



Zemědělská
fakulta
Faculty
of Agriculture

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

Disertační práce

FORMOVÁNÍ PLANKTONU A PRODUKČNÍ CHARAKTERISTIKY V EUTROFNÍCH RYBNÍCÍCH

Ing. Martin MUSIL

ČESKÉ BUDĚJOVICE
2016

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

Poděkování

Velký dík patří především mému vedoucímu disertační práce, doc. RNDr. Liboru Pecharovi, CSc. za pomoc a rady, které mi poskytoval v průběhu doktorského studia. Dále Ing. Janu Potužákovi, PhD., mému předchůdci za cenné rady a spolupráci při řešení řady úkolů. Zvláštní poděkování patří týmu akreditované laboratoře ENKI o. p. s. v Třeboni, bez jejichž podpory a spolupráce, laboratorních analýz, technického a odborného zázemí, by tato práce nemohla vzniknout. Jmenovitě: Doc. RNDr. Jan Pokorný, CSc., Ing. Jana Šulcová, Ing. Lenka Kropfelová, PhD., Ing. Zdena Benedová, Ing. Iva Baxová-Chmelová, RNDr. Ivo Příkryl, RNDr. Richard Faina a Mgr. Richard Lhotský PhD. Zvláštní dík patří též Ing. Alešovi Váchovi za logistické zabezpečení terénních odběrů. Velmi rád musím poděkovat Ing. Janu Hůdovi, PhD. (Rybářství Třeboň Hld.) za spolupráci při řešení úkolů plynoucích ze společně řešených projektů a za poskytnutí dat z krmných experimentů z let 2003 a 2004. Velký dík si zaslouží i další zaměstnanci Rybářství Třeboň a. s., předně zkušení a vstřícní praktici Ludvík Činátl a Milan Trsek. Zvláštní dík patří doc. Ing. RNDr. Josefu Rajchardovi, CSc. a jeho kolegům z Katedry biologických disciplín ZF JU za možnost spolupráce při řešení otázky invazní mechovky na Třeboňsku. A na závěr i všem, na které jsem zapomněl.

Finanční podpora

Tato studie vznikla za podpory projektů: VaV SP/2d3/209/07 Ministerstva životního prostředí České republiky, GAJU 107/2010/Z, GAČR P503/12/0337 a GA JU č. 081/2016/z.

Prohlašuji, že jsem tuto disertační práci vypracoval samostatně na základě vlastních zjištění a za pomoci literatury, kterou v práci uvádím.

V Českých Budějovicích dne 16.8.2016

.....
Ing. Martin Musil

Předmluva k disertační práci

Výsledky prezentované v disertační práci byly získány v rámci několika projektů, na jejichž řešení jsem se přímo podílel, nebo z nichž jsem samostatně zpracovával data. Vesměs se jednalo o aktivity realizované na rybnících v oblasti Třeboňska, a které tematicky odpovídaly zadání méj disertační práce. Klíčovou aktivitou bylo podrobné sledování sezónní dynamiky zooplanktonu v pěti rybnících v letech 2008 – 2011 (Projekt VaV MŽP ČR SP/2d3/209/07 „Rybniční hospodaření respektující strategie udržitelného rozvoje a podporu biodiverzity“) a navazující pilotní projekt OP Rybářství (2012) „Komplexní systém kontroly kvality rybničních nádrží - klíčový nástroj pro efektivní produkci ryb“ (CZ.1.25/3.4.00/11.00387).

Samostatně jsem vyhodnotil data o zooplanktonu a popsal extrémní vliv invazní plevelné ryby, střevličky východní (*Pseudorasbora parva*) z poloprovozních experimentů Rybářství Třeboň, a.s. z let 2003 – 2006. V posledních letech jsem se podílel na řešení projektu GAČR P503/12/0337 „Invazní mechovka *Pectinatella magnifica* v České republice: její biologie a sekundární metabolity“. Předběžné výsledky ukazují na některé souvislosti mezi stavem planktonu a výskytem mechovky a proto byly aktuálně zahrnuty do disertační práce.

Disertační práce je tematicky členěna do tří kapitol:

- Sezónní dynamika zooplanktonu jeho struktura a vztah k produkčním poměrům v eutrofních rybnících,
- Vliv masového výskytu střevličky východní (*Pseudorasbora parva*) na zooplankton, bentos a produkci kapra (zahrnuje publikovanou studii).
- Význam invazního druhu mechovky americké v rybnících (*Pectinatella magnifica*) (zahrnuje akceptovaný článek a rukopis článku odeslaného k recenznímu řízení).

Abstrakt

Přes zlepšování kvality vody v povrchových vodách v posledních desetiletích zůstávají rybníky silně eutrofní až hypertrofní. Zajistit udržitelnou produkci ryb v současných podmínkách představuje pro rybářskou praxi řešení kvalitativně nových problémů.

Během intenzivního sledování 5 rybníků s rozdílnou intenzitou hospodaření, po dobu 4 sezón se podařilo shromáždit rozsáhlý materiál, který umožňuje posoudit aktuální stav a klíčové procesy při formování planktonu a jeho úloze v produkčních procesech. Tyto výsledky doplněné o vyhodnocení výskytu invazních druhů dávají komplexní popis současné situace a umožňují vysvětlit, některé nové jevy. Úživné prostředí umožňuje bohatý rozvoj zooplanktonu. Jeho struktura a sezónní dynamika je určována velikostí a strukturou rybí obsádky. Uplatňuje-li se semi-intenzivní režim hospodaření, nepříznivé symptomy eutrofizace jsou zjevné už od počátku vegetační sezóny včetně sinicových vodních květů. Vysoká míra eutrofizace způsobuje, že některé obecně platné vztahy mezi klíčovými složkami rybníční biocenózy v současnosti nejsou tak spolehlivé. Zřetelně se to projevuje na výskytu velkých druhů perlooček rodu *Daphnia*. K popsání struktury planktonu a významu velkých perlooček byl využit „Daphnia index“. Tento snadno zjistitelný ukazatel popisuje potenciál dafnií regulovat fytoplankton (top-down regulaci). Jeho vztah k chlorofylu a produkčním ukazatelům umožňuje odhalit neobvyklé nebo problémové situace.

V podmínkách vysokého stupně eutrofizace rybníků je celková rybí produkce prakticky nezávislá na čisté primární produkci, stejně tak na biomase perlooček rodu *Daphnia*. Biomasa dafnií je ale rozhodující pro podíl přirozené produkce ryb. Podíl přirozené produkce dobře koreluje s průměrným podílem velkých perlooček v planktonu i s parametrem DI. Velkým problémem v rybníčním hospodářství jsou invazní druhy jako střevlička východní (*Pseudorasbora parva*). Vliv střevličky na přirozenou potravní základnu chovaných ryb je devastující a může mít za následek snížení konverze krmiv a celkové produkce až o 55% a propad ekonomiky chovu kapra. Na Třeboňsku relativně nový invazní vodní živočich bochnatka americká (*Pectinatella magnifica*), vyhledává ekologicky stabilnější ekosystémy. Nepříznivý vliv na ostatní složky vodního ekosystému zatím není znám.

Abstract

Despite the improvement of the water quality of surface waters in recent decades, fishponds are still intensely eutrophic to hypertrophic. This represents new problem of ensuring sustainable fish production in the current conditions for fishery management.

During the detailed monitoring of five fish-ponds with different management intensity for four seasons, huge data set was collected, which allows to assess the current status and key processes in the plankton forming and its role in production processes. These results supplemented by the evaluation of the incidence of invasive species give a complex description of the current situation and enable to explain some new phenomena. Nutrient-rich environment enables development of rich zooplankton community. Its structure and seasonal dynamics is determined by the size and structure of the fish stock. Adverse symptoms of eutrophication, including the cyanobacterial water blooms, are evident from the beginning of growing season under the semi-intensive conditions of management. The high eutrophication level caused that some generally valid relationships between the important components of the fish-pond biocenosis are not currently reliable. It can be documented by the occurrence of the large *Daphnia* species distinctly. The "Daphnia index" was used to describe the structure of plankton and significance of large cladocerans. This easily detectable indicator describes the potential of *Daphnia* to regulate phytoplankton (top-down regulation). It allows us to detect unusual and problematic situations according to evaluation of the relationship between "Daphnia index" and chlorophyll.

Under the high eutrophication of fish-ponds, total fish production is almost independent of the net primary production, as well as *Daphnia* biomass. But the *Daphnia* biomass is a critical to the share of natural fish production. The share of natural production correlates well with an average proportion of large cladocerans in zooplankton as well as with the "Daphnia index". Biological invasions like a small invader topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) is a major problem in fish ponds management at present. Topmouth gudgeon influence for farmed fish through the native food base is devastating and it can reduced feed conversion ratio and total carp production up to 55% and economic slump of the carp breeding. Relatively new aquatic invader is *Pectinatella Magnifica* in Třeboň fish-pond area, which prefers ecologically more stable ecosystems. Adversely effect of *Pectinatella* invasion on other components of the aquatic ecosystem is not yet known.

Obsah

| | |
|--|------------|
| 1. ÚVOD | 8 |
| 1.2. Cíl práce | 9 |
| 2. SOUČASNÝ STAV ŘEŠENÉ PROBLEMATIKY | 10 |
| 2.1. Změny v rybářském obhospodařování rybníků a jejich eutrofizace v průběhu 20. století ... | 11 |
| 2.2. Rybníky jako limnologický model | 13 |
| 2.3. "To-down" regulace planktonu a kaskádový efekt | 15 |
| 3. MATERIÁL A METODIKA | 18 |
| 3.1. Popis lokalit | 18 |
| 3.2. Odběrový harmonogram | 20 |
| 3.3. Měření in situ – fyzikálně chemické parametry | 20 |
| 3.4. Laboratorní stanovení hydrochemických parametrů | 21 |
| 3.5. Sledování fytoplanktonu a stanovení primární produkce | 21 |
| 3.6. Odběry vzorků zooplanktonu a jejich zpracování | 22 |
| 3.7. Statistická analýza dat | 25 |
| 4. VÝSLEDKY A DISKUSE | 26 |
| 4.1. Sezónní dynamika zooplanktonu jeho struktura a vztah k produkčním poměrům v eutrofních rybnících (Intenzivní sledování pěti lokalit střediska Lomnice v období 2008–2011) | 26 |
| 4.1.1. Hydrochemické parametry vodního prostředí | 26 |
| 4.1.2. Zooplankton, struktura, celková biomasa a přítomnost perlooček rodu <i>Daphnia</i> . | 30 |
| 4.1.3. Zooplankton a "top-down" regulace - aplikace "Daphnia indexu" (DI) | 51 |
| 4.1.4. Zooplankton a produkční účinnost - aplikace "Daphnia indexu" (DI) | 55 |
| 4.2 Vliv masového výskytu střevličky východní (<i>Pseudorasbora parva</i> Temminck a Schlegel, 1846) na zooplankton, bentos a produkci kapra | 61 |
| 4.3. Bochnatka americká (<i>Pectinatella magnifica</i> Leidy, 1851) | 76 |
| 5. SOUHRN | 104 |
| 6. POUŽITÁ LITERATURA..... | 107 |

1. Úvod

V průběhu 20. století byla většina rybníků v ČR silně eutrofizována. Od 90. let se proces intenzivní eutrofizace zpomalil, možná zastavil, a lze konstatovat, že např. na třeboňských rybnících se kvalita vody (z hlediska celkového dusíku, fosforu a množství fytoplanktonu) nezhoršuje (Pechar 2015). Nicméně vysoký stupeň eutrofizace je velmi vážný problém nejen z hlediska kvality povrchových vod, ale také z hlediska zdravé produkce ryb, především kapra.

V dnešní době je většina rybníků bohatě dotována živinami. Jedná se především o zásobu sloučenin dusíku a fosforu uloženou v sedimentech. Dalšími vstupy jsou živiny splavené z povodí a komunální odpady. Významným vstupem jsou i živiny dodávané do rybníků jako doplňkové krmivo pro ryby a hnojení rybníků. V posledních letech je v rybářské praxi vcelku patrný trend k omezení rozsahu používání zejména statkových hnojiv. Většina dnešních rybníků je nasazována dostatečně velkou rybí obsádkou, úměrnou množství živin. Tento stav se výrazně projevuje ve struktuře planktonu. Vysoký predanční tlak ryb účinně eliminuje rozvoj velkého crustaceoplanktonu (velké perloočky). Absence velkých perlooček umožňuje výrazný rozvoj fytoplanktonu, který dosahuje velmi vysokých hodnot biomasy po celý rok. Maximum biomasy je pravidelně v letním období, kdy ve fytoplanktonu dominují sinice. Ty mohou způsobovat rozkolísání kyslíkového režimu, změny v pH a v neposlední řadě také nárůst volného amoniaku. Významným problémem je i toxicita některých kmenů sinic. Výskyt sinic nezpůsobuje jen zhoršení chemicko-biologických vlastností vodního prostředí, ale sinice představují také špatnou potravní základnu pro zooplankton. To se projevuje zvláště u vláknitých forem, které nedokáže zooplankton plně využívat. Nevhodná potravní základna a vysoký predanční tlak ryb jsou hlavní příčinou změn v druhovém a velikostním složení zooplanktonu. Vysoká biomasa fytoplanktonu, zvláště s dominancí sinic, představuje zdroj enormní primární produkce, která je však velmi málo využívána ve vyšších

trofických úrovních. Přenos látek a energie v potravní síti k zooplanktonu a rybám je značně omezen a většina primární produkce, spolu s organickými látkami dodávanými ve formě hnojení je realizována heterotrofním společenstvem tzv. mikrobiální smyčky. Jedná se o proces, kdy organické látky produkované v systému jsou hned rozkládány bakteriemi, a na populacích bakterií se živí drobní heterotrofní bičíkovci a nálevníci. Současně tak dochází k výraznému zvyšování celkové heterotrofní aktivity a rizik kyslíkových deficitů.

Tento stav se může projevat na zdraví ryb a celkově přispívá k snižování produkční schopnosti rybníků (Potužák et al. 2007).

Nemalý problém ve fungování rybníčního ekosystému způsobují i invazní druhy jako je střevlička východní (*Pseudorazbora parva*) která dokáže velmi účinně vyhledávat nejen velký, ale i střední zooplankton, popř. bochnatka americká (*Pectinatella magnifica*) jejíž vliv na strukturu planktonních společenstev je předmětem aktuálního výzkumu.

1.2. Cíl práce

Podrobně popsat sezónní dynamiku planktonu a posoudit strukturu planktonu z hlediska přirozené potravy ryb a míru jejího využití, odhadnout efektivitu produkčního procesu.

2. Současný stav řešené problematiky

Rybniční soustavy představují unikátní systémy umělých vodních nádrží v české krajině. Reprezentují důležitý a nejčastější typ stojatých vod v České republice. Většina z nich je stovky let stará a charakterem připomínají malá, mělká jezera. Přesto rybníky představují řízený vodní ekosystém, ve kterém je vodní hladina, rybí obsádka a v nemalé míře i vstup živin pod lidskou kontrolou (Kořínek et al. 1987).

Značné změny v zemědělském hospodaření, které nastaly ve dvacátém století, výrazně ovlivnily jednotlivé biotopy, stejně jako celkovou funkci krajiny. Tento proces lze stručně charakterizovat jako intenzifikace produkčního využívání krajiny. Rybníky jako významná součást hydrologického systému povrchových vod přirozeně integrují veškeré dopady hospodářské činnosti v povodí. Současně vlastní obhospodařování rybníků se významným způsobem podílí na kvalitě povrchových vod a na celkovém hydrologickém režimu. V rybničních oblastech, jako je např. Třeboňsko proto hrají rybníky jednu z klíčových ekologických funkcí (Pechar et al. 2002).

V současné době je v České republice přibližně 25 000 rybníků o celkové rozloze asi 53000 ha a počet každým rokem roste obnovováním nebo výstavbou nových rybníků (Květ et al. 2002).

Rybníky mají v některých regionech zásadní vliv na klima a dramaticky ovlivňují hydrologický a hydrochemický režim povrchových vod. Například v Třeboňském regionu zaujímá plocha rybníků přibližně 10 % celkové plochy oblasti (CHKO Třeboňsko pokrývá přibližně 700 km²). Hlavní funkce je rybníků rybochovná a racionální obhospodařování je nezbytnou podmínkou jejich existence (Janda et al. 1996). Chov ryb spočívá svou podstatou ve využití produkčního potenciálu rybničního ekosystému. Od počátku 20 století je produkční potenciál uměle zvyšován různými hospodářskými zásahy. Současné intenzivní rybářské obhospodařování (hnojení rybníků, krmení ryb) spolu s vlivy z povodí (zemědělská výroba,

komunální znečištění) jsou příčinou eutrofizace rybníků. Vysoké koncentrace živin, nadměrný rozvoj sinic a řas, extrémní kolísání kyslíku ve vodě, velké výkyvy pH jsou zřetelné symptomy velmi pokročilé eutrofizace a ukazují na narušení stability rybníčních biocenóz (Janda et al. 1996; Pechar et al. 2002).

2.1. Změny v rybářském obhospodařování rybníků a jejich eutrofizace v průběhu 20. století

První pokusy o záměrně zvýšení množství živin v chudých rybnících statkovými a umělými hnojivy byly popisovány Šustou (1898). Od 30. let 20. století byla produkce ryb obvykle zvyšována vápněním a hnojením rybníků. Od 50. let se zintenzivnila běžná praxe používáním umělých krmiv jako obilniny a krmné granule. Produkce ryb se zvýšila z 50 - 100 kg.ha⁻¹ - na více než 500 kg.ha⁻¹ během období intenzifikace mezi 30. až 80. léty (Pechar 2000; Pechar et al. 2002). Tento rychlý vzrůst produkce ryb nastal v období, kdy byla pozorovaná vysoká efektivita přenosu energie přes potravní řetězec (Kořínek et al. 1987).

V 70 letech vykazovala sezónní dynamiku zooplanktonu jisté pravidelnosti těsně spojené se způsobem rybníčního obhospodařování. Např. na Blatensku byly rybníky obhospodařovány dvouletým hospodářským cyklem (Fott et al. 1980). V prvním roce cyklu byla obsádka sice početná (800 - 1000 ks/ha), ale celková biomasa (jednorochní kapr) byla nízká. Zooplankton byl proto v prvním roce pod minimálním vyžíráním tlakem ryb a velké perloočky rodu *Daphnia* převládaly po většinu sezóny. V předjarním období nastával zpravidla mírný růst drobného fytoplanktonu, tvořeného hlavně bičíkovci a rozsivkami. Jeho rozvoj byl ukončen koncem dubna až začátkem května. Příčinou bylo patrně zvýšení teploty a intenzivní filtrační aktivita (predační tlak) rostoucí populace velkých perlooček. Množství fytoplanktonu pokleslo na velmi nízké hodnoty a průhlednost vody přesahovala 3 metry. Tento stav je označován jako období čisté vody a trval asi 1 - 2 měsíce. Začátkem června a v

červenci, při stabilizaci populací velkých perlooček, ve fytoplanktonu převládaly druhy odolné vůči žraní zooplanktonem (forma se slizovým obalem, např. *Planktonosphaeria gelatinosa*, druhy rodu *Oocystis* a sinice tvořící velké makroskopické kolonie - *Aphanizomenon flos-aque*). Biomasa fytoplanktonu ale zůstávala během letní sezóny poměrně nízká. Ve druhém roce hospodářského cyklu byla rybí obsádka (v důsledku přirozených ztrát) početně poněkud nižší, ale biomasa byla až o řád vyšší než v prvním roce cyklu. Intenzivní predační tlak ryb způsobil eliminaci velkého zooplanktonu a jeho nahrazení drobnými druhy (*Daphnia galeata*, *Ceriodaphnia*, *Bosmina*, Copepoda a Rotifera). Fytoplankton vytvářel zřetelně silný jarní a letní vegetační zákal s krátkým obdobím čisté vody zpravidla v květnu (Fott et al. 1980). Podobné výsledky byly zaznamenány také na třeboňských rybnících (Marvan et al. 1978; Komárková et al. 1986).

Současná intenzivní produkce ryb má významný dopad na strukturu a dynamiku vodního ekosystému. Vysoké množství živin, zvláště ve formě hnojiv, má za následek zvýšenou úroveň eutrofizace, která nakonec dosahuje stavu hypertrofie. Podle sezónních koncentrací celkového fosforu může být 80% českých rybníků popsáno jako eutrofní. Tento stav zůstává v posledních dvaceti letech více méně setrvalý (Přikryl 1996; Pechar 2015; Strnadová 2015). Hlavní symptomy tohoto stupně jsou masivní rozvoj fytoplanktonu, letní vodní květy sinic a velká kolísání koncentrací kyslíku a pH. Desetinásobný vzrůst rybích obsádek v posledních 50 letech změnil druhové a velikostní složení zooplanktonu. Byl pozorován posun z dominance velkých druhů dafnií k malým perloočkám a buchankám (Pechar et al. 2002). Zvýšení míry eutrofizace, změny v uspořádání planktonu a rostoucí výkyvy v dynamice mohou být považovány za hlavní signál nestability ve vodním ekosystému a nižší produkční efektivitě (Barica 1993b).

Nemalý problém způsobuje i značně rozšířený druh invazní střevličky východní (*Pseudorazbora parva*), který k nám byl zavlečen v druhé polovině minulého století. Ta díky

vysokým reprodukčním schopnostem dokáže během vegetačního období vytvořit značnou biomasu a populační hustotu. Střevlička vlivem vytlačuje původní druhy drobných kaprovitých ryb jako je např. slunka obecná. Při hledání potravy se orientuje hlavně zrakem, dokáže velmi účinně vyhledávat nejen velký, ale i střední zooplankton a významně přispívá ke snížení celkové efektivity fungování rybníční biocenózy. Eliminaci veškeré dostupné zooplanktonní potravy, která by mohla být využita kaprem, popisuje řada našich i zahraničních autorů (např. Hanazato, Yasuno 1989; Baruš et al. 1995; Adámek, Kouřil 1996; Adámek, Sukop 2000; Oberle 2003; Chang et al. 2004; Nagata et al. 2005; Witkowski 2006a; Witkowski 2006b).

2.2. Rybníky jako limnologický model

Z pohledu klasické limnologie, rybníky jsou relativně malé nestabilní nádrže. Jedná se o malá vodní tělesa, která mají malý poměr objemu vůči povrchu, také vnější disturbance mají na malé lokality větší a obtížně předpověditelný vliv. Proto jsou rybníky často považované za příliš nestabilní lokality, tudíž obtížné či dokonce nevhodné pro studium obecně platných procesů (Reynolds 1997). Ve druhé polovině 20. století lze jen výjimečně ve světové limnologické literatuře najít studie z podobných lokalit.

Naproti tomu v Čechách byly rybníky spolu s malými nádržemi, jako jsou tůně, předmětem intenzivního studia. Výsledky publikované Hrbáčkem (Hrbáčkem et al. 1961; Hrbáček 1962) položily základ pro obecně akceptovaný koncept tzv. „top-down“ regulace planktonu (Carpenter, Kitchell 1993). Výsledky z blatenských rybníků potvrdily rozhodující vliv rybí obsádky pro fungování celého ekosystému (Hrbáček 1962, Kořínek et al. 1987). Stejný mechanismus byl doložen výsledky z jezer (Brooks, Dodson 1965) a následně mnohokrát potvrzen z jezer, přehrad a dalších typů nádrží po celém světě (Moss 1998). Vývoj

rybníků v minulém století lze interpretovat jako rozsáhlý ekosystémový experiment, který proběhl spontánně jako reakce na změny především v rybářském obhospodařování rybníků (Pechar 1995). Poznatky o rybnících, které byly získané v druhé polovině 20. století zřetelně potvrzují, že rybníky se chovají analogicky jako mělká eutrofní jezera, a lze na nich spolehlivě zaznamenat tzv. stabilní ekologické stavy (Scheffer 1998):

- turbidní situace s dominancí fytoplanktonu a minimem makrofyt,
- stadium „čiré vody“ s vysokou průhledností udržovanou filtrační aktivitou velkého zooplanktonu (perloočky rodu *Daphnia*), bez makrofyt,
- stadium „čiré vody“ s významnými porosty makrofyt, kde fytoplankton je regulován filtrační aktivitou litorálních druhů,
- stadium „čiré vody“ s převahou porostů vláknitých řas.

Na rozdíl od jezer, tyto situace se mohou střídát na jednotlivých rybnících, v závislosti na nastavených hospodářských podmínkách. Z hlediska výzkumu lze to chápat jako možnost, studovat reakce velmi eutrofního sladkovodního ekosystému na velkou škálu podmínek, které jsou výsledkem rozdílů v hospodaření, v specifických podmínkách (lokalizaci) jednotlivých rybníků. Právě tyto aspekty, tj. vliv managementu a prostorové vlivy, se nyní dostávají obecně více do popředí při studiu menších vodních nádrží (Lemmens et al. 2015).

Jestliže v druhé polovině 20. Století nebyl o rybníky v limnologickém výzkumu velký zájem, v posledních letech se na ně soustřeďuje daleko více pozornosti. Řada autorů dnes spatřuje v rybnících a malých nádržích perspektivní objekt pro limnologický výzkum (cf. Céréghino et al. 2008, Downing 2010). Intenzivní eutrofizace je jedním z faktorů, který rybníky činí atraktivní pro výzkum procesů vyvolaných nadbytkem živin. Rybníky vykazují v letním období srovnatelné produkční parametry jako nejvíce produktivní jezera subtropických a tropických oblastí (Talling, Lemoalle 1998). Také značná míra nestability a

fluktuací, které je v extrémně živinami zatížených biotopech charakteristická, představuje v současnosti výzvu ke studiu a porozumění těmto procesům (Moss et al. 2011). Právě tyto aspekty limnologického výzkumu mají i praktické dopady pro racionální rybniční hospodaření, které se s těmito jevy, jako jsou fluktuace v klíčových parametrech vodního prostředí, musí vyrovnat (Broyer, Curtet 2012; Pechar et al. 2016).

Dalším důležitým aspektem, který v posledních dvaceti letech přitahuje pozornost k rybníkům, je jejich význam jako důležitých krajinných prvků, významných center biodiverzity a ochrany přírody. V Čechách je několik rybničních oblastí i jednotlivých rybníků zahrnuto do různých režimů ochrany přírody (IUCN 1997; Jeník et al. 2002). V současnosti jsou v ČR sledovány lokality zaniklých rybníků i rybničních oblastí. Zároveň je věnována pozornost úloze existujících rybníků v hydrologickém režimu krajiny i jejich roli, při hodnocení jejich ekologických funkcí (David, Davidová 2015; 2016). Podobně i v dalších oblastech Evropy, např. ve Španělsku, je v současnosti věnována pozornost vztahům mezi antropogenními vlivy a biodiverzitou rybníků a malých nádrží (Gallego et al. 2012), vztahů, mezi kvalitou vody a biodiverzitou ve francouzských rybničních oblastech (Wezel et al. 2013). I tyto otázky jsou v současnosti předmětem zájmu o rybníky i v našich podmínkách (cf Forum Ochrany Přírody 2016, 3). Kromě toho existují specifické problémy, které nutně doprovázejí snahu o ochranu význačných druhů v podmínkách hospodářsky využívaných rybníků (Václavíková et al. 2011; Rajchard et al. 2013).

2.3. "To-down" regulace planktonu a kaskádový efekt

Tento proces – fenomén, který popsal Hrbáček et al. (1961) z polabských tůní a následně i z rybníků (Hrbáček 1962) je klíčový pro pochopení podstaty produkčních procesů

v rybnících i pro pochopení funkce rybničního planktonu i celé rybniční biocenózy. Stejně tak tento jev popsali Brooks a Doodson (1965) pro jezera a následně byl potvrzen jako jeden z nejrobustnějších obecných řídicích procesů určujících strukturu a dynamiku planktonu (Shapiro et al. 1975; Shapiro a Wright 1984; Carpenter et al. 1985; Sed'a a Duncan 1994 a další). Rybníky reprezentují ekosystémy, v nichž všechny důležité procesy jsou řízeny rybí obsádkou (Kořínek et al. 1987). Tato teze platila v 70. letech, kdy zejména dvouhorkový způsob obhospodařování způsoboval střídání dvou stadií planktonu (stadium čisté vody v prvním roce cyklu, a vegetační zákal fytoplanktonu v roce druhém. V rybnících s malou nebo žádnou obsádkou planktonivorních ryb dominovaly efektivně filtrující velké druhy rodu *Daphnia*. V takovýchto situacích je biomasa fytoplanktonu regulována zooplanktonem a významnou část biomasy fytoplanktonu tvoří rychle se dělící bičíkovci třídy *Cryptophyceae*, nebo méně pro zooplankton požitelné druhy chlorokokálních řas (např. *Planktosphaeria gelatinosa*) případně sinice (velké kolonie *Aphanizomenon flos-aquae*).

V rybnících s vysokou rybí obsádkou kapra jsou velké perloočky potlačeny a hlavní podíl zooplanktonu tvoří malé perloočky (*Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia* a *Moina*), buchanky, kopepoditová stadia a nauplia cyclopoidů a vířníci. Takový zooplankton má nízkou filtrační schopnost a biomasa fytoplanktonu vzrůstá. Fytoplankton tvoří hlavně *Chlorophyceae* a *Bacillariophyceae*, které bývají v letním období nahrazeny sinicemi.

Spolehlivě předpověditelný vliv rybí obsádky na celý rybniční ekosystém je výsledkem dosažení rovnováhy mezi úrovní živin (fosfor a dusík) a produkčním potenciálem rybniční biocenózy. Hlavní část toku energie a látek v trofické struktuře je zajištěna velmi účinným přenosem od primárních producentů (fytoplankton) ke konzumentům prvního řádu (zooplankton – velké perloočky rodu *Daphnia*) a následně k rybám. V takové situaci rybí obsádka spouští "top-down" kaskádovou regulaci všech nižších úrovní v trofické struktuře rybničního ekosystému. V konečném důsledku se vliv ryb projeví na fyzikálně-chemických

vlastnostech vody (průhlednost) i na distribuci dostupných živin, tj. sloučenin a forem fosforu a dusíku (Pechar et al. 2016). Tento mechanismus řízení rybniční bioceózy potvrzují i současná sledování méně eutrofizovaných rybníků v Polsku (Kloskowski 2011a; Kloskowski 2011b). Tak jak došlo koncem 20. století k dosažení enormní míry eutrofizace našich rybníků, tak rybniční ekosystémy reagovaly nárůstem biomasy a zvýšením celkové primární produkce. Výskyt velkého zooplanktonu se stává ojedinělý, biomasa fytoplanktonu dosahuje extrémních hodnot a průhlednost vody klesá v letním období na několik málo desítek cm. Zhoršené světelné podmínky umožňují dominanci sinic, kterým tato situace vyhovuje. Velká biomasa fytoplanktonu a tudíž vysoká primární produkce však ukazuje na nízkou efektivitu jejího využití. Potvrzuje to skutečnost, že produkce ryb zůstává od poloviny 80. let více méně na stejné úrovni. Také množství a druhové složení zooplanktonu neodráží enormní nárůst biomasy fytoplanktonu. Je velmi pravděpodobné, že posun v druhovém složení fytoplanktonu a nárůst jeho biomasy i aktivity velmi snížil efektivitu přenosu látek a energie do vyšších trofických struktur. Tím se do značné míry ruší klíčový vliv rybí obsádky na nižší trofické úrovně. Dobrým příkladem této změny ve fungování rybničních ekosystémů jsou podivné situace ne zřídka zaznamenané v posledních 15 letech. Opakovaně se vyskytují velké perloočky rodu *Daphnia*, přestože rybí obsádka je vysoká. Zároveň je přítomen velmi hojný fytoplankton. Takové situace jsou zcela v rozporu s „top-down“ konceptem regulace rybniční biocenózy (Potužák et al. 2007). Příčiny nejsou zcela jasné, Potužák (2009) uvádí řadu příkladů, kdy jsou přítomné velké dafnie, spolu s vysokou obsádkou a ve fytoplanktonu převládají sinice. Dalším aspektem může být vyšší intenzita krmení, která sníží predanční tlak rybí obsádky na zooplankton. Hledání odpovědí na tyto otázky má bezprostřední význam pro rybářské obhospodařování, stejně jako pro porozumění, jak fungují vodní ekosystémy v podmínkách extrémní eutrofizace.

3. Materiál a metodika

Rozhodující část materiálu pro disertační práci jsem získal v rámci projektu „Rybniční hospodaření respektující strategii udržitelného rozvoje a podporu biodiverzity“ (SP/2d3/209/07). Jednalo se rozsáhlý projekt, zahrnující jak hydrobiologické, rybářské sledování, tak také studium vlivu rybářského hospodaření na biodiverzitu rybníků, hodnocení dopadů ochrany druhů (vydra, kormorán) i na vyhodnocení ekonomických podmínek. Po celou dobu projektu jsem se podílel na zajištění odběrů a terénních měření a soustředil se především na problematiku zooplanktonu. V práci přebírám některá data od kolegů ze společnosti ENKI o.p.s. Třeboň (data druhového složení fytoplanktonu a koncentraci chlorofylu, výsledky stanovení koncentrací fosforu, dusík a uhlíku v rybníčních vodách). Tato převzatá data jsem dále samostatně zpracoval a interpretoval v souvislosti s hodnocením dynamiky a struktury zooplanktonu. Nicméně pro úplnost uvádím základní informace o metodách, které byly v projektu použity. Další metody, které jsem použil při řešení jednotlivých témat zahrnutých do disertační práce jsou popsány v příslušných kapitolách vědeckých článků.

3.1. Popis lokalit

Během čtyřletého období v rámci projektu „Rybniční hospodaření respektující strategii udržitelného rozvoje a podporu biodiverzity“ (SP/2d3/209/07) bylo 5 rybníčních lokalit podrobena detailnímu hydrobiologickému sledování: Rod (34,3 ha), Dobrá Vůle (25,5 ha), Klec (69,4 ha), Potěšil (75,2 ha) a Služebný (28,6 ha) (foto 1. – 6.). Nezbytnou součástí hodnocení produkčních pochodů ve vodním prostředí bylo podrobné sledování vývoje a struktury zooplanktonu a fytoplanktonu. Cílem bylo odhadnout optimální míru hospodaření co do efektivity přenosu energie a látek do sekundární produkce a následně do produkce ryb.

Experimentální podmínky bylo třeba nastavit tak, aby obsáhly různé intenzity hospodaření. Lokality Rod a Dobrá vůle reprezentují rybníky s nižší intenzitou hospodaření, tzn. s nižší obsádkou téměř bez hnojení a s minimálním krmením. Lokality Klec a Potěšil jsou obhospodařovány s vyšší, standardní intenzitou, tzn. s příkrmování a dalšími zásahy, tedy i s vyšší rybí obsádkou. Lokalita Služebný představuje typ rybníka s vyšší mírou zatížení, především splachy. Vzhledem k tomu byly na tomto rybníce testovány různé varianty obsádky.

Foto 1. Rybník Rod



Foto 2. Výlov rybníku Rod 12.11.2010



Foto 3. Rybník Dobrá vůle



Foto 4. Rybník Klec



Foto 5. Rybník Potěšil



Foto 6. Rybník Služebný



3. 2. Odběrový harmonogram

Vzorky vody a planktonu byly odebírány v pravidelném odběrovém intervalu 1x za 14 dní. V roce 2008 bylo provedeno a do statistického vyhodnocení zahrnuto 11 odběrů v období od 6.5 do 23.9, v roce 2009 10 odběrů od 5.5 do 22.9, v roce 2010 12 odběrů v období od 27.4 do 14.9 a v roce 2011 pak 11 odběrů od 19.4 do 20.9. Kontrola lokalit a měřících stanic probíhala každý týden a mimo odběry vzorků vody a planktonu byly v týdenních intervalech odebírány vzorky pro stanovení chlorofylu.

3.3. Měření in situ – fyzikálně chemické parametry

Během každé kontroly lokalit, minimálně ve 14 denních intervalech byly měřeny základní fyzikálně-chemické parametry, vodivost, pH, koncentrace rozpuštěného kyslíku u hladiny a u dna, přenosným multimetrem HACH-HQ40, s optickou kyslíkovou sondou. Na rybnících Rod a Klec byly instalovány kontinuální měřící stanice Fiedler-Mágr (foto 7.). Každá stanice byla osazena čidly na měření: koncentrace rozpuštěného kyslíku u hladiny a

nade dnem, teploty, pH, tlaku a radiace nad i pod vodní hladinou. Data byla odesílána přes síť GSM na server a průběžně kontrolována a zpracovávána (Beděrková et al. 2016).

3.4. Laboratorní stanovení hydrochemických parametrů

Vzorky vody pro celkovou chemickou analýzu byly odebírány v pravidelném odběrovém intervalu 1x za 14 dní. Byla stanovena alkalita (potenciometricky) měřeny byly koncentrace aniontů (amonný dusík - NH₄-N, dusičnanový dusík - NO₃-N, celkový rozpuštěný dusík – SN, celkový dusík – TN, rozpuštěný reaktivní fosfor - DRP, který přibližně odpovídá koncentraci fosforečnanů, celkový rozpuštěný fosfor – SP a celkový fosfor – TP), celkový uhlík - TC, celkový anorganický uhlík – IC, celkový organický uhlík – TOC a partikulární organický uhlík - POC. Chemické analýzy byly provedeny spektrofotometrickými metodami s využitím průtokového injekčního analyzátoru (Foss-Tecator) FIAstarTM 5012 a pomocí TOC Analyzer FORMACS v laboratoři společnosti ENKI o.p.s. v Třeboni.

3.5. Sledování fytoplanktonu a stanovení primární produkce

Vzorky pro stanovení chlorofylu byly odebírány 1x týdně. Koncentrace chlorofylu-a byla stanovena spektrometrickou metodou (Pechar 1987). Sezónní průběh koncentrace chlorofylu s krokem 1 den byl interpolován metodou kubických splinů v programu GraphPad-Prism4. Současně byly mikroskopickým vyšetřením zjišťovány údaje o dominantních taxonech fytoplanktonu. Tyto výsledky poskytla Ing. Z. Benedová (ENKI ops, Třeboň).

Pro výpočet čisté primární produkce eutrofních rybníků na Třeboňsku byl použit model denního integrálu primární produkce (Talling 1957):

$$NPP = \left(\frac{Chl_a \cdot P_{max}}{\varepsilon_{PhAR}} \right) \cdot \ln \left(\frac{I_0}{0,5I_k} \right) \cdot T$$

Kde:

NPP je denní integrál primární produkce vyjádřené jako produkce kyslíku [$\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{den}^{-1}$],

Chl-a je koncentrace chlorofylu-a [$\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$],

P_{max} je maximální fotosyntetická kapacita [$\text{mgO}_2 \cdot \text{mgChl-a}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$],

ε_{PhAR} je extinkční koeficient rybníční vody pro radiaci v oblasti 400–750 nm (PhAR) [m^{-1}],

I_0 je denní průměr dopadajícího PhAR [$\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$],

I_k je počátek světelné saturace P-I křivky [$\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$], T je délka dne [h].

Použití modelu umožňuje provést odhad sezónního průběhu primární produkce na základě denních dat o radiaci a extinkčním koeficientu (z měření meteorologických stanic) a z koncentrace chlorofylu-a. Roční primární produkce byla získána sečtením denních hodnot za produkční sezónu. Data a výsledky měření uvádí Tesařová (2011).

Foto 7. Automatické měřicí stanice na rybníku Rod



Foto 8. Odběrové zařízení typu Schindler na kvantitativní vzorkování zooplanktonu



3.6. Odběry vzorků zooplanktonu a jejich zpracování

Odběry byly prováděny ve frekvenci jednou za dva týdny během vegetační sezóny, paralelně s odběry vzorků pro hydrochemické analýzy. Zpravidla proběhlo každou sezónu i

několik nadstandardních odběrů mimo vzorkovací harmonogram, většinou před začátkem vegetačního období, někdy po vegetačním období, pokud rybník zůstával „na vodě“. Odběr kvantitativních vzorků byl prováděn odběrovým zařízením typu Schindler (foto 8.). Z každého odběru z několika míst v centrální části rybníků byly získány 2 kvantitativní vzorky, jeden pro stanovení biomasy pomocí sušiny zooplanktonu a jeden pro stanovení kvantity počítáním zooplanktonu. Vzorek pro mikroskopickou analýzu byl konzervován roztokem formaldehydu na finální koncentraci přibližně 4% s přídavkem sacharózy (40g.l^{-1}) pro zpevněním carapaxu perlooček, coby prevence ztráty vajíček (Haney, Hall 1973).

První získaná data o biomase byla zjišťována metodou stanovení sušiny dvou různých frakcí zooplanktonu. Vzorek zooplanktonu byl tříděn pomocí dělicích sít na frakci $>0,7$ mm a $<0,7$ mm (Dumont et al. 1975). Frakce nad 0,7 mm je zpravidla reprezentována velkými filtrujícími perloočkami rodu *Daphnia*, méně vznášivkami a velkými jedinci buchanek. V druhé polovině léta se v této frakci mohou objevit dravé perloočky *Leptodora kindtii*. Frakce pod 0,7 mm je reprezentována vířníky, buchankami a malými druhy perlooček.

