

Acta

Facultatis Ecologiae



Journal of Faculty of Ecology and Environmental Sciences
Technical University in Zvolen

Volume 10

Suppl. 1

2003



Proceedings of 13th Conference
of Slovak Limnological Society and Czech Limnological Society
Banská Štiavnica, June 23–27, 2003

Edited by Peter Bitušík & Milan Novikmec

Acta Facultatis Ecologiae

Journal of Faculty of Ecology and Environmental Sciences
Technical University in Zvolen

Periodikum Fakulty ekológie a environmentalistiky
Technickej univerzity vo Zvolene

Volume 10
Supplement 1
2003

Redakčná rada (Editorial Board)

Predseda (Editor-in-Chief)
Ivan Vološëuk

Výkonný redaktor (Executive Editor)
Peter BITUŠIK

Ľlenovia (Members)

Jozef BLAHO
Ladislav MIKLÓS
Dagmar SLÁVIKOVÁ
Vladimír KONRÁD
Mária KOZOVÁ
Miroslav STOLINA

Juraj LADOMERSKÝ
Jozef KLINDA
Rudolf MIDRIAK
Peter KRCHNÁK
Ján SUPUKA
Peter BITUŠIK

Recenzenti príspevkov v Acta Facultatis Ecologiae 10, Suppl. 1
List of Reviewers in Acta Facultatis Ecologiae 10, Suppl. 1

František HINDÁK
Pavel HUČKO
Igor HUDEC

Vladimír KOŠEL
Elena MOGODOVA
Jozef ŠTEFFEK

OBSAH / CONTENTS

MIKROBIOLÓGIA

Viera Straškrábová, Jiří Nedoma, Karel Šimek & Jaroslav Vrba Pelagic microbial assemblages in oligotrophic mountain lakes	15
Karel Šimek, Karel Horáák, Michal Mašín, Jiří Nedoma & Markus Weinbauer Faktory ovlivňující složení společenstev bakterioplanktonu Factors shaping community composition of bacterioplankton	19
Karel Horáák, Michal Mašín, Jan Jezbera, Jiří Nedoma & Karel Šimek Vliv živin a predace prvoků na složení společenstva bakterií přeneseného z živinami bohatého do živinami chudého prostředí přehradní nádrže Effects of nutrients and protozoan grazing on community composition of bacteria that were transferred from a nutrient-rich to a nutrient-poor area of a dam reservoir	23
Michal Mašín, Karel Horáák, Jan Jezbera, Jiří Nedoma & Karel Šimek Vliv živin a predace prvoků na změny morfologie bakterií při manipulačních pokusech v nádrži Ŕímov Effect of nutrients and protozoan grazing on changes of bacterial morphology during manipulation experiments in Ŕímov reservoir	27
Eva Hlaváčová, Martin Rulík & Lubomír Ěáp Metanogeneze v hyporheických sedimentech malého nížinného toku Methanogenesis in hyporheic sediments of a small lowland stream	31
Jan Koutný, Martin Rulík, Milan Navrátil, Jan Jezbera & Karel Horáák Stanovení hlavních fylogenetických skupin bakterií v hyporheických sedimentech malého nížinného toku (Sitka, ĚR) pomocí fluorescenční hybridizace <i>in situ</i> (FISH) Determination of main phylogenetic bacterial groups in hyporheic sediments of a small lowland stream (Sitka, Czech Republic) using fluorescent <i>in situ</i> hybridization (FISH)	35
Robert Spáěl & Martin Rulík Distribuce bakteriální produkce a enzymatické aktivity v sedimentech nížinného toku Distribution of bacterial production and enzymatic activity in sediments of a small lowland stream	39
Šárka Trulleyová & Martin Rulík Konceptuální model transformace organického uhlíku v hyporheické zóně toku Conceptual model of organic carbon transformation in the hyporheic zone of a stream	43
Jarmila Lamačová, Petr Barták, Silvie Salomonová, Martin Rulík & Jaroslav Horký Studium mikrobiálních společenstev ve vybraných vzorcích prostřednictvím analýzy fosfolipidových mastných kyselin A study of microbial communities in selected samples using phospholipid fatty acids analysis	47
Zuzana Velická & Livia Tóthová Vyskyt kryptosporidií a giardií vo vybraných vodárenských nádržích Slovenska v rokoch 2000–2002 Occurrence of <i>Cryptosporidium</i> and <i>Giardia</i> species in selected reservoirs in Slovakia in 2000–2002	51
Daša Hlubíková & Eva Tirjaková Metodologické problémy v determinácii vybraných skupin nálevníků (Protozoa, Ciliophora) Methodological problems in determination of selected ciliate groups (Protozoa, Ciliophora)	55

Jiří Nedoma, Jaroslav Vrba, Alena Štrojsová, Karel Šimek & Petr Zhachor Možnosti využití analýzy obrazu při vyhodnocování mikrobiální biomasy a aktivity ve vzorcích přirozených vod Use of image analysis for estimation of microbial biomass and activity in samples of natural aquatic ecosystems	59
---	----

ALGOLÓGIA

Alena Štrojsová, Jaroslav Vrba & Jiří Nedoma Extracelulární fosfatázy fytoplanktonu údolní nádrže Ōimov Extracellular phosphatases of the Ōimov reservoir phytoplankton	65
Blanka Desortová Periodicita fytoplanktonu tekoucích vod na příkladu toků v povodí Labe Periodicity of the phytoplankton of running waters on the example of water flows of Elbe watershed	69
Olga Skácelová Perifyton Lednických rybníků Periphyton of the Lednické rybníky fishponds	73
Elena Štefková Rozsievky vybraných jazier Vysokých Tatier Diatoms of selected lakes of High Tatras Mts.	77

ZOOPLANKTÓN

Martina Štrojsová & Miloslav Devetter Sezónní dynamika a vertikální stratifikace společenstva vířníků přehradní nádrže Ōimov Seasonal dynamics and vertical distribution of the rotifer community of Ōimov Dam Reservoir	83
Miloslav Devetter & Jaromír Seřa Společenstvo vířníků přehradní nádrže pod vlivem predace <i>C. vicinus</i> Rotifer community of a dam reservoir under predation impact of <i>C. vicinus</i>	87
Jiří Macháček & Jaromír Seřa Vertikální distribuce perlooček rodu <i>Daphnia</i> v nádrži Ōimov a její změny v průběhu sezóny The vertical distribution of <i>Daphnia</i> species and its seasonal changes in Ōimov reservoir	91
Marta Illyová Trendy rozvoja společenstva perlooček (Branchiopoda, Crustacea) v povodí Dunaja Trends in the development of Cladoceran assemblages (Branchiopoda, Crustacea) in the watershed of the Danube	95
Markéta Kublřková Cladocera rybnění soustavy mezi Studěnkou a Polankou v CHKO Poodří Cladocera of the pond area between Studěnka and Polanka in Poodří Landscape Protected Area	99
Ivo Sukop & Radovan Kopp Zooplankton a fytoplankton Lednických rybníků Phytoplankton and zooplankton of the Lednické rybníky fishponds	101
Adam Petrusek, Vladimřr Kořínek & Martin Ěerný Analysis of Cladoceran cryptic species: what approaches can we take?	105

Martin Ěerný & Viktor Horálek The ecological background of the successful invasion of two North American daphniids into Czech waters: a pilot study	109
Vladimír Koiínek, Martin Ěerný & Adam Petrušek <i>Daphnia obtusa</i> Kurz, 1874: komplex kryptických druhů - nový problém populaèní ekologie <i>Daphnia obtusa</i> Kurz, 1874: Complex of cryptic species - a new problem in population ecology	113
Lukáš Merta Role vysychání jarní periodické tůní v procesu líhnutí vajíček žábřonožky sně žní (<i>Eubbranchipus grubii</i>) Significance of habitat desiccation for egg hatching of the anostracan <i>Eubbranchipus grubii</i>	115
Leoš Kohout & Jan Fott Zotavování zooplanktonu šumavských jezer z acidity v období reverze chemismu a možnosti repatriace klíčových druhů Recovery of zooplankton species to formerly acidified lakes of the Bohemian Forest	119
Jaroslav Hrbáček & Zdeněk Brandl Co ovlivňuje život planktonu v údolních nádržích Effects on planktonic life in valley reservoirs	123
Ivo Píkrýl Co můžeme zjistit ze vzorku zooplanktonu? What we can find out from a zooplankton sample?	127
ZOOBENTOS	
Marie Omesová Metodika odběru meiobentosu Sampling methods of meiofauna	133
Ilja Bernardová, Světlana Zahrádková, Jiří Kokeš, Jiří Zahrádka & Miloš Rozkošný Analýza hodnocení ekologického stavu řek Dyje a Bečvy An analysis of ecological state assesment of Dyje River and Bečva River	135
Zdeněk Adámek Biodiverzita makrozoobentosu v reakci na degradaci prostředí malých toků ČR Macrozoobenthos biodiversity in response to the degradation of stream conditions in the Czech Republic	141
Zuzana Pastuchová Makrozoobentos ako indikátor pôvodnosti tokov Cerovej vrchoviny Macrozoobenthos as an indicator of ecological conditions of streams in the Cerova Vrchovina Mts.	147
Jiří Kroča Makrozoobentos divočího toku Macrozoobenthos of a braided stream	153
Jiří Jarkovský, Ladislav Dušek, Petr Pavliš, Jan Hodovský, Svetlana Zahrádková, Pavel Kukleta & Roman Šmíd Vícerozměrná pravděpodobnostní typologie říčních lokalit na základě biotických a abiotických dat – návrh uživatelsky přístupného řešení Multivariate classification of river sites based on abiotic and biotic data – suggestion of a robust solution	157

Emília Elexová Biologické hodnotenie kvality vody Dunaja Biological assessment of water quality in the Danube River	161
Iľja Krno Degradácia spoločenstiev podeniek, pošvatiek a potočiek v oblasti Dunajského vodného diela (Gabèikovo) Degradation of mayfly, stonefly, and caddisfly taxocoenoses in the Danube hydropower inundation area	165
Daniela Illéšová, Eva Bulánková & Jozef Halgoš Vplyv VD Gabèikovo na zmeny spoločenstiev vybraných skupín vodného hmyzu Impact of an effluent from Gabèikovo hydroelectric power station on changes in communities of selected aquatic insect groups	171
Milan Novikmec & Marek Svitok Vplyv činnosti malej vodnej elektrárne na spoločenstvá vybraných skupín makrozoobentosu (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) podhorského úseku potoka Huèava (Poľana, Slovensko) – predbežné výsledky Influence of the operation of small hydropower station on the communities of selected groups of macrozoobenthos (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) of the submountain section of Huèava river (Poľana Mts., Slovakia) – preliminary results	175
Svi tiana Zahrádková, Ladislav Dušek, Denisa Ni mejcová, Aleš Mergl & Tomáš Soldán Ephemeroptera – environmentální profily druhù, rodù a èeledí Ephemeroptera – environmental profiles of species, genera and families	179
Jan Helešic Habitatové preference larev pošvatek èeledí Perlidae a Perlodidae – studie druhu <i>Perla burmeisteriana</i> Habitat preferences of stonefly larvae of the families Perlidae and Perlodidae – a case study of <i>Perla burmeisteriana</i>	183
Tomáš Derka, José M. Tierno de Figueroa & Iľja Krno Biológia <i>Isoptena serricornis</i> (Pictet, 1841) (Plecoptera, Chloroperlidae) v podmienkach záhorskej rieky Rudava	187
Zuzana Zaťovèiová Rozdiely v štruktúre bentických spoločenstiev gradientových jazier vo Vysokých Tatrách Differences in benthic community structure among gradient lakes of the High Tatra Mts. (Slovakia)	189
Jolana Táťosová & Evžen Stuchlík Chironomidae (Diptera) profundálu vysokohorských jezer (Vysoké Tatry, Slovensko) v rùzném stupni acidifikace Profundal chironomids (Chironomidae, Diptera) of mountain lakes in different stages of acidification (High Tatras, Slovakia)	193
Peter Bitušík, Peter Kološta, Marta Hubková & Danka Némethová Typológia tatranských jazier na základe zoskupení pakomárov (Diptera: Chironomidae) Typology of remote Tatra lakes (Slovakia) based on chironomid assemblages (Diptera: Chironomidae)	197
Vladimír Kubovèík, Michal Beták & Gabriela Feèkaninová Subfosilná fauna pakomárov (Diptera: Chironomidae) Ľadového plesa (Vysoké Tatry, Slovensko) Subfossil chironomid fauna (Diptera: Chironomidae) of Ľadové Pleso Lake (High Tatra Mts., Slovakia)	201
Maria Leichtfried RITRODAT – Lunz: long term research in running water ecology	205

Vladimír Vrabec & Jan Farkaš Influence of the flood of August 2002 on the freshwater mollusc fauna of the game preserve – Natural Monument Královská Obora in Prague	207
---	-----

Jozef Šteffek Význam náplavov pre výskum diversity mäkkýšov na príklade rieky Hron v Žarnovici Importance of river drift deposits for study of mollusc diversity – a case study of Hron River near Žarnovica (Žiarska kotlina Valley, Slovakia)	213
---	-----

Michal Horsák Mlži rodu <i>Pisidium</i> C. Pfeiffer (Mollusca: Bivalvia) České republiky Members of the genus <i>Pisidium</i> C. Pfeiffer (Mollusca: Bivalvia) of the Czech Republic	217
---	-----

ICHTYOLÓGIA

Peter Chynoradský Ichtyofauna of selected streams of Danubian lowland – catchment of the River ěierna voda and Šúrsky kanál	231
--	-----

APLIKOVANÁ HYDROBIOLOGIA A HYDROCHÉMIA

Karel Brabec, Světlana Zahrádková, Petr Paříl, Libuše Opatřilová & Denisa Němcová Organické znečištění ní toků ve světle současných ekologických metod hodnocení Organic pollution of streams according to current ecological methods of evaluation	235
--	-----

Jiří Kokeš, Světlana Zahrádková, Jan Hodovský & Denisa Němcová Predikční systém Perla Prediction model Perla	239
---	-----

Ladislav Dušek, Jiří Jarkovský, Světlana Zahrádková, Karel Brabec, Jan Hodovský, Milan Gelnar & Petr Andl Biodiversity and its informative value in evaluation of localities under anthropogenic stress	243
---	-----

Jarmila Makovinská, Emília Elexová & Ferenc László Vývoj chemickej kvality vody slovensko – maďarského úseku Dunaja v období rokov 1989–2000 Changes in the chemical water quality of the Slovak - Hungarian stretch of Danube in the period 1989–2000	245
--	-----

Lívia Tóthová, Jarmila Makovinská, Emília Elexová, Soňa Hrabínová & Peter Baláž Vývoj kvality vody na slovenskom úseku rieky Moravy v posledných dvoch desaťročiach Development of water quality in the Slovak section of the Morava River in the last two decades	251
---	-----

Drahomíra Leontovcová Komplexní monitoring na vybraných profilech státní sítě sledování kvality vody v ĚHMÚ Comprehensive assessment of selected sites in the Czech Hydrometeorological Institute's national water quality monitoring network	255
---	-----

Jaroslav Vrba, Jiří Kopaček & Linda Nedbalová Zotavování šumavských jezer z acidifikace – příklad Plešného jezera Recovery from acidification – Plešné Lake in the Bohemian Forest	259
---	-----

Daniel Vařecha Vývoj jakosti vody ve vodní nádrži Žermanice v letech 1992–2002 s ohledem na změny normy ČSN 75 7221 Water quality trends of the dam reservoir Žermanice from 1992–2002 with regard to modification of standard ČSN 75 7221	263
Zuzana Perháčová, Anne L. Dovčáková, Ladislav Welward, Zdenka Zupková & Andrea Diviaková Poznámky k limnologii vybraných vodních nádrží v banskoštiavnickom vodohospodárskom systéme s dôrazom na mikrobiologické ukazovatele Notes on the limnology of selected reservoirs in the Banská Štiavnica Water Management System with emphasis on microbiology	267
Radovan Kopp & Ivo Sukop Rozvoj planktonních společenstev Jarohní vického rybníka při aplikaci prasečí kejdy The development of plankton communities in Jarohní vický pond after applications of pig liquid manure	271
Ladislav Havel & Petr Vlasák Hydrická rekultivace zbytkových jam po těžbě hnědého uhlí – jezero Chabarovice Reclamation of residual lignite mining pits by inundation – Lake Chabarovice	275
Jan Šálek & Ludmila Prokešová Kyslíkový režim umělých mokřadů a možnosti jeho regulace Oxygen regime of artificial wetlands and possibilities of its regulation	279
Jana Ambrožová Role hydrobiologa v problematice úpravy a dopravy pitné vody The role of the hydrobiologist in treatment and transport of drinking water	283
Vlasta Onderíková Prevádzkové sledovanie oživenia vody Hrona v ériách Atómovej elektrárne Mochovce	287
Markéta Kublaková Biologické oživení aktivovaného kalu čistíren odpadních vod na Ostravsku Biological restoration of activated sludge in water treatment plants in the Ostrava area (Czech Republic)	291
ABSTRAKTY POSTEROV	
Hana Mlejnková & Kateřina Horáková Využití multiplex PCR pro stanovení <i>Escherichia coli</i> ve vodách	295
Livia Tóthová & Eleonóra Franková Cultivation methods appliance in the micromycetes monitoring in water environment	296
Martin Mrva Zastúpenie nahých mečaviek čeľadi Thecamoebidae a Paramoebidae (Rhizopoda, Gymnamoebia) v dendrotelmách Malých Karpát	297
Eva Tirjaková Štruktúra a dynamika nálevníkov (Ciliophora) vysokohorského potoka	298
Michal Bílý Rozsívky pëhradní nádrže Drásov	299

Alena Koeárková, Aloisie Poulièková & Eva Lelková Planktonic Euglenophytes of alluvial pools in Litovelské Pomoraví and Poodolí Protected Landscape Areas (Czech Republic)	300
Martina Hudcovicová Pelagiální zooplanktón vodných nádrží Dubník I a Dubník II pri Starej Turej	301
Pavel Kožený Coexistence of the litoral <i>Ceriodaphnia</i> (Crustacea, Anomopoda) species	302
Silvia Marková & Martin Ěerný Genetic variability of populations of " <i>Daphnia wierzejskii</i> " (Cladocera) from alpine lakes in the High Tatra mountains	303
Markéta Faustová Phylogeny and taxonomy of members of the subgenus <i>Eubosmina</i> (Bosminidae, Cladocera)	304
Veronika Sacherová The ecology and phylogeny of the family Chydoridae (Cladocera)	305
Šárka Vlèková, Jakub Linhart & Vladimír Uvíra Mech- a štírk- osídlující meiobentos vs. rychlost proudu ní (pøedbì žné výsledky)	306
Vladimír Vrabec, Tomáš Ěejka, Ferdinand Šporka, Ladislav Hamerlík, & David Král <i>Corbicula fluminea</i> (Molusca, Bivalvia) – the new freshwater clam for Slovakia	307
Ivana Uvírová-Velecká, Vladimír Uvíra & Milan Bartoš Invaze slávièky mnohotvárné (<i>Dreissena polymorpha</i>) v pískovnách støední Moravy po katastrofální povodni v roce 1997	308
Jan Špaèek, Václav Koza & Vladimír Havlíèek Isopoda, Amphipoda and Decapoda on monitoring profiles on Labe river in the Czech Republic	309
Stanislav Vi tšíèek & Rodan Geriš Dravá jepice <i>Baetopus tenellus</i> (Albarda, 1878)	310
Natalie Lapšanská & Josef Matì na Mouthparts deformities in chironomid larvae (Chironomidae, Diptera) in Labe river basin in years 1993–1999	311
Martina Jezberová Entomofauna litorálu šumavských glaciálních jezer	312
Silvia Vlèáková Štruktúra a priestorová distribúcia makrozoobentosu rašelinných šlenkov v NPR Klinské rašelinisko	313
Jan Špaèek, Václav Koza & Vladimír Havlíèek Diversity of macrozoobenthos on Orlice river system	314
Zdenìk Adámek & Jiří Musil První rok vyvoje ichtyocenozy nádrže Chabaøovice	315
Svìtlana Zahrádková, Jiří Kokeš, Denisa Ni mejcová, Jan Hodovský, Karel Brabec, Ladislav Dušek, Jiří Zahrádka & Tomáš Soldán Systém Perla	316

Karel Brabec, Petr Paolil, Svi tlana Zahradková, Jiri Kokeš, Libuše Opatřilová & Bohdana Štefelová Projekt STAR: interkalibrace metod pro hodnocení ekologického stavu tekoucích vod	317
Ladislav Havel Akumulace škodlivin v biomase <i>Dreissena polymorpha</i> v českém úseku Labe (1995–2001)	318
Jana Hubáčková & Jana Ambrožová Vyhodnocování změn jakosti vody s prodlužujícím se jejím zdržením v síti	319
Petr Hekera & Marek Pavliš Monitoring těžkých kovů na středních a malých tocích	320
Petr Rejzek & Pavlína Martinková Vliv splachových vod z rychlostní komunikace na vodní recipient	321
Soňa Hrabinová, Peter Baláži, Peter Bitušik & Eva Tirjaková Nové publikácie z edície hydrobiologických determinačných atlasov	322
Mária Kultánová Hydrobiologická charakteristika Oravskej priehrady	323

ÚVOD

Milé kolegyně a kolegovia,
 účastníci 13. konferencie Slovenskej limnologickej spoločnosti
 a Českej limnologickej spoločnosti,

dovoľte mi, aby som Vás v mene Slovenskej limnologickej spoločnosti privítala na tejto konferencii v krásnom prostredí Banskej Štiavnice a Štiavnických vrchov. Toto naše stretnutie má niekoľko atribútov. Uskutočňuje sa na začiatku tretieho tisícročia, v roku venovanému vode, v roku kedy dobiehajú prístupové aktivity Českej aj Slovenskej republiky do Európskej únie, v roku kedy sa v oboch krajinách prijímajú mnohé dôležité legislatívne dokumenty.

Rokovanie Svetového summitu OSN o trvalo udržateľnom rozvoji v Johannesburgu v roku 2002 sa zaoberalo ochranou prírodných zdrojov, dostupnosťou pitnej vody a problematikou odkanalizovania. K zdôrazneniu významu vody viedli alarmujúce skutočnosti: 1,1 miliardy ľudí nemá prístup k zdravej pitnej vode, 1,7 miliardy ľudí žije v oblastiach so znečistenou vodou a 1,3 miliardy ľudí žije v extrémne chudobných pomeroch. Preto sa na uvedenom svetovom podujatí prijalo rozhodnutie pokračovať v riešení globálnych problémov sladkovodných zdrojov. Touto témou sa zaoberalo aj rokovanie Tretieho svetového fóra o vode v Japonsku. Vzhľadom na skutočnosť, že bez vody nie je možný život na tejto planéte, vyhlásilo OSN rok 2003 za Svetový rok vody. Aj naša konferencia je zaradená medzi odborné akcie Ministerstva životného prostredia SR venované Svetovému roku vody.

Podľa Agendy 21 patrí vytváranie zdravého životného prostredia pre ľudskú spoločnosť medzi hlavné úlohy každého štátu. Preto je potrebné mobilizovať finančné a ľudské zdroje, legislatívu, určiť rámec noriem a zabezpečiť mnohé ďalšie regulačné funkcie, monitoring a posudzovanie využívania vodných a krajinných zdrojov a rovnako zainteresovať verejnosť. K hlavným cieľom hospodárenia a využívania vodných zdrojov patrí zabezpečenie dostatočného množstva vody dobrej kvality pre všetkých obyvateľov tejto planéty, pri zachovaní hydrologických, biologických a chemických funkcií ekosystémov.

Limnológovia majú v tomto procese veľmi dôležité postavenie. Významnú úlohu musia zohrať v oblasti transpozície a implementácie smerníc Európskej únie, ktoré sa týkajú vody. Nové ekologické hľadiská v Európskej únii sa premietli práve do Rámcovej smernice pre vody (2000/60/EC), kde má limnológia významné miesto. Verím, že práve tieto skutočnosti posilnia a vyzdvihnú pozície hydrobiológov.

Všetkým účastníkom konferencie želim príjemný pobyt spojený s načerpaním mnohých cenných informácií z oblasti limnológie prostredníctvom prednášok, posterov, diskusií v kuloároch, ako aj pri spoločenských posedeniach. Zároveň dúfam, že spoznáte ďalších kolegov, získate osobné kontakty a stretnete sa s priateľmi. Nech konferencia opäť prispeje k nášmu odbornému a osobnému obohateniu.

RNDr. Jarmila Makovinská, CSc.
 predseda SLS

MIKROBIOLÓGIA

PELAGIC MICROBIAL ASSEMBLAGES IN OLIGOTROPHIC MOUNTAIN LAKES

Viera Straškrábová, Jiří Nedoma, Karel Šimek & Jaroslav Vrba

Hydrobiological Institute, Czech Academy of Sciences, Na sádkách 7, CZ-370 05 Ěeské Budějovice, Czech Republic,
e-mail: verastr@hbu.cas.cz
and Department of Ecology, Biological Faculty, University of South Bohemia, Branišovská 31, CZ-370 05,
Ěeské Budějovice, Czech Republic

ABSTRACT

Straškrábová V., Nedoma J., Šimek K. & Vrba J.: **Pelagic microbial assemblages in oligotrophic mountain lakes**

A broad survey of bacterial abundance and biomass in 300 alpine lakes from throughout Europe was performed during one summer season. The data showed the importance of the bacterial component in pelagic biomass of the lakes.

Key words: pelagic bacteria, oligotrophic mountain lakes

INTRODUCTION

Specific features of most European mountain lakes are oligotrophy, low temperature, short ice-free period and frequent sudden hydrological events. Under these conditions, microbes and especially picoplankton (both auto- and heterotrophic) are expected to be important due to their ability of fast adaptation to sudden changes in the environment (LAYBOURN-PARRY et al. 1995, STRAŠKRÁBOVÁ & ŠIMEK 1993). Allochthonous organic carbon loading from the catchment was found to be important as a source to bacteria (CALLIERI et al. 1999) and depends on the percentage of soils in the surroundings (KOPÁČEK et al. 2000).

Autotrophic picoplankton (APP), was very rarely found in mountain lakes during a broad survey in EU project MOLAR (STRAŠKRÁBOVÁ et al. 1999), probably due to sensitivity of APP to UV radiation. The only lake with regular and high occurrence of APP was lake Jöri in Swiss Alps, which was permanently turbid due to the inflow from a glacier (HINDER et al. 1999). In the same survey (in total 12 alpine lakes from central Norway, Scotland, Kola peninsula, Tatra and Alps) bacterial numbers during ice-free season were found to vary between 60 000 to 9 000 000 per ml, which corresponded to 5.5 to 124.9 $\mu\text{g l}^{-1}$ of carbon. The biomasses of phytoplankton in the same lakes showed broader

range, i.e. 5 to 2500 $\mu\text{g l}^{-1}$ of carbon. Zooplankton usually reached far lower biomasses (only up to 90 $\mu\text{g l}^{-1}$ of carbon or sometimes was almost absent – STRAŠKRÁBOVÁ et al. 1999).

Heterotrophic protists (flagellates and ciliates) were regularly found in the lakes, but their biomasses were negligible compared to bacterial ones, except for short periods in particular layers. Mixotrophic taxa prevailed among phytoplankton of the lakes, indicating thus potential grazing on bacteria (FORT et al. 1999).

In the following study, a broad survey of 300 lakes in European mountain ridges was presented, which were investigated in the EU project EMERGE.

SITES AND METHODS

All the lakes studied were in alpine catchments – located above local timber line. The only limestone district was Julian Alps.

Samples were taken from the surface layer (when the lake was mixed) or from a layer corresponding to 1.6 Secchi disc transparency and preserved by formaldehyde (final concentration 2 %). Bacteria were counted on 0.2 μm Nuclepore filters stained by DAPI in epifluorescent microscope and measured by Lucia image analysis system (STRAŠKRÁBOVÁ et al. 1999). In case of long filaments, line-intercept method was

used for the assessment of biomass (NEDOMA et al. 2001).

Tab. 1 European mountain districts investigated in EMERGE project

Lake district	Code	Number of survey lakes	Year of survey
Greenland	SS	17	2001
North Finland	NF	40	2000
Scotland	SC	29	2000
Pyrenees	PY	80	2000
Tyrolian Alps	TY	30	2000
Piedmont Ticino Alps	PT	30	2000
Julian Alps	JU	14	2001
Tatra	TA	46	2000
Retezat	RE	9	2000
Rila	RI	9	2000

RESULTS AND DISCUSSION

Bacterial abundances and biomasses in European mountain lakes are shown in Fig. 1. The extremely high numbers and biomasses were found in Greenland lakes, where the minimums found were higher than the mean values in all the other districts and even higher than the maximum values found in 5 of 9 districts. On the other side, the lakes in Retezat contained the lowest bacterial numbers and biomasses. In some districts, several lakes with long filamentous bacteria (longer than 5 μm) were found: those lakes are located in Piedmont-Ticino Alps (prevailing), Tyro-

lian Alps, Julian Alps, Tatra and Rila. The abundance of long filaments cannot be determined, but they are included in total biomass.

Fig. 2 shows mean cell volumes and cell lengths in the districts. In these parameters, long filaments cannot be included. Nevertheless, the average values from Piedmont-Ticino district showed the largest cell volumes and longest cell lengths mostly due to a prevalence of medium and long filamentous cells, which are still in the range measurable by the routine image analysis method. Long filaments only can develop in conditions without metazoic zooplankton grazers, but there are many lakes with only protistan bacterivory and no long filaments – so the reason is still obscure.

Total bacterial biomass was found to be positively correlated with total phosphorus, organic carbon and chlorophyll, especially in the district of Tatra mountains (KOPÁČEK et al. 2000). Bacterial biomasses in oligotrophic mountain lakes are of similar order like in lowland mesotrophic lakes during winter in spite of lower organic carbon and total phosphorus concentrations.

Acknowledgements

We are indebted to all who helped at sampling and we appreciate a support by EU project EMERGE and by institutional projects of Hydrobiological Institute CAS (Z6017912) and Faculty of Biology USB (MSM123100004).

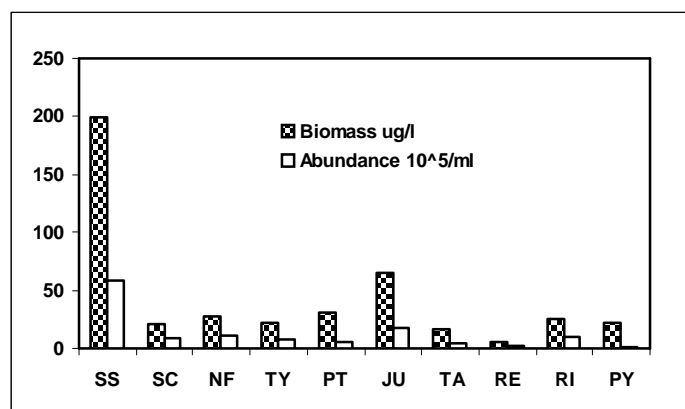


Fig. 1 Abundances and biomasses of pelagic bacteria in European mountain districts (mean values from survey lakes)

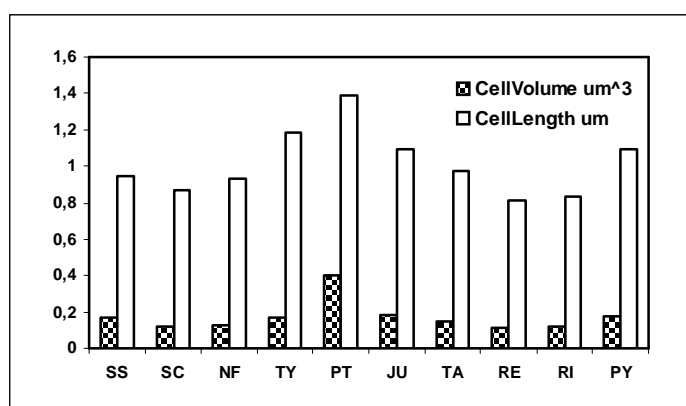


Fig. 2 Cell volumes and cell lengths of pelagic bacteria in European mountain districts (mean values from survey lakes)

REFERENCES

- CALLIERI C., PUGNETTI A. & MANCA M., 1999: Carbon partitioning in the food web of a mountain lake: from bacteria to zooplankton. – *J. Limnol.*, 58: 144–151.
- FOTT J., BLAŽO M., STUHLIK E. & STRUNEČKÝ O., 1999: Phytoplankton in three Tatra mountain lakes of different acidification status. – *J. Limnol.*, 58: 107–116.
- HINDER B., BAUR I., HANSELMANN K. & SCHANZ F., 1999: Microbial food web in an oligotrophic high mountain lake (Jöri Lake III, Switzerland). – *J. Limnol.*, 58: 162–168.
- KOPÁČEK J., STUHLIK E., STRÁŠKRÁBOVÁ V. & PSENÁKOVÁ P., 2000: Factors governing nutrient status of mountain lakes in Tatra Mountains. – *Freshwater Biol.*, 43: 369–383.
- LAYBOURN-PARRY J., BAYLISS P. & EVANS J. C., 1995: The relative importance of the planktonic food web in the carbon cycle of an oligotrophic mountain lake in a poorly vegetated catchment (Redó, Pyrenees). – *J. Limnol.*, 58: 203–212.
- NEDOMA J., VRBA J., HANZL T. & NEDBALOVÁ L., 2001: Quantification of pelagic filamentous microorganisms in aquatic environments using the line-intercept method. – *FEMS Microbiology Ecology*, 38: 81–85.
- STRÁŠKRÁBOVÁ V., CALLIERI C., CARILLO P., CRUZ-PIZARRO L., FOTT J., HARTMAN P., MACEK M., MEDINA-SANCHEZ J. M., NEDOMA J. & ŠIMEK K., 1999: Investigations on pelagic food webs in mountain lakes – aims and methods. – *J. Limnol.*, 58: 77–87.
- STRÁŠKRÁBOVÁ V. & ŠIMEK K., 1993: Microbial loop in lakes and reservoirs related to trophic and metazooplankton development. – *Verh. int. Ver. Limnol.*, 25: 1183–1186.

FAKTORY OVLIVŇUJÍCÍ SLOŽENÍ SPOLEČENSTEV BAKTERIOPLANKTONU

Karel Šimek¹, Karel Horáček¹, Michal Mašín¹, Jiří Nedoma¹ & Markus Weinbauer²

¹ Hydrobiologický ústav AVÈR, Na sádkách 7, CZ-370 05 Èeské Budì jovice, Èeská Republika, e-mail: ksimek@hbu.cas.cz

² Marine Microbial Ecology Group, CNRS, 06234 Villefranche-sur-mer, France

ABSTRACT

Šimek K., Horáček K., Mašín M., Nedoma J. & Weinbauer M.: **Factors shaping community composition of bacterioplankton**

The role of nutrients, predation and viral lysis were studied as the major factors shaping community composition of bacterioplankton. The canyon-shaped Øimov reservoir has a strong downstream longitudinal gradient in trophic status and microbial and chemical parameters, with the most pronounced differences between the river inflow and the reservoir dam. We employed an approach allowing simultaneous assessment of the influences of bottom-up and top-down factors. Samples taken from the P-limited dam area were size-fractionated to produce different levels of bacterivory and then incubated in dialysis bags *in situ* in the sampling area, as well as in the relatively P-enriched river area. The top-down manipulations induced significant changes in bacterial community composition in the more P-limited dam reservoir while predation played a minor role when P limitation was relaxed at the river site. Viral abundance and virus-induced bacterial mortality generally increased along with increasing protistan grazing pressure, and at the river site also with enhanced P-availability.

Key words: reservoir, top-down and bottom-up control, phosphorus, protozoan grazing, bacterial community composition, oligonucleotide probes

ÚVOD

Faktory ovlivňující dynamiku a složení společenstev bakterií v přírodních vodách jsou v současné době intenzivně studovány zejména metodami molekulárně-biologickými. Za nejdůležitější faktory navozující posuny ve složení bakteriálních společenstev jsou považovány dostupnost substrátů limitujících růst bakterií, predace a viry navozená lyze bakterií (FUHRMAN 1999, ŠIMEK et al. 2001, WEINBAUER et al. 2003). Selektivní příjem bakterií prvky a hostitelsky-specifické napadení určitých bakteriálních kmenů viry velmi specificky formují (tzv. top-down control) složení společenstev bakterií. Výsledky některých studií ukazují, že i velmi malé přísady substrátů (tzv. bottom-up manipulace) do vzorků vody vyvolávají velmi významné posuny ve složení společenstev bakterií, které se však velmi odlišují od situace *in situ*. Proto jsme jako hlavní metodu studia zvolili pokusy *in situ* se vzorky inkubovanými v dialyzačních pytlích přímo v kačonovité nádrži Øimov, která

vykazuje velmi významný gradient od řeky směrem k hrázi nádrže. Naše experimentální uspořádání zahrnovalo manipulace se vzorky s využitím velikostní frakcionace (manipulace predátorem) a inkubaci vzorků v P-limitovaném prostředí poblíž hráze nádrže a jejich současný přenos do říčního přítoku bohatého na P (manipulace substrátem).

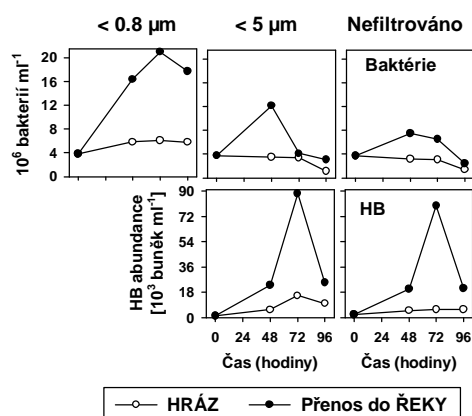
METODIKA

Ve vzorcích vody od hráze nádrže Øimov rozdílilo použité experimentální uspořádání planktonní organismy do velikostních frakcí, které reprezentují různé stupeň predace: (i) nefiltrované vzorky (se všemi potenciálními predátory bakterií), (ii) < 5 µm (pouze heterotrofní biěikovci – HB a bakterie), (iii) < 0.8 µm (pouze bakterie). Vždy dva paralelní vzorky od každé velikostní frakce byly inkubovány v dialyzačních sáčcích (volná prostupnost pro malé molekuly) u hráze nádrže ve vodě limitované P (2 µg DRP l⁻¹) a současně

v říení přítoku bohatém na P ($96 \mu\text{g DRP l}^{-1}$) po dobu 96 hodin. V intervalech 24–48 hodin byly vzorky vody analyzovány pomocí následujících metodik: Celkové počty bakterií, heterotrofních biěkovců (HB) a nálevníků (fluorescenční mikroskopie); rychlost eliminace bakterií (fluorescenční značené bakterie); bakteriální produkce (inkorporace $^3\text{H-thymidinu}$), počty virů a podíl bakterií infikovaných viry. Detaily těchto metod uvádí ŠIMEK et al. (2001) a WEINBAUER et al. (2003). Fylogenetické složení bakterioplanktonu bylo analyzováno pomocí in situ hybridizace s fluorescenční značenými rRNA sondami pro Eubacteria (EUB), alfa-, beta- a gama-Proteobacteria (ALF, BET a GAM), pro podskupinu beta-Proteobacteria (R-BT) a pro skupinu *Cytophaga-Flavobacterium* (CF, detaily metody viz ŠIMEK et al. (2001, 2003)).

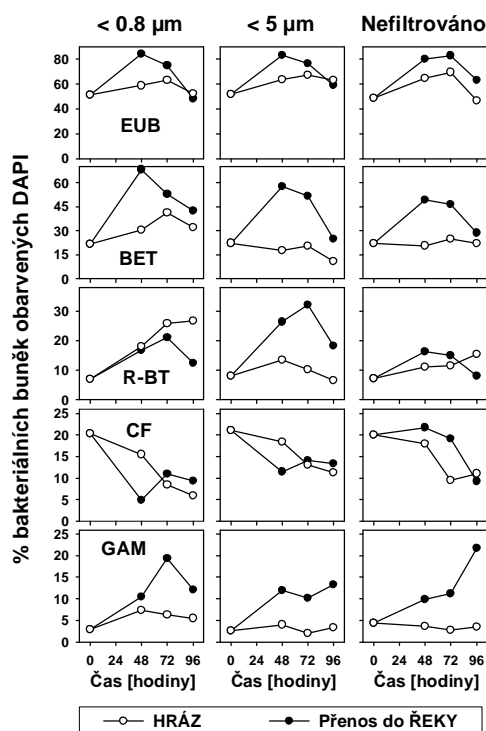
VÝSLEDKY

Ve variantě bez predátora ($< 0.8 \mu\text{m}$) došlo k rychlému nárůstu počtů (obr. 1) a produkce bakterií. Ve variantě s HB jako jedinými predátory ($< 5 \mu\text{m}$) se řádově zvýšila početnost HB a v druhé části pokusu a jejich celkový žír na bakteriích dokonce převyšil bakteriální produkci (data nejsou ukázána). Podobný trend byl zaznamenán jak u hráze, tak i ve vzorcích inkubovaných v řece, ale zvýšení početnosti bakterií a HB a jejich žirací tlaku bylo cca 5–6× vyšší ve vzorcích přenesených do řeky. V nefiltrovaných vzorcích z přehrady (kontrola) nedošlo k žádným významným změnám studovaných parametrů bakterioplanktonu, ale došlo k prudkému nárůstu počtů HB v říení přítoku (obr. 1).



Obr. 1 Pokusy v dialyzačních pytlích – změny počtů bakterií a heterotrofních biěkovců (HB) ve velikostních frakcích $< 0.8 \mu\text{m}$, $< 5 \mu\text{m}$ v porovnání s nefiltrovanou vodou. Vzorky byly inkubovány u hráze nádrže ůřimov a současně byly přeneseny do říení přítoku této přehrady

Podíl celkových počtů bakterií, které hybridizovaly se sondou EUB, byl ve všech variantách 57–85 % (obr. 2). Téměř ve všech případech vyvolal přenos do prostředí řeky bohatého na P výrazný nárůst podílu bakterií hybridizujících s jednotlivými sondami (obr. 2), což indikuje zvýšení počtu ribozomů a celkové fyziologické aktivity buněk. Na závěr pokusu byly zjištěny významné rozdíly (dvoucestná ANOVA) v celém souboru dat na základě srovnání složení bakterioplanktonu na stanovišti hráze a řeky. Specificky byla také testována významnost top-down (frakcionace) versus bottom-up manipulace (přenos do řeky, viz tab. 1) na změny v relativním zastoupení jednotlivých skupin bakterií (jednocestná ANOVA následovaná Tukey testem). Tab. 1 indikuje, že predace ovlivňuje složení bakterioplanktonu mnohem významněji za situace limitace P u hráze nádrže, zatímco přenos do říení přítoku bohatého P jednoznačně převážil na vlivem predace. Ve variantách



Obr. 2 Pokusy v dialyzačních pytlích – změny v relativním zastoupení bakterií hybridizujících se sondou pro *Eubacteria* (EUB), alfa-, beta- a gama-Proteobacteria (ALF, BET a GAM), pro malou podskupinu beta-Proteobacteria (R-BT) a pro skupinu *Cytophaga/Flavobacterium* (C/F). Vzorky byly inkubovány u hráze nádrže ůřimov a současně byly přeneseny do říení přítoku této přehrady

Tab. 1 Výsledky testů – jednocestná ANOVA následovaná párovým srovnáním významnosti rozdílů (Tukey test) mezi velikostními frakcemi v éasech 48, 72 a 96 hodin inkubovanými u hráze a v ústí říčního přítoku. Testovány byly rozdíly mezi jednotlivými velikostními frakcemi v relativních podílech (jako % celkových počtů bakterií obarvených DAPI) při různých fylogenetických skupin bakterií hybridizujících se sondami EUB, BET, R-BT, CF, a GAM. Významné rozdíly jsou uvedeny tučně. $P < 0,05$, $P < 0,01$, NS – nesignifikanční, NEF – nefiltrovaná varianta

Sonda	Testované varianty	INKUBACE – HRÁZ			INKUBACE – ÚSTÍ		
		48 h	72 h	96 h	48 h	72 h	96 h
EUB	< 0,8 μm vs < 5 μm	NS	NS	< 0,05	NS	NS	NS
	< 0,8 μm vs NEF	NS	NS	NS	NS	NS	NS
	< 5 μm vs NEF	NS	NS	< 0,01	NS	NS	NS
BET	< 0,8 μm vs < 5 μm	< 0,05	< 0,05	< 0,01	NS	NS	NS
	< 0,8 μm vs NEF	NS	NS	< 0,05	NS	NS	NS
	< 5 μm vs NEF	NS	NS	< 0,05	NS	NS	NS
R-BT	< 0,8 μm vs < 5 μm	NS	< 0,01	< 0,01	NS	< 0,05	NS
	< 0,8 μm vs NEF	NS	< 0,01	< 0,05	NS	NS	NS
	< 5 μm vs NEF	NS	NS	< 0,05	NS	< 0,01	NS
CF	< 0,8 μm vs < 5 μm	NS	NS	< 0,05	< 0,05	NS	NS
	< 0,8 μm vs NEF	NS	NS	< 0,05	< 0,01	NS	NS
	< 5 μm vs NEF	NS	NS	NS	< 0,05	NS	NS
GAM	< 0,8 μm vs < 5 μm	< 0,05	< 0,05	< 0,05	NS	< 0,01	NS
	< 0,8 μm vs NEF	< 0,05	NS	< 0,05	NS	< 0,05	NS
	< 5 μm vs NEF	NS	NS	NS	NS	NS	NS

se zvýšenou predací HB (< 5 μm) a ve vzorcích přenesených do ústí se zvýšil počet virů, ale celkově i podíl virů na eliminaci bakteriální produkce (30–60 %, WEINBAUER et al. (2003)).

