



Zemědělská  
fakulta  
Faculty  
of Agriculture

Jihočeská univerzita  
v Českých Budějovicích  
University of South Bohemia  
in České Budějovice



# STRUKTURA A FORMOVÁNÍ PLANKTONNÍCH SPOLEČENSTEV V SILNĚ OVLIVNĚNÝCH VODNÍCH EKOSYSTÉMECH - RYBNÍCÍCH, VE VZTAHU K RYBÁŘSKÉMU HOSPODAŘENÍ

Disertační práce

Ing. Marek BAXA



České Budějovice  
2018

Doktorand: ING. MAREK BAXA

Studijní program: EKOLOGIE A OCHRANA PROSTŘEDÍ

Studijní obor: APLIKOVANÁ A KRAJINNÁ EKOLOGIE

Název práce: STRUKTURA A FORMOVÁNÍ PLANKTONNÍCH SPOLEČENSTEV  
V SILNĚ OVLIVNĚNÝCH VODNÍCH EKOSYSTÉMECH - RYBNÍCÍCH,  
VE VZTAHU K RYBÁŘSKÉMU HOSPODAŘENÍ

Školitel: doc. RNDr. LIBOR PECHAR, CSc.

Oponenti: doc. RNDr. ZDENĚK ADÁMEK, CSc.,  
Ústav biologie obratlovců Akademie věd ČR, v. v. i.  
Ing. JAN HŮDA, Ph.D.,  
Rybářství Třeboň Hld.  
doc. RNDr. JOSEF MATĚNA, CSc.,  
Hydrobiologický ústav, Biologické centrum AV ČR, v. v. i.



## **Poděkování**

Milí všichni, kdož jste se přímo či nepřímo podíleli na tvorbě tohoto díla, zejména:

**Ivo**, ženo má, matko našich dětí, za trpělivost Tvou – DĚKUJI!  
(Ing. Iva Baxová Chmelová)

**Libore**, vzácný školiteli, za otevírání cest a odborných pohledů – DĚKUJI!  
(Doc. RNDr. Libor Pechar, CSc.)

**Richarde**, můj významný odborný a osobní příteli, za nezištné předávání Tvých zkušeností – DĚKUJI!  
(RNDr. Richard Faina)

**Honzo**, nedostižný řediteli, snad mohu napsat, naší společnosti ENKI, o.p.s., za bezkonkurenční zázemí a Tvoji otevřenou mysl – DĚKUJI!  
(Doc. RNDr. Jan Pokorný, CSc.)

**Lenko, Zdeňko, Jano, Petro, Ivo, Martine**, nenahraditelní kolegové z práce, za vaši píli – DĚKUJI!  
(Ing. Lenka Kröpfelová, PhD., Ing. Zdeňka Benedová, Ing. Jana Šulcová, RNDr. Petra Hesslerová, PhD., RNDr. Ivo Přikryl, Ing. Martin Musil, PhD.)

**Babičko Troblová, Hanko Steinerová, Jano, Lindo**, za významný kus rodinného života, který jste mi věnovaly – DĚKUJI!

Kamarádi moji, **Jirko, Jirko, Martine**, za to, že jste – DĚKUJI!  
(Ing. Jiří Boček, Ing. Jiří Sikora, Ing. Martin Čileček, PhD.)

**TETO, MÍŠO, STREJDO, PETŘE**, za obnovení rodinných pout – DĚKUJI!

A mnozí další, neméně významní...

Bez vaší podpory, pracovitosti, trpělivosti, tolerance, bez společně překonávaných překážek a hlavně bez PŘÁTELSTVÍ, by toto dílo nikdy nevzniklo!

S hlubokou úctou k vám všem, dokončuji tuto práci.

A taky **MAMINCE**, „ ..... “.



**Školitel:**     **Doc., RNDr. Libor Pechar, CSc.**  
                  **Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích**  
                  **Zemědělská fakulta**

Prohlašuji, že jsem disertační práci vypracoval samostatně, na základě vlastních zjištění a za pomoci uvedené literatury.

V Třeboni dne 29. 6. 2018

.....

## Abstrakt:

Cílem této práce je popsat fungování rybníčních ekosystémů v posledních 10 letech s důrazem na formování a funkci planktonu. Rybníky v posledních desetiletích představují značně eutrofizované lokality, jejichž ekologický stav a fungování se vymyká zkušenostem, která byla s rybníky v druhé polovině minulého století. Studie je proto zaměřená na prohloubení znalostí o současném fungování rybníků z pohledu struktury, dynamiky a filtrační efektivity hrubého dafniového zooplanktonu.

Celkem bylo sledováno 62 lokalit. Z toho 16 rybníků, klíčových lokalit CHKO Třeboňsko, v období 2008 – 2017. V roce 2012 proběhlo v rámci Pilotního projektu OPR 2012 rozsáhlé synoptické sledování 43 rybníčních lokalit na třeboňské rybníční soustavě. V letech 2015-2017 byly sledovány další tři mělké nádrže, jedna na užitkovou vodu a dvě přírodní koupaliště. Celkem bylo odebráno a zpracováno 780 vzorků zooplanktonu a k nim provedena příslušná měření fyzikálně chemických parametrů a stanovení množství dusíku, fosforu, spolu s koncentrací chlorofylu.

Současné chování rybníků vykazuje značnou míru nestability. Systém, zatížený velkým množstvím živin – eutrofie až hypertrofie, je často náchylný k přemnožení některé složky biocenózy. Rybníky se potýkají s fenomény, jako jsou: masivní rozvoj vodních květů sinic, nízká průhlednost vody nebo nízkými koncentracemi kyslíku ve vodě.

Tato nestabilita se projevuje také v oslabení klíčového procesu, který ovlivňuje strukturu celého rybníčního ekosystému, tj. vlivu velikosti a struktury rybí obsádky, tzv. Top-Down regulace. V současnosti lze pozorovat situace, které jsou v rozporu s dosavadními představami o fungování rybníčního ekosystému (výskyt velkých perlooček se současně velkou biomasou fytoplanktonu).

Rozsah a možné příčiny takového stavu je analyzován s využitím statistického hodnocení sezónních trendů fyzikálně chemických parametrů a vlivu zooplanktonu, který byl kategorizován dle přítomnosti a velikosti perlooček rodu *Daphnia* (D0 nízký filtrační efekt, D1 střední, D2 silný filtrační vliv).

Průměrné koncentrace vybraných parametrů kvality vody odpovídají stavu, který bez velkých změn trvá posledních 15-20 let. Také sezónní trendy vykazují v posledních desetiletích značnou podobnost. Průhlednost vody se s postupující sezónou snižuje (průměr – 0,6 m), množství chlorofylu a se zvyšuje (průměr – 100 µg/l), TP se zvyšuje (průměr – 0,22mg/l), TN se zvyšuje (průměr – 2,18mg/l), alkalita se nemění nebo se mírně zvyšuje (průměr – 1,33mmol/l), NO<sub>3</sub> - N se snižuje (průměr – 0,15mg/l). Projevy eutrofizace se v průběhu sezóny stávají více zřetelné především v důsledku kulminace objemu biomasy fytoplanktonu, koncem léta.

K tomuto nárůstu dochází do značné míry nezávisle na struktuře zooplanktonu.

Výsledky práce naznačují, že společenstva zoo a fytoplanktonu se, ve zdánlivě nezměněných podmínkách, nechovají podle „Top-Down“ regulace.

Jinými slovy, v podmínkách vysokého obsahu živin lze ve velkých biomasách nalézat společenstva fytoplanktonu a středního (D1) až hrubého (D2) zooplanktonu vedle sebe.

**Abstract:**

The aim of this work is to describe the functioning of fishpond ecosystems in the last 10 years with an emphasis on the formation and function of plankton communities. Fishponds in recent decades represent highly eutrophied sites whose ecological status and functioning is beyond the experience of fishponds in the second half of the last century. The thesis is therefore aimed at deepening the knowledge on the current functioning of fishponds in terms of structure, dynamics and filtration efficiency of the large daphnia zooplankton.

In total, 62 sites were surveyed within the thesis in several time horizons. Between 2008 – 2017 the survey of 16 ponds, which belong to the key sites of the Landscape Protected Area Třeboňsko, was realized. In 2012, a comprehensive synoptic monitoring of another 43 pond sites in the Třeboň fishpond system was carried out within the pilot project of the Fishing Operation Program. In the years 2015-2017, three more shallow water reservoirs were observed, one used as non-potable water reservoir and the other two as natural swimming pools. A total of 780 zooplankton samples were taken and processed and appropriate measurements of physical-chemical parameters, as well as nitrogen, phosphorus, and chlorophyll concentration were performed.

The current behavior of ponds shows a considerable degree of instability. A system loaded with a large number of nutrients - eutrophic to hypertrophic state - is often prone to overgrowth of a component of biocenosis. Ponds are confronted with phenomena such as: the massive development of cyanobacterial blooms, low water transparency or low concentration of oxygen.

This instability also manifests as the weakening of a key process that affects the structure of the entire fishpond ecosystem, i.e. the influence of fish stock and structure, the so-called Top-Down regulation. At present, we can observe situations that are inconsistent with the existing perceptions of the functioning of the fishpond ecosystem (the occurrence of large *Daphnia* with large biomass of phytoplankton).

The extent and possible causes of this state are analyzed using the statistical evaluation of the seasonal trends of physical-chemical parameters and the influence of zooplankton, which was categorized according to the presence and size of the *Daphnia* (D0 low filtration effect, D1 medium, D2 strong filtering effect).

The average concentrations of the selected water quality parameters correspond to a situation that, without major changes, has been lasting for past 15-20 years. Seasonal trends also show considerable similarity over recent decades. As the season progresses, transparency of water decreases (mean - 0.6 m), chlorophyll a increases (mean - 100 µg/l), TP increases (mean - 0.22 mg/l), TN increases (mean - 2.18 mg/l), alkalinity is not altered or slightly increased (mean - 1.33 mmol/l), NO<sub>3</sub> - N decreases (mean - 0.15 mg/l). The manifestations of eutrophication become more evident during the season, mainly due to the culmination of phytoplankton biomass volume in late summer. This increase is largely independent on the structure of zooplankton.

The results of the thesis indicate that the zoo and phytoplankton communities, in seemingly unchanged conditions, do not follow the "Top-Down" regulation principles. In other words, under conditions of high nutrient content, large biomass communities of phytoplankton and medium (D1) to large (D2) zooplankton can be found side by side.

## Obsah

<b>1</b>	<b>ÚVOD</b>	<b>7</b>
<b>2</b>	<b>REŠERŠE</b>	<b>10</b>
2.1	VÝVOJ VODNÍCH NÁDRŽÍ OD OLIGOTROFIE K EUTROFII AŽ HYPERTROFII	10
2.1.1	OLIGOTROFNÍ STADIUM	10
2.1.2	DLOUHODOBÉ OLIGOTROFNÍ AŽ MESOTROFNÍ STADIUM	11
2.1.3	POČÁTEČNÍ STADIUM PROGRESIVNÍ EUTROFIZACE	12
2.1.4	EUTROFNÍ AŽ HYPERTROFNÍ STÁDIUM	13
2.2	FORMOVÁNÍ PLANKTONNÍCH SKUPIN	13
2.3	ROLE DAFNIOVÉHO ZOOPLANKTONU	15
<b>3</b>	<b>VYMEZENÍ LOKALIT, ŘEŠENÉ PROBLÉMY NA LOKALITÁCH</b>	<b>17</b>
3.1	RYBNÍK ROD	17
3.2	RYBNÍKY CHKO (BOŠILECKÝ, MALÝ DUBOVEC, NOVÝ VDOVEC, PODSEDEK, STARÉ JEZERO, VELKÝ TISÝ A VIZÍR)	18
3.3	EXPERIMENTÁLNÍ RYBNÍKY (HORÁK, FIŠMISTR, BAŠTÝŘ A PĚŠÁK)	18
3.4	PLOŠNÝ SCREENING RYBNÍKŮ V ROCE 2012	19
3.5	RYBNÍK STAŇKOVSKÝ	20
3.6	TECHNOLOGICKÁ NÁDRŽ REZERVO, KOVOHUTĚ PŘÍBRAM	21
3.7	PŘÍRODNÍ KOUPALIŠTĚ LAZNA V BOROVA NECH	22
3.8	PŘÍRODNÍ KOUPALIŠTĚ POHODA V SEZIMOVĚ ÚSTÍ	22
<b>4</b>	<b>MATERIÁL A METODY</b>	<b>24</b>
4.1	INTERVALY ODBĚRŮ A MNOŽSTVÍ VZORKŮ ZOOPLANKTONU	24
4.2	ODBĚRY VZORKŮ A MĚŘENÍ IN SITU	25
4.2.1	MĚŘENÍ IN SITU, POUŽITÁ ZAŘÍZENÍ	25
4.2.2	ODBĚR VODY PRO LABORATORNÍ ANALÝZY A FYTOPLANKTONU	25
4.2.3	ODBĚR ZOOPLANKTONU	25
4.3	LABORATORNÍ ANALÝZY A ZPRACOVÁNÍ	26
4.3.1	FYZIKÁLNĚ CHEMICKÉ PARAMETRY	26
4.3.2	ZOOPLANKTON	27
4.4	VYJÁDŘENÍ BIOMASY ZOOPLANKTONU A PŘEPOČET NA SUŠINU	30
4.5	POROVNÁNÍ LOKALIT A HODNOCENÍ VÝSLEDKŮ	31
4.5.1	PLOŠNÝ SCREENING RYBNÍKŮ 2012	31
4.5.2	RYBNÍK ROD, CHKO RYBNÍKY, EXPERIMENTÁLNÍ RYBNÍKY, RYBNÍK STAŇKOVSKÝ, TECHNOLOGICKÁ NÁDRŽ REZERVO, PŘÍRODNÍ KOUPALIŠTĚ LAZNA A POHODA	33
4.6	ANALÝZA A ZPRACOVÁNÍ RYBÁŘSKÝCH HOSPODÁŘSKÝCH DAT Z PLOŠNÉHO SCREENINGU V ROCE 2012	34
<b>5</b>	<b>VÝSLEDKY</b>	<b>35</b>
5.1	VÝVOJ FYZIKÁLNĚ CHEMICKÝCH PARAMETRŮ V NÁVAZNOSTI NA UKAZATELE TROFIE	35
5.1.1	CHARAKTERISTIKA SEZÓNY Z PLOŠNÉHO SCREENINGU V ROCE 2012	35
5.1.2	CHARAKTERISTIKA OBDOBÍ 2008-2017	38
5.2	KATEGORIZACE RYBNÍKŮ	40
5.2.1	ROZDĚLENÍ RYBNÍKŮ DLE SKÓRE	40
5.2.2	ROZDĚLENÍ RYBNÍKŮ DLE STAVU ZOOPLANKTONU	41
5.2.3	POROVNÁNÍ LOKALIT DLE SKÓRE A STAVU ZOOPLANKTONU	41
5.3	SEZÓNŇNÍ VÝVOJ ZOOPLANKTONU DLE KATEGORIÍ D0-D2	45

5.3.1	VYHODNOCENÍ KATEGORIÍ D0-D2 A SEZÓNŇÍHO OBDOBÍ J, Č, P	45
5.3.2	VLIV ZOOPLANKTONU (KATEGORIÍ D0-D1) NA VYBRANÉ PARAMETRY	46
<b>5.4</b>	<b>SPOLEČENSTVA ZOOPLANKTONU</b>	<b>48</b>
5.4.1	DRUHOVÁ STRUKTURA ZOOPLANKTONU NA RYBNÍCÍCH Z PLOŠNÉHO SCREENINGU RYBNÍKŮ V ROCE 2012	48
5.4.2	PŘEHLED A FREKVENCE VÝSKYTU DRUHŮ Z OBDOBÍ 2008 - 2017	48
<b>5.5</b>	<b>DOSAŽENÉ VÝSLEDKY VE VZTAHU K RYBÁŘSKÉMU HOSPODAŘENÍ</b>	<b>50</b>
<b>5.6</b>	<b>VYHODNOCENÍ LOKALIT</b>	<b>52</b>
5.6.1	RYBNÍK ROD	52
5.6.2	RYBNÍKY CHKO	52
5.6.3	EXPERIMENTÁLNÍ RYBNÍKY	53
5.6.4	STAŇKOVSKÝ RYBNÍK	53
5.6.5	REZERVO	53
5.6.6	LAZNA	54
5.6.7	POHODA	54
<b>6</b>	<b>DISKUZE</b>	<b>55</b>
<b>7</b>	<b>ZÁVĚRY</b>	<b>69</b>
<b>8</b>	<b>LITERATURA</b>	<b>72</b>
<b>9</b>	<b>PŘÍLOHY</b>	<b>81</b>

## 1 ÚVOD

---

Rybníční soustavy představují v krajině České republiky významný ekologický fenomén. Rybníky jsou nejběžnějším typem nádrží u nás (více než 24 000 rybníků o celkové ploše 52 tis. ha - (Ženíšková et al. 2017), jsou významným krajinným prvkem (Zákon 114/1992 v platném znění) a v některých oblastech rybníční soustavy formují hydrologické podmínky. Rybníky jsou důležitým prostředkem pro produkci ryb a zároveň jejich přírodní charakter, jejich společenstva a na ně vázané druhy rostlin i živočichů jsou předmětem ochrany přírody. Některé velké rybníky (s rozlohou nad 50 ha) jsou samostatné vodní útvary ve smyslu Směrnice 2000/60/ES (EP a ER 2000), ostatní potom jsou součástí vodních útvarů v rámci dílčích úseků povodí.

Na jedné straně lze na rybníky pohlížet jako na vysoce modifikované vodní útvary, nebo na straně druhé, jako na lokality s vysokou mírou přírodního charakteru. Oba tyto pohledy však musí směřovat, podle směrnice 2000/60/ES, k dobrému ekologickému potenciálu nebo dobrému ekologickému stavu. O tom v jakém stavu rybníční ekosystémy budou, rozhodují na jedné straně vlivy z povodí, na straně druhé způsob rybníkářského obhospodařování, především druhové složení, velikost a věková struktura rybí obsádky (cf. Pechar et al. 2002). Zatímco ještě v 70. letech 20. století rybí obsádka byla považována za naprosto rozhodující faktor, více než trofická úroveň (Kořínek et al. 1987), koncem století se ukázalo, že vysoká míra eutrofizace může značně změnit stav rybníčních biocenóz (Potužák et al. 2007).

V průběhu minulého století a zejména v jeho druhé polovině došlo k intenzifikaci v zemědělském hospodaření, včetně rybníkářství, které lze celkově označit jako umělé zvyšování a využívání produkčního potenciálu krajiny.

Intenzivní hnojení jak zemědělských kultur, tak i rybníků způsobilo, že většinu rybníků v ČR v 90. letech lze považovat za eutrofní až hypertrofní. V důsledku toho došlo k výrazným změnám v základních přírodních procesech v rybnících. Ve vodním prostředí tak, stále více, docházelo k rozvoji vodních květů sinic a výskytu rizikových stavů, které se projevují velkým kolísáním v koncentraci kyslíku a v pH.

Etapa intenzivního zemědělského hospodaření byla ukončena v 90. letech. V nových socio-ekonomických podmínkách došlo k výraznému omezení intenzity hospodaření. To se projevilo ve změnách chemismu rybníčních vod (Pechar et al. 2003). Omezení



živočišné produkce se projevilo i ve snížení organického hnojení rybníků. Nicméně v krajině se dnes pohybuje velké množství dostupných živin (N a P), které nakonec končí v rybníčních nádržích a vodních tocích. Míra eutrofizace rybníků zůstává v posledních 25 - 20 letech více méně stejná (Pechar 2015). Stejně jsou i reakce rybníčních biocenóz na nadbytek, ale také nevyváženost poměrů hlavních živin, tj. fosforu a dusíku.

Na to přirozeně reagují i mnohá společenstva organismů. Díky vysoké rozmnožovací rychlosti mikroskopických vodních organismů lze změny v krajině vysledovat v relativně krátkém období. Ve vodním prostředí tak stále více můžeme pozorovat například náhlé rozvoje vodních květů sinic, rizikové stavy spojené s náhlými propady v koncentraci kyslíku, či nepředpokladatelně vysokou přítomnost hrubého dafniového zooplanktonu v podmínkách s vysokými biomasami fytoplanktonu.

Jinými slovy, řada indicií, které lze na nádržích rybníčního charakteru vytušit, vyvolává oprávněnou domněnku, že rybníky jsou pravděpodobně v úplně odlišném stavu, než v jakém byly v minulém století.

V neposlední řadě je zapotřebí upozornit na skutečnost, že od 80. let do současnosti se rybníkům jako takovým limnologický výzkum příliš nevěnoval (Vrba et al. 2018).

A proto si tato disertace klade za cíl:

- 1. Popsat stav rybníčního ekosystému**
- 2. Zaměřit se na strukturu planktonu, zejména zooplanktonu**
- 3. Posoudit jeho vliv na celkové fungování rybníčního ekosystému, vliv na fytoplankton a distribuci živin**
- 4. Porovnat výsledky se situací v druhé polovině minulého století**

*Práce navazuje na dlouhodobý monitoring vodňanské a třeboňské rybníční soustavy a zohledňuje výsledky z řady výzkumných záměrů a případových studií, které jsem garantoval nebo se na nich podílel.*

- 1. Smluvní výzkum - rybník Rod (2015 a 2016)**
- 2. Smluvní výzkum - vybrané rybníky v CHKO Třeboňsko (2008 až 2011)**
- 3. Smluvní výzkum - Horák, Fišmistr, Baštýř a Pěšák (2012)**
- 4. Smluvní výzkum - Staňkovský rybník (2016 a 2017)**
- 5. Smluvní výzkum - technologická nádrž REZERVO (2017)**

6. **Zakázkový monitoring - přírodní koupaliště LAZNA - Borovany (2016 a 2017)**
7. **Zakázkový monitoring - přírodní koupaliště Pohoda v k. ú. Sezimovo Ústí (2017).**
8. **Komplexní systém kontroly kvality rybníčních nádrží - klíčový nástroj pro efektivní produkci ryb.** Registrační číslo pp: CZ.1.25/3.4.00/11.00387.
9. **Identifikace a eliminace rizik kyslíkových deficitů.** Registrační číslo pp: CZ.1.25/3.4.00/13.00445.

## 2 REŠERŠE

---

### 2.1 VÝVOJ VODNÍCH NÁDRŽÍ OD OLIGOTROFIE K EUTROFII AŽ HYPERTROFII

Dostupnost živin (trofická úroveň), spolu s fyzikálními podmínkami, morfologií nádrže a klimatickými poměry, rozhoduje o stavu vodního ekosystému. Základní rámec trofických poměrů tj. oligotrofie, mezotrofie a eutrofie shrnuje Hutchinson (1967). Přirozený vývoj jezer a s ním spojený proces zvyšování trofie jsou v evropských podmínkách popsány např. Pokorným a Květem (2003). Rybníky jsou specifickým typem vodních nádrží, které se blíží svým charakterem přírodním biotopům. Posouzení vlivu jejich současného trofického stavu na složení rybníční biocenózy a její fungování vyžaduje zohlednit jejich původ, historický vývoj i účel s jakým byly rybníky zakládány a využívány. Celkový kontext třeboňských rybníků z hlediska vývoje rybníční krajiny popisuje Jeník et al. (2002). Nejstarší rybníky byly u nás založeny asi před 800 až 1000 lety. Přesto jsou rybníky velmi podobné mnohem starším mělkým jezerům, jejichž biocenózy se formovaly v Evropě od posledního zalednění. Původ biocenóz stojatých vod (tj. jezerních i rybníčních) je třeba hledat v ještě starších lokalitách, jimiž jsou aluviální tůně, slepá ramena a pořiční jezera. Aluviální tůně ("jezera") představují velmi proměnlivé vodní prostředí, s kolísáním vodního sloupce, proměnlivou dostupností živin stejně jako s variabilní a nestálou rybí obsádkou. Tato proměnlivost souvisí s vlivem povodní. Z tohoto pohledu se prostředí rybníků od původních lokalit stojatých vod (tůní) příliš neliší, a proto rybníky vykazují velkou míru přirozených ekologických vlastností (IUCN 1996). Posouzení, jak historický vývoj rybníků a jejich současný stav odpovídá obecnému konceptu eutrofizace, je nezbytné pro interpretaci dat této disertační práce a začlenění výsledků do obecnějších souvislostí.

---

#### 2.1.1 OLIGOTROFNÍ STADIUM

---

V oligotrofních vodách je růst fytoplanktonu a rostlin omezen nedostatkem živin. Průhlednost vody je vysoká a pouze rostliny schopné přijímat živiny svými kořeny ze sedimentu mohou v těchto podmínkách růst. Rostlinná biomasa je pouze u dna nádrže, růst fytoplanktonu je minimální. Porovnáním distribuce a sezónního vývoje v oligotrofních, mesotrofních a eutrofních jezerech se zabývali například Kalff, Knoechel

(1978); Negro et al. (2000). Hodnoty pH a koncentrace kyslíku se během dne a noci nemění. Ve vertikálním profilu, tedy od hladiny ke dnu jsou hodnoty pH i koncentrace kyslíku vyrovnané. Koncentrace kyslíku se pohybují okolo 100% nasycení; voda i povrch dna jsou tedy trvale prokysličený. Takový stav je typický pro velmi čistá severská jezera, tzv. lobeliová jezera s rody *Littorella*, *Lobelia*, *Isoëtes*. U nás se zachovaly oligotrofní nádrže jen výjimečně v horních částech převážně lesních povodí. Nicméně historická data potvrzují výskyt těchto společenstev na rybnících na konci 19. Století (Hejný a Husák 1978).

Zooplankton bývá chudý, především v pelagiálu nádrže. Díky absenci fytoplanktonu a nedostatku živin bývají druhy velkých filtrujících perlooček, jako jsou *Daphnia magna*, či *D. pulicaria* zaznamenány vzácně (Frič 1872; Kafka 1891).

---

### 2.1.2 DLOUHODOBÉ OLIGOTROFNÍ AŽ MESOTROFNÍ STADIUM

---

Vyšší obsah živin, eutrofizace, stimuluje zvýšení primární produkce a následně vyvolává změny v abundanci a druhovém složení primárních producentů (Alexander et al. 2017). Průhlednost vody dosahuje 2 metry i více a rostlinná biomasa je rovnoměrně rozmístěna od vodní hladiny ke dnu. Druhová rozmanitost nárostů (perifytonu) na makrofytech a podobně rozmanitost bentosu v blízkosti jejich kořenů je též vysoká.

Koncentrace živin ve vodě zůstává nízká během celé sezóny a rozvoj planktonních řas je limitován nedostatkem živin. Koncentrace kyslíku ve vodě se přibližně rovná hladině nasycení vzduchem a nedochází k výrazným rozdílům mezi koncentracemi ve dne a v noci ani od hladiny ke dnu (Pokorný, Květ 2003).

V tomto stadiu jsou živiny vázány v rostlinné biomase, ve vodě je živin málo, takže produkce rostlin je omezena nedostatkem živin ve vodě (Phillips 2005). V současné době jsou vodní nádrže tohoto typu u nás vzácné, ale koncem 19. století se většina rybníků podobala současným mělkým mezotrofním a mírně dystrofním jezerům, jaká jsou např. v severovýchodním Německu (Mathes et al. 2003) nebo ve Skandinávii (Simola, Arvola 2005).

Například Frič (1872) popisuje malé počty pelagiálních druhů (*Diaphanosoma*, *Holopedium*, *Daphnia longispina*, *Bosmina longirostris*). Hellich (1878) již popisuje většinu (více než 80%) našich dnes známých druhů perlooček. Strukturu zooplanktonu

lze dále odhadnout například z práce Kafky (1891), který se zabýval sledováním rybníční „zvířeny“ v letech 1884-1890.

### 2.1.3 POČÁTEČNÍ STADIUM PROGRESIVNÍ EUTROFIZACE

Přísun živin do nádrže a jejich akumulace přirozenou cestou, bez vlivu člověka, popisuje na příkladu prerijních jezer (Barica 1981) nebo v aluviálních tůních (Pechar et al. 1996). Následná reakce vodního ekosystému je shodná s antropogenní eutrofizací. Vyšší přísun živin do rybníků způsobený jak přímou aplikací organických i minerálních hnojiv, tak vodou stékající ze zemědělských ploch i bodových zdrojů znečištění, vyvolává bujný růst makrofyt a jejich porosty houstnou. Biomasa rostlin se hromadí při vodní hladině a stíní hlubší vodu. Průhlednost vody se snižuje a dokonce i v nádržích mělčích než 1 metr nemusí intenzita slunečního záření pronikající na dno dostačovat pro fotosyntézu. Zatímco u hladiny převládá fotosyntéza, u dna převládá respirace. Během dne, pokud nedochází k promíchávání vodního sloupce vzhledem k teplotním rozdílům mezi vodní hladinou (voda teplejší) a dnem (voda studenější), se vyvíjí gradienty koncentrace kyslíku a hodnot pH.

S pokračujícím přísunem živin se zmenšuje druhová rozmanitost vodních rostlin, avšak biomasa jejich porostů narůstá. Toto stádium je též charakteristické masovým rozvojem perifytonu, který potlačuje růst některých makrofyt. Rychlost dýchání celého společenství je vyšší než u předcházejících stádií, a proto u dna často vzniká nedostatek kyslíku. Rychlý rozklad organické hmoty u dna je příčinou nízkých koncentrací kyslíku a uvolňování živin ze sedimentu. Vnitřní přísun živin ze sedimentu do vodní nádrže začíná hrát důležitou roli. Pokud je přítomná dostatečně silná rybí obsádka, která omezí velké druhy filtrujícího zooplanktonu (perlooček) dochází k rozvoji vegetačního zákalu, který je způsobený nárůstem biomasy fytoplanktonu. To znamená snížení průhlednosti vody a omezení ponořené vegetace (Pokorný et al. 1993). Vliv narůstající biomasy fytoplanktonu na ponořenou vegetaci popsal (Balls et al. 1989). Důsledky pro vertikální zonaci v koncentracích rozpuštěného kyslíku a v pH jsou však stejné.

Z nádrží podobného typu jsou již popisovány běžně se vyskytující druhy všech základních skupin zooplanktonu *Cladocera*, *Copepoda*, *Rotifera*. Značné množství živin zapříčiňuje nárůst biomasy fytoplanktonu, na který se přirozeně potravně orientují velké druhy filtrujících perlooček. Běžně jsou popisovány (Bayer, Bajkov 1929; Losos, Heteša 1971) pelagiální rybníční druhy, které nalzáme i dnes: *Daphnia magna*,

*D. galeata*, *Moina*, *Acanthocyclops robustus*, *Cyclops strenuus*, rod *Brachionus*, *Kellicottia* či *Keratella*. Rybníky, které odpovídají těmto charakteristikám, popisují práce z první poloviny 20. Století (Jírovec 1937; Jírovec, Jírovcová 1938; Nováček 1941)

#### **2.1.4 EUTROFNÍ AŽ HYPERTROFNÍ STÁDIUM**

Velký přísun živin a jejich dostupnost akceleruje primární produkci jak vyšších rostlin, tak fytoplanktonu, případně fyto bentonu, která dosahuje horního limitu fyziologických možností (Boston et al. 1989). V takové situaci rostliny konkurují o světlo a oxid uhličitý. Makrofyta jsou velmi často přerůstána rychle rostoucími vláknitými řasami, které zvyšují pH k hodnotám až 11. Jindy převládnu okřehky, které zcela zastíní vodní sloupec. Typické jsou husté porosty stolítku, které na podzim po odumření klesají ke dnu a mělké nádrže se rychle zazemňují.