Z kvantitativního vzorku byla nejprve standardně zjištěna objemová biomasa zooplanktonu dle Příkryla (2006a). Ze vzorku byl odebrán subvzorek pro mikroskopické zpracování, determinaci, počítání a měření jednotlivých organismů. K počítání byly použity komůrky typu „Sedgwick-Rafter“. Zjišťovány byly biometrické údaje zooplanktonních organismů a byla pořizována fotodokumentace pomocí software QuickPHOTO MICRO 2.0 (foto 9. a 10.). U partenogenetických samiček dafnií se počítala vajíčka a embrya pro pozdější odhad jejich reprodukčních charakteristik (Edmondson 1974). U ostatních organismů byla počítána partenogenetická a trvalá vajíčka pro stanovení kompletních reprodukčních charakteristik společenstva. Celkem bylo determinováno, propočítáno a proměřeno 266 vzorků zooplanktonu. K determinaci byly použity determinační klíče (Šrámek-Hušek 1953; Bartoš 1959; Šrámek-Hušek 1962; Brandl 1974; Amoroso 1984; Nogrady et al. 1993;

Nogrady, Segers 2002; Benzie 2005; Kořínek 2005; Kotov, Štifter 2006; Prikryl 2006b; Prikryl 2014). Odhad filtrační účinnosti perlooček rodu *Daphnia* je prováděn pomocí výpočtu „Daphnia indexu“ (Potužák 2009).

Daphnia index (dále jen DI), který vychází z alometrických vztahů mezi velikostí, kvantitou, biomasou a filtrační aktivitou perlooček, byl využit jako nástroj pro hodnocení úrovně filtrační schopnosti zooplanktonu, resp. dafnií. Na rozdíl od kvantity nebo biomasy zooplanktonu, DI zahrnuje a kombinuje individuální velikost a procentuální podíl dafnií v celém společenstvu zooplanktonu a vzorec pro jeho výpočet je:

$$DI = \sqrt{\frac{(AVGd * 10)^3 * F}{100}}$$

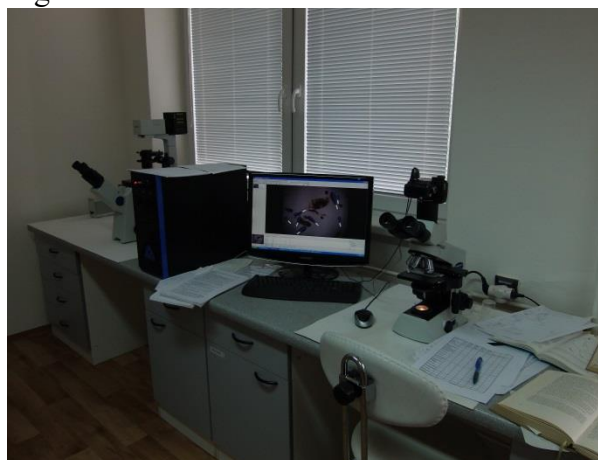
Kde: AVGd - průměrná délka těla *Daphnia* v mm,

F – frekvence (%) rodu *Daphnia* v zooplanktonu

Foto 9. Příprava kvantitativních vzorků zooplanktonu k mikroskopickému zpracování



Foto 10. Mikroskopické zpracování vzorků zooplanktonu. Determinace, počítání a měření organismů



3.7. Statistická analýza dat

Data byla testována v soft. Statistica 10 pomocí „one way“ analýzy rozptylu. Testované parametry byly testovány zvláště pro každou sezónu. Pro zjištění diferencí testovaných parametrů mezi jednotlivými lokalitami byla použita Tukeyho HSD metoda vícenásobného porovnávání. Výsledky statistických analýz jsou prezentovány jako průměr (MEAN) \pm směrodatná odchylka (SD). Pro názornost jsou významné rozdíly prezentovány v grafech pomocí indexů homogenních skupin.

Pro zjištění závislostí ve vztazích mezi zooplanktonem a fytoplanktonem, zooplanktonem a obsádkami a zooplanktonem a produkčními ukazateli byly použity lineární regresní analýzy. Výsledky jsou prezentovány v podobě bodových grafů.

4. Výsledky a diskuse

4.1. Sezónní dynamika zooplanktonu jeho struktura a vztah k produkčním poměrům v eutrofních rybnících (Intenzivní sledování pěti lokalit střediska Lomnice v období 2008 – 2011)

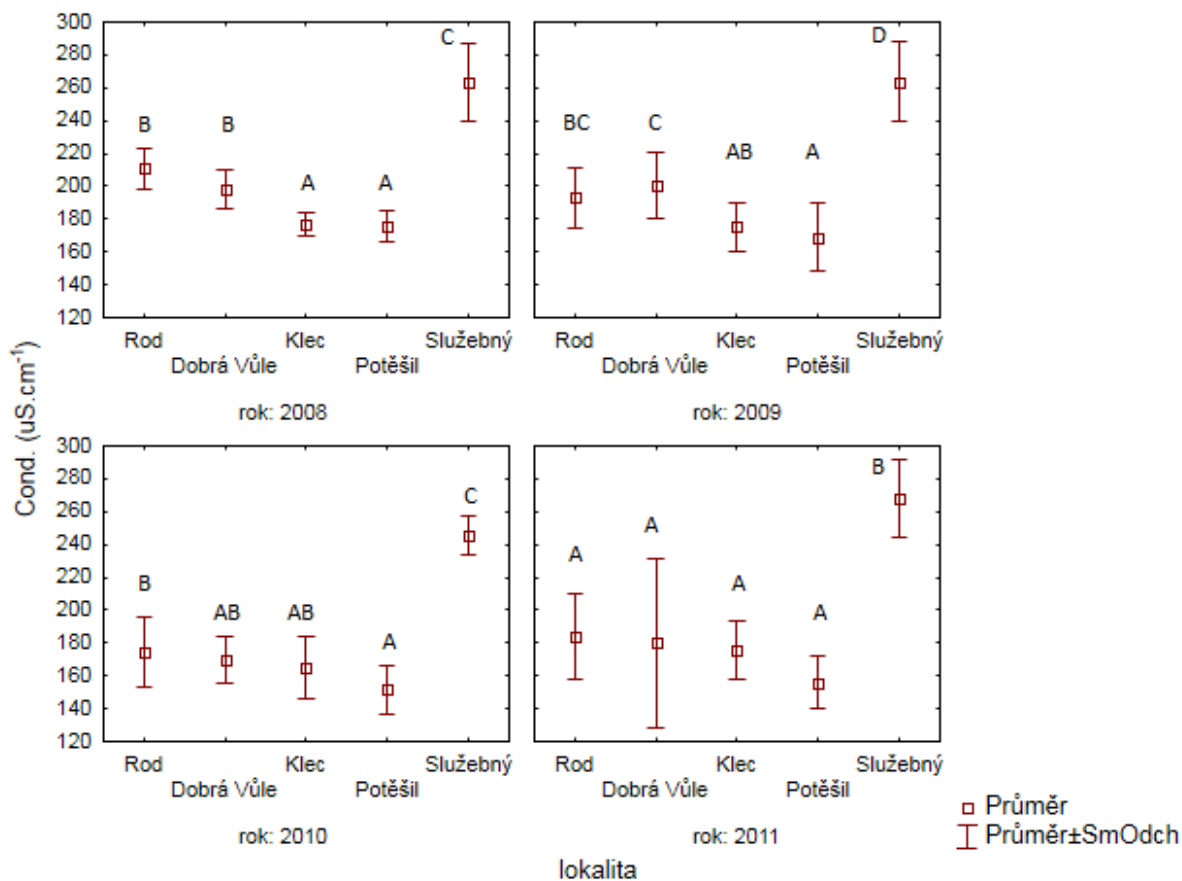
4.1.1. Hydrochemické parametry vodního prostředí

Základní chemismus sledovaných lokalit je určován především hydrologickými podmínkami, tj. zda převládající zdroj vody jsou hlavní vodoteče (řeka Lužnice a z ní odvedená voda stokami), nebo zda je převládající zdroj vody z místních potoků, tj. z malých povodí. Rybníky Potešil, Klec, Dobrá Vůle a Rod patří k lokalitám na hlavních vodotečích a tudíž vykazují v průměru nižší vodivost. Rybník Služebný je více napájený vodou sbíranou z přílehlého povodí.

Rybník Služebný má ve všech sezónách prokazatelně nejvyšší vodivost. Průměrné hodnoty vodivosti se v žádné sezóně nedostaly pod $245 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (rok 2011), pohybují se spíše nad hranicí $260 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Ostatní rybníky v průměru výrazně nepřekračují hodnotu $200 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Rod 2008, Dobrá vůle 2009), spíše se pohybují v rozmezí $150 - 180 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Klec a Potěšil) (graf 1., tab. 1.). Tyto výsledky ukazují na větší vliv splachů z povodí, což potvrzují i vyšší hodnoty alkality. Zjištěný rozdíl odpovídá výsledkům, které ukazují na dlouhodobý efekt rozdílného napájení vodou. Rybníky na hlavních vodotečích mají zřetelně nižší koncentrace hlavních iontů, než rybníky, které sbírají vodu z místních malých povodí, často se jedná o tzv. nebeské rybníky (Pechar et al. 2002). Změny, které nastaly po roce 1990 především v zemědělském hospodaření se projeví výrazným poklesem hodnot vodivosti ve všech soustavách rybníků na Třeboňsku. Nicméně rozdíl mezi rybníky na hlavních vodotečích a „nebesáky“ zůstal zřetelný (Hesslerová et al. 2012). Tyto rozdíly se nijak nevymykají rozsahu hodnot, které byly na třeboňských rybnících zjištěny (Pechar et al. 2005). Pro

podrobnější analýzu rozdílů v chemismu sledovaných rybníků, zejména z hlediska parametrů důležitých pro hodnocení míry a projevů eutrofizace (C, N, P a chlorofyl) byly zahrnuty jen lokality Rod, Dobrá vůle a Klec, Potěšil, kde jako „nezávislá proměnná“ byla rozdílná intenzita rybářského obhospodařování po celou dobu sledování. Poněkud vyšší hodnoty koncentrací hlavních iontů a zejména alkality na lokalitě Služebný nevyklučují tento rybník ze srovnání vztahů mezi planktonem a produkcí ryb.

Graf 1. Rozdíly ve středních hodnotách (průměr) a variabilitách (\pm směrodatná odchylka) elektrolytické konduktivity (Cond.) mezi rybníky v jednotlivých sezónách. Indexy nad jednotlivými řadami značí homogenní skupiny



Tab. 1. Střední hodnoty (průměr) a variability (\pm směrodatná odchylka) základních parametrů vodního prostředí v rybnících za období 2008 – 2011

| | | Rod | | Dobrá vůle | | Klec | | Potěšil | | Služebný | |
|--------------------|------------------------------|--------------|----------|--------------|----------|--------------|----------|--------------|----------|--------------|----------|
| | | Mean | \pm SD | Mean | \pm SD | Mean | \pm SD | Mean | \pm SD | Mean | \pm SD |
| ZS | (cm) | 40 | 30 | 35 | 23 | 23 | 11 | 20 | 9 | 31 | 22 |
| DOsat | (%) | 109 | 46 | 109 | 51 | 107 | 40 | 70 | 44 | 82 | 50 |
| pH | | 8,4 | 1,0 | 8,5 | 1,1 | 8,3 | 1,1 | 7,7 | 1,2 | 8,0 | 1,0 |
| KNK _{4,5} | (mmol.L ⁻¹) | 1,16 | 0,24 | 0,95 | 0,16 | 0,98 | 0,28 | 0,65 | 0,16 | 1,67 | 0,27 |
| Cond. | (μ S.cm ⁻¹) | 190 | 24 | 187 | 32 | 173 | 16 | 164 | 18 | 261 | 22 |
| NH ₄ -N | (mg.L ⁻¹) | 0,050 | 0,096 | 0,111 | 0,239 | 0,141 | 0,462 | 0,026 | 0,074 | 0,339 | 0,461 |
| DIN | (mg.L ⁻¹) | 0,099 | 0,260 | 0,144 | 0,255 | 0,154 | 0,474 | 0,044 | 0,085 | 0,370 | 0,480 |
| DRP | (mg.L ⁻¹) | 0,016 | 0,009 | 0,023 | 0,021 | 0,030 | 0,063 | 0,012 | 0,007 | 0,034 | 0,041 |
| POC | (mg.L ⁻¹) | 13,2 | 8,9 | 11,7 | 7,5 | 16,0 | 6,7 | 18,5 | 7,7 | 11,2 | 6,7 |
| TN | (mg.L ⁻¹) | 3,27 | 1,51 | 3,14 | 1,14 | 3,61 | 1,41 | 4,02 | 1,47 | 3,587 | 1,124 |
| TP | (mg.L ⁻¹) | 0,31 | 0,16 | 0,30 | 0,14 | 0,39 | 0,14 | 0,39 | 0,15 | 0,374 | 0,179 |
| Chl-a | (μ g.L ⁻¹) | 198 | 172 | 164 | 116 | 229 | 123 | 273 | 158 | 158 | 102 |
| DW | (mg.L ⁻¹) | 39 | 26 | 35 | 20 | 48 | 21 | 58 | 23 | 43 | 22 |

Statistickým porovnáním sledovaných rybníků při zahrnutí celého sledovaného období bylo prokázáno, že rybníky Rod a Dobrá Vůle - extenzivněji obhospodařované se průkazně liší od rybníku Potěšil, intenzivněji obhospodařovaného na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ v parametrech TN, TP a POC. Odlišnost intenzivně obhospodařovaného rybníka Klec nebyla statisticky prokázána a rybník se svými hodnotami nachází mezi intenzivně a extenzivně obhospodařovanými rybníky. U aktuálních živin NH₄-N, DIN a DRP se neprojevily žádné významné rozdíly mezi lokalitami.

Vyseparováním dat z jarního období, kdy lze očekávat, že rozdíly dané velikostí rybí obsádky se projeví více zřetelně, bylo jejich testováním zjištěno, že v extenzivněji obhospodařovaných rybnících Rod a Dobrá vůle se průkazně liší od rybníků Klec a Potěšil

($P < 0,001$) v parametrech TN, TP a POC. V ukazatelích $\text{NH}_4\text{-N}$ a DRP se od sebe sledované rybníky v jarním období statisticky významně neliší, u ukazatele DIN byl prokázán rozdíl jen mezi rybníky Rod a Dobrá vůle.

Testováním vlivu sezón nebyly nalezeny v jarním období mezi sezónami žádné statisticky významné rozdíly u žádného z testovaných parametrů. Rozdíly mezi rybníky jsou tedy dány vlivem faktorů rybníka a způsobu hospodaření. Výsledky ukazují na to, že v jarním období je vliv kaskádového efektu v rybnících zřetelněji patrný. Tomu odpovídají i výsledky, které uvádějí v posledních dvaceti letech Pechar, Radová (1996) a Potužák (2009).

Testováním rozdílů mezi celými sezónami nebyly nalezeny žádné statisticky významné rozdíly u parametrů $\text{NH}_4\text{-N}$, DIN a DRP. Tento výsledek ukazuje na skutečnost, že využití dostupných živin v primární produkci i při mikrobiálních procesech je enormní. Méně pravděpodobné je, že by se na úrovni celé sezóny projevil vliv hospodaření. Naopak, významné rozdíly mezi sezónami byly nalezeny u parametrů TN, TP a POC. To dokazuje, že na rozdílnost živin a dalších sledovaných parametrů v rybnících nemá vliv pouze způsob hospodaření, ale i specifické, zřejmě povětrnostní podmínky jednotlivých sezón, které se zřetelněji projeví především v druhé polovině sezóny. Tyto rozdíly dobře odpovídají i odlišnostem v primární produkci, kterou v letech 2008 – 2010 sledovala Tesařová (2011). Vliv meteorologických podmínek zejména v letním období měl vliv zejména na rozvoj fytoplanktonu. To se pochopitelně musí odrazit i v koncentracích TN, TP a POC. Celkově sledované rybníky, z hlediska kvality vody a celkového ekologického stavu, představují jedny z nejvíce eutrofizovaných lokalit tohoto typu v Evropě (Vanacker et al. 2015; Broyer, Calenge 2010; De Backer et al. 2014).

4.1.2. Zooplankton, struktura, celková biomasa a přítomnost perlooček rodu *Daphnia*

Struktura zooplanktonu

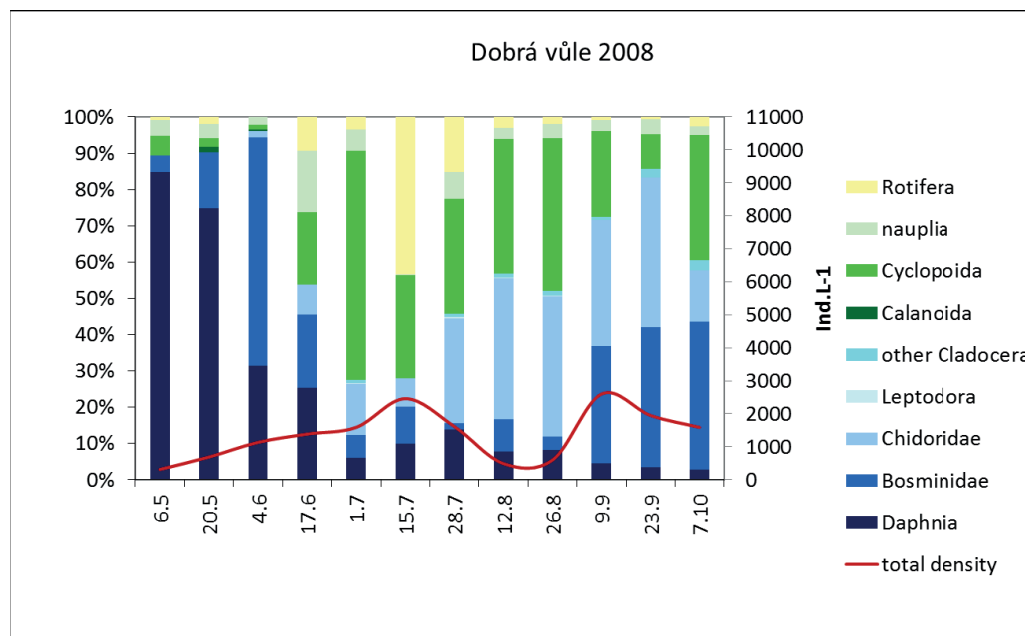
Lokality s nastavenou nižší intenzitou hospodaření

Extenzivněji obhospodařované rybníky Rod a Dobrá Vůle, se společně vyznačovaly jarní periodou "čisté vody", během které v zooplanktonu převládaly velké perloočky rodu *Daphnia* (dále v textu dafnie) a průhlednost dosahovala více než je průměrná hloubka rybníku. Tento stav trval jeden až dva měsíce, jen v roce 2010 byl velmi krátký. Absolutně dominujícím druhem dafnií, a to na všech rybnících, byla *Daphnia galeata*. Populační densita dosahovala řádově několik set ind.L⁻¹, obvykle 200 – 300 v jarních měsících, ale byla zaznamenána i densita kolem 400 ind.L⁻¹ dafnií >0,7 mm (Dobrá vůle 2008, Rod 2009) a přes 300 ind.L⁻¹ na rybníku Rod v roce 2010 a 2011. Partenogenetické samičky byly na jaře dosti robustní a ve vaječném prostoru běžně uchovávaly desítky letních vajíček. V menší míře se na jaře vyskytovala *Daphnia pulicaria*. Na rybníku Dobrá vůle v počtech jednotek až nejvýše 20 jedinců na litr celý květen a červen v roce 2009. V roce 2011 až 30 jedinců *Daphnia pulicaria* a jednotky jedinců *D. longispina* a *D. magna*, které byly až 3 mm velké, a to od začátku dubna do konce května. Některé dospělé samičky *D. pulicaria* měly délku těla až 3,5 mm a 65 partenogenetických vajíček. Po odeznění této periody byly dafnie stále přítomny během sezóny v kvantitách řádově několik desítek, výjimečně stovek ind.L⁻¹. Postupem sezóny vlivem predčního tlaku rybí obsádky začaly v zooplanktonu převládat hlavně drobná kopepoditová a méně naupliová stádia buchaneček v počtech stovek jedinců na litr a drobné perloočky *Bosmina longirostris* a *Chydorus sphaericus*. Právě *Bosmina longirostris* tvořila početné populace dosahující v maximech 4 – 6 tis. jedinců na litr vody, v podzimních měsících na rybníku Rod v roce 2010 a 2011 a v srpnu 2009 na rybníku Dobrá vůle. *Chydorus sphaericus* mívá podobné vrcholy abundance (6500 ind.L⁻¹) v druhé polovině července na

Rodu v roce 2008). Z dalších perlooček se na těchto rybnících objevovala *Bosmina coregoni*. Nejhojněji na rybníku Dobrá vůle v roce 2010 a rybníku Rod v roce 2011 v počtech desítek až několika stovek jedinců na litr. Někdy společně s *Bosmina longirostris*, kterou může i několikanásobně početně převýšit, nebo zcela zastoupit. Rybník Dobrá vůle byl druhově bohatší na perloočky. Běžná zde byla *Scapholeberis mucronata*, méně častěji drobní jedinci rodu *Ceriodaphnia* a jen velmi ojediněle byl nalezen *Macrothrix laticornis*. Z chydoridů se pravidelně objevoval *Pleuroxus uncinatus*, v roce 2010 i hojně do poloviny června. Dále *Alona affinis*, méně často až vzácně *Alona costata* a *A. quadrangularis*. Z dalších perlooček byla na Rodu v planktonu ojediněle zaznamenán *Simocephalus vetulus*, a to na jaře 2008 a 2009. Pravidelně se objevuje dravá perloočka *Leptodora kindtii*, obvykle od druhé poloviny června až začátku července do září, na Dobré vůli 2011 již od poloviny května. Z klanonožců byl dominující *Acanthocyclops trajani* po celou sezónu (to platí pro všechny sledované rybníky). Na jaře hojně, méně častěji na podzim i v létě *Cyclops vicinus*, ojediněle na začátku dubna 2011 na Dobré vůli *Cyclops strenuus*. Pravidelně se na obou rybnících objevuje *Thermocyclops crassus*, ojediněle na Rodu v srpnu *Thermocyclops oithinoides*. Na Dobré vůli se nehojně v květnu objevoval *Eucyclops serrulatus*, velmi ojediněle byl na Rodu nalezen *Paracyclops poppei*. Na obou rybnících se na jaře do konce května až konce června vyskytovaly vznášivky rodu *Eudiaptomus*, i když nikterak hojně, nejvýše několik málo desítek jedinců na litr. Z ostatních korýšů bývaly na obou rybnících občasné nalézány Ostracoda. Z vířníků se zde vyskytovali hojně a často: *Keratella quadrata*, *Keratella cochlearis*, *Brachionus angularis*, *B. diversicornis*, *B. calyciflorus*, *B. rubens*, *B. quadridentatus*, *Phompholyx sulcata*, *Filinia longiseta*, méně *F. terminalis*, dále *Polyarthra dolichoptera*, *P. major*, *P. vulgaris*, *Asplanchna priodonta* a *Asplanchna brightwelli*, méně často *Platyias quadricornis*, *Trichocerca pusilla* a *T. similis*. Příklad procentického

zastoupení nejdůležitějších taxonů a celkové density zooplanktonu v rybníku s nastaveným semi-extenzivním režimem hospodaření zobrazuje graf 2.

Graf 2. Struktura zooplanktonu (% zastoupení nejdůležitějších taxonů) v rybníku s uplatněním semi-extenzivního způsobu hospodaření



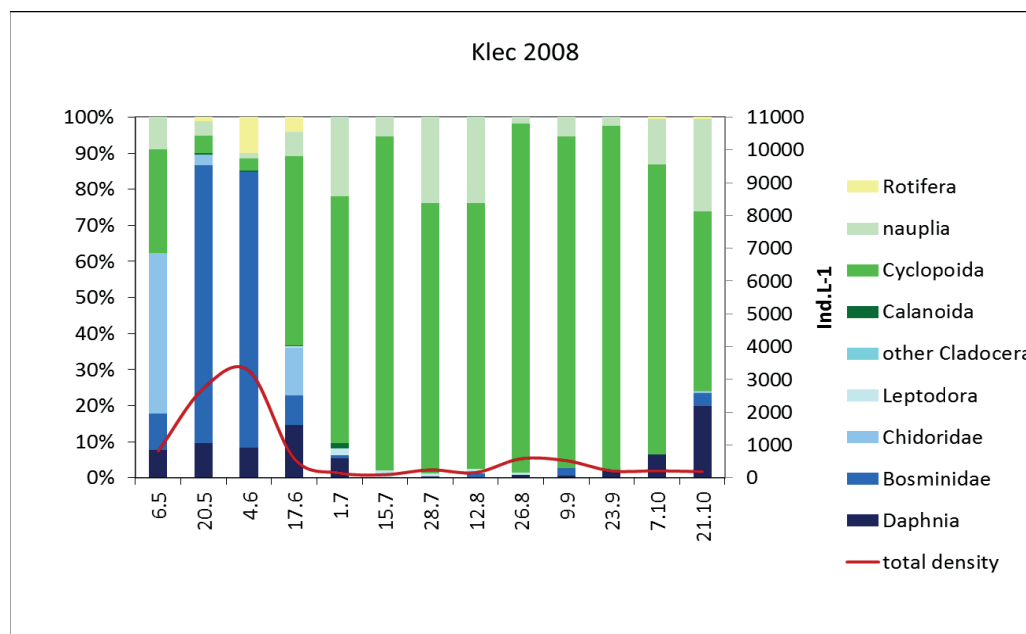
Lokality s nastavenou vyšší intenzitou hospodaření

Na rybnících Klec a Potěšil s nastavenou vyšší intenzitou hospodaření se dafnie větší než 0,7 mm v jarním období objevily jen na krátkou dobu v kvantitách řádově od několika desítek (Potěšil 2008), až po dvě stovky ind.L⁻¹ (Klec 2008, 2009, Potěšil 2009). Perioda čisté vody vůbec nenastala. Dafnie se objevily na krátkou dobu až později v červnu (Klec 2010 a 2011), nebo červenci a srpnu Potěšil 2010 a 2011 a jejich přítomnost se na fytoplanktonu nijak neprojevila. Ve všech případech šlo pouze o *D. galeata* do max. délek 1,7 mm. V zooplanktonu těchto lokalit významně převládají drobné perloočky *Bosmina longirostris*, které na rybníku Klec tvoří pravidelně každý rok jeden i více vrcholů density o několika tisících jedincích v litru od 2500 ind.L⁻¹ v červnu 2008 až po 6 000 Ind.L⁻¹ v červnu 2010.

Společně s *B. longirostris* se uplatňuje i *B. coregoni* (Klec i Potěšil), která ji během sezóny může i zcela nahradit (Klec 2010 a 2011) a tvoří populace od několika set až po 1700 jedinců na liter. Významný je i podíl chydoridů, tvořený téměř výhradně druhem *Chydorus sphericus*, pohybující se řádově v densitkách až prvních stovkách ind.L⁻¹. Občas byly náhle zaznamenány populační hustoty tohoto druhu až do 1500 ind.L⁻¹ (Klec 2010), nebo 1900 ind.L⁻¹ (Klec - říjen 2011). Jen podružně se občas vyskytuje *Alona affinis*, méně *A. quadrangularis*. Pravidelně se na těchto rybnících nachází dravá perloočka *Leptodora kidtii*. Její výskyt obvykle začíná v červenci, na vrcholu léta, na Potěšilu 2009 již od poloviny května. Na Kleci se v roce 2009 vyskytovaly perloočky rodu *Ceriodaphnia* od začátku června do konce září pouze v jednotkách až prvních desítkách ind.L⁻¹. Naprostá většina buchankového zooplanktonu je tvořena druhem *Acanthocyclops trajani*, obvykle značně převažují kopepoditová stádia. Jejich počty bývají po většinu sezóny několik set jedinců, výjimečně až kolem 1000 ind.L⁻¹, častý je vysoký podíl nauplií. Na rybníku Klec v roce 2010 to byl jediný nalezený druh adultního klanonožce. Jenom nepříliš hojně, se maximálně do poloviny května (Klec i Potěšil), a pak až v říjnu (Klec 2011) objevuje *Cyclops vicinus* a vznášivky rodu *Eudiaptomus*. Z vířníků jsou na těchto rybnících nejčastější *Keratella quadrata*, *K. cochlearis*, *Brachionus angularis*, *B. rubens*, *B. calyciflorus*, *B. diversicornis*, *B. quadridentatus*, méně často *B. variabilis*, jen ojediněle *B. benini*. Dále *Phompholyx sulcata*, *Polyarthra dolichoptera*, *P. major*, *Filinia longiseta*, *Trichocerca pusilla*, *Trichocerca sp.*, méně *Bdelloidea g. sp.* na rybníku Potěšil 2011 velmi vzácně *Filinia passa*, na rybníku Klec 2011 *Euchlanis sp.*, *Syncheatidae* a *Rotaria neptunia*. Často se vyskytuje dravá *Asplanchna priodonta* a *A. brightwelli*. Rybník Potěšil byl ze všech zatím jmenovaných rybníků nejvíce „prožraný“ s velmi nízkými celkovými densitami jedinců. Průměrná celková densita byla 334 ind.L⁻¹ v roce 2008 a 675 ind.L⁻¹ v roce 2009. Obvyklé celkové density na sledovaných rybnících se pohybují mezi 1 – 2 tis. ind.L⁻¹. Příklad procentického zastoupení nejdůležitějších

taxonů a celkové density zooplanktonu v rybníku s nastaveným semi-intenzifikačním režimem hospodaření zobrazuje graf 3.

Graf 3. Struktura zooplanktonu (% zastoupení nejdůležitějších taxonů) v rybníku s uplatněním semi-intenzivního způsobu hospodaření



Na velmi zatížené lokalitě Služebný, kde se obvykle hospodaří semi-intenzifikačně, byla v roce 2008 uplatněna nižší rybí obsádka. V důsledku toho se vytvořil bohatý jarní dafniový zooplankton s robustní formou *Daphnia galeata* a včetně velkých filtrátorů *D. pulicaria* v počtech až 30 ind.L⁻¹. Celkově bylo velkých dafnií nad 0,7 mm až 610 ind.L⁻¹. Během léta, v červenci, se objevil ještě jeden vrchol výskytu velkých dafnií s významným podílem *Daphnia magna*, která obvykle indikuje výkyvy v rybí obsádce. Následující roky se hospodařilo opět obvyklým způsobem a struktura zooplanktonu byla v letech 2009 a 2010 podobná jako na rybnících Klec a Potěšil. Density dafnií (*D. galeata*) se pohybovaly jen maximálně několik desítek jedinců na liter (66), velcí filtrátoři *D. pulicaria* a *D. magna* se nevyskytly. V roce 2009 byly dafnie od počátku července úplně eliminovány a celkově byl zooplankton velmi „prožraný“. Při výlovu se ukázalo, že příčinou byla enormní biomasa

střevličky východní (*Pseudorasbora parva*) s významným výskytem karase stříbřitého (*Carrasius gibelio*). Následující sezónu se situace opakovala jen v o něco mírnějším měřítku (foto 11. a 12.). Od 20.7 úplně chyběly dafnie. Naopak následující sezónu 2011 byly dafnií (*D. galetta*, méně i *D. pulicaria* a *D. magna*) od poloviny května až do konce srpna poměrně vysoké density. V letech 2008 a 2011 se v dafniovém zooplanktonu uplatňovala invazivní dafnie *D. ambigua* až v desítkách ind.L⁻¹. Tento druh však pro svou velikost má jen zanedbatelný význam jak z hlediska filtrační účinnosti, tak z hlediska potravy ryb. Ostatní perloočkový zooplankton byl tvořen hlavně druhem *Bosminou longirostris*, jejíž maximální density dosáhly 19.5 přes 10 tis. ind.L⁻¹. *Bosmina* však v polovině srpna 2009 z planktonu zmizela. V roce 2010 tvořily bosminy nejpočetnější část zooplanktonu, v roce 2011 to byla kopepoditová a naupliová stádia buchaneček. V roce 2009 se téměř celou sezónu vyskytovaly vznášivky rodu *Eudiaptomus* s vrcholem na podzim a maximální densitě 36 ind.L⁻¹. Z dalších druhů se na rybníku Služebný objevují: z perlooček *Chydorus sphaericus*, *Bosmina coregoni*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Moina rectirostris*, *Ceriodaphnia* sp., *Scapholeberis mucronata*, *Alona costata*, *Leydigia leydigi*. Z klanonožců kromě, zmíněných vznášivek, *Acanthocyclops trajani*, méně *Cyclops vicinus*, *Eucyclops serrulatus*, *Thermocyclops crassus*. Z ostatních korýšů nehojně Ostracoda. Z vířníků hojně *Keratella quadrata*, *Keratella cochlearis*, *Brachionus angularis*, *B. diversicornis*, *B. calyciflorus*, *B. quadridentatus*, *B. rubens*, *B. budapestinensis*, méně již *B. variabilis* a *Platyias quadricornis*. Z dalších *Polyarthra dolichoptera*, *P. major*, *P. euryptera*, *P. vulgaris*, *P. luminosa*, *Polyarthra* sp. „forma probola“, *Filinia longiseta*, *Trichocerca* sp., *Phompholyx sulcata*, Bdelloidea g. sp. a Gastropidae. 14.7.2011 se v planktonu rybníka Služebný objevilo veliké množství larev koretry Chaoboridae. Shodné druhové složení a nižší druhovou diverzitu zooplanktonu v pelagiálu semi-intenzifikačních rybníků zjistil Kosík (2009) na stejných lokalitách. Velmi podobné složení i sezónní změny v druhovém složení zooplanktonu jsou uváděné z polských

rybníků. Kloskowski (2011b) potvrzuje možnosti výrazně měnit kvalitu vody, planktonní i bentická společenstva manipulací s obsádkou kapra. Při vyšších obsádkách dochází k zhoršení kvality vody snížením diverzity, aniž by se měnila celková zátěž živinami. V rybnících, které jsou dotovány komunálními odpadními vodami, prokázali Goździejewska, Tucholski (2011) prohloubení tendence k dominanci vířníků v zooplanktonu. Kuczynska-Kippen, Toniak zjistili, že v nádržích bez ryb se vzrůstající mírou eutrofizace vzrůstá v zooplanktonu podíl drobnějších druhů a vířníků. Z hlediska poměrů v našich sledovaných rybnících se tato tendence mohla projevit, ale významnější se stále jeví vliv predace rybí obsádkou.

Foto 11. Velké množství střevličky východní (*Pseudorasbora parva*) na lovišti rybníka Služebný po výlovu 8.10.2010



Foto 12. Střevlička východní (*Pseudorasbora parva*) a karas stříbřitý (*Carassius gibelio*) na kádišti rybníka Služebný po výlovu 8.10.2010

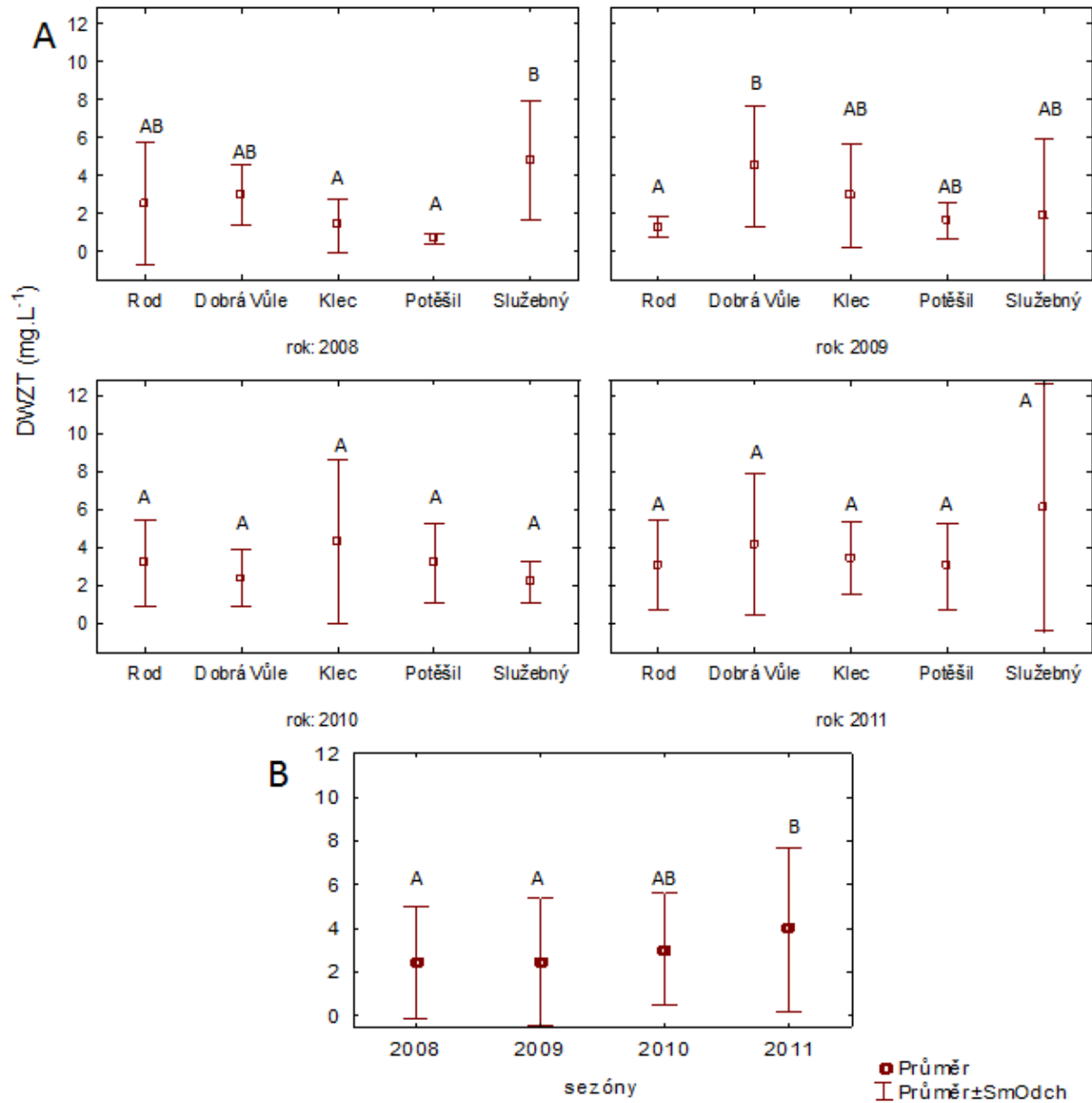


Biomasa zooplanktonu

Z hlediska posouzení funkce zooplanktonu v rybniční biocenóze je kromě druhového složení nezbytná informace o biomase a velikostní struktuře (Antón-Pardo, Armengol 2016).

Průměrná celková biomasa zooplanktonu (vyjádřená jako sušina) byla nejvyšší v rybníku Služebný v roce 2008 (4,78 mg.L⁻¹) a 2011(6,09 mg), v roce 2009 rybník v rybníku Dobrá vůle (4,47 mg), v roce 2010 v rybníku Klec (4,32 mg). Nejnižší celková biomasa byla v rybníku Potěšil v roce 2008 (0,6 mg) a v roce 2009 v rybnících Rod a Potěšil (1,3, resp. 1,6 mg). V ostatních případech bývá celková biomasa kolem 2 – 3 mg.L⁻¹ (graf 4. A). Rozdíl biomasy zooplanktonu mezi skupinami semi-extenzivní vs. semi-intenzivní a jarní vs. letní období, nebyly nalezeny. Je vidět, že v celkové biomase mezi rybníky a roky je značná variabilita bez zjevného statisticky průkazného trendu (graf 4. B). Potvrzuje se tak poznatek, že pokud má rybí obsádka vliv na zooplankton, projeví se to ve struktuře, nikoliv v celkové biomase zooplanktonu (Fott et al. 1980).

Graf 4. Rozdíly v celkové biomase zooplanktonu vyjádřené jako sušina (DWZT) mezi rybníky v jednotlivých sezónách (A) a všech rybníků mezi sezónami (B). Indexy nad jednotlivými řadami značí homogenní skupiny



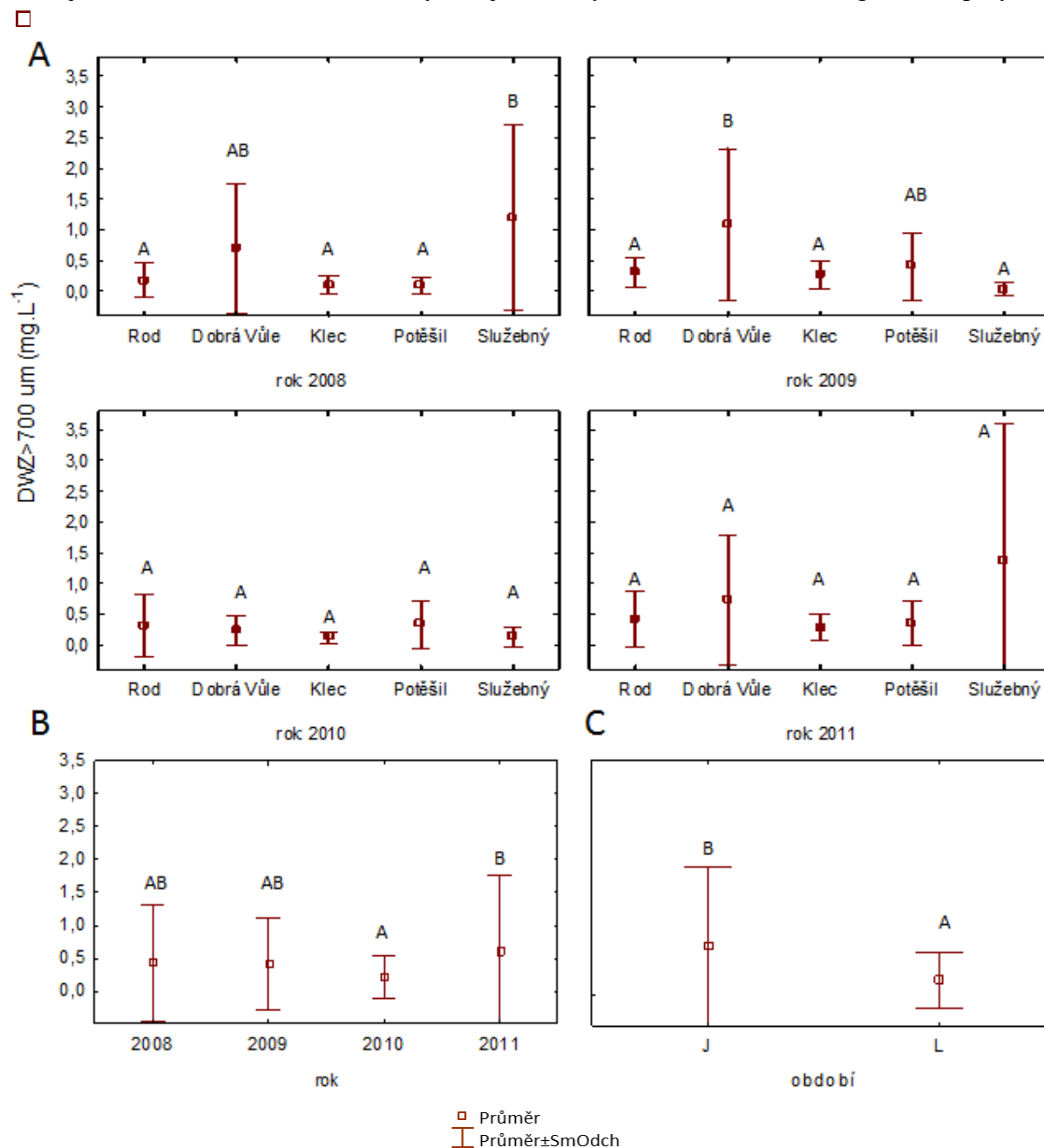
Pro filtrační, resp. produkční účinnost (ve smyslu přenosu látek a energie) zooplanktonu jsou rozhodující velké filtrující druhy rodu *Daphnia*. Jednoduchou metodou pomocí třídících sít lze odseparovat a zjistit váhu hrubé složky zooplanktonu jako sušinu zooplanktonu, tj. větší než 700 μ m (DWZ>700). Je ale nutné zmínit, že kromě dafnií zahrnuje

tato frakce i poslední kopepoditová a adultní stadia větších druhů buchanek, vznášivky a leptodory. Tento ukazatel je však důležitý z hlediska potravy ryb.