DISKUSE A ZÁVĚRY

Pokus jasně ukázal významné změny v taxonomické struktuře bakteriálního společenstva vystaveného intenzivní predaci HB a změny dostupnosti nutričních. Selektivní predace prvoků byla nejdůležitějším faktorem formujícím složení kompozice bakterioplanktonu za situace limitace P, naopak za situace dostatku P byla kontrola substrátem nejvýznamnějším faktorem formujícím složení bakteriálních společenstev. Zajímavým zjištěním je i fakt, že role virů, coby zdroje bakteriální mortality, se významně zvyšuje jak s narůstajícím žracím tlakem prvoků (vyvolávající změny v diverzitě bakterií) tak i s dostupností P v nádrži, což indikuje zvýšenou produkci virů paralelně s narůstající růstovou rychlostí bakterií. Za těchto situací může virová lyze odstranit podobný podíl bakteriální produkce jako přímý žrác prvoků na bakteriích.

Poděkování

Pokusné práce byly podpořeny grantem GAĚR (206/02/0003) a projektem MSM 123100004 (Struktura a fungování systému voda-půda-rostlina).

LITERATURA

- FUHRMAN J. A., 1999: Marine viruses and their biogeochemical and ecological effects. – *Nature*, 399: 541–548.
- ŠIMEK K., PERNTHALER J., WEINBAUER M. G., HORÁK K., DOLAN J. R., NEDOMA J., MASIN, M. & AMANN R., 2001: Changes in bacterial community composition, dynamics and viral mortality rates associated with enhanced flagellate grazing in a meso-eutrophic reservoir. – *Appl. Environ. Microbiol.*, 67: 2723–2733.
- ŠIMEK K., HORÁK K., MASIN M., CHRISTAKI U., NEDOMA J., WEINBAUER M. G. & DOLAN J. R., 2003: Comparing the effects of resource enrichment and grazing on a bacterioplankton community of a meso-eutrophic reservoir. – *Aquat. Microb. Ecol.*, 31: 123–135.
- WEINBAUER, M. G., ŠIMEK, K., CHRISTAKI, U. & NEDOMA, J., 2003: Comparing the effects of resource enrichment and grazing on viral production in a meso-eutrophic reservoir. – *Aquatic Microb. Ecol.*, 31: 137–144.

VLIV ŽIVIN A PREDACE PRVOKÙ NA SLOŽENÍ SPOLEÈENSTVA BAKTERIÍ PØENESENÉHO Z ŽIVINAMI BOHATÉHO DO ŽIVINAMI CHUDÉHO PROSTØEDÍ PØEHRADNÍ NÁDRŽE

Karel Horòák, Michal Mašín, Jan Jezbera, Jiří Nedoma & Karel Šimek

Biologická fakulta, Jihoèská univerzita, Branišovská 31, CZ-370 05 Èeské Budì jovice, Èeská republika
a Hydrobiologický ústav AVÈR, Na Sádkách 7, CZ-370 05 Èeské Budì jovice, Èeská republika, e-mail: khornak@seznam.cz

ABSTRACT

Horòák K., Mašín M., Jezbera J., Nedoma J. & Šimek K.: Effects of nutrients and protozoan grazing on community composition of bacteria that were transferred from a nutrient-rich to a nutrient-poor area of a dam reservoir

A manipulation experiment combining "top-down" and "bottom-up" factors regulating microbial community dynamics was conducted in the meso-eutrophic Őimov reservoir. To study changes in bacterial community composition (BCC), water samples from the P-rich riverine area of the reservoir were size-fractionated (< 0.8 µm-, < 5 µm-, and unfiltered treatment) and then incubated in the riverine area and transplanted and incubated in identical fashion in the P-limited dam area. After transplanting the samples in the dam area, very few significant changes in bacterial community composition (BCC) occurred between samples incubated in the riverine and the dam area. Nutrient availability (especially phosphorus) was found to be the most important factor controlling the BCC.

Key words: *in situ* hybridization, bacterial community composition, grazing, top-down and bottom-up control, reservoir, nutrient limitation

ÚVOD

Spoleèenstvo planktonních bakterií (bakterio-plankton) je ovlivòováno celou ðadou faktorù, z nichž za nejvýznamnìjší lze pokládat dostupnost anorganických a organických živin a vliv teploty („bottom-up control“) a predaci bakteriovornými prvky nebo zooplanktonem („top-down control“) a virovou lyzí (napø. FUHRMAN 1999). Prvoci, zejména heterotrofní bièkovi a nálevníci, jsou považováni za nejvýznamnìjší bakteriální konzumenty ve vodním prostøedí a ovlivují kromì genetického složení bakterioplanktonu také napø. jeho velikostní strukturu (napø. ŠIMEK et al. 1997). Bakterie reagují na zvýšený predaðení tlak napø. tvorbou morfotypù odolných vůèi predaci (tj. vláken a vloèek) nebo zmìnou své růstové rychlosti (napø. ŠIMEK et al. 2001). Naopak zmìny v dostupnosti živin vedou ke zmìnám v bakteriálních poètech a produkci

(CARLSON & DUCKLOW 1995).

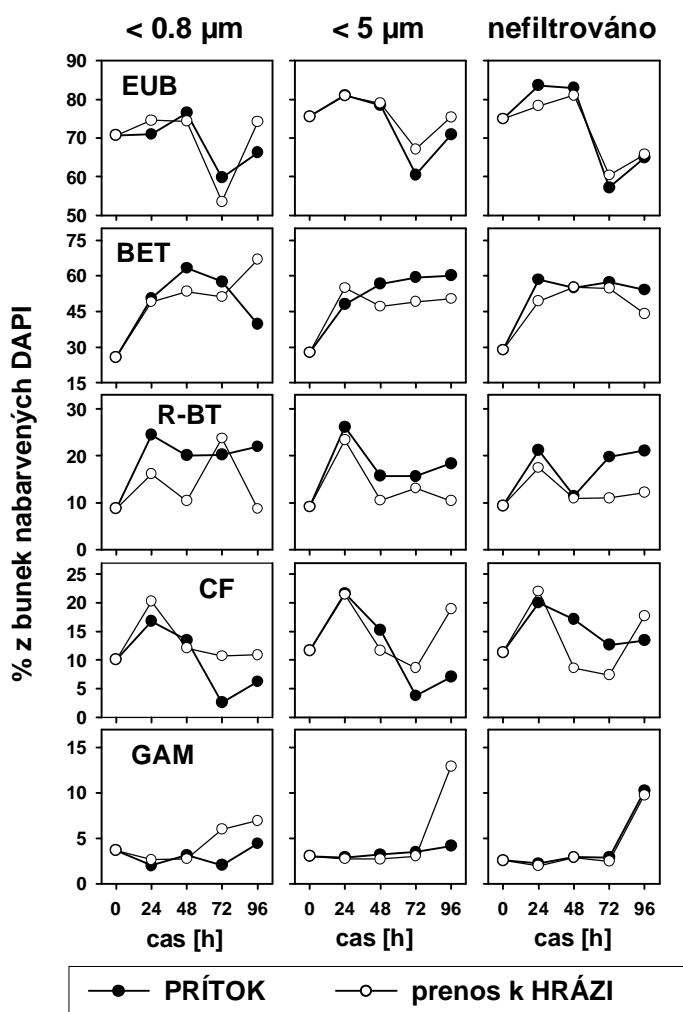
Vhodným objektem studia interakcí mezi bakteriemi, živinami a predátory jsou pøehradní nádrže, kde se zpravidla vyskytuje významný podélný gradient koncentrací živin, primární produkce a teploty nebo zooplanktonu. V rámci jednoho ekosystému tak lze testovat různé kombinace „top-down“ a „bottom-up“ faktorù ovlivòujících složení a rozvoj spoleèenstva bakterií.

METODY

Na Őimovské nádrži byl v kvìtnu 2001 uspoáðán manipulaèní pokus kombinující vliv „top-down“ manipulace (velikostní frakcionace) a „bottom-up“ manipulace (rùzná dostupnost živin) na bakteriální spoleèenstvo. „Top-down“ manipulace spoèívala v rozdílení vzorkù vody odebraných z pøítokové èásti nádrže filtraèí pøes membránové filtry do následujících velikostních

frakcí: $< 0,8 \mu\text{m}$ – odstraní ni všichni bakteriovní prvoci, $< 5 \mu\text{m}$ – odstraní ni všichni predátoři heterotrofních biěikvců (HB), **nefiltrovaná voda** – zastoupení všichni bakteriální konzumenti, tj. prvoci a zooplankton. Bakterie v jednotlivých velikostních frakcích tak byly vystaveny odlišné míře predáčního tlaku bakteriálních konzumentů. „Bottom-up“ manipulace spoěovala v přenosu bakterioplanktonu z prostředí bohatého na živiny, zejména na rozpuštěný reaktivní fosfor (RRF), do prostředí s nedostatkem fosforu. Duplikátní vzorky byly inkubovány v dialyzačních sáčcích (molekulová

průchodnost 12 000–16 000 Da) a to (i) v přítokové části nádrže (RRF = $32 \mu\text{g l}^{-1}$) a (ii) zároveň byly paralelní vzorky přeneseeny a inkubovány u hráze nádrže (RRF = $3,5 \mu\text{g l}^{-1}$). Dialyzační sáčky byly inkubovány v hloubce $\sim 0,5 \text{ m}$ a v intervalech 24 h z nich byly odebírány vzorky pro následující analýzy: počty bakterií a prvoků, bakteriální produkce a biomasa, míra konzumace bakterií prvoky metodou fluorescenění znaěených bakterií (FLB) a struktura bakteriálního spoleěenstva metodou in situ hybridizace (FISH; ALFREIDER et al. 1996).



Obr. 1 ěasový průběh změn ve složení bakteriálního spoleěenstva v jednotlivých velikostních frakcích, $< 0,8 \mu\text{m}$, $< 5 \mu\text{m}$, a nefiltrované vodě, inkubovaných v dialyzačních sáčcích v přítokové části nádrže (plně body) a zároveň přeneseené k hrázi nádrže (prázdné body). Vynesena jsou % zastoupení bakterií ze skupiny Eubacteria (EUB), beta-Proteobacteria (BET), podskupiny R-BT, Cytophaga/Flavobacterium (C/F) a gama-Proteobacteria (GAM). Hodnoty jsou průměry ze dvou opakování

VÝSLEDKY

V průběhu pokusu došlo k významným změnám jak v počtech bakterií a prvoků, tak v bakteriální produkci a míře konzumace bakterií HB. Avšak pouze velmi málo změn nastalo ve složení bakteriálního společenstva. Po strmém nárůstu bakteriálních počtů během prvních 2 dnů inkubace pokračoval tento nárůst pouze ve velikostní frakci < 0,8 μm inkubované v oce. Ve zbylých velikostních frakcích bakteriální počty více či méně rychle klesaly v důsledku vlivu intenzivní predace. Hodnoty bakteriální produkce (BP) byly nejvyšší během 2 a 3 dne inkubace (12,5–15,5 · 10⁶ ml⁻¹ den⁻¹) kromě velikostní frakce < 0,8 μm inkubované v oce, kde na konci pokusu byla BP dvojnásobná. Výrazné změny nastaly také v počtech heterotrofních biělkovců (HB) přítomných v nefiltrované a < 5 μm velikostní frakci. Počty HB průběžně rostly až do konce pokusu ve vzorcích inkubovaných v přítoku, zatímco u hráze klesly počty HB 3–5 dní před posledním dnem pokusu. Podobné změny jako u počtů HB nastaly také v odstraňování (konzumaci) bakterií prvoky. Ve velikostních frakcích (nefiltrované a < 5 μm) inkubovaných v přítoku míra odstraňování bakterií prvoky silně vzrostla během posledních 2 dnů pokusu, zatímco u vzorků inkubovaných u hráze klesla téměř až na počáteční hodnotu a byla ~20% nižší než v přítoku. Ve složení bakteriálního společenstva mezi stanovišti v přítoku a u hráze nastalo pouze velmi málo signifikantních změn (jednocestná ANOVA a Tukey test). Účinnost hybridizace (tj. % podíl bakterií hybridizujících s obecnou sondou pro říši *Eubacteria* (EUB) se pohybovala mezi 55–85% z buněk nabarvených DAPI. Nejvíce bakterií patřilo do skupiny *beta-Proteobacteria* (BET), která představovala po 24 h inkubace ~50% podíl z buněk nabarvených DAPI. Po prvotním nárůstu se podíl bakterií ze skupiny *Cytophaga-Flavobacterium* (CF) výrazně snížil pod počáteční % zastoupení. Bakterie ze skupiny *gamma-Proteobacteria* (GAM) představovaly pouze minoritní složku (< 5%), pouze na konci pokusu se jejich zastoupení zvýšilo. Dále se podařilo detekovat bakterie ze skupiny R-BT (je podskupinou *beta-Proteobacteria*), jejíž % zastoupení kolísalo mezi 10–25% bez jasného trendu.

DISKUSE

Z výsledku pokusu vyplývá, že během inkubace vzorků došlo ke změnám ve složení bakteriálního společenstva (tj. v průběhu času se měnilo relativní zastoupení sledovaných bakteriálních skupin). Nicméně

oproti předchozímu manipulačnímu experimentu (viz ŠIMEK et al. 2003a), ve kterém byly bakterie přeneseny od hráze nádrže do její přítokové části bohaté na fosfor, nebyly zaznamenány signifikantní změny ve složení bakterioplanktonu mezi jednotlivými stanovišti (hráz a přítoková část nádrže), tj. přenos vzorků z přítokové části bohaté na fosfor k hrázi nádrže chudé na fosfor nevyvolal ve složení bakterioplanktonu mezi stanovišti mnoho významných změn. Předpokládáme, že bakterie pocházející z přítokové části měly v buňkách dostatek zásobních látek, a tak nemusel být jejich růst v „novém“ prostředí dočasně limitován nedostatkem fosforu. Zároveň byly bakterie přenesené k hrázi vystaveny po první 3 dny inkubace srovnatelné míře predace tlaku zejména HB jako v přítokové části. Výsledky tak ukazují na zásadní roli dostupných živin při formování bakteriálního společenstva. Naopak za opačné situace, tj. výrazné limitace P (viz ŠIMEK et al. 2003b), má predace zásadní vliv na složení bakterií, kdy bakterie nejsou za této situace schopny kompenzovat zrychlením růstu ztráty způsobené predací.

LITERATURA

- ALFREIDER A., PERNTHALER J., AMANN R., SATTLER B., GLÖCKNER F.-O., VILLE A. & PSENNER R., 1996: Community analysis of the bacterial assemblages in the winter cover and pelagic layers of a high mountain lake using in situ hybridization. – *Appl. Environ. Microbiol.*, 62: 2138–2144.
- CARLSON C. A. & DUCKLOW H. W., 1995: Growth of bacterioplankton and consumption of dissolved organic carbon in the Sargasso Sea. – *Aquat. Microb. Ecol.*, 10: 69–85.
- FUHRMAN J. A., 1999: Marine viruses and their biogeochemical and ecological effects. – *Nature*, 399: 541–548.
- ŠIMEK K., VRBA J., PERNTHALER J., POSCH T., HARTMAN P., NEDOMA J. & PSENNER R., 1997: Morphological and compositional shifts in an experimental bacterial community influenced by protists with contrasting feeding modes. – *Appl. Environ. Microbiol.*, 63: 587–595.
- ŠIMEK K., PERNTHALER J., WEINBAUER M. G., HORÁK K., DOLAN J. R., NEDOMA J., MASIN M. & AMANN R., 2001: Changes in bacterial community composition and dynamics and viral mortality rates associated with enhanced flagellate grazing in a mesoeutrophic reservoir. – *Appl. Environ. Microbiol.*, 67: 2723–2733.
- ŠIMEK K., HORÁK K., MASIN M., CHRISTAKI U., NEDOMA J., WEINBAUER M. G. & DOLAN J. R., 2003a: Comparing the effects of resource enrichment and grazing on a bacterioplankton community of a meso-eutrophic reservoir. – *Aquat. Microb. Ecol.*, 31: 123–135.
- ŠIMEK K., HORÁK K., MASIN M., NEDOMA J. & WEINBAUER M., 2003b: Faktory ovlivňující složení společenstev bakterioplanktonu. – In Bitušik P. & Novík M. (Eds), Proc. 13th Conf. Slovak Limnol. Soc. & Czech Limnol. Soc., Banská Štavnica, June 2003. *Acta Fac. Ecol.*, 10, Suppl. 1: 19–21.

VLIV ŽIVIN A PREDACE PRVOKY NA ZMĚNY MORFOLOGIE BAKTERIÍ PŘI MANIPULAČNÍCH POKUSECH V NÁDRŽI ØÍMOV

Michal Mašín, Karel Horáček, Jan Jezbera, Jiří Nedoma & Karel Šimek

Biologická fakulta, Jihočeská univerzita, Branišovská 31, CZ-370 05, Ěeské Budějovice, Ěeská republika
a Hydrobiologický ústav AVĚR, Na sádkách 7, CZ-370 05, Ěeské Budějovice, Ěeská republika, e-mail: Haager@tix.bf.jcu.cz

ABSTRACT

Mašín M., Horáček K., Jezbera J., Nedoma J. & Šimek K.: Effect of nutrients and protozoan grazing on changes of bacterial morphology during manipulation experiments in Øímov reservoir

Two manipulation experiments combining "top-down" and "bottom-up" factors regulating microbial community dynamics were conducted in the meso-eutrophic Øímov reservoir. To study the changes of bacterial morphology in the first experiment, water samples from the P-limited dam area of the reservoir were size-fractionated (< 0.8 µm, < 5 µm, and unfiltered treatment) and then incubated *in situ* and transplanted and incubated in identical fashion in the P-rich riverine area. In the second experiment, whole water samples from the P-rich riverine area were incubated *in situ* and transplanted and incubated in identical fashion in the P-limited dam area. After incubation the samples with enhanced protozoan grazing in all cases showed significant growth of bacterial filaments and bacteria present in flocs.

Key words: bacterial morphology, protozoan grazing, top-down and bottom-up control, reservoir, bacterial filaments, flocs

ÚVOD

Společenstvo planktonních bakterií (bakterioplankton) je ovlivováno řadou faktorů. Nejvýznamnější jsou dostupnost zdrojů živin, vliv teploty („bottom-up control“) a predace („top-down control“). Za nejvýznamnější bakteriální konzumenty ve vodním prostředí jsou považováni bakterivorní prvoci (SHERR & SHERR 1984). Dále má na bakterioplankton velký vliv zooplankton, který ovlivuje bakterioplankton nespecifickou filtrací, ale i nepřímo filtrací prvoků. Na fylogenetické složení bakterioplanktonu má vliv také viróvá infekce a následná lyze (např. FUHRMAN 1999). Prvoci, zejména heterotrofní biělkovci a nálevníci ovlivují jednak velikostní strukturu bakterioplanktonu, ale také jeho genetické složení (např. ŠIMEK et al. 1997). Bakterie reagují na zvýšený predací tlak několika způsoby. Vytvářejí morfotypy odolné vůči predaci (tj. vlákna a vločky, velmi malé bučky) nebo zvýší růstovou rychlost (ŠIMEK et al. 2001). Přehradní nádrže představují ideál-

ní systém pro studium interakcí mezi bakteriemi, živinami a predátory, protože se u nich zpravidla vyskytuje významný podélný gradient v koncentracích živin, primární produkci, teplotě a rozvoji planktonních společenstev. Ve stejném ekosystému tak lze testovat různé kombinace „top-down“ a „bottom-up“ faktorů na složení a rozvoj bakteriálního společenstva.

METODY

Na nádrži Øímov byly v květnu 2000 a 2001 uspořádány manipulační pokusy kombinující vliv „top-down“ manipulace (velikostní frakcionace) a „bottom-up“ manipulace (různá dostupnost živin) na bakterioplankton. „Top-down“ manipulace spočívala v rozdělení vzorků vody filtrací přes membránové filtry do následujících velikostních frakcí: < 0,8 µm – odstraní všichni konzumenti bakterií, < 5 µm – odstraní všichni predátoři kromě heterotrofních biělkovců (HB), nefiltrovaná voda – zastoupení všichni bakteriální konzumenti,

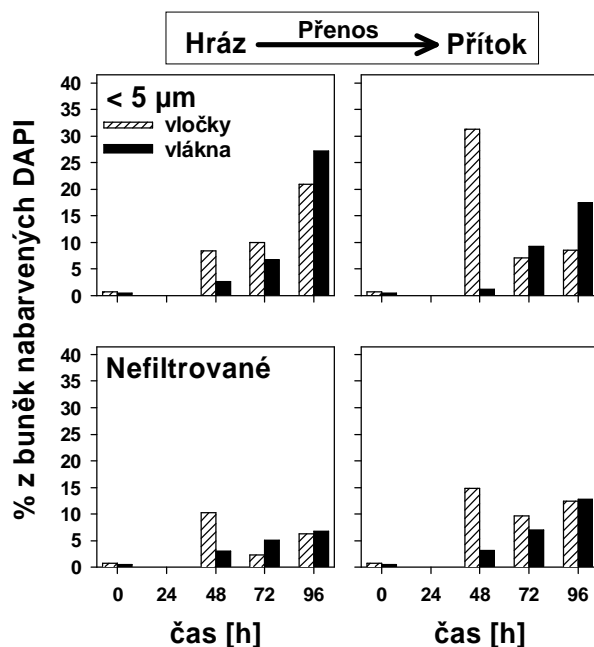
tj. prvoci a zooplankton. Bakterie tak byly vystaveny odlišné míře předačního tlaku.

„Bottom-up“ manipulace v prvním pokusu (květen 2000) spočívala v přenosu bakterioplanktonu z prostředí chudého na živiny, zejména na rozpustný reaktivní fosfor (RRP), do prostředí bohatého na RRP. V druhém pokusu (květen 2001) to bylo v přenosu bakterioplanktonu z prostředí bohatého na živiny (zejména na RRP) do prostředí s nedostatkem RRP. Vzorky byly inkubovány duplikovaně v dialyzačních sáčcích (molekulová průchodnost 12 000–16 000 Da) jednak (i) v přítokové části nádrže (RRP = 30 $\mu\text{g l}^{-1}$) a (ii) současně u hráze nádrže (RRP = 3–5 $\mu\text{g l}^{-1}$). Dialyzační sáčky byly inkubovány v hloubce ~ 0,5 m a vzorky z nich byly odebírány v intervalech 24 h pro následující analýzy: početnost bakterií a prvoků, bakteriální produkce a biomasa, míra konzumace bakterií prvoky metodou fluorescenčního značení bakterií (FLB) a genetické složení bakteriálního společenstva metodou in situ hybridizace (FISH) (ALFREIDER et al. 1996). V pokusu květen 2000 byl první odběr proveden až po 48 h.

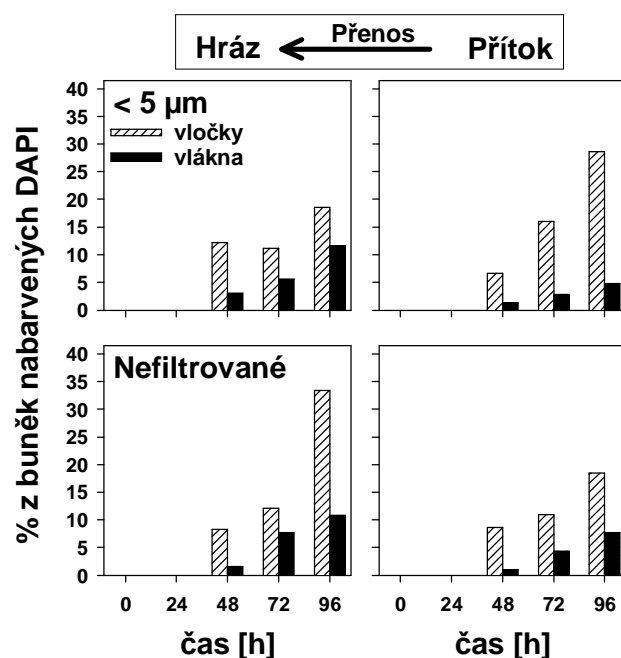
VÝSLEDKY

V průběhu pokusů došlo k významným změnám

jak v počtech bakterií a prvoků, tak v bakteriální produkci a míře konzumace bakterií HB. Ve velikostních frakcích < 5 μm a nefiltrovaných došlo v obou pokusech k výrazným změnám v počtech heterotrofních biotických (HB) a k vývoji predací odolných bakteriálních morfotypů. Počty HB a jejich předační tlak (konzumace bakterií prvoky) na bakterioplankton v obou pokusech během inkubace vzorků průběžně rostly a vrcholily v čase 72 h nebo 96 h. Souběžně s růstem předačního tlaku HB se v bakterioplanktonu počalo zvyšovat ve všech případech zastoupení predací odolných morfotypů bakterií (obr. 1 a 2). Jejich zastoupení vzrostlo z téměř nulového až například na hodnoty 27 % vláken v bakteriálním společenstvu (květen 2000, frakce < 5 μm inkubovaná u hráze) a 33 % bakterií zastoupených ve vláčkách (květen 2001, frakce < 5 μm inkubovaná u hráze). V pokusu provedeném v roce 2000 bylo zastoupení predací odolných morfotypů bakterií v nefiltrované frakci inkubované u hráze výrazně nižší než u paralelně inkubované v přítoku, zatímco v pokusu provedeném v roce 2001 k takovému jevu nedošlo (obr. 1 a 2). V pokusu provedeném v roce 2001 oproti pokusu z roku 2000 bylo jednoznačně více bakterií zastoupeno ve vláčkách než vláčkách (obr. 2).



Obr. 1 Pokus květen 2000 – Změny podílu zastoupení bakterií ve vláčkách a vláčkách během inkubace v celkovém počtu bakterií označených DAPI ve velikostní frakci < 5 μm a v nefiltrované frakci. Horní dva grafy zobrazují velikostní frakci < 5 μm a dolní dva nefiltrovanou frakci. V levých panelech jsou zobrazeny frakce inkubované u hráze a v pravých panelech frakce inkubované v přítoku



Obr. 2 Pokus květen 2001 – Změny podílu zastoupení bakterií ve vločkách a vláknech během inkubace v celkovém počtu bakterií označených DAPI ve velikostní frakci $< 5 \mu\text{m}$ a v nefiltrované frakci. Horní dva grafy zobrazují velikostní frakci $< 5 \mu\text{m}$ a dolní dva nefiltrovanou frakci. V levých panelech jsou zobrazeny frakce inkubované u hráze a v pravých panelech frakce inkubované v přítoku

DISKUSE

Z výsledků obou pokusů je zřejmé, že predace tlak HB, případně také nálevníků (nefiltrované vzorky) indukoval v bakterioplanktonu rozvoj predací odolných morfotypů bakterií neboť ve vzorcích $< 0,8 \mu\text{m}$ se tyto morfotypy během inkubace neobjevily. Nízké zastoupení těchto morfotypů ve vzorcích inkubovaných u hráze během pokusu v květnu 2000, byla pravděpodobně způsobena kombinací nespécifické filtrace v těchto objektů (bakteriálních vláken a vloček) a HB přítomným zooplanktonem a nízké dostupnosti živin. V přítoku bakterie živinami limitované nebyly a v druhém pokusu, kdy byla odebrána voda z přítoku, nebyl v této zooplankton ve vzorcích téměř přítomen. Omezení rozvoje vláken a vloček v systému, kde je přítomen zooplankton byl pozorován i jinde (WICKHAM 1998). To, že nedošlo k omezení rozvoje vláken a vloček v roce 2000 i v nefiltrovaném vzorku inkubovaném v přítoku, svědčí o tom, že bakterie jsou za vysoké dostupnosti živin schopny úspěšně nahrazovat ztráty způsobené predací nebo filtrace. Zajímavou otázkou zůstává, proč v prvním pokusu byla v predací odolných morfotypech více zastoupena vlákna nebo měla zhruba stejné zastou-

pení jako vločky, zatímco v druhém pokusu bakteriemi jednoznačně preferovány vločky. Z mikroskopického pozorování bylo zřejmé, že v prvním a druhém pokusu se lišil pojivový materiál vloček, a proto je možné, že rozdíl v zastoupení vláken a vloček by mohl souviset právě s tímto rozdílným pojivovým materiálem.

LITERATURA

- ALFREIDER A., PERNTHALER J., AMANN R., SATTLER B., GLOCKNER F.-O., VILLE A. & PSENNER R., 1996: Community analysis of the bacterial assemblages in the winter cover and pelagic layers of a high mountain lake using in situ hybridization. – *Appl. Environ. Microbiol.*, 62: 2138–2144.
- FUHRMAN J. A., 1999: Marine viruses and their biogeochemical and ecological effects. – *Nature*, 399: 541–548.
- SHERR B. F. & SHERR E. B., 1984: Role of heterotrophic protozoa in carbon and energy flow in aquatic ecosystems. – In Klug M. J. & Reddy C. A. (Eds), *Current perspectives in microbial ecology*. American Society for Microbiology, Washington, DC, p. 412–423.
- ŠÍMEK K., VRBA J., PERNTHALER J., POSCH T., HARTMAN P., NEDOMA J. & PSENNER R., 1997: Morphological and compositional shifts in an experimental bacterial community influenced by protists with contrasting feeding modes. – *Appl. Environ. Microbiol.*, 63: 587–595.

- ŠIMEK K., PERNTHALER J., WEINBAUER M. G., HORÁK K., DOLAN J. R., NEDOMA J., MASIN M. & AMANN R., 2001: Changes in bacterial community composition and dynamics and viral mortality rates associated with enhanced flagellate grazing in a mesoeutrophic reservoir. – *Appl. Environ. Microbiol.*, 67: 2723–2733.
- WICKHAM S. A., 1998: The direct and indirect impact of *Daphnia* and *Cyclops* on a freshwater microbial food web. – *J. Plankton Res.*, 20: 739–755.

METANOGENEZE V HYPORHEICKÝCH SEDIMENTECH MALÉHO NÍŽINNÉHO TOKU

Eva Hlaváčková¹, Martin Rulík¹ & Lubomír Ěáp²

¹ Katedra ekologie a životního prostředí, PøF UP, Šlechtitelù 11, CZ-783 71 Olomouc, Èeská republika; tel: 585 634 569, e-mail: eva.hlavacova@email.cz, rulik@prfholnt.upol.cz

² Katedra analytické chemie, PøF UP, Tø. Svobody 8, CZ-771 46 Olomouc, Èeská republika; e-mail: cap@prfnw.upol.cz

ABSTRACT

Hlaváčková E., Rulík M. & Ěáp L.: **Methanogenesis in hyporheic sediments of a small lowland stream**

Spatial and temporal distribution of methane was studied in the small lowland Sitka Stream. Surface concentrations averaged $5,6 \pm 0,5 \mu\text{g CH}_4\text{L}^{-1}$, and its seasonal course showed no obvious pattern. Interstitial concentrations were significantly much higher (averaged $225 \pm 43 \mu\text{g CH}_4\text{L}^{-1}$), and increased along the subsurface flowpath. Measured benthic fluxes ranged from -1 to $1,6 \text{ mg CH}_4\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$, indicating that methane may be produced, as well as consumed, within sediments. Methane emissions from sediment to the atmosphere ranged from 0 to $55 \text{ mg CH}_4\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$. Methanogenic potential was proven in all subsamples of sediment, and based on our measurement we suppose that hyporheic sediment is a source of methane for the river ecosystem.

Key words: sediments, hyporheic zone, methanogenesis, benthic flux, methane emissions

ÚVOD

Metan je považován za významný skleníkový plyn. Schopnost absorpce infraèerveného záření je u molekuly CH_4 20–30x vyšší než u molekuly CO_2 (RODHE 1990) a koncentrace metanu v atmosféře se neustále zvyšují. Ve srovnání se sladkovodními mokřady a brakickými estuáriemi však byla produkce metanu v tekoucích vodách doposud v nována jen minimální pozornost. Methanogeny sice patří mezi obligátní anaerobní bakterie, nicménì v půdách i sedimentech jsou všudypøitomné (MER & ROGER 2001). Vysvìtlením je pøítomnost bakteriálního biofilmu, ve kterém dochází k úzké spolupráci metanogenù s dalšími organizmy, jejichž respiraèní aktivita postáèuje k udržení dostateèní nízkých koncentrací kyslíku a redox-potenciálu (FENCHEL & FINLAY 1995). Hyporheické sedimenty øíèního dna jsou metabolicky aktivní a ovlivují respiraèní celého øíèního ekosystému. Díky vzniku různých koncentraèních gradientù anorganických živin, elektronových akceptorù a uhlikatých substrátù v biofilmech, dochází ke vzniku mikrohabitátù, jež umožňují průběh různých mikrobiálních pochodù

souèasnì v „jedné“ zónì (BAKER et al. 1999).

Cílem naší studie bylo popsat distribuci metanu v øíèních sedimentech, kvantifikovat toky metanu a metanogenní potenciál sedimentu. Zároveò s metanogenezí jsme sledovali i koncentrace a distribuci terminálních elektronových akceptorù (O_2 , NO_3 , SO_4), rozpuštìného organického uhlíku (DOC) a acetátù.

LOKALITA A METODY

Lokalita je situována cca 5 km nad Olomoucí. Sítko toku v zájmové zónì je 4–6 m, substrát dna je tvoøen štìrkopískem. Délka sledovaného úseku (duny) je 14 m. Døívìjší průzkumy zde prokázaly existenci kontinuální výmìny vody mezi povrchovou vodou øeky a jejími sedimenty.

Èasová a prostorová distribuce metanu a vybraných chemických parametrù byla sledována v letech 1998–2003. Vzorky povrchové vody byly odebírány v proudu u vodní hladiny, zatímco intersticiální vodu jsme získali pomocí minipiezometrù, umístìných v hyporheické zónì na začátku a na konci duny (tj.

downwelling, upwelling) a v parafluvialu, jež je po ví t-
sinu roku nezaplaven. Voda byla odebrána do 40 ml
vialek s PTFE silikonovými septy. Po návratu do labo-
ratorie bylo 10 ml vody nahrazeno umí lou atmosférou
a vialky byly protřepávány, aby mohlo dojít k ustanove-
ní ekvilibria mezi vodní a plynou fází. Koncentrace
metanu byly měřeny na plynovém chromatografu CHROM
5 vybaveném FID detektorem a 1,2 PORAPAK Q kolo-
nou, s dusíkem jako nosným plynem. Emise ze sedi-
mentů a bentické toky metanu byly měřeny pomocí
statických komor z PVC. Sledovali jsme změny koncent-
rací v headspace těchto komor během doby inkubace
(24 h), a změny koncentrace metanu v uzavřené vodě
bez ponechání headspace. Vzorky byly analyzovány
stejně jako v předchozím případě na plynovém chro-
matografu. Potenciální produkci metanu jsme defino-
vali jako schopnost mikrobiálního společenstva sedi-
mentu produkovat metan při anaerobních inkubacích *ex
situ*. K pokusům jsme použili 100 g vlhkého sedimen-
tu (< 3 mm), který jsme ihned po návratu do labora-
torie vložili do tmavých inkubačních sklenic (260 ml)
a přelili obohacenými roztoky nebo destilovanou vodou.
Jako uhlíkatý substrát nám sloužila glukóza, acetrát
(Ca(CH₃COO)₂) (100 mg C na sklenici) a směs H₂/CO₂
(80/20 vol./vol.). Sklenice s roztokem glukózy a acetrá-
tu jsme nechali po 5 min. probublávat dusíkem (N₂).
Objem headspace byl u všech inkubací 20 ml. Inkuba-
ce probíhala při 20 °C po 72–96 hodin. Sub-vzorky he-
adspase jsme analyzovali každých 24 h. Produkce byla
vypočtena z rozdílu mezi počátečním a finálním množstvím
metanu ve sklenici, a přečtena na 1 kg suché hmot-
nosti sedimentu (dry weight) za 1 den (μg/ kgDW⁻¹.d⁻¹).

Koncentrace CO₂ v povrchové a intersticiální vodě
jsme měřili na plynovém chromatografu BECKER-GAS
419 s ECD detektorem. Stanovení DOC bylo provede-
no na analyzátoru TOC FORMACS^{HT}. Koncentrace ace-
trátů, NO₃ a SO₄ jsme analyzovali pomocí kapilární izo-
tachoforézy, kyslík jsme měřili WTW-OXI 92 oximetrem.
Statistické analýzy jsme provedli v programu NCSS
2000.

VÝSLEDKY

Koncentrace metanu v povrchové vodě byly
v průběhu roku relativně stabilní (5,6 ± 0,5 μg CH₄.L⁻¹)
a nevykazovaly žádné zjevné sezónní trendy. Interstici-
ální koncentrace kolísaly v rozmezí 0–2150 μg CH₄.L⁻¹
(průměr 225 ± 43), v podélném profilu duny signifi-
kantně rostly (ANOVA, p < 0,001), a korelovaly s teplotou
(r = 0,4; p < 0,001). CH₄-C představoval během sledo-
vaného období 0–23 % DOC, průměrně však šlo o 0,1 %

ve vodě povrchové a o 3 % ve vodě intersticiální ((CH₄-
C / DOC + CH₄-C)).

Bentické toky metanu kolísaly v rozmezí od –1
po 1,6 mg CH₄.m⁻².d⁻¹ (průměr –0,2), což nám dokazuje,
že jisté procento produkovaného metanu je v povrchové
vrstvi sedimentu také konzumováno. Emise unikající
ze sedimentů kolísaly od 0 do 55,2 mg CH₄.m⁻².d⁻¹ (prů-
měr 8 mg CH₄.m⁻².d⁻¹). Metanogenní potenciál sedimen-
tu jsme potvrdili ve všech typech inkubací. V případě, že
jsme sediment přelili destilovanou vodou, dosahovala
produkce 1–9 μg CH₄.kgDW⁻¹.d⁻¹. Maximální produkce
(632,4 μg CH₄.kgDW⁻¹.d⁻¹) jsme dosáhli u sedimentů
obohacených acetrátů po třetím dni inkubace. Produkce
metanu z glukózy a H₂/CO₂ byla 2–7x nižší než u ace-
trátů (maximum 160 a 82 μg CH₄.kgDW⁻¹.d⁻¹), přičemž
k produkci metanu z glukózy docházelo pouze první 2–3
dny. Koncentrace terminálních elektronových akceptorů
(O₂, NO₃, SO₄) v intersticiální vodě podél podpovrcho-
vého proudu signifikantně klesají (ANOVA, p < 0,05),
kdežto koncentrace DOC, acetrátů a CO₂ se v podélném
profilu duny významně nemění.

DISKUSE

Všechny vzorky, jak intersticiální tak i povrchové
vody byly (s ohledem na atmosférické ekvilibrium) me-
tanem přesyteny. Intersticiální koncentrace metanu
jsou oproti hodnotám ve vodě povrchové velmi vyso-
ké (50–400x) a to zvláště během letního období, kdy
se zvyšuje spotřeba kyslíku v sedimentech a dochází
k rozvoji anoxických až anaerobních zón. Nicméně, námi
zjištěné koncentrace jsou srovnatelné s hodnotami
v tocích jež uvádí literatura (DAHM et al. 1991, JONES
et al. 1995, BAKER et al. 1999).

Na základě našich sledování předpokládáme, že
metan je produkován v intersticiálních sedimentech, ze
kterých je vymýván podpovrchovým proudem (advekce
in/advekce out) a do povrchové vody se dostává při
výstupu podpovrchového proudu zpět na povrch, nebo
difúzí přes rozhraní voda-sediment. Nezanedbatelné
může být i uvolňování plynů ze sedimentu v podobě
bublinek. Přítomnost tohoto typu transportu by mohla
vysvětlit rozdíl mezi zjištěnými bentickými toky a emi-
semi metanu ze sedimentu. Domníváme se totiž, že
u povrchu sedimentu může hydrostatický tlak a s ním
spojená rozpustnost metanu kolísat, takže může do-
cházet k tvorbě mikrobublinek, jež unikají skrze vodní
sloupec přímo do atmosféry (popř. do headspace in-
kubačních komor), a vzhledem k nízké rozpustnosti me-
tanu se při analýze vzorků vody při měření bentických
toků neprojeví a nejsou brány v úvahu.

Tvrzení, že sedimenty jsou zdrojem metanu, je založeno na několika zjištěných faktech: I) vysoké koncentrace CH_4 v intersticiální vodě; II) zjištění ní pozitivních bentických toků a emisí CH_4 ze sedimentů v koryti řeky i na nezaplaveném parafluvialu; III) produkce CH_4 bi hem všech inkubací *ex situ*. Vzniklý metan obohacuje povrchovou vodu (difúzí a advekci), nebo v podobě bublinek proniká skrze vodní sloupec do atmosféry, či je ještě v sedimentu konzumován metanotrofními bakteriemi (viz negativní hodnoty bentických toků). Transport skrze rostliny je v naší studii vyloučen, jelikož sedimenty nejsou pokryty vegetací a ani neobsahují kořeny vyšších rostlin. Zvláštním typem ztrát metanu z říčního ekosystému je transport rozpuštěného metanu skrze rozhraní voda-vzduch. V tomto případě je hlavním parametrem saturace metanu v povrchové vodě (živená bentickými toky) a hydrodynamické vlastnosti toku, přičemž dochází k diferenciaci toku na klidné úseky s nízkými hladinovými emisemi metanu (zóny akumulace) a úseky proudivé (turbulentní) s emisemi vysokými, kde dochází ke snižování povrchových koncentrací, přičemž tyto jevy nejsou nijak spojeny s produkcí dna na daném místě (LILLEY et al. 1996). Vzhledem k tomu, že vypočtené emise metanu z vodní hladiny jsou několikrát vyšší než naměřené emise ze sedimentů (HLAVÁČKOVÁ et al. 2003), domníváme se, že naše lokalita představuje spíše typ druhý.

LITERATURA

- BAKER M. A., DAHM C. N. & VALLET H. M., 1999: Acetate retention and metabolism in the hyporheic zone of a mountain stream. – *Limnol. Oceanogr.*, 44: 1530–1539.
- DAHM C. N., CARR D. L. & COLEMAN R. L., 1991: Anaerobic carbon cycling in stream ecosystems. – *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 1600–1604.
- FENCHEL T. & FINLAY B. J., 1995: Ecology and evolution in anoxic worlds. – Oxford University Press, Oxford, 276 pp.
- HLAVÁČKOVÁ E., RULÍK M. & ĚAP L., 2003: Emise skleníkových plynů (CO_2 , CH_4 a N_2O) z hyporheických sedimentů malého nížinného toku Sitka (Česká republika). – In HUCKO P. (Ed.), *Sedimenty vodních toků a nádrží*. Zborník přednášek z konference, Bratislava, 15.–16. 4. 2003 (in press)
- JONES J. B., HOLMES R. M., FISCHER S. G., GRIMM N. B. & GREENE D. M., 1995: Methanogenesis in Arizona, USA dryland streams. – *Biochemistry*, 31: 155–173.
- LILLEY M. D., DEANGELIS M. A. & OLSON J. E., 1996: Methane concentrations and estimated fluxes from Pacific Northwest rivers. – *Mitt. Internat. Verein. Limnol.*, 25: 187–196.
- MER J. L. & ROGER P., 2001: Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. – *Eur. J. Soil Biol.*, 37: 25–50.
- RODHE H., 1990: A comparison of the contribution of various gases to the greenhouse effect. – *Science*, 248: 1217–1219.

STANOVENÍ HLAVNÍCH FYLOGENETICKÝCH SKUPIN BAKTERIÍ V HYPORHEICKÝCH SEDIMENTECH MALÉHO NÍŽINNÉHO TOKU (SITKA, ĚR) POMOCÍ FLUORESCENĚNÍ HYBRIDIZACE *IN SITU* (FISH)

Jan Koutný¹, Martin Rulík¹, Milan Navrátil², Jan Jezbera³ & Karel Horáček³

¹ Katedra ekologie a životního prostředí PøF UP, Šlechtitelù 11, CZ-783 71 Olomouc, Ěeská republika,
e-mail: jankoutny@seznam.cz

² Katedra bunìné biologie a genetiky PøF UP, Šlechtitelù 11, CZ-783 71 Olomouc, Ěeská republika

³ Hydrobiologický ústav AV ĚR, Na Sádkách 7, CZ-370 05 Ěeské Budi jovice, Ěeská republika

ABSTRACT

Koutný J., Rulík M., Navrátil M., Jezbera J. & Horáček K.: **Determination of main phylogenetic bacterial groups in hyporheic sediments of a small lowland stream (Sitka, Czech Republic) using fluorescent *in situ* hybridization (FISH)**

Community structure of biofilm microbial communities of hyporheic sediments in the small lowland Sitka Stream (Czech Republic) was analysed using fluorescent *in situ* hybridization (FISH). FISH provided detection of about 91 % of total DAPI-stained bacterial cells. In general, most of the EUB338-detectable cells (domain *Eubacteria*) could be related to the four major phylogenetic groups used in this study (α -, β -, γ -*Proteobacteria* and *Cytophaga-Flavobacterium*). The microbial community structure of biofilm analysed was dominated by β -*Proteobacteria* (36,3 % of the total counts). In addition to the domain *Eubacteria*, members of the domain *Archaeobacteria* were detected in hyporheic sediments (approximately 6 % of total bacterial counts).

