

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích**  
**Přírodovědecká fakulta**

**Vliv rybí predace a litorální vegetace na strukturu  
a chování zooplanktonu**

Diplomová práce

**Bc. Jana Zemanová**

Školitel: prof. RNDr. Jaroslav Vrba, CSc.

Odborný konzultant: RNDr. Michal Šorf, Ph.D.

České Budějovice 2015

Zemanová J. 2015: Vliv rybí predace a litorální vegetace na strukturu a chování zooplanktonu [Impact of fish predation and littoral vegetation on the structure and behaviour of zooplankton, Mgr. Thesis, in Czech] 63 pp., Faculty of Science, The University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic

Anotace:

The impact of fish predation on zooplankton assemblage was studied in the mesocosm experiment. Presented thesis focuses on the effect of size selective fish predation on species diversity, biomass and body sizes of zooplankton and the impact of fish occurrence on zooplankton behaviour with regard to diel horizontal migration. I also studied a change in some life history traits of zooplankton caused by fish with a special focus on keystone species of freshwater ecosystems – *Daphnia* spp.

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejich internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích, dne 14.12. 2015

.....

Jana Zemanová

## **Poděkování:**

Velice ráda bych poděkovala především svému školiteli prof. RNDr. Jaroslavu Vrbovi, CSc. a konzultantu RNDr. Michalu Šorfovi, Ph.D. za odborné vedení této diplomové práce a za bezmeznou ochotu, trpělivost a pomoc, kterou mi věnovali. Dále bych chtěla poděkovat Hydrobiologickému ústavu a doc. Ing. Josefu Hejzlarovi, CSc. za chemické analýzy a panu Ladislavu Janouškovi za darování slunek. Poděkování patří také rodině za poskytování morální opory a za podporu ve studiu.

1	Úvod.....	1
2	Cíle práce.....	2
3	Literární rešerše .....	3
3.1	Hrotnatky – klíčové druhy sladkých vod .....	3
3.2	Stechiometrické poměry zooplanktonu a fytoplanktonu.....	4
3.3	Planktivorní ryby .....	6
3.4	Bezobratlí predátoři zooplanktonu .....	8
3.5	Odpuzující vliv makrofyt na perloočky volné vody .....	9
3.6	Denní horizontální migrace zooplanktonu .....	11
3.7	Potravní sítě ve vodních ekosystémech .....	14
4	Hypotézy .....	16
5	Metodika.....	17
5.1	Založení pokusu .....	17
5.2	Předběžné pokusy .....	18
5.3	Vlastní pokus a zpracování vzorků.....	18
5.4	Zpracování dat.....	21
6	Výsledky.....	23
6.1	Popis stavu prostředí v mesokosmech .....	23
6.2	Vývoj zooplanktonu.....	26
6.3	Časová a prostorová distribuce zooplanktonu.....	29
6.4	Popis morfologických charakteristik zooplanktonu .....	33
7	Diskuze.....	36
7.1	Vliv predace ryb na společenstvo zooplanktonu .....	36
7.2	Vliv predace larev koreter na společenstvo zooplanktonu.....	38
7.3	Vliv kvantity a kvality potravy na zooplankton .....	39
7.4	Denní horizontální migrace zooplanktonu .....	39
7.5	Reprodukční charakteristiky hrotnatky <i>D. gr. longispina</i> .....	41
7.6	Shrnutí.....	42
8	Závěry .....	43
9	Literatura .....	44
10	Přílohová část.....	53

# 1 Úvod

V České republice trpí mnoho povrchových stojatých vod důsledky eutrofizace způsobené zejména lidskou činností. Nadměrné množství živin ve vodě může mimo jiné vyvolat přemnožení řas a sinic spojené s problémy u vodních nádrží sloužících jako zdroje pitné vody či k rekreaci. Zejména v mělkých vodních nádržích může vlivem eutrofizace dojít až k degradaci celého vodního ekosystému a úhynu organismů (např. Ansari & Gill, 2011).

Zvláštním typech eutrofizovaných vod jsou produkční rybníky. Produkční rybníky jsou mělké umělé vodní nádrže, které se eutrofizují záměrně. Vysoké množství živin ve vodě je cílené na navýšení produkce ryb. Nicméně i to má své limity, po jejichž překročení může dojít ke snížení samotné produkce a dokonce i k úhynu rybí obsádky. Navíc voda odtékající z rybníků může dále eutrofizovat další povrchové vody (např. Brabec et al., 2011).

Nápravná opatření nechtěně eutrofních mělkých i hlubokých povrchových vod mohou mít různý charakter, účinnost a proveditelnost. Snížení přísunu živin je základním opatřením pro revitalizaci eutrofizovaných vod. Jedním z dalších postupů vedoucích ke zlepšení kvality vody jsou biomanipulace – ovlivnění jednotlivých prvků potravního řetězce (např. Jeppesen et al., 2012). Fytoplankton, stejně jako každý článek potravního řetězce, je ovlivňován zdola, dostupností zdrojů, a shora svými konzumenty. Velké filtrující perloočky (např. hrotnatky – *Daphnia* spp.) mají vysokou filtrační schopnost a díky tomu dokáží regulovat biomasu fytoplanktonu (Sommer et al., 2012). Kvůli této schopnosti jsou hrotnatky považovány za klíčové druhy stojatých povrchových vod a zabezpečení jejich vysoké biomasy je cílem biomanipulačních opatření (např. Jeppesen et al., 2012).

Predátory hrotnatek jsou planktivorní ryby a někteří zástupci bezobratlých živočichů. Biomasa predátorů určuje druhové složení, velikostní strukturu a chování zooplanktonu. Vztah mezi zooplanktonem a jeho predátory je poměrně komplexní a dosud není zcela prozkoumán. Tato diplomová práce malou měrou přispívá k prohloubení poznání tohoto vztahu a výsledky by potenciálně mohly pomoci při revitalizacích mělkých eutrofních povrchových vod. Ve své diplomové práci se zaměřuji na vliv planktivorních ryb na strukturu a chování společenstva zooplanktonu se zaměřením na klíčový druh povrchových stojatých vod – perloočky rodu *Daphnia*.

## 2 Cíle práce

- Ověřit, jak planktivorní ryby ovlivňují druhové složení, biomasu a velikost jednotlivých skupin a druhů zooplanktonu.
- Zjistit, zda planktivorní ryby vyvolávají změny chování zooplanktonu vedoucí k denní horizontální migraci zooplanktonu.
- Zjistit, zda a jak planktivorní ryby ovlivňují některé vybrané reprodukční charakteristiky hrotnatek (*Daphnia* spp. – např. počet vajíček a embryí, zastoupení embryonálních stadií).

## 3 Literární rešerše

### 3.1 Hrotnatky – klíčové druhy sladkých vod

Zooplankton sladkých vod tvoří zejména vířníci (Rotifera), klanonožci (Copepoda) a perloočky (Cladocera). Planktonní klanonožci zahrnují buchanky se sklonem ke karnivorii a omnivorní vznášivky. Výrazná většina vířníků a perlooček filtruje seston a živí se převážně bakteriemi a fytoplanktonem. Mezi dravé druhy patří např. vířník *Asplanchna* a perloočky *Polyphemus pediculus* a *Leptodora kindtii*. Další významnější skupinou organismů vyskytující se ve volné vodě mohou být lasturnatky (Ostracoda) (Kalff, 2003).

Hrotnatka je české jméno pro velké perloočky rodu *Daphnia*. Tyto perloočky jsou díky své vysoké filtrační schopnosti považovány za klíčové druhy potravních řetězců stojatých povrchových vod (Sed'a & Petrusek, 2011; Sommer et al., 2012). Hrotnatky jsou schopny regulovat biomasu fytoplanktonu a zvýšit tak průhlednost vody (Sommer et al., 2012). Díky snadné kultivaci, relativně snadnému zacházení a krátké generační době jsou hrotnatky jedním z modelových organismů a hojně se využívají v experimentálních studiích. Hrotnatky jsou využívány v širokém tematickém rozsahu experimentů od ekologie vodního prostředí po biomedicínské studie (Sed'a & Petrusek, 2011).

Hrotnatky se rozmnožují cyklickou rodozměnou, při které se střídá rozmnožování partenogenetické a gamogenetické. Při partenogenetickém rozmnožování vznikají jedinci se stejnou genetickou informací jakou nese jejich matka. Tímto způsobem se perloočky rozmnožují většinu sezóny. Výsledek gamogenetického rozmnožování, při němž dojde k oplození vajíčka, je tzv. trvalé vajíčko. Trvalá vajíčka jsou skryta v pevném pigmentovaném obalu, sedélku (efipium). Efipia mohou sedimentovat na dno, kde přečkávají nepříznivá období (Kalff, 2003).

Esslová (1959) důkladně popsala vývoj partenogeneticky vzniklých embryí od vajíčka až po juvenilní stadium hrotnatek. Samice klade do zárodečného prostoru vajíčka, která mají podobu oválu. Po svlečení vaječné blány je útvar nazýván embryo. Embryo se postupně vyvíjí a po odtržení druhé embryonální blány končí embryonální vývoj vznikem juvenilního stadia.

Délka embryonálního vývoje je závislá na teplotě (Esslová, 1959; Bottrell, 1975). Například při 2–4 °C trvá embryonální vývoj hrotnatky *Daphnia pulex* 576–648 hodin (24–27 dní), při 20 °C v průměru 62 hodin 56 minut (cca 2,6 dne) a při 28 °C 39 hodin a 46 minut (cca 1,6 dne). Délka vývoje embryí nezávisí na jejich velikosti ani výživě samice (Esslová, 1959). Embryonální vývoj je delší u epifytických druhů perlooček oproti perloočkám volné vody a u větších druhů perlooček oproti menším druhům (Bottrell, 1975). Při vysoké, nebo

naopak nízké teplotě vody mají juvenilní hrotnatky menší velikost těla než hrotnatky chované v teplotě 20 °C (Esslová, 1959). Sezónní vývoj teploty tedy může mít zásadní vliv na některé parametry životního cyklu.

Jednotlivé klonální linie perlooček vzniklé partenogeneticky nemají zcela totožnou genetickou informaci. Mírné rozdíly mezi klony se nachází v enzymatickém systému (Mort & Wolf, 1985; Korpelainen, 1986). Mírně odlišný genotyp mají klonální linie téhož druhu v různých vodních nádržích i v různých mikrostanoivištích v rámci jedné vodní nádrže – např. v epilimniu a hypolimniu (Geedey et al., 1996; Tessier & Leibold, 1997; Sed'a et al., 2007; Macháček & Sed'a, 2008; Petrusek et al., 2013).

Různé klonální linie mohou mít odlišné parametry životního cyklu, např. velikost těla (Geedey et al., 1996), přírůstek biomasy (Macháček & Sed'a, 2008), plodnost (Geedey et al., 1996; Tessier & Leibold, 1997), délku postembryonálního vývoje, velikost embryí a tvorbu sedélek (Macháček & Sed'a, 2008). Hietala et al. (1995) a Jiang et al. (2013) prokázali odlišnou citlivost klonálních linií hrotnatek na toxiny sinice *Microcystis aeruginosa*. Klonální linie hrotnatek pocházející z lokality s rybami mohou silněji reagovat na přítomnost látek uvolňovaných rybami (kairomonů) oproti klonálním liniím z lokality bez ryb (Boersma et al., 1998).

Některé klonální linie mohou podstupovat rozsáhlé vertikální migrace, zatímco jiné linie nemigrují vůbec (Geedey et al., 1996). Michels et al. (2007) prokázali klonální variaci perlooček podstupujících také denní horizontální migraci. Hrotnatka *Daphnia magna* získaná z eutrofního jezera vykazovala silnější denní horizontální migraci (DHM) než hrotnatka získaná z téhož jezera po revitalizaci prostřednictvím zejména snížení množství živin (Michels et al., 2007). Některé klonální linie mohou převládnout nad jinými, např. vlivem predace ryb na klonální linii v epilimniu může dojít k dominanci hypolimnetické klonální linie (Geedey et al., 1996).

Klonální linie žijící v různých vodních nádržích či mikrostanoivištích mohou vykazovat různé parametry životního cyklu, které se navíc mohou měnit v průběhu sezóny (Geedey et al., 1996; Boersma et al., 1998; Macháček & Sed'a, 2008).

### **3.2 Stechiometrické poměry zooplanktonu a fytoplanktonu**

Autotrofní organismy vykazují velkou variabilitu poměru uhlíku, dusíku a fosforu (C:N:P) v těle v závislosti na obsahu živin v prostředí, množství světla a rychlosti růstu organismu. Heterotrofní organismy jsou homeostatické, neboli udržují relativně stálý poměr prvků v těle (Sterner, 1995). Poměr C:P sestonu sladkovodních ekosystémů může nabývat



hodnot od 50 do 1000 a se zvyšujícím se poměrem C:P v sestonu se snižuje kvalita, tj. klesá nutriční hodnota potravy pro zooplankton (Hessen, 1992; Urabe & Watanabe 1992; Brett et al., 2000).

Množství P v těle rychle rostoucích organismů odráží množství P v ribozomální RNA (Elser et al., 2000). Hrotnatky mají relativně vysoké množství P v těle oproti ostatnímu zooplanktonu (Andersen & Hessen, 1991) a přibližně 50 % P je uloženo právě v RNA (Elser et al., 2003). Schránka hrotnatek obsahuje přibližně 14 % P. Odvržením schránky při svlékání by mohlo dojít k vysoké ztrátě P u jednotlivce. Při vysoké biomase vodních korýšů by tak mohlo docházet ke ztrátě P z epilimnia (Hessen & Bjerkeng, 1997). Nicméně je možné, že korýši vstřebávají fosfor ze schránky před svlékáním, avšak tato hypotéza nebyla dosud ověřena (Vrede et al., 1999).

Množství P v těle hrotnatek částečně koreluje s poměrem C:P v sestonu, avšak variabilita obsahu P v těle není tak výrazná jako změna C:P v sestonu. Výrazný podíl ve variabilitě obsahu P v těle hrotnatek je dán fenotypovou plasticitou způsobenou rozdílnou koncentrací P ve stravě. Možným zdrojem variability může být i klonální variabilita (DeMott et al., 2004).

Množství P v těle organismů je druhově specifické. Velké druhy hrotnatek, např. *Daphnia pulicaria*, mají v těle menší obsah P než menší hrotnatky (DeMott & Pape, 2005). Poměr prvků C:P hrotnatky *D. pulicaria* je 149:1 (DeMott, 1998). Velikostně menší druhy *Daphnia longispina* a *Daphnia galeata* mají poměr C:P roven 85:1 (Andersen & Hessen, 1991) a 109:1 (DeMott, 1998). Perloočka rodu *Ceriodaphnia* má v těle vyšší množství P oproti velikostně větším hrotnatkám (77:1, Reissig et al., 2015), protože se živí také bakterioplanktonem bohatším na P (Gliwicz & Rybak, 1976; Geller & Müller, 1981).

Vysoký poměr C:P fytoplanktonu, neboli nízká kvalita potravy může vést ke zpomalení růstu hrotnatek (Sommer, 1992; Sterner, 1995; Weers & Gulati, 1997b; DeMott et al., 1998; Plath & Boersma, 2001). K pomalejšímu růstu může docházet i při vysoké koncentraci takovéto potravy (Sterner et al., 1993). Dále může dojít ke zvýšení filtrační aktivity (Plath & Boersma, 2001), zmenšení velikosti těla, prodloužení doby dospívání, snížení plodnosti a snížení rychlosti růstu populace (Lürling & Van Donk, 1997; Weers & Gulati, 1997b; DeMott, 1998). Urabe & Sterner (2001) prokázali, že hrotnatky živící se potravou s nízkým obsahem P produkují embrya menší velikosti oproti hrotnatkám netrpícím nízkou kvalitou potravy, a to i při vysoké koncentraci takové potravy. Od poměru C:P v potravě nad cca 300 je růst hrotnatek limitovaný fosforem (Urabe & Watanabe, 1992; Sterner et al., 1993; Brett et al., 2000).

Nízká nutriční hodnota potravy zooplanktonu je pravděpodobně také způsobena nízkým množstvím mastných kyselin, zejména PUFA (omega 3 polynenasycené mastné kyseliny) a HUFA (omega 3 vysoce nenasycené mastné kyseliny) v některých druzích fytoplanktonu (DeMott & Müller-Navarra, 1997; Weers & Gulati, 1997a; Sommer et al., 2012).

Poměr C:N:P sestonu je tedy důležitou charakteristikou kvality potravy. Kvalita potravy filtrujícího herbivorního zooplanktonu je dále ovlivněna velikostním složením a strukturou fytoplanktonu a tyto faktory jsou závislé zejména na trofii jezera, pokryvnosti a druhovém složení makrofyt a hustotě a druhovém složení herbivorního zooplanktonu (Schriver et al., 1995). Kvalita potravy herbivorního zooplanktonu je tedy závislá na konkrétních podmínkách daného prostředí.

### 3.3 Planktivorní ryby

Většina našich druhů ryb vyskytujících se ve stojatých vodách jsou všežravci a zooplankton tvoří různě velkou součást jejich potravy. Zooplanktonem se živí např. slunka obecná (*Leucaspius delineatus*), síh peled' (*Coregonus peled*), tolstolobec pestrý (*Arisichthys nobilis*), pstruh duhový (*Oncorhynchus mykiss*) a další (Baruš & Oliva, 1995). Malá kaprovitá ryba slunka obecná je náš původní druh obývající volnou vodu (Hanel & Lusk, 2005). V Červeném seznamu mihulí a ryb České republiky z roku 2010 je slunka vedena jako kriticky ohrožený druh, není avšak chráněná zákonem (Lusk et al., 2011).

Všechna juvenilní stadia našich druhů ryb jsou planktivorní a jsou tedy velmi významnými predátory zooplanktonu (Baruš & Oliva, 1995). Většina ryb během svého života nejméně jednou změni způsob obživy. Například okoun říční (*Perca fluviatilis*) změni jídelníček během svého života 2×. Potravou nejmladších jedinců je plankton, starší jedinci se živí larvami hmyzu či plůdkem ryb. Dospělí okouni loví ryby a běžný je mezi nimi i kanibalismus (Hanel & Lusk, 2005).

Nejvyšší množství plůdku se ve stojatých vodách vyskytuje krátce po období tření. Plůdek se často schovává v litorální zóně před predátory a následkem toho se zooplankton v tomto období břehům spíše vyhýbá. S průběhem sezóny se zvyšuje velikost plůdku, a tím i velikost dosažitelné potravy, což může mít vliv na denní horizontální migraci různých druhů zooplanktonu (White, 1998; Romare et al., 2003).

Juvenilní a dospělé ryby živící se zooplanktonem jsou vizuálně se orientující predátoři. Planktivorní ryby si vybírají kořist podle její velikosti, nápadnosti a schopnosti uniknout predátorovi (Confer & Blades, 1975; O'Brien et al., 1976; Drenner et al., 1978). Nejvíce

náchylné k rybí predaci jsou velké druhy perlooček a naopak málo náchylné k predaci jsou např. velmi nenápadné vznášivky (Confer & Blades, 1975; Drenner et al., 1978). Buchanky mají schopnost rychle se vyhnout predátorům a díky tomu lépe odolávají rybí predaci (Confer & Blades, 1975). Samice hrotnatek nesoucí efipia jsou více nápadné a proto náchylnější k rybí predaci než samice bez efipií (Mellors, 1975). Obdobně samice nesoucí embrya (Tucker & Woolpy, 1984) a pravděpodobně i samice s větší snůškou podléhají více rybí predaci (Gliwicz, 1981). Samice nesoucí embrya v pokročilém stupni vývoje, které mají vyvinuté oko, by mohly být dalším objektem selektivní predace (např. Sed'a, 1992), nicméně tato teorie nebyla dosud testována.

Přímý vliv rybího predátora na strukturu zooplanktonu byl zkoumán už od konce 19. století. Již v roce 1898 popsali Frič & Vávra (1898) jakým způsobem ovlivnilo vysazení sívena amerického (*Salvelinus fontinalis*) společenstvo zooplanktonu v šumavských jezerech. Jaroslav Hrbáček (1959, 1962) jako první důkladněji popsal závislost struktury a biomasy zooplanktonu na velikosti rybí obsádky v rybnících.

Struktura zooplanktonu je silně ovlivněna hustotou rybích predátorů. Za vysoké hustoty ryb dominují v zooplanktonu buchanky, při střední hustotě ryb se v zooplanktonu nachází např. perloočky rodu *Ceriodaphnia* a malé druhy perlooček. Za nízké hustoty planktivorních ryb převládají v zooplanktonu velké druhy perlooček – např. hrotnatky *D. pulicaria*, *D. longispina*. (Frič & Vávra, 1898; Hrbáček, 1959; Hrbáček, 1962; Brooks & Dodson, 1965; Vanni, 1987; Elser et al., 1988; Šorf et al., 2014).

Zooplankton je schopen detekovat ve svém okolí přítomnost kairomonů rybích i bezobratlých predátorů. Hrotnatky v přítomnosti kairomonů ryb vykazují menší velikost těla prvorodiček (Macháček, 1991; Stibor, 1992; Mikulski, 2001), větší velikost prvních snůšek (Macháček, 1991; Reede & Ringelberg, 1995) a menší velikost následujících snůšek (Reede & Ringelberg, 1995; Mikulski, 2001). Velikost snůšek často koreluje s velikostí samice během reprodukce, která závisí na (ne)přítomnosti ryb (Lampert, 1993). V přítomnosti ryb mají juvenilní hrotnatky menší velikost (Reede & Ringelberg, 1995; Mikulski, 2001) a dospívají dříve (Macháček, 1991; Stibor, 1992; Reede & Ringelberg, 1995; Mikulski, 2001). V přítomnosti rybích kairomonů samice hrotnatek zkracují dobu uvolnění snůšky s vyvinutými embryi. Při uvolňování snůšky se samice intenzivně pohybují a tím na sebe lákají pozornost vizuálně se orientujících predátorů. Zkrácení doby uvolňování snůšek je další adaptace hrotnatek na přítomnost ryb (Mikulski, 2001). V přítomnosti rybích kairomonů se tedy populace hrotnatek snaží reprodukovat rychleji.

Se zvyšující se koncentrací kairomonů ryb se postupně snižuje délka dospívání a velikost prvorodiček a zvyšuje se počet embryí v první snůšce. Při nedostatku potravy umírají hrotnatky vystavené kairomonům rybiho predátora dříve (Reede, 1995). Některé výše popsané důsledky vlivu rybích kairomonů na parametry životního cyklu hrotnatek byly pozorovány také v přírodních podmínkách (např. Vanni, 1987).

### 3.4 Bezobratlí predátoři zooplanktonu

Zooplankton se s bezobratlými predátory setkává ve volné vodě i v litorálu mezi makrofyty. Ve volné vodě se nacházejí např. dravé perloočky, larvy koreter (*Chaoborus* spp.) nebo buchanky (Cyclopoida) a litorál obývají především hmyzí predátoři, např. larvy vážek (Odonata), potápníci (Dytiscidae), znakoplavky (Notonectidae) a další (Burks et al., 2002). Buchanky a dravá perloočka *Polyphemus pediculus* se zaměřují spíše na vířníky (Packard, 2001; Brandl, 2005), kdežto *Leptodora kindtii* loví spíše malé perloočky (např. Browman et al., 1989).

Koretry stráví většinu života v larválním stadiu ve vodě. Délka jejich vývoje může být od 6 týdnů do 2 let v závislosti na environmentálních podmínkách prostředí. Larvy koreter se vyskytují spíše v pelagické části jezer (Kalf, 2003), avšak byly nalezeny ve velkých hustotách i v litorálu mezi makrofyty (Smiley & Tessier, 1998). Larvy koreter jsou významnými predátory zooplanktonu zejména v ekosystémech bez ryb (Burks et al., 2002), a zároveň jsou významnou složkou potravy ryb (Hanazato & Yasuno, 1989).

Larvy koreter loví kořist v noci i ve dne, na základě detekce pohybu kořisti (Croteau et al., 2003). Úspěch polapení kořisti závisí na její velikosti, tvaru a schopnosti plavat. Maximální velikost dosažitelné potravy závisí na velikosti ústního otvoru, který se zvětšuje se zvyšujícím se stupněm larválního stadia larev koreter. Hlavním zdrojem potravy larev koreter jsou perloočky a klanonožci (Swift & Fedorenko, 1975).

Larvy koreter selektivně loví malé a středně velké druhy perlooček a vznášivky (Hanazato & Yasuno, 1989; Mumm, 1997). Mezi preferovanou kořist larev koreter patří např. *Bosmina*, *Diaphanosoma*, *Moina*, *Ceriodaphnia* nebo malé druhy rodu *Daphnia* (Hanazato & Yasuno, 1989; Mumm, 1997). Hanazato & Yasuno (1989) pozorovali, že ve vodních nádržích, kde jsou vrcholovými predátory larvy koreter, jsou dominantními skupinami zooplanktonu vířníci a velké druhy perlooček. Tyto skupiny zooplanktonu snáze unikají predaci larev koreter (Hanazato & Yasuno, 1989; Brett, 1992).

V experimentálních vodních nádržích s rybami i larvami koreter dominovaly středně velké perloočky. Ryby eliminovaly velké druhy perlooček a pokročilá stadia larev koreter

a zbývající larvy koreter snížily množství malých druhů perlooček (Hanazato & Yasuno, 1989).