Biomasa hrubé složky zooplanktonu vyjádřená jako sušina zooplanktonu $>0,7$ mm byla v průměru nejvyšší na lokalitě Služebný v roce 2008 ($1,2 \text{ mg.L}^{-1}$) a 2011 (1,4 mg). Naproti tomu v roce 2009 byla naopak nejnižší, pouze 0,04 mg, ale téměř celou sezónu úplně chyběly dafnie. Biomasa ostatního zooplanktonu dosahovala v průměru obvyklou hodnotu ($1,8 \text{ mg.L}^{-1}$). V roce 2009 byla nejvyšší biomasa hrubého zooplanktonu na lokalitě Dobrá vůle (1,1 mg) a i v letech 2008 a 2011 byla vysoká (0,7 mg). Jinak se biomasy pohybují obvykle mezi 0,1 – 0,4 mg (graf 5.).

Průkazný rozdíl v biomase hrubé frakce zooplanktonu na rybnících obecně byl zaznamenán mezi roky 2010, kdy ho bylo nejméně a 2011, kdy ho bylo nejvíce (graf 5. B). V jarním období bývá hrubého zooplanktonu prokazatelně více než v letním, což zcela koresponduje s jarními výskyty velkých dafnií a větších buchanek rodu *Cyclops* (graf 5. C). Ve skupinách lokalit podle intenzity hospodaření žádný rozdíl nalezen nebyl. Mezi lokalitami je vidět statisticky prokazatelná tendence u rybníku Dobrá vůle, méně též Služebného k opakujícím se vysokým biomasám hrubého zooplanktonu.

Graf 5. Rozdíly v biomase hrubé frakce zooplanktonu vyjádřené jako sušina (WWZ>700 μm) mezi rybníky v jednotlivých sezónách (A), všech rybníků mezi sezónami (B) a všech rybníků mezi jarním a letním obdobím. Indexy nad jednotlivými řadami značí homogenní skupiny



Biomasa dafnií

Z hlediska filtrační aktivity a transferu energie z primární produkce (fytoplanktonu) do ryb jsou klíčové dafnie. Jejich význam lze hodnotit podle populační hustoty, nebo podle podílu velkých jedinců (>700 μm), kteří jsou filtračně nejúčinnější.

Jsou-li mezi rybníky s odlišnou intenzitou hospodaření rozdíly v biomase dafnií, měly by se projevit v první třetině vegetační sezóny. Za předpokladu dostatečné trofie, potravně příznivá struktura fytoplanktonu a slabší predanční tlak ryb, dává vzniknout početným populacím účinně filtrujících dafnií. Za takových podmínek dochází ke stavu tzv. období čisté vody. Toto období je různě dlouhé v závislosti na potravních a kyslíkových podmínkách a predanční aktivitě ryb. Někdy toto období ani nenastane, nebo jen na velmi krátkou dobu (srovnej foto 13. A - F).

Foto 13. Sledované rybníky v jarním období 22.4.2009

A. Rybník Rod ve stádiu “čisté vody” s neomezenou průhledností a dobře viditelnými nárosty vláknitých řas na dně



B. Rybník Dobrá vůle ve stádiu “čisté vody”



C. Pouhým okem dobře viditelná hejna velkých dafnií v blízkosti litorálu rybníka Dobrá vůle



D. Pohled na hladinu rybníka Klec ve stejném období



E. Pohled na hladinu rybníka Potěšil ve stejném období

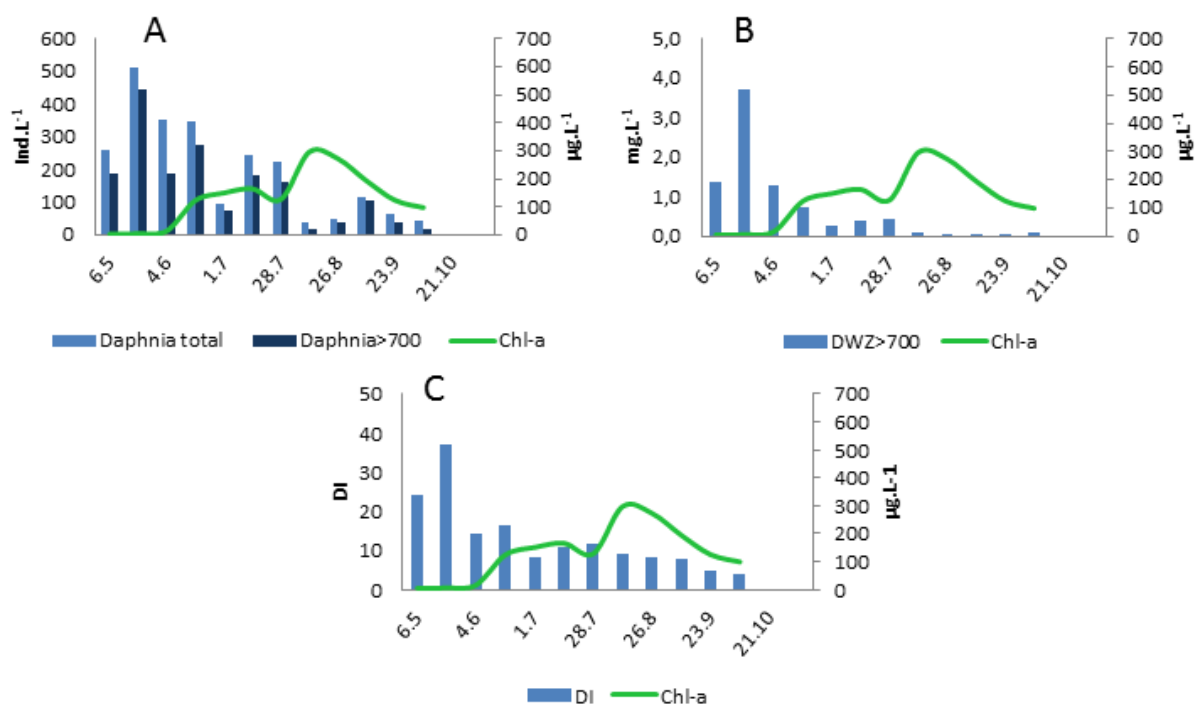


F. Pohled na hladinu rybníka Služebný ve stejném období

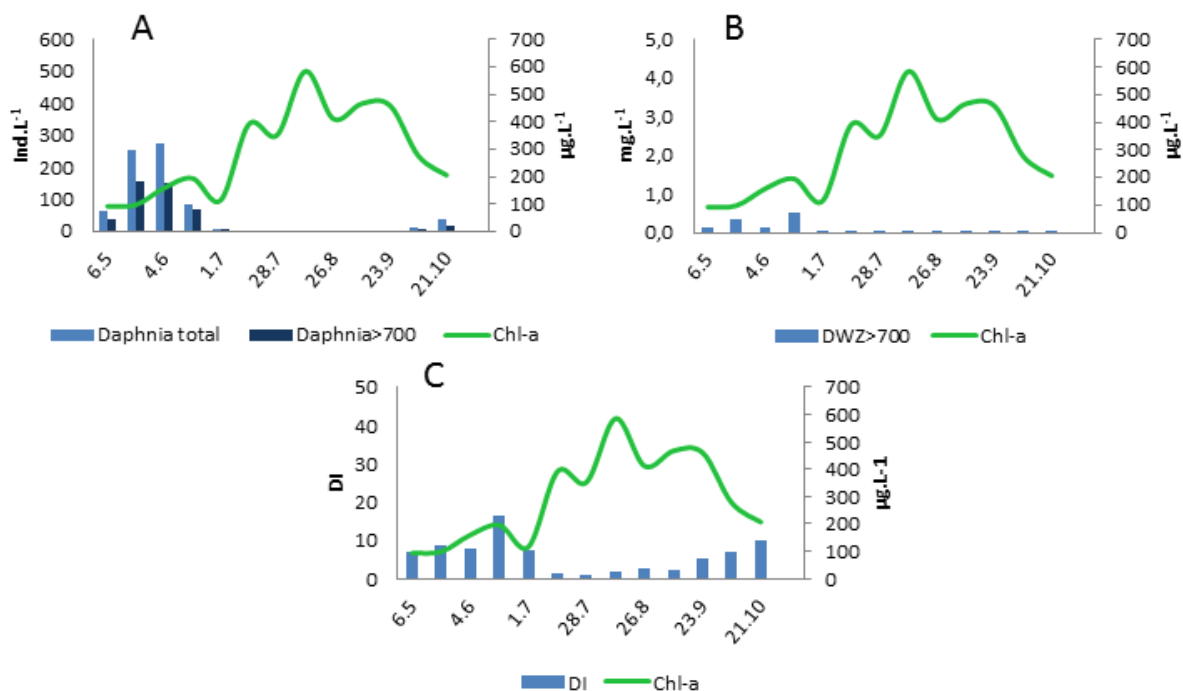


Na sezónním vývoji (graf 6. a 7.) je možno sledovat 2 typické situace, jak se vyvíjí biomasa/densita dafniového zooplanktonu a koncentrace chl-a na rybnících s rozdílnou intenzitou hospodaření. Na rybníku Dobrá vůle (graf 6.) je zřetelně patrný vliv dafnií na fytoplankton, zvláště v květnu, kdy je koncentrace chlorofylu pouze 4-5 $\mu\text{g.L}^{-1}$ a po zbytek sezóny se pohybuje mezi 120 - 300 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Na rybníku Klec (graf 7.) je tento vliv mnohem slabší, koncentrace chlorofylu se již v květnu pohybují kolem 100 $\mu\text{g.L}^{-1}$ a v polovině srpna kulminuje těsně pod hranicí 600 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

Graf 6. Příklad sezónního vývoje výskytu dafnií vyjádřených jako (A) densita všech dafnií a dafnií >700 μm , (B) sušina zooplanktonu nad 700 μm (DWZ>700), a (C) Daphnia index (DI) na rybníku Dobrá vůle 2009, reprezentující rybník s nižší intenzitou hospodaření

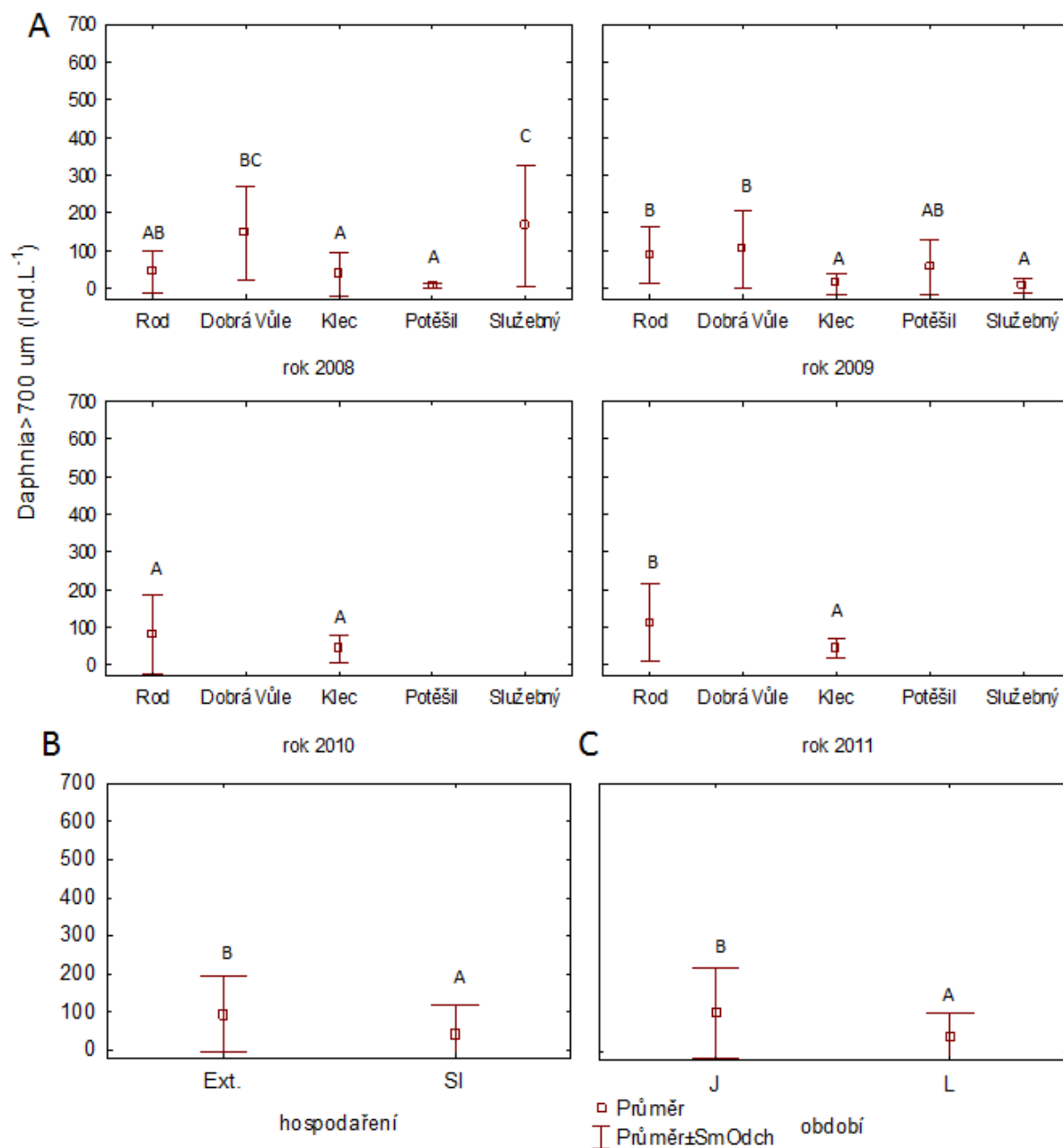


Graf 7. Příklad sezónního vývoje výskytu dafnií vyjádřených jako (A) densita všech dafnií a dafnií >700 μm , (B) sušina zooplanktonu nad 700 μm (DWZ>700), a (C) Daphnia index (DI) na rybníku Klec 2009, reprezentující rybník s vyšší intenzitou hospodaření



Celková průměrná densita dafnií $>700 \mu\text{m}$ (Graf 8.) byla nejvyšší zaznamenaná v roce 2008 na rybníku Služebný (166 ind.L^{-1}), kde byla naopak v roce 2009 nejnižší (7 ind.L^{-1}). Toto nízké číslo bylo ovlivněno téměř nulovými densitami po delší část sezóny. Shodně nízkou průměrnou densitu měl v roce 2008 rybník Potěšil (8 ind.L^{-1}). V roce 2008 a 2009 nápadně vyčnívá rybník Dobrá vůle s densitami nad 100 ind.L^{-1} . Rybník Rod mívá v průměru řádově několik desítek ($41 - 88$) dafnií. L^{-1} , kromě roku 2011, kdy měl v průměru $112 \text{ dafnií.L}^{-1}$, což bylo průkazně více než na rybníku Klec (45 ind.L^{-1}). Kromě popsaných maximálních a minimálních průměrných densit, jsou obvyklé průměrné hodnoty během sezón od 10 do 80 ind.L^{-1} . Mírně viditelným trendem jsou vyšší density u rybníků Dobrá vůle a Rod a poměrně vyrovnané density u rybníku Klec mezi jednotlivými roky (vzestupně dle roků: 35, 11, 41 a 45 ind.L^{-1}). Obecně jsou z hlediska density dafnií statisticky významně nižší průměrné density na semi-intenzifikačních rybních, 43 ind.L^{-1} , na semi-extenzivních 102 ind.L^{-1} (graf 8 B). Průměrné jarní density všech rybníků jsou 102 ind.L^{-1} , významně méně než v létě (43 ind.L^{-1}) (graf 8 C). Mezi jednotlivými roky pro všechny rybníky nebyl nalezen žádný statisticky významný rozdíl.

Graf 8. Rozdíly v průměrné densitě dafnií >700 μm mezi rybníky v jednotlivých sezónách (A), všech rybníků mezi různými úrovněmi hospodaření (B) a všech rybníků mezi jarním a letním obdobím (C). Indexy nad jednotlivými řadami značí homogenní skupiny

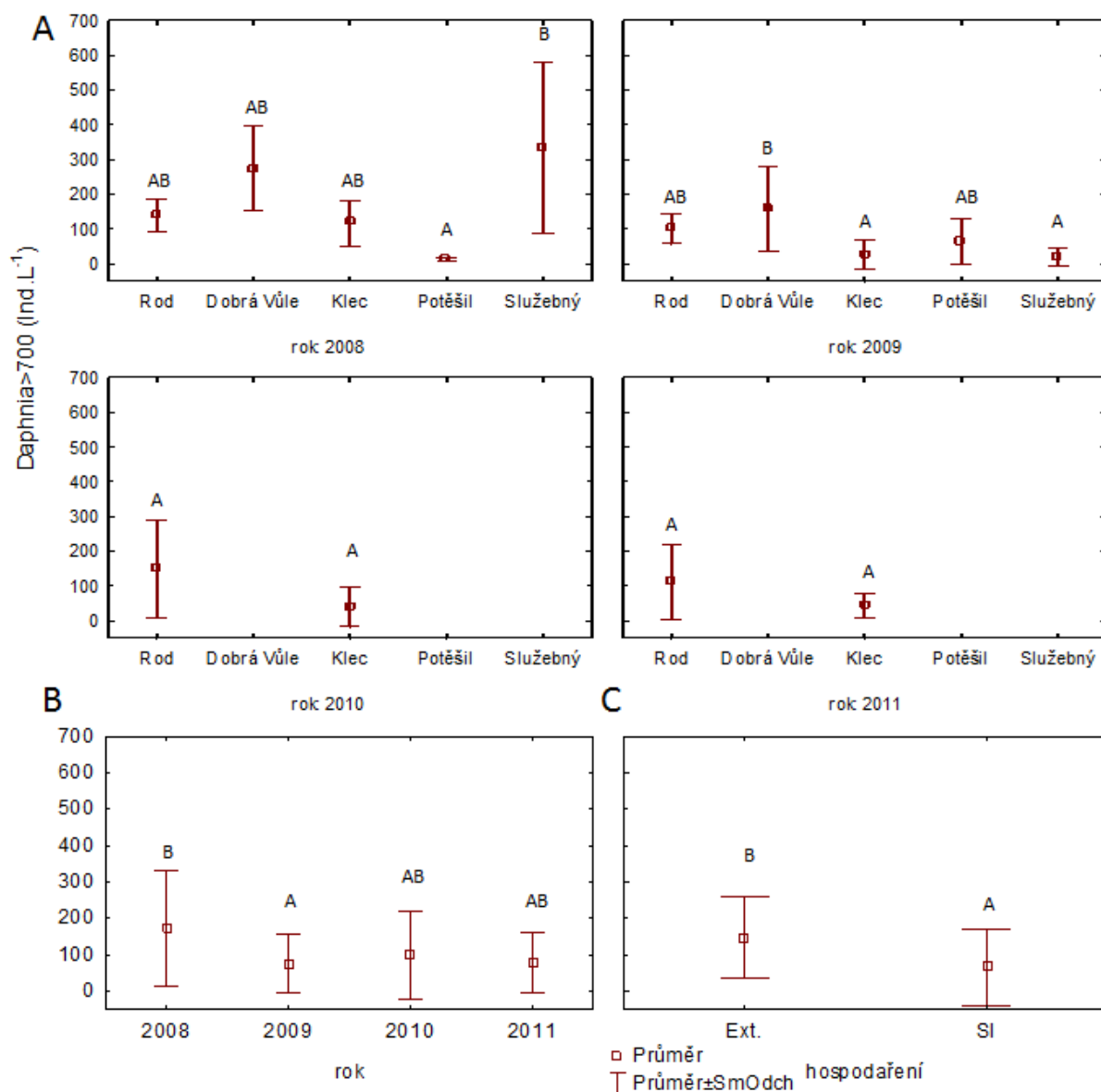


Stejné trendy, ale s mnohem vyššími densitami jsou viditelné, odseparujeme-li data z letního až podzimního období (graf 9.). To je způsobeno již zmíněným efektem jarního maxima dafnií, dle kterého, zda nastane a na jak dlouho, můžeme rybníky jednoznačněji rozlišit. Rybník Služebný měl průměrnou jarní hustotu dafnií 334 ind.L⁻¹ a oproti tomu v

rybníku Potěšil bylo pouhých 13 ind.L⁻¹. V roce 2009 bylo na jaře v rybníku Služebný průměrně 21 ind.L⁻¹, což je srovnatelné s rybníkem Klec (28 ind.L⁻¹ v roce 2009 a 39 ind.L⁻¹ v roce 2010). To naznačuje, že začátkem sezóny zde nechyběla tendence k rozvoji dafniového zooplanktonu, který byl brzy naprosto eliminován na nulové density, patrně tlakem enormního množství střevličky východní *P. parva*. Tato situace je zcela analogická případům z roku 2003 z rybníků Horák, Fišmistr, Baštýř a Pěšák, kdy invaze střevličky jednak eliminovala zooplankton a také snížila produkci kapra (cf. Musil et al. 2014).

Druhé nejvyšší density dafnií bylo dosaženo na rybníku Dobrá vůle, kdy v roce 2008 na jaře dosahovala v průměru 274 ind. dafnií a v roce 2009 157 ind. dafnií.L⁻¹. V rybníku Rod byl pro všechny 4 sezóny stabilně průměr nad 100 ind.L⁻¹ (111 ind. v roce 2011 – 151 ind. v roce 2009). Dle indexů homogenních skupin je oproti očekávání vidět, že některé diference jako rozdíl mezi rybníkem Rod a Klec, nejsou statisticky významné. To může být způsobeno podobnými počátečními podmínkami na samém začátku vegetační sezóny (stejná míra eutrofizace, stejné podmínky pro počáteční rozvoj zooplanktonu v situaci, kdy se ještě nestačil projevit rozdíl v rybí obsádce), V jarních densitách velkých dafnií je významná variabilita mezi sezónami 2008 a 2009 (graf 9. B), což je efekt velkého rozdílu mezi jarními densitami dafnií na rybníku Služebný. Obecně mají na jaře vyšší počty dafnií rybníky se semi-extenzivním režimem hospodaření, v průměru 147 ind.L⁻¹, semi-intenzivní rybníky v průměru 65 ind.L⁻¹ (graf 9. D).

Graf 9. Rozdíly v densitách dafnií >700 μm mezi rybníky v jednotlivých sezónách (A), všech rybníků mezi sezónami (B) a všech rybníků s různou úrovní hospodaření (C) v jarním období. Indexy nad jednotlivými řadami značí homogenní skupiny



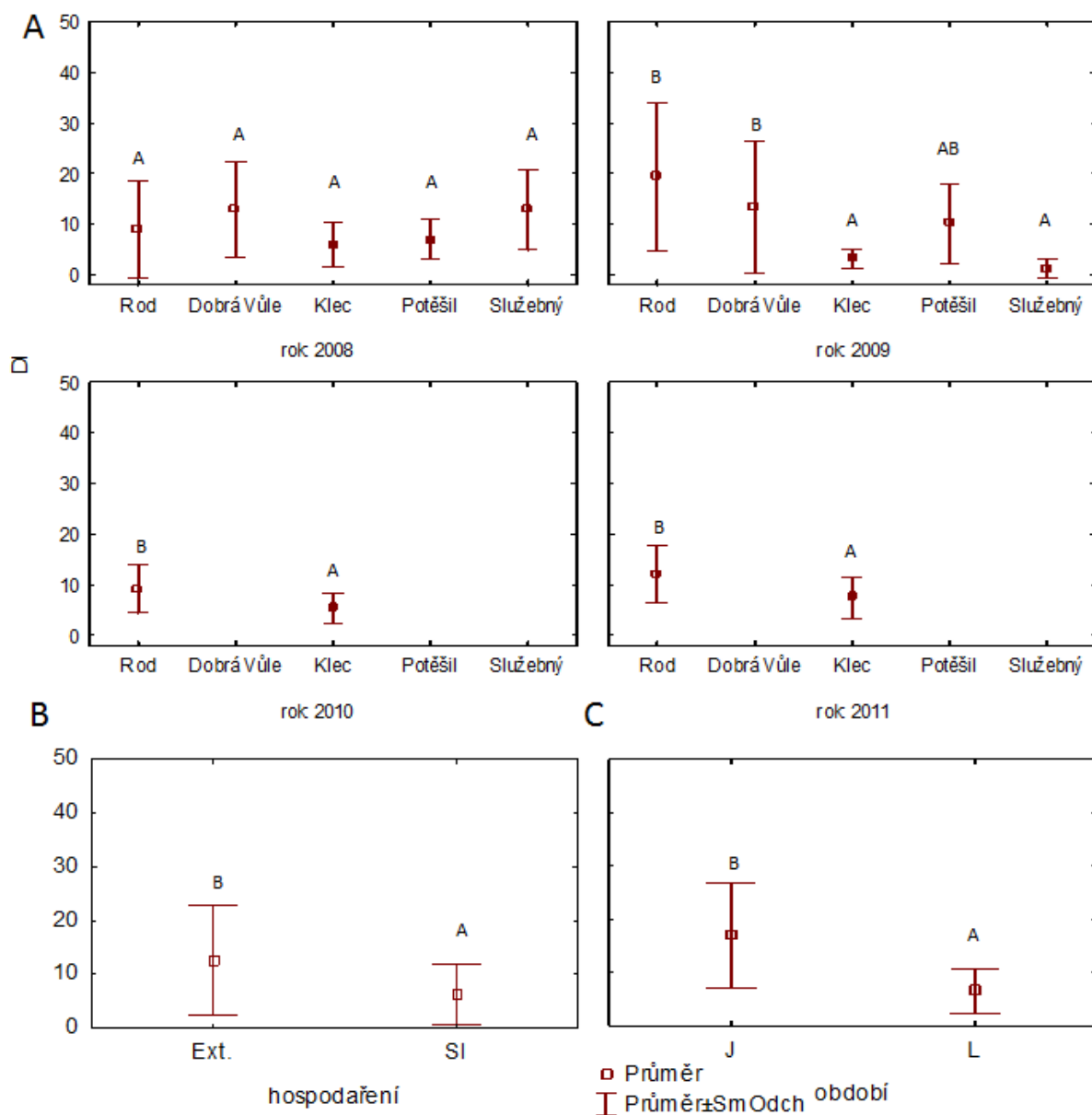
Vliv velkých perlooček rodu *Daphnia* lze dobře dokumentovat pomocí kvantitativních údajů, jako je populační hustota. Densita dafnií, navíc s rámcovou velikostní charakteristikou (nad 0,7 mm, nad 1mm atd.), je velmi spolehlivý, ač nepříliš snadno a rychle zjištělný ukazatel k hodnocení stavu rybníků. Naproti tomu *Daphnia* index je ukazatel poměrně jednoduše a rychle obdržitelný, který lze získat z kvalitativního vzorku. Průměrné hodnoty DI (graf 10.) mezi rybníky, mají srovnatelné tendence jako průměrné hodnoty density velkých

dafnií (graf 9.). I zde se dodržují mezi rybníky podobné trendy, tedy rozdíly mezi dvojicí rybníků Rod a Dobrá vůle a rybníků Klec a Služebný, částečně Potěšil, resp. Rod a Klec v letech 2010 a 2011. Zřetelná je též variabilita DI rybníku Služebného mezi roky 2008 a 2009. V roce 2009 zde nebyly od začátku července do konce září přítomny téměř žádné, nebo vůbec žádné dafnie. Důvodem je uplatňování různých výší obsádek mezi roky 2008 a 2009, ale i přítomnost *Pseudorasbory* v roce 2009. Nejvyšší průměrné DI měly rybníky Dobrá vůle (13) a Služebný (13) v roce 2008, rybníky Rod (19) a Dobrá vůle (13) v roce 2009. Rybník Rod neměl v žádné sezóně DI pod 9. Hodnotu DI 13 bereme jako dolní hranici pro účinnou top-down regulaci (viz další kapitola 4.1.3). Nejnižší DI byl zaznamenán na rybníku Služebný v roce 2009 (1,3). Rybník Klec má průměrné DI=3 – 7,5, rybník Potěšil 6 a 10. Obecně mají rybníky extenzivnější průměrný sezónní DI=12,5 a rybníky intenzivnější 6,3 (graf 10. B). Průměrný DI rybníků na jaře je 13 a v létě 6,5 (graf 10 C). Oba tyto rozdíly v DI, mezi intenzitou hospodaření a obdobím jsou statisticky průkazné.

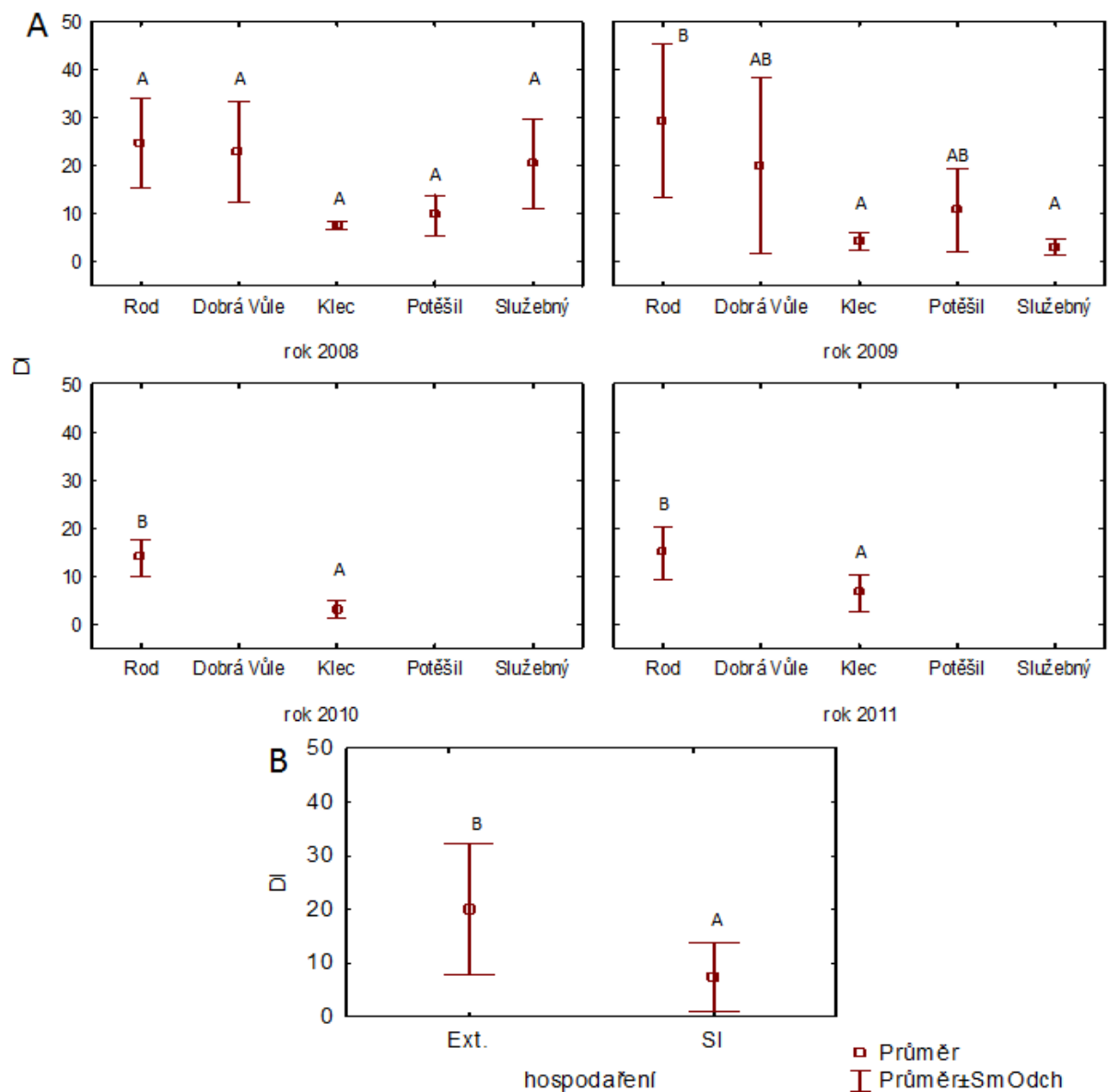
Průměrné *Daphnia* indexy v jarním období (graf 11.) byly nejvyšší, tedy nad hodnotu 20, v roce 2008 na rybnících Rod (25), Dobrá vůle (23) a Služebný (20). V roce 2009 na rybnících Rod (29) a Dobrá vůle (20). V následujících sezónách byly na Rodu zjištěny hodnoty 13 v roce 2010 a 15 v roce 2011. Na rybnících Rod a Dobrá vůle neklesly DI pod hodnotu 13. Nejnižší *Daphnia* indexy byly zjištěny na rybníku Služebný v roce 2009 (DI=3) a na rybníku Klec v roce 2010 (DI=3). Rybník Klec měl i v ostatních sezónách nízký jarní DI, 8 v roce 2008, 4 v roce 2009 a 6 v roce 2011. Rybník Potěšil měl průměrné jarní DI 10 a 11. Ačkoli některé statistické diference se dostaly pod hladinu významnosti (rok 2008 oba grafy), trendy jsou jasně identifikovatelné. Obecně pro zkoumané rybníky platí, stejně jako u dafnií, že statisticky významně mají vyšší hodnotu *Daphnia* indexu rybníky s nižší intenzitou hospodaření. Jarní průměr (graf 11. B) DI = 20, oproti semi-intenzivním rybníkům (DI=7,4).

Mezi jednotlivými roky nebyly obecně pro všechny zkoumané rybníky nalezeny žádné významné rozdíly DI, ani v jarním období, ani v rámci celé sezóny.

Graf 10. Rozdíly středních hodnot (průměr) a variabilit (\pm směrodatná odchylka) Daphnia indexu (DI) mezi rybníky v jednotlivých sezónách za celé vegetační období (A), mezi rybníky s různou úrovní hospodaření (B), mezi rybníky v jarním a letním období (C). Indexy nad jednotlivými řadami značí homogenní skupiny



Graf 11. Rozdíly středních hodnot (průměr) a variabilit (\pm směrodatná odchylka) Daphnia indexu (DI) mezi lokalitami v jednotlivých sezónách (A) a mezi rybníky s různou úrovní hospodaření (B) v jarním období. Indexy nad jednotlivými řadami značí homogenní skupiny



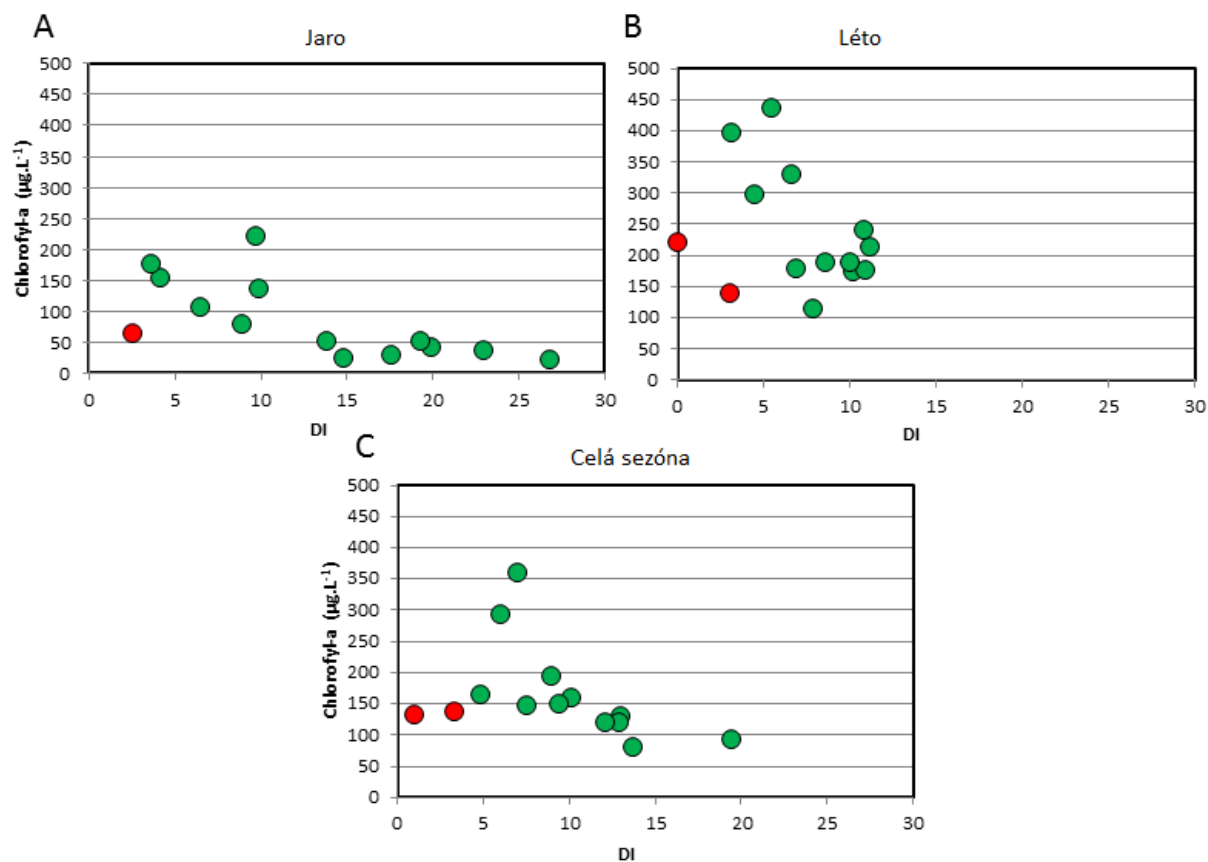
4.1.3. Zooplankton a "top-down" regulace - aplikace "Daphnia indexu" (DI)

Klíčovým aspektem fungování rybníčního ekosystému je efektivita přenosu látek a energie od primárních producentů do ryb. Tento proces je stejně důležitý jak pro obecné fungování ekosystému - tj. zda struktura planktonu umožňuje účinný transfer látek a energie, tedy odpovídající využití produkce, tak pro produkční výsledky chovu ryb, který využívá odpovídajícím způsobem přirozené produkční procesy.

Následující série grafů demonstruje využití DI ve vztahu k fytoplanktonu, k hodnocení potenciálu dafnií regulovat fytoplankton (top-down regulace) a identifikace, kdy top-down regulace nefunguje. Za předpokladu, že v jarním období bývají obvykle vysoké biomasy velkých dafnií, které účinně filtrují fytoplankton a nastává tzv. období „čisté vody“, tedy top-down regulace je velmi účinná, umožňuje rozdělit a vyhodnotit průměrné hodnoty DI a chlorofylu-a všech pěti lokalit za všechny 4 sezóny na období jarní a letní (graf 12.). Pro zobecnění, jarní období bylo určeno do 30.6, letní potom od 1.7.

V jarním období (A) je spolehlivě viditelný vztah DI a koncentrace chlorofylu-a. Při hodnotě DI nad 13, nepřekračují koncentrace chl-a $50 \mu\text{g.L}^{-1}$. Červený bod, představuje průměrnou hodnotu z rybníka Služebný 2009, a zobrazuje situaci, kdy při absenci dafnií jsou zároveň velmi nízké koncentrace chlorofylu-a. V letním období (B) tento vztah není tak patrný. Červené body vyznačují problémové situace (rybník Služebný 2009 a Klec 2009, kdy rozvoj fytoplanktonu byl na obou lokalitách omezen silným zákalem zvířeného sedimentu). V průměru nebyl za letní období zjištěn DI vyšší než 12. Celkově je však vliv dafnií vyjádřený jako DI patrný i pro průměrné hodnoty za celou sezónu.

