrojem fosforu. Pro množení a růst fytoplanktonu je klíčová přítomnost biologicky dostupné formy fosforu (BAP – bioavailable phosphorus) (Peters, 1981), (Reynolds a Davies 2001). BAP se v měřeních označuje také jako ortofosforečnan (fosforečnanový fosfor). Podíl této formy fosforu v čistírensky upravených městských odpadních vodách dosahuje vysokých hodnot. To například vyplývá z výsledků studií povodí řek Kennet a Temže ve Spojeném království (Neal a kol., 2005), (Millier a Hooda, 2011), v nichž různě velké zdroje odpadních vod zakončené čistírenskou technologií vykazovaly až 95% podíl rozpuštěných forem fosforu. Ze studií vyplývá, že průměrná produkce celkového fosforu v odpadních vodách na obyvatele je 1,75 g.den⁻¹ (Hejzlar, 2010), (Krása a kol., 2013). Produkce celkového dusíku připadající na jednoho obyvatele je 12 g.den⁻¹ (Pitter, 2015).

2.4.2.2 Chov ryb

Hodnocení celkového vstupu fosforu rybářským hospodařením v rybníku spočívá v porovnání bilančního rozdílu (salda), metodikou od Krásy a kol. (2013). Ta je založena na rozdílu mezi vstupem fosforu použitého v krmivech, hnojivech a rybí násadě a výstupem vylovených ryb.

Aplikace krmiv

Intenzita hospodaření určuje množství a druh podávaných krmiv. Kvalita krmiva ovlivňuje nejen přírůstek ryb, ale také množství a složení odpadních látek metabolismu ryb (Jirásek a kol., 2005). Metabolity ryb se podílí na jakosti vody zadržené v rybníku a následně vody odtokové, která ovlivňuje kvalitu životního prostředí pod výpustí nádrže. Právní formulace nařízení vlády č. 401/2015 Sb. stanovují podmínky a limity přípustných hodnot znečištění povrchových vod (www.mzp.cz). V rybnících s dominancí chovu kapra se podávají krmiva rostlinného původu (obiloviny s technologickou úpravou nebo bez ní, případně krmné směsi).

Vysoký obsah škrobu (Faina, 1983) a deficit limitujících aminokyselin lysinu a methioninu (Kováč, 1989) staví obiloviny do role doplňkového glycidového krmiva se zdrojem okamžité energie (Čítek a kol., 1993). K efektivnímu využití krmení je nutnost kombinace s přirozenou potravou - zooplanktonem a zoobentosem (Janeček, 1976).

Stravitelnost fosforu a dusíku je závislá na mnoha dalších proměnných, např. teplotě a nasycení vody kyslíkem, podílu přirozené potravy, obsahu tuků v potravě nebo stáří ryby (Jiménez-Montealegre a kol., 2005). Průměrný obsah fosforu v obilovinách se pohybuje mezi 3–3,5 g.kg⁻¹ a dusíku 23 g.kg⁻¹. Přestože ryby předložený příkrm zkonsumují, jejich trávicí ústrojí „postrádá enzym fytázu (Jirásek a kol., 2005), tudíž efektivně nevstřebá až 70 % rostlinných bílkovin. Ty jsou vylučovány zpět do rybníčního prostředí. Stravitelnost fosforu z rostlinných krmiv se pohybuje v rozmezí 27-47 % (Roy a kol., 2019). Vzhledem k výše uvedenému rybí exkrementy patří k rizikovým faktorům zvyšování trofie nádrže (Hartman, 2012). Příkrmování kapra obilnými krmivy s dopadem na kvalitu vody popsali ve své práci (Hlaváč a kol., 2013). Rozdíly kvality vody mezi příkrmovanými a nepříkrmovanými obsádkami v pokusných mesokosmech byly hodnoceny při odtoku živin v iontové - rozpuštěné formě (PO₄-P, NH₄-N, NO₃-N). Z hodnocení vyplývá, že rozkolísání těchto ukazatelů kvality vody je především následkem metabolismu ryb. Spotřeba krmiv během 20. století postupně rostla. Během intenzifikace v socialistické éře byla spotřeba poměrně malá RKK 1,76. Po roce 1989 se navýšila, současně se zkrmuje až 3000 kg.ha⁻¹ obilovin (Hartman a Regenda., 2016)

Hnojení rybníků

Přítomnost živin má klíčový vliv na biologickou produktivitu rybníku. Trofie neboli úživnost určuje možnosti hospodářského využití. S rostoucí intenzitou rybářského hospodaření stoupá spotřeba živin. Ty je z pohledu rentability chovu (přírůstek ryb) nutné do nádrže dodávat. Aplikace hnojiv zajišťuje udržení optimální hladiny živin spojenou s produkcí přirozené potravy ryb (planktonu). Uvolněné živiny stimulují růst fytoplanktonu (primární producenti), ten se posléze včleňuje do potravního řetězce rybníku (Green a kol., 1989). Mlejnková a Horáková (2009) uvádí, že pro růst biomasy 1 t kapra je potřeba 6 t zooplanktonu, který zkonsumuje (nafiltruje) 21 t fytoplanktonu. Takovou spotřebu vztaženou na časový interval v cíleném chovu nelze realizovat přirozenou produkcí rybníku. Výzkumy prokázaly, že produkce ryb u hnojených rybníků je až desetinásobně vyšší než u nehnojených (Mortimer a Hickling, 1954).

Anorganická hnojiva

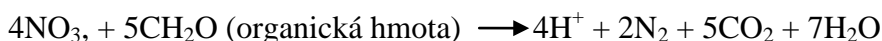
Fosforečná hnojiva

Optimální poměr C:N:P pro produkci fytoplanktonu je 106:16:1, což ukazuje, že k stimulaci jeho růstu postačí i nízká hladina fosforu (Stickney, 1994). Orthofosfát se bezprostředně po aplikaci uvolňuje do vody a je rychle spotřebován zelenými organismy, bakteriemi a houbami a zbývající množství se adsorbuje do sedimentu (Boyd, 1982; Wahby, 1974).

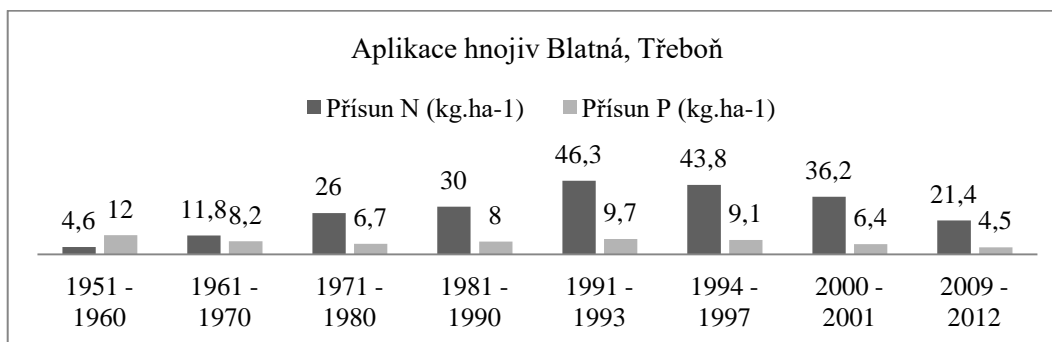
Dusíková hnojiva

Aplikace dusíkových hnojiv zlepšuje rozklad organické hmoty vázané na sediment rybníku. Dusičnany se dostávají do anaerobních zón v sedimentu, kde jsou využívány bakteriemi jako zdroj kyslíku (Avnimelech a Zohar, 1986), (Boyd, 1995b).

To lze odvodit z následující rovnice:



Kyslík uvolněný při redukci dusičnanů je využit bakteriemi k mineralizaci organických látek za vzniku oxidu uhličitého a vody. Denitrifikací vzniklý plynný dusík difunduje do atmosféry. Dusičnany bazickou reakcí zvyšují alkalitu vody v rybníku, protože se oxid uhličitý a voda se spojují za vzniku hydrogenuhličitanu. Graf č. 2.1 popisuje množství P a N dodaného hnojivy do rybníků blatenských a třeboňských rybníků v průběhu druhé poloviny 20.



Graf č. 2.1 Prísun N a P do rybníků hnojením na Třeboňsku a Blatnsku (upraveno) (Pechar, 2015)

Organická hnojiva

Exkrementy hospodářských zvířat jsou pro svůj vysoký obsah organických látek (až 90 %) využívány k hnojení rybníků. Nejdostupnějším hnojivem je chlévská mrva. Obsahuje makrobiogenní i mikrobiogenní prvky a v její sušině je až 2 % obsah mikroorganismů (Richter a Kubát, 2003). Vysoký obsah celulózy (až 22 %) je významným zdrojem uhlíku 7,5–9 % podíl její hmotnosti. Dusík je z 90 % obsažen v organických látkách a celkově je jeho hmotnostní podíl od 0,48 do 0,85 % v čerstvé hmotě. Fosfor je také vázán v organických látkách a jeho hodnoty jsou v čerstvém hnoji nízké (0,11 –0,14 %). Nejpoužívanější stelivo s vysokým obsahem uhlíku (35 %) je pšeničná sláma (Fullner a kol., 2000). Mrva se aplikuje většinou ve dvou fázích, a to v předjaří v hromadách, a poté v počátku vegetačního období nejpozději do konce května volně na vodu. Důležité je brát na zřetel vysokou spotřebu kyslíku při rozkladných procesech. Její roční dávkování je od 0,5 t až do 5 t . ha⁻¹ (Hartman a Regenda, 2016).

Dalším používaným organickým hnojivem jsou tekuté ředěné výkaly bez podestýlky (močůvky) s vysokým obsahem minerálního dusíku N-NH₄⁺ nebo N-NH₃ a nízkým obsahem organických látek. Obsah živin závisí na stupni ředění. Dávkování je na volnou vodu s jednorázovou dávkou až 0,8 t.ha⁻¹, případně před napouštěním 10–15 t.ha⁻¹, část před napouštěním, část během vegetace, aplikace omezena datem 15.6. a dále se řídí metodikou MZe ČR č.j. 35508/2002-6000 (Hartman a Regenda, 2014).

2.4.2.3 Sediment

V rybníku se díky zdržení vody ukládá fosfor do sedimentu nebo biomasy. Tím se rybník stává skladem živin v povodí. V posledních cca 50 letech došlo k výraznému zatížení rybníčních vod především fosforem (Potužák a Duras, 2012). Další významnou součástí sedimentu tvoří organická hmota. Ta je zastoupana zbytky krmiv, fekáliemi a těly odumřelých vodních organismů a rybáři dodanými organickými (statkovými) hnojivy. Rozkladem a mineralizací organických látek se uvolňuje amoniak a spotřebovává kyslík. Tento děj probíhá těsně nad sedimentem v několik milimetrů silné oxické vrstvě vody (Jan a kol., 2018). Hargreaves (1997) popsal dynamiku amoniaku v rybochovných rybnících a odhadnul, že 25 až 33 % amoniaku dodávaného do vodního sloupce pocházelo právě ze sedimentu.

Účinnost oxidačních přírodních procesů nedokáže vyrovnávat poptávku po kyslíku u dna. Dochází tak často ke vzniku přirozené anaerobní vrstvy na přechodu vody a sedimentu s mikrovrstvou oxidu železitého, která zabraňuje uvolňování živin již navázaných na dno. Největší koncentrace sedimentu se v rybníku nachází v místech nejslabšího proudu. Rozklad organických látek probíhá i za anaerobních podmínek. Při anaerobním dýchání se organické sloučeniny a relativně oxidované ionty (NO_3 , NO_2^- , Fe^{3+} , Mn_4SO_2 a CO_2) používají jako akceptory koncových elektronů a zdroje kyslíku (oxidanty) v mikrobiální respiraci. Ztrátou tenké, oxidované (aerobní) vrstvy na rozhraní voda-sediment se do vodního sloupce uvolňuje methan a sirovodík (Boyd, 1995), (Rutegwa a kol., 2019).

2.4.2.4 Odchov divokých kachen

Duras a Marcel (2020) došli při posuzování vlivu chovu divokých kachen na volné vodě s příkrmováním k závěru, že se tento způsob hospodaření významně podílí na zvyšování trofie stojaté vody (v tomto případě nádrže Hracholusky). Při hustotě kachen $250 \text{ ks} \cdot \text{ha}^{-1}$, době výkrmu cca 4 měsíce a spotřebě krmiva na jednu kachnu 7 kg obilovin se do nádrže za sledované období uvolnilo odhadem 1,5–1,8 t P.rok⁻¹. Denní produkce fosforu z exkrementů 1 kachny byla stanovena na 0,58 g (minimální odhad). Při přepočtu takového množství na desetihektarový rybník zatíží kachní trus rybníční vodu asi 43,5 kg P měsíčně.

2.5 Dynamika planktonu

2.5.1 Fytoplankton

Fytoplankton obsahuje chlorofylový pigment, který fixuje sluneční energii a přeměňuje anorganický uhlík na energeticky bohatou organickou formu. Ta se začleňuje do potravního řetězce (Findlay a kol., 1994). Druhové složení a množství fytoplanktonu vypovídá o trofii rybníku. Sezónní zastoupení jednotlivých druhů, jejich nárůst nebo úbytek poukazuje na vzájemné interakce živých organismů, na probíhající chemické děje a změny fyzikálních parametrů vody v nádrži (Reynolds, 1996), (Reynolds et. al., 2000).

Sezónní dynamiku fytoplanktonu nelze paušalizovat, jelikož podléhá multifaktoriálnímu vlivu. Přesto na základě změn sezonního klimatu byly vytvořeny vzorce druhové dominance a jejich vývoj v čase (Fogg, 1975). Spojením stoupající teploty vody, prodlužující se délky světelné části dne, dostatku živin a snížené predace

filtrujícího zooplanktonu vznikají optimální podmínky prosperity fytoplanktonu (Galijuri a kol., 2002). Naopak období vegetačního klidu spojené s ochlazením vody, sníženým slunečním svitem a pozastavením uvolňování živin ze sedimentu dna ukončuje dominanci autotrofů ve vodním sloupci (Boyd, 1982). Affan a kol. (2005) vyzorovali jarní a podzimní intenzivní růst sinic (cyanobakterií) zastoupených rody *Microcystis spp.* a *Anabaena*. Těmto druhům vyhovují vyšší koncentrace $\text{NO}_3\text{-N}$, vyšší teplota vody, zásadité prostředí, stav snížené hladiny vody a dostatek světla. Tilman a kol. (1986) ve svých studiích zjistili nezávislý růst cyanobakterií při teplotách vody nad 20 °C, bez ohledu na živinný poměr. Findlay a kol. (1994) u cyanobakterií zmínili, že mají tendenci dominovat ve vodním prostředí s poměrem N:P menším než 5:1 a naopak chlorofyta vyžadují poměr vyšší. Potužák a Důras (2012) vyzorovali dva vrcholy fytoplanktonu v hypertrofním rybníku Rožmberk počátkem července a v polovině září. Druhové složení fytoplanktonu vypovídalo o druzích, které zooplankton nebyl schopen predačně využít. Byly zjištěny druhy vláknitých sinic *Anabaena*, *Limnothrix*, dále rozsivky (*Bacillariophyceae*) a zelené řasy (*Chlorophyceae*).

2.5.2 Zooplankton

V rámci studie vlivu trofie na druhové složení a množství zooplanktonu bylo zjištěno, že se úměrně s vyšší úživností vody zvyšuje populace bucharek. Počty perloočky rodu *Chydoridae* rostou do srpna, poté dochází k postupné redukci způsobené predačním tlakem ryb. Poklesem perlooček se snižuje jejich filtrační schopnost což vede k nárůstu koncentrace chlorofylu *a* (Zadinová a kol., 2012). Perloočky rodu *Daphnia* (*D. magna*, *D. pulicaria*, *D. galeata*) patří k hlavním eliminátorům fytoplanktonu a zároveň jsou přirozenou potravou ryb. Tento fakt je hlavní příčinou úbytku těchto druhů v nádrži (Potužák a Duras, 2012). Nejvyšší koncentrace zooplanktonu byla naměřena v druhé polovině dubna, přičemž perloočky byly zastoupeny pouze 6 %, dominovali klanonožci (Copepoda) a vířníci (Rotifera). Absence hrubého zooplanktonu snižuje jeho filtrační schopnost, a tím zvyšuje pravděpodobnost přemnožení fytoplanktonu. Dlouhodobé zadržení vody je důležitý faktor pro pomnožení dafniového zooplanktonu. K rozvoji tří generací je zapotřebí alespoň dvacetidenního zadržení vody (Potužák a Duras, 2012).

2.5.3 Rizika

V předjarním období s dominancí řas dochází vlivem fotosyntézy v celém vodním sloupci k nárůstu koncentrací rozpuštěného kyslíku a pH. Období průhledné fáze vody může nastat vysokou predací zooplanktonu a absencí fytoplanktonu, což pro ryby přináší rizika kyslíkového deficitu. Následky respirace převládající nad fotosyntézou popisuje Faina a kol. (2007). V letních měsících ve vodách s nízkou průhledností dochází k vertikální kyslíkové stratifikaci s klesající tendencí koncentrace O₂ od hypersaturace hladiny po anoxii dna. Noční disimilace organismů spolu s rozkladem odumřelé organické hmoty může za významnější absence světla způsobit hypoxii až anoxii celého rybníčního ekosystému (Wetzel, 1983). Nejrizikovějšími měsíci bývají srpen a září. Podzimní klima se vyznačuje ochlazením a vyrovnáváním teplotních vrstev vodního sloupce s prokysličením celého profilu. Dochází k postupnému rozkladu organické hmoty nakupené na dně rybníka v průběhu sezóny (Pechar a kol., 2002), (Adámek a kol., 2010)

2.6 Kvalita vody

Kvalita vody v rybníku je ovlivněna chemickým složením vody. V Tab. č. 2.4 jsou uvedena rozpětí a průměry některých ukazatelů.

Tab. č. 2.4 Typické hodnoty chemismu rybníčních vod (Hartman a kol., 2005)

Ukazatel	Jednotka	Rozpětí	Průměr
pH	mg.l ⁻¹	5,5 - 9,5	8
NH ₄ -N		0,01 - 1,2	0,15
NO ₃ -N		0,03 - 3	0,24
N- organický		0,6 - 4	1,5
P celkový		0,025 - 1,4	0,2
Vodivost	μS.cm ⁻¹	100 - 600	300

Limity přípustného znečištění rybníků a nádrží podléhají do III. třídy hodnocení kvality vody dle ČSN 75 7221 (1998) a ukazatelů environmentální kvality v nařízení vlády č. 401/2015 Sb. Vybrané jednotlivé ukazatele hraničních hodnot jsou popsány v Tab. č. 2.5.

Tab. č. 2.5 Limity přípustného znečištění povrchových vod - III. třída, vybrané ukazatele (ČSN 75 7221; NV č. 401/2015 Sb.)

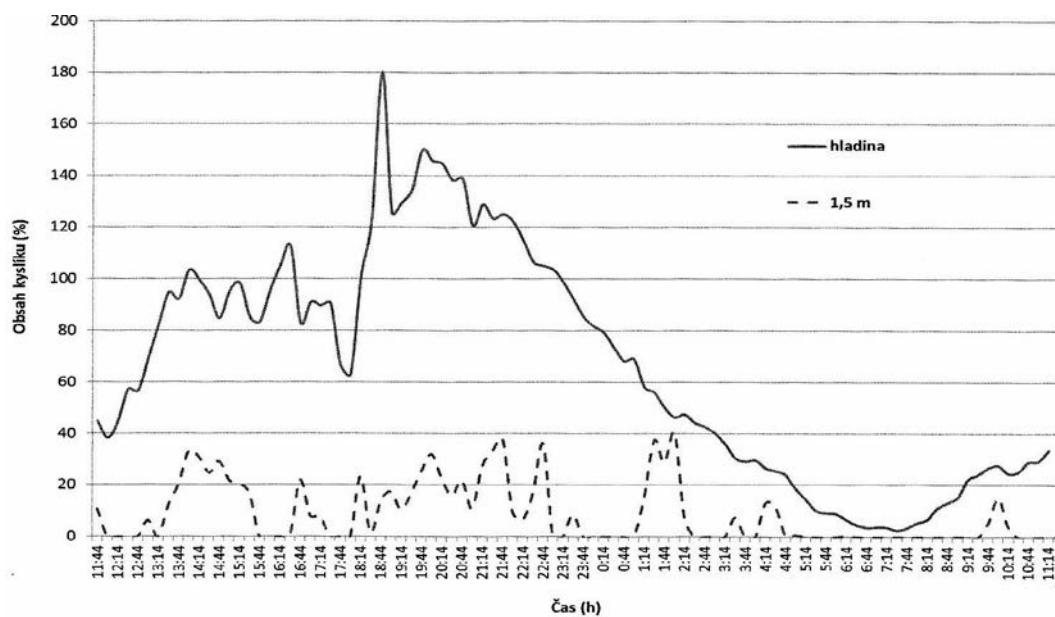
Ukazatel	Jednotka	ČSN 75 7221	NV č. 401/2015 Sb.
Konduktivita			
Koncentrace rozpuštěného O ₂	mg.l ⁻¹	> 6	> 9
Celkový organický uhlík (TOC)	mg.l ⁻¹	< 16	< 10
Amoniakální dusík (N-NH ₄ ⁺)	mg.l ⁻¹	< 0,8	< 0,23
Dusičnanový dusík (N-NO ₃ ⁻)	mg.l ⁻¹	< 8	< 5,4
Celkový dusík (N _{celk.})	mg.l ⁻¹	< 10	< 6
Celkový fosfor (P _{celk.})	mg.l ⁻¹	< 0,3	< 0,15

2.6.1 Monitoring vody

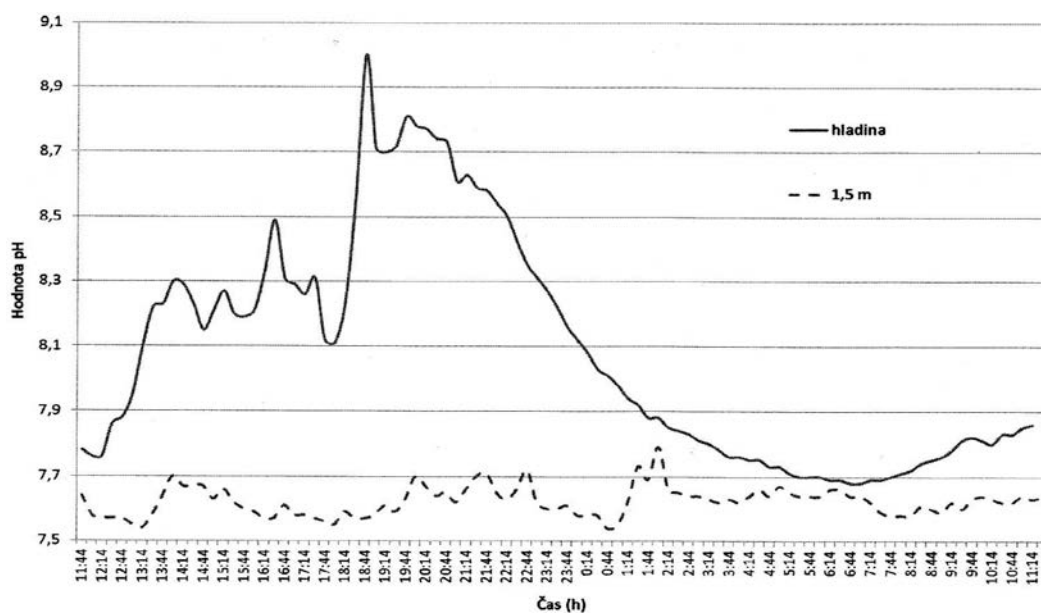
Vliv prostorové proměnlivosti a hloubkové zonálnosti v rybnících byl předmětem výzkumu Durase a kol. (2015). Prezentace zjištěných dat prokázala rozdílné hodnoty (teploty, O₂, pH, ORP, NH₄-N a P) ve vertikálním směru. Vertikální zonálnost většiny parametrů určuje teplotní stratifikace. Ta se v letních měsících v důsledku nerovnoměrné distribuce slunečního záření vytváří i v relativně mělkých nádržích. Optimální zónou pro integrální odběr vzorků označili Duras a kol. (2015) hladinu až 1 m pod hladinou. Ta přibližně vypovídá o probíhajících procesech v rybníku.