Kairomony larev koreter mohou způsobit oddálení reprodukce (Riessen, 1999), prodloužení dospívání (Lüning, 1992; Black, 1993; Riessen, 1999), snížení velikosti snůšky hrotnatek (Lüning, 1992; Riessen, 1999) a zvětšení velikosti potomstva (Lüning, 1992). Hrotnatky v přítomnosti kairomů larev koreter vykazují tendenci k větší velikosti těla (Riessen, 1999). Kairomony mohou dále způsobit morfologické změny těla juvenilních hrotnatek snižující účinnost predace bezobratlých predátorů, např. vznik týlních zoubků (Havel & Dodson, 1984; Lüning, 1992; Black, 1993), prodloužení spiny (Havel & Dodson, 1984; Hanazato & Yasuno, 1989; Black, 1993) a zvýšení hlavového štítu (Havel & Dodson, 1984; Hanazato & Yasuno, 1989). Vliv kairomonů larev koreter na parametry životního cyklu je potlačen vlivem kairomonů rybího predátora (Weber & Declerck, 1997).

Zdá se, že kairomony ryb a larev koreter mají v některých parametrech odlišný až protichůdný účinek na hrotnatky. Hrotnatky v přítomnosti rybího predátora se snaží dospět rychleji, v menší velikosti (Reede & Ringelberg, 1995), zatímco hrotnatky v přítomnosti kairomonů larev koreter dospívají později a ve větší velikosti (Lüning, 1992; Riessen, 1999). Hrotnatky jsou velice náchylné k rybí predaci (Confer & Blades, 1975; Drenner et al., 1978) a jejich obranou je tedy rychlá produkce potomstva. Na druhou stranu larvy koreter nedokáží požít velké hrotnatky (Brett, 1992; Hanazato & Yasuno, 1989), a proto strategie hrotnatek, jak se vyhnout těmto predátorům, je dosáhnout co největší velikosti.

### **3.5 Odpuzující vliv makrofyt na perloočky volné vody**

Laboratorní pokusy prokázaly, že v nepřítomnosti ryb se hrotnatky makrofytům spíše vyhýbají (Pennak 1973; Lauridsen & Lodge, 1996; Lauridsen et al., 1998; Meerhoff et al., 2006; Tavşanoğlu et al., 2012). Zdá se, že různé druhy a formy makrofyt mají různě silný odpuzivý účinek na pelagické perloočky. Volně plovoucí tokozela nadmutá (*Eichhornia crassipes*) má silnější odpuzující efekt než např. submerzní růžkatec ponořený (*Ceratophyllum demersum*) (Meerhoff et al., 2006). Příčiny vyhýbání se makrofytům jsou pravděpodobně snižená pohyblivost mezi makrofyty (Cerbin & Van Donk, 2007), snížené množství potravy (Schriver et al., 1995; Cerbin & Van Donk, 2007) a snížená kvalita potravy mezi vegetací (Schriver et al., 1995; Švanys & Paškauskas, 2014) a přítomnost látek negativně ovlivňujících pelagické perloočky (Burks et al., 2000, Guitierrez & Paggi, 2013).

Pohyb mezi submerzními makrofyty je pro velké pelagické perloočky fyzicky náročnější než pohyb ve volné vodě. Díky tomu perloočky podstupující migrace do zarostlé

litorální zóny vkládají méně energie do svého vývoje než nemigrující perloočky (Cerbin & Van Donk, 2007).

V litorální vegetaci si fytoplankton konkuruje s makrofyty (Ozimek et al., 1990; Van Donk 1991; Scheffer et al., 1993) a pravděpodobně i s nárosty na makrofytech (Strand & Weisner, 2001) o světlo a živiny. Porosty makrofyt brání průniku světla do vodního sloupce a tím negativně ovlivňují fotosyntézu a tedy i růst řas a sinic. Pokles primární produkce fytoplanktonu může být způsobený také sníženou koncentrací CO<sub>2</sub> ve vodě během intenzivní asimilace submerzních makrofyt (Brandl et al., 1970; Straškraba & Pieczyńska, 1970). Schriver et al. (1995) prokázali, že množství chlorofylu *a* klesá se zvyšující se pokryvností makrofyt. Snížené množství fytoplanktonu mezi makrofyty může být také důsledkem zvýšené sedimentace částic na povrch makrofyt (Cerbin et al., 2007). Vodní makrofyta přijímají živiny (N a P) z vody a sedimentů a způsobují tak nedostupnost živin pro fytoplankton (Van Donk et al., 1993; Beklioglu & Moss, 1996). Makrofyta mohou způsobovat limitaci dusíkem pro fytoplankton ve vodě (Ozimek et al., 1990).

Množství potravy, z hlediska obsahu C v sestonu, ovlivňuje růst a reprodukci perlooček (Gliwicz & Lampert, 1990; Giebelhausen & Lampert, 2001). Každý druh zooplanktonu má hraniční koncentraci potravy, při které už nedochází k růstu a reprodukci perlooček. Hraniční koncentrace potravy závisí na druhu, respektive růstové formě fytoplanktonu (Gliwicz & Lampert, 1990). Gliwicz & Lampert (1990) v laboratorním pokusu prokázali, že pokud jsou hrotnatky krmeny kokálním druhem řas, nejnižší hranici má největší druh hrotnatek (zde *D. pulicaria*). Naopak pokud se potrava skládá z vláknitých řas, nejnižší hraniční hodnotu koncentrace potravy mají nejmenší druhy hrotnatek (zde *D. cucullata*). Druh hrotnatek, který má nejnižší hraniční koncentraci potravy, kompetičně vyloučí ostatní druhy v prostředí s velmi nízkou kvantitou potravy (Gliwicz & Lampert, 1990). Snížené množství potravy spolu s náročným pohybem mezi makrofyty může vést k menší velikosti dospělců perlooček, nižším počtům embryí ve snůšce a velikostně většímu potomstvu. Větší potomci přežijí lépe za nízkého množství potravy (Cerbin & Van Donk, 2007).

Kvalita fytoplanktonu je ovlivněna alelopatickými látkami, které se uvolňují z některých druhů makrofyt. Tyto látky mohou měnit biomasu a složení fytoplanktonu prostřednictvím snížení aktivity fotosyntézy, růstu a primární produkce u některých skupin fytoplanktonu (Zhu et al., 2010; Švanys & Paškauskas, 2014). Například stolístek klasnatý (*Myriophyllum spicatum*) je zdrojem polyfenolů, které snižují fotosyntetickou aktivitu sinice *M. aeruginosa*. Negativní vliv stolístku na zelené řasy a ostatní skupiny fytoplanktonu zatím

nebyl prokázán. Míra účinku alelopatických látek závisí také na jejich koncentraci ve vodě a tedy na množství makrofyty v jezeře (Zhu et al., 2010).

Vodní makrofyty mohou uvolňovat do prostředí látky, které také negativně ovlivňují rychlost růstu, vývoj a délku života perlooček (Burks et al., 2000; Guitierrez & Paggi, 2013). Například v přítomnosti vodního moru kanadského (*Elodea canadensis*) mají hrotnatky méně vajíček, delší dobu dospívání a nižší rychlost růstu (Burks et al., 2000). U stolítků *Myriophyllum* spp. nebyl prokázán negativní vliv exudátů na perloočky (Cerbin & Van Donk, 2007), ale přesto se perloočky stolítku vyhýbají (Pennak, 1973).

Navzdory nehostinnému prostředí mezi makrofyty byla prokázána přítomnost perlooček volné vody v tomto prostředí (viz denní horizontální migrace). Navíc tyto perloočky v litorální zóně pravděpodobně nehladoví. Perloočky volné vody nacházející se v litorální zóně využívají pravděpodobně i jiné zdroje potravy než fytoplankton. Složkou potravy těchto perlooček je bakterioplankton bohatý na P (Geller & Müller, 1981) a také se mohou živit na biofilmech rostlin a dna (Schriver et al., 1995; Jeppesen et al., 2002; Mahdy et al., 2014).

### **3.6 Denní horizontální migrace zooplanktonu**

Zooplankton je společenstvo organismů vznášející se ve vodním sloupci a unášené proudem. Všechny druhy zooplanktonu jsou však schopny mírného pohybu a za určitých podmínek mohou podstupovat jednak denní vertikální migraci (DVM), jednak denní horizontální migraci (DHM) (Kalff, 2003). Migrace zooplanktonu však nejsou možné např. během míchání vody a silného proudu.

Denní vertikální migrace ve sladkovodních systémech se uplatňuje zejména v pelagiálu hlubších jezer a nádrží. Zooplankton se během dne přesouvá do hypolimnetické části jezera s nižší viditelností, aby tak unikl rybám, které se pohybují zejména ve vrchní dobře osvětlené části vodního sloupce. V noci se zooplankton vrací zpět k hladině za potravou (Zaret & Suffern, 1976; Stich & Lampert, 1981; Loose, 1993). DVM velkých druhů zooplanktonu byla zaznamenána i v zarostlé litorální části jezer (Sagrario & Balseiro, 2010) a v mělkých jezerech (Tavşanoğlu et al., 2015).

Při denní horizontální migraci, která je pozorována zejména v mělkých jezerech, se zooplankton volné vody během dne přemisťuje do zarostlé litorální zóny a v noci putuje zpět do volné vody za potravou. Důvodem DHM je únik před predátory (Timms & Moss, 1984; Lauridsen & Buenk, 1996; Lauridsen et al., 1998; Burks et al., 2001; Jeppesen et al., 2002; Semenchenko, 2008). Ačkoliv se zooplankton volné vody makrofytům spíše vyhýbá,

přítomnost predátorů ve volné vodě způsobí přesun zooplanktonu do litorálu (Lauridsen & Lodge 1996; Burks et al., 2001).

V přírodě je často pozorována reverzní horizontální migrace, při které se během dne velké druhy herbivorních pelagických perlooček nacházejí ve volné vodě a v noci mezi ponořenou vegetací. Tento děj nastává při výskytu jejich predátorů nejen ve volné vodě, ale i v litorální části jezera (Lauridsen et al., 1998; White, 1998; Nurminen & Horppila, 2002; Iglesias et al., 2007). Dalším důležitým místem úkrytu pro zooplankton může být hranice mezi vegetací a volnou vodou (Lauridsen & Buenk, 1996; Romare et al., 2003).

Nejdůležitějšími predátory zooplanktonu, kvůli kterým zooplankton podstupuje denní migrace, jsou dospělé planktivorní ryby a plůdek ryb. Migrace zooplanktonu mohou být způsobené také některými bezobratlými predátory, např. larvami koreter. Laboratorní pokusy prokázaly, že hrotnatky migrují do porostu makrofyt za přítomnosti larev koreter ve volné vodě (Van de Meutter et al., 2005).

Larvy koreter mají stejnou strategii jak se vyhnout predátorům jako zooplankton – DVM (Luecke, 1986) a byla u nich zaznamenána i DHM (Voss & Mumm, 1999). Denní vertikální migrace je pravděpodobně vrozená stabilní strategie, kterou larvy koreter podstupují i v nepřítomnosti rybiho predátora. Nicméně hloubka migrace se může lišit v závislosti na míře rizika predace. Za zvýšeného rizika predace migrují larvy koreter hlouběji. Zaznamenána byla i reverzní migrace (Dawidowicz, 1993). DVM by mohla být ovlivněna také sezónou, konkrétně teplotou vody. Při vyšší teplotě vody potřebují larvy koreter požívat větší množství potravy k přežití oproti chladnějším podmínkám. Díky tomu tráví larvy koreter delší dobu ve vodním sloupci a nemigrují tak hluboko (Halat & Lehman, 1996; Battes & Momeu, 2014). Při pobytu u dna nad sedimentem larvy koreter nepřijímají potravu (Croteau et al., 2003). Bezobratlí predátoři zooplanktonu mohou také svými denními migracemi ovlivňovat migrace zooplanktonu.

Rozsah vyhýbání se břehům perloočkami se zdá být ovlivněn rychlostí plavání a náchylností určitého druhu zooplanktonu k predaci. Například malé druhy perlooček jako je *Bosmina*, která má podobnou rychlost plavání jako hrotnatky, migruje na kratší vzdálenosti od břehu než velké a nápadné hrotnatky, které jsou více náchylné k predaci (White, 1998).

Při vysokém zákalu vody a velké hustotě zejména rybích predátorů v litorální zóně nemusí docházet k DHM a velké druhy perlooček mohou být rovnoměrně rozmístěny v horizontálním gradientu nebo se zdržovat ve volné vodě (Castro et al., 2007). Vysoký zákal vody pravděpodobně znemožňuje vizuálně se orientujícím predátorům efektivně lovit kořist a díky tomu kalná voda v podstatě poskytuje úkryt zooplanktonu před predátory. Vysoký zákal



vody by také mohl zapříčinit slabou orientaci perlooček v prostoru a perloočky by následně nemusely být schopny migrovat ke břehům (Schou et al., 2009).

I přes počáteční odpuzující účinky se zooplankton volné vody přesouvá do porostu makrofyt při riziku predace rybami (Lauridsen & Lodge 1996; Burks et al., 2001). Nicméně v laboratorním pokusu Meerhoff et al. (2006) se hrotnatky vyhýbaly několika druhům makrofyt i za přítomnosti kairomonů planktivorní ryby nebo varovných signálů z těl rozdrčených perlooček. Výsledky laboratorních pokusů jsou pravděpodobně závislé na lokalitě odběru pokusných zvířat. Pokud je hrotnatka získána z jezera o silné hustotě planktivorních ryb v litorální vegetaci, může si hrotnatka zřejmě spojit chemický signál z vegetace se silným predačním tlakem a snažit se vyhnout makrofytům za všech podmínek (Meerhoff et al., 2006).

Denní horizontální migrace byla prokázána např. u perlooček rodu *Daphnia* (White, 1998), *Ceriodaphnia* (Smiley & Tessier, 1998), *Diaphanosoma* (Iglesias et al., 2007), *Limnospira*, *Sida* (Nurminen & Horppila, 2002) a *Bosmina* (White, 1998; Lauridsen et al., 2001); dále u buchanky rodu *Mesocyclops* (White, 1998) nebo larev koreter (Voss & Mumm, 1999). Migrace či preference stanoviště zooplanktonem závisí na konkrétních podmínkách prostředí, zvláště na distribuci predátorů.

Denní horizontální migrace zvyšuje pravděpodobnost přežití velkých herbivorních druhů perlooček za přítomnosti predátorů (Burks et al., 2001). Díky tomu je zajištěn stálý tlak na fytoplankton a nemusí dojít k jeho přemnožení a následnému zhoršení stavu vodního ekosystému. Zajištění úkrytu pro zooplankton by tudíž mělo být jedním ze základních úkolů při revitalizacích vodních ploch.

Pokud díky úkrytu přežije taková biomasa perlooček, která je schopna udržet pod kontrolou biomasu fytoplanktonu, je úkryt účinný. Účinnost úkrytu může být posuzována prostřednictvím tzv. potential grazing pressure index (PGP). PGP je podíl biomasy perlooček a biomasy fytoplanktonu a je to hrubý odhad toho, jak se filtrační rychlost mění s koncentrací potravy. PGP se počítá za zjednodušených předpokladů, že denní příjem potravy perlooček je ekvivalentní jejich biomase a že se perloočky živí jen na fytoplanktonu (Schriver et al., 1995). Pokud je pokryvnost makrofyt vyšší jak 15–20 % a hustota ryb nepřevyšuje hodnotu 2 ind.m<sup>-2</sup> pak je index PGP vyšší než 100 %. Za těchto podmínek je úkryt pro perloočky účinný a perloočky jsou schopny regulovat biomasu fytoplanktonu. Pokud hustota ryb je vyšší než 4 ind.m<sup>-2</sup> i za vysoké pokryvnosti makrofyt, hodnota PGP je nízká a perloočky nejsou schopné regulovat růst fytoplanktonu. Za nízké a střední hustoty ryb hraje úkryt mezi makrofyty pro zooplankton velkou roli (Schriver et al., 1995; Bertolo et al., 1999).

Různé druhy zooplanktonu mají různě velký vliv na biomasu fytoplanktonu. Perloočky *Ceriodaphnia* spp. jsou druhy vyskytující se ve volné vodě, avšak často obývají i litorální zónu. *Ceriodaphnia* má jemný filtrační aparát (vzdálenost brv na filtračním hřebínku 0,24–0,4  $\mu\text{m}$ ) a díky tomu je schopna efektivně filtrovat bakterioplankton (Gliwicz & Rybak, 1976; Geller & Müller, 1981). Hrotnatky *D. galeata* a *D. pulicaria* nemají tak jemný filtrační aparát (*D. galeata*: 0,32–1  $\mu\text{m}$  a *D. pulicaria*: 0,45–1,4  $\mu\text{m}$ ; Geller & Müller, 1981), nicméně velikostně větší jedinci mají větší plochu filtračního aparátu a díky tomu jsou účinnějšími filtrátory sestonu. Velké hrotnatky konkurenčně vítězí nad menšími druhy zooplanktonu ovšem za předpokladu nízké rybí predace. Za vysoké predace ryb dojde ke zvýšení biomasy malých druhů perlooček, které nemají tak velkou filtrační schopnost a díky tomu se zvýší množství fytoplanktonu (Brooks & Dodson, 1965). Nicméně i v nepřítomnosti planktivorních ryb mohou mezi vodními korýši dominovat perloočky rodu *Ceriodaphnia* v případě nízké koncentrace potravy chudé na P a s velkým zastoupením bakterií v potravě (Iwabuchi & Urabe, 2010).

Většina druhů zooplanktonu volné vody se pravidelně vyskytuje v zarostlé litorální zóně (Gliwicz & Rybak, 1976). Společenstvo vírníků a perlooček žijící v litorálu mezi makrofyty se skládá z epifitických, bentických a pelagických forem. Většina litorálních druhů jsou seškrabávači pevného substrátu (Gliwicz & Rybak, 1976). Mezi litorální perloočky patří např. většina druhů skupiny Chydoridae (Tremel et al., 2000). Vliv litorálních perlooček na biomasu fytoplanktonu a obecně ekologická role těchto perlooček není zcela známa.

### **3.7 Potravní sítě ve vodních ekosystémech**

V mělkých jezerech mohou teoreticky nastat dva stabilní stavy. Za nízkého obsahu živin je voda čirá a v jezeře dominují makrofyty. Při vysokém obsahu živin v jezeře je voda zakalená a dominuje zde fytoplankton. Při střední koncentraci živin mohou v jezeře dominovat buď makrofyty nebo fytoplankton. Při vysokém zákalu vody, který může být způsobený biomasou fytoplanktonu, je růst makrofyt limitovaný světlem (Scheffer et al., 1993).

Průhlednost vody není závislá jen na množství živin ve vodě. Voda může mít vysokou průhlednost i za abnormálně vysoké koncentrace živin. V malém jezeře v Anglii byl pozorován dlouhodobý stav s čirou vodou i za velmi vysokého množství živin (TP = 2,5  $\text{mg.l}^{-1}$ ;  $\text{NH}_4\text{-N}$  = 4,6  $\text{mg.l}^{-1}$ ). Tento stav byl spojen s vysokou hustotou velkých druhů perlooček (*D. magna*), nízkou hustotou planktivorních ryb a vysokou pokryvností makrofyt. Za vysokého množství živin ve vodě bylo množství fytoplanktonu a tedy průhlednost vody ovlivněna shora – velkou biomasou velkých druhů perlooček. Po snížení přísunu živin zůstala

průhlednost vody vysoká díky vlivu zdola, limitace dusíkem způsobila nízké množství fytoplanktonu (Beklioglu & Moss, 1996). Limitace dusíkem byla způsobena pravděpodobně vodními makrofyty, které jej zadržují (Van Donk et al., 1993; Beklioglu & Moss, 1996). Druhové složení fytoplanktonu v litorálu závisí na pokryvnosti makrofyt a přítomnosti zejména velkých druhů perlooček (Schriver et al., 1995).

Přepnutí turbidního stavu na čirou vodu je možné pomocí biomanipulace s podporou růstu makrofyt. Snížením množství planktivorních ryb by díky kaskádovému efektu mohlo dojít ke snížení množství fytoplanktonu. Odstraněním ryb způsobujících resuspenzi sedimentů by se pravděpodobně zvýšila průhlednost vody (Scheffer et al., 1993) a díky tomu by se mohlo rozvinout společenstvo vodních rostlin, které má stabilizující vliv na stav s čirou vodou (Scheffer et al., 1993, Schriver et al., 1995) i za poměrně vysokého zatížení živinami. Makrofyta mají pozitivní stabilizující vliv na čirost vody díky tomu, že zabraňují resuspenzi dnového materiálu, potlačují růst fytoplanktonu snížením dostupnosti živin a uvolňováním alelopatických látek do vody (Scheffer et al., 1993) a poskytují úkryt pro filtrátory fytoplanktonu před predátory volné vody (Scheffer et al., 1993; Jeppesen et al., 2002).

Příkladem úspěšné biomanipulace by mohlo být malé mělké jezero Zwemlust v Nizozemí. Do roku 1986 mělo jezero hypertrofní charakter bez vodní vegetace se sinicovými květy v letním období. V jezeře byla vysoká koncentrace chlorofylu *a* a nízká průhlednost vody. V rámci biomanipulace byly z jezera odstraněny všechny bentické a bentopelagické ryby a následně byla nasazena štika a perlín v přiměřeném množství. Do jezera byly přidány také hrotnatky. Dále zde byly vytvořeny úkryty pro zooplankton a malé ryby před predátory a trdliště pro ryby vysazením vodních rostlin (*Chara globularis* a *Nuphar lutea*) a usazením kopek vrbových větvíček na dno jezera. Po biomanipulaci se situace v jezeře výrazně zlepšila. Navzdory stále vysokému přísunu živin do jezera, se prudce snížila koncentrace chlorofylu *a* v jarním období díky ovlivnění shora prostřednictvím velkých druhů perlooček a v létě a na podzim kvůli řízení zdola prostřednictvím deficitu N. Změnilo se druhové složení fytoplanktonu a vodní makrofyta se rozšířila téměř po celé ploše jezera. Průhlednost vody se výrazně zlepšila (Van Donk et al., 1990).

## 4 Hypotézy

- Předpokládáme, že vlivem velikostně selektivní predace ryb dojde k potlačení velkých druhů perlooček a následnému posunu v druhovém složení zooplanktonu a zvýšení biomasy ostatních skupin zooplanktonu.
- Predační tlak na zooplankton postihne zejména větší velikostní kategorie a ve výsledném společenstvu zooplanktonu se budou nacházet velikostně menší jedinci.
- Hrotnatky se budou predaci rybami bránit změnou v chování; přítomnost slunek vyvolá denní horizontální migraci zooplanktonu.
- Kvalita potravy (C:P sestonu), přítomnost rybích kairomonů a menší velikosti těla hrotnatek způsobené predací ryb ovlivní počet vajíček a embryí ve snůškách hrotnatek. Predace rybami navíc sníží zastoupení samic nesoucích embrya v pokročilém stupni vývoje.

## 5 Metodika

### 5.1 Založení pokusu

Mesokosmový experiment probíhal od července do srpna roku 2013 v Experimentálním rybochovném pracovišti a pokusnictví Fakulty rybářství a ochrany vod ve Vodňanech (49° 9' 14,8" N, 14° 10' 8,98" E). Na malé vodní nádrži bylo nainstalováno 8 sklolaminátových mesokosmů (= tanků) po levé straně lávky směřující jihozápadním směrem (Obr. 1). Všechny tanky (Armaplast, Turecko) měly následující rozměry: průměr 120 cm, výška 120 cm, objem 1357 l, šířka stěn 4 mm. Konstrukce byla sestavena z lešenářských trubek a její detailní popis podávají Zadinová (2013) a Landkildehus et al. (2014).



Obr. 1: Pohled na mesokosmový experiment z břehu nádrže.

Ke konci května se uskutečnila příprava experimentu. Tanky se naplnily směsí praného říčního písku a rybničního bahna v poměru 10:1. Do každého tanku byla přidána směs o objemu 105 l písku a 8 l bahna. Rybniční bahno bylo odebráno z vypuštěného chovného Šindlovského rybníka (Litvínovice, 48° 57' 42,5" N, 14° 25' 48,4" E). Následně byly tanky napuštěny vodou z vodní nádrže, na které se konstrukce nacházela. Vodní nádrž je napájena vodou z Blanického náhonu. Voda byla čerpána pomocí nízkotlakého čerpadla přes planktonní síť o velikosti ok 100  $\mu\text{m}$  za použití polystyrenové desky zabraňující míchání dna.

Do náhodně určené poloviny každého tanku bylo rovnoměrně rozmístěno 11 rostlinek stolístku klasnatého (*Myriophyllum spicatum*), který simuloval litorální porost. Druhá polovina tanku, bez vegetace, simulovala volnou vodu. Stolístek klasnatý byl odebrán na rybníku Nováček v Plzni (49° 47' 6,27" N, 13° 22' 50,3" E). Před vysazením byly rostlinky ponechány 3 minuty v minerální vodě a následně jemně vyprány v přefiltrované vodě z vodní

nádrže k odstranění přichyceného zooplanktonu, nárostů a větších bezobratlých. Každá rostlinka byla připevněna k malému kamenu pomocí provázku a univerzální lepicí pásky a umístěna do tanků. Z důvodu špatného fyzického stavu rostlinek se 10 dní před začátkem pokusu přidalo dalších 21 rostlinek stolítku do litorální části všech kádí a před druhým odběrem ještě umělá makrofyta, vyrobená z pruhů plovoucí sítěviny o celkové ploše 1,1 m<sup>2</sup> na 1 mesokosmos. Pruh sítěviny byl dlouhý 147,5 cm a široký 5 cm. Tři pruhy se v polovině svázaly a připevnily ke kamenu. Do každého tanku se mezi přirozenou vegetací rozmístilo pět takto vytvořených trsů. Před uskutečněním samotného pokusu došlo 2× k částečné homogenizaci vody mezi mesokosmy.