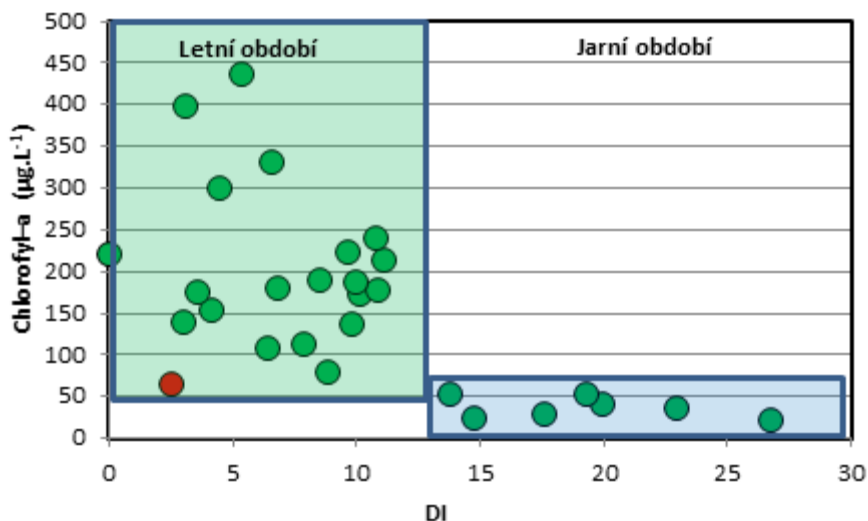
Graf 12. Vliv daňí na fytoplankton, vyjádřený jako vztah průměrných hodnot Daphnia indexu (DI) a koncentrací chlorofylu-a (Chl-a) - (A) v jarním období, (B) v letním období, (C) za celou sezónu všech sledovaných lokalit za období 2008 – 2011



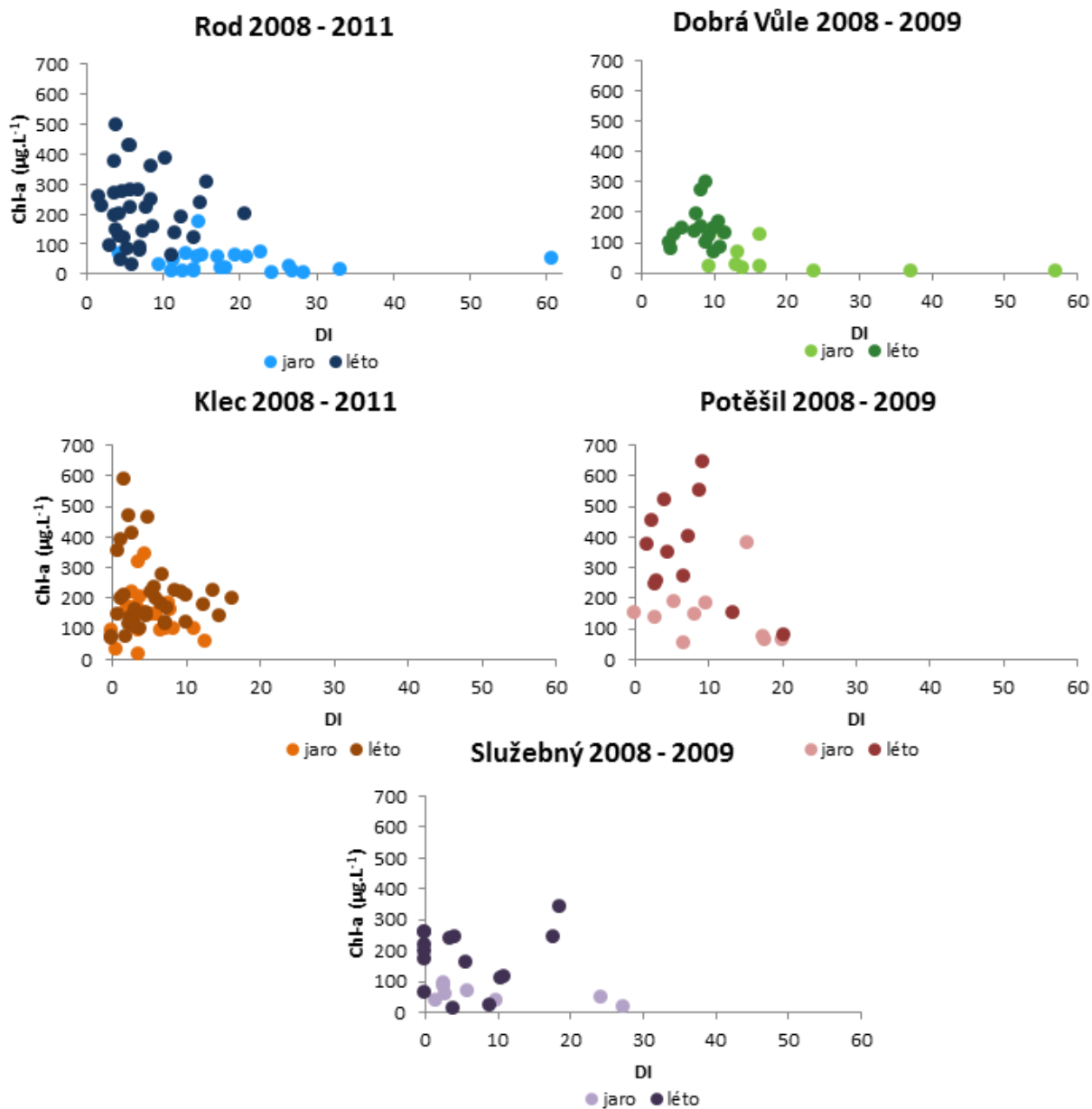
Kombinací průměrných dat s vysokou frekvencí daňí z jarního období a letních údajů lze určit hranice, kdy se struktura planktonu vymyká předpokladům podle top-down regulace, tj. oblast vymezená hodnotou DI nad 13 a koncentrací chlorofylu-a nad 50 µg.L⁻¹ (Graf 13.). Několik situací, resp. stavů, kdy DI překročil hodnotu 15 a zároveň byly koncentrace chl-a vyšší než 100 µg.L⁻¹, bylo na lokalitách zaznamenáno. Asi nejvýrazněji v červenci v roce 2008 v obou vzorkovacích termínech na rybníku Služebný, kdy se hodnoty DI blížily 20 a současně dosahovaly koncentrace chl-a 240 - 340 µg.L⁻¹. Na rybníku Potěšil v roce 2008 při hodnotě DI 15 byla koncentrace chl-a 380 µg.L⁻¹ již v měsíci červnu, ve stejný termín na rybníku Klec při DI 16 byla hodnota chlorofylu 195 µg.L⁻¹. Na rybníku Rod v září 2009 při DI 21 byla koncentrace chlorofylu 198 µg.L⁻¹ a v červenci 2011 při DI 16 - 301 µg

chlorofylu.L⁻¹ a další podobné situace nastaly v červnu 2008 na Dobré vůli a srpnu 2011 na Kleci. Tyto konkrétní a podobné situace lze identifikovat z grafu 14. Z tohoto grafu mimo jiné lze vyčíst, které konkrétní lokality jsou častěji citlivé k brzké absenci dostatečně filtrujících dafnií a enormním nárůstům hodnot chlorofylu-a. Dle očekávání jde o lokality Klec, Potěšil a Služebný, kde byla zaznamenána i úplná absence dafnií po většinu sezóny 2009 a zároveň i situace, kdy bez přítomnosti nebo jen při minimální densitě dafnií byla koncentrace chlorofylu paradoxně pouze mezi 35 až 60 µg.L⁻¹ v jarním období. Jedním z možných vysvětlení situací, kdy velké perloočky nejsou schopné regulovat fytoplankton je nadbytek dostupných živin pro fytoplankton (Carney 1990). Tomu odpovídá i zjištění z belgických rybníků, kde se dařilo udržet biomanipulační stadium čisté vody v nádržích s koncentrací celkového fosforu nižší než 0,3 mg.L⁻¹ (De Backer et al. 2014).

Graf 13. Vliv dafnií na fytoplankton, vyjádřený jako vztah průměrných hodnot Daphnia indexu (DI) a koncentrací chlorofylu-a (Chl-a) v jarním a letním období všech sledovaných lokalit za období 2008-2011



Graf 14. Podrobné zobrazení vlivu daňí na fytoplankton pomocí vztahu Daphnia indexu (DI) a chlorofylu-a (chl-a) v jednotlivých rybnících s odlišením na jarní a letní období



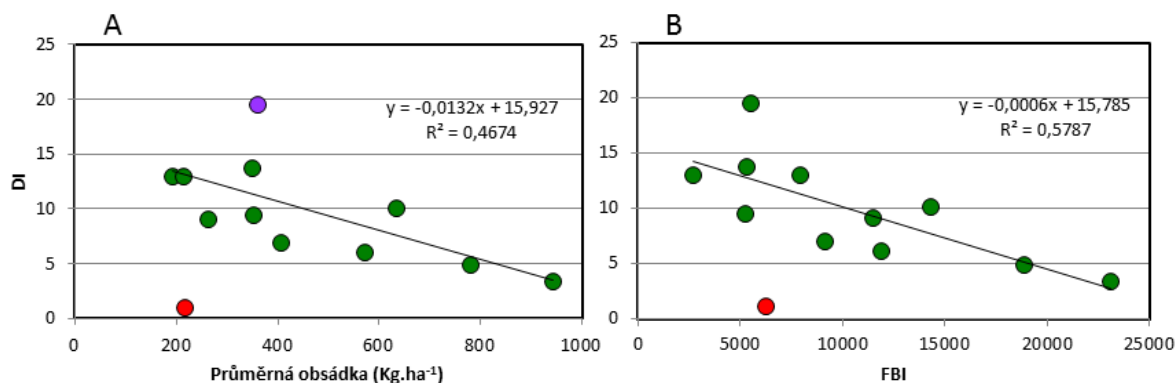
4.1.4. Zooplankton a produkční účinnost - aplikace "Daphnia indexu" (DI)

Vliv rybí obsádky na dafniový zooplankton

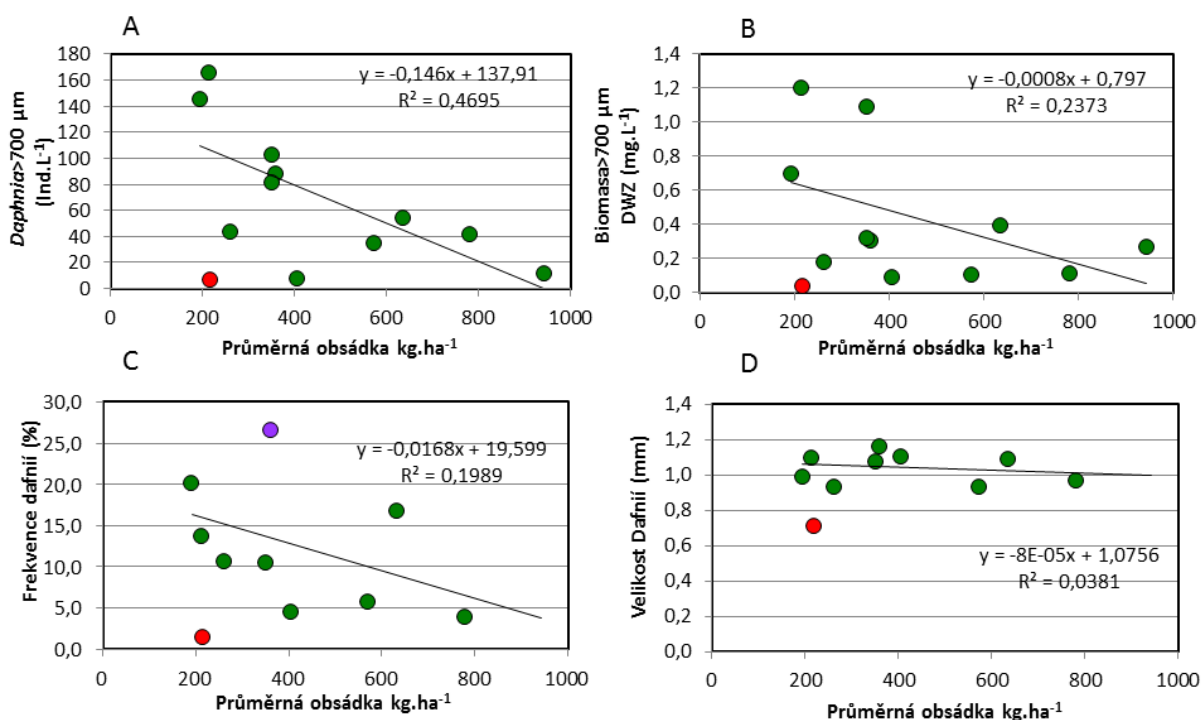
Vtah DI a rybí obsádky (graf 15.) potvrzuje rozhodující vliv obsádky na zooplankton. Červený bod, ovlivněný mimořádnou situací na rybníku Služebném v roce 2009, kdy v zooplanktonu úplně chyběly dafnie, není do lineární regrese započten. Vztah je sice signifikantní, ale není příliš těsný. Je zřejmé, že stejné biomasy ryb, lišící se v počtech a v průměrné velikosti, mají různý vliv na zooplankton. Pokus o upřesnění tohoto vztahu, zahrnutím matematické kombinace hodnot biomasy obsádky ryb ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$), tak počet kusů ($\text{ks}\cdot\text{ha}^{-1}$), přineslo jen mírné zlepšení závislosti (graf 15. B): " $FBI = FB \times \sqrt{pcsFS}$ "

Kde: FBI = Fish Biomass Index – Index rybí biomasy, FB = Fish Biomass – hmotnostní obsádka (biomasa) ryb ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$), $pcsFS$ = Fish Stock (pcs) - kusová obsádka ($\text{ks}\cdot\text{ha}^{-1}$)

Graf 15. Vliv kapří obsádky na dafnie vyjádřený jako vztah (A) průměrných obsádek kapra ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) a Daphnia indexu (DI) a (B) "indexu rybí biomasy (Fish biomass Index)" (FBI) a Daphnia indexu (DI)



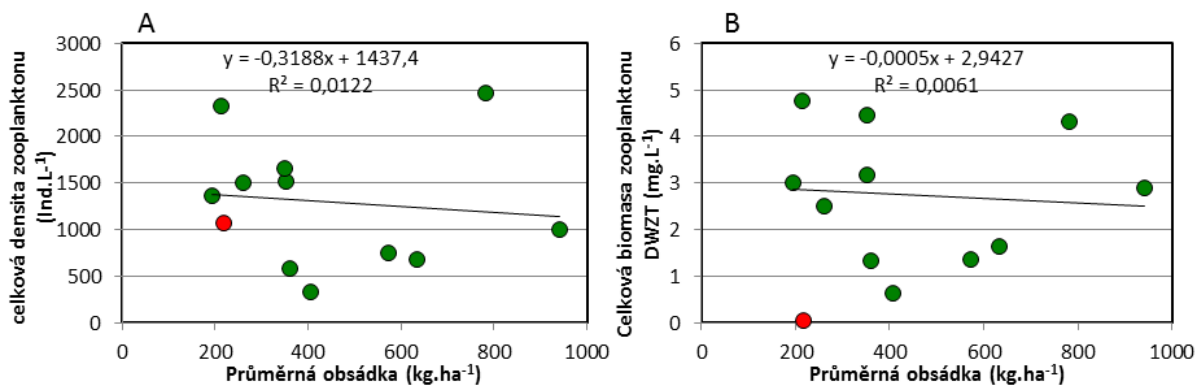
Graf 16. Porovnání vlivu kapří obsádky na dafnie vyjádřený jako vztah (A) density dafní >700 µm, (B) biomasy/sušiny zooplanktonu >700 µm (DWZ>700), (C) frekvence dafní (%) a (D) velikosti, resp. délky těla dafní k průměrné obsádce kapra (kg.ha⁻¹)



Výsledky regrese (graf 16.) ukazují, že pro vysvětlení vlivu rybí obsádky na dafňový zooplankton je použití DI naprosto rovnocenné s použitím density velkých dafní (nad 700 µm). S použitím biomasy hrubé složky zooplanktonu vyjádřené jako sušina zooplanktonu nad 700 µm (DWZ>700), frekvence dafní (%) a velikosti (délky těla) dafní (mm) jsme obdrželi velmi slabý (B, C), nebo téměř žádný vztah (D).

Výsledky regrese (Graf 17.) ukazují neprůkazný predáčnický efekt na celkovou zooplanktonní biomasu/densitu. Tento výsledek podporuje fakt, že kapr, i velcí jedinci, jsou potravně orientováni na velký zooplankton a drobné druhy jsou pro něj nedostupné.

Graf 17. Vliv kapří obsádky na celkový zooplankton vyjádřený (A) jako celková densita zooplanktonu, (B) jako sušina celkové biomasy zooplanktonu (DWZT) a kapří obsádky ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)



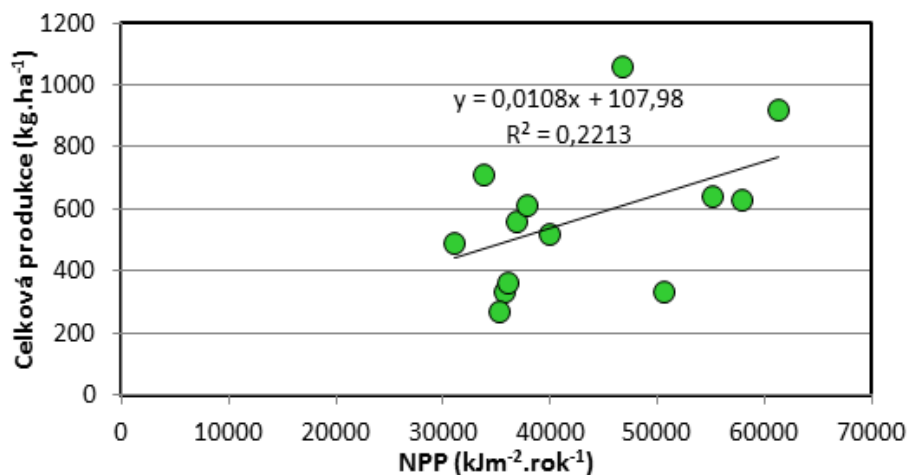
Zooplankton a produkční účinnost

Z dat dlouhodobého sledování produkčních procesů v rybnících se ukazuje, že produkční účinnost, tedy poměr produkce ryb vůči primární produkci klesá (Potužák et al. 2007). Výsledky z podrobně sledovaných rybníků v letech 2008-2011 sice ukazují mírnou pozitivní tendenci, ale celkově je vztah málo těsný (graf 18.). Nicméně ve srovnání s obdobím 60. let minulého století (Kořínek et al. 1987) je v současnosti produkce ryb prakticky nezávislá na primární produkci. To znamená, že primární produkce ve formě biomasy fytoplanktonu se jen z minimální části využije v sekundární produkci a v celkové produkci ryb.

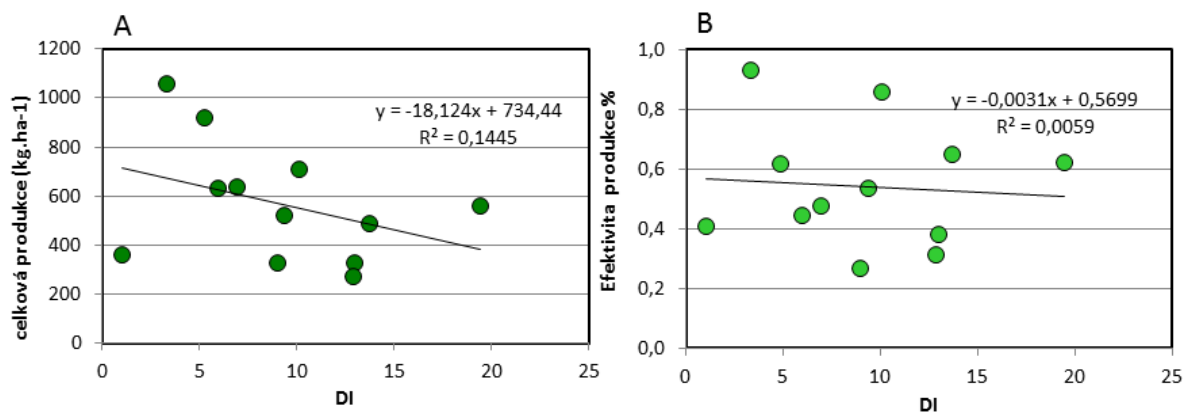
Platí-li, že hlavním vektorem v procesu transferu látek a energie v rybníku jsou dafnie, potom by měl být zřetelný vztah DI a celkové produkce ryb (graf 19. A) a vztah DI a efektivita produkce (poměr produkce ryb vůči primární produkci) (graf 19. B). Ukazuje se však, že biomasa dafnií nemá téměř žádný vliv na celkovou produkci ryb ani na efektivitu

produkce. Tento výsledek ukazuje, že podíl dafnií na celkové produkci ryb je zcela zanedbatelný.

Graf 18. Vztah celkové produkce ryb a čisté primární produkce



Graf 19. Vztah celkové produkce ryb a Daphnia indexu (A) a efektivity produkce, tj. podílu produkce ryb-kapra vůči sezónní primární produkci (%) a Daphnia indexu (B)

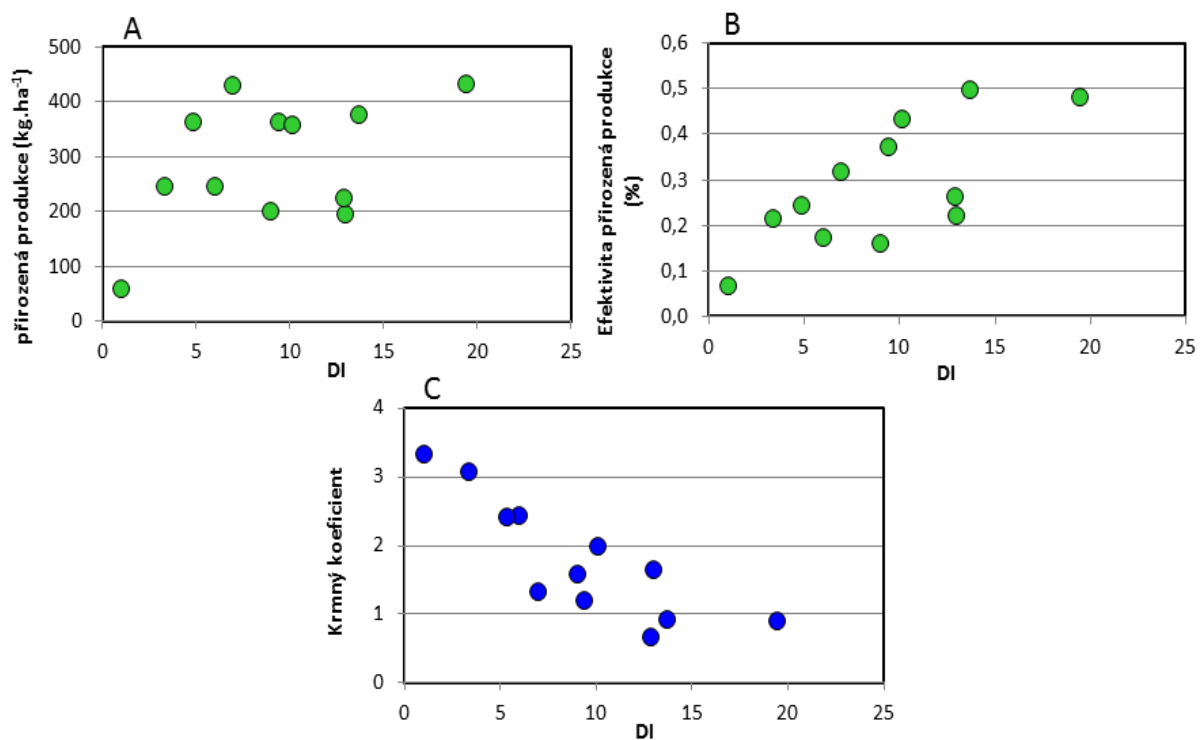


Neznamená to však, že se dafnie do produkčního procesu nijak nezapojují. Na celkové rybí produkci (přesněji produkci kapra) se podílí jednak přirozená potrava a jednak doplňková krmiva. Z množství aplikovaných krmiv lze odhadnou jaký maximálně možný přírůstek (tj. produkce) by bylo možné dosáhnout, pokud by byla krmiva využita nejvyšší možnou účinností. Tuto účinnost popisuje tzv. absolutní konverzní faktor, tj. množství krmiv, které je

zapotřebí k produkci 1 kg ryb (kapra). Pro většinu obilovin používaných pro příkrmování ryb se konverzní faktor pohybuje v rozsahu hodnot 4 – 5. Pro krmné směsi je tento faktor okolo 2. Z údajů o spotřebě krmiv pro jednotlivé rybníky a sezóny byly odhadnuty produkce odvozené od množství krmiv. Rozdíl mezi odhadnutou „krmnou“ produkcí a celkovou lze považovat za minimální odhad přirozené produkce. Porovnání přirozené produkce a DI potvrzuje (graf 20. A), že i v případě velmi eutrofizovaných rybníků je dafniový plankton velmi významnou složkou potravy a zřetelně přispívá k produkci ryb „vyrostlé“ na přirozené potravě. Také účinnost využití primární produkce stoupá se zvyšující se hodnotou DI a zároveň klesá krmný koeficient (graf 20. B, C). To potvrzuje, že čím vyšší podíl živočišné složky v podobě zooplanktonu je k dispozici, tím efektivnější je využití předkládaných doplňkových krmiv.

Tyto výsledky ukazují, že v současných podmínkách je celková produkce ryb do značné míry nezávislá na přirozených produkčních procesech. Vysoký krmný koeficient ukazuje na malou nabídku přirozené potravy, ale zároveň vyšší spotřeba krmiv může být reakcí rybářských hospodářů na silný vegetační zákal, který indikuje absenci velkého zooplanktonu. V důsledku vyšší nabídky krmení může docházet k oslabení predačního tlaku ryb na zooplankton. Potom mohou nastat paradoxní situace výskytu velkých perlooček při velké rybí obsádce a zároveň velké biomase fytoplanktonu (Hlaváč et al. v tisku).

Graf 20. Vztah přirozené produkce a Daphnia indexu (A), efektivity přirozené produkce a Daphnia indexu (B) a krmného koeficientu a Daphnia indexu (C)



4.2 Vliv masového výskytu střevličky východní (*Pseudorasbora parva* Temminck a Schlegel, 1846) na zooplankton, bentos a produkci kapra

Asijský cyprinid střevlička východní (*Pseudorasbora parva*) se šíří po České republice od 70 až 80 let. Do Evropy se dostala v 60 letech s plůdkem býložravých ryb (amur, tolstolobik a tolstolobec). Do Čech ji zavlekli z Maďarska pravděpodobně rybáři s plůdkem ekonomicky zajímavých druhů ryb (Baruš et al. 1995). Její negativní vliv na rybníční ekosystém je důsledek její velmi úspěšné ekologické strategie (např. Witkovski 2006, Gozlan et al. 2010). V rybnících se stala důležitým kompetitorem chovaných druhů ryb (Adámek et al. 1996), má velký vliv na druhovou strukturu společenstev zooplanktonu a zoobentosu (Guirca 1970, Adámek et al. 1996, Adámek, Sukop 2000). Přímou kontroluje velké zooplanktonní druhy (perloočky) (např. Hanazato, Yasuno 1989, Chang et al. 2004, Nagata et al. 2005) a larvy chironomidů a epifytické druhy (Wolfram-Wais et al. 1999). Střevlička východní je považována za nejvíce invazivní rybí druh v Evropě (Gozlan et al. 2005).

V letech 2003 a 2004 probíhal krmný experiment na kaprovi (z K₂ na K₃) na čtyřech rybnících Klecké-Nadějské rybníční soustavy, Horák, Fišmistr, Baštýř a Pěšák (Hůda 2009). V roce 2003 pronikla napájecí stokou do všech rybníků *P. parva* v enormním množství a zjevně se zde úspěšně rozmnožila. Její přítomnost zcela zásadně ovlivnila výsledek krmného experimentu. Celá situace byla podchycena, dokumentována a opublikována (cf. Musil et al. 2014). Vliv střevličky východní na přirozenou potravní základnu byl devastující. Zooplankton byl výrazně potlačen a perloočkový zooplankton zcela eliminován. Struktura zooplanktonu sestávala jen z buchanek (nauplia, méně kopepodita) a vířníků. Následující sezónu byla podniknuta opatření proti průniku a pro potlačení *P. parva*, což se velmi výrazně projevilo jak na struktuře a densitě zooplanktonu, tak i na konečném výsledku krmného experimentu. V roce 2004 byly celou sezónu přítomny perloočky, nejvíce *Daphnia galeata* a *Bosmina longirostris*, na jaře i *Daphnia pulicaria*. Vliv přítomnosti *P. parva* na strukturu a densitu

zoobentosu nebyl v tomto případě jednoznačně prokazatelný. Ačkoli v roce 2003 došlo v červnu k výraznému úbytku a od srpna k úplnému vymizení larev pakomárů skup. *Chironomus plumosus*, významně preferovaných v potravě *P. parva* (Wolfram-Wais et al. 1999, Declerck et al. 2002), nelze jednoznačně určit, zda to bylo způsobeno predacním tlakem *P. parva*, nebo přirozeným hromadným výletem imag (Kořínek et al. 1987). Důsledkem přítomnosti *P. parva* v roce 2003 bylo výrazné zhoršení všech produkčních i ekonomických ukazatelů. Krmný koeficient testovaných krmiv (FCR) se zvýšil o více než 100% na 3,5 oproti hodnotě 1,6 ze sezóny 2004, ukazatel konverze krmiv (FCE) byl 6,5 krát vyšší v roce 2003 (1,88 kg) než v roce 2004 (0,29 kg), specifická rychlost růstu se snížila o 45% z 0,89%.den⁻¹ na 0,49%.den⁻¹ a produkce klesla o 55% na 283 kg kapra.ha⁻¹ ze 634 kg.ha⁻¹ v roce 2004. V roce 2003 cena za 1 kg přírůstku stoupla o 130% v porovnání s rokem 2004. Téměř shodná zjištění, snížení produkce kapra o 52% a zvýšení FCR o 150%, byla výsledkem experimentu v řízených podmínkách, jež publikoval Oberle (2003). Podobně Britton (2011) popisuje významné snižování SGR u kapra proporcionálně s růstem abundance *P. parva* v řízených podmínkách.

Impact of topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) on production of common carp (*Cyprinus carpio*) – question of natural food structure

Martin MUSIL^{1,3}, Kateřina NOVOTNÁ¹, Jan POTUŽÁK¹, Jan HŮDA² & Libor PECHAR^{1,3}

¹Department of Landscape Management, Laboratory of Applied Ecology, University of South Bohemia in České Budějovice, Faculty of Agriculture, Studentská 13, 370 05 České Budějovice, Czech Republic; e-mail: musil.78@seznam.cz

²Fishery of Třeboň Inc., Rybářská 801, 379 01 Třeboň, Czech Republic

³ENKI public benefit corporation, Dukelská 145, 379 01 Třeboň, Czech Republic

Abstract: Four production fishponds in the Czech Republic were investigated in 2003 and 2004 during a feeding experiment on common carp (*Cyprinus carpio*). In 2003, topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) was detected in enormous amounts in all of the investigated fishponds. *P. parva* got into the fishponds spontaneously by water inflow from connecting channels. The objective of this paper is to describe the condition of natural food in the presence of *P. parva* and its subsequent effect on carp production. The estimation of the population density of *P. parva* achieved at least 44 kg ha⁻¹ in 2003. In 2004, precautions against *P. parva* invasion were taken and its presence wasn't recorded during the season. The impact of *P. parva* on natural food structure was described in terms of zooplankton and zoobenthos amounts and main fish production parameters. A special focus has been taken on the density of *Daphnia* genus and chironomid larvae, the most preferred zooplanktonic and zoobenthic groups in feed of *P. parva*, respectively. In 2003, *P. parva* suppressed the zooplankton populations significantly, especially large cladocerans of the *Daphnia* genus. Influence of *P. parva* on zoobenthos structure and density was not detectable. Unfavorable natural food condition in 2003 caused extremely low carp production which fell to the mean value of 283 kg ha⁻¹ and food conversion ratio reached 3.5. On the contrary, in 2004 the mean carp production and food conversion ratio attained 634 kg ha⁻¹ and 1.6, respectively. The results described harmful competitive effect of huge populations of *P. parva* and its surprising economic consequences. Costs per 1 kg of growth were increased by approximately 100% in 2003 compared with results from season 2004.

Key words: biological invasion; carp production; natural food; *Pseudorasbora parva*; zoobenthos; zooplankton

Introduction

Topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva* Temminck & Schlegel, 1846) is a recent non-native cyprinid of the European freshwaters. Its native distribution range was in the eastern Asia including Japan, Korea, northern and central China and SE part of the former USSR (Berg 1964; Banarescu & Nalbant 1973). Since 1960, *P. parva* has been introduced in Europe with stocking material of herbivorous fish (*Ctenopharyngodon idella* Valenciennes, 1844, *Hypophthalmichthys nobilis* Richardson, 1845 and *Hypophthalmichthys molitrix* Valenciennes, 1844) imported from China. Only occasionally *P. parva* was bred on purpose either as an ornamental fish (Beyer 2004) or as food for predatory fish in hatcheries (Čakic et al. 2004). Among several introductions of alien taxa, this species seems to be one of the few which found suitable conditions for a successful establishment and can be now considered invasive in European waters (Banarescu 1990; Gozlan et al. 2002; Britton et al. 2009). Knowledge of the introduction, spread and distribution of *P. parva* across Europe was summarized by Witkowski (2006) and especially Gozlan et al. (2010).

Pseudorasbora parva was probably introduced to the Czech Republic from Hungary by fish farmers with spawn of economically significant fish species in 1970's and 1980's (Baruš et al. 1995). Janovský (1983), Šebela & Wohlgemuth (1984) recorded it at various locations in Bohemia and Moravia. During the 1980's and 1990's it became a regular part of the Czech ichthyofauna. At present, *P. parva* is widespread in most fishpond regions and has a great impact on food webs functioning there (Adámek & Sukop 2000).

High invasive ability of *P. parva* is a result of its life history and its other successful ecological strategies (Katano & Maekawa 1997; Rosecchi et al. 2001; Gozlan et al. 2002; Pinder et al. 2005; Beyer et al. 2007; Britton et al. 2007, 2008; Yan & Chen 2009; Záhorská & Kováč 2009; Gozlan et al. 2010).

Besides its negative impact on the natural populations of small cyprinids in small water bodies (Lusk et al. 2010), *P. parva* is an important food competitor for pond fish species (Adámek et al. 1996). The species has been described as an omnivore (Muchačeva 1950; Šebela & Wohlgemuth 1984; Weber 1984), but has also been considered as planktivorous (Rosecchi et al. 1993; Priyadarshana et al. 2001; Sunardi et al.

Table 1. Fishpond name, area, fish stock and food source in seasons 2003 and 2004.

| Year | Fishpond name | Area (ha) | Fish stock (ind. ha ⁻¹) | Feed consumption (kg ha ⁻¹) | Food source |
|------|---------------|-----------|-------------------------------------|---|-------------|
| 2003 | Horák | 2.2 | 363 | 1202 | wheat |
| | Fišmistr | 2.8 | 363 | 1217 | triticale |
| | Baštýř | 1.7 | 363 | 0 | 0 |
| | Pěšák | 2.7 | 363 | 1203 | maize |
| 2004 | Horák | 2.2 | 363 | 0 | 0 |
| | Fišmistr | 2.8 | 363 | 1071 | wheat |
| | Baštýř | 1.7 | 363 | 1118 | triticale |
| | Pěšák | 2.7 | 363 | 1074 | rye |

2007). Adámek et al. (1996) described a great impact of *P. parva* on pond zooplankton and zoobenthos composition. Hanazato & Yasuno (1989), Chang et al. (2004) and Nagata et al. (2005) described that *P. parva* directly controls large zooplankton species, namely Cladocera. The dominance of *Daphnia* and *Bosmina* in the diet of juvenile *P. parva* was described by Hliwa et al. (2002). Wolfram-Wais et al. (1999) and Declerck et al. (2002) found strong impact of *P. parva* on chironomid larvae. Baruš et al. (1995) described similar preferences for Chironomidae in adults; this is consistent with a recent review of Gozlan et al. (2010). Adámek & Sukop (2000) studied the impact of *P. parva* outbreak on the fish pond environment. Its negative impact as a result of the grazing pressure on zooplankton is known as the “top-down” effect which is manifested by increased development of phytoplankton and accelerated eutrophication processes characterized by higher organic and nutrient load. Britton et al. (2010) revealed a significant trophic overlap between *P. parva*, *Rutilus rutilus* (L., 1758) and *Cyprinus carpio* (L., 1758) by stable isotope analysis (SIA) method. Oberle (2003) observed an influence of *P. parva* on common carp production and the results of his experiment show that a high incidence of *P. parva* is very dangerous for carp rearing in ponds. *P. parva* is a strong competitor for natural food with carp, and thus causes a considerable reduction of carp yield in fish ponds (Oberle 2003). Britton et al. (2011) tested among others the interspecific competition between topmouth gudgeon and common carp in tank aquaria. Magnitude of growth suppression was significantly proportional to *P. parva* density.

The main aims of this study were: (i) to compare the natural food structure in an environment under strong invasion of *P. parva* and the absence of *P. parva* in production fishponds; (ii) to compare the effect of changes in the structure of the natural food on production indicators in common carp culture, and the final impact on the economic efficiency of carp production.

Material and methods

Field experiment

Four carp production fishponds (Horák, Fišmistr, Baštýř and Pěšák) were used for feeding experiments on common carp (*C. carpio*) in the Naděje fishpond region, Fishery of Třeboň Inc., Czech Republic. In both seasons the same

young fish of the breed and line *Cyprinus carpio* var. *communis* “Třeboň carp” (used term “TŠ”) and of the same age (three years – C3) were used for the feeding experiment.

The area of investigated fishponds ranged between 1.7 and 2.8 ha (Table 1). Fishponds were stocked by 363 ind. ha⁻¹ of *C. carpio* and fish were fed with supplementary cereals (maize, wheat, triticale and rye) in three of the fishponds. One fishpond was left as a control of the level of natural production (Table 1).

A big population of *P. parva* was present in all of the investigated fishponds in 2003. Density of *P. parva* was assessed during the fish harvesting by relative (volumetric) method by counting *P. parva* individuals in a small vessel and the result was converted to the total volume of harvested *P. parva*.

In 2004, inflow water was filtered through a dense mesh (1×1 mm) in order to avoid the invasion of *P. parva* into experimental fishponds. Moreover, in 2004, each fish pond was stocked with pike (*Esox lucius* L., 1758) fingerlings in the number 24,000 ind. per fishpond). Elimination of *P. parva* was efficient in the 2004 season.

Sampling, in situ measuring and laboratory processing of water quality

Each sampling involved measurements of Secchi depth (Zs), temperature – Temp (°C), pH, electrical conductivity – COND (µS cm⁻¹), dissolved oxygen saturation – DO sat (%) in the field. COND, t, pH and DO sat were measured by WTW 350i multimeter.

Chlorophyll-*a* – Chl-*a* (µg L⁻¹) concentration was estimated spectrophotometrically after extraction in an acetone-methanol mixture (Pechar 1987).

For determining the ammonia nitrogen – NH₄-N (mg L⁻¹), nitrate nitrogen – NO₃-N (mg L⁻¹), dissolved reactive phosphorus – DRP (mg L⁻¹), total nitrogen – TN (mg L⁻¹) and total phosphorus – TP (mg L⁻¹), standard spectrophotometric method were used, modified for the FIA-Star (Tecator) automatic analyser.

Sampling of zooplankton and zoobenthos

Zooplankton samples were collected in three-week intervals. Schindler's quantitative sampler of 10 L volume was used for quantitative zooplankton sampling. Ten samplings were carried out in open water area at several locations and in different depths at each selected site within the fishpond. The total volume of the collected samples was 100 L of water. The samples were preserved in 100 ml polyethylene bottles with 4% formaldehyde. Zooplankton was counted in the Sedgewick-Rafter counting chamber. At least 300–400 individuals of important species were counted in each sample. Less abundant organisms were counted within the whole

chamber or several chambers. The results were expressed as density (ind. L⁻¹).

Quantitative macrozoobenthos samples were taken by Ekman bottom grab (the Zabolockij type) with a surface area of 225 cm². Four sampling locations were distributed over the most representative depths of each fishpond. The samples were washed on sieves (mesh size 0.6 mm) and the remaining part was sorted immediately without magnification. The rest of the sample was transferred into a 2 L PE sample bottle and sorted subsequently in the laboratory. All samples were fixed with formaldehyde to the final concentration of 4–6%. Species were identified in the laboratory and divided into four main taxonomical groups. Common taxa: Oligochaeta, Chaoboridae, Chironomidae and Ceratopogonidae. Animals of rare taxa (Nematoda, Hirudinea, Ephemeroptera, Odonata, Megaloptera, Coleoptera, Trichoptera, Molusca) were included in the “other”. Chironomid larvae were mostly represented by *Chironomus plumosus* (L., 1758) only. Numbers of individuals were expressed in surface units (ind. m⁻²).

Statistical analysis

The differences in total density of zooplankton and zoobenthos between seasons 2003 and 2004 were statistically evaluated. The differences of total density of *Daphnia* and Chironomidae, the most preferred food components of *P. parva*, were tested separately. The differences were statistically evaluated by one way ANOVA.

The differences in physical and chemical parameters between seasons and sites were analyzed using two-way ANOVA and post-hoc tests (Tukey HSD and Fishers LSD tests). The differences between feeding treatments were tested separately because the treatment was not the same in the two seasons, so it was not possible to test the interaction between treatment *vs* season *vs* localities. Analyses were performed with STATISTICA 7 software.