V podmínkách vysokého přísunu živin hraje rybí obsádka klíčovou roli jak pro rozvoj vodní vegetace, tak pro celou rybníční biocenózu. Nižší rybí obsádka (sezónní průměrná biomasa okolo 350kg/ha) nedokáže eliminovat velké dafnie. Vysoký predanční tlak perlooček rodu *Daphnia* brání růstu řas a průhlednost vody je i přes značný obsah živin vysoká. Dobré světelné podmínky potom umožňují rozvoj makrofyt a může tak dojít k tzv. zdánlivé "oligotrofii": živiny jsou vázány v biomase makrofyt a koncentrace živin ve vodě je poměrně nízká. Přestože externí zátěž živinami je vysoká, makrofyta jsou schopna živiny využít a vázat v biomase. Hrozí ovšem náhlé uvolnění živin po odumření makrofyt na podzim (Pokorný et al. 2002). Vysoká rybí obsádka vyžíráním tlakem eliminuje velký filtrující zooplankton (perloočky rodu *Daphnia*) a nastává intenzivní rozvoj fytoplanktonu. S tím souvisí také změny v kvalitě rybníční vody, a distribuci živin, tj. sloučení a forem dusíku a fosforu (Všetičková et al. 2012). Těžší ryba navíc omezuje růst kořenujících makrofyt i mechanicky, rytím ve dně a zvyšuje tak i anorganický zákal (Adámek, Maršálek 2013). Maximální biomasa fytoplanktonu je zaznamenána zpravidla v druhé polovině léta, kdy velmi často sinice tvoří vodní květ (Pechar 2000).

## **2.2 FORMOVÁNÍ PLANKTONNÍCH SKUPIN**

Naprostá většina rybníčních společenstev, zooplankton a fytoplankton nevyjímaje, má původ v aluviálních tůních, které se vyskytovaly podél řek. V důsledku rychlých změn prostředí, například kolísání hladiny až vysychání, změna v hydrochemických parametrech, střídání aerobních a anaerobních podmínek se u těchto společenstev



vyvinula řada strategií jak přežít v rychle se měnících podmínkách. Jako nejpodstatnější lze vyzdvihnout rychlé rozmnožovací cykly, schopnost tvarových adaptací či vytváření trvalých spor a vajíček, schopných přečkat mnoho let v nepříznivých podmínkách. Například u perlooček je popisováno, že velkou část své energie věnují právě do procesu rozmnožování (Clare 2018).

Vlastnosti, které planktonní organismy získaly během vývoje v periodických tůních a slepých ramenech řek, jako nejstarších biotopech stojatých vod, se uplatňují v současnosti při formování společenstev jezer, nádrží a rybníků (Hrbáček et al. 1994; Pechar et al. 1996). Data z limnologického výzkumu různých typů vodních nádrží byla v 80. letech minulého století shrnuta do tzv. PEG Modelu (Sommer et al. 1986), který byl v posledních letech modifikován (Pickett, McDonnell 1989; Czárán, Bartha 1992) a předkládá hlavní scénáře sezónní dynamiky planktonních společenstev.

Výskyt jednotlivých společenstev je v první řadě podmíněn fyzikálně-chemickými parametry vody. Například ve vodách s dostatečným množstvím křemíku budou ve fytoplanktonu zpravidla dominovat rozsivky, tam kde je vyvážený poměr C:N:P (Redfield 1934) budou pravděpodobně převládat chlorokokální řasy a v podmínkách, kde bude nedostatek dusíku, niku obsadí sinice, které dokáží přijímat rozpuštěný plynný N<sub>2</sub> (Reynolds 2006). V návaznosti na typy převládajícího fytoplanktonu se bude formovat i zooplanktonní společenstvo. Řada druhů je dravých a převládá v situacích, kdy například filtrující perloočky a ostatní herbivorní taxony zooplanktonu nemají v prostředí dostatek potravy v podobě fytoplanktonu. Buďto z důvodu jeho naprostého potlačení žraním zooplanktonem nebo z důvodu nevhodného velikostního a druhového složení, například rody *Anabaena* či *Volvox*. V takovémto prostředí jsou běžně nacházeny zmiňované dravé druhy perlooček, jako je *Leptodora kindtii* nebo *Diaphanosoma brachyurum*. Naopak v prostředí s dostatečným a dlouhodobým výskytem chlorokokálních řas dochází k rozvoji filtrujících planktonních společenstev, zejména dafnií. Popisované principy se odehrávají v podmínkách bez výskytu vyšších predátorů, konzumujících tato společenstva, tj. bez ryb. Ryby ve vodním prostředí sehrávají klíčovou roli ve formování planktonních společenstev a lze je oprávněně považovat za hlavní determinující faktor. Na tyto mechanismy upozorňoval již Hrbáček et al. (1961) v 60. letech minulého století. Mnohá pozorování a ověřování dala vzniknout, dnes již, nejen vědeckou obcí přijímanou teorii, tzv. Top-Down regulace (Carpenter, Kitchell 1993).

### 2.3 ROLE DAFNIOVÉHO ZOOPLANKTONU

Dafniový zooplankton je významnou skupinou filtrátorů v mnoha typech sladkých vod (cf. Naumann 1921; Scheffer 1998; Čížková et al. 2017). Dafnie dokáží svojí filtrační činností efektivně eliminovat ve vodě přítomný fytoplankton, bičíkovce, nálevníky a bakterie a obecně částice do velikosti přibližně 50 $\mu$ m (Brooks a Dodson 1965; Jürgens 1994; Gliwicz 2004; Dieter 2005). Jedinec *Daphnia magna* prefiltruje za den cca 0,5L vody. Při průměrné koncentraci 60 jedinců *D. magna* na 1L, dokáže takováto populace redukovat zmiňované částice až téměř ze 40 % (Pau et al. 2013). Díky těmto vlastnostem se stále více prohlubuje důležitost dafniového zooplanktonu. Ukazuje se, že jejich filtrační aktivitu společně s rychlou reprodukční schopností lze účinně využívat při optimalizaci vodního prostředí. Například na přírodních koupalištích (Maršálek 2008; Šimečková, Večeřová 2008; Bruns 2013) nebo v terciárním stupni čištění odpadních vod (Serra et al. 2018).

Z hlediska vývoje kvality vody v nádržích rybníčního typu je však zásadní jejich pozice v mechanismu Top-Down regulace fytoplanktonu. Ačkoliv je tento princip popisován i u velikostně menších struktur zooplanktonu (Jeppesen et al. 1990), významné snižování biomasy fytoplanktonu prokazatelně zapříčiňuje pouze přítomnost velkých perlooček (Hrbáček et al. 1961; Burns 1969; Pace 1984; Berg et al. 1997). To koresponduje se zjištěním například Komárkové et al. (1995), kteří ve své práci popisují situaci z údolní nádrže Římov. Po optimalizaci rybí obsádky došlo k nárůstu biomasy středně velkého druhu perloočky *Daphnia galeata*. Její následná opakovaná přítomnost v několika po sobě jdoucích sezónách však neměla zásadní vliv na množství fytoplanktonu.

V podmínkách s filtračně efektivní přítomností velkého dafniového zooplanktonu dochází v nádržích k tzv. fázi čisté vody, obvykle probíhající v jarním až časně letním období (Fott et al. 1980; Talling 2003). Primární producenti jsou perloočkami vyfiltrováni, vegetační zákal vody mizí (Lampert et al. 1986; Carpenter et al. 1993). V eutrofních nádržích bývá tato perioda doprovázena výrazným úbytkem rozpuštěného kyslíku ve vodě právě v důsledku absence fotosynteticky aktivních organismů (Hartmut, Nixdorf 1991).

Neméně významná je role potravní. Jinými slovy, dafniový zooplankton je důležitou přirozenou potravní složkou pro vyšší články v potravním řetězci. Přítomnost

dafniového zooplanktonu je důležitým předpokladem pro produkci ryb a v mnoha případech bývá jejich rozvoj a přítomnost řízeně iniciován z důvodu optimální stravitelnosti předkládaných krmiv a vyrovnaného poměru mastných kyselin (Mráz et al. 2012; Hlaváč et al. 2016).

Jako nenahraditelný článek potravního řetězce je tato skupina živočichů právem řazena do klíčových společenstev, které mnohdy určují charakter vodního prostředí. V podmínkách vysoké trofie, vysokých obsádek ryb a celkové změny fungování krajiny nastávají, již pravidelně, situace s naprostou absencí tohoto potravního článku ve vodním prostředí (Baxa 2010). Absence takovéto skupiny živočichů logicky vyvolává, zejména v podmínkách nádrží rybníčního charakteru, kauzální změny v prostředí (Pechar 1995; 2000; Potuzak et al. 2007).

### 3 VYMEZENÍ LOKALIT, ŘEŠENÉ PROBLÉMY NA LOKALITÁCH

Současná situace v silně eutrofních vodních ekosystémech – rybnících byla sledována na velkém spektru rybníčních lokalit. Jedná se o různé typy rybníků (plůdkové, výtažníky i hlavní produkční rybníky), náležící do různých rybníčních soustav na Třeboňsku. Z hlediska hydrochemických a hydrobiologických parametrů se jedná o nádrže, na kterých panují různé situace, dané vlivem povodí, ale z hlediska míry eutrofizace jsou většinou srovnatelné (Pechar et al. 2002).

Do souboru hodnocených lokalit byly dále zařazeny i jiné typy nádrží, na kterých lze předpokládat, od „běžných“ rybníků odlišné, či žádné rybářské hospodaření (tj. vyloučení predačního tlaku ryb) i jinou úroveň živin a celkového chemismu vody.

Porovnání těchto lokalit by mělo přispět k lepšímu pochopení, proč nastala změna jak ve složení tak fungování rybníčního zooplanktonu, tak situací, ve kterých Top-Down regulace zooplanktonu funguje a v jakých situacích je tento mechanismus modifikován.

#### 3.1 RYBNÍK ROD

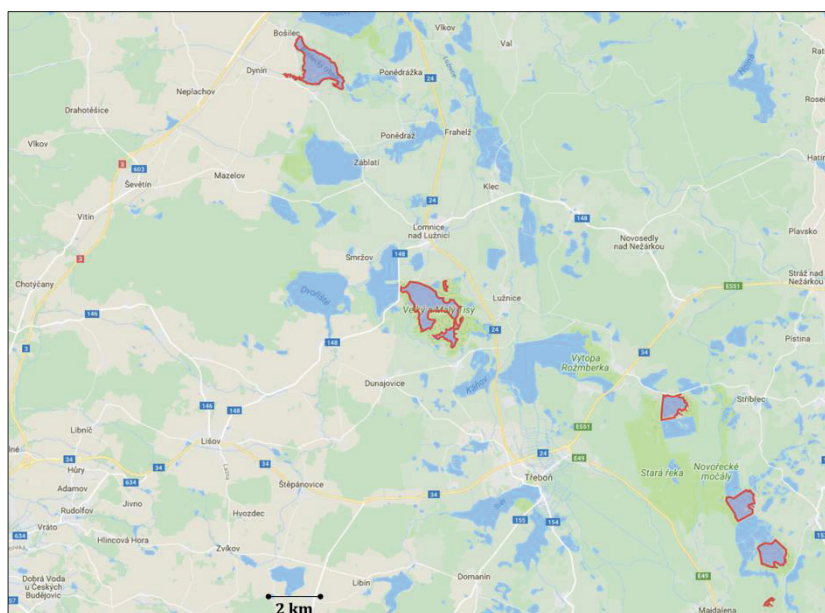
Rybník Rod (Obr. 1) je součástí Nadějské rybníční soustavy v k. ú. Lomnice nad Lužnicí a v současné době je důležitou ornitologickou lokalitou. Proto na rybníce probíhají zásadní managementová opatření - omezení rybní, zejména kapří, obsádky. Od roku 2014 se tak na rybníku střídají sezóny s nízkou (cca 150 kg/ha) nebo žádnou obsádkou kapra. Data využitá v této práci jsou z let 2012 a 2014-2017. Díky dlouholetému monitoringu je rybník Rod i významná referenční lokalita.



Obr. 1 - Poloha, tvar a výměra rybníka Rod (zdroj: Mapy.cz)

### 3.2 RYBNÍKY CHKO (BOŠILECKÝ, MALÝ DUBOVEC, NOVÝ VDOVEC, PODSEDEK, STARÉ JEZERO, VELKÝ TISÝ A VIZÍR)

Správa CHKO Třeboňsko navrhuje a stanovuje managementová opatření na vybraných rybníčních lokalitách spadající do I. nebo II. zóny na území chráněné krajinné oblasti. V letech 2008 až 2011 byl proveden zakázkový monitoring na 7 rybnících (Obr. 2), s cílem popsat hydrochemické charakteristiky a podchytit vývoj planktonních společenstev zejména z hlediska výskytu hrubého dafniového zooplanktonu.



Obr. 2 - Poloha a tvar rybníků (zdroj: Mapy.cz)

### 3.3 EXPERIMENTÁLNÍ RYBNÍKY (HORÁK, FIŠMISTR, BAŠTÝŘ A PĚŠÁK)

Malé rybníčky v k. ú. Lomnice nad Lužnicí (Obr. 3), sloužící v posledních 15 letech zpravidla k experimentálnímu chovu ryb Rybářstvím Třeboň, a.s. a k doprovodným výzkumným aktivitám. Běžně se na těchto rybnících provádí pokusy zaměřené na kvalitu a množství předkládaných krmiv. Jedná se o systém rybníků napájených z rybníka Rod. Společně s tímto rybníkem vytváří důležitý funkční celek v CHKO Třeboňsko.



**Obr. 3** - Poloha, tvar a výměra experimentálních rybníků (zdroj: Mapy.cz)

### 3.4 PLOŠNÝ SCREENING RYBNÍKŮ V ROCE 2012

Součástí řešených projektů v rámci Operačního programu rybníkářství „Komplexní systém kontroly kvality rybníčních nádrží – klíčový nástroj pro efektivní produkci ryb“ registrační číslo: CZ.1.25/3.4.00/11.00387 a „Identifikace a eliminace rizik kyslíkových deficitů“ registrační číslo: CZ.1.25/3.4.00/13.00445 byl v letech 2012 a 2014 proveden monitoring více jak 40 ti rybníčních lokalit v Třeboňské pánvi s různým stupněm rybníkářského hospodaření. Výměra rybníků byla od 4 do 480 ha. Zejména v roce 2012 byl, na základě komplexního hydrobiologického a hydrochemického vzorkování více jak 40 rybníčních lokalit (Tabulka 1), testován postup jak kategorizovat aktuálně fungující rybníky dle jejich kvalitativních ukazatelů.



Tabulka 1 - Přehled monitorovaných lokalit v roce 2012

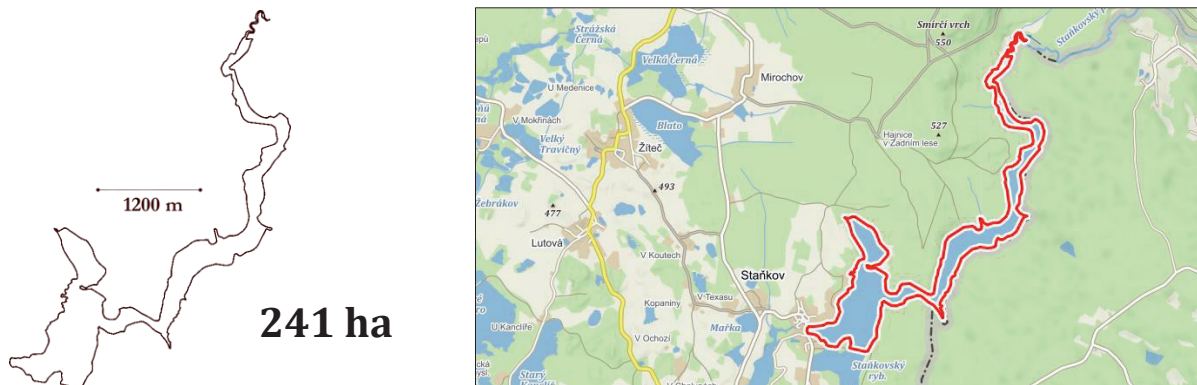
Rybník	Parcelní číslo	Katastrální území	Vodní plocha (ha)	Objem (tis. m <sup>3</sup> )
Stavidlo Ovčín	710/1	Branná	4,1	31
Ruda	1730/1	Kojákovice	78	960
Opatovický	503/1	Domanín	149	1920
Čirkvičný	1584	Domanín	17	126
Svět	1989/1	Třeboň	201	3320
Spolský	618/1	Libín	120	2600
Výskok	981	Slavošovice	57	810
Purkrabský	1649/17	Chlum u Třeboně	34	459
Zájezdek	973	Chlum u Třeboně	5	30
Točník	1624/1	Chlum u Třeboně	13,5	151
Staňkovský	212/12	Staňkov	241	6330
Hejtman	1247/1	Chlum u Třeboně	78	1461
Velká Černá	182/1	Mirochov	54	640
Starý Hospodář	317/1	Lutová	61	575
Podsedeck	577/5	Stříbřec	81,7	1220
Vizír	464/1	Hamr	7	55
Staré Jezero	354	Lutová	75	310
Vyšehrad	253/1	Holičky	25,8	190
Ženich	243/1	Holičky	75	310
Nový Vdovec	238/1	Holičky	75	420
Starý Vdovec	65/1	Stará Hlína	35,3	205
Koclířov	964	Smržov	192	1950
Velký Tisý	808/1	Lomnice nad L.	227,1	3500
Velký Dubovec	929	Lomnice nad L.	8	79
Malý Tisý-velké loviště	957/1	Přesecka	23,2	156
Služebný	747/1	Lomnice nad L.	27	180
Rod	878/1	Val	21,8	115
Naděje	73/1	Klec	70	737
Víra	91/2	Klec	14,2	117
Láska	92/1	Klec	16	98
Dobrá Vůle	101/12	Klec	25	149
Klec	325/50	Klec	64	570
Potěšil	325/2	Klec	64	780
Ponědražský	1029/1, 261/1	Ponědraž, Záblatí	120	1280
Horusický	2956, 1430	Horusice, Bošilec	415	4000
Dubenský	462/1	Ševětín	6,1	50
Nový u Frahelže	144/1	Frahelž	14	197
Verfle	1812/1	Břilice	20	160
Starý u Břilic	1953/1	Třeboň	14	72
Břilický	1923/1	Třeboň	24,5	120
Kaňov	723/1	Přesecka	150	1500
Stružky	1760/1	Břilice	3,8	30
Rožmberk	461/2, 461/44	Stará Hlína	480	4900

### 3.5 RYBNÍK STAŇKOVSKÝ

Hraniční rekreační rybník s Rakouskem v k. ú. Staňkov (Obr. 4). Typickým rysem je kaňonovitý protáhlý tvar nádrže, který se svými vlastnostmi podobá více přehradním nádržím.

Rybník není vystaven tradičnímu způsobu hospodaření, tj. neprovádí se krmení ani hnojení. Využíván je jako nádrž pro rekreační účely a sportovní rybolov. Okolí rybníka

tvoří zalesněná krajina. Nádrž měla na počátku století spíše mezotrofní až slabě eutrofní charakter. Nyní se projevuje silná eutrofizace – masivní rozvoj vodního květu sinic a zápach po sirovodíku.



*Obr. 4 - Poloha, tvar a výměra rybníka Staňkovský (zdroj: Mapy.cz)*

### **3.6 TECHNOLOGICKÁ NÁDRŽ REZERVO, KOVOHUTĚ PŘÍBRAM**

Mělká nádrž obdélníkovitého tvaru (Obr. 5). Nádrž je nevypustitelná s průměrnou hloubkou cca 80 cm.

Ačkoli se jedná o nádrž bez rybářského hospodaření, sloužící výhradně jako zásobárna technologické vody pro hutní závod v Příbrami, v posledních letech se potýká se silnými projevy eutrofizace, zejména s rozvojem vodního květu sinic. Druhým, neméně podstatným problémem je nadlimitní výskyt fekálních bakterií.

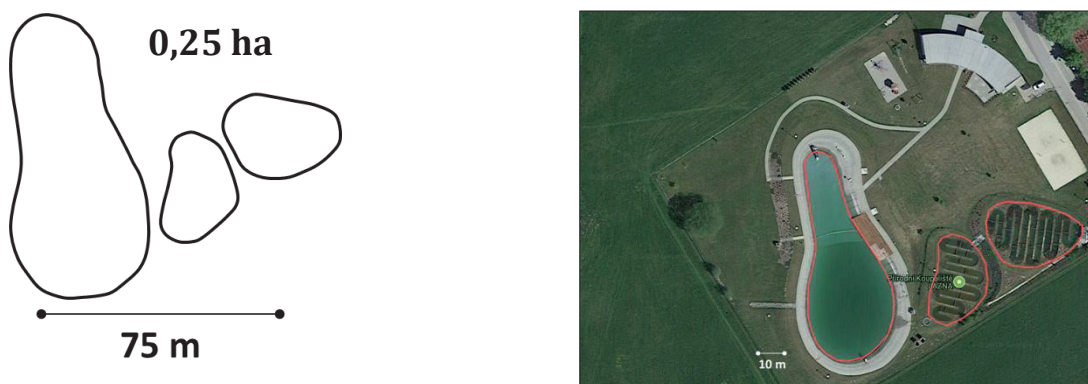


*Obr. 5 - Poloha, tvar a výměra technologické nádrže Rezervo (zdroj: Mapy.cz)*

### 3.7 PŘÍRODNÍ KOUPALIŠTĚ LAZNA V BOROVA NECH

Lazna v Borovanech (Obr. 6) je novodobé uměle vytvořené koupaliště, které v procesu čištění vody využívá biologické přírodní mechanismy. Koupaliště Lazna v k. ú. Borovany bylo vybudováno v roce 2013. Součástí komplexu je jedna koupací/bazénová nádrž a dvě tzv. nádrže regenerační, které slouží pro dočišťování vody. Celý systém je uzavřený, probíhá zde recirkulace vody přes umělé filtry a zmiňované regenerační zóny. Výměra bazénu je cca 2500 m<sup>2</sup>, celková kubatura vody činí přibližně 3500 m<sup>3</sup>.

Zásadní rozdíl v porovnání s předešlými lokalitami je naprostá absence ryb v celém systému koupaliště. Zooplanktonní společenstva se zde mohou vyvíjet bez predančního tlaku ryb. Zároveň se jedná o vysoce eutrofní až hypertrofní vody, zejména v letním období, kdy v důsledku velkého množství koupajících osob se hodnoty důležitých parametrů (TP, chlorofyl-*a*, průhlednost) vymykají průměrným hodnotám z rybníčních lokalit.



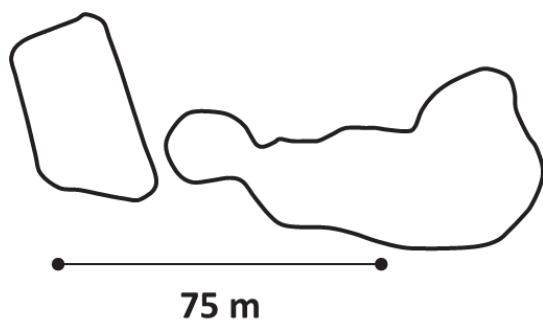
Obr. 6 - Poloha, tvar a výměra přírodního koupaliště Lazna (zdroj: Mapy.cz)

### 3.8 PŘÍRODNÍ KOUPALIŠTĚ POHODA V SEZIMOVĚ ÚSTÍ

I na tomto koupališti (Obr. 7) se zooplanktonní společenstva vyvíjí v podmínkách bez rybí obsádky.

Obdobně jako u předešlého koupaliště se jedná o moderní uměle vytvořené koupaliště, které v procesu čištění využívá biologické přírodní mechanismy. Zkušební provoz na Koupališti Pohoda v k. ú. Sezimovo Ústí byl zahájen v roce 2014. Součástí komplexu je jedna koupací/bazénová nádrž a jedna nádrž regenerační. Celý systém je uzavřený,

probíhá zde recirkulace vody přes umělé filtry a regenerační zónu. Výměra bazénu je cca 2300 m<sup>2</sup>, celková kubatura vody činí přibližně 3200 m<sup>3</sup>.



**Obr. 7** - Poloha, tvar a výměra přírodního koupaliště Pohoda (zdroj: Mapy.cz)

## 4 MATERIÁL A METODY

### 4.1 INTERVALY ODBĚRŮ A MNOŽSTVÍ VZORKŮ ZOOPLANKTONU

Od roku 2008 do roku 2017 včetně, bylo ovzorkováno celkem 62 nádrží a odebráno celkem 787 vzorků (Tabulka 2). Tato čísla zahrnují i lokality z průřezového sledování rybníků třeboňské rybníční soustavy z let 2012 a 2014 v rámci Operačních projektů rybářství.

*Tabulka 2 - Intervaly odběrů a množství vzorků zooplanktonu*

Projekt	Rok	Počet nádrží	Počet vzorků	Interval odběrů
Rod	2008	1	6	4 týdny
Rod	2010	1	3	8 týdnů
Rod	2011	1	3	8 týdnů
Rod	2012	1	12	2 týdny
Rod	2014	1	8	2 týdny
Rod	2015	1	9	2 týdny
Rod	2016	1	10	3 týdny
Rod	2017	1	4	4 týdny
CHKO Rybníky	2008	7	42	4 týdny
CHKO Rybníky	2010	6	18	8 týdnů
CHKO Rybníky	2011	6	17	8 týdnů
CHKO Rybníky	2014	4	31	3 týdny
Experimetnální rybníky	2011	4	20	4 týdny
Experimetnální rybníky	2012	4	26	4 týdny
Plošný screening	2012	46	276	2 týdny
Plošný screening	2014	24	240	3 týdny
Staňkovský	2014	1	7	3 týdny
Staňkovský	2017	1	13	4 týdny
Rezervo	2017	1	7	4 týdny
Lazna	2015	1	6	4 týdny
Lazna	2016	1	19	2 týdny
Lazna	2017	1	3	4 týdny
Pohoda	2017	1	7	2 týdny

---

## **4.2 ODBĚRY VZORKŮ A MĚŘENÍ IN SITU**

---

### **4.2.1 MĚŘENÍ IN SITU, POUŽITÁ ZAŘÍZENÍ**

V terénu byly měřeny základní fyzikálně chemické parametry - teplota, pH, koncentrace rozpuštěného kyslíku, vodivost, barva a průhlednost. Terénní měření byla provedena multimetrem HACH-HQ40 vybaveným optickou sondou pro stanovení koncentrace rozpuštěného kyslíku, v některých případech byla použita multiparametrická sonda YSI 6000. Průhlednost a barva vody byla zjišťována pomocí Seccioho desky s respektováním následujících norem – ČSN EN ISO 7027:2000 a ČSN EN ISO 7887:1996.

---

### **4.2.2 ODBĚR VODY PRO LABORATORNÍ ANALÝZY A FYTOPLANKTONU**

Vzorky vody pro chemickou laboratorní analýzu a pro rozbor fytoplanktonu byly odebírány do 1 L nebo 3 L PE-lahví. Odběr byl prováděn zpravidla v dopoledních hodinách. Odebrané vzorky byly neprodleně transportovány do akreditované laboratoře ENKI, o.p.s. Veškeré aktivity spojené s odběrem vody vychází z ČSN EN ISO 5667 Jakost vod – Odběr vzorků. V akreditované laboratoři ENKI je postup odběru detailně popsán v interním dokumentu SOP (Standardní Operační Postup)-04 Odběr vzorků povrchových vod.

---

### **4.2.3 ODBĚR ZOOPLANKTONU**

Zooplankton byl odebírán planktonní sítí o světlosti ok 80  $\mu\text{m}$  do 100 ml PE lahviček a byl konzervován formaldehydem na výslednou koncentraci asi 4%. Posouzení stavu zooplanktonu bylo provedeno primárně v terénu pomocí průhledné fólie a lupy a dále mikroskopicky v laboratoři.



### 4.3 LABORATORNÍ ANALÝZY A ZPRACOVÁNÍ

#### 4.3.1 FYZIKÁLNĚ CHEMICKÉ PARAMETRY

Fyzikálně – chemická měření, stejně jako laboratorní stanovení garantovala akreditovaná laboratoř ENKI, o.p.s. (Tabulka 3). V metodách a dále v textu jsou použity ustálené zkratky, jejich přehled je uveden v Příloze 10.

*Tabulka 3- měřené parametry a metody stanovení*

<b>Vodivost (konduktivita, kond., <math>\mu\text{S}/\text{cm}</math>)</b>	Je měřena jako elektrický odpor na přístroji WTW Multi 340i a Hach HQ40.
<b>Teplota vody (T, <math>^{\circ}\text{C}</math>)</b>	Je měřena na přístroji WTW Multi 340i a Hach HQ40 teplotní Pt-sondou.
<b>Hodnota pH</b>	Je měřena na přístrojích WTW Multi 340i, Hach HQ40, SCHOTT - TitroLine alpha plus skleněnou elektrodou jako elektrochemický potenciál přímo v místě odběru a poté v laboratoři.
<b>Rozpuštěný kyslík (<math>\text{O}_2</math>, mg/L)</b>	Měří se elektrochemicky Clarkovým Pt čidlem nebo optickou sondou na přístroji WTW Multi 340 a Hach HQ40.
<b>Průhlednost vody (Zs, m)</b>	měří se výška sloupce vody, pod níž lze ještě rozlišit rozdíl mezi černými a bílými kvadranty Secchiho desky
<b>Alkalita (<math>\text{KNK}_{4,5}</math>, mmol/L (meq/L))</b>	Stanovuje se titrací 0,1M kyselinou chlorovodíkovou, s využitím např. automatického titrátoru SCHOTT - TitroLine alpha plus.
<b>Sloučeniny a formy N (mg/L)</b>	Stanovení koncentrací využívá metodu plynové difuze ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ), spektrofotometrické stanovení reakcí dusitanů s naftylethylendiaminem a sulfonilamidem ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) s využitím analytického přístroje FIAstar 5000 Foss-Tecator. TN je stanoven jako dusičnan po mineralizaci s persulfátem při teplotě 150 $^{\circ}\text{C}$ .
<b>Rozpuštěný reaktivní fosfor a formy P (mg/L)</b>	DRP se stanovuje spektrofotometricky fosfomolybdenovým komplexem s využitím průtokové injekční analýzy, FIAstar 5000 Foss-Tecator. TP je stanoven jako DRP po mineralizaci s persulfátem při teplotě 150 $^{\circ}\text{C}$
<b>Chlorofyl-a (Chla, <math>\mu\text{g}/\text{L}</math>)</b>	spektrofotometricky po extrakci zachyceného materiálu na filtru organickým rozpouštědlem (směs 90% aceton:metanol v poměru 5:1) nebo fluorometricky, kdy se měří fluorescence nativního vzorku vody jako emitovaný světelný signál chlorofylu-a v při vlnové délce 680 nm pomocí přístroje Aquafluor <sup>TM</sup> .

### 4.3.2 ZOOPLANKTON

Přesnější stanovení struktury zooplanktonu bylo provedeno mikroskopováním 1 ml rozmíchaného vzorku na podložním skle s kalibrovanou mřížkou. K mikroskopické analýze byl použit mikroskop Olympus CX 21 s digitální kamerou *Lumenera*. Zároveň byly určeny dominantní taxony. K determinaci byly použity následující klíče a materiály: (Fernando 2002; Einslei 1993; Kořínek 2005; Přikryl, Bláha 2007; Šrámek-Hušek et al. 1962; Šrámek-Hušek 1953; Hellich 1878; Koste 1978; Bartoš 1959).