2.6.1.1 Diurnální změny

V rámci monitoringu diurnálních změn teploty, rozpuštěného kyslíku a pH provedli Kopp a kol. (2012) studii intenzivně obhospodařovaných rybníků na Hodonínsku v 8. a 9. měsíci. Výsledkem pozorování byl jednoznačný vliv fotosyntézy fytoplanktonu na diurnální kolísání hodnot rozpuštěného kyslíku a pH. Rizikovým časovým intervalem jejich studie označili 8. měsíc. Průběh kolísání naměřených hodnot skupiny rybníků vykazoval významnou podobnost. Z Grafu č. 2.2 a č. 2.3 rybníku z vybraného souboru vyplývá významný rozdíl hodnot rozpuštěného kyslíku v brzkých ranních hodinách (u hladiny pouze 10 % a v hloubce 1,5 m téměř neměřitelné) v porovnání s odpolední špičkou.



Graf č. 2.2 Kolísání obsahu kyslíku (%) během diurnálního monitoringu 8-2011 (Kopp a kol., 2012)

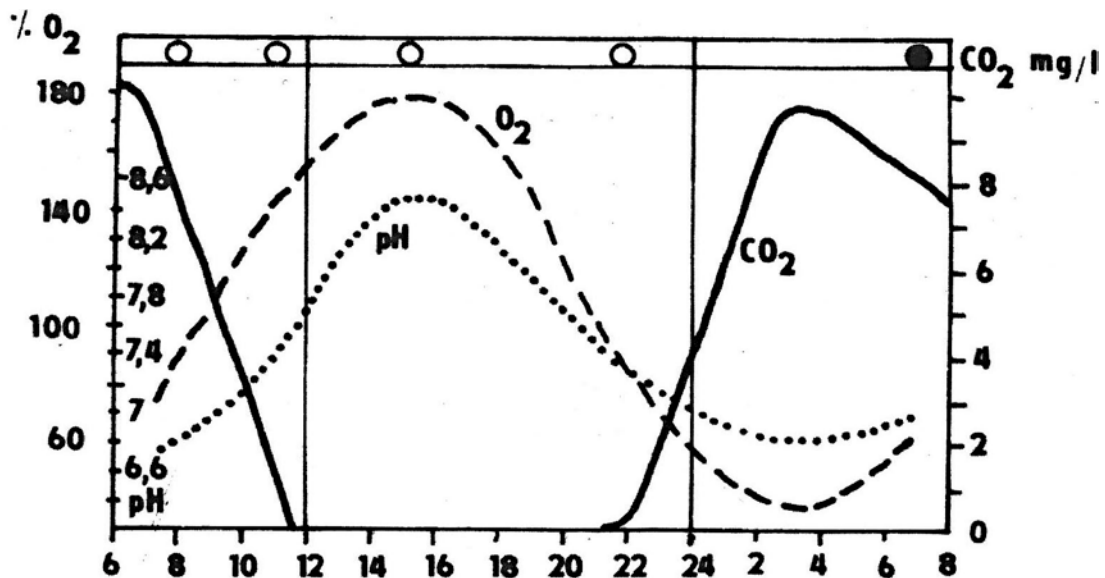


Graf č. 2.3. Kolísání pH během diurnálního monitoringu 8-2011 (Kopp a kol., 2012)

Důležitým předpokladem pro asimilaci fytoplanktonu je zdroj slunečního záření.

Následující Graf č. 2.6.3 poukazuje na spojitost světla s produkcí kyslíku ve vodě a

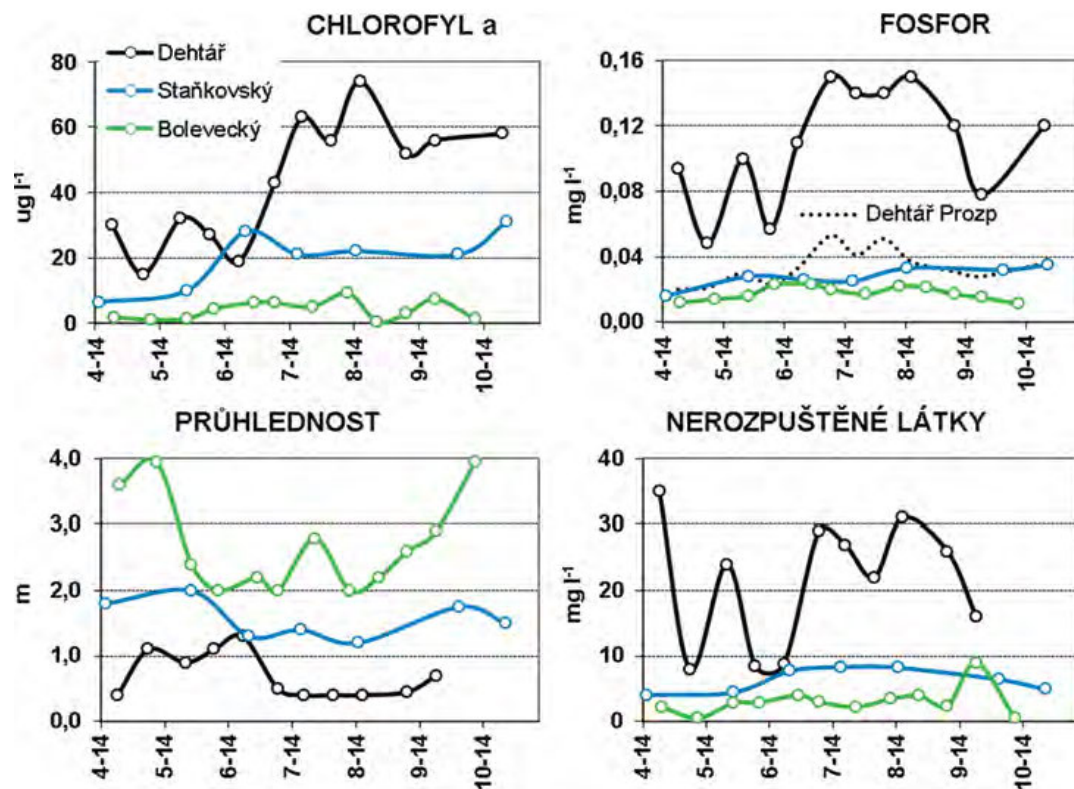
kolísání hodnot pH a oxidu uhličitého



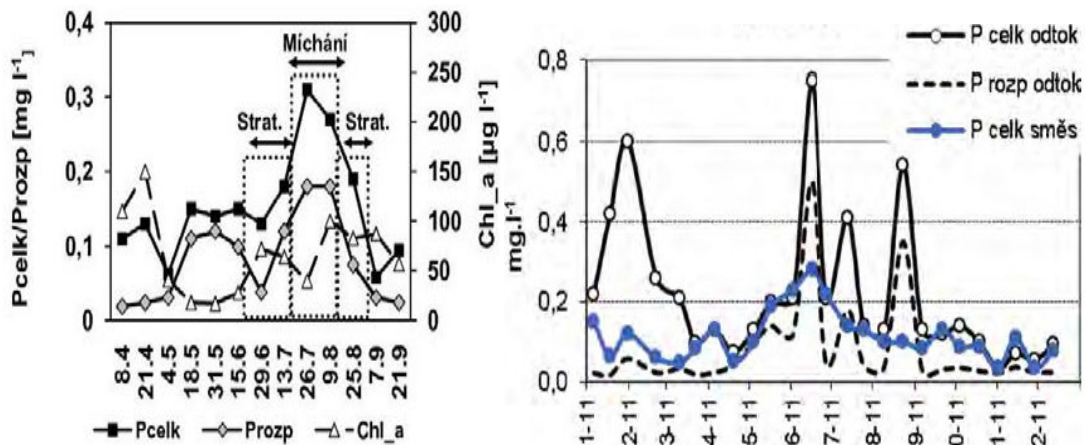
Graf č. 2.4 24-hodinové sledování rozpuštěného kyslíku, oxidu uhličitého a pH v závislosti na slunečním záření (Heteša a Sukop, 1985)

2.6.1.2 Sezónní měření

Dle Adámka a kol. (2010) se počátek nového tisíciletí vyznačoval vysokou trofíí vod s výrazným vlivem činnosti fytoplanktonu na sezónní kvalitu vody. Duras a kol. (2015) označili za důležitý faktor zvyšování trofie nádrže (kromě jejích vlastností), hustotu rybí obsádky a způsob rybářského hospodaření. Vysoké hodnoty chlorofylu-*a*, vysoké koncentrace celkového fosforu a u hypertrofních nádrží i zvýšené hodnoty rozpustného reaktivního fosforu jsou typickým letním projevem živinami zatížených rybníků. Pro srovnání je uveden Obr. č. 2.6.1 s průběhem některých ukazatelů u různě úživných rybníků. Rybník Dehtář vykazoval typické projevy eutrofní vody. Výskyt fosforu je v období teplé vody přisuzován zvýšené produkci metabolitů organismů, nárůstu spotřeby krmiv a dočasné ztrátě funkce sedimentu vázat fosfor (Duras a kol., 2015). Sezónní kolísání koncentrace fosforu a chlorofylu-*a* na rybníku Rožmberk v r. 2011 ukazuje Obr. č. 2.6.2 a sezónní průběh koncentrace fosforu v rybníku Dehtář v



Obr. č. 2.1 Průběh vybraných parametrů vody v rybnících Dehtář (hypertrofní), Staňkovský (eutrofní) a Bolevecký (mezotrofní) v roce 2011 (Duras a kol., 2015).



(vlevo) Obr. č. 2.2 Sezonní křivka koncentrace fosforu a chlorofylu v rybníku Rožmberk r. 2010 (Potužák a Duras, 2012)

(vpravo) Obr. č. 2.3 Sezonní křivka koncentrace fosforu v odtoku rybníku Dehtář r. 2011 (Duras a kol., 2015)

2.7 Základní parametry vody

2.7.1 Teplota

Teplota vody ovlivňuje nejen reakce v ní probíhající, ale také rychlost a účinnost metabolismu organismů v ní žijících. S rostoucí teplotou se zvyšuje rychlost chemických reakcí (např. rozklad močoviny nebo nitrifikace), rozpustnost, a tím i koncentrace některých látek, například amoniaku, chlóru. Celkově je teplota významným parametrem podílejícím se na kvalitě vody (Velíšek a kol., 2014).

Pohlcováním slunečního záření dochází k teplotním změnám vody s přímým dopadem na změnu její hustoty. Tímto jevem vzniká vertikální teplotní stratifikace (zonálnost) vody v nádrži. Teplotní stratifikace nastává v období letní stagnace (květen až červenec). Poklesem teploty vody dochází ke zvyšování její hustoty (Dubský a kol., 2003). Mělké nádrže nepodléhají dlouhodobé teplotní stratifikaci vlivem větrného a konvektivního míchání vody. V období podzimní a jarní cirkulace dochází v nádrži k homotermii (ochlazování nebo prohřívání svrchních vrstvy vody). V zimě se na základě fyzikální anomálie vody hromadí nejhustší a nejteplejší voda v hypolimniu, dochází tedy k inverznímu vrstvení teploty a je zabráněno promrzání nádrže. Voda chladnější než 4 °C se v důsledku nízké hustoty hromadí u hladiny a tvoří led, který znemožňuje promíchávání vody větrem. Nutno podotknout, že termální stratifikace podmiňuje mj. kyslíkovou stratifikaci (Pitter, 2015).

2.7.2 Kyslík

Přítomnost kyslíku představuje základní podmínku života ryb a jejich přirozené potravy. Do vody se kyslík dostává především atmosferickou reerací a fotosyntetickou asimilací fotoautotrofů. Koncentrace kyslíku spolu s dalšími faktory ovlivňují přítomnost a množství ostatních látek, příkladem je pro ryby vysoce toxický amoniakální dusík (Svobodová a kol., 1987). Mortimerova rovnice a Henryho zákon vyjadřují závislost rozpustnosti kyslíku ve vodě na atmosferickém tlaku a teplotě. Koncentrace kyslíku se udává v absolutních hodnotách v jednotkách mg.l^{-1} nebo jako procentuální nasycení v relativních hodnotách (Valentová a kol., 2013). Spodní vrstvy hlubších nádrží bývají z hlediska koncentrace kyslíku v době letní a zimní stagnace výrazně deficitní. Anaerobní až anoxické podmínky jsou důsledkem pomalé difúze kyslíku do hypolimnia a spotřebou kyslíku při rozkladu organické hmoty. Naproti tomu epilimnion v době letní stagnace může být při intenzivním slunečním svitu kyslíkem i

přesycen, a to následkem excesivní fotosyntetické asimilace. Ve vodách s vysokým podílem fytoplanktonu dochází k výrazným koncentračním změnám kyslíku i během dne a noci, a to v souvislosti s fotosyntetickou asimilací a disimilací (Kalač, 2010), (Pitter, 2015).

2.7.3 pH

Hodnota pH je záporným logaritmem koncentrace disociovaných vodíkových kationtů ve vodě. V povrchových a prostých podzemních vodách se pohybuje v rozmezí 4,5–8,3. Obvykle je dáno rovnováhou mezi volným a vázaným CO₂. Hodnota pH a chemické či biochemické procesy ve vodách se vzájemně ovlivňují (Pitter, 2015). Pokles pH nastává např. při vylučování uhličitanů, nitrifikaci a aerobním i anaerobním biologickým rozkladu. Naopak nárůst pH způsobuje např. denitrifikace a fotosyntéza. Lidskou činností může také dojít k náhlým změnám hodnot pH, například při havarijních únicích kyselin a hydroxidů, silážních šťav nebo výluhem ponořeného betonového stavebního materiálu při stavbě mostů, jezů atd. (Svobodová a kol., 1987). Hodnota pH též ovlivňuje formu výskytu, rozpustnost a toxicitu látek přítomných ve vodách. Výrazně se tento vliv projevuje u amoniaku. Se zvyšující se hodnotou pH a teploty vody stoupá jeho toxicita pro ryby (Pitter, 2015). Optimální hodnota pH pro ryby se pohybuje v rozmezí 6,5–8,5. Citlivost ryb vůči extrémním hodnotám pH se liší. Rozhoduje druh, vývojové stadium ryby a kyslíkové poměry jejího vodního prostředí. Při nízkých či vysokých hodnotách pH vodního prostředí dochází u ryb k poleptání jejich povrchu těla, což má za následek narušení výměny plynů a osmoregulace (Svobodová a kol., 2007).

2.7.4 Průhlednost vody

Průhlednost vody se stanovuje na základě průchodnosti světla vodním sloupcem a je měřena Secchiho deskou. Zákal vzniká přítomností anorganických nebo organických koloidně dispergovaných látek přírodního nebo antropogenního původu a snižuje průhlednost vody. Povrchové vody bývají často zakaleny splachem jílových minerálů z půdních vrstev, bakteriemi, planktonem, detritem a zvířenými dnovými sedimenty. Nerozpuštěné látky snižují intenzitu procházejícího záření absorpcí a následně rozptylují záření nerovnoměrně všemi směry. Intenzita procházejícího světla se zmenšuje v závislosti na koncentraci suspendovaných částic, v širokém rozsahu

koncentrací lineárně. Rozptyl světla je přibližně nepřímo úměrný molekulové hmotnosti částice (Pitter, 2015).

Přítomnost zeleného zákalu a nižší průhlednost vody znamená nárůst pH, v opačném případě zvyšující se průhlednost znamená riziko vzniku nedostatku kyslíku. Průhlednost vody v rybnících by měla v období růstu vegetace kolísat řádově v desítkách cm (Valentová a kol., 2013).

2.7.5 *Konduktivita*

Elektrická konduktivita, též označovaná jako měrná nebo elektrolytická vodivost vyjadřuje míru koncentrace ionizovatelných anorganických a organických součástí vody. Konduktivita - κ je převrácenou hodnotou odporu roztoku R obsaženého mezi dvěma elektrodami o ploše 1 m^2 vzdálených od sebe 1 m. Jednotkou konduktivity je $\text{S}\cdot\text{m}^{-1}$. Konduktivita závisí na koncentraci iontů, jejich nábojovém čísle, migraci a teplotě elektrolytu (Pitter, 2015).

2.7.6 *Oxidačně-redukční potenciál*

Chemické reakce ve vodném roztoku se nazývají redoxní reakce. Oxido- redukční potenciál (ORP) měří schopnost roztoku buď uvolňovat, nebo přijímat elektrony v rámci chemických reakcí. Hodnota ORP, stejně jako hodnota pH, je důležitá pro určení kvality vody a pro procesy úpravy vody (www.phenixtrade.cz).

Oxidačně-redukčních rovnováh ve vodách se zúčastňuje jen omezený počet prvků, především C, N, O, Fe, Mn, As, Cr. K dosažení oxidačně-redukční rovnováhy bývá zapotřebí větší rychlosti dílčích reakcí, které lze dosáhnout za katalýzy anorganickými látkami nebo enzymy. V přírodních vodách jí za standardních podmínek nebývá zpravidla dosaženo. Obvykle jde o biochemické reakce nebo fotochemické procesy. Hodnotu oxidačně-redukčního potenciálu lze vypočítat dosazením aktivit reagujících složek do Nernstovy-Petersovy rovnice. Většina chemických a biochemických oxidačně-redukčních reakcí probíhajících ve vodách je závislá na hodnotě pH. Zvláštní úlohu v příp. oxidoredukci má koncentrace rozpuštěného kyslíku (Pitter, 2015).

2.7.7 Sloučeniny uhlíku

Organický uhlík

Uhlík je základní biogenní chemický prvek přítomný ve veškeré živé i neživé organické hmotě. Celkový organický uhlík (TOC) je mírou obsahu rozpuštěné a nerozpuštěné organické hmoty ve vodě (Valentová a kol., 2013). Organické látky přítomné ve vodách lze nepřímo určit stanovením organického kyslíku. Metody jsou založeny na oxidaci organických látek na oxid uhličitý, a sice termicky nebo chemicky a fotochemicky (tzv. mokrou cestou) (Pitter, 2015).

Oxid uhličitý

Oxid uhličitý (CO_2), jeho iontové formy hydrogenuhličitiny (HCO_3^-) uhličitany (CO_3^{2-}) a kyselina uhličitá (H_2CO_3) mají ve vodě tendenci vytvářet rovnováhu. Celý tento systém karbonátových (uhličitanových) rovnovah je nejdůležitějším pufrčním systémem pH vnitrozemských vod a oceánů. Zdrojem oxidu uhličitého je atmosféra, kde je její přirozenou součástí, půdní vzduch a uhličitanové minerály. Kromě toho se do vody dostává CO_2 rovněž jako produkt dýchání, nebo aerobního a anaerobního biochemického rozkladu organických látek. Přirozená koncentrace CO_2 v ovzduší je nepatrná, a sice cca 0,04 %. Díky jeho ve srovnání s kyslíkem vysoké rozpustnosti ve vodě se jeho obsah ve vodě může pohybovat až v několika $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Pokorný, 2014).

Ostatní sloučeniny uhlíku

Kyanidy jsou obsaženy v průmyslových odpadních vodách (fotografický průmysl, úprava kovů, zpracování uhlí), do přírodních vod se dostávají znečištěním. Kyanidy mohou být jednoduché nebo vázané v komplexních sloučeninách, včetně organických, obsahujících skupinu CN. Toxicitu pro ryby způsobuje nedisociovaná molekula HCN. Ta prostupuje buněčnými membránami a inhibuje cytochromoxidázu. Mechanismus toxicity se projevuje již při koncentraci $0,05 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Růstem pH toxicita kyanidů klesá, neboť se snižuje podíl nedisociované HCN. V případě celkových kyanidů se za obecný imisní standard přípustného znečištění uvádí $0,7 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ a v případě snadno uvolnitelných kyanidů $0,01 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Kyanatany vznikají při chemickém čištění kyanidových odpadních vod a jsou tisíckrát méně toxické než volné kyanidy. Ve stopových koncentracích se v přírodních vodách také vyskytují thiokyanatany (SCN^-). Ve vodě jsou nestálé a tvoří

především komplexy s kovy. Jejich toxicita je malá, tudíž se běžně nestanovují (Pitter, 2015).

2.7.8 Fosfor

Fosfor se do vody dostává hlavně odpadními vodami z průmyslu, zemědělství a domácností, zemědělskými hnojivy, vodní erozí orné půdy, přirozeným vyluhováním některých půd, hornin a minerálů (apatit, variscit, strengit, viviant, struvit), rozkladem biomasy a atmosferickou depozicí. Fosfor se ve vodách vyskytuje v rozpuštěné a nerozpuštěné formě a organicky nebo anorganicky vázaný.