The influence of environmental factors on density of zooplankton and zoobenthos, physical and chemical parameters and indicators of growth and feed conversion was analysed in CANOCO (ter Braak & Šmilauer, 1998). Direct redundancy analysis RDA with Monte Carlo permutation test was used in these designs:

Analysis 1: The influence of environmental factors – absence of *P. parva*, type of feed (wheat, maize, triticale, rye, control) on physical and chemical parameters (Zs, COND, Chl-*a*, Temp, pH, DO sat, NH₄-N, NO₃-N, DRP, TP, TN) in full design with control. Fishpond was used as a covariate, permutations were set as time series.

Analysis 2: The influence of environmental (absence of *P. parva*, type of feed overall as treatment) and physico-chemical parameters on density of zooplankton (*Daphnia*, other zooplankton, total zooplankton) and zoobenthos (Chironomidae, other zoobenthos, total zoobenthos) in full design with control. Fishpond was used as a covariate, permutations were set as time series with forward selection of explanatory variables.

Analysis 3: The influence of environmental factors (absence of *P. parva*, type of feed – wheat, maize, triticale, rye; density of invertebrate – *Daphnia*, other zooplankton, Chironomidae, other zoobenthos; and weight of stocked fish – C3 stock) on indicators of growth and feed conversion (Fprod, Tprod, FCR, C4 crop, cost per 1kg of growth); data was analyzed without control fishpond. Covariate was not used, permutations were set as unrestricted with forward selection of explanatory variables.

Indicators of growth and feed conversion were evaluated:

Specific Growth Rate – SGR (% day⁻¹). SGR was determined from $[(\ln W_t - \ln W_0)/t] \times 100$,

Relative Growth Rate – RGR (%). RGR was determined from $[100 \times (W_t - W_0) \times W_0^{-1}]$,

Food Conversion Ratio – FCR. FCR was determined from $[F/(W_t - W_0)]$,

SGR/FCR,

Food Conversion Efficiency – FCE. FCE was determined from $[P/F]$,

Where: W_0 = total starting weight of *C. carpio*, W_t = total finishing weight of *C. carpio*, t = number of days between W_0 and W_t , F = weight of used feed for a monitored period (kg), P = total growth (kg).

Prices of feed and fish meat were evaluated by actual exchange rate at that time.

Results

Experimental condition and water quality

Calculated *P. parva* mean abundance in 2003 was 3.7 ind. m⁻² (44 kg ha⁻¹), which corresponds to approximately one full standard laminate fishing vat.

Few significant differences were found in indicators of water quality and treatments between seasons 2003 and 2004 (Table 2). Two-way ANOVA revealed significantly higher concentrations of TN ($P = 0.003$) and TP ($P = 0.006$) in 2004. Detailed post-hoc testing revealed that higher mean concentration of TN in 2004 (3.376 ± 1.413 mg L⁻¹) is due to higher concentrations of TN in the Pěšák fish pond (4.032 ± 1.413 mg L⁻¹), that is different from the lower TN concentrations at all localities in 2003 (mean TN 2.287 ± 0.711 mg L⁻¹). Similarly, higher mean concentration of TP in 2004 (0.327 ± 0.129 mg L⁻¹) was caused by a higher concentration of TP in the Pěšák fish pond (0.366 ± 0.111 mg L⁻¹). TP concentrations in Baštýř (0.248 ± 0.097 mg L⁻¹) and Pěšák (0.219 ± 0.055 mg L⁻¹) fish ponds were significantly lower in 2003. Detailed testing showed a higher Secchi depth in 2004, specifically in Baštýř in 2004 (0.75 ± 0.54 m) vs in Horák (0.30 ± 0.06 m) and Baštýř (0.33 ± 0.07 m) in 2003. Test revealed the difference within the 2004 season, specifically Pěšák (0.22 ± 0.15 m) vs Horák (0.63 ± 0.51 m) and Baštýř (0.75 ± 0.54 m). The same test showed differences between the concentrations of NH₄-N in the fish pond Horák between the seasons (0.008 ± 0.009 mg L⁻¹ in 2003 and 0.235 ± 0.336 mg L⁻¹). Statistically significant differences between feed treatments were not found for any parameter of water quality. Canoco analysis (analysis 1) of influence of treatment and presence of *P. parva*, respectively season, on indicators of water quality confirmed that the only significant influencing factor is the presence of *P. parva*, respectively season, specifically dependence on the concentration of TN and TP, marginally NH₄-N and Zs. In the other indicators are seasons comparable.

Zooplankton

The differences in total zooplankton density and density of *Daphnia* between the seasons 2003 and 2004 were

Table 2. Means (\pm SD) of physicochemical parameters in monitored localities.

| Locality | | Zs (m) | COND ($\mu\text{S cm}^{-1}$) | Chl-a ($\mu\text{g L}^{-1}$) | Temp ($^{\circ}\text{C}$) | pH | DO sat (%) | NH ₄ -N (mg L^{-1}) | NO ₃ -N (mg L^{-1}) | DRP (mg L^{-1}) | TN (mg L^{-1}) | TP (mg L^{-1}) |
|---|----------|-----------|-----------------------------------|-----------------------------------|--------------------------------|------|---------------|--|--|-------------------------------|------------------------------|------------------------------|
| 2003 | | | | | | | | | | | | |
| Horák | Mean | 0.30 | 190 | 184 | 20.4 | 7.98 | 93 | 0.008 | 0.002 | 0.045 | 2.529 | 0.251 |
| | \pm SD | 0.06 | 12 | 129 | 2.6 | 0.59 | 17 | 0.009 | 0.003 | 0.021 | 0.830 | 0.094 |
| Fišmistr | Mean | 0.42 | 182 | 172 | 19.8 | 7.50 | 85 | 0.044 | 0.006 | 0.034 | 2.271 | 0.202 |
| | \pm SD | 0.10 | 10 | 117 | 2.2 | 0.62 | 26 | 0.043 | 0.005 | 0.007 | 0.731 | 0.099 |
| Baštýř | Mean | 0.33 | 192 | 190 | 19.7 | 8.00 | 100 | 0.100 | 0.011 | 0.056 | 2.177 | 0.248 |
| | \pm SD | 0.07 | 6 | 145 | 2.5 | 0.89 | 24 | 0.128 | 0.013 | 0.026 | 0.681 | 0.097 |
| Pěšák | Mean | 0.37 | 201 | 148 | 19.9 | 8.02 | 88 | 0.019 | 0.004 | 0.038 | 2.171 | 0.219 |
| | \pm SD | 0.17 | 6 | 107 | 2.6 | 0.68 | 30 | 0.016 | 0.006 | 0.012 | 0.500 | 0.055 |
| Total | Mean | 0.36 | 191 | 174 | 20.0 | 7.88 | 91 | 0.042 | 0.006 | 0.044 | 2.287 | 0.230 |
| | \pm SD | 0.12 | 11 | 126 | 2.5 | 0.74 | 25 | 0.077 | 0.008 | 0.020 | 0.711 | 0.091 |
| 2004 | | | | | | | | | | | | |
| Horák | Mean | 0.63 | 182 | 101 | 19.6 | 7.52 | 77 | 0.235 | 0.011 | 0.012 | 3.187 | 0.338 |
| | \pm SD | 0.51 | 17 | 88 | 1.6 | 0.84 | 29 | 0.336 | 0.027 | 0.007 | 0.921 | 0.092 |
| Fišmistr | Mean | 0.50 | 184 | 111 | 20.0 | 7.47 | 88 | 0.080 | 0.003 | 0.018 | 3.252 | 0.314 |
| | \pm SD | 0.37 | 15 | 94 | 1.9 | 0.56 | 28 | 0.135 | 0.009 | 0.028 | 1.371 | 0.154 |
| Baštýř | Mean | 0.75 | 187 | 105 | 19.9 | 7.54 | 86 | 0.082 | 0.010 | 0.020 | 3.033 | 0.291 |
| | \pm SD | 0.54 | 18 | 141 | 1.8 | 0.73 | 16 | 0.092 | 0.027 | 0.018 | 1.757 | 0.138 |
| Pěšák | Mean | 0.22 | 182 | 215 | 20.2 | 7.81 | 82 | 0.167 | 0.000 | 0.064 | 4.032 | 0.366 |
| | \pm SD | 0.15 | 16 | 183 | 1.9 | 0.83 | 35 | 0.233 | 0.000 | 0.146 | 1.256 | 0.111 |
| Total | Mean | 0.52 | 184 | 133 | 19.9 | 7.58 | 83 | 0.141 | 0.006 | 0.029 | 3.376 | 0.327 |
| | \pm SD | 0.47 | 17 | 140 | 1.8 | 0.76 | 28 | 0.229 | 0.020 | 0.078 | 1.413 | 0.129 |
| ¹ Significant differences 2003 vs 2004 | | - | - | - | - | - | - | - | - | - | ** | ** |

Explanations: ¹ $P > 0.05$; * $P < 0.05$; ** $P < 0.01$.

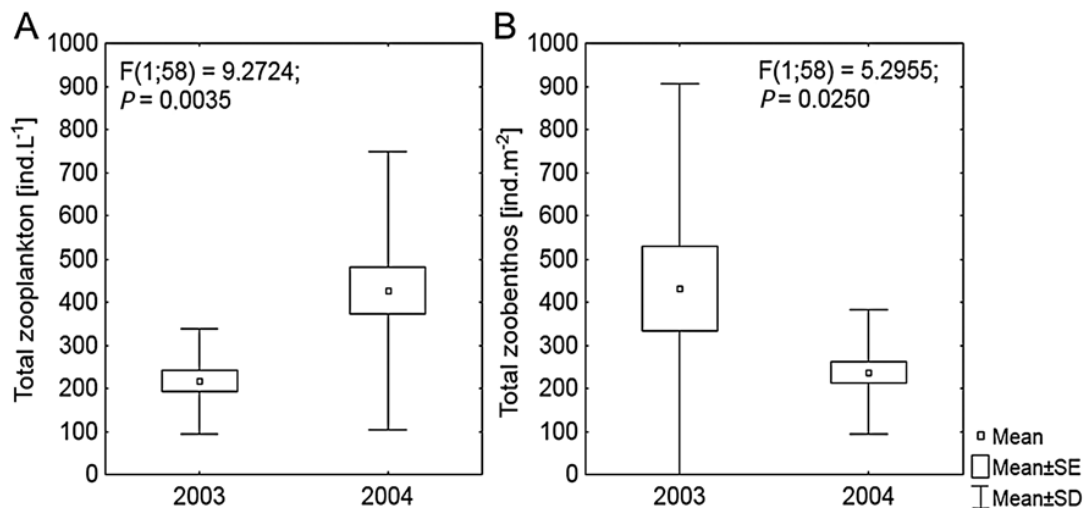


Fig. 1. Comparison of mean seasonal density of total zooplankton (A) and total zoobenthos (B) in the investigated fishponds in 2003 and 2004 ($\alpha = 0.05$).

statistically significant ($P < 0.01$; Fig. 1A). In 2003, mean zooplankton density of fishponds was 217 ± 123 ind. ha^{-1} . Almost two times higher density of zooplankton was recorded in 2004 (427 ± 322 ind. L^{-1}). Statistically significant differences in the means of seasonal density of the *Daphnia* genus were found in Fišmistr, Baštýř and Pěšák fishponds (Figs 2B, C, D). In 2003, density of *Daphnia* was significantly lower. The most significant difference ($P = 0.0013$)

as well as the lowest variability in the total *Daphnia* density was found in the Baštýř fishpond, where mean *Daphnia* density was 10 ± 5 ind. L^{-1} in 2003 and 135 ± 74 ind. ha^{-1} in 2004. (Fig. 2C). On the contrary, no significant difference ($P = 0.1184$) and the highest variability were recorded in the Horák fishpond (Fig. 2A), where *Daphnia* density was 12 ± 14 ind. L^{-1} in 2003 and 127 ± 167 ind. L^{-1} in 2004.

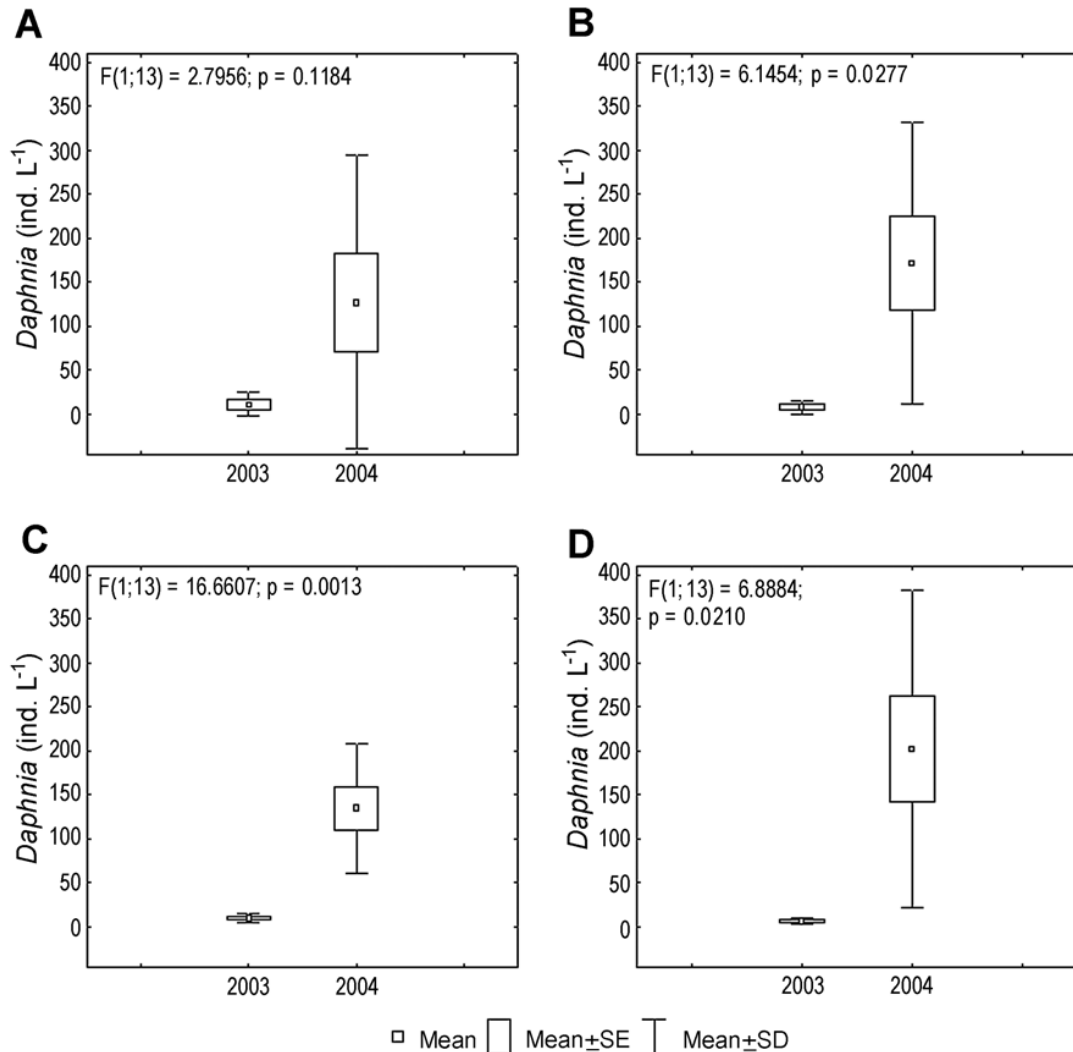


Fig. 2. The comparison of mean seasonal density of *Daphnia* in Horák (A), Fišmistr (B), Baštýř (C) and Pěšák (D) fishponds in 2003 and 2004 ($\alpha = 0.05$).

Differences between zooplankton species composition in the 2003 and 2004 seasons are shown in Table 3. Cyclopoida and Rotifera formed the main part of zooplankton of all investigated fishponds during 2003. Cyclopoida was mainly represented by nauplia, mean density ranged between 39–118 ind. L⁻¹ (max. 328 ind. L⁻¹ in Pěšák fishpond), and by copepods, mean density ranged between 21–57 ind. L⁻¹ (max. 148 ind. L⁻¹ in Baštýř fishpond). Adults were rare. The main Rotifera species were common fishpond species *Keratella cochlearis* (Gosse, 1851), *Polyarthra dolichoptera* (Idelson, 1925), *Brachionus angularis* (Gosse, 1886), *Brachionus diversicornis* (Daday, 1883) and sometimes *Asplanchna priodonta* (Gosse, 1850), *Brachionus calyciflorus* (Pallas, 1766) and *Brachionus urceolaris* (O.F. Müller, 1773). The mean density of rotifera ranged between 37–65 ind. L⁻¹. *Daphnia galeata* (G.O. Sars, 1863) and *Bosmina longirostris* (O.F. Müller, 1776) were the most frequent Cladocera. Mean density of *D. galeata* ranged between 9 and 12 ind. L⁻¹ in all individ-

ual fishponds (max. 38 ind. L⁻¹ in the Horák fishpond). The seasonal course of density of *D. galeata* was identical in all four fishponds. The peak of the density was recorded in June. In July, *Daphnia* density dropped and from the end of July no *D. galeata* was recorded. On the contrary, *Bosmina longirostris* was most abundant in July. Similarly to *D. galeata*, *B. longirostris* populations were strongly reduced at the end of the growing season. No large *Daphnia* species (*Daphnia pulex* Foebe, 1883 and *Daphnia magna* Straus, 1820) were found during the whole 2003 season.

Zooplankton structure was markedly different in the 2004 growing season. The occurrence of large Cladocera species such as *Daphnia pulex* was recorded in all four fishponds. The mean densities were 3 to 19 ind. L⁻¹. Highest density was recorded in spring. During the season, populations of *D. pulex* were reduced and in the beginning of summer (July) this species completely disappeared. *Daphnia galeata* and *Bosmina longirostris* were the most abundant clado-

Table 3. Mean density (ind. L⁻¹) and range (min – max) in main zooplankton taxa in investigated fishponds in 2003 and 2004.

| Taxon | Horák | | Fišmistr | | Baštýř | | Pěšák | | Total Mean |
|-----------------------------------|-------|-------|----------|--------|--------|--------|-------|--------|------------|
| | Mean | Range | Mean | Range | Mean | Range | Mean | Range | |
| Season | 2003 | | | | | | | | |
| <i>Daphnia pulicaria</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Daphnia galeata</i> | 12 | 0–38 | 8 | 0–18 | 9 | 3–15 | 7 | 3–13 | 9 |
| ¹ Other <i>Daphnia</i> | < 1 | 0–3 | 0 | 0 | 1 | 0–4 | 0 | 0 | < 1 |
| <i>Bosmina longirostris</i> | 13 | 8–28 | 11 | 3–23 | 8 | 5–10 | 17 | 8–55 | 12 |
| <i>Ceriodaphnia</i> sp. | 6 | 0–15 | 5 | 0–8 | 0 | 0 | 2 | 0–8 | 3 |
| Chydoridae | 10 | 2–30 | 14 | 13–22 | 19 | 13–23 | 22 | 13–60 | 16 |
| ² Other Cladocera | < 1 | 0–3 | 0 | 0 | < 1 | 0–2 | 0 | 0 | 0 |
| Cyclopoida adult + Cop. | 21 | 8–47 | 50 | 17–138 | 57 | 9–148 | 52 | 12–89 | 45 |
| Calanoida adult + Cop. | 2 | 0–5 | 2 | 0–5 | 1 | 0–5 | 3 | 0–8 | 2 |
| Nauplia | 46 | 13–94 | 39 | 18–63 | 116 | 13–325 | 118 | 7–328 | 80 |
| Rotifera | 37 | 18–56 | 38 | 5–88 | 57 | 17–83 | 65 | 12–108 | 49 |
| Season | 2004 | | | | | | | | |
| <i>Daphnia pulicaria</i> | 19 | 0–88 | 10 | 0–48 | 3 | 0–12 | 14 | 0–82 | 12 |
| <i>Daphnia galeata</i> | 108 | 1–410 | 161 | 6–505 | 132 | 20–284 | 189 | 0–404 | 148 |
| ¹ Other <i>Daphnia</i> | < 1 | 0–3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | < 1 |
| <i>Bosmina longirostris</i> | 39 | 0–224 | 26 | 0–78 | 51 | 0–300 | 137 | 0–572 | 63 |
| <i>Ceriodaphnia</i> sp. | 3 | 0–18 | 4 | 0–16 | 3 | 0–13 | 0 | 0 | 3 |
| Chydoridae | 2 | 0–7 | 13 | 0–90 | 2 | 0–18 | 55 | 0–302 | 18 |
| ² Other Cladocera | 1 | 0–10 | < 1 | 0–1 | < 1 | 0–1 | < 1 | 0–2 | < 1 |
| Cyclopoida adult + Cop. | 52 | 2–184 | 84 | 8–259 | 69 | 0–322 | 182 | 7–410 | 97 |
| Calanoida adult + Cop. | 15 | 4–45 | 14 | 3–64 | 9 | 0–26 | 11 | 0–42 | 12 |
| Nauplia | 25 | 5–52 | 32 | 3–88 | 32 | 6–132 | 44 | 18–83 | 33 |
| Rotifera | 44 | 15–85 | 36 | 18–78 | 30 | 12–59 | 54 | 16–98 | 37 |

Explanations: ¹Small *Daphnia* species *Daphnia ambigua* and *Daphnia parvula* were involved into taxonomic group “Other *Daphnia*”; ²*Scapholeberis mucronata* and *Simocephalus vetulus* were involved into taxonomic group “Other Cladocera”.

cerans in 2004. Both species were present in zooplankton during the whole growing season. The mean density of *D. galeata* ranged between 108 and 189 ind. L⁻¹. The maximum density 505 ind. L⁻¹ was recorded in the Fišmistr fishpond. The mean density of *B. longirostris* was between 26 and 137 ind. L⁻¹. The maximum of 572 ind. L⁻¹ was recorded in the Pěšák fishpond. Significant part of zooplankton of all fishponds consisted of copepods of cyclopoids with mean density between 52 and 182 ind. L⁻¹. Nauplia were less abundant. Rotifers were frequent mainly in the summer months and their mean densities were 30 to 44 ind. L⁻¹. The Rotifera species composition was similar to 2003 except higher abundance of *Asplanchna priodonta*.

Macrozoobenthos

The total mean density of macrozoobenthos in investigated fishponds was significantly higher ($P < 0.01$) in 2003 when *P. parva* was present than in 2004, when *P. parva* was eliminated (Fig. 1B). Mean zoobenthos density of fishponds was 431 ± 476 ind. m⁻² and 237 ± 144 ind. m⁻² in 2003 and 2004, respectively.

Statistically significant differences in the mean seasonal density of Chironomidae [*Chironomus plumosus* (L., 1758)] were not found between the 2003 and 2004 seasons. A higher mean density, but not significantly, of chironomids in 2003, when *P. parva* was present, was detected in Horák fishpond only. In other localities,

mean densities of chironomids were not significantly higher in 2004, when *P. parva* was eliminated. The highest chironomids mean density (304 ± 558 ind. m⁻²) (as well as the highest variability) was recorded in Horák fishpond in 2003. The lowest mean density of chironomids (74 ± 100 ind. m⁻²) was recorded in Baštýř fishpond in 2003.

The differences between macrozoobenthos composition in both seasons and between fishponds are shown in Table 4. The most variable were seasonal courses of individual groups of benthic fauna. Although chironomid larvae were dominant at the beginning of the 2003 season (up to 1422 ind. m⁻² in Horák fishpond), in Fišmistr and Pěšák fishponds they were not recorded during the second sampling in June. During August, they completely disappeared from all investigated fishponds. For the rest of the 2003 season, zoobenthos was formed only by Oligochaeta, Chaoboridae and Ceratopogonidae.

In 2004, chironomid larvae were predominant during the whole season with a peak density in May–June (up to 600 ind. m⁻² in Pěšák fishpond). At the end of June, chironomid density started to decline to approximately 150 ind. m⁻². At the end of the growing season, chironomid density increased again to 250 ind. m⁻². In contrast to 2003, other components of zoobenthos accounted for only a small percentage of the benthic fauna.

Table 4. Mean density (ind. m⁻²) and range (min – max) of main zoobenthos taxons in investigated fishponds in 2003 and 2004.

| Taxons | Horák | | Fišmistr | | Baštýř | | Pěšák | | Total Mean |
|-----------------|-------|--------|----------|--------|--------|--------|-------|--------|------------|
| | Mean | Range | Mean | Range | Mean | Range | Mean | Range | |
| Season | | | | 2003 | | | | | |
| Oligochaeta | 170 | 0–622 | 22 | 0–89 | 156 | 0–356 | 22 | 0–89 | 93 |
| Chaoboridae | 215 | 0–489 | 141 | 0–489 | 230 | 0–978 | 89 | 0–222 | 169 |
| Chironomidae | 304 | 0–1422 | 148 | 0–889 | 74 | 0–222 | 89 | 0–533 | 154 |
| Ceratopogonidae | 0 | 0 | 30 | 0–133 | 0 | 0 | 37 | 0–133 | 12 |
| Others | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Total Mean | 689 | | 341 | | 460 | | 237 | | 409 |
| Season | | | | 2004 | | | | | |
| Oligochaeta | 7 | 0–22 | 23 | 0–111 | 55 | 0–200 | 38 | 0–233 | 31 |
| Chaoboridae | 7 | 0–33 | 2 | 0–11 | 7 | 0–44 | 1 | 0–11 | 5 |
| Chironomidae | 167 | 11–367 | 173 | 33–356 | 161 | 44–422 | 262 | 11–600 | 190 |
| Ceratopogonidae | 5 | 0–22 | 2 | 0–11 | 18 | 0–67 | 6 | 0–22 | 8 |
| Others | 2 | 0–11 | 0 | 0 | 10 | 0–44 | 1 | 0–11 | 3 |
| Total Mean | 188 | | 200 | | 251 | | 308 | | 237 |

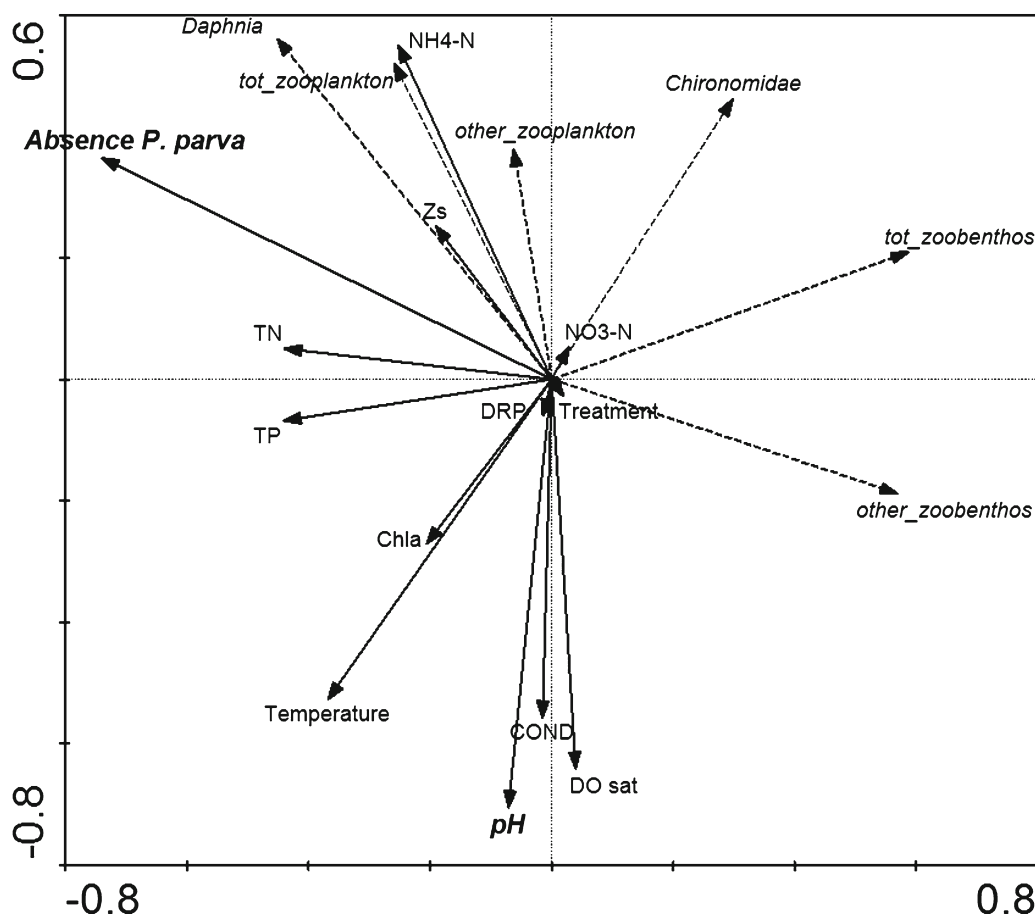


Fig. 3. The influence of *P. parva* presence and physicochemical parameters on density of zooplankton and zoobenthos. Arrows of explained variables are dashed, arrows of explanatory variables are solid, bold faced variable is significant.

Density of macroinvertebrates was influenced by absence of *P. parva* (Fig. 3). First and second axis of RDA analysis 2 explain 37% altogether. Forward selection showed that absence of *P. parva* explained 13% ($F = 8.49, P = 0.002$) and pH 7% ($F = 5.2, P = 0.002$) of

the variation. In the year with absence of *P. parva* the density of zooplankton was higher, especially of specimens of the genus *Daphnia*. On the contrary, density of zoobenthos was higher in presence of *P. parva*. With the higher pH the density of *Daphnia* decreased, sim-

Table 5. Fish production parameters in 2003 and 2004.

| Locality | | Horák | Fišmistr | Baštýř | Pěšák |
|--------------------------|-----------------------|-------|-----------|-----------|-------|
| Area | ha | 2.2 | 2.8 | 1.7 | 2.7 |
| Food | | 2003 | | | |
| | | wheat | triticale | – | maize |
| C ₃ stocked | ind. ha ⁻¹ | 363 | 363 | 363 | 363 |
| C ₃ stocked | kg ha ⁻¹ | 396 | 417 | 428 | 414 |
| C ₄ fish crop | ind. ha ⁻¹ | 339 | 359 | 363 | 356 |
| C ₄ fish crop | kg ha ⁻¹ | 719 | 755 | 506 | 806 |
| TProd | kg ha ⁻¹ | 323 | 338 | 78 | 392 |
| NProd | kg ha ⁻¹ | 22 | 34 | 78 | 91 |
| FProd | kg ha ⁻¹ | 301 | 304 | 0 | 301 |
| FCR | – | 3.7 | 3.6 | – | 3.1 |
| Food | | 2004 | | | |
| | | – | wheat | triticale | rye |
| C ₃ stocked | ind. ha ⁻¹ | 363 | 363 | 363 | 363 |
| C ₃ stocked | kg ha ⁻¹ | 182 | 178 | 164 | 189 |
| C ₄ fish crop | ind. ha ⁻¹ | 350 | 356 | 352 | 349 |
| C ₄ fish crop | kg ha ⁻¹ | 664 | 860 | 856 | 867 |
| TProd | kg ha ⁻¹ | 482 | 682 | 692 | 678 |
| NProd | kg ha ⁻¹ | 482 | 414 | 413 | 410 |
| FProd | kg ha ⁻¹ | 0 | 268 | 279 | 268 |
| FCR | – | – | 1.6 | 1.6 | 1.6 |

Explanations: C₃ – Three years old carp; C₄ – Four years old carp; TProd – Total production; NProd – Natural production; FProd – Feeding production; FCR – Food Conversion Ratio.

Table 6. Indicators of economic efficiency of feeding.

| Locality | | Horák | Fišmistr | Baštýř | Pěšák |
|--------------------------|--------------------|-------|-----------|-----------|-------|
| Season | | | 2003 | | |
| Food | | wheat | triticale | – | maize |
| Food price | € kg ⁻¹ | 0.09 | 0.08 | – | 0.11 |
| Costs per 1 kg of growth | € | 0.34 | 0.21 | – | 0.34 |
| Season | | | 2004 | | |
| Food | | – | wheat | triticale | rye |
| Food price | € kg ⁻¹ | – | 0.09 | 0.08 | 0.08 |
| Costs per 1 kg of growth | € | – | 0.14 | 0.14 | 0.12 |

ilarly as the total density of zooplankton and also the density of Chironomidae. Other environmental parameters, excluding TN, TP and DRP, explained the rest of variability.

Fish production

Considerable differences in the total fish production, feeding production and natural fish production were recorded between 2003 and 2004. The mean total fish production reached only 283 kg ha⁻¹ in 2003, while in 2004 634 kg ha⁻¹, i.e., 351 kg ha⁻¹ in 2003 and 684 kg ha⁻¹ in 2004, when data from the control fishpond (without feeding) were excluded. Table 5 summarizes the main production parameters in surveyed fish ponds. Evaluation of total fish production (TProd), the rate of

feeding production (FProd) and natural fish production (NProd) show high differences between the fishponds in 2003 and 2004. The natural production ratio (NProd) comprised less than 20% of the total production in 2003 (control fish pond excluded) in contrast to 2004, when the estimation of the natural production achieved 60%. High contrast was observed also between food conversion ratios (FCR) of supplemented cereals. In 2003, the mean FCR was near 3.5, but in 2004 it was 1.6.

In 2003, in the presence of *P. parva*, the costs per 1 kg of carp growth increased by 130% in comparison with standard values achieved in 2004 (Table 6).

Production indicators and indicators of economic efficiency of feeding are influenced by absence of *P. parva* (Fig. 4). Three axis of RDA analysis 3 ex-

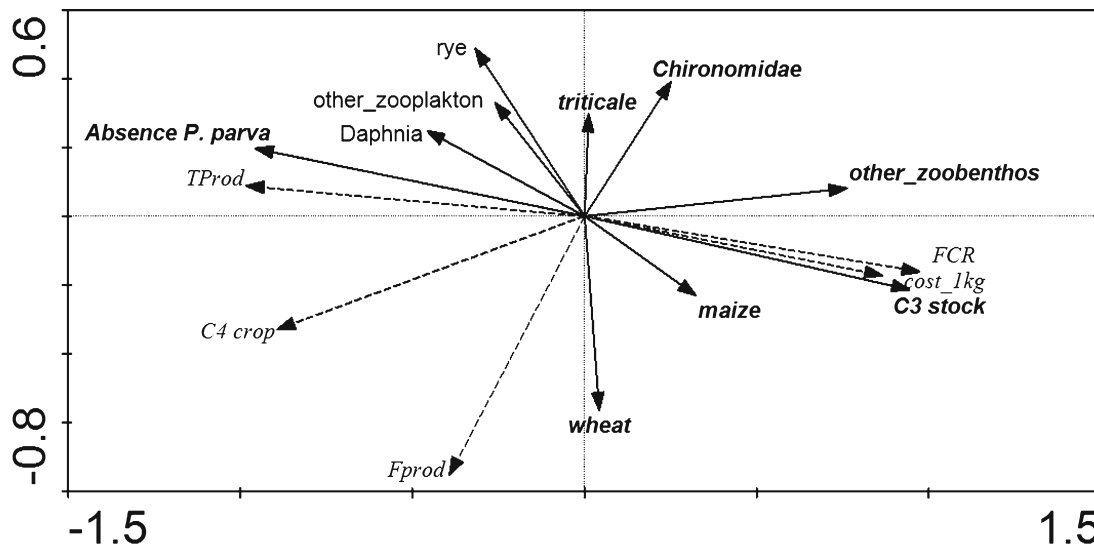


Fig. 4. The influence of *P. parva* presence, type of feed, density of invertebrate and weight of stocked fish – C3 stock on the indicators of growth and feed conversion. Arrows of explained variables are dashed, arrows of explanatory variables are solid, bold faced variable is significant.

plained 96.3% altogether. Forward selection showed that the absence of *P. parva* explained 80% ($F = 160.48$, $P = 0.002$). Total production (Tprod), was positively correlated with this variable. Family Chironomidae explained 7% ($F = 20.06$, $P = 0.010$), especially feed production (F prod) was negatively correlated with this variable. Feed treatment explained 7% of variability, wheat 3% ($F = 9.65$, $P = 0.002$), maize 2% ($F = 10.74$, $P = 0.004$) and triticale 2% ($F = 18.98$, $P = 0.002$). One percent of variability explained other zoobenthos ($F = 7.9$, $P = 0.012$) and C3 stock ($F = 5.83$, $P = 0.008$).

Discussion

The artificial pond-connecting channels can be an important refuges and reservoirs for *Pseudorasbora parva* in fishpond areas, where it forms dominant and very dense populations (Adámek et al. 1996; Adámek & Siddiqui 1997; Musil et al. 2005, 2007). *P. parva* invaded into fishponds from the connecting and inflow channels and then bred successfully in fishponds. Smaller and younger age groups of *P. parva* were predominantly present at the end of the 2003 season. Biomass estimation of *P. parva* could be even underestimated because part of small individuals escaped during the pond drainage. Massive, spontaneous invasion of *P. parva* in fishponds significantly affected results of the feeding experiment in 2003.

The presence of *P. parva* in 2003 and absence in 2004 decisively influenced the experimental conditions. During both seasons physico-chemical parameters were similar and corresponded to the obvious conditions for eutrophic fishponds. Differences in Secchi depth, TN, TP partly in ammonia reflected mainly the different level of phytoplankton as a result of changes in plankton structure. In spite of that no statistically significant

effect of feeding treatment on water quality parameters was detected.

Just a few studies of impact of *P. parva* on natural food web under fishpond conditions have been published. Marked feeding pressure of *P. parva* on zooplankton under the carp-pond conditions was described by Adámek et al. (1996), Adámek & Sukop (2000) and Oberle (2003) and under the experimental conditions by Hanazato & Yasuno (1989), Chang et al. (2004) and Nagata et al. (2005). However, the results from fishponds in this study documented even more drastic impact on whole zooplankton communities. Differences in mean zooplankton members and especially in *Daphnia* density between the seasons of 2003 and 2004 were highly significant in Fišmistr, Baštýř and Pěšák fishponds. In 2003, very low abundances of the *Daphnia* genus were noted even at the beginning of the season when *Daphnia* dominate the “spring clear water” period (Fott et al. 1980) and is common in Central European carp fishponds. *Daphnia* species were represented only by *Daphnia galeata*. No large *Daphnia* (*Daphnia magna*, *Daphnia pulex*) were recorded. Main part of zooplankton species composition was represented by Cyclopoida and Rotifera in 2003. Small-size zooplankton (Rotifera, copepods and especially nauplii and small Cladocera *Bosmina longirostris*) indicated high predation pressure by fish stock as described, e.g., by Hrbáček et al. (1961), Hrbáček (1962), DeMott (1983). In 2004, higher abundances of large Cladocera (*Daphnia*) were registered during the most important part of the season in Fišmistr, Baštýř and Pěšák fishponds. Besides the much higher abundance of *Daphnia galeata*, the large filtrator *Daphnia pulex* was present till early summer. Horák fishpond was used as a control locality without additional feeding of carp and thus large Cladocera were depressed soon after their spring abundance maximum in 2004.

Table 7. Indicators of growth and feeding efficiency.

| Locality | Horák | Fišmistr | Baštýř | Pěšák |
|-----------------------|-------|----------|--------|-------|
| Season | | 2003 | | |
| SGR % d ⁻¹ | 0.48 | 0.48 | 0.17 | 0.51 |
| RGR % | 81.5 | 81 | 18.1 | 97.1 |
| FCE kg | 0.27 | 0.28 | – | 0.33 |
| FCR/SGR | 7.75 | 7.48 | – | 6.01 |
| Season | | 2004 | | |
| SGR % d ⁻¹ | 0.72 | 0.89 | 0.93 | 0.86 |
| RGR % | 265.0 | 383.3 | 423.4 | 358.8 |
| FCE kg | – | 0.64 | 0.61 | 0.63 |
| FCR/SGR | – | 1.76 | 1.73 | 1.83 |

Explanations: SGR – Specific Growth Rate; RGR – Relative Growth Rate; FCE – Food Conversion Efficiency; FCR – Food Conversion Ratio.

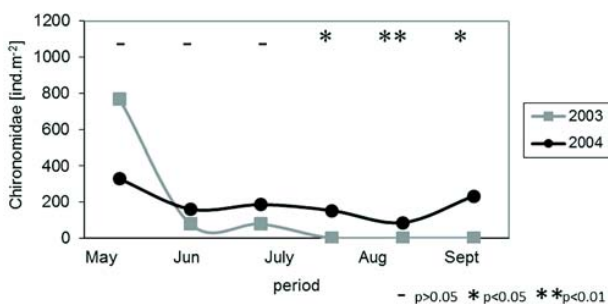


Fig. 5. Seasonal course and statistical differences in chironomid larvae density between 2003 and 2004 for each sampling.

Chironomid larvae are a common component of the food of *P. parva* (Muchačeva 1950; Guirca 1970; Adámek et al. 1996; Adámek & Siddiqui 1997; Xie et al. 2000; Hliwa et al. 2002; Nagata et al. 2005). Although Baruš et al. (1995) and especially Wolfram-Wais et al. (1999) and Declerck et al. (2002) reported that chironomids were significantly preferred by *P. parva*, the influence of *P. parva* presence on density of chironomid larvae has not been clearly proved in this study. A sudden drop in the density of Chironomidae in 2003 to almost zero numbers may correspond to mass chironomid adults emergence as described in the Central European fishpond environment (Kořínek et al. 1987). This dramatic decrease of chironomids population in 2003 is evident from the seasonal course of its density in experimental fishponds (Fig. 5).