## 5.2 Předběžné pokusy

Ze dvou mesokosmů byly odebrány vzorky vody pro kvantitativní stanovení zooplanktonu. Analýza vzorků ukázala, že se zde vyvinulo společenstvo zooplanktonu s hojným zastoupením *Daphnia* spp. a proto nebylo do mesokosmů nutno přidávat další inokulum zooplanktonu. Pro zodpovězení otázky, jaké druhy zooplanktonu byly přítomny v rybničním bahně, bylo do sudu o objemu 30 l dáno rybniční bahno z Šindlovského rybníka (cca 2 l) a voda z nádrže přefiltrována přes sítko o velikosti ok 20 μm. Po několika dnech byl odebrán vzorek zooplanktonu ze sudu pro kvalitativní vyhodnocení druhového složení.

## 5.3 Vlastní pokus a zpracování vzorků

V průběhu léta 2013 se uskutečnily 3 odběry ve dnech 8. 7., 5. 8. a 27. 8. Týden před druhým odběrovým dnem byla nasazena slunka obecná (*Leucaspius delineatus*) do 4 náhodně vybraných mesokosmů v počtu 5 individuí na 1 mesokosmos, tj. 4,4 ind.m<sup>-2</sup>. Slunky obecné nám byly darovány soukromým chovatelem z Pořešína. 5 náhodně vybraných slunek, které nebyly použity pro experiment, bylo usmrceno, zváženo a změřeno (hlava – konec ocasní ploutve). Obdobně po ukončení pokusu byla u 10 živých, náhodně vybraných slunek z mesokosmů určena jejich váha a délka těla. Mesokosmy s rybami budou dále v textu označeny jako mesokosmy R+ a mesokosmy bez rybího predátora jako mesokosmy R–.

Odběry a terénní měření se prováděly vždy v poledních a půlnočních hodinách. Polední odběry zahrnovaly odběr vody z každého mesokosmu pro laboratorní stanovení živinového složení vody, zjištění koncentrace chlorofylu *a* v každém mesokosmu a odběr vzorků zooplanktonu z obou polovin každého mesokosmu. Dále se měřila teplota a koncentrace rozpuštěného kyslíku (DO) ve 3 hloubkách (10 cm, 35 cm, 60 cm) v prostředku každého

mesokosmu pomocí sondy WTW 340i (WTW, Německo). Měření světelných podmínek se provádělo v 5 hloubkách každého tanku (nad hladinou, těsně pod hladinou a v hloubkách 10 cm, 35 cm a 60 cm) za použití sondy LI-250 (LI-COR, USA) opatřené sférickým senzorem LI 193 SA (LI-COR, USA). Dalšími měřeními parametry byla výška hladiny vody, pokryvnost a výška stolítku. Půlnoční odběr obsahoval odběr vzorků zooplanktonu z obou polovin každého tanku, měření teploty a koncentrace rozpuštěného kyslíku v každém tanku.

Voda byla odebírána trubkovým odběrákem (průměr 7 cm, výška 120 cm). Pro stanovení živinového složení vody a koncentrace chlorofylu *a* byla trubkovým odběrákem odebrána voda 1× vprostřed každého mesokosmu a následně přefiltrována přes sítko o velikosti ok 200 µm. Poté byly z každého mesokosmu odebrány 2 vzorky zooplanktonu, z litorálu a z volné vody, a to ve dne a v noci. Pomocí trubkového odběráku byla odebrána voda 3× z litorální části mesokosmu do sudu a po promíchání vody bylo přefiltrováno 5 l vody přes sítko o velikosti ok 20 µm. Stejným postupem byl odebrán vzorek zooplanktonu z volné vody mesokosmu a tento způsob odběru byl aplikován na všechny mesokosmy. Vzorky zooplanktonu byly následně zakonzervovány cukerným roztokem formaldehydu (700 g cukru, 250 ml vody a 750 ml cca 38 % formaldehydu) do konečné koncentrace 4,5 % formaldehydu ve vzorku. Použitím cukerného roztoku formaldehydu se zabránilo nadměrnému uvolňování embryí ze zárodečných prostorů perlooček.

Stanovení živinového složení vody bylo provedeno pracovníky Hydrobiologického ústavu Biologického centra Akademie věd ČR v Českých Budějovicích. Vzorky vody zde byly přefiltrovány přes předem promyté a vyžíhané (2 h při 480 °C) filtry ze skleněných vláken o porozitě 0,4 µm (GF-5, Macherey-Nagel, Düren, Německo). Koncentrace rozpuštěného reaktivního fosforu (DRP) byla stanovena spektrofotometricky molybdenovou metodou (Murphy & Riley, 1962). Koncentrace celkového fosforu (TP) a rozpuštěného fosforu (DP) byla určena molybdenovou metodou po digesci kyselinou chloristou (Kopáček & Hejzlar, 1993). Iontovou chromatografií (Dionex IC25, USA) byla stanovena koncentrace dusičnanových iontů (NO<sub>3</sub>-N). Pro výpočet celkového organického uhlíku (TOC) a celkového dusíku (TN) byla stanovena koncentrace partikulovaného organického uhlíku (POC) a partikulovaného organického dusíku (PON), které byly vypočítány ze ztráty žíháním (LOI) za předpokladu, že poměr POC:LOI je roven 0,4 a PON:LOI je 0,03. K výpočtu TOC a TN byla dále využita koncentrace nerozpuštěných látek (TSS, 105 °C) a ztráta žíháním (550 °C). Molární poměr C:P byl vypočítán z hodnot TSS, LOI a koncentrace partikulovaného fosforu (PP). Partikulovaný fosfor byl vypočítán odečtením DP od TP. Koncentraci chlorofylu *a* jsme stanovili spektrofotometricky po extrakci filtrů 96 % ethanolem (APHA, 1992).

Vzorky zooplanktonu byly zpracovány pomocí světelného mikroskopu LAMBDA DN 45 (LAMBDA Praha, Česká republika). Ve vzorcích zooplanktonu byli determinováni a změřeni vodní korýši. Vždy byl prohlédnut celý objem vzorku (5 l). Pro zpřehlednění výsledků byl zooplankton rozdělen do 5 skupin: Calanoida (vznášivky), Cyclopoida (buchanky), Chydoridae (Cladocera), *Daphnia* spp. (= hrotnatky; Cladocera) a Ostatní zooplankton, který zahrnuje ostatní druhy perlooček a lasturnatky (Ostracoda). Lasturnatky byly změřeny bez bližšího určení druhu. Následně byla stanovena abundance a biomasa jako suchá hmotnost (DW) jednotlivých taxonů podle délko-hmotnostních vztahů v literatuře (Dumont et al., 1975; Bottrell et al., 1976; McCauley, 1984; Culver et al., 1985; Berne, 1991; Michaloudi, 2005). Ve vzorcích se nacházely i larvy koreter (*Chaoborus* spp.), u kterých byla určena jen jejich abundance.

V mesokosmech byly mimo jiné přítomny 2 vzájemně se křížící taxony hrotnatek, *Daphnia galeata* a *Daphnia longispina*, a jejich hybridů. Z důvodů nesnadného rozlišení byli tito jedinci zařazeni do nadřazené skupiny *Daphnia* gr. *longispina* (dále v textu *D. gr. longispina*).

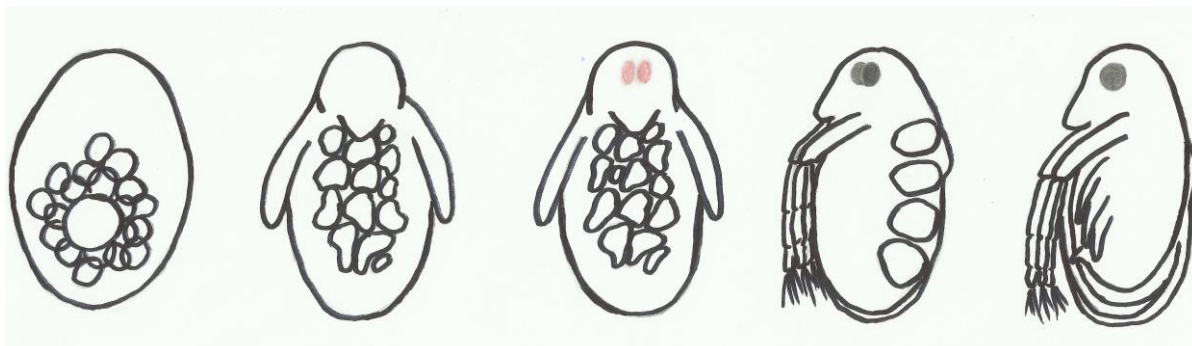
Pro vyjádření vztahu mezi zooplanktonem a fytoplanktonem byl vypočítán poměr samic *D. gr. longispina* ku fytoplanktonu (DL:FP) a juvenilních hrotnatek ku fytoplanktonu (DJ:FP). Biomasy hrotnatek a koncentrace chlorofylu *a* byly převedeny na množství uhlíku ( $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ) a poměr byl vypočítán pomocí vzorce:  $\text{DL}/(\text{DL}+\text{FP})$  a  $\text{DJ}/(\text{DJ}+\text{FP})$ .

Pro přehlednější znázornění výskytu jednotlivých skupin zooplanktonu a jedinců skupiny *Daphnia* spp. byla biomasa všech druhů zooplanktonu, včetně samců a juvenilních stadií, převedena na standardizované hodnoty, kde hodnota 0 až 1 vyjadřuje den a hodnota 0 až -1 noc. Standardizované hodnoty jednotlivých skupin zooplanktonu byly vypočítány z průměru standardizovaných hodnot jedinců patřících do jednotlivých skupin.

Ze zárodečných prostorů hrotnatek *D. gr. longispina* byla vypreparována vajíčka a embrya pro určení jejich počtu a stadia. Podle morfologických změn byla vývojová stadia rozdělena do 5 dobře rozlišitelných vývojových stadií (Obr. 2). První vývojové stadium je vajíčko a má kulovitý či oválný tvar s tukovou kapénkou uprostřed (1.–4. stadium podle Esslové, 1959). Druhé stadium je embryo s diferencovanou hlavovou částí a základem tykadel (5. stadium podle Esslové, 1959). Třetí stadium je velmi podobné druhému, ale má vytvořené jedno nebo dvě růžová očka (6. stadium podle Esslové, 1959), čtvrté stadium už má tělo podobající se dospělým a 2 dvě černá očka (7. stadium podle Esslové, 1959). Poslední, páté stadium, vypadá jako dospělá hrotnatka, má 1 černé oko a spinu zahnutou směrem k ventrální části těla (7. stadium podle Esslové, 1959). 7. stadium podle Esslové (1959) jsme rozdělili na



2 stadia (4. a 5. stadium). Počet embryí vypadnutých ze zárodečných prostorů byl rozpočítán mezi samice s embryi ve stejném stadiu. Z časových důvodů byly zpracovány vzorky zooplanktonu z 6 vybraných mesokosmů (3 mesokosmy R+ a 3 R-).



Obr. 2: Vývojová stadia hrotnatky *D.gr. longispina*, upraveno podle Esslové (1959). Zleva: 1. stadium – vajíčko s tukovou kapénkou uprostřed; 2. stadium – embryo s diferencovanou hlavovou částí a základem tykadel; 3. stadium – embryo s jedním nebo dvěma růžovými oky; 4. stadium – tělo podobající se dospělým hrotnatkám se dvěma černými oky; 5. stadium – tělo podobající se dospělým hrotnatkám s jedním černým okem. Jednotlivá stadia nejsou ve stejném měřítku.

## 5.4 Zpracování dat

Experiment probíhal v úplném faktoriálním designu. Veškeré analýzy byly provedeny ze 6 vybraných mesokosmů. Testován byl vliv (ne)přítomnosti rybího predátora, stanoviště (litorál/volná voda) a denní doby (den/noc) na celkovou biomasu zooplanktonu a biomasu jednotlivých skupin zooplanktonu. Pro statistické vyhodnocení těchto dat byla použita permutační analýza PERMANOVA s Bray-Curtisovou mírou nepodobnosti provedená ve statistickém softwaru R (R Core Team, 2013) pomocí balíčku vegan (Oksanen et al., 2011). Vliv (ne)přítomnosti rybího predátora na již zmiňované parametry zooplanktonu byl pro kontrolu počátečních podmínek testován i v prvním odběru, kdy ryby ještě přítomny nebyly. Výsledky analýzy PERMANOVA byly doplněny nemetrickým mnohorozměrným škálováním (NMDS) provedeným ve statistickém softwaru Canoco 5 (ter Braak & Šmilauer, 2012). NMDS vhodně doplňuje analýzu PERMANOVA: ordinační diagramy původně mnohorozměrného prostoru ukazují vzájemné vztahy mezi jednotlivými odebranými vzorky na základě Bray-Curtisovy míry nepodobnosti. Vzdálenější body v ordinacích jsou si tedy více nepodobné než blízké body. Vstupními daty pro matici míry nepodobnosti byly biomasy 5 skupin zooplanktonu a biomasy jedinců skupiny *Daphnia* spp.

Pomocí dvoucestné analýzy variance (ANOVA) provedené ve statistickém softwaru STATISTICA (StatSoft Inc., 2013) byl testován vliv (ne)přítomnosti rybího predátora, stanoviště (litorál/volná voda) a denní doby (den/noc) na biomasy samic *D. gr. longispina*, *Daphnia pulicaria* a juvenilních stadií a samců hrotnatek. Stejným způsobem byla provedena

analýza vlivu již zmiňovaných faktorů na velikosti jednotlivých druhů zooplanktonu a jejich juvenilních stadií, procentuální zastoupení jednotlivých stadií embryí samic *D. gr. longispina* a na abundanci larev koreter. Dále byl testován vliv (ne)přítomnosti rybího predátora, denní doby (den/noc) a hloubky (10 cm, 35 cm, 60 cm) na koncentraci rozpuštěného kyslíku (DO) a množství pronikajícího, fotosynteticky aktivního světla (PAR) a také vliv denní doby a hloubky na teplotu vody. Grafy byly připravené pomocí programu GraphPad Prism 6.

Dále byl pomocí jednocestné analýzy variance zjišťován vliv (ne)přítomnosti rybího predátora na poměr samic *D. gr. longispina* ku fytoplanktonu (DL:FP) a juvenilních hrotnatek ku fytoplanktonu (DJ:FP).

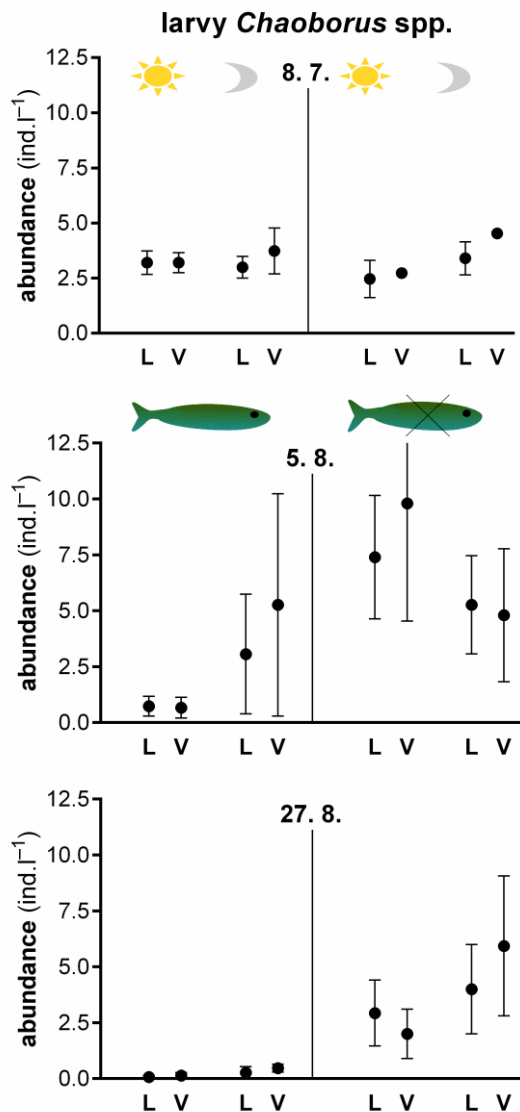
Koncentrace chlorofylu *a* vyjadřuje množství fytoplanktonu. Jednocestná ANOVA byla použita také pro stanovení vlivu (ne)přítomnosti rybího predátora na živinové složení vody a koncentraci chlorofylu *a*. Živinové složení vody bylo popsáno následujícími parametry: celková koncentrace fosforu (TP), koncentrace rozpuštěného reaktivního fosforu (DRP), koncentrace dusičnanů ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ), celková koncentrace dusíku (TN), celková koncentrace uhlíku (TOC) a molární poměr C:P v sestonu.

## 6 Výsledky

V mesokosmovém experimentu byla sledována změna struktury a chování zooplanktonu a změna morfologických charakteristik jednotlivých druhů zooplanktonu v závislosti na (ne)přítomnosti rybího predátora ve třech odběrových dnech během letního období roku 2013. K dokreslení stavu prostředí v mesokosmech byly zjišťovány i fyzikálně-chemické parametry a obsah živin a koncentrace chlorofylu *a* v mesokosmech.

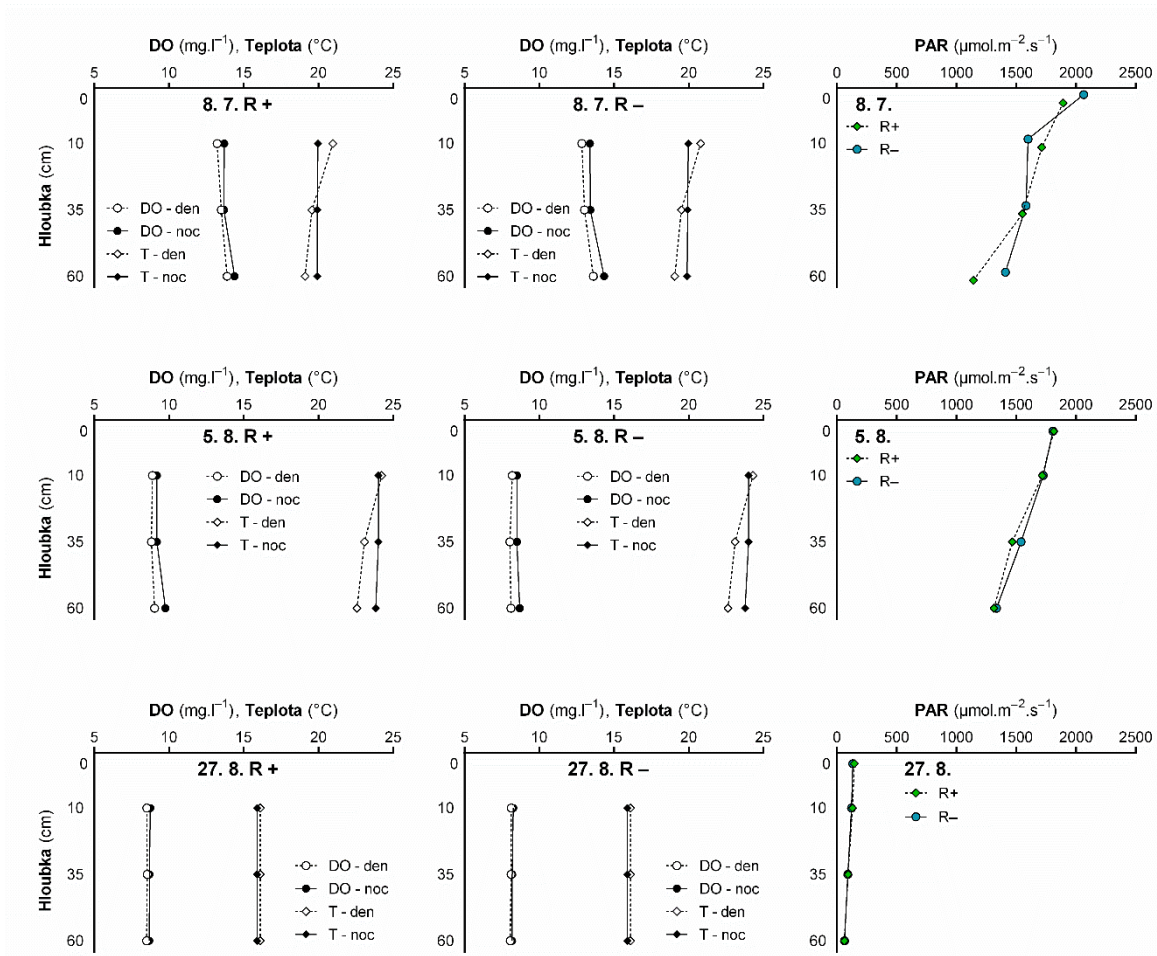
### 6.1 Popis stavu prostředí v mesokosmech

Zooplankton v mesokosmech čelil působení 2 typů predátorů. Slunka obecná, rybí predátor, byla přidána do poloviny mesokosmů po prvním odběru (R+). Délka těla slunek se před experimentem a po něm významně nelišila. Průměrná délka slunek za začátku experimentu byla 70,4 mm a hmotnost 2,84 g a na konci experimentu slunky měřily 70,5 mm a vážily 2,77 g. Bezobratlý predátor, larvy koreter *Chaoborus* spp., byly v mesokosmech přítomny během celého experimentu v různých abundancích (Obr. 3). Abundance larev koreter v mesokosmech R+ byla výrazně nižší oproti mesokosmům R-. Vliv stanoviště a denní doby na abundanci larev koreter nebyl prokázán (Tab. P-1).



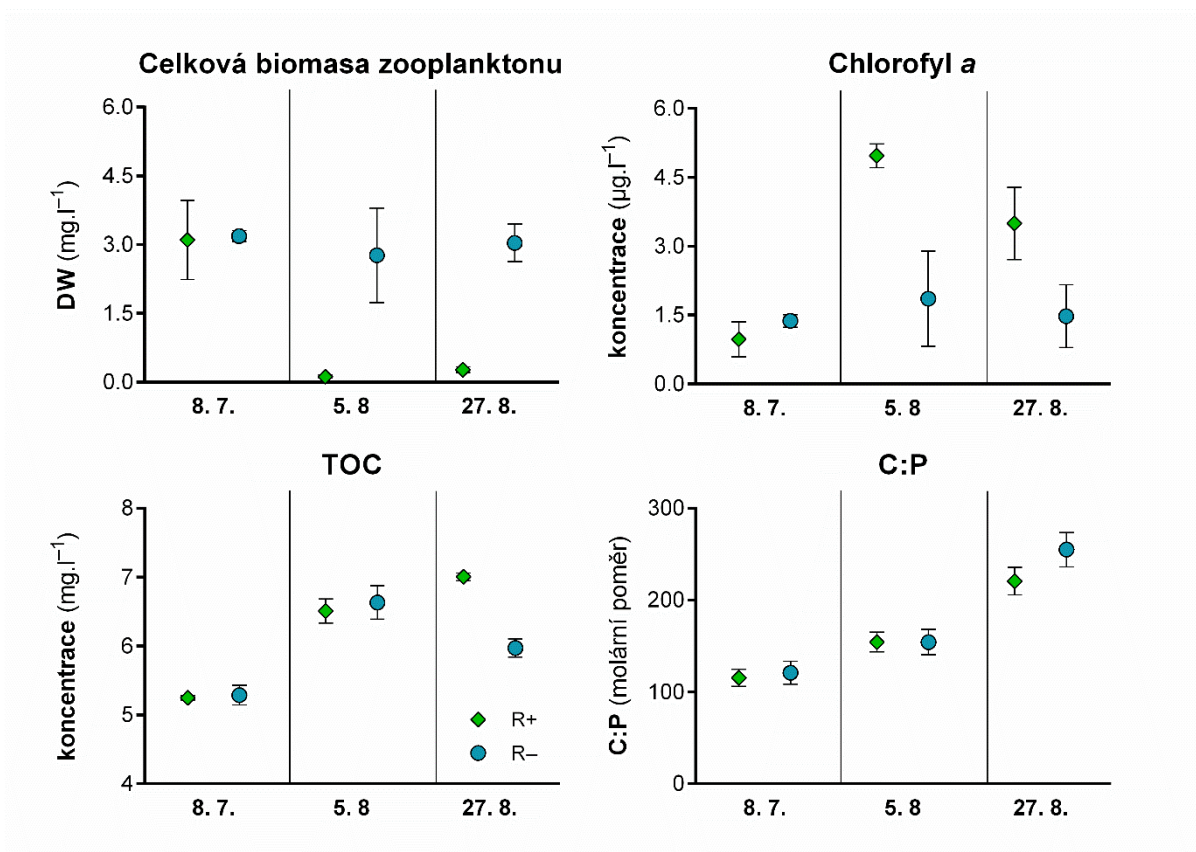
Obr. 3: Průměrné abundance larev koreter (*Chaoborus* spp.) a střední chyba průměru (SEM) vypočítané ze 3 hodnot (3 mesokosmy R+, 3 mesokosmy R-). V levé polovině každého grafu je znázorněna abundance ve dne (symbol slunce) a v noci (symbol měsíce) v mesokosmech R+ a v pravé polovině je znázorněna abundance ve dne a v noci v mesokosmech R-. Písmeno L vyjadřuje litorál a V symbolizuje volnou vodu. Pro kontrolu počátečních podmínek bylo zachováno rozdělení mesokosmů R+ a R- i v prvním odběru, kde ryby ještě přítomny nebyly.

V červenci a na začátku srpna se v mesokosmech během dne ustavovala teplotní stratifikace (Obr. 4). V noci byla teplota vody ve všech hloubkách velmi podobná. Naproti tomu na konci srpna už docházelo k míchání celého vodního sloupce i ve dne. Koncentrace rozpuštěného kyslíku byla nejvyšší v prvním odběrovém dnu. V mesokosmech R+ byla koncentrace DO výrazně vyšší oproti mesokosmům R-. V prvním a druhém odběrovém dnu byla koncentrace DO v noci mírně vyšší oproti koncentraci DO ve dne (Tab. P-3). Množství pronikajícího světla se s hloubkou snižovalo a přítomnost rybiho predátora na něj neměla vliv (Tab. P-2). Nízké hodnoty PAR v posledním odběru byly důsledkem rovnoměrně zatažené oblohy.