Rozpuštěný anorganicky vázaný fosfor se dělí na reaktivní orthofosforečnanový a nereaktivní polyfosforečnanový fosfor. Reaktivní fosfor je snadno zpracován v metabolismu fytoplanktonu a označuje se jako biologicky dostupný fosfor, viz kapitola Odpadní vody. Nerozpuštěný anorganicky vázaný fosfor vytváří fosforečnany s Ca, Mg, Fe, Al aj. Nerozpuštěný organicky vázaný fosfor je přítomen v organismech ve formě fosfolipidů, fosfoproteinů, nukleových kyselin, fosforylovaných polysacharidech atp. (Pitter, 2015).

2.7.9 Dusík

Vyplavování dusičnanů z půd se zvyšuje v době vegetačního klidu, navíc je výrazně ovlivněno klimatickými podmínkami a složením půdy. Při bilancích dusíku v podzemních a povrchových vodách je nutné brát v úvahu i obsah dusíku v atmosferických vodách a fixaci atmosferického molekulového dusíku některými mikroorganismy. Atmosferický vstup dusíku se za 1 rok pohybuje mezi 1 až 2 g na 1m² zemského povrchu. Sloučeniny dusíku jsou ve vodách málo stabilní. V závislosti na redoxním potenciálu a hodnotě pH podléhají biochemickým přeměnám. Organické dusíkaté látky se rozkládají mikrobiální činností. Deaminací tak vzniká amoniakální dusík. Bakterie, sinice a řasy využívají přednostně amoniakální dusík k další asimilaci. Z biochemických přeměn anorganických forem dusíku je nejdůležitější nitrifikace (oxidace amoniakálního dusíku na dusitany až dusičnany) a redukace dusičnanů a dusitanů na molekulový dusík nebo oxidy dusíku (denitrifikace) (Pitter, 2015).

2.7.10 Chlorofyl

Vysoké koncentrace chlorofylu-a vypovídají o živnosti vody a snižují její průhlednost. (Štrojsová a Duras, 2012). Stanovené koncentrace chlorofylu klasifikují vody dle úživnosti viz. Tab. č. 2.6 Chlorofyl-a patří mezi základní biologické ukazatele

množství řas ve vodě. Vysoká biomasa fytoplanktonu ovlivňuje svou fotosyntetickou činností koncentraci a diurnální změny kyslíku a zvyšuje obsah organických látek ve vodě. (Mičaník a kol., 2017).

Tab. č. 2.6 Klasifikace trofie vody podle koncentrace chlorofylu *a* (Spurný a kol., 1998)

Stupeň trofie	Koncentrace chlorofylu <i>a</i> ($\mu\text{g.l}^{-1}$)
ultra-oligotrofie	< 1
oligotrofie	1-3
oligo-mezotrofie	3-10
mezotrofie	10-20
mezo-eutrofie	20-50
eutrofie	50-100
polytrofie	100-800
hypertrofie	> 800

3 MATERIÁL A METODIKA

Odběry vzorků vody byly provedeny na šesti vybraných rybnících v roce 2017 od dubna do září v lokalitě horního povodí řeky Vltavy západně od Českých Budějovic v blízkosti CHKO Blanský les. Do výzkumu byly zahrnuty dva typy rybníků: hlavní a plůdkové výtažníky. V době měření byly všechny rybníky na plné vodě. Při vzorkování byl zohledňován rovněž vliv počasí. Odběry byly realizovány za stabilního slunečného počasí s nízkou větrností.

3.1 Popis sledovaných lokalit

Stáří sledovaných rybníků je cca pětset let. Dle dochovaných záznamů byly vždy využívány k chovu ryb.

3.1.1 Plůdkové rybníky

Beranov (13,3 ha, 415 m.n.m) se nachází přibližně 500 m východně od obce Čakov (131 obyvatel), s maximální hloubkou 2,5 m. Je napájen Dehtářským potokem a stokou ze sousedícího rybníku Nechvil a ústí do něj meliorační stoka z obce. Zřejmě se jedná a

recipient ČOV. Východní břeh sousedí s lesním porostem a loukami, zbytek je obklopen zemědělskou plochou (pastviny, pole). Hráz se nachází na severní straně. Odbahněn před 12 lety. V roce 2017 v květnu nasazen váčkovým plůdkem kapra K_0 1 700 tis. ks, v červnu přisazeno 10 tis. ks Su_r a v červenci 100 tis. ks Tb_0 . Do rybníku bylo aplikováno $0,47 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ vápna a $0,71 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ krmiv, hnojení se neaplikovalo.

Zběhov (2 ha, 410 m.n.m.) s maximální hloubkou 1,5 m je napájen stokou z rybníka Nový u Čakova a Kamenným potokem. Břeh je západně obklopen pastvinou s venkovním chovem skotu, zbytek zemědělsky obdělávanou plochou. Hráz se nachází na severovýchodní straně. V posledních 20 letech neodbahněn. V roce 2017 v dubnu vysazeno 3 tis. ks váčkového plůdku štiky \check{S}_0 , v rybníce byl hojný výskyt střevličky východní. Do rybníku bylo aplikováno $0,5 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ vápna, hnojení se neaplikovalo.

Roubíček (4,4 ha, 447 m.n.m) je situován cca 800 m východně od obce Lipanovice (79 obyvatel) s maximální hloubkou 1,4 m. Zdroj vody je zajištěn průsakem z meliorační stoky z obce (zřejmě recipient ČOV). V okolí rybníka jsou pastviny, pole a zemědělská farma s chovem skotu. Hráz se nachází na východní straně. V posledních dvaceti letech nebyl odbahněn. V roce 2017 v květnu vysazeno 900 tis. ks váčkového plůdku kapra K_0 . Do rybníku bylo aplikováno $0,45 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ vápna a $1,45 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ krmiv, hnojení se neaplikovalo.

3.1.2 Hlavní rybníky

Posměch (36,6 ha, 410 m.n.m.) s maximální hloubkou 3,2 m je napájen dvěma potoky Zábořským (protéká obcí Záboří a objektem zemědělského družstva) a Kamenným. Hráz rybníka je tvořena dvěma částmi severozápadní o délce 250 metrů a východní o délce 180 metrů. Hlavní výpustí voda odtéká do rybníka Dehtář. Ve vzdálenosti asi 50 metrů od západního břehu se nachází malá farma skotu se skladem krmiva. Obec Záboří (368 obyvatel) je vzdálena asi 1000 metrů. Rybník nebyl v posledních dvaceti letech odbahněn. V roce 2017 nasazen kaprem v počtu 55 tis. ks K_2 , z vedlejších ryb candát (Ca_2 250 ks), lín (L_2 1 tis. ks), šitika (\check{S}_0 10 tis. ks), sumec (Su_2 50 ks). Do rybníku bylo aplikováno $0,26 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ vápna a $1,77 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ krmiv, hnojení se neaplikovalo.

Dehtář (228 ha, 404 m.n.m) s maximální hloubkou 6,5 m je napájen Dehtářským a Babickým potokem a několika stokami propojenými s dalšími rybníky

(nejvýznamnější z Posměchu). Na východním břehu se nachází hráz o délce 234 m a výšce až 10 metrů. Rybník je schopen zadržet až 6,5 milionu m³ vody a je desátým největším v České republice. Díky jeho velikosti je kromě chovu ryb využíván také pro rekreaci. Nachází se zde písčiná pláž a chatová osada. Západní oblast byla vyhlášena chráněnou ptačí oblastí. Břehová linie rybníka je ze všech stran obklopena zemědělskou plochou. V roce 2016 nasazen kaprem v počtu 94 tis. ks K₂, z vedlejších ryb candát (Ca₂ 450 ks), štika (Š₂ 50 ks), v roce 2017 bylo přisazeno amur (Ab₂ 2000 ks), candát (Ca₂ 1760 ks), kapr v počtu 155 tis. K₂, štika (Š₀ 20 tis. ks), sumec (Su₂ 350 ks), štika (Š₁ 950 ks), štika (Š₂ 120 ks). Do rybníku bylo aplikováno 0,069 t.ha⁻¹ vápna, 1,093 t.ha⁻¹ krmiv a 2,33 t.ha⁻¹ chlévské mrvy.

Kvítkovický (24 ha, 426 m.n.m.) leží severovýchodně od obce Kvítkovice (103 obyvatel), s maximální hloubkou 3 m. Tento rybník je součástí CHKO Blanský les. Přítok je zajištěn vodou z Dehtářského potoka a dvou melioračních stok směrem od obce (možné vyústění ČOV). Okolní krajina je tvořena polem a pastvinou. Přibližně 500 metrů od rybníka je zemědělská farma s chovem skotu. Hráz se nachází na severozápadní části nádrže. Před 12 lety odbahněn. V roce 2017 v březnu nasazen kaprem K₃-v počtu 15 tis. ks, z vedlejších ryb amur (Ab₂ 200 ks), lín (L₂ 1 tis. ks), štika (Š₂ 50 ks), candát (Ca₂ 50 ks). Do rybníku bylo aplikováno 0,4 t.ha⁻¹ vápna, 1,77 t.ha⁻¹ krmiv a 1,46 t.ha⁻¹ chlévské mrvy.

3.1.3 Odběry vzorků, stanovení parametrů

Odběry vzorků vody a měření základních parametrů proběhly jedenkrát za měsíc z pramice v oblasti nejhlubšího místa rybníka – loviště. Vzorky vody byly odebírány jako slévané pomocí Van Dornova odběráku v celém vodním sloupci v úsecích po 0,5 m. Navíc u dvou rybníků (Zběhov a Kvítkovický) bylo provedeno celodenní měření vybraných parametrů v dvouhodinových intervalech. K měření byly použity multifunkční přístroj exosonda, vzorkovnice, Secchiho deska. Vzorky byly následně analyzovány v laboratoři. Při zjišťování koncentrací chemických parametrů byl použit směsný vzorek vody dno-hladina.

Fyzikální parametry

Rozpuštěný kyslík, teplota a pH byly stanoveny multiparametrovou sondou YSI Exo2. Ta v principu umožňuje bodové nebo kontinuální měření kvality vody s poměrně

vysokou přesností. Průhlednost vody byla odečítána na Secchiho desce, hloubka vody byla změřena pomocí pásma.

Chemické parametry

Jednotlivé intervalové vzorky z celého vodního sloupce byly odebrány vzorkovačem vody Van Dorn a analyzovány v hydrochemické laboratoři Hydrobiologického ústavu (Biologické centrum AV ČR, České Budějovice). Vzorky pro stanovení rozpuštěného dusíku (DN), dusičnanového dusíku (NO₃-N) a rozpustného reaktivního fosforu (DRP) byly filtrovány přes filtry ze skleněných vláken s nominální porozitou 0,4 um (typ GF5, Macherey-Nagel). Vzorky vody byly zpracovány do 24 hodin nebo byly případně konzervovány zmrazením při -20 °C. Celkový organický uhlík (TOC) a celkový dusík (TN) byly stanoveny na analyzátoru Shimadzu TOC-LCPH, který pracuje na principu katalytické oxidace vody při vysoké teplotě (750 °C) a detekce produktů spalování CO₂ a NO_x s použitím nedisperzního infračerveného záření (NDIR) a chemiluminiscenčních detektorů. Vzorky se před analýzou okyselily HCl a nechaly se probublat kyslíkem. To vedlo k odstranění přítomného anorganického uhlíku. Celkový fosfor (TP) byl stanoven metodou molybdenanu po digesci kyselinou chloristou podle Kopáčka a Hejzlara (1993). DRP byl stanoven dle Murphy a Riley (1962). Dusík amonný (NH₄-N) byl stanoven spektrofotricky s bis-pyrazolonovým řetězcem podle Kopáčka a Procházkové (1993). NO₃-N byl kvantifikován pomocí spektrofotometrie v UV spektru 220 a 270 nm s korekcí na organické látky (Carvaliho a kol., 1998; Kalinichenko a Demutskaya, 2004). Chlorofyl- *a* (chl *a*) byl analyzován spektrofotometricky po acetonové extrakci podle Lorenzena (1967).

3.1.4 Popis vyhodnocení dat

V první části hodnocení bylo použito nástrojů MS Excel 2007 (průměrování dat a podmíněné formátování). Vyhodnocení diurnálního měření dvou rybníků v 6., 7. a 8. měsíci 2017 proběhlo na základě hodnocení relativního nasycení vodního sloupce kyslíkem. Pro jednodušší prezentaci dat byly hloubkové intervaly rozděleny na stejně velké objemy a bylo použito relativního hodnocení O₂. Mezní hodnoty O₂ byly stanoveny na hranici $\geq 50\%$ nasycení dle Svobodové a kol. (2007). Sezónní data byla srovnávána s normou ČSN 75 7221 a zjištěnými daty literární rešerže. Nakonec byly rybníky rozděleny dle využití na dva soubory, a to plůdkové (Beranov, Roubíček, Zběhov) a hlavní (Posměch, Dehtář, Kvítkovice), a vzájemně porovnány pomocí

statistické analýzy. Před statistickou analýzou byla data podrobena testování normality za použití Shapiro-Wilkova testu. Jelikož datový soubor neodpovídal normální distribuci, byly použity neparametrické testy. K testování rozdílů mezi nimi byl použit Mann - Whitney test.

4 VÝSLEDKY A DISKUSE

4.1 Diurnální měření

4.1.1 Rybník Zběhov

V 6. měsíci lze za kritický interval deficitu rozpuštěného kyslíku označit 6:00 až 10:00 (51% až 65% deficit kyslíku v celém vodním sloupci). V pozdních odpoledních hodinách 18:00 až 20:00 převažovala asimilace nad disimilací. Relativní nasycení vody kyslíkem vzrostlo až na 123,8 %. Dle převažujících kladných hodnot ORP lze usuzovat poměrně vyrovnanou oxygenaci nádrže až na dno. Teplota mezi hladinou a dnem byla vyrovnaná. pH vody dosahovalo maxima mezi 18:00 až 20:00 (pH 9,1), minimum bylo naměřeno v 8:00 (pH hladiny 8,2 a dna 8,1). Přehled hodnot (O_2 , teploty, pH, ORP) z diurnálního měření rybníku Zběhov 6-2017 je uveden v Tab. č. 4.1

Tab. č. 4.1 Diurnální měření (O_2 , kyslíku, teploty, pH, ORP) v rybníku Zběhov 6-2017

6-17	Čas(h)	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24
O_2 (%)													
Hloubka (m)	0,1	71,9	62,4	50,7	37,7	36,7	58,2	73,4	86,7	106,2	123,8	101,4	89,1
	0,5	70,8	60,7	49,3	34,8	34,8	58	72,9	87,2	113,3	123,8	101,5	87,7
	1	70,8	60,1	49,2	31,7	33,5	55,7	71,4	88,2	98,9	109,3	100,1	88,7
	1,5	68,6	51,6	47,1	-	-						73,9	84,6
Průměr hodnot O_2		70,5	58,7	49,1	34,7	35,0	57,3	72,6	87,4	106,1	119,0	94,2	87,5
Teplota (°C)	Hladina	15,1	14,8	14,3	16,3	16,1	15,7	15,4	15,5	16,3	16,2	15,9	15,5
	Dno	14,9	14,6	14,1	16,2	15,9	16,6	15,4	15,8	16,0	16,1	15,7	15,4
pH	Hladina	8,6	8,5	8,4	8,2	8,2	8,7	8,5	8,7	9,1	9,1	8,9	8,9
	Dno	8,6	8,4	8,4	8,1	8,1	8,3	8,5	8,7	8,9	8,9	8,9	8,9
ORP	Hladina	137	118	141	136	83	104	32	66	45	84	88	93
	Dno	118	113	140	129	-32	-43	49,7	75	55	84	85	71

Vysvětlivky: zeleně označená pole znamenají hodnoty rozpuštěného kyslíku (O_2) > 50% nasycení vody, červené písmo znamená hodnoty rozpuštěného kyslíku \leq 50% nasycení vody, žlutě označená pole poukazují na změny ostatních parametrů (teplota, pH a ORP) vysvětlených v textu.

V **7. měsíci** lze za kritický interval deficitu kyslíku vymežit 8:00 až 10:00 (51% až 57% deficit). Od 14:00 do 20:00 od hladiny až do vrstvy 0,5 m pod hladinou probíhala intenzivně fotosyntetická asimilace, kdy v maximech dosahovala až 145,7% nasycení vody kyslíkem. Dle hodnot ORP lze usuzovat vyrovnanou oxygenaci nádrže až na dno bez výrazného rozkladu organické hmoty. Ve 14:00 dosáhl maxima teplotní rozdíl mezi hladinou a dnem 3,9 °C. (hladina 28,6 °C a dno 24,7 °C) poté se teploty začaly pozvolna vyrovnávat. Teplotní vyrovnanost v celém vodním sloupci nastala v 8:00 (rozdíl hladina-dno 0,1 °C). Hodnoty pH rostly od 14:00 do 20:00 (maximun pH 9,2), nižší hodnoty byly zjištěny v 8:00 (pH hladiny 8,2 a dna 7,9). Přehled hodnot (O₂, teploty, pH, ORP) z diurnálního měření rybníku Zběhov 7-2017 je uveden v Tab. č. 4.2

Tab. č. 4.2 Diurnální měření (O₂, teploty, pH, ORP) v rybníku Zběhov 7-2017

7-17	Čas(h)	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24
O ₂ (%)													
Hloubka (m)	0,1	82,5	69,8	60,6	47,3	64,9	90,1	107,9	141,9	136,5	145,7	-	-
	0,5	79,2	70,1	58,7	47,1	61,3	74,3	93,1	127,5	110,1	136,6	-	-
	1	66,3	62,7	53,3	39,8	38,0	60,6	66,5	91,0	77,0	69,8	-	-
	1,5	68,5	44,7	50,4	38,0	32,9	59,6	63,4	61,9	50,7	62,6	-	-
Průměr hodnot O ₂		74,1	61,8	55,8	43,1	49,3	71,2	82,7	105,6	93,6	103,7	-	-
Teplota (°C)	Hladina	24,4	24,1	23,3	23,3	24,8	26,3	28,6	28,9	28,2	28,4	-	-
	Dno	25,1	24,8	24,3	23,4	23,6	24,2	24,7	25,2	25,2	25,4	-	-
pH	Hladina	8,2	8,7	8,2	8,2	8,6	8,7	9,0	9,1	9,2	9,2	-	-
	Dno	8,1	8,5	8,1	7,9	8,2	6,4	8,5	8,8	8,7	8,5	-	-
ORP	Hladina	136	149	44	141	106	108	118	74	77	99	-	-
	Dno	-121	118	-53	69	67	86	67	84	69	104	-	-

Vysvětlivky u Tab. č. 4.1

V **8. měsíci** lze za kritický interval deficitu kyslíkem označit 6:00 až 10:00 (65% až 73% deficit). Od 14:00 do 20:00 od hladiny až do vrstvy 0,5 m pod hladinou probíhala intenzivně fotosyntetická asimilace, kdy v maximu v 18:00 dosáhla 184,5% nasycení vody kyslíkem. V nočních hodinách od 22:00 do 4:00 byla postupně spotřebována zásoba kyslíku vzniklá během světelné části dne. Ze záporných hodnot ORP a výzamného deficitu kyslíku u dna (v extrému až 98% deficit) lze odvodit vysokou spotřebu kyslíku u dna nádrže způsobenou rozkladem organické hmoty. Od 14:00 se

začal tvořit teplotní rozdíl mezi hladinou a dnem, kdy v 18:00 dosáhnul maxima 5,9 °C (hladina 27,8°C a dno 21,9°C). Poté se teploty začaly pozvolna vyrovnávat. Teplotní vyrovnanost v celém vodním sloupci nastala mezi 8:00 až 10:00. Mírný nárůst pH probíhal od 14:00 do 20:00 (maximum pH 8,7), nejnižší hodnoty byly naopak zjištěny v 8:00 (pH hladiny 7,7 a dna 7,4) a v 10:00 (pH hladiny 7,7 a dna 7,5). Přehled hodnot (O₂, teploty, pH, ORP) z diurnálního měření rybníku Zběhov 8-2017 je uveden v Tab. č. 4.3

Tab. č. 4.3 Diurnální měření (O₂, teploty, pH, ORP) v rybníku Zběhov 8-2017

8-17	Čas(h)	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24
O ₂ (%)													
Hloubka (m)	0,1	107,4	94,4	71,0	32,5	40,0	99,5	136,4	167,7	184,5	178,6	144,1	128,4
	0,5	106,2	94,4	69,8	31,4	39,3	86,9	121,7	142,3	148,6	134,3	144,1	126,2
	1	37,0	23,3	29,3	24,9	32,5	34,7	65,7	78,8	104,5	38,3	65,5	50,2
	1,5	8,0	6,9	7,0	19,7	29,9	25,0	27,4	40,9	31,1	17,2	8,0	2,3
Průměr hodnot O ₂		64,7	54,8	44,3	27,1	35,4	61,5	87,8	107,4	117,2	92,1	90,4	76,8
Teplota (°C)	Hladina	24,3	23,8	23,3	21,6	21,5	23,9	26,7	26,2	27,8	27,2	25,8	25,0
	Dno	21,8	22,1	22,2	21,5	21,1	21,2	21,4	22,6	21,9	21,8	21,6	21,9
pH	Hladina	8,3	8,1	7,8	7,7	7,7	8,1	8,4	8,7	8,7	8,7	8,4	8,4
	Dno	7,7	7,7	7,5	7,4	7,5	7,7	7,9	8,0	7,9	7,8	7,8	7,0
ORP	Hladina	99	92	94	31	50	65	18	34	55	76	117	128
	Dno	-69	-79	-88	-62	-46	-93	-56	-24	-31	-32	-40	-99

Vysvětlivky u Tab. č. 4.1

4.1.2 Kvítkovický rybník

V 7. měsíci lze za interval hrozícího deficitu kyslíku označit časový úsek mezi 24:00 až 12:00 (53% až 75% deficit) a kritický interval od 6:00 do 8:00 (75%, 68% deficit). Od 14:00 do 24:00 byly hladina a vrstva vody 0,5 m pod ní výrazně přesyceny O₂ (až 190,6 %). V hloubce 1,5 m se vytvořila až na dno hypoxická vrstva. V nočních hodinách došlo k rychlé spotřebě kyslíku. Kyslíková stratifikace vypovídá o vzniku afotické vrstvy s převahou respirace nad fotosyntézou. Hypoxie dna (trvalý 98% deficit) je zřejmě způsobena vysokou spotřebou kyslíku při rozkladu organické hmoty. Záporné hodnoty ORP značí redukční reakce probíhající u dna nádrže. Teplotní rozdíl mezi hladinou a dnem dosahl maxima 4,4 °C (14:00 - hladina 18,5 °C, dno 14,1 °C) a minima 1,4 °C (8:00 - hladina 14,6 °C, dno 16 °C). Významný rozdíl pH hladina 9,01 – dno 7,35 nastal v 16:00. Nejnižší pH bylo změřeno v 8:00 (pH hladiny 7,9 a dna 7,5). Přehled hodnot (O₂, teploty, pH, ORP) z diurnálního měření rybníku Kvítkovice 7-2017 je uveden v Tab. č. 4.4