The results well documented the strong impact of *P. parva* on zooplankton, especially on species and groups which form important components of natural food for common carp (Faina 1983; Sibbing et al. 1986; Sibbing 1988; Lammens & Hoogenboezem 1991). Main production parameters reflected the differences between the 2003 and 2004 seasons in the sense that the unfavorable natural food web conditions in 2003 led to a decrease in total carp production. Although the initial weight of carp was higher (1.13 kg) on average by 130% in 2003 than in 2004 (0.49 kg) of individual weight, at the end of the 2003 season the harvested fish were by 12% (1.97 kg) lighter than at the end of the 2004

season (2.3 kg). The difference in the initial weight of carps between the seasons is caused by the young fish coming from different fishponds with different trophy conditions. In 2004, when the *P. parva* was eliminated, total production (TProd) was about 95% higher than in 2003 (except for control fishpond), when the invasion of *P. parva* was recorded. Oberle (2003) who experimented with *P. parva* in earthen ponds, obtained similar results. Total carp production increased by 109% in ponds without the stock of *P. parva*. Oberle (2003) harvested 178 kg ha⁻¹ of *P. parva* at the end of the experiment in the experimental pond “infected” by this species. Presence of *P. parva* caused the decline of the FCR mean value to 3.5 in 2003. This result is in good accordance with that by Oberle (2003) who recorded a FCR value of 2.84 at the experimental locality stocked by *P. parva*.

All the supplementary production indicators of growth [Specific Growth Rate – SGR (% day⁻¹), Relative Growth Rate – (RGR %)] and food conversion indicators [Food Conversion Efficiency (FCE), SGR/FCR], showed unfavorable values in 2003 (Table 7). Similarly, Britton (2011) described a significant drop of SGR of common carp proportional to the increase of *P. parva* abundance under controlled conditions. It is generally known among the fish farmers that common carp utilizes artificial feed less efficiently if natural food is not available simultaneously (Moor 1985; Kaushik 1995). It was demonstrated experimentally, e.g., by Rahman et al. (2010) in their food-behavioral study that the common carp reached the highest SGR at a combination of natural food and artificial feeding.

The unfavorable economic effect was more pronounced in the final results of fish processing. The fillet yield per 1 kg of fish production was 59.6 ± 1.0% in 2003 while in 2004 it was 62.9 ± 0.7%.

Elimination of *P. parva* by combination of dense fish-screen and additional stock of piscivorous fish was successful in the second year of this experiment. Widespread application of dense fish-screens into the inflow channels is possible, especially in small fishponds. The use of fish-screens in larger fishponds or those with higher flow can be questionable due to labour-requiring installation and the required service (cleaning). The use

of piscivorous fish in polyculture with common carp to suppress the occurrence of *P. parva* can be profitable. Earlier, *P. parva* was underestimated as prey fish (Muchačeva 1950; Baruš et al. 1995), but now it has become a common prey of carp-pond piscivorous fish like pike (*Esox lucius*), perch (*Perca fluviatilis* L., 1758), pike-perch (*Sander lucioperca* L., 1758) and wels catfish (*Silurus glanis* L., 1758) and some of these species even prefer it (Adáček & Kouřil 1996; Adáček et al. 1996, 1999; Musil & Adáček 2003, 2007). However, in some locations, especially in those covered by abundant submerged vegetation, which may provide a better refuge, the effect of predators on the quantity of *P. parva* was not demonstrated (Kapusta et al. 2008; Rechulicz 2011).

According to these results, *P. parva* exhibited an extremely negative impact on carp production through its marked grazing pressure on natural food. It dramatically suppressed the quantity of zooplankton, especially *Daphnia* species which was eliminated to less than 10 individuals per litre. Influence on the structure of macrozoobenthos was not demonstrable in this study. It also had a marked influence on fish production which increased by 100% in the absence of *P. parva*. The economic effect is obviously unfavorable. Costs per weight increase of 1 kg raised by 130% under the *P. parva* invasion conditions.

Acknowledgements

This study was supported by projects: VaV SP/2d3/209/07 of the Ministry of the Environment of the Czech Republic and GAJU 107/2010/Z of the University of South Bohemia. Authors are grateful to staff of Laboratory of ENKI corp. for chemical analysis.

References

- Adáček Z., Fašaić K. & Siddiqui A. 1999. Prey selectivity in wels (*Silurus glanis*) and african catfish (*Clarias gariepinus*). Ribarstvo: Croat. J. Fish. **57** (2): 47–60.
- Adáček Z. & Kouřil J. 1996. Nepůvodní druhy ryb posledních let v České republice z hlediska původní ichtyofauny [Recent non-native fishes in the Czech Republic with respect to their impact upon original species], pp. 34–41. In: Lusk S. & Halačka K. (eds), Biodiverzita ichtyofauny České republiky 1: materiály z národního symposia v Brně 8. listopadu 1995 [Biodiversity of ichtyofauna of the Czech Republic 1: Materials from National Symposium in Brno 8th Nov. 1995], Ústav ekologie krajiny AV ČR [Institute of Landscape Ecology Academy of Sciences of the Czech Republic], Brno, Czech Republic, 87 pp.
- Adáček Z., Navrátil S., Palíková M. & Siddiqui M. A. 1996. *Pseudorasbora parva* Schegel, 1842: Biology of non-native species in the Czech Republic, pp. 143–152. In: Flašhans M. (ed.), Proceedings of Scientific Papers to the 75th Anniversary of Foundation of the Research Institute of Fish Culture and Hydrobiology, Research Institute of Fish Culture and Hydrobiology, University of South Bohemia, Vodňany, Czech Republic, 183 pp. ISBN-10: 8085887045, ISBN-13: 978-8085887044
- Adáček Z. & Opačák A. 2005. Prey selectivity in pike (*Esox lucius*), zander (*Sander lucioperca*) and perch (*Perca fluviatilis*) under experimental conditions. Biologia **60** (5): 567–570.
- Adáček Z. & Siddiqui M. A. 1997. Reproduction parameters in a natural population of topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva*, and its condition and food characteristics with respect to sex dissimilarities. Polskie Archiwum Hydrobiologii [Polish Archives of Hydrobiology] **44** (1-2): 145–152.
- Adáček Z. & Sukop I. 2000. Vliv střevličky východní (*Pseudorasbora parva*) na parametry rybníčního prostředí [The impact of topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) populations upon pond environmental determinants], pp. 37–43. In: Lusk S., Halačka K. (eds), Biodiverzita ichtyofauny České republiky 3: Materiály z konference "Biodiverzita ichtyofauny ČR (III) z 8. listopadu 1999 v Brně [Biodiversity of Fishes in the Czech Republic (III.)], Ústav biologie obratlovců AV ČR [Institute of vertebrate Biology Academy of Sciences], Brno, Czech Republic, 204 pp. ISBN: 80-238-5659-6
- Banarescu P. 1990. Zur Ausbreitungsgeschichte von *Pseudorasbora parva* in Südosteuropa (Pisces, Cyprinidae). Revue Roumaine de Biologie – Biologie Animale **35** (1): 13–16.
- Banarescu P. & Nalbant T. T. 1973. Pisces. Teleostei, Cyprinidae (Gobioninae). Das Tierreich, **93**. De Gruyter, Berlin, New York, 304 pp.
- Baruš V. & Oliva O. et al. 1995. Mihulovci Petromyzontes a ryby Osteichthyes 2 [Lampreys Petromyzontes and Bony Fish Osteichthyes 2] Fauna ČR a SR, Academia, Praha, Czech Republic, 698 pp. ISBN: 8020002189, 9788020002181
- Berg L.S. 1964. Freshwater Fishes of the USSR and Adjacent Countries 2 [Ryby presnykh vod SSSR i soprodeljnykh stran], Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem, Israel, 496 pp. ISBN-10: 0706502094, ISBN-13: 9780706502091
- Beyer K. 2004. Escapees of potentially invasive fishes from an ornamental aquaculture facility: the case of topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva*. J. Fish Biol. **65**: 326–327. DOI: 10.1111/j.0022-1112.2004.00559ac.x
- Beyer K., Copp G.H. & Gozlan R.E. 2007. Microhabitat use and interspecific associations of introduced topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* and native fishes in a small stream. J. Fish Biol. **71**: 224–238. DOI: 10.1111/j.1095-8649.2007.01677.x
- Britton J.R., Cucherousset J., Grey J. & Gozlan R.E. 2011. Determining the strength of exploitative competition from an introduced fish: roles of density, biomass and body size. Ecol. Freshwater Fish **20**: 74–79. DOI: 10.1111/j.1600-0633.2010.00460.x
- Britton J.R., Davies G.D. & Brazier M. 2008. Contrasting life history traits of invasive topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) in adjacent ponds in England. J. Appl. Ichthyol. **24**: 694–698. DOI: 10.1111/j.1439-0426.2008.01163.x
- Britton J.R., Davies G.D. & Brazier M. 2009. Eradication of the invasive *Pseudorasbora parva* results in increased growth and production of native fishes. Ecol. Freshwater Fish **18**: 8–14. DOI: 10.1111/j.1600-0633.2008.00334.x
- Britton J.R., Davies G., Brazier M. & Pinder A. 2007. A case study on the population ecology of a topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) population in the UK and the implications for native fish communities. Aquat. Conserv. **17**: 749–759. DOI: 10.1002/aqc.809
- Britton J.R., Davies G. D. & Harrod C. 2010. Trophic interactions and consequent impacts of the invasive fish *Pseudorasbora parva* in a native aquatic foodweb: a field investigation in the UK. Biol. Invas. **12**: 1533–1542. DOI: 10.1007/s10530-009-9566-5
- Cakic P., Lenhardt M., Kolarevic J., Mickovic B. & Hegedis A. 2004. Distribution of the Asiatic cyprinid *Pseudorasbora parva* in Serbia and Montenegro. J. Fish Biol. **65**: 1431–1434. DOI: 10.1111/j.0022-1112.2004.00525.x
- Chang H.V., Nagata T. & Hanazato T. 2004. Direct and indirect impacts of predation by fish on the zooplankton community: an experimental analysis using tanks. Limnology **5** (2): 121–124. DOI: 10.1007/s10201-004-0116-7
- Declerck S., Louette G., De Bie T. & De Meester L. 2002. Patterns of diet overlap between populations of non-indigenous and native fishes in shallow ponds. J. Fish Biol. **61**: 1182–1197. DOI: 10.1111/j.1095-8649.2002.tb02464.x
- DeMott W. R. 1983. Seasonal succession in a natural *Daphnia* assemblage. Ecol. Monogr. **53**: 321–340

- Faina R. 1983. Využívání přirozené potravy kaprem v rybnících [Natural food utilization by common carp in fisponds]. Edice metodik č. 8, VU rybářský a hydrobiologický Vodňany [Research Institute of Fish Culture and Hydrobiology], Vodňany, Czech Republic, 16 pp.
- Fott J., Pechar L. & Pražáková M. 1980. Fish as a factor controlling water quality in ponds, pp. 255–261. In: Barica J. & Mur L.R. (eds), Hypertrophic Ecosystems. Dev. Hydrobiol. 2. Junk, Hague. DOI: 10.1007/978-94-009-9203-0_28
- Gozlan R.E., Andreou D., Asaeda T., Beyer K., Bouhadad R., Burnard D., Caiola N., Cakic P., Djikanovic V., Esmaeili H.R., Falka I., Golicher D., Harka A., Jeney G., Kováč V., Musil J., Nocita A., Povz M., Poulet N., Virbickas T., Wolter C., Serhan Tarkan A., Tricarico E., Trichkova T., Verreycken H., Witkowski A., Guang Zhang C., Zweimueller I. & Britton J.R. 2010. Pan-continent invasion of *Pseudorasbora parva*: towards a better understanding of freshwater fish invasions. *Fish Fish.* **11**: 315–340. DOI: 10.1111/j.1467-2979.2010.00361.x
- Gozlan R.E., Pinder A.C. & Shelley J. 2002. Occurrence of the Asiatic cyprinid *Pseudorasbora parva* in England. *J. Fish Biol.* **61**: 298–300. DOI: 10.1111/j.1095-8649.2002.tb01755.x
- Hanazato T. & Yasuno M. 1989. Zooplankton community structure driven by vertebrate and invertebrate predators. *Oceanologia* **81**: 450–458. DOI: 10.1007/BF00378951
- Hliwa P., Martyniak A., Kucharczyk D. & Sebestyén A. 2002. Food preferences of juvenile stages of *Pseudorasbora parva* (Schlegel, 1842) in the Kis-Balaton reservoir. *Arch. Pol. Fish.* **10**: 121–127.
- Hrbáček J. 1962. Species composition and the amount of the zooplankton in relation to the fish stock. *Rozpravy Československé Akademie Věd* **72** (10): 1–116.
- Hrbáček J., Dvořáková M., Kořínek V. & Procházková L. 1961. Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. *Verh. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.* **14**: 192–195
- Janovský P. 1983. Výskyt střevličky východní v ČR [Occurrence of topmouth gudgeon in CZ]. *Rybářství* **3**: 52.
- Kapusta A., Bogacka-Kapusta E. & Czarnecki B. 2008. The significance of stone moroko, *Pseudorasbora parva* (Temminck and Schlegel), in the small-sized fish assemblages in the littoral zone of the heated Lake Licheńskie. *Arch. Pol. Fish.* **16** (1): 49–62. DOI: 10.2478/s10086-008-0004-6
- Katano O. & Maekawa K. 1997. Reproductive regulation in the female Japanese minnow, *Pseudorasbora parva* (Cyprinidae). *Environ. Biol. Fish.* **49**: 197–205. DOI: 10.1023/A:1007314817526
- Kaushik S.J. 1995. Nutrient requirements, supply and utilization in the context of carp culture. *Aquaculture* **129**: 225–241. DOI: 10.1016/0044-8486(94)00274-R
- Kořínek V., Fott J., Lellák J. & Pražáková M. 1987. Carp ponds of central Europe, Chapter 3, pp. 29–62. In: Michael R.G. (ed.), *Managed Aquatic Ecosystems*, Series: *Ecosystems of the World*, no. 29, Elsevier Science, Amsterdam, 166 pp. ISBN: 0-444-42517-9
- Lammens E.H.R.R. & Hoogenboezem W. 1991. Diets and Feeding Behavior, pp. 353–376. In: Winfield I.J. & Nelson J.S. (eds), *Cyprinid Fishes: Systematics, Biology and Exploitation*, Chapman and Hall, London, UK, 667 pp. ISBN: 0 412 34920 5
- Lusk S., Lusková V. & Hanel L. 2010. Alien fish species in the Czech Republic and their impact on the native fish fauna. *Folia Zool.* **59** (1): 57–72
- Moor L.B. 1985. The role of feeds and feeding in aquatic animals production. *GeoJournal* **10**: 245–251. DOI: 10.1007/BF00462125
- Muchačeva V.A. 1950. K biologii amurskogo chebachka *Pseudorasbora parva* (Schlegel) [The biology of the *Pseudorasbora parva* (Schlegel)]. *Trudy Amurskoy Ikhtologicheskoy Ekspedicii (1945–1949)*, Tom. **1**: 365–374.
- Musil J. & Adámek Z. 2003. Predační tlak okouma říčního (*Perca fluviatilis*) na střevličku východní (*Pseudorasbora parva*) v modelových rybníčních podmínkách [Predation pressure of European perch (*Perca fluviatilis*) towards topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) under the model pond conditions]. *Bulletin VÚRH Vodňany* **39** (1/2): 75–81.
- Musil J. & Adámek Z. 2007. Piscivorous fishes diet dominated by the Asian cyprinid invader, topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*). *Biologia* **64** (4): 488–490. DOI: 10.2478/s11756-007-0093-5
- Musil J., Adámek Z. & Baranyi C. 2005. Seasonal dynamics in fish assemblages and diet pattern of the piscivore community in a pond channel, p. 42. In: Adámek Z. (ed.), *New Challenges in Pond Aquaculture*, Book of Abstracts, České Budějovice, Czech Republic.
- Musil J., Adámek Z. & Baranyi C. 2007. Seasonal dynamics of fish assemblage in a pond canal. *Aquacult. Int.* **15**: 217–216. DOI: 10.1007/s10499-007-9092-3
- Nagata T., Ha J.Y. & Hanazato T. 2005. The predation impact of larval *Pseudorasbora parva* (Cyprinidae) on zooplankton: a mesocosm experiment. *J. Freshwater Ecol.* **20** (4): 757–763. DOI: 10.1080/02705060.2005.9664800
- Oberle M. 2003. High incidence of topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) reduces yield carp ponds. *Aqua-Flow Technical leaflets*, p. 128. In: *European Network for the Dissemination of Aquaculture RTD Information*, Bredene, EAS, 168 pp.
- Pechar L. 1987. Use of an acetone:methanol mixture for the extraction and spectrophotometric determination of chlorophyll a in phytoplankton, *Arch. Hydrobiol. Suppl.* **78** (1): *Algol. Stud.* **46**: 99–117.
- Pinder A.C., Gozlan R.E. & Britton J.R. 2005. Dispersal of the invasive topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva* in the UK: a vector for an emergent infectious disease. *Fish. Manage. Ecol.* **12**: 411–414. DOI: 10.1111/j.1365-2400.2005.00466.x
- Priyadarshana T., Asaeda T. & Manatunge J. 2001. Foraging behaviour of planktivorous fish in artificial vegetation: the effects on swimming and feeding. *Hydrobiologia* **442**: 231–239. DOI: 10.1023/A:1017578524578
- Rahman M.M., Kadowaki S., Balcombe S.R. & Wahab M.A. 2010. Common carp (*Cyprinus carpio* L.) alters its feeding niche in response to changing food resources: direct observations in simulated ponds. *Ecol. Res.* **25**: 303–309. DOI: 10.1007/s11284-009-0657-7
- Rechulicz J. 2011. Monitoring of the Topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva* (Actinopterygii: Cypriniformes: Cyprinidae) in a small upland Ciemiega River, Poland. *Acta Ichthyol. Piscat.* **41** (3): 193–199. DOI: 10.3750/AIP2011.41.3.07
- Rosecchi E., Crivelli A. J. & Catsadorakis G. 1993. The establishment and impact of *Pseudorasbora parva*, an exotic fish species introduced into Lake Mikri Prespa (North-Western Greece). *Aquat. Conserv.* **3**: 223–231. DOI: 10.1002/aqc.3270030306
- Rosecchi E., Thomas F. & Crivelli A. J. 2001. Can life history traits predict the fate of introduced species? A case study on two cyprinid fish in southern France. *Freshwater Biol.* **46**: 845–853. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2001.00715.x
- Sibbing F.A. 1988. Specialization and limitations in the utilization of food resources by the carp, *Cyprinus carpio*: a study of oral food processing. *Environ. Biol. Fish.* **22**: 161–178. DOI: 10.1007/BF00005379
- Sibbing F.A., Osse J.W.M. & Terlouw A. 1986. Food handling in the carp (*Cyprinus carpio*): its movement patterns, mechanisms and limitations. *J. Zool.* **210**: 161–203. DOI: 10.1111/j.1469-7998.1986.tb03629.x
- Sunardi A.T., Manatunge J. & Fujino T. 2007. The effects of predation risk and current velocity stress on growth, condition and swimming energetics of Japanese minnow (*Pseudorasbora parva*). *Ecol. Res.* **22**: 32–40. DOI: 10.1007/s11284-006-0186-6
- Šebela M. & Wohlgemuth E. 1984. Některá pozorování *Pseudorasbora parva* (Schlegel, 1842) (Pisces, Cyprinidae) v chovu [Several observations of *Pseudorasbora parva* (Schlegel, 1842) (Pisces, Cyprinidae) in fish breeding]. *Čas. Morav. Muz.* **69**: 187–194.

- Ter Braak C.J.F. & Šmilauer P. 1998. CANOCO Release 4. Reference manual and user's guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination. Microcomputer Power, Ithaca, NY, 352 pp.
- Weber E. 1984. Die Ausbreitung der Pseudokeilfleckbarben im Donaauraum. Österreichs Fischerei **37**: 63–65.
- Witkowski A. 2006. NOBANIS-Invasive Alien Species Fact Sheet- *Pseudorasbora parva*. In: Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species. <http://www.nobanis.org/> (accessed on 10 Dec 2010).
- Wolfram-Wais A., Wolfram G., Auer B., Mikschi E. & Hain A. 1999. Feeding habits of two introduced fish species (*Lepomis gibbosus*, *Pseudorasbora parva*) in Neusiedler See (Austria), with special reference to chironomid larvae (Diptera: Chironomidae). Hydrobiologia **408/409**:123–129. DOI: 10.1023/A:1017014130103
- Xie S., Cui Y., Zhang T. & Li Z. 2000. Seasonal patterns in feeding ecology of three small fishes in the Biandantang Lake, China. J. Fish Biol. **57**: 867–880. DOI: 10.1111/j.1095-8649.2000.tb02198.x
- Yan Y. & Chen Y. 2009. Variations in reproductive strategies between one invasive population and two native populations of *Pseudorasbora parva*. Curr. Zool. **55** (1): 56–60.
- Záhorská E. & Kováč V. 2009. Reproductive parameters of invasive topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* (Temminck and Schlegel, 1846) from Slovakia. J. Appl. Ichthyol. **25** (4): 466–469. DOI: 10.1111/j.1439-0426.2009.01190.x

Received December 9, 2013

Accepted October 31, 2014

4.3. Bochnatka americká (*Pectinatella magnifica* Leidy, 1851)

Na Třeboňsku dochází k relativně novému fenoménu, invazi bochnatky americké (*Pectinatella magnifica*). O jejím možném vlivu na rybníční biocenózu je dosud minimum informací. Původně severoamerická sladkovodní bochnatka americká (*Pectinatella magnifica*), patřící do kmene Bryozoa se v posledních letech masově šíří v Evropě i v jiných částech světa. Jednotlivé organismy, tzv. „zooidi“ fúzíjí do subkolonií rozetovitého tvaru na povrchu gelovité matrix. Kolonie mají obvykle sférický tvar a jedna kolonie může vážit až několik kilogramů a obsahovat až několik milionů jedinců. Žije přisedle na ponořených předmětech, větvích vrb, na zbytcích dřevin a méně často na litorální vegetaci (např. *Typha latifolia*), na kamenech či manipulačních objektech rybníků. Typické je pro ni asexuální rozmnožování pomocí tzv. statoblastů. V oblasti Třeboňska byl její výskyt poprvé prokázán v roce 2003 na pískovně Cep, mezotrofní nádrži vzniklé po těžbě šterkopísku (Šetlíková et al. 2005), v dalších letech se postupně rozšířila na řadu dalších lokalit Třeboňska, přičemž na většině lokalit měl její výskyt charakter invaze. Tento organismus se sice v Čechách neobjevil poprvé, první dokumentovaný nález je z roku 1922, jednalo se ovšem o první masový výskyt po několika desítkách let (Opravilová 2005). Měl jsem možnost studovat závislost jejího výskytu na parametrech vodního prostředí. Z literatury jsou sice informace o některých hydrochemických ukazatelích v místech jejího výskytu dostupné, obvykle však mají buď pouze doplňkový charakter, nebo jsou omezeny jen na několik málo parametrů či omezený soubor a typ lokalit (např. říční ramena jedné řeky) - v Severní Americe, místě původního výskytu např. Everitt (1975) a Cooper a Buris (1984), v Jižní Koreji Hyunbin et al. (2014), v Evropě, Francii Rodriguez a Vergon (2002) a v Čechách Šetlíková et al. (2013). Informace o některých důležitých faktorech chybí úplně.

Ve středoevropském prostoru *Pectinatella magnifica* nebyla až dosud podrobně zkoumána, zmínit lze popisnou studii ze západní Evropy (Massard, Geimer 2002) a studii sumarizující historii jejího šíření (Opravilová 2005).

V letech 2012 až 2015 bylo pravidelně sledováno 22 lokalit na Třeboňsku s různou četností výskytu *Pectinatella magnifica* a referenčních lokalit s trvalou absencí *P. magnifica*. Plejáda sledovaných lokalit zahrnovala rybníky s různými intenzitami rybářského obhospodařování, od rybníků zcela bez rybářského využití (rybník Vizír), po rybníky s intenzivním rybářským obhospodařením. V rámci nich výtazníky (např. Malý Horusický), hlavní rybníky (např. Ruda, Horusický a další) a rybníky s jinými způsoby využití, např. rekreační rybníky (Hejtman a Staňkovský), využívané pouze pro sportovní rybolov (Nový Kanclíř), nebo kombinovaného využití (Svět, Opatovický). Kromě rybníků byly do sledování zahrnuty některé zatopené pískovny, které se svým charakterem od rybníků podstatně liší a blíží se spíše oligotrofním až mezotrofním jezerním ekosystémům, s výjimkou pískovny Horusice I, která je propojena s rybníkem Švarcenberk.

Cílem bylo:

1. Popsat charakter lokalit trvale, masivně invadovaných a porovnat s referenčními lokalitami, resp. zjistit, v jakých podmínkách a typech lokalit se nevyskytuje vůbec. Pokud se někde vyskytuje nepravidelně, pak za jakých podmínek.

2. Určit parametry, které jsou určující pro úspěšnou masovou invazi, včetně typů lokalit.

Z výsledků dlouhodobého sledování vyplývá:

1. Lokality s masivní invazí *P. magnifica* jsou většinou nádrže mezotrofního charakteru (pískovny, rybníky využívané pro rekreační účely), nikoliv pravidelně, intenzivně

rybářsky obhospodařované rybníky. Tyto nádrže neinklinují k tvorbě hustých sinicových vodních květů, výrazné diurnální oscilaci kyslíkového režimu a mechanickým zákalům.

Občasný výskyt na některých eutrofních až hypertrofních rybnících svědčí o schopnosti rychlé reakce na změnu v prostředí, jsou-li přítomny statoblasty.

2. Kritické ukazatele pro invazi, resp. absenci *P. magnifica* jsou tyto: v sestupném pořadí významně pozitivně korelují s absencí *P. magnifica* tyto ukazatele: Cond., TRB, Chl-a, CHSK_{Mn}, BSK₅, biomasa zooplanktonu, KNK_{4,5}, TN, pH, densita zooplanktonu, PO₄-P, TP a z typů lokalit jsou to Rp (produkční rybníky). Naopak, s masovým výskytem *P. magnifica* těsně koreluje hodnota průhlednosti (Zs) a typ lokalit PS (pískovny) a Rr (rekreační rybníky). Jednoduše řečeno, čím jsou hodnoty těchto ukazatelů vyšší, zároveň s nízkou průhledností vody, tím vyšší je pravděpodobnost, že zde nedojde k masovému růstu kolonií *P. magnifica* a naopak. Hodnoty ukazatelů NH₄-N, NO₃-N, Na, K a Mg vychází jako nejméně významné. Na základě těchto zjištění lze uvažovat o bioindikačním významu *P. magnifica*.

Tyto výsledky jsou odeslány k publikaci v žurnálu Wetlands Ecology and management a v tisku v žurnálu Vodní Hospodářství.

Možné scénáře procesu působení zavlečených, nepůvodních druhů lze ilustrovat i na příkladu vodních korýšů - raků. Jeden ze scénářů je, že nepůvodní druh nepředstavuje nebezpečí pro původní druhy, zdomácní, má významné bioindikační vlastnosti a nakonec se stane i ohroženým a chráněným jako rak bahenní (*Astacus leptodactylus*). Druhý scénář je, že nepůvodní druh je typický r-stratég, je drobný, krátkověký, euryvalentní s vysokou reprodukční úspěšností, potravní oportunist a vektor nebezpečných patogenů. Typický příklad je rak pruhovaný (*Orconectes limosus*), který takto vytlačuje a likviduje našeho původního raka říčního (*Astacus astacus*). Zatímco o vlivu bochnatky americké na ekosystém toho zatím mnoho nevíme, střevlička východní se všemi charakteristikami r-stratega je součástí naší ichtyofauny více než 30 let, od dob, kdy ještě nebyla problematika

biologických invazí tolik diskutována jako dnes. Nyní se ukazuje, že podcenění tohoto procesu vede k velkým problémům, jak i mimo jiné dokazuje aktuální prováděcí nařízení komise EU 2016/1141 k invazním druhům.

Relationship between the occurrence of invasive bryozoans *Pectinatella magnifica* (Leidy 1851) and parameters of the aquatic environment in the BR Třeboňsko.

Martin Musil^{1,2}, Balounová Zuzana³, Novotná Kateřina¹

¹Applied Ecology Laboratory, Department of Landscape management, Faculty of Agriculture, University of South Bohemia in České Budějovice, Studentská 13, 370 05 České Budějovice, Czech Republic.

²Enki o.p.s., Dukelská 145, 379 09, Třeboň, Czech Republic

³Department of Biological Disciplines, Faculty of Agriculture, University of South Bohemia in České Budějovice, Studentská 13, 370 05 České Budějovice, Czech Republic.

Abstract

In the period from 2012 to 2014, 20 localities with a varying density level of invasive bryozoans *Pectinatella magnifica* were investigated in the Třeboň region. These localities included waterbodies ranging from eutrophic fishponds to oligotrophic sandpits. The aim of the study was to monitor, investigate and compare physical, hydrochemical and hydrobiological parameters of the waterbodies. It was found out that control localities (localities with absence of *P. magnifica*) significantly differed from the localities with the occurrence of *P. magnifica* in most of the measured parameters. It was also proved that *P. magnifica* tends to form colonies in localities showing above-average qualitative parameters: balanced oxygen and pH regime, low concentration of suspended solids (Secchi depth over 1m) and nitrogen forms (mean TN 1.5 mg L⁻¹), chlorophyll-a mean concentration 54 µg L⁻¹, zooplankton mean density 117 ind L⁻¹ and biomass 2 mg of wet weight L⁻¹. Furthermore, *P. magnifica* was also found in brown humic waters. While the sites with *P. magnifica* occurrence are often lakes under nature protection, lakes with recreational use and those ones with low intensity of fishery management (without formation of massive cyanobacterial water blooms, oxygen regime fluctuations etc.), sites with no occurrence of invasive bryozoans are mostly strictly eutrophic-hypertrophic, semi-intensive carp fishponds.

Keywords: biological invasion, fishponds, *Pectinatella magnifica*, water environment, water quality

Introduction

Pectinatella magnifica is one of the few freshwater bryozoans native to North America which spread successfully across Europe and in some of the Asian countries (Wood 2001; Balounová et al. 2013). *P. Magnifica* was first detected in the CZ in 1922 (Opravilová 2005). And since 2003 it has spread in the biosphere reserve Třeboňsko (Šetlíková et al. 2005).

So far there have been only a few studies focusing on environmental demands of bryozoan *P. magnifica*. *P. magnifica* is most often found in stagnant waters and lentic stretches of flowing water, but was also reported in lotic ecosystems up to $15.5 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ of water velocity (Hyunbin et al. 2014). Information about the qualitative parameters vary considerably both according to individual authors and by areas of occurrence. E.g. the concentration of dissolved ions expressed as the conductivity was detected from $50 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Šinko et al. 2013), in the sandpits in the Třeboň area in the Czech Republic and up to $530 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Rodrigueze and Vergon 2002), in the Saone river in France. Most authors report the occurrence of *P. magnifica* in weakly alkaline water with pH close to 8 on average, although Everitt (1975) in Louisiana (US) and Šetlíková et al. (2013) in Třeboňsko (CZ), respectively, proved its occurrence in waters with a pH of 6.8, 6.0 as well. Regarding chlorophyll-a levels, measured values were quite low. In the Nagdong and Geun rivers in South Korea it was about $1 \mu\text{g L}^{-1}$ only (Hyunbin et al. 2014), whereas a slightly higher level of $16.2 \mu\text{g L}^{-1}$ on average was reported from the Saone river in France (Rodriguez and Vergon 2002). Unfortunately, information about chlorophyll-a level from other locations is not available. On the one hand very similar data regarding the mean concentration of total phosphorus (TP) are presented by Rodriguez and Vergon (2002), $0.1 - 0.38 \text{ mg L}^{-1}$ in the invaded rivers in France, and by Hyunbin et al. (2014), $0.1 - 0.2 \text{ mg L}^{-1}$ in the rivers in South Korea. But on the other hand, the value of TP reported by Šetlíková et al. (2013), $0.064 - 0.005 \text{ mg L}^{-1}$, point out that the *P. magnifica* invades sites with a low load of total phosphorus. Concentration values of total nitrogen in invaded areas referred to by Šetlíková et al. (2013) and Hyunbin et al. (2014) are similar, $1.6 - 2.5 \text{ mg L}^{-1}$. Cooper and Buris (1984) describe *P. magnifica* as an environmentally sensitive species, while Smith (1985) describes it as tolerant to pollution and also mentions its preference of turbid waters. First, this paper is intended to describe the relationship incidence of *P. magnifica* with particular basic qualitative environment indicators of invaded water

bodies in Třeboňsko, including a comparison with reference to non-invaded localities, and second, it aims to characterize these localities.

Methods

Table 1 Names and types of investigated localities invaded and reference, noninvaded by *Pectinatella magnifica*

| Invaded | | noninvaded | |
|--------------|------|----------------|------|
| Name | type | Name | type |
| Cep | SP | Horusice I | SP |
| Veselí | SP | Cep II | SP |
| Veselí I | SP | Malý Horusický | FPo |
| Vlkov | SP | Horusický | FPp |
| Hejtman | FPr | Jamský | FPp |
| Nový Kanclíř | FPo | Starý Kanclíř | FPp |
| Opatovický | FPo | Purkrabský | FPp |
| Podřezaný | FPo | Špačkov | FPp |
| Ruda | FPp | | |
| Staňkovský | FPr | | |
| Vizír | FPo | | |
| Zájezek | FPo | | |

Explanations: SP - flooded sandpit, FPp - production carp fishpond, FPr - recreation fishpond, FPo - other fishpond. In to this group are involved fishponds with combined uses. eg. production and recreation. fishponds for sport fishing. fry ponds and fishponds forming a nature reserve

In the period from 2012 to 2014, 20 localities were regularly monitored. For this purpose, 12 invaded and 8 non-invaded waterbodies were selected (table 1). Such non-invaded localities were selected that somehow “communicate” with invaded localities, e.g. they are a part of the same pond system, they are connected by channels or are situated close to each other (e.g. they are separated only by a dividing dam). Selected localities included all types of stagnant waters, from hypertrophic fishponds to oligotrophic flooded sandpits that are typical for the Třeboňsko area. Field determination included the usual physico-chemicals indicators: Secchi depth (Zs), temperature, pH, dissolved oxygen concentration and saturation (DO), conductivity (Cond.). Field determination was carried out during the growing season, from May to September, twice a month from 2012 to 2014. Laboratory indicators were established

from June to September once a month: as indicators of oxygen regime both BOD₅ and COD_{Mn} were determined, turbidity (TRB) was detected photometrically by Aquafluor turbidimeter, alkalinity (ANC_{4,5}) by Schott TitroLine analyzer, anions (ammonia nitrogen NH₄-N, nitrate nitrogen NO₃-N, phosphate phosphorus PO₄-P), total nitrogen TN and total phosphorus TP by spectrophotometric methods using flowinjection analyzer (Foss -Tecator) FIAstarTM5012 and using TOCAnalyzerFORMACS^{HT}. Chlorophyll-a concentration (Chl-a) was estimated spectrophotometrically after extraction with a mixture of acetone and methanol (Pechar 1987). In 2013 pelagic zooplankton was sampled and determined. A semi-quantitative zooplankton sample was counted in a Sedquick-rafter counting chambre and zooplankton biomass was estimated by the volumetric method (Přikryl 2006) as a wet weight of zooplankton WWZ.

For the analysis of the differences between invaded and non-invaded localities and for establishing differences in individual seasons and in between-season periods, a one-way analysis of variance was used for each parameter using Statistica 10 soft. For a more detailed study analysis differences depending on between-season period and on between-localities effects a multi-factorial Anova and a detailed post-hoc testing were applied. The influence of environmental factors and type of locality on the occurrence of *P. magnifica* species was analysed in CANOCO (ter Braak and Šmilauer, 1998). We used a direct redundancy analysis RDA with unrestricted Monte Carlo permutation.

Results

Table 2 Comparison of mean values and variability (SD) of basic hydrochemical, physical and hydrobiological parameters between invaded localities and noninvaded, reference localities by *Pectinatella magnifica* ($\alpha = 0.05$)

| | Presence | | Absence | | Significant differences |
|--|----------|-------|---------|-------|-------------------------|
| | Mean | ±SD | Mean | ±SD | |
| Zs (m) | 1.00 | 0.77 | 0.50 | 0.51 | *** |
| pH | 7.75 | 0.70 | 8.34 | 1.11 | *** |
| Alk _{4.5} (mmol L ⁻¹) | 0.74 | 0.41 | 1.20 | 0.69 | *** |
| DO sat. (%) | 94.4 | 25.5 | 105.2 | 36.6 | *** |
| Cond. (µS cm ⁻¹) | 123 | 35 | 176 | 74 | *** |
| NH ₄ -N (mg L ⁻¹) | 0.026 | 0.068 | 0.055 | 0.106 | * |
| NO ₃ -N (mg L ⁻¹) | 0.021 | 0.061 | 0.012 | 0.035 | - |
| PO ₄ -P (mg L ⁻¹) | 0.015 | 0.029 | 0.023 | 0.036 | - |
| TN (mg L ⁻¹) | 1.476 | 0.825 | 2.614 | 1.590 | *** |
| TP (mg L ⁻¹) | 0.163 | 0.142 | 0.242 | 0.206 | ** |
| COD _{Mn} (mg L ⁻¹) | 51.08 | 33.18 | 79.74 | 47.52 | *** |
| BOD ₅ (mg L ⁻¹) | 5.80 | 4.12 | 10.40 | 5.61 | *** |
| TRB (NTU) | 14.46 | 20.95 | 46.85 | 35.31 | *** |
| Chl_a (µg L ⁻¹) | 54 | 61 | 152 | 150 | *** |
| Zoopl. density (ind. L ⁻¹) | 117 | 253 | 331 | 449 | ** |
| Zoopl. Biomass (mg L ⁻¹ WWZ) | 1.98 | 2.53 | 8,08 | 7,54 | *** |

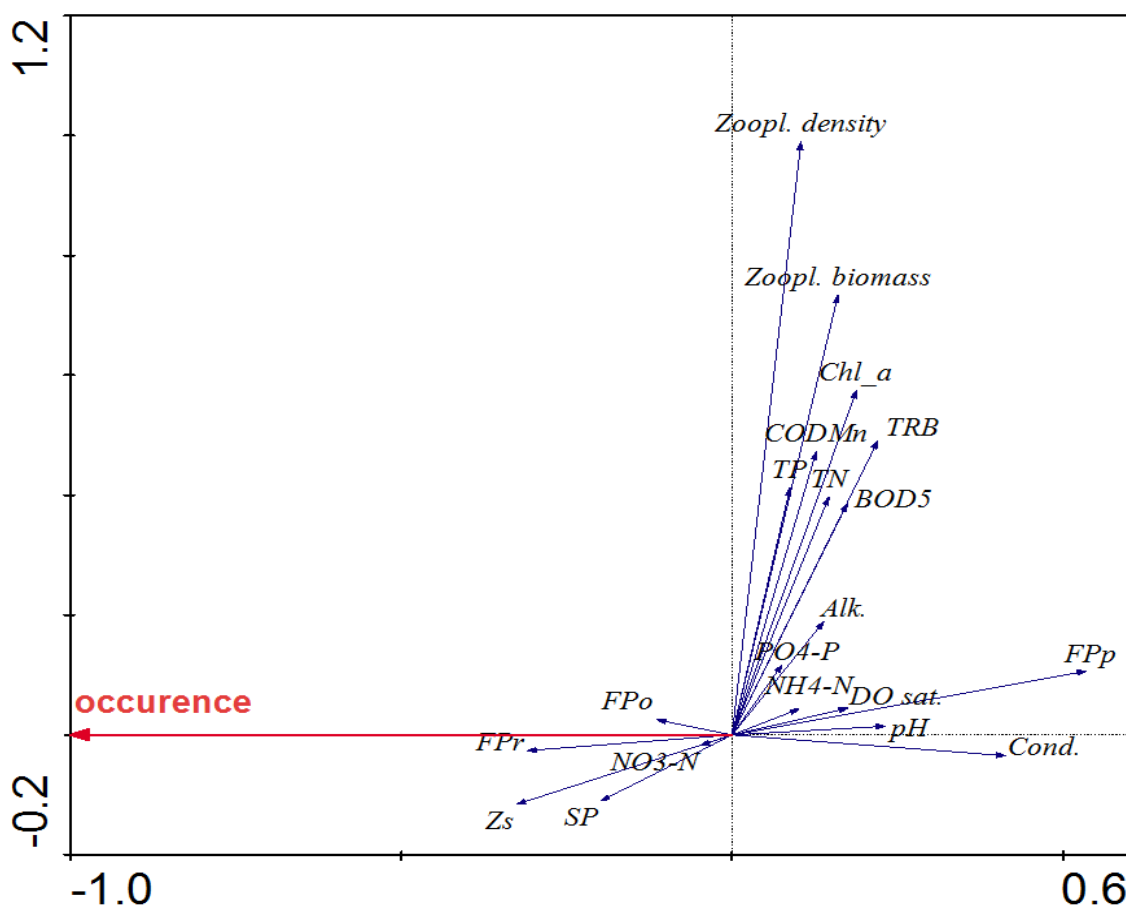
Explanations: - p>0.05; * p<0.05; **p<0.01; ***p<0.001

After a simple comparison of individual parameters gained from the two groups of localities – localities with the occurrence and without the occurrence of *P.magnifica* - by a one-way

analysis of variance, robust differences reflected in most of parameters (table 2). For the following indicators: Zs, pH, Alk_{4,5}, DOsat., Cond. TN, COD_{Mn}, BOD₅, TRB, Chl-a and zooplankton biomass, the p value was much lower than 0.001. Significant differences were found in the TP parameter (p<0.01) and the zooplankton density and also at the NH₄-N parameter (p<0.05). No significant differences were found in NO₃-N and PO₄-P parameters (p>0.05).