Obr. 4: Fyzikálně-chemické parametry vody vyjádřené průměrnou teplotou a koncentrací rozpuštěného kyslíku (DO) ve třech hloubkách a množstvím PAR ve třech hloubkách a těsně pod hladinou (hloubka 0). Průměry jsou vypočítané z 3 hodnot (3 mesokosmy R+, 3 mesokosmy R-). Grafy v prvním řádku popisují první odběrový den (8. 7.), ve druhém řádku odběr 5. 8. a grafy ve třetím řádku znázorňují poslední odběr, 27. 8. Levá trojice grafů popisuje vývoj teploty (kosočtverce) a koncentrace DO (kolečka) ve dne (prázdné symboly) a v noci (plné symboly) v mesokosmech R+, střední trojice grafů reprezentuje mesokosmy R-. Pravá trojice grafů znázorňuje množství PAR v mesokosmech R+ (zelené kosočtverce) a mesokosmech R- (modrá kolečka). Pro kontrolu počátečních podmínek bylo zachováno rozdělení mesokosmů R+ a R- i v prvním odběru, kde ryby ještě přítomny nebyly.

Vliv přítomnosti či nepřítomnosti rybiho predátora na živinové složení vody v srpnových odběrech nebyl konstantní. 5. 8. měla (ne)přítomnost rybiho predátora vliv jen na koncentraci DRP, zatímco 27. 8. byl prokázán vliv rybiho predátora na koncentraci TP, NO<sub>3</sub>-N a TOC. Koncentrace DRP, TP a TOC byla v mesokosmech R+ vyšší oproti mesokosmům R- a koncentrace NO<sub>3</sub>-N byla naopak vyšší v mesokosmech R-. Vliv (ne)přítomnosti rybiho predátora na molární poměr C:P nebyl prokázán (Tab. P-5). Ačkoliv vliv (ne)přítomnosti rybiho predátora na koncentraci chlorofylu *a* byl signifikantní jen 5. 8. (Tab. P-4), nižší koncentrace chlorofylu *a* v mesokosmech R- je patrná i v posledním odběru (Obr. 5). Koncentrace chlorofylu *a* měla opačný vývoj vůči celkové biomase zooplanktonu (Obr. 5).



Obr. 5: Vývoj mesokosmů vyjádřený biomasou zooplanktonu, koncentrací chlorofylu *a* a celkového organického uhlíku (TOC) a molárním poměrem C:P. V grafech jsou znázorněny průměry z 3 hodnot (3 mesokosmy R+, 3 mesokosmy R-) a střední chyba průměru (SEM). Mesokosmy R+ jsou znázorněny zeleným kosočtvercem a mesokosmy R- modrým kruhem. Pro kontrolu počátečních podmínek bylo zachováno rozdělení mesokosmů R+ a R- i v prvním odběru, kde ryby ještě přítomny nebyly.

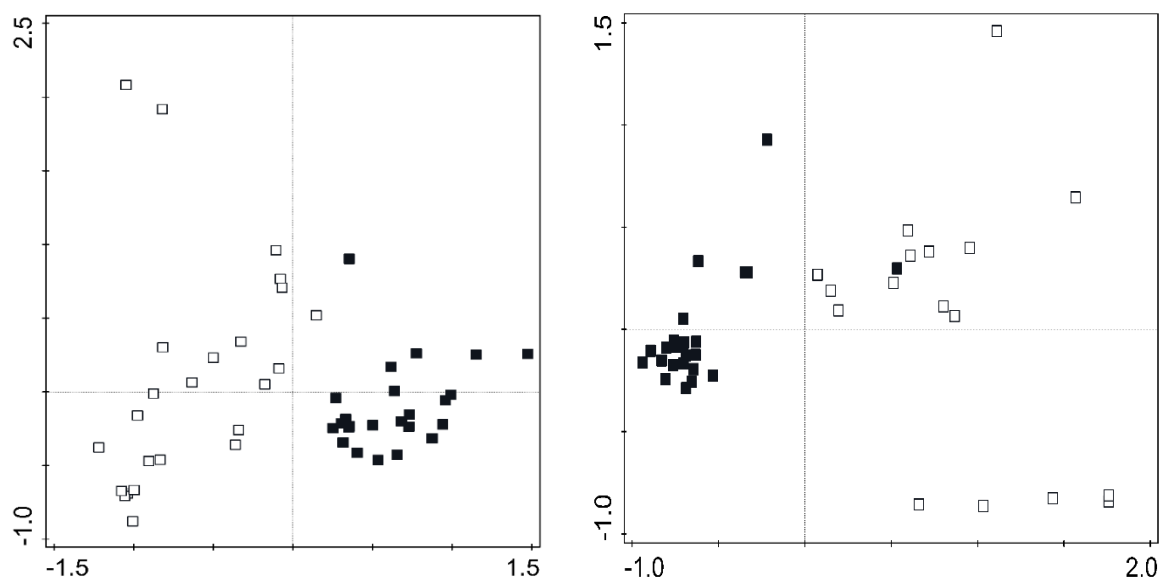
## 6.2 Vývoj zooplanktonu

Na začátku pokusu bylo v mesokosmech přítomno 11 druhů vodních korýšů, v průběhu pokusu bylo zaznamenáno celkem 30 různých druhů. V mesokosmech R+ i R- byl na začátku srpna velmi podobný počet druhů. Na konci srpna bylo v mesokosmech R+ o 6 druhů malých vodních korýšů více oproti mesokosmům R-. Největší zastoupení druhů měla skupina malých druhů perlooček – čeleď Chydoridae (Tab. 1).

Tab. 1: Seznam nalezených druhů zooplanktonu a jejich juvenilních stadií rozdělených do 5 skupin: Calanoida (vznášivky), Cyclopoida (buchanky), *Daphnia* spp. (hrotnatky), Chydoridae a Ostatní zooplankton (ostatní perloočky a lasturnatky).

Calanoida	Cyclopoida	<i>Daphnia</i> spp.	Chydoridae	Ostatní
<i>Eudiaptomus gracilis</i> ♂	<i>Acanthocyclops trajani</i>	<i>Daphnia ambigua</i>	<i>Acroperus harpae</i>	<i>Bosmina longirostris</i>
<i>Eudiaptomus gracilis</i> ♀	<i>Acanthocyclops vernalis</i>	<i>Daphnia</i> gr. <i>longispina</i>	<i>Alona guttata</i>	<i>Ceriodaphnia affinis</i>
kopepod. stadia vznášivek	<i>Eucyclops serrulatus</i>	<i>Daphnia pulex</i>	<i>Alona quadrangula</i>	<i>Ceriodaphnia pulchella</i>
	<i>Macrocyclops albidus</i>	juvenilní hrotnatky	<i>Alonella nana</i>	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>
	<i>Mesocyclops leuckarti</i>	samci hrotnatek	<i>Biapertura affinis</i>	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>
	<i>Thermocyclops crassus</i>		<i>Disparalona rostrata</i>	<i>Scapholeberis mucronata</i>
	samci buchaneček		<i>Chydorus sphaericus</i>	Ostracoda
	kopepod. stadia buchaneček		<i>Leydigia leydigi</i>	
			<i>Pleuroxus aduncus</i>	
			<i>Pleuroxus denticulatus</i>	
			<i>Pleuroxus trigonellus</i>	
			<i>Pleuroxus truncatus</i>	
			<i>Pleuroxus uncinatus</i>	

Celková biomasa zooplanktonu v mesokosmech R– se v průběhu experimentu neměnila a byla velmi podobná počátečním podmínkám 8. 7. (Obr. 5). Naopak biomasa v mesokosmech R+ výrazně klesla (Tab. P-4). Biomasa zooplanktonu v srpnových odběrech v mesokosmech R+ se výrazně lišila od biomas v mesokosmech R– a obdobně tomu bylo i u biomasy skupiny *Daphnia* spp. (Obr. 6).

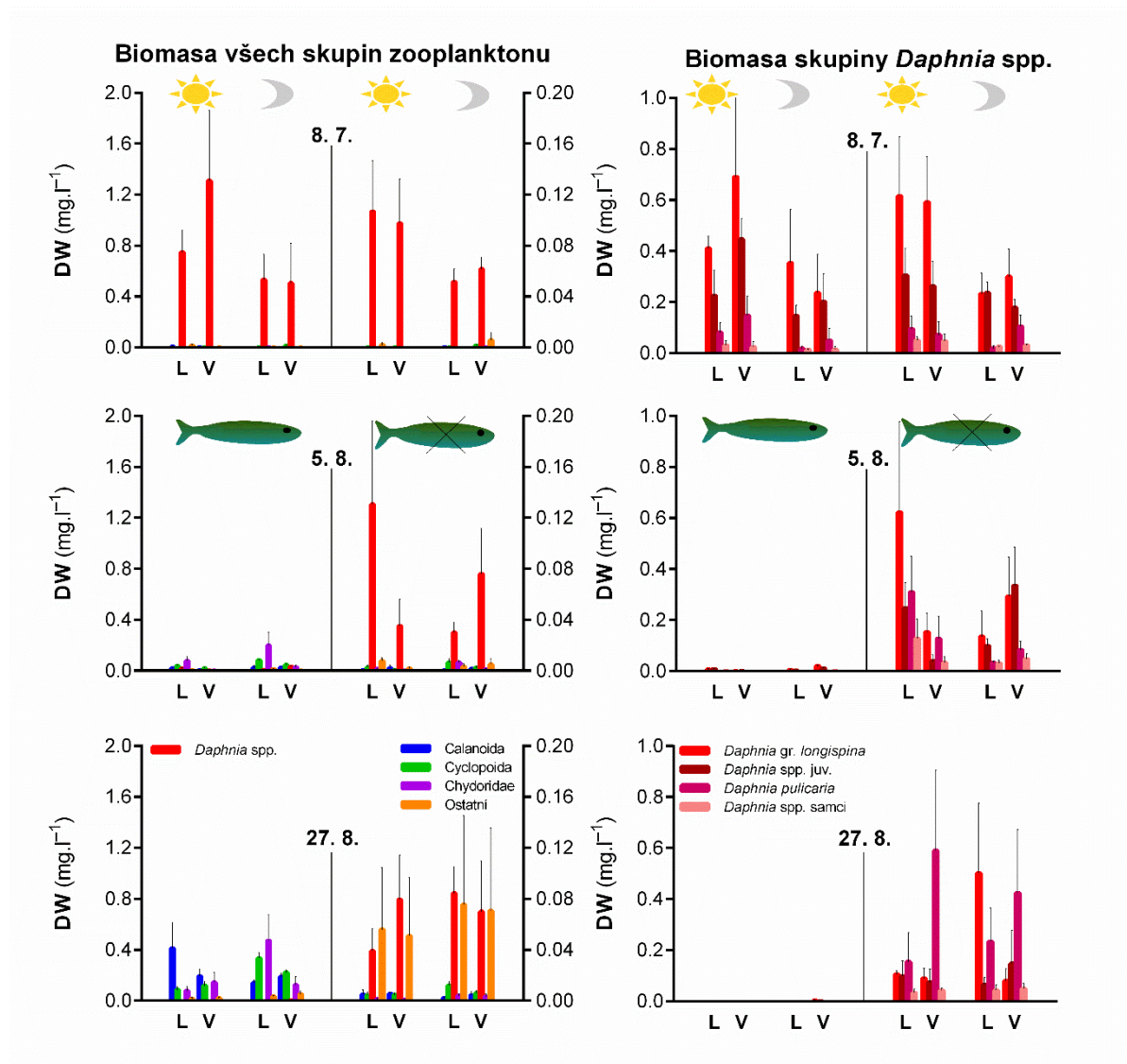


Obr. 6: Ordinační diagramy NMDS biomas všech skupin zooplanktonu (levý graf) a biomas skupiny *Daphnia* spp. (pravý graf) v srpnových odběrech (5. 8. a 27. 8.) v mesokosmech R+ (prázdný čtverec) a v mesokosmech R– (plný čtverec).

V prvním odběru dominovala v mesokosmech skupina *Daphnia* spp. V mesokosmech R+ došlo k výraznému snížení biomasy hrotnatek (Tab. 2) a zároveň ke zvýšení biomas



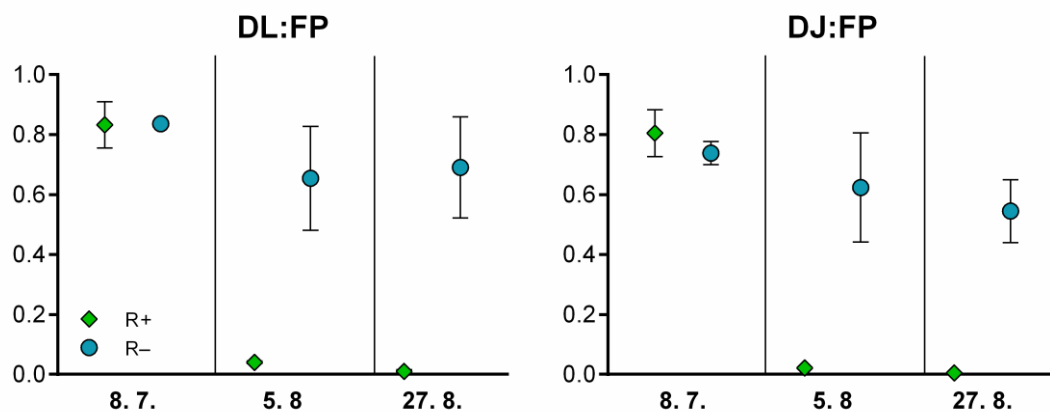
ostatních skupin zooplanktonu, zejména vznášivek, buchanek a perlooček z čeledi Chydoridae. Také v mesokosmech R– došlo k mírnému snížení biomasy hrotnatek a zároveň k nárůstu skupiny Ostatní zooplankton. Biomasa skupiny Ostatní zooplankton byla v posledním odběru výrazně vyšší než v předchozích odběrech (Obr. 7) a dominovaly v ní střední druhy perlooček – *Ceriodaphnia* spp. Perloočka *D. pulicaria* se vyskytovala jen v mesokosmech R– (Obr. 7). V průběhu sezóny se v mesokosmech R– postupně snižovala biomasa *D. gr. longispina* a naopak zvyšovala biomasa *Ceriodaphnia* spp. a *D. pulicaria*.



Obr. 7: Biomasy všech skupin zooplanktonu (levý sloupec grafů) a jedinců skupiny *Daphnia* spp. (pravý sloupec grafů). Znáznorněny jsou průměrné hodnoty a střední chyby průměru (SEM) vypočítané z 3 hodnot (3 mesokosmy R+, 3 mesokosmy R–). V grafech vypovídajících o biomase všech skupin zooplanktonu je levá osa y platná pro biomasu skupiny *Daphnia* spp. a pravá osa y náleží ostatním skupinám zooplanktonu. V levé polovině každého grafu je znázorněna biomasa ve dne (symbol slunce) a v noci (symbol měsíce) v mesokosmech R+ a v pravé polovině je znázorněna biomasa ve dne a v noci v mesokosmech R–. Písmeno L vyjadřuje litorál a V symbolizuje volnou vodu. Pro kontrolu počátečních podmínek bylo zachováno rozdělení mesokosmů R+ a R– i v prvním odběru, kde ryby ještě přítomny nebyly.



Poměry DL:FP a DJ:FP byly v prvním odběru ve všech mesokosmech velmi podobné. V důsledku přidání ryb se v dalších odběrech poměry prudce snížily (Obr. 8, Tab. P-10).



Obr. 8: Poměr samic *D. gr. longispina* a fytoplanktonu (DL:FP) a juvenilních hrotnatek a fytoplanktonu (DJ:FP). Znáznorněny jsou průměrné hodnoty poměrů vypočítané z 3 hodnot (3 mesokosmy R+, 3 mesokosmy R-) a střední chyba průměru (SEM). Mesokosmy R+ jsou znázorněny zeleným kosočtvercem a mesokosmy R- modrým kruhem. Pro kontrolu počátečních podmínek bylo zachováno rozdělení mesokosmů R+ a R- i v prvním odběru, kde ryby ještě přítomny nebyly.

### 6.3 Časová a prostorová distribuce zooplanktonu

Denní doba měla pravděpodobně odlišný vliv na různé skupiny zooplanktonu. Celková biomasa zooplanktonu byla v prvních dvou odběrech větší ve dne oproti noci (Tab. 2). Biomasa buchanek byla ve všech odběrech vyšší v noci a naopak biomasa vznášivek v posledním odběru byla vyšší ve dne, a to v mesokosmech R+ i R-. Přítomnost ryby zapříčinila větší rozdíl biomasy vznášivek ve dne a v noci oproti mesokosmům R- (Tab. P-6). U ostatních skupin zooplanktonu nebyl prokázán vliv denní doby na biomasu.

Vliv stanoviště na biomasu zooplanktonu byl prokázán jen na začátku srpna (Tab. 2). Celková biomasa zooplanktonu (Tab. 2), biomasa buchanek a perlooček Chydoridae byla vyšší v litorálu oproti volné vodě (Tab. P-6 a P-7). Vliv stanoviště na biomasu ostatních druhů zooplanktonu a abundanci larev koreter nebyl prokázán.

Na celkovou biomasu zooplanktonu měly vliv všechny faktory a průkazná se ukázala také interakce stanoviště  $\times$  denní doba. Ve dne byla větší biomasa zooplanktonu v litorálu a v noci naopak ve volné vodě. Těsně neprůkazně vyšel vztah ryba  $\times$  stanoviště  $\times$  denní doba, který by znamenal, že v mesokosmech R+ i R- byla ve dne větší biomasa zooplanktonu v litorálu, avšak v mesokosmech R- byl větší rozdíl biomas ve dne a v noci v litorálu oproti volné vodě a v mesokosmech R+ naopak byl větší rozdíl v biomase ve volné vodě (Tab. 2).

Biomasa skupiny Calanoida v mesokosmech R+ byla mírně vyšší v litorálu oproti volné vodě a na druhou stranu biomasa v mesokosmech R– byla vyšší ve volné vodě. Biomasa v litorálu a ve volné vodě se více lišila v mesokosmech R– oproti mesokosmům R+ (Tab. P-6). Interakce faktorů na biomasy dalších skupin zooplanktonu nebyly prokázány.

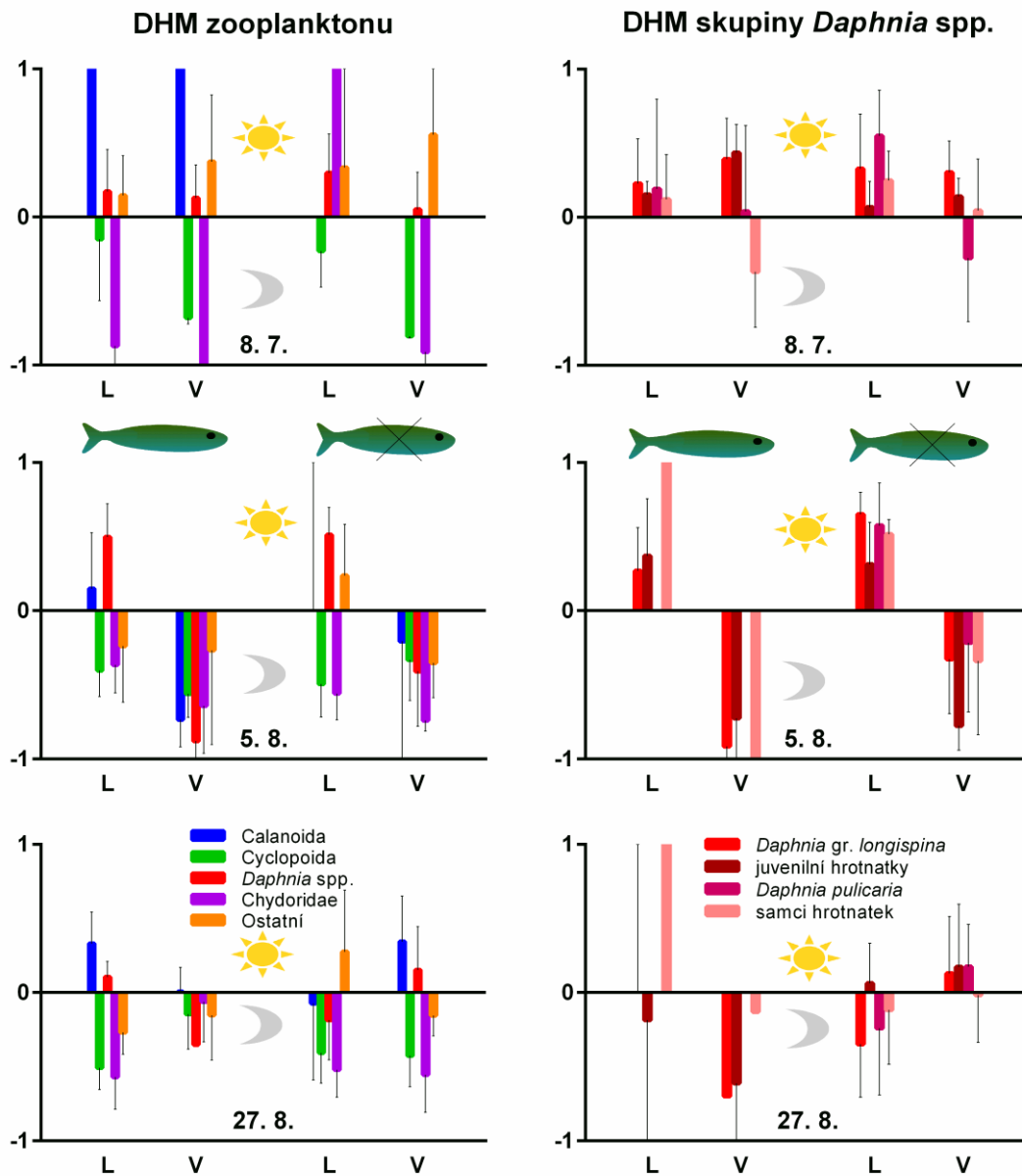
Biomasa *D. gr. longispina* v prvním odběru byla ve dne vyšší oproti biomase v noci. V druhém odběru byla biomasa ve dne vyšší v litorálu a v noci ve volné vodě. Obdobná distribuce byla pozorována také u juvenilních hrotnatek, nicméně rozdíl biomas ve dne a v noci byl větší ve volné vodě. Na konci srpna byla vyšší biomasa *D. gr. longispina* v noci v mesokosmech R+ i R–. Rozdíl biomas ve dne a v noci byl výrazně vyšší v mesokosmech R– (Tab. P-8 a P-9).

Tab. 2: Výsledky permutační analýzy (PERMANOVA) testující vliv (ne)přítomnosti rybiho predátora, stanoviště (litorál/volná voda) a denní doby (den/noc) na celkovou biomasu zooplanktonu a biomasu skupiny *Daphnia* spp. Počet stupňů volnosti je vždy 1. Průkazné vlivy faktorů na biomasu jsou zvýrazněny tučným písmem. Vliv (ne)přítomnosti rybiho predátora na biomasu byl testován i v prvním odběru R– (8. 7.) pro dokreslení počátečních podmínek.

Biomasa zooplanktonu				Biomasa <i>Daphnia</i> spp.			
		F	p			F	p
<b>8. 7.</b>	ryba	0,38	0,779	<b>8. 7.</b>	ryba	1,89	0,179
	stanoviště	1,05	0,439		stanoviště	0,29	0,783
	<b>denní doba</b>	<b>3,41</b>	<b>0,016</b>		denní doba	1,71	0,173
	ryba × stanoviště	0,78	0,536		ryba × stanoviště	0,32	0,772
	ryba × denní doba	1,07	0,411		ryba × denní doba	0,40	0,715
	stanoviště × denní doba	1,35	0,268		stanoviště × denní doba	0,19	0,875
	ryba × stanoviště × denní doba	0,46	0,736		ryba × stanoviště × denní doba	0,28	0,766
<b>5. 8.</b>	<b>ryba</b>	<b>18,2</b>	<b>0,001</b>	<b>5. 8.</b>	<b>ryba</b>	<b>23,4</b>	<b>0,001</b>
	stanoviště	<b>4,53</b>	<b>0,004</b>		stanoviště	0,80	0,435
	<b>denní doba</b>	<b>3,34</b>	<b>0,014</b>		denní doba	0,30	0,808
	ryba × stanoviště	1,40	0,219		ryba × stanoviště	1,17	0,269
	ryba × denní doba	1,81	0,132		ryba × denní doba	0,69	0,540
	<b>stanoviště × denní doba</b>	<b>3,04</b>	<b>0,030</b>		stanoviště × denní doba	1,82	0,150
	ryba × stanoviště × denní doba	2,47	0,061		ryba × stanoviště × denní doba	1,13	0,300
<b>27. 8.</b>	<b>ryba</b>	<b>42,7</b>	<b>0,001</b>	<b>27. 8.</b>	<b>ryba</b>	<b>16,5</b>	<b>0,001</b>
	stanoviště	0,07	0,936		stanoviště	0,20	0,909
	denní doba	1,84	0,188		denní doba	0,40	0,757
	ryba × stanoviště	0,25	0,813		ryba × stanoviště	0,44	0,729
	ryba × denní doba	0,60	0,532		ryba × denní doba	1,28	0,288
	stanoviště × denní doba	0,85	0,374		stanoviště × denní doba	0,13	0,950
	ryba × stanoviště × denní doba	0,32	0,722		ryba × stanoviště × denní doba	0,52	0,670

Časově-prostorovou distribuci zooplanktonu shrnuje Obr. 9. Výskyt jednotlivých skupin zooplanktonu a jedinců skupiny *Daphnia* spp. se lišil mezi jednotlivými odběry. Vznášivky v prvním odběru byly nalezeny spíše ve dne. Po přidání rybího predátora do mesokosmů se ve dne vznášivky shromažďovaly spíše v litorálu a v noci ve volné vodě. Buchanky a často i Chydoridae byly nacházeny spíše v noci, bez ohledu na stanoviště či (ne)přítomnost rybího predátora. Skupina Ostatní se v prvním odběru vyskytovala ve vodním sloupci spíše ve dne, avšak po přidání rybího predátora spíše v noci. Většina hrotnatek se v prvním odběru nacházela spíše ve dne bez ohledu na stanoviště. Po přidání rybího predátora se hrotnatky vyskytovaly ve dne v litorálu a v noci ve volné vodě, ačkoliv v posledním odběru nebyla migrace hrotnatek tak jednoznačná jako 5. 8.