Key words: river, hyporheic sediments, bacteria, biofilms, FISH

ÚVOD

V posledních 10–15 letech se rychle rozvíjejí molekulární biologické metody, které odstraují všeobecnì známé nedostatky tradičních metod založených na kulturačních technikách a které umožňují studovat strukturu i funkci společenstev biofilmù *in situ* (Amann et al. 1995). V této práci jsme aplikovali metodu *FISH* (*fluorescent in situ hybridization*) na pøirozený bakteriální biofilm hyporheického sedimentu. Cílem této práce bylo metodou FISH analyzovat *in situ* strukturu bakteriálního společenstva hyporheických sedimentù malého nížinného toku.

LOKALITA

Vzorky hyporheického sedimentu byly odebírány na 14 m dlouhé a 6 m široké štìrkopískové dunì malého nížinného toku Sitka. Odbìrová lokalita se nachází 5 km severnì od Olomouce (ĚR). V úseku

s lokalitou Sitka protéká zemì dìlsky intenzivnì využívanou krajinou. Pøbìžnì porost (olše) není zapojený. Prùmnì roennì prùtok je zde 0,81 m³/s, pøi bìžném prùtoku je vrchol duny nad vodou. Rychlost prùtoku infiltrované vody dunou je v odebíraném profilu (svrchních 50 cm) pøi obvyklém stavu hladiny asi 1–5 m h⁻¹.

ODBĚR A ÚPRAVA VZORKÙ

K odběru bylo použito tzv. *freeze core* metody spoívající v namražení sedimentu tekutým dusíkem (BRETSCHKO & KLEMENS 1986). Touto metodou jsme získali vzorky sedimentu s pùvodní, neporušenou strukturou. Vzorky byly zmražené transportovány do laboratoøe a zde ihned zpracovány.

Ke 3 ml èerství odebraného sedimentu (prùmnì zrna < 1 mm) v 10 ml zkumavce se šroubovacím víčkem, byly pøidány 3 ml filtrované (filtr 0,22 μ m) destilované vody a vzorek byl lehce sonikován (sonotroda MS 73, 30 s, 10 % power, 90 % DC) ultrazvukovým

homogenizátorem Sonopuls HD2200. 0,5 ml suspenze bylo pipetováno do mikrozkupek (2 ml), doplněno 1,5 ml filtrovaného 4 % formalinu a fixováno při 4 °C 1 až 24 hodin. Fixované vzorky byly poté centrifugovány (13 500 g, 5 min, 4 °C). Po centrifugaci byl supernatant slit a vzorek resuspendován v 1,5 ml filtrovaného PBS a znovu centrifugován za stejných podmínek. Po sliti supernatantu byl přidán 1,5 ml PBS a vzorek opět resuspendován. Do připravených plastových kyvet se šroubovacím víčkem (10 ml) obsahujících diskontinuální gradient sacharózy (9 ml 45 % sacharózy, 1 ml 15 % sacharózy) bylo opatrně naneseno 200 µl vzorku. Vzorky byly centrifugovány (4000 rpm, 15 min, 10 °C, centrifuga Jouan BR4) a poté frakcionovány peristaltickou pumpou po 0,5 ml do mikrozkupek (1,5 ml). Obsah mikrozkupek se s vrchním 1,5 ml 45 % sacharózy, ve kterých se při centrifugaci zachytí asi 70 % celkového počtu buněk (nepublikovaná data), byl sbírán do plastové kyvety se šroubovacím víčkem (50 ml) a doplněn do 50 ml filtrovanou destilovanou vodou. Kyvety se vzorky byly poté centrifugovány (14 000 g, 20 min, 4 °C), supernatant opatrně odstráněn a centrifugát resuspendován v 1,5 ml roztoku filtrovaného 96 % ethanolu a filtrovaného PBS (1 : 1). Na odsávací aparaturu byl umístěn podpurný filtr a na něj bakteriální ultrafiltr (Millipore, HTP, 0,22 µm), na který bylo naneseno 2,0 ml upraveného vzorku (1,5 ml vzorku + 0,5 ml filtrované destilované vody). Ultrafiltr se zakoncentrovanými bakteriemi byl umístěn do Petriho misky a po vyschnutí zamražen (-20 °C) do dalšího použití.

Pro specifickou detekci hledaných bakteriálních buněk byly použity oligonukleotidové sondy EUB338, ALF1b, BET42a, GAM42a, CF319a a ARCH915 (Tab. 1), značené na 5' - konci fluorescenčním barvivem CY3 (indocarbocyanine). Protože oligonukleotidové sekvence pro *β-Proteobacteria* a *γ-Proteobacteria* jsou téměř identické, byly v kombinaci s BET42 a GAM42 sondami použity kompetitivní sondy neznačené fluorescenčním barvivem, které se preferenčně navazují na odpovídající

cílové buňky a znemožňují tak vazbu neodpovídající sondy.

Analýza FISH (fluorescent in situ hybridization) byla provedena podle postupu detailně popsaného v práci PERNTHALER et al. (2001). Stručný postup: Do 0,5 ml mikrozkupek byly napipetovány 2 µl pracovního roztoku sondy a 16 µl hybridizačního pufru (s 35 % formamidem pro všechny sondy). Filtry se s filtrovaným vzorkem byly navěšeny na části, označeny tužkou a vloženy na podložní sklo. Do polyethylenové tuby byl dán savý papír se zbytkem hybridizačního pufru. Na části filtrů na podložním skle byl nanesen roztok sondy a hybridizačního pufru a podložní sklo bylo vloženo do polyethylenové tuby, která byla v horizontální poloze inkubována ve 46 °C po dobu dvou hodin. Poté byly části filtrů rychle přemístěny do předehřátého pracovního pufru, inkubovány 15 min při 48 °C a opatrně vyprány ve sterilní destilované vodě a vysušeny na vzduchu. Na části filtrů byl nanesen 50 µl pracovního roztoku DAPI (4'-6-diamidino-2-phenylindole dihydrochloride), následovala 15 min inkubace v lednici, po které byly filtry rychle vyprány ve sterilní destilované vodě a 80 % ethanolu a dokonale vysušeny. Části filtrů byly umístěny na podložní sklo do mounting médií (Citifluor a Vecta Shield, 4 : 1) a analyzovány na epifluorescenčním mikroskopu (Olympus AX 70, Provis) vybaveném optimální sadou filtrů (UV-2A pro DAPI, excitace 360–370 nm, emise více než 420 nm, a HQ : CY3 pro CY3, excitace 510–550 nm, emise více než 590 nm) tak, aby celkový počet spočtených buněk byl alespoň 200–300.

Počet bakterií hlavních fylogenetických skupin značených specifickými sondami jsou prezentovány jako procenta celkového počtu bakterií stanoveného pomocí DAPI. Všechna data zde uváděná jsou průměrné hodnoty ze tří opakování.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Počet bakteriálních buněk značených sondou EUB338 (*Eubacteria*) tvořil 85 % celkového počtu bakterií stanovených mikroskopicky pomocí DAPI (obr. 1).

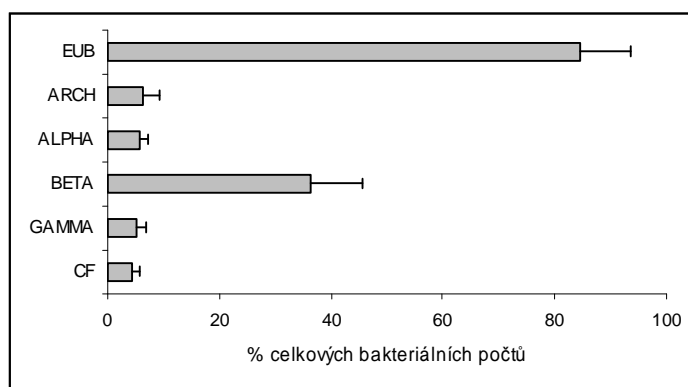
Tab. 1 Oligonukleotidové sondy použité v této práci

Sonda	Určení	Cílová pozice ^a	Literatura
EUB338	<i>Eubacteria</i>	16S, 338–355	MANZ et al. (1992)
ALF1b	<i>α-Proteobacteria</i>	16S, 19–35	MANZ et al. (1992)
BET42a	<i>β-Proteobacteria</i>	23S, 1027–1043	MANZ et al. (1992)
GAM42a	<i>γ-Proteobacteria</i>	23S, 1027–1043	MANZ et al. (1992)
CF319a	<i>Cytophaga-flavobacterium</i>	16S, 319–336	MANZ et al. (1992)
ARCH915	<i>Archaeobacteria</i>	16S, 915–934	AMANN et al. (1995)

^a Pozice v rRNA bakterie *Escherichia coli*

Pro hlavní fylogenetické skupiny bakterií hyporheických sedimentů byly dále zjištěny následující hodnoty výskytu: skupina *Cytophaga-Flavobacterium* (sonda CF319a) tvořila 4,3 % celkového počtu bakterií, skupina *a-Proteobacteria* (sonda ALF1b) tvořila 6 %, skupina *b-Proteobacteria* (sonda BET42a) 36,3 % a skupina *g-Proteobacteria* (sonda GAM42a) tvořila 5,3 % z celkového počtu bakterií stanovených pomocí DAPI. Obr. 1 rovněž ukazuje, že zástupci říše *Archaeobacteria* tvořily 6,4 % z celkového počtu bakterií. Obecně lze říct, že v tšinu (průměrně 61 %) bakterií detekovatelných sondou EUB338 lze přiřadit ke čtyřem základním fylogenetickým skupinám (*a*-, *b*-, *g-Proteobacteria* a *Cytophaga-Flavobacterium*) studovaným v této práci. FISH se sondami pro hlavní fylogenetické skupiny ukázala, že

v bakteriální populaci biofilmů hyporheického sedimentu toku Sítky zjevně dominuje skupina *b-Proteobacteria*, což odpovídá i výsledkům uváděným v literatuře (MANZ et al. 1999, ARAYA et al. 2003). Následují početně méně výrazné skupiny *a-Proteobacteria*, *g-Proteobacteria* a nejméně zastoupená skupina *Cytophaga-Flavobacterium*. Přítomnost zástupců říše *Archaeobacteria* koresponduje s mozaikovitou aerobní-anaerobní strukturou prostředí hyporheických sedimentů a také s produkcí methanu naměřenou v sedimentech studovaného toku (HLAVÁČOVÁ et al. 2003). Zástupci říší *Eubacteria* a *Archaeobacteria* detekováni pomocí sond EUB338 a ARCH915 spolu tvořili průměrně 91,4 % z celkového počtu DAPI stanovených bakterií biofilmů hyporheických sedimentů.



Obr. 1 Procentuální podíl hlavních fylogenetických skupin bakterií hyporheických biofilmů stanovených metodou FISH za použití sond EUB338 (EUB), ARCH915 (ARCH), ALF1b (ALPHA), BET42a (BETA), GAM42a (GAMMA) a CF319a (CF) vztahený k celkovým počtům DAPI stanovených bakterií

Fig. 2 The percentage of DAPI-stained bacterial cells with the main phylogenetic groups in biofilm-associated bacteria determined by FISH using the EUB338 (EUB), ARCH915 (ARCH), ALF1b (ALPHA), BET42a (BETA), GAM42a (GAMMA) and CF319a (CF) specific probes

LITERATURA

- AMANN R. I., LUDWIG W. & SCHLEIFER K.-H., 1995: Phylogenetic identification and *in situ* detection of individual microbial cells without cultivation. – *Microbial Reviews*. 59: 143–169.
- ARAYA R., TANI K., TAKAGI T., YAMAGUCHI N. & NASU M., 2003: Bacterial activity and community composition in stream water and biofilm from an urban river determined by fluorescent *in situ* hybridization and DGGE analysis. *FEMS*. – *Microb. Ecol.*, 43: 111–119
- BRETSCHKO G. & KLEMENS W. E., 1986: Quantitative methods and aspects in the study of the interstitial fauna of running waters. – *Stygologia*. 2: 279–316.
- HLAVÁČOVÁ E., RULIK M. & ĚAP L., 2003: Metanogeneze v hyporheických sedimentech malého nížinného toku. – In Bitušík P. & Novíkmeč M. (Eds), Proc. 13th Conf. Slovak Limnol. Soc. & Czech Limnol. Soc., Banská Štavnica, June 2003. *Acta Fac. Ecol.*, 10, Suppl. 1: 31–33.
- MANZ W., AMANN R., LUDWIG W. & SCHLEIFER K.H., 1992: Phylogenetic oligodeoxynucleotide probes for the major subclasses of *Proteobacteria*: problems and solutions. – *Syst. Appl. Microbiol.* 15: 593–600.
- MANZ W., WENDT-POTTHOFF K., NEU T.R., SZEZYK U. & LAWRENCE J. R., 1999: Phylogenetic composition, spatial structure, and dynamics of lotic bacterial biofilms investigated by fluorescent *in situ* hybridization and confocal laser scanning microscopy. – *Microb. Ecol.* 37: 225–237.
- PERNTHALER J., GLOCKNER F.-O., SCHÖNHUBER W. & AMANN R., 2001: Fluorescence *in situ* hybridization (FISH) with rRNA-targeted oligonucleotide probes. – *Methods in Microbiology*, 30: 207–226.

DISTRIBUCE BAKTERIÁLNÍ PRODUKCE A ENZYMATICKÉ AKTIVITY V SEDIMENTECH ØÍÈNÍHO TOKU

Robert Spáèil & Martin Rulík

Katedra ekologie a životního prostředí PøF UP, Šlechtitelù 11, CZ-783 71 Olomouc, Èeská republika,
e-mail: spacil@prfholt.upol.cz

ABSTRACT

Spáèil R & Rulík M.: Distribution of bacterial production and enzymatic activity in sediments of a small lowland stream

Spatial patterns of bacterial production (BCP) and hydrolytic enzymatic activities associated with fine particles < 0.063 mm were studied in hyporheic sediments of the small lowland Sitka Stream. BCP, extracellular activity of β -glucosidase and total esterase activity was found to be much higher in upper layers compared with deeper sediments, while both bacterial abundance and biomass showed no obvious pattern with increased sediment depth. Explanation of this finding is probably due to very slow metabolism of anaerobic and methanogenic bacteria dominating these deep sediments. Bacterial carbon production measured using [¹⁴C]leucine incorporation technique correlated well with temperature of the interstitial water and BCP at about 0.007g C.l⁻¹sed.day⁻¹ demonstrating the potential for bacteria to act as a food resource for benthic fauna in Sitka Stream.

Key words: bacterial carbon production, sediment, bacteria, EEA, fluorescein diacetate

ØVOD

Malé toky jsou obecnì považovány za heterotrofní systémy, kde mikrobiální metabolismus organického uhlíku je velice důležitý z hlediska struktury a funkce celého spoleèenstva (MEYER 1994). Místem bakteriální metabolické aktivity v tekoucích vodních ekosystémech jsou pøedevším sedimenty (BRUNKE & GONSER 1997, PUSCH et al. 1998). Baktérie zde nevystupují pouze jako dekompozitori organické hmoty, ale také jako producenti biomasy (napø. AZAM et al. 1983). V poslední dobì se pro zjištování bakteriální produkce rutinnì používá mìøení znaèeného ¹⁴C-leucinu inkorporovaného do proteinù bakteriální buòky (napø. KIRCHMAN et al. 1985, SIMON & AZAM 1989, FISCHER & PUSCH 1999). Fyziologickou podstatou metody inkorporace Leu je proteinová syntéza. Tato technika poskytuje více pøímých výsledkù produkce bakteriálního uhlíku než èasto užívaná metoda inkorporace thymidinu (CHIN-LEO & KIRCHMAN 1988), protože je úmìrná rychlosti tvorby nové biomasy. Inkorporace ¹⁴C-leucinu do bakteriálních bunì k je obecnì živanou metodou k mìøení bakteriální produk-

ce v pelagickém prostøedí a bì žnì se testuje rovnìž v jiných habitatech jako je pùda, epiphyton, listový detrit a v neposlední øadí i na sedimenty (napø. MARXSEN 2001, FISCHER & PUSCH 1999).

Cílem této práce bylo zjistit prostorovou distribuci bakteriální produkce v povrchových a hyporheických sedimentech malého nížinného toku a porovnat výsledky se zjištovanou biomasou a abundancí baktérií, nespecifickou esterázovou aktivitou a enzymatickou aktivitou β -glukosidasy.

MATERIÁL A METODIKA

Výzkum byl provádìn na malém nížinném toku Sitka, cca 5 km nad mìstem Olomoucí, Èeská republika, v oblasti vytvoøené štìrkopískové duny (viz RULÍK & HEKERA 1998). Vzorky byly odebírány v mìstích intervalech (srpen-prosinec 2002). Øíèní sediment byl z míst zanøování povrchové vody (downwelling) a jejího vynøování (upwelling) odebrán metodou freeze-core z hloubky 0–20 cm a 20–50 cm pod povrchem dna a po homogenizaci byla pro další zpracování použita frakce

< 0,063 mm, ve které byla v předchozích pokusech zjištěna nejvyšší bakteriální aktivita a denzita. Bakteriální produkce byla měřena modifikovaným metodickým postupem podle FISCHER & PUSCH (1999). L-[U-¹⁴C]leucin (ICN Biomedicals) se specifickou aktivitou 12,8 GBq/mmol byl rozpuštěn ve studeném leucinu k dosažení specifické aktivity. Inkubace 2 ml alikvotního vzorku suspenze s leucinem probíhala za šetrného protěpávání v teplotních podmínkách *in situ*. Inkubace (2 hod) byla ukončena přidáním 200 µl TCA (finál. konc. 50 %). Po 30 min vroucí lázni (95 °C) byly vzorky ochlazeny proudem studené vody. Vzorky sedimentu byly poté filtrovány (0,2 µm membránové filtry Isopore) a důkladně promyty 2 x 2 ml TCA (finál. konc. 5 %) k eliminaci neinkorporovaného leucinu. Filtry byly vloženy do scintilačních vialek (objem 4 ml) a po přidání 3 ml scintilačního kokteilu (READY GEL; BECKMAN) důkladně protěpány. Radioaktivní rozpad byl měřen po dobu 20 minut na přístroji BECKMAN LS 6500. Produkce bakteriálního uhlíku (BCP-Bacterial Carbon Production) byla vypočtena za použití konverzního faktoru podle SIMON & AZAM (1989).

Modifikovaný metodický postup k měření aktivity β-glukosidázy (βGlcA) ve vzorcích sedimentu (HOPPE 1983) je blíže popsán v práci SPAEIL & RULIK (2002). Nespecifická esterázová aktivita byla měřena aplikací fluorescein diacetátu (FDA), který slouží k rychlému a citlivému zjištění nespecifické esterázové aktivity biofilmů měřených sedimentů (modifikováno podle BATTIN 1997). Bakteriální abundance byla stanovena metodou přímých počtů a přepočtena na bakteriální biomasu byl proveden proměření bakteriálních buní k pomocí obrazové analýzy (Lucia G/F version 4.5) a následným přepočtem bakteriálního objemu na biomasu. Statistické shodnocení bylo provedeno za použití programu NCSS verze 6.0.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Průměrná hodnota BCP byla v období srpen–září vyšší (15,45 ± 7,6 µg C.g DW⁻¹.h⁻¹) v porovnání s obdobím

říjen – prosinec (4,1 ± mg C.g DW⁻¹.h⁻¹). Nebyl shledán signifikantní rozdíl mezi místem downwelling a upwelling. Naopak povrchové vzorky sedimentu (0–20 cm) vykazovaly signifikantně mnohonásobně vyšší hodnoty produkce (7,4–28,6 mg C.g DW⁻¹.h⁻¹) ve srovnání se sedimenty hlubšími (20–50 cm) (0,09–0,52 mg C.g DW⁻¹.h⁻¹) (ANOVA < 0,05) (viz graf 1). Vertikální distribuce této produkce ukázala 97%ní pokles ve směru z povrchu do hlubších částí sedimentu (Tab. 1).

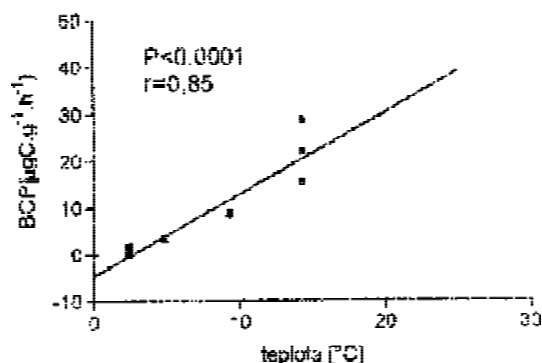
Rapidní pokles BCP s hloubkou sedimentu lze s největší pravděpodobností vysvětlit malou aktivitou a celkově pomalejším metabolismem anaerobních a metanogenních bakterií, které v hlubších částech hypoxických sedimentů převažují. Podobný pokles byl zaznamenán i v případě βGlcA a nespecifické esterázové aktivity bakterií (FDA) (Tab. 1) Aktivita β-glukosidázy vykazovala hodnoty v průměru 33,0 ± 4,8 µmol.g DW⁻¹.h⁻¹ a byla signifikantně vyšší v místě upwelling (ANOVA, F = 20,99; P < 0,001). Signifikantní rozdíl byl také zjištěn mezi povrchovým (0–20 cm) a hlubším sedimentem (20–50 cm) (ANOVA, F = 22,03; P < 0,0001). Hydrolyza FDA vykazovala průměrné hodnoty 10,4 ± 2,1 µM.g DW⁻¹.h⁻¹; v povrchové vrstvě sedimentů (0–20 cm) a v zóně upwelling byla mnohem vyšší, rozdíl však nebyl signifikantní (Tab. 1).

Abundance a biomasa bakterií vyjádřené na jednotku suché hmotnosti sedimentu se naopak s rostoucí hloubkou zvyšovaly, resp. vykazovaly setrvalý trend (Tab. 1). Toto zjištění dokládá, že hlubší části sedimentu jsou oživené bakteriálními biofilmy a že bakterie, navzdory jejich relativně nízké aktivitě, zde produkují novou biomasu.

Z našich výsledků je patrná závislost produkce bakteriálního uhlíku na okolní teplotě (obr. 1). Minimální hodnoty byly zaznamenány v chladných měsících s průměrnou teplotou vody 2,4 °C a maxima byla nalezena v měsíci srpnu s průměrnou teplotou intersticiální vody 19,8 °C. Teplota prostředí tedy zjevně ovlivňuje produkci bakteriálního uhlíku, což je v souladu s údaji publikovanými v literatuře (např. SANDER & KALFF 1993, MARXSEN 2001 AJ).

Tab. 1 Tabulka průměrných hodnot (± S.E.) sledovaných parametrů: bakteriální produkce (BCP) [µgC.g DW⁻¹.h⁻¹], aktivita β-glukosidázy (βGlcA) [µmol.g DW⁻¹.h⁻¹], bakteriální abundance [bakt.x1010.g DW⁻¹], biomasy [µgC.g DW⁻¹] a hydrolyza FDA [µmol.g DW⁻¹.h⁻¹]. 1 – downwelling, 3 – upwelling, P – povrch a H – hloubka sedimentu

odběr	BCP	βGlcA	Abundance bakterií	Biomasa bakterií	FDA
1P	7,4	35,77 ± 10,8	5,76 x 1010 ± 2,46	2,5 ± 0,69	33,25 ± 8,85
1H	0,24	6,9 ± 0,5	33,69 x 1010 ± 8,05	4,17 ± 0,86	3,75 ± 2,29
3P	13,7	68,27 ± 5,12	24,79 x 1010 ± 9,28	3,4 ± 0,77	15,42 ± 4,29
3H	0,3	31,74 ± 3,14	18,58 x 1010 ± 4,22	2,22 ± 0,51	5,16 ± 2,13



Obr. 1 Lineární regresní vztah mezi teplotou interstic. vody sedimentu a bakteriální produkcí povrchové vrstvy (0–20 cm) sedimentu toku Sitka (n = 12)

Fig. 1 Linear regression between temperature of the interstitial water and bacterial production in upper sediment layer (0–20 cm) of the Sitka stream (n = 12)

LITERATURA

- AZAM F., FENCHEL T., GRAY J. G., MEYER-REIL L. A. & THINGSTAD F., 1983: The ecological role of water-column microbes in the sea. – *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 10: 257–263.
- BATTIN T. J., 1997: Assessment of fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total esterase activity in natural stream sediment biofilms. – *Sci. Total Environ.*, 198: 51–60.
- BRUNKE M. & GOSNER T., 1997: The ecological significance of exchange processes between river and groundwater. – *Freshwat. Biol.*, 37: 1–33.
- FISCHER H. & PUSCH M., 1999: Use of the [¹⁴C]Leucine incorporation technique to measure bacterial production in river sediments and the epiphyton. – *Appl Environ Microbiol.*, 65: 4411–4418.
- CHIN-LEO G. & KIRCHMAN D. L., 1988: Estimating bacterial production in marine waters from the simultaneous incorporation of thymidine and leucine. – *Appl. Environ. Microbiol.*, 54: 1934–1939.
- KIRCHMAN D. L., K'NEES E. & HODSON R., 1985: Leucine incorporation and its potential as a measure of protein synthesis by bacteria in natural aquatic systems. – *Appl. Environ. Microbiol.*, 49: 599–607.
- MARXSEN J., 2001: Bacterial production in different streambed habitats of an upland stream: sandy versus coarse gravelly sediments. – *Arch. Hydrobiol.*, 152: 543–565.
- MEYER J. L., 1994: The microbial loop in flowing waters. – *Microb. Ecol.*, 28: 195–199.
- PUSCH M., FIEBIG D., BRETTAR I., EISENMANN H., ELLIS B. K., KAPLAN L. A., LOCK M. A., NAEGELI M. W. & TRANSDURGER W., 1998: The role of microorganisms in the ecological connectivity of running water. – *Freshwat. Biol.*, 40: 453–495.
- RULIK M. & HEKERA P., 1998: Occurrence of both acetic and lactic acids in subsurface water of the sediments comparison of two different localities. – In Bretschko G. & Helešić J. (Eds), *Advances in river bottom ecology*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherland, p. 77–87.
- SANDER B. C. & KALFF J., 1993: Factors controlling bacterial production in marine and freshwater sediments. – *Microb. Ecol.*, 26: 79–99.
- SIMON M. & AZAM F., 1989: Protein content and protein synthesis rates of planktonic marine bacteria. – *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 51: 201–213.
- SPÄEIL R. & RULIK M., 2002: Extracelulární enzymatická aktivita říčního toku. – In Baudišová D. (Ed.), *Mikrobiologie vody 2002. Sborník referátů, Ostravice, 17.–19. 9. 2002*, p. 70–78.

KONCEPČNÍ MODEL TRANSFORMACE ORGANICKÉHO UHLÍKU V HYPORHEICKÉ ZÓNĚ TOKU

Šárka Trulleyová & Martin Rulík

Katedra ekologie a životního prostředí PpF UP, Šlechtitelů 11, CZ-738 71 Olomouc, Česká republika,
e-mail: sarka.trulleyova@seznam.cz

ABSTRACT

Trulleyová Š. & Rulík M.: **Conceptual model of organic carbon transformation in the hyporheic zone of a stream**

Organic carbon (OC) dynamics were investigated in a gravel bar of a small lowland stream. Main carbon inputs, outputs, and effectiveness of carbon retention and processing were determined in order to construct an annual carbon budget for the gravel bar. On one hand, hyporheic sediments are a source of OC; the dissolved OC (DOC) released from particulate OC in sediments could support about 42 % of the bacterial biomass in the hyporheic zone. On the other hand, the hyporheic zone acts as a sink of OC in the stream; 58 % of the DOC, which discharged through sediments, was removed by abiotic adsorption.

Key words: organic carbon, hyporheic sediments, detritus, biofilm, productivity, respiration

ÚVOD

Hyporheické sedimenty hrají hlavní roli v biogeochemickém cyklu uhlíku v říčních ekosystémech. Předkládaná práce popisuje dynamiku organického uhlíku (OC) v místě štírkopískové duny malého toku.

Hlavním cílem bylo vytvořit schéma roěního rozpočtu OC v této části říčního ekosystému za účelem definování hlavních zdrojů OC, efektivitu, s jakou je OC zadržován a zpracováván, a forem výstupu OC.

LOKALITA

Sítka je meandrující tok o délce 35 km, pramenící v Hrubém Jeseníku v nadmořské výšce 650 m, který se vlévá do Oskavy u Olomouce. Plocha povodí Sítky je 118,81 km², průměrná roční teplota vody 8 °C. Studijní lokalitou byla 14 m dlouhá a 6 m široká štírkopísková duna (medián velikosti dnových sedimentů 5,42 mm), jejíž vrchol je v průběhu roku obvykle nad vodní hladinou. Průměrný roční průtok je zde 0,81 m³/s. Dominantními dřevinami břehových porostů jsou *Salix sp.*, *Alnus glutinosa*, *Fraxinus excelsior*.

METODIKA

K měření přísunu partikulovaného OC (POC) do sedimentů byly použity plastové sbírače naplněné vyžháným dnovým substrátem, zapuštěné do říčního dna vždy na dobu 1 měsíce. Zachycená organická hmota (OM) byla vysušena při 105 °C. OC byl stanoven na přístroji CHSN Elementar Analyzer EA 1108 (Fisons Instruments). Sedimenty pro stanovení POC byly odebrány metodou freeze-core (Bretschko & Klemens 1986). Detritus byl ze sedimentů vyplaven destilovanou vodou. OM biofilmu a detritu byla stanovena jako ztráta žháním (550 °C, 4 hod). POC byl počítán jako 50 % OM (Mulholland 1981).

Ke stanovení bakteriální abundance a produkce byla použita frakce sedimentu < 1 mm, na kterou je vázáno až 90 % OM (Leichtfried 1991). Baktérie byly uvolněny sonikací do destilované vody (10 min, 20 kHz, 50 DC, Sonopuls HD Bandelin) a počítány metodou podle Porter & Fieg (1980). Přepočet na bakteriální biomasu byl proveden pomocí obrazové analýzy (Lucia G/F version 4.5, Laborator Imaging, Praha). Přepočet na obsah bakteriálního uhlíku, konverzní faktor dle Norland et al.

(1987), byl proveden v programu Remix (HBÚ, České Budějovice). Měření bakteriální produkce bylo založeno na přijmu radioaktivní značeného L-[U-¹⁴C] leucinu (viz. SPÄEL & RULIK 2003). Doba obratu bakteriálního uhlíku byla počítána jako poměr bakteriální biomasy k produkci (FISCHER et al. 2002b).

Bakteriální respirace byla měřena modifikovanou metodou dle PUSCH (1996) na frakci sedimentu 0,1–5,6 mm z hloubky 0–10 cm. Bakteriální respirace byla převedena na uhlíkový ekvivalent pomocí respiračního kvocientu 1:1 (FINDLAY & SOBECZAK 1996). Doba obratu POC byla počítána jako poměr POC k bakteriální respiraci (FISCHER et al. 2002b).

Tab. 1 Naměřené údaje o organické hmoti. Uváděné hodnoty jsou průměry z profilu duny do hloubky 50 cm

Přísun jemného POC s vodou	0,056 g C/dm ⁻³ den ⁻¹
Množství detritu > 1 mm	1,330 g C/dm ⁻³
Množství biofilmu	18,673 g C/dm ⁻³
- bakterie	0,444 g C/dm ⁻³
- EPS	18,229 g C/dm ⁻³
Uvolňování DOC z detritu	0,037 g C dm ⁻³ den ⁻¹
Uvolňování DOC z biofilmu	0,025 g C dm ⁻³ den ⁻¹
Bakteriální produkce	0,007 g C dm ⁻³ den ⁻¹
Aerobní respirace	0,022 g C dm ⁻³ den ⁻¹
Turnover bakteriálního uhlíku	60 dní
Turnover POC	909 dní

Rychlost uvolňování DOC z detritu a biofilmu byla měřena jako množství DOC uvolněného ze známé hmotnosti detritového/biofilmového POC po 24 hodinách inkubace materiálu v bezuhlíkaté destilované vodě za laboratorní teploty.

Intersticiální voda byla odebírána pomocí mini-piezometru a plastové stříkačky. Koncentrace DOC byla měřena na vysokoteplotním analyzátoru TOC FORMACSHT. Biodegradabilní DOC byl stanoven kultivační metodou podle SERVAIS et al. (1989). Imobilizace DOC byla měřena v průtokovém reaktoru o výšce 10 cm podle FISCHER et al. (2002a), s rychlostí proudění 1,5 m/hod.

Koncentrace rozpuštěného O₂ byla měřena oximetrem WTW-OXI 92.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Údaje o organické hmoti ve štirkopískové duně jsou uvedeny v tab. 1. Je-li průměrná koncentrace DOC v povrchové vodě 5,76 mg/l a průměrný průtok 0,81 m³/s, pak je povrchovou vodou transportováno ~403 kg DOC/den. Pouze 20 % (~1.1 mg/l) celkového DOC tvoří BDOC. 58 % DOC, který prochází sedimenty, je abioti-

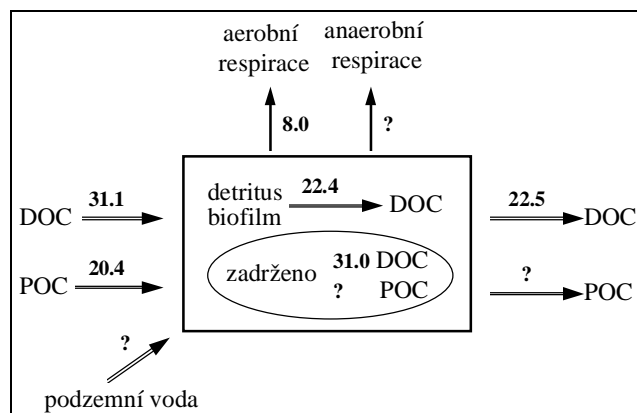
ky imobilizováno. Znamená to, že 42 % DOC, který projde sedimenty, je exportováno ze systému jako refraktorní DOC (RDOC). Adsorpce DOC sedimenty je významným mechanismem imobilizace OM v tocích. Stabilizace DOC na povrchu částic umožňuje alespoň částečný enzymatický rozklad velkých komplexních sloučenin a jejich mikrobiální utilizaci (LOCK 1993).

Rychlost uvolňování DOC z biofilmového a detritového POC byla 0,029 %/den, respektive 0,61 %/den. Část uvolněného DOC je sedimenty ihned imobilizována, což snižuje vliv tohoto zdroje na koncentraci DOC v říční vodě.

Průměrná bakteriální produkce byla 7,33 mg C dm⁻³ den⁻¹. Za předpokladu 25 % bakteriální účinnosti průměrné uhlíky (MARKSEN 1988) by pro tuto produkci bylo vyžadováno přibližně 29,32 mg C dm⁻³ den⁻¹. Předpokládáme-li, že pouze 20 % DOC uvolňovaného z POC je biodegradabilní, nebyl by schopen dostatečně podporovat bakteriální produkci. Znamenalo by to, že 17,04 mg BDOC dm⁻³ den⁻¹, nutného pro naměřenou bakteriální produkci, přichází s povrchovou vodou. Povrchová voda je tedy přibližně z 58 % zdrojem uhlíku pro biomasu bakterií v sedimentech. Jelikož BDOC tvoří pouze 20 % celkového DOC v říční vodě, povrchová voda přináší do sedimentu přibližně 85,20 mg C dm⁻³ den⁻¹.

Doba obratu POC závisí na kvalitě OM. V lesních tocích se pohybuje v rozmezí 5–10 let, v tocích s dominantní autochtonní produkcí je rychlejší (90 dní) (HEDIN 1990). Primární produkce nebyla v Sitce měřena, z charakteru toku je ale zřejmé, že má minoritní význam (cf. MÜNSTER & CHROST 1990). Doba obratu POC v sedimentech Sitky (2,5 roku) naznačuje, že se jedná o poměrně kvalitní OM (HEDIN 1990).

Koncentrace O₂ se při průchodu vody dunou snížila z 10,3 ± 0,56 mg/l na 3,1 ± 0,30 mg/l. Koncentrace DOC vzrostla z 5,76 ± 0,21 mg/l na 5,81 ± 0,22 mg/l. Z poklesu koncentrace O₂ za předpokladu molárního respiračního kvocientu 1 : 1 (FINDLAY & SOBECZAK 1996) usuzujeme, že bylo aerobně metabolizováno ~2,7 mg C/l. FINDLAY et al. (1993) uvádí, že pokles koncentrace O₂ v sedimentech byl ze 40 % způsoben oxidací DOC z povrchové vody a 60 % O₂ bylo použito na metabolismus POC v sedimentech. Je-li DOC z povrchové vody alespoň z části zdrojem uhlíku pro hyporheické bakterie, pak muselo být při průchodu dunou určité jeho množství zoxidováno. Koncentrace DOC se však při průchodu sedimenty nesnížila, z čehož vyplývá, že přibližně stejné množství DOC, které bylo zoxidováno, muselo být v sedimentech zároveň vyprodukováno. Nemůžeme ale vyloučit, že pokles koncentrace O₂ je



Obr. 1 Schéma rozpočtu organického uhlíku v $\text{g C dm}^{-3} \text{rok}^{-1}$
 Fig. 1 Annual organic carbon budget in $\text{g C dm}^{-3} \text{yr}^{-1}$

způsoben nálezem ováním intersticiální vody podzemní vodou s nízkou koncentrací O_2 . Kromě aerobního metabolismu probíhá v sedimentech i anaerobní mineralizace OM, kdy je OC přeměňován na metan a CO_2 . Výstupy uhlíku z anaerobních procesů jsou předmi tem dalších měření a výpočtů.

LITERATURA

- BRETSCHKO G., KLEMENS W. E., 1986: Quantitative methods and aspects in the study of the interstitial fauna of running waters. – *Stygologia*, 2: 297–316.
- FINDLAY S. & SOBČÁK V. V., 1996: Variability in removal of dissolved organic carbon in hyporheic sediments. – *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 15: 35–41.
- FINDLAY S., STRAYER D., GOUMBALA Ch. & GOULD K., 1993: Metabolism of streamwater dissolved organic carbon in the shallow hyporheic zone. – *Limnol. Oceanogr.*, 38: 1493–1499.
- FISCHER H., SACHSE A., STEINBERG Ch. E. W. & PUSCH M., 2002a: Differential retention and utilization of dissolved organic carbon by bacteria in river sediments. – *Limnol. Oceanogr.*, 47: 1702–1711.
- FISCHER H., WANNER S. C. & PUSCH M., 2002 b: Bacterial abundance and production in river sediments as related to the biochemical composition of particulate organic matter (POM). – *Biogeochemistry*, 61: 37–55.
- HEDIN L. O., 1990: Factors controlling sediment community respiration in woodland stream ecosystems. – *Oikos*, 57: 94–105.

- LEICHTFRIED M., 1991: POM in bed sediments of a gravel stream (Ritrodat – Lunz study area, Austria). – *Vehr. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 1921–1925.
- LOCK M. A., 1993: Attached microbial communities in rivers. – In Ford T. E. (Ed.), *Aquatic microbiology. An ecological approach*. Blackwell, Cambridge, Mass, p. 113–138.
- MARXSEN J., 1988: Evaluation of the importance of bacteria in the carbon flow of a small open grassland stream, the Breitenbach. – *Arch. Hydrobiol.*, 111: 339–350.
- MULHOLLAND P. J., 1981: Organic carbon flow in a swamp-stream ecosystem. – *Ecological Monographs*, 51: 307–322.
- MÜNSTER U. & CHRÖST R. J., 1990: Origin, composition, and microbial utilization of dissolved organic matter. – In Overbeck J. & Chröst R. J. (Eds), *Aquatic microbial ecology*. Springer Verlag, New York Inc, p. 8–46.
- NORLAND S., HELDAL M. & TUMYR O., 1987: On the relation between dry matter and volume of bacteria. – *Microb. Ecol.*, 13: 95.
- PORTER K. G. & FEIG Y. S., 1980: The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. – *Limnol. Oceanogr.*, 25: 943–948.
- PUSCH M., 1996: The metabolism of organic matter in the hyporheic zone of a mountain stream, and its spatial distribution. – *Hydrobiologia*, 323: 107–118.
- SERVAIS P., ANZIL A. & VENTRESQUE C., 1989: Simple method for determination of biodegradable dissolved organic carbon in water. – *Appl. Environ. Microbiol.*, 55: 2732–2734.
- SPÄEL R. & RULIK M., 2003: Distribuce bakteriální produkce a extracelulární enzymatické aktivity v sedimentech říčního toku. – In Bitušik P. & Novikmec M. (Eds), *Proc. 13th Conf. Slovak Limnol. Soc. & Czech Limnol. Soc.*, Banská Štavnica, June 2003. *Acta Fac. Ecol.*, 10, Suppl. 1: 39–41.

STUDIUM MIKROBIÁLNÍCH SPOLEČENSTEV VE VYBRANÝCH VZORCÍCH PROSTŘEDNICTVÍM ANALÝZY FOSFOLIPIDOVÝCH MASTNÝCH KYSELIN

Jarmila Lamačová¹, Petr Barták², Silvie Salomonová², Martin Rulík¹ & Jaroslav Horký³

¹ Katedra ekologie a životního prostředí Pof UP, Šlechtitelů 11, CZ-783 71 Olomouc, Česká republika, e-mail: jlamacova@seznam.cz, rulik@prfholt.upol.cz

² Katedra analytické chemie Pof UP, T. Svobody 8, CZ-771 46, Olomouc, Česká republika, e-mail: bartak@prfholt.upol.cz, salomonova.silvie@seznam.cz

³ Státní rostlinolékařská správa, Šlechtitelů 11, CZ-783 71, Olomouc, Česká republika, e-mail: jaroslav.horky@srs.cz

ABSTRACT

Lamačová J., Barták P., Salomonová S., Rulík M. & Horký J.: **A study of microbial communities in selected samples using phospholipid fatty acids analysis**

Fatty acid patterns of phospholipids were determined in different environmental samples using phospholipid fatty acids analysis (PLFA) in order to characterise microbial community structures. Hyporheic gravel-sand sediment samples were collected from Sitka Stream, muddy sediment samples from several weirs on Morava River, activated and digested sludge from Olomouc water purification plant and sand samples from filters in Olomouc-Cernovir water treatment plant. Profiles of PLFA indicate a clear difference between these types of samples. The muddy sediments showed high percentages of ester-linked polyunsaturated fatty acids contributed by river phytoplankton. The longer chain fatty acids (26–30 °C), indicators for organic matter of allochthonous origin, increased in the hyporheic sediments. Activated and digested sludge contain much poorer profiles than other samples, probably because of the lower occurrence of bacteria.

Key words: fatty acids, phospholipids, PLFA analysis, MIDI system, GC-MS, community structure

ÚVOD

Analýza fosfolipidových mastných kyselin (PLFA) je jedna z moderních biochemických metod popisu komplexních mikrobiálních společenstev, protože fosfolipidové mastné kyseliny mohou být využity jako biomarkery pro identifikaci známých skupin mikroorganismů (GREEN & SCOW 2000). Profily mastných kyselin poskytují informace jednak o všeobecné struktuře aktivních mikrobiálních společenstev, ale také o biomase určitých skupin mikroorganismů (bližší viz RULÍK et al. 2002).

Cílem předloženého příspěvku je prezentovat níž uvedené výsledky analýzy PLFA z vybraných vzorků přirozeného a umělého vodního prostředí.