Differences depending on between-season periods were observed only in a few parameters. For example, by a detailed post-hoc testing it was found that the difference consists in only one or two localities and concerns mainly Cond., NO₃-N and TP in both l invaded and non-invaded localities. It can therefore be reasonably assumed that the between-season effects on environmental parameters are minimal and thus insignificant.

Figure 1 RDA analysis of the influence of environmental factors and type of locality on occurrence of *P. magnifica*



The occurrence of *Pectinatella magnifica* reflects certain physico-chemical water properties and type of locality (Fig.1). The axis 1 (the presence of species) accounted for only 3% of the variability, the axis 2 explains 75% of variability. With the incidence of *P. magnifica* are positively correlated factors such as Secchi depth (Zs) and nitrate nitrogen NO₃-N, which means that in localities with *P. magnifica* the values of these parameters are higher. The importance of positively reflected types of sites is represented by flooded sandpits (SP) and recreational fishponds (FPr). Other indicators are negatively correlated with the incidence of *P. magnifica*. The most significantly manifested factors are as follows: the pH, conductivity (Cond.), dissolved oxygen saturation (DO sat.) and the content of ammonium nitrogen (NH₄-N). Significantly negatively reflected types of locality were “production ponds” (FPp). Other hydrochemical parameters, zooplankton density and biomass are significantly correlated with the axis 2 or 3, their influence of these parameters is not so critical to the occurrence of the monitored species as the above mentioned parameters.

Discussion

Most of the home and abroad studies in particular physico-chemical parameters in relation to the invasion of *P.magnifica* are rather of a complementary character, whereas this study focuses exclusively on this issue.

Based on the differences in measured parameters and contrasts between invaded and non-invaded localities, it can be concluded that *P.magnifica* is able to form colonies in an environment with a wide range of individual parameters, rating from oligotrophic to eutrophic reservoirs, however, it tends to avoid semi-intensive hypertrophy carp ponds. This fact is supported by some values detected in the Třeboň region by authors already mentioned above (Šinko et al. 2013; Šetlíková et al. 2013). However, depending on the intensity of invasion, localities with regular and mass occurrence of *P.magnifica* and localities with its variable occurrence can be defined.

The localities in the first case, i.e.the localities with the waterbodies in which the colonies grow on almost any available substrate: submerged stones, sticks, branches and roots and higher plants, drain facilities and other handling devices, show an above average water quality within the Třeboňsko region, and they are mainly oligotrophic flooded sandpits (CEP), mesotrophic and lightly eutrophic flooded sandpits (Vlkov, Veselí, Veselí I) and mesotrophic

to slightly eutrophic recreation and sports fishponds (Hejtman and Nový Kanclíř). What these localities have in common are a low fish stock (low bioturbation), i.e. a low turbidity (3-9(15) NTU) and the absence of fertilization and liming (low alkalinity 0.4 – 1 mmol L⁻¹). There isn't a massive development of cyanobacterial water blooms, systems thus do not tend to significant diurnal DO and pH oscillations. Chl-a level oscillates on average 4.5 – 36 (70.5) µg L⁻¹, TN 0.449 - 1.820 mg L⁻¹, TP 0.113 - 0.274 mg L⁻¹, Cond. 14 – 150 µS cm⁻¹, zooplankton biomass 0.15 – 2.5 mg L⁻¹ of WWZ. Such conditions can be considered as optimal for a successful and massive invasion of *P.magnifica*.

In the second case, i.e. the waterbodies with a variable occurrence of *P.magnifica* colonies, its incidence is irregular or infrequent. Equally variable is the water quality, the density and unit weight of fish stocks, depending upon the method of seasonal management. Some of the fishponds are used as nursery ponds and thus have varying filling periods, depending on the age group and species of farmed fish (Zájezek, Malý Horusický). The other fishponds in this group are more susceptible to rainwater deficits (Ruda, Vizír). Sometimes it happens that, especially in early summer, at the time of hatching and colonies development, when the temp. exceeds 20°C (Brown 1933; Everit 1975; Ricciardi and Lewis 1991; Rodrigues and Vergon 2002), there can be a lack of a suitable substrate (dry littoral) due to a lower water level. In this locality group there are also some fishponds with a combined production and recreation use, which results from their acceptable water quality (Opatovický, Podřezaný). However, in seasons in which the chlorophyll-a level reaches over 100 to 300 µg L⁻¹ distinct cyanobacterial water blooms can occur. This depends on the intensity of management and on the fish stock level. Although *P.magnifica* requires greater transparency (low Chl-a and suspended solids levels), it also occurs in waters intensely colored by humic acids (Podřezaný).

The only exception to non-invaded localities, i.e. localities where the *P.magnifica* incidence was not recorded for the whole period of observation carried out in the Třeboň region (since 2005), are strictly hypertrophic localities. In these localities we can usually find mainly production carp ponds with high intensity of management, high stock of heavy fish, regular external interventions (fertilization and liming) and all negative phenomena associated with these. Average concentrations of TN 2.002 – 4.405 mg L⁻¹ and TP 0.179 – 0.470 mg L⁻¹, chlorophyll-a level 77 – 245 µg L⁻¹, regular massive occurrence of cyanobacterial water blooms (in case the Chl-a concentration often rises up to 500 - 700 µg L⁻¹, TRB 37 – 93

NTU), worse light conditions in the pelagial, significant vertical and diurnal DO and pH oscillations and the associated threat of undissociated toxic ammonia and oxygen deficits. Not a single colony was recorded in these localities group, even though we regularly found large amounts of statoblasts in littoral alluvium (Horusický, Špačkov). In this group of hypertrophic localities there is also one flooded sandpit (Horusice), that is connected with the Švarcenberk fishpond and Malý Horusický fishpond by connecting channels and which is thus similar to their properties. An exception is the oligo-mesotrophic flooded sandpit Cep II, which is in the immediate vicinity of the invaded flooded sandpit Cep. However, this sandpit is very different from sandpit Cep. Its pH is the lowest of all monitored localities (mean 6.06, min 5.23) and there is a shortage of a suitable substrate (higher littoral and submerged vegetation, submerged shrub branches, large stones) due to a different morphology (steep shores), intensives and extraction.

The absence of demonstrable differences between the two groups of localities regarding the concentrations of available nutrients (N-NH₄, N-NO₃, P-PO₄) can be explained by these nutrient depletion by high phytoplankton biomass in eutrophic and hypertrophic localities during the growing season (e.g. Pechar, Radová 1996), which is typical for Central European carp ponds. The differences in resultant values, the contrasts between locality groups and the dependence of *P.magnifica* occurrence on various environmental indicators can point to a certain bio indicative potential, as presented by Buris and Cooper (1984), especially in the relation to the suspended solid content and the presence of the substrate. However, the issue of the impact of *P.magnifica* invasion on other components of the aquatic ecosystem was not clarified.

Acknowledgment

This study was supported by project GAČR P503/12/0337

References

Balounová Z, Rajchard J, Švehla J, Šmahel L (2011) The onset of invasion of bryozoan *Pectinatella magnifica* in South Bohemia (Czech Republic). *Biologia* 66: 1091-1096. doi:10.2478/s11756-011-0118-y

Brown CJD (1933) A limnological study of certain fresh-water Polyzoa with special reference to their statoblast. *Trans Amer Micr Soc* 52: 271-314. doi: 10.2307/3222415

Cooper CM, Buris JW (1984) Bryozoans-possible indicators of environmental quality in Bear Creek, Mississippi. *J Environ Qual* 13: 127-130. doi:10.2134/jeq1984.00472425001300010023x

Everitt B (2005) Fresh-Water Ectoprocta: Distribution and Ecology of Five Species in Southeastern Louisiana. *Trans Am Microsc Soc* 94: 130-134.

Hyunbin J, Gea-Jae J, Myeoungseop B, Dong-Gyun H, Jung-Soo G, Ji-Yoon K, Jong-Yun C (2014) Distribute pattern of *Pectinatella magnifica* (Leidy, 1851), an invasive species, in the Geum River and the Nakdong River, South Korea. *J Ecol Environ* 37: 217-223. doi: 10.5141/ecoenv.2014.026

Opravilová V (2005) O výskytu dvou druhů bezobratlých zavlečených do ČR: *Dugesia trigrina* (Tricladida) a *Pectinatella magnifica* (Bryozoa). [Occurrence of two invertebrates species imported in Czech Republic *Dugesia tirgina* (Tricladida) and *Pectinatella magnifica* (Bryozoa)]. *Sbor klubu Přírodověd v Brně 2001-2005*:39-50.

Pechar L (1987) Use of an acetone:methanol mixture for the extraction and spectrophotometric determination of chlorophyll a in phytoplankton. *Arch Hydrobiol Suppl* 78 (1): *Algol Stud* 46: 99–117.

Pechar L, Radová J (1996) Hydrobiologické zhodnocení vývoje třeboňských rybníků od konce 19 stol [Hydrobiological evaluation of the development Třeboň fishponds since the late 19th century]. In: IUCN: Význam rybníků pro krajinu střední Evropy. Trvale udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosferické rezervaci Třeboňsko [Importance

of ponds for the landscape of Central Europe. Sustainable use of fishponds in the protected landscape and biosphere reserve Třeboňsko]. Czech Coordination Centre IUCN – International Union for Conservation of Nature Prague and IUCN Gland, CH and Cambridge, UK, pp 111 – 128.

Příkryl I (2006) Metodika odběru a zpracování vzorků zooplanktonu stojatých vod [The methodology of stagnant water zooplankton sampling and processing]. VÚV TGM, 14 pp.

Ricciardi A, Lewis DJ (1991) Occurrence and ecology of *Lophopodella carteri* (Hyatt) and other freshwater Bryozoa in the lower Ottawa River near Montreal. Quebec Can J Zool 69: 1401-1404. doi: 10.1139/z91-197

Rodriguez S, Vergon JP (2002) *Pectinatella magnifica* Leidy 1851 (Phylactolaemates), a species of Bryozoa introduced in the north of Franche-Comte. Bull Fr Peche Piscic 365-366 : 281-296. doi: 10.1051/kmae:2002036

Smith DG (1985) *Lophopodella carteri* (Hyatt), *Potsiella erecta* (Poots) and other freshwater ectoprocta in the Connecticut River (New England, USA). Ohio J Sci 85: 67-70.

Šetlíková I, Balounová Z, Lukavský J, Rajchard J (2005) Nepůvodní druh mechovky na Třeboňsku [A Non-native Bryozoan Species Found in the Třeboň Basin]. Živa 4: 172–174.

Šetlíková I, Skácelová O, Šinko J, Rajchard J, Balounová Z (2013) Ecology of *Pectinatella magnifica* and associated algae a cyanobacteria. Biologia 68: 1136-1141. doi: 10.2478/s11756-013-0262-7

Šinko J, Rajchard J, Balounová Z, Musil M (2013) Ecological conditions of invasive bryozoan *Pectinatella magnifica* in Protected Landscape Area Třeboňsko. In: Diversification in inland finfish aquaculture. Vodňany, pp 108.

Ter Braak CJF, Šmilauer P (1998) CANOCO Release 4. Reference manual and user's guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination. Microcomputer Power, Ithaca, NY, 352 pp.

Bochnatka americká - nový potenciální bioindikátor stavu vodního prostředí?

Martin Musil, Zuzana Balounová, Josef Rajchard, Jan Šinko

Klíčová slova: *Pectinatella magnifica*, kvalita vody, bioindikace, trofie, invazní organismus

Souhrn

Původně severoamerická sladkovodní bochnatka americká (*Pectinatella magnifica*), patřící do kmene Bryozoa se v posledních letech masově šíří v Evropě i v jiných částech světa. Na Třeboňsku se vyskytuje ve větší míře zřejmě od roku 2003. Lokality s masivní invazí *P. magnifica* jsou většinou nádrže mezotrofního charakteru (pískovny, rybníky využívané pro rekreační účely), nikoliv intenzívně rybářsky obhospodařované rybníky. Tyto nádrže neinklinují k tvorbě hustých sinicových vodních květů, kolísání kyslíkového režimu a mechanickým zákalům. Při srovnání dosavadních výsledků výzkumu hydrochemických a hydrobiologických parametrů na lokalitách s masovým výskytem tohoto druhu a lokalitách kontrolních vyplývá určitá závislost výskytu na konkrétních hydrochemických podmínkách, což by mohlo naznačovat určitý bioindikační význam, resp. možnost indikovat určité rozmezí (případně maximální hodnotu) některých významných parametrů kvality vody.

Úvod

Bochnatka americká (*Pectinatella magnifica*) je invazním druhem sladkovodní mechovky, pocházející ze Severní Ameriky. Je schopná vytvářet velké kolonie, které dosahují objem až několik desítek dm³. V oblasti Třeboňska byl její výskyt poprvé prokázán v roce 2003 na pískovně Cep (výměra 123 ha, průměrná hloubka 7 m, maximální 22 m), mezotrofní nádrži vzniklé po těžbě štěrkopísku (ŠETLÍKOVÁ et al. 2005), v dalších letech se se postupně rozšířila na řadu dalších lokalit Třeboňska, přičemž na většině lokalit měl její výskyt charakter invaze. Kolonie *Pectinatella magnifica* se vyskytují na ponořených větvích vrb, na ponořených zbytcích dřevin a méně často na litorální vegetaci (např. *Typha latifolia*), na kamenech či jiných předmětech. Tento organismus se sice v Čechách neobjevil poprvé, jednalo se ovšem o první masový výskyt po několika desítkách let (OPRAVILOVÁ 2005).

V jižních Čechách je mnoho rybníků s intenzivním chovem ryb, *Pectinatella magnifica* však byla poprvé nalezena v pískovných a rybnících s mimoprodukčním využitím (rekreační rybníky, rybníky určené pro sportovní rybolov). Pískovny jsou ve srovnání s rybníky výrazně oligotrofnější (DRBAL et al. 1990). Také v pískovných je povolen sportovní rybolov, v omezené míře slouží k rekreačním aktivitám.

Populační dynamika tohoto druhu mechovky je uvedena např. v práci z Alabamy (JOO et al. 1992), která navíc uvádí i vliv přítomnosti kolonií na složení fytoplanktonu. Zajímavá je starší práce, která experimentálně studuje preference bochnatky vůči různým substrátům (HÜBSCHMAN 1969). Vztah mezi rozšířením pěti druhů mechovek a fyzikálně-chemickými parametry vodního prostředí popisuje např. EVERITT (1975), ekologickou úlohu mechovek v ekosystémech pak zpracoval RICCIARDI et LEWIS (1991). Asi nejvýznamnější současnou studií z Evropy je popis výskytu jeho kolonií a populační dynamiky z Francie (RODRIGUEZ et VERGON 2002).

Vztahům mezi mechovkami a dalšími sladkovodními druhy živočichů se věnuje studie z alabamských rybníků (DENDY 1963). Schopnosti mechovek kumulovat v sobě některé prvky rozpuštěné ve vodě se věnuje studie autorů SCHOPF et MAINHAM (1967). Poměrně často je *Pectinatella* studována jako mezihostitel rybích parazitů, zejména mikrosporidií (např. CANNING et al 2002). Ve středoevropském prostoru byla *Pectinatella magnifica* nebyla až dosud podrobně zkoumána, zmínit lze popisnou studii ze západní Evropy (MASSARD et GEIMER 2002) a studii sumarizující historii jejího šíření (OPRAVILOVÁ 2005).

Metodika

Výběr lokalit

V letech 2012 až 2015 bylo pravidelně sledováno 22 lokalit na Třeboňsku s různou četností výskytu *Pectinatella magnifica*. 20 lokalit bylo sledováno intenzivně včetně laboratorních hydrochemických a hydrobiologických analýz, 2 lokality pouze extenzivně terénními stanoveními základních ukazatelů. Lokality byly zařazeny do tří skupin: (0) Kontrolní lokality bez výskytu kolonií *P. magnifica*, (1) lokality s občasným nebo řídkým výskytem *P. magnifica* a (2) lokality s masivní invazí *P. magnifica*. Kontrolní lokality byly vybrány tak, aby nějakým způsobem komunikovaly s lokalitami s výskytem *P. magnifica* (např. propojení

stokou, součást stejné rybníční soustavy, blízká vzdálenost např. jen přes dělicí hráz atp.). Plejáda sledovaných lokalit zahrnuje rybníky s různými intenzitami rybářského obhospodařování, od rybníků zcela bez rybářského využití (rybník Vizír), po rybníky s intenzivním rybářským obhospodařením. V rámci nich výtažníky (např. Malý Horusický), hlavní rybníky (např. Ruda, Horusický a další) a rybníky s jinými způsoby využití, např. rekreační rybníky (Hejtman a Staňkovský), využívané pouze pro sportovní rybolov (Nový Kanclíř), nebo kombinovaného využití (Svět, Opatovický). Kromě rybníků byly do sledování zahrnuty některé zatopené pískovny, které se svým charakterem od rybníků podstatně liší a blíží se spíše oligotrofním až mezotrofním jezerním ekosystémům, s výjimkou pískovny Horusice I, která je propojena s rybníkem Švarcenberk.

Tab. 1 Seznam a typy sledovaných lokalit invadovaných a referenčních lokalit neinvadovaných

| Invadované | | neinvadované | | | |
|----------------|-----|----------------------|-----|----------------|-----|
| Masivní invaze | | Řídký/občasný výskyt | | | |
| Název | typ | Název | typ | Název | typ |
| Cep | PS | Opatovický | Ro | Horusice I | PS |
| Veselí | PS | Podřezaný | Ro | Cep II | PS |
| Veselí I | PS | Ruda | Rp | Malý Horusický | Ro |
| Vlkov | PS | Staňkovský | Rr | Horusický | Rp |
| Hejtman | Rr | Vizír | Ro | Jamský | Rp |
| Nový Kanclíř | Ro | Zájezek | Ro | Starý Kanclíř | Rp |
| Horusice* | PS | Svět* | Ro | Purkrabský | Rp |
| | | | | Špačkov | Rp |

Vysvětlivky: PS–zatopené pískovny, Rp –produkční rybníky, Rr –rekreační rybníky, Ro –ostatní rybníky. Tato skupina zahrnuje rybníky s kombinovaným využitím, např. produkční a rekreační, sportovní rybníky, výtažníky a rybníky v ochranném režimu, * - sledované extenzivně.

Metodika odběrů a stanovení fyzikálně chemických a hydrobiologických ukazatelů

Vzorkování lokalit pro laboratorní a hydrobiologické analýzy probíhalo ve vegetační sezóně od května do září jednou měsíčně. Orientační měření v terénu však probíhalo již od března do října dvakrát měsíčně. Terénním měřením byly zjišťovány základní ukazatele jako je průhlednost vody (Zs), teplota, pH, saturace rozpuštěným kyslíkem (DOsat) a elektrolytická konduktivita (Cond.). Laboratorně byly stanoveny: ukazatele kyslíkového režimu BSK5 a CHSK_{Mn}, Turbidita – TRB fotometricky turbidimetrem Aquafluor, alkalita KNK_{4,5} titračně analyzátozem Schott TitroLine, anionty (amonný dusík NH₄-N, dusičnanový dusík NO₃-N,

fosfátový fosfor PO₄-P), celkový dusík TN a celkový fosfor TP spektrofotometrickými metodami s využitím průtokového injekčního analyzátoru (Foss-Tecator) FIAstarTM 5012 a TOC analyzátor FORMACS^{HT}. Koncentrace chlorofylu-a (Chl-a) byla stanovena spektrometricky po extrakci ve směsi acetonu a metanolu (PECHAR 1987). Tato stanovení provedla laboratoř ENKI o.p.s. v Třeboni. Stanovení základních kationtů (Na, K, Ca, Mg) provedla laboratoř Botanického Ústavu AV ČR v Třeboni atomovou absorpční spektrometrií (AAS).

Semikvantitativní, konzervované vzorky zooplanktonu byly determinovány a počítány v komůrkách typu „Sedgwick-Rafter“ za pomoci binokulárního mikroskopu. Výsledek byl pak přepočten na densitu na litr (ind.l⁻¹) přefiltrované vody. Biomasa byla odhadnuta objemovou metodou (PŘIKRYL, 2006) jako čerstvá váha zooplanktonu (WWZ).

Statistické zpracování dat

Rozdíly mezi skupinami lokalit v jednotlivých parametrech byly analyzovány metodou analýzy variance (Anova) pro $p=0,05$ v softwaru Statistica 10. Vlivy environmentálních faktorů a typů lokalit na výskyt *P. magnifica* byly analyzovány vícerozměrnou analýzou dat soft. CANOCO (TER BRAAK et ŠMILAUER, 1998) s použitím redundanční (RDA) analýzy s neomezenou Monte Carlo permutací.

Výsledky a diskuze

Z výčtu lokalit (Tab. 1) byly pro statistickou analýzu vyřazeny extenzivně sledované lokality Svět a Horusice, kvůli absenci výsledků laboratorních analýz. Tab. 2 sumarizuje střední hodnoty a variability parametrů všech sledovaných lokalit, lokality jsou členěny do třech skupin (0, 1, 2) dle intenzity výskytu *P. magnifica*. Skupina lokalit s masivním výskytem *P. magnifica* (skupina 2) vychází ve všech parametrech kvalitativně lépe než skupina lokalit bez výskytu *P. magnifica*. Ve skupině lokalit s občasným nebo řídkým výskytem *P. magnifica* (skupina 1) leží hodnoty ukazatelů vyjma ukazatelů pH, Cond., DO_{sat}, NO₃-N, Na a K přesně mezi hodnotami skupin lokalit 0 a 2.

Tab. 2 Průměr (Mean) a variabilita (SD) hydrochemických a hydrobiologických ukazatelů v jednotlivých skupinách lokalit (0,1,2) za sledované období 2012 - 2015

| Výskyt | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 | 2 |
|--|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | Mean | ±SD | Mean | ±SD | Mean | ±SD |
| Zs (m) | 0,49 | 0,50 | 0,75 | 0,46 | 1,27 | 0,88 |
| pH | 8,35 | 1,69 | 7,85 | 0,83 | 7,95 | 0,62 |
| Cond. ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) | 179 | 85 | 135 | 39 | 139 | 34 |
| Alk _{4,5} | 1,36 | 1,05 | 0,85 | 0,39 | 0,76 | 0,25 |
| DO sat. (%) | 103,9 | 36,1 | 94,6 | 28,7 | 98,7 | 21,0 |
| CHSK _{Mn} (mg.L ⁻¹) | 84,11 | 51,12 | 61,67 | 34,87 | 40,01 | 20,52 |
| BSK5 (mg.L ⁻¹) | 11,58 | 5,96 | 7,85 | 5,37 | 5,77 | 4,26 |
| NH ₄ -N (mg.L ⁻¹) | 0,044 | 0,091 | 0,042 | 0,100 | 0,021 | 0,036 |
| NO ₃ -N (mg.L ⁻¹) | 0,005 | 0,016 | 0,027 | 0,113 | 0,014 | 0,052 |
| PO ₄ -P (mg.L ⁻¹) | 0,026 | 0,045 | 0,016 | 0,027 | 0,013 | 0,034 |
| TN (mg.L ⁻¹) | 2,612 | 1,623 | 1,847 | 1,404 | 1,326 | 0,860 |
| TP (mg.L ⁻¹) | 0,234 | 0,199 | 0,178 | 0,164 | 0,151 | 0,154 |
| Na (mg.L ⁻¹) | 9,95 | 5,32 | 8,49 | 0,57 | 9,19 | 2,17 |
| K (mg.L ⁻¹) | 5,81 | 2,97 | 5,92 | 0,39 | 4,74 | 1,30 |
| Ca (mg.L ⁻¹) | 22,81 | 11,69 | 17,90 | 1,22 | 15,24 | 2,99 |
| Mg (mg.L ⁻¹) | 4,55 | 2,46 | 4,42 | 0,06 | 3,47 | 1,01 |
| TRB (NTU) | 53,18 | 42,14 | 24,68 | 40,34 | 11,84 | 18,03 |
| Chl _a ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) | 179 | 183 | 85 | 119 | 35 | 34 |
| Densita zooplanktonu (ind.L ⁻¹) | 350 | 472 | 151 | 279 | 28 | 52 |
| Biomasa zoopl. WWZ (mg.L ⁻¹) | 8,53 | 7,91 | 2,48 | 2,76 | 1,04 | 1,35 |

Pro zjištění optimálních parametrů pro úspěšný hojný růst kolonií *P. magnifica* je třeba porovnat kontrolní lokality s lokalitami s pravidelným masivním výskytem kolonií *P. magnifica* (Tab. 3). Statisticky významné rozdíly nalezneme u většiny sledovaných parametrů: Zs, pH, Cond, KNK_{4,5}, BSK5, CHSK_{Mn}, NH₄-N, PO₄-P, TN, TP, TRB, Chl_a, kvantita a biomasa zooplanktonu. Nejvýznamněji kontrastují determinanty ukazující na množství nerozpuštěných látek (TRB), biologicky a biochemicky odbouratelných látek (BSK5 a CHSK_{Mn}), sumu hydrogenuhličitanů (KNK_{4,5}), obsah minerálních látek (Cond.), biomasu planktonu (Chl-a, densita a biomasa zooplanktonu) a obsah celkových živin TP a zvláště TN.

Těsně za hranicích významnosti jsou hodnoty ukazatelů dostupných živin NH₄-N a PO₄-P a suma vápníku Ca. Naopak nevýznamné se ukazují rozdíly v hodnotách dusičnanového dusíku NO₃-N a kationtů Na, K a Mg.

Tab. 3 Porovnání rozdílů hydrochemických a hydrobiologických ukazatelů mezi masivně invadovanými a neinvadovanými lokalitami za sledované období 2012 - 2015

| | Masivní invaze | | | | Absence | | | | Významné rozdíly |
|--|----------------|-------|-------|--------|--------------|-------|-------|--------|------------------|
| | Mean | ±SD | Min | Max | Mean | ±SD | Min | Max | |
| Zs (m) | 1,27 | 0,88 | 0,15 | 4,00 | 0,49 | 0,50 | 0,05 | 3,00 | *** |
| pH | 7,95 | 0,62 | 6,63 | 9,84 | 8,35 | 1,69 | 5,25 | 26,20 | ** |
| Cond. (μS.cm ⁻¹) | 139 | 34 | 55 | 189 | 179 | 85 | 11 | 418 | *** |
| Alk _{4,5} (mmol L ⁻¹) | 0,76 | 0,25 | 0,25 | 1,38 | 1,36 | 1,05 | 0,05 | 8,83 | *** |
| DO sat. (%) | 99 | 21 | 47 | 193 | 104 | 36 | 35 | 225 | - |
| CHSK _{Mn} (mg.L ⁻¹) | 40,01 | 20,52 | 4,10 | 100 | 84,11 | 51,12 | 1,14 | 290 | *** |
| BSK5 (mg.L ⁻¹) | 5,79 | 4,34 | 1,17 | 20,36 | 11,58 | 5,96 | 0,57 | 20,60 | *** |
| NH ₄ -N (mg.L ⁻¹) | 0,021 | 0,036 | 0,001 | 0,223 | 0,044 | 0,091 | 0,000 | 0,612 | * |
| NO ₃ -N (mg.L ⁻¹) | 0,014 | 0,052 | 0,000 | 0,362 | 0,005 | 0,016 | 0,000 | 0,132 | - |
| PO ₄ -P (mg.L ⁻¹) | 0,013 | 0,034 | 0,001 | 0,289 | 0,026 | 0,045 | 0,001 | 0,315 | * |
| TN (mg.L ⁻¹) | 1,326 | 0,860 | 0,396 | 5,240 | 2,612 | 1,623 | 0,096 | 7,763 | *** |
| TP (mg.L ⁻¹) | 0,151 | 0,154 | 0,040 | 1,182 | 0,234 | 0,199 | 0,051 | 0,994 | ** |
| Na (mg.L ⁻¹) | 8,31 | 2,40 | 3,67 | 12,15 | 8,46 | 4,32 | 3,26 | 17,75 | - |
| K (mg.L ⁻¹) | 3,80 | 1,66 | 1,22 | 6,19 | 4,84 | 2,74 | 1,22 | 10,81 | - |
| Ca (mg.L ⁻¹) | 13,89 | 3,49 | 8,27 | 19,57 | 20,59 | 10,18 | 5,72 | 41,42 | * |
| Mg (mg.L ⁻¹) | 2,88 | 1,12 | 1,27 | 4,50 | 3,93 | 2,16 | 1,18 | 8,00 | - |
| TRB (NTU) | 11,84 | 18,03 | 0,00 | 101,75 | 53,18 | 42,14 | 2,40 | 203,85 | *** |
| Chl_a (μg.L ⁻¹) | 35 | 34 | 1 | 185 | 179 | 183 | 1 | 1050 | *** |
| Densita zoopl. (ind.L ⁻¹) | 28 | 52 | 0 | 250 | 350 | 472 | 2 | 2270 | *** |
| Biomasa zoopl. (mg WWZ.L ⁻¹) | 1,04 | 1,35 | 0,00 | 6,94 | 8,53 | 7,91 | 0,14 | 31,79 | *** |

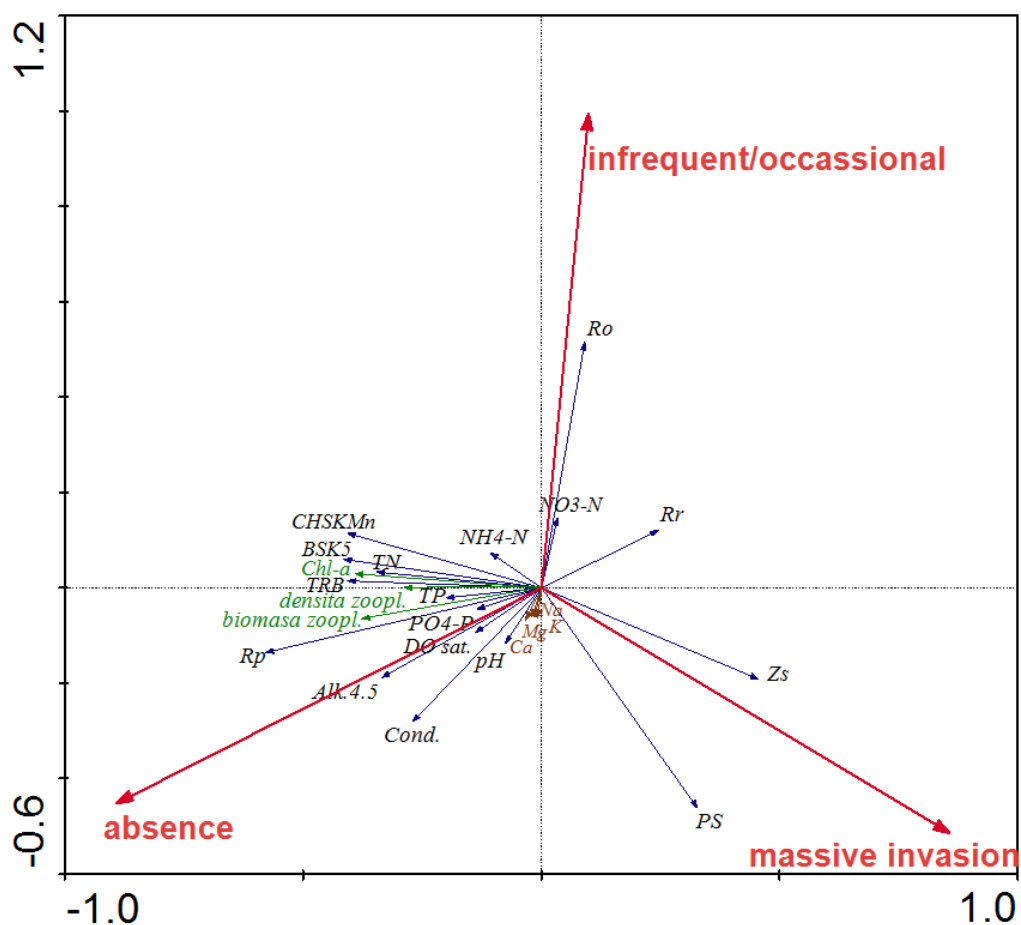
Vysvětlivky: - p>0.05; * p<0.05; **p<0.01; ***p<0.001

O bioindikačních schopnostech sladkovodních mechovek uvažovali již COOPER et BURIS (1984) ve studii provedené na řece Bear Creek v Oregonu. Právě druh *P. magnifica* označili za zvláště citlivý, především vůči obsahu celkových nerozpuštěných látek, zvyšujících se směrem po proudu.

Které ukazatele jsou kritické pro úspěšný, masivní rozvoj kolonií *P. magnifica* odkazuje graf č. 1, na kterém je znázorněn ordinační diagram výsledků vícerozměrné analýzy dat, redundanční analýzy závislosti výskytu bochnatky na jednotlivých parametrech a typech lokalit. Červené šipky značí proměnné vysvětlované, barevné šipky proměnné vysvětlující. Ve směru šipek stoupají hodnoty parametrů, čím blíže k sobě jsou šipky vysvětlovaných a vysvětlujících proměnných, tím těsnější je pozitivní korelace. Opačný směr šipky indikuje negativní korelaci. Velmi zjednodušeně řečeno, čím jsou barevné tenké šipky delší a zároveň blíže přiléhají k silným červeným, tím je konkrétní faktor prostředí důležitější. Dle hodnot

korelačních koeficientů, s absencí *P. magnifica* významně pozitivně korelují sestupně tyto ukazatele: Cond., TRB, Chl-a, CHSK_{Mn}, BSK5, biomasa zooplanktonu, KNK_{4,5}, TN, pH, densita zooplanktonu, PO₄-P, TP a z typů lokalit jsou to Rp (produkční rybníky). Naopak, s masovým výskytem *P. magnifica* těsně souvisí hodnota průhlednosti (Zs) a typ lokalit PS (pískovny) a Rr (rekreační rybníky). Jednoduše řečeno, čím jsou hodnoty těchto ukazatelů vyšší, zároveň s nízkou průhledností vody, tím vyšší je pravděpodobnost, že zde nedojde k masovému růstu kolonií *P. magnifica* a naopak. Hodnoty ukazatelů NH₄-N, NO₃-N, Na, K a Mg vychází jako nejméně významné.

Graf 1 RDA analýza vlivu environmentálních faktorů a typů lokality na výskyt *P. magnifica*



Podmínky pro úspěšnou invazi bochnatky lze na základě výsledků shrnout takto: *P. magnifica* tvoří kolonie v masovém měřítku, tedy téměř na každém volném substrátu, na lokalitách s nadprůměrnými kvalitativními parametry vodního prostředí (v kontextu Třeboňska). V průměru: průhlednost nad 1 metr, pH pod 8, alkalita do 0,8 mmol.l⁻¹, vodivost do 140 μS.cm⁻¹, ukazatelé kyslíkového režimu CHSK_{Mn} do 40 mg.l⁻¹ a BSK5 do 6 mg.l⁻¹, Turbidita

do 12 NTU, celkový dusík do 1,33 mg.l⁻¹, celkový fosfor do 0,15 mg.l⁻¹, chlorofyl-a do 35 µg.l⁻¹, biomasa zooplanktonu do 1,04 mg čerstvé hmotnosti.l⁻¹ a densita zooplanktonu do 28 ind.l⁻¹. Je však nutno vzít v úvahu, že tyto hodnoty jsou počítány za vegetační periodu, jaro-podzim.

Téměř vůbec se bochnatka americká nenalézá ve striktně eutrofních až hypertrofních, pravidelně a intenzivně obhospodařovaných hlavních rybnících. Jsou to lokality s vysokým obsahem minerálních látek, s vodivostí nezdědka přesahující 300 µS.cm⁻¹, vysokou sumou hydrogenuhličitanů a vyšší sumou vápníku, což jednoznačně souvisí s dlouhodobým vápněním rybníků (KUBŮ 1975), se zvýšeným obsahem celkových živin, fosforu a dusíku, což se projevuje vysokými koncentracemi chlorofylu-a a výraznou diurnální oscilací koncentrací rozpuštěného kyslíku a pH. Menší, nebo žádné kontrasty v obsazích dostupných živin, v porovnání s invadovanými lokalitami, lze vysvětlit jejich odčerpáváním vysokými biomasami fytoplanktonu během vegetačního období (např. PECHAR et RADOVÁ 1996), což je typické pro středoevropské eutrofní rybníky. Dalším charakteristickým jevem na těchto rybnících je vysoký mechanický zákal způsobený bioturbací vysokou obsádkou.

Právě zákal vnímáme jako jeden z nejkritičtějších ukazatelů, ať už mechanický, nebo vegetační. Ale pravidelný výskyt bochnatek na sportovním rybníku Nový Kanclíř, který bývá pravidelně v létě zelený a méně častěji i na dalších, často podobně na vrcholu léta zelených rybnících (Ruda, Opatovický, Svět...) nás vede k úvaze, že spíše než biomasa fytoplanktonu je pro úspěšný, resp. neúspěšný rozvoj kolonií bochnatky klíčová jeho velikostní či druhová struktura. Větší partikule, ať už charakteru zvířeného detritu, nebo kolonie tvořících sinic a řas mohou zřejmě ucpávat filtrační aparát zooidů bochnatky, což však zatím není bezpečně prokázáno.

Ne zcela jasná je absence bochnatky na velmi čisté pískovně Cep II, sousedící s pískovnou Cep s pravidelným výskytem. Pískovna Cep II se liší především v nedostatku vhodného substrátu (větve, kořeny, větší kameny), zároveň má ze všech sledovaných lokalit nejnižší zjištěné hodnoty pH (v průměru kolem 6, v minimech kolem 5). Současná intenzivní těžba písku na této lokalitě však vede k zákalu vody způsobeném jílovými částicemi. Na rybníku Podřezaný, s intenzivně zabarvenou vodou huminovými látkami a pH v průměru 6,9 je výskyt *P. magnifica* nepravidelný, někdy však i se značně vysokými hodnotami biomasy. Spodní hranici pH, kterou může bochnatka tolerovat však zatím neznáme; experimentální ověření naráží na dosud nevyřešené problémy s kultivací bochnatky v řízených podmínkách.

Občasný výskyt na některých eutrofních až hypertrofních rybnících svědčí o schopnosti rychlé reakce na změnu v prostředí, jsou-li přítomny statoblasty: rybníky Ruda, Zájezek a

nově v roce 2016 rybník Purkrabský, kde byla v letošním roce vyšší průhlednost, přičemž chyběl jindy obvyklý mechanický zákal. To mohlo být ovlivněno např. změnou obsádky popř. její kondicí, ale také např. průběhem počasí. Podobně je tomu na některých rekreačních rybnících (Staňkovský), rybnících s kombinovaným využitím, kde je rybářské hospodaření v některých aspektech omezeno (Opatovický, Svět) a rybnících v ochranném režimu, kde je rybářské hospodaření dlouhodobě vyloučeno (Vizír).

Závěr

Z dosavadních výsledků výzkumu na lokalitách s masovým výskytem *Pectinatella magnifica* a na lokalitách kontrolních, bez výskytu této nepůvodní mechovky, v oblasti jižních Čech vyplývá určitá závislost výskytu na konkrétních hydrochemických podmínkách, což by mohlo naznačovat určitý bioindikační význam výskytu tohoto organismu. Jeho výskyt může patrně indikovat určité rozmezí (případně maximální hodnotu) některých významných parametrů kvality vody. Pro výše zmíněné nejkritičtější ukazatele může mít *P. magnifica* vysokou indikační váhu.

Poděkování

Tato práce byla podpořena projekty GAČR P503/12/0337 a GA JU č. 081/2016/z.

Zvláštní poděkování patří personálu akreditované laboratoře ENKI o. p. s. a analytické laboratoři Botanického Ústavu AV v Třeboni, jmenovitě: Ing. Jana Šulcová, Ing. Lenka Kropfelová, PhD., Ing. Iva Baxová-Chmelová a Hana Strusková za pečlivé provedení laboratorních analýz

Literatura

Brown CJD (1933): A limnological study of certain fresh-water Polyzoa with special reference to their statoblast. Trans. Amer. Micr. Soc. 52: 271-314. doi: 10.2307/3222415

Canning EU, Refardt D, Vossbrinck CR, Okamura B. & Curry A. (2002): New diplokaryotic microsporidia (Phylum Microsporidia) from freshwater bryozoans (Bryozoa, Phylactolaemata). Eur. J. Protistol. 38: 247-265.

Cooper CM, Buris JW (1984): Bryozoans-possible indicators of environmental quality in

Bear Creek, Mississippi. J. Environ. Qual. 13: 127-130.

doi:10.2134/jeq1984.00472425001300010023x

Dendy JS (1963): Observations on Bryozoan Ecology in Farm Ponds Limnology and Oceanography 8: 478-482.

Drbal K, Kroupa M, Bican J (1990): Heavy metals in waters of flooded sand pits. In: Krupauer V, Bican J, Drba, K (eds.): Extracted Sand Pits: Man-made Ecosystem of Třeboň Biosphere Reserve. Studie ČSAV 13.90. Academia Praha, pp. 71 - 81.

Everitt B. (1975): Fresh-water Ectoprocta: distribution and ecology of five species in southeastern Louisiana. Trans. Am. Microsc. Soc. 94: 130-134.

Joo GJ, Ward AK, Ward GM (1992): Ecology of *Pectinatella magnifica* (Bryozoa) in an Alabama oxbow lake: colony growth and association with algae. J. North. Am. Benthol. soc. 11: 324-333.

Kubů F (1975): Vývoj třeboňského rybníkářství. Kand. dis. práce, VŠZ Brno, 107 s.

Massard JA, Geimer G (2002): Occurrence of *Pectinatella magnifica* (Leidy, 1851) (Bryozoa, Phylactolaemata) in the German-Luxemburg border region near Bech-Kleinmacher (Luxemburg) and Nennig (Germany). Arch 2002, 44:107-120.

Opravilová V (2005): O výskytu dvou druhů bezobratlých zavlečených do ČR: *Dusegia trigrina* (Tricladida) a *Pectinatella magnifica* (Bryozoa). Sborník Přír. klubu v Brně 2001-2005: 39-50.