Tab. č. 4.4 Diurnální měření (O₂, teploty, pH, ORP) v rybníku Kvítkovice 7-2017

7-17	Čas(h)	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24
O ₂ (%)													
Hloubka (m)	0,1	85,4	-	50,1	43,1	65,6	80,1	190,6	191,5	157,5	161,9	144,1	121,0
	0,5	85,0	-	48,1	35,4	60,2	59,9	163,5	136,5	138,2	156,5	135,8	112,3
	1	84,8	-	41,6	30,4	37,7	50,2	72,8	57,0	85,0	75,2	98,6	50,4
	1,5	53,2	-	37,4	29,4	24,0	37,8	50,9	33,0	12,6	14,5	43,8	10,9
	2	14,6	-	36,5	26,5	23,2	17,5	30,1	8,4	5,2	5,4	7,5	5,9
	2,5	14,4	-	9,7	7,1	13,7	6,1	5,8	3,5	3,8	3,8	3,9	3,1
	3	2,4	-	2,3	2,4	1,7	1,7	2,4	2,1	2,6	2,7	2,9	2,0
Průměr hodnot O ₂		47,1	-	32,2	24,9	32,3	36,2	73,7	61,7	57,8	60,6	62,4	43,7
Teplota (°C)	Hladina	16,8	-	16,2	16,0	16,1	16,4	18,5	18,2	17,5	17,8	17,5	17,1
	Dno	14,6	-	14,6	14,6	13,9	14,59	14,1	14,7	14,5	14,2	14,4	14,5
pH	Hladina	8,3	-	7,9	7,9	8,1	8,2	9,1	9,0	8,8	8,9	8,8	8,6
	Dno	7,7	-	7,7	7,5	7,5	7,5	7,6	7,4	7,6	7,6	7,7	7,6
ORP	Hladina	42	-	58	86	80	81	10	43	24	58	53	52
	Dno	-122	-	-116	-93	-109	-115	-109	-148	-143	-115	-133	-102

Vysvětlivky u Tab. č. 4.1

V **8. měsíci** lze za interval hrozícího deficitu kyslíku označit 6:00 až 8:00 hodinu (65% až 68% deficit). Od 14:00 do 22:00 byly hladina a vrstva vody 1 m pod ní přesyceny O₂ (max. 146,7 %). V hloubce 2 m až na dno setrvává hypoxická vrstva. Dle záporných hodnot ORP dna lze odvodit probíhající redukční reakce. Teplotní rozdíl mezi hladinou a dnem nepřesáhl 3 °C, nejmenší rozdíl 0,4 °C byl v 8:00. Nejvyšší rozdíl pH hladina (8,1) - dno (7,0) nastal v 22:00. Nejnižší rozdíl pH byl od 6:00 do 10:00 shodně hladina 7,8 a dno 7,3. Přehled hodnot (O₂, teploty, pH, ORP) z diurnálního měření rybníku Kvítkovice 8-2017 je uveden v Tab. č. 4.5

Tab. č. 4.5 Diurnální měření (O₂, teploty, pH, ORP) v rybníku Kvítkovice 8-2017

8-17	Čas(h)	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24
O ₂ (%)													
Hloubka (m)	0,1	-	-	59,7	45,0	66,0	92,7	130,3	146,7	137,7	128,6	106,0	97,8
	0,5	-	-	59,4	43,8	64,8	95,7	127,4	143,6	136	129,4	105,4	97,3
	1	-	-	59,1	42,8	64,7	84,2	97,7	132,6	134	128,3	104,5	97,3
	1,5	-	-	48,4	34,0	63,5	83,4	82,0	112,6	133	118,3	94,4	68,4
	2	-	-	14,2	27,0	61,5	77,0	26,7	46,2	22,5	23,7	23,8	15,4
	2,5	-	-	4,0	20,2	54,5	68,1	17,0	26,9	9,3	2,6	3,9	4,1
	3	-	-	1,9	9,0	21,7	43,7	9,3	10,2	5,7	1,4	2,6	1,3
Průměr hodnot O ₂		-	-	35,2	31,7	56,7	77,8	70,1	88,4	82,6	76,0	62,9	54,5
Teplota (°C)	Hladina	-	-	23,7	22,9	23,1	24,1	25,3	25,6	25,4	25,2	24,8	24,6
	Dno	-	-	22,7	22,5	22,6	22,9	22,9	22,8	22,8	22,8	22,8	22,7
pH	Hladina	-	-	7,8	7,8	7,8	8,2	8,4	8,5	8,4	8,3	8,1	7,9
	Dno	-	-	7,3	7,3	7,3	7,6	7,5	7,6	7,3	7,3	7,0	7,0
ORP	Hladina	42	-	57	29	45	11	30	10	24	51	44	42
	Dno	-122	-	-67	-57	-129	-112	-103	-96	-97	-103	-94	-155

Vysvětlivky u Tab. č. 4.1

V měření **na konci 8. měsíce** nenastala situace kyslíkového deficitu. Vodní sloupec vyjma dna byl dostatečně prokysličen. Nasycení vody kyslíkem dosáhlo v 16:00 maxima 218,9 %. Vrchol asimilace probíhal od 16:00 do 20:00. Na dně probíhaly rozkladné procesy. Záporné hodnoty ORP značily přítomnost redoxních reakcí. Teplotní rozdíl mezi hladinou a dnem byl nejvyšší v 18:00 hladina (25 °C) - dno (21,6 °C) a žádný v 8:00. Nejvyšší rozdíl pH hladina 9,2 - dno 7,7 nastal v 20:00, naopak nejmenší

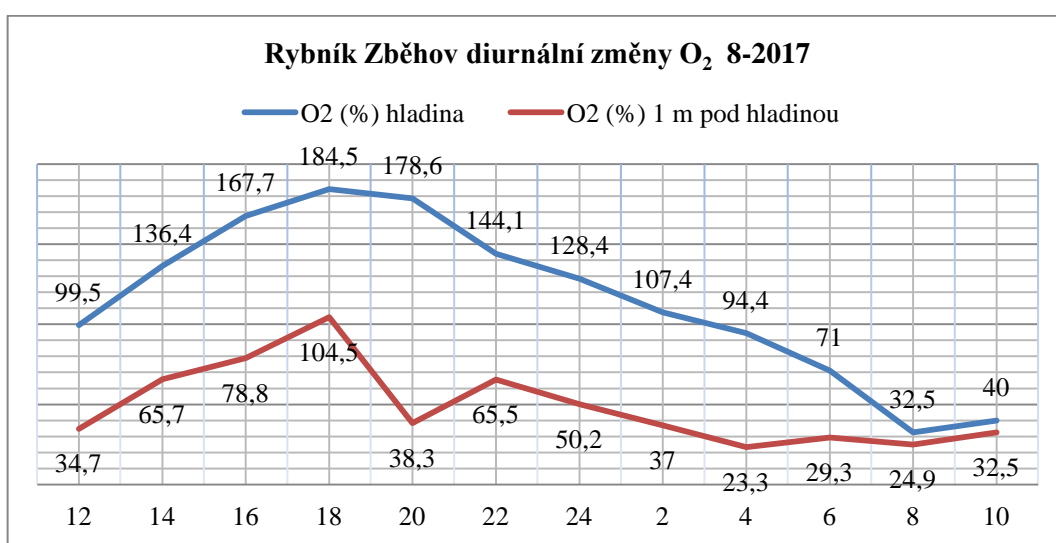
rozdíl byl v 8:00 pH hladina (8,4) - dno (8,3). Hodnoty pH u hladiny byly výrazně vyšší během asimilace fytoplanktonu.. Přehled hodnot (O₂, teploty, pH, ORP) z diurnálního měření rybníku Kvítkovice, 8-2017 je uveden v Tab. č. 4.6

Tab. č. 4.6 Diurnální měření (O₂, teploty, pH, ORP) v rybníku Kvítkovice 8-2017

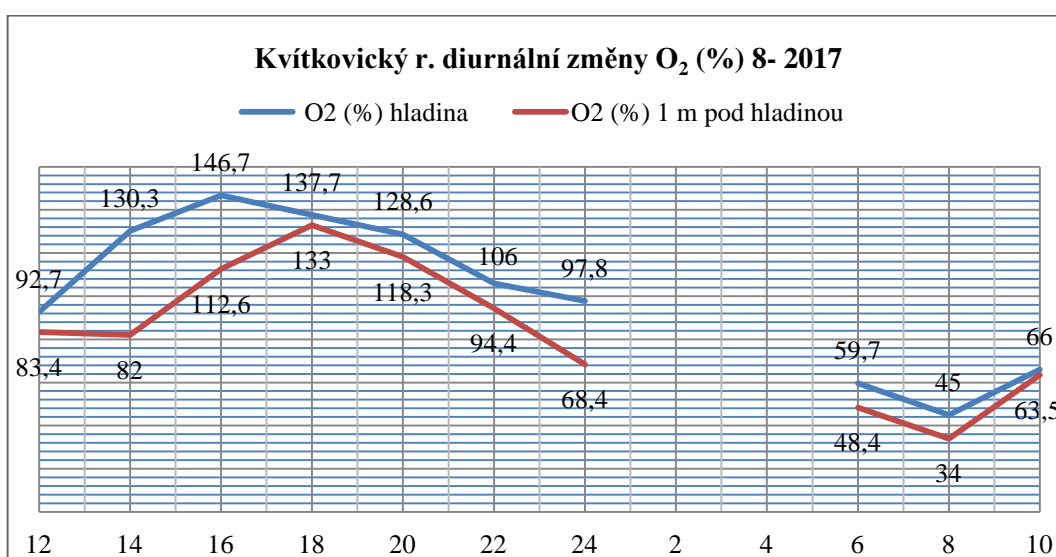
8-17	Čas(h)	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24
O ₂ (%)													
Hloubka (m)	0,1	147,1	102,8	80,6	71,2	95,2	92,8	97,4	163,9	218,9	204,7	167,4	126,6
	0,5	143,3	101,7	76,9	72,6	83,3	75,6	72,7	122,6	120,4	119	96,1	157,4
	1	138,3	101,5	77,3	71,6	79,9	68,6	66,0	68,0	69,3	78,2	80,5	150,1
	1,5	60,3	91,4	77,6	71,4	76	58,2	57,5	46,4	61,8	62,4	49,8	62,4
	2	33,9	54,3	72,4	71,2	65,0	59,4	54,8	43,8	50,4	44,8	51,4	40,5
	2,5	15,1	37,6	61,2	64,5	59,3	60,3	54,0	41,1	38,2	24,7	24,7	23,3
	3	4,0	4,7	20,3	56,3	56,8	60,5	53,0	39,2	30,2	20,6	11,9	10,1
Průměr hodnot O₂		77,4	70,6	66,6	68,4	73,6	67,9	65,1	75,0	84,2	79,2	68,8	86,6
Teplota (°C)	Hladina	23,0	22,3	22,0	21,9	22,4	23,2	23,0	24,5	25,0	24,5	23,4	23,3
	Dno	21,6	21,7	21,8	21,9	22,2	21,9	21,8	21,7	21,6	21,6	21,6	21,6
pH	Hladina	9,1	8,8	8,6	8,4	8,7	8,5	8,6	9	9,1	9,2	9,1	9,1
	Dno	7,9	7,8	8,1	8,3	8,3	8,2	8,2	7,9	8	7,7	7,8	7,9
ORP	Hladina	42	58	45	61	31	30	-3	60	3	40	35,3	36
	Dno	-93	-101	-72	-44	55	-14	40	-33	-105	-126	-135	-131

Vysvětlivky u Tab. č. 4.1

V porovnáním naměřených hodnot rybníků Zběhov (Graf č. 4.1), Kvítkovice (Graf č. 4.2) a Grafu č. 2.2 (Hypertrofní rybník s produkcí ryb až 1000 kg. ha⁻¹) (Kopp a kol., 2012) lze najít jistou podobu. V průběhu křivky diurnálních hodnot O₂ v hladinové vrstvě je viditelná shoda. Rybník Zběhov podobně jako porovnávací výše zmíněný Graf č. 2.2 vykazoval růst hodnot O₂ od 12:00 do 18:00, kdy nejvyšší hodnoty nasycení vody O₂ nastaly kolem 18:00. To bylo způsobeno asimilací fytoplanktonu. Poté se vlivem převahy respiračních pochodů v rybníku O₂ postupně spotřeboval a pokles k minimu hodnot nastal po 6:00. Pozvolný růst O₂ začal po 8:00. U rybníku Kvítkovice probíhala křivka O₂ shodně pouze vrchol fotosyntézy připadal na 16:00.



Graf č. 4.1 Rybník Zběhov diurnální změny O₂ (%) 8-2017



Graf č. 4.2 Rybník Kvítkovice diurnální změny O₂ (%) 8-2017

4.2 Specifikace jednotlivých parametrů

Hloubka vody

Hloubka vody sledovaných rybníků v průběhu vzorkování vykazovala mírné změny spouvisající s hydrologickým režimem daného rybníka (odpar a srážky), jakož i rybářským managementem (postupné napouštění z důvodu vysazení K_0 – Beranov a Roubíček). Měření probíhalo na nejhlubším místě rybníka v lovišti. S ohledem na charakter rybníků a jejich průměrnou hloubku byl zjištěn statisticky průkazný rozdíl v hloubce rybníků při vzorkování (viz tabulka 4.7). Plůdkové Rybníky měly takřka poloviční hloubku ve srovnání s hlavními rybníky. Tato skutečnost ovlivnila řadu sledovaných parametrů kvality vody jako: teplotu, kyslík, pH, ORP apod.

Tab. 4.7. hodnoty hloubky vody na měrném profilu – lovišti rybníka (cm)

Měsíc	Všechny rybníky	Beranov	Roubíček	Zběhov	Plůdkové rybníky	Posměch	Dehtář	Kvítkovický	Hlavní rybníky
Průměrná hloubka									
4	155	120	90	95	102	270		200	235
5	287	280	130	114	175	366	529	300	398
6	281	250	148	120	173	355	506	304	388
7	277	256	148	115	173	349	494	300	381
8	280	264	148	134	182	356	466	310	377
9	291	280	160	130	190	353	520	305	393
Průměr v lovišti	262	242	137	118	166 ^a	342	503	287	362 ^b

Teplota

Teplota vody dosahovala v průměru vyšších hodnot u hlavních rybníků, i když rozdíl ve srovnání s plůdkovými rybníky nebyl statisticky průkazný (profil u hladiny á 1 m). Naproti tomu byl zjištěn statistický rozdíl u teploty vody u dna, kde vyšší teplota byla zaznamenána u plůdkových rybníků. Na hlavních rybnících se během sezóny vytvářela teplotní stratifikace, nejvýznamnější na rybníku Posměch. Hodnoty teploty celé sledované skupiny rybníků jsou uvedeny v Tab. č. 4.8

Tab. č. 4.8 Hodnoty teploty (°C) porovnávané skupiny rybníků

Měsíc		všechny rybníky	Beranov	Roubíček	Zběřov	plůdkové	Posměch	Dehtář	Kvítkovický	hlavní
4	hladina	12,0	12,9	11,3	12,3	12,2	11,7		11,7	11,7
	1 m	11,8	11,9	11,3	12,3	11,8	11,7		11,6	11,7
	dno	11,7	11,9	11,3	12,3	11,8	11,6		11,6	11,6
5	hladina	19,6	19,1	17,9	19,2	18,7	21,2	20,5	19,6	20,4
	1 m	18,2	18,6	17,5	18,7	18,3	17,9	18,0	18,4	18,1
	dno	16,0	16,0	16,6	18,3	17,0	11,8	15,7	17,4	15,0
6	hladina	22,8	22,4	21,3	23,7	22,5	24,2	23,3	21,9	23,1
	1 m	20,4	20,7	19,5	21,2	20,5	21,2	20,7	19,3	20,4
	dno	18,4	18,5	19,7	20,3	19,5	13,8	19,2	19,0	17,3
7	hladina	22,1	21,6	20,8	22,5	21,6	23,1	23,7	21,0	22,6
	1 m	21,7	21,4	20,6	22,2	21,4	21,9	23,4	20,9	22,1
	dno	20,5	19,8	20,6	22,0	20,8	19,6	21,3	19,9	20,3
8	hladina	22,5	21,8	20,1	22,2	21,4	24,0	25,4	21,5	23,6
	1 m	21,5	21,7	19,8	21,7	21,1	22,8	21,7	21,1	21,9
	dno	20,1	20,2	19,7	20,7	20,2	20,1	20,2	19,8	20,0
9	hladina	16,5	16,8	15,5	16,2	16,2	16,9	17,3	16,4	16,9
	1 m	16,5	16,8	15,5	16,1	16,1	16,9	17,4	16,4	16,9
	dno	16,6	16,8	15,5	16,7	16,3	16,8	17,4	16,3	16,8
průměr	hladina	19,3	19,1	17,8	19,4	18,8 ^a	20,2	22,0	18,7	19,7 ^a
	1 m	18,3	18,5	17,4	18,7	18,2 ^a	18,7	20,2	18,0	18,5 ^a
	dno	17,2	17,2	17,2	18,4	17,6 ^a	15,6	18,8	17,3	16,8 ^b

Kyslík

Vyrovnané hodnoty rozpuštěného kyslíku v celém vodním sloupci nastaly ve 4. měsíci na všech plůdkových rybnících a rybníku Posměch. Významná hypoxie až anoxie dna během sezóny (5. až 8. měsíc) nastala u rybníků Beranov, Posměch, Dehtář a Kvítkovický. Největší rozdíly mezi nasycením hladiny a dnem vykazovaly rybník Posměch a Dehtář (5. až 8. měsíc) více v následující Tab. č.4.9.

Tab. č. 4.9 Hodnoty O₂ (mg.l⁻¹) porovnávané skupiny rybníků

Měsíc		všechny rybníky	Beranov	Roubíček	Zběhov	plůdkové	Posměch	Dehtář	Kvítkovický	hlavní
4	hladina	12,66	13,30	13,30	12,90	13,17	13,30		10,50	11,90
	1 m	12,48	12,95	13,06	13,20	13,07	13,4		9,80	11,60
	dno	10,21	13,00	13,06	13,20	13,09	10,80		1,00	5,90
5	hladina	15,32	8,22	11,80	5,16	8,39	28,50	25,82	12,4	22,4
	1 m	11,88	7,80	10,96	5,15	7,97	23,30	13,70	10,37	15,79
	dno	3,27	0,30	10,02	5,30	5,21	0,20	0,10	3,70	1,33
6	hladina	13,92	11,56	14,36	9,42	11,78	16,41	22,45	9,30	16,05
	1 m	8,18	10,86	6,15	7,40	8,14	9,33	11,38	3,94	8,28
	dno	1,10	0,10	2,67	3,64	2,14	0	0,10	0,10	0,07
7	hladina	11,16	11,66	9,94	8,28	9,96	12,55	16,80	7,75	12,37
	1 m	9,41	10,80	7,68	7,33	8,60	9,10	17,18	4,37	10,22
	dno	3,01	3,20	7,68	6,50	5,79	0,20	0,20	0,50	0,30
8	hladina	10,48	8,46	4,78	7,30	6,85	16,70	18,00	9,81	14,84
	1 m	9	8,34	3,31	3,50	5,05	15,50	15,50	7,82	12,94
	dno	0,90	0,30	2,57	1,80	1,56	0,40	0,20	0,10	0,23
9	hladina	8,51	6,00	10,75	5,69	7,48	10,17	10,48	7,98	9,54
	1 m	7,90	5,92	10,60	4,77	7,10	7,94	10,43	7,73	8,70
	dno	6,05	0,10	9,81	4,58	4,83	7,40	7,20	7,20	7,27
průměr	hladina	12,07	9,87	10,82	8,13	9,60 ^a	16,27	18,71	9,62	14,49 ^b
	1 m	9,81	9,45	8,63	6,89	8,32 ^a	13,10	13,64	7,34	11,24 ^b
	dno	4,10	2,83	7,64	5,84	5,44 ^a	3,17	1,56	2,10	2,52 ^b

Při celkovém zhodnocení koncentrace kyslíku ve skupině plůdkových rybníků byl zjištěn statisticky průkazný rozdíl ve srovnání s hlavními rybníky. U hladiny a v hloubce 1 m byl průkazně vyšší obsah kyslíku u hlavních rybníků. Naproti tomu u dna byla vyšší koncentrace kyslíku právě u plůdkových rybníků. Tuto skutečnost lze vysvětlit rozdílnou průměrnou hloubkou obou typů rybníků, jakož i hloubkov vody v měřeném profilu (loviště rybníka). Plůdkové rybníky mají nižší hloubku vody a díky tomu lepší prokysličení dna.

pH

Zjištěné hodnoty pH byly statisticky průkazně nižší u plůdkových rybníků na profilu hladiny á 1 m. Naproti tomu u dna nebyl statistický rozdíl prokázán. Vyšší hodnoty pH u hlavních rybníků souvisí především s vyšší fotosyntetickou aktivitou fytoplanktonu což se odráží i na vyšší koncentraci chlorofylu-*a* a nižší průhlednosti vody. Vyrovnané pH v celém vodním sloupci včetně dna vykazovaly rybník Beranov, Roubíček, Zběhov a Posměch. Největší sezónní rozdíly pH mezi hladinou a dnem byly zjištěny u rybníků Posměch a Dehtář (5.,6.,7.,8., měsíc) v extrémech pH na hranici 10 u hladiny a na hranici 7 u dna, více v následující Tab. č. 4.10