MATERIÁL A METODIKA

Odběr přírodních vzorků byl proveden v zimním období 2002/2003 na toku Sitka u obce Chomoutov

a na jezích řeky Moravy u Hynkova, Olomouce, Tážal a Bolelouce. Odběr hyporheického sedimentu na toku Sitka byl proveden v oblasti vytvořené štírkopískové duny pomocí freeze-core metody s tekutým dusíkem. Pro analýzu PLFA bylo použito frakce sedimentu < 0,063 mm (viz příspěvek KOUTNÝ & RULÍK 2003). Vzorky jemných bahničitých sedimentů z nadejzí byly odebrány potápěčskou technikou. Vzorky aktivovaného a vyhnívacího kalu byly odebrány na ěOV-Olomouc, písek z rychlofiltru a kal z prací vody z usazovacích nádrží byly získány z Úpravny vod Olomouc-Cernovír. Esterově vázané fosfolipidové mastné kyseliny byly stanovovány modifikovanou metodou podle WHITE & RINGELBERG (1998). K separaci a identifikaci metylesterů mastných kyselin byl použit HP 6890 Series plynový chromatograf s hmotnostním spektrometrem 5973 N MSD a automatickým nastávkem na kolonu (Agilent, Palo Alto, CA, USA) a komerční identifikační systém firmy Microbial ID, Inc.,

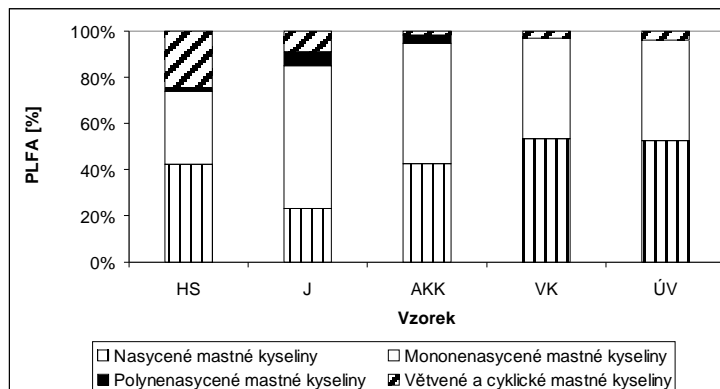
který se skládá z plynového chromatografu HP 6890 a software databáze mastných kyselin Sherlock®.

PŮEDBĚ ŽNÉ VÝSLEDKY A DISKUSE

Složení a struktura PLFA z odebraných vzorků je uvedena v tab. 1. Obecně byly všechny vzorky charak-

terizovány dominantním zastoupením nasycené mastné kyseliny palmitové (16 : 0), z nenasycených pak kyseliny palmitolejové (16 : 1) a olejové (18 : 1). Kyselina 18 : 1w7c je typickým biomarkerem pro vištnu eubaktérií (VESTAL & WHITE 1989). Z obr. 1. je patrné, že mezi jednotlivými vzorky jsou nápadné rozdíly.

Vzorky z vodárenských pískových filtrů a usaze-



Obr. 1 Profily esterově vázaných fosfolipidových mastných kyselin ze vzorků uvedených v tab. 1
Fig. 1 Ester-linked phospholipid fatty acids profiles from samples mentioned in tab. 1

terizovaných kalů z prací vody obsahují ve srovnání s ostatními vzorky (tab. 1) daleko chudší profily PLFA. To je zřejmě způsobeno relativně nižším zastoupením baktérií v upravované podzemní vodě s dominancí železitých a manganových baktérií.

Cyklické mastné kyseliny 17 : 0 a 19 : 0 jsou typické pro anaerobní mikroorganismy a byly zjištěny ve vzorcích z hyporheického sedimentu a sedimentů z nadjezí. Pěkvapivě zcela chybí ve vzorku vyhnílého kalu z ĚOV, kde bychom je vzhledem k převládajícím fermentačním procesům jistě očekávali.

Membrány eukaryot (řasy) jsou tvořeny především polynenasycenými mastnými kyselinami s 20–22 uhlíky a se 3–6 dvojnými vazbami. Z převahy těchto polynenasycených kyselin ve vzorcích odebraných nad jezy (obr. 1) lze dedukovat, že v sedimentech jezů jsou hojně přítomné eukaryotní bučky – jedná se pravděpodobně o sedimentovaný fytoplankton. Rovněž přítomnost mastné kyseliny 18 : 1w9c, která je považována za biomarker (GREEN & SCOW 2000) zelených řas, podporuje tuto dedukci. Naopak pro eubakteriální bučky je typické zastoupení nasycených, event. mononenasycených mastných kyselin a vištné a cyklopropylové řetězce.

Palmitová kyselina s methylovým vištním (10Me16 : 0) indikuje zastoupení baktérií rodu *Desul-*

fobacter, tj. anaerobní bakterie redukující sírany (TAYLOR & PARKES 1987). Posuv v procentuálním zastoupení této kyseliny u vzorků z hyporheických sedimentů toku Sítka je s tímto předpokladem v souladu, neboť v podélném profilu štírkopiskovou dunou dochází k postupnému vyčerpání rozpuštěného kyslíku a následně anaerobní respiraci dusičnanů a síranů.

Mastná kyselina 18 : 2 je uváděna jako biomarker hub (GREEN & SCOW 2000) – relativně vysoké procentuální zastoupení této kyseliny ve vzorku aktivovaného kalu by mohlo být vysvětleno přítomností mikroskopických hub, které jsou běžnou součástí vloček aktivovaného kalu (SLADKA 1975).

Mastné kyseliny s delším řetězcem (nasycené C20–32) jsou považovány za indikátor alochtonního materiálu (NAPOLITANO 2001), především terestrického rostlinného původu. Přítomnost těchto dlouhých mastných kyselin byla zjištěna především ve vzorcích hyporheického sedimentu toku Sítka (tab. 1), což pravděpodobně potvrzuje naše předchozí výsledky, že tyto sedimenty jsou retenční zónou pro alochtonní detritus.

Závěrem lze shrnout, že zastoupení mastných kyselin v našich vzorcích odpovídalo všeobecně mastným kyselinám, které PERRY et al. (1979) navrhli za indikátory baktérií. Přestože se jednalo o jednorázovou studii bez detailnější analýzy jednotlivých mastných

Tab. 1 Procentuální zastoupení PLFA (% z celkových mastných kyselin) ve vybraných vzorcích říčního sedimentu z toku Sítka (S), jezů v Hynkovi (J), aktivovaného kalu (A) a vyhnívacího kalu (V) z ěOV Olomouc a písku (P) z usazovacích nádrží z Úpravny vod Olomouc (pozn.: mastné kyseliny C9-20 identifikovány systémem MIDI, C20-30 pomocí GC-MS)

MASTNÉ KYSELINY	J1	S3	A	V	P
NASYCENÉ					
12 : 0	1,31	0,49	7,57	16,58	6,75
14 : 0	1,76	2,41	5,58	12,07	5,43
i14 : 0	1,19	2,14			
15 : 0	0,71	1,41	3,30		
i15 : 0	4,00	6,16	2,44		14,83
a15 : 0	5,14	12,40	6,23	14,72	
16 : 0	13,49	23,03	13,37	21,46	42,10
i16 : 0	1,54	1,86			
i17 : 0	0,54	1,75			
18 : 0	2,04		2,96		
20 : 0	1,1	0,2	3,26	0,1	
21 : 0	0,8	0,1			
22 : 0	1,8	0,2	0,07	0,4	
23 : 0	0,6	0,1	0,004	0,02	
24 : 0	1,6	0,2	0,002	0,1	
26 : 0	0,7	0,1			
28 : 0	0,6		0,01	0,4	
30 : 0	0,2				
NENASYCENÉ					
16 : 1 ω 7	42,19	14,86	25,60		42,1
18 : 1 ω 7	11,76	10,01	14,01	9,61	7,40
18 : 1 ω 9	4,29	10,06	11,53	25,56	
18 : 2	2,84	2,79	4,15		
20 : 1	0,3	0,1	0,01	0,2	
20 : 4	0,3	0,8	0,1		
20 : 5	0,1	1,8	0,008		
22 : 6		0,3			
VÍ TVENÉ A CYKLICKÉ					
10Me16:0	3,26	5,80			
cy17 : 0	2,65	2,74			
cy19 : 0	0,97	1,75			

kyselin, získané výsledky potvrzují, že profilu PLFA lze použít jako rychlé a snadné metody pro srovnání a charakterizaci různých mikrobiálních společenstev.

LITERATURA

- GREEN C. T. & SCOW K. M., 2000: Analysis of phospholipid fatty acids (PLFA) to characterize microbial communities in aquifers. – *Hydrogeology Journal*, 8: 126–141.
- KOUTNÝ J. & RULIK M., 2003: Bakterie hyporheických biofilmů: abundance, biomasa a distribuce. – In HUCKO P. (Ed.), *Sedimenty vodních toků a nádrží. Zborník přednášek z konference*, Bratislava 15.–16. 4. 2003 (in press).
- NAPOLITANO G. E., 1999: Fatty acids as trophic and chemical markers in freshwater ecosystems. – In Arts M. T. & Weinmann B.C. (Eds), *Lipids in freshwater ecosystems*. Springer-Verlag, New York, p. 21–44.
- PERRY G. J., VOLKMAN, J. K., JOHNS R. B. & BAVOR H. J., 1979: Fatty acids of bacterial origin in contemporary marine sediments. – *Geochemica et Cosmochemica Acta*, 43: 1715–1725.
- RULIK M., LAMAEVÁ J., BARTÁK P. & ROLÉIK J., 2002: Význam a využití metody analýzy fosfolipidových mastných kyselin pro charakteristiku a kvantifikaci mikrobiálních společenstev. – In Baudišová D.(Ed.), *Mikrobiologie vody 2002. Sborník referátů ze semináře Ostravice*, p. 54–62.
- SLADKÁ A., 1975: Biocenóza a morfologie aktivovaného kalu. – *Práce a studie VÚV, sešit 139, Výzkumný ústav vodohospodářský, Praha*, 196 pp.
- TAYLOR J. & PARKES R. J., 1983: The cellular fatty acids of the sulphate-reducing bacteria, *Desulfobacter* sp., *Desulfobulbus* sp. and *Desulfovibrio desulfuricans*. – *J. Gen. Microbiol.*, 129: 3303–3309.

- VESTAL J. R. & WHITE D. C., 1989: Lipid analysis in microbial ecology – quantitative approaches to the study of microbial communities. – *BioScience*, 39: 535–541.
- WHITE D. C. & RINGELBERG D. B., 1998: Signature lipid biomarker analysis. – In Burlage R. S., Atlas R., Stahl D., Geesey G. & Saylor G. (Eds), *Techniques in microbial ecology*. Oxford University Press, New York, p. 255–272.

VÝSKYT KRYPTOSPORIDIÍ A GIARDIÍ VO VYBRANÝCH VODÁRENSKÝCH NÁRŽIACH SLOVENSKA V ROKOCH 2000–2002

Zuzana Velická & Lívia Tóthová

Výskumný ústav vodného hospodárstva, Nábr. arm. gen. L. Svobodu 5, SK-812 49 Bratislava, e-mail: Tothova@vuvh.sk

ABSTRACT

Velická Z. & Tóthová L.: Occurrence of *Cryptosporidium* and *Giardia* species in selected reservoirs in Slovakia in 2000–2002

Cryptosporidium and *Giardia* are protozoan pathogens that can cause enteric illness in humans. Both organisms, in their persisting stages, are able to survive in the aquatic environment. The presence of *Cryptosporidium parvum* and *Giardia lamblia* in Slovakian drinking water sources Nová Bystrica, Hriňová, Turček, Klenovec and Málinec was monitored during the years 2000–2002. 100 liters of sample water was pre-concentrated by specific Micro-Wynd filters, because of the scant presence of oocysts or cysts. The methods for concentration, separation and colour staining are complicated, and it is necessary to use good microscopy technique with these pathogens because of their small size and form.

Results of water analysis of surface drinking-water reservoirs show that protozoan parasites (*Cryptosporidium* and *Giardia*) are a very important determinant of drinking water quality. It is important to continue monitoring of these pathogens in water sources in Slovakia.

Key words: *Cryptosporidium*, *Giardia*, oocysts, cysts, drinking water, water sources

V súčasnosti je známych veľa protozoálnych patogénov človeka, ktoré sa nachádzajú vo vodnom prostredí. Zoznam významných zástupcov parazitických prvkov patogénnych pre človeka je v tab. 1. Sú tu uvedené prvky, u ktorých významnú úlohu v procese prenosu a šírenia nemusí vždy zohrávať práve vodné prostredie. Napriek tomu v súvislosti s intenzívnym cestovným ruchom sa na Slovensku vyskytujú.

Medzi pôvodcov epidémii z pitných vôd patrí *Cryptosporidium parvum* a *Giardia lamblia* (tab. 1). Ide o patogény, ktoré vo vodnom prostredí prežívajú vo forme trvalých štádií (cýst a oocýst), zabezpečujúcich preekanie nepriaznivých podmienok. Týmto organizmom sa dnes vo svete venuje vo vodohospodárskej praxi veľa pozornosti, pretože nielenže patria k zdravotne závažným organizmom, ale sú problematické aj z technologického hľadiska úpravy pitnej vody. Sú to patogénne prvky spôsobujúce rôzne príznaky od hnačkovitých ochorení až po smrť pacienta. Sledovanie výskytu a ich odstraňovanie z pitnej vody je komplikované v dôsled-

ku malého počtu týchto organizmov vo vodách a malými rozmermi. Na druhej strane, značná odolnosť ľudských štádií umožňuje ich prežívanie a následnú detekciu aj vo vzorkách, ktoré prešli bežným procesom úpravy vody.

V našej štúdií sme sa zamerali na sledovanie a identifikáciu črevných patogénov *Cryptosporidium parvum* a *Giardia lamblia*. Z hľadiska identifikácie je dôležité poznať ich taxonómiu, morfológiu, zdroj nákazy a charakteristiku spomínaných organizmov. *C. parvum* patrí systematicky k najmenším kokciám. Virulencia úroveň oocýst vo vodnom prostredí je 10–30 oocýst/100 l (HAAS & ROSE 1995). *G. lamblia* patrí medzi prvé prvky, ktoré boli pozorované ľudským okom. Počet 3–10 cýst/100 l stačí na vyvolanie infekcie (PETROVIEOVÁ 1996).

Prítomnosť *Cryptosporidium* a *Giardia* v pitnej vode predstavuje významné zdravotné riziko. V priebehu 80. a 90. rokov bolo popísaných veľa epidémii kryptosporidióz, predovšetkým v USA a Veľkej Británii.

Tab. 1 Niektorí významní zástupcovia parazitických prvkov patogénnych pre človeka (podľa MAIS 1997)

Kmeď	Trieda	Rad	Rod	Druh			
Sarcocystis	Zoomastigophora	Kinetoplastida	<i>Trypanosoma</i>	<i>gambiense</i>			
			<i>Trypanosoma</i>	<i>rhodesiense</i>			
			<i>Trypanosoma</i>	<i>cruzi</i>			
			<i>Leishmania</i>	<i>donovani</i>			
			<i>Leishmania</i>	<i>tropica</i>			
			<i>Leishmania</i>	<i>brasiliensis</i>			
				Diplomonadida	<i>Giardia</i>	<i>intestinalis</i>	
				Trichomonadida	<i>Trichomonas</i>	<i>vaginalis</i>	
				Heterolobosea	Schizopyrenida	<i>Naegleria</i>	<i>fowleri</i>
				Lobosea	Amoebida	<i>Entamoeba</i>	<i>histolytica</i>
			<i>Dientamoeba</i>	<i>fragilis</i>			
Apicomplexa	Coccidia	Eucoccidia	<i>Cryptosporidium</i>	<i>parvum</i>			
				<i>Isospora</i>	<i>belli</i>		
				<i>Toxoplasma</i>	<i>gondii</i>		
				Hematozoa	<i>Plasmodium</i>	<i>malariae</i>	
					<i>Plasmodium</i>	<i>vivax</i>	
					<i>Plasmodium</i>	<i>ovale</i>	
					<i>Plasmodium</i>	<i>falciparum</i>	
					Piroplasmida	<i>Babesia</i>	<i>divergens</i>
			Microspora	Microsporidea	Microsporidia	<i>Encephalitozoon</i>	<i>intestinale</i>
							<i>Microsporidium</i>
Ciliophora	Litostomea	Trichostomatida	<i>Balantidium</i>	<i>coli</i>			

Najznámejším prípadom dokazujúcim nebezpečenie týchto prvkov bola epidémia v Milwaukee (USA, štát Wisconsin), pričom sa kľúčové štádiá spomínaných prvkov dostali cez filtračný systém jednej z úpravnej vody do distribučnej siete (MACKENZIE et al. 1994). O významu vody v epidemiológii giardiózy vieme dlho. Dobré známe sú prípady výskytu giardiózy na severoamerickej kontinente spôsobené pitím povrchovej vody kontaminovanej bohrím trusom obsahujúcim giardie (DITTRICH et al. 1999). Známe sú i prípady zvýšenej prevalence giardiózy v mestách s nedokonalou vodovodnou sieťou kontaminovanou splaškami. V roku 1992 bola zaznamenaná jedna z najväčších epidémií giardiózy v Európe, kedy bolo infikovaných viac ako 3000 osôb z kontaminovanej vody (LJUNGSTROM & CASTOR 1992). Aj keď epidémie spôsobené giardiami obyčajne zasahujú menší počet obyvateľov, je tento prvok v zdravotnom zatažení ľudského organizmu vážnym ohrozením spolu s kryptosporídiami.

Slovensko je priemyselná a poľnohospodárska krajina s veľkou pravdepodobnosťou kontaminácie vodných zdrojov týmito organizmami. Výskyt protozoálnych

prvkov je pravdepodobný v odpadových vodách pochádzajúcich z poľnohospodárstva, z čistiarní odpadových vôd a z iných zdrojov. V procese úpravy vody môžu cysty, prípadne oocysty v malom množstve prechádzať cez cyklus úpravy vody. Prítomnosť kryptosporídií a giardií je preto možná v surovej i upravenej vode. Problematikou výskytu a detekciou *G. lamblia* a *C. parvum* z vody sa zaoberali napr. GAGYOROVÁ (1989), DOLEJS et al. (1998), DITTRICH et al. (1999). ONDERIKOVÁ (1999) svojimi štúdiami získala pozitívne výsledky stanovenia *G. lamblia* v povrchovej vode z lokality Tichý potok a v surovej vode z úpravne pitnej vody Hriňová.

Metodika detekcie *Cryptosporidium parvum* a *Giardia lamblia* je materiálne aj časovo náročná a je uvedená v práci VELICKÁ & TÓTHOVÁ (2002).

Naše práce boli zamerané na dôkaz prítomnosti týchto organizmov vo vybraných vodárenských nádržiach Slovenska. Odoberali sme vodu z nádrže Klenovec, Málinec, Hriňová a Turček, surovú vodu z ÚV Hriňová, Nová Bystrica a Turček ako aj upravenú vodu z ÚV Nová Bystrica a Hriňová. Po dôkladnom prefiltrovaní a špeciálnom farbení, ktoré sa používa na zviditeľnenie cyst, sa

Tab. 2 Výskyt kryptosporidií a giardii vo vybraných vodárenských nádržiach Slovenska (roky 2000–2002)

Vodárenská nádrž	Nádrž		Surová voda		Upravená voda	
	<i>C. parvum</i>	<i>G. lamblia</i>	<i>C. parvum</i>	<i>G. lamblia</i>	<i>C. parvum</i>	<i>G. lamblia</i>
Nová Bystrica	+	0	+	0	+	0
Klenovec	+	–	+	–	0	0
Málinec	+	+	+	+	0	0
Hriňová	+ / –	+	–	–	+	–
Turček	–	+	+	0	0	0

C. parvum = *Cryptosporidium parvum*, *G. lamblia* = *Giardia lamblia*

0 nestanovené; + pozitívny nález; – negatívny nález

prvky *C. parvum* a *G. lamblia* identifikovali vo väčšine odobratých vzoriek. Výsledky sú uvedené v tab. 2.

Úpravne vody Hriňová a Klenovec sme sledovali už v roku 2000, kedy sme oocysty *C. parvum* i cysty *G. lamblia* zaznamenali v surovej a pravej vode na úpravni pitnej vody Klenovec. V roku 2001 a 2002 bol opakovane potvrdený výskyt oocyst *C. parvum* na ÚV Klenovec, výskyt cyst *G. lamblia* sa nepotvrdil v roku 2002. ÚV Hriňová vo všetkých stupňoch úpravy vody bol v roku 2001 zistený pozitívny výskyt kryptosporidií i giardii vo vode z nádrže. Pozitívny nález *C. parvum* sme zistili v upravenej vode z tejto vodárenskej nádrže. Tieto výsledky sa v roku 2002 potvrdili. Vo všetkých ostatných sledovaných úpravniach vôd sme zaznamenali výskyt oocyst kryptosporidií v rôznych stupňoch úpravy vody. Ako možno vidieť z tabuľky, doteraz sa potvrdil výskyt cyst *G. lamblia* vo vzorkách vody z nádrže Málinec, Turček a Hriňová.

Podľa nášho ošakávania bola identifikácia *C. parvum* a *G. lamblia* pozitívna a je porovnateľná s nálezmi v Českej republike (DOLEJS et al. 1998). Vzhľadom na závažnosť zistení budeme pokračovať v monitorovaní úpravni pitných vôd. Pre lepšie zmapovanie situácie vo vodárenských nádržiach bude vhodné odberať viac vzoriek počas roka, a to predovšetkým s ohľadom na ekológiu *Giardia lamblia*, ktorej vyhovujú chladnejšie vody.

Ochrana vodných zdrojov je základným predpokladom pre elimináciu znečistenia zdrojov pitných vôd, čo však nemusí byť vždy dostačujúcim riešením. Jedným zo zdrojov kontaminácie sú aj divoko žijúce zvieratá, pričom tento zdroj znečistenia nemožno dostaťtočne eliminovať. Prebiehajúci výskum rozšírenia *Cryptosporidium* a *Giardia* naí alej ukazuje, že tieto prvky predstavujú celosvetový problém, ktorý treba

riešiť, a preto sa do tohto výskumu sa zapojilo aj Slovensko.

LITERATÚRA

- DITTRICH O., POŽOVÁ G., DOLEJS P. & MACHULA T., 1999: Parazitickí prvci v pitných vodách a jejich stanovení. – Mikrobiologický rozbor vod za havarijných situací. Sborník prednášek, Praha, p. 62–65.
- DOLEJS P., DITTRICH O., KALOUSKOVÁ N., MACHULA T. & POŽOVÁ G., 1998: Sledování výskytu *Giardia lamblia* a *Cryptosporidium parvum* ve zdrojích pitných vod. – Aktuální otázky vodárenské biologie. Zborník konference, p. 121–124.
- GAGYOROVÁ K., 1989: Výskyt cyst *Giardia lamblia* v pitné vod. – Biologie vodárenských procesů, Praha, p. 45–47.
- HAAS C. N. & ROSE J. B., 1995: Developing an action level for *Cryptosporidium*. – Journal American Water Works Association, 87: 81–84.
- LJUNGSTROM I. & CASTOR B., 1992: Immune-response to *Giardia lamblia* in a water-borne outbreak of giardiasis in Sweden. – Journal of Medical Microbiology, 36: 347–352.
- MACKENZIE W. R., HOXIE N. J., PROSTOR M. E., GRADUS M. S., BLAIR K. A., PETERSON D. E., KAZMIERCZAK J. J., ADDISS D. G., FOX K. R., ROSE J. B. & DAVIS J. P., 1994: A massive outbreak in Milwaukee of *Cryptosporidium* infection transmitted through the public water-supply. – New England Journal of Medicine, 331: 161–167.
- MATIS D., 1997: Zoológia bezchordátov I. – Univerzita Komenského v Bratislave vo vydavateľstve UK, Bratislava, 288 pp.
- ONDERIKOVÁ V., 1999: *Giardia lamblia* v zdrojoch pitných vôd. – Záverečná správa, p. 14–15.
- PETROVIEOVÁ A., 1996: Chovanie ľudských patogénnych mikroorganizmov pri dezinfekcii vody. – AQUA 96. Zborník vedeckých prác z konferencie s medzinárodnou účasťou, p. 66–69.
- VELICKÁ Z. & TÓTHOVÁ L., 2002: Methods for isolation and identification of some protozoan pathogens in water. – Hydrochémia 2002. Zborník prednášok, p. 301–311.

METODOLOGICKÉ PROBLÉMY V DETERMINÁCI VYBRANÝCH SKUPÍN NÁLEVNÍKOV (PROTOZOA, CILIOPHORA)

Daša Hlúbiková¹ & Eva Tirjaková²

¹ Výskumný ústav vodného hospodárstva, Nábr. arm. gen. L. Svobodu 7, SK-841 05 Bratislava, SR, e-mail: dasahlubik@hotmail.com

² Katedra zoológie, Prírodovedecká fakulta UK, Mlynská dolina, SK-84215 Bratislava, e-mail: tirjakova@fns.uniba.sk

ABSTRACT

Hlúbiková D. & Tirjaková E.: **Methodological problems in determination of selected ciliate groups (Protozoa, Ciliophora)**

Many and various methods used to reveal cell structures necessary for the determination of ciliates have been described. This article summarizes the most common and usable protozoological methods. Personal experience with the live preparation after DRAGESCO & DRAGESCO-KERNEIS (1986) and protargol impregnation after WILBERT (1975) and FOISSNER (1991) are presented and discussed. We describe the most frequent problems and complications encountered during the preparation process, the immobilization of fragile ciliates species and poor or overly strong protargol impregnation. Besides the suggested solutions, the most suitable way to avoid these problems is to control the quality of the process at each stage of the preparation.

Key words: protozoological methods, ciliates, protargol impregnation

ÚVOD

V súčasnosti poznáme viac než 5000 opísaných druhov nálevníkov. Prehĺbovaním poznatkov na úrovni ultraštruktúrálnej stavby buniek a postupným začleňovaním metód molekulárnej biológie do taxonómie a systematiky sa ich počet neustále zvyšuje a úmerne s tým stúpajú aj nároky na determináciu taxónov. V tomto príspevku podávame stručný prehľad používaných protozoologických metód, od úrovne sledovania prírodných kultúr až po metódy preparácie a farbenia buniek, ich porovnanie a najmä možné problémy, ktoré proces determinácie komplikujú.

MATERIÁL A METÓDY

Prírodné kultúry nálevníkov sme získavali z terestrických biotopov (hrabanka, pôda, mach) vybraných lokalít Slovenska a následne laboratórne spracovali podľa FOISSNER (1992) a AESCHT & FOISSNER (1995). Jedince sme sledovali v natívnych a fixovaných prepa-

rátoch s aplikáciou metód farbenia natívnych preparátov a impregnácie protargolom podľa WILBERT (1975) a FOISSNER (1991). Presné postupy všetkých metód uvedených v príspevku sú dostupné v publikáciách FOISSNER et al. (1999), MATIS et al. (2001) a BALÁŽI & TIRJAKOVÁ (v tlači).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Základom správnej determinácie nálevníkov je sledovanie jedincov *in vivo* a farbenie bunkových štruktúr v natívnych (vitálne farbivá) alebo fixovaných preparátoch (tab. 1).

Primárnym problémom pri pozorovaní živých nálevníkov je ich imobilizácia. Chemická imobilizácia (s použitím formaldehydu) alebo fyzikálna imobilizácia nálevníkov (založená na zvyšovaní viskozity média) sú nepoužiteľné, lebo spôsobujú deformácie bunkových štruktúr a samotnej bunky alebo sú príliš neefektívne. Sledovanie kvapky až do jej vyschnutia, tiež spôsobuje tvarové zmeny buniek. Okrem toho perióda medzi

Tab. 1 Použitelnosť jednotlivých metód pri sledovaní vybraných bunkových štruktúr (upravené podľa FOISSNER et al. (1999)). + dobrá; ++ výborná; +/-, +/- druhovo špecifická; - nevhodná

Štruktúra	Pozorovanie in vivo	Metylová zeleď	AgNO ₃ Klein – Foissner	AgNO ₃ Chatton – Lwoff	AgCo ₃	Protargol
Tvar	++	-	+/-	++	-	+
Jadrový aparát	+	++	-	-	++	++
Kontraktilná vakuola	++	-	-	-	-	-
Mukocysty	+/-	++/-	+/-	+/-	++/-	+/-
Trichocysty a toxicysty	++	++/-	+/-	+/-	++/-	+/-
Kortikálne granuly	++/-	++/-	-	-	+/-	+/-
Tvar infraciliatúry (kinetozómy, cílie)	+/-	-	+	+	++	++
Strieborné eiary	-	-	++	++/-	-	-
Kortikálne fibrily	-	-	-	-	++	++/-
Cytoplazmatické fibrily	+/-	-	-	-	++/-	++/-
Povrchová ornamentácia	+/-	-	-	-	-	-
Symbiotické riasy	++	-	-	-	-	+/-

časovým bodom nepohyblivosti jedinca a jeho vyschnutím je príliš krátka. Najlepšie výsledky sme dosiahli mechanickou **preparáciou živých nálevníkov**, ktorú pôvodne opísal DRAGESCO & DRAGESCO-KERNEIS (1986) a v upravenej podobe publikoval FOISSNER (1991) a FOISSNER et al. (1999). Postup je pomerne jednoduchý, vyžaduje však cvik a trpezlivosť. Nálevníky, izolované zo vzorky, sa v malom množstve vody mechanicky stláčajú krycím sklíekom, ktoré od podložného oddeľuje vazelína nanosená v malých množstvách v rohoch krycieho sklíeka. Jedinca sa priebežne kontrolujú pod mikroskopom a podľa toho sa koriguje tlak na krycie sklíeko. Základom dobrého výsledku je práca s čistou suspenziou, preto pri izolovaní nálevníkov zo vzorky treba zabrániť súčasnému prenosu čiastočiek detritu, prípadne ich po prenesení z kvapky vody odstrániť. Z vlastných pozorovaní môžeme odporučiť koncentrovať preparované nálevníky v čo najmenšom množstve vody, pretože prebytok vody preniká do vazelíny a znemožňuje kompresiu. Reakcie taxónov na preparáciu závisia od stavby a pevnosti pelikuly. Všeobecne väčšie problémy spôsobuje preparácia väčších (nad 150 μm) a flexibilných druhov s jemnejšou pelikulou (zástupcovia Haptoria), lebo rýchlo praskajú a podliehajú deformáciám. Druhy s pevnejšou pelikulou kompresii odolávajú dlhšie, ale výsledná preparácia je kvalitnejšia, lebo tvar buniek ostáva vo veľkej miere zachovaný (Hypotrichida). Hlavnou výhodou metódy je trvanlivosť preparátov, ktorá sa v závislosti od kvality preparácie pohybuje od pol do jednej hodiny.

Vitálne farbivá (metylová zeleď, metylová zeleď-pyronín), veľmi dobre farbja jadrový aparát, ich pôso-

bením však bunky deformujú a sú tak nevhodné aj pre fotodokumentáciu.

Fixačné farbiace techniky sa líšia v charaktere použitých énidiel a v stálosti farbeného preparátu. Výber správnej metódy závisí od systematickej príslušnosti farbených jedincov, pretože žiadna z metód však nie je univerzálne použiteľná pre všetky skupiny nálevníkov a ani bunkové štruktúry (tab. 1). Princíp farbenia spočíva v naviazaní kovu (Ag) na jadrový aparát, bazálne telieska pohybových organel a kortikálne štruktúry, avšak úmerne so spektrom štruktúr, ktoré metóda farbí rastie aj jej náročnosť. Ako farbiace énidia sa používajú dusičnan strieborný (AgNO₃), uhličitán strieborný (AgCo₃) a protargol (proteinát striebra). Najnáročnejšie, ale takmer univerzálne použiteľné, sú **metódy protargolovej impregnácie**. Sú aplikovateľné u väčšiny skupín nálevníkov aj bielikovcov a impregnujú infraciliatúru, jadrový aparát, niektoré cytoplazmatické a kortikálne štruktúry a fibrilárny systém. Používajú sa v dvoch modifikáciách, podľa WILBERTA (1975) a podľa FOISSNERA (1991). Líšia sa nielen náročnosťou, ale aj kvalitou výsledkov. „Wilbertova“ metóda je vo vedeckých kruhoch používannejšia, podáva perfektné výsledky, no jej zvládnutie vyžaduje prax a skúsenosti so štandardizáciou podmienok, ktoré výsledok ovplyvňujú. „Foissnerova“ úprava je vhodnejšia pre začiatočníkov, pretože kontrola jednotlivých krokov, vrátane eliminácie nežiadúcich faktorov je jednoduchšia. Možno s ňou dosiahnuť výborné výsledky, štandardne sú však na nižšej úrovni ako v predchádzajúcom prípade. Výhodou je jednoduchšia manipulácia s nálevníkmi, ktoré sa na sklíeka nanášajú priamo a nemusia sa jednotlivito odsávať.

Kvalitu impregnácie ovplyvníme typom použitej kultúry (čerstvá kultúra vs. kultúra skladovaná v alkohole), typom fixačného énidla (Buinnova fixáž a Stievehov fixáž), hrúbkou glyceralbumínovej vrstvy (hrubšia vrstva bráni prieniku énidiel do bunky), zmenou času bielenia (príliš dlhé bielenie zníži intenzitu impregnácie) aj impregnácie (protargol) koncentráciou vývojky a taktiež koncentráciou protargolu (4 % až 7 %). Pri dostatočnom množstve materiálu môžeme celé spektrum podmienok zachytiť už v rámci jednej vzorky tak, že každé podložné sklíčko vystavíme iným podmienkam. Pribežnou kontrolou jednotlivých krokov pod mikroskopom ich v závislosti od kvality impregnácie môžeme meniť a prípadné nedostatky v ť ďalších sklíčkach v sérii eliminovať! Takto aj pri problematických taxónoch máme vysokú šancu získať aspoň jednu kvalitnú impregnáciu (jedno podložné sklíčko).

Pořkovanie

Práca vznikla s podporou grantovej agentúry VEGA ě. grantu 1/7224/20.

LITERATŮRA

- AESCHT E. & FOISSNER W., 1995: *Methods in Soil Biology*. – Springer-Verlag, Berlin – Heidelberg – New York, p. 317–337.
- BALÁŽI P. & TIRIAKOVÁ E. (in press): Hydrobiologický determináčný atlas. Konzumenty III. Nálevníky (Ciliophora).
- CORLISS O., 1953: Silver impregnation of ciliated protozoa by the Chatton-Lwoff technic. – *Stain. Technol.*, 28: 97–100.
- DRAGESCO J. & DRAGESCO-KERNÉIS, 1986: Ciliés de l'Afrique intertropical. Introduction a la connaissance et a l'étude des ciliés. – *Faune tropicale*, 26: 1–559.
- FOISSNER W. 1991: Basic light and scanning electron microscopic methods for taxonomic studies of ciliated protozoa. – *Europ. J. Protistol.*, 27: 313–330.
- FOISSNER W. 1992: Estimating the species richness of soil protozoa using the non-flooded Petri dish method. – In Lee J. J. & Soldo A. T. (Eds), *Protocols in protozoology*. Society of Protozoologists, Allen Press, Lawrence, Kansas, B-10. 1-B-10.2. pp.
- FOISSNER W., BERGER H. & SCHAUMBURG J., 1999: Identification and ecology of limnetic plancton ciliates. – *Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München*, 3: 1–793.
- MATIS D. (Ed.), 2001: *Mikroskopická technika*. – Faunima, Bratislava. 92 pp.

MOŽNOSTI VYUŽITÍ ANALÝZY OBRAZU PRO VYHODNOCOVÁNÍ MIKROBIÁLNÍ BIOMASY A AKTIVITY VE VZORCÍCH PŘIROZENÝCH VOD

Jiří Nedoma, Jaroslav Vrba, Alena Štrojsová, Karel Šimek & Petr Znachor

¹ Hydrobiologický ústav AV ČR, Na Sádkách 7, CZ-370 05 Ěeské Budějovice, Ěeská republika, e-mail: nedoma@hbu.cas.cz
a Biologická fakulta, JihoĚeská univerzita, Branišovská 31, CZ-370 05, Ěeské Budějovice, Ěeská republika

ABSTRACT

Nedoma J., Vrba J., Štrojsová A., Šimek K. & Znachor P.: Use of image analysis for estimation of microbial biomass and activity in samples of natural aquatic ecosystems

Both quality and affordability of digital cameras, as well as of software for image analysis, have increased significantly during the past several years, facilitating their routine use in limnology. In our laboratory, we use image analysis for many tasks including determination of bacterioplankton biomass, determination of the biomass of filamentous microorganisms, and measurement of the activity of cell-associated extracellular enzymes of algae and bacteria.

Key words: image analysis, microbial biomass, filamentous microorganisms, phytoplankton, bacterioplankton, extracellular enzymes

V průběhu posledních let se dostupnost a kvalita digitálních kamer a fotoaparátů natolik zvýšila, že se pomalu stávají běžným doplňkem mikroskopické a jiné zobrazovací techniky. Mezi jejich výhody patří možnost přímé komunikace s počítačem, což velmi urychluje a usnadňuje vyhodnocování, archivaci a úpravy získaných digitálních obrázků. Rozsah používaného softwaru sahá od jednoduchých archivačních programů až po komplexní programy umožňující analýzu obrazu. Pod pojmem analýza obrazu budeme v tomto příspěvku rozumět programy umožňující kontrolu kamery, složitější úpravy pořízených obrázků (detekci okrajů objektů apod.), segmentaci obrazu (tj. definici měřených objektů), měření různých charakteristik objektů a programování (automatizaci rutinně používaných postupů). Soustředíme se na využití analýzy obrazu v mikrobiální ekologii a to zejména na zkušenosti s postupy používanými v naší laboratoři.

ZÁKLADNÍ KROKY A POSTUPY ANALÝZY OBRAZU

Získání obrázků

Pro analýzu obrazu jsou použitelné jakékoliv obrázky v digitální podobě. Protože obrázky budou určeny k měření, je vedle vyhodnocovaných objektů třeba nasnímat za stejných podmínek nějaký objekt o známé velikosti, například měřítko, pomocí kterého by bylo možno systém kalibrovat. Ideální uspořádání představuje digitální kamera připojená k PC prostřednictvím výkonné grafické karty, což ve spojení s příslušným softwarem umožňuje přenášet „živý“ obraz přímo na monitor. Většina systémů umožňuje automatické řízení citlivosti kamery (exposice), nikdy se však manuální kontrola může ukázat jako rychlejší a spolehlivější. Pokud se snímají preparáty z mikroskopu který má motorizovaný z-posun, lze zautomatizovat i ostření. Další možnost představují digitální fotoaparáty a skenery (lze

vyhodnocovat naskenované klasické fotografie nebo lze stréit do skeneru přímo objekty vhodné velikosti, např. rybi šupiny nebo elektroforetické gely).

Segmentace obrazu

Segmentací obrazu rozumíme vymezení těch oblastí na vyhodnocovaném obrázku, které chceme změřit. Zpravidla se jedná o jednotlivé objekty jako jsou bakterie, řasy apod. Segmentace obrazu patří obecně mezi nejobtížnější kroky v analýze obrazu. Pokud nechceme tyto oblasti určovat manuálně („obkreslit“ pomocí myši), což je neefektivní a např. v případě fluorescenčního obarvených bakterií i víceméně nemožné, je třeba nastavit systém tak, aby objekty automaticky rozpoznal od pozadí, zpravidla na základě odlišnosti jejich barvy nebo jasnosti. K tomu může napomoci předúprava obrázku vhodnými algoritmy, které zvyšují kontrast obrazu nebo zvýrazňují okraje objektů (v případě bakterií se např. používají filtry nazývané „top hat“ a „mexican hat“ (např. POSCH et al. 1997)). Výsledkem segmentace je tzv. binární obraz, kde každému místu na obrázku je přiřazena jedna z pouze dvou hodnot: objekt, nebo pozadí. Zpravidla je třeba automaticky získaný binární obraz ještě manuálně editovat – odstranit drobné chyby, např. dokreslit chybějící část objektu apod. K tomu se používá tzv. „overlay“, překrytí binárního obrazu přes původní obraz, který obsahuje barvy nebo stupně šedi. Manuální editace binárního obrazu je při vyhodnocování obrázků zdaleka nejpomalejší a nejobtížnější operace, efektivita celého postupu proto závisí na co nejlepší kvalitě automaticky vygenerovaného binárního obrázku.

Automatické měření

Pokud se podaří zvládnout efektivní vytváření binárních obrázků máme vyhráno, protože objekty binárního obrázku dokáže systém rychle, přesně a automaticky spočítat a změřit. Pokud jde o samotné počítání objektů, v mnoha případech (počítání bakterií a řas v mikroskopu) je rychlejší a efektivnější manuální počítání. Počítání analýzou obrazu je efektivní jen v tom případě, kdy počítaných objektů je velké množství a jejich automatická detekce (segmentace) funguje spolehlivě. Příkladem je počítání zrn na autoradiografických preparátech (ZNACHOR & HRUBÝ 2000).

Měření délkových rozměrů je v nich kterých případech – např. u bakterií, kterých je na jednom obrázku mnoho a jsou malé – efektivní ji proveditelné analýzou obrazu, v jiných případech – např. měření velikosti prvků – se jako rychlejší jeví manuální proměření

(označování délek určených k měření myši). Pokud jde o měření ploch, je analýza obrazu nenahraditelným nástrojem. Plocha objektu je totiž z principiálních důvodů nejpřesněji automaticky měřitelným parametrem objektu (odpovídá počtu pixelů které objekt zaujímá). Veškeré alternativní způsoby měření ploch (např. vyšetřování objektů z fotografie a vážení) jsou podstatně méně efektivní. Totéž platí pro měření jasnosti objektů na digitálních obrázcích (densitometrie, fluorometrie). Optickou densitu nebo fluorescenci lze analýzou obrazu měřit selektivně u jednotlivých objektů, např. buněk vybraného druhu fytoplanktonu, které se v přírodním planktonu vyskytují vedle mnoha jiných druhů, bakterií, detritu apod. Pokud se nechceme spokojit s relativním vyjádřením výsledků, potřebujeme nějaký standard denzity či fluorescence, což je obecně známý problém. V poslední době se nám jako standard fluorescence osvědčil koncentrovaný roztok fluoresceinu vpravený mezi podložní a krycí sklíčko (MODEL & BURKHARDT 2001).

KONKRÉTNÍ APLIKACE ANALÝZY OBRAZU POUŽÍVANÉ NA NAŠEM PRACOVÍŠTI

Stanovení biomasy bakterioplanktonu

Bakterie se barví fluorochromem DAPI. Jejich (uhlíková) biomasa se počítá jako součet abundance (stanovené manuálním počítáním) a průměrného obsahu uhlíku v jedné bakteriální buňce. Obsah uhlíku se získá analýzou obrazu proměření délkou a šířkou ~400 buněk. Pro každou buňku se pak vypočítá objem na základě typického geometrického modelu (buňka je aproximována jako váleček se dvěma polokoulemi na koncích); z objemu pak pomocí alometrického vztahu podle NORLAND (1993) obsah uhlíku, který se zprůměruje.

Stanovení biomasy vláknitých mikroorganismů

Používáme pro dlouhá bakteriální a sinicová vlákna (cca > 15 μm), která se nedají kvantifikovat jako jednotlivé objekty. Používáme tzv. průsečkovou metodu, která je založena na počítání průsečků mezi měřenými vlákny a testovacími úsečkami promítnutými současně na monitor, průsečky se označují manuálně myší a systém sčítá kliknutí. Podle jednoduchého vzorce se vypočte celková délka vláken příslušného typu (různé typy vláken se hodnotí zvlášť; NEDOMA et al. 2001), manuálně se změřit také průměrný průměr vláken. Uhlíková biomasa se počítá podle NORLAND (1993) přičemž vlákno se aproximuje jako součet z buněk daného průměru a délky 2-μm (VRBA et al. 2003).

Stanovení aktivity extracelulárních fosfatáz na úrovni jednotlivých mikrobiálních buněk

Vzorek se inkubuje se speciálním substrátem, zvaným ELF97 fosfát, který je hydrolyzován fosfatázami přítomnými na povrchu mikrobiálních (řasových, bakteriálních) buněk za vzniku ve vodě nerozpustného produktu zvaného ELF97 alkohol. Produkt je fluorescenční a hromadí se v místě enzymové aktivity. Mířené buňky označujeme na monitoru myši (manuální segmentace) a systém měří průměrný jas („mean brightness“) měřeného objektu a průměrný jas pozadí, z jejich rozdílu násobeného plochou objektu se vypočítá „celkové množství fluorescence“ daného objektu – ta je úměrná množství hydrolyzovaného produktu. Vzorky inkubujeme po různou dobu, v každém inkubačním řadě vyhodnocujeme ~30 buněk měřeného druhu a aktivitu počítáme ze směrnice nárůstu intenzity fluorescence, který je lineární (NEDOMA et al. 2003). Reprodukovatelnost metody je vysoce citlivá na nastavení těchto prvků fluorescenčního mikroskopu, které ovlivňují intenzitu fluorescence. Ke kalibraci metody měříme hydrolyzu téhož produktu v témž vzorku v kyvetě spektrofotometru jako přírůstek celkové fluorescence vzorku – tu srovnáváme s fluorescencí měřenou z celé plochy obrázku.

Poděkování

Výzkum byl umožněn díky podporě GA ČR (projekty č. 206/97/0072, 206/00/0078) a GAAV ČR (projekt č. A6017202).