V mesokosmech R– však také docházelo k migracím, např. skupina *Daphnia* spp. vykazovala v mesokosmech R– stejnou časově-prostorovou distribuci jako v mesokosmech R+. Přestože nebyl prokázán vliv stanoviště a denní doby na abundanci larev koreter (Tab. P-1), v různých stanovištích v různou denní dobu se larvy koreter vyskytovaly v odlišných abundancích (Obr. 3). Migrace skupiny hrotnatek v mesokosmech R– se zdála být obrácená vůči výskytu larev koreter.



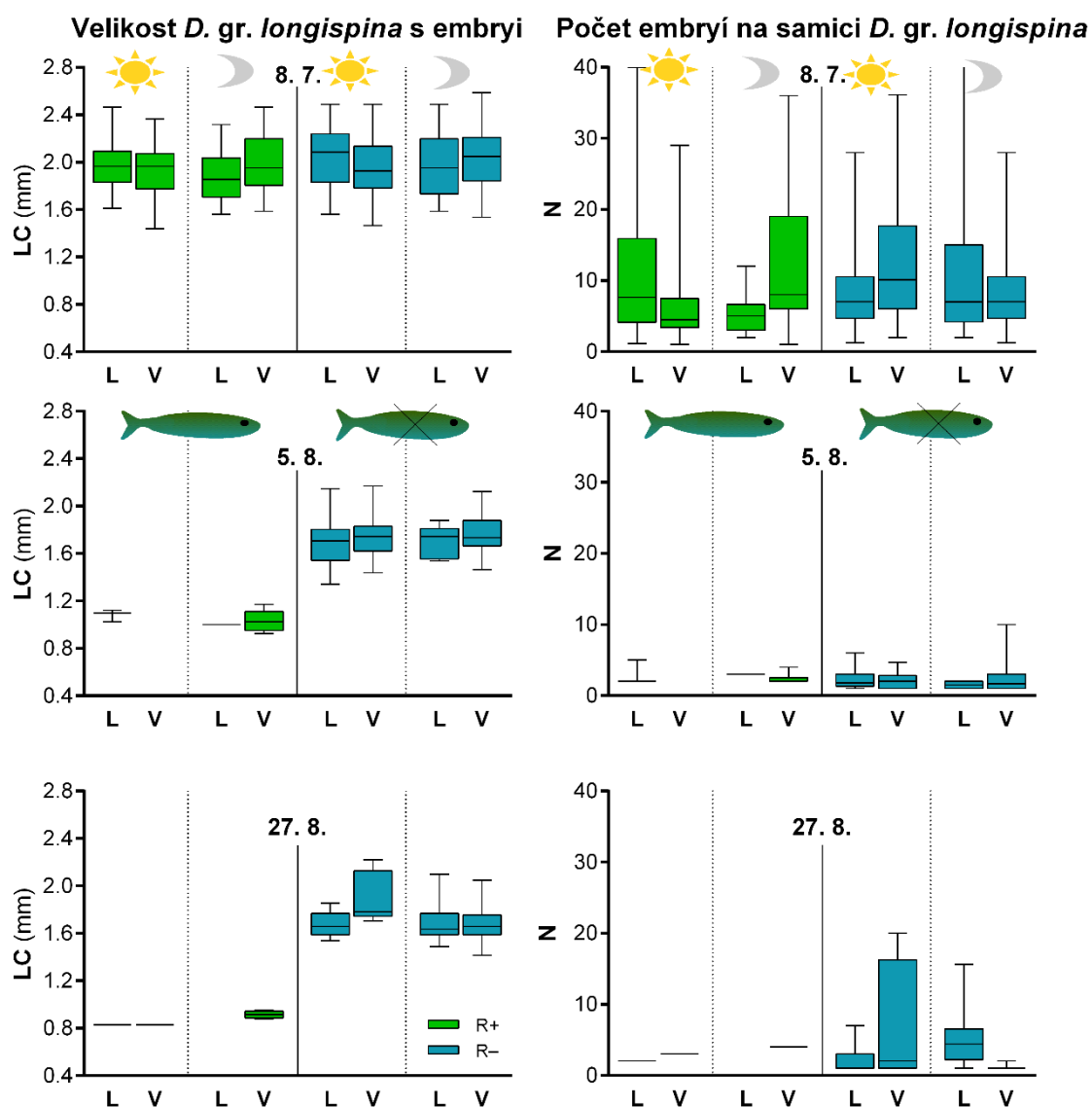
Obr. 9: Standardizované hodnoty jednotlivých skupin zooplanktonu a jedinců skupiny *Daphnia* spp. V grafech je znázorněn průměr vypočítaný z 3 hodnot (3 mesokosmy R+, 3 mesokosmy R-) a střední chyba průměru (SEM). Hodnota 0 až 1 na ose y vyjadřuje den (symbol slunce) a hodnota 0 až -1 noc (symbol měsíce). V levé polovině každého grafu jsou vyneseny standardizované hodnoty v mesokosmech R+ a v pravé polovině v mesokosmech R-. Písmeno L vyjadřuje litorál a V symbolizuje volnou vodu. Pro kontrolu počátečních podmínek bylo zachováno rozdělení mesokosmů R+ a R- i v prvním odběru, kde ryby ještě přítomny nebyly.

## 6.4 Popis morfologických charakteristik zooplanktonu

Délka těla korýšů včetně jejich juvenilních stadií v průběhu experimentu se pohybovala v rozmezí 122–3416  $\mu\text{m}$ . *Ceriodaphnia* spp., *D. gr. longispina*, juvenilní hrotnatky, kopepoditová stadia buchanek a lasturnatky zachycené v mesokosmech R+ vykazovaly menší velikost oproti jedincům v mesokosmech R– (Tab. P-11 – P-15). Díky nízkému počtu jedinců v mesokosmech R+ či R– nebylo možné statisticky vyhodnotit vliv (ne)přítomnosti rybiho predátora na velikost těla samců hrotnatek, perlooček *D. pulicaria*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Bosmina longirostris* a samců i samic vznášivky *Eudiaptomus gracilis*.

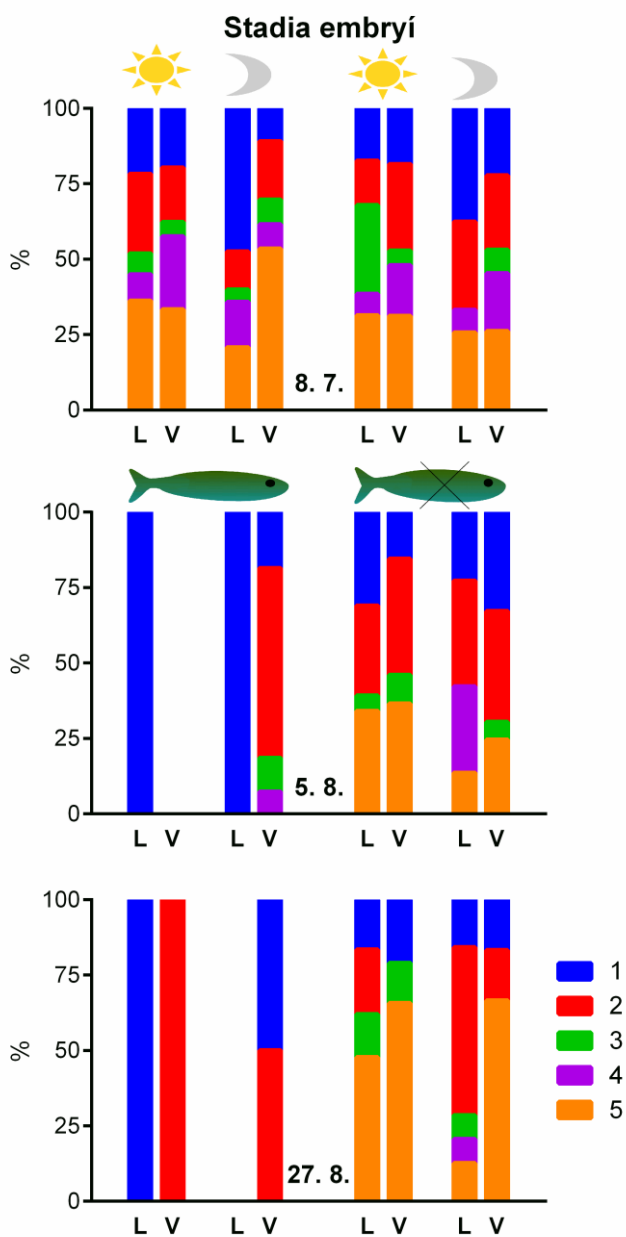
Některé druhy zooplanktonu vykazovaly odlišnou velikost v různou denní dobu či na různém stanovišti (Tab. P-11 – P-15). Například jedinci *D. gr. longispina* zachycení ve dne v prvním odběru měli menší velikost těla oproti jedincům chycených v noci. Na druhou stranu perloočky *Ceriodaphnia* spp., juvenilní hrotnatky (z 5. 8.) a kopepoditová stadia buchanek (z 8. 7. a 27. 8.) chycené ve dne měly menší velikost těla. Rozdíl velikostí těl juvenilních hrotnatek z mesokosmů R+ ve dne a v noci byl menší oproti rozdílu velikostí jedinců v mesokosmech R–. Kopepoditová stadia buchanek nalezená v litorálu měla větší velikost těla oproti jedincům z volné vody a naopak větší velikost měly samice vznášivky *Eudiaptomus gracilis* a samci *Daphnia* spp. nacházející se ve volné vodě. U ostatních druhů zooplanktonu nebyly nalezeny závislosti faktorů ryba, stanoviště a denní doba na velikost jejich těl.

Ve vzorcích zooplanktonu z mesokosmů R+ bylo 5. 8. nalezeno 14 a 27. 8. pouze 6 samic *D. gr. longispina* nesoucích embrya. Z tohoto důvodu nebylo možné statisticky vyhodnotit vliv faktorů na velikost těchto samic a počet embryí na samici. Avšak z Obr. 10 vyplývá, že samice nesoucí embrya v přítomnosti rybiho predátora vykazovaly menší velikost oproti samicím v mesokosmech R–. Nicméně velikost těchto samic se snižovala v průběhu sezóny i v mesokosmech R–. Na začátku experimentu byla průměrná velikost samic *D. gr. longispina* nesoucích embrya 1,97  $\mu\text{m}$  a na konci experimentu byla průměrná velikost těchto samic v mesokosmech bez ryb 1,71  $\mu\text{m}$ . Počet embryí na samici v srpnových odběrech byl nižší oproti prvnímu odběru v mesokosmech R+ i R–.



Obr. 10: Velikost samic *D. gr. longispina* nesoucích embrya a počet embryí na samici *D. gr. longispina*. Hodnoty jsou vyjádřené jako medián (horizontální čára), 25–75 % percentil (spodní a horní hrany obálek) a minimální – maximální hodnota. Grafy byly vytvořeny ze všech hodnot velikostí a počtů embryí. V levé polovině každého grafu jsou znázorněny velikosti ve dne (symbol slunce) a v noci (symbol měsíce) v mesokosmech R+ (zelené obálky) a v pravé polovině jsou znázorněny velikosti ve dne a v noci v mesokosmech R– (modré obálky). Písmeno L vyjadřuje litorál a V symbolizuje volnou vodu. Pro kontrolu počátečních podmínek bylo zachováno rozdělení mesokosmů R+ a R– i v prvním odběru, kde ryby ještě přítomny nebyly.

Stadia embryí v pokročilém stupni vývoje (3.–5. stadium) byla v mesokosmech R+ zastoupena jen velmi málo nebo vůbec (Obr. 11). Procentuální zastoupení embryí v 5. stadiu vývoje bylo výrazně vyšší v mesokosmech R–. Embrya ve 2. stadiu v druhém odběru vykazovala vyšší zastoupení v mesokosmech R–, ve volné vodě a v noci. Byla prokázána také interakce stanoviště × denní doba, kdy ve dne bylo zastoupení embryí ve 2. stadiu mírně vyšší v litorálu a v noci výrazně vyšší ve volné vodě. V posledním odběru bylo zastoupení těchto embryí v mesokosmech R+ vyšší ve volné vodě a naproti tomu v mesokosmech R– bylo vyšší v litorálu (Tab. P-16).



Obr. 11: Procentuální zastoupení vývojových stadií hrotnatek od vajíčka - 1. stadium až po 5. embryonální stadium samic *D. gr. longispina*. V levé polovině každého grafu je znázorněno zastoupení stadií ve dne (symbol slunce) a v noci (symbol měsíce) v mesokosmech R+ a v pravé polovině je znázorněno zastoupení stadií ve dne a v noci v mesokosmech R–. Písmeno L vyjadřuje litorál a V symbolizuje volnou vodu. Pro kontrolu počátečních podmínek bylo zachováno rozdělení mesokosmů R+ a R– v prvním odběru, kde ryby ještě přítomny nebyly.

## 7 Diskuze

Vliv rybího predátora na strukturu a chování zooplanktonu a na parametry životního cyklu jednotlivých druhů zooplanktonu se zaměřením na hrotnatky (*Daphnia* spp.) byl studován v mesokosmovém experimentu, který se uskutečnil v průběhu dvou letních měsíců. Během prvního měsíce probíhalo ustálení společenstva zooplanktonu a druhý měsíc byl zkoumán vliv ryb na společenstvo zooplanktonu. V průběhu celého experimentu se v mesokosmech spontánně vyskytly larvy koreter, které také ovlivňovaly společenstvo zooplanktonu.

V mesokosmech panovaly mesotrofní až oligotrofní podmínky (průměrné koncentrace chlorofylu  $a = 2,4 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ; TN =  $600 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ; TP =  $18,4 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ; Kalff, 2003). Přítomnost slunek díky kaskádovému efektu způsobila zvýšení koncentrace chlorofylu  $a$  (prům. =  $4,3 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ) indikující nárůst biomasy fytoplanktonu (Obr. 5). Zvýšené množství fytoplanktonu vedlo k mírnému zvýšení koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě (Obr. 4). Poměr C:P v sestonu se v mesokosmech R+ a R- významně nelišil a v průběhu experimentu kontinuálně rostl (Obr. 5). Poměr C:P sestonu je jedním ze zásadních ukazatelů kvality potravy pro filtrující druhy zooplanktonu, které mají často vysokou potřebu fosforu (Schriver et al., 1995). Ke konci srpna dosahoval poměr C:P průměrné hodnoty 238, přičemž od hodnoty poměru C:P nad cca 300 je růst hrotnatek silně limitovaný fosforem (Urabe & Watanabe, 1992; Sterner et al., 1993; Brett et al., 2000).

Společenstvo zooplanktonu mělo svůj původ pravděpodobně v rybničním bahně. Z předběžného pokusu vyplynulo, že *D. gr. longispina* pocházela právě z rybničního bahna, kde přetrvávala v podobě trvalých vajíček (např. Kalff, 2003). Přítomnost ostatních druhů vodních korýšů měla pravděpodobně stejný původ. Některé druhy zooplanktonu se do mesokosmů mohly dostat také s čerpanou vodou. Voda byla filtrována přes planktonní síť o velikost ok  $100 \mu\text{m}$  a tudíž by se do mesokosmů mohla dostat klidová stadia námi nalezených druhů zooplanktonu, která by potenciálně mohla bez újmy projít nízkotlakým čerpadlem. Vyloučen není také přenos klidových stadií zooplanktonu zochorií z peří vodních ptáků.

### 7.1 Vliv predace ryb na společenstvo zooplanktonu

V souladu s dříve publikovanými pracemi (např. Confer & Blades, 1975; O'Brien et al., 1976; Drenner et al., 1978) ryby selektivně lovily velké a nápadné druhy zooplanktonu. Zprvu dominovaly v mesokosmech hrotnatky (*D. gr. longispina* a *D. pulicaria*) a po nasazení



ryb došlo k výraznému snížení jejich biomasy (Obr. 7). Velké hrotnatky tvořily většinový podíl v celkové biomase zooplanktonu, která se tudíž také snížila (Obr. 5 a 7). Snížení biomasy korýšů bylo doprovázeno zvýšením druhové bohatosti zooplanktonu. Na konci srpna bylo v mesokosmech R+ o 6 druhů vodních korýšů více oproti mesokosmům R–.

Ryby zcela eliminovaly biomasu velké hrotnatky *D. pulicaria* a dramaticky snížily biomasu hrotnatek *D. gr. longispina*. Snížení biomasy dospělých hrotnatek bylo doprovázeno snížením biomasy samců a juvenilních stadií hrotnatek (Obr. 7). Výrazný pokles biomasy hrotnatek v mesokosmech R+ by mohl být ovlivněn také kvantitou a kvalitou potravy. Nicméně koncentrace chlorofylu *a* v mesokosmech R+ byla poměrně vysoká ( $4,3 \mu\text{g.l}^{-1}$ ) a hrotnatky tedy pravděpodobně netrpěly kvantitativním nedostatkem potravy. Mírně zhoršená kvalita potravy (poměr C:P) ovšem mohla přispět ke snížení biomasy hrotnatek na konci pokusu.

Úbytek biomasy velkých druhů perlooček důsledkem rybí predace vedl mimo jiné ke zvýšení biomasy ostatních skupin zooplanktonu, jak bylo publikováno již v mnoha předešlých vědeckých pracích (Frič & Vávra, 1898; Hrbáček, 1962; Brooks & Dodson, 1965; Vanni, 1987; Elser et al., 1988; Šorf et al., 2014). Výrazným snížením biomasy hrotnatek došlo k nárůstu biomasy vznášivek, buchaneček a perlooček čeledi Chydoridae (Obr. 7), tedy skupin lépe odolávajících rybí predaci (Confer & Blades, 1975; O'Brien et al., 1976; Drenner et al., 1978). Ryby zároveň silně potlačily abundanci larev koreter. Ryby selektivně vyhledávají větší, vývojově pokročilejší larvy koreter (Hanazato & Yasuno, 1989), tudíž hypoteticky by se v mesokosmech R+ měla nacházet převážně ranná stadia larev koreter menší velikosti lovcí menší kořist (Swift & Fedorenko, 1975). Biomasa středně velkých perlooček (*Ceriodaphnia* spp.) v mesokosmech R+ byla velmi nízká, na rozdíl od výsledků experimentu Hanazato & Yasuno (1989), kde za přítomnosti larev koreter a ryb se společenstvo zooplanktonu skládalo především ze středně velkých perlooček. Odlišnost ve výsledcích může být způsobena rozdílnou hustotou a zastoupením jednotlivých stadií larev koreter a obecně vyšší rybí obsádkou v našem experimentu.

Poměry samic *D. gr. longispina* ku fytoplanktonu (DL:FP) a juvenilních hrotnatek ku fytoplanktonu (DJ:FP) se výrazně lišily v mesokosmech R+ a R– (Obr. 8). Oba poměry jsou blízké 0 v přítomnosti ryb. Množství fytoplanktonu bylo tedy výrazně vyšší než biomasa samic *D. gr. longispina* a juvenilních hrotnatek. Naopak v mesokosmech R– biomasa dospělých i juvenilních hrotnatek silně převyšovala koncentraci fytoplanktonu.

Celková pokryvnost vodních makrofyt, tedy stolítku i umělé vegetace, byla relativně nízká a pravděpodobně díky tomu nebyl úkryt mezi makrofyty natolik účinný, aby díky němu

přežila dostatečně velká populace hrotnatek k regulaci biomasy fytoplanktonu. Poměr DL:FP v mesokosmech R<sup>+</sup> popisuje účinnost úkrytu hrotnatek *D. gr. longispina* před rybami, obdobně jako PGP index (Schriver et al., 1995). PGP index je poměr biomasy perlooček a fytoplanktonu a při hodnotě nad 1 (100 %) je biomasa perlooček dostačující pro kontrolu biomasy fytoplanktonu (Schriver et al., 1995). Poměr DL:FP byl vypočítán z biomasy *D. gr. longispina* a koncentrace chlorofylu *a* po převedení na koncentraci uhlíku v  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  a vzhledem ke způsobu výpočtu  $[\text{DL}/(\text{DL}+\text{FP})]$  tento poměr nemůže být vyšší než 1. Úkryt by byl účinný při hodnotě poměru blízkému se 1 a jelikož byl poměr DL:FP v našem experimentu v mesokosmech R<sup>+</sup> blízký 0, účinnost úkrytu byla minimální. Rybí obsádka zredukovala biomasu hrotnatek do takové míry, že hrotnatky nebyly schopny kontrolovat biomasu fytoplanktonu. DL:FP poměr kromě účinnosti úkrytu zároveň jasně ilustruje kaskádový efekt vztahů biomas primárních producentů a hrotnatek daných predací slunek (např. Carpenter et al., 2001)

Ryby měly vliv také na velikost některých skupin zooplanktonu. Dospělé samice perlooček *Ceriodaphnia* spp. a *D. gr. longispina*, juvenilní hrotnatky, kopepoditová stadia buchaneček a lasturnatky v mesokosmech se slunkou vykazovaly menší velikost (délku těla) oproti jedincům v mesokosmech R<sup>-</sup>. Slunky eliminovaly množství větších jedinců a v zooplanktonu zůstaly jen velikostně menší jedinci. Přítomnost kairomonů ryb by také mohla mít vliv na velikosti hrotnatek (Macháček, 1991; Stibor, 1992), avšak v našem experimentálním uspořádání nebylo možné oddělit přímý vliv rybí predace a vliv kairomonů. Nicméně přítomnost velikostně menších juvenilních hrotnatek by mohla být spíše způsobena vlivem kairomonů ryb než přímou predací (Reede & Ringelberg, 1995).

## 7.2 Vliv predace larev koreter na společenstvo zooplanktonu

Vrcholovým predátorem v mesokosmech R<sup>-</sup> byly larvy koreter, které ovlivnily velikostní složení zooplanktonu (Obr. 3). Zooplankton v mesokosmech R<sup>-</sup> se skládal převážně ze středně velkých a velkých perlooček (*Ceriodaphnia* spp., *D. pulicaria*, Obr. 7). Ve vodních nádržích, kde jsou vrcholovým predátorem zooplanktonu larvy koreter, je zooplankton složen převážně z vířníků a velkých druhů perlooček, které uniknou predaci (Hanazato & Yasuno, 1989; Brett, 1992). Mumm (1997) v laboratorním experimentu dokázal predaci larev koreter na středně velkých perloočkách rodu *Ceriodaphnia*. Nicméně v našem experimentu se v přítomnosti larev koreter tyto perloočky vyskytovaly v poměrně vysoké biomase. Perloočky rodu *Ceriodaphnia* z našeho experimentu v mesokosmech R<sup>-</sup> byly výrazně větší (0,6 mm) než perloočky v pokusech Mumm (1997) (0,4 mm) a dosahovaly tak ke spodní hranici velikosti

velkých druhů perlooček. Perloočky rodu *Ceriodaphnia* díky své vyšší velikosti tedy pravděpodobně unikly predaci larev koreter.

### 7.3 Vliv kvantity a kvality potravy na zooplankton

V mesokosmech R– došlo k mírné změně biomas jednotlivých skupin zooplanktonu. Ke konci srpna v mesokosmech R– byly nejvíce zastoupeny perloočky *Ceriodaphnia* spp. a *D. pulicaria* (Obr. 7). Perloočka rodu *Ceriodaphnia* je díky jemnému filtračnímu aparátu velmi účinný filtrátor bakterioplanktonu (Geller & Müller, 1981; Gliwicz & Rybak, 1976) a při nízké kvantitě a kvalitě potravy obsahující vysoký podíl bakterií může dominovat nad ostatním planktonem (Iwabuchi & Urabe, 2010). Na konci srpna v mesokosmech R– nastaly vhodné podmínky pro perloočky rodu *Ceriodaphnia* a jejich přítomnost by mohla zároveň napovídat vyššímu množství bakterií v sestonu.

V průběhu sezóny se v mesokosmech R– postupně snižovala biomasa *D. gr. longispina* a naopak zvyšovala biomasa *D. pulicaria* (Obr. 7). Příčinou tohoto posunu by mohla být především snižující se kvalita potravy. Hrotnatka *D. pulicaria* je díky větší ploše filtračního aparátu účinnější filtrátor sestonu než ostatní perloočky (Brooks & Dodson, 1965). Tato vlastnost poskytla hrotnatce *D. pulicaria* konkurenční výhodu nad hrotnatkou *D. gr. longispina* v prostředí s vyšším poměrem C:P. Prostředí s vyšším C:P je tedy příhodnější pro perloočky *Ceriodaphnia* spp. a *D. pulicaria*, které jsou v kompetici o zdroje úspěšnější než jiné perloočky.

### 7.4 Denní horizontální migrace zooplanktonu

Časová a prostorová distribuce zooplanktonu byla v průběhu sezóny velmi rozdílná a je pravděpodobně závislá také na světelných podmínkách prostředí. Odběry zooplanktonu v noci probíhaly vždy ve stejný čas bez ohledu na délku dne. Délka noci před vzorkováním mohla mít vliv na to, v jaké fázi migrací jsme zooplankton zastihli.