K terénnímu, následně i k mikroskopickému hodnocení zooplanktonu byla použita hodnotící tabulka (Tabulka 4). Tabulka zohledňuje dominance resp. přítomnost základních skupin zooplanktonu a jeho velikostní strukturu. Na základě této klasifikace lze odhadnout stupeň vyžíracího tlaku ryb. Tento postup navazuje na hodnocení dle Fainy (1983), modifikuje a formalizuje strukturu hodnocení s cílem navrhnout vhodný postup provozního posouzení stavu zooplanktonu (přirozené potravy) v rybnících.

**Tabulka 4** – Klasifikace zooplanktonu podle dominantních skupin a velikostní struktury (hodnocení zooplanktonu v produkčních rybnících z hlediska využití přirozené potravy kaprem)

		Planktonní skupiny v objemovém množství více jak 70 %			Stav
		<i>Cladocera</i>	<i>Copepoda</i>	<i>Rotifera</i>	
Velikost	2 a více mm	<b>Cl1</b> hrubý	<b>Co1</b> hrubý		Nízký až nulový vyžírací tlak
	1 – 2 mm	<b>Cl2</b> střední	<b>Co2</b> střední		Střední vyžírací tlak
	0,5 – 1 mm	<b>Cl3</b> drobný	<b>Co3</b> drobný	<b>Ro3</b> drobný	Vysoký (silný) vyžírací tlak
	0,5 mm	<b>Cl4</b> velmi drobný	<b>Co4</b> velmi drobný	<b>Ro4</b> velmi drobný	

#### Legenda:

**Cl1** Dominují velké druhy perlooček, především z rodu *Daphnia* (*D. magna*, *pulicaria*, *pulex*, *longispina*, velké formy *D. galeata*), *Leptodora kindtii*.

**Cl2** Dominují střední druhy perlooček: rod *Daphnia* (*D. galeata*, *cucullata*, *ambigua*, *parvula*), *Diaphanosoma sp.*, *Simocephalus vetulus*.

**Cl3** Dominují menší druhy (formy) perlooček: malé formy *Cl2* + *Ceriodaphnia sp.*, *Bosmina sp.*, neonáty.

**Cl4** Dominují malé druhy perlooček: *Bosminidae*, *Chydoridae*, neonáty.

**Co1** Situace s výskytem velkých druhů vznášivek, typicky *Heterocope sp.*

**Co2** Dominance vznášivek a velkých buchaneček.

**Co3** Dominance buchaneček (např.: *Cyclops vicinus*, *Acanthocyclops trajani*) a posledních kopepoditových stádií.

**Co4** Dominance vývojových stádií - nauplia a kopepoditi.

**Ro3** Větší druhy vířníků - *Asplanchnidae*, *Brachionus calyciflorus*.

**Ro4** Ostatní druhy vířníků - *Brachionus sp.*, *Keratella sp.*, *Polyarthra sp.*, *Hexarthra sp.* atp.

Schopnost velkých druhů perlooček rodu *Daphnia* omezit rozvoj fytoplanktonu je spolehlivě prokázán jak z jezer (Gliwicz 1969; Lampert et al. 1986), přehrad (Hrbáček et al. 1986) tak i rybníků (Kořínek et al. 1987). Ve většině uvedených případů se autoři shodují, že fytoplankton je filtrační aktivitou zooplanktonu omezen, pokud velké dafnie (1 mm a větší) tvoří alespoň 30 % z celkové abundance zooplanktonu. Tomu odpovídají zjištění i z třeboňských rybníků (Pechar 1995; Potužák 2009), kdy v rozmezí frekvence velkých dafnií 30-60 % je vliv zooplanktonu na rozvoj řas významný a koncentrace chlorofylu nepřesahují zpravidla 50 µg/L, při vyšším podílu velkých dafnií (nad 60 %) je rozvoj fytoplanktonu v naprosté většině případů zcela potlačen (koncentrace chlorofylu pod 10 µg/L).

Pro porovnání rybníků mezi sebou, respektive vyjádření vztahu mezi přítomností filtrujících perlooček a jejich schopností efektivně omezit fytoplankton bylo provedeno zjednodušené hodnocení zooplanktonu. Podle těchto dat byly stanoveny tři kategorie:

**D0** – minimální vliv zooplanktonu na fytoplankton, **D1** - vliv zřetelný a **D2** - silný vliv.

Protože přítomnost dafnií rozhodujícím způsobem určuje i velikostní strukturu zooplanktonu, lze těmito kategoriím přiřadit i velikostní charakteristiky, které vychází z následujících vztahů dle Musila (nepublikovaná data, Graf 1-Graf 4).

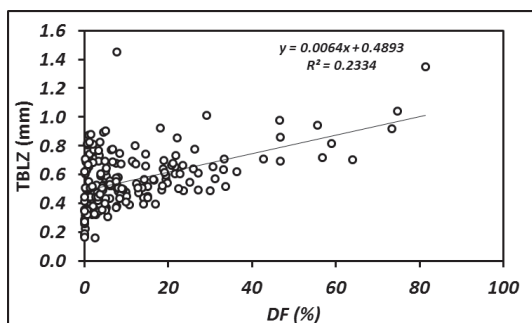
Na základě graficky vyjádřených vztahů lze, přiřazením kódu k jednotlivým vzorkům, relativně spolehlivě charakterizovat zooplanktonní společenstva. Postup jak charakterizovat společenstvo uvádím na příkladech v Box 1.

**Box 1 - Příklady odvození společenstva zooplanktonu**

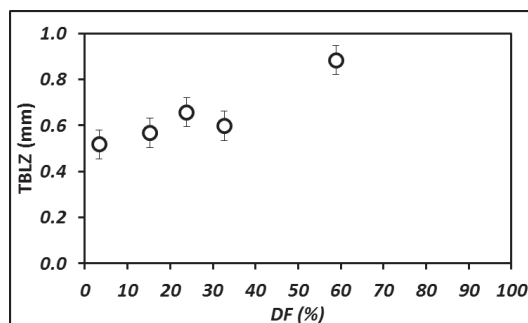
**Příklad 1** - ve vzorku dominují zástupci ze skupiny *Rotifera* a byla zjištěna naprostá absence *Dafnií*. Tomuto vzorku bude v první fázi přiřazen kód Ro3, Ro4 nebo jejich kombinace. Ve druhé fázi bude takovýto vzorek označen D0, neboť ve vzorku nebyli nalezeni žádní efektivní filtrátoři, kteří by potlačili rozvoj fytoplanktonu. Konfrontací s Graf 1 a Graf 2, lze předpokládat, že v takovém společenstvu budou převládat velice malí jedinci, s průměrnou velikostí kolem 0,5mm. Do kategorie D0 spadají i vzorky s označením Cl4, kde dominantu tvoří malé druhy perlooček, většinou *Bosmina longirostris* nebo *Chydorus sphaericus*.

**Příklad 2** - ve vzorku převládají střední druhy perlooček, jejich převaha však není vůči přítomnému buchankovému zooplanktonu výrazná. Takovéto vzorky byly často označovány kombinací kódů Cl2, Cl3, Co3, Co4, Ro3 a vesměs spadají do kategorie D1. Zde již nacházíme dafniový zooplankton s určitou procentuální frekvencí výskytu a z modelových grafů můžeme usuzovat velikostní rozpětí a podíl dafniového společenstva. U takovýchto vzorků lze průměrně předpokládat frekvenci výskytu dafníí kolem 30%. Z Graf 1 lze při této frekvenci odvodit velikostní rozpětí 0,5 - 1,0mm. Následně lze odečíst (Graf 2), že průměrně 30 % dafníí bude větších než 0,7mm.

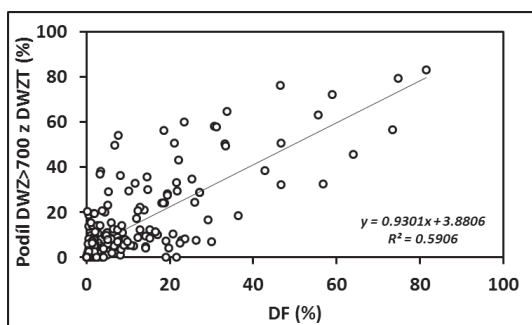
**Příklad 3** - je typickou situací s vysokým podílem velkých druhů perlooček. Kódové označení Cl1 a Cl2 s následným zařazením do kategorie D2. Obdobně jako u příkladu 2, lze z grafů odvodit, že ve vzorku budou dominovat jedinci ve velikosti nad 0,7 mm a budou tvořit v průměru 60 % celkové biomasy.



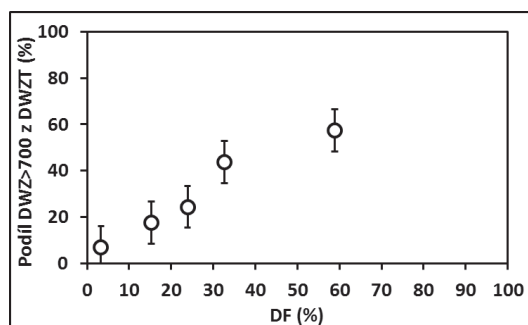
**Graf 1** - Závislost celkové délky těla zooplanktonu (TBLZ) na frekvenci výskytu dafníí (DF)



**Graf 2** - Průměrná celková délka těla zooplanktonu vyjádřená pro definované procentní intervaly ve frekvenci výskytu dafníí



**Graf 3** - Závislost celkové délky těla zooplanktonu (TBLZ) na frekvenci výskytu dafníí (DF) vyjádřená pouze pro velikostní frakci větší než 0,7mm



**Graf 4** - Podíl velkého zooplanktonu pro definované procentní intervaly frekvence výskytu dafníí, jako poměr suché hmotnosti frakce větší než 0.7 mm k celkové hmotnosti

#### 4.4 VYJÁDŘENÍ BIOMASY ZOOPLANKTONU A PŘEPOČET NA SUŠINU

Biomasa zooplanktonu byla stanovena semikvantitativně, ve 100 ml skleněných kalibrovaných válcích po 2 hodinové sedimentaci. U každého vzorku, kde se vyskytoval výhradně zooplankton, byl proveden přímý odečet sedimentovaného množství v ml. Vzorky, u kterých sedimentovanou biomasu tvořila směs zooplanktonu, fytoplanktonu a detritových částic, byly hodnoceny subjektivně, odhadem množství konkrétní frakce. Množství zooplanktonu v ml bylo vztaženo na objem protažené vody planktonní sítí (545 L) a následně vyjádřeno jako biomasa zooplanktonu v g/m<sup>3</sup>.

Pro převedení objemové biomasy zooplanktonu na sušinu byla použita data Musila (nepublikovaná data 2008 - 2011). Na základě měření a vážení více jak 200 vzorků dospěl Musil k následujícím údajům – obsah sušiny u velikostní kategorie zooplanktonu nad 0,7 mm činí 5,7 %, u velikostní kategorie do 0,7 mm činí 11,7 %. Průměrná hodnota sušiny je 8,3 %. Pro vyjádření objemové hmotnosti byl použit vztah: 1ml zooplanktonu = cca 0,5 g čerstvé váhy. Přepočítání na sušinu je uveden v Box 2.

**Box 2 - Příklad přepočtu celkového objemu na sušinu:**

Na rybníku Staré Jezero bylo po 2 h sedimentaci odečteno 16 ml zooplanktonu. Objem protažené vody činí 545 L. Sušina = 1,22 g/m<sup>3</sup>.

$$m_{DW} = \frac{V_i \times 0,5 \times k}{545} \times 1000$$

Kde:

**m<sub>DW</sub>** – sušina vzorku v mg/l

**V<sub>i</sub>** - objem i-tého vzorku získaného 2 h sedimentací v odměrném válci

**0,5** – přepočítání objemu na čerstvou váhu

**k** – konstanta 0,083 (vychází z průměrné hodnoty sušiny 8,3 %)

**545** – objem protažené vody v litrech.

## 4.5 POROVNÁNÍ LOKALIT A HODNOCENÍ VÝSLEDKŮ

### 4.5.1 PLOŠNÝ SCREENING RYBNÍKŮ 2012

Zpracování souboru dat ze sledovaných rybníčních lokalit zahrnovalo hodnocení kvality rybníčních vod a zjednodušené hodnocení zooplanktonu.

Porovnání kvality vody, zejména z hlediska míry eutrofizace bylo založeno na srovnávání odchylek hodnocených parametrů od celkové průměrné hodnoty (Obr. 8). Aby bylo možné tyto odchylky porovnávat, byly odchylky vyjádřeny jako procenta rozdílu mezi aktuální hodnotou parametru a celkovým sezónním průměrem podle vzorce (Baxa et al. 2013) - Box 3:

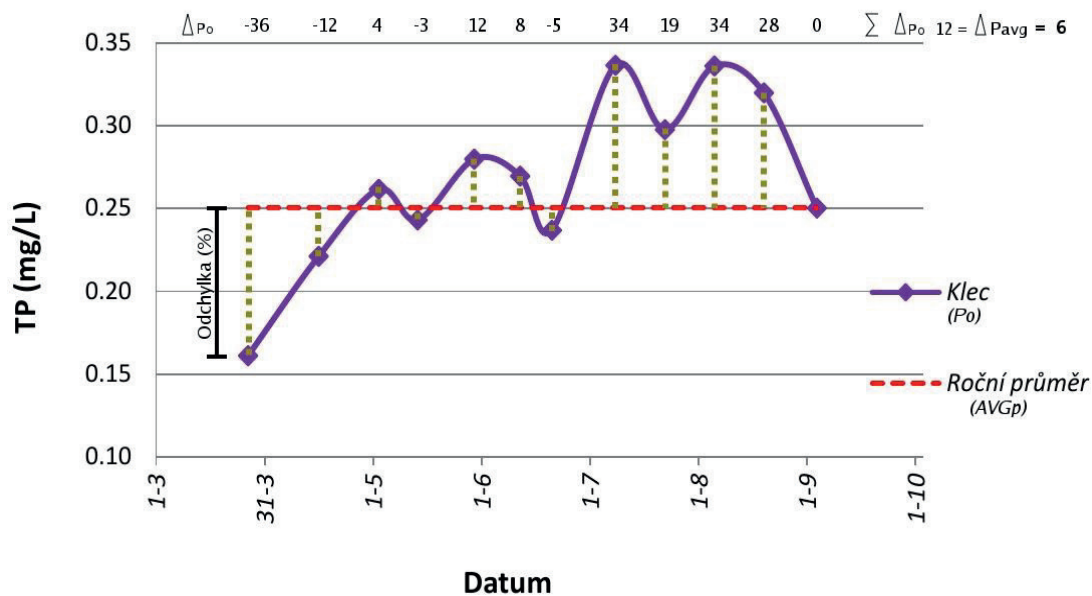
**Box 3**  $\Delta P_o = (P_o / AVGP * 100) - 100$

Kde:

$\Delta P_o$  - odchylka % dané hodnoty parametru od celkového průměru pro daný parametr

$P_o$  - aktuální hodnota parametru při odběru, kde o je pořadí odběru (1-12)

$AVGP$  - hodnota celkového průměru daného parametru (cca z 500 měření, všechny lokality a všechny odběry)



Obr. 8 - Grafické znázornění výpočtu odchylek na příkladu koncentrace TP na rybníku Klec v roce 2012

Jednotlivé odchylky daného parametru  $\Delta P_o$  byly vyhodnoceny na každé lokalitě pro každý odběr a vypočtena jejich průměrná hodnota  $\Delta P_{avg}$ . Průměrná hodnota udává odchylku kvality vody v daném rybníku, která se liší od celkového průměru. Jestli je tento rozdíl (průměrná odchylka v procentech) kladný, znamená to, že daný parametr je vyšší než celkový průměr a naopak je-li rozdíl záporný, jsou hodnoty parametru na sledované lokalitě nižší než průměr celého souboru hodnocených lokalit.

Celkové hodnocení bylo provedeno jako součet  $\Delta P_{avg}$  a označeno jako celkové skóre kvality vody daného rybníka.

Pro celkové hodnocení, stanovení skóre kvality (míry eutrofizace) byly použity parametry pH, saturace vody kyslíkem, amoniakální dusík, rozpuštěný reaktivní fosfor, chlorofyl-*a* a celkový fosfor (Box 4):

**Box 4**

$$S = |\Delta p_{Havg}| + 2*(|\Delta DO_{avg}|) + \Delta NH_{4avg} + \Delta DRP_{avg} + \Delta Chl_{avg} + \Delta TP_{avg}$$

Kde:

**S** ... skóre kvality vody - nejlepší nejnižší hodnota

**|\Delta p<sub>Havg</sub>|** ... absolutní hodnota průměrné odchylky (v %) pH. Odchylka pH jak k vyšším tak k nižším hodnotám představuje riziko nestability rybníčního ekosystému a v obou případech je proto hodnocena kladným číslem tj. jako zhoršení kvality vody.

**|\Delta DO<sub>avg</sub>|** ... absolutní hodnota průměrné odchylky saturace vody kyslíkem (v %). I v tomto případě odchylka jak k přesytení, tak zejména nedostatečná saturace jsou hodnoceny kladným číslem, což znamená rozkolísání kyslíkového režimu a tudíž zhoršení kvality vody. Vzhledem k důležitosti kyslíkového režimu pro rybí obsádku je tento parametr započítán s váhou 2.

**\Delta NH<sub>4avg</sub>, \Delta DRP<sub>avg</sub>, \Delta Chl<sub>avg</sub>, \Delta TP<sub>avg</sub>** ... jednotlivé průměrné odchylky pro NH<sub>4</sub>-N, DRP, chlorofyl-*a* a TP. Odchylky jsou započteny bez úprav, záporné hodnoty vyjadřují lepší stav než je průměr, kladné hodnoty naopak, že daný parametr průměr překračuje.

Sezónní hodnocení zooplanktonu doplnilo úvahy o fungování rybníků jako celku v průběhu celé vegetační sezóny. Podle zjednodušeného hodnocení zooplanktonu v terénu dle kódů bylo možno rybníky rozdělit do tří relativně dobře vymezených skupin.

Skupina 1. **Rybníky se zooplanktonem celoročně prožraným.**

Skupina 2. **Rybníky se zooplanktonem středním až hrubým do poloviny sezóny.**

Skupina 3. **Rybníky se zooplanktonem středním až hrubým celoročně.**



K hodnocení statistické významnosti vlivu období v sezóně a struktury planktonu byla využita multifaktorová analýza variance (MANOVA) pro hladinu významnosti  $p=0,05$ . Podrobnější hodnocení rozdílů bylo testováno Fisherovým LSD testem.

Současně byla sezóna rozdělena do dvou částí - období 1 - začátek sezóny do května a období 2 - od počátku července do konce sezóny. Do hodnocení nebylo zahrnuto období měsíce června, tedy přechodné období ve vztahu k sezónnímu vývoji jednotlivých sledovaných parametrů.

#### **4.5.2 RYBNÍK ROD, CHKO RYBNÍKY, EXPERIMENTÁLNÍ RYBNÍKY, RYBNÍK STAŇKOVSKÝ, TECHNOLOGICKÁ NÁDRŽ REZERVO, PŘÍRODNÍ KOUPALIŠTĚ LAZNA A POHODA**

Výsledková databáze fyzikálně-chemických parametrů a mikroskopicky stanovených kategorií zooplanktonu byla vedena v programu MS EXCEL 2010. Pro strukturování dat byl použit nástroj kontingenční tabulka. Hledání vzájemných vztahů mezi kategoriemi D0 – D2 a jednotlivými parametry vodního prostředí bylo provedeno analýzami „One-way ANOVA“, „Kruskal-Wallis test“ a Column statistics“ v programu GraphPad PRISM 7 (PRISM 1992) s využitím moderního zobrazení dat pomocí tzv. „scatter plot graphs“ (Weissgerber et al. 2015).

U zjištěných taxonů zooplanktonu byl vyjádřen počet pozorování z celkového počtu 271 odebraných vzorků, zároveň počet nálezů u jednotlivých lokalit. U planktonních společenstev je dobře popsán sezónní vývoj v mělkých jezerech (Sommer et al. 1986; Scheffer 1998; Gliwicz 2004). Rybníky se chovají podobě. Proto byla stanovena 3 období v sezóně a následně jako kategorie J, Č a P použita pro porovnání výskytu jednotlivých taxonomických skupin a parametrů vodního prostředí.

- a) Jarní (J) – do 15. 5.
- b) Časně letní (Č) – od 16. 5. do 15. 7.
- c) Pozdně letní (P) – od 16. 7.

Dále bylo zjišťováno, jaká je pozice jednotlivých lokalit vůči sobě v rámci celého sledovaného souboru lokalit. U každé lokality byl stanoven poměr zjištěného počtu taxonů vůči celkovému počtu taxonů, přičemž perloočky byly následně vyhodnoceny zvláště ve třech kategoriích – velké filtrující, střední filtrující, malé a nefiltrující (Tabulka 5).

Přítomnosti efektivních filtrátorů na jednotlivých lokalitách byla vyhodnocena frekvencí výskytu definovaných kategoriemi D0-D1 pro jarní, časně letní a pozdně letní období.

Tabulka 5 - Rozdělení perlooček dle velikosti a filtrační účinnosti

Velké filtrující	Střední filtrující	Malé + nefiltrující
<i>Daphnia longispina</i>	<i>Ceriodaphnia affinis</i>	<i>Alona quadrangularis</i>
<i>Daphnia magna</i>	<i>Ceriodaphnia laticaudata</i>	<i>Alona sp.</i>
<i>Daphnia obtusa</i>	<i>Ceriodaphnia megops</i>	<i>Alonella nana</i>
<i>Daphnia pulex</i>	<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	<i>Bosmina coregoni</i>
<i>Daphnia pulicaria</i>	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	<i>Bosmia longirostris</i>
Hybrid <i>D. galeata</i> , <i>D. longispina</i>	<i>Ceriodaphnia setosa</i>	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>
	<i>Ceriodaphnia sp.</i>	<i>Chidorus sphaericus</i>
	<i>Daphnia ambigua</i>	<i>Leptodora kindtii</i>
	<i>Daphnia atkinsoni</i>	<i>Leydigia leydigi</i>
	<i>Daphnia cucullata</i>	<i>Pleuroxus truncatus</i>
	<i>Daphnia galeata</i>	<i>Polyphemus pediculus</i>
	<i>Daphnia parvula</i>	<i>Scapholeberis mucronata</i>
	<i>Moina micrura</i>	<i>Scapholeberis sp.</i>
	<i>Sida crystallina</i>	

#### 4.6 ANALÝZA A ZPRACOVÁNÍ RYBÁŘSKÝCH HOSPODÁŘSKÝCH DAT Z PLOŠNÉHO SCREENINGU V ROCE 2012

V průběhu sezóny 2012 byla sledována jednotlivá hospodářská opatření – tj. nasazení a výlovy ryb (včetně dosazování a odlovů), režim krmení, hnojení, případně vápnění. K jednotlivým rybníkům byly k dispozici produkční karty, poskytnuté Rybářstvím Třeboň, a.s.

Získaná data umožnila na rybnících definovat výši relativního krmného koeficientu (RKK) a stanovit následující kategorie:

Dle obsádky: **nízká** (do 500 kg/ha), **střední** (500-900 kg/ha), **vysoká** (nad 900 kg/ha).

Dle produkce: **nízká** (do 500 kg/ha), **střední** (500-800 kg/ha), **vysoká** (nad 800 kg/ha).

Hodnocen byl vztah k přiřazenému skóre rybníka dle kvalitativních ukazatelů a vztah ke stavu zooplanktonu z hlediska sezónní přítomnosti dafniového zooplanktonu.

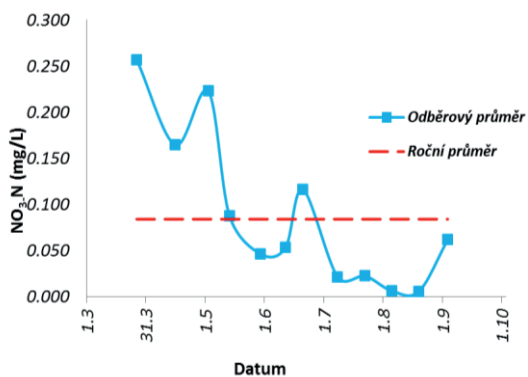
Vybrán byl reprezentativní soubor rybníků, který zahrnoval rybníky hlavní, komorové, plůdkové i výtažníky. Odlišný statut rybníků Staňkovský a Hejtman, které jsou určeny pro sportovní rybaření a rekreační účely, dokumentuje odlišný způsob obhospodařování.

## 5 VÝSLEDKY

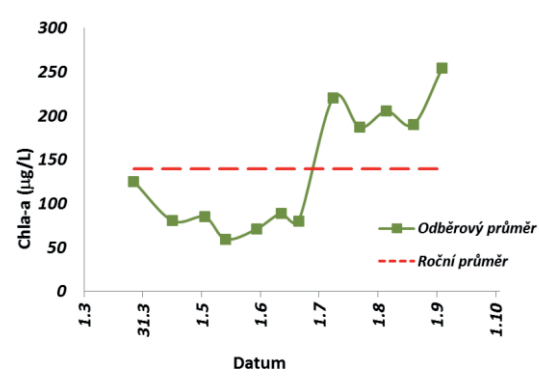
### 5.1 VÝVOJ FYZIKÁLNĚ CHEMICKÝCH PARAMETRŮ V NÁVAZNOSTI NA UKAZATELE TROFIE

#### 5.1.1 CHARAKTERISTIKA SEZÓNY Z PLOŠNÉHO SCREENINGU V ROCE 2012

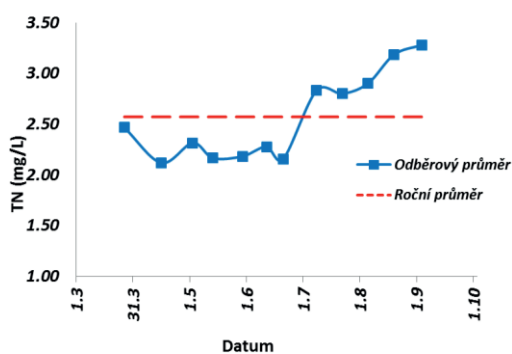
Podrobné sledování 40ti rybníčních lokalit v roce 2012 umožnilo popsat "modelový" sezónní trend klíčových environmentálních parametrů a stavu planktonu. Sezónní trendy uváděné v technické zprávě pilotního projektu (Baxa et al. 2013) ukazují na zřetelný rozdíl monitorovaných parametrů v jarním a letním období.  $\text{NO}_3\text{-N}$  v průběhu sezóny klesá (Graf 5). Koncentrace chlorofylu *a*, TN a TP mají shodně v průběhu sezóny vzrůstající charakter a zhruba od začátku července překračují hodnoty odběrového průměru roční průměr ze všech sledovaných lokalit (Grafy 6, 7, 8).



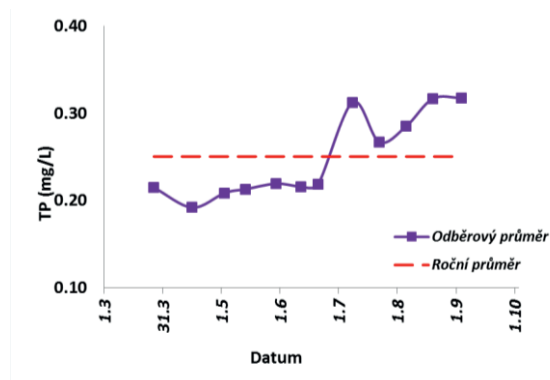
Graf 5 - Sezónní průběh  $\text{NO}_3\text{-N}$  v roce 2012



Graf 6 - Sezónní průběh chlorofylu-a v roce 2012



Graf 7 - Sezónní průběh TN v roce 2012



Graf 8 - Sezónní průběh TP v roce 2012

Bylo provedeno porovnání dat konkrétních parametrů v sezónních kategoriích J, Č a P. Následně se ukázalo, že takovýto způsob hodnocení lze dobře použít pro popis sezónní dynamiky i v případě, kdy nemáme k dispozici tak podrobné sledování jako v roce 2012.

Sezónní trendy budou tedy dále hodnoceny právě jako stav vůči kategoriím J, Č a P.

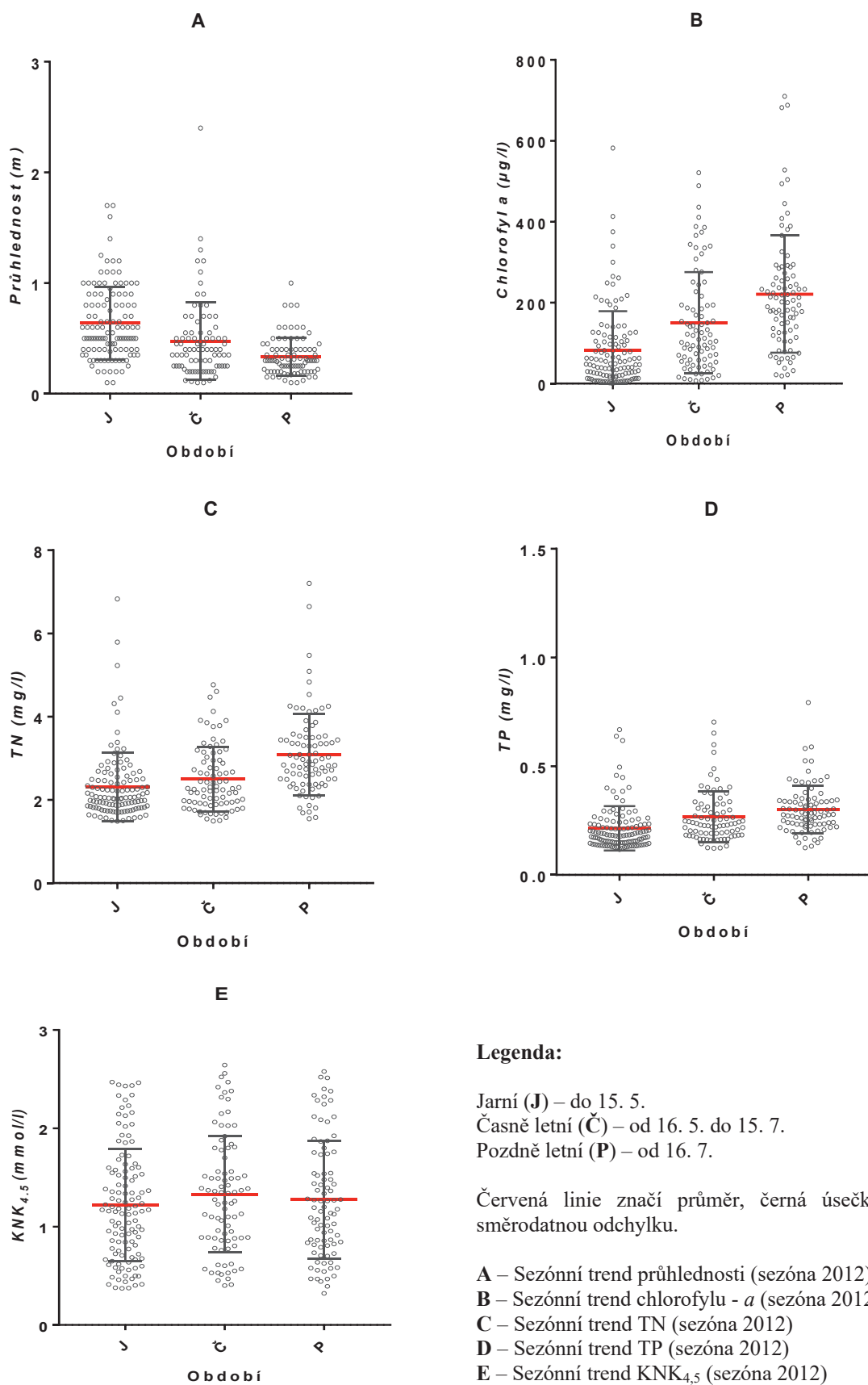
Testovány byly klíčové parametry používané pro hodnocení trofie vody. Do souboru bylo zařazeno 280 hodnot z více jak 40 lokalit. Testovány byly následující hypotézy:

1.  $H_{0(\text{průhlednost})}: \mu_J = \mu_{\check{C}} = \mu_P$
2.  $H_{0(\text{chlorofyl})}: \mu_J = \mu_{\check{C}} = \mu_P$
3.  $H_{0(\text{TN})}: \mu_J = \mu_{\check{C}} = \mu_P$
4.  $H_{0(\text{TP})}: \mu_J = \mu_{\check{C}} = \mu_P$
5.  $H_{0(\text{KNK}_{4,5})}: \mu_J = \mu_{\check{C}} = \mu_P$

Vyjma  $H_{0(\text{KNK}_{4,5})}$  bylo možno stanovené hypotézy, zamítnout na hladině  $p < 0,05$ .