LITERATURA

- MODEL M. A. & BURKHARDT J. K., 2001: A standard for calibration and shading correction of a fluorescence microscope. – *Cytometry*, 44: 309–316.
- NEDOMA J., VRBA J., HANZL T. & NEDBALOVÁ L., 2001: Quantification of pelagic filamentous microorganisms in aquatic environments using the line-intercept method. – *FEMS Microbiol. Ecol.*, 38: 81–85.
- NEDOMA J., STROJSOVÁ A., VRBA J., KOMÁRKOVÁ J. & ŠIMEK K., 2003: Extracellular phosphatase activity of natural plankton studied with ELF97 phosphate: fluorescence quantification and labelling kinetics. – *Environ. Microbiol.*, 5: (in press)
- NORLAND S., 1993: The relation between biomass and volume of bacteria. – In Kemp P. F., Sherr B. F., Sherr E. B. & Cole, J. J. (Eds), *Handbook of Methods in Aquatic Microbial Ecology*, Lewis Publ, Boca Raton, p. 303–308.
- POSCH T., PERNTHALER J., ALFREIDER A. & PSENNER R., 1997: Cell-specific respiratory activity of aquatic bacteria studied with the tetrazolium reduction method, cyto-clear slides, and image analysis. – *Appl. Environ. Microbiol.*, 63: 867–873.
- VRBA J., NEDOMA J., KOHOUT L., KOPÁČEK J., NEDBALOVÁ L., RÁČKOVÁ P. & ŠIMEK K., 2003: Massive occurrence of heterotrophic filaments in acidified lakes: Seasonal dynamics and composition. – *FEMS Microbiol. Ecol.* (in press)
- ZNACHOR P. & HRUBÝ P., 2000: Cell specific primary production and phagotrophy of phytoplankton in acidified lakes of Bohemian Forest. – *Silva Gabreta*, 4: 223–232.

ALGOLÓGIA

EXTRACELULÁRNÍ FOSFATÁZY FYTOPLANKTONU ÚDOLNÍ NÁDRŽE ŐÍMOV

Alena Štrojsová, Jaroslav Vrba & Jiří Nedoma

Biologická fakulta, Jihoèeská univerzita, Branišovská 31, CZ-370 05, Èeské Budì jovice, Èeská republika
a Hydrobiologický ústav AV ÈR, Na Sádkách 7, CZ-370 05 Èeské Budì jovice, Èeská republika,
e-mail: alena.strojsova@seznam.cz

ABSTRACT

Štrojsová A., Vrba J. & Nedoma J.: **Extracellular phosphatases of the Őimov reservoir phytoplankton**

Seasonal increases in extracellular phosphatase activity followed both phosphorus depletion and phytoplankton development in the Őimov reservoir during three consecutive seasons. A novel method, which enables localisation of extracellular phosphatases at the single-cell level using ELF phosphate, showed remarkable differences in phosphatase expression among particular phytoplankton species and also within one population. Phosphatase activity was detected in most of algal classes, except for Euglenophyceae, majority of Cryptophyceae and Chrysophyceae. Three algal species expressed extracellular phosphatases always when present in the phytoplankton, in contrast to many species that never expressed phosphatases.

Key words: extracellular phosphatase, ELF phosphate, phytoplankton

ŪVOD

Fosfor (P) je èasto pro øadu vodních mikroorganismù limitujícím prvkem, který je pro fytoplankton využitelný pouze ve formì ortofosforeènanu. Na mineralizaci živin a kolobì hu P se významnì podìlejí extracelulární enzymy – fosfatázy hydrolyzující organicky vázaný P z rozpuštì ných a partikulovaných organických látek (CHRŔST & SIUDA 2002). Extracelulární fosfatázy produkuje nejen fytoplankton, ale i bakterioplankton a zooplankton; mohou být vázané na povrchu bunì k anebo volnì rozpuštì né ve vodì (viz napø. JANSSON et al. 1988). Schopnost produkce extracelulárních fosfatáz by mì la konkrétnímu druhu èi buøce pøinášet konkurenèní vñhodu, jinak by syntéza enzymu byla jen zbyteèným plýtváním energií. Planktonní druhy øas a sinic mají rùzné strategie jak se vyrovnat s limitací fosforem. Odlišná potøeba ortofosforeènanu se zøejmì projevuje i v rùzné produkci extracelulárních fosfatáz (RENGEFORS et al. 2001).

Naše studie je zamì øena na srovnání produkce extracelulárních fosfatáz na bunì èné a populaèní úrovni ve fytoplanktonu. Sledovali jsme sezónní vñvoj enzy-

matické aktivity rùzných taxonù øas a sinic v závislosti na dostupnosti P a zjištìovali, do jaké míry je produkce extracelulárních fosfatáz ve fytoplanktonu rozšíøena a zda pøináší dané populaci konkurenèní vñhodu.

METODIKA

Smì sné vzorky fytoplanktonu z epilimnia eutrofní údolní nádrže Őimov jsme odebírali ètyømetrovou sondou v tñítýdenních intervalech v období bñezen – øíjen 2000 až 2002. Pro analýzy fytoplanktonu byl použit cca 1 l pøecezené (200 mm) vody.

Koncentrace rozpuštì ného reaktivního P (DRP) se stanovovaly spektrofotometricky (MURPHY & RILEY 1962) a chlorofylu *a* spektrofotometricky po extrakci acetonem (LORENZEN 1967). Celková fosfatázová aktivita (PA) ve vzorku a „øasová“ PA ve frakci >2 µm se stanovovala fluorimetricky pomocí 4-methylumbeliferyl fosfátu (Sigma); inkubace trvala dvì hodiny a byla ukonèena pøídáním HgCl₂ (podrobnì viz VRBA et al. 1993). Vztah mezi PA a DRP nebo chlorofylem *a* byl testován pomocí neparаметrické Spearmanovy korelace v programu Prism 3.0.

K mikroskopické detekci extracelulárních fosfatáz jsme použili modifikovanou epifluorescenční metodu (GONZÁLES-GIL et al. 1998) s přidáním ELF fosfátu (ELFP, Molecular Probes), který v okolí enzymatické hydrolyzy tvoří ve vodě nerozpustnou sraženinu (ELF alkohol, ELFA). Ke vzorku fytoplanktonu jsme přidali ELFP a nechali inkubovat při 25 °C jednu až čtyři hodiny. Před ukončením inkubace jsme přidali $HgCl_2$, abychom předešli poškození buněk při filtraci. Vzorky jsme filtrovali přes membránový filtr (Poretics, 1 µm) a ten jsme prohlíželi v epifluorescenčním mikroskopu Olympus AX-70. Pro snímání a ukládání obrazu jsme a sinic jsme používali digitální kameru DVC 1300 a analýzu obrazu Lucia G/F 4.51 (Laboratory Imaging); detailní popis metodiky uvádí NEDOMA et al. (2003). Druhy řas a sinic jsou uspořádány do tříd podle jejich morfologie a fylogenetické příbuznosti dle KOMÁREK (unpubl.).

VÝSLEDKY A DISKUSE

Sezónní průběhy celkové i „řasové“ PA obvykle významně korelovaly negativně se sezónními průběhy koncentrace DRP ($r_s = -0.821$; $P < 0,001$; $n = 36$ pro 2000–2002) a pozitivně s průběhy chlorofylu *a* ($r_s = 0.781$; $P < 0,001$; $n = 36$). Sezónní průběhy potvrdily jak indukci extracelulárních fosfatáz zejména po vyčerpání DRP, tak zřejmý podíl fytoplanktonu na jejich produkci (obr. 1), což v Ōimovské nádrži pozorovali také VRBA et al. (1993). Po povodních v srpnu 2002 klesla jak biomasa fytoplanktonu, tak PA (obr. 1).

Expresi extracelulárních fosfatáz – označení pomocí ELFA jsme pozorovali téměř ve všech taxonomických třídách sinic i řas mimo Euglenophyceae a v třídě Cryptophyceae a Chrysophyceae. Pro ni které řasy tříd Euglenophyceae a Cryptophyceae je dokázána jejich vertikální migrace; při sestupu do hlubších vrstev tedy mohou získat využitelný fosfor (REYNOLDS 1984). Ni které druhy řas z výše uvedených tříd mohou být za určitých podmínek mixotrofní a fosfor získat z bakterií. Druhy řas ze tříd Cyanobacteria, Chlorophyceae a Conjugatophyceae měly fosfatázovou aktivitu v tšínou v létě a na začátku podzimu; to je dáno nejen jejich pároženým zvýšeným výskytem v tomto období, ale také tím, že často už na počátku léta dochází v přehradní nádrži obligátně k vyčerpání využitelného fosforu. Ni které druhy řas byly zřídka ELFA pouze na jaře (*Synura petersenii*, *Cyclotella* spp., *Stephanodiscus hantzschii*, *Pascherina tetras* a *Schroederia setigera*), jiné druhy vždy, když byly ve vzorku (*Eudorina elegans*, *Ankyra* spp., *Pediastrum boryanum*); a konečně ni které druhy měly fosfatázovou aktivitu jen v jedné sezóně (*Aphanizome-*

non flos-aquae, *Elakatothrix genevensis*, *Pascherina tetras*). V roce 2000 byla zřídka ELFA-značená subdominantní populace *Ceratium hirundinella* a dominantní populace *Staurastrum planktonicum*, v následujících letech se přidaly i řasy populací *Gymnodinium* spp., *Fragilaria crotonensis*, *Asterionella formosa*, *Aphanizomenon flos-aquae* a *Ceratium furcoides* (obr. 1). Nikdy však nedošlo k masové produkci extracelulárních fosfatáz celé nebo téměř celé dominantní populace. Z těchto pozorování lze vyvodit, že produkce extracelulárních fosfatáz zřejmě nepřináší dané populaci výraznou konkurenční výhodu.

Při porovnání druhů řas a sinic značených ELFA s jejich zařazením do určité ekologické skupiny (C-S-R model, REYNOLDS 1984) se neprokázalo, že by produkce extracelulárních fosfatáz byla pro ni jakou skupinu typická. Například řasy skupiny S – s většími bučkami nebo koloniemi, převládající v prostředí s vyšší energií, ale nízkými zdroji – neprodukovaly fosfatázy výrazně více než řasy ostatních skupin.

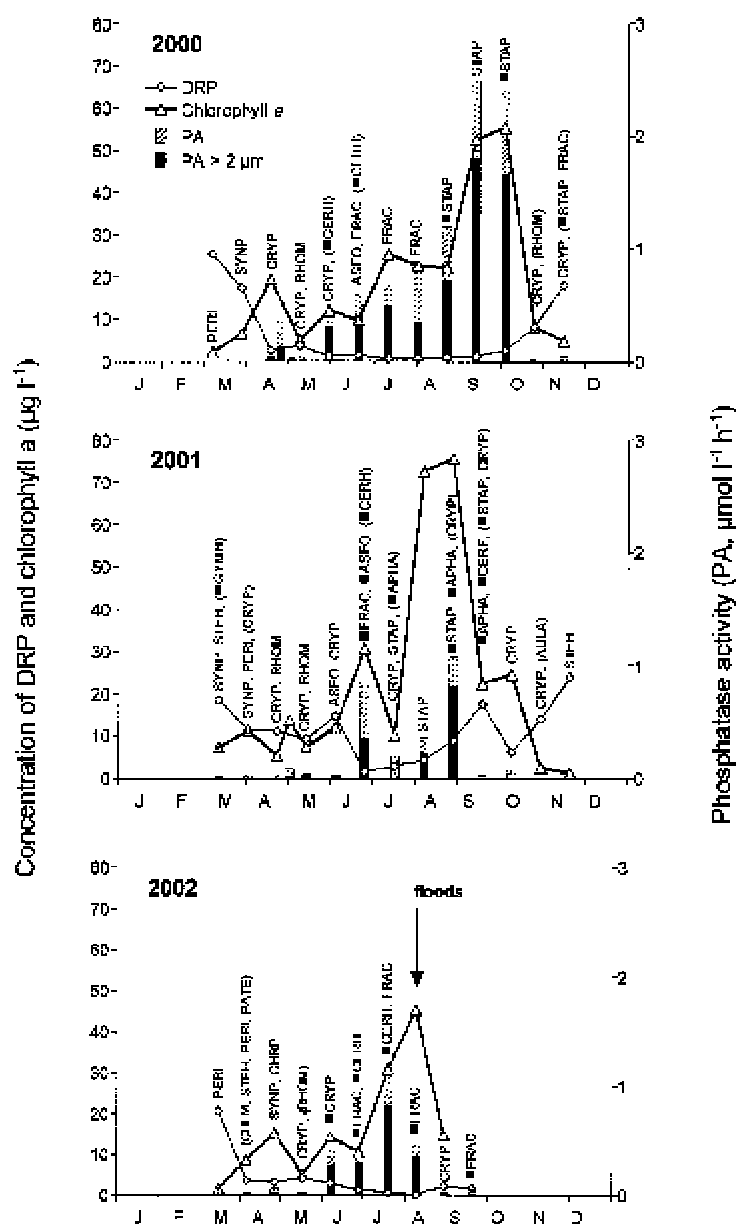
Z určených 56 taxonů řas a sinic produkovalo extracelulární fosfatázy 37, tedy celých 66 %. Rozdíl v produkci jsme zjistili jak na úrovni jednoho taxonu, tak na úrovni populací. Soudíme, že variabilita produkce extracelulárních fosfatáz souvisí s životní strategií toho kterého druhu, s jejich různou potřebou ortofosforenanu (RENGEFORS et al. 2001), a možná i s buněným cyklem. Nelze vyloučit ani vliv mezi – nebo vnitrodruhové konkurence v daném čase a prostoru, která může být velmi variabilní.

Poděkování

Výzkum byl umožněn díky následujícím projektům – MŠMT ĚR (MSM 123100004, FRVŠ 1841) a GAAV ĚR (A6017202).

LITERATURA

- CHRŮST R. J. & SIUDA W., 2002: Ecology of microbial enzymes in lake ecosystems. – In Burns R. G., Dick R. P. (Eds.), *Enzymes in the environment: activity, ecology, and applications*. Marcel Dekker, New York, p. 35–72.
- GONZÁLES – GIL S., KEAFER B., JOVINE R. V. M., AQUILERA A., LU S. & ANDERSON D. M., 1998: Detection and quantification of alkaline phosphatase in single cells of phosphorus-starved marine phytoplankton. – *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 164: 21–35.
- JANSSON M., OLSSON H. & PETTERSSON K., 1988: Phosphatases; origin, characteristics and function in lakes. – *Hydrobiologia*, 170: 157–175.
- LORENZEN C.J., 1967: Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. – *Limnol. Oceanogr.*, 12: 2243–2246.



Obr. 1 Sezónní průběh hy celkové extracelulární fosfatázové aktivity (PA) a v časové frakci ($PA > 2\mu\text{m}$), koncentrace chlorofylu a , a rozpuštěného reaktivního P (DRP) během tří sledovaných sezón. Zkratkami jsou uvedeny taxony, které byly v daném vzorku dominantní (podíl $> 20\%$ biomasy) nebo subdominantní (10–20 % v biomase); čtverečkem označeny řasy a sinice, které byly značeny ELFA

Fig. 1 Seasonal development of bulk extracellular phosphatase activity (PA) and that in the algal fraction ($PA > 2\mu\text{m}$), phytoplankton (chlorophyll a), and dissolved reactive phosphorus (DRP) during three seasons. Codes of dominant ($> 20\%$ of total biomass) and subdominant (10–20 %, in parentheses) phytoplankton taxa are given for each sampling date: square indicates the presence of ELFA labelling. APHA – *Aphanizomenon flos-aquae*, ASFO – *Asterionella formosa*, AULA – *Aulacoseira italica*, CERF – *Ceratium furcoides*, CERH – *Ceratium hirundinella*, CHLM – *Chlamydomonas* spp., CHRP – *Chrysochromulina parva*, CRYP – *Cryptomonas* spp., FRAC – *Fragilaria crotonensis*, GYMN – *Gymnodinium* spp., PATE – *Pascherina tetras*, PERI – *Peridinium* spp., RHOM – *Rhodomonas minuta*, STAP – *Staurastrum planktonicum*, STEH – *Stephanodiscus hantzschii*, SYN P – *Synura petersenii*

- MURPHY J. & RILEY J. P., 1962: A modified single-solution method for the determination of phosphate in natural waters. – *Analyt. Chim. Acta*, 27: 31–36.
- NEDOMA J., ŠTROIŠOVÁ A., VRBA J., KOMÁRKOVÁ J. & ŠIMEK K., 2003: Extracellular phosphatase activity of natural plankton studied with ELF97 phosphate: fluorescence quantification and labelling kinetics. – *Environ. Microbiol.*, 5: 462–472.
- RENGEFORS K., PETTERSSON K., BLECKNER T. & ANDERSON D. M., 2001: Species-specific alkaline phosphatase activity in freshwater spring phytoplankton: application of a novel method. – *J. Plankton Res.*, 23: 435–443.
- REYNOLDS C. S., 1984: *The ecology of freshwater phytoplankton*. – Cambridge University Press, 384 pp.
- VRBA J., KOMÁRKOVÁ J. & VYHNÁLEK V., 1993: Enhanced activity of alkaline phosphatases – phytoplankton response to epilimnetic phosphorus depletion. – *Wat. Sci. Technol.*, 28: 15–24.

PERIODICITA FYTOPLANKTONU TEKOUČÍCH VOD NA PŘÍKLADU TOKŮ V POVODÍ LABE

Blanka Desortová

Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.Masaryka, Podbabská 30, CZ-160 62 Praha 6, Česká republika,
e-mail: blanka_desortova@vuv.cz

ABSTRACT

Desortová B.: Periodicity of the phytoplankton of running waters on the example of water flows of Elbe watershed

Main features of phytoplankton distribution in streams are presented based on the results of long – term monitoring in the Elbe and its tributaries. Phytoplankton biomass development in rivers shows a marked seasonal pattern: i.e. rapid growth of phytoplankton in spring which usually results in the seasonal peak of biomass, high level of phytoplankton biomass in summer, drop down of biomass values at the end of August – September, low phytoplankton concentration in winter. While the model of seasonal succession of phytoplankton structure repeats every year (from prevalence of centric diatoms in spring to coccal green algae in summer and to mixed assemblage of species from the both groups in autumn), phytoplankton biomass values significantly differ from year to year.

Key words: running waters, phytoplankton, temporal and spatial changes

Společenstvo fytoplanktonu je významnou biotickou složkou ekosystémů povrchových vod. Silný nárůst biomasy fytoplanktonu, který vyplývá především z vysokého obsahu živin (zejména P a N) ve vodě, je spojován převážně se stojatými vodami. Biomasa fytoplanktonu v tekoucích vodách však dosahuje často úrovně, která je srovnatelná s vysoce eutrofními až hypertrofními stojatými vodami. To dokumentují i výsledky sledování koncentrace chlorofylu-a ve státní síti profilů jakosti vody v tocích ER (ANONYMUS 1997–2001). Pro ilustraci jsou v tab. 1 uvedeny průměrné a maximální zjištěné hodnoty koncentrace chlorofylu-a za vegetační sezónu (březen – říjen) v ústí několika vybraných toků v povodí Labe v období 1997–2001. Z rozsahu uvedených hodnot vyplývá, že biomasa fytoplanktonu hraje významnou roli i v ekosystému tekoucích vod, jak potvrzují výsledky studia struktury a funkčních vztahů společenstva planktonu v tocích, např. DE RUYTER VAN STEVENINCK et al. (1992).

V rámci národního Projektu Labe a projektu mezinárodní spolupráce (DESORTOVÁ 2002) bylo v různém rozsahu prováděno sledování časové – prostorových změn

fytoplanktonu v Labi a jeho přítocích. Nižší poznatky z tohoto sledování jsou shrnuty v následujícím textu.

Vývoj společenstva fytoplanktonu v tocích je charakterizován velmi výraznou sezónní dynamikou a zjevnými rozdíly v koncentraci biomasy mezi jednotlivými roky. Na obr. 1 jsou znázorněny sezónní (III.–X.) průměrné hodnoty chlorofylu-a v třech profilech na Labi v letech 1996–2001. Graf umožňuje porovnání úrovně biomasy fytoplanktonu, resp. koncentrace chlorofylu-a, za sledované období jak v uvedených profilech, tak mezi profilem navzájem. Vybrané profiley reprezentují určitý úsek toku Labe: profil Verdek dokumentuje stav na horním toku Labe s relativně nízkým antropogenním ovlivněním, profil Obříství je lokalizován na středním úseku pod ústím Jizery a nad ústím Vltavy, profil Děčín je v blízkosti státní hranice, cca 340 km od pramene. Z obrázku je zřejmý jak vzestupný trend hodnot směrem po toku, tak významné rozdíly hodnot chlorofylu-a mezi jednotlivými roky v profilu Děčín.

Obr. 2 dokumentuje průběh koncentrace chlorofylu-a v profilu Vltava – Zelčín (při ústí řeky) v období 1996–2001. Zatímco jsou zjevné rozdíly ve zjištěných

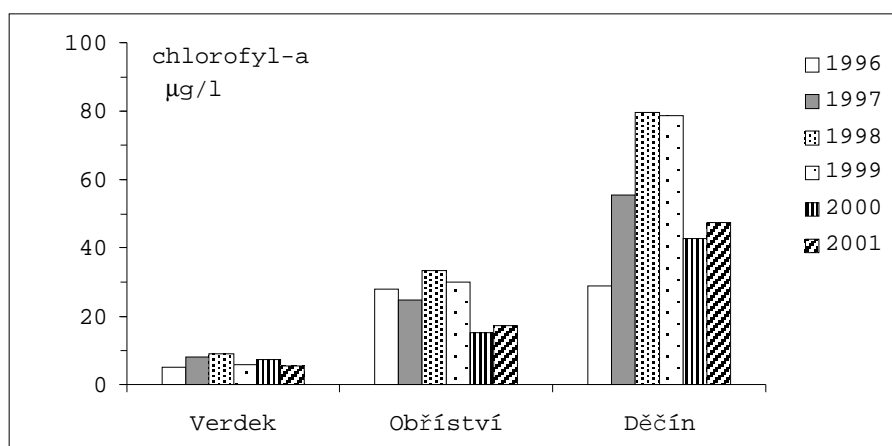
maximálních hodnotách chlorofylu-a v jednotlivých letech, charakter ročních změn je obdobný. Roční průběh vývoje biomasy fytoplanktonu v pevném profilu na toku lze obecně charakterizovat následovně: na jaře, po odeznění vysokých průtoků, dochází k rychlému rozvoji fytoplanktonu a v závěru jarního období dosahují biomasy fytoplanktonu často nejvyšších hodnot za celou vegetační sezónu. V letním období se obvykle udržují vysoké biomasy fytoplanktonu s výjimkou situací, kdy vlivem srážek a následně poválové vody dochází k „vypláchnutí“ toku. Koncem srpna, případně začátkem září, se biomasa fytoplanktonu postupně snižuje a již jen představuje závěr vegetační sezóny. V zimním období (listopad – únor) je množství fytoplanktonu v tocích velmi nízké. Zatímco mezi jednotlivými roky jsou významné rozdíly v úrovni biomasy fytoplanktonu, opakuje se charakter sukcese druhové struktury, který lze

popsat posloupností výskytu zástupců taxonomických skupin včas během vegetační sezóny: jarní období rozvoje fytoplanktonu s dominancí centrických rozsivek → časné letní období, kdy ve společenstvu fytoplanktonu převažují zástupci kokálních zelených včas → v pozdní letní a podzimním období je fytoplankton tvořen smíšením druhů, ve kterých se vyskytují zástupci obou uvedených skupin včas (DESORTOVÁ 1997).

Zatímco obr. 1 a obr. 2 dokumentují charakter změn biomasy fytoplanktonu ve vybraném profilu toku, obr. 3 znázorňuje situaci po celé délce toku. Uvedené hodnoty chlorofylu-a byly získány na základě jednorázového odběru vzorků z více než 100 míst podél toku Labe od Špindlerova Mlýna po Høensko (ú. km: 360–0) v daném časovém termínu. Obecným rysem distribuce hodnot koncentrace chlorofylu-a v podélném profilu toku je postupný nárůst hodnot ve směru toku.

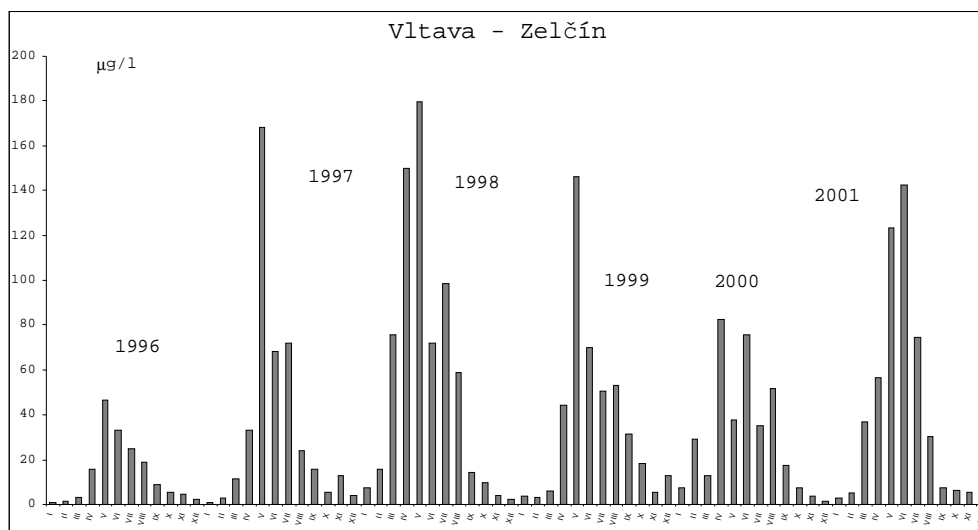
Tab. 1 Průměrné a maximální hodnoty koncentrace chlorofylu-a za vegetační sezónu ve vybraných tocích v povodí Labe

tok profil	rok	chlorofyl-a, mg/l		tok profil	rok	chlorofyl-a, mg/l	
		průměr	maximum			průměr	maximum
		III.-X.				III.-X.	
Berounka Lahovice	1997	35,3	80,7	Lužnice Koloděje	1997	47,1	64,0
	1998	92,5	186,0		1998	83,3	140,0
	1999	67,4	129,4		1999	52,4	78,0
	2000	55,1	116,0		2000	44,4	60,9
	2001	74,4	202,7		2001	62,6	107,0
Sázava Pikovice	1997	26,0	56,2	Cidlina Dobšice	1997	73,9	156,7
	1998	51,6	133,0		1998	72,9	168,7
	1999	78,2	120,0		1999	65,6	131,0
	2000	62,1	115,0		2000	73,0	158,9
	2001	50,3	92,6		2001	68,8	119,4

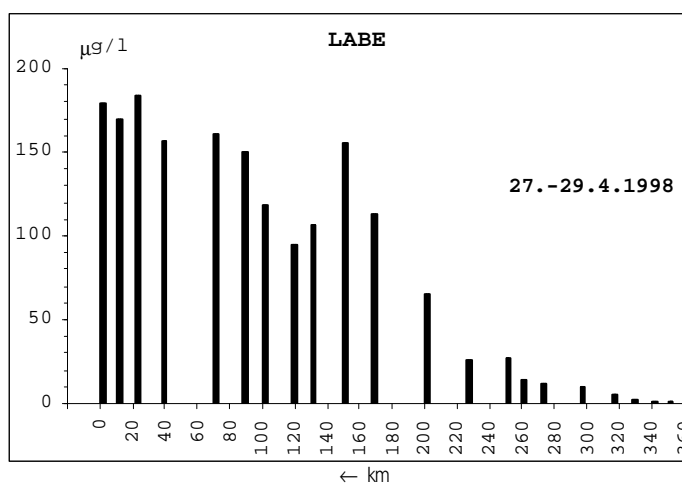


Obr. 1 Průměrné hodnoty koncentrace chlorofylu-a za období března – října ve sledovaných profilech na Labi

Fig. 1 Mean values of chlorophyll-a concentrations for the period March – October in the observed profiles on the Labe (Elbe)



Obr. 2 Změny koncentrace chlorofylu-a v profilu Vltava – Zelčín
Fig. 2 Changes of chlorophyll-a concentrations in the profile Vltava (Moldau) – Zelčín



Obr. 3 Distribuce hodnot chlorofylu-a v podélném profilu toku Labe
Fig. 3 Distribution of chlorophyll-a values in the longitudinal profile of the Labe (Elbe)

Analýza výsledků víceletého sledování změny fytoplanktonu, koncentrace živin a hydrologických podmínek v tocích povodí Labe ukázala, že za současné úrovně živin představuje průtok rozhodující faktor, který ovlivňuje charakter rozvoje biomasy fytoplanktonu v toku (DESORTOVÁ 2002).

LITERATURA

ANONYMUS, 1997–2001: Ročenky jakosti vody v tocích. – ĚHMÚ, Praha.

DESORTOVÁ B., 1997: Srovnání změny fytoplanktonu v ekosystému Labe v období 1992 a 1996. – Zpráva Projektu Labe II., VÚV T. G. M., Praha, 19 pp.

DESORTOVÁ B., 2002: Časová a prostorová změny fytoplanktonu v Labi: vztah k úrovni živin a hydrologickým podmínkám. – In Blažková S. (Ed.), Projekt Labe III, Výzkum na českém úseku toku Labe. VÚV T. G. M., Praha, p. 16–25.

DE RUYTER VAN STEVENINCK E. D., ADMIRAAL W., BREEBAART L., TUBBING G. M. J. & VAN ZANTEN B., 1992: Plankton on the River Rhine: structural and functional changes observed during downstream transport. – J. Plankt. Res., 14: 1351–1368.

PERIFYTON LEDNICKÝCH RYBNÍKŮ

Olga Skácelová

Moravské zemské muzeum, hydrobiologická laboratoř, Zelný trh 6, CZ-659 37 Brno, Česká republika,
e-mail: oskacelova@mzm.cz

ABSTRACT

Skácelová O.: **Periphyton of the Lednické rybníky fishponds**

Biodiversity of periphyton and epipelon of National Nature Reserve Lednice is influenced by their management (mainly fish stocks and water level). Due to high conductivity values halophilous algae typical for South-Moravian wetlands can occur in Lednice fishpond but most of these species are sensible to water pollution. During seasons with lower water level and fish stock, an increasing biodiversity of cyanobacteria and algae was observed.

Key words: fishpond, management, fish stock, periphyton, biodiversity

Soustava čtyř Lednických rybníků (Mlýnský, Prostřední, Hlohovecký, Nesyt) založená v 15. století na bažinatém území mezi Valticemi a Lednicí byla po staletí ornitologickou rezervací poskytující ideální podmínky pro ptactvo jako zastávka na tahu i v době hnízdění.

Na druhé straně přirozený eutrofní charakter i poloha a rozloha rybníků přímo vybízely k výhodnému rybářskému hospodaření. Intenzivní rybářské využívání Lednických rybníků se datuje již do 20.–30. let 20. stol. (BAYER & BAJKOV 1929, JIROVEC 1936) a od 50. let se rybářské využívání rybníků ještě zintenzivnilo.

Legislativní ochrana Lednických rybníků byla stanovena vyhlášením státní přírodní rezervace „Lednické rybníky“ v roce 1953. Od roku 1992 spadají Lednické rybníky do nejvyšší kategorie – národní přírodní rezervace.

Mezitím se silně zvýšila trofie rybníků, zejména Nesytu jako prvního v soustavě, a to zejména z allochtonních zdrojů (Valtický potok, kachní farma na Nesytu i hlavní přítok od Mikulova se znečišťují ním jen částečně odbouraným Sibiňem a Novým rybníkem) (MARVAN & SLADĚEK 1974). Nesyt jako nejvíce znečištěný rybník soustavy se stal v 70. letech nejvýnosnějším moravským rybníkem a byl přehnojován minerálními i organickými hnojivy včetně kachního trusu (PUTSCHGL 1974).

V současné době je Nesyt obhospodáván Rybníkářstvem Pohorelice a. s. a nasazována je smíšená rybní obsádka, od chovu býložravých ryb se ustupuje a v několikaletých intervalech je prováděna částečná letní snížením hladiny. Rybníky Hlohovecký, Prostřední a Mlýnský jsou od 90. let obhospodávány soukromou společností se sídlem v Hlohovci. Extrémně vysoké obsádky kaprovitých ryb včetně býložravých ryb jsou v posledních pěti letech sníženy. Rovněž na těchto rybnících je orgány ochrany přírody doporučováno částečné letní snížení, které bývá prováděno a osvědčeno zejména na Mlýnském rybníce regenerací rákosin i snížením trofie.

Voda Lednických rybníků je specifická vysokými hodnotami vodivosti (1300–1980 μS) (SKÁCELOVÁ 2002). Stejně jako další znečištěné mokřady této oblasti byly proto v minulosti místem výskytu slanomilné časové flóry. Velká část druhů slanomilných druhů čas je zároveň citlivá na znečištění (SKÁCELOVÁ & MARVAN 1991) a v hypertrofních rybnících se udržují jen na chráněných mikrobiotopech. Při zlepšení podmínek (úprava rybní obsádky, částečné letní snížení...) se některé z nich znovu objevují i ve větším množství.

První údaje o výskytu čas (parožnatky *Chara aspera* a *Ch. contraria*) oblasti pocházejí z 19. století (LEONHARDT 1863). ZAPLETÁLEK (1932) uvádí z Lednických

rybníků nálezy nárostových sinic a řas, které se v podyjské nivě v současnosti vyskytují *zídka* (*Gloeotrichia pismus*, *G. natans*, *Cylindrospermum stagnale*, *Bacillaria paxillifera*, *Enteromorpha intestinalis*). BILÝ (1927) zjistil na Lednických rybnících pestrou rozsvívkovou flóru vyznačující se výskytem jak eústomilných fytofilních druhů, tak prvků slanomilných. Podrobný výzkum litorálu Nesyty včetně perifýtonu byl proveden na přelomu 60. a 70. let v rámci srovnávacího výzkumu dynamiky řasových společenstev rybníků Opatovickém (Třeboňsko) a Nesyty (MARVAN et al. 1973, MARVAN & KOMÁREK 1978, MARVAN et al. 1978a, 1978b): ze zabahnělých mláčin Nesyty byly popsány epipelické povlaky sinic s dominancí *Oscillatoria limosa*, *O. brevis* a *O. tenuis*, v hlubší vodě v bahně s tlejícím listím výskyt sírných bakterií se sinicemi, biělkovci a rozsvívkami (např. *Navicula cincta*, *N. salinarum*, *N. halophila*). Na kamenech byly nejhojněji zastoupeny *Gomphonema olivaceum*, *Navicula gracilis*, *N. cryptocephala* var. *veneta* a *Nitzschia* sp. div. V pobřežní zóně vytvářela nárosty *Cladophora glomerata* s epifytickými rozsvívkami *Cocconeis pediculus*, *Rhoicosphenia curvata*, *Synedra* spp. Na kamenech na jaře převažovaly nárosty sinic *Phormidium autumnale*, v létě zelené řasy rodu *Stigeoclonium* s rozsvívkami *Melosira varians*, *Navicula gracilis*, *N. radiosa*, *Synedra ulna*, *Gomphonema parvulum*. Na rákosinách (*Phragmites australis*, *Typha angustifolia*) byly zjišťovány zelené vláknité řasy rodu *Oedogonium*, epifytické rozsvívky a sinice (rody *Calothrix*, *Cylindrospermum*, *Lyngbya* a další) a zelené řasy (*Coleochaete scutata*, *Aphanochaete repens*, *Spirogyra* sp., *Ulothrix subtilis*), v litorálu plovoucí chumáče *Enteromorpha intestinalis* a *Cladophora fracta* doprovázené rozsvívkami (zejména *Melosira varians*, *Fragilaria* spp. V nárostech byla častá *Amphora veneta*. V místech s vyžatým rákosím a zaplavenými plochami se starými stonky se vytvářely plovoucí chumáče řas (zjara *Tribo-nema*, pak *Microspora quadrata*, *Spirogyra* sp., *Stigeoclonium* sp.).

Odběrů nárostů na Lednických rybnících jsem prováděl v 90. letech (1993, 1994, 1996), v roce 2001 a 2002 jsem podrobně prosbírala různé mikrobioty na všech čtyřech rybnících.

Na Nesyty byl v letech 1993–1994 velmi hojně zastoupen drobný fytoplankton a sporé nárosty byly tvořeny sinicemi a řasami s obdobnými ekologickými nároky jako při výzkumu Marvana a kol. v 70. letech, tedy druhy zabahnělých silně eutrofních vod. V perifýtonu na rákosinách bylo nalezeno také několik zastupců eústomilných zarostlých porostů eutrofních vod:

Anabaena oscillarioides, *Phormidium ambiguum*, *Gomphonema subclavatum* a *Epithemia sorex* (v tomto roce i na jiných typech substrátů – kameny, ponořené dřevě). V letním období byli v nárostech hojně koloniální kruhobrví nálevníci.

Při částečném letním ní v roce 2001 byly na bahnitých mláčinách přítomné části, k níž patří slaniště, nalezeny slanomilné rozsvívky *Mastogloia smithii*, *Cylindrotheca gracilis*, *Nitzschia clausii*, *N. hungarica*, *Surirella ovalis*, *Gyrosigma attenuatum*, na písčitém v rákosinách a mezi trsy rdestu v horní třetině rybníka se vyskytovaly *Tetraspora lemmermannii*, *Enteromorpha intestinalis* a ojedinelé slanomilné rozsvívky *Bacillaria paxillifera*, dominantním druhem nárostů byla *Epithemia sorex*. Bentické rozsvívky *Anomoeoneis sphaerophora* a *Caloneis amphisbaena* byly nalezeny na mláčinách podél celého rybníka. V roce 2002 při plném napuštění Nesyty biodiverzita poklesla, výše uvedené druhy nalezeny nebyly a stav nárostů byl obdobný jako dříve.

Na Hlohoveckém rybníce byly nárosty v letech 1993–1996 druhově chudé s dominancí druhů odolných vůči eutrofizaci a znečištění (i *Rhoicosphenia curvata*, *Synedra ulna*, *Fragilaria capucina*). Kolonie kruhobrvých nálevníků přítomné v nárostech již od jara na konci vegetační sezóny hustě kolonizovaly všechny podklady včetně kamenů a potlačily řasové nárosty. V letech 2001 – 2002 při bohatém rozvoji fytoplanktonu včetně sinic vodních květů byly nárosty hrázě a přilehlých rákosin tvořeny zejména vláknitými řasami s epifyty (*Cladophora fracta* a *Cocconeis pediculus*, *Melosira varians*, vidějí *Epithemia sorex*, *Rhopalodia gibba*), na mláčině vnějšího litorálu se vyskytovaly bentické druhy mokrůdů s vyšší koncentrací minerálních látek (*Caloneis amphisbaena*, *Nodularia* sp.).

Masový výskyt řas (*Spirogyra* sp.) a rozsvívek (*Nitzschia palea*) byl zjištěn na mláčině pod Hraničím zámečkem na západním konci Hlohoveckého rybníka, kde do rybníka ústí stružka vytékající z objektu.

Prostřední rybník byl v minulosti využíván k odchovu násady a nejméně zatížen. V 90. letech byla i zde intenzita rybářského hospodaření zvýšena. V 90. letech bylo zjištěno pestré zastoupení nárostů pouze v jarním období na rákosinách (dominance *Anabaena oscillarioides*) a na mláčinách (rody *Spirogyra*, *Zygnema*, *Oedogonium*, *Vaucheria* a *Enteromorpha*). Povrchová vrstva detritu byla prosycena velkým množstvím sírných bakterií. Na podzim byli v nárostech kromě rozsvívek koloniální kruhobrví nálevníci.

Mlýnský rybník se vyznačoval i v 90. letech nejbohatší sinicovou a řasovou flórou litorálu. Navíc

k druhům zastoupených na Prostředním rybníce byla na písčinách nalézána sinice *Nodularia* sp., v krustí na dně byly hojně rozšířeny *Anomoeoneis sphaerophora*. Na podzim v roce 1996 po částečném letnění v nárostech převažovaly řasy a sinice nad nálevníky (dominovala *Gomphonema* sp., zastoupeny *Epithemia adnata* a *E. sorex*). V roce 2001 při napuštění na plnou výši hladiny byla nejhojnějším druhem v nárostech *Cocconeis pediculus*, zjištěny byly také *Anabaena oscillarioides*, *Phormidium ambiguum* a *Epithemia sorex*. V roce 2002 byl Mlýnský rybník opět částečně letněn a zvýšila se pestrost nárostů zejména v prosolném litorálu. Ojedinelé bylo nalezení slanomilné rozsivky *Bacillaria paxillifera*. Rákosiny na přítoku z Prostředního rybníka byly hustě kolonizovány kruhobrvými nálevníky, bahno u hráze s Prostředním rybníkem sinicemi *Phormidium chalybeum* a siriými bakteriemi.

Hypertrófní stav Lednických rybníků má být postupně upravován pomocí rybích obsádek a částečného letnění prováděného střídavě na jednotlivých rybnících soustavy. Při snížení obsádky a částečném letnění nastupují eústomilnější druhy, zejména slanomilné prvky. Polohou je pro ně nejvhodnější Nesyt se slaništěm nad přítokem, je však stále nositelem nejnižší zátěže akumulované z minulosti. Dlouhodobě nejlepší stav je na Mlýnském rybníce jako posledním ze soustavy odbourávající živiny. Mlýnský rybník je také nejčastěji částečně letněn. Nižší rybochovné využívání souvisí také s oficiálním soustředěním rekreace k tomuto rybníku. V posledním desetiletí jsou v Národní přírodní rezervaci Lednické rybníky zájmy ochrany přírody nadřazeny nad rybářské zájmy. Odbourávání zátěže hypertrófních rybníků nelze řešit bez vhodné rybí obsádky. Snížení trofie pomocí rybích obsádek je dlouhodobý proces. Plánované odbahnění bude mít výraznější vliv na zlepšení stavu rybníků. Po snížení trofie lze předpokládat návrat slanomilných a eústomilných prvků, což prokázaly i výsledky dosavadního výzkumu sinicové a řasové flóry v litorálech.

LITERATURA

- BAYER E. & BAUKOV A., 1929: Hydrobiologická studie rybníků Lednických. – Sborník Vysoké školy zemědělské Brno, 14: 1–165.
- BILÝ J., 1927: Nové moravské halofilní rozsivky. – Věstník přírodovědný, 8: 60–63.
- JIROVEC O., 1936: Chemismus vod rybníků lednických. – Věstník královské české společnosti nauk, třída II: 1–19.
- LEONHARDT C. F., 1863: Weitere Characeenfundorte. – Lotos, 13: 129–148.
- MARVAN P., ETTL H. & KOMÁREK J., 1973: Littoral algal vegetation of the Nesyt fishpond. – In Kvít J. (Ed.), Littoral algal vegetation of the Nesyt fishpond, Studie ĚSAV, Praha, 15: 67–69.
- MARVAN P. & KOMÁREK J., 1978: Algal population related to different macrophyte communities. – In Dykyjová D. & Kvít J. (Eds.), Pond littoral ecosystems, Springer Verlag Berlin – Heidelberg – New York, p. 64–70.
- MARVAN P., KOMÁREK J., ETTL H. & KOMÁRKOVÁ J., 1978a: Structural elements. Principal populations of algae. Spatial distribution. – Ibidem, p. 295–313.
- MARVAN P., KOMÁREK J., ETTL H. & KOMÁRKOVÁ J., 1978b: Dynamics of algal communities. – Ibidem, p. 315–320.
- MARVAN P. & SLÁDEČEK V., 1973: Main source of pollution of the Nesyt fishpond. – In Kvít J. (Ed.), Littoral algal vegetation of the Nesyt fishpond, Studie ĚSAV, Praha, 15: 159–160.
- PUTSCHÖGL V., 1974: Role of macrophyte plant communities in the management of the Nesyt fishpond. – Studie ĚSAV, Praha, 15: 153–155.
- SKÁČELOVÁ O., 1996: Inventarizační algologický výzkum NPR Lednické rybníky a NPP Pastvsko. – AOPK ĚR, středisko Brno, 37 pp. (nepubl. zpráva).
- SKÁČELOVÁ O., 2002: Sinicová a řasová flóra NPR Lednické rybníky v roce 2002. – Okresní úřad Břeclav, 12 pp. (nepubl. zpráva).
- SKÁČELOVÁ O. & MARVAN P., 1991: A comparative study of the past and present diatom flora of South-Moravian saline habitats. – Acta Musei Moraviae, Sci. Nat., 76: 133–143.
- ZAPLETÁLEK J., 1932: Hydrobiologická studia rybníků Lednických. II. Nástin poměrů algologických na Lednicku. – Sborník Vysoké školy zemědělské Brno, 24: 1–70.

ROZSIEVKY VYBRANÝCH JAZIER VYSOKÝCH TATIER

Elena Štefková

Ústav zoológie SAV, odd. hydrobiológie, Dúbravská cesta 9, 845 06 Bratislava, Slovensko, e-mail: elena.stefkova@savba.sk

ABSTRACT

Štefková E.: **Diatoms of selected lakes of High Tatras Mts.**

In the frame of international projects AL: PE2 and MOLAR Nižné Terianske pleso Lake was chosen as one of investigated high mountain lake in Slovakia. Diatom assemblages from two sediment cores (1993 and 1996) of the lake were studied and pH reconstruction was calculated. Diatom analysis show that the assemblages in these cores have a diverse mixture of both planktonic and benthic taxa. Comparing both cores there were just little differences between them, regarding only abundance of some species. Together 121 diatom species were identified, of these 93 agreed. The reconstructed pH of the core 1993 was stable at approximately 6.9 from the base of the core to about 2 cm depth. The pH then declines to 6.6 at 0.4 cm depth, recovering to 6.8 at the surface. The reconstructed pH of the core 1996 was approximately 7.04 from the base to 6.66 in the upper part of the sediment core.