Výsledná biomasa jednotlivých skupin zooplanktonu na obou stanovištích (litorál a volná voda) se lišila mezi dnem a nocí. Příčina tohoto rozporu je pravděpodobně v metodice odběru, která nepostihla dostatečně prostorovou heterogenitu výskytu zooplanktonu. Vzorky zooplanktonu byly odebírány trubkovým odběrákem o průměru 7 cm zanořením odběráku 3× do vody v určitém stanovišti. Voda mohla být nabrána z místa, kde se v tu chvíli nacházelo hejno zooplanktonu (Lampert & Sommer, 2007), nebo kde naopak nebyl žádný zooplankton. Trubkovým odběrákem také nelze vzorkovat biomasu zooplanktonu těsně nad sedimentem,

kde se může zooplankton přes den schovávat před predátory (DVM) (Zaret & Suffern, 1976; Stich & Lampert, 1981; Loose, 1993). Pobyt zooplanktonu u dna může také vysvětlovat nevyrovnanosti součtu biomas jednotlivých skupin ve dne a v noci.

Larvy koreter se během dne schovávají před predátory nad sedimentem a v noci vyplouvají do vodního sloupce za svou potravou zooplanktonem (Luecke, 1986). Tento jev byl pozorován v druhém odběrovém dnu v mesokosmech R+, kdy větší abundance larev koreter byla nalezena v noci a spíše ve volné vodě. Naopak v mesokosmech R-, kde larvy koreter neměly svého predátora, byl zvýšený výskyt těchto larev ve vodní sloupci spíše ve dne (Obr. 3).

Vzhledem k DVM zooplanktonu bychom očekávali vyšší biomasu zooplanktonu ve vodním sloupci v noci v mesokosmech R+. Nicméně celková biomasa zooplanktonu byla vyšší ve dne, bez ohledu na (ne)přítomnost ryb (Obr. 7, Obr. 9). Příčinou by mohla být snaha vyhnout se rybám i larvám koreter (mesokosmy R+), nebo jen larvám koreter (R-) v čase. Dalším důvodem mohla být metodika odběru (viz více).

Biomasa zooplanktonu byla na začátku srpna ve dne větší v litorálu a v noci naopak ve volné vodě (Obr. 7, Obr. 9). Toto chování odpovídá konceptu DHM (Zaret & Suffern, 1976; Stich & Lampert, 1981; Loose, 1993), avšak v našem případě se takto choval zooplankton bez ohledu na přítomnost či absenci ryb. Příčinou migrace zooplanktonu mohly být jak ryby (v mesokosmech R+), tak i larvy koreter (částečně v obou zásazích, R+ i R-). Zdá se, že v mesokosmech R- byla dominance biomasy zooplanktonu a její hlavní složky – hrotnatek na stanovištích v různou denní dobu opačná vůči dominanci abundance larev koreter v čase a prostoru (Obr. 3). Zooplankton a hrotnatky se zde vyskytovaly ve dne v litorálu a v noci ve volné vodě. Naopak abundance larev koreter byla vyšší ve dne ve volné vodě, zatím co v noci byly larvy koreter spíše rovnoměrně rozmístěny mezi litorálem a volnou vodou. Roli v DHM hrotnatek by mohla hrát také klonální variabilita. Některé klonální linie téhož druhu mohou migrovat méně nebo vůbec oproti jiným liniím (Geedey et al., 1996; Michels et al., 2007). Vzhledem k metodice pokusu předpokládáme, že v mesokosmech byla směs klonálních linií (všechny první neonáty se vylíhly z trvalých vajíček). Vliv klonální variability na DHM zooplanktonu můžeme v našem případě zanedbat.

Buchanky preferovaly výskyt ve vodním sloupci v noci, bez ohledu na (ne)přítomnost ryb. Buchanky, vznášivky, perloočky rodu *Ceriodaphnia* a lasturnatky zřejmě podstupovaly nepravidelné migrace ve snaze vyhnout se rybám či larvám koreter. Čeleď Chydoridae je skupina převážně litorálních perlooček (např. Tremel et al., 2000) a dle očekávání byla jejich biomasa vyšší v litorálu oproti volné vodě (Obr. 7 a 9).

## 7.5 Reprodukční charakteristiky hrotnatky *D. gr. longispina*

Samice *D. gr. longispina* nesoucí embrya v mesokosmech R+ měly výrazně menší velikost těla oproti samicím v mesokosmech R- (Obr. 10). Rybí predace eliminovala velikostně větší samice s embryi a v populaci zůstaly jen menší samice. Kairomony ryb a snižující se kvalita potravy také mohly přispět ke zmenšení velikosti těchto samic (Macháček, 1991; Stibor, 1992; Mikulski, 2001). Velikost samic nesoucích embrya se v průběhu sezóny mírně snižovala i v mesokosmech R-, pravděpodobně kvůli zvyšujícímu se poměru C:P v sestonu, který indikuje zhoršení kvality potravy (Lürling & Van Donk, 1997; Weers & Gulati, 1997b; DeMott, 1998). Podle dostupné literatury by kairomony larev koreter mohly mít spíše opačný vliv – mírné zvětšování velikosti hrotnatek (Riessen, 1999).

Počet embryí hrotnatky *D. gr. longispina* přepočítaných na samici v srpnových odběrech byl výrazně nižší oproti prvnímu odběru (v mesokosmech R+ i R- ; Obr. 10). Snižování velikosti snůšky může být způsobeno několika faktory: nízkou kvalitou potravy (Lürling & Van Donk, 1997; Weers & Gulati, 1997b; DeMott, 1998), kvantitou potravy (Gliwicz & Lampert, 1990; Giebelhausen & Lampert, 2001), přítomností kairomonů ryb (Reede & Ringelberg, 1995) a kairomonů larev koreter (Lüning, 1992; Riessen, 1999). V mesokosmech R+ byla menší velikost snůšky samic pravděpodobně způsobena přítomností kairomonů ryb a nízkou kvalitou potravy. V mesokosmech R- měly samice menší snůšku pravděpodobně kvůli přítomnosti kairomonů larev koreter a nízké kvalitě i kvantitě potravy. Hlavním důvodem zmenšení snůšky v obou typech mesokosmů je zřejmě snižující se kvalita potravy, respektive nedostatek fosforu. Dalším faktorem ovlivňujícím velikost snůšky může být sezóna. Je možné, že hrotnatky z Šindlovského rybníka jsou zvyklé plodit méně embryí ve vrcholném létě kvůli vysokému tlaku ryb. Obdobně jako Meerhoff et al. (2006) pozorovali vyhýbání se hrotnatek makrofytům v laboratorních pokusech i za přítomnosti kairomonů planktivorní ryby nebo varovných signálů z těl rozdrcených perlooček pravděpodobně v závislosti na lokalitě odběru pokusných zvířat. Hrotnatky v jejich experimentu byly získány z jezera o silné hustotě planktivorních ryb v litorální vegetaci a díky tomu si hrotnatky mohly spojit chemický signál z vegetace se silným predačním tlakem a snažit se vyhnout makrofytům za všech podmínek (Meerhoff et al., 2006).

Procentuální zastoupení jednotlivých stadií embryí se výrazně lišilo v mesokosmech R+ a R- (Obr. 11). Na začátku experimentu byly v mesokosmech přítomny samice *D. gr. longispina* se všemi vývojovými stadii. Po přidání slunek do mesokosmů se prudce (během týdne) snížilo procentuální zastoupení samic s embryi v pokročilém stupni vývoje (3., 4., 5. stadium). Pravděpodobným důvodem byla selektivní predace ryb na hrotnatkách, jež měly

v zárodečném prostoru embrya s již vyvinutým okem. Embrya s vyvinutým a pigmentovaným okem pravděpodobně způsobují vyšší nápadnost samic, obdobně jako samice hrotnatek nesoucí efipia (Mellors, 1975). Doposud se jen teoreticky předpokládalo, že ryby selektivně loví samice hrotnatek nesoucí embrya v pokročilém stupni vývoje (např. Sed'a, 1992), ale náš experiment to poprvé prokázal.

## 7.6 Shrnutí

Přítomnost planktivorních ryb zcela změnila strukturu společenstva zooplanktonu. Ryby výrazně eliminovaly velké druhy perlooček a díky tomu se ve společenstvu mohly rozvinout ostatní skupiny zooplanktonu jako vznášivky, buchanky a malé perloočky čeledi Chydoridae. Důsledkem poklesu velkých perlooček byl také nárůst fytoplanktonu, protože ostatní skupiny zooplanktonu neměly tak vysokou filtrační schopnost jako hrotnatky.

Vlivem selektivní predace ryb a pravděpodobně i působením rybích kairomonů se ve společenstvu zooplanktonu nacházeli velikostně menší jedinci některých druhů či juvenilních stadií. Negativní vliv ryb na velikost těla byl zjištěn u dospělých samic perlooček *Ceriodaphnia* spp. a *D. gr. longispina*, juvenilních hrotnatek, kopepoditových stadií buchaneč a lasturnatek.

Denní horizontální migrace zooplanktonu byla pozorována v případě, kdy vrcholovým predátorem byly jednak ryby, jednak larvy koreter. Oba predátoři pravděpodobně způsobují přebývání zooplanktonu během noci v litorálu a přesun do volné vody během dne.

Plodnost hrotnatek byla v našem případě pravděpodobně nejvíce ovlivněna snižující se kvalitou (stechiometrií) potravy. Dalšími důvody snižující se velikosti snůšky v průběhu sezóny mohly být přítomnost kairomonů ryb, kairomonů larev koreter a nízká koncentrace (kvantita) potravy.

Planktivorní ryby selektivně loví samice hrotnatek nesoucí embrya v pokročilém stupni vývoje, které už mají vyvinuté oko.

## 8 Závěry

- V důsledku rybí predace došlo k výraznému poklesu biomasy velkých druhů perlooček, následně změně druhového složení zooplanktonu a zvýšení biomasy ostatních skupin zooplanktonu.
- V přítomnosti ryb bylo společenstvo zooplanktonu tvořeno velikostně menšími jedinci, respektive menšími druhy.
- Nepodařilo se nám jednoznačně prokázat vliv přítomnosti slunky na chování zooplanktonu, nicméně pozorovaná denní horizontální migrace zooplanktonu byla pravděpodobně vyvolána přítomností obou vrcholových predátorů zooplanktonu – ryb a larev koreter.
- Přítomnost rybího predátora (slunky) nevyvolala menší plodnost hrotnatek ve srovnání s mesokosmy bez ryb, kde působili bezobratlí predátoři (koretry). Menší plodnost hrotnatek v našem experimentu byla pravděpodobně více ovlivněna kvalitou jejich potravy. Pokus prokázal, že rybí predace selektivně eliminuje samice nesoucí embrya v pokročilém stupni vývoje.

## 9 Literatura

- American Public Health Association (APHA) 1992: Standard methods for the examination of water and wastewater 18<sup>th</sup> Edition; Washington D.C.
- Andersen T. & Hessen D.O. 1991: Carbon, nitrogen, and phosphorus content of freshwater zooplankton; *Limnology and Oceanography*, 36, 807–814
- Ansari A.A & Gill S.S. (eds.) 2011: Eutrophication: Challenges and Solutions; Springer Science+Business Media B.V., 262 pp.
- Baruš V. & Oliva O. (eds.) 1995: Fauna ČS a SR: Mihulovci a ryby (1); Academia, Praha, 624 pp.
- Battes K.P. & Momeu L. 2014: Diel vertical distribution of planktonic microcrustaceans (Crustacea: Cladocera, Copepoda) in a natural shallow lake from Transylvania, Romania; *Journal of Limnology*, 73, 236–246
- Beklioglu, M. & Moss. B. 1996: Mesocosm experiments on the interaction of sediment influence, fish predation and aquatic plants on the structure of phytoplankton and zooplankton communities; *Freshwater Biology*, 36, 315–325
- Berne T.V. 1991: Abundance, standing crop and production of microcrustacean populations (Cladocera, Copepoda) in the littoral zone of Lake Biel; *Switzerland Archiv für Hydrobiologie*, 123, 165–185
- Bertolo A., Lacroix G., Lescher-Moutoueu F., Sala S. 1999: Effects of physical refuges on fish–plankton interactions; *Freshwater Biology*, 41, 795–808
- Black A.R. 1993: Predator-induced phenotypic plasticity in *Daphnia pulex*: Life history and morphological responses to *Notonecta* and *Chaoborus*; *Limnology and Oceanography*, 38, 986–996
- Boersma M., Spaak P., De Meester L. 1998: Predator-mediated plasticity in morphology, life history, and behavior of *Daphnia*: The uncoupling of responses; *American Naturalist*, 152, 237–248
- Bottrell H.H. 1975: The relationship between temperature and duration of egg development in some epiphytic Cladocera and Copepoda from the River Thames, reading, with a discussion of temperature functions; *Oecologia*, 18, 63–84
- Bottrell H.H., Duncan A., Gliwicz Z.M., Grygierek E., Herzig A., Hillbricht-Ilkowska A., Kurasawa H., Larsson P., Weglenska T., 1976: A review of some problems in zooplankton production studies; *Norwegian Journal of Zoology*, 24, 419–456
- Brabec T., Straková L., Kopp R., Vitek T., Šťastný J., Spurný P., Mareš J. 2011: The influence intensity of Eutrophication on fishpond yield; *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 59, 53–62
- Brandl Z. 2005: Freshwater copepods and rotifers: predators and their prey; *Hydrobiologia*, 546, 475–489
- Brandl Z., Brandlová J., Poštolková M., 1970: The influence of submerged vegetation on the photosynthesis of phytoplankton in ponds; *Rozpravy Československé akademie věd, Řada matematických a přírodních věd*, 80, 33–62
- Brett M.T. 1992: *Chaoborus* and fish-mediated influences on *Daphnia longispina* population structure, dynamics and life history strategies; *Oecologia*, 89, 69–77
- Brett M.T., Müller-Navarra D.C., Park S.K. 2000: Empirical analysis of the effect of phosphorus limitation on algal food quality for freshwater zooplankton; *Limnology and Oceanography*, 45, 1564–1575
- Brooks J.L. & Dodson S.I.; 1965: Predation, body size, and composition of plankton; *Science*, 150, 28–35.



- Browman H.I., Kruse S., O'Brien W.J. 1989: Foraging behavior of the predaceous cladoceran, *Leptodora kindtii*, and escape responses of their prey; *Journal of Plankton Research*, 11, 1075–1088
- Burks R.L., Jeppesen E., Lodge M.D. 2001: Littoral zone structures as *Daphnia* refugia against fish predators; *Limnology and Oceanography*, 46, 230–237
- Burks R.L., Jeppesen E., Lodge M.D. 2000: Macrophyte and fish chemicals suppress *Daphnia* growth and alter life-history traits; *Oikos*, 88, 139–147
- Burks R.L., Lodge D.M., Jeppesen E., Lauridsen T.L. 2002: Diel horizontal migration of zooplankton: costs and benefits of inhabiting the littoral; *Freshwater Biology*, 47, 343–365
- Carpenter S.R., Kitchell J.F., Cottingham K.L., Schindler D.E., Christensen D.L., Post D.M., Voichick N. 1996: Chlorophyll variability, nutrient input, and grazing: evidence from whole-lake experiments; *Ecology* 77, 725–735
- Castro B.B., Marques S.M., Goncalves F. 2007: Habitat selection and diel distribution of the crustacean zooplankton from a shallow Mediterranean lake during the turbid and clear water phases; *Freshwater Biology*, 52, 421–433
- Cerbin S., Van Donk E., Gulati R.D. 2007: The influence of *Myriophyllum verticillatum* and artificial plants on some life history parameters of *Daphnia magna*; *Aquatic Ecology*, 42, 263–271
- Confer J. & Blades P.I. 1975: Omnivorous zooplankton and planktivorous fish; *Limnology and Oceanography*, 20, 571–579
- Croteau M.N., Hare L., Marcoux P. 2003: Feeding patterns of migratory and non-migratory fourth instar larvae of two coexisting *Chaoborus* species in an acidic and metal contaminated lake: Importance of prey ingestion rate in predicting metal bioaccumulation; *Archiv für Hydrobiologie*, 158, 57–74
- Culver D.A., Boucherle M.M., Bean D.J., Fletcher J.W. 1985: Biomass of freshwater crustacean zooplankton from length-weight regressions; *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42, 1380–1390
- Dawidowicz P. 1993: Diel vertical migration in *Chaoborus flavicans*: population patterns vs. individual tracks; *Advances in Limnology*, 39, 19–28
- DeMott W.R. & Müller-Navarra D.C. 1997: The importance of highly unsaturated fatty acids in zooplankton nutrition: evidence from experiments with *Daphnia*, a cyanobacterium and lipid emulsions; *Freshwater Biology*, 38, 649–664
- DeMott W.R. & Pape B.J. 2005: Stoichiometry in an ecological context: testing for links between *Daphnia* P-content, growth rate and habitat preference; *Oecologia*, 142, 20–27
- DeMott W.R. 1998: Utilization of a cyanobacterium and a phosphorus-deficient green alga as complementary resources by daphnids; *Ecology*, 79, 2463–2481
- DeMott W.R., Gulati R.D., Siewertsen K. 1998: Effects of phosphorus-deficient diets on the carbon and phosphorus balance of *Daphnia magna*; *Limnology and Oceanography*, 43, 1147–1161
- DeMott W.R., Pape B.J., Tessier A.J. 2004: Patterns and sources of variation in *Daphnia* phosphorus content in nature; *Aquatic Ecology*, 38, 433–440
- Drenner R.W., Strickler J.R., O'Brien W.J. 1978: Capture probability: the role of zooplankton escape in the selective feeding of planktivorous fish; *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 35, 1370–1373

- Dumont H.J., de Velde I.V., Dumont S.; 1975: The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters; *Oecologia*, 19, 75–97
- Elser J.J. & Carpenter S.R. 1988: Predation-driven dynamics of zooplankton and phytoplankton communities in a whole-lake experiment; *Oecologia*, 76, 148–154
- Elser J.J., Acharya K., Kyle M., Cotner J., Makino W., Markow T., Watts T., Hobbie S., Fagan W., Schade J., Hood J., Sterner R.W. 2003: Growth rate–stoichiometry couplings in diverse biota; *Ecology Letters*, 6, 936–943
- Elser J.J., Sterner R.W., Gorokhova E., Fagan W.F., Markow T.A., Cotner J.B., Harrison J.F., Hobbie S.E., Odell G.M., Weider L.J. 2000: Biological stoichiometry from genes to ecosystems; *Ecology Letters*, 3, 540–550
- Esslová M. 1959: Embryonální vývoj parthenogenetických vajíček perloočky *Daphnia pulex* (Embryonic development of parthenogenetic eggs of *Daphnia pulex*); *Věstník Československé zoologické společnosti (Acta Societatis Zoologicae Bohemoslovenicae)*, 23, 80–88
- Frič A. & Vávra V. 1898: Výzkumy zvířeny ve vodách českých III. Výzkum dvou jezer šumavských, Černého a Čertova jezera; *Archiv pro přírodovědecké prozkoumání Čech* 10, 1–70
- Geedey C.K., Tessier A.J., Machledt K. 1996: Habitat heterogeneity, environmental change, and the clonal structure of *Daphnia* populations; *Functional Ecology*, 10, 613–621
- Geller W. & Müller H. 1981: The filtration apparatus of Cladocera: filter mesh-sizes and their implications on food selectivity; *Oecologia*, 49, 316–321
- Giebelhausen B. & Lampert W. 2001: Temperature reaction norms of *Daphnia magna*: the effect of food concentration; *Freshwater Biology*, 46, 281–289
- Gliwicz Z.M. & Lampert W. 1990: Food thresholds in *Daphnia* species in the absence and presence of blue-green filaments; *Ecology*, 71, 691–702
- Gliwicz Z.M. & Rybak J. 1976: Zooplankton. In: Pieczynska E., (ed) Selected problems of lake littoral ecology; University of Warsaw, Warsaw, 69–96
- Gliwicz Z.M. 1981: Food and predation in limiting clutch size of cladocerans; *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 21, 1562–1566
- Gutierrez M.F. & Paggi J.C. 2014: Chemical repellency and adverse effects of free-floating macrophytes on the cladoceran *Ceriodaphnia dubia* under two temperature levels; *Limnology*, 15, 37–45
- Halat K.M. & Lehman J.T. 1996: Temperature-dependent energetics of *Chaoborus* populations: hypothesis for anomalous distributions in the great lakes of East Africa; *Hydrobiologia*, 330, 31–36
- Hanazato T. & Yasuno M. 1989: Zooplankton community structure driven by vertebrate and invertebrate predators; *Oecologia*, 81, 450–458
- Hanel L. & Lusk S. 2005: Ryby a mihule České republiky, rozšíření a ochrana; ZO ČSOP, Vlašim, 438 pp.
- Havel J.E. & Dodson S. 1984: *Chaoborus* predation on typical and spined morphs of *Daphnia pulex*: Behavioral observations; *Limnology and Oceanography*, 29, 487–494
- Hessen D.O. & Bjerkeng B. 1997: A model approach to planktonic stoichiometry and consumer-resource stability; *Freshwater Biology*, 38, 447–471
- Hessen D.O. 1992: Nutrient element limitation of zooplankton production; *American Naturalist*, 140, 799–814

- Hietala J., Reinikainen M., Walls M. 1995: Variation in life history responses of *Daphnia* to toxic *Microcystis aeruginosa*; *Journal of Plankton Research*, 17, 2307–2318
- Hrbáček J. 1959: Density of the fish population as a factor influencing the distribution and speciation of the species in the genus *Daphnia*. In: Hewer H.R. & Riley N.D. (eds.) 1958: Proceedings of 15<sup>th</sup> International Congress of Zoology, London, July, 27, 794–795
- Hrbáček J. 1962: Species composition and the amount of the zooplankton in relation to the fish stock; *Rozprawy Československé akademie věd*, 10, 116 pp.
- Iglesias C., Goyenola G., Mazzeo N., Meerhoff M., Rodo E., Jeppesen E. 2007: Horizontal dynamics of zooplankton in subtropical Lake Blanca (Uruguay) hosting multiple zooplankton predators and aquatic plant refuges; *Hydrobiologia*, 584, 179–189
- Iwabuchi T. & Urabe J. 2010: Phosphorus acquisition and competitive abilities of two herbivorous zooplankton, *Daphnia pulex* and *Ceriodaphnia quadrangula*; *Ecological Research*, 25, 619–627
- Jeppesen E., Søndergaard M., Lauridsen T.L., Davidson T.A., Liu Z.W., Mazzeo N., Trochine C., Ozkan K., Jensen H.S., Trolle D., et al. 2012: Biomanipulation as a restoration tool to combat eutrophication: recent advances and future challenges; *Advances In Ecological Research*, 47, 411–488
- Jeppesen E., Søndergaard Ma., Søndergaard Mo., Christoffersen K., Theil-Nielsen J., Jürgens K. 2002: Cascading trophic interactions in the littoral zone: an enclosure experiment in shallow Lake Stigsholm. Denmark; *Archiv für Hydrobiologie*, 153, 533–555
- Jiang X.D., Yang W., Zhao S.Y., Liang H.S., Zhao Y.L., Chen L.Q., Li R. 2013: Maternal effects of inducible tolerance against the toxic cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* in the grazer *Daphnia carinata*; *Environmental Pollution*, 178, 142–146
- Kalff J. 2003: *Limnology*; Prentice Hall, 2nd edition, 608 pp.
- Kopáček J. & Hejzlar J. 1993: Semi-micro determination of total phosphorus in fresh waters with perchloric acid digestion; *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 53, 173–183.
- Korpelainen H. 1986: Temporal changes in the genetic structure of *Daphnia magna* populations; *Heredity*, 57, 5–14
- Lampert W. & Sommer U. 2007: *Limnoecology: The ecology of lakes and streams*; Oxford: Oxford University Press, 2nd edition, 336 pp.
- Lampert W. 1993: Phenotypic plasticity of the size at first reproduction in *Daphnia*: The importance of maternal size; *Ecology*, 74, 1455–1466
- Landkildehus F., Søndergaard M., Beklioglu M., Adrian R., Angeler D.G., Hejzlar J., Papastergiadou E., Zingel P., Cakiroglu A.I., Scharfenberger U., Drakare S., Noges T., Šorf M., Stefanidis K., Tavşanoğlu N.Ü., Trigal C., Mahdy A., Papadaki C., Tuvikene L., Larsen S.E., Kernan M., Jeppesen E. 2014: Climate change effects on shallow lakes: design and preliminary results of a cross-European climate gradient mesocosm experiment; *Estonian Journal of Ecology*, 63, 71–89
- Lauridsen L.T. & Buenk I. 1996: Diel changes in the horizontal distribution of zooplankton in the littoral zone of two shallow eutrophic lakes; *Archiv für Hydrobiologie*, 137, 161–176
- Lauridsen L.T. & Lodge M.D. 1996: Avoidance by *Daphnia magna* of fish and macrophytes: Chemical cues and predator-mediated use of macrophyte habitat; *Limnology and Oceanography*, 41, 794 – 798