Tab. č 4.10 Hodnoty pH porovnávané skupiny rybníků

Měsíc		všechny rybníky	Beranov	Roubíček	Zběhov	plůdkové	Posměch	Dehtář	Kvítkovický	hlavní
4	hladina	8,87	9,02	9,20	8,80	9,01	9,41		7,90	8,66
	1 m	9,37	9,40	9,10	9,06	9,19	9,50		9,80	9,65
	dno	8,92	9,35	9,10	9,06	9,17	9,10		8,00	8,55
5	hladina	8,67	7,86	7,96	7,60	7,81	10,11	9,86	8,62	9,53
	1 m	8,41	7,70	7,80	7,57	7,69	9,70	9,20	8,50	9,13
	dno	7,67	7,50	7,82	7,57	7,63	7,30	7,80	8,00	7,70
6	hladina	8,86	8,46	8,52	8,83	8,60	9,45	9,65	8,25	9,12
	1 m	8,50	8,40	7,60	8,81	8,27	9,20	9,10	7,90	8,73
	dno	7,58	7,28	7,59	8,41	7,76	6,92	7,83	7,43	7,39
7	hladina	8,78	8,94	8,24	8,86	8,68	9,01	9,52	8,10	8,88
	1 m	8,75	8,90	8,00	8,81	8,57	9,10	9,60	8,10	8,93
	dno	7,90	8,06	7,95	8,54	8,18	7,38	7,92	7,53	7,61
8	hladina	8,31	7,80	7,80	7,90	7,83	8,80	9,60	7,96	8,79
	1 m	8,13	7,90	7,40	7,70	7,67	8,90	9,00	7,90	8,60
	dno	7,45	7,60	7,40	7,50	7,50	7,50	7,50	7,17	7,39
9	hladina	7,92	7,67	7,60	7,67	7,65	7,91	8,84	7,80	8,18
	1 m	7,89	7,60	7,50	7,66	7,59	7,90	8,90	7,80	8,20
	dno	7,75	7,53	7,46	7,62	7,54	7,70	8,35	7,81	7,95
průměr	hladina	8,57	8,29	8,22	8,28	8,26 ^a	9,12	9,49	8,11	8,86 ^b
	1 m	8,51	8,32	7,90	8,27	8,16 ^a	9,05	9,16	8,33	8,88 ^b
	dno	7,88	7,89	7,89	8,12	7,96 ^a	7,65	7,88	7,66	7,77 ^a

ORP

Záporné hodnoty ORP u dna (4. až 9. měsíc) byly naměřeny na všech hlavních rybnících a rybníku Beranov. Plůdkové rybníky vykazovaly hodnoty na hranici záporné ORP. Statistická průkaznost mezi plůdkovými rybníky a hlavními rybníky nebyla zjištěna pro ORP na profilu u hladiny á 1 m. Nicméně rozdíl byl prokázán u ORP měřeného u dna, kde hlavní Rybníky vykazovaly výrazně vyšší pokles do záporných hodnot. Více informací představuje následující Tab. č. 4.11

Tab. č. 4.11 Hodnoty ORP (mV) porovnávané skupiny rybníků

Měsíc		všechny rybníky	Beranov	Roubíček	Zběhov	plůdkové	Posměch	Dehtář	Kvítkovický	hlavní
4	hladina									
	1 m		-	-	-	-	-	-	-	-
	dno									
5	hladina	130,4	175,7	131,6	168,0	158,5	101,1	90,1	115,6	102,3
	1 m	131,8	173,9	134,2	165,3	157,8	97,2	99,0	121,3	105,8
	dno	19,8	-39,2	137,0	146,6	81,5	-100,0	-92,7	67,0	-41,9
6	hladina	52,0	68,9	55,4	66,5	63,6	54,6	16,6	49,7	40,3
	1 m	58,4	72,1	73,6	65,7	70,5	61,6	33,0	44,3	46,3
	dno	-95,0	-47,6	1,0	-26,8	-24,5	-160,0	-165,3	-171,4	-166
7	hladina	53,5	34,6	54,6	37,9	42,4	83,9	53,9	56,3	64,7
	1 m	61,5	51,5	59,9	44,5	52,0	91,7	56,8	64,5	71,0
	dno	-67,7	-61,6	-14,3	-4,3	-26,7	-109,8	-98,7	-117,5	-109
8	hladina	7,9	12,7	25,4	44,7	27,6	37,6	14,4	-87,5	-11,8
	1 m	17,7	22,9	32,1	54,0	36,3	45,1	35,4	-83,6	-1,0
	dno	-35,5	-53,9	26,1	-68,2	-32,0	-42,8		-38,7	-40,8
9	hladina	115,4	103,1	103,6	116,5	109,8	133,2	120,2	103,8	119,1
	1 m	115,9	106,1	108,0	118,5	110,9	137,3	119,2	106,4	121,0
	dno	-49,1	-23,1	-29,7	9,7	-14,4	-37,6	-176,0	-37,6	-83,7
průměr	hladina	71,8	79,0	66,8	86,7	80,4 ^a	82,1	59,0	47,6	62,9 ^a
	1 m	77,1	85,3	81,6	89,6	85,5 ^a	86,6	68,7	50,6	68,6 ^a
	dno	-45,5	-45,1	24,0	11,4	-3,2 ^a	-90,0	-133,2	-59,6	-88,1 ^b

TN

Nadprůměrné hodnoty TN z celého vzorku vykazovaly rybníky Roubíček, Posměch a Kvítkovice. Hodnoty TN celé porovnávané skupiny rybníků jsou uvedeny v Tab. č. 4.12. Statisticky průkazně nižší hodnoty TN byly zjištěny u plůdkových rybníků. Tato skutečnost může souviset s nižšími dávkami spotřebovaných hnojiv a krmiv.

Tab. č. 4.12 Hodnoty TN (mg.l^{-1}) porovnávané skupiny rybníků

Měsíc	Všechny rybníky	Beranov	Roubíček	Zběhov	plůdkové	Posměch	Dehtář	Kvítkovický	hlavní
4	2,61	1,47	5,74	1,54	2,92	1,93	2,19	2,76	2,29
5	3,17	1,55	5,61		3,58	3,15	2,7	2,85	2,90
6	2,23	1,87	1,91	1,82	1,87	3,18	2,16	2,41	2,58
7	2,16	1,84	2,18	1,95	1,99	2,17	2,03	2,76	2,32
8	2,63	2,34	2,76	2,14	2,41	2,74	2,59	3,18	2,84
9	3,17	1,75	5,65	2,00	3,13	3,51	3,23	2,88	3,21
průměr	2,66	1,80	3,98	1,89	2,65 ^a	2,78	2,48	2,81	2,69 ^b

NH₄-N

Nadprůměrné hodnoty NH₄-N z celého vzorku vykazovaly Beranov a všechny hlavní rybníky. Rybníky Roubíček a Zběhov byly hodnotami podprůměrné. Hodnoty NH₄-N celé sledované skupiny rybníků jsou uvedeny v Tab. č. 4.13. Statisticky průkazně vyšší obsah NH₄-N byl zaznamenán u hlavních rybníků.

Tab. č. 4.13 Hodnoty NH₄-N (mg.l^{-1}) porovnávané skupiny rybníků

Měsíc	Všechny rybníky	Beranov	Roubíček	Zběhov	plůdkové	Posměch	Dehtář	Kvítkovický	hlavní
4	0,135	0,024	0,018	0,035	0,026	0,002	0,052	0,680	0,245
5	0,259	0,354	0,136		0,245	0,442	0,218	0,145	0,268
6	0,255	0,220	0,020	0,008	0,083	0,902	0,230	0,147	0,426
7	0,072	0,021	0,020	0,023	0,021	0,005	0,002	0,363	0,123
8	0,207	0,356	0,085	0,015	0,152	0,192	0,311	0,280	0,261
9	0,088	0,195	0,026	0,003	0,075	0,087	0,072	0,145	0,101
průměr	0,169	0,195	0,051	0,017	0,100 ^a	0,272	0,148	0,293	0,238 ^b

NO₃-N

Nadprůměrné hodnoty NO₃ vykazoval rybník Roubíček (4., 5., 9. měsíc) a Kvítkovice (5. měsíc). Hodnoty NO₃-N celé sledované skupiny rybníků jsou uvedeny v Tab. č. 4.14. I když průměrné vyšší hodnoty byly zjištěny u plůdkových rybníků ve srovnání s hlavními rybníky, tento rozdíl nebyl statisticky průkazný.

Tab. č. 4.14 Hodnoty NO₃-N (mg.l⁻¹) porovnávané skupiny rybníků

Měsíc	Všechny rybníky	Beranov	Roubíček	Zběhov	plůdkové	Posměch	Dehtář	Kvítkovický	Hlavní
4	1,135	0,234	5,011	0,283	1,843	0,222	0,326	0,735	0,428
5	1,597	0,258	4,565		2,412	0,959	0,464	1,74	1,054
6	0,280	0,312	0,25	0,331	0,298	0,249	0,277	0,262	0,263
7	0,288	0,347	0,282	0,363	0,331	0,253	0,168	0,313	0,245
8	0,597	0,331	0,531	0,329	0,397	0,461	0,503	1,425	0,796
9	1,132	0,35	3,81	0,359	1,506	1,012	0,316	0,944	0,757
průměr	0,838	0,305	2,408	0,333	1,131 ^a	0,526	0,342	0,903	0,591 ^a

TP Nadprůměrné hodnoty TP vykazovaly všechny hlavní rybníky 6. a 7. měsíc a zvláště rybník Posměch 5. až 9. měsíc. Hodnoty TP celé sledované skupiny rybníků jsou uvedeny v Tab. č. 4.15. Přestože průměrná koncentrace TP u hlavních rybníků je takřka dvojnásobná, ve srovnání s plůdkovými rybníky nebyl tento rozdíl shledán jako průkazný.

Tab. č. 4.15 Hodnoty TP (mg.l⁻¹) porovnávané skupiny rybníků

Měsíc	Všechny rybníky	Beranov	Roubíček	Zběhov	plůdkové	Posměch	Dehtář	Kvítkovický	Hlavní
4	0,158	0,111	0,045	0,119	0,091	0,230	0,263	0,259	0,251
5	0,166	0,085	0,047		0,066	0,366	0,207	0,126	0,233
6	0,522	0,149	0,236	0,263	0,216	1,453	0,450	0,579	0,827
7	0,259	0,110	0,152	0,241	0,168	0,430	0,235	0,389	0,351
8	0,261	0,217	0,213	0,312	0,247	0,350	0,219	0,253	0,274
9	0,209	0,130	0,156	0,197	0,161	0,276	0,289	0,209	0,258
průměr	0,263	0,134	0,412	0,226	0,158 ^a	0,517	0,277	0,302	0,366 ^a

DRP

Nadprůměrné hodnoty DRP vykazovaly v 6. měsíci všechny hlavní rybníky a zvláště rybník Posměch 5. až 8. měsíc. Hodnoty DRP celé sledované skupiny rybníků jsou uvedeny v Tab. 4.16. Řádově vyšší průměrné koncentrace DRP byly zjištěny u hlavních rybníků. Tento statisticky průkazný rozdíl je možné vysvětlit zvýšeným přísunem fosforu uvolňovaného ze dna rybníků v důsledku anoxického prostředí (větší hloubka, méně O₂, nižší ORP a pod.).

Tab. č. 4.16 Hodnoty DRP (mg.l⁻¹) porovnávané skupiny rybníků

Měsíc	Všechny rybníky	Beranov	Roubíček	Zběhov	plůdkové	Posměch	Dehtář	Kvítkovický	Hlavní
4	0,018	0,003	0,002	0,016	0,007	0,024	0,010	0,052	0,029
5	0,041	0,030	0,002		0,016	0,127	0,016	0,032	0,058
6	0,264	0,009	0,008	0,054	0,023	1,069	0,243	0,204	0,505
7	0,056	0,003	0,003	0,064	0,023	0,165	0,035	0,067	0,089
8	0,037	0,046	0,008	0,036	0,030	0,077	0,010	0,044	0,044
9	0,010	0,003	0,003	0,011	0,006	0,013	0,016	0,012	0,014
průměr	0,071	0,016	0,004	0,036	0,018 ^a	0,246	0,055	0,068	0,123 ^b

TOC

Kromě rybníku Roubíček celá skupina vykazovala nadprůměrné hodnoty TOC, celosezónně Posměch a Dehtář. Hodnoty TOC celé sledované skupiny rybníků jsou uvedeny v Tab. č. 4.17. Plůdkové rybníky mají statisticky průkazně nižší hodnoty TOC.

Tab. č. 4.17 Hodnoty TOC (mg.l^{-1}) porovnávané skupiny rybníků

Měsíc	Všechny rybníky	Beranov	Roubíček	Zběhov	plůdkové	Posměch	Dehtář	Kvítkovický	Hlavní
4	15,08	16,00	6,77	15,50	12,76	18,60	19,30	14,30	17,40
5	16,03	14,80	10,45		12,63	19,60	21,80	13,50	18,30
6	19,80	18,60	13,18	20,90	17,56	23,00	20,40	22,70	22,03
7	20,78	20,30	16,36	21,70	19,45	21,70	20,00	24,60	22,10
8	20,24	20,40	18,44	21,90	20,25	22,70	19,20	18,80	20,23
9	21,43	19,70	13,79	21,60	18,36	25,50	26,70	21,30	24,50
průměr	18,89	18,30	13,17	20,32	16,83 ^a	21,85	21,23	19,20	20,76 ^b

Chlorofyl- *a*

Kromě rybníku Beranov měly nadprůměrné hodnoty od 7. do 9. měsíce všechny hlavní rybníky, plůdkový rybník Roubíček 6. 8. 9. měsíci a Zběhov v 8. měsíci. Hodnoty chlorofylu-*a* celé sledované skupiny rybníků jsou uvedeny v Tab. č. 4.18. Statisticky průkazně vyšší hodnoty chlorofylu-*a* byly zjištěny u hlavních rybníků. To je dáno jejich vyšším zatížením živinami, chovem polodivokých kachen a především vyšší biomasou ryb, jež zkonsumovala filtrující zooplankton.

Tab. č. 4.18 Hodnoty chlorofylu-*a* (mg.l^{-1})

Měsíc	Všechny rybníky	Beranov	Roubíček	Zběhov	plůdkové	Posměch	Dehtář	Kvítkovický	Hlavní
4	31,5	16,00	11,80		13,90	58,40	55,90	15,50	43,27
5	20,1	2,80	10,80	10,30	7,97	30,50	35,50	30,60	32,20
6	48,5	21,00	89,10	26,40	45,50	54,60	58,40	41,50	51,50
7	56,4	40,90	44,00	28,20	37,70	55,50	76,90	92,70	75,03
8	87,1	47,90	71,90	92,40	70,73	128,40	118,50	63,50	103,47
9	119,6	37,70	73,40	51,00	54,03	149,80	301,80	103,90	185,17
průměr	60,5	27,72	50,17	41,66	38,31 ^a	79,53	107,38	57,95	81,77 ^b

Průhlednost

Rybníky Posměch a Dehtář měly podprůměrnou průhlednost vody v průběhu celého měření. Od 6. měsíce došlo k poklesu průhlednosti vody také u rybníků Roubíček, Zběhov a Kvítkovický. To je dáno zvýšením biomasy planktonofágních druhů ryb. U rybníka Roubíček to byl vysazený plůdek K0, na Zběhově naopak přirozeně se vyskytující střevlička východní a na Kvítkovickém rybníku kombinace podetřené střevličky východní a obsádky kapra. Rybník Beranov vykazoval celosezonně nadprůměrnou průhlednost vody. To bylo dáno nejspíš jeho vyšší průměrnou hloubkou a nepřítomností plevelných ryb. Hodnoty průhlednosti celé sledované skupiny rybníků jsou uvedeny v Tab. č. 4.19.

Tab. č. 4.19 Průhlednost vody (cm)

Měsíc	Všechny rybníky	Beranov	Roubíček	Zběhov	plůdkové	Posměch	Dehtář	Kvítkovický	Hlavní
4	85	90	90	95	92	60		90	75
5	118	280	130	80	163	55	50	110	72
6	58	90	40	50	60	55	65	50	57
7	48	70	60	40	57	40	40	40	40
8	39	50	50	40	47	40	25	30	32
9	48	65	60	45	57	35	45	35	38
průměr	66	108	72	58	79 ^a	48	45	59	52 ^b

4.2.1 Hodnocení kvality vody skupiny rybníků dle ČSN 75 72 21.

Koncentrace O₂ (limit > 6 mg.l⁻¹)

K hodnocení byl vypočítán aritmetický průměr profilového měření. Průměrná hodnota celého vzorku O₂ je 7,6 mg.l⁻¹.

K překročení limitu došlo v 37 % vzorků. Extrémní hodnoty vykazoval Kvítkovický rybník mezi 6. až 8. měsícem v průměru 3,51 mg.l⁻¹. V Tab. č. 4.9 lze dohledat hodnoty O₂ nedosahující na ČSN 75 72 21.

Konduktivita (limit < 110 mS.m⁻¹)

K překročení limitu nedošlo v žádném případě.

Průměrná hodnota vzorku celé skupiny je 318,1 μS.cm⁻¹. Nejvyšší celkový průměr hodnot vykazoval rybník Beranov (346,75 μS.cm⁻¹), naopak nejnižší rybník Roubíček (266,62 μS.cm⁻¹). V 5., 6. a 7. byly nejvyšší hodnoty u všech rybníků. V Tab. č. 4.20 jsou vyznačeny hodnoty konduktivity jednotlivých rybníků v průběhu sezóny 2017.

Tab. č. 4.20 Průměrné hodnoty konduktivity sledovaných rybníků v r. 2017

Měsíc	Beranov	Roubíček	Zběhov	Posměch	Dehtář	Kvítkovický
Konduktivita (μS.cm ⁻¹)						
4	287	266,67	285,97	265,25		299,2
5	388,24	286,2	388,57	314,71	334,9	329,24
6	417,13	301,3	416,98	370,44	364,86	375,33
7	399,27	320,75	380,8	351	361,79	392,3
8	312,52	242,35	285,98	296,95	279,41	320,04
9	276,33	222,45	263,83	265,33	246,5	272,49

Celkový dusík TN (limit < 10 mg.l⁻¹)

Průměrná hodnota TN všech vzorků je 2,64 mg.l⁻¹.

K překročení normy nedošlo u žádného vzorku. Nejvyšší hodnoty z celého výběru byly naměřeny v rybníku Roubíček a to v 4. (5,74 mg.l⁻¹), v 5. (5,61 mg.l⁻¹) a v 9. (5,65 mg.l⁻¹) měsíci. Naopak nejnižší, poměrně vyrovnané hodnoty vykazoval rybník Beranov s celkovým průměrem 1,8 mg.l⁻¹. V Tab. č. 4.12 lze vyhledat hodnoty celkového dusíku (TN) za rok 2017.

Amoniakální dusík NH₄-N⁺ (limit < 0,8mg.l⁻¹)

Průměrná hodnota celého vzorku 0,167 mg.l⁻¹.

K překročení limitu došlo v 3 %. Extrémní hodnotu vykazoval rybník Posměch v 6. měsíci (0,902 mg.l⁻¹). Tab. č. 4.13 představuje hodnoty amoniakálního dusíku (NH₄-N)..

Dusičnanový dusík NO₃-N (norma < 8 mg.l⁻¹)

Průměrná hodnota všech vzorků je 0,816 mg.l⁻¹.

K překročení limitu nedošlo v žádném vzorku. Nejvyšší hodnoty z celého výběru byly naměřeny v rybníku Roubíček a to v 4. (5,011 mg.l⁻¹), v 5. (4,565 mg.l⁻¹) a v 9. (3,81 mg.l⁻¹) měsíci. V Tab. č. 4.14 lze dohledat hodnoty dusičnanového dusíku (NO₃-N) naměřených v sezóně 2017.

Celkový fosfor TP (limit < 0,3 mg.l⁻¹)

Průměrná hodnota celého vzorku 0,268 mg.l⁻¹.

K překročení limitu došlo v 23 %. Extrémní hodnoty vykazovaly rybník Posměch (1,453 mg.l⁻¹), Kvítkovický (0,579 mg.l⁻¹) a Dehtář (0,450 mg.l⁻¹) všichni shodně v 6. měsíci. Navíc v Kvítkovickém rybníku byly naměřeny nadlimitní hodnoty od 5. do 9. měsíce. V Tab. č. 4.15 lze dohledat hodnoty celkového fosforu (TP).

Rozpuštěný reaktivní fosfor DRP (není zahrnut v normě)

Průměrná hodnota celého vzorku 0,268 mg.l⁻¹. Nejvyšší hodnoty vykazovaly rybníky Posměch (1069 mg.l⁻¹), Dehtář (0,243 mg.l⁻¹) a Kvítkovický (0,204 mg.l⁻¹) v 6. měsíci. Naopak nejnižší hodnoty během celého sledovacího období měl rybník Roubíček (celosezónní průměr 0,004 mg.l⁻¹). Tab. č. 4.16 představuje hodnoty rozpustného reaktivního fosforu DRP naměřených v sezóně 2017.

Celkový organický uhlík TOC (limit < 16 mg.l⁻¹)

Průměrná hodnota celého vzorku 18,4 mg.l⁻¹.

K překročení normy došlo v 71 %. Extrémní hodnoty vykazovaly rybníky Posměch (25,5 mg.l⁻¹) a Dehtář (26,7 mg.l⁻¹) v 9. měsíci. Tyto oba rybníky překračovaly normu po celou dobu měření. Od 6. do 9. měsíce byly téměř všechny hodnoty celého výběru nadlimitní. V Tab. č. 4.17 představuje hodnoty celkového organického uhlíku (TOC).

Chlorofyl a (limit < 50 µg.l⁻¹)

Průměrná hodnota celého vzorku 61,4 µg.l⁻¹.