Na základě porovnání dat v průběhu sezóny lze výsledky shrnout takto (Graf 9):

- Průhlednost s postupující sezónou klesá, naopak množství chlorofylu vrůstá.
- Koncentrace TN a TP s postupující sezónou vzrůstají.
- Vysokou variabilitu a neprůkazný trend vykazuje parametr  $\text{KNK}_{4,5}$ .



**Graf 9** - sezónní trendy vybraných ukazatelů za období 2012. Statistická analýza je uvedena v příloze č. 6.

### 5.1.2 CHARAKTERISTIKA OBDOBÍ 2008-2017

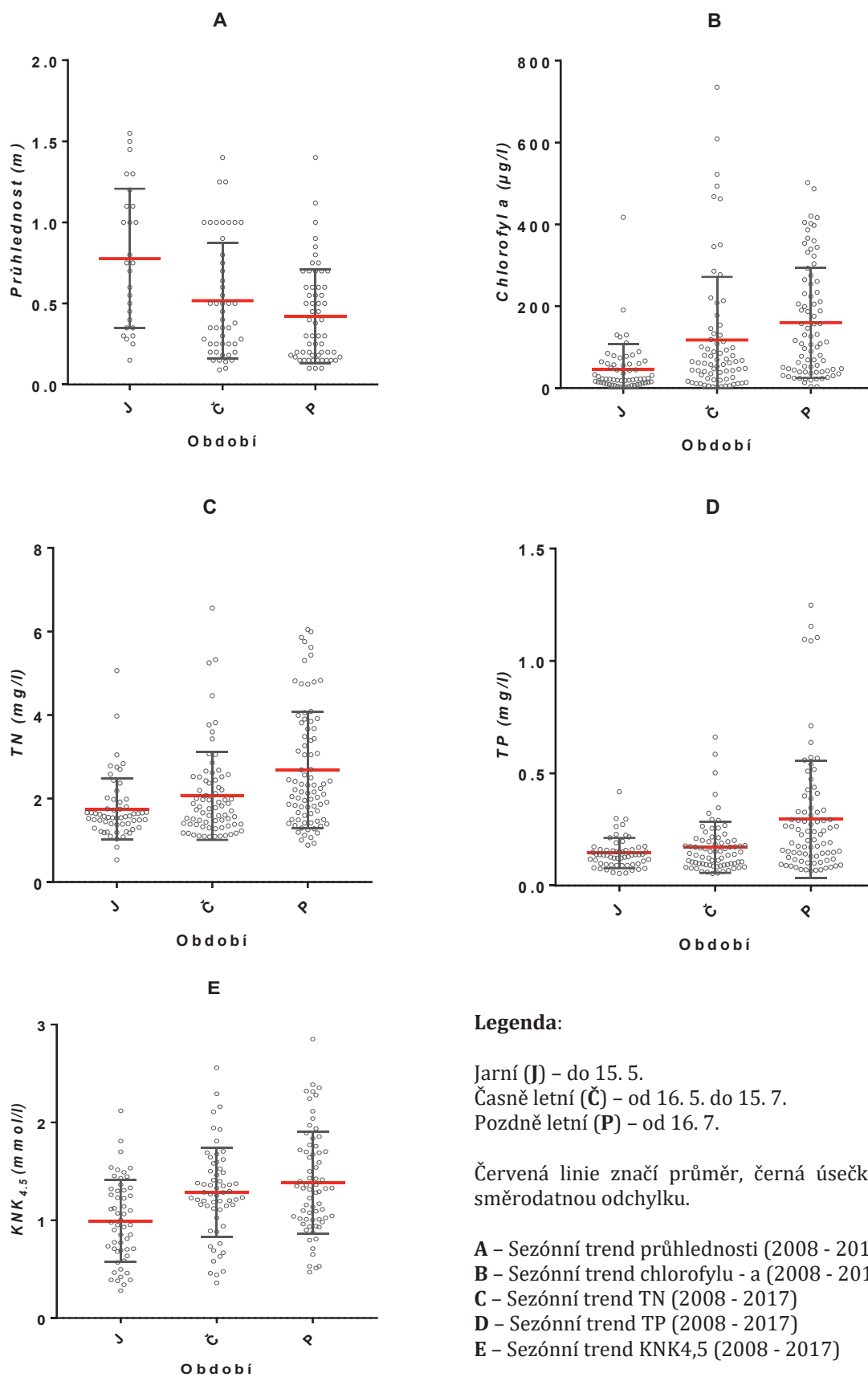
Totožným způsobem byl vyhodnocen soubor dat z výzkumných případových studií z let 2008 – 2017. Ze souboru byla vyloučena data z přírodních koupališť, na kterých jsou prokazatelně, v důsledku řízeného udržování kvality vody, odlišné trendy.

Do souboru bylo zařazeno 234 hodnot, které byly klasifikovány podle fáze sezóny (jaro – J, časné léto – Č a pozdní léto P). Ověřoval jsem stejné hypotézy jako u souboru dat z rybníků. Sezónní trendy analyzované z dat z let 2008 - 2017 jsou velmi podobné sezónním změnám v roce 2012, tj. signifikantní pokles průhlednosti, nárůst koncentrací chlorofylu, TN a TP (Graf 10).

U průhlednosti lze, oproti sezóně 2012, konstatovat, že ačkoliv se v průměru hodnoty obdobně snižují, vykazují vyšší míru variability. Parametr chlorofyl nevykazuje výrazné rozdíly oproti datům z roku 2012 a vykazuje velice obdobné trendy. TN a TP se chová obdobně v porovnání s modelovou sezónou 2012. Jistý, nikoli však výrazný, rozdíl lze vypočítat u průměrných hodnot TN a TP (Tabulka 6). Naproti tomu alkalita v průběhu sezóny prokazatelně narůstá.

**Tabulka 6** – porovnání průměrů TN a TP v sezóně 2012 a období 2008 - 2017

	Jaro (J)	Časné léto (Č)	Pozdní léto (P)
<b>TN</b> <sub>(2012)</sub>	2,32	2,50	3,09
<b>TN</b> <sub>(2008-2017)</sub>	1,75	2,07	2,68
<b>TP</b> <sub>(2012)</sub>	0,21	0,27	0,30
<b>TP</b> <sub>(2008 - 2017)</sub>	0,14	0,17	0,30



**Graf 10** - sezónní trendy vybraných ukazatelů za období 2008-2017.  
 Statistická analýza je uvedena v Příloze 7



## 5.2 KATEGORIZACE RYBNÍKŮ

### 5.2.1 ROZDĚLENÍ RYBNÍKŮ DLE SKÓRE

V sezóně 2012 bylo možno rybníční lokality rozřadit do několika funkčních skupin.

Podle skóre (Tabulka ) lze rybníky rozdělit do tří skupin:

Skupina A: lokality s lepším skóre - s nižší mírou eutrofizace a tudíž lepší kvalitou vody

Skupina B: lokality přibližně průměrné

Skupina C: lokality silně eutrofizované

Tabulka 7 - Klasifikace rybníků podle skóre a kategorií zooplanktonu

Skupina A: skóre do - 60, lepší než průměr	Skupina B: skóre od -60 do +60, průměrné	Skupina C: skóre nad +60, horší než průměr	Skupina 1: celý rok prožráno	Skupina 2: hrubý plankton do půlky sezóny	Skupina 3: hrubý plankton celou sezónu
Hejtman	Potěšil	Staré Jezero	Cirkvičný	Stavidlo Ovčín	Výskok
Staňkovský	Velký Černá	Dubenský	Svět	Ruda	Rod
Rod	Starý u Břilic	Břilický	Purkrabský	Opatovický	Naděje
Zájezek	Točník	Podsedeck	Točník	Spolský	Klec
Nový Vdovec	Purkrabský	Láska	Staňkovský	Zájezek	Potěšil
Starý Spálený	Ruda	Víra	Hejtman	Velká Černá	Horusický
Velký Tisý	Dobrá Vůle	Výskok	Starý Spálený	Starý Hospodář	Starý u Břilic
Naděje	Malý Tisý	Verfle	Ženich	Podsedeck	
Horusický	Rožmberk	Cirkvičný	Koclířov	Vizír	
Opatovický	Klec	Ponědražský	Velký Tisý	Staré Jezero	
Vizír	Stružky	Starý Hospodář	Malý Tisý	Nový Vdovec	
Svět			Láska	Starý Vdovec	
Spolský			Dubenský	Velký Dubovec	
Koclířov			Rožmberk	Služebný	
Velký Dubovec				Víra	
Kaňov				Dobrá Vůle	
Starý Vdovec				Ponědražský	
				Nový u Frahelže	
				Verfle	
				Břilický	
				Kaňov	
				Stružky	

Rybníky seřazené dle skóre jsou uvedeny v příloze č. 1

---

### 5.2.2 ROZDĚLENÍ RYBNÍKŮ DLE STAVU ZOOPLANKTONU

---

#### Skupina 1. **Rybníky se zooplanktonem celoročně prožraným.**

Jedná se o rybníky, kdy ve vzorcích po celou sezónu dominuje zooplankton velikostní kategorie do maximálně 1 mm. Na těchto rybnících na zooplankton zpravidla silně působí přítomná rybí obsádka. Často se může jednat o přítomnost vysoké biomasy nejen kapra, ale i planktonofágních druhů ryb (karas stříbřitý a střevlička východní, plotice obecná), či rybníky na druhém horku. Do této kategorie spadá 33 % sledovaných rybníků (Tabulka 7). Za zmínku stojí rybník Hejtman a Velký Tisý, na kterých byl pozorován nejvyšší vyžírání tlak, až prakticky do naprosté dominance vířníků nejmenších velikostních kategorií na konci července. Za tento stav byla zřejmě odpovědná velmi silná biomasa planktonofágů.

#### Skupina 2. **Rybníky se zooplanktonem středním až hrubým do poloviny sezóny.**

Stav odpovídající rybníkům na prvním horku, jak byl popisován v 2. polovině 20. století (Kořínek et al. 1987). Rybníky spadající do této kategorie mají v zooplanktonu zastoupeny (zpravidla až do konce června, případně poloviny července), skupiny zooplanktonu ve velikostech 1 mm a větší. Často je tato velikostní struktura zooplanktonu v dominantním zastoupení. Na tyto rybníky lze pohlížet jako na optimální, z hlediska dostatku přirozené potravní základny a minimální přítomnosti extrémních, nebezpečných jevů. Do této kategorie spadá 51 % nádrží (Tabulka 7).

#### Skupina 3. **Rybníky se zooplanktonem středním až hrubým celoročně.**

Tato kategorie zahrnuje rybníky s nižší rybí obsádkou bez planktonofágů, případně s obsádkou, která z nějakého důvodu dlouhodoběji nepřijímá potravu (například onemocnění). Díky tomu se můžou v zooplanktonu celoročně vyskytovat velikostní kategorie nad 1 mm. Tento stav je náchylný k přemnožení hrubého dafniového zooplanktonu, který je často spojován s rizikem kyslíkových deficitů. Do této kategorie spadá 16 % sledovaných rybníků (Tabulka 7).

---

### 5.2.3 POROVNÁNÍ LOKALIT DLE SKÓRE A STAVU ZOOPLANKTONU

---

Lze předpokládat vzájemný vztah mezi mírou eutrofizace a strukturou zooplanktonu. U rybníků, jejichž vysoké skóre indikuje vysokou trofii, by se měl zpravidla vyskytovat velmi drobný zooplankton, bez schopnosti potlačit rozvoj fytoplanktonu. Naopak tam,

kde přítomnost velkého filtrujícího zooplanktonu účinně omezuje fytoplankton, by měly být projevy eutrofizace menší. Zároveň by tyto lokality měly mít lepší skóre.

Tato úvaha byla testována vyjádřením početní shody v kombinacích: skupina A, B, C a 1, 2, 3. Lokality ze skupiny A by měly z větší části odpovídat lokalitám ze skupiny 3, lokality zařazené do skupiny B skupině rybníků 2 a lokality ze skupiny C skupině rybníků 1 (Tabulka 7).

Porovnáním bylo zjištěno, že v předpokládaných kombinacích C1, B2 a A3 se lokality shodují vždy pouze ve třech případech (Tabulka 8). Tyto výsledky nepotvrzují v daném rozsahu míru eutrofizace a zřetelný vliv na zooplankton, ani vliv zooplanktonu na její celkové projevy.

**Tabulka 8** - Početní shoda lokalit v daných kombinacích

	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>
<b>1</b>	6	4	3
<b>2</b>	8	3	7
<b>3</b>	3	3	1

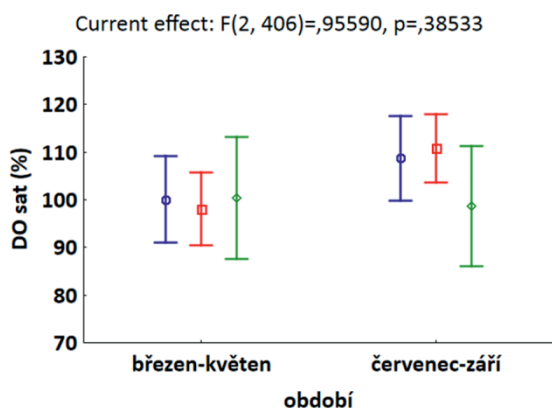
Statistické testování prokazuje pouze rozdíl mezi jarním a letním obdobím, ale nepotvrzuje vliv struktury zooplanktonu na kvalitativní parametry vody.

Nebyly prokázány významné rozdíly v nasycení vody kyslíkem (Graf 11), ale průkazně byl potvrzen nárůst chlorofylu - *a* (Graf 12), spolu s celkovým dusíkem a fosforem (Graf 13, Graf 14). Ve shodě s vyhodnocením sezónního průběhu průměrných hodnot pH v jednotlivých odběrech byl potvrzen i pokles pH (Graf 15). U průměrných koncentrací chlorofylu-*a* je, dle očekávání, výrazný rozdíl mezi oběma obdobími u všech kategorií rybníků. Předpoklad, že v druhé polovině sezóny bude koncentrace chlorofylu-*a* ovlivněna strukturou planktonu se nepotvrdil. Koncentrace chlorofylu-*a* je prakticky stejná jak u rybníků s drobným prožraným zooplanktonem, tak u rybníků, kde byl po celou sezónu přítomný alespoň střední nebo dokonce hrubší zooplankton. Zajímavé je, že v rybnících, kde byl hrubší zooplankton pouze v první polovině roku, došlo po jeho eliminaci k největšímu nárůstu fytoplanktonu. Tato skupina rybníků má v létě statisticky významně vyšší koncentrace chlorofylu-*a*.

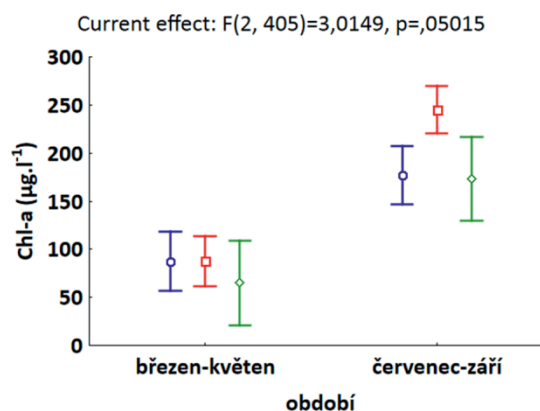
Průměrné koncentrace celkového fosforu a dusíku vykazují obdobný trend, jaký vykazují průměrné koncentrace chlorofylu-*a*. V rámci jarního období nejsou prokazatelné rozdíly mezi rybníky s různou strukturou zooplanktonu, tj. mezi skupinami 1 až 3. V druhé polovině sezóny jsou prokazatelně nejvyšší koncentrace ve skupině rybníků se středním až hrubým zooplanktonem, který byl přítomný v první polovině sezóny.

V případě pH se potvrdil klesající trend hodnot pH. Je to výsledek, který je zdánlivě v rozporu s předpokladem, že vyšší biomasa fytoplanktonu způsobí v létě vyšší hodnoty pH. Zřetelný pokles pH nastal v kategorii rybníků s hrubším zooplanktonem v celé sezóně. Je tak evidentní, že ve všech lokalitách v letním období probíhají velmi intenzivní respirační procesy.

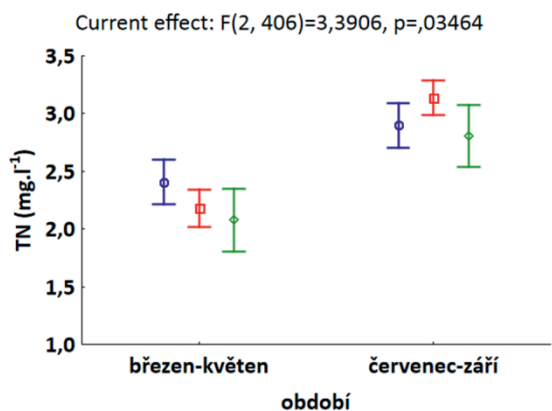
Biomasa fytoplanktonu v letním období není ovlivněna strukturou zooplanktonu tak, jak by se mohlo očekávat. Letní hrubý dafniový zooplankton nemusí být filtračně účinný jako dafniový zooplankton na jaře. Jarní dafniový zooplankton, zvláště v případech výskytu velkých druhů *Daphnia pulicaria* a *Daphnia magna* může filtrační aktivitou eliminovat fytoplankton a dosáhnout tzv. "období čisté vody" (rybníky nenasazené, nebo nasazené na "prvním horku"). V letním hrubém zooplanktonu se častěji objevují menší dafnie (*D. galeata*, *D. longispina*), navíc je letní vrchol rozvoje fytoplanktonu většinou tvořen sinicovým vodním květem. Sinice jsou obecně špatně potravně dostupné pro zooplankton. Regulace fytoplanktonu se tak v létě patrně vymyká top-down regulaci ze strany zooplanktonu. Proto ani přítomné dafnie nejsou schopny účinně filtrovat, a tím vlastně využívat primární produkci. Redukcí tohoto článku v potravní kaskádě se pak primární produkce pouze z malé části promítne do výsledné produkce chovaných ryb.



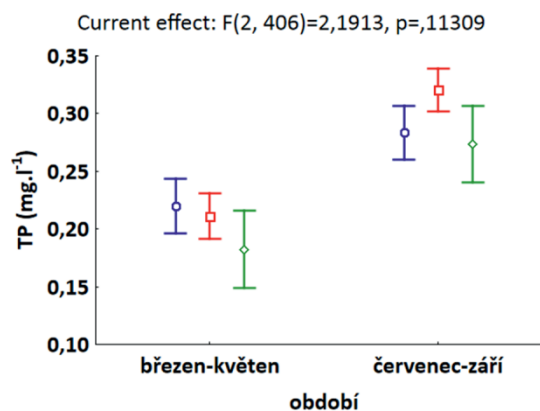
**Graf 11** - Multifaktorová analýza rozdílů mezi průměrnými koncentracemi rozpuštěného kyslíku (DO), mezi třemi kategoriemi rybníků dle struktury zooplanktonu a mezi dvěma obdobími.



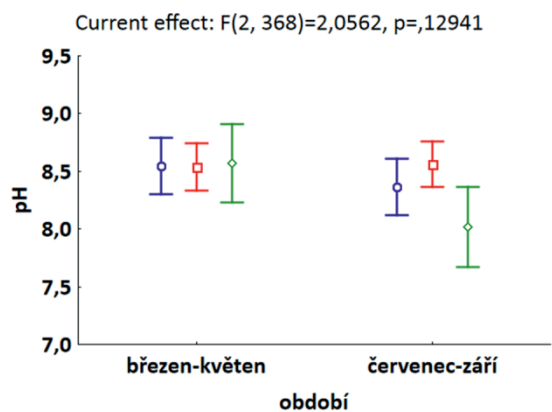
**Graf 12** - Multifaktorová analýza rozdílů mezi průměrnými koncentracemi chlorofylu-a (Chl-a), mezi třemi kategoriemi rybníků dle struktury zooplanktonu a mezi dvěma obdobími.



**Graf 13** - Multifaktorová analýza rozdílů mezi průměrnými koncentracemi celkového dusíku (TN), mezi třemi kategoriemi rybníků dle struktury zooplanktonu a mezi dvěma obdobími.



**Graf 14** - Multifaktorová analýza rozdílů mezi průměrnými koncentracemi celkového fosforu (TP), mezi třemi kategoriemi rybníků dle struktury zooplanktonu a mezi dvěma obdobími.



**Graf 15** - Multifaktorová analýza rozdílů mezi průměrnými koncentracemi pH, mezi třemi kategoriemi rybníků dle struktury zooplanktonu a mezi dvěma obdobími.

Vertikální chybové úsečky značí 95% interval spolehlivosti.

Výsledky statistické analýzy jsou uvedeny v příloze č. 8

### 5.3 SEZÓNÍ VÝVOJ ZOOPLANKTONU DLE KATEGORIÍ D0-D2

#### 5.3.1 VYHODNOCENÍ KATEGORIÍ D0-D2 A SEZÓNÍHO OBDOBÍ J, Č, P

Vliv struktury zooplanktonu byl posuzován podle kritéria potenciálního filtračního tlaku v kategoriích D0 (minimální vliv žraní), D1 (střední vliv žraní) a D2 (intenzivní žrací tlak zooplanktonu). Frekvence výskytu jednotlivých kategorií ve třech definovaných obdobích sezóny vykazuje zřetelný trend (Tabulka 9). Počet vzorků zařazených do kategorie D0, se od jara do konce léta navyšuje (zeleně podtržený řádek). Toto zjištění není překvapivé a odráží zvyšující se predanční tlak rybí obsádky během sezóny. Zeleně vyplněná políčka vyznačují nejfrekventovanější kategorii v daném období.

Celkový podíl vzorků v kategorii D0 tvoří přibližně 40 %. Zbývajících 60 % je rozděleno rovnoměrně mezi kategorie D1 a D2. To dokládá, že v planktonu je relativně velké zastoupení středních a větších perlooček a zooplankton by tak měl mít potenciál regulovat rozvoj fytoplanktonu, nebo jej alespoň do určité míry ovlivnit.

**Tabulka 9** - Frekvence výskytu a podíl kategorií D0-D2 v průběhu sezóny (Levá strana tabulky zobrazuje absolutní počet výskytu jednotlivých kategorií z celkového počtu, pravá strana zobrazuje podíl s přeneseným základem 100% na každý sloupec, tak aby vynikl poměr mezi jednotlivými kategoriemi v jednotlivých časových úsecích.)

Kategorie	Počet				%			
	J	Č	P	Celkem	J	Č	P	Celkem
D0	24	34	48	106	34%	39%	44%	39.6%
D1	27	25	31	83	38%	28%	28%	31.0%
D2	20	29	30	79	28%	33%	28%	29.5%
<b>Celkem</b>	<b>71</b>	<b>88</b>	<b>109</b>	<b>268</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>

### 5.3.2 Vliv zooplanktonu (kategoríí D0-D1) na vybrané parametry

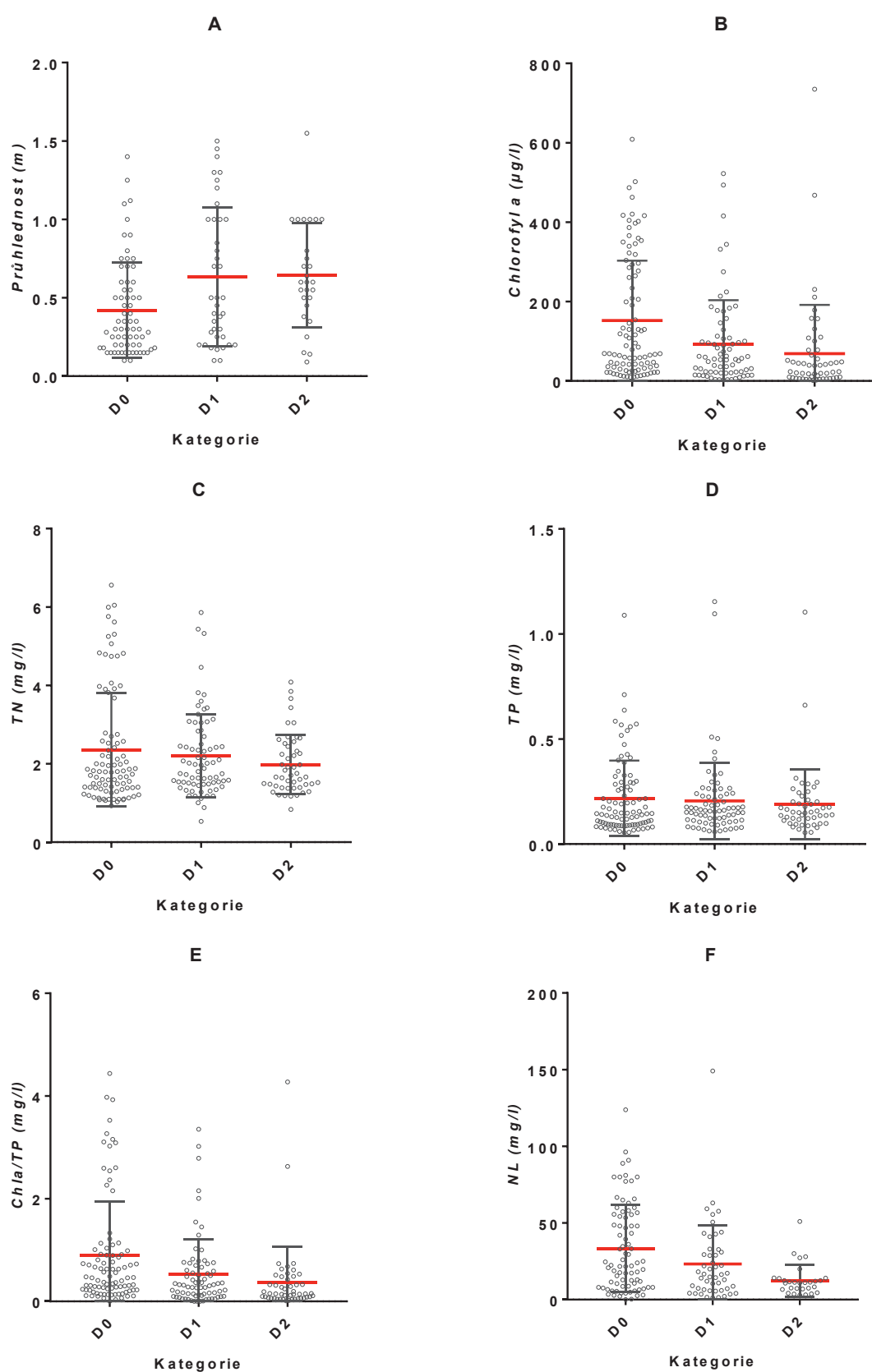
Vliv struktury zooplanktonu, podle kategorií D0, D1 a D2 na klíčové parametry, které popisují stav eutrofizace, byl statisticky testován na souboru dat z let 2008 – 2017.

Testovány byly následující hypotézy:

1.  $H_{0(\text{průhlednost})}$ :  $\mu_{D0}=\mu_{D1}=\mu_{D2}$
2.  $H_{0(\text{chlorofyl})}$ :  $\mu_{D0}=\mu_{D1}=\mu_{D2}$
3.  $H_{0(\text{TN})}$ :  $\mu_{D0}=\mu_{D1}=\mu_{D2}$
4.  $H_{0(\text{TP})}$ :  $\mu_{D0}=\mu_{D1}=\mu_{D2}$
5.  $H_{0(\text{Chla/TP})}$ :  $\mu_{D0}=\mu_{D1}=\mu_{D2}$
6.  $H_{0(\text{NL})}$ :  $\mu_{D0}=\mu_{D1}=\mu_{D2}$

V podmínkách s výskytem hrubšího dafniového zooplanktonu je v průměru vyšší průhlednost vody a nižší koncentrace chlorofylu - *a*. Detailní pohled na „scatter plot“ grafy zmíněných parametrů však ukazuje u průhlednosti vysokou míru variability (graf 16). Ačkoli průměry jsou prokazatelně odlišné (minimálně mezi kategorií D0 a ostatními), tak v každé kategorii se běžně vyskytují situace s velmi nízkou, či naopak vysokou průhledností. Prokazatelný vliv mají kategorie D0-D1 na množství chlorofylu *a* ve vodě. Výsledek potvrzuje, že v podmínkách s výskytem efektivních filtrátorů je rozvoj fytoplanktonu obvykle tlumen. Naopak přítomnost hrubého zooplanktonu nikterak neovlivňuje množství TN a TP ve vodě. Statisticky průkazně vyšel vliv dafniového zooplanktonu (D2) na množství nerozpuštěných látek. Kromě koincidence nerozpuštěných látek s fytoplanktonem se na tomto výsledku podílí také nižší obsádky kapra. Menší ryby, nižší hustota populace znamená také méně intenzivní disturbance sedimentu a nižší vnos pevných částic do vodního sloupce, respektive jejich nižší potravní aktivita, která zvedá sediment do vodního sloupce.





**Graf 16** - Vliv kategorií D0-D1 na vybrané parametry (2008-2017).  
 Statistická analýza je uvedena v příloze č. 9.

### Legenda:

- D0** – minimální vliv zooplanktonu na fytoplankton,  
**D1** – zřetelný vliv zooplanktonu na fytoplankton,  
**D2** – silný vliv zooplanktonu na fytoplankton

Červená linie značí průměr, černá úsečka značí směrodatnou odchylku.

- A** – Vliv kategorií D0 – D1 na průhlednost vody (sezóna 2008 - 2017)  
**B** – Vliv kategorií D0 – D1 na chlorofylu - a (sezóna 2008 - 2017)  
**C** – Vliv kategorií D0 – D1 na TN (sezóna 2008 - 2017)  
**D** – Vliv kategorií D0 – D1 na TP (sezóna 2008 - 2017)  
**E** – Vliv kategorií D0 – D1 na Chla/TP (sezóna 2008 - 2017)

## 5.4 SPOLEČENSTVA ZOOPLANKTONU

### 5.4.1 DRUHOVÁ STRUKTURA ZOOPLANKTONU NA RYBNÍČÍCH Z PLOŠNÉHO SCREENINGU RYBNÍKŮ V ROCE 2012

U všech rybníků lze zooplankton popsat jako značně uniformní. Druhové spektrum zooplanktonu nebývá pestré. Rybníky od sebe odlišuje pouze rozdílná přítomnost běžných druhů.

Perloočky: *Bosmina longirostris*, *Chydorus sphaericus*, *Daphnia galeata* + její hybridy, *D. longispina*, *D. pulex* a *D. pulicaria*, *D. magna*, *Leptodora kindtii*, *Ceriodaphnia sp.*, výjimečně *Moina sp.*, *D. cuculata*, či *Bosmina coregoni*.