Pechar, L. (1987): Use of an acetone:methanol mixture for the extraction and spectrophotometric determination of chlorophyll a in phytoplankton. Arch. Hydrobiol. Suppl. 78 (1): Algol. Stud. 46:99–117.

Pechar L., Radová J. (1996): Hydrobiologické zhodnocení vývoje třeboňských rybníků od konce 19 stol. In IUCN: Význam rybníků pro krajinu střední Evropy. Trvale udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko. České koordinační středisko IUCN – Světového svazu ochrany přírody Praha, IUCN Gland, Švýcarsko a Cambridge, Velká Británie, pp. 111 – 128.

Přikryl, I. (2006): Metodika odběru a zpracování vzorků zooplanktonu stojatých vod. VÚV TGM, 14 pp.

Ricciardi A, Lewis DJ (1991): Occurrence and ecology of *Lophopodella carteri* (Hyatt) and other fresh-water Bryozoa in the Lower Ottawa River near Montreal, Quebec. Can. J. Zool. 69:1401-1404.

Rodriguez S, Vergon JP (2002): *Pectinatella magnifica* Leidy 1851 (Phylactolaemates), a species of Bryozoa introduced in the north of Franche-Comte. Bull. Fr. Peche Piscicult. 365-366: 281-296.

Schopf JMT, Manheim FT (1967): Chemical Composition of Ectoprocta (Bryozoa). J. Paleontol. 41:1197-1225.

Šetlíková I, Balounová Z, Lukavský J, Rajchard J (2005): Nepůvodní druh mechovky na Třeboňsku. Živa, 53:172-174.

Ter Braak C.J.F., Šmilauer P. (1998): CANOCO Release 4. Reference manual and user's guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination. Microcomputer Power, Ithaca, NY, 352 pp.

Key words

Pectinatella magnifica, water quality, bioindications, trophy, invasive organism.

Originally a North American freshwater organism *Pectinatella magnifica*, belonging to the tribe Bryozoa in recent years massively spread in Europe and other parts of the world. In the Třeboň area occurs in a greater extent probably since 2003. Localities with massive invasion of *P. magnifica* are mostly mesotrophic waters (sandpits, ponds used for recreational purposes), but not ponds with intensive pisciculture. These localities do not tend to the formation of cyanobacterial water blooms, oxygen regime fluctuations and mechanical turbidity. When comparing the current results of research of hydrochemical and hydrobiological parameters at sites with mass occurrence of this species and results in location without its occurrence, there are certain dependence on the occurrence of specific hydrochemical conditions, which could imply a bioindicating importance, respectively. option to indicate a range (or maximum value) of some important water quality parameters.

Ing. Martin Musil (autor pro korespondenci)

Laboratoř aplikované ekologie, Katedra krajinného managementu, Zemědělská fakulta,
Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích

Studentská 1668

České Budějovice

370 05

Enki o.p.s., Dukelská 145, 379 09, Třeboň.

Ing. Zuzana Balounová, Ph.D.

doc. RNDr. Ing. Josef Rajchard, Ph.D.

Ing. Jan Šinko

Katedra biologických disciplín, Zemědělská fakulta,

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Studentská 1668



České Budějovice

370 05

5. Souhrn

1. Přes zlepšování kvality vody v povrchových vodách v posledních desetiletích zůstávají rybníky silně eutrofní až hypertrofní. Kvalita vody v rybníčních nádržích zůstává velkým problémem. Příčinou je dílem zásoba živin uložených v sedimentech, dílem i živiny z nevyužitých krmiv. Intenzita hnojení rybníků se v posledních letech zřetelně snížila, nicméně jsou lokality, kde se stále uplatňují intenzivnější zásady hospodaření. Stejně tak, i přes celkově lepší čištění komunálních odpadů, jsou mnohé rybníky stále enormně zatěžované přísunem živin z povodí.
2. Současný stav rybníků, přesněji rybníčních bioceóz, vykazuje mnohé symptomy charakteristické pro velmi eutrofizované vodní ekosystémy. Dochází ke změnám v druhovém složení klíčových společenstev, k masovému výskytu některých druhů, které se dříve objevovaly sporadicky, anebo netvořily velkou biomasu. Z hlediska ekofyziologických projevů, rybníky se stávají méně stabilní. To se projevuje zřetelným rozkolísáním kyslíkového a pH režimu, náhlými změnami v biomase fyto i zooplanktonu. Na rybnících jsou zaznamenávány situace, které neodpovídají dosavadním představám o fungování rybníční biocenózy.
3. Zajistit udržitelnou produkci ryb v současných podmínkách představuje pro rybářskou praxi řešení kvalitativně nových problémů. V nestabilním rybníčním prostředí je velmi obtížné předpovědět vývoj klíčových parametrů pro chov ryb. V takových podmínkách je účinnost hnojení i využití krmiv velmi nejistá. Je proto zřejmé, že i rybáři mají zájem na zlepšení stavu. K tomu přistupují i další faktory, jako je obecná snaha o zlepšení kvality vod, ve smyslu Rámové směrnice ES o vodách, a zlepšení celkového ekologického stavu rybníků jako významných krajinných prvků.
4. Během intenzivního sledování 5 rybníků s rozdílnou intenzitou hospodaření, po dobu 4 sezón se podařilo shromáždit rozsáhlý materiál, který umožňuje posoudit aktuální stav a klíčové procesy při formování planktonu a jeho úloze v produkčních procesech.

Tyto výsledky doplněné o vyhodnocení výskytu invazních druhů dávají komplexní popis současné situace a umožňují vysvětlit, některé nové jevy.

5. Úživné prostředí umožňuje bohatý rozvoj zooplanktonu. Jeho struktura a sezónní dynamika je určována velikostí a strukturou rybí obsádky. V podmínkách semi-extenzivního hospodářského režimu (rybí obsádky při nasazení do 400 /ha) dochází v první třetině vegetační sezóny k formování bohatého filtrujícího dafniového zooplanktonu. Nastává stádium čisté vody a nepříznivé projevy eutrofizace se oddalují až na vrchol sezóny. Přitom je alespoň v této části sezóny potravně vhodný zooplankton, jehož produkce je využita rybami. Uplatňuje-li se semi-intenzivní (obsádky při nasazení nad 60 /ha) režim hospodaření, není ani v jarních měsících dafniový zooplankton rozvinutý natolik, aby se jeho filtrační efekt projevil a došlo k eliminaci fytoplanktonu a vytvoření stádia čisté vody. Nepříznivé projevy eutrofizace jsou zjevné už od počátku vegetační sezóny. Sinicové vodní květy se mohou objevit již v průběhu měsíců května, června.
6. Vysoká míra eutrofizace způsobuje, že některé vztahy mezi klíčovými složkami rybniční biocenózy, které byly popsány v minulém století, v současnosti nejsou tak spolehlivé. Zřetelně se to projevuje na výskytu velkých druhů perlooček rodu *Daphnia*. K popsání struktury planktonu a významu velkých perlooček byl využit „Daphnia index“. Tento ukazatel, který je snadno zjistitelný a plně validní, popisuje potenciál dafnií regulovat fytoplankton (top-down regulaci).
7. Na eutrofních rybnících se semi-extenzivním režimem hospodaření, zpravidla funguje top-down regulace v první třetině sezóny (jaro). Na semi-intenzivních rybnících je i v jarním období top-down regulace omezena nedostatkem dafniového zooplanktonu. Hranice fungování top-down regulace je stanovena rozpětím hodnot DI 13 – 15 a současně koncentrací chlorofylu do 50 μg chlorofylu- $\text{a}\cdot\text{L}^{-1}$. Situace s vysokou hodnotou DI a současně s vysokou koncentrací chlorofylu, indikuje neschopnost ryb využít produkce dafnií. Kromě toho perloočky nejsou schopné regulovat rozvoj fytoplanktonu. To znamená, že přenos látek a energie od primárních producentů do

vyšších trofických hladin je značně omezený. Obvykle jde o intenzivně kmené rybníky se silným vegetačním zákalem nebo vodním květem sinic. V takových podmínkách ve fytoplanktonu převládají druhy, které jsou pro zooplankton špatně dostupné. Situace s nízkou hodnotou DI a nízkou koncentrací chlorofylu ukazuje, že rozvoj fytoplanktonu je omezen jiným faktorem, než žracím tlakem zooplanktonu. Může to být např. zákal vzniklý zviřením sedimentu těžkou rybou. Situace DI pod hodnotu 3, může indikovat početnou přítomnost drobných planktonofágů jako je střevlička východní (*Pseudorasbora parva*).

8. V podmínkách vysokého stupně eutrofizace rybníků je celková rybí produkce prakticky nezávislá na čisté primární produkci. Stejně tak nebyl zjištěn žádný významný vztah mezi celkovou produkcí ryb a biomasou perlooček rodu *Daphnia*, ani mezi produkcí a *Daphnia* indexem. Podíl přirozené produkce však dobře koreluje s průměrným podílem velkých perlooček v planktonu i s parametrem DI. Biomasa dafnií je ale rozhodující pro podíl přirozené produkce ryb.
9. Vliv invazní střevličky východní (*Pseudorasbora parva*) na přirozenou potravní základnu chovaných ryb je devastující. Nedostatek přirozené potravy měl za následek sníženou konverzi krmiv a celkové produkce o 55 %. Konečným důsledkem bylo významné snížení ekonomiky chovu kapra.
10. Na Třeboňsku relativně nový vodní živočich bochnatka americká (*Pectinatella magnifica*), vyhledává ekologicky stabilnější ekosystémy, převážně zatopené pískovny a rekreační rybníky. Na takových lokalitách má její výskyt charakter invaze. Vyhýbá se hypertrofním semi-intenzivním rybníkům. Je schopna zareagovat na mezisezónní zlepšení podmínek prostředí a usadit se i na lokalitách, kde se za obvyklých podmínek vůbec nevyskytuje. Pro její úspěšnou invazi jsou nejdůležitější předpoklady: nízké hodnoty vodivosti, turbidity, koncentrace chlorofylu a obsah rozložitelných organických látek. Nepříznivý vliv na ostatní složky vodního ekosystému zatím není znám.

6. Použitá literatura

- Adámek, Z., Sukop, I. (2000): Vliv střevličky východní (*Pseudorasbora parva*) na parametry rybničního prostředí. In: Lusk, S., Halačka, K. [eds.] Biodiverzita Ichtyofauny České republiky (III). UKE AV ČR. Brno, 37-43.
- Adámek, Z. Kouřil, J. (1996): Nepůvodní druhy ryb posledních let v České republice z hlediska původní ichtyofauny. In: Lusk, S., Halačka, K. [eds.] Biodiverzita Ichtyofauny České republiky I. UKE AV ČR. Brno, 34–41.
- Adámek, Z. Sukop, I. (2000): Vliv střevličky východní (*Pseudorasbora parva*) na parametry rybničního prostředí. In: Lusk, S., Halačka, K. [eds.] Biodiverzita Ichtyofauny České republiky 3 UKE AV ČR. Brno, 37-43.
- Adámek, Z., Navrátil, S., Palíková, M. Siddiqui, M. A. (1996): *Pseudorasbora parva* Schegel, 1842: Biology of non-native species in the Czech Republic, In: Flajšhans, M. [ed.] Proceedings of Scientific Papers to the 75th Anniversary of Foundation of the Research Institute of Fish Culture and Hydrobiology. Research Institute of Fish Culture and Hydrobiology, University of South Bohemia, Vodňany, Czech Republic, 143-152.
- Amoroso, C. (1984): Crustacés Cladocères, Extrait du Bulletin mensuel de la société Linnéenne de Lyo: Crustacés Cladocères, Extrait du Bulletin mensuel de la société Linnéenne de Lyon 53 année n 3 et 4, 72-105.
- Antón-Pardo, M., Armengol, X. (2016): Influence of biotic variables on invertebrate size structure and diversity in coastal wetlands of Southeastern Spain. - Estuarine, Coastal and Shelf Science, 180: 41-50.
- Barica, J. (1993a): Oscillations of algal biomass, nutrients and dissolved oxygen as a measure of ecosystem stability. Journal of Aquatic Ecosystem Health, 2(4), 243-250.
- Barica, J. (1993b): Ecosystem stability and sustainability: a lesson from algae. Internat. Verein. Limnol., 25(1), 307-311.
- Bartoš, E. (1959): Vířníci – Rotatoria. Fauna ČSR, sv. 15. Praha, ČSAV, 972 pp.
- Baruš, V. Oliva, O. et al. (1995): Míhulovci Petromyzontes a ryby Osteichthyes 2. Academia Praha. Praha, 698 pp.
- Beděrková, I., Benedová, Z., Pechar, L. (2016): Kyslíkové deficity - projev nestability rybničního ekosystému?- In: David, V., Davidová, T. [eds.] Sborník příspěvků odborné konference, 23.-24.6. 2016. ČZU v Praze. – ČSKI, ČVUT v Praze, UJP v Olomouci, VÚV TGM a ČZU v Praze, 106-114.

- Benzie, J. A. H. (2005): Cladocera: the genus *Daphnia* (including *Daphniopsis*). In Dumont, H. J. (ed.), Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the world vol. 21 Kenobi productions, Ghent, Belgium, 376 pp.
- Brandl, Z. (1974): Obrazový klíč k určování buchanek (Cyclopidae) povrchových vod Československa. Nепublikovaný rukopis.
- Brooks, J. L., Dodson, S. L. (1965): Predation, body size, and composition of plankton. *Science*, 150(3692), 28-35.
- Broyer, J., Calenge, C. (2010). Influence of fish-farming management on duck breeding in French fish pond systems. *Hydrobiologia*, 637(1), 173-185.
- Broyer, J., Curtet, L. (2012): Biodiversity and fish farming intensification in French fishpond systems. – *Hydrobiologia*, 694(1), 205–218.
- Carney, H. J. (1990). A general hypothesis for the strength of food web interactions in relation to trophic state. *Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie. Verhandlungen IVTLAP* 24(1), 487-492.
- Carpenter, S.R. Kitchell, J.F. (1993): The trophic cascade in lakes. – Cambridge Univ. Press, Cambridge, 385 pp.
- Carpenter, S. R., Kitchell, J. F., Hodgson, J. R. (1985): Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience*, 35(10), 634-639.
- Céréghino, R., Biggs, J., Oertli, B., Declerck, S. (2008): The ecology of European ponds: defining the characteristics of a neglected freshwater habitat. *Hydrobiologia*, 597(1), 1-6.
- Cooper, C.,M., Buris, J.,W. (1984) Bryozoans-possible indicators of environmental quality in Bear Creek, Mississippi. *J Environ Qual* 13, 127-130
- David, V., Davidová, T. [eds.] (2015): Rybníky - naše dědictví i bohatství pro budoucnost, Sborník z konference ČSKI Praha, 18.-19.6. 2015, 202 p.
- David, V., Davidová, T. [eds.] (2016): Rybníky 2016 sborník příspěvků odborné konference, 23.-24.6.2016 na ČZU v Praze. – ČSKI, ČVUT v Praze, UJP v Olomouci, VÚV TGM a ČZU v Praze, 184 pp.
- De Backer, S., Teissier, S., Triest, L. (2014): Identification of total phosphate, submerged vegetation cover and zooplankton size thresholds for success of biomanipulation in peri-urban eutrophic ponds. *Hydrobiologia*, 737(1), 281–296.
- Declerck S., Louette G., De Bie T. De Meester L. (2002): Patterns of diet overlap between populations of non-indigenous and native fishes in shallow ponds. *J. Fish Biol.*, 61(5), 1182-1197.

- Downing, J.A. (2010): Emerging global role of small lakes and ponds: little things mean a lot. *Limnetica*, 29(1), 9-24.
- Dumont, H. J., Van de Velde, I., 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(1), 75-97.
- Edmondson, W. T. (1974): Secondary production. *Mitt. Internat. Verein. Limnol*, 20, 229-272.
- Everitt, B. (2005) Fresh-Water Ectoprocta: Distribution and Ecology of Five Species in Southeastern Louisiana. *Trans Am Microsc Soc* 94, 130-134.
- Forum Ochrany Přírody (2016):
<http://www.casopis.forumochranyprirody.cz/uploaded/magazine/pdf/3-2016.pdf>
- Fott, J., Pechar, L., Pražáková, M. (1980): Fish as a factor controlling water quality in ponds. In: Barica, J., Mur, L. R. [eds.] *Hypertrophic Ecosystems. Developments in Hydrobiology*, 2, 255-261.
- Gallego, I., Davidson, T. A., Jeppesen, E., Perez-Martinez, C., Sanchez-Castillo, P., Juan, M., Fuentes-Rodriguez, F, Leon, D., Penalver, P., Toja, J, Casas, J. J. (2012): Taxonomic or ecological approaches? Searching for phytoplankton surrogates in the determination of richness and assemblage composition in ponds. *Ecological Indicators*, 18, 575-585
- Gozlan, R. E., Andreou, D., Asaeda, T., Beyer, K., Bouhadad, R., Burnard, D., Caiola, N., Cakic, P., Djikanovic, V., Esmaili, H. R., Falka, I., Golicher, D., Harka, A., Jeney, G., Kováč, V., Musil, J., Nocita, A., Povz, M., Poulet, N., Virbickas, T., Wolter, C., Serhan Tarkan, A., Tricarico, E., Trichkova, T., Verreycken, H., Witkowski, A., Guang Zhang, C., Zweimueller, I., Britton, J. R. (2010): Pan-continental invasion of *Pseudorasbora parva*: towards a better understanding of freshwater fish invasions. *Fish and Fisheries*, 11(4), 315-340.
- Gozlan, R. E., Pinder, A. C., Shelley, J. (2002): Occurrence of the Asiatic cyprinid *Pseudorasbora parva* in England. *Journal of Fish Biology*, 61(1), 298-300.
- Goździejewska, A., Tucholski, S. (2011): Zooplankton of fish culture ponds periodically fed with treated wastewater. *Polish J. Environ. Stud.*, 20(1), 67-79.
- Hanazato, T., Yasuno, M. (1989): Zooplankton Community Structure Driven by Vertebrate and Invertebrate Predators. *Oceanologia*, 81(1), 450-458.
- Haney, J. F., Hall, D. J. (1973): Sugar-coated *Daphnia*: a preservation technique for Cladocera. *Limnology and Oceanography*, 18(2), 331-333.

- Hesslerová, P., Chmelová, I., Pokorný, J., Šulcová, J., Kröpfelová, L., Pechar, L. (2012): Surface temperature and hydrochemistry as indicators of land cover function.- *Ecological Engineering*, 49, 146-152.
- Hlaváč, D., Anton-Pardo, M., Másilko, J., Hartman, P., Regenda, J., Vejsada, P., Baxa, M., Pechar, L., Valentová O., Všetičková, L., Drozd, B., Adámek, Z. (2016): Supplementary feeding with thermally treated cereals in common carp (*Cyprinus carpio* L.) pond farming and its effects on water quality, nutrient budget and zooplankton and zoobenthos assemblages.- *Aquaculture International*. in print.
- Hrbáček, J. (1962): Species composition and the amount of the zooplankton in relation to the fish stock. *Rozpravy Československé Akademie Věd*, 72(10), 1-116.
- Hrbáček J., Dvořáková M., Kořínek V. Procházková L. (1961). Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. *Ver. Limnol.*, 14, 192-195.
- Hůda, J. (2009): Produkční účinky obilovin v chovu kapra. *Doktorská disertační práce, ZF JU v Českých Budějovicích*, 145 pp.
- Hyunbin, J., Gea-Jae, J., Myeoungseop, B., Dong-Gyun, H., Jung-Soo, G., Ji-Yoon, K., Jong-Yun, C. (2014): Distribute pattern of *Pectinatella magnifica* (Leidy, 1851), an invasive species, in the Geum River and the Nakdong River, South Korea. *J Ecol Environ*37: 217-223.
- Chang, H.V., Nagata, T., Hanazato, T. (2004): Direct and indirect impacts of predation by fish on the zooplankton community: an experimental analysis using tanks. *Limnology*, 5(2), 121-124.
- IUCN (1997: *Fishing for a Living - The Ecology and Economics of Fishponds in Central Europe*. IUCN, Gland, Switzerland, and Cambridge, UK, 184 pp.
- Janda, J., Pechar, L. (1996): *Importance of Fish ponds for the Landscape in Central Europe. Sustainable Use of Fish ponds in the Třeboň Basin Protected Landscape Area and Biosphere Reserve*. Czech IUCN Coord. Centre, Praha, and IUCN, Gland and Cambridge, UK, 189 pp.
- Jeník, J., Kurka, R., Husák, Š. (2002): Wetlands of the Třeboň Basin biosphere reserve in the central European context. *Freshwater Wetlands and Their Sustainable Future. A Case Study of the Třeboň Basin Biosphere Reserve, Czech Republic*. UNESCO, Paris and Parthenon, Boca Raton, 11-18.
- Kloskowski, J. (2011a): Differential effects of age-structured common carp (*Cyprinus carpio*) stocks on pond invertebrate communities: implications for recreational and wildlife use of farm ponds. *Aquaculture International*, 19(6), 1151-1164.

- Kloskowski, J. (2011b): Impact of common carp *Cyprinus carpio* on aquatic communities: direct trophic effects versus habitat deterioration. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie*, 178(3), 245-255.
- Komárková, J., Faina, R., Pařízek, J. (1986): Influence of the watershed and fishstock upon the fishpond biocenoses. *Limnologica* 17(2), 335-354.
- Kořínek, V. (2005): Dichotomický klíč perlooček (Cladocera) České republiky (bez čeledi Chydoridae-stav 2005, navíc metody). Nепublikovaný rukopis, 38 pp.
- Kořínek, V., Fott, J., Fuksa, J., Lellák, J., Pražáková, M. (1987): Carp ponds of central Europe. In: Michael, R. G. [ed.] *Managed aquatic ecosystems. Ecosystems of the World Vol. 29*, Elsevier Science Publishing Co., New York, 29 – 63.
- Kotov, A. A., Štifter, P. (2006): Cladocera: family Ilyocryptidae (Branchiopoda: Cladocera: Anomopoda). In Dumont, H. J. (ed.), *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World vol 22*. Kenobi Production, Bachuys, Gent, 172 pp.
- Květ J., Jeník, J. Soukupová, L. [eds.] (2002): *Freshwater Wetlands and Their Sustainable Future: A Case Study of the Třeboň Basin Biosphere Reserve, Czech Republic*. Man and the Biosphere Series 28, UNESCO & The Parthenon Paris, 486 pp.
- Lemmens, P., Mergeay, J., Van Wichelen, J., De Meester, L., Declerck, S.A.J. (2015): The impact of conservation management on the community composition of multiple organism groups in eutrophic interconnected man-made ponds. *PLoS ONE* 10(9), 139 -371.
- Marvan, P., Komárek, J., Ettl, H., Komárková, J. (1975): Dynamics of algal communities. In: Dykyjová, D., Květ, J. [eds.] *Pond Littoral Ecosystems: structure and functioning*. Ecological Studies 28. Springer Berlin, Heidelberg, 314-320.
- Massatrd, J. A., Geimer, G. (2002): Occurrence of *Pectinatella magnifica* (Leidy, 1851) (Bryozoa, Phylactolaemata) in the German-Luxembourg border region near Bech-Kleinmacher (Luxembourg) and Nennig (Germany). *Archives-Institut Grand-Ducal de Luxembourg. Section des Sciences Naturelles, Physiques et Mathématiques*, 44, 107-120.
- Moss, B. (1998): *Ecology of fresh waters*. – Blackwell Publishing, Malden, 557 pp.
- Moss, B., Kosten, S., Meerhoff, M., Battarbee, R., W., Jeppesen, E., Mazzeo, N., Havens, K., Lacerot, G., Liu, Z., W., De Meester, L., Paerl, H., Scheffer, M. (2011): Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland Waters* 1 (2), 101-105.
- Musil, M., Novotná, K., Potužák, J., Hůda, J. and Pechar, L. (2014): Impact of topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) on production of common carp (*Cyprinus carpio*) – question of natural food structure. *Biologia* 69 (12), 1757—1769

- Nagata, T., Ha, J. Y., Hanazato, T. (2005): The predation impact of larval *Pseudorasbora parva* (Cyprinidae) on zooplankton: a mesocosm experiment. *Journal of Freshwater Ecology*, 20(4), 757-763.
- Nogrady, T., Segers, H. (2002): Rotifera 6; The Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodinidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae. In Dumont, H. J. (ed.), *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World* vol 18. Backhuys Publishers BV, Dordrecht, The Netherlands, 264 pp.
- Nogrady, T., Wallace, R., Snell, T. V. (1993): Rotifera 1. Biology, ecology and systematics. In Nogrady, T., Dumont, H. J. (ed.), *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World (zooplankton guides)* vol 4, SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands, 142 pp.
- Oberle, M. (2003): High incidence of topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) reduces yield carp ponds. European Network for the Dissemination of Aquaculture RTD Information (Q5CA-2000-30105). Aqua-Flow ref., 128 pp.
- Opravidlová, V. (2005): O výskytu dvou druhů bezobratlých zavlečených do ČR: *Dusegia trigrina* (Tricladida) a *Pectinatella magnifica* (Bryozoa).- Sbor. klubu Přírodověd v Brně 2001-2005, 39-50
- Pechar, L. (1995): Long-term changes in fish pond management as an unplanned ecosystem experiment: importance of zooplankton structure, nutrients and light for species composition of cyanobacterial blooms. *Water Science and Technology*, 32(4), 187-196.
- Pechar, L. (2015): Století eutrofizace rybníků – synergický efekt zvyšování zátěže živinami (fosforem a dusíkem) a nárůstu rybích obsádek. *Vodní hospodářství*, 65(7),1-6.
- Pechar, L. Baxa, M., Benedová, Z., Musil, M., Pokorný, J. (2016): Jak fungují rybníky s rybami a "rybníky" bez ryb, při nízké s vysoké úrovni živin. In: *Rybníky 2016*, David, V., Davidová, T. [eds.] Sborník příspěvků odborné konference, 23.-24.6. 2016 na ČZU v Praze. – ČSKI, ČVUT v Praze, UJP v Olomouci, VÚV TGM a ČZU v Praze, 70 – 80.
- Pechar, L. (2000): Intenzifikace hospodaření a ekologická stabilita rybníků - klíčových vodních biotopů Třeboňské pánve. In: Pokorný, J., Šulcová J., Hátle, M. [eds.] *Třeboňsko 2000. Ekologie a ekonomika Třeboňska po dvaceti letech*, ENKI, o.p.s., Třeboň, 13-21.
- Pechar, L., Příkrýl, I., Faina, R. (2002): Hydrobiological evaluation of Třeboň fish ponds since the end of the nineteenth century In: Květ, J., Jeník, J., Soukupová, L. [eds.] *Freshwater wetlands and their sustainable future*. Paris, 31-61.

- Pechar, L., Radová, J. (1996): Hydrobiologické zhodnocení vývoje třeboňských rybníků od konce 19. století. [In:] IUCN: Trvale udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko. Význam rybníků pro krajinu střední Evropy. České koordinační středisko IUCN - Světového svazu ochrany přírody Praha a IUCN Gland, Švýcarsko a Cambridge, Velká Británie, 57 – 78.
- Pechar, L., Bastl, J., Hais, M., Kröpfelová, L., Pokorný, J., Štíchová, J., Šulcová, J. (2005): Effects of runoff from agricultural catchments on fishpond water chemistry. A long-term study from Třeboň fishponds – In.: Dunne, E. J., Reddy, K.R. and Carton, O.T. [eds.] Nutrient Management in Agricultural Watersheds – A Wetland Solution. - Wageningen Academic Publishers, 34 – 38.
- Potužák, J. (2009): Plankton and Trophic Interactions in Hypertrophic Fish Ponds.- Disertační práce, Zemědělská fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. 137 pp.
- Potužák, J., Hůda, J. and Pechar, L. (2007a): Changes in fish production effectivity in eutrophic fishponds – impact of zooplankton structure.- *Aquaculture Internat.*, 15(3), 201-210.
- Potužák, J., Hůda, J., Pechar, L. (2007b): Zooplankton in Hypertrophic Fish ponds: is the „ Top-Down“ Regulation of Phytoplankton Still a Valid Concept? *Acta Universitatis Carolinae Environmentalica*, 21 115-120.
- Příkryl, I. (1996): Vývoj hospodaření na českých rybnících a jeho odraz ve struktuře zooplanktonu, jako možného kritéria biologické hodnoty rybníků. In: Flajšhans, M. [ed.] Sborník vědeckých prací k 75. výročí založení VÚRH, 151-164.
- Příkryl, I. (2006a): Metodika odběru a zpracování vzorků zooplanktonu stojatých vod. VÚV TGM, 14 pp.
- Příkryl, I. (2006b): Rámcový klíč planktonních a v planktonu nalézáných fixovaných vířníků pro území ČR. Nepsaný rukopis. 39 pp.
- Příkryl, I. (2014): Klíč Středoevropských Cyclopidae (bez druhů podzemních vod). Nepsaný rukopis, 34 pp.
- Rajchard, J., Navrátil, J., Balounová, Z., Alt, M., Širlová, L., Hýlová, A., Školníková, H. (2013): Nest and nest site characteristics of the Great Crested Grebe (*Podiceps cristatus*) on intensively managed fishponds: an example from Bohemia, *Ethology Ecology & Evolution* 25(3), 203-213.
- Reynolds, C.S. (1997): Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory. – *Excellence in Ecology*, vol. 9, Ecology Institute Oldendorf/Luhe Germany, 371 pp.
- Rodriguez, S., Vergon, J., P. (2002): *Pectinatella magnifica* Leidy 1851 (Phylactolaemates), a species of Bryozoa introduced in the north of Franche-Comte. *Bull Fr Peche Piscic* 365-366, 281-296.

- Sed'a, J., Duncan, A. (1994): Low fish predation pressure in London reservoirs: 2. consequences to zooplankton community structure. *Hydrobiologia*, 291(3), 179-191.
- Shapiro, J., Lamara, V., Lynch, M. (1975): Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. In: Brezonic, P. L., Fox, J. L. [eds.] *Proc. Symp. On Water Quality Management Throught Biological Control*, 85-96.
- Shapiro, J., Wright, D. I. (1984): Lake restoration by biomanipulation Round Lake, Minnesota, the first two years. *Freshwater Biology*, 14(4), 371-384.
- Scheffer, M. (1998): *Ecology of shallow lakes*. – Chapman and Hall, London, 357 pp.
- Strnadová, J. (2015): *Chemismus rybníčních vod ČR – dlouhodobý vývoj chemismu rybníčních vod – efekt eutrofizace*. - Diplomová práce, ZF JU v Českých Budějovicích, 94 pp.
- Šetlíková, I., Skácelová, O., Šinko, J., Rajchard, J., Balounová, Z. (2013): Ecology of *Pectinatella magnifica* and associated algae and cyanobacteria. *Biologia*, 68(6), 1136-1141.
- Šrámek-Hušek, R. (1962): *Lupenonožci – Brachiopoda*, Fauna ČSSR sv. 16, ČSAV, Praha, 472 pp.
- Šrámek-Hušek, R. (1953): *Naši klanonožci*. Nakladatelství Československé akademie věd. 64 pp.
- Šusta, J. (1898): *Fünf Jahrhunderte der Teichwirtschaft zu Wittingau*. Stettin. Czech translation by Lhotský, O. (1995): *Pět století rybníčního hospodaření v Třeboni*. Carpio, Třeboň. 212 pp.
- Talling, J.F. (1957): Photosynthetic characteristics of some freshwater plankton diatoms in relation to underwater radiation. *New Phytol.*, 56(1) 29-50.
- Talling, J.F. and Lemoalle, J. (1998): *Ecological Dynamics of Tropical Inland Waters*. – Cambridge University Press Cambridge, 441 pp.
- Tesařová, B. (2011): *Fotosyntetické charakteristiky fytoplanktonu eutrofních vod*.- Diplomová práce, PřF UK Praha, 58 pp.
- Václavíková, M, Václavík, T., Kostkan, V. (2011): Otters vs. fishermen: Stakeholders' perceptions of otter predation and damage compensation in the Czech Republic.- *Journal for Nature Conservation* 19(2), 95–102.
- Vanacker, M., Wezel, A., Payet, V., Robin, J. (2015): Determining tipping points in aquatic ecosystems: The case of biodiversity and chlorophyll relations in fish pond systems.- *Ecological Indicators*, 52, 184–193

- Wezel, A., Chazoule, C., Vallod, D. (2013): Using biodiversity to valorise local food products: the case of fish ponds in a cultural landscape, their biodiversity, and carp production. *Aquaculture International.*, Vol. 21(6): 1395-1408.
- Witkowski, A. (2006a): *Pseudorasbora parva* (Schlegel, 1842). In: Głowaciński, Z., Mirek, Z. [eds.] *Polska Księga Gatunków Inwazyjnych*, IOP PAN, Kraków.
- Witkowski, A. (2006b): NOBANIS-Invasive Alien Species Fact Sheet-*Pseudorasbora parva*. In: Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species. <http://www.nobanis.org/> (accessed on 10 Dec 2010).
- Wolfram-Wais, A., Wolfram, G., Auer, B., Mikschi, E., Hain, A. (1999): Feeding habits of two introduced fish species (*Lepomis gibbosus*, *Pseudorasbora parva*) in Neusiedler See (Austria), with special reference to chironomid larvae (Diptera: Chironomidae). *Hydrobiologia* 408(0), 123-129.

Publikační činnost

Vědecké žurnály s IF

Musil M., Novotná K., Potužák J., Hůda J., Pechar L. (2014). Impact of topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva* Schlegel, 1842) on production of Common carp (*Cyprinus carpio* L.) – Question of natural food structure. *Biologia* 69/12: 1757—1769, DOI: 10.2478/s11756-014-0483-4

Odeslané rukopisy do žurnálů s IF v recenzním řízení

Musil M., Balounová Z., Novotná K. (2016). Relationship between the occurrence of invasive bryozoans *Pectinatella magnifica* (Leidy 1851) and parameters of the aquatic environment in the BR Třeboňsko. *Wetlands Ecology and Management*

Připraveno k publikaci v žurnálu s IF

Potužák J., **Musil M.**, Pechar L. The *Daphnia* index – A new method to evaluate zooplankton structure and its top-down regulation of phytoplankton.

Vědecké recenzované žurnály bez IF

Musil M., Buřič M., Polícar T., Kouba A. and Kozák P. (2010). Comparison of diurnal and nocturnal activity between noble crayfish (*Astacus astacus*) and spinycheek crayfish (*Orconectes limosus*). *Freshwater Crayfish* 17: 189-193.

Hartvich P., Másílko J., Urbánek M., Rost M., **Musil M.**, Zrostlík J. (2010). Sledování produkční účinnosti krmiv u dvouletého amura bílého. Investigation of production efficiency of feed in two years grass carp (*Ctenopharyngodon idella*) in pilot-experiments. *Bulletin VÚRH, Fakulta Rybářství a ochrany vod, JU v Českých Budějovicích, Vodňany: 5 - 15, ISSN 0007-389X*

Musil M., Balounová Z., Rajchard J., Šinko J. (2016). Bochnatka americká - nový potenciální bioindikátor stavu vodního prostředí? *Vodní Hospodářství (in press)*

Recenzované žurnály bez IF, mimo studovaný obor

Lukášek J., **Musil M.**, Knížek F. (2013). Revize výskytu vltavínů na zapomenuté lokalitě na Vrábečsku. *Vol. 21, No. 5, p. 455-456. ISSN 1213-0710*

Welser P., **Musil M.**, Málek O., Zikeš J., Machek P. (2016). Elbaitový pegmatit Rudolfovo u Č. Budějovic. *Minerál. Vol. 22, No. 3*

V přípravě k publikaci 2016

Welser P., Zikeš J., **Musil M.**, (Novák M., Cícha J.?) (2016). (Eds): Černá v Pošumaví. *Minerál, special volume*

Musil M., Welser P. (2016). Lithný pegmatit Vápenný vrch II. In Welser et al. (Eds): Černá v Pošumaví. Minerál, special volume

Certifikovaná metodika

Fučík P. et al. (2015). Metodický postup pro hodnocení vlivu pastvy skotu na půdní vlastnosti, množství a jakost vody a biodiverzitu v krajině: certifikovaná metodika. Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i. ISBN 978-80-87361-42-9.

Články ve sbornících

Šinko J., **Musil M.**, Balounová Z., Rajchard J., Navrátil J. (2013). Zatopená štěrkopískovna jako brána brána invaze *Pectinatella magnifica* do Chráněné krajinné oblasti Třeboňsko. In: Jezera a mokřady ve zbytkových jamách po těžbě mokřadů, Most 16-18. 4, 2013. ISBN 978-80-260-4172. s. 1249-1253.

Procházka, J., Brom, J., Vácha, A., **Musil, M.** (2014). Monitoring látkových toků tří malých povodí na Šumavě. Brych, K., Tesař, M. (Eds.). Hydrologie malého povodí 2014. Praha: Ústav pro hydrodynamiku AV ČR, p. 409-416. ISBN 978-80-02-02525-2.

Šinko J., **Musil M.**, Balounová Z., Lepšová-Skácelová O., Rajchard J. (2015). Ekologické podmínky výskytu invazní sladkovodní mechovky *Pectinatella magnifica* [Ecological conditions occurrence of freshwater brzofoan *Pectinatella magnifica*]. Limnospol 2015, XVII. konference ČLS a SLS, 29.6. – 3.7.2015, Mikulov. p. 139-145

Pechar L., Baxa M., Benedová Z., **Musil M.**, Pokorný J. (2016). Jak fungují rybníky s rybami a “rybníky“ bez ryb, při nízké a vysoké úrovni živin. [Fishpond functioning – with or without fishstock at low or high nutrient level]. In: David V., Davidová T. (eds.): Rybníky 2016. ČSKI, květen 23.-24., 2016, ČZU v Praze. p. 70 – 80. ISBN 978-80-01-05978-4

Konference, sborníky konferencí

Mezinárodní konference

Kozák, P., **Musil, M.**, Buřič, M., Polícar, T., Kouba, A. (2008). Comparison of day and night activity between noble (*Astacus astacus*) and spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus*). Oral presentation in: 17th Symposium of International Association of Astacology (IAA), Kuopio, Finland, August 4 – 8, 2008. pp.40.

Musil, M., Potužák, J., Hůda, J., Pechar, L. (2011). Impact of topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva* Schlegel, 1842) on production of Common carp (*Cyprinus carpio* L.) – Question of natural food structure. Oral presentation in: Diversification in Inland Finfish Aquaculture. Písek, Czech Republic, May 16 - 18, 2011, s. 27.

Kašpar, J., Marek, T., Říha, M., Truszyk, A., **Musil, M.** (2011). Fish population in post-mining water reservoirs without specific maintenance. Poster presentation in: Biolief 2011. 2nd World Conference on Biological Invasions and Ecosystem Functioning. November 21-24 2011, Mar del Plata, Argentina. s 53.

Kozák P., Buřič M., Kouba A., **Musil M.**, Vích P. and Polícar T. (2010). Spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus*) biology – the latest pieces of knowledge. Oral presentation in: European crayfish, Food, Flagships & Ecosystem services. October 26-29 2010-Poitier, France. s 64.

Balounová Z., Havlíčková L., **Musil M.**, Rajchard J., Šinko J. (2013). Invasion of *Pectinatella magnifica* in Trebonsko Protected Landscape Area and Biosphere Reserve (Czech Republic). In: Abstract Book. SEFS 8 – Symposium for European Freshwater Sciences. Münster, Germany. pp.25.

Šinko J., **Musil M.**, Balounová Z. (2013). Ekologické podmínky výskytu invazní mechovky *Pectinatella magnifica* v oblasti CHKO Třeboňsko. Ecological conditions of invasive bryozoans *Pectinatella magnifica* in Protected Landscape Area Třeboňsko. In: Textbook of the International Conference. Interdisciplinární mezinárodní vědecká konference doktorandů a vědeckých asistentů QUAERE 2013. pp. 1249-1253.

Šinko J., Rajchard J., Balounová Z., **Musil M.** (2013). Ecological conditions of invasive bryozoan *Pectinatella magnifica* in Protected Landscape Area Třeboňsko. In: Diversification in inland finfish aquaculture. Vodňany, the Czech Republic. pp. 108

Musil M., Lepsova-Skacelova O., Sinko J., Balounova Z. (2015). Hydrochemical and hydrobiological conditions of localities invaded by bryozoans *Pectinatella magnifica* (leidy, 1851). A case study from BR treboňsko, Czech Republic. SEFS 9 - Symposium for European Freshwater Sciences July 5-10, 2015, Geneva, Switzerland. pp. 181

Baxa M., Benedová Z., **Musil M.**, Chmelová I., Pechar L., Pokorný J. (2015). Highly eutrophicated fishponds - Effect of the past nutrient input and current high fishstock - results of 20 years monitoring. SEFS 9 - Symposium for European Freshwater Sciences July 5-10, 2015, Geneva, Switzerland. pp. 512

Domácí konference s mezinárodní účastí

Musil M., Šinko J., Rajchard J. (2014). Environmentální charakteristiky lokalit s rozšířením *Pectinatella magnifica* na třeboňsku (Česká republika). [Environmental characteristics of the localities with a *Pectinatella magnifica* occurrence in Trebon region (Czech Republic)]. In: Abstract Book. Invazní akvatické druhy živočichů. December 9 2014, České Budějovice. p. 57-58

Ostatní výstupy

Ilustrace v odborných publikacích

Kortan, J., Adámek, Z.(2010): Determinace poranění ryb kormoránem velkým a ostatními rybožravými ptáky. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. Fakulta rybářství a ochrany vod. Edice Metodik, Technologická řada 100; 26 s. Dostupné na internetu: ISBN 978-80-87437-02-5