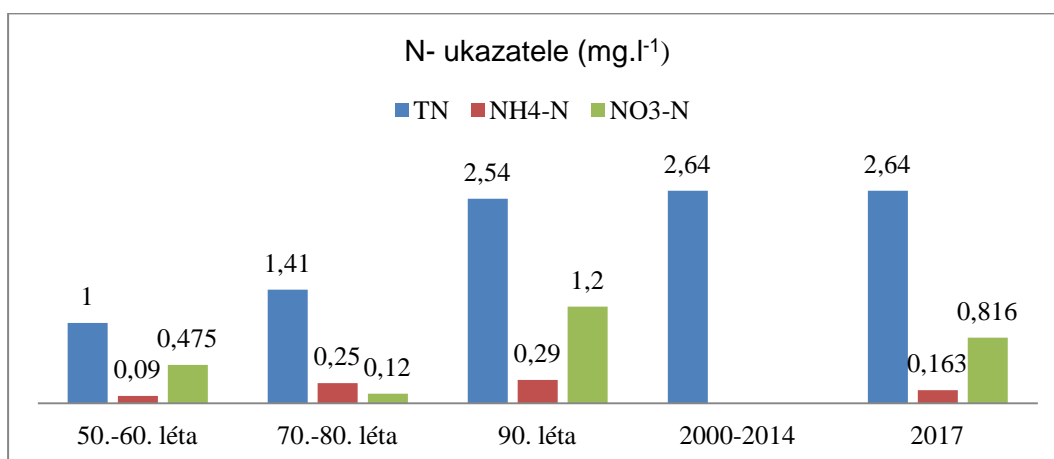
K překročení limitu došlo v 71 %. Rybník Beranov v žádném měření nepřekročil limit. Také v 5. měsíci všechny sledované rybníky zůstaly pod limitem. Naopak v 8. a 9. měsíci byly nadlimitní hodnoty ve všech rybnících (vyjma Beranova). Extrémní hodnoty vykazovaly rybník Dehtář ($301,8 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$) a rybník Posměch ($149,8 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$). V Tab. č. 4.18 jsou uvedeny hodnoty chlorofylu-*a*

4.2.2 Hodnocení a porovnání s daty literárního přehledu

4.2.2

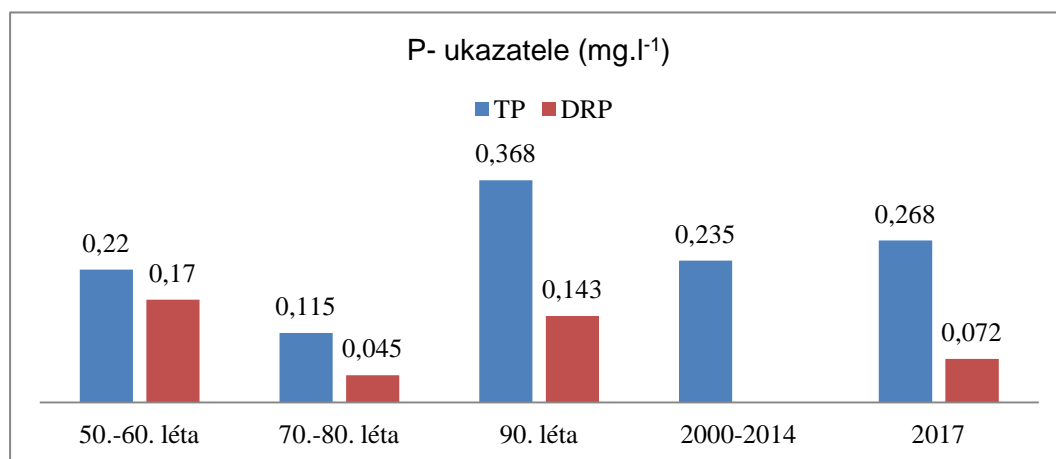
Porovnání chemických a fyzikálních parametrů vody sledovaných rybníků s průměrnou hodnotou nasbíraných dat z období od 50. let 20. století až po rok 2014

Hodnoty celkového dusíku TN z roku 2017 se v porovnání s 90. léty až po rok 2014 nezměnily. V případě srovnání s průměrem hodnot za celé porovnávací období (od 50.let až po rok 2014) došlo k nárůstu o 39 %. Hodnoty amoniakálního dusíku ($\text{NH}_4\text{-N}$) klesly v porovnání s 90. léty o 44% a v porovnání s průměrem hodnot za celé porovnávací období klesly o 22,4 %. Hodnoty dusičnanového dusíku ($\text{NO}_3\text{-N}$) v porovnání s 90. léty poklesly o 32 % a v porovnání s průměrem hodnot za celé období vzrostly o 36 %. Porovnání hodnot celkového dusíku (TN), amoniakálního dusíku $\text{NH}_4\text{-N}$ a dusičnanového dusíku $\text{NO}_3\text{-N}$ z roku 2017 s daty z literární rešerže představuje Graf č. 4.3



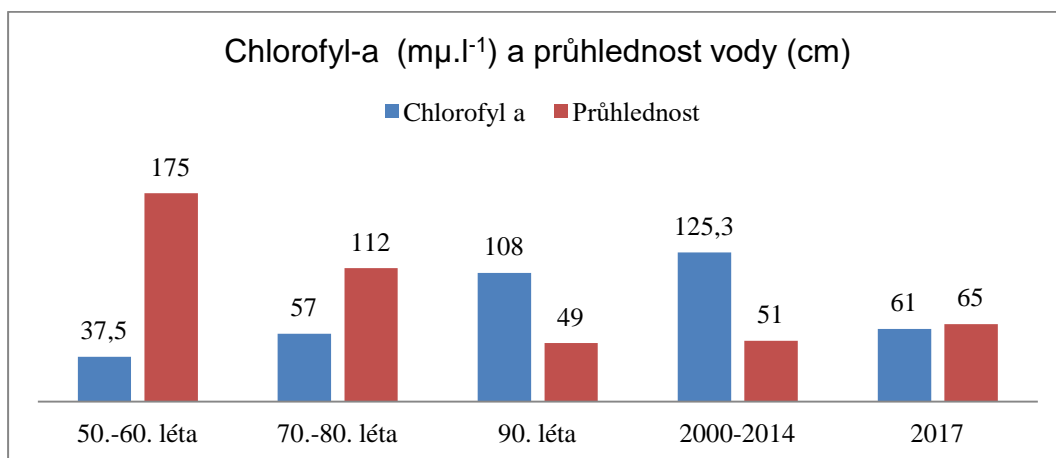
Graf. č. 4.3 N-ukazatele (TN, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$) vývoj v čase

Koncentrace celkového fosforu TP v porovnání s 90. léty až po současnost poklesly o 14 %. V případě srovnání s průměrem hodnot za celé porovnávací období došlo k nárůstu o 14 %. Koncentrace rozpustného reaktivního fosforu (DRP) klesly v porovnání s 90. léty o 50 % a v porovnání s průměrem hodnot za celé období o 40 %. Porovnání hodnot celkového fosforu (TP) a rozpuštěného reaktivního fosforu (DRP) z roku 2017 s daty z literární rešerže představuje Graf č. 4.4



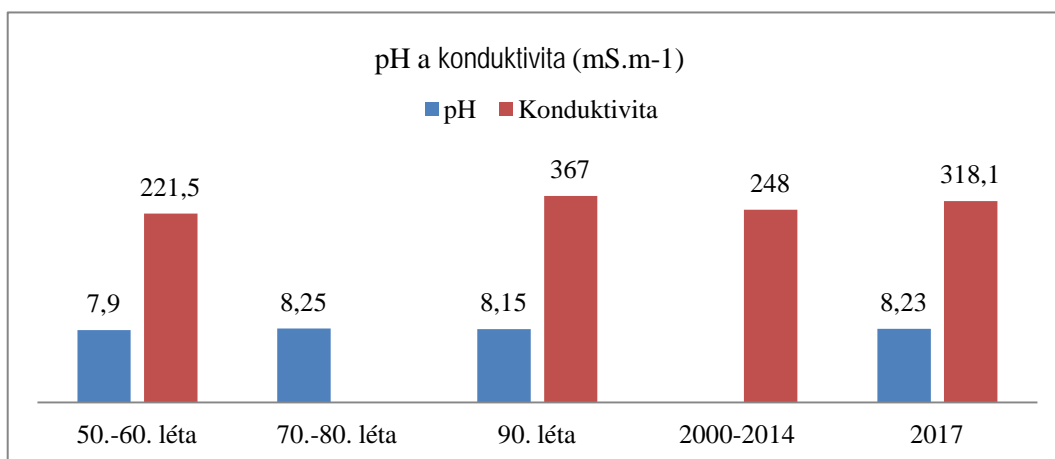
Graf. č.4.4 P-ukazatele (TP, DRP) vývoj v čase

Hodnota chlorofylu-*a* v porovnání s 90. léty až po současnost poklesla o 48 %. V případě srovnání s průměrem hodnot za celé porovnávací období došlo k poklesu o 26 %. Průhlednost vody vzrostla v porovnání s 90. léty až do roku 2014 o 30 % (15 cm) a v porovnání s průměrem průhlednosti vody za celé posuzované období klesla o 33 % (32 cm). Porovnání hodnot chlorofylu-*a* a průhlednosti vody z roku 2017 s daty z literární rešerže představuje Graf č. 4.5



Graf. č. 4.5 chlorofyl-*a* vývoj v čase

Konduktivita se v porovnání s 90. léty až po současnost nepatrně navýšila o 3 %. V případě srovnání s průměrem hodnot za celé posuzované období došlo k navýšení o 14 %. Hodnota pH vody v porovnání s 90. léty až do roku 2014 se nezměnila a v porovnání s průměrem hodnot pH vody za celé posuzované období nepatrně vzrostla o 2 %. Srovnání pH a konduktivity naměřených v roce 2017 s daty z literární rešerže jsou zobrazeny na Grafu č. 4.6



Graf. č. 4.6 pH a konduktivita vývoj v čase

5 DISKUZE

5.1 Stanovení kvality vody

Porovnání s ČSN 727521

Porovnání hodnot s ČSN 757221 vykazovalo pět odchylek v hodnotách, a to u rozpustného O₂ v 37 %, TN v 3 %, TP v 23 %, TOC v 71 % a chlorofylu-*a* v 71 %. Zjištěné hodnoty obzvláště chlorofylu-*a* vypovídají o vysoké trofii vody s projevy eutrofizace. Otázkou je, zda stávající norma zohledňuje fakt chemismu povrchových vod s projevy eutrofizace a zda hodnoty přípustných ukazatelů znečištění vody by neměly být přísněji posuzovány. K tomu zřejmě napomáhá novelizace NV č. 401/2015 Sb.

Porovnání s daty z literární rešerže

Kvalita vody sledované skupiny rybníků dopadla v porovnání se seskupenými daty od 50. let 20. století až do r. 2014 od různých autorů následovně. Celkově lze konstatovat, že hodnoty posuzovaných parametrů měly klesající tendenci. V porovnání z grafu vyplývá, že došlo k mírnému nárůstu NO₃-N a TP. Tyto hodnoty poukazují na stále velkou přítomnost živin v rybníční vodě. Naopak byl zjištěn významný pokles hodnot chlorofylu *a* a nárůst průhlednosti vody. Tímto zjištěním lze rybníky přirovnávat k rybníčním vodám v 70. letech 20. století, které vykazovaly mírnou eutrofizaci. Naopak výrazné zlepšení se jeví v posuzování vzhledem k časovému intervalu od 90. let, které bylo označeno některými autory za hypertrofni období.

Shrnutí plůdkových a hlavních rybníků

Plůdkové rybníky Beranov a Zběhov (až na epizodu v 8. měsíci) vykazovaly mezotrofni charakter vody.

Rybník Beranov měl dle hodnot chlorofylu *a* celosezónně mezotrofni charakter vody. Tuto výjimku lze vysvětlit odbahněním a absencí živin stávajícího sedimentu. Kvůli hloubce (loviště 2,5 m a průměru 1 m) došlo k sezónní teplotní a kyslíkové stratifikaci a na dně rybníku vznikla trvalá hypoxie (výjimkou byl 4. měsíc, kdy vysoká činnost autotrofů a teplotní stagnace způsobily okysličení celého vodního sloupce, včetně dna). Zvýšené hodnoty NH₄-N a TOC mohly být způsobeny v první řadě

rozkladem organických látek z nezkrmených aplikovaných krmiv $0,71 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ a také produkcí metabolitů nárůstající biomasy v druhé polovině sezóny. Nízké hodnoty fosforu mohou poukazovat na živiny chudý sediment nebo konzervaci sedimentu způsobenou neaktivitou ryb (absence rozrývání dna, víření). Nízké hodnoty NO_3 zase nasvědčují probíhajícím redoxním reakcím nade dnem nádrže, viz studie (Jan a kol., 2018). Rozdíly hodnot pH hladiny a dna nebyly tak významné ve srovnání s hodnotami hlavních hloubkově podobných rybníků. To svědčí o menší zátěži dna organickou hmotou a potlačení acidifikace aplikací vápna $0,47 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$. Lze se domnívat, že hromadění organické hmoty u dna nádrže je následkem **velikosti krmné dávky** a míře produkce metabolitů biomasou (**velikosti rybí obsádky**).

Na rybníku Roubíček se v 6. měsíci vytvořil silný vegetační zákal a průhlednost vody klesla na 40 cm. V 7. měsíci se průhlednost vody zvýšila, ale dokonce sledovaného období v 8 a 9. zůstal chlorofyl *-a* v eutrofních hodnotách. Tuto skutečnost lze možná vysvětlit výraznou dotací krmiv do vody $1,45 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$. Díky nedostatečné stravitelnosti obilných krmiv nebo obilných směsí rybami mohlo docházet k uvolňování fosforu z metabolitů ryb a jejich následné zpracování fytoplanktonem, viz studie (Jirásek a kol., 2005). Vůbec nejnižší hodnoty DRP ze všech rybníků mohou poukazovat na jeho okamžité využití a také na nemožnost jeho stratifikace v tak mělké nádrži. Lze se také domnívat, že v rybníku dochází ke konzervaci dnového sedimentu způsobené nízkou aktivitou rybí obsádky (velikost ryb nedovoluje významné víření a rozrývání dna). Zvýšené hodnoty NO_3 a TN vypovídají o absenci redoxních reakcí u dna, ale mohou také poukazovat na přítomnost fosforu ve vodním sloupci z jiného zdroje. **Krmiva?** (v této práci se poukazuje pouze na možný podíl rybářů).

Na rybníku Zběhov nastala situace snížení průhlednosti vody a nárůstu chlorofylu *-a* v 8. měsíci. Za touto skutečností dle šetření stály výskyt a významné **přemnožení střevličky východní**. Ta zastala roli eliminátora hrubého zooplanktonu a došlo tak k přemnožení fytoplanktonu s projevy eutrofizace. U tohoto rybníku se tedy lze domnívat, že za projevy eutrofizace stojí právě **přemnožení a činnost střevličky východní**.

Roubíček a Zběhov jakožto mělké nádrže nevykazovaly trvalé celosezónní deficitory kyslíku na dně nádrže, a tudíž k redukčním procesům docházelo pouze epizodně. Rozdíly hodnot pH hladiny a dna nebyly výrazné, k tomu napomohla dostatečná aplikace vápna a dostatečné promíchávání vodních vrstev.

Hlavní rybníky shodně vykazovaly trvalou hypoxii dna, na té se podílela teplotní a kyslíková stratifikace. Výrazné rozdíly v hodnotách pH byly zjištěny u rybníku Posměch a Dehtář, naopak u rybníku Kvítkovice k výrazným výkyvům pH nedošlo. Trvalé záporné hodnoty ORP u všech hlavních rybníků svědčí o redukčních reakcích probíhajících u dna. Nadprůměrné hodnoty $\text{NH}_4\text{-N}$ a TOC vypovídají o významném rozkladu organické hmoty u všech hlavních rybníků. Tomu přispěla aplikace chlévské mrvy do rybníku Dehtář ($2,33 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$) a do rybníku Kvítkovice ($1,46 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$) a aplikace krmiv do rybníku Dehtář ($1,093 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$), Posměch ($1,77 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$) a Kvítkovice ($1,77 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$). Rybník Posměch hnojen nebyl, ačkoliv vykazoval podobné hodnoty. Podprůměrné hodnoty $\text{NO}_3\text{-N}$ a naopak nadprůměrné TP a DRP u rybníků Posměch a Dehtář poukazují na redukční reakce se spotřebou NO_3 u dna nádrže s uvolňováním fosforu do vodního sloupce. Lze se domnívat, že sediment těchto dvou rybníků bude významně zatížen vysokým množstvím živin vázaných na dno. U Posměchu byly hodnoty fosforu významné. Vysoké hodnoty TP byly také ovlivněny chovem divokých kachen na volné vodě a jejich produkcí exkrementů, viz studie (Duras a Marcel, 2020). Významnou roli v těchto hlavních rybnících také zastává biomasa rybí obsádky, která se produkcí metabolitů, eliminací zooplanktonu a aktivitou na dně nádrže podílí na utváření chemismu vody. Vysoká rybí biomasa způsobila rozvoj fytoplanktonu a nárůst koncentrací chlorofylu-*a* od 7. do 9. měsíce na všech hlavních rybnících. Eutrofní hodnoty chlorofylu-*a* měly rybníky Dehtář a Posměch také ve 4. a 6. měsíci. Pouze v 5. měsíci došlo k poklesu chlorofylu-*a* u všech rybníků. To bylo způsobeno vysokou filtrační aktivitou zooplanktonu, který v této fázi sezóny prosperuje. Rybník Kvítkovice se v 4., 5., a 6. měsíci podobal rybníku Beranov. Nadprůměrné koncentrace NO_3 vypovídaly o nitrifikačních procesech, zřejmě z aplikovaných hnojiv. Vliv na trofii Kvítkovického rybníku může mít také chov divokých kachen a masový výskyt střevličky východní.

Vliv rybářského managementu

- Vliv velikosti biomasy obsádky (plůdkové X hlavní rybníky)
- Vstupy živin dodaných hnojením a kmením
- Technologické úpravy rybničního dna
- Vliv vedlejších faktorů
- Hloubka (mělké x hluboké)

Z analýzy těchto rybníků lze usuzovat následující:

1. **velikost rybí obsádky** má zásadní vliv na růst autotrofních organismů uvnitř nádrže a s tím spojené projevy eutrofizace. Další významnou funkcí je prokysličování dna aktivitou ryb, tím dochází k uvolňování živin ze dna do vodního sloupce.

2. **Vliv krmiv** by bylo možné předpokládat u rybníků Roubíček a Beranov (popsáno výše). Lze se domnívat, že podrobnější analýza by prokázala vliv krmiv i u ostatních rybníků.

3. **Aplikace hnojiv** na rybníku Dehtář oddělila tento rybník od celé sledované skupiny jak viditelným projevem eutrofizace (celosezónně nízká průhlednost vody způsobená vysokými koncentracemi chlorofylu- *a*), tak nadprůměrnými koncentracemi NH_4N a TP (rozklad organické hmoty probíhající u dna nádrže s uvolňováním DRP).

4. Důležitou roli v chemismu rybníku zastávají také **sedimenty**. Ty mají na sebe navázaný fosfor i ze starých ekologických zátěží a uvolňují jej při redoxních reakcích. Zvláště u rybníku Beranov, který byl před 12 lety odbahněn, se sezónní křivka živin odlišovala od ostatních rybníků (DRP). Tento rybník vykazoval nízké hodnoty DRP.

5. Nemalý vliv na kvalitu vody mají také vedlejší vlivy, jako přítomnost střevličky východní a chov divokých kachen na otevřené vodě, viz předchozí kapitoly- rybník Zběhov (**střevlička východní**) nebo rybník Posměch (**divoké kachny**).

6. Důležitým faktorem kvality vody rybníků je jejich **průměrná hloubka**. Plůdkové rybníky jsou mělké nádrže s průměrnou hloubkou na hranici 0,5 m. Lze předpokládat, že podstatná část těchto nádrží je tvořena eufotickou zónou litorálu, kde neustále probíhá oxidace s maximálním využitím živin. Takové rybníky rychle inklinují k transformaci živin do biomasy fytoplanktonu, a proto musí být využívány pouze k odchovu plůdku. Hlavní rybníky jsou většinou na plochu rozsáhlé a hluboké nádrže s průměrnou hloubkou kolem 1,5 m (průměr sledované skupiny rybníků). Eufotická zóna se vytváří zhruba do poloviny průměrné hloubky a s oteplením vody a růstem biomasy fytoplanktonu se zmenšuje. Vzniká teplotní stratifikace, na které jsou závislé další proměnné, včetně kyslíku. U dna těchto nádrží se vytváří hypoxická vrstva, kde probíhají redukční reakce s uvolňováním reaktivního rozpuštěného fosforu do vodního

sloupce. Fosfor je téměř okamžitě spotřebován fytoplanktonem a podílí se na tvorbě biomasy. Ta je celkovým projevem eutrofizace, včetně jejich nežádoucích účinků.

Diurnální změny a návrh řešení kyslíkových deficitů

Diurnální změny sledovaných rybníků Zběhov a Kvítkovice vykazovaly typický průběh eutrofních vod, jak ve své práci popisuje Kopp a kol. (2012). Výrazná asimilace v odpoledních hodinách způsobovala přesycení hladinových vrstev kyslíkem a noční respirace spolu s procesy oxidace kyslík spotřebovávala. Shodně se na obou sledovaných rybnících tvořily kyslíkové deficity v ranních hodinách 6:00 - 10:00. V rybníku Zběhov byl poměrně dostatečně kyslíkem saturován celý vodní sloupec včetně dna 6. i 7. měsíc, přesto ranní epizody hypoxie nastávaly. V 8. měsíci zřejmě vlivem přemnožení střevličky východní došlo k výraznému pomnožení fytoplanktonu a snížení průhlednosti vody. Důsledkem toho se zmenšila eufotická zóna a na dně se vytvořila trvalá hypoxická vrstva komunikující s horními vrstvami rybníku. Dle mého názoru výše zmíněným v tomto mělkém rybníku (1,5 m v lovišti) nastalo nejrizikovější období kyslíkového deficitu nejen v ranních hodinách. Rybník Kvítkovice je zástupce hlubší nádrže se vznikem teplotní a kyslíkové stratifikace. Přesycení hladiny kyslíkem a okysličení vodního sloupce do 1 až 1,5 m pod hladinu a trvalá hypoxie zbytku vodního sloupce včetně dna jsou typickým projevem takových nádrží. Nejrizikovějším obdobím byl 7. měsíc, kdy hypoxie celého vodního sloupce vznikala postupně v průběhu noci, a v ranních hodinách kyslíkový deficit gradoval (6:00 - 8:00). Celkově lze říci, že náhle vzniklé kyslíkové deficity jsou významnou problematikou produkčních rybnářů. K okysličování vody používají elektrické nebo motorové aerátory. Problematika spočívá v nutné přítomnosti lidského faktoru při používání techniky, dále předvídatost vzniku takové situace, znalost chemismu vody daného rybníku nebo rybníků a absence elektrických přípojek u odlehlých nebo zastaralých nádrží. Dnešní moderní doba disponuje možnostmi využití inteligentních technologií založených na mobilních aplikacích, které umí zprostředkovat samostatnou činnost techniky. Navrhl bych pokusit se sestavit mobilní aerátor s vlastní řídicí jednotkou, která by byla propojena přes mobilní aplikaci. Do rybníků by se nainstalovala čidla na principu oxymetru, jež by v případě potřeby posílala signál do aplikace mobilního telefonu, potažmo softwaru robotického aerátoru. Ten by pracoval na principu robotického vysavače nebo robotické zahradní sekačky. Zdroj by byl tvořen akumulátorem s možností dobíjení na základně

přes fotovoltaický panel. Podle velikosti rybníku by se volil počet a výkon těchto zařízení. Důležité by bylo pokrýt kyslíkový deficit po dobu, než by se dostavila výkonnější technika.