Buchanky: *Cyclops strenuus*, *C. vicinus*, *Acanthocyclops trajani*, *Thermocyclops crassus*, *T. oithonoides* či *Eucyclops serrulatus*.

Vířníci: *Asplanchna sp.*, *Keratella quadrata*, *Keratella cochlearis*, *Hexarthra sp.*, *Brachionus calyciflorus*, *Br. falcatus*, *Br. diversicornis*, *Polyarthra sp.*, občasně *Trichocerca sp.*, *Kellicottia sp.*, či *Filinia sp.*

### 5.4.2 PŘEHLED A FREKVENCE VÝSKYTU DRUHŮ Z OBDOBÍ 2008 - 2017

Na monitorovaných lokalitách bylo v pelagiální zóně determinováno 33 taxonů z řádu *Cladocera*, 13 taxonů z řádu *Copepoda* a 39 taxonů z kmene *Rotifera*. Celkem bylo determinováno 85 taxonů (Příloha 2). Počet a poměr taxonů na jednotlivých lokalitách je uveden v Tabulce 10.

Celkově lze hodnotit počet nalezených druhů jako nízký, vzhledem k téměř 10ti letému monitoringu. Práce si však nekladla za cíl důsledně vytvořit kompletní taxalist na sledovaných lokalitách, nýbrž podchytit nejdominantnější a běžné zooplanktonní skupiny, které se významným způsobem podílejí na klíčových procesech ve vodním prostředí. Nižší počet zaznamenaných druhů lze přisoudit absenci litorálních druhů, ale i přehlédnutí druhů méně obvyklých, případně neschopností některé druhy determinovat (například u vířníků nebyla prováděna determinace pomocí mastaxů). I přes to výsledky potvrzují dlouhodobá zjištění (Přikryl 1996; Scheffer 1998; Gliwicz 2004), že pelagiální zooplankton rybníčních nádrží nebývá příliš pestrý a zároveň koresponduje s výsledky dosaženými v rámci plošného screeningu rybníčních lokalit v roce 2012 (Baxa et al. 2013).

**Tabulka 10** - Počet a poměr taxonů na jednotlivých lokalitách vyjádřených jako celkové hodnoty a dále jako hodnoty pro skupiny Cladocera, Copepoda a Rotifera. Pravá část tabulky zobrazuje počet zjištěných taxonů spadajících do jednotlivých kategorií dle Tabulky 5.

Lokalita	Počet taxonů na jednotlivých lokalitách				Poměr k celkovému počtu taxonů ze všech lokalit				Četnost zastoupení velikostních kategorií		
	Celkem	Cladocera	Copepoda	Rotifera	Celkem	Cladocera	Copepoda	Rotifera	Filtrující velké	Filtrující střední	Nefiltrující + malé
Rod	<b>45</b>	14	8	23	<b>0,53</b>	0,42	0,62	0,59	6	4	4
Malý	<b>32</b>	10	6	16	<b>0,38</b>	0,30	0,46	0,41	2	5	3
Nový	<b>31</b>	8	6	17	<b>0,36</b>	0,24	0,46	0,44	1	2	5
Podsedek	<b>31</b>	10	6	15	<b>0,36</b>	0,30	0,46	0,38	2	5	3
Staré Jezero	<b>22</b>	8	6	8	<b>0,26</b>	0,24	0,46	0,21	2	3	3
Velký Tisý	<b>28</b>	7	7	14	<b>0,33</b>	0,21	0,54	0,36	0	2	5
Vizír	<b>26</b>	9	3	14	<b>0,31</b>	0,27	0,23	0,36	1	3	5
Horák	<b>36</b>	12	5	19	<b>0,42</b>	0,36	0,38	0,49	3	4	5
Fišmistr	<b>34</b>	13	6	15	<b>0,40</b>	0,39	0,46	0,38	4	4	5
Baštýř	<b>34</b>	10	5	19	<b>0,40</b>	0,30	0,38	0,49	2	4	4
Pěšák	<b>39</b>	14	7	18	<b>0,46</b>	0,42	0,54	0,46	4	5	5
Staňkovský	<b>32</b>	12	7	13	<b>0,38</b>	0,36	0,54	0,33	0	5	7
Rezervo	<b>27</b>	12	3	12	<b>0,32</b>	0,36	0,23	0,31	2	5	5
Lazna	<b>26</b>	8	6	12	<b>0,31</b>	0,24	0,46	0,31	4	2	2
Pohoda	<b>14</b>	5	0	9	<b>0,16</b>	0,15	0,00	0,23	4	0	1

Ze skupiny *Cladocera* lze jednoznačně označit druhy *Daphnia galeata* a *Bosmina longirostris* za dominantní (Příloha 2). Celkový počet nálezů byl u *D. galeata* 113 (42,8 %), u *B. longirostris* 112 (42,4 %) z 261 vzorků. Významně se neliší ani jejich rozložení v průběhu sezóny. Naopak výskyt velkých druhů perlooček, které jsou účinnými filtrátory (Tabulka 4) nepřesahuje, až na jednu výjimku, u žádného druhu 10 % případů. Pouze druh *Daphnia pulex* byl zjištěn ve 12 % případů. Procentní podíl však navyšuje její přítomnost na přírodních koupalištích, kde se i s podporou řízené kultivace vyskytuje po většinu sezóny. V rybnících je její výskyt minimální. U skupiny *Copepoda* žádný z druhů není výrazně dominantní. Rody *Acanthocyclops*, *Cyclops*, *Thermocyclops* a *Eudiaptomus* se v průběhu sezóny ve vzorcích obvykle střídají či doplňují. Zjednodušeně lze říci, že každý z uvedených rodů byl nalézán přibližně ve 15 – 20 % vzorků. Nejvyšší počty druhů mají ve většině vzorků vírníci. Prakticky vždy přítomné taxony jsou však pouze rody *Keratella*, *Polyarthra*, *Brachionus* a *Asplanchna*.

### **5.5 DOSAŽENÉ VÝSLEDKY VE VZTAHU K RYBÁŘSKÉMU HOSPODAŘENÍ**

Výsledky potvrzují vzájemné vztahy mezi velikostí, strukturou rybí obsádky a charakterem planktonu a tudíž i parametry kvality vody. Produkce vyjádřená jako celkový přírůstek biomasy ryb v kg/ha představuje dobrý integrující parametr jak z hlediska hodnocení hospodářského výsledku, tak z hlediska posouzení vlivu ryb na plankton. Produkce většinou významně koreluje s množstvím vylovených ryb a spolu s údajem o stáří ryb dobře informuje o velikostní struktuře obsádky.

Ze souboru hodnocených rybníků (Tabulka 11) vyplývá, že nejvyšších produkcí bylo v roce 2012 dosahováno na nádržích, jejichž skóre je záporné, tj. na rybnících, které vykazují v rámci souboru lepší parametry kvality vody. Jedná se o rybníky Naděje, Kaňov, Potěšil, které jsou podle skóre výrazně lepší než průměr a rybník Starý u Břilic, který je mírně nadprůměrný.

Vysoká produkce (nad 800 kg/ha) byla ve všech případech dosažena v rybnících, kde byla prokázána přítomnost středního až hrubého zooplanktonu po většinu sezóny.

I další výsledky velice dobře potvrzují závislost mezi produkcí ryb a strukturou zooplanktonu. Ukazuje se, že v rybnících s dostatkem přijatelné přirozené potravy v podobě zooplanktonu, dochází k lepší konverzi předkládaných krmiv a k efektivnějšímu růstu ryb.

**Tabulka 11** - Klasifikace rybníků dle dosaženého skóre. Porovnání s relativním krmným koeficientem (RKK), výší obsádek a produkci ryb v roce 2012

Rybník	Skóre	RKK	Obsádka	Produkce	Zooplankton
Rod	-29.4	1.7	Střední	Střední	3
Nový Vdovec	-27.2	2.2	Střední	Nízká	2
Starý Spálený	-23.4	2.4	Nízká	Nízká	1
Velký Tisý	-21.3	3.2	Vysoká	Střední	1
Naděje	-21.0	1.6	Vysoká	Vysoká	3
Vizír	-15.7	0	Nízká		2
Svět	-15.5	1.1	Vysoká	Střední	1
Spolský	-15.1	3.2	Střední	Nízká	2
Koclířov	-14.1	4.4	Střední	Nízká	1
Velký Dubovec	-11.3	17.1	Nízká	Nízká	2
Kaňov	-11.0	1	Vysoká	Vysoká	2
Starý Vdovec	-10.7	3.8	Střední	Nízká	2
Potěšil	-8.6	2.1	Vysoká	Vysoká	3
Starý u Břilic	-3.9	1.2	Vysoká	Vysoká	3
Ruda	-1.6	2.6	Nízká	Nízká	2
Dobrá Vůle	-0.2	1.3	Střední	Střední	2
Malý Tisý	2.1	3.7	Vysoká	Střední	1
Rožmberk	4.7	1.1	Střední	Nízká	1
Staré Jezero	11.4	2.1	Nízká	Nízká	2
Dubenský	11.5		Nízká	Nízká	1
Podsedek	17.3	1.7	Vysoká	Střední	2
Láska	19.4	0	Střední	Nízká	1
Víra	19.4		Nízká		2
Výskok	24.0	2.1	Střední	Střední	3
Cirkvičný	38.7	4.4	Vysoká	Nízká	1

Legenda:

**Obsádka:** nízká (do 500 kg/ha), střední (500-900 kg/ha), vysoká (nad 900 kg/ha)

**Produkce:** nízká (do 500 kg/ha), střední (500-800 kg/ha), vysoká (nad 800 kg/ha)

**Zooplankton:** 1 (celoročně prožráno), 2 (hrubý zooplankton do poloviny sezóny), 3 (hrubý zooplankton celoročně)

V případech vysoké, ale i střední produkce (nad 500 kg/ha) byly v přítomnosti středního až hrubého planktonu hodnoty RKK do hodnoty 2,1. Naopak v případech, kde byla pozorována absence středního až hrubého zooplanktonu po celou sezónu, byly RKK nejvyšší. Z tohoto hodnocení se vymykají velké rybníky jako je Rožmberk a Svět, kde je udáván velmi nízký RKK (1,1). Jedním z důvodů může být nedostatečně zachycený stav planktonu (ze vzorku z jednoho místa u výpusti).

Na druhé straně nízká produkce byla často zaznamenána spolu s vysokou kladnou hodnotou skóre, tj. v rybnících s horší kvalitou vody než je průměr. Příkladem takové nepříznivé situace může být rybník Cirkvičný (skóre 38,7, RKK 4,4) a produkce 450 kg/ha při relativně početné rybí obsádce.

## 5.6 VYHODNOCENÍ LOKALIT

### 5.6.1 RYBNÍK ROD

I přes to, že vzorků z kategorie D0 od jara do pozdního léta přibývá (Příloha 4), je evidentní, že podíl vzorků D2 se prakticky nesnižuje. Znamená to, že na rybníku Rod zpravidla panují situace s celoročním výskytem hrubého dafniového zooplanktonu. Výsledek se shoduje i se zařazením této nádrže do stejné kategorie (tj. s celoročním výskytem dafnií) v rámci plošného screeningu v roce 2012. Tvrzení o celoročním výskytu dafnií posiluje i nejvyšší počet zaznamenaných taxonů ze skupiny velkých filtrujících perlooček (Tabulka 10). Nejčastěji nalézaným druhem z řádu perlooček je středně velký druh *Daphnia galeata* (Příloha 2). Průměrné hodnoty parametrů určujících míru trofie (Příloha 4), řadí rybník Rod spíše do úrovně eutrofie až slabé hypertrofie (TP – 0,19 mg/l, Chla – 86 µg/l, průhlednost – 0,71 m (Příloha 3).

### 5.6.2 RYBNÍKY CHKO

Společným rysem skupiny rybníků CHKO je prakticky výhradní dominance vzorků spadajících do kategorie D0, přestože způsob obhospodařování na jednotlivých nádržích je významně rozdílný. Pokud se kategorie D2, tj. skupina efektivních filtrátorů, vyskytovala, tak v jarním, výjimečně časně letním období a pouze na 4 lokalitách (Příloha 4). Vyhodnocená data zahrnují 4 monitorované sezóny. Oprávněně je tedy možno tyto lokality označit za nádrže bez dlouhodobé přítomnosti hrubého dafniového zooplanktonu, i přes fakt, že periody s výskytem hrubého zooplanktonu ve druhé polovině sezóny byly na některých rybnících zaznamenány (Malý Dubovec, Nový Vdovec, Staré Jezero). Na žádné lokalitě ze souboru rybníků CHKO nebyly nalezeny více než 2 druhy perlooček, zařazených do kategorie „Filtrující velké“ (Tabulka 10). Nejfrekventovanějšími druhy z řádu *Cladocera* byly *Daphnia galeata* a *Bosmina longirostris* (Příloha 2). Z hlediska ukazatelů trofie lze rybníkům přiřadit následující kategorie (Příloha 5) – Bošilecký (eutrofie až slabá hypertrofie), Malý Dubovec (slabá hypertrofie), Nový Vdovec (slabá hypertrofie), Podsedecký (slabá hypertrofie), Staré Jezero (slabá hypertrofie), Velký Tisý (slabá hypertrofie), Vizír (eutrofie až slabá hypertrofie).

---

### 5.6.3 EXPERIMENTÁLNÍ RYBNÍKY

---

U třech rybníků z tohoto souboru je zřejmý pravidelný výskyt hrubého dafniového zooplanktonu, často až do pozdního léta. V porovnání s předešlým souborem rybníků CHKO je to zcela opačná situace. Obdobně se stav na těchto lokalitách odlišuje od celkového trendu. Rozdíly lze hledat zejména ve velikosti nádrží, experimentální rybníčky mají malou rozlohu, ne však tolik ve způsobu hospodaření, respektive v síle vyžíracího tlaku ryb. Do nádrží je běžně nasazován kapr v obvyklých hustotách, zároveň jsou nádrže leckdy vystaveny invazi planktonofágních ryb. Střevlička východní se v této soustavě pravidelně vyskytuje. Vzhledem k experimentálnímu využívání nádrží však dochází ke střídání hustoty obsádek, což může mít dopad na utváření relativně pestrých společenstev pelagiálního zooplanktonu. Na všech 4 nádržích byl zjištěn výskyt více jak 10 druhů ze skupiny *Cladocera*, přičemž na rybníku Fišmistr a Pěšák spadaly 4 druhy do kategorie „Filtrující velké“ (Tabulka 10). Nejčastěji nalézanými druhy jsou *Daphnia galeata* a *Bosmina longirostris* (Příloha 2). Dle ukazatelů trofie (Příloha 5), lze všechny 4 rybníky (Horák, Fišmistr, Baštýř a Pěšák) zařadit mezi eutrofní až slabě hypertrofní nádrže.

---

### 5.6.4 STAŇKOVSKÝ RYBNÍK

---

Celkový podíl kategorií D0-D2 na rybníku Staňkovský je prakticky vyrovnaný. Mění se pouze jejich zastoupení v průběhu sezóny. Ukazuje se však, že střední až výjimečně hrubý dafniový zooplankton se zde vyskytuje na začátku a na konci sezóny (Příloha 4). Kategorii D2 tvořily velké formy perloočky *D. galeata* (která je řazena do středně velkých druhů). Z druhů zařazených do „Velkých filtrujících“ nebyl v letech 2014 a 2017 nalezen žádný (Tabulka 10). Z nejfrekventovanějších druhů lze jmenovat *Diaphanosoma brachyurum* a *Bosmina longirostris*. Za zmínku stojí běžný výskyt *Daphnia cucullata* (Příloha 2), jejíž přítomnost vypovídá spíše o přehradním až jezerním charakteru nádrže. Průměrné hodnoty (TP – 0,12 mg/l, Chla – 44 µg/l, průhlednost – 0,83 m; Příloha 3) řadí rybník Staňkovský do kategorie eutrofní (Příloha 5).

---

### 5.6.5 REZERVO

---

Tabulka rozložení kategorií zooplanktonu v průběhu sezóny zobrazuje jednoznačnou převahu vzorku z kategorie D0 (Příloha 4). Tzn., že v průběhu sezóny nebyly v nádrži přítomni efektivní filtrátoři. Na technologické nádrži Rezervo se rybářsky nehospodaří.



Nádrž je však neslovitelná a probíhal zde po mnoho let neregulovaný vývoj ichtyocenózy. Důsledkem je přítomnost významné biomasy planktonofágních druhů ryb (plotice obecná - *Rutilus rutilus*, plůdek okouna říčního - *Perca fluviatilis*), která neumožňuje rozvinutí hrubších forem dafnií. Celkové situaci bez efektivních filtrátorů také napovídá přítomnost pouze 2 druhů velkých filtrujících perlooček z celkových 12 zjištěných (Tabulka 10). Jednoznačně nejčastěji nalézaným druhem byla *Bosmina longirostris* (Příloha 2). Opět se jedná o nádrž eutrofní (TP – 0,12 mg/l, Chla – 29 µg/l, průhlednost – 0,65 m) (Příloha 5).

---

#### 5.6.6 LAZNA

Na přírodním koupališti Lazna se na rozložení kategorií D0 – D2 jednoznačně podepisuje absence rybí obsádky. Není vyvíjen predační tlak na dafniový zooplankton. V kombinaci s „řízeným přelovováním“ přítomných hejn dafnií je logické, že kategorie D2 dominují celému společenstvu, a to po celé sledované období (Příloha 4). Počet 4 zjištěných druhů spadajících do kategorie perlooček „Filtrující velké“ je po lokalitě Rod druhým nejvyšším (Tabulka 10). Nejfrekventovanějším druhem perloočky byla *Daphnia pulex* (Příloha 2). Nicméně i zde, parametry hodnotící trofický stav ukazují, že přírodní koupaliště Lazna je nádrž eutrofní (TP – 0,28 mg/l, Chla – 17 µg/l, průhlednost – 1,16 m).

---

#### 5.6.7 POHODA

Obdobně jako u přírodního koupaliště Lazna lze popsat výsledek sezónního sledování na koupališti Pohoda. I zde probíhá cílené přemísťování dafniového zooplanktonu v rámci dvou nádrží, čímž se populace dafnií udržují v průběhu celé sezóny v partenogenetickém způsobu rozmnožování. Tím je zabezpečena jejich dlouhodobá přítomnost. Ani zde není přítomna rybí obsádka. Ze skupiny *Cladocera* zde byl, v porovnání s ostatními lokalitami, zjištěn nejnižší počet druhů – 5. To může být způsobeno prozatím jednou odsledovanou sezónou. Koupaliště Pohoda je relativně mladé a v systému se teprve biologické pochody a potravní vztahy formují a ustalují. Na druhou stranu je patrné, že z 5 zjištěných druhů spadají 4 do kategorie „Filtrující velké“ (Tabulka 10). Nejčastěji byla nalézána *Daphnia longispina* (Příloha 2). Se svými průměrnými hodnotami se koupaliště Pohoda nejvíce blíží mezotrofnímu stavu (TP – 0,10 mg/l, Chla – 11 µg/l, průhlednost – 1,52 m; Příloha 3 a 5).

## 6 DISKUZE

---

Zooplankton je klíčovým společenstvem stojatých vod. Má rozhodující roli jak v transformaci látek a energie v produkčních procesech, tak i v regulačních mechanismech vodní biocenózy (Haberman, Haldna 2014). Společenstva zooplanktonu se formují jako výsledek působení základních environmentálních parametrů (morfometrické rysy nádrže, fyzicko-geografické podmínky, chemismus vody) a přirozených vztahů v biocenóze (dostupnost potravy, predace) (Moss 2009). V minulém století také antropogenní vlivy (acidifikace, eutrofizace) ovlivnily nebo dokonce zásadním způsobem změnily podmínky vodních biocenóz a tudíž i jejich zooplankton (Havens 2014). Změny v jezerních biocenózách včetně detailního studia změn zooplanktonu v průběhu postupující eutrofizace byly předmětem mnoha studií (cf. Tsugeki et al. 2003). Celkově biomasa i abundance jednotlivých druhů nesou spoustu obecných informací o stavu biocenóz stojatých vod. Zooplankton tak může být použit jako ukazatel změn i v rybníčních ekosystémech (Příkryl 1996), které prošly v minulém století procesem eutrofizace podobně jako mnohá jezera.

Druhové složení současného rybníčního zooplanktonu lze označit jako jednotvárné, uniformní. Z celkového počtu 85 zaznamenaných taxonů (*Cladocera*, *Copepoda* a *Rotifera*) byly nejčastěji zastoupeny *Daphnia galeata*, *Bosmina longirostris*, rod *Acanthocyclops* a dva druhy vířníků, *Kereatella cochlearis*, *K. quadrata*. Podobné výsledky uvádí Kosík (2009), který na Nadějské rybníční soustavě v letech 2008 - 2009 zjistil 42 taxonů perlooček a 18 taxonů klanonožců. Jeho výsledky však zahrnují i litorální zóny rybníků. Frekvence výskytu dominantních druhů (*B. longirostris*, *D. galeata* a *Acanthocyclops* sp.) je podobná jako v letech 2005 - 2010 na větším souboru třeboňských rybníků, které jsem zaznamenal. Také Potužák (2009) uvádí podobný počet, 93 zjištěných taxonů zooplanktonu z třeboňských rybníků a rybníků z oblasti Nových Hradů. Z Blatenské oblasti pak dokládá celkem 113 taxonů. Data zahrnují roky 2000-2005 a dominantní druhy jsou v podstatě totožné s těmi, které jsem zaznamenal na Třeboňsku v posledních 10 letech. Velmi podobné počty zjištěných taxonů i druhové spektrum uvádějí Illyová, Pastuchová (2012) z malých nádrží v povodí Moravy a Váhu. Celkem zjistily 103 taxonů, 64 korýšů (včetně litorálních druhů) a 39 taxonů vířníků. Nádrže nebyly primárně určené pro chov ryb, jejich fyzikálně chemické parametry se poměrně lišily, zejména

koncentrace živin, tj. N a P. Přesto seznam druhů se téměř shoduje s výsledky z rybníků. I jednotlivé rybníky mají rozdílnou velikost, tvar a morfologii nádrží a různý stupeň rybářského hospodaření, což se odráží i v rozdílech v chemismu vod. Přesto je podobnost druhového složení zooplanktonu značná. Jedním z možných vysvětlení může být výrazná tendence ke zjednodušení společenstev i celých biocenóz v důsledku, která je pozorována v eutrofních vodách. Alexander et al. (2017) popisuje v eutrofních vodách tendenci eliminovat „specialisty“, zjednodušovat biodiverzitu a selekci nově adaptovaných forem. Výsledná společenstva jsou navzájem značně podobná, zejména z hlediska jejich funkcí, do značné míry i druhově nebo podle typu organismů. Tuto tendenci lze dobře dokumentovat i z dat, která z jiných rybníčních oblastí shromáždil Kosík (2009), který využil jak publikované tak částečně publikované informace (výzkumné zprávy) autorů, Fainy, Přikryla, Lososa, Heteši, Bayera, Bajkova (cf. Kosík 2009).

Rybníční zooplankton se svým druhovým složením i sezónními změnami částečně podobá zobecněnému popisu zooplanktonu pro mělká jezera. Zřetelná shoda je u druhů *Bosmina longirostris*, *Chydorus sphericus*, které jako typicky eutrofní druhy uvádějí také (Haberman a Haldna 2014). Z perlooček jsou nejčastěji jako eutrofní jezerní druhy uváděny *Daphnia galeata* (Straile 2015) a *D. longispina* (Nevalainen et al. 2018). Také tendence k menším formám zooplanktonu během sezóny, která je uváděna pro model PEG (Sommer et al. 1986), je zřetelně patrná i na rybnících. Efekt eutrofizace je dobře dokumentován na několika jezerech, která v druhé polovině minulého století prošla epizodou

(v desetiletích) eutrofizace a následně byla navrácena do oligotrofního stavu. Například v severoitalském Lago Maggiore jsou typickými oligotrofními druhy *Eubosmina longispina*, *E. coregoni*, *Sida crystalina* (Nevalainen et al. 2018). Tyto druhy popsány z paleolimnologicky datovaných vzorků sedimentu, z počátku 20. století, v jezeře opět začaly dominovat po oligotrofizaci. Zajímavé je, že mezi oligotrofními druhy v Lago Maggiore se řadí i *Leptodora kindtii*, která je na rybnících častá, zejména v době vodních květů sinic. Podobně lze popisovat zooplankton i jiných původně oligotrofních jezer, kde jsou dominantní nebo běžné druhy: *Eudiaptomus gracilis*, *Heterocope borealis*, které uvádí z jezera Constance Straile (2015). Dalšími charakteristickými zástupci zooplanktonu oligotrofních vod bývají uváděné rody *Holopedium*, *Polyphemus* nebo *Sida* (Gliwicz 2004). Historická data a změny v zooplanktonu rybníků odpovídají jen částečně

změnám, které jsou popisovány z procesu eutrofizace jezer. Hellich (1878) popisuje jako nejběžnější, v pelagiálu rybníka Svět, druh *Daphnia galeata*, který je hojný v současném planktonu jak rybníků, tak i v planktonu podobných mělkých nádrží (Illyová, Pastuchová 2012).

Kafka (1891) popisuje druhy z několika desítek rybníků, mezi nimiž nechybí ani rybníky na dnešním území CHKO Třeboňsko. V jeho seznamech se pravidelně opakují následující druhy: *Leptodora kindtii*, *Daphnia cucullata*, *Diaphanosoma brachyurum* nebo *Eudiaptomus gracilis*. Občasné doplněno rody a druhy jako: *Kellicottia*, *Polyarthra*, *Asplanchna*, *D. pulicaria*, *D. galeata*, *Ceriodaphnia* nebo *Bosmina*. V tomto období lze rybníky považovat vesměs za mezotrofní, někdy oligotrofní nádrže. Přítomnost druhu *D. cucullata* je z tohoto období běžně popisována, zároveň je popisována z mezotrofních jezer. Oprávněně lze tento druh považovat za indikátor jezerního, mezotrofního charakteru vody. V současnosti byl tento druh nalezen pouze v 15 případech. Obdobně, v minulosti běžně nalézané druhy jako *L. kindtii* nebo *D. brachyurum* byly na sledovaných lokalitách nalézány v méně jak 10 % případech.

V úživnějších podmínkách, mezotrofie až mírné eutrofie převažují menší rody zooplanktonu (*Ceriodaphnia*, *Diaphanosoma*, *Bosmina*, *Chydorus*, naupliová a kopepoditová stádia, *Keratella*, *Polyarthra* nebo *Kellicottia*). Z dafniového zooplanktonu jsou popisovány středně velké druhy (*D. hyalina*, *D. cucullata*) do velikosti max. 1,5 mm. Mezotrofní jezera mají druhové zastoupení obdobné s eutrofními, abundance středních a hrubších forem zooplanktonu však bývá v mezotrofních jezerech vyšší (Gliwicz 2004). Na rozdíl od jezerního planktonu troficky srovnatelných mělkých jezer, rod *Daphnia* je v rybníčních výrazně zastoupen druhy *D. pulicaria*, *D. galeata* a v menší míře *D. magna*. Nicméně je zřejmé, že obdobné druhové spektrum zooplanktonu lze zaznamenat v poměrně velkém rozsahu trofických podmínek. Výskyt těchto druhů je potvrzen například z mezotrofních Padrt'ských rybníků Sládeček (1951). Podobné složení planktonu v 70. letech zaznamenala na Blatensku Pražáková (1991). V té době již byly blatenské rybníky více eutrofizované, než Padrt'ské v polovině minulého století. Se zvyšující se trofíí narůstá počet zaznamenaných druhů, nejmarkantněji je to vidět u skupiny *Rotifera* (Přikryl 1996).

Přestože současné podmínky v rybníčních představují až extrémní míru eutrofizace, lze konstatovat, že během minulého století se druhové spektrum, bohatost rybníčního

zooplanktonu výrazně nezměnila. Rozdíly, které lze doložit, spočívají především ve změně poměrného zastoupení a v sezónní dynamice.

Eutrofizace jako klíčový faktor determinuje nejen druhové složení zooplanktonu, ale i jeho sezónní dynamiku. V oligotrofních podmínkách jsou rozhodující fyzikální poměry a limitace živinami. Naproti tomu v eutrofních nádržích se více uplatňují biotické vztahy. Sezónní dynamika rybníčního zooplanktonu odpovídá modelu PEG jen částečně. Většinou lze pozorovat rovnoměrné rozdělení frekvencí výskytu zejména u dominantních druhů (*D. galeata*, *B. longirostris*). Naopak zřetelnou sezónnost vykazuje *Cyclops vicinus*, s maximem výskytu na jaře a v průběhu sezóny mizí. Také kříženci mezi *D. galeata* a *D. longispina* vykazují zřetelnou sezonalitu. Z celkových 26 nálezů bylo rozložení v sezóně následující: nejhojnější byly nálezy na jaře (kategorie J - 16 případů) na počátku léta (kategorie Č) jen 6 a koncem léta (kategorie P) 4 případy výskytu. Určování kříženců je do značné míry problematické, protože perloočky mají tendenci k vytváření geneticky odlišných klonů populací v rámci druhu a k jejich určení je třeba analyzovat DNA (Marková et al. 2016).

Přibližně podobný trend v sezónních změnách v zooplanktonu byl dokumentován v mnoha případech (Kořínek et al. 1987; Potužák 2009) a to i přes velké rozdíly trofie sledovaných rybníků. Skutečnost, že sezónní změny zooplanktonu mohou být podobné jak v oligotrofních tak eutrofních podmínkách potvrzuje Straile (2015). V podmínkách oligotrofie a mezotrofie však nebývají pozorovány výrazné sezónní změny ve velikostní struktuře zooplanktonu, která se během sezóny příliš nemění. V eutrofních podmínkách a v rybnících je naopak typické, že hrubší zooplankton je v průběhu sezóny vystřídán středním až drobným. Změna velikostní struktury zooplanktonu a sezónnost těchto změn je v literatuře popisována často, ale výsledky jsou mnohdy protikladné. Haberman a Haldna (2014) popisují tendenci k selekci menších forem, jak s rostoucí eutrofizací, tak v průběhu sezóny, kdy jsou projevy eutrofizace nejvýraznější. Havens (2014) uvádí i příklady, kdy eutrofizace stimulovala rozvoj velkých filtrujících perlooček. Rozdílnost ve velikostní struktuře zooplanktonu eutrofních nádrží lze, ve většině případů, vysvětlit různou úrovní predace planktivorními rybami.

Výsledky pilotního projektu (Baxa et al. 2013) potvrzují, že nejvíce rybníků se středním až hrubým zooplanktonem bylo zaznamenáno v první polovině sezóny (Tabulka ). Také

vyhodnocení rybníků podle D0-D2 (Tabulka 9) potvrzuje sezónní trend k nárůstu jemné frakce zooplanktonu (D0).

Naproti tomu, rozdílný stav, při porovnání s aktuální situací na Třeboňsku, ve výskytu hrubého až středního zooplanktonu na rybníčních nádržích byl zaznamenán v letech 2006-2009 na vodňanské rybníční soustavě (Baxa 2010). Na většině rybníků byla v té době zaznamenána trvalá absence velkých druhů dafnií (*D. magna*, *D. pulicaria*, *D. pulex* a *D. longispina*). Na rybnících, kde se zmiňované druhy vyskytovaly, se frekvence výskytu od roku 2006 do roku 2009 trvale snižovala z 26 % na 7,4 %.

Nicméně, 60. léta 20. století lze již bezpečně považovat za období, kdy bylo dosaženo výrazně zvýšené úživnosti rybníků (Pechar 2015). Losos a Heteša (1971) již popisují z Lednických rybníků typické střídání jednotlivých druhů dafnií v průběhu sezóny, s tím, že *Bosmina longirostris* je přítomna prakticky celoročně, podobně jako je tomu nyní na Třeboňsku.