Key words: diatoms, lake, sediment, High Tatra Mts., pH reconstruction

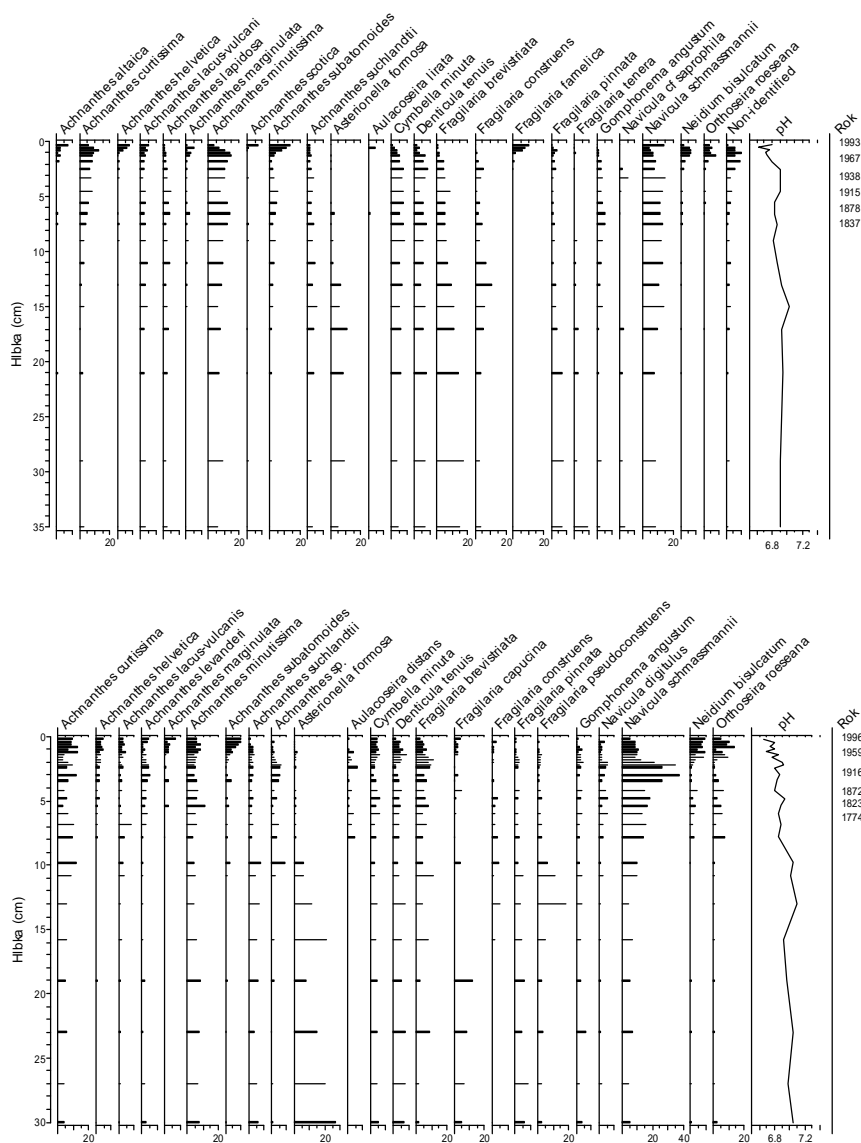
Jazera sú vynikajúcimi senzormi environmentálnych zmien, vrátane zmien klimatických (BATTARBEE, 2000). Jazerné sedimenty poskytujú okrem iných aj množstvo informácií o rozsahu, rýchlosti a príčinách acidifikácie. Schránky rozsievok sú zväčša v týchto sedimentoch dobre zachované a početné, takže poskytujú dôležité ekologické informácie (BATTARBEE 1991, BIRKS et al. 1990).

V rámci medzinárodných projektov AL:PE (Acidification of mountain Lakes: Paleolimnology and Ecology. Part 2 – Remote Mountain Lakes as indicators of Air Pollution and Climate Change) a MOLAR (Mountain Lake Research – Measuring and Modelling the Dynamic Response of Remote Mountain Lake Ecosystems to Environmental Change), ktoré boli zamerané na štúdium vzdušného znečistenia a klimatických zmien odľahlých horských jazier, sa študovali aj subfosilne rozsievky zo sedimentov odobratých z dna Nižného Terianskeho plesa vo Vysokých Tatrách v rokoch 1993 (TERI93 – stápec 35 cm) a 1996 (TERI96 – stápec 30 cm) (ŠPORKA et al. 2002) Stápece sedimentu sa rozrezali na vrstvy 2 mm, ktoré sa použili na rôzne biologické analýzy (Bacillariophyceae, cysty Chrysophyceae, Cladoce-

ra, Chironomidae) a chemické analýzy (datovanie sedimentu, suchá hmotnosť, pigmenty, množstvo uhlíka, síry, dusíka, obsah uhlíkatých častíc ²¹⁰Pb, ²²⁶Ra, ¹³⁷Cs a ďalšie). Na determináciu rozsievok sa používali trvalé preparáty pripravované podľa metodiky BATTARBEE (1986), zalievané do Naphraxu (index lomu 1,7).

Pre zistenie druhového zloženia rozsievok sa analyzovali jednotlivé vrstvy sedimentačných stápcov z rôznych hĺbok. Druhové zloženie rozsievkových zhlukov sa v analyzovaných vrstvách sedimentov líšilo kvalitatívnym aj kvantitatívnym zastúpením jednotlivých druhov rozsievok. Z týchto vzoriek sa z obidvoch odobratých sedimentov determinovalo celkovo 121 druhov a variet rozsievok, z čoho 93 bolo spoločných. Zastúpené boli prevažne druhy rozsievok z bentosu, menej druhov bolo planktónových. Niektoré druhy rozsievok sa vyskytovali iba v povrchových vrstvách, iné sa nachádzali zase len v spodných vrstvách, čo zreteľne vidieť aj na sumárnych grafoch (obr. 1 a 2), na ktorých sú znázornené druhy, ktoré sa vyskytovali v sedimente v abundancii vyššej ako 5 %.

V spodnej časti sedimentu TERI93 od 35 do 16 cm prevládala *Fragilaria brevistriata* a *Asterionella*



Obr. 1 Sumárny graf percentuálneho zastúpenia rozsievok a rekonštruované pH v sedimentárnych stĺpcoch:
 A – TERI93
 B – TERI96

formosa. Početnejšie zastúpené boli ešte *Achnanthes minutissima*, *Fragilaria tenera*, *F. pinnata*, *Denticula tenuis* a *Navicula schmassmannii*. V časti od 16 do 9 cm sa znížila abundancia *Fragilaria brevistriata* a *F. pinnata*, výraznejšie poklesla *Asterionella formosa*, zvýšil sa celkový podiel druhov rodu *Achnanthes* (33 %), ako aj päť *Navicula schmassmannii* a *Fragilaria construens*. Najvýraznejšie stratigrafické zmeny sa začali prejavovať

od hĺbky približne 9 cm, kde začali prevládať bentosové druhy. Pribúdali i ďalšie druhy rozsievok a menilo sa aj ich percentuálne zastúpenie v sedimente. Najpočetnejšie v tejto časti sedimentu boli *Achnanthes minutissima* a *Navicula schmassmannii*. Celkový podiel druhov rodu *Achnanthes* tvoril už 38 % všetkých prítomných rozsievok, hoci abundancia jednotlivých druhov tohto rodu bola ešte v týchto vrstvách ešte

nižšia ako 5 %. Ďalšími zmenami prechádzalo spoločenstvo vo vrstvách 6–3 cm (cca roky 1878–1938). Na abundancii sa vyššími počtami podieľali druhy *Achnanthes curtissima*, *A. minutissima*, *A. subatomoides*, *Denticula tenuis*, *Fragilaria brevistriata* a *Navicula schmassmannii*, ktorá dosiahla 15 % celkovej abundancie rozsievok. Najvýraznejšie zmeny nastali v spoločenstve rozsievok od 3 cm (cca rok 1938) až po povrchovú vrstvu sedimentu. Rozsievkové zhluky tvorili viaceré druhy rodu *Achnanthes*, ktoré v hlbších vrstvách boli zastúpené nízkymi počtami alebo sa nevyskytovali vôbec. Celkový podiel tohto rodu vo vrstvách od 1,5 cm až po povrch sedimentu bol 40 až 55 % celkovej abundancie. Významnejšie bola zastúpená aj *Orthoseira roeseana*, ktorá sa vyskytovala iba v povrchových vrstvách sedimentu. Naopak, druhy bohato zastúpené v spodnej časti sedimentu (napr. *Asterionella formosa*, *Fragilaria brevistriata*), neboli zväčša v horných vrstvách prítomné vôbec alebo sa vyskytovali len sporadicky.

Zmeny v druhovom zložení rozsievok, ako aj v percentuálnom zastúpení jednotlivých druhov po celej dĺžke sedimentačného stĺpca sa prejavili aj pri rekonštrukcii pH plesa. V spodnej časti sedimentu sa hodnoty rekonštruovaného pH pohybovali približne od 6,9 do 7,03 až po hĺbku 2 cm (cca rok 1950). Potom pH v hĺbke 0,4 cm (cca rok 1989) pokleslo na hodnotu 6,6 a smerom k povrchu dosiahlo zase hodnotu 6,8. Aj keď nedošlo k výrazným výkyvom hodnôt pH, k určitým zmenám v rámci celého stĺpca dochádzalo (obr. 1).

V spodnej časti sedimentačného stĺpca TER196, v hĺbke 30 až 16 cm, bola výrazne zastúpená typická planktónová rozsievka *Asterionella formosa*, s abundanciou vyššou ako 20 %, kým v horných vrstvách bola zriedkavá alebo úplne chýbala. Okrem tohto druhu vyššie percentá dosahovali ešte druhy *Fragilaria pinnata*, *F. capucina*, *Denticula tenuis* a *Achnanthes minutissima*. Vo vrstve 16 až 9 cm došlo k výraznému poklesu abundancie druhu *Asterionella formosa* až na 6 %. Vystriedali ju druhy ako napr. *Fragilaria pseudoconstruens* (19 %), *F. brevistriata*, *Achnanthes curtissima*, *A. suchlandtii* a *Denticula tenuis*. Zvýšil sa aj podiel druhu *Navicula schmassmannii*, ktorý tu už dosiahol takmer 10 % zastúpenie. Vo vrstvách od 9 cm (asi rok 1634) sa začali prejavovať v spoločenstve výraznejšie zmeny. Najväčší nárast zaznamenal druh *Navicula schmassmannii* (20 %) a *Achnanthes curtissima* (10 %). Opačným prípadom bola *Asterionella formosa*, ktorá zo spoločenstva takmer vymizla, jej výskyt bol v týchto častiach sedimentu len sporadický. V hĺbke od 8 cm pribudla do spoločenstva centrická rozsievka *Orthoseira*

ira roeseana, ktorej abundancia sa smerom k povrchu postupne zvyšovala. Zoskupenia rozsievok tvorili najmä viaceré druhy rodu *Achnanthes* a *Navicula*. Najvýraznejšie stratigrafické zmeny boli vo vrstvách okolo 3 cm (t. j. asi od roku 1913 do 1996). Pribudli viaceré druhy rozsievok, ktoré sa v hlbších vrstvách nenachádzali, alebo boli zastúpené len nízkymi počtami, napr. *Achnanthes marginulata*, *A. subatomoides*, *A. helvetica*, *A. levanderi*, *Orthoseira roeseana*, *Navicula digitulus* a *N. schmassmannii*. Najvyššie percentuálne zastúpenie v týchto horných vrstvách dosahovala *Navicula schmassmannii*, ktorej abundancia tu dosiahla hodnoty takmer 40 %, najmä vo vrstve 3–2 cm. Od 2 cm vyššie nastal pokles jej abundancie na hodnoty okolo 10 %. Početnejšie boli zastúpené druhy *Achnanthes curtissima* (14 %), *A. subatomoides* (11 %), *A. minutissima*, *Fragilaria brevistriata* (13 %), *Orthoseira roeseana* (15 %), *Neidium bisulcatum* (10 %). Druhy rodu *Achnanthes* tvorili približne 45 % celkovej abundancie rozsievok.

Zmeny druhového zloženia a percentuálneho zastúpenia rozsievok v jednotlivých vrstvách sa prejavili aj pri rekonštrukcii pH plesa. V spodnej časti sedimentu od 30 cm až po 9 cm sa pH pohybovalo v rozpätí hodnôt 7,04–6,9. Od 9 cm nastal postupný pokles na hodnotu 6,8 a pri povrchu pH kleslo až na 6,6 (obr. 2). Priemerné rekonštruované pH bolo 6,86.

Oblasť Tatier je vystavená silnému vzdušnému znečisteniu, ale nakoľko v tomto jazere je vysoký obsah koncentrácie vápnika a horčíka, acidifikácia neprebíhala tak výrazne počas celej histórie jazera, a preto zmeny pH v Nižnom Terianskom plese boli iba minimálne.

LITERATÚRA

- BATTARBEE R. W., 1986: Diatom analysis. In: B. E. Berglund (Ed.): Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology, John Wiley & Sons, Chichester, p. 527–570.
- BATTARBEE R. W., 1991: Recent paleolimnology and diatom-based environmental reconstruction. In Shane, L. C. K. & Cushing, E. J. (Eds.), Quaternary Landscapes. University of Minnesota Press, Minneapolis, p. 129–174.
- BATTARBEE R. W., 2000: Palaeolimnological approaches to climate change, with special regard to the biological record. Quaternary Sci. Rev., 19: 107–124.
- BIRKS H. J. B., LINE J. M., JUGGINS S., STEVENSON A. C. & TER BRAAK C. J. F., 1990: Diatoms and pH reconstruction. Phil. Trans. R. Soc. Lond. B, 327: 263–278.
- ŠPORKA F., ŠTEFKOVÁ E., BITUŠÍK P., THOMPSON R., AUGUSTI-PANAREDA A., APPLEBY P. G., GRYNES J. A., KAMENÍK C., KRNO I., LAMI A., ROSE N. L. & SHILLAND E., 2002: The paleolimnological analysis of sediments from high mountain lake Nižné Terianske pleso in the High Tatras (Slovakia). – Journal of Paleolimnology, 28: 95–109.

ZOOPLANKTÓN

SEZÓNŇÍ DYNAMIKA A VERTIKÁLNÍ STRATIFIKACE SPOLEČENSTVA VÍŇÍKŮ PŇEHRAVNÍ NÁDRŽE ŇÍMOV

Martina Štrojsová & Miloslav Devetter

Biologická fakulta, Jihočeská univerzita, Branišovská 31, CZ-370 05, Ěeské Budějovice, Ěeská republika
a Hydrobiologický ústav AV ĚR, Na Sádkách 7, CZ-370 05 Ěeské Budějovice, Ěeská republika,
e-mail: mar.tina.strojsova@seznam.cz

ABSTRACT

Štrojsová M. & Devetter M.: *Seasonal dynamics and vertical distribution of the rotifer community of Ňímov Dam Reservoir*

Seasonal dynamics and vertical distribution of the rotifer community in the eutrophic Ňímov Reservoir were studied in the growing season of 2000. Densities of rotifers were compared with available food sources and water temperature. Population density of rotifers had two peaks: a lower spring peak and a higher late summer peak. Chlorophyll-a concentrations were significantly related to the densities of rotifers. Changes of density of particular rotifer species fitted well with their temperature preferences. Eurythermal were species observed during the whole season in the reservoir. In comparison to cold-stenothermal species, which had highest densities in the early spring, warm-stenothermal species had the highest densities in the summer. The vertical distribution of certain rotifer species changed during the season. Cold-stenothermal species lived in the cold layer of the reservoir during the summer. The composition of the rotifer community was influenced strongly by chlorophyll-a concentration, as a food source, as well as with temperature.

Key words: food, rotifera, seasonal dynamics, temperature preference, vertical stratification

ŮVOD

VíŇníci jsou významnou složkou biomasy zooplanktonu nádrže Ňímov. Populace planktonních víŇníků Ňímovské nádrže prochází sezónní sukcesí, bí hem které jednotlivé druhy stáídaví pŇebírají dominantní úlohu podle toho, jak jim vyhovují mí nící se podmínky. Obecné sezónní změny byly popsány v tzv. PEG-modelu „Plankton Ecology Group“ SOMMER et al. (1986), modelovaný pro nádrže jezerního typu, jeho aplikace je možná i na umí le vybudované nádrže mírného pásma. Na sezónní dynamiku víŇníků působí mnoho vlivů nejsou to jen fyzikální a chemické faktory, ale i potravní kompetice, predace, parazitizmus a teplota. V naší studii jsme se zamí Ňili zejména na vliv teploty vody a potenčníální dostupné potravy na společenstvo víŇníků.

METODIKA

Vzorky společenstva víŇníků z eutrofní pŇehradní

nádrže Ňímov jsme odebírali od března do Ňijna roku 2000 v různých dlouhých intervalech. Na jare se vzorky odebíraly v tídenních intervalech, ve zbytku sezóny v intervalech títýdenních. Vzorek vody byl odebírán z šesti až osmi míst blízko hráze čtyřmetrovou sondou a smíchán v sudu. 15 nebo 20 l vody ze sudu bylo zahušti no pŇes síto o velikosti ok 40 μm . Vzorky byly konzervovány v 4% roztoku formaldehydu.

Vzorky pro studium vertikální stratifikace víŇníků byly odebrány v šesti termínech od března do ěervna 2000. Z každého termínu bylo získáno 4–8 vzorků z hloubek 0–35 m. K odbíru byly používány sbírače typu Friedinger a tzv. „IHE“ sbírač (objem 1,9 l). Obsah 2–6 sbíračů z jedné hloubky byl zahušti n planktonní síti (40 μm).

Početnosti jednotlivých druhů víŇníků byly vyhodnoceny standardní metodou mikroskopického počítání individuů v pŇesném podílu vzorku v počítací komůrce. Údaje o koncentraci chlorofylu-a (chl-a), počtu bakterií,

heterotrofních biělkovců a nálevníků pocházejí z databanky Hydrobiologického ústavu AV ĚR. Statistické zhodnocení parametrů bylo provedeno pomocí neparametrické korelace v programu Prism (verze 3.0).

VÝSLEDKY A DISKUSE

V břežnu celková početnost vířníků dosahovala nejnižších hodnot za sezónu. S rozvojem řas následoval bi hem dubna nárůst početnosti společenstva vířníků, který vyvrcholil začátkem května. Bi hem května došlo k prudkému poklesu vířníků, s nejvíce pravděpodobností zaviněným potravní limitací. Koncentrace chl-a v této době klesla a nastala fáze čiré vody, což byl důsledek eliminace fytoplanktonu zooplanktonem. Jarní maximum početnosti vířníků na Ěímovi nastalo dříve než je obvyklé v těchto typech nádrží a nepřevýšilo letní početnosti vířníků, narozdíl od ostatních pozorování DEVETTER (1998), SOMMER et. al. (1986).

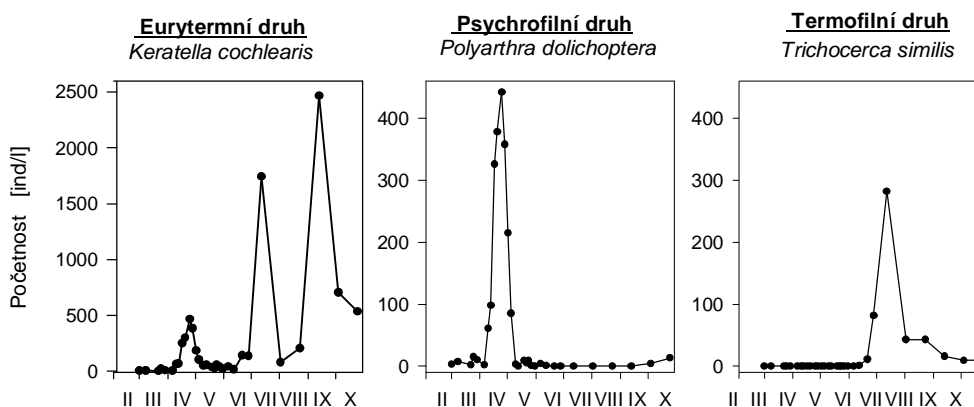
Korelace sezónních změn v početnosti vířníků byla signifikantní s množstvím celkového chl-a ($P < 0,05$) a chl-a z frakce do 40 μm ($P < 0,01$). Korelace početnosti vířníků s počtem bakterií, heterotrofních biělkovců a nálevníků nebyla signifikantní. Na přelomu září a října početnost vířníků prudce klesla. Ve stejné době klesla i koncentrace chl-a, počet bakterií a heterotrofních biělkovců. PEG-model SOMMER et al. (1986) tento pokles vysvětluje změnou fyzikálních faktorů (teplota, sluneční energie).

Sezónní dynamika jednotlivých druhů vířníků je ovlivněna změnami teploty vody v pøehradì LAXHUBER (1987) a mezi různými druhy planktonních vířníků existují podstatné rozdíly v teplotní preferenci BERZINS &

PEJLER (1989), MIRACLE (1977).

Eurytermní druhy *Keratella cochlearis* a *Kellicottia longispina* nejsou limitovány teplotou vody v nádrži, což dokládá jejich výskyt v Ěímovské pøehradì v průběhu celé sezóny 2000 (obr. 1). Druhy *Synchaeta lakowitziana* a *Polyarthra dolichoptera* patří k psychrofilním druhům, kterým vyhovují nízké teploty vody. Oba druhy měly výrazná jarní maxima (obr. 1). *Polyarthra major*, *Conochilus hippocrepis* a *Trichocerca similis* jsou termofilní druhy. Tyto druhy se na Ěímovské pøehradì vyskytovaly v nejvyšších početnostech v letním období (obr. 1). Data získaná ze sezóny 2000 na Ěímovské pøehradì souhlasí s údaji o teplotní preferenci vířníků, ve skupině eurytermních a termofilních druhů BERZINS & PEJLER (1989) (tab. 1). Rozdíl jsem pozorovala u psychrofilní skupiny, která měla nejvíce abundanci v teplotách nižších, než jaké se uvádí v literatuře BERZINS & PEJLER (1989) (tab. 1). Tento rozdíl mohl být způsoben způsobem odebírání vzorků – do vzorku se pravděpodobně dostali i vířníci, kteří se vyskytovali v místech s nižší teplotou.

Společenstvo vířníků v období před jarním rozvojem zooplanktonu bylo rovnoměrně rozloženo v celém vodním sloupci. Příčinou tohoto stavu bylo právě probíhající jarní míchání vody. Následující vzorek pocházel z období, kdy se voda u hladiny začala oteplovat a došlo k většímu rozvoji řas i vířníků. Bi hem jarního maxima početnosti vířníků jich nejvíce bylo u hladiny, kde byla nejvyšší teplota a pravděpodobně i dostatek potravy – fytoplanktonu. Vysoká početnost vířníků byla ve 20 m, lze ji vysvětlit větší koncentrací potravy (bakterií), přinesené věkou Maší, jejíž chladná voda se zadržela do hlubších vrstev pøehradì. Období, které následovalo po



Obr. 1 Sezónní dynamika početnosti třech druhů vířníků v pøehradì Ěímov v roce 2000. Ukázka druhů z různých skupin podle teplotní preference

Tab. 1 Přehled teplotních preferencí dominantních druhů vířníků v přehradě Ťimov. Porovnání teploty při které se v sezóně 2000 v přehradě vyskytovali s nejnižší početností s jejich teplotním optimem

Druh	Srovnání teplotních preferencí (°C)				
	Vysoká početnost*	Max. početnost*	Max. početnost prům. teplota 0–4 m (Ťimov 2000)	Max. početnost teplota z vertikální stratifikace (Ťimov 2000)	
Eurytermní <i>Keratella cochlearis</i>	1–24	14	17,5	17	
	<i>Kellicottia longispina</i>	2–23	15	14	11
Psychrofilní <i>Synchaeta lakowitziana</i>	1–8	6	11,5	17	
	<i>Polyarthra dolichoptera</i>	1–18	12	11,5	17
Termofilní <i>Polyarthra major</i>	7–25	16	20,5	18,5	
	<i>Trichocerca similis</i>	10–23	17,5	18	
	<i>Conochilus hippocrepis</i>	11–21	18	16	14

* hodnoty podle BERZINSE & PEJLERA (1989)

† takto označený druh se v době odběru vzorků pro sledování vertikální stratifikace (do 12. června) ještě neobjevil

jarním maximu vířníků bylo charakteristické celkově menší početností a úbytkem ve vrstvách u hladiny. Ve fázi čiré vody tento trend pokračoval. V této době rechu bylo u hladiny méně vířníků a jejich nejnižší početnosti byly zhruba v hloubce 5 m, kde byla pravděpodobně v této dostupnosti potravy – bakterie a detrit ve skořepině vrstvi.

Vertikální distribuce jednotlivých druhů vířníků se měnila v průběhu celého roku LAXHUMBER (1987). Například psychrofilní druhy vířníků žijí v letním období v chladném hypolimniu, kde konzumují bakterie ARNDT (1993). Podobnou strategii jsme pozorovali u jednotlivých druhů vířníků z psychrofilní skupiny i na Ťimově. *Synchaeta lakowitziana* má vysokou abundanci při teplotách mezi 1–8 °C, maximální při 6 °C BERZINS & PEJLER (1989). V době ru z 21. dubna je tento druh velmi hojný a vyskytuje se v celém vodním sloupci, ale už 5. května, kdy vzrostla průměrná teplota v prvních 5–6 metrech na 16 °C, početnost *S. lakowitziana* klesla a ve vyšších početnostech byla jen v hlubších místech přehrad. Maximum početnosti dosahuje v 15 m, kde byla teplota 6 °C. Podobný trend jsme pozorovali i u *Polyarthra dolichoptera*. Tento druh má širší tep-

lotní toleranci než *S. lakowitziana* a pokles početnosti jedinců byl s rostoucí teplotou vody pomalejší. Po zvýšení teploty vody jsme *P. dolichoptera* pozorovali jen v hloubkách, kde byla teplota blízká teplotnímu optimu tohoto druhu.

LITERATURA

- ARND H., 1993: Rotifers as predators on components of the microbial web (bacteria, heterotrophic flagellates, ciliates) – a review. – *Hydrobiologia*, 255/256: 231–246.
- BERZINS B. & PEJLER B., 1989: Rotifer occurrence in relation to temperature. – *Hydrobiologia*, 175: 223–231.
- DEVETTER M., 1998: Vířníci (Rotatoria) Ťimovské přehradní nádrže. – Sbor. Jihočes. Muz. v Ěes. Budějovicích Poir. VI dy, 38: 73–82.
- LAXHUMBER R., 1987: Abundance and distribution of pelagic rotifers in a cold, deep oligotrophic alpine lake (Königssee). – *Hydrobiologia*, 147: 189–196.
- MIRACLE M. R., 1977: Migrations, patchiness, and distributions in time and space of planktonic rotifers. *Arch. – Hydrobiol. Beih. Limnol.*, 8: 19–37.
- SOMMER U., GLIWIZ Z. M., LAMPERT W. & DUNCAN A., 1986: The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. – *Arch. Hydrobiol.*, 106: 433–471.

SPOLEČENSTVO VÍŇNÍKŮ PŘEHRADNÍ NÁDRŽE POD VLIVEM PREDACE *C. VICINUS*

Miloslav Devetter^{1,2} & Jaromír Seif¹

¹ Hydrobiologický ústav AV ČR, Na Sádkách 7, CZ-370 05 Ěeské Budějovice, Ěeská republika,

² Biologická fakulta, JihoĚeská univerzita, Branišovská 31, CZ-370 05, Ěeské Budějovice, Ěeská republika
e-mail: mila@bf.jcu.cz

ABSTRACT

Devetter M. & Seif J.: Rotifer community of a dam reservoir under predation impact of *C. vicinus*

The predation impact of *C. vicinus* on the rotifer community and species specific response was studied under natural conditions in *in situ* enclosure experiments during the spring phase of growth in Ěimov Reservoir. Densities and birth rates were related to *C. vicinus* predation rate and selectivity. *C. vicinus* fed selectively on *S. lakowitziana* and *Polyarthra* spp. The maximum predation rate was 11.3 *S. lakowitziana*, 6.4 *Polyarthra* spp. and 2.1 *K. cochlearis* Cyclops⁻¹ day⁻¹. *C. vicinus* is thus responsible for 48 %, 63 % and more than 100 % of daily species production. We conclude that *C. vicinus* is not able to depress rotifer abundances, if they are not limited by food and show the maximum birth rate. However, it is able to structure the rotifer community and is responsible for a decline of abundances in the clear water phase.

Key words: rotifer fecundity, birth rate, predation, *Cyclops vicinus*, selectivity, predation rate

ÚVOD

Jarní společenstvo víňníků hraje důležitou roli v potravních sítích Ěimovské přehradní nádrže a podléhá významné sezónní dynamice. Nejvýznamnějším predátorem víňníků v tomto období je *Cyclops vicinus*. Cílem následující studie bylo kvantifikovat predaci tlak *C. vicinus* na jednotlivé taxony víňníků, charakterizovat jeho selektivitu a odpověď společenstva víňníků na tento významný strukturující vliv.

METODIKA

Veškeré odběry a pokusy byly prováděny na Ěimovské nádrži na stálém odběrovém místě u hráze. V jarním období r. 2000 bylo prováděno husté vzorkování pelagiálu v intervalu 2–5 dní. Víňníci byli vzorkováni z epilimnia velkoobjemovou hadicí (lochneska) o délce 8 m a filtrování přes síť 40 μm. Crustaceoplankton byl vzorkován planktonní sítí s Apsteinovým

nástavcem (200 μm) rovněž z hloubky 8 m. Predační experimenty byly prováděny v 5 termínech v průběhu jara v 5 l průhledných PET lahvích v 5 paralelkách. V každém pokusu byl vyhodnocován start, kontrola (bez predátora), pokus (s predátorem) a trojnásobná hustota predátora. Experiment byl exponován *in situ* 24 hodin v hloubce 1 m.

Okamžitá rychlost růstu jednotlivých druhů byla počítána s použitím rovnice podle PALOHEIMO (1974)

$$b = \ln(E + 1) / D$$

Kde E je počet vajíček na samičku (egg ratio) a D je doba vývoje vajíčka. D pro jednotlivé druhy bylo spočítáno s použitím funkcí publikovaných Herzigem (HERZIG 1983).

VÝSLEDKY A DISKUSE

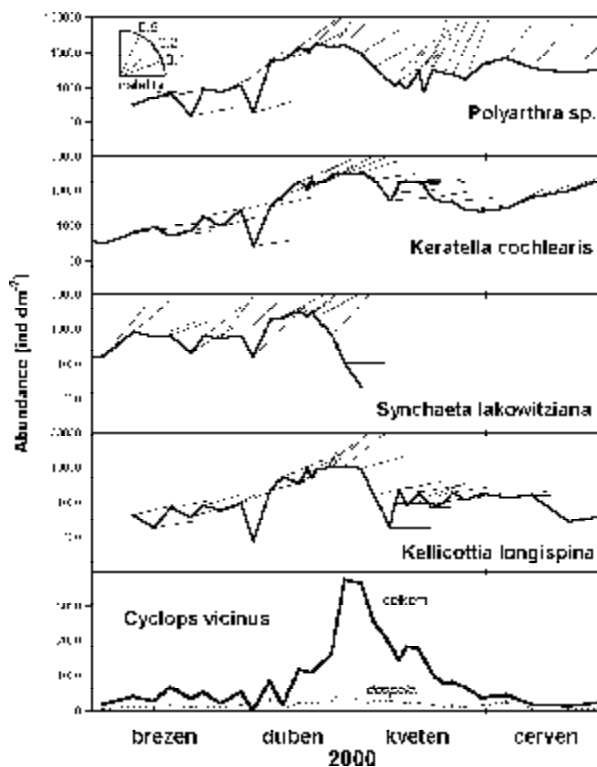
V obr. 1 jsou vyneseny sezónní změny abundance hlavních taxonů víňníků a jejich růstové rychlosti

v jarním období v Ōimovské nádrži. Paralelní jsou vynešeny zmiřny abundance *C. vicinus*. U všech řtyřech taxonů vřníků je zřetelný velmi pozvolný nřrůst abundance v březnu, rychlý rřst a vyvrcholení v dubnu a prudký pokles (vymizení – *S. lakowitziana*) v kvřtnu. Rřstovř rychlost *Polyarthra* spp. je nřzkř v březnu, nřrřstř v dubnu a po přechodnřm poklesu v prvřnř přlř kvřtna dosahuje svřch nejvřšřch hodnot. Naproti tomu rřstovř rychlost *Keratella cochlearis* na pořřtku kvřtna v tzv. fřzi řřr vody klesř až k nule. Velmi podobnř situace je u *Kellicottia longispina*. *Synchaeta lakowitziana* je typicky jarnř dominanta s vysokřmi rřstovřmi rychlostmi jřř od zimnřho období. Po vyvrcholenř se koncem dubna rřstovř rychlost zastavuje a druh mizř. Abundance *C. vicinus* hraje jřstou roli jřř v březnu, ale prudký nřrřst nastupuje v dubnu a je nřsledovřn pozvolnřm, ale setrvalřm poklesem v kvřtnu.

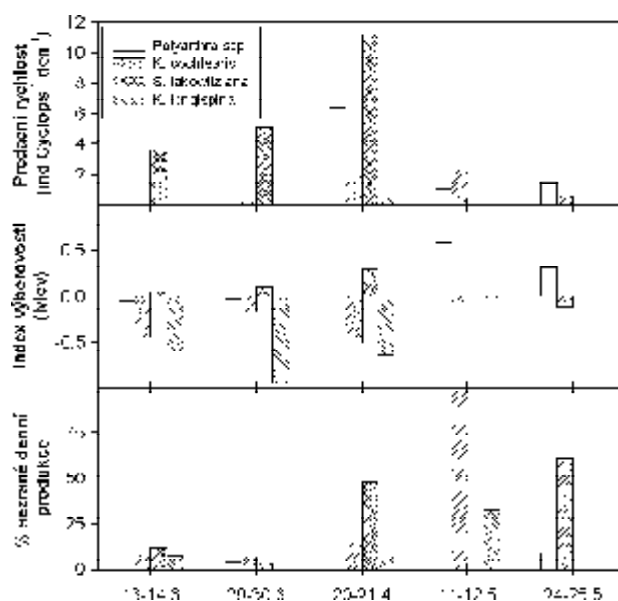
Ve vřch experimentech byla statisticky vřznamnř predace *C. vicinus* na *Polyarthra* spp., *K. cochlearis* a *S. lakowitziana*. Naopak na *K. longispina* a *K. quadrata* predace vřznamnř nebyla. Nejvřšř zjřstř nř

predařnř rychlost byla 11,3 vřnřkř na den a predatora u *S. lakowitziana* a 6,4 u *Polyarthra* spp. (obr. 2). To vřraznř převřřuje maximřlnř hodnoty udřvanř Brandlem (BRANDL 1998) pro Ōimovskou nřdrř (pro *Polyarthra* spp. 2,2), ale nedosahuje hodnot z Bodamskřho jezera (PLASMANN et al. 1997). Vřbř rovost *C. vicinus* pro *S. lakowitziana* je vřřdy pozitivnř, *Polyarthra* spp. pozitivnř až od jarnřho maxima (3. pokus) a pro ostatnř vřřdy negativnř. Zvlřřtř *K. longispina* byla silnř negativnř selektovřna.

V prřbř hu jara roste vřznam potravnř limitace *C. vicinus* vhodnou potravou, takře slořenř cřlovř potravy se mřnř ve smřru *Synchaeta-Polyarthra-Keratella*. V jarnřm období je prokazatelnř nejvřznamnř jřřm potravnřm druhem *S. lakowitziana*. Velmi zajřmavř je graf ukazujřcř procento dennř produkce vřnřkř spotřebovanř predřtorem. Ařř do jarnřho maxima predace nikdy nepřevřřuje produkci řřdnřho druhu. V březnu tvorř predace 0–20 % produkce, pozdř ji v „řřr vodř „ se vřřak zvyřuje i na vřce nřř 100 % u *K. cochlearis*. Naře vřsledky odpovřdajř i nřzoru STEMBERGER & EVANS (1984),



Obr. 1 Sezonnř zmiřny abundance a natality hlavnřch druhů vřníků a abundance *C. vicinus* v Ōimovské nádrži v jarnřm období
Fig. 1 The seasonal changes of abundances and birth rates of rotifers and abundances of *C. vicinus* in Ōimov reservoir in spring



Obr. 2 Výsledky pěti predačních experimentů v průběhu jara. Pro každý druh jsou ukázány změny predační rychlosti, indexu výběrovosti a procento denní produkce zkonsumované *C. vicinus*

Fig. 2 Results of five enclosure experiments during spring 2000. The changes of predation rate, selectivity index and percentages of daily production consumed by predator are shown for each species

že cyklopidní buchanky významně ovlivňují jarní společenstva vířníků.

Jak je zřejmé z obr. 1, vířníci reagují na predaci zvýšením růstové rychlosti. To je možné jen tehdy, nejsou-li momentálně limitováni dostatkem vhodné potravy jak to nastává u většiny druhů ve fázi čiré vody. Zároveň reprodukce *C. vicinus* je závislá na dostatečné koncentraci vhodné potravy (vířníků a zelených biřkovic) jak udává HANSEN (1996), která nastala z celoročního pohledu právě jen od druhé dekády dubna do začátku května.

Práce na projektu byly podpořeny grantem MSM 123100004.

LITERATURA

- BRANDL Z., 1998: Life Strategy and Feeding Relations of Cyclops-Vicinus in 2 Reservoirs. – *International Review of Hydrobiology*, 83: 381–388.
- HANSEN A. M., 1996: Variable Life-History of a Cyclopid Copepod – The Role of Food Availability. – *Hydrobiologia*, 320: 223–227.
- HERZIG A., 1983: The Ecological Significance of the Relationship Between Temperature and Duration of Embryonic-Development in Planktonic Fresh-Water Copepods. – *Hydrobiologia*, 100: 65–91.
- PALOHEIMO J. E., 1974: Calculation of instantaneous birth rate. – *Limnology and Oceanography*, 19: 692–694.
- PLASSMANN T., MAIER G., STICH & H. B., 1997: Predation Impact of *Cyclops vicinus* on the Rotifer Community in Lake-Constance in Spring. – *Journal of Plankton Research*, 19: 1069–1079.
- STEMBERGER R. S. & EVANS M. S., 1984: Rotifer Seasonal Succession and Copepod Predation in Lake-Michigan. – *Journal of Great Lakes Research*, 10: 417–428.

VERTIKÁLNÍ DISTRIBUCE PERLOOÈEK RODU *DAPHNIA* V NÁDRŽI ØÍMOV A JEJÍ ZMÌ NY V PRÙBÌ HU SEZÓNY

Jiøí Macháèek & Jaromír Seï a

Hydrobiologický ústav AV ÈR, Na Sádkách 7, CZ-370 05 Èeské Budì jovice, Èeská republika, e-mail: machacek@hbu.cas.cz, seda@hbu.cas.cz
a Biologická fakulta, Jihoèeská univerzita, Branišovská 31, CZ-370 05, Èeské Budì jovice, Èeská republika

ABSTRACT

Macháèek J., Seï a J.: The vertical distribution of *Daphnia* species and its seasonal changes in Øímov reservoir

Vertical distribution of *Daphnia* species in a deep stratified reservoir was investigated in four distinct phases of the seasonal development of planktonic communities. There was an apparent spatial segregation of two principal species especially in the beginning of the season. *Daphnia galeata* inhabited mainly the epilimnion while *D. pulicaria* was confined to deeper layers below 20 meters. Males of *D. galeata* and some other *Daphnia* species tended to inhabit deeper layers. As the season proceeded the spatial segregation became less strict and habitat of both species in the water column overlapped to some extent. Nevertheless, *D. pulicaria* adults were never found in surface layers (upper 4 meters) and *D. galeata* was relatively rare below 20 meters. In the autumn large and ovigerous females of both species showed a clear tendency to inhabit deeper layers during the day.

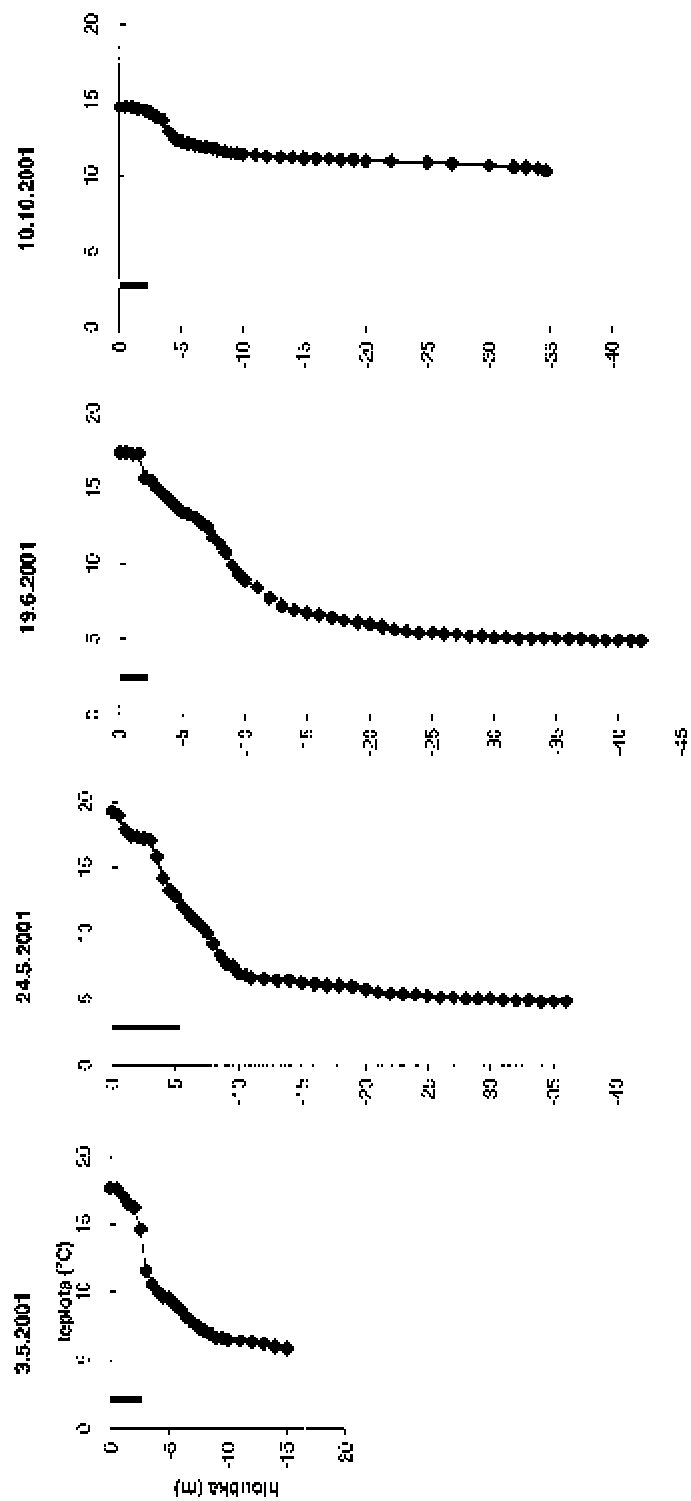
Key words: *Daphnia*, vertical distribution, spatial segregation

ÚVOD

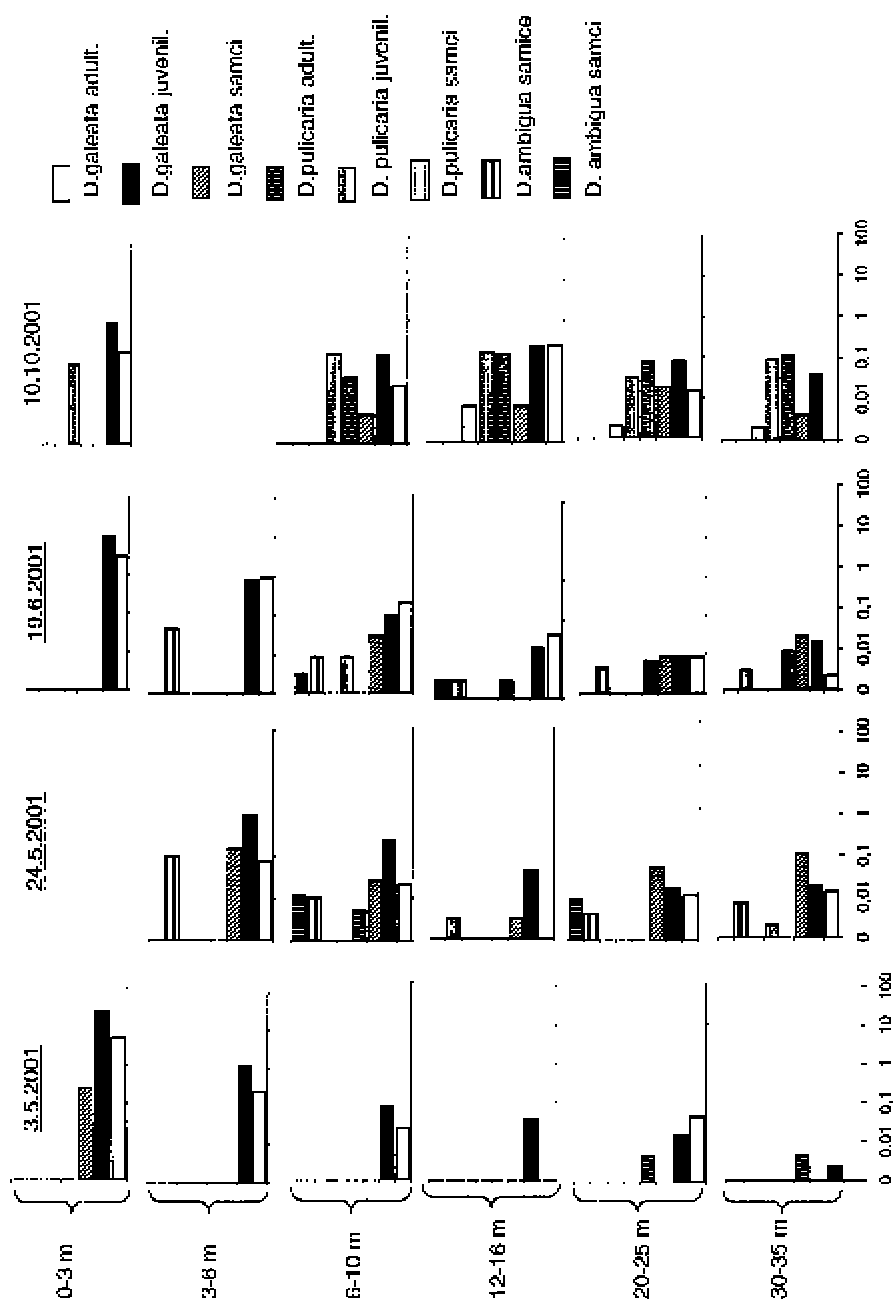
Druhové složení perlooèek rodu *Daphnia* se vyvíjelo v nádrži Øímov od doby jejího napuštění v ní kolika fázích (SEÏA – nepubl.). Dominantním druhem byla po celou dobu *Daphnia galeata* a k ní pøistupovaly v závislosti na zmìnách hustoty rybí obsádky buï ví tší druh *D. pulicaria* nebo naopak malý druh *D. cucullata*. V poslední dobì jsou proporce takové, že stále dominuje *D. galeata*, následuje *D. pulicaria*, zatímco *D. cucullata* se vyskytuje spíše sporadicky. K tìmto puvodním druhùm se v posledních nìkolika letech pøidaly dva invazní, puvodem severoamerické druhy *D. parvula* a *D. ambigua*. Cílem této práce bylo zjistit zdali se ve vertikálním profilu projevuje prostorová segregace druhù, pøípadnì demografických kategorií (dospìlé samice, juvenilní samice, samci), o které by bylo možno uvažovat jako o mechanismu pøispívajícím ke koexistenci druhù v nádrži.