- Lauridsen L.T., Jeppesen E., Landkildehus F., Sondergaard M. 2001: Horizontal distribution of cladocerans in arctic Greenland lakes – impact of macrophytes and fish; *Hydrobiologia*, 442, 107–116
- Lauridsen L.T., Jeppesen E., Søndergaard M., Lodge M.D. 1998: Horizontal migration of zooplankton: predator-mediated use of macrophyte habitat; *Ecological Studies*, 131, 233–239
- Loose J.C. 1993: *Daphnia* diel vertical migration behavior: Response to vertebrate predator abundance; *Archiv für Hydrobiologie – Beiheft Ergebnisse der Limnologie*, 39, 29–36
- Luecke C. 1986: A change in the pattern of vertical migration of *Chaoborus flavicans* after the introduction of trout; *Journal of Plankton Research*, 8, 649–657
- Lüning J. 1992: Phenotypic plasticity of *Daphnia pulex* in the presence of invertebrate predators: morphological and life-history responses; *Oecologia*, 92, 383–390
- Lürling M. & Van Donk E. 1997: Life history consequences for *Daphnia pulex* feeding on nutrient-limited phytoplankton; *Freshwater Biology*, 38, 693–709
- Lusk S., Lusková V., Hanel L., Lojkásek B., Hartvich P. 2011: Červený seznam mihulí a ryb České Republiky – verze 2010, *Biodiverzita ichtyofauny ČR*, 8, 68–78
- Macháček J. & Sed'a J. 2008: Diversity of *Daphnia galeata* life history traits in a vertically structured environment; *Journal of Plankton Research*, 30, 221–231
- Macháček J. 1991: Indirect effect of planktivorous fish on the growth and reproduction of *Daphnia galeata*; *Hydrobiologia*, 225, 193–197
- Mahdy A., Scharfenberger U., Adrian R., Hilt S. 2014: Experimental comparison of periphyton removal by chironomid larvae and *Daphnia magna*; *Inland Waters*, 5, 81–88
- McCauley E. 1984: The estimation of the abundance and biomass of zooplankton in samples. In: Downing J.A. & Rigler F.H. (eds.): *A manual on methods for the assessment of secondary productivity in freshwaters*; IBP Handbook, 17, Blackwell Scientific Publications, Oxford, 500 pp.
- Meerhoff M., Fosalba C., Bruzzone C., Mazzeo N., Noordoven W., Jeppesen E. 2006: An experimental study of habitat choice by *Daphnia*: plants signal danger more than refuge in subtropical lakes; *Freshwater Biology*, 51, 1320–1330
- Mellors W.K. 1975: Selective predation of ephippial *Daphnia* and resistance of ephippial eggs to digestion; *Ecology*, 56, 974–980
- Michaloudi E. 2005: Dry weights of the zooplankton of Lake Mikri Prespa (Macedonia, Greece); *Belgian Journal of Zoology*, 135, 223–227
- Michels H., Amsinck S.L., Jeppesen E., De Meester L. 2007: Interclonal variation in diel horizontal migration behaviour of the water flea *Daphnia magna* – searching for a signature of adaptive evolution; *Hydrobiologia*, 594, 117–129
- Mikulski A. 2001: The presence of fish induces the quick release of offspring by *Daphnia*; *Hydrobiologia*, 442, 195–198
- Mort M.A. & Wolf H.G. 1985: Enzyme variability in large-lake *Daphnia* populations; *Heredity*, 55, 27–36
- Mumm H. 1997: Effects of competitors and *Chaoborus* predation on the cladocerans of a eutrophic lake: an enclosure study; *Hydrobiologia*, 360, 253–264
- Murphy J. & Riley J.P. 1962: A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters; *Analytica Chimica Acta*, 27, 31–36

- Nurminen L.K.L. & Horppila J.A. 2002: A diurnal study on the distribution of filter feeding zooplankton: Effect of emergent macrophytes, pH and lake trophy; *Aquatic Sciences*, 64, 198–206
- O'Brien W.J., Slade N.A., Vinyard G.L. 1976: Apparent size as the determinant of prey selection by bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*); *Ecology*, 57, 1304–1310
- Oksanen J., Blanchet F.G., Kindt R., Legendre P., O'Hara R.B., Simpson G.L., et al. 2011: Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.3–1 (online), <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Ozimek T., Gulati R.D., Van Donk E. 1990: Can macrophytes be useful in biomanipulation of lakes – the lake Zwemlust example; *Hydrobiologia*, 200, 399–407
- Packard A.T. 2001: Clearance rates and prey selectivity of the predaceous cladoceran *Polyphemus pediculus*; *Hydrobiologia*, 442, 177–184
- Pennak R.W. 1973: Some evidence for aquatic macrophytes as repellents for a limnetic species of *Daphnia*; *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 58, 569–576
- Petrusek A., Sed'a J., Macháček J., Říha M., Prchalová M., Schwenk K. 2013: Intraspecific spatial genetic differentiation of a *Daphnia* species within a long narrow reservoir; *Hydrobiologia*, 715, 169–180
- Plath K. & Boersma M. 2001: Mineral limitation of zooplankton: Stoichiometric constraints and optimal foraging; *Ecology*, 82, 1260–1269
- R Core Team 2013: R: A language and environment for statistical computing; R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.
- Reede T. & Ringelberg J. 1995: The influence of a fish exudate on two clones of the hybrid *Daphnia galeata* × *hyalina*; *Hydrobiologia*, 307, 207–212
- Reede T. 1995: Life history shifts in response to different levels of fish kairomones in *Daphnia*; *Journal of Plankton Research*, 17, 1661–1667
- Reissig M., Queimalinos C., Modenutti B., Balseiro E. 2015: Prey C:P ratio and phosphorus recycling by a planktivorous fish: advantages of fish selection towards pelagic cladocerans; *Ecology of Freshwater Fish*, 24, 214–224
- Riessen H.P. 1999: Predator-induced life history shifts in *Daphnia*: a synthesis of studies using meta-analysis; *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56, 2487–2494
- Romare P., Berg S., Lauridsen T., Jeppesen E. 2003: Spatial and temporal distribution of fish and zooplankton in a shallow lake; *Freshwater Biology*, 48, 1353–1362
- Sagrario M. de los Á.G. & Balseiro E. 2010: The role of macroinvertebrates and fish in regulating the provision by macrophytes of refugia for zooplankton in a warm temperate shallow lake; *Freshwater Biology*, 55, 2153–2166
- Scheffer M., Houser S.H., Meijer M.L., Moss B., Jeppesen E. 1993: Alternative equilibria in shallow lakes; *Trends in Ecology & Evolution*, 8, 275–279
- Schou M.O., Risholt C., Lauridsen T.L., Sondergaard M., Gronkjaer P., Jacobsen L., Berg S., Skov C., Bruce S., Jeppesen E. 2009: Restoring lakes by using artificial plant beds: habitat selection of zooplankton in a clear and a turbid shallow lake; *Freshwater Biology*, 54, 1520–1531
- Schriver P., Bogestrand J., Jeppesen E., Sondergaard M. 1995: Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton-phytoplankton interactions: large-scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake; *Freshwater Biology*, 33, 255–270

- Sed'a J. & Petrusek A. 2011: *Daphnia* as a model organism in limnology and aquatic biology: introductory remarks; *Journal of Limnology*, 70, 337–344
- Sed'a J. 1992: Diurnal periodicity in *Daphnia* reproduction; *Hydrobiologia*, 246, 119–127
- Sed'a J., Kolářová K., Petrusek A., Macháček J. 2007: *Daphnia galeata* in the deep hypolimnion: spatial differentiation of a "typical epilimnetic" species; *Hydrobiologia*, 594, 47–57
- Semenchenko V.P. 2008: Role of macrophytes in the variability of zooplankton community structure in the littoral zone of shallow lakes; *Contemporary Problems of Ecology*, 1, 257–262
- Smiley A.E. & Tessier J.A. 1998: Environmental gradients and the horizontal distribution of microcrustaceans in lakes; *Freshwater Biology*, 39, 397–409
- Sommer U. 1992: Phosphorus-limited *Daphnia*: Intraspecific facilitation instead of competition; *Limnology and Oceanography*, 37, 966–973
- Sommer U., Adrian R., Domis L.D., Elser J.J., Gaedke U., Ibelings B., Jeppesen E., Lurling M., Molinero J.C., Mooij W.M., Van Donk E., Winder M. 2012: Beyond the Plankton Ecology Group (PEG) Model: Mechanisms driving plankton succession; *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 43, 429–448
- Šorf M., Brandl Z., Znachor P., Vašek M. 2014: Different effects of planktonic invertebrate predators and fish on the plankton community in experimental mesocosms; *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology*, 50, 71–83
- StatSoft, Inc. 2013: Statistica (data analysis software system), version 12, [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com).
- Sterner R.W. 1995: Elemental stoichiometry of species in ecosystems; *Linking Species & Ecosystems*, 240–252
- Sterner R.W., Hagemeyer D.D., Smith W. 1993: Phytoplankton nutrient limitation and food quality for *Daphnia*; *Limnology and Oceanography*; 38, 857–871
- Stibor H. 1992: Predator induced life-history shifts in a freshwater cladoceran; *Oecologia*, 92, 162–165
- Stich H.B. & Lampert W. 1981: Predator evasion as an explanation of diurnal vertical migration by zooplankton; *Nature*, 293, 396–398
- Strand J.A. & Weisner S.E.B. 2001: Dynamics of submerged macrophyte populations in response to biomanipulation; *Freshwater Biology*, 46, 1397–1408
- Straškraba M. & Pieczyńska E. 1970: Field experiments on shading effect by emergents on littoral phytoplankton and periphyton production; *Rozprawy Československé akademie věd*, 80, 7–32
- Švanys A. & Paškauskas R. 2014: Effects of the allelopathically active macrophyte *Myriophyllum spicatum* on a natural phytoplankton community: a mesocosm study; *Hydrobiologia*, 737, 57–66
- Swift M.C. & Fedorenko A.Y. 1975: Some aspects of prey capture by *Chaoborus* larvae; *Limnology and Oceanography*, 20, 418–425
- Tavşanoğlu U.N., Brucet S., Levi E.E., Bucak T., Bezirci G., Özen A., Johansson L.S., Jeppesen E., Beklioğlu M. 2015: Size-based diel migration of zooplankton in Mediterranean shallow lakes assessed from in situ experiments with artificial plants; *Hydrobiologia*, 753, 47–59
- Tavşanoğlu U.N., Cakiroğlu A.I., Erdoğan S., Meerhoff M., Jeppesen E., Beklioğlu M. 2012: Sediments, not plants, offer the preferred refuge for *Daphnia* against fish predation in Mediterranean shallow lakes: an experimental demonstration; *Freshwater Biology*, 57, 795–802

- ter Braak C.J.F. & Šmilauer P. 2012: Canoco reference manual and user's guide: Software for ordination (version 5.0); Microcomputer Power, Ithaca, USA, 496 pp.
- Tessier A.J. & Leibold M.A. 1997: Habitat use and ecological specialization within lake *Daphnia* populations; *Oecologia*, 109, 561–570
- Timms R.M. & Moss B. 1984: Prevention of growth of potentially dense phytoplankton populations by zooplankton grazing, in the presence of zooplanktivorous fish, in a shallow wetland ecosystem; *Limnology and Oceanography*, 29, 472–486
- Tremel B., Frey S.E., Yan N.D., Somers K.M., Pawson T.W. 2000: Habitat specificity of littoral Chydoridae (Crustacea, Branchiopoda, Anomopoda) in Plastic Lake, Ontario, Canada; *Hydrobiologia*, 432, 195–205
- Tucker R.P. & Woolpy S.P. 1984: The effect of parthenogenic eggs in *Daphnia magna* on prey location by the bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*); *Hydrobiologia*, 109, 215–217
- Urabe J. & Sterner R.W. 2001: Contrasting effects of different types of resource depletion on life-history traits in *Daphnia*; *Functional Ecology*, 15, 165–174
- Urabe J., & Watanabe Y. 1992. Possibility of N or P limitation for planktonic cladocerans: An experimental test; *Limnology and Oceanography*, 37, 244–251.
- Van de Meutter F., Stoks R., De Meester L. 2005: Spatial avoidance of littoral and pelagic invertebrate predators by *Daphnia*; *Oecologia*, 142, 489–499
- Van Donk E. 1991: Changes in community structure and growth limitation of phytoplankton due to top-down foodweb manipulation; *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 24, 773–778
- Van Donk E., Grimm M.P., Gulati R.D., Breteler J.P.G.K. 1990: Whole-lake food-web manipulation as a means to study community interactions in a small ecosystem; *Hydrobiologia*, 200, 275–289
- Van Donk E., Gulati R.D., Iedema A., Meulemans J.T. 1993: Macrophyte-related shifts in the nitrogen and phosphorus contents of the different trophic levels in a biomanipulated shallow lake; *Hydrobiologia*, 251, 19–26
- Vanni M.J. 1987: Effects of food availability and fish predation on a zooplankton community; *Ecological Monographs*, 57, 61–88
- Voss S. & Mumm H. 1999: Where to stay by night and day: Size-specific and seasonal differences in horizontal and vertical distribution of *Chaoborus flavicans* larvae; *Freshwater Biology*, 42, 201–213
- Vrede T., Andersen T., Hessen D.O. 1999: Phosphorus distribution in three crustacean zooplankton species; *Limnology and Oceanography*, 44, 225–229
- Weber A. & Declerck S. 1997: Phenotypic plasticity of *Daphnia* life history traits in response to predator kairomones: genetic variability and evolutionary potential; *Hydrobiologia*, 360, 89–99
- Weers P.M.M. & Gulati R.D. 1997a: Effect of the addition of polyunsaturated fatty acids to the diet on the growth and fecundity of *Daphnia galeata*; *Freshwater Biology*, 38, 721–729
- Weers P.M.M. & Gulati R.D. 1997b: Growth and reproduction of *Daphnia galeata* in response to changes in fatty acids, phosphorus, and nitrogen in *Chlamydomonas reinhardtii*; *Limnology and Oceanography*, 42, 1584–1589
- White D.M. 1998: Horizontal distribution of pelagic zooplankton in relation to predation gradients; *Ecography*, 21, 44–62

- Zadinová K. 2013: Druhové složení a biomasa zooplanktonu v experimentálních mesokosmech o různé hloubce a koncentraci živin; Diplomová práce (Mgr.), Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta, České Budějovice
- Zaret T.M. & Suffern J.S. 1976: Vertical migration in zooplankton as a predator avoidance mechanism; *Limnology and Oceanography*, 21, 804–813
- Zhu J., Liu B., Wang J., Gao Y., Wu Z. 2010: Study on the mechanism of allelopathic influence on cyanobacteria and chlorophytes by submerged macrophyte (*Myriophyllum spicatum*) and its secretion; *Aquatic Toxicology*, 98, 196–23



## 10 Přílohová část

Tab. P-1: Výsledky dvoucestné analýzy variance (ANOVA) testující vliv (ne)přítomnosti rybího predátora, stanoviště (litorál/volná voda) a denní doby (den/noc) na abundanci larev koreter (*Chaoborus* spp.). Počet stupňů volnosti je vždy 1. Průkazné vlivy faktorů jsou zvýrazněny tučným písmem. Vliv (ne)přítomnosti rybího predátora na abundanci byl testován i v prvním odběru (8. 7.) pro dokreslení počátečních podmínek.

<b>Abundance larev koreter (<i>Chaoborus</i> spp.)</b>		<b>F</b>	<b>p</b>
<b>8. 7.</b>	ryba	0,03	0,856
	stanoviště	1,48	0,242
	denní doba	2,48	0,135
	ryba × stanoviště	0,34	0,566
	ryba × denní doba	1,96	0,181
	stanoviště × denní doba	0,30	0,594
	ryba × stanoviště × denní doba	0,00	0,955
<b>5. 8.</b>	<b>ryba</b>	<b>8,50</b>	<b>0,010</b>
	stanoviště	0,00	0,976
	denní doba	0,01	0,920
	ryba × stanoviště	0,02	0,881
	ryba × denní doba	1,90	0,187
	stanoviště × denní doba	0,00	0,947
	ryba × stanoviště × denní doba	0,11	0,746
<b>27. 8.</b>	<b>ryba</b>	<b>10,5</b>	<b>0,005</b>
	stanoviště	0,03	0,857
	denní doba	0,85	0,369
	ryba × stanoviště	0,03	0,867
	ryba × denní doba	0,09	0,763
	stanoviště × denní doba	0,19	0,667
	ryba × stanoviště × denní doba	0,06	0,809

Tab. P-2: Výsledky dvoucestné analýzy variance (ANOVA) testující vliv (ne)přítomnosti rybího predátora a hloubky (10 cm, 35 cm, 60 cm) na množství fotosynteticky aktivního světla (PAR) ve vodě. Průkazné vlivy faktorů jsou zvýrazněny tučným písmem. Vliv (ne)přítomnosti rybího predátora na PAR byl testován i v prvním odběru (8. 7.) pro dokreslení počátečních podmínek.

<b>PAR</b>		<b>df</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
<b>8. 7.</b>	ryba	1	2,14	0,217
	<b>hloubka</b>	<b>3</b>	<b>22,9</b>	<b>0,006</b>
	ryba × hloubka	3	1,92	0,268
<b>5. 8.</b>	ryba	1	0,61	0,447
	<b>hloubka</b>	<b>3</b>	<b>53,1</b>	<b>&lt;0,001</b>
	ryba × hloubka	3	0,34	0,793
<b>27. 8.</b>	ryba	1	0,28	0,609
	<b>hloubka</b>	<b>3</b>	<b>12,3</b>	<b>0,002</b>
	ryba × hloubka	3	0,09	0,963

Tab. P-3: Výsledky dvoucestné analýzy variance (ANOVA) testující vliv denní doby (den/noc), (ne)přítomnosti rybího predátora a hloubky (10 cm, 35 cm, 60 cm) na množství rozpuštěného kyslíku a teploty ve vodě. Průkazné vlivy faktorů jsou zvýrazněny tučným písmem. Vliv (ne)přítomnosti rybího predátora na množství DO a teplotu byl testován i v prvním odběru (8. 7.) pro dokreslení počátečních podmínek.

Množství rozpuštěného kyslíku				Teplota			
	df	F	p		df	F	p
<b>8. 7. denní doba</b>	<b>1</b>	<b>12,2</b>	<b>0,002</b>	<b>8. 7. d. doba</b>	<b>1</b>	<b>10,5</b>	<b>0,004</b>
ryba	1	5,08	0,034	ryba	1	1,77	0,196
hloubka	2	12,6	<0,001	hloubka	2	222	<0,001
d. doba × ryba	1	0,43	0,520	d. doba × ryba	1	1,07	0,312
d. doba × hloubka	2	0,45	0,644	<b>d. doba × hloubka</b>	<b>2</b>	<b>199</b>	<b>&lt;0,001</b>
ryba × hloubka	2	0,28	0,759	ryba × hloubka	2	0,17	0,843
d. doba × ryba × hloubka	2	0,03	0,966	d. doba × ryba × hloubka	2	0,39	0,683
<b>5. 8. denní doba</b>	<b>1</b>	<b>9,20</b>	<b>0,006</b>	<b>5. 8. d. doba</b>	<b>1</b>	<b>216</b>	<b>&lt;0,001</b>
ryba	1	30,0	<0,001	ryba	1	0,16	0,691
hloubka	2	0,95	0,402	hloubka	2	165	<0,001
d. doba × ryba	1	0,01	0,932	d. doba × ryba	1	0,85	0,367
d. doba × hloubka	2	0,46	0,637	<b>d. doba × hloubka</b>	<b>2</b>	<b>112</b>	<b>&lt;0,001</b>
ryba × hloubka	2	0,34	0,713	ryba × hloubka	2	0,04	0,958
d. doba × ryba × hloubka	2	0,04	0,960	d. doba × ryba × hloubka	2	0,12	0,884
<b>27. 8. d. doba</b>	1	3,40	0,078	<b>27. 8. d. doba</b>	1	-	-
ryba	1	31,9	<0,001	ryba	1	-	-
hloubka	2	0,18	0,838	hloubka	2	-	-
d. doba × ryba	1	0,19	0,665	d. doba × ryba	1	-	-
d. doba × hloubka	2	0,05	0,948	d. doba × hloubka	2	-	-
ryba × hloubka	2	0,02	0,979	ryba × hloubka	2	-	-
d. doba × ryba × hloubka	2	0,00	0,996	d. doba × ryba × hloubka	2	-	-

Tab. P-4: Výsledky jednocestné analýzy variance (ANOVA) testující vliv (ne)přítomnosti rybího predátora na celkovou biomasu zooplanktonu a koncentraci chlorofylu *a* ve vodě. Počet stupňů volnosti je vždy 1. Průkazné vlivy faktorů jsou zvýrazněny tučným písmem. Vliv (ne)přítomnosti rybího predátora na biomasu a koncentraci byl testován i v prvním odběru (8. 7.) pro dokreslení počátečních podmínek.

Celková biomasa zooplanktonu			Chlorofyl <i>a</i>		
	F	p		F	p
<b>8. 7.</b> ryba	0,14	0,729	<b>8. 7.</b> ryba	1,97	0,199
<b>5. 8.</b> ryba	<b>48,3</b>	<b>0,002</b>	<b>5. 8.</b> ryba	<b>11,9</b>	<b>0,006</b>
<b>27. 8.</b> ryba	<b>70,1</b>	<b>0,001</b>	<b>27. 8.</b> ryba	3,47	0,090

Tab. P-5: Výsledky jednocestné analýzy variance (ANOVA) testující vliv (ne)přítomnosti rybiho predátora na koncentraci celkového fosforu (TP), rozpuštěného reaktivního fosforu (DRP), koncentraci dusičnanových iontů (NO<sub>3</sub>-N), celkového dusíku (TN), celkového organického dusíku (TOC) ve vodě a poměr C:P v sestonu. Počet stupňů volnosti je vždy 1. Průkazné vlivy faktorů jsou zvýrazněny tučným písmem. Vliv (ne)přítomnosti rybiho predátora na koncentrace a poměr C:P byl testován i v prvním odběru (8. 7.) pro dokreslení počátečních podmínek.

Stanovení živinového složení vody			F	p
<b>8. 7.</b>	TP	ryba	3,34	0,142
	DRP	ryba	0,90	0,397
	C:P	ryba	0,12	0,748
	NO <sub>3</sub> -N	ryba	0,06	0,824
	TN	ryba	0,45	0,538
	TOC	ryba	0,06	0,824
<b>5. 8.</b>	TP	ryba	0,01	0,938
	<b>DRP</b>	<b>ryba</b>	<b>18,9</b>	<b>0,012</b>
	C:P	ryba	0,00	0,991
	NO <sub>3</sub> -N	ryba	0,90	0,396
	TN	ryba	3,69	0,127
	TOC	ryba	0,16	0,706
<b>27. 8.</b>	<b>TP</b>	<b>ryba</b>	<b>25,4</b>	<b>0,007</b>
	DRP	ryba	0,03	0,874
	C:P	ryba	1,97	0,233
	<b>NO<sub>3</sub>-N</b>	<b>ryba</b>	<b>121</b>	<b>&lt;0,001</b>
	TN	ryba	5,92	0,072
	<b>TOC</b>	<b>ryba</b>	<b>47,2</b>	<b>0,002</b>

Tab. P-6: Výsledky permutační analýzy (PERMANOVA) testující vliv (ne)přítomnosti rybiho predátora, stanoviště (litorál/volná voda) a denní doby (den/noc) na biomasu vznášivek (Calanoida) a bucharek (Cyclopoida). Počet stupňů volnosti je vždy 1. Průkazné vlivy faktorů jsou zvýrazněny tučným písmem. Vliv (ne)přítomnosti rybiho predátora na biomasy byl testován i v prvním odběru (8. 7.) pro dokreslení počátečních podmínek.

Biomasa Calanoida				F	p	Biomasa Cyclopoida				F	p
<b>8. 7.</b>	ryba			6,59	0,533	<b>8. 7.</b>	ryba			0,51	0,710
	stanoviště			0,19	0,867		stanoviště			1,98	0,114
	denní doba			15,7	0,500		<b>denní doba</b>			<b>5,47</b>	<b>0,004</b>
	ryba × stanoviště			-	-		ryba × stanoviště			0,68	0,573
	ryba × denní doba			-	-		ryba × denní doba			0,16	0,942
	stanoviště × denní doba			-	-		stanoviště × denní doba			2,64	0,058
	ryba × stanoviště × denní doba			-	-		ryba × stanoviště × denní doba			0,53	0,674
<b>5. 8.</b>	ryba			0,50	0,675	<b>5. 8.</b>	<b>ryba</b>			<b>5,63</b>	<b>0,009</b>
	stanoviště			0,06	0,909		<b>stanoviště</b>			<b>3,88</b>	<b>0,028</b>
	denní doba			0,24	0,812		<b>denní doba</b>			<b>4,11</b>	<b>0,014</b>
	<b>ryba × stanoviště</b>			<b>3,32</b>	<b>0,040</b>		ryba × stanoviště			1,02	0,374
	ryba × denní doba			0,05	0,935		ryba × denní doba			0,41	0,734
	stanoviště × denní doba			1,08	0,414		stanoviště × denní doba			0,18	0,896
	ryba × stanoviště × denní doba			0,63	0,627		ryba × stanoviště × denní doba			0,19	0,882

<b>27. 8.</b>	<b>ryba</b>	<b>10,6</b>	<b>0,001</b>	<b>27. 8.</b>	<b>ryba</b>	<b>6,87</b>	<b>0,005</b>
	stanoviště	0,12	0,928		stanoviště	0,82	0,486
	denní doba	2,58	0,069		<b>denní doba</b>	<b>3,73</b>	<b>0,029</b>
	ryba × stanoviště	0,22	0,852		ryba × stanoviště	1,39	0,269
	<b>ryba × denní doba</b>	<b>3,67</b>	<b>0,031</b>		ryba × denní doba	0,45	0,688
	stanoviště × denní doba	1,86	0,151		stanoviště × denní doba	0,74	0,538
	ryba × stanoviště × denní doba	0,96	0,403		ryba × stanoviště × denní doba	0,95	0,396

Tab. P-7: Výsledky permutační analýzy (PERMANOVA) testující vliv (ne)přítomnosti rybího predátora, stanoviště (litorál/volná voda) a denní doby (den/noc) na biomasu perlooček čeledi Chydoridae a skupiny Ostatní zooplankton. Počet stupňů volnosti je vždy 1. Průkazné vlivy faktorů jsou zvýrazněny tučným písmem. Vliv (ne)přítomnosti rybího predátora na biomasu byl testován i v prvním odběru (8. 7.) pro dokreslení počátečních podmínek.