Minimálně na monitorovaných lokalitách třeboňské rybníční soustavy bývá alespoň střední zooplankton na rybnících rovnoměrně přítomen v průběhu celé sezóny (Tabulka 9). Obdobně, rozsáhlý screening lokalit z roku 2012 potvrdil, že více jak 60 % lokalit spadá do skupiny rybníků s přítomností hrubého zooplanktonu celoročně nebo alespoň do poloviny sezóny (Tabulka 7).

Zvyšování trofie až na stávající úroveň probíhalo současně se zvyšováním rybích obsádek. V době, kdy mezotrofní rybníky získávají spíše eutrofní charakter, vzrůstá také predační tlak způsobený zvyšující se hustotou nasazovaných ryb. Vliv rybí obsádky na formování druhového a velikostního spektra zooplanktonu je více patrný. Typicky se to projevuje ve zmiňovaném úbytku, až absenci hrubých forem zooplanktonu (od časně letního období dále), s postupným převládnutím například menších forem *D. galeata* a malé perloočky *Bosmina longirostris*. V 80. a 90. letech minulého století je vliv rybí obsádky již tak zásadní a v určitých mezích trofie se zdá býti tak robustní, že například Kořínek et al. (1987) dokonce píše, že ryby určují stav planktonu a hodnocení rybníků podle stavu trofie nedává smysl. Je to dáno tehdejší zkušeností, která nedávala příležitost uvažovat o tom, že by trofie rybníků mohla být ještě výrazněji zvýšena. Zaznamenané situace na sledovaných lokalitách vliv ryb na zooplankton většinou potvrzují. Jinými slovy, v podmínkách bez silného vyžíracího tlaku ryb bude hrubý



dafniový zooplankton přítomen a naopak. A zároveň, že s výskytem hrubého zooplanktonu se bude snižovat množství fytoplanktonu a bude se zvyšovat průhlednost. Taková reakce rybníčního ekosystému odpovídá v základních rysech představě o vlivu ryb na zooplankton a celou limnetickou biocenózu, jak ji popsal Hrbáček et al. (1961). Mechanismus regulace ekosystémů stojatých vod od nejvyšších článků v trofické hierarchii, tzv. „Top-Down“ regulace je již několik desetiletí uznávaný ekologický koncept. Mnoho autorů dokládá jeho platnost a koncept byl posléze formulován jako Top-Down regulace neboli „Cascading effect“ (cf. Carpenter a Kitchell 1993).

Rybníky mohou být považovány za málo stabilní ekosystémy. Ve srovnání s jezery, obecné zákonitosti tak nemusí na rybnících být tak zřetelné (Reynolds 2006). Přesto lze doložit velmi podobný vliv rybích obsádek na stav rybníčních ekosystémů, často z odlišných geografických oblastí a z odlišných způsobů rybářského hospodaření (Yufeng et al. 1999; Talling 2003). Kudari a Kanamadi (2008) poukazují na zřetelnou změnu ve struktuře zooplanktonu na 6 nádržích od roku 1978 do roku 2004 vlivem postupující eutrofizace a vyšších obsádek. Autoři použitím indexů podobnosti dochází k závěru, že podobnost celkového stavu zooplanktonu je ve zmiňovaných letech pouze do 50 %. Z tabulky druhů uváděné ve studii je patrné, že více než ke ztrátě druhové bohatosti, druhy popisované z let 1978 vystřídaly druhy jiné. Celkový úbytek perlooček není zřetelný.

Na druhou stranu například studie (Yufeng et al. 1999) sice poukazuje na úbytek druhů perloočkového zooplanktonu od 60. do 90. let minulého století, ale druhy (*Leptodora kindtii*, *D. pulex* nebo *D. hyalina*), u kterých lze očekávat jistou podobnost s místními rybníky z hlediska filtrační účinnosti, byly nacházeny jak v 60. tak 90. letech. Tyto druhy se v tamních podmínkách udržely i přes narůstající intenzitu rybářského hospodaření a zvyšování trofie. Abundance dafnií se však snížila z několika desítek na méně než jednoho jedince na 1L. Dominantními druhy chovaných ryb zde byly tolstolobik bílý (*Hypophthalmichthys molitrix*) a tolstolobec pestrý (*Aristichthys nobilis*). Obsádky se zvyšovaly z úrovně méně než 100 kg/ha (50. - 60. léta) na více než 1000 kg/ha v roce 1993.

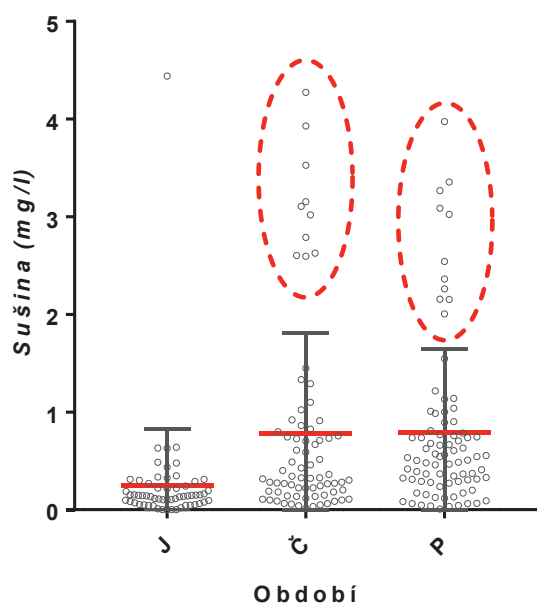
Současné výsledky z rybníků ukazují, že v podmínkách vysoké míry eutrofizace však nastávají situace, které neodpovídají zcela konceptu Top-Down regulace. Nezřídka se objevují situace s masivním rozvojem vegetačního zákalu či vodního květu sinic



a s významnou biomasou velkých filtrujících perlooček (rybník Rod v roce 2017). Řadu příkladů, kdy spolu s vysokými obsádkami ryb, byly v zooplanktonu hojné velké dafnie a zároveň fytoplankton tvořil vegetační zákal nebo vodní květ, uvádí Potužák (2009).

Nastává tedy otázka, za jakých podmínek se Top-Dow regulace stále uplatňuje a v jakých podmínkách tento princip nefunguje, zda v podmínkách hypertrofie nehrají důležitější roli jiné procesy.

Určitým vodítkem by mohlo být porovnání sezónního vývoje parametrů důležitých pro určení trofie a stavu zooplanktonu. Zjištěné trendy vývoje samy o sobě nenasvědčují, že by se ve vodním prostředí odehrávaly neobvyklé pochody (Graf 9, 10). Tzn., že ve sledovaných eutrofních nádržích prokazatelně v průběhu sezóny klesá průhlednost vody, zvyšuje se množství chlorofylu *a* a koncentrace TP narůstají. Nicméně se tak děje v podmínkách, ve kterých je v průběhu sezóny spolehlivě přítomný minimálně střední dafniový zooplankton (Tabulka 7). A nezřídka v relativně vysokých biomasách (Graf 17, 18, Box 5).



**Graf 17** - Vývoj sušiny zooplanktonu v průběhu sezóny na lokalitách monitorovaných v období 2008-2017

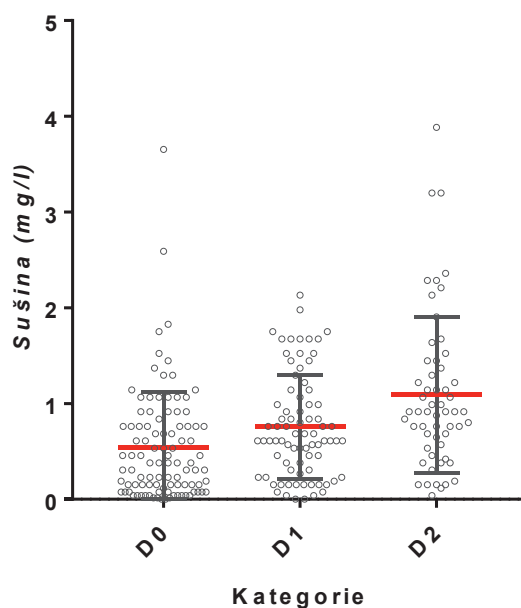
Legenda:

Jarní (J) - do 15. 5.

Časně letní (Č) - od 16. 5. do 15. 7.

Pozdně letní (P) - od 16. 7.

Červená linka značí průměr, černá úsečka značí směrodatnou odchylku.



**Graf 18** - Vztah mezi kategoriemi zooplanktonu (D0-D2) a sušinou zooplanktonu. Období 2008 - 2017

Legenda:

D0 - minimální vliv zooplanktonu na fytoplankton

D1 - zřetelný vliv zooplanktonu na fytoplankton

D2 - silný vliv zooplanktonu na fytoplankton

Červená linka značí průměr, černá úsečka značí směrodatnou odchylku.

**Box 5**

Připustíme-li, že biomasa zooplanktonu prokazatelně vzrůstá od kategorie D0 ke kategorii D2), lze předpokládat, že s velkou pravděpodobností odlehle hodnoty vyšších biomas -označeny červenou přerušovanou čarou), mohou tvořit kategorie D2. Tedy zooplankton filtračně efektivní. V konečném důsledku lze uvažovat, že odlehle body, respektive lokality, na kterých byly hodnoty zjištěny, mohou inklinovat k podmínkám narušující Top-Down regulaci.

Je tedy patrné, že dafniový zooplankton, biomasou i velikostní strukturou podobný rybníčnímu zooplanktonu v 70. letech minulého století, nedokáže, v řadě případů, účinně omezit rozvoj fytoplanktonu. Zřetelné je to z porovnání nárůstu biomasy fytoplanktonu (chlorofylu *a*) v průběhu sezóny na sledovaných rybnících v rámci plošného screeningu v roce 2012. Nárůst fytoplanktonu (Graf 6, 12) nastal bez ohledu na to, zda byl přítomný střední a hrubší dafniový zooplankton nebo jemný bez velkých filtrujících perlooček. Nicméně určitý vliv zooplanktonu na fytoplankton je patrný. V rybnících, kde byl na počátku hrubý zooplankton, který byl během sezóny vystřídán drobnými formami, došlo ke statisticky významně vyššímu nárůstu fytoplanktonu. Je tak možné, že přímá schopnost dafního zooplanktonu je v současných rybníčních podmínkách nižší, ale vliv zooplanktonu se přesto projevuje jinými mechanismy.

Koncem minulého století Jeppesen et al. (1998) popisuje 18 leté sledování vývoje mimořádně eutrofizovaného jezera (chlorofyl *a* – až 1400 µg/l, pH až 10.2, TP kolem 1 mg/l). Pravděpodobně v důsledku kyslíkových deficitů zde došlo k úhynu většiny přítomných ryb. Tím se otevřel prostor pro rozvoj hrubého dafního zooplanktonu, který vyústil v nastartování Top-Down efektu. Koncentrace chlorofylu *a* se z průměrných hodnot kolem 600 µg/l snížily na hodnoty kolem 200 µg/l a to za situace, kdy se v pelagiálu pohybovalo cca 100 ks *D. longispina* na 1L. Popsaný výsledný stav se v mnohém podobá současným situacím na českých rybnících. I přes to, že autoři v závěrech potvrzují silný efekt top-down regulace, finální stav (200 µg/l chlorofylu *a* a 100 ks dafnií/l) naznačuje, že v podmínkách silné hypetrofie mohou koexistovat vedle sebe dafniový zooplankton a fytoplankton ve velkých biomasách.

Jedním z důvodů, proč zooplankton s převahou velkých filtrátorů (rod *Daphnia*) nedokáže potlačit rozvoj fytoplanktonu, může být přítomnost planktonních sinic. Některé formy planktonních sinic vytváření makroskopické kolonie několik mm velké, které jsou tak pro dafnie jako potrava nedostupné (Sterner 1989). Příkladem může být výskyt vodního květu sinice *Aphanizomenon flos-aquae* var. *flos-aquae*. Na rybnících,

zejména v minulém století, to byla velmi častá situace. Letní plankton ve složení *A. flos-aquae* - *Daphnia pulex*, *D. galeata* se stabilně udržel několik týdnů (Pechar 1992). Výskyt sinice *A. flos-aquae*, zvláště var. *flos-aquae*, je v současnosti spíše výjimečný. V letním fytoplanktonu rybníků se v současnosti vyskytuje velké druhové spektrum sinic, které tvoří menší kolonie (rody *Microcystis*, *Anabaena*) jednotlivá vlákna (rody *Limnothrix*, *Planktothrix*) nebo se vyskytují ve formě jen jednotlivých buněk a jejich krátkých řetězců či malých shluků (*Microcystis ichthyoblabe*, rod *Synechococcus*) (Benedová nepubl. údaje). Podobné složení letního fytoplanktonu lze zaznamenat i v eutrofních jezerech, kde byly studovány vztahy mezi sinicemi a (cyanobakteriemi) a zooplanktonem (Ger et al. 2014). Vztah mezi sinicemi a zooplankton zahrnuje řadu vzájemných interakcí, které jsou příčinou velmi rozdílných výsledků, především z hlediska schopnosti zooplanktonu potlačit rozvoj sinic. Na druhé straně, stejně tak jsou často protichůdné výsledky o vlivu sinic na růst a kondici zooplanktonu. Urrutia-Cordero et al. (2016) popisují, že *Daphnia magna* je schopná účinně eliminovat fytoplankton i některé sinice (r. *Aphanizomenon*, *Microcystis*, *Planktothrix*), ale nikoliv r. *Dolichospermum*. V jezeře, kde probíhala tato studie, byla provedena biomanipulační opatření, eliminace planktivorních ryb, což posílilo populaci dafnií. Autoři této studie shrnují, že úspěšnost regulace sinic tímto způsobem závisí na specifických druhových vlastnostech dominantních druhů ve fytoplanktonu. Stejně tak může být důležitá odolnost zooplanktonu vůči přítomnosti sinic. Feniova et al. (2017) zjistili, že dafnie jsou na přítomnost sinic citlivé a z planktonu s dominancí sinic mizí, zatímco *Ceriodaphnia* sp. a litorální *Simocephalus vetulus* v přítomnosti sinic "prospívají". Také Kaczkowski et al. (2017) popisuje, že už malé množství sinic, microcystinu, vyvolává změnu ve velikostní struktuře zooplanktonu, kdy ubývá velkých filtrujících druhů. Výsledky Luo et al. (2015) naopak ukazují zcela opačný, pozitivní efekt sinicového vodního květu na dafniový zooplankton. *Daphnie* jsou schopné využívat organický uhlík (patrně ve formě partikulí detritu), který vzniká při rozpadu buněk sinic.

Interakce mezi sinicemi a zooplanktonem je nepochybně velmi aktuální téma, jak obecné limnologie, tak v případě rybníků. Je zřejmé, že na rybnících lze zaznamenat řadu velmi odlišných situací, z hlediska druhového složení zooplanktonu a sinic. Procesy transformace látek a přenosu v rámci potravní sítě budou značně ovlivněné právě druhovými interakcemi mezi sinicemi a zooplanktonem (Ger et al. 2016).

Další možné vysvětlení můžeme předvídat z aktuálních dosavadních výsledků (nepublikovaná data – projekt GAČR 17-09310S). Ukazuje se, že eutrofní rybníky jsou ideálním prostředím pro extrémní nárůst biomas různých druhů bakterií. Dá se předpokládat, že za narušením Top-Down regulace může stát změna potravních zvyklostí u daphnií. Za takovýchto situací dafnie pravděpodobně potravně upřednostňují bakteriální složku před fytoplanktonem.

Vliv rybí obsádky na strukturování planktonu a v důsledku kaskádového efektu na celou vodní biocenózu je i v současnosti vnímán jako velmi významný a robustní ekologický proces. Nicméně v průběhu posledních desetiletích, tak jak byly postupně shromážděny poznatky o tomto fenoménu, docházelo k upřesňování podmínek pro jeho platnost. Od původních úvah o obecném využití eliminace planktivorních ryb pro zlepšení kvality vody mezotrofních a eutrofních nádrží (Shapiro a Wright 1984) se koncept kaskádového efektu posunul k vysvětlení řady procesů a stavů zejména mělkých eutrofních nádrží. Ukázalo se, že specifické podmínky a celková míra eutrofizace mohou výrazně změnit stav, ve kterém se mělké eutrofní nádrže mohou ocitnout, a to jak v případě přemnožení planktivorních ryb, tak i v případě jejich eliminace. Takové situace jsou označovány jako alternativní stabilní stadia mělkých jezer, tj. vodní květy, vegetační zákal fytoplanktonu (bez makrofyt), stav čisté vody (tj. s vysokou průhledností, která je dána výskytem velkých perlooček rodu *Dafnia*), stav čisté vody s převahou makrofyt nebo vláknitých řas (Scheffer a Van Nes 2007).

V průběhu let 2014 – 2017 lze dobře doložit výskyt několika takových stadií, která postupně nastala na rybníku Rod poté, co byla eliminována obsádka kapra. Rybník byl nasazován jen minimálně, slabou obsádkou lína a generačním candátem.

**V roce 2014** byla u rybníka Rod téměř celá sezóna charakteristická stavem tzv. „čisté vody“. Velký filtrující zooplankton (*Daphnia*) nebyl omezován rybí obsádkou a udržoval tento stav po celou vegetační sezónu. Ve fytoplanktonu se tak mohl nadbytek živin projevit pouze přítomností druhů, které odolávají žracímu tlaku velkých filtrátorů. Typickým takovým druhem je sinice *Aphanizomenon flos-aque*, tvořící velké až 2 cm dlouhé pentlicovité nebo jehlicovité kolonie a která se vyskytovala v druhé polovině léta v enormním množství. V období před rozvojem vodního květu a také ihned po jeho odumření docházelo velmi často k situacím, kdy převažovaly respirační pochody a docházelo tak ke kyslíkovým deficitům. Tato reakce rybníčního ekosystému

odpovídala situacím, které popisují (Hrbáček 1964; Pechar 1992) z 60. - 80. let minulého století. Struktura planktonu i výskyt sinice *Aphanizomenon flos aquae* odpovídají konceptu Top-down regulace, ale biomasa sinic byla v roce 2014 o jeden řád vyšší než byla v minulém století.

**Sezóna 2015** byla u rybníka Rod charakteristická rychlým nástupem makrofyt, přítomností velkých filtrujících dafnií (průhledností až na dno i v hloubce 2 m) a útlumem výskytu velkých druhů fytoplanktonu (*Aphanizomenon*, *Volvox*). Právě díky čisté vodě (dobrým světelným podmínkám) a nadbytku živin, využily uvolněnou niku makrofyta, hlavně *Ceratophyllum demersum*, podružně *Potamogeton pectinatus*), která postupně zarostla až 31 % vodní plochy (Petrů et al. 2016). Tento stav přilákal velké množství vodního ptactva, které zde mělo ideální potravní a hnízdní podmínky. Ekosystém byl ale opět náchylný ke kyslíkovým deficitům. Kompetiční nebo alelopatické omezení fytoplanktonu makrovegetací popisuje řada autorů a výskyt makrofyt je často vnímán jako nežádoucí důsledek biomanipulace prostřednictvím rybí obsádky. I v tomto případě situace odpovídá již mnohokrát popsanému efektu eliminace planktivorních ryb (Verhofstad et al. 2017).

**První polovina sezóny 2016** se u studovaného rybníka Rod vyznačovala opět rychlým nástupem makrofyt (z počátku úzkolistý *Potamogeton* byl postupně nahrazován růžkatcem). Hojná přítomnost velkých dafnií v první polovině sezóny zajišťovala udržení „čisté vody“. Zarůstání začalo již počátkem června, koncem června byla již téměř celá vodní plocha zarostlá růžkatcem. V polovině července se situace zcela změnila. Velký zooplankton zmizel a došlo k rychlému rozvoji vodního květu (rod *Anabaena*). Byl to důsledek nekontrolovatelné invaze omnivorní a rychle se množící střevličky východní (*Pseudorasbora parva*). Začátkem srpna byla průhlednost vody pouhých 15 cm. Potvrdil se tak vliv planktivorních ryb i skutečnost, že masový rozvoj populace střevličky extrémně změnil složení planktonu (Musil et al. 2014). Díky fyziologickým projevům obrovské rostlinné biomasy (růžkatce + sinice) docházelo k velmi výrazným oscilacím hydrochemických parametrů, pH a rozpuštěného kyslíku.

**V roce 2017** byl opětovně do nádrže vysazen generační candát a lín. Očekávaný extrémní nárůst biomasy makrovegetace v nádrži nenastal. V první polovině sezóny byl zaznamenán výtěr střevličky východní a očekával se podobný scénář jako v roce 2016. Zejména silný predační tlak na zooplankton. Přibližně do 1. dekády srpna se rybník

choval jako standardní produkční nádrž. Tj. vegetační zákal, mírné kolísání v nasycení vody kyslíkem, průhlednost vody kolem 40 cm, zooplankton spíše střední až jemný, nicméně stále s přítomností daňů. Jejich úbytek, v důsledku predace střevličky východní, nenastal a situace se stabilizovala. Výskyt velkých perlooček lze vysvětlit oslabením populace střevličky východní. Při výlovu byla následně zjištěna minimální biomasa této ryby. Byl zaznamenán hojný výskyt ježdíka obecného a také odrostlého plůdku candáta. Skutečnost, že se velkou část letní sezóny vyskytovaly velké perloočky, ale přesto nedošlo ke snížení biomasy fytoplanktonu, ukazuje na oslabení Top-Down regulace. Ke zvýšení průhlednosti vody došlo začátkem září, kdy po náhlém ochlazení zkolabovala populace sinic. Perloočky dokázaly asi 14 dnů udržet vysokou průhlednost a minimální biomasu fytoplanktonu (pod 10 µg/L chlorofylu - *a*), nicméně rozvoj vegetačního zákalu nastal ještě během měsíce října (Pechar et al. nepublikovaná data).

Značně odlišné reakce jednoho rybníka na snížení rybí obsádky ukazuje na proměnlivost a nestabilitu rybníčního prostředí v podmínkách silné eutrofizace. Eliminace obsádky kapra způsobila, v souladu s Top-Down regulací, postupné změny, uvolnily jednotlivé niky rybníční biocenózy, nejprve pro hrubý zooplankton, následně pro rozvoj makrofyt. Nicméně žádná ze situací, které bylo možné přiřadit k alternativním stabilním stavům mělkých jezer, se v následujícím roce nezopakovala.

Z hlediska rybářské praxe hraje klíčovou roli efektivní využívání přirozené potravy rybami. Ať už z hlediska dosahovaných produkcí, tak z hlediska kvality rybího masa jako potraviny (Hlaváč et al. 2016). Dosavadní vývoj rybníčních nádrží, ale také krajiny jako celku, naučil a donutil rybníkářské subjekty hospodařit tak, aby byly schopni se vypořádat s vysokou živinovou zátěží a eutrofními projevy (zakalená voda, kyslíkové deficity, nedostatek vody či nízké biomasy hrubšího zooplanktonu). V řadě případů se ukazuje, že tlumit a překlenout extrémní situace spojené s hypertrofním stavem nádrže, dokáží lépe vyšší obsádky kapra. To sebou přináší vyšší produkci (dnes již běžně 800 až 1000 kg/ha) a potřebu vyššího vnosu krmiv.

Podmínky pro hospodaření na eutrofních rybnících jsou však často diametrálně odlišné, jak dokumentují výsledky pilotního projektu (Baxa et al. 2013). Rybníky jeví se z hlediska produkce ryb a vývoje zooplanktonu jako optimální vykazují i lepší hodnoty stanovených živin, lepší kvalitu vody i procenticky menší výskyt sinic. Například na



rybnících Rod, Naděje a Potěšil podíl sinic ve fytoplanktonu překročil hranici 50 % jen zřídka, což v dnešních podmínkách nebývá běžné.

Zajímavé je porovnání rybníka Rod a Velký Tisý. Rybník Rod je zařazen do kategorie s trvale středním až hrubším zooplanktonem po celou sezónu. Naopak Velký Tisý měl v průběhu sezóny 2012 trvale jemný "prožraný" zooplankton. Výlov kapra na těchto nádržích byl naprosto totožný (640 kg/ha). To znamená, že z hlediska vlivu kapra panují na obou nádržích prakticky stejné podmínky. I z hlediska množství živin a pořadí dle skóre jsou si tyto lokality velmi podobné (blízké) a vykazují prakticky totožné parametry. Výrazně se však lišila produkce kapra, která na rybníce Velký Tisý byla jen 128 kg/ha, zatímco na Rodu dosáhla 490 kg/ha. Vysvětlení rozdílné struktury v zooplanktonu a produkce kapra poskytuje detailnější rozbor výlovů ryb. Zatímco na Rodu bylo vyloveno cca 20 kg/ha ostatních ryb, tak na rybníku Velký Tisý byl zaznamenán výlovek ostatních ryb v množství přesahující 260 kg/ha, přičemž většinu z této produkce tvořil invazní druh karas stříbřitý. Je více než zřejmé, že tato situace výrazně znehodnocuje a ovlivňuje stav ekosystému i hospodářský výsledek. Podobný propad v produkci a zřetelnou ekonomickou ztrátu dokládá studie vlivu další invazní nepůvodní ryby střevličky východní (Musil et al. 2014).

Vyhodnocení stavu lokality z hlediska produkce a kvality vody, komplexně hodnocené jako skóre představuje tedy první přiblížení, návrh postupu, jak rybníční lokality hodnotit. Z výsledků vyplývá, že i v hodnocení těchto závislostí existuje velká variabilita. Například rybník Výskok má poměrně nepříznivé skóre, ale střední produkci, splňuje požadavek na přítomnost hrubšího planktonu a byla zde dosažena příznivá hodnota RKK. Naopak rybník Starý Spálený vykazuje dobré skóre kvality vody, ale je to v tomto případě dáno velmi extenzivním hospodářským využitím. V hodnoceném souboru je velká skupina rybníků, které mají srovnatelné, průměrné, hodnoty produkce, liší se však v hodnotách skóre kvality vody. To znamená, že na jedné straně není kvalita vody jednoznačně determinována jen hospodářskými zásahy, na straně druhé je evidentní, že lze dosahovat vysoké produkce ryb v podmínkách, které jsou z hlediska kvality vody lepší, než je současný průměrný stav rybníčních lokalit. Podobnou zkušenost uvádějí z moravských rybníků Brabec et al. (2009).

Individuálnější přístupem k rybníčním nádržím tak lze získat lepší informaci o jejich fungování. Zároveň se tím otevírá prostor pro úsporu nákladů spojených s produkčními



zásahy - krmení, hnojení. I s ohledem na vyhlídky do budoucna (vysoký odnos látek z krajiny, extrémní vyplavování a odnos fosforu do tekoucích a stojatých vod, suché letní periody a celkové zhoršování kvality vody), je v zájmu rybníkářů se těmito rizikům, svými hospodářskými zásahy, přizpůsobit.

Na rybníku Rod dobře zdokumentovaný experimentální pokus o rychlý návrat nádrže z eutrofního do alespoň mezotrofního stavu ukazuje a potvrzuje, že se jedná o dlouhodobý proces. V eutrofních podmínkách, ve kterých navíc oslabuje Top-Down regulace, nastává řada nepředvídatelných situací, které v konečném důsledku nevyhovují ani hospodářcím subjektům ani obecně ochraně přírody.

## 7 ZÁVĚRY

---

1. V disertační práci jsou shrnuty výsledky hydrobiologického sledování rybníků z období 2008-2017. Sledování zahrnovalo 16 nádrží, na kterých byl ve výše zmíněném období prováděn, zpravidla několikaletý, hydrobiologický výzkum. Dále byl v roce 2012 proveden, v rámci řešení Pilotního projektu OPR 2012, rozsáhlý screening rybníčních lokalit na třeboňské rybníční soustavě. Celkem tedy bylo hodnoceno 62 nádrží se 780 vzorky zooplanktonu. Hlavním cílem práce bylo popsat současný stav a fungování rybníků z pohledu struktury, dynamiky a filtrační efektivity hrubého dafniového zooplanktonu, v návaznosti na eutrofní projevy v nádržích rybníčního typu.
2. Všechny monitorované lokality lze zařadit na úroveň eutrofie až slabé hypertrofie. Průměrné průhlednosti prakticky nebývají vyšší než 0,6 m, chlorofyl *a* bývá vyšší než 30 µg/l (průměr 100 µg/l) a hodnoty TP přesahují 0,1 mg/l (průměr 0,22 mg/l). To odpovídá setrvalému trendu přibližně od přelomu století. Do 90. let minulého století se koncentrace chlorofylu *a* a TP postupně zvyšovaly, na přelomu století došlo k dosažení maxima eutrofizace. V té době se průměrné koncentrace ustálily na hodnotách kolem 120 µg/l Chlorofylu *a* a 0,3 mg/l TP. Současná situace je prakticky beze změn. Dokládají to jednak dlouhodobá data z monitorovaného období 2008-2017, stejně tak rozsáhlý screening z roku 2012.
3. Zooplankton byl na většině lokalit relativně druhově chudý. Nejčastěji se vyskytuje uniformní společenstvo zooplanktonu s dominancí *Daphnia galeata*, *Bosmina longirostris*, rodu *Acanthocyclops*, *Keratella quadrata*, *Keratella cochlearis* nebo rodu *Brachionus*. Ukazuje se tak, že v pelagiálu rybníků prakticky není prostor pro rozvoj rozmanitějšího druhového společenstva. Takovýto stav je popisován přibližně od poloviny minulého století, kdy rybníky přecházely z mezotrofní na eutrofní hladinu a trvá prakticky dodnes.
4. Zatímco druhové složení rybníčního zooplanktonu vykazuje v posledních desetiletích značnou podobnost, poměry dafniového zooplanktonu a velikostní struktura dafnií se výrazně měnila. V letech 2006 – 2009 byla zdokumentována

na vodňanské rybníční soustavě prakticky úplná absence velkých druhů perlooček. Nicméně, jak rozsáhlý screening v roce 2012, tak vzorkované lokality v letech 2008 – 2017 z třeboňské rybníční soustavy ukazují, že potenciál rozvoje dafniového zooplanktonu existuje. Střední až hrubý zooplankton (kategorie D1-D2) se střídavě objevuje v průběhu celé sezóny na téměř všech lokalitách. Stav středního až hrubého zooplankton lze v horizontu posledních 10 let hodnotit vcelku pozitivně. Inokulum dafnií je tedy přítomno, záleží na podmínkách prostředí, zda rozvinutí hrubších forem umožní.

5. Stav planktonu je určován jednak trofickými podmínkami, tak stále zejména přítomnou obsádkou ryb. Zooplanktonu může zároveň projevy eutrofizace zmírňovat či naopak prohlubovat. Role rybí obsádky je patrná i v podmínkách hypertrofie avšak v porovnání s druhou polovinou minulého století není tento faktor tak zřetelný. Potvrzuje se, že uvolněním rybí obsádky v eutrofním až hypertrofním rybníku se spustí řetězec biologických pochodů, jež vyústí v krátkodobé narušení „Top-Down“ regulace. Tato situace byla zdokumentována na rybníku Rod v letech 2014 – 2017:
  - a. V první fázi omezení kapří obsádky vede k rozvoji hrubého zooplanktonu, nastolení fáze čisté vody a problematické periody spojené s úbytkem rozpuštěného kyslíku.
  - b. Ve druhé fázi přítomnost velkých perlooček nedokáže ovlivnit rozvoj koloniálních sinic. Nastává masivní nárůst fytoplanktonu a snížení průhlednosti vody.
  - c. Ve třetí fázi rybník zarůstá vodní makrovegetací a otevírá se prostor pro planktonofágní, plevelné druhy ryb. Nastává silný predanční tlak na zooplankton.
  - d. Planktonofágní druhy ryb mizí, vegetační zákal a vodní květ sinic zůstává a rozvíjí se hrubý zooplankton bez schopnosti regulovat biomasu fytoplanktonu.
6. Zmiňovaná „Top-Down“ regulace je nepochybně velmi robustní proces. To lze doložit z monitorovaných přírodních koupališť. V těchto biotopech je řízeně

navozená jednodušší situace pro zooplankton - není zde litorál, není zde dno se sedimentem, voda se recirkuluje, rybí obsádka je zcela vyloučena. V takovýchto řízených podmínkách dafniový zooplankton spolehlivě omezuje rozvoj fytoplanktonu.