MATERIÁL A METODY

Vzorky zooplanktonu byly odebírány na nehlubším místì nádrže v blízkosti hráze, kde je hloubka 42 metrù. Byla použita uzavírací planktonní síť o velikosti ok 140 µm, která umožňuje odbìr zooplanktonu z urèité vrstvy vodního sloupce. S ohledem na teplotní stratifikaci byly zvoleny následující vrstvy: 0–3 m, 3–6 m (epilimnium), 6–10 m (metalimnium), 12–16 m, 20–25 m, 30–35 m (rùzné vrstvy hypolimnia). Bezprostøednì po odbìru byly vzorky fixovány 4 % roztokem formaldehydu a v laboratoøi byly pozdìji stanoveny poèty jedincù jednotlivých druhù. U poèetnìjších z nich byly zvláštì zjištìny poèty dospìlých a juvenilních samic a poèty samcù. Odbìry byly provedeny ve ètyøech odlišných fázích vývoje planktonních spoleèenstev v nádrži: (1) na zaèátku kvìtna kdy se zaèala ustavovat teplotní stratifikace, (2) koncem kvìtna kdy vrcholila fáze èiré vody, (3) v druhé polovinì èervna v dobì zaèínajícího



Obr. 1 Vertikální průběh teploty vody a průhlednosti měřena Secchiho deskou v místi odběru zooplanktonu ve čtyřech odběrových termínech



Obr. 2. Početnost jednotlivých demografických kategorií tří hlavních druhů perlooček rodu Daphnia (ind. litr⁻¹, logaritmická stupnice) na vertikálním profilu v nádrži Žilimov ve čtyřech období ročních termínů v průběhu sezóny

rozvoje letního fytoplanktonu, (4) podzimní aspekt kdy došlo k relativní značnému nárůstu početnosti druhu *D. pulicaria*.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Teplotní poměry na vertikálním profilu v jednotlivých období rovných termínech jsou znázorněny na obr. 1. Z obrázku je zřejmé, že již při prvním období ru 3. 5. bylo vytvořeno epilimnium, i když hluboké zatím jenom asi 2 metry. S tímto teplotním rozvrstvením souvisela velmi pravděpodobně vertikální distribuce perlooček *D. galeata*, která byla zcela nejpočetnější právě ve vzorku z hloubek 3 metrů (obr. 2). Naopak *D. pulicaria* se vyskytovala pouze ve vzorcích z hloubek pod 20 metrů, i když ve velmi malých počtech. Jednalo se o dospělá velká samice v těsnině s velkými snůškami vajíček v zárodečném prostoru. Ostatní taxony nebyly významněji zastoupeny. V dalším období rovných termínů došlo k prohloubení epilimnia, které spolu se skošenou vrstvou dosahovalo do hloubky cca 10 metrů. V této vrstvě byla soustředěna většina biomasy dafnií (vzorek z povrchové vrstvy 0–3 m nebyl k dispozici). *D. pulicaria* byla nalezena ve srovnání s předchozím obdobím v podstatě v podobných vrstvách vodního sloupce (6–10 m). Objevily se druhy *D. ambigua* a *D. parvula* s převahou prvního z nich, který byl v tomto období rovněž historicky poprvé detekován v mírovské nádrži. Patří v souvislosti se snížením potravních zdrojů (čirá voda) byl v tomto termínu významněji vyskyt samců *D. galeata* a *D. ambigua* se zřetelnou tendencí obývat spíše hlubší vrstvy. Ve třetím období ru byl obrázek velmi podobný pouze výskyt ovigerálních samic a jejich plodnost byla v důsledku opětovného zvýšení množství sestonu podstatně vyšší. *D. pulicaria* byla detekována nejvýše v oblasti skošené vrstvy (6–10 m). V podzimním období ru byla situace do značné míry odlišná. Teplota v celém vodním sloupci neklesla pod 10 °C a v epilimniu byla mezi 14 a 15 °C. Složení společenstva dafnií se omezilo na dva hlavní druhy, jejichž početnosti byly více méně podobné. Ve vertikální distribuci lze zaznamenat absenci dospělých jedinců *D. pulicaria* v epilimniu a na druhé straně absenci dospělých *D. galeata* v nejhlubší vrstvě. Ve zbylých částech vodního sloupce se oba druhy vyskytovaly ve velmi podobných počtech i demografickém složení (obr. 2). Uvedené výsledky naznačují značnou míru prostorové segregace druhů *D. galeata* a *D. pulicaria* ve vertikálním profilu nádrže. Podobnou segregaci druhů *D. galeata mendotae* a *D.*

pulicaria uvádí například LEIBOLD & TESSIER (1991) a mnozí autoři považují prostorovou segregaci ekologicky podobných druhů za jeden z mechanismů umožňujících jejich koexistenci (například THRELKELD 1979, LEIBOLD 1991). Jako jedno ze zřejmých vysvětlení uvedeného jevu se nabízí rybní predace, která je příčinou toho, že v tšíně a zranitelnější druh obývá relativně bezpečné, temné, hluboké partie nádrže. Ve hře však mohou být hypoteticky i jiné faktory, například různé teplotní nebo potravní preference. K prostému úniku před rybami by totiž pravděpodobně nebylo nutné uchýlovat se do extrémních hloubek (pod 20 m) a setrávat tam i v noci (diurnální vertikální migrace nebyly prokázány, MACHÁČEK & SETA – nepubl.).

V prvním období ru byli samými jedinci *D. galeata* pozorováni v povrchové vrstvě. V dalších obdobích byli samci více méně rovnoměrně rozloženi v celém vodním sloupci a pokles ostatních kategorií vedl k jejich relativně velké početnosti v hlubších vrstvách (*D. galeata*), případně se projevila tendence obývat spíše hlubší vrstvy (*D. ambigua*). Není jasné, zdali tyto tendence byly výsledkem aktivní migrace, pasivního klesání nebo vyšším podílem samců v potomstvu samic obývajících spodní partie nádrže. O vertikální distribuci pohlavních jedinců dafnií je velmi málo údajů. SPAAK & BOERSMA (2001) popisují tendenci samic komplexu druhů a hybridů *D. galeata* zdržovat se v simulovaných podmínkách experimentálních planktonních věží permanentně v hlubších vrstvách poblíž termokliny (8 m), kde však byla zároveň oxiklina a pod ní anoxické prostředí.

Výsledky uvedené v tomto příspěvku jsou více méně prostým popisem určité situace, nicméně jsou základem k podrobnějšímu studiu přírodních vztahů vertikální distribuce perlooček a její dynamiky.

LITERATURA

- LEIBOLD M., 1991: Trophic interactions and habitat segregation between competing *Daphnia* species. – *Oecologia*, 86: 510–520.
- LEIBOLD M. & TESSIER A. J., 1991: Contrasting patterns of body size for *Daphnia* species that segregate by habitat. – *Oecologia*, 86: 342–348.
- SPAAK P. & BOERSMA M., 2001: The influence of fish kairomones on the induction and vertical distribution of sexual individuals of the *Daphnia galeata* species complex. *Hydrobiologia*, 442: 185–193.
- THRELKELD S., 1979: The midsummer dynamics of two *Daphnia* species in Wintergreen Lake, Michigan. – *Ecology*, 60: 165–179.

TRENDY ROZVOJA SPOLOČENSTVA PERLOOĚIEK (BRANCHIOPODA, CRUSTACEA) V POVODÍ DUNAJA

Marta Illyová

Ústav zoológie, Slovenská akadémia vied, Dúbravská cesta 9, SK-845 06 Bratislava, Slovensko,
e-mail: Marta.illyova@savba.sk

ABSTRACT

Illyová M.: Trends in the development of Cladoceran assemblages (Branchiopoda, Crustacea) in the watershed of the Danube

After the Gabčíkovo hydropower plant was put into operation, the structures of planktonic cladoceran assemblages in a by-passed Danube section and in adjacent water bodies were changed. Significant changes were observed in the side arm fed artificially with water from the headrace canal and in the main channel of the Danube section between Ľudovo and Gabčíkovo. The average proportion of euplanktonic cladocerans decreased and the dominance of tychoplanktonic species increased. The hydrological regime in the plesiopotamal-type arms, situated downstream of the by-passed section, was similar to the regime before the operation of the Gabčíkovo Project started. The species richness of the cladoceran assemblages was high and their values gradually increased.

Key words: Cladocera, zooplankton, Danube River, floodplain waters

ÚVOD

V roku 1992, po uvedení vodného diela Gabčíkovo do prevádzky a prehradení starého koryta Dunaja, prestali na dotknutom území existovať pôvodné vodné biotopy vnútrozemskej delty Dunaja (ŠPORKA 1997). Namiesto nich vznikol umelo sprietočený ramenný systém, napájaný vodou z prívodného kanála vodnej elektrárne (VE) pomocou odberového objektu pri Dobrohošti (SVOBODOVÁ 1994). Pôvodné spoločenstva zooplanktónu v ramenných sústavách aj v hlavnom toku Dunaja (VRANOVSKÝ 1985) boli vystavené zmeneným podmienkam v ekosystéme. Zmeny v zložení spoločenstva perloočiek, ako aj veslonôžok, boli pozorované už počas prvých rokov po prehradení Dunaja (ILLYOVÁ 1996, VRANOVSKÝ 1997). Táto práca nadväzuje na predchádzajúce poznatky a dokumentuje súčasné trendy vývoja perloočiek na dotknutom území.

METODIKA ODBERU A OPIS SKÚMANÉHO ÚZEMIA

Odbery boli vykonané v období rokov 1991–2002, s výnimkou roka 1998, na šiestich lokalitách povodia Dunaja. Vzorkovali sme trikrát ročne, tak aby bol zachytený jarný, letný a jesenný aspekt. Metódy odberu aj opis skúmaného územia sú podrobne uvedené v prácach ILLYOVÁ (1996) a VRANOVSKÝ (1997).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Hlavný tok/bývalé staré koryto Dunaja, dva profily

Pred prehradením (1991–1992) Dunaja sa v planktóne vyskytovali, okrem dominantných druhov *Bosmina longirostris* a *Alona quadrangularis* aj pravé planktony: *Daphnia cucullata* a *Daphnia longispina*, čo zodpovedalo pôvodnému zloženiu perloočiek v hlavnom toku

(VRANOVSKÝ 1985). Po prehradení Dunaja došlo na sledovaných profiloch k nasledovnému vývoju spoločnosti perlooëiek:

Na profile Dobrohošť (r. km 1840,5) došlo v období rokov 1993–1997 k nárastu dominance litorálnych, najmä bentických, druhov a úbytku pravých planktonov, a to u perlooëiek (ILLYOVÁ 1996) aj u veslonôžok (Vranovský 1997). Pozoruhodný bol napr. 100% výskyt druhu *Macrothrix hirsuticornis* v marcových odberoch, ktorý ovplyvnil aj vysokú dominanciu tyochoplanktonických druhov v rokoch 1994 a 1996. V posledných štyroch rokoch (1999–2002) vzrástla dominancia jednak pravých planktonov (*Daphnia galeata*, *D. longispina* a *D. cucullata*), aj fytofilných druhov (*Sida crystallina*, *Eurycercus lamellatus*, *Leydigia leydigii* a iné). Zmeny v taxocenóze perlooëiek vyplývajú zo zmenených hydrologických podmienok po prehradení Dunaja: došlo k vplytveniu pôvodného koryta hlavného toku, zníženiu prietokov, spomaleniu rýchlosti prúdu a rozvoju litorálnych zárastov. To podmienilo nielen rozvoj fytofilnej fauny, ale aj pravých planktonov. Kým v pôvodnom planktóne bolo ich zastúpenie závislé najmä od ich prísunu z bočných ramien (VRANOVSKÝ 1985), v súčasnosti je spôsobené pravdepodobne spomalením rýchlosti prúdu v bývalom hlavnom koryte. Postupný nárast počtu druhov (obr. 1) možno pripísať na vrub: a) dlhodobému sledovaniu územia, čím mohli byť zachytené aj ojedinelé sa vyskytujúce druhy, b) objaveniu sa niektorých inváznych a zavlečených druhov (HUDEC 1998) v povodí Dunaja a c) rozvoju litorálnej makrovegetácie.

Na profile Gabèikovo (r. km 1819,5) zostala aj po prehradení Dunaja zachovaná dominancia pravých planktonov, ktoré reprezentoval najmä druh *Diaphanosoma orghidani*, vysokú dominanciu má od roku 1999 aj *B. longirostris*. K poklesu dominance euplanktonických druhov došlo len v prvých rokoch po prehradení Dunaja, neskôr ich pomer k litorálnym druhom bol kolísavý (obr. 1).

Ramená typu parapotamál, dve monitorované lokality

Pred prehradením Dunaja prevládali *B. longirostris*, aj *D. cucullata*, resp. *D. orghidani*. Po prehradení Dunaja sa spoločnosť perlooëiek na oboch lokalitách vyvíjala rôzne:

Na bývalom Bodickom ramene, skúmaná lokalita Bodicka brána (r. km 1830), došlo hneď v prvých rokoch v pelagiále k výraznému poklesu pravých planktonov a k nárastu litorálnych druhov (ILLYOVÁ 1966). Tento trend pokračuje až do súčasnosti (obr. 1). Vysokú

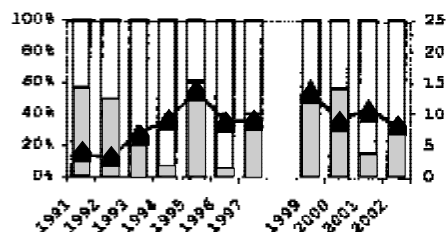
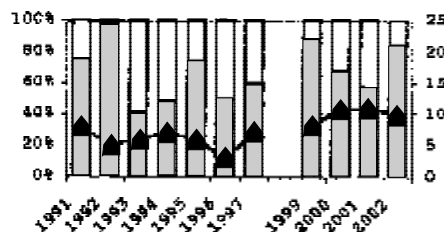
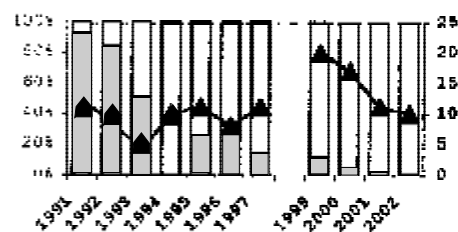
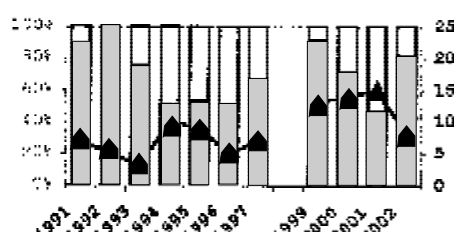
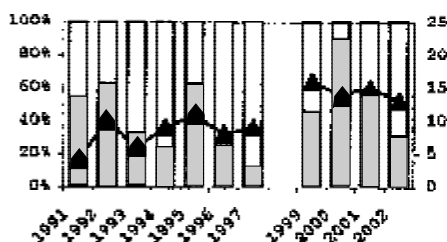
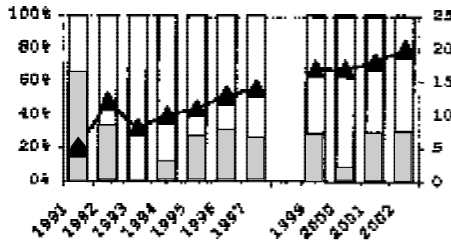
dominanciu v posledných rokoch (1999–2002) dosahoval druh *Chydorus sphaericus* (40 %) a výrazne vzrástol aj počet litorálnych druhov z čeľade Chydoridae. Zmeny v taxocenóze perlooëiek boli ovplyvnené výraznou zmenou hydrologických pomerov v ramene. Pôvodný, stagnantný, režim sa zmenil na trvalo prietokový. Prietoky sú však dlhodobo nízke, čo umožnilo vznik litorálnej makrovegetácie (najmä *Ceratophyllum*, *Myriophyllum*, *Carex*, *Phragmites* a iné) a následne nárast dominance fytofilných druhov. Aká je však príčina úplného vymiznutia pravých planktonov z mediálu si nevieme dostatočne vysvetliť.

V Istragovskom ramene (r. km 1815,5) zostala od roku 1993 až doposiaľ zachovaná dominancia euplanktonických druhov r. *Daphnia*, *Diaphanosoma* a *Moina* (obr. 1). Súvisí to s tým, že rameno nemá trvalo prietokový, ale stagnantný režim. Nárast početnosti litorálnych druhov bol len v období vzniku litorálnej vegetácie, ktorá však pre výkyvy vodnej hladiny neskôr vymizla.

Ramená typu pléziopotamál, dve monitorované lokality

V bývalom ramene Trstená na Ostrove, lokalita Kráľovská lúka (r. km. 1825) pred prehradením prevládali *D. brachyurum* a *B. longirostris*, následne po prehradení ich početnosť výrazne klesla (ILLYOVÁ 1996). Avšak, po roku 1999, dominancia *B. longirostris* opäť vzrástla, až na 87 % (2001). U ostatných druhov, s výnimkou *Alona rectangula* a *Ch. sphaericus*, naopak výrazne klesla relatívna početnosť. Pokles druhovej diverzity perlooëiek bol pravdepodobne spôsobený nepriaznivými podmienkami. V ramene, ktoré je od prehradenia Dunaja izolované od inundácie (okrem povodne v auguste 2002), došlo k poklesu vodnej hladiny a masívnemu rozvoju makrovegetácie.

Rameno pri Kúčiovci, monitorovaná lokalita Sporná sihoť (r. km 1804) bolo vybrané ako referenčné, nakoľko podlieha takmer nezmenenému hydrologickému režimu. Od roku 1992 až doposiaľ prevládajú v mediále litorálne druhy (obr. 1). Bolo tu zistených päť druhov rodu *Ceriodaphnia* (*C. pulchella*, *C. laticaudata*, *C. quadrangula*, *C. megops* a *C. reticulata*), štyri druhy r. *Simocephalus* (*S. congener*, *S. exspinosus*, *S. serrulatus* a *S. vetulus*), a mnoho iných fytofilných druhov. Bohaté druhové zloženie perlooëiek (38 druhov) dokumentuje pôvodnosť biotopu pre územie Podunajskej nížiny (sensu HUDEC 1999). Rozvinutá makrovegetácia aj v stredovej zóne zodpovedá pokročilému stupňu prirodzeného zamorenia ramena.

EUPOTAMÁL
Dobreňoňt

Gabčikovo

PARAPOTAMÁL
Bodiky

Istragov

PLÉZIOPOTAMÁL
Kráľovské lúka

Sporná sňhot


Obr. 1 Počet druhov perloočiek, priemerná dominancia euplanktonických a tychoplanktonických (bentických a fytofílnych) druhov v planktónne mediálu v biotopoch Dunaja

Sivé stĺpce – euplanktonické druhy; biele stĺpce – tychoplanktonické druhy; lineárny graf – počet druhov

Fig. 1 Number of species, average dominance of euplanktonic and tychoplanktonic (littoral and benthic) species in plankton of the medial zone of the inland Danube delta bodies of water

Grey bars – euplanktonic species; white bars – tychoplanktonic species; line chart – number of species

LITERATÚRA

- HUDEC I., 1998: Pôvod a cesty prenikania perloočiek (Crustacea, Branchiopoda) na Slovensku. – *Ochrana prírody*, 16: 125–129.
- HUDEC I., 1999: Hodnotenie stojatých vôd a mokradí Slovenska z hľadiska druhovej diverzity perloočiek (Crustacea, Branchiopoda). – *Ochrana prírody*, 17: 157–162.
- ILLYOVA M., 1996: Cladoceran taxocoenoses in the territory affected by the Gabčíkovo barrage system. *Biologia*, Bratislava, 51: 501–508.

- SVOBODOVA A., 1994: Evolution of arm systems and their functional typology (example of the Slovak – Hungarian) Danube river reach). – *Ekológia* (Bratislava), 13: 369–383.
- ŠPORKA F., 1998: The typology of floodplain water bodies of the Middle Danube (Slovakia) on the basis of the superficial polychaete and oligochaete fauna. – *Hydrobiologia*, 386: 55–62.
- VĚRANOVSKÝ M., 1985: Zooplanktón dvoch hlavných ramien Baňianskej ramennej sústavy (Dunaj, r. km 1820,5–1825,5). – *Práce LRH* (Bratislava), 5: 47–100.

V_{RANOVSKÝ} M., 1997: Impact of the Gabčíkovo hydropower plant operation on planktonic copepods assemblages in the River Danube and its floodplain downstream of Bratislava. – *Hydrobiologia*, 347: 41–49.

CLADOCERA RYBNÍČNÍ SOUSTAVY MEZI STUDÉNKOU A POLANKOU V CHKO POODŮÍ

Markéta Kublákova

Ostravské vodárny a kanalizace, a. s. – ÚĚOV, Oderská 44, CZ-702 00 Ostrava-Přivoz, Ěeská republika,
e-mail: kublakova.m@seznam.cz

ABSTRACT

Kublákova M.: Cladocera of the pond area between Studénka and Polanka in Poodří Landscape Protected Area

Poodří Protected Landscape Area was established in 1991, to preserve the Odra River floodplain with many ponds and pools. 32 Cladocera taxa were identified in samples from the pond area between Studénka and Polanka.

Key words: zooplankton, pools, ponds, Cladocera

Chrání ná krajinná oblast Poodří byla zřízena vyhláškou Min. životního prostředí Ěeské republiky ě. 155/1991 Sb. Rozkládá se na ploše 81,5 km² podél řeky Odry od Mankovic po Ostravu. Hlavním důvodem vyhlášení CHKO je ochrana nivy řeky Odry se vším, co k ní patří (lužní lesy, porůční tůň, zaplavované louky atd.). Od roku 1993 je Poodří zařazeno do Ramsarské konvence (Lusk et al. 1998).

Na území CHKO Poodří se nachází ní kolik rybníčních soustav. Nejvýznamní jší tůň leží u Studénky, Jistebníku a Polanky nad Odrou. V této oblasti byly v létě roku 2002 odebrány vzorky planktonu různých typů stojatých vod (rybníky, tůň atd.). Tyto vzorky doplnily výzkum prováděný od května 2001 na pěti tůňích u Studénky.

Zooplankton byl sbírán litorální a vrhací planktonní sítí s velikostí ok 40 µm.

Ve 145 vzorcích bylo nalezeno 32 druhů perlooček (tab. 1). Nejběžnějším druhem rodu *Daphnia* byla *D. pulex*, která převažovala zejména ve všech typech tůň. Zajímavým zjištěním byl výskyt druhu *Moina micrura*. Tato perloočka byla typická zejména pro rybníční soustavu u Polanky, kde v případě rybníků Nádražní a Nová louka byla dominantní perloočkou.

Při zpracovávání materiálu se opět potvrdilo, že největší počet druhů perlooček je možné nalézt na lo-

kalitách s litorálem bohatě prorostlým submerzní vegetací a sníženou obsádkou ryb. Determinace byla prováděna podle AMOROS (1984). Snahou Správy CHKO Poodří je dohoda s majiteli ěi nájemci rybníků o vyřazení ní ní kterých rybníků na určitou dobu pro neproduktivní účely. Takže ní které rybníky mají sníženou hladinu vody, nejsou vysazovány býložravé ryby, manipulační řady rybníků jsou upraveny tak, aby docházelo k velmi pozvolnému zaplavování apod. Tyto opatření umožnily vznik řady biotopů v rámci jednoho rybníku, což se

Tab. 1 Seznam nalezených druhů perlooček

<i>Acroperus harpae</i>	<i>Dunhevedia crassa</i>
<i>Alona affinis</i>	<i>Eurycercus lamellatus</i>
<i>Alona costata</i>	<i>Graptoleberis testudinaria</i>
<i>Bosmina longirostris</i>	<i>Chydorus sphaericus</i>
<i>Ceriodaphnia laticaudata</i>	<i>Leptodora kindtii</i>
<i>Ceriodaphnia megops</i>	<i>Leydigia leydigii</i>
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	<i>Megafenestra aurita</i>
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	<i>Moina micrura</i>
<i>Daphnia cuculata</i>	<i>Peracantha truncata</i>
<i>Daphnia galeata</i>	<i>Pleuroxus aduncus</i>
<i>Daphnia longispina</i>	<i>Pleuroxus laevis</i>
<i>Daphnia magna</i>	<i>Pleuroxus uncinatus</i>
<i>Daphnia obtusa</i>	<i>Scapholeberis mucronata</i>
<i>Daphnia pulex</i>	<i>Scapholeberis rammneri</i>
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	<i>Sida crystallina</i>
<i>Disparalona rostrata</i>	<i>Simocephalus vetulus</i>

příznivě projevilo v diverzitě zooplanktonu. Samozřejmě zůstalo ještě mnoho rybníků, kde probíhá produkce ryb skoro bez omezení. V takových rybnících pak nelze nalézt víc jak 2–3 menší druhy perlooček.

Výzkum perlooček v CHKO Poodří bude dále pokračovat se zaměřením i na méně známý pravý běh řeky Odry. Budou také odebírány vzorky sedimentů v tůních a rybnících.

LITERATURA

- AMOROS C., 1984: Crustacés Cladoceres. Bulletin de la Société Linnéenne de Lyon, an. 53, No. 3–4, – Association Française de Limnologie, 145 pp.
- LUSK S. et al., 1998: Aktuální stav základních složek vodní bioty v CHKO Poodří, závěrečná zpráva projektu – dílčího úkolu č. PPŽP/610/2/98 – DÚ 7. Ústav ekologie obratlovců AV ČR Brno, 28 pp.

ZOOPLANKTON A FYTOPLANKTON LEDNICKÝCH RYBNÍKŮ

Ivo Sukop & Radovan Kopp

Ústav rybářství a hydrobiologie, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, pracoviště Lednice na Moravě, Nejedlická 600, CZ-691 44, Česká republika, e-mail: sukop@mendelu.cz

ABSTRACT

Sukop I., Kopp R.: **Phytoplankton and zooplankton of the Lednické rybníky fishponds**

During the years 2001–2002 (April – August) samples of phytoplankton and zooplankton were taken on Lednice ponds (south Moravia, Czech Republic). Physical and chemical parameters were also measured. The monitoring was intended to bring basic information about the situation of ponds ecosystems. Also, the acquired data contributed to optimization of the fishstock of these particular ponds.

Key words: phytoplankton, zooplankton, pond ecosystems

Zájem přírodovědců o Lednické rybníky s jejich unikátní faunou a flórou trvá již od počátku 20. století. První sledování byla započata již v roce 1902 (prof. Bayer) a trvá do dnešní doby, takže od zahájení přírodovědeckých výzkumů uplynulo již více než 100 let. První výsledky o zooplanktonu Lednických rybníků publikoval lednický přírodovědec ZIMMERMANN (1923), následovala studia SPANGL (1924), BAYER & BAJKOV (1929), SOUDEK (1929), DONNER (1943). O fytoplanktonu Lednických rybníků pojednávají práce prof. ZAPLETÁLEK (1932 a, b), FOTT (1941). Další systematický hydrobiologický výzkum pak pokračoval až v letech 1956–1962 viz LOSOS & HETESA (1971, 1972). V 70. letech byl podrobně sledován litorál rybníku Nesytu viz KVIČ (1973). Na tato sledování navázal další podrobnější výzkum v letech 1992–1994 viz HETESA & SUKOP (1997), jehož výsledky byly prezentovány na 11. limnologické konferenci. V letech 1994–1995 zde sledovali rozvoj zooplanktonu FAJNA & POKRÝL (1994) viz 10. limnologická konference. V současné době 2001–2002 ve vegetačním období (duben–srpen) probíhalo na Lednických rybnících sledování hydrochemie, fytoplanktonu a zooplanktonu, jehož stručné výsledky prezentujeme na tomto místě.

Hydrochemické parametry lednických rybníků plně charakterizují jejich eutrofní charakter (tab. 1). Vyšší hodnoty pH, rozkolísané hodnoty nasycení vody kyslíkem s výraznými minimy v ranních hodinách

a maximy v pozdním odpolední jsou klasickými znaky rybníků s vysokou biomasou fytoplanktonu. Dobrou výpovědní hodnotu o hustotě rybích obsádek má hodnota průhlednosti z které je patrný předání tlak ryb na zooplankton a tím snížení průhlednosti v důsledku vyšší kvantity fytoplanktonu.

Kvantity fytoplanktonu se v letním období oproti sledování z let 1992–94 HETESA & SUKOP (1997), snížila (tab. 2). Toto snížení nastalo především díky úpravě rybářského hospodaření (snížení obsádek, částečné letní níže, omezené přikrmování ryb, zákaz chovu byložravých ryb aj.). Nízké obsádky ryb umožňují jarní rozvoj Cladocera, která v tšinou dokonale profiltrují vodu, vyznačí se zvýší průhlednost (často až na dno) a umožní tak nástup sinic vodního květu.

HETESA & SUKOP (1997) uvádí z let 1992–94 jen malá množství sinic vodního květu, převážně s výskytem nanoplanktonních druhů. Současné výzkumy ukazují, že dříve uváděné masové rozvoje sinic vodního květu na Lednických rybnících (HETESA & LOSOS 1962) se opět objevují v hojně míře a tvoří letní dominantu fytoplanktonu. V letech 2001–02 byly hlavními vyskytujícími se druhy *Microcystis aeruginosa*, *ichthyoblabe*, *Anabaena flos-aquae*, *Aphanizomenon gracile*, *issatschenkoi* a *flos-aquae*.

Výjimku tvoří rybník Nesyt ve kterém byl zaznamenán výskyt nanoplanktonních druhů sinic (*Merismopedia*

Tab. 1 Hydrochemické ukazatele sledovaných rybníků v období (duben-srpen) 2001–2002. Průměrné, minimální a maximální hodnoty

Ukazatel	NESYT	HLOHOVECKÝ	PROSTĚDNÍ	MLÝNSKÝ	ZÁMECKÝ
pH	8,71 (8,18–9,50)	8,56 (8,06–8,89)	8,58 (7,84–9,16)	8,69 (8,02–9,07)	8,90 (7,97–10,29)
Kyslík (%)	110 (0–205)	110 (49–181)	117 (23–233)	110 (36–187)	139 (62–335)
Teplota (°C)	19,7 (6,6–30,2)	20,2 (10,4–27,2)	20,2 (9,8–26,9)	20,1 (9,8–30,1)	21,0 (9,9–27,5)
Vodivost ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	1297 (1088–1885)	1304 (1182–1502)	1261 (1168–1349)	1266 (1065–1465)	525 (429–605)
Průhlednost (cm)	27 (15–45)	124 (30–230)	113 (40–160)	90 (30–180)	47 (20–150)

Tab. 2 Průměrné hodnoty fytoplanktonu sledovaných rybníků za období 2001–02 (abundance v tis.buní k.ml⁻¹)

	Nesyt	Hlohovecký	Prostřední	Mlýnský	Zámecký
<i>Cyanophyta</i>	238,0	80,1	93,5	433,2	321,8
<i>Dinophyta</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Cryptophyta</i>	2,8	0,1	1,1	4,4	3,2
<i>Chrysophyceae</i>	0,2	0,1	0,0	0,0	0,4
<i>Bacillariophyceae</i>	8,8	1,1	1,8	2,0	17,4
<i>Tribophyceae</i>	0,9	0,1	0,2	0,2	0,6
<i>Euglenophyta</i>	5,4	0,2	0,7	0,9	1,6
<i>Chlamydomonadales</i>	1,3	0,2	0,2	3,5	1,8
<i>Chlorophyceae</i>	917,6	20,6	13,9	88,0	109,8
<i>Zygnematales</i>	0,3	1,0	0,2	0,0	0,2
Celkem	1175,3	103,5	111,6	532,2	456,8

tenuissima, *Microcystis incerta*) a řady druhů chlorokokálních řas (*Dictyosphaerium subsolitarium*, *Didymocystis* sp., *Chlorella* sp. aj.). Toto složení fytoplanktonního společenstva koresponduje s nálezy HETESA & SUKOP (1997) z let 1992–1994 a odpovídá vyšší obsádkě ryb v rybníce, která potlačí rozvoj sinic vodního květu.

Dříve málo sledovanou lokalitu tvoří rybník Zámecký, jehož planktonní společenstvo je výrazně ovlivněno přítokovou vodou z řeky Dyje a značným každoročním přísunem organické hmoty (spad listů). Rybník má vysloveně extenzivní obsádku kapra (70 kg·ha⁻¹), která umožňuje v letních měsících silné sinicové vodní květy (přes 1 mil b.ml⁻¹).

V letech 1992–94 při vysokých hustotách obsádek ve všech rybnících dominovali početně vířníci, zastoupení především druhy *Brachionus angularis*, *B. calyciflorus*, *B. diversicornis*, *B. quadridentatus*, *B. urceus*, *Keratella cochlearis*, *K. quadrata*, *Polyarthra* sp., *Asplanchna* sp. Z klanonožců převažovala vývojová stádia nad dospělými, z nichž nejhojnějším druhem byl *Acantho-*

cyclops robustus. Perloočky byly zastoupeny především malými druhy, z nichž k nejhojnějším patřila *Bosmina longirostris*, dále pak *Daphnia galeata*, *Chydorus sphaericus*, *Moina micrura*, *Ceriodaphnia affinis*, *C. quadrangula*, *Pleuroxus trigonellus*, *Scapholeberis mucronata*. Velké druhy se vyskytovaly pouze výjimečně a v malém množství především *Daphnia magna*, *D. pulicaria*, *Simocephalus vetulus*.

V letech 2001–2002 byla hustota rybích obsádek nižší, což se projevilo poklesem abundance vířníků prakticky na všech rybnících. Zatímco v letech 1992–1994 činila průměrná abundance na sledovaných rybnících 3231 ks.l⁻¹, v letech 2001–2002 klesla tato hodnota na 61 ks.l⁻¹. Druhové složení vířníků bylo přibližně stejné, oproti dřívejším sledováním byl však zjištěn *Brachionus variabilis*. K určitému poklesu průměrné abundance perlooček oproti letům 1992–1994 došlo i u perlooček (z 322 ks.l⁻¹ na 261 ks.l⁻¹). V řadě rybníků však zejména v první polovině vegetačního sezóny převažovaly velké perloočky (*Daphnia magna*,

D. pulicaria, *D. longispina*), jejichž filtrační činností dosahovala voda vysoké průhlednosti, mnohdy až na dno. Teprve následně pak jejich počet klesal, velké druhy byly nahrazovány menšími druhy a průhlednost vody se snižovala. Druhové a velikostní složení zooplanktonu Zámeckého rybníka je pak výrazně ovlivňováno i napájecí vodou z blízkých nádrží VD Nové Mlýny. Projevuje se zde tak jak predace tlak nejen rybí obsádky vlastního rybníka, tak ale i obsádek planktonofágních ryb nádrží VD Nové Mlýny. Průměrné hodnoty abundance jednotlivých skupin zooplanktonu ve sledovaných rybnících ve vegetačním období (duben–srpen) v letech 2001–2002 uvádí tab. 3.

Tab. 3 Průměrné hodnoty zooplanktonu sledovaných rybníků za období 2001–02 (abundance v ks.l⁻¹)

	Nesyt	Hlohovecký	Prostřední	Mlýnský	Zámecký
<i>Rotatoria</i>	84	30	45	64	83
<i>Copepoda</i>	412	214	144	143	173
<i>Cladocera</i>	428	342	118	249	170
Celkem	924	586	307	456	426

Voda Lednických rybníků se na rozdíl od všichni našich ostatních rybníků liší zvýšeným obsahem soli vyluhovaných z podloží, což zjistili již p. BAYER & BAJKOV (1929), JIROVEC (1936). Soustava rybníků Nesyt, Hlohovecký, Prostřední a Mlýnský leží na slaniscích a jejich salinita patří k nejvyšším v ČR. Rozdílná salinita má vliv i na výskyt některých druhů zooplanktonu. Výskyt vzácné slanomilné *Arctodiaptomus bacillifer* v soustavě velkých Lednických rybníků uvádí nyní již prvními hydrobiology p. ZIMMERMANN (1923), BAYER & BAJKOV (1929), později LOSOS & HETESA (1971) přetrvává až do současnosti, přestože jsme ji v rybnících v letech 1992–1994 nezjistili. Naopak doposud nikdy nebyla na soustavě Lednických rybníků zjištěna *Lepidodora kindtii*, ačkoli se běžně vyskytuje v nádržích VD Nové Mlýny, odkud se s přítokovou vodou dostává i do Zámeckého rybníka.

Výskyt jednotlivých vodních organismů je určován i jinými faktory než je chemismus vody, p. intenzitou rybářského hospodaření na jednotlivých rybnících (hustota rybích obsádek, hnojení, krmení, letní aj.). Lednické rybníky už BAYER & BAJKOV (1929) charakterizovali jako rybníky úživné (eutrofní), nicméně chov ryb probíhal zpočátku extenzivním způsobem. V průběhu let mezi dvěma světovými válkami se chov začal stávat intenzivnějším a byl doprovázen vápněným, hnojením

organickými hnojivy a přihnojením. Po 2. světové válce intenzifikace výroby ryb dále sílila, zvyšovaly se obsádky ryb, přistoupilo se k hnojení minerálními hnojivy (superfosfátem, dusíkatá hnojiva). Později došlo k další intenzifikaci chovu ryb, díky zhuštěným obsádkám, introdukci býložravých ryb (*Ctenopharyngodon idella*, *Hypophthalmichthys molitrix*, *Aristichthys nobilis*) a intenzivním krmením. Intenzifikace rybářské výroby projevující se níkolikanásobným zvýšením obsádek vedlo postupně k snížení druhové diverzity vodních organismů. Nízké obsádky ryb v dřívějších dobách umožňovaly rozvoj perlooček v takovém množství, že voda rybníků bývala vířivou dokonale profiltrovaná a průhledná často až na dno. Vysoká průhlednost vody pak umožňovala plný rozvoj submerzních makrofyt. Při vysokých hustotách planktonofágních ryb docházelo v pozdějších obdobích k zjednodušení druhové struktury zooplanktonu. V důsledku vysokého predace tlaku ryb mizely ze společenstev zooplanktonu větší druhy filtrátorů, narůstala kvantita fytoplanktonu a vzniklý vegetační zákal neumožňoval rozvoj submerzních makrofyt. Rybníky nebyly po dlouhá léta ani letní, ani zimovány. Pro obnovení druhové diverzity vodních organismů byla vypracována studie rybářského hospodaření na soustavě Lednických rybníků, zahrnující snížení rybích obsádek, omezení vysazování býložravých ryb, realizaci alespoň částečného letního rybníku, opatření vedoucí k postupnému snižování trofie vody a podpoře rozvoje vodní vegetace. Rozvoj rybích obsádek je částečně ovlivňován v poslední době i novým fenoménem tj. predací tlakem kormoránů.

Srovnáním výskytu jednotlivých druhů zooplanktonu za téměř stoleté období je zřejmé, že některé druhy zjištěné na počátku výzkumu Lednických rybníků p. perloočky *Latona setifera*, *Streblocerus serricaudatus*, *Ilyocryptus agilis*, *Daphnia similis* se dnes již v rybnících nevyskytují. Naopak se však objevily nové druhy, které dříve nebyly v rybnících přítomné p. vířivník *Brachionus variabilis*, perloočky *Moina weismanni*, *Macrothrix rosea*, *Diaphanosoma lacustris*, *Oxyurella tenuicaudis*. Potřetí silnou skutečností je, že vzácná vzácná slanomilná *Arctodiaptomus bacillifer* zůstává i nadále součástí fauny Lednických rybníků. Nejpodrobnější údaje o výskytu vodních bezobratlých živočichů Lednických rybníků včetně zoobentosu jsou uvedeny v publikaci OPRAVILOVÁ, VAŇHARA & SUKOP (1999).

Závěrem krátké zhodnocení hospodaření na sledovaných rybnících. Stav rybníka Nesyt je podobný jako před 10 lety. Vyšší obsádka kapra svým trvalým tlakem na potravu dna udržuje nízkou průhlednost vody

bez výskytu vodních květů sinic. Abundance zooplanktonu je nejvyšší ze všech sledovaných lokalit.

Rybníky Hlohovecký, Prostřední a Mlýnský se vyznačovaly vysokou průhledností vody, vysokým počtem velkých filtrátorů (především z jara) a rozvojem vodních květů sinic, jejichž výskyt na rybnících není pro jejich možné toxické účinky žádoucí. Obsádka kapra pod 200 kg.ha⁻¹.

Jedinou cestou k dlouhodobějšímu zlepšení hydrobiologických poměrů Zámeckého rybníka je jeho odbahnění. Jen odstranění na biogeny bohatých sedimentů může výrazněji přispět k zlepšení stávající situace. Extenzivní obsádka kapra (70 kg.ha⁻¹) nemá na poměry v rybníce výraznější vliv.

Poděkování

Výzkum byl podpořen z výzkumného záměru MSM 432100001.

LITERATURA

- BAYER E. & BAJKOV, A., 1929: Hydrobiologická studia rybníků lednických. 1. Výzkum heleoplanktonu a jeho poměrů kvantitativních. – Acta Univ. Agricul. Brno, 14: 1–165.
- DONNER J., 1954: Zur Rotatorienfauna Südmährens. – Österr. Zool. Zeitschr., 5: 30–117.
- FAINA, R. & POKRYL I., 1994: Vývoj hospodaření na českých rybnících a jeho odraz ve struktuře zooplanktonu. – 10. Limnologická konference, Stará Turá, p. 1–7.
- FOTT B., 1941: Über einige neue Vertreter des Planktons eutropher Teiche. – Studia Bot. Eechica, 4: 63–66.
- HETESA J. & SUKOP I. 1997: Lednické rybníky po třiceti letech. – 11. Limnol. konference, Doubrava u Třeboně, p. 38–41.
- JIROVEC O., 1936: Chemismus vod rybníků lednických. – VI st. král. Čes. spol. nauk., Tě. II: 1–19.
- KVÍT J. (ed.), 1973: Littoral of the Nesyt Fishpond. – Studie ĚSAV, Academia, Praha, 15: 1–176.
- LOSOS B. & HETESA J., 1971: Hydrobiological studies on the Lednické rybníky ponds. – Acta Sc. Nat. Brno, 5: 1–54.
- LOSOS B. & HETESA J., 1972: Plankton plůdkových rybníků jižní Moravy. – Folia Monografia, 1, UJEP Brno, 96 pp.
- OPRAVILOVÁ V., VAOHARA J. & SUKOP I., 1999: Aquatic invertebrates of the Pálava biosphere reserve of UNESCO. – Folia fac. Sci. Nat. Univ. Masaryk. Brun. Biol., 101, 279 pp.
- SOUDEK Š., 1929: Přispěvek k výzkumu zooplanktonu rybníků lednických. – Sbor. Masaryk. Akad. Práce, 3: 38–79.
- SPANDL H., 1926: Die Phyllopodenfauna des mittleren und südlichen Mährens. – Verh. zool. bot. Ges. Wien, 74/75: 1–37.
- ZAPLETÁLEK J., 1932 a: Vodní květy a plankton na Lednicku v letech 1930 a 1931. – Zprávy komise na pěst. výzkum Moravy a Slezska, odd. bot., 10, p. 1–22.
- ZAPLETÁLEK J., 1932 b: Hydrobiologická studia rybníků lednických II. Nástin poměrů algologických na Lednicku. – Sbor. VŠZ v Brně, 132, p. 1–70.
- ZIMMERMANN F., 1923: Die Fauna und Flora der Grenzteiche bei Eisgrub II. Copepoda et Phyllopoda. – Verh. naturf. Ver. brunn., 58: 45–57.