Druhou možností, kterou bych experimentálně navrhl, je umělý chov velkých perlooček v samostatných nádržích a jejich postupná distribuce do rybníků ohrožených kyslíkovými deficity. Přítomnost hrubého zooplanktonu by mohla nárazově částečně eliminovat fytoplankton. (Toto je pouze úvaha, zřejmě daleko od reality).

6 ZÁVĚR

Kvalitu vody sledovaných rybníků lze hodnotit kladně. Z výsledků vyplynula zlepšující se kvalita vody v porovnání s daty z literární rešerše. Podle ČSN 757221 rybníční voda inklinuje k eutrofizaci. Statistické porovnání jednotlivých parametrů vody odhalilo významné odchylky plůdkových a hlavních rybníků. Analýza poukázala na významné rozdíly chemismu vody v závislosti na průměrné hloubce nádrže.

Na tyto výsledky je nutné pohlížet s jistou dávkou tolerance. Vzorek rybníku je příliš malý na vyvození jednoznačných závěrů. Seskupená data z různých studií postrádala shodnou metodiku odběru a vymezení časové osy. Za významnou chybu měření považuji směsný vzorek pro stanovení jednotlivých chemických parametrů, obzvláště chlorofylu-*a* a rozpustného reaktivního fosforu. Tato skutečnost vyplývá z faktu, že tyto odběry byly primárně provedeny za jiným účelem. Odběr chlorofylu- *a* by se měl provádět v hladinové vrstvě a odběr v případě reaktivního rozpustného fosforu 1 m nad dnem. Tyto dva parametry by nepochybně přispěly k přesnějšímu posouzení průběhu chemických a biologických pochodů v nádrži. U diurnálního měření bych se také zaměřil na záznam rozpustného reaktivního fosforu, a to v hloubce stanovené výše. Na otázku, zda je kvalita vody ovlivněna rybářským hospodařením, nelze jednoznačně odpovědět. Sledování jedné sezóny je příliš krátké na stanovení věrohodného závěru. Je prakticky nemožné bez znalosti ověřených dat z minulosti stanovovat tento cíl. Osobně se přikláním k vypracování živinových bilancí, a tím oddělit rybářskou praxi od ostatních vlivů znečištění.

Diurnální studie dvou rybníků odhalila vysoká rizika kyslíkových deficitů sledovaných rybníků v letních měsících. Navržená technika zabráňující hromadnému úhynu ryb spočívá v používání inteligentních technologií popsanych výše.

Závěrem bych chtěl říci ještě níže uvedené.

Rybník s nízkou obsádkou, s výrazným rozvojem makrofyt, vysokou celosezónní průhledností vody a nárůstem celkové biodiverzity by se určitě jevil jako maximálně vyhovující skupinám ekologů a ochránců přírody, avšak pro rybářský management by byl v podstatě likvidační. Produkční rybářství je založeno na produkci ryb, a tudíž by se na rybníky mělo pohlížet jako na nádrže určené k chovu ryb, stejně jako na produkční chovy jiných hospodářských zvířat.

7 SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

Adámek, Z., Helešic, J., Maršálek, B., Rulík, M. 2010. Aplikovaná hydrobiologie. 2. rozš. upr. vydání. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 350 s., ISBN 978-80-87437-09-4.

Affan, A., Jewel, A. S., Haque, M., Khan, S., Lee, J., B., 2005. Seasonal Cycle of Phytoplankton in Aquaculture Ponds in Bangladesh, *Algae* Volume 20(1): 43-52

Avnimelech, Y., and G. Zohar, G. 1986. The effect of local anaerobic conditions on growth retardation in aqua-culture systems. *Aquaculture* 58:167-174.

Balík, J., Černý, J., Kulháněk, M., 2012. Bilance dusíku v zemědělství, (certifikovaná metodika), Česká zemědělská univerzita v Praze, 40 s. 11-24, ISBN 978-80-213-2329-2

Beran, A., Kašpárek, L., Vizina, A. a Šuhájková, P. 2019. Ztráta vody výparem z volné vodní hladiny. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 2019, roč. 61, č. 4, str. 12–18. ISSN 0322-8916.

Borovec J., Jan J., Hejzlar J., Krása J., Rosendorf P., 2012. : Eutrofizační potenciál erozních částic v nádržích. - *Vodní nádrže* 2012, 26.-27. září 2012, Brno, Česká republika, Kosour D. (Edit.), str. 57-61.

Borovec, J., Hejzlar, J., Brzáková, M., and JanAN, J. 2004. Sediments as a dynamic pool of phosphorus in a stratified reservoir. *Proceedings of the XXIInd Conference of Danubian Countries on the Hydrological Forecasting and Hydrological Bases of Water Management*. August 30 to September 2, 2004, Brno, Czech Republic. Czech Hydrometeorological Institute. ISBN 80-86690-19-9, part 5–4.

Bottger, H., et. al.: A wavenumber frequency analysis of the 500 mb geopotential at 50 sup o N. *J. Amos, Sci.*, 1978., 35, 745-750

Boyd, C. E. 1995. *Bottom soils, sediment, and pond aquaculture*. Chapman and Hall, New York.

Boyd, C. E. 1995b. Potential of sodium nitrate to improve environmental conditions in aquaculture ponds. *World Aquaculture* 26(2):38-40.

Boyd, C.E. 1982. *Water Quality Management for Pond Fish Culture*. Elsevier Scientific Publishing Company, Am-sterdam - Oxford - New York, 318 pp.

Bricker, S.B., Ferreira, J.G., & Simas, T. 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecological Modelling*, 169, 39–60.

Bulíček, J. 1977.: *Voda v zemědělství*. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 1977., 291 s.

Čášek, J., 2016. Zdroje sedimentu v nádrži. In: David, V., Davidová, T. (eds.): *Rybníky 2016*. Sborník příspěvků odborné konference, 23.-24. června, 2016, Praha: ČSKI, p. 139-144.

Chapra, S.,C. 1975. Comment on ‘An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes’, by W. B. Kirchner and P. J. Dillon. *Water Resources Research*, 1975, 2, p. 1033–1034.

Carvalho A, Meireles L, Malcata F (1998) Rapid spectrophotometric determination of nitrates and nitrites in marine aqueous culture media. *Analisis* 26: 347–351

Čítek, J., Krupauer, V., Kubů, F., 1993. : *Rybníkářství*. Informatorium, Praha, 281 s. ISBN 80-85427-41-9

Čítek, J., Krupauer, V., Kubů, F. 1998. *Rybníkářství*. Praha: Informatorium, 1998. ISBN: 80-86073-26-2

Čížková, H., Vlasáková, L., Květ, J., (eds). 2017. *Mokřady: ekologie, ochrana a udržitelné využívání*, JČU České Budějovice (EPISTEME), 631 s.

Correll, D.L. 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *J. Environ. Qua]*. 27:261-266

David, V., Beran, A., a Tyl, R. 2020. Výzkum vlivu rybníků na hydrologický režim. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 2020, roč. 62, č. 1, str. 56–57. ISSN 0322-8916

Dillon, P. J., and F. H. Rigler, F. H. (1974). „The Phosphorus-Chlorophyll Relationship in Lakes.“ *Limnology and Oceanography* 19(5): 767–776

Dostál, T., Krása, V., Váška, J., Vrána, K. 2002. Mapa erozního ohrožení půd a transportu sedimentu v České republice. *Vodní hospodářství*, 2002, č. 2, s. 46.

Dubský, K., V. Šrámek, V., a J. Kouřil, J.. (2003.): *Obecné rybářství*. Vyd. 1. Praha: Informatorium, 308 s. ISBN 80-733-3019-9.

Duras, J., Potužák, J. (2012):. Látková bilance fosforu v produkčních a rekreačních rybnících, *Vodní hospodářství* 62 (6): 210–216.

Duras, J., a Marcel, M. 2020. Rybníky v povodí nádrže Hracholusky – poznatky ze screeningu. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 2020, roč. 62, č. 1, str. 38–44. ISSN 0322-8916.

Duras, J., Potužák, J., Marcel, M., Pechar, L. 2015 Rybníky a jakost vody, *Vodní hospodářství*, 65 (7): 16-24.

Faina, R., 1983.: Využívání přirozené potravy kaprem v rybnících. Edice metodik VÚHR, *Vodňany*, č. 8, 15 s.

Faina, R., Máchová, J., Svobodová, Z., Kroupová, H., Valentová, O., 2007. Použití přípravku Dia-zinon 60 EC v rybníkářské praxi k tlumení nadměrného rozvoje hrubého dafniového zooplanktonu. Edice Metodik VÚRH JU *Vodňany*, č. 80, 18 pp.

Fecenko, J., Ložek, O. 2000. *Výživa a hnojení pol'ných plodín*. Nitra: Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, 452 s., ISBN 80-7137-777-5.

Fee, E.J. 1976. The vertical and seasonal distribution of chlorophyll in lakes of the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario: implications for primary production estimates. *Limnology and Oceanography* 21: 767-783.

Findlay, D.L., R.E. Hecky, L.L. Hendzel, M.P. Stainton, and G.W. Regehr. 1994. The relationship between nitrogen fixation and heterocyst abundance in Lake 227 and its relevance to the nitrogen budget. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 2254-2266.

Fogg, G.E. 1975. *Algal Culture and Phytoplankton Ecology* (2nd ed.). The University of Wisconsin Press, Wisconsin, 175 pp.

Forejtníková, M., Ošlejková, J., Morávek, T. 2015. Zvládání sucha a výstavba vodních nádrží v kontextu územního plánování. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 2015, roč. 57, č. 6, str. 17–23. ISSN 0322-8916.

Fullner, G., Langner, N., Pfeifer, M., 2000. *Ordnungsgemasse Teichbewirtschaftung im Freistaat Sachsen*, Sächsisches Landesanstalt für Landwirtschaft, Referat Fischerei - Königswartha, Germany, 66 pp.

Galijuri M.C., Santos A.C.A., and Jati, S. 2002. Temporal change in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoirs (Barra Bonita, S.P. Brazil). *J. Plank. Res.* 24:617-634.

Green, B.W., Phelps, R., P., and H.R. Alvarenga, H., R., 1989. The effect of manures and chemical fertilizers on the production of *Oreochromis niloticus* in earthen ponds. *Aquacul.*, 76 : 37-42.

Hakanson, L., et Jansson, M. (1983.): Principles of lake sedimentology. SpringerVerlag, Berlin, 316 p.

Hargreaves, J.A., 1997. A simulation model of ammonia dynamics in commercial catfish ponds in the southeastern United States. *Aquacult. Eng.* 16, 27–43.)

Hartman, P., Prikryl, I., Štědroňský, E. 2005. *Hydrobiologie*. Informatorium, Praha, 259 pp.

Hartman, P., Prikryl, I., Štědroňský, E., 1998. *Hydrobiologie*. 2. přeprac. vyd. Informatorium, Praha, s. 190-205).

Hartman, P. (2012). Model výživy rybníční biocenózy s ohledem na celkový fosfor, Sborník referátů z konference Chov ryb a kvalita vody, Rybářské sdružení České republiky, České Budějovice, Urbánek M. (ed.), 33-48 s),

Hartman, P., Prikryl, I., Štědroňský, E., 1998. *Hydrobiologie*. 2. přeprac. vyd. Informatorium, Praha, s. 190-205).

Hartman, P., Regenda, J., (2016.) *Praktika v rybníkářství*, České Budějovice: JČU FROV 13-93 s. ISBN 978-80-7514-042-5

Hartman, P., Regenda, J., Hamerník, J. (2016): Změny v produkci ryb v průběhu 20. století v ČR. In: V. David a T. Davidová (Ed.), Sborník příspěvků odborné konference Rybníky 2016. 23. a 24. 6. 2016. Praha, Česká zemědělská univerzita v Praze, 58–69 s.

Hejný S., Hroudová Z., Květ J. (2002.): Fishpond vegetation: an historical view.- In: Květ J., Jeník J., Soukupová L. (eds.), *Freshwater Wetlands and Their Sustainable Future: A Case Study of the Třeboň Basin Biosphere Reserve, Czech Republic.- Man and the Biosphere Series 28*, UNESCO & The Parthenon Paris, p. 63–95.

Hejzlar, J. (2010.): Metodika bilanční analýzy zdrojů živin v povodí. Biologické centrum AVČR, Hydrobiologický ústav. České Budějovice. 11 s

Hejzlar, J. a kol. 2001. Nádrž Jordán v roce 2000 – trofie, zdroje živin, možnost obnovy. Hydrobiologický ústav AV ČR, 2001, s. 1–48.

Hejzlar, J., J. J., Jarošík, J., KOPÁČEK, J., Vystavna, Y. 2018. Trendy vývoje koncentrací fosfor v nádržích Orlická a Slapy. Vodohospodářské technicko-ekonomické informace, 2018, roč. 60, č. 2, str. 30–37. ISSN. 0322-8916.

Heteša, J., Sukop, I. 1985. Aplikovaná hydrobiologie II. Skriptum VŠZ Brno, SPN Praha, 83 s.

Hlaváč D., Hartman P., Adámek Z., Másílko J., Bláha M., Pechar L., Baxa M., 2013. Vliv příkrmování kapra obilnými krmivami na kvalitu vody a bilanci živin, In. Sborník referátů- Chov ryb a kvalita vody II., ČB, str. 24-30., Sborník referátů- Chov ryb a kvalita vody II., ČB, 2013)

Hora, P., Tuff, I., H., Machač, O., Brichta, M., Tufová, J. 2009. Ekoton- prosté rozhraní nebo specifický biotop?, ziva.avcr.cz, Živa 1/2009, str. 25-27

Hrbáček, J., 1962. Species composition and the amount of the zooplankton in relation to the fish stock. Rozpravy ČSAV 72 (10): 1 - 116

Hrdinka, T., Nesládková, M., Davidová, T., Punčochář, P., 2017. Příprava a zpracování koncepce na ochranu před následky sucha pro území České republiky. Vodohospodářské technicko-ekonomické informace, 2017, roč. 59, č. 4, str. 37–43. ISSN 0322-8916

Hule, M. (2000.): Rybníkářství na Třeboňsku - historický průvodce. Carpio, Třeboň, 250 s.

Ilg K., Wellbrock N., Lux W. (2009.): Phosphorus supply and cycling at long-term forest monitoring sites in Germany. European Journal of Forest Research, 128: 483-492.

Jan, J., Borovec, J., Kopáček, J., Hejzlar, J., 2013. What do results of common sequential fractionation and single-step extractions tell us about p binding with Fe and Al compounds in non-calcareous sediments? Water Research, 2013, 47 (2): 547–557).

Jan, J., Borovec, J., Petráš, D., Osafo, N., Tomková, I., a Hubáček, T. 2018. Vliv dostupnosti kyslíku a dusičnanů na cyklus fosforu v sedimentu – příklad nádrže Vranov. Vodohospodářské technicko-ekonomické informace, 2018, roč. 60, č. 3, str. 18–25. ISSN 0322-8916.

Janda, J., Pechar, L. (eds.) (1996.): Význam rybníků pro krajinu střední Evropy. Trvale udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko. České koordinační středisko IUCN – Světového svazu ochrany přírody Praha a IUCN Gland, Švýcarsko a Cambridge, Velká Británie, 189 s.

Janeček, M. a kol. 2012. Ochrana zemědělské půdy před erozí. Metodika, Praha: Česká zemědělská univerzita Praha, , 113 s, ISBN 978-80-87415-42-9

Janeček, V., st., 1976.: Jak dál v intenzifikaci rybníkářství. MZVŽ, Praha, 70 s.

Jiménez-Montealegre R., Avnimelech Y., Verreth J. A. J., Verdegem M. C. J. 2005.(2005) Nitrogen budget and fluxes in Colossoma macropomum ponds, Aquaculture Research: 36, 8-15 s.

Jirásek J., Mareš, J., Zeman, L., 2005. : Potřeba živin a tabulky výživné hodnoty krmiv pro ryby. 2. vyd. MZLU v Brne, Brno, 70 s. ISBN 80-7157-646-8.)

Jírovec, O. 1937.: Chemismus vod rybníků Lednických (Chemistry of fishponds near Lednice). 1937, Věst král. Čes. Spol. Nauk, tř. II., 1-19.

Jírovec, O., Jírovcová, M. 1938. Chemismus lnářských rybníků. - Věst. král. spol. nauk., Praha, 1 - 34 spp.

Jůva, K., Hrabal, A., Pustějovský, R. 1980. Malé vodní nádrže. Vyd. 1. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 1980, 280 s.

Kalač, P., Tříška, J., Kolář, L., Jírovcová, E.: 2010. Chemie životního prostředí. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích Zemědělská fakulta, 2010, 2. upravené vyd., 171 s., ISBN 978-80-7394-232-8.

Kalinichenko I, Demutskaya L (2004) Determination of nitrates in drinking water by three-wavelength ultra violet photometry. J Anal Chem 59: 211–214

Keddy, P. A. 2002. Wetland ecology – Principles and conservation. – United Kingdom, Cambridge University Press.

Klír, J. 2006. Současná a připravovaná legislativa používání hnojiv, Sborník příspěvků, Nové trendy v používání dusíkatých hnojiv, Brno, 44-47 s.

Kopáček, J., Procházková, L., Hejzlar, J., Blažka, P. (1997.): Trends and seasonal patterns of bulk deposition of nutrients in the Czech Republic. *Atmospheric Environment*, 31(6): 797-808.

Kopáček J, Procházková L (1993) Semi-micro determination of ammonia in water by the rubazoic acid method. *Int J Environ Anal Chem* 53: 243–248

Kopáček J, Hejzlar J (1993) Semi-micro determination of total phosphorus in fresh waters with perchloric acid digestion. *Int J Environ Anal Chem* 53: 173–183

Kopp, R., Hadašová, L., Lang, Š., Brabec, T., Mareš, J. (2012): Diurnální změny hodnot rozpuštěného kyslíku a pH v intenzivně obhospodařovaných rybnících. In: M. Urbánek (Ed.), *Sborník referátů konference Chov ryb a kvalita vody*. 23. 2. 2012. České Budějovice, Rybářské sdružení ČR, 65–72 s.

Kováč, M., 1989. : *Výživa a krmění hospodářských zvířat*. Příroda, Bratislava, 522 s. ISBN 80-07-00030-5

Kráska, J., Rosendorf, P., Hejzlar, J., Borovec, J., Dostál, T., David, V., Janotová, B., Bauer, M., Devátý, J., Strouhal, L., Vrána, K., Aansorge, L., Fiala, D., Duras, J. (2013.): *Hodnocení ohroženosti vodních nádrží sedimentem a eutrofizací podmíněnou erozí zemědělské půdy. Certifikovaná metodika*. ČVUT v Praze, VÚV TGM, v.v.i., Biologické centrum AVČR, Povodí Vltavy, státní podnik. 55 pp

Křivánek, J., Němec, J., Kopp, J. (2012.): *Rybníky v České republice*. Pro ministerstvo zemědělství ČR vydal Jan Němec –Consult, 2012. 303 s. ISBN 978-80-903482-9-5

Kvítek, T., Tipl, M., 9/2003. *Ochrana povrchových vod před dusičnany z vodní eroze a hlavní zásady protierozní ochrany v krajině*, Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha, 9/2003, str. 6-23.

Lellák, J., a Kubíček, F., 1991.: *Hydrobiologie*. Praha: Univerzita Karlova, 256 s. ISBN 80-7066-530-0).

Lorenzen, C, J. 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnol Oceanogr* 12: 343–346

Máca, P., Bašta, P., Kožín, R., a Hanel, M. Využití geomorfologických charakteristik pro odhad celkové retence povodí. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 2016, roč. 58, č. 6, str. 54–57. ISSN 0322-8916.

Máchová, J., Valentová, O. 2004. Kvalita vody v rybnících ve vztahu k požadavkům Metodického pokynu MŽP z roku 2003 pro posuzování žádosti o vyjímku z ustanovení § 39 ods. 1 zákona č. 254/2001 Sb. o vodách a k imisním hodnotám daným nařízením vlády č. 61/2003 Sb., VURH Vodňany, nešíslováno, 17 s.

Mičaník, T., Hanslík, E., Němejcová, D. a Baudišová, D. Klasifikace kvality povrchových vod. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 2017, roč. 59, č. 6, str. 4–11. ISSN 0322-8916.

Miklín, J., Macháček, P., 2016. Birds of Lednické rybníky Fishponds (Czech Republic). *Journal of Maps*. 12:sup1, 239-248, DOI: 10.1080/17445647.2016.1195297

Millier, H., K., G., R., Hooda, P. S. (2011.):Phosphorus species and fractionation –Why sewage derived phosphorus is a problem. *Journal of Environmental Management*. 92: 1210-1214.

Mitsch, W. J.; Gosselink, J. G. 2000. *Wetlands*. 3. vydání. John Wiley and Sons, New York

Mlejnková, H., Horáková, K.. (2009.)Vliv aplikace statkových hnojiv na fekální znečištění rybníků, *Vodní hospodářství*: 59 (6), 11–14 s.

Mortimer, C.H., anc C.F. Hickling, C..F. 1954. *Fertilizers in Fish Ponds*. Fish. Publ., Lond., 5, 155 pp.

Murphy J, Riley, J.P. (1962) A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal Chim Acta* 27: 31–36

Neal, C., Jarvie, H. P., Neal, M., Love, A. J., Hill, L., Wicham, H. (2005.):Water quality of treated sewage effluent in a rural area of the upper Thames Basin, southern England, and the impacts of such effluents on riverine phosphorus concentrations. 2005. *Journal of Hydrology*. 304: 103-117.

Neuberg, J. a kol. 1990. : *Komplexní metodika výživy rostlin*. Praha: ÚVTIZ, 1990: 327 s.

Pechar L. (2015.): Století eutrofizace rybníků –synergický efekt zvyšování zátěže živinami (fosforem a dusíkem) a nárůstu rybích obsádek. *Vodní hospodářství*,66: 1-6.

Pechar L., Příkryl 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: 31-61..

Pechar, L., (2000.): Impacts of long-term changes in fishery management on the trophic level and water quality in Czech fish ponds. Fisheries Management and Ecology, 7 (1-2), p. 23-32.