7. Na rybnících dochází během sezóny k nárůstu biomasy fytoplanktonu a to i v případech, kdy je přítomný hrubší dafniový zooplankton. Delší období „čisté“ vody se v současnosti vyskytuje jen výjimečně. Sezónní dynamika rybníčního planktonu se výrazně liší od popisu sezóny rybníků v 70. letech minulého století. V té době bylo stadium „čisté“ vody běžné, zejména v prvním roce dvouhorkově obhospodařovaných rybníků.
8. Otázkou tedy stále zůstává, za jakých podmínek může k narušení „Top-Down“ regulace docházet. Zdokumentované situace předkládají jisté indicie, ale mechanismy, vedoucí k narušení tohoto principu, prozatím nejsou popsány.

## 8 LITERATURA

---

ADÁMEK, Z., B. MARŠÁLEK, 2013. Bioturbation of sediments by benthic macroinvertebrates and fish and its implication for pond ecosystems: a review. *Aquaculture International*. 21(1), 1–17.

ALEXANDER, T. J., P. VONLANTHEN et O. SEEHAUSEN, 2017. Does eutrophication-driven evolution change aquatic ecosystems? *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* doi:10.1098/rstb.2016.0041.

BALLS, H., B. MOSS, K. IRVINE, 1989. The loss of submerged plants with eutrophication I. Experimental design, water chemistry, aquatic plant and phytoplankton biomass in experiments carried out in ponds in the Norfolk Broadland *Freshwater Biology* (22), 71–87. doi:10.1111/j.1365-2427.1989.tb01085.x.

BARICA, J., 1981. Hypereutrophy – the ultimate stage of eutrophication. *W.H.O. Water Quality Bulletin*. (6), 98–98.

BARTOŠ, E., 1959. *Vířníci - Rotatoria*. Fauna ČSR. Praha: Nakladatelství Československé akademie věd. Praha.

BAXA, M., 2010. Vliv rybářského hospodaření na strukturu a dynamiku potravních organismů a na kvalitu vodního prostředí na vybraných rybníčních soustavách. *Diplomová práce. JU, Zemědělská fakulta. České Budějovice*.

BAXA, M., Z. BENEDOVÁ, I. CHMELOVÁ, M. MUSIL, L. PECHAR et J. POKORNÝ, 2013. *Technická zpráva pilotního projektu: Komplexní systém kontroly kvality rybníčních nádrží – klíčový nástroj pro efektivní produkci ryb*. Registrační číslo pp: CZ.1.25/3.4.00/11.00387.

BAYER, E., A. BAJKOV, 1929. *Hydrobiologická studia rybníků lednických*. Sbor. Vys. školy zem. Brno (14), 1-165.

BERG, S., E. JEPPESEN, M. SØNDERGAARD, 1997. Pike (*Esox lucius* L) stocking as a biomanipulation tool 1. Effects on the fish population in Lake Lyng, Denmark. *Hydrobiologia*. (342), 311–318.

BOSTON, H. L., M. S. ADAMS, J. D. MADSEN, 1989. Photosynthetic strategies and productivity in aquatic systems. *Aquatic Botany*. 34(1–3), 27–57.

BRABEC, T., R. KOPP, T. VÍTEK, J. MAREŠ, 2009. Porovnání vývoje hospodaření na vybraných rybnících v rozdílných klimatických oblastech. In: R. KOPP *60 let výuky rybářské specializace na MZLU v Brně*. Brno: MZLU Brno, s. 117–123. ISBN 978-80-7375-358-0.

BROOKS, J.L., S.I. DODSON, 1965. Predation, Body Size, and Composition of Plankton. *Science* (150), 28–35. doi:10.1126/science.150.3692.28.

- BRUNS, S., 2013. Performance of Public Swimming Ponds. An Overview of Hygiene in Pools with Biological Water Purification. 1. In: Internationale Organisation für naturnahe Badegewässer.
- BURNS, C.W., 1969. The relationship between body size of filter-feeding Cladocera and the maximum size of particle ingested. *Limnology and Oceanography* (14), 693–700. doi:<https://doi.org/10.4319/lo.1968.13.4.0675>.
- CARPENTER, S. R., F. J. KITCHELL, [eds.], 1993. *The trophic cascade in lakes*. New York: Cambridge University Press. ISBN 978-0-521-43145-3.
- CARPENTER, S. R., R. C. LATHROP et A. MUNOZ-DEL-RIO, 1993. Comparison of dynamic models for edible phytoplankton. *Canadian Journal of Fisheries and Aqua Science*. (50), 1757–1767.
- CLARE, J., 2018. Daphnia: An aquarist's guide. *Caudata.org*. [online]. Dostupné z: <https://www.caudata.org/daphnia/#anatomy>
- CZÁRÁN, T., S. BARTHA, 1992. Spatiotemporal dynamic models of plant populations and communities. *Trends in Ecology and Evolution*. (7), 38–42.
- ČÍŽKOVÁ, H. L. VLASÁKOVÁ et J. KVĚT, [eds.] 2017. *Mokřady: ekologie, ochrana, udržitelné využívání*. 1. České Budějovice: Episteme. Natura. ISBN 978-80-7394-658-6.
- DIETER, E., 2005. *Ecology, Epidemiology, and Evolution of Parasitism in Daphnia*. National Center for Biotechnology Information (US), Bethesda (MD). ISBN 10: 1-932811-06-0.
- EINSLEI, U., 1993. *Crustacea, Copepoda, Calanoida und Cyclopoida*. Gustav Fisher Verlag – Stuttgart – Jena – New York.
- EP A ER, 2000. *Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky*. 2000.
- FAINA, R., 1983. *Využívání přirozené potravy kaprem v rybnících*. Edice Metodik VÚRH Vodňany. VÚRH Vodňany.
- FENIOVA, Y., M. RZEPECKI, N. S. ZILITINKEVICZ, I. KOSTRZEWSKA-SZLAKOWSKA et V. G. PETROSYAN, 2017. Experimental Study of Indirect Effects of Fish on the Demographic Parameters of Cladoceran Species under Eutrophic Conditions. *Inland Water Biology* 10(4), 399–404. ISSN 1995-0829. doi:10.1134/S1995082917050017
- FERNANDO, C.H., 2002. *A Guide to Tropical Freshwater Zooplankton – Identification, Ecology and Impact on Fisheries*. Leiden: Backhuys Publishers. ISBN 90-5782-117-6.
- FOTT, J., L. PECHAR et M. PRAŽÁKOVÁ, 1980. Fish as factor controlling water quality in ponds. In: J. BARICA a L. R. MUR, [eds.] *Hypertrophic Ecosystems: S.I.L. Workshop on Hypertrophic Ecosystems held at Växjö, September 10–14, 1979*. Springer Science & Business Media, s. 255–261. ISBN 978-94-009-9203-0.

FRIČ, A., 1872. *Über die Fauna der Böhmerwaldseen*. Praha: Sitzungsbericht der Königlichenböhmischen Gesellschaft der Wissenschaften.

GER, K. A., L. A. HANSSON a M. LÜRLING, 2014. Understanding cyanobacteria-zooplankton interactions in a more eutrophic world. *Freshwater Biology*. 59, 1783–1798. doi:10.1111/fwb.12393

GER, K. A., P. URRUTIA-CORDERO, P. C. FROST, L. A. HANSSON, O. SARNELLE, A. E. WILSON et M. LÜRLING, 2016. The interaction between cyanobacteria and zooplankton in a more eutrophic world. *Harmful Algae* 54, 128–144. doi:10.1016/j.hal.2015.12.005

GLIWICZ, Z.M., 1969. Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy. *Ekologia Polska*. (17), 663–708.

GLIWICZ, Z.M., 2004. Zooplankton. In: *The Lakes Handbook - Limnology and limnetic ecology*. Blackwell Science Ltd. ISBN 0-632-04797-6.

HABERMAN, J. et M. HALDNA, 2014. Indices of zooplankton community as valuable tools in assessing the trophic state and water quality of eutrophic lakes: long term study of Lake Vörtsjärvi. *Journal of Limnology*. (73(2)).

HARTMUT, A. et B. NIXDORF, 1991. Spring clear-water phase in a eutrophic lake: Control by herbivorous zooplankton enhanced by grazing on components of the microbial web. *Verh. Intern. Verein. Limnol.* (24), 879–883. doi:10.1080/03680770.1989.11898870

HAVENS, K. E., 2014. Lake eutrophication and plankton food webs. In *Eutrophication: causes, consequences and control*. In: A. A. ANSARI et S. S. GILL, (eds.): *Eutrophication: Causes, Consequences and Control*. Dordrecht: Springer Science+Business Media, 73–80. ISBN 978-94-007-7814-6.

HEJNÝ, S. et Š. HUSÁK, 1978. Ecological Effect of Fishpond Amelioration. In: D. DYKYJOVÁ et J. KVĚT, [eds.]. *Pond Littoral Ecosystems*. Heidelberg: Springer Verlag, 409–415.

HELLICH, B., 1878. *Perloočky země České.*: Arch. pro přírodov. výzk. Čech. Dostupné z: <http://www.digitalniknihovna.cz/nm/view/uuid:255b0600-1e77-11e2-9687-000d606f5dc6?page=uuid:0c416ea0-1e83-11e2-9fd2-000d606f5dc6>

HLAVÁČ, D., M. ANTON-PARDO, J. MÁŠILKO, P. HARTMAN, J. REGENDA, P. VEJSADA, M. BAXA, L. PECHAR, O. VALENTOVÁ, L. VŠETIČKOVÁ, B. DROZD et Z. ADÁMEK, 2016. Supplementary feeding with thermally treated cereals in common carp (*Cyprinus carpio* L.) pond farming and its effects on water quality, nutrient budget and zooplankton and zoobenthos assemblages. *Aquaculture International* 24(6), 1681–1697. ISSN 1573-143X. doi:10.1007/s10499-016-0059-0

HRBÁČEK, J., 1964. Contribution to the ecology of water-bloom forming blue-green algae - *Aphanizomenon flos-aquae* and *Microcystis aeruginosa*. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* (15), 837–846.

HRBÁČEK, J., M. DVOŘÁKOVÁ, V. KOŘÍNEK et L. PROCHÁZKOVÁ, 1961. Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of



metabolism of the whole plankton association. *Verhandlungen Internationale Vereinigung Theoretisch Angewandte Limnologie*. (14), 192–195.

HRBÁČEK, J., L. PECHAR et V. DUFKOVA, 1994. Anaerobic conditions in winter shape of the seasonal succession of Copepoda and Cladocera in pools in forested inundations. In: SLADECKOVA, A, [ed.]. *International Association Of Theoretical And Applied Limnology, Proceedings, Vol 25, Pt 3*. Johannestrassse 3, W-7000 Stuttgart, Germany: 1335–1336. ISBN 3-510-54042-5.

HRBÁČEK, J., B. ALBERTOVÁ, B. DESORTOVÁ, V. GOTTWALDOVÁ et J. POPOVSKÝ, 1986. Relation of the zooplankton biomass and share of large cladocerans to the concentration of total phosphorus, chlorophyll-a and transparency in Hubenov and Vrchlice reservoirs. *Limnologica*. (17), 301–308.

HUTCHINSON, G. E., 1967. *A Treatise on Limnology: Introduction to Lake Biology and the Limnoplankton*. 2. New York: John Wiley & Sons Inc. ISBN 978-0-471-42572-4.

ILLYOVÁ, M. et I. PASTUCHOVÁ, 2012. The zooplankton communities of small water reservoirs with different trophic conditions in two catchments in western Slovakia. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* 271–281. doi:10.1016/j.limno.2012.08.004

IUCN, 1996. *Význam rybníků pro krajinu střední Evropy. Trvale udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko*. Praha: České koordinační středisko IUCN - Světového svazu ochrany přírody Praha a IUCN Gland, Švýcarsko a Cambridge, Velká Británie.

JEPPESEN, E., M. SØNDERGAARD, J.P. JENSEN, E. MORTENSEN, A. M. HANSEN et T. JØRGENSEN, 1998. Cascading trophic interactions from fish to bacteria and nutrients after reduced sewage loading: an 18-year study of a shallow hypertrophic lake. *Ecosystems* (1), 250–267. ISSN 1432-9840. doi:10.1007/s100219900020

JEPPESEN, E., M. SØNDERGAARD, O. SORTKJAER, E. MORTENSEN et P. KRISTENSEN, 1990. Interactions between phytoplankton zooplankton and fish in a shallow hypertrophic lake a study of phytoplankton collapses in Lake Sobygaard Denmark. *Hydrobiologia*. (191), 149–164.

JÍROVEC, O., 1937. Chemismus vod rybníků Lednických (Chemistry of fishponds near Lednice). *Věst král. Čes. Spol. Nauk*. 1–19.

JÍROVEC, O. et M. JÍROVCOVÁ, 1938. Chemismus Inářských rybníků. *Věst. král. spol. nauk., Praha*. 1–34.

JÜRGENS, K., 1994. Impact of Daphnia on planktonic microbial food webs – A review. *Marine Microbial Food Webs*. 1–2(8), 295–324. ISSN 0297-8148.

KACZKOWSKI, Z., A. WOJTAL-FRANKIEWICZ, I. GAĞAŁA, J. MANKIEWICZ-BOCZEK, A. JASKULSKA, P. FRANKIEWICZ, K. IZYDORCZYK, T. JURCZAK et M. GODLEWSKA, 2017. Relationships among cyanobacteria, zooplankton and fish in sub-bloom conditions in the Sulejow Reservoir. *Journal of Limnology* 76(2). doi:10.4081/jlimnol.2017.1521

- KAFKA, J., 1891. *Zvířena českých rybníků*. B.m.: Arch. pro přírodov. výzk. Čech.
- KALFF, J., R. KNOEHEL, 1978. Phytoplankton and their dynamics in oligotrophic and eutrophic lakes. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* (9), 475–495.
- KOMÁRKOVÁ, J., V. VYHNÁLEK et J. KUBEČKA, 1995. Impact of fishstock manipulation on the composition of net phytoplankton in the Rímov reservoir (Czech Republic). *Water Science and Technology.* (32), 207–216.
- KOŘÍNEK, V., J. FOTT, J. FUKSA, J. LELLÁK et M. PRAŽÁKOVÁ, 1987. Carp ponds of central Europe. In: *Ecosystems of the World*. Michael, R. G. (ed.) Managed aquatic ecosystems. Amsterdam: Elsevier, 29, s. 29–63.
- KOŘÍNEK, V. 2005. *Dichotomický klíč perlooček (Cladocera) České republiky*. 2005.
- KOSÍK, M. 2009. *Biodiverzita perlooček a klanonožců v oblasti Nadějské rybníční soustavy*. Diplomová práce. JU, Zemědělská fakulta České Budějovice.
- KOSTE, W. 1978. *Rotatoria, Die Rädertiere Mitteleuropas, Überordnung Monogononta*. Berlin: Gebrüder Borntraeger. ISBN 3-443-39072-2.
- KUDARI, V. A., R. D. KANAMADI, 2008. Impact of changed trophic status on the zooplankton composition in six water bodies of Dharwad district, Karnataka state (South India). *Environ Monit Assess.* (144), 301–313. doi:10.1007/s10661-007-9993-7
- LAMPERT, W., W. FLECKNER, H. RAI et B.E. TAILOR, 1986. Phytoplankton control by grazing zooplankton: A study on the spring clear-water phase. *Limnology and Oceanography.* (31), 478–490.
- LOSOS, B., J. HETEŠA, 1971. *Hydrobiological studies on the Lednické rybníky ponds*. Přír. práce ústavu ČSAV v Brně.
- LUO, X., Z. LIU, R. D. GULATI, 2015. Cyanobacterial carbon supports the growth and reproduction of *Daphnia*: an experimental study. *Hydrobiologia.* 743, 211–220. doi:10.1007/s10750-014-2038-7
- MARKOVÁ, S., C. MAURONE, E. RACCHETTI, M. BARTOLI et V. ROSSI, 2016. *Daphnia* diversity in water bodies of the Po River Basin. *Journal of Limnology.* 76(2). ISSN 1723-8633. doi:10.4081/jlimnol.2016.1531
- MARŠÁLEK, B., 2008. Hydrobiologické principy udržení dobré kvality vody v koupacím jezírku. In: *Stavba přírodních koupališť, šance pro budoucnost* [online]. Brno: Svaz zakládání a údržby zeleně. Dostupné z: <http://www.jezirka-biobazeny.cz/cs/biobazeny/koupaci-jezirka-a-biobazeny/publikace/>
- MATHES, J., I KORCZYNSKI et J. MÜLLER, 2003. Shallow lakes in North-east Germany: trophic situation and restoration programmes. *Hydrobiologia.* 506(1–3), 797–802.
- MOSS, B.R., 2009. *Ecology of fresh waters: man and medium, past to future*. Wiley-Blackwell. ISBN 978-1-4443-1342-0.

- MRÁZ, J., J. MÁCHOVÁ, P. KOZÁK a J. PICKOVÁ, 2012. Lipid content and composition in common carp – optimization of n-3 fatty acids in different pond production systems. *Appl Ichthyol.* (28), 238–244.
- MUSIL, M., 2016. *Formování planktonu a jeho produkční charakteristiky v eutrofních rybnících*. Disertační práce. JU, Zemědělská fakulta, České Budějovice.
- MUSIL, M., K. NOVOTNA, J. POTUZAK, J. HUDA et L. PECHAR, 2014. Impact of topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) on production of common carp (*Cyprinus carpio*) - question of natural food structure. *BIOLOGIA* 69(12), 1757–1769. ISSN 0006-3088. doi:10.2478/s11756-014-0483-4
- NAUMANN, E. 1921. *Spezielle Untersuchungen über die Ernährungsbiologie des tierischen Limnoplanktons. I. Über die Technik des Nahrungserwerbs bei den Cladoceren und ihre Bedeutung für die Biologie der Gewässertypen*. Lunds Univ. Arsskr., n.f 17:2-26.
- NEGRO, A.I., C. DE HOYOS et J. C. VEGA, 2000. Fytoplankton structure and dynamics in Lake Sanabria and Valparaiso reservoir (NW Spain). *Hydrobiologia.* (424), 25–37.
- NEVALAINEN, L., M. BROWN et M. MARINA, 2018. Sedimentary Record of Cladoceran Functionality under Eutrophication and Re-Oligotrophication in Lake Maggiore, Northern Italy. *Water* (10(1)). doi:10.3390/w10010086
- NOVÁČEK, F., 1941. Fytoplankton a zooplankton rybníku Hladu u Studence. *Acta Soc.Sci.Nat.Morav.* 13: 1–31.
- PACE, M. L., 1984. Zooplankton community structure, but not biomass, influences the phosphorus-chlorophyll-a relationship. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science.* (41), 1089–1096.
- PAU, C., T. SERRA, J. COLOMER, X. CASAMITJANA, L. SALA et R. KAMPF, 2013. Filtering capacity of *Daphnia magna* on sludge particles in treated wastewater. *Water Research.* (47), 181–186.
- PECHAR, L., 1992. Water blooms of *Aphanizomenon-flos-aquae* an ecological study of fish pond populations. *Archiv für Hydrobiologie.* (3, 90), 339–418. ISSN 0003-9136.
- PECHAR, L., 1995. Long-term changes in fish pond management as an unplanned ecosystem experiment': Importance of zooplankton structure, nutrients and light for species composition of cyanobacterial blooms. *Water Science and Technology* 32(4), 187–196. ISSN 02731223. doi:10.1016/0273-1223(95)00698-2
- PECHAR, L., 2000. Impacts of long-term changes in fishery management on the trophic level water quality in Czech fish ponds. *Fisheries Management And Ecology.* 7(1–2), 23–31. ISSN 0969-997X. doi:10.1046/j.1365-2400.2000.00193.x
- PECHAR, L., J. HRBÁČEK, D. PITHART et J. DVOŘÁK, 1996. Ecology of pools in the floodplain. In: *Floodplain Ecology and Management*. Prach, K., Jeník, J. et A. R. G. Large. Amsterdam, The Netherlands: SPB Academic Publishing, 209–226.

PECHAR, L., I. PRIKRYL a R. FAINA, 2002. Hydrobiological evaluation of Trebon fishponds since the end of the nineteenth century. *Man and the Biosphere Series*. 28, 31–62.

PECHAR, L., 2015. Století eutrofizace rybníků - synergický efekt zvyšování zátěže živinami (fosforem a dusíkem) a nárůstu rybích obsádek. A hundred years of fishpond eutrophication - combined effect of nutrient enhancement and increasing of fish stock. *Vodní hospodářství*. 65(7), 1–6. ISSN 1211-0760.

PECHAR, L., J. BASTL, E. KEITH, M. HAIS, Z. KUČERA, L. KRÓPFELOVÁ, J. POKORNÝ, J. RADOVÁ et J. ŠULCOVÁ, 2003. Changes in agricultural discharge runoff during the last ten years after political and socioeconomical transformation in the Czech republic - experience from fishpond water chemistry of the Třeboň basin. In: J. VYMAZAL, [ed.]. *Wetlands: nutrients, metals and mass cycling*. Leiden: Backhuys Publishers, s. 307–320.

PETRŮ, A., L. PECHAR, E. PECHAROVÁ, (2016). The development of macro-scale vegetation in a fishpond ecosystem with considerably reduced fish stocking—a case study. International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM: Surveying Geology & mining Ecology Management, 16/1, 693-700.

PHILLIPS, G. L., 2005. Eutrophication of shallow temperate lakes. In: P. E. O’SULLIVAN, C. S. REYNOLDS, [eds.]. *The Lakes Handbook, volume 2, Lake restoration and rehabilitation*. Blackwell Publishing, .261–278.

PICKETT, S. T. S., M. J. MCDONNELL, 1989. Changing perspectives in community dynamics: theory of successional forces. *Trends in Ecology and Evolution*. (4), 241–245.

POKORNÝ, J., J. KVĚT, M. EISELTOVÁ, E. REJMÁNKOVÁ et D. DYKYJOVÁ, 2002. Role of macrophytes and filamentous algae in fishponds. *Man and the Biosphere Series*. (28), 97–124.

POKORNÝ, J., J. KVĚT, 2003. Aquatic Plants and Lake Ecosystems. In: P. E. O’SULLIVAN, C. S. REYNOLDS [eds.] *The Lakes Handbook, Volume 1*. Malden, MA, USA: Blackwell Science Ltd, 309–340. ISBN 978-0-470-99927-1.

POKORNÝ, J., L. PECHAR, J. KOUTNIKOVA, V. DUFKOVA, G. SCHLOTT et K. SCHLOTT, 1993. The effects on the aquatic environment of fishpond management practices. *Integrated management and conservation of wetlands in agricultural and forested landscapes. IWRB Special Publication*. 22, 50–55.

POTUZAK, J., J. HUDA et L. PECHAR, 2007. Changes in fish production effectivity in eutrophic fishponds - impact of zooplankton structure. *AQUACULTURE INTERNATIONAL* 15(3–4), 201–210. ISSN 0967-6120. doi:10.1007/s10499-007-9085-2.

POTUŽÁK, J., J. HŮDA et L. PECHAR, 2007. Zooplankton in Hypertrophic Fishponds: is the “Top-Down” Regulation of Phytoplankton Still a Valid Concept? *Acta Universitatis Carolinae Environmentalica*. (21), 115–120.

POTUŽÁK, J., 2009. *Plankton and trophic interactions in hypertrophic fish ponds*. Dissertation thesis. Univ. of South Bohemia, Faculty of Agriculture. České Budějovice.

- PRAŽÁKOVÁ, M., 1991. Impact of fishery management on Cladoceran populations. In: V. KOŘÍNEK et D.G. FREY, [eds.]: *Biology of Cladocera*. B.m.: Springer, Dordrecht, s. 209–216. ISBN 978-90-481-4101-2.
- PRISM, 1992. *GraphPad Prism* [online]. La Jolla California USA: GraphPad Software. Dostupné z: [www.graphpad.com](http://www.graphpad.com)
- PŘÍKRYL, I., 1996. Vývoj hospodaření na českých rybnících a jeho odraz ve struktuře zooplanktonu jako možného kritéria biologické hodnoty rybníků. In: *Sborník vědeckých prací k 75. výročí založení VÚRH: VÚRH*, 151–164.
- PŘÍKRYL, I., M. BLÁHA, 2007. *Klíč středoevropských Cyclopidae a Diaptomidae (bez druhů podzemních vod)*. manuscript.
- REDFIELD, A.C., 1934. *On the Proportions of Organic Derivatives in Sea Water and Their Relation to the Composition of Plankton*.: University Press of Liverpool.
- REYNOLDS, C. S., 2006. *The ecology of phytoplankton*.: Cambridge University Press.
- SERRA, T., A. BARCELONA, M. SOLER et J. COLOMER, 2018. Daphnia magna filtration efficiency and mobility in laminar to turbulent flows. (621), 626–633. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.264>
- SHAPIRO, J. a D.I. WRIGHT, 1984. Lake restoration by biomanipulations. Round Lake, Minnesota-the first two years. *Freshwater Biology*. (14), 371–383.
- SCHEFFER, M. a E.H. VAN NES, 2007. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia* (584), 455–466.
- SCHEFFER, M., 1998. *Ecology of Shallow Lakes*. 1. London: CHAPMAN & HALL. ISBN 0-12-74920-3.
- SIMOLA, H., L. ARVOLA, 2005. Lakes of northern Europe. In: P. E. O'SULLIVAN, C. S. REYNOLDS, [eds.]. *The Lakes Handbook, volume 2, Lake restoration and rehabilitation*.: Blackwell Publishing, s. 117–158.
- SLÁDEČEK, V., 1951,. Zooplankton Máchova jezera, Břežyňského a Novozámeckého rybníka. In: Praha: Čas. Nár. mus., 29–34.
- SOMMER, U., Z. M. GLIWICZ, W. LAMPERT et A. DUNCAN, 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* (106), 433–471.
- STERNER, R. W., 1989. The Role of Grazers in Phytoplankton Succession. In: U. SOMMER, [ed.]. *Plankton Ecology*. Berlin, Heidelberg: Springer, 107–170. ISBN 978-3-642-74890-5.
- STRAILE, D., 2015. Zooplankton biomass dynamics in oligotrophic versus eutrophic conditions: a test of the PEG model. *Freshwater Biology*. ((60), 174–183. doi:10.1111/fwb.12484



ŠIMEČKOVÁ, J., I. VEČEŘOVÁ, 2008. *Stavba přírodních koupališť, šance pro budoucnost. Svaz zakládání a údržby zeleně*. ISBN 978-80-254-4251-7

ŠRÁMEK-HUŠEK, R., 1953. *Naši Klanonožci*. Praha: Nakladatelství Československé akademie věd.

ŠRÁMEK-HUŠEK, R., M. STRAŠKRABA et J. BRTEK, 1962. *Lupenonožci – Branchiopoda*. Fauna ČSSR. Praha: Nakladatelství Československé akademie věd.

TALLING, J. F., 2003. Phytoplankton–zooplankton seasonal timing and the ‘clear-water phase’ in some English lakes. *Freshwater Biology*. (48), 39–52.

TSUGEKI, N., H. ODA et J. URABE, 2003. Fluctuation of the zooplankton community in Lake Biwa during the 20th century: a paleolimnological analysis. *Limnology*. (4), 101–107. ISSN 1439-8621. doi:10.1007/s10201-003-0097-y

URRUTIA-CORDERO, P., M. K. EKVALL et L. A. HANSSON, 2016. Controlling Harmful Cyanobacteria: Taxa-Specific Responses of Cyanobacteria to Grazing by Large-Bodied Daphnia in a Biomanipulation Scenario. *PLoS ONE*. 11(4). doi:10.1371/journal.pone.0153032

VERHOFSTAD, M. J., M. A. NÚÑEZ, E. P. REICHMAN, E. VAN DONK, L. P. M. LAMERS et E. S. BAKKER, 2017. Mass development of monospecific submerged macrophyte vegetation after the restoration of shallow lakes: roles of light, sediment nutrient levels, and propagule density. *Aquatic botany*. (141), 29–38.

VRBA, J., Z. BENEĐOVÁ, J. JEZBEROVÁ, A. MATOUŠŮ, A. MUSIL, J. NEDOMA, L. PECHAR, J. POTUŽÁK, J. ŘEHÁKOVÁ, K. ŠIMEK, M. ŠORF et J. ZEMANOVÁ, 2018. Nevstoupíš dvakrát do téhož rybníka – aneb vývoj rybníčních ekosystémů od Šusty k hypertrofii. In: *Rybníky 2018: Sborník příspěvků odborné konference konané v Praze*. Praha: Česká společnost krajinných inženýrů.

VŠETIČKOVÁ, L., Z. ADÁMEK, M. ROZKOŠNÝ et P. SEDLÁČEK, 2012. Effects of semi-intensive carp pond farming on discharged water quality. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*. 42(3), 223–321.

WEISSGERBER, T. L., N. M. MILIC, S. J. WINHAM et V. D. GAROVIC, 2015. Beyond Bar and Line Graphs: Time for a New Data Presentation Paradigm. *PLoS Biol*. doi:10.1371/journal

YUFENG, Y., H. XIANGFEI et L. JIANKANG, 1999. Long-term changes in crustacean zooplankton and water quality in a shallow, eutrophic Chinese lake densely stocked with fish. *Hydrobiologia*. (391), 195–203.

Zákon 114/1992 Sb. O ochraně přírody a krajiny v platném znění.