Biomasa Chydoridae			Biomasa skupiny Ostatní zooplankton				
		F	p		F	p	
<b>8. 7.</b>	ryba	0,35	0,676	<b>8. 7.</b>	ryba	0,83	0,453
	stanoviště	1,54	0,248		stanoviště	0,77	0,519
	denní doba	5,55	0,051		denní doba	0,66	0,671
	ryba × stanoviště	0,60	0,503		ryba × stanoviště	0,60	0,704
	ryba × denní doba	0,14	0,825		ryba × denní doba	0,94	0,416
	stanoviště × denní doba	-	-		stanoviště × denní doba	1,21	0,300
	ryba × stanoviště × denní doba	-	-		ryba × stanoviště × denní doba	0,75	0,558
<b>5. 8.</b>	ryba	1,39	0,249	<b>5. 8.</b>	<b>ryba</b>	<b>3,10</b>	<b>0,015</b>
	<b>stanoviště</b>	<b>7,76</b>	<b>0,001</b>		stanoviště	0,93	0,462
	denní doba	2,63	0,054		denní doba	0,41	0,853
	ryba × stanoviště	1,39	0,259		ryba × stanoviště	0,96	0,453
	ryba × denní doba	0,81	0,512		ryba × denní doba	0,79	0,599
	stanoviště × denní doba	1,47	0,240		stanoviště × denní doba	0,36	0,873
	ryba × stanoviště × denní doba	1,59	0,176		ryba × stanoviště × denní doba	0,48	0,795
<b>27. 8.</b>	<b>ryba</b>	<b>6,88</b>	<b>0,002</b>	<b>27. 8.</b>	<b>ryba</b>	<b>6,68</b>	<b>0,002</b>
	stanoviště	0,45	0,709		stanoviště	1,22	0,278
	denní doba	0,91	0,479		denní doba	1,95	0,126
	ryba × stanoviště	0,47	0,712		ryba × stanoviště	0,28	0,898
	ryba × denní doba	1,03	0,385		ryba × denní doba	0,72	0,595
	stanoviště × denní doba	0,30	0,815		stanoviště × denní doba	0,65	0,620
	ryba × stanoviště × denní doba	0,42	0,725		ryba × stanoviště × denní doba	0,49	0,753

Tab. P-8: Výsledky dvoucestné analýzy variance (ANOVA) testující vliv (ne)přítomnosti rybiho predátora, stanoviště (litorál/volná voda) a denní doby (den/noc) na biomasu dospělých samic hrotnatek *D. gr. longispina* a *D. pulicaria*. Počet stupňů volnosti je vždy 1. Průkazné vlivy faktorů jsou zvýrazněny tučným písmem. Vliv (ne)přítomnosti rybiho predátora na biomasu byl testován i v prvním odběru (8. 7.) pro dokreslení počátečních podmínek.

<b>Biomasa <i>D. gr. longispina</i></b>			<b>Biomasa <i>D. pulicaria</i></b>		
	<b>F</b>	<b>p</b>		<b>F</b>	<b>p</b>
<b>8. 7.</b> ryba	0,36	0,554	<b>8. 7.</b> ryba	0,96	0,341
stanoviště	0,01	0,921	stanoviště	0,47	0,503
<b>denní doba</b>	<b>5,03</b>	<b>0,039</b>	denní doba	0,99	0,334
ryba × stanoviště	0,15	0,702	ryba × stanoviště	0,12	0,730
ryba × denní doba	0,01	0,921	ryba × denní doba	0,07	0,792
stanoviště × denní doba	0,04	0,848	stanoviště × denní doba	0,55	0,471
ryba × stanoviště × denní doba	0,16	0,696	ryba × stanoviště × denní doba	0,75	0,399
<b>5. 8. ryba</b>	<b>51,3</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>5. 8. ryba</b>	<b>69,0</b>	<b>&lt;0,001</b>
stanoviště	0,02	0,895	stanoviště	0,32	0,579
denní doba	0,42	0,527	denní doba	0,22	0,646
ryba × stanoviště	0,22	0,649	ryba × stanoviště	0,32	0,579
ryba × denní doba	2,62	0,125	ryba × denní doba	0,22	0,646
<b>stanoviště × denní doba</b>	<b>8,42</b>	<b>0,010</b>	stanoviště × denní doba	1,82	0,197
ryba × stanoviště × denní doba	0,01	0,935	ryba × stanoviště × denní doba	1,82	0,197
<b>27. 8. ryba</b>	<b>94,1</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>27. 8. ryba</b>	<b>15,6</b>	<b>0,001</b>
stanoviště	1,00	0,331	stanoviště	0,12	0,731
denní doba	0,24	0,632	denní doba	0,00	0,967
ryba × stanoviště	2,77	0,115	ryba × stanoviště	0,12	0,731
ryba × denní doba	0,01	0,934	ryba × denní doba	0,00	0,967
stanoviště × denní doba	0,29	0,595	stanoviště × denní doba	0,03	0,870
ryba × stanoviště × denní doba	1,45	0,246	ryba × stanoviště × denní doba	0,03	0,870

Tab. P-9: Výsledky dvoucestné analýzy variance (ANOVA) testující vliv (ne)přítomnosti rybiho predátora, stanoviště (litorál/volná voda) a denní doby (den/noc) na biomasu juvenilních hrotnatek a samců hrotnatek (*Daphnia* spp.). Počet stupňů volnosti je vždy 1. Průkazné vlivy faktorů jsou zvýrazněny tučným písmem. Vliv (ne)přítomnosti rybiho predátora na biomasu byl testován i v prvním odběru (8. 7.) pro dokreslení počátečních podmínek.

Biomasa juvenilních hrotnatek			Biomasa samců hrotnatek				
	F	p		F	p		
<b>8. 7.</b>	ryba	0,14	0,714	<b>8. 7.</b>	<b>ryba</b>	<b>5,44</b>	<b>0,033</b>
	stanoviště	0,32	0,577		stanoviště	0,52	0,483
	denní doba	3,50	0,080		denní doba	0,10	0,755
	ryba × stanoviště	2,08	0,169		ryba × stanoviště	0,36	0,557
	ryba × denní doba	0,93	0,349		ryba × denní doba	0,15	0,707
	stanoviště × denní doba	0,84	0,373		stanoviště × denní doba	0,39	0,542
	ryba × stanoviště × denní doba	0,35	0,563		ryba × stanoviště × denní doba	0,04	0,848
<b>5. 8.</b>	<b>ryba</b>	<b>73,8</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>5. 8.</b>	<b>ryba</b>	<b>54,5</b>	<b>&lt;0,001</b>
	stanoviště	1,20	0,290		stanoviště	0,83	0,375
	denní doba	3,04	0,100		denní doba	0,02	0,902
	ryba × stanoviště	0,26	0,619		ryba × stanoviště	1,11	0,307
	ryba × denní doba	0,39	0,543		ryba × denní doba	0,00	0,987
	<b>stanoviště × denní doba</b>	<b>16,5</b>	<b>0,001</b>		stanoviště × denní doba	4,26	0,056
	ryba × stanoviště × denní doba	0,34	0,570		ryba × stanoviště × denní doba	0,48	0,497
<b>27. 8.</b>	<b>ryba</b>	<b>40,5</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>27. 8.</b>	<b>ryba</b>	<b>155,6</b>	<b>&lt;0,001</b>
	stanoviště	0,19	0,667		stanoviště	0,86	0,369
	denní doba	0,02	0,893		denní doba	0,02	0,894
	ryba × stanoviště	0,39	0,543		ryba × stanoviště	0,17	0,681
	ryba × denní doba	0,22	0,645		ryba × denní doba	0,22	0,646
	stanoviště × denní doba	0,00	0,961		stanoviště × denní doba	0,00	0,947
	ryba × stanoviště × denní doba	0,18	0,681		ryba × stanoviště × denní doba	0,19	0,666

Tab. P-10: Výsledky jednocestné analýzy variance (ANOVA) testující vliv (ne)přítomnosti rybiho predátora na poměr dospělých samic *D. gr. longispina* ku fytoplanktonu (DL:FP) a juvenilních hrotnatek ku fytoplanktonu (DJ:FP). Počet stupňů volnosti je vždy 1. Průkazné vlivy faktorů jsou zvýrazněny tučným písmem. Vliv (ne)přítomnosti rybiho predátora na poměry byl testován i v prvním odběru (8. 7.) pro dokreslení počátečních podmínek.

DL:FP		F	p	DJ:FP		F	p
<b>8. 7.</b>	ryba	0,05	0,839	<b>8. 7.</b>	ryba	0,71	0,448
<b>5. 8.</b>	<b>ryba</b>	<b>12,3</b>	<b>0,025</b>	<b>5. 8.</b>	<b>ryba</b>	<b>13,1</b>	<b>0,022</b>
<b>27. 8.</b>	<b>ryba</b>	<b>21,2</b>	<b>0,010</b>	<b>27. 8.</b>	<b>ryba</b>	<b>50,4</b>	<b>0,002</b>

Tab. P-11: Výsledky dvoucestné analýzy variance (ANOVA) testující vliv (ne)přítomnosti rybiho predátora, stanoviště (litorál/volná voda) a denní doby (den/noc) na velikost dospělých samic hrotnatek *D. gr. longispina* a *D. pulicaria*, juvenilních hrotnatek a samic hrotnatek. Neúplnost tabulek je způsobena nedostatečným množstvím individuí pro danou statistickou analýzu. Počet stupňů volnosti je vždy 1. Průkazné vlivy faktorů na velikosti jsou zvýrazněny tučným písmem. Vliv (ne)přítomnosti rybiho predátora na velikosti byl testován i v prvním odběru (8. 7.) pro dokreslení počátečních podmínek.

<i>D. gr. longispina</i>				Juvenilní hrotnatky			
		F	p		F	p	
<b>8. 7.</b>	<b>ryba</b>	<b>5,47</b>	<b>0,020</b>	<b>8. 7.</b>	<b>ryba</b>	<b>25,1</b>	<b>&lt;0,001</b>
	stanoviště	1,43	0,232		stanoviště	1,28	0,258
	<b>denní doba</b>	<b>28,5</b>	<b>&lt;0,001</b>		denní doba	0,47	0,494
	<b>ryba × stanoviště</b>	<b>30,0</b>	<b>&lt;0,001</b>		ryba × stanoviště	1,08	0,300
	ryba × denní doba	2,73	0,099		<b>ryba × denní doba</b>	<b>4,18</b>	<b>0,041</b>
	stanoviště × denní doba	2,19	0,139		stanoviště × denní doba	2,23	0,136
	ryba × stanoviště × denní doba	1,20	0,273		ryba × stanoviště × denní doba	2,06	0,151
<b>5. 8.</b>	<b>ryba</b>	<b>66,9</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>5. 8.</b>	<b>ryba</b>	<b>48,7</b>	<b>&lt;0,001</b>
	stanoviště	0,44	0,509		stanoviště	0,03	0,858
	denní doba	2,49	0,116		<b>denní doba</b>	<b>7,53</b>	<b>0,007</b>
	ryba × stanoviště	0,30	0,584		ryba × stanoviště	2,04	0,155
	ryba × denní doba	0,19	0,666		<b>ryba × denní doba</b>	<b>9,83</b>	<b>0,002</b>
	stanoviště × denní doba	1,61	0,205		stanoviště × denní doba	2,12	0,147
	ryba × stanoviště × denní doba	0,02	0,892		ryba × stanoviště × denní doba	0,33	0,566
<b>27. 8.</b>	<b>ryba</b>	<b>15,1</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>27. 8.</b>	<b>ryba</b>	<b>52,8</b>	<b>&lt;0,001</b>
	stanoviště	0,17	0,685		stanoviště	0,77	0,381
	denní doba	0,04	0,846		denní doba	0,00	1,000
	ryba × stanoviště	0,57	0,450		ryba × stanoviště	0,21	0,648
	ryba × denní doba	0,40	0,529		ryba × denní doba	0,32	0,574
	stanoviště × denní doba	0,10	0,756		stanoviště × denní doba	1,84	0,177
	ryba × stanoviště × denní doba	0,73	0,395		ryba × stanoviště × denní doba	0,08	0,772
<i>D. pulicaria</i>				Samci hrotnatek			
<b>8. 7.</b>	ryba	3,18	0,079	<b>8. 7.</b>	<b>ryba</b>	<b>5,66</b>	<b>0,018</b>
	stanoviště	3,81	0,055		<b>stanoviště</b>	<b>6,11</b>	<b>0,014</b>
	denní doba	3,35	0,072		denní doba	0,12	0,726
	ryba × stanoviště	0,06	0,808		<b>ryba × stanoviště</b>	<b>4,99</b>	<b>0,027</b>
	ryba × denní doba	0,85	0,361		ryba × denní doba	0,25	0,616
	stanoviště × denní doba	0,38	0,542		stanoviště × denní doba	2,14	0,145
	ryba × stanoviště × denní doba	1,02	0,316		ryba × stanoviště × denní doba	1,12	0,291
<b>5. 8.</b>	stanoviště	0,00	0,946	<b>5. 8.</b>	stanoviště	0,07	0,791
	denní doba	2,46	0,120		denní doba	0,85	0,360
	stanoviště × denní doba	0,66	0,417		stanoviště × denní doba	1,04	0,311
<b>27. 8.</b>	stanoviště	0,63	0,428	<b>27. 8.</b>	stanoviště	2,06	0,154
	denní doba	0,23	0,630		denní doba	0,02	0,900
	stanoviště × denní doba	3,61	0,058		stanoviště × denní doba	0,06	0,810

Tab. P-12: Výsledky dvoucestné analýzy variance (ANOVA) testující vliv (ne)přítomnosti rybiho predátora, stanoviště (litorál/volná voda) a denní doby (den/noc) na velikost kopepoditových stadií buchaneček, samců buchaneček a dospělých samic buchanky *Mesocyclops leuckarti*. Neúplnost tabulek je způsobena nedostatečným množstvím individuí pro danou statistickou analýzu. Počet stupňů volnosti je vždy 1. Průkazné vlivy faktorů na velikosti jsou zvýrazněny tučným písmem. Vliv (ne)přítomnosti rybiho predátora na velikosti byl testován i v prvním odběru (8. 7.) pro dokreslení počátečních podmínek

<b>Kopepoditová stadia buchaneček</b>				<b>Samci buchaneček</b>			
		<b>F</b>	<b>p</b>			<b>F</b>	<b>p</b>
<b>8. 7.</b>	<b>ryba</b>	<b>5,84</b>	<b>0,016</b>	<b>8. 7.</b>	ryba	0,18	0,680
	stanoviště	3,13	0,078		stanoviště	0,01	0,927
	denní doba	3,88	0,050		ryba × stanoviště	0,18	0,680
	ryba × stanoviště	0,05	0,830	<b>27. 8.</b>	ryba	1,58	0,211
	ryba × denní doba	0,08	0,771		stanoviště	1,90	0,171
	stanoviště × denní doba	2,30	0,131		denní doba	1,03	0,312
	ryba × stanoviště × denní doba	0,09	0,764		ryba × stanoviště	0,61	0,434
<b>5. 8.</b>	<b>ryba</b>	<b>23,6</b>	<b>&lt;0,001</b>		ryba × denní doba	0,61	0,436
	<b>stanoviště</b>	<b>7,01</b>	<b>0,008</b>		stanoviště × denní doba	0,24	0,627
	denní doba	1,89	0,171		ryba × stanoviště × denní doba	1,84	0,177
	ryba × stanoviště	1,69	0,194	<b><i>Mesocyclops leuckarti</i></b>			
	ryba × denní doba	0,00	0,974	<b>27. 8.</b>	ryba	0,72	0,397
	stanoviště × denní doba	2,24	0,135		stanoviště	0,65	0,421
	ryba × stanoviště × denní doba	2,70	0,101		denní doba	0,15	0,697
<b>27. 8.</b>	<b>ryba</b>	<b>13,5</b>	<b>&lt;0,001</b>		ryba × stanoviště	0,14	0,712
	stanoviště	0,14	0,706		ryba × denní doba	2,14	0,146
	<b>denní doba</b>	<b>18,6</b>	<b>&lt;0,001</b>		stanoviště × denní doba	0,12	0,732
	ryba × stanoviště	1,99	0,160		ryba × stanoviště × denní doba	1,20	0,274
	ryba × denní doba	1,66	0,199				
	stanoviště × denní doba	0,06	0,811				
	ryba × stanoviště × denní doba	0,37	0,546				



Tab. P-13: Výsledky dvoucestné analýzy variance (ANOVA) testující vliv (ne)přítomnosti rybího predátora, stanoviště (litorál/volná voda) a denní doby (den/noc) na velikost kopepoditových stadií, samců a dospělých samic vznášivky *Eudiaptomus gracilis*. Neúplnost tabulek je způsobena nedostatečným množstvím individuí pro danou statistickou analýzu. Počet stupňů volnosti je vždy 1. Průkazné vlivy faktorů na velikosti jsou zvýrazněny tučným písmem. Vliv (ne)přítomnosti rybího predátora na velikosti byl testován i v prvním odběru (8. 7.) pro dokreslení počátečních podmínek.

<i>Eudiaptomus gracilis</i> – kopepod. stadia			<i>Eudiaptomus gracilis</i> – samec		
	F	p		F	p
<b>5. 8.</b> ryba	0,57	0,455	<b>27. 8.</b> stanoviště	0,48	0,492
stanoviště	2,39	0,132	denní doba	1,13	0,290
denní doba	1,51	0,228	stanoviště × denní doba	0,00	0,989
ryba × stanoviště	2,93	0,096	<i>Eudiaptomus gracilis</i> – samice		
ryba × denní doba	0,42	0,522	<b>27. 8.</b> stanoviště	<b>5,93</b>	<b>0,017</b>
stanoviště × denní doba	0,87	0,358	denní doba	1,70	0,196
ryba × stanoviště × denní doba	0,00	0,971	stanoviště × denní doba	0,13	0,716
<hr/>			<hr/>		
<b>27. 8.</b> ryba	0,01	0,921			
stanoviště	0,32	0,575			
denní doba	3,20	0,075			
ryba × stanoviště	1,22	0,271			
ryba × denní doba	0,30	0,586			
stanoviště × denní doba	1,67	0,197			
ryba × stanoviště × denní doba	2,69	0,103			

Tab. P-14: Výsledky dvoucestné analýzy variance (ANOVA) testující vliv (ne)přítomnosti rybího predátora, stanoviště (litorál/volná voda) a denní doby (den/noc) na velikost lasturnatek (Ostracoda). Neúplnost tabulek je způsobena nedostatečným množstvím individuí pro danou statistickou analýzu. Počet stupňů volnosti je vždy 1. Průkazné vlivy faktorů na velikost jsou zvýrazněny tučným písmem. Vliv (ne)přítomnosti rybího predátora na velikost byl testován i v prvním odběru (8. 7.) pro dokreslení počátečních podmínek.

Ostracoda		F	p
<b>5. 8.</b> ryba		<b>7,38</b>	<b>0,008</b>
stanoviště		1,72	0,194
denní doba		0,01	0,906
ryba × stanoviště		0,23	0,631
ryba × denní doba		1,25	0,268
stanoviště × denní doba		0,28	0,596
ryba × stanoviště × denní doba		0,78	0,381
<hr/>			
<b>27. 8.</b> ryba		<b>14,3</b>	<b>&lt;0,001</b>
stanoviště		0,21	0,644
denní doba		0,71	0,402
ryba × stanoviště		1,88	0,173
ryba × denní doba		0,38	0,540
stanoviště × denní doba		0,07	0,795
ryba × stanoviště × denní doba		0,16	0,689

Tab. P-15: Výsledky dvoucestné analýzy variance (ANOVA) testující vliv (ne)přítomnosti rybího predátora, stanoviště (litorál/volná voda) a denní doby (den/noc) na velikost perlooček *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia* spp., *Diaphanosoma brachyurum* a *Chydorus sphaericus*. Neúplnost tabulek je způsobena nedostatečným množstvím individuí pro danou statistickou analýzu. Počet stupňů volnosti je vždy 1. Průkazné vlivy faktorů na velikosti jsou zvýrazněny tučným písmem. Vliv (ne)přítomnosti rybího predátora na velikosti byl testován i v prvním odběru (8. 7.) pro dokreslení počátečních podmínek.

<i>Bosmina longirostris</i>			<i>Diaphanosoma brachyurum</i>				
		<b>F</b>	<b>p</b>		<b>F</b>	<b>p</b>	
<b>27. 8.</b>	stanoviště	0,35	0,559	<b>27. 8.</b>	stanoviště	1,49	0,253
	denní doba	0,48	0,494		denní doba	1,39	0,268
	stanoviště × denní doba	0,55	0,462		stanoviště × denní doba	0,06	0,812
<i>Ceriodaphnia</i> spp.			<i>Chydorus sphaericus</i>				
<b>8. 7.</b>	ryba	0,15	0,707	<b>5. 8.</b>	ryba	0,75	0,389
	stanoviště	0,32	0,582		stanoviště	0,11	0,739
	denní doba	0,21	0,655		denní doba	2,37	0,125
	ryba × stanoviště	0,02	0,899		ryba × stanoviště	1,04	0,309
	ryba × denní doba	0,03	0,866		ryba × denní doba	0,25	0,620
	stanoviště × denní doba	0,53	0,481		stanoviště × denní doba	0,00	0,946
	ryba × stanoviště × denní doba	1,03	0,333		ryba × stanoviště × denní doba	0,07	0,798
<b>27. 8.</b>	ryba	9,45	0,002	<b>27. 8.</b>	ryba	0,00	0,970
	stanoviště	0,97	0,326		stanoviště	0,33	0,566
	denní doba	3,89	0,049		denní doba	0,71	0,401
	ryba × stanoviště	1,21	0,273		ryba × stanoviště	0,38	0,536
	ryba × denní doba	1,24	0,267		ryba × denní doba	0,67	0,414
	stanoviště × denní doba	0,00	0,971		stanoviště × denní doba	1,98	0,160
	ryba × stanoviště × denní doba	0,02	0,892		ryba × stanoviště × denní doba	0,01	0,925

Tab. P-16: Výsledky dvoucestné analýzy variance (ANOVA) testující vliv (ne)přítomnosti rybího predátora, stanoviště (litorál/volná voda) a denní doby (den/noc) na procentuální zastoupení vývojových stadií hrotnatky *D. gr. longispina* od vajíčka - 1. stadium až po 5. embryonální stadium. Počet stupňů volnosti je vždy 1. Průkazné vlivy faktorů na procentuální zastoupení stadií jsou zvýrazněny tučným písmem. Vliv (ne)přítomnosti rybího predátora na procentuální zastoupení stadií byl testován i v prvním odběru (8. 7.) pro dokreslení počátečních podmínek

Procentuální zastoupení vývoj. stadií		8. 7.		5. 8.		27. 8.	
		F	p	F	p	F	p
<b>1</b>	ryba	0,02	0,903	0,99	0,335	0,49	0,494
	stanoviště	3,16	0,095	4,44	0,051	0,24	0,631
	denní doba	1,06	0,318	0,27	0,613	0,42	0,528
	ryba × stanoviště	1,04	0,323	4,08	0,061	0,07	0,800
	ryba × denní doba	0,04	0,835	0,13	0,719	0,01	0,921
	stanoviště × denní doba	3,01	0,102	1,78	0,201	0,74	0,404
	ryba × stanoviště × denní doba	0,68	0,420	0,20	0,658	1,91	0,186
<b>2</b>	ryba	1,36	0,261	<b>5,46</b>	<b>0,033</b>	1,04	0,324
	stanoviště	0,14	0,714	<b>5,61</b>	<b>0,031</b>	0,21	0,653
	denní doba	0,23	0,635	<b>5,22</b>	<b>0,036</b>	0,44	0,515
	ryba × stanoviště	0,26	0,616	3,94	0,065	<b>6,77</b>	<b>0,019</b>
	ryba × denní doba	2,23	0,155	4,28	0,055	1,90	0,187
	stanoviště × denní doba	0,04	0,850	<b>8,76</b>	<b>0,009</b>	0,67	0,424
	ryba × stanoviště × denní doba	1,93	0,184	1,94	0,182	0,01	0,917
<b>3</b>	ryba	0,63	0,439	0,49	0,496	2,94	0,106
	stanoviště	0,46	0,508	1,29	0,273	0,23	0,636
	denní doba	2,08	0,169	0,04	0,844	0,64	0,434
	ryba × stanoviště	0,65	0,431	0,02	0,891	0,23	0,636
	ryba × denní doba	2,14	0,162	1,15	0,299	0,64	0,434
	stanoviště × denní doba	3,55	0,078	1,07	0,316	0,18	0,673
	ryba × stanoviště × denní doba	2,07	0,169	0,06	0,815	0,18	0,673
<b>4</b>	ryba	0,09	0,763	0,14	0,716	1,00	0,332
	stanoviště	1,53	0,233	0,14	0,716	1,00	0,332
	denní doba	0,12	0,729	1,86	0,191	1,00	0,332
	ryba × stanoviště	0,22	0,642	1,86	0,191	1,00	0,332
	ryba × denní doba	0,22	0,645	0,14	0,716	1,00	0,332
	stanoviště × denní doba	1,03	0,325	0,14	0,716	1,00	0,332
	ryba × stanoviště × denní doba	1,18	0,294	1,86	0,191	1,00	0,332
<b>5</b>	ryba	0,69	0,419	<b>36,1</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>25,3</b>	<b>&lt;0,001</b>
	stanoviště	1,46	0,245	0,25	0,627	1,57	0,228
	denní doba	0,12	0,733	1,45	0,247	1,88	0,190
	ryba × stanoviště	0,70	0,416	0,25	0,627	1,57	0,228
	ryba × denní doba	0,24	0,634	1,45	0,247	1,88	0,190
	stanoviště × denní doba	1,80	0,198	3,24	0,091	0,07	0,789
	ryba × stanoviště × denní doba	0,91	0,354	3,24	0,091	0,07	0,789