Pechar, L., Bastl, J., Edwards, K., Hais, M., Kučera, Z., Kropfelová, L., Radová, J., Šulcová, J. 2003. Changes in agricultural discharge runoff during the last ten years after political and socio-economical transformation in the Czech republic - experience from fishpond water chemistry of the Třeboň basin. In: Vymazal, J. (ed.). Nutrient Cycling and Retention in Natural and Constructed Wetlands. Backhuys Publisher, Leiden, The Netherlands, p. 307-320.

Pechar, L. Impacts of long-term changes in fishery management on the trophic level water quality in Czech fish ponds. Fisheries Management and Ecology. n. 7, 2007, p. 23–31.

Peters, R. H. (1981.): Phosphorus availability in Lake Memphremagog and its tributaries. Limnol. Oceanogr., 26(6): 1150-1161

Pitter, P., 2015. Hydrochemie. Vydavatelství VŠCHT, Praha, 792 s.

Pokorný, J., 2014. Hospodaření s vodou v krajině –funkce ekosystémů, Univerzita J. E. Purkyně v Ústí n.Labem, Fakulta životního prostředí, 103 s., ISBN 978-80-7414-885-9

Pokorný, J., Lusk, S., Zykmond, A., Šilhavý, V., Marek, J., Šmolek, L., a Merten, M., Levý, E., Spurný, P., Zajíček, J., Lusk, S., České rybníky a rybářství ve 20. století. České Budějovice: Rybářské sdružení České republiky, 2015, 335 s. ISBN 978-80-87699-06-5.

Pokorný, J., Zykmond, A., 2013. Nedocenená úloha rybníků v krajině, Sborník referátů-konference, Chov ryb a kvalita vody II., České Budějovice. (4) s. 31-34

Potužák, J., Duras, J. 2015. Retence živin v rybnících- význam, hodnocení a možnosti jejího využití, Vodní hospodářství (7), 7-15 s.

Potužák, J., Duras, J., 2012. Látkové bilance rybníků a k čemu jsou dobré? Sborník referátů konference „Chov ryb a kvalita vody“, Rybářské sdružení ČR, České Budějovice, 49–63 s

Pratap, S., Joshi, K., D., Kumar, V., Pathak, R., K., Journal of the Kalash Science, Volume-2, Number-2, 2014 : 79-83

Reed-Andersen, T., Carpenter, S.R., Lathrop, R.C. 2000. Phosphorus flow in a watershed-lake ecosystem. *Ecosystems* 3561–573.

Reynolds, C.,S. 1996. The plant life of the pelagic. *Verh. Int. Ver.Limnol.*26:97-113

Reynolds, C., S. 1984. *The Ecology of Freshwater Phytoplankton*, Cambridge Univ. Press, 384p.

Reynolds, C.S., Dokulil, M., Padisak J. 2000. Understanding the assembly of phytoplankton in relation to the trophic spectrum: where are we now. In: Reynolds C.S., Dokulil M. and Padisak J. (eds), *The Trophic Spectrum Revised: The Influence of Trophic State on the Assembly of Phytoplankton Communities*. *Development in Hydrobiology* 150. Kluwer Academic Publishers, London. pp. 147-152.

. Richter P., Skaloš J., 2016. Sledování změn mokřadů v krajině nížin a pahorkatin České republiky 1843 – 2015. *Vodní hospodářství* 66(8):14-1

Richter, R., Kubát, J. 2003. *Organická hnojiva, jejich výroba a použití*. Praha: Ústav zemědělských a potravinářských informací, 2003. 56 s. ISBN 80-7271-133-4)

Richter, R., Římovský, K., Římovský, R. 1996. *Organická hnojiva, jejich výroba a použití: zdravá zahradní půda, výživa rostlin, hnojení*. Vyd. 1. Praha: Institut výchovy a vzdělávání ministerstva zemědělství České republiky, 1996, 40 s. Rostlinná výroba. ISBN 80-710-5117-9

Rosendorf, P., Ansorge, L., Dostál, T., Zahrádka, V., Krása, J., Beránek, J., 2015. *Metodika pro posuzování vlivu zdrojů znečištění na eutrofizaci vodních nádrží*, ISBN 978-80-87402-48-1, s 54.

Rosendorf, P., Ansorge, L., Dostál, T., Zahrádka, V., Krása, J., Beránek, J., 2015. *Metodika pro posuzování vlivu zdrojů znečištění na eutrofizaci vodních nádrží*, ISBN 978-80-87402-48-1, s 54.

Roy, K., Vrba, J., Kaushik S.J., Mráz, J. 2019. Feed-based common carp farming and eutrophication: is there a reason for concern? *Reviews in aquaculture*, <https://doi.org/10.1111/raq.12407>

Rulík, M., a Tůma, A. Diskusní fórum Hospodaření s vodou v krajině. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 2019, roč. 61, č. 3, str. 45. ISSN 0322-8916.

Rutegwa, M., Gebauer, G., Veselý, L., Regenda, J., Strunecký, O., Hejzlar, J., Drozd, B., Diffusive methane emissions from temperate semi-intensive carp ponds, *AQUACULTURE ENVIRONMENT INTERACTIONS Aquacult Environ Interact*, Vol. 11: 19–30, 2019

Šálek, J., Mika, Z., Tresová, A. 1989. . Rybníky a účelové nádrže. Praha: Redakce stavební, vodohospodářské a hornické literatury, 1989. 267 s. ISBN 80-03-00092-0. str. 10

Šálek, J., Tlapák, V. 2006. .: Přírodní způsoby čištění znečištěných povrchových a odpadních vod. ČKAIT, Praha 2006, 283 s.

Scheffer, M. (1998.): Ecology of shallow lakes. Chapman and Hall, London, p. 357

Schindler, D.W., Hecky, R.E, Findlay, D. L., Parker, B. R., Paterson, M. J., Beaty, K. G., Lyng, M., Kasian, S.E.M. et al. (2008.): Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment.- *PNAS*, 105(32): 11254-11258.

Šedivý, V., Vrána, K. 2011. Vodní hospodářství. Vyd. 1. Vodňany: Střední rybářská škola a Vyšší odborná škola vodního hospodářství a ekologie, 2011, 236 s.ISBN 978-80-87096-14-7., str. 66-69

Sharpley, A. N., Smith, S. J., Jones, O. R., Berg, W. A., Coleman, G. A. ((1992): The Transport of Bioavailable Phosphorus in Agricultural Runoff. *Journal of Environmental Quality*. 21: 30-35.

Shigaki F., Sharpley A., Prochnow L.I. ((2007): Rainfall intensity and phosphorus source effects on phosphorus transport in surface runoff from soil trays. *Science of the Total Environment*. 373: 334 -343.).

Smith, V.H., Tilman, G. D., Nekola, J. C. et al. (1999.): Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems.- *Environmental Pollution*, 100(1-3): 179-196)

Spurný, P., Heteša, J., Sukop, I., Mareš, J., Jirásek, J., Kočková, E., Žáková, Z., 1998. Sledování vlivu rybářské výroby na kvalitu vod žďárského regionu, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Brno, 43 s.

Štěpánek, M. akol. 1979.Hygienický význam životních dějů ve vodách. Avicenum Zdravotnické nakladatelství, 588 s. Praha.

Stickney, R.R. 1994. Principles of Aquaculture. John Wiley & Sons, Inc., 502 pp.

Štrojsová, M., Duras, J., 2012. Sezonní vývoj fytoplanktonu a zooplanktonu v nádrži Švihov v období 2006-2010 se zřetelem na stav kvality vody, XVI. konference ČLS a SLS, Zborník příspěvků str. 218, 25.-29.6

Svobodová, Z., Gelnarová, J., Justýn, J., Krupauer, V., Máchová, J., Simanov, L., Valentová, V., Vykusová, B., Wohlgemuth, E., 1987. Toxikologie vodních živočichů. SZN, Praha, 231 s.

Svobodová, Z., Kolářová, J., Návrátil, S., Veselý, T., Chloupek, P., Tesařík, J., Čítek, J., 2007. Nemoci sladkovodních a akvariálních ryb, Informatorium Praha, 264 s. ISBN 978-80-7333-051-4

Sychra, J., Vliv manipulace s rybí obsádkou na vodní bezobratlé a ptáky v NPR Lednické rybníky. In XVI. konference ČLS a SLS. 2012. ISBN 978-80-971056-0-0.

Tilman D., Kiesling R., Sterner R., Kilman S.S. and Johnson F.A. 1986. Green, blue-green and diatom algae: differences in competitive ability for phosphorus, silicon and nitrogen. Arch. Hydrobiol. 106: 473-485.

Úlehlová, B., Ostrý, I. 1972.: Pluviometric and lysimetric measurements in the alluvial meadows of Lanžhot. Praha, ČSAV,

Valentová, O., Máchová, J., Kroupová, Kocour, H., 2013., Základy hydrochemie- návody pro laboratorní cvičení, FROV JČU, 2013, 266 s., ISBN 978-80-87437-46-9

Velíšek, J., Svobodová, Z., Blahová, J., Máchová, J., Stará, A., Dobšíková, R., Šířoká, Z., Modrá, H., Valentová, O., Randák, T., Štěpánová, S., Kocour Kroupová, H., Maršálek, P., Grabic, R., Zusková, E., Bartošková, E., Stancová, V., 2014. Vodní toxikologie pro rybáře, FROV JU, Vodňany, 600 s.

Vollenweider, R., A., 1975. Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. Schweizerische Zeitschrift Hydrobiologie, 37, p. 53-84.

Vollenweider, R.A. 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular reference to nitrogen and phosphorus. OECD Rep. DAS/CSI/68.27. Paris, France.

Votruba, L., Broža, V. 1966. Hospodaření s vodou v nádržích. Státní nakladatelství technické literatury, Praha, 323 s., str. 17

Vrba J., Rybníkářská tradice a pěkné rybníky, Fórum ochrany přírody 03/2016, 14 s. Vrba, J., Rybníkářská tradice a pěkné rybníky, Fórum ochrany přírody 3/2016, 14s.

Vyskoč, P., Prchalová, H., Mičaník, T., Rosendorf, P., Kristová, A., Svobodová, J., Kodeš, V. (2014.): Metodika hodnocení dopadu emisí na vodní prostředí. Certifikovaná metodika, VÚV TGM, v.v.i. 173 pp.

Wahby, S.B. 1974. Fertilizing fish ponds. I. Chemistry of the waters. Aquaculture, 3 : 245-256.

Wetzel, R., G., 1983. Limnology. 2nd edition. Philadelphia: Saunders College Publishing, 767 s., ISBN 0030579139.

Wetzel, R., G., 2001. Limnology. Lake and River Ecosystems. 3rd ed. San Diego: Academic Press., xvi, 1006. ISBN 0127447601

Zadinová, K., Šorf, M., Hejzlar, J. Druhové složení a velikostní struktura zooplanktonu v experimentálních mesokosmech o různé hloubce a koncentraci živin, XVI. Konference ČLS a SLS, Jasná, 2012 str. 226

7.1 Internetové zdroje

[/www.mzp.cz/](http://www.mzp.cz/) [/cz/zneistenipovrchovychodpadnichvodnarizeni](http://www.mzp.cz/cz/zneistenipovrchovychodpadnichvodnarizeni)

[/www.biomonitoring.cz/](http://www.biomonitoring.cz/) <http://www.biomonitoring.cz>

[/www.czso.cz/](http://www.czso.cz/) (https://www.czso.cz/csu/czso/zemedelstvi_zem)

[/www.phenixtrade.cz/](http://www.phenixtrade.cz/) (https://www.phenixtrade.cz/?page_id=50)

[/ web2.mendelu.cz/](http://web2.mendelu.cz/)

http://web2.mendelu.cz/af_291_projekty2/vseo/print.php?page=1424&typ=html

[/www.casopisstavebnictvi.cz/](http://www.casopisstavebnictvi.cz/)

8 ABSTRAKT

Stanovování kvality vody v rybníku ve spojitosti s rybářským hospodařením začal nabývat na významu až koncem 20. století. Od této doby vzniklo mnoho studií zabývajících se touto tematikou. Aktuálně nejvýznamnější problém nejen rybářské společnosti představuje eutrofizace a její dopad na funkci rybníku v krajině, vč. biodiverzity a jejího celkového vlivu na životní prostředí. Antropogenní činností (chov ryb, odpadní vody a zemědělství) dochází k nadměrnému uvolňování minerálních živin, převážně fosforu a dusíku, do volných vod. Tato bakalářská práce porovnává data získaná z měření z roku 2017 s daty od 50. let 20. st. až do roku 2014 zpracovaných v literární rešerži. Vlastní data představují základní fyzikálně-chemické parametry vody (teplota, koncentrace O_2 , pH, konduktivita a ORP, TN, NH_4-N , NO_3-N , TP, DRP, TOC a chlorofyl-*a*). Hodnocení je založeno na posbíraných datech z šesti českobudějovických rybníků (Beranov, Roubíček, Zběhov, Posměch, Kvítkovice a Dehtář) se zastoupením produkčních a plůdkových nádrží. Odběr vzorků probíhal od dubna do září. Data teploty, pH, koncentrace O_2 , konduktivity a ORP byla získána pomocí multiparametrické sondy YSI Exo2. Vzorky vody ke stanovení chemických parametrů byly odebrány vzorkovačem Van Dorn v půlmetrových intervalech vodního sloupce a jako směsný vzorek analyzovány v hydrochemické laboratoři Hydrobiologického ústavu (Biologické centrum AV ČR, České Budějovice). Pomocí nástrojů aplikace MS Excel (podmíněné formátování a funkce průměru) byla tato data porovnávána s českou normou ČSN 757221 (1998) a s daty z literární rešerže z období od 50. let 20. století až do roku 2014. Analyzovaná data v porovnání s ČSN 757221 (1998) vykazovala u koncentrace O_2 ($> 6 \text{ mg.l}^{-1}$) 37% překročení limitu, u konduktivity ($< 110 \text{ mS.m}^{-1}$) 100% překročení limitu, TN ($< 10 \text{ mg.l}^{-1}$) 0% překročení limitu, NO_3-N ($< 8 \text{ mg.l}^{-1}$) 0% překročení limitu, NH_4-N ($< 0,8 \text{ mg.l}^{-1}$) 3% překročení limitu, TP ($< 0,3 \text{ mg.l}^{-1}$) 23% překročení limitu, TOC ($< 16 \text{ mg.l}^{-1}$) 71% překročení limitu a chlorofyl-*a* ($< 50 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$) 71% překročení limitu. Ze zjištěných vyšších hodnot TP, TOC a chlorofylu-*a* lze vyvodit významnou tvorbu fytoplanktonu, jakožto sezónní projev eutrofizace a možné epizodální zatížení vody organickým znečištěním. Data

konfrontovaná s daty v literární rešerži z 90. let 20. stol. po rok 2014 vykazovala u TN neměnné hodnoty a 39% nárůst v porovnání s celým obdobím, u NH₄-N pokles o 44 % v porovnání s 90. léty až po rok 2014 a 22,4% pokles s celým obdobím, u NO₃-N pokles o 32 % v porovnání s 90. léty až po rok 2014 a 36% nárůst v porovnání s celým obdobím, u TP 14% pokles oproti hodnotám 90. let a 14% nárůst ve srovnání s celým obdobím, u DRP hodnoty poklesly v porovnání s 90. léty o 50 % a s celým obdobím o 40 %. Hodnota chlorofylu-*a* poklesla v porovnání s 90. léty o 48 % a v rámci celého období o 26 %. Průhlednost vody vzrostla v porovnání s hodnotami 90. let až do roku 2014 o 30 % (15 cm) a klesla ve srovnání s celým obdobím o 33 % (32 cm). Konduktivita v porovnání s 90. léty 20. století až do roku 2014 se nepatrně navýšila o 3% a v rámci porovnání s celým obdobím vzrostla o 14 %. PH vody se téměř nezměnilo (2% nárůst). Na základě výše z miněného by bylo možné výsledek srovnávací studie hodnotit kladně, nicméně nelze opomenout jeho zatížení významnou statistickou chybou malého souboru. Dále byla tato skupina rybníků statisticky analyzována pomocí Shapiro-Wilkova testu a následně Mann-Whitney testu na podobnost středních hodnot. Výsledný rozdíl mezi plůdkovými a hlavními rybníky souhrně potrdil vliv rybářského hospodaření (aplikace krmiv, aplikace hnojiv a velikost rybí obsádky). Také byly zjištěny další vlivy snižující kvalitu vody jako kupř. rozdílnost průměrných hloubek nádrží, vliv sedimentu, přítomnost a činnost plevelných ryb nebo exkrementy z chovu divokých kachen na volné vodě. V rámci této studie bylo též realizováno diurnální měření vybraných rybníků v letních měsících (produkční Kvítkovice a plůdkový Zběhov) s cílem analyzovat jejich celkový metabolismus a na zjištěné stavy hypoxie navrhnout techniku či metodiku řešení. Průběh metabolismu rybníků značí výrazný eutrofizační potenciál. Ze sledování obou rybníků vyplynul kritický interval shodně mezi 8:00 až 10:00. V rámci analýzy byla zjištěna souvislost deficitu O₂ s vyrovnáváním teplot ve vodním sloupci a poklesem pH a ORP. Navrhovaná opatření spočívají v používání akumulátorových oxygenátorů na fotovoltaický panel s automaticky řízenou jednotkou a oxymetrem. Další možností by mohl být řízený chov velkých perlooček v umělých nádržích bez přítomnosti ryb a jejich následná distribuce do nádrže v letních měsících.

klíčová slova: kvalita vody, eutrofizace, fosfor, dusík, živiny, rybník, deficit kyslíku, funkce rybníku

9 ABSTRACT

Monitoring the quality of water in a pond in connection with fisheries management did not begin to gain importance until the end of the 20th century. Since then, numerous studies have been conducted on this topic. Currently, the most significant problem affecting not only the fishing companies is the eutrophication and its impact on the function of a pond and the surrounding landscape (including biodiversity and the overall impact of eutrophication on the environment). Anthropogenic activity (e.g., fish farming, wastewater, and agriculture) leads to an excessive release of mineral nutrients, predominately phosphorus and nitrogen, into open waters. This bachelor thesis compares the data obtained from measurements from the year 2017 with data from the 1950s. until 2014 as documented in the written records. The actual data represent the basic physicochemical parameters of water (i.e., temperature, O₂ concentration, pH, conductivity and ORP, TN, NH₄-N, NO₃-N, TP, DRP, TOC, and chlorophyll-*a*). The evaluation is based on a collection of data from six ponds in the vicinity of České Budějovice (Beranov, Roubíček, Zběhov, Posměch, Kvítkovice, and Dehtář) with a representation of production and fry tanks. The samples collection took place from April to September. Data on temperature, pH, O₂ concentration, conductivity, and ORP were obtained using a YSI Exo2 multiparametric probe. Water samples for the determination of chemical parameters were taken with the Van Dorn water sampler at half-meter intervals of the water column and analyzed as a mixed sample in the hydrochemical laboratory of the Institute of Hydrobiology (Center of Biology of the AV ČR, České Budějovice). Using MS Excel app (conditional formatting and average function), the collected data were compared with the Czech standard ČSN 757221 (1998) and with the data from the written records of the period from the 1950s to 2014. The analyzed data in comparison with ČSN 757221 (1998) showed that O₂ concentration (> 6 mg.l⁻¹) exceeded the limit by 37% , conductivity (< 110 mS.m⁻¹) exceeded the limit by 100%, TN (< 10 mg.l⁻¹) remained the same (0% limit exceedance), NO₃-N (< 8 mg.l⁻¹) also remained the same (0% limit exceeded), NH₄-N (< 0,8 mg.l⁻¹) exceeded the limit by 3%, TP (< 0,3 mg.l⁻¹) exceeded the limit by 23%, TOC (< 16 mg.l⁻¹) exceeded the limit by 71%, and Chlorophyll-*a* (< 50 µg.l⁻¹) exceeded the limit by 71%. From the discovery of the higher values of TP, TOC, and chlorophyll-

a, one may deduce and anticipate a significant formation of phytoplankton as a seasonal manifestation of eutrophication as well as possible episodic pollution of the water by organic matter. The comparison of the obtained data with the data in the written records from the 1990s. and after 2014 showed constant values for TN and a 39% increase in comparison with the entire period. For $\text{NH}_4\text{-N}$, a decrease of 44% can be observed in comparison to the period since the 1990s until 2014 and a 22.4% decrease for the entire period. In the case of $\text{NO}_3\text{-N}$, one finds a decrease of 32% in comparison to the values recorded since the 1990s until 2014 and a 36% increase for the entire period. TP's value decreased by 14% in comparison to the values of the 1990s and recorded a 14% increase in comparison to the entire period. The levels of DRP decreased in comparison to the 1990s by 50% and also decreased for the entire period by 40%. The value of chlorophyll-*a* decreased by 48% in comparison to the 1990s and decreased by 26% for the entire period. The transparency of water increased by 30% (15 cm) compared to the values recorded since the 1990s until 2014 and decreased by 33% (32 cm) compared to the entire period. The conductivity increased slightly by 3% in comparison to the values recorded since the 1990s until 2014 and increased by 14% for the entire period. The pH of the water remained almost unchanged (2% increase). The outcome of the conducted research could be evaluated positively; however, one cannot neglect that the comparative sample provided by the written data was rather small and could potentially produce a statistical error. Furthermore, this group of ponds was statistically analyzed using the Shapiro-Wilk test and then also the Mann-Whitney test for the similarity of mean (nebo average) values. The resulting difference between fry and main ponds confirmed the effect of fisheries management (feed application, fertilizer application, and fish stock size). Other effects reducing water quality were also detected, such as differences in average reservoir depths (ponds, pokud jde stále o rybníky), the impact of sediment, the presence and activity of rough fish or excrements from breeding wild ducks in open water. As part of this study, diurnal measurements of selected ponds in the summer months (production pond Kvítkovice and fry pond Zběhov) were also conducted to analyze their overall metabolism and to propose a technique or methodology for the detected conditions of hypoxia. The course of pond metabolism indicates significant signs of eutrophication. The monitoring of both ponds showed a critical interval between 8:00 and 10:00. The analysis revealed a connection between the O_2 deficit and the balancing of the temperature in the water column and the decline

in pH and ORP. The proposed measures consist of the use of battery oxygenators charged by a photovoltaic panel with an automatically controlled unit and an O₂ concentration sensor. Another option for managing the O₂ deficit could be a controlled breeding of Cladocera (commonly known as water fleas) in separate tanks without the presence of fish followed by their subsequent distribution into ponds during the summer months.

keywords: water quality, eutrophication, phosphorus, nitrogen, nutrients, pond, oxygen deficiency, pond function