ŽENÍŠKOVÁ, H., P. CHALUPA et R. HEIMLICH, 2017. *Situační a výhledová zpráva - Ryby* [online]. Praha: MZe. ISBN 978-80-7434-395-7. Dostupné z: [www.eagri.cz](http://www.eagri.cz)

## 9 PŘÍLOHY

*Příloha 1 – Rybníky rozsáhlého screeningu z roku 2012 řazené podle skóre*

Lokalita	č. lokality	% odchylky od sezónního průměru						Suma odchylek
		DO sat	pH	NH <sub>4</sub> -N	PO <sub>4</sub> -P	CHLaF	TP	
		<i>abs</i>	<i>abs</i>	<i>mg/L</i>	<i>mg/L</i>	<i>ug/L</i>	<i>mg/L</i>	
Hejtman	21	0.45	6.80	-79	-67	-81	-46	-265.7
Staňkovský	20	18.34	4.86	-76	-71	-83	-43	-250.4
Rod	49	9.13	0.85	-78	-42	-42	-24	-176.3
Zájezek	18	23.23	14.03	-78	-49	-47	-31	-166.9
Nový Vdovec	39	14.32	2.05	-72	-61	-25	-22	-163.5
Starý Spálený	36	15.72	10.74	-36	-45	-57	-29	-140.6
Velký Tisý	44	7.36	1.72	-58	-43	-22	-14	-128.1
Naděje	50	7.16	0.43	-46	-44	-24	-19	-126.2
Horusický	72	18.79	4.99	-20	-27	-54	-26	-103.3
Opatovický	3	26.81	1.38	-18	-59	-34	-19	-101.5
Vizír	34	9.56	11.05	-81	-58	39	-15	-94.0
Svět	5	25.32	2.70	-15	-40	-57	-10	-92.8
Spolský	6	1.90	0.44	18	-48	-55	-8	-90.4
Koclířov	43	13.51	2.57	-55	-36	-10	0	-84.4
Velký Dubovec	45	25.37	9.28	-84	-23	10	-5	-67.8
Kaňov	88	19.90	1.53	-62	-25	1	-1	-66.2
Starý Vdovec	40	24.10	0.73	-87	-36	31	3	-64.2
Potěšil	56	31.92	10.06	4	-43	-35	-19	-51.5
Velká Černá	23	0.91	8.36	-73	8	8	4	-43.2
Starý u Břilic	85	4.66	1.33	-31	-27	25	3	-23.6
Točník	19	47.65	13.04	-92	-19	23	5	-22.1
Purkrabský	17	43.40	14.37	-76	23	-21	-4	-20.6
Ruda	2	20.87	8.59	20	-3	-44	-12	-9.4
Dobrá Vůle	54	14.83	3.00	-46	-21	40	9	-1.2
Malý Tisý	47	2.31	5.21	-89	-15	85	23	12.5
Rožmberk	97	49.29	9.80	-50	-21	34	6	27.9
Klec	55	8.52	3.22	10	-23	23	7	29.3
Stružky	89	17.55	3.24	152	-43	-69	-30	29.4
Staré Jezero	35	9.15	4.93	-10	-21	68	18	68.6
Dubenský	80	8.76	6.47	63	12	-21	0	68.8
Břilický	87	10.54	7.64	-12	-10	60	14	70.0
Podsedeck	33	43.27	9.53	-61	91	2	18	103.6
Láska	52	38.15	10.19	-87	23	85	47	116.1
Víra	51	20.94	2.59	94	-18	17	0	116.5
Výskok	7	19.38	0.74	120	-2	0	5	143.7
Verfle	83	4.50	2.21	88	55	-1	4	153.4
Církvičný	4	38.85	12.38	-80	80	92	89	232.3
Ponědražský	69	5.36	3.24	-64	301	62	51	358.6
Starý Hospodář	32	79.83	11.86	55	480	72	77	775.2







**Příloha 4** - Frekvence výskytu a podíl kategorií D0-D2 v průběhu sezóny: „Počet“ = absolutní počet výskytu jednotlivých kategorií v daném období, „%“ = poměr mezi jednotlivými kategoriemi v daném období.

<b>Rod</b> Kategorie	Počet				%			
	J	Č	P	Celkem	J	Č	P	Celkem
D0	1		7	8	6%	0%	37%	15%
D1	9	11	5	25	53%	58%	26%	45%
D2	7	8	7	22	41%	42%	37%	40%
<b>Celkem</b>	<b>17</b>	<b>19</b>	<b>19</b>	55	<b>100%</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>	100%

<b>Bošilecký</b> Kategorie	Počet				%			
	J	Č	P	Celkem	J	Č	P	Celkem
D0		2	2	4	0%	100%	67%	67%
D1	1		1	2	100%	0%	33%	33%
D2								
<b>Celkem</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	6	<b>100%</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>	100%

<b>Malý Dubovec</b> Kategorie	Počet				%			
	J	Č	P	Celkem	J	Č	P	Celkem
D0	1	3	3	7	33%	75%	60%	58%
D1	2		2	4	67%	0%	40%	33%
D2		1		1	0%	25%	0%	8%
<b>Celkem</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	12	<b>100%</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>	100%

<b>Nový Vdovec</b> Kategorie	Počet				%			
	J	Č	P	Celkem	J	Č	P	Celkem
D0	3	4	6	13	50%	67%	86%	68%
D1	1	2		3	17%	33%	0%	16%
D2	2		1	3	33%	0%	14%	16%
<b>Celkem</b>	<b>6</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	19	<b>100%</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>	100%

<b>Podsedek</b> Kategorie	Počet				%			
	J	Č	P	Celkem	J	Č	P	Celkem
D0	4	3	6	13	67%	60%	86%	72%
D1	1	2	1	4	17%	40%	14%	22%
D2	1			1	17%	0%	0%	6%
<b>Celkem</b>	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>7</b>	18				

<i>Staré Jezero</i> Kategorie	Počet				%			
	J	Č	P	Celkem	J	Č	P	Celkem
D0		3	5	8	0%	50%	63%	40%
D1	3	2	3	8	50%	33%	38%	40%
D2	3	1		4	50%	17%	0%	20%
<b>Celkem</b>	<b>6</b>	<b>6</b>	<b>8</b>	<b>20</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>

<i>Velký Tisý</i> Kategorie	Počet				%			
	J	Č	P	Celkem	J	Č	P	Celkem
D0	2	4	5	11	33%	67%	63%	55%
D1	2	2	3	7	33%	33%	38%	35%
D2	2			2	33%	0%	0%	10%
<b>Celkem</b>	<b>6</b>	<b>6</b>	<b>8</b>	<b>20</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>

<i>Vizír</i> Kategorie	Počet				%			
	J	Č	P	Celkem	J	Č	P	Celkem
D0	3	4	4	11	100%	100%	80%	92%
D1			1	1	0%	0%	20%	8%
D2								
<b>Celkem</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>12</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>

<i>Horák</i> Kategorie	Počet				%			
	J	Č	P	Celkem	J	Č	P	Celkem
D0	1		1	2	33%	0%	20%	17%
D1	2		3	5	67%	0%	60%	42%
D2		4	1	5	0%	100%	20%	42%
<b>Celkem</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>12</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>

<i>Fišmistr</i> Kategorie	Počet				%			
	J	Č	P	Celkem	J	Č	P	Celkem
D0		1	1	2	0%	33%	20%	20%
D1	1	1	2	4	50%	33%	40%	40%
D2	1	1	2	4	50%	33%	40%	40%
<b>Celkem</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>5</b>	<b>10</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>

<i>Baštýř</i> Kategorie	Počet				%			
	J	Č	P	Celkem	J	Č	P	Celkem
D0	1	1		2	33%	25%	0%	17%
D1	2	2	5	9	67%	50%	100%	75%
D2		1		1	0%	25%	0%	8%
<b>Celkem</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>12</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>

<i>Pěšák</i> Kategorie	Počet			Celkem	%			Celkem
	J	Č	P		J	Č	P	
D0								
D1	1		1	2	50%	0%	20%	18%
D2	1	4	4	9	50%	100%	80%	82%
<b>Celkem</b>	<b>2</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>11</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>	100%

<i>Staňkovský</i> Kategorie	Počet			Celkem	%			Celkem
	J	Č	P		J	Č	P	
D0	5	5	2	12	63%	83%	33%	60%
D1	2	1	1	4	25%	17%	17%	20%
D2	1		3	4	13%	0%	50%	20%
<b>Celkem</b>	<b>8</b>	<b>6</b>	<b>6</b>	<b>20</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>	100%

<i>Rezervo</i> Kategorie	Počet			Celkem	%			Celkem
	J	Č	P		J	Č	P	
D0	2	2	1	5	67%	100%	50%	71%
D1			1	1	0%	0%	50%	14%
D2	1			1	33%	0%	0%	14%
<b>Celkem</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>7</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>	100%

<i>Lazna</i> Kategorie	Počet			Celkem	%			Celkem
	J	Č	P		J	Č	P	
D0	1	2	4	7	50%	18%	29%	26%
D1		3	1	4	0%	27%	7%	15%
D2	1	6	9	16	50%	55%	64%	59%
<b>Celkem</b>	<b>2</b>	<b>11</b>	<b>14</b>	<b>27</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>	100%

<i>Pohoda</i> Kategorie	Počet			Celkem	%			Celkem
	J	Č	P		J	Č	P	
D0			1	1		0%	25%	14%
D1								
D2		3	3	6		100%	75%	86%
<b>Celkem</b>		<b>3</b>	<b>4</b>	<b>7</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>	100%

**Příloha 5 - Ukazatele trofie**

<b>Trofie</b>	<b>Oligotrofie</b>	<b>Mezotrofie</b>	<b>Eutrofie</b>	<b>Slabá hypertrofie</b>	<b>Silná hypertrofie</b>
<i>P</i> -celkový (mg/l)	< 0.02	0.02 -0.05	0.1 -0.2	0.2 -0.8	> 0.8
Chlorofyl - <i>a</i> (µg/l)	< 3	3 -7	7 -30	30 -500	> 500
Průhlednost	> 5	2 -5	0.5 -2	0.2 -0.5	< 0.2

## Příloha 6 – Tabulky statistik pro parametr versus období (plošný screening 2012)

Pruhlednost_vs_obdobi					
ANOVA table	SS	DF	MS	F (DFn, DFd)	P value
Treatment (between columns)	4.695	2	2.348	F (2, 290) = 26,44	P<0,0001
Residual (within columns)	25.75	290	0.08878		
Total	30.44	292			
	J	Č	P		
Number of values	119	86	88		
Minimum	0.1	0.1	0.1		
25% Percentile	0.4	0.25	0.2		
Median	0.55	0.4	0.3		
75% Percentile	0.9	0.55	0.4		
Maximum	1.7	2.4	1		
Mean	0.6372	0.4737	0.335		
Std. Deviation	0.3292	0.3501	0.1709		
Std. Error of Mean	0.03018	0.03776	0.01821		
Lower 95% CI of mean	0.5775	0.3987	0.2988		
Upper 95% CI of mean	0.697	0.5488	0.3712		
Sum	75.83	40.74	29.48		

Chlorofyl_vs_obdobi					
ANOVA table	SS	DF	MS	F (DFn, DFd)	P value
Treatment (between columns)	954493	2	477247	F (2, 287) = 32,8	P<0,0001
Residual (within columns)	4175524	287	14549		
Total	5130017	289			
	J	Č	P		
Number of values	118	85	87		
Minimum	1	7	19		
25% Percentile	19.75	56.5	126		
Median	49	112	202		
75% Percentile	114.3	205	273		
Maximum	582	521	710		
Mean	83.28	151	221		
Std. Deviation	95.65	124.7	144.6		
Std. Error of Mean	8.805	13.53	15.51		
Lower 95% CI of mean	65.84	124.1	190.1		
Upper 95% CI of mean	100.7	177.9	251.8		
Sum	9827	12832	19224		

TN_vs_obdobi					
ANOVA table	SS	DF	MS	F (DFn, DFd)	P value
Treatment (between columns)	31.77	2	15.89	F (2, 289) = 21,45	P<0,0001
Residual (within columns)	214	289	0.7405		
Total	245.8	291			
	J	Č	P		
Number of values	119	85	88		
Minimum	1.488	1.494	1.548		
25% Percentile	1.823	1.913	2.416		
Median	2.06	2.27	2.887		
75% Percentile	2.504	2.952	3.499		
Maximum	6.83	4.768	7.2		
Mean	2.315	2.495	3.09		
Std. Deviation	0.8203	0.7701	0.9872		
Std. Error of Mean	0.0752	0.08353	0.1052		
Lower 95% CI of mean	2.166	2.329	2.881		
Upper 95% CI of mean	2.464	2.662	3.3		
Sum	275.5	212.1	272		

TP_vs_obdobi					
ANOVA table	SS	DF	MS	F (DFn, DFd)	P value
Treatment (between columns)	0.3947	2	0.1973	F (2, 289) = 16,67	P<0,0001
Residual (within columns)	3.42	289	0.01183		
Total	3.815	291			
	J	Č	P		
Number of values	119	85	88		
Minimum	0.117	0.123	0.125		
25% Percentile	0.149	0.1835	0.2323		
Median	0.183	0.235	0.2795		
75% Percentile	0.235	0.319	0.3418		
Maximum	0.668	0.703	0.793		
Mean	0.2144	0.2663	0.3012		
Std. Deviation	0.1023	0.1166	0.1095		
Std. Error of Mean	0.00938	0.01265	0.01168		
Lower 95% CI of mean	0.1958	0.2411	0.278		
Upper 95% CI of mean	0.233	0.2914	0.3244		
Sum	25.52	22.63	26.51		

KNK4.5_vs_obdobi					
ANOVA table	SS	DF	MS	F (DFn, DFd)	P value
Treatment (between columns)	0.6071	2	0.3036	F (2, 289) = 0,8816	P=0,4152
Residual (within columns)	99.51	289	0.3443		
Total	100.1	291			
	J	Č	P		
Number of values	118	86	88		
Minimum	0.373	0.401	0.321		
25% Percentile	0.723	0.8823	0.817		
Median	1.165	1.307	1.185		
75% Percentile	1.58	1.785	1.739		
Maximum	2.47	2.644	2.578		
Mean	1.219	1.329	1.275		
Std. Deviation	0.5745	0.5925	0.5974		
Std. Error of Mean	0.05288	0.0639	0.06369		
Lower 95% CI of mean	1.115	1.202	1.149		
Upper 95% CI of mean	1.324	1.456	1.402		
Sum	143.9	114.3	112.2		



**Příloha 7 – Tabulky statistik pro parametr versus období (2008-2017)**

Pruhlednost_vs_obdobi					
ANOVA table	SS	DF	MS	F (DFn, DFd)	P value
Treatment (between columns)	2.347	2	1.173	F (2, 131) = 9,857	P=0,0001
Residual (within columns)	15.59	131	0.119		
Total	17.94	133			

	J	Č	P
Number of values	27	48	59
Minimum	0.15	0.09	0.1
25% Percentile	0.35	0.25	0.18
Median	0.75	0.39	0.3
75% Percentile	1.1	0.7875	0.6
Maximum	1.55	1.4	1.4
Mean	0.777	0.5171	0.4217
Std. Deviation	0.4302	0.355	0.2895
Std. Error of Mean	0.08279	0.05123	0.03769
Lower 95% CI of mean	0.6069	0.414	0.3462
Upper 95% CI of mean	0.9472	0.6202	0.4971
Sum	20.98	24.82	24.88

Chlorofyl_vs_obdobi					
ANOVA table	SS	DF	MS	F (DFn, DFd)	P value
Treatment (between columns)	456222	2	228111	F (2, 211) = 14,22	P<0,0001
Residual (within columns)	3384416	211	16040		
Total	3840638	213			

	J	Č	P
Number of values	61	72	81
Minimum	1.5	3	3.7
25% Percentile	12.1	22.18	42.9
Median	22.3	61.9	112.9
75% Percentile	59.8	126.6	257.4
Maximum	417.3	735	501.9
Mean	45.54	117.5	159.8
Std. Deviation	61.99	154.4	135.2
Std. Error of Mean	7.937	18.19	15.02
Lower 95% CI of mean	29.67	81.22	129.9
Upper 95% CI of mean	61.42	153.8	189.7
Sum	2778	8459	12941

TN_vs_obdobi					
ANOVA table	SS	DF	MS	F (DFn, DFd)	P value
Treatment (between columns)	32.12	2	16.06	F (2, 212) = 12,61	P<0,0001
Residual (within columns)	270	212	1.273		
Total	302.1	214			

	J	Č	P
Number of values	59	74	82
Minimum	0.531	1.081	0.881
25% Percentile	1.374	1.382	1.573
Median	1.565	1.769	2.229
75% Percentile	1.916	2.462	3.667
Maximum	5.062	6.558	6.047
Mean	1.75	2.069	2.681
Std. Deviation	0.7345	1.057	1.393
Std. Error of Mean	0.09563	0.1228	0.1538
Lower 95% CI of mean	1.559	1.824	2.375
Upper 95% CI of mean	1.942	2.314	2.987
Sum	103.3	153.1	219.8

TP_vs_obdobi					
ANOVA table	SS	DF	MS	F (DFn, DFd)	P value
Treatment (between columns)	0.9709	2	0.4855	F (2, 213) = 15,18	P<0,0001
Residual (within columns)	6.811	213	0.03198		
Total	7.782	215			

	J	Č	P
Number of values	59	74	83
Minimum	0.054	0.054	0.066
25% Percentile	0.094	0.09375	0.126
Median	0.136	0.1465	0.227
75% Percentile	0.161	0.201	0.336
Maximum	0.418	0.661	1.248
Mean	0.1447	0.1701	0.2952
Std. Deviation	0.06756	0.1135	0.2614
Std. Error of Mean	0.0088	0.0132	0.0287
Lower 95% CI of mean	0.1271	0.1438	0.2381
Upper 95% CI of mean	0.1623	0.1964	0.3522
Sum	8.537	12.59	24.5

KNK4.5_vs_obdobi					
ANOVA table	SS	DF	MS	F (DFn, DFd)	P value
Treatment (between columns)	4.778	2	2.389	F (2, 179) = 10,73	P<0,0001
Residual (within columns)	39.83	179	0.2225		
Total	44.61	181			

	J	Č	P
Number of values	54	60	68
Minimum	0.28	0.36	0.469
25% Percentile	0.6898	1.113	1.01
Median	0.965	1.275	1.326
75% Percentile	1.31	1.519	1.715
Maximum	2.12	2.56	2.851
Mean	0.9935	1.284	1.383
Std. Deviation	0.4204	0.4548	0.5221
Std. Error of Mean	0.05721	0.05871	0.06331
Lower 95% CI of mean	0.8787	1.167	1.256
Upper 95% CI of mean	1.108	1.401	1.509
Sum	53.65	77.04	94.02

**Příloha 8 – Tabulky statistik pro multifaktorovou analýzu (plošný screening 2012)****Rozpuštěný kyslík (DO)**

Effect	Univariate Tests of Significance for DO sat (%) Sigma-restricted parameterization Effective hypothesis decomposition				
	SS	Degr. of Freedom	MS	F	p
Intercept	3568498	1	3568498	2486,747	0,000000
období	3659	1	3659	2,550	0,111079
stav zooplanktonu	1355	2	677	0,472	0,624105
období*stav zooplanktonu	2743	2	1372	0,956	0,385331
Error	582613	406	1435		

LSD test; variable DO sat (%) Homogenous Groups, alpha = ,05000 Error: Between MS = 1435,0, df = 406,00					
Cell No.	období	stav zooplanktonu	DO sat (%) Mean	1	2
2	březen-květen	rybníky se zooplanktonem středním až hrubým do poloviny sezóny	98,0082	****	
6	červenec-září	rybníky se zooplanktonem středním až hrubým celoročně	98,6763	****	****
1	březen-květen	rybníky se zooplanktonem celoročně prožraným	100,0584	****	****
3	březen-květen	rybníky se zooplanktonem středním až hrubým celoročně	100,4309	****	****
4	červenec-září	rybníky se zooplanktonem celoročně prožraným	108,7388	****	****
5	červenec-září	rybníky se zooplanktonem středním až hrubým do poloviny sezóny	110,8316		****

**Chlorofyl - a**

Effect	Univariate Tests of Significance for Chl-a ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ ) Sigma-restricted parameterization Effective hypothesis decomposition				
	SS	Degr. of Freedom	MS	F	p
Intercept	6544539	1	6544539	386,9881	0,000000
období	1181749	1	1181749	69,8785	0,000000
stav zooplanktonu	160789	2	80394	4,7538	0,009105
období*stav zooplanktonu	101973	2	50986	3,0149	0,050153
Error	6849147	405	16911		

LSD test; variable Chl-a ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ ) Homogenous Groups, alpha = ,05000 Error: Between MS = 16911,, df = 405,00						
Cell No.	období	stav zooplanktonu	Chl-a ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ ) Mean	1	2	3
3	březen-květen	rybníky se zooplanktonem středním až hrubým celoročně	65,1363	****		
1	březen-květen	rybníky se zooplanktonem celoročně prožraným	87,4178	****		
2	březen-květen	rybníky se zooplanktonem středním až hrubým do poloviny sezóny	87,6930	****		
6	červenec-září	rybníky se zooplanktonem středním až hrubým celoročně	173,1307		****	
4	červenec-září	rybníky se zooplanktonem celoročně prožraným	176,9387		****	
5	červenec-září	rybníky se zooplanktonem středním až hrubým do poloviny sezóny	245,2320			****

**Celkový dusík (TN)**

Effect	Univariate Tests of Significance for TN (mg.l <sup>-1</sup> ) Sigma-restricted parameterization Effective hypothesis decomposition				
	SS	Degr. of Freedom	MS	F	p
Intercept	2256,892	1	2256,892	3448,484	0,000000
období	44,408	1	44,408	67,855	0,000000
stav zooplanktonu	2,585	2	1,292	1,975	0,140157
období*stav zooplanktonu	4,438	2	2,219	3,391	0,034644
Error	265,710	406	0,654		

LSD test; variable TN (mg.l <sup>-1</sup> ) Homogenous Groups, alpha = ,05000 Error: Between MS = ,65446, df = 406,00						
Cell No.	období	stav zooplanktonu	TN (mg.l <sup>-1</sup> ) Mean	1	2	3
1	březen-květen	rybníky se zooplanktonem středním až hrubým celoročně	2,079604	****		
2	březen-květen	rybníky se zooplanktonem středním až hrubým do poloviny sezóny	2,181178	****		
3	březen-květen	rybníky se zooplanktonem celoročně prožraným	2,405663	****		
4	červenec-září	rybníky se zooplanktonem středním až hrubým celoročně	2,808071		****	
5	červenec-září	rybníky se zooplanktonem celoročně prožraným	2,897561		****	****
6	červenec-září	rybníky se zooplanktonem středním až hrubým do poloviny sezóny	3,136225			****

**Celkový fosfor (TP)**

Effect	Univariate Tests of Significance for TP (mg.l <sup>-1</sup> ) Sigma-restricted parameterization Effective hypothesis decomposition				
	SS	Degr. of Freedom	MS	F	p
Intercept	20,85928	1	20,85928	2114,596	0,000000
období	0,65562	1	0,65562	66,463	0,000000
stav zooplanktonu	0,07692	2	0,03846	3,899	0,021023
období*stav zooplanktonu	0,04323	2	0,02162	2,191	0,113089
Error	4,00496	406	0,00986		

LSD test; variable TP (mg.l <sup>-1</sup> ) Homogenous Groups, alpha = ,05000 Error: Between MS = ,00986, df = 406,00						
Cell No.	období	stav zooplanktonu	TP (mg.l <sup>-1</sup> ) Mean	1	2	3
1	březen-květen	rybníky se zooplanktonem středním až hrubým celoročně	0,182163	****		
2	březen-květen	rybníky se zooplanktonem středním až hrubým do poloviny sezóny	0,211170	****		
3	březen-květen	rybníky se zooplanktonem celoročně prožraným	0,219973	****		
4	červenec-září	rybníky se zooplanktonem středním až hrubým celoročně	0,273341		****	
5	červenec-září	rybníky se zooplanktonem celoročně prožraným	0,283631		****	
6	červenec-září	rybníky se zooplanktonem středním až hrubým do poloviny sezóny	0,320657			****

**pH**

Effect	Univariate Tests of Significance for pH Sigma-restricted parameterization Effective hypothesis decomposition				
	SS	Degr. of Freedom	MS	F	p
Intercept	22064,78	1	22064,78	22861,01	0,000000
období	4,33	1	4,33	4,48	0,034887
stav zooplanktonu	3,18	2	1,59	1,65	0,193554
období*stav zooplanktonu	3,97	2	1,98	2,06	0,129412
Error	355,18	368	0,97		

LSD test; variable pH Homogenous Groups, alpha = ,05000 Error: Between MS = ,96517, df = 368,00					
Cell No.	období	stav zooplanktonu	pH Mean	1	2
1	červenec-září	rybníky se zooplanktonem středním až hrubým celoročně	8,019032		****
2	červenec-září	rybníky se zooplanktonem celoročně prožraným	8,367460	****	****
3	březen-květen	rybníky se zooplanktonem středním až hrubým do poloviny sezóny	8,539663	****	
4	březen-květen	rybníky se zooplanktonem celoročně prožraným	8,548095	****	
5	červenec-září	rybníky se zooplanktonem středním až hrubým do poloviny sezóny	8,562526	****	
6	březen-květen	rybníky se zooplanktonem středním až hrubým celoročně	8,570000	****	

**Příloha 9 – Tabulky statistik pro parametr versus D0-D1 (2008-2017)**

Pruhlednost_vs_D0-D1					
ANOVA table	SS	DF	MS	F (DFn, DFd)	P value
Treatment (between columns)	1.583	2	0.7917	F (2, 131) = 6,34	P=0,0024
Residual (within columns)	16.36	131	0.1249		
Total	17.94	133			
	J	Č	P		
Number of values	68	39	27		
Minimum	0.1	0.1	0.09		
25% Percentile	0.18	0.25	0.45		
Median	0.3	0.5	0.6		
75% Percentile	0.5875	1	1		
Maximum	1.4	1.5	1.55		
Mean	0.4204	0.6331	0.6444		
Std. Deviation	0.3025	0.4406	0.3311		
Std. Error of Mean	0.03669	0.07055	0.06373		
Lower 95% CI of mean	0.3472	0.4903	0.5135		
Upper 95% CI of mean	0.4937	0.7759	0.7754		
Sum	28.59	24.69	17.4		

Chlorofyl_vs_D0-D1					
ANOVA table	SS	DF	MS	F (DFn, DFd)	P value
Treatment (between columns)	274857	2	137429	F (2, 215) = 7,86	P=0,0005
Residual (within columns)	3759114	215	17484		
Total	4033971	217			
	J	Č	P		
Number of values	93	72	53		
Minimum	9.4	2.7	1.5		
25% Percentile	33.45	20.85	8.5		
Median	69.3	54.95	23.7		
75% Percentile	281.3	107.8	71.3		
Maximum	608.6	522.5	735		
Mean	152.1	92.59	68.89		
Std. Deviation	151.1	111	122.7		
Std. Error of Mean	15.67	13.08	16.86		
Lower 95% CI of mean	120.9	66.52	35.06		
Upper 95% CI of mean	183.2	118.7	102.7		
Sum	14142	6666	3651		

TN_vs_D0-D1					
ANOVA table	SS	DF	MS	F (DFn, DFd)	P value
Treatment (between columns)	4.566	2	2.283	F (2, 211) = 1,619	P=0,2005
Residual (within columns)	297.4	211	1.41		
Total	302	213			
	J	Č	P		
Number of values	91	74	49		
Minimum	0.93	0.531	0.838		
25% Percentile	1.384	1.484	1.413		
Median	1.801	1.926	1.703		
75% Percentile	2.698	2.731	2.481		
Maximum	6.558	5.86	4.083		
Mean	2.358	2.198	1.981		
Std. Deviation	1.447	1.057	0.7553		
Std. Error of Mean	0.1517	0.1229	0.1079		
Lower 95% CI of mean	2.056	1.953	1.764		
Upper 95% CI of mean	2.659	2.443	2.198		
Sum	214.6	162.7	97.05		

TP_vs_D0-D1					
ANOVA table	SS	DF	MS	F (DFn, DFd)	P value
Treatment (between columns)	0.02758	2	0.01379	F (2, 211) = 0,4359	P=0,6472
Residual (within columns)	6.673	211	0.03163		
Total	6.701	213			
	J	Č	P		
Number of values	91	74	49		
Minimum	0.054	0.058	0.054		
25% Percentile	0.093	0.111	0.105		
Median	0.146	0.159	0.15		
75% Percentile	0.29	0.2393	0.2055		
Maximum	1.089	1.154	1.104		
Mean	0.2176	0.205	0.1883		
Std. Deviation	0.18	0.1829	0.1655		
Std. Error of Mean	0.01887	0.02126	0.02364		
Lower 95% CI of mean	0.1801	0.1627	0.1408		
Upper 95% CI of mean	0.2551	0.2474	0.2358		
Sum	19.8	15.17	9.227		

Chla/TP_vs_D0-D1					
ANOVA table	SS	DF	MS	F (DFn, DFd)	P value
Treatment (between columns)	10.34	2	5.172	F (2, 211) = 6,941	P=0,0012
Residual (within columns)	157.2	211	0.7452		
Total	167.6	213			
	J	Č	P		
Number of values	91	74	49		
Minimum	0	0	0.01005		
25% Percentile	0.2242	0.1041	0.0663		
Median	0.4663	0.311	0.1486		
75% Percentile	0.9853	0.6755	0.4543		
Maximum	4.439	3.354	4.273		
Mean	0.8922	0.525	0.3695		
Std. Deviation	1.053	0.6839	0.696		
Std. Error of Mean	0.1104	0.0795	0.09942		
Lower 95% CI of mean	0.6728	0.3665	0.1696		
Upper 95% CI of mean	1.112	0.6834	0.5694		
Sum	81.19	38.85	18.11		

NL_vs_D0-D1					
ANOVA table	SS	DF	MS	F (DFn, DFd)	P value
Treatment (between columns)	10293	2	5146	F (2, 158) = 8,148	P=0,0004
Residual (within columns)	99798	158	631.6		
Total	110091	160			
	J	Č	P		
Number of values	82	49	30		
Minimum	-14.4	1.2	-1.7		
25% Percentile	8.45	6.25	6.075		
Median	23.2	16.4	10.95		
75% Percentile	55.45	31.85	13.85		
Maximum	123.8	149.1	51		
Mean	33.18	23.25	12.22		
Std. Deviation	28.6	25.16	10.42		
Std. Error of Mean	3.159	3.594	1.903		
Lower 95% CI of mean	26.9	16.02	8.326		
Upper 95% CI of mean	39.47	30.47	16.11		
Sum	2721	1139	366.5		

**Příloha 10 – Seznam zkratek**

<b>Č</b>	Časně letní období	od 16.5. do 15.7.
<b>D0</b>	Minimální vliv zooplanktonu na fytoplankton	
<b>D1</b>	Zřetelný vliv zooplanktonu na fytoplankton	
<b>D2</b>	Silný vliv zooplanktonu na fytoplankton	
<b>DF</b>	Daphnia frequency/frekvence výskytu dafnií	%
<b>GAČR</b>	Grantová agentura ČR	
<b>H0</b>	Nulová hypotéza	
<b>CHKO</b>	Chráněna krajinná oblast	
<b>CHla</b>	Chlorofyl <i>a</i>	µg/l
<b>J</b>	Jarní období	do 15.5.
<b>KNK<sub>4,5</sub></b>	Alkalita	mmol/l
<b>NO<sub>3</sub> - N</b>	Dusičnanový dusík	mg/l
<b>OPR</b>	Operační program rybářství	
<b>P</b>	Pozdně letní období	od 16.7.
<b>PO<sub>4</sub> - P</b>	Fosforečnanový fosfor	mg/l
<b>RKK</b>	Relativní krmný koeficient	
<b>TBLZ</b>	Total body length of zooplankton/ celková délka těla zooplanktonu	mm
<b>TN</b>	Total nitrogen/celkový dusík	mg/l
<b>TP</b>	Total phosphorus/celkový fosfor	mg/l

Doktorand: ING. MAREK BAXA

Studijní program: EKOLOGIE A OCHRANA PROSTŘEDÍ

Studijní obor: APLIKOVANÁ A KRAJINNÁ EKOLOGIE

Název práce: STRUKTURA A FORMOVÁNÍ PLANKTONNÍCH SPOLEČENSTEV  
V SILNĚ OVLIVNĚNÝCH VODNÍCH EKOSYSTÉMECH - RYBNÍCÍCH,  
VE VZTAHU K RYBÁŘSKÉMU HOSPODAŘENÍ

Školitel: doc. RNDr. LIBOR PECHAR, CSc.

Oponenti: doc. RNDr. ZDENĚK ADÁMEK, CSc.,  
Ústav biologie obratlovců Akademie věd ČR, v. v. i.  
Ing. JAN HŮDA, Ph.D.,  
Rybářství Třeboň Hld.  
doc. RNDr. JOSEF MATĚNA, CSc.,  
Hydrobiologický ústav, Biologické centrum AV ČR, v. v. i.