ANALYSIS OF CLADOCERAN CRYPTIC SPECIES: WHAT APPROACHES CAN WE TAKE?

Adam Petrusek, Vladimír Kořínek & Martin Ěrný

Department of Hydrobiology, Faculty of Sciences, Charles University, Viničná 7, CZ-128 44 Prague 2, Czech Republic,
e-mail: petrusek@cesnet.cz

ABSTRACT

Petrusek A., Kořínek M. & Ěrný M.: **Analysis of Cladoceran cryptic species: what approaches can we take?**

The idea of widespread cosmopolitanism of zooplankton species is no longer accepted as valid. Many alleged variable cladoceran species have been shown to be species complexes. The recent development of molecular tools, including allozyme and DNA analysis, helps us to better recognise the species boundaries. We present the results of case studies where DNA sequencing was used along with other approaches to analyse sibling species complexes.

Key words: Anomopoda, *Moina*, *Daphnia*, cryptic species, mtDNA, sequencing, reproductive isolation, allozyme electrophoresis

INTRODUCTION

The approach to the description of new taxa of many freshwater invertebrates has changed several times during the past couple of centuries. In the pioneering times of cladoceran taxonomy, the studied populations were often labelled with an existing name regardless of their origin, or, when they were morphologically distinct, a new species was described. For a long time, the common belief was that many planktonic taxa were widespread or cosmopolitan. This was often reflected in the taxonomic revisions: differences among populations were ascribed to intraspecific variability, and various previously described taxa have been synonymised. Only in the last quarter of 20th century, more scientists have started to realise that many so-called cosmopolitan zooplankton species are actually species complexes (FREY 1982). Some cryptic species live in sympatry; however, similar but genetically distinct siblings are more often present in different regions – typically on different continents.

The “traditional” approach to the analysis of sibling species involves detailed analysis of the morphological and ecological traits of the populations. The

experimental demonstration of reproductive isolation has been rarely undertaken, and if so, the emphasis was on various aspects of interspecific hybridisation (SHAN & FREY 1983, SCHWENK et al. 2001). This is not surprising, as the reproductive mode of cladocerans, cyclical parthenogenesis, complicates the setup of mating experiments.

Molecular methods (see e.g. review in HEBERT & TAYLOR 1997) have given taxonomists powerful tools to directly study genetic variability and to detect the reproductive isolation by neutral markers. Several cladoceran sibling species complexes have been resolved with the use of allozyme electrophoresis (e.g. HEBERT 1977), which is suitable especially for studying sympatric populations. The analysis of DNA, especially the sequencing of mitochondrial genes suitable for taxonomic studies, has offered a much higher level of resolution and also allows a better comparison of allopatric populations.

We are presenting two case studies where DNA sequencing was used along with other methods to analyse cladoceran sibling species complexes. The first case, using laboratory crosses, and the second, where sequencing supports the morphological analysis, are

presented here. A third study, where results of allozyme electrophoresis originally suggested the presence of non-breeding sympatric populations of *Daphnia gr. obtusa* (ĚERNÝ 1995), is discussed in more details by KOŮINEK et al. (2003).

MOINA MICRURA COMPLEX – LABORATORY CROSSES

The change of attitude to the species concept can be demonstrated on the genus *Moina* (Anomopoda: Moinidae). In 19th century, new species were often described from randomly collected samples in an exotic location or from hatchlings obtained from mud (e.g. SÆRS 1901). By the mid-20th century, the literature was "infested" by insufficiently described taxa and synonymies. After the revision of Moinidae by GOULDEN (1968), the reduction of valid species names was substantial. For example, seven names were synonymised with *Moina micrura* Kurz, 1876, a small-bodied species described from Central Europe (Malešov, Czech Republic). *M. micrura* has been since then regarded as a cosmopolitan, highly morphologically and ecologically variable opportunistic species, so even more synonyms were added later (SMIRNOV 1976, SHARMA & SHARMA 1990). The records of this species therefore span across such different habitats as permanent fishponds in Europe, East African lakes, temporary pools in the arid Sahel zone of Africa, diverse Australian inland waters, or tropical brackish fishponds.

We decided to test the hypothesis that the *Moina micrura* complex consists of several distinct taxa (PETRUSEK et al. in press). We compared two laboratory clones of different origin – *Moina micrura* sensu stricto originating from the Czech Republic (cca. 80 km from the type locality) and a morphologically very similar *Moina* hatched from Australian mud. First, we carried out a crossing experiment to test for the presence of reproductive isolation. The results suggested that direct gene flow between the distant populations was no longer possible – although two ephippial eggs with presumably hybrid origin were produced in the eight treatments where males and females of different origin were present, this number was extremely low when compared with controls (2–6 eggs produced in each of five control treatments). Our results prove that crossing experiments are feasible to undertake when laboratory cultures of the taxa in question are available.

Second, we compared conservative DNA sequences (part of the mitochondrial gene for 12S rRNA) to assess the extent of genetic differentiation between the source populations. We also analysed two *Moina macrocopa* (Straus, 1820) populations from different regions (Europe, Central Africa) to demonstrate the extent of intraspecific variability in a widespread but well-defined *Moina* species. The results (fig. 1) confirmed our hypothesis: the 12S rDNA divergence in *M. gr. micrura* was comparable to interspecific differences within *Daphnia*, whereas *M. macrocopa* populations were very similar to each other.

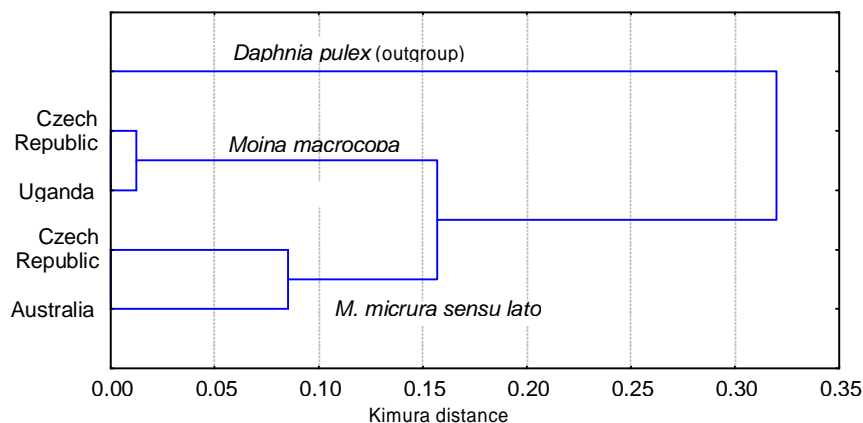


Fig. 1 The UPGMA dendrogram of the sequence divergence of *Moina* populations. *Moina macrocopa* populations from the Czech Republic and Uganda show the typical extent of intraspecific variability, *Daphnia pulex* sequence was included as an outgroup (PETRUSEK et al. in press)

DIVERSITY OF EUROPEAN *CTENODAPHNIA*

Daphnia is assuredly the most studied cladoceran genus, and within it the subgenus *Ctenodaphnia* is remarkable because of its large body size. In spite of that, it undoubtedly still contains several unresolved species complexes even in so "well-known" Europe.

The pitfall of "easily identifiable" taxa is that their variability is often neglected. That seems to be the case of *Daphnia atkinsoni* Baird, 1859 with conspicuous head morphology, occurring in warmer parts of Europe. Although the general body plan of *D. gr. atkinsoni* populations is similar, various characters, including the ephippial morphology, differ. This is true even for populations from different habitats (permanent mountain lake vs. temporary coastal rainpool) in the country of the type locality – Israel (KODINEK & PETRUSEK, unpublished).

The "suspicious" morphological differences were confirmed again by DNA sequencing. The comparison of 12S rDNA revealed the existence of at least three distinct taxa: the animals from Hungary are divergent from either of the Israeli populations. This means that another species name has to be found for some, if not all, Central European populations.

A similar situation was shown for *Daphnia similis* Claus, 1876: although Hungarian and Spanish populations were almost genetically identical with *D. similis* from Israel (type area), the recently discovered isolated population in Germany (PETRUSEK in press) was highly divergent. In addition, North American and East Asian species of *D. gr. similis* have various fixed morphological differences, suggesting that this complex consist of number of yet unrecognised species.

Our results demonstrate that a large part of the diversity of cladocerans remains undescribed: cladoceran sibling species complexes can be found almost wherever we look for them.

Acknowledgement

Our studies of cladoceran diversity were supported by Czech Ministry of Education (project MSM1131-4), Grant Agency of the Charles University (162/2001) and European Community (Improving Human Potential action).

REFERENCES

- ĚERNÝ M., 1995: Genetic variation in temperate populations of *Daphnia pulex* group. – PhD. thesis, Faculty of Science, Charles University, Prague, 88 pp.
- FREY D. G., 1982: Questions concerning cosmopolitanism in the Cladocera. – Arch. Hydrobiol., 93: 484–502.
- GOULDEN C. E., 1968: The systematics and evolution of the Moinidae. – Trans. am. phil. Soc. 58: 1–101.
- HEBERT P. D. N., 1977: A revision of the taxonomy of the genus *Daphnia* (Crustacea, Daphniidae) in South-eastern Australia. – Aust. J. Zool., 25: 371–398.
- HEBERT P. D. N. & TAYLOR D. J., 1997: The future of cladoceran genetics: methodologies and targets. – Hydrobiologia, 360: 295–299.
- KODINEK V., ĚERNÝ M. & PETRUSEK A., 2003: *Daphnia obtusa* Kurz, 1874: komplex kryptických druhů – nový problém populační ekologie. – In Bitušik P. & Novikmec M. (Eds.), Proc. 13th Conf. Slovak Limnol. Soc. & Czech Limnol. Soc., Banská Štavnica, June 2003. Acta Fac. Ecol., 10, Suppl. 1: 113–114.
- PETRUSEK A. (in press): The population of *Daphnia similis* species complex (Crustacea: Anomopoda: Daphniidae) in Germany after 110 years – a new case of species introduction? – Senckenbergiana Biologica.
- PETRUSEK A., ĚERNÝ M. & AUDENAERT E. (in press): Large intercontinental differentiation of *Moina micrura* (Crustacea: Anomopoda): one less cosmopolitan cladoceran? – Hydrobiologia.
- SARS G. O., 1901: Contributions to the Knowledge of the Freshwater Entomostraca of South America, as shown by Artificial Hatching from Dried Material. – Arch. Math. Naturviden., 23: 1–102.
- SCHWENK K., BUL M. & MENKEN S. B. J., 2001: Experimental interspecific hybridization in *Daphnia*. – Hydrobiologia, 442: 67–73.
- SHAN R. K. & FREY D. G., 1983: *Pleuroxus denticulatus* and *P. procurvus* (Cladocera, Chydoridae) in North America: distribution, experimental hybridization, and the possibility of natural hybridization. – Can. J. Zool., 61: 1605–1617.
- SHARMA B. K. & SHARMA S., 1990: On the taxonomic status of some cladoceran taxa (Crustacea: Cladocera) from Central India. – Rev. Hydrobiol. trop., 23: 105–113.
- SMIRNOV N. N., 1976: Macrothricidae i Moinidae mira. Fauna SSSR, Rakoobraznye, 1(3). – Nauka, Leningrad, 237 pp. (in Russian)

THE ECOLOGICAL BACKGROUND OF THE SUCCESSFUL INVASION OF TWO NORTH AMERICAN DAPHNIIDS INTO CZECH WATERS: A PILOT STUDY

Martin Ěrný & Viktor Horálek

Department of Hydrobiology, Charles University Prague, Viničná 7, CZ-128 44 Prague 2, Czech Republic.
e-mail: cerny@natur.cuni.cz

Either incidental or intended, biological invasions of non-indigenous species due to human activities are on the increase accompanying general trend of world-wide economical and cultural interconnection. Indeed they mean not only a threat for native species to vanish (i.e. conservation issues), but they do also serious economical harm (OTA 1993, RICCARDI & RASMUSSEN 1998).

In freshwater habitats, the invader issues have been accentuated mainly on the North American continent. Nevertheless, European waters suffer seriously as well – for example by invasions of amphipod genus *Corophium* (VAN DEN BRINK 1993) or North American crayfish species (GHERARDI & HOLDICH 1999).

Cladocerans, particularly those of the genus *Daphnia*, can be regarded as keystone species in pelagic freshwater communities. They often dominate as filtrating herbivores, though they are also a preferable fish prey. Indeed these roles are negatively correlated (due to top-down control of community structure – HRBÁEK 1962), which constitutes a broad habitable niche demarcated on either side by high/low fish predation pressure and thus presence of small and competitively inferior/large and competitively superior cladocerans, respectively (BROOKS & DODSON 1965). In Europe, this niche is usually occupied by an array of native cladoceran grazers from small sized *Bosmina*, *Ceriodaphnia* and *Daphnia cucullata* to medium sized *Daphnia galeata/longispina* to the large *Daphnia pulex* and *D. magna* (GLIWITZ 1990). However, in last two decades there is a significant invasion of two non-indigenous daphniids – *Daphnia parvula* and *Daphnia ambigua* – from North American continent; and apparently the new species are able to live along with the native *Daphnia* species (ŽOFKOVÁ et al. 2002). The course of this spread can be documented for

example by the increasing number of records of invader species in zooplankton samples from Czech water bodies (Fig. 1, unpublished data Department of Hydrobiology, Charles University).

The invasion of those particular species is very interesting from the point of view of ecological theory. Despite the many other cases where the invader's ecological advantage is empirically evident (WILLIAMSON & FITTER 1996, HAVEL et al. 1995), a successful establishment of pelagic herbivorous daphniids is rather unpredictable. Seemingly, the relatively homogenous pelagic environment is already used up by the guild of cladocerans (see the species array above). The new daphniid species – morphologically and functionally very similar to the natives – do not exhibit any apparent qualitative advantage. This interesting situation led us to carry on a pilot study focused on the ecological integration of invaders: "**How do they squeeze into already established guild?**".

Having measured the size distributions of co-occurring native and non-indigenous species in various localities we can conclude that there are obvious rules how the species split the niche (Fig. 2).

1. If the invaders co-occur with native and very common species *D. galeata*, there is always a size hierarchy *D. ambigua* < *D. parvula* < *D. galeata*, (while the co-occurring *D. cucullata* overlaps with intruders). The same trend is true for simple two-species combinations.
2. This size order holds over various intensity of size-selective fish predation which ultimately determines the "available size range" (In this pilot study we observed a two-fold difference in the size span, cf. localities Vrah x Labí tin in Fig. 2).
3. If one of the species is not present the others

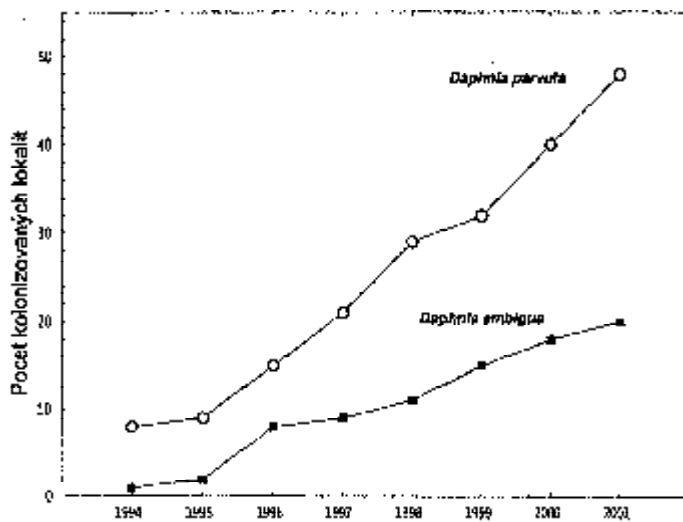


Fig. 1 Number of records of invader species in zooplankton samples from Czech water bodies sampled during 1994–2001, data of Department of Hydrobiology, Charles University, Prague

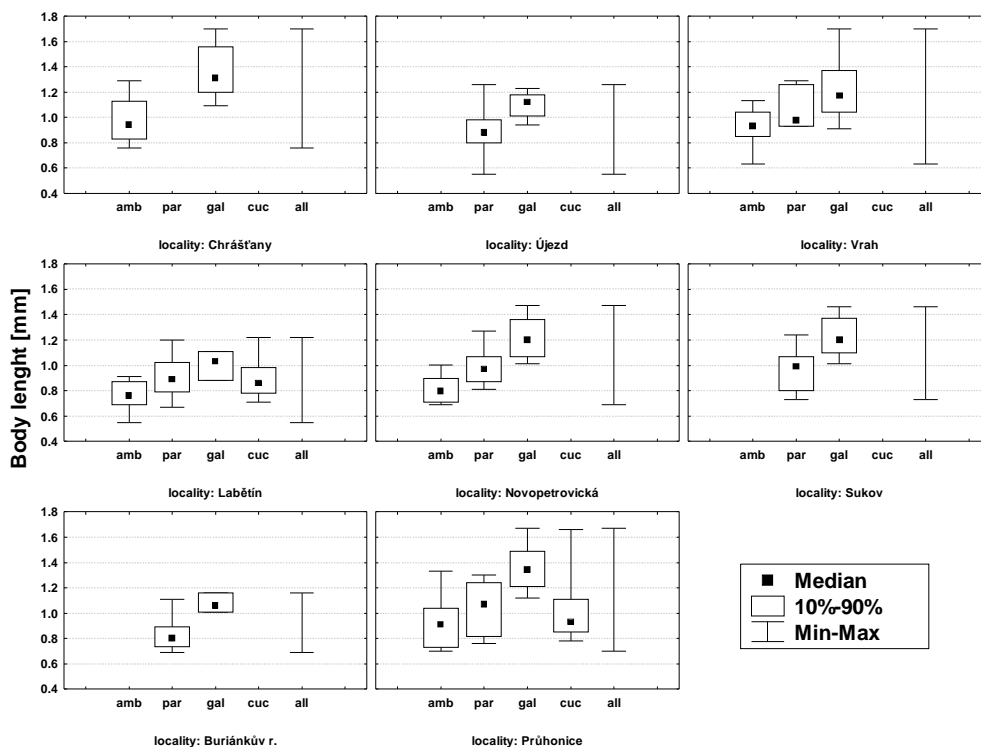


Fig. 2 Body size distributions of co-occurring invaded and native daphniids. Only adults has been included (usually $n > 100$ for each species). amb = *D. ambigua*, par = *D. parvula*, gal = *D. galeata*, cuc = *D. cucullata*, all = min-max range over all daphniid species

extend their body sizes accordingly and *vice versa*, i.e. they are readily modifying their "realised niche".

However, although this pattern is conspicuous, its explanation is still unclear. On all the localities we have analysed there was no apparent food limitation. The habitats always showed attributes of more or less intense fish predation, i.e. circumstances where daphniids are unable to control the amount of algae (low transparency, high chlorophyll-*a* content; KOĐINEK et al, 1981, SOMMER et al. 1986). Thus if there is not any observable food limitation and the fish predation is size- but not species-selective, what are the ecological mechanisms behind this consistent pattern of invasion where the intruders successfully manage to wedge into the original guild of filtering zooplankton?

In a detailed analysis of the competitive abilities of these particular invading species we will evaluate their potential to change the plankton community structure. Indeed, the expected findings on the ecological rules and mechanisms of a successful invasion should be also important as a practical output for conservation or other applied issues, e.g. fish-pond cultures where the invaders will likely change the fish food spectrum. Moreover, the alien species may be vectors of new parasite-borne diseases.

Acknowledgement

Our study on daphniid invaders has been supported by Czech Ministry of Education (project MSM1131-4).

REFERENCES

- BROOKS J. L. & DODSON S. I., 1965: Predation, body-size and composition of plankton. – *Science*, 150: 28–35.
- GHERARDI F. & HOLDICH D. M. (Eds.), 1999: The introduction of alien species of crayfish in Europe – how to make the best of a bad situation? – *Crustacean Issues*. Balkema, Rotterdam and Brookfield
- GLIWICZ M. G., 1990: Food thresholds and body size in cladocerans. – *Nature*, 343: 638–640.
- HAVEL J. E., MABEE W. R. & JONES J. R., 1995: Invasion of the exotic cladoceran *Daphnia lumholtzi* into North American reservoirs. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 52: 151–160.
- HRBÁEK J., 1962: Species composition and the amount of zooplankton in relation to the fish stock. – *Rozpr. ěesk. Akad. Vĩ d, ěada Mat. Pĩr.*, 72: 1–116
- KOĐINEK V., FOTT J., FUKSA J., LELLÁK L. & PRAŽÁKOVÁ M., 1981: Carp ponds in Central Europe. – In Michael R. G. (Ed.), *Managed aquatic ecosystems. Ecosystems of the World 29*. Elsevier, New York, p. 29–62
- OFFICE OF TECHNOLOGY ASSESSMENT (OTA), 1993: Harmful non-indigenous species in the United States. Report No. OTA-F-565, U.S. Government Printing Office, Washington, D.C.
- RICCARDI A. & RASMUSSEN J. B., 1998: Predicting the identity and impact of future biological invaders: a priority for aquatic resource management. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 55: 1759–1765.
- SOMMER U., GLIWICZ Z. M., LAMPERT W., DUNCAN A., 1986: The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. – *Arch. Hydrobiol.*, 106: 433–471.
- VAN DEN BRINK F. W. B., VAN DER VELDE G. & BIJ DE VAATE A., 1993: Ecological aspects, explosive range extension and impact of a mass invader, *Corophium curvispinum* Sars, 1895 (Crustacea, Amphipoda), in the Lower Rhine (The Netherlands). – *Oecologia*, 93: 224–232.
- WILLIAMSON M. H. & FITTER A. 1996: The characters of successful invaders. – *Biological Conservation*, 78: 163–170.
- ŽOFKOVÁ M., KOĐINEK V. & ĚERNÝ M., 2002: Two recent immigrants into Czech aquatic habitats: *Daphnia ambigua* and *D. parvula*. – *Acta Soc. Zool. Bohem.*, 66: 211–230.

DAPHNIA OBTUSA KURZ, 1874: KOMPLEX KRYPTICKÝCH DRUHŮ – NOVÝ PROBLÉM POPULAČNÍ EKOLOGIE

Vladimír Kořínek, Martin Ěerný & Adam Petrusek

Oddělení hydrobiologie, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova v Praze, Viničná 7, CZ-128 44 Praha 2, Česká republika, e-mail: hydrob@cesnet.cz

ABSTRACT

Kořínek V., Ěerný M. & Petrusek A.: *Daphnia obtusa* Kurz, 1874: Complex of cryptic species – a new problem in population ecology

The sympatric presence of different populations of *Daphnia obtusa* species complex in Slovakia, which are very morphologically and ecologically similar but genetically distinct, is reported. The possible taxonomic position of populations from the High Tatra Mountains and Spišská Magura region are discussed.

Key words: *Daphnia obtusa*, cryptic species, sympatry, Slovakia

Jako kryptické druhy (sibling species) označujeme takové druhy, jejichž morfologické znaky jsou velmi podobné a jejich rozlišení tudíž obtížné. Jejich areály rozšíření se mohou, ale nemusí překrývat – mohou být tedy jak sympatrické, tak alopatrické. V různých periodách historického vývoje klasifikace sladkovodních korýšů byly považovány buď za samostatné druhy nebo subspecifické taxonomické kategorie, před rozšířením metod molekulární genetiky byly v téžinou zahrnuty mezi mladší synonyma ně kterého z dobře definovaných druhů.

Názorným příkladem takovéto situace je perloočka *Daphnia obtusa*. Wilhelm Kurz ji popsal z ně kolika lokalit v Ěechách ve svém přehledu tuctu (Dodekas) nových druhů perlooček (Kurz 1874). Ně kteří autoři přičítali později tento druh k druhu *Daphnia pulex*, ale od 50. let minulého století nebyla platnost původního popisu významně zpochybněna. Při studiu literatury zjistíme, že dnes je druh uváděně nejen z Evropy a Asie, ale také ze Severní a Jižní Ameriky i Afriky a podle ústního sdělení i z Austrálie. Takovéto rozšíření je z dnešního pohledu v ně tšinou podezřelé a předpokládáme, že se jedná o skupinu kryptických druhů, které je obtížně odlišit pouze na základě znalostí regionální fauny.

V rámci připravovaných revizních studií různých rodů perlooček s použitím metod molekulární genetiky a srovnávací morfologie se podařilo identifikovat jed-

nu z Kurzových typových lokalit (Mirošov u Rokycan), ěmž bylo možno dobře definovat standard druhu. Druhy z autorů ale našel na Slovensku při studiu populační variability *D. obtusa* metodou alozymové elektroforézy skupiny populací, které se významně lišily svými genotypy (Ěerný 1995). Jedna skupina byla identická s ěeskými populacemi, ně kolik populací v oblasti Spišské Magury, Vysokých Tater a jedna v louži v povodí řeky Latorica jižně od Večkých Kapušan se ale vyznačovalo konfigurací alel, která napovídala, že se pravděpodobně jedná o odlišný taxon. Zajímavé je, že v oblasti Vysokých Tater se obě skupiny vyskytovaly v tě sně blízkosti, ačkoli nikdy nebyly nalezeny v jedné lokalitě společně.

Tyto geneticky odlišné populace byly identifikovány jako *Daphnia tatrensis* Litynski, 1913 (popsána jako *D. obtusa* var. *tatrensis* z polské strany Tater). Oba druhy se významně liší nejen na úrovni enzymové elektroforézy, ale jejich odlišnost byla ověřena i sekvencováním mitochondriálního genu pro 12S rRNA z jedinců z ně kolika odlišných populací (zahrnuta byla i typová lokalita druhu *D. obtusa*). Rozdíly v morfologii parthenogenetických samic mezi oběma druhy jsou minimální, pro diferenciaci zdá se být vhodný pouze jeden znak samců. O rozšíření karpatského druhu je k dispozici minimum informací. Není jasné, zda se

jedná o endemické populace s malým areálem rozšíření či zda se oba druhy ve studované oblasti překrývají a centrum rozšíření karpatského druhu je posunuto např. do východní Evropy a Asie.

Celý problém by mohl zajímat pouze úzce specializovanou skupinu zájemců nebýt-li některých ekologických charakteristik obou druhů. Nominální druh *Daphnia obtusa* žije v tšínou v mlýnských astatických vodách bez predace ryb: v loužích naplněných srážkovou vodou na cestách, v mlýnských tůčkách v tšínou bez ponořené makrovegetace, apod. Vytváří typické metapopulace – jeho výskyt není vázán na určitou stálou lokalitu, ale v dané oblasti osidluje podobné lokality vznikající znovu každým rokem po delším srážkovém období. *Daphnia tatrensis* se vyskytuje na velmi podobných lokalitách (louže na hřebenové cestě Spišské Magury a malé tůčky pod Svišťovkou a u Zeleného Javorového plesa). Litynski popsal tento taxon z podobných, dnes již zaniklých tůní pod Kopicencem Wielkim jihovýchodně od Zakopaného.

Domníváme se, že z eistí teoretického hlediska by byla velmi potřebná studie ekologických a fyziologických rozdílů mezi oběma druhy. Jejich sympatrický výskyt a morfologická podobnost při signifikantním rozdílu v genotypu podtrhují atraktivitu problému.

Ostatní populace spadající do komplexu kryptických druhů *Daphnia obtusa* a žijící na různých kontinentech mají v tšínou oddělené areály rozšíření a jejich druhová identifikace pomocí metod srovnávací morfologie není zdaleka tak obtížná. Pomocí metod molekulární genetiky byly identifikovány dva druhy této skupiny v USA (HEBERT 1996), a 3 druhy v Jižní Americe (ADAMOWICZ 2002). Z jižní Afriky je znám další druh popsán původně jako *Daphnia propingua* G.O. Sars, 1895. Dva další dosud nepopsané druhy jsou známy z horských tůní Etiopie. O východoasijských populacích z Číny a Japonska máme jen kusé informace.

Předložená zpráva představuje stručnou informaci

pro limnologickou veřejnost. Připravujeme dvě samostatné studie: 1) detailní popis obou druhů a 2) shrnutí informací o genetické variabilitě středoevropských populací komplexu.

NOMENKLATORICKÁ POZNÁMKA

Oprávněnost použití (priorita) druhového názvu *Daphnia tatrensis* Litynski není zatím spolehlivě prokázána. DADAY (1888) popsal tři druhy rodu *Daphnia* (*D. brevispina*, *D. ornata*, a *D. alpina*) z Maďarska, které byly později zahrnuty pod druh *D. obtusa*. Podobný byl i osud druhu *D. jurinei*, který popsal STINGELIN (1895) ze Švýcarska. Teprve další studium populací z těchto oblastí by mohlo prokázat odlišnost nebo shodu s nominálním druhem nebo karpatskými populacemi.

LITERATURA

- ADAMOWICZ S., 2002: Intercontinental dispersal, biogeography, and speciation in freshwater zooplankton: Investigations of the *Daphnia* of Argentina. – M.Sc. Thesis, University of Guelph, Ontario, Canada, 235 pp.
- ĚERNÝ M., 1995: Genetic variation in temperate populations of *Daphnia pulex* group. – Doktorská práce, Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy, Praha, 88 pp.
- DADAY DE DEES E., 1888: Crustacea Cladocera Faunae Hungaricae. – Term. Tud. Társ., 1888: 1–128.
- HEBERT P. D. N., 1996: The *Daphnia* of North America – An illustrated Fauna. – CD-ROM, University of Guelph, Guelph, Ontario, Canada.
- KURZ W., 1874: Dodekas neuer Cladoceren nebst einer kurzen Übersicht der Cladocerenfauna Böhmens. – Sitzb. Der. K. Akad. Der Wissensch., 70: 1–82.
- LITYNSKI A., 1913: Revision der Cladocerenfauna der Tatra. I. Teil. Daphnidae. – Bull. Ac. Pol. Svi. Cracovie, 1913: 566–623.
- SARS G. O., 1895: South-African Entomostraca raised from dried mud. – Videnskabs-Selskabets Skrifter. I. Math.-naturv. Kl., Kristiania, 8: 3–52.
- STINGELIN T., 1895: Die Cladoceren der Umgebung von Basel. – Rev. Suisse Zool., 3: 159–274.

ROLE VYSYCHÁNÍ JARNÍ PERIODICKÉ TŮNĚ V PROCESU LÍHNUTÍ VAJÍČEK ŽÁBRONOŽKY SNĚŽNÉ (*EUBRANCHIPUS GRUBII*)

Lukáš Merta

Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého, Třída svobody 26, CZ-771 46 Olomouc, Česká republika, e-mail: merta@prfholnt.upol.cz

ABSTRACT

Merta L.: Significance of habitat desiccation for egg hatching of the anostracan *Eubbranchipus grubii*

Eubbranchipus grubii (DYBOWSKI, 1860) is a cold-adapted, winter-spring form anostracan species, which inhabits primarily vernal temporary pools in European floodplain forests. Laboratory experiments showed that the eggs of *E. grubii* are well adapted to desiccation (up to 30 days), however drying is not necessary for eggs to hatch. Hatchability reached more than 95 %, whether the eggs were dried or not. Oxygen tension was found as a key abiotic factor influencing hatching success. Egg hatchability decreased with declining oxygen concentration in water ($P = 0.0001$, $R^2 = 0.64$). The eggs were completely inhibited from hatching at concentrations below 2 mg.l^{-1} . Low oxygen concentrations ($0\text{--}2 \text{ mg.l}^{-1}$) occur commonly in permanent forest pools, which do not desiccate during hatching time. Thus, *E. grubii* is restricted only to vernal temporary pools, where a large portion of the pool bottom is exposed to the air during hatching time. However, it is not desiccation of a pool, but rather the consequent increase in oxygen tension, that is significant for hatching of *E. grubii* eggs.

Key words: *Eubbranchipus grubii*, Anostraca, vernal temporary pools, eggs, hatching, desiccation, oxygen concentration

ÚVOD

Společným znakem velkých branchiopodních koryšů, jež jsou dnes členěni ni do čtyř samostatných řádů (Anostraca, Notostraca, Spinicaudata a Laevicaudata) (FRYER 1987), je biotopická vazba na dočasně, periodicky vysychající tůně. Periodické tůně však představují širokou škálu vodních biotopů velmi rozdílných abiotických i biotických vlastností (WILLIAMS 1996).

Žábronožka sněžná (*Eubbranchipus grubii* (Dybowski, 1860)) je v podstatě jediným druhem žábronožky, jež obývá stinné periodické tůně lužních lesů Evropy (BRTEK & THIÉRY 1995, BRTEK & MURA, 2000). Životní cyklus tohoto druhu je přesně synchronizován s hydrologickým režimem jarní tůně (MOSSIN 1986). Aktivní část životního cyklu druhu spadá do vodní fáze tůně (únor - květen), fázi vyschnutí přežívá stejně jako ostatní druhy žábronožek ve formě trvalých vajíček (WIGGINS et al. 1980).

Cílem předkládané práce bylo zjistit, jakou roli hraje vysychání periodických tůně v biologii žábronožky sněžné a zodpovědit tak otázku, proč jsou žábronožky stanovištně vázány výhradně na periodicky vysychající tůně.

METODIKA

Dostatečné množství vajíček, určených k laboratorním pokusům, bylo získáno odlovením několika jedinců *E. grubii* obou pohlaví z jarní periodické tůně u obce Střež (225 m n. m.) blízko Olomouce. Jedinci byli chováni v akváriu (10 l) při venkovní teplotě ve vodě dovezené z tůně. Nakladená vajíčka byla odpijetována ze dna akvária a skladována v destilované vodě při 20 °C pro další pokusy.

K zjištění vlivu vyschnutí na líhnutí byla vajíčka vysušena volným odparem a bez vody udržována při teplotě 20 °C ve tmě po dobu 1–30 dnů. Následně byla

vajíčka zaplavena destilovanou vodou a inkubována v lednici při 4 °C do vylíhnutí poslední larvy.

K zjištění vlivu koncentrace kyslíku na líhnutí byly skleněné zábrusové láhve (250 ml) naplněny destilovanou vodou plně nasycenou kyslíkem. Následně byla koncentrace kyslíku v láhvích snižována na různé hodnoty v rozmezí 9,4–0,1 mg.l⁻¹ pomocí sycení vody plyným dusíkem (100 % N₂). Do sklenic bylo přidáno po 30 vajíčkách zábranožek, sklenice pečlivě utištěny a umístěny do lednice při 4 °C. Vývoj vajíček byl sledován do doby vylíhnutí poslední larvy.

Koncentrace kyslíku ve vodě byla měřena v laboratoři i v terénu za pomoci přenosného oximetru typu OXI 92 firmy WTW.

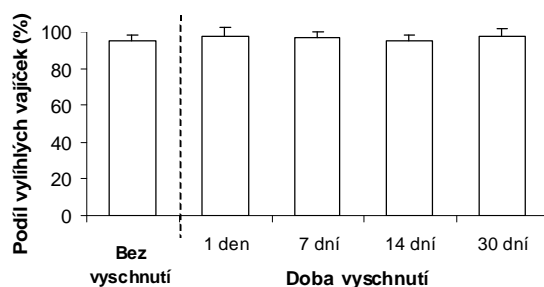
VÝSLEDKY

Laboratorní experiment prokázal, že vajíčka *E.*

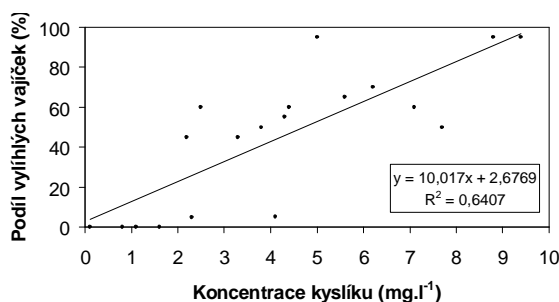
grubii jsou dobře přizpůsobena vyschnutí vody, ale toto vyschnutí není nezbytnou podmínkou jejich líhnutí. Absence vyschnutí nemá žádný vliv na celkově vysoké procento (> 95 %) líhnoucích se vajíček (obr. 1).

Abiotickým faktorem, jenž se ukázal klíčovým pro úspěšné líhnutí vajíček, je koncentrace kyslíku. Byla prokázána pozitivní korelace mezi koncentrací kyslíku rozpuštěného ve vodě a podílem vylíhých vajíček ($P = 0,0001$, $R^2 = 0,64$). Koncentrace kyslíku pod úrovní 2 mg.l⁻¹ zcela zamezila líhnutí vajíček (obr. 2).

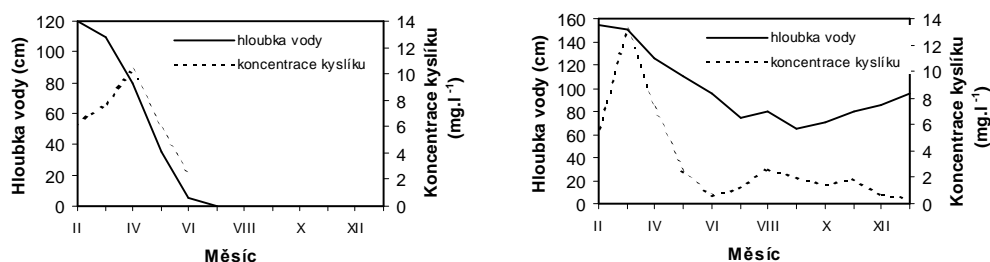
Sezónní měření koncentrace rozpuštěného kyslíku prokázala zásadní rozdíl v kyslíkových poměrech periodické (vysychající) a stálé (nevysychající) tůň. Ve vodě nevysychajících tůň se mimo jarní maximum udržovaly velmi nízké hodnoty koncentrace kyslíku (0–2 mg.l⁻¹). V tůňích periodických se díky vyschnutí vody (obnažení dna) nevytváří kyslíkové poměry nepříznivé pro líhnutí vajíček zábranožek (obr. 3).



Obr. 1 Porovnání podílů vylíhých vajíček *E. grubii* bez předchozího vyschnutí a po různé době vyschnutí
Fig. 1 Eggs hatching of *E. grubii* without drying (the first column) and when exposed to various drying periods (1–30 days). The values are means \pm 1 SD ($n = 3$ replicates, 20 eggs in each)



Obr. 2 Vliv koncentrace kyslíku na líhnutí vajíček *E. grubii*
Fig. 2 The influence of oxygen concentration (mg.l⁻¹) on the eggs hatching of *E. grubii*



Obr. 3 Sezónní vývoj hloubky vody a koncentrace kyslíku jarní periodické tůňi osídlené žábřonožkou snižní (vlevo) a tůňi stálé bez přítomnosti žábřonožek (vpravo)

Fig. 3 Seasonal changes of water level and oxygen concentration in the temporary pool inhabited with the population of *E. grubii* (left) and in the permanent pool without *E. grubii* (right)

DISKUSE

Z literárních údajů je zřejmé, že vajíčka mnoha druhů žábřonožek ke svému dalšímu vývoji vyschnutí nevyžaduje. Například PROPHET (1963) líhnul při 100 % úspěšnosti, zatímco dlouhodobé vyschnutí (> 9 měsíců) procento vylíhnutých vajíček o celý řád snižuje.

Mění se již vlivu koncentrace kyslíku na líhnutí vajíček žábřonožek. Všechny se však shodují v závěru, že nízké koncentrace kyslíku líhnutí potlačují. BROWN & CARPELAN (1971) zjistili inhibici líhnutí při hodnotách pod 1 mg.l⁻¹ u druhu *Branchinecta mackini*. MOORE (1963) zjistil zastavení líhnutí druhu *Streptocephalus seali* při hodnotě přibližně 2 mg.l⁻¹. BROCH (1965) konstatuje inhibici líhnutí při nízkých koncentracích kyslíku u příbuzného druhu *Eubranchipus bundyi*.

Kyslíkové poměry v aluviální tůňi představují klíčový faktor ovlivňující úspěšnost druhu *E. grubii* na lokalitě. Charakteristickým znakem lesních aluviálních tůňi je bohatá zásoba organických látek, jejichž hlavním zdrojem je listový opad z okolních stromů (BARLOCHER et al. 1978). Intenzivní dekompozice organických látek (zejména během teplé části roku) způsobuje rychlé oděerpávání kyslíku rozpuštěného ve vodě nevysychajících tůňi. Nízké koncentrace kyslíku mimo jarní období byly již dříve zjištěny v aluviálních tůňích řeky Odry (MERTA 1999), Moravy (KOPECKÝ & KOUDELKOVÁ 1997) či Lužnice (HRBÁNEK et al. 1994).

Pravidelné vysychání periodických tůňi zamezuje vytváření nepříznivých kyslíkových podmínek (anoxie) v horních vrstvách dnového sedimentu, ve kterých jsou uložena vajíčka žábřonožek. Toto vyschnutí je důležité zejména v podzimním období před příchodem mrazů, kdy dochází k první fázi líhnutí vajíček (MERTA, in press). Hlavní význam vysychání periodických tůňi tedy spočívá v zpřístupnění dostatečného množství kyslíku nutného pro zdárné líhnutí vajíček. Toto zjištění také vysvětluje biotopickou vazbu druhu *E. grubii* na periodicky vysychající tůňi a absenci druhu v tůňích stálých (nevysychajících).

LITERATURA

- BARLOCHER F., MACKAY R. J. & WIGGINS G. B., 1978: Detritus processing in a temporary vernal pool in southern Ontario. – Arch. Hydrobiol., 81: 269–295.
- BROCH E. S., 1965: Mechanism of adaptation of the fairy shrimp *Chirocephalus bundyi* Forbes to the temporary pond. – Cornell Experimental Station Memoir, 392: 3–48.
- BROWN L. R. & CARPELAN L. H., 1971: Egg hatching and life history of a fairy shrimp *Branchinecta mackini* Dexter (Crustacea: Anostraca) in a Mohave desert playa (Rabbit dry lake). – Ecology, 52: 41–54.
- BRTEK J. & MURA G., 2000: Revised key to families and genera of the anostraca with notes on their geographical distribution. – Crustaceana, 73: 1037–1088.
- BRTEK J. & THIERY A., 1995: The geographical distribution of the European Branchiopods (Anostraca, Notostraca, Spinicaudata, Laevicaudata). – Hydrobiologia, 298: 263–280.
- FRYER G., 1987: A new classification of the branchiopoda Crustacea. – Zool. J. Linn. Soc., 1987: 357–383.
- HOSSLER J., MAIER G. & TESSENOW U., 1995: Some notes on the ecology of a German *Branchipus schaefferi* population (Crustacea: Anostraca). – Hydrobiologia, 298: 105–112.

- HRBÁEK J., PECHAR L. & DUFOVÁ V., 1994: Anaerobic conditions in winter shape of the seasonal succession of Copepoda and Cladocera in pools in forested inundations. – Verh. Internat. Verein. Limnol., 25: 1335–1336.
- KOPECKÝ J. & KOUDELKOVÁ B., 1997: Seasonal succession of plankton of two pools in the Morava river floodplain. *Acta Mus. Morav., Sci. nat.*, 81: 121–141.
- MERTA L., 1999: Physical-chemical characteristics and seasonal succession of macroinvertebrate community in the floodplain pools of the Odra River. – Ěas. Slez. Muz. (A), 48: 237–247.
- MERTA L., in press: Prehatching behaviour of *Eubranchipus (Siphonophanes) grubii* (Crustacea: Anostraca) under influence of some environmental factors. – Biologia, Bratislava.
- MOORE W. G., 1963: Some interspecies relationships in Anostraca populations of certain Louisiana ponds. – Ecology, 44: 131–139.
- MOSSIN J., 1986: Physicochemical factors inducing embryonic development and spring hatching of the european fairy shrimp *Siphonophanes grubei* (Dybowsky) (Crustacea: Anostraca). – J. Crust. Biol., 6: 693–704.
- PROPHET C. W., 1963: Physical-chemical characteristics of habitats and seasonal occurrence of some Anostraca in Oklahoma and Kansas. – Ecology, 44: 798–801.
- WIGGINS G. B., MACKAY R. J. & SMITH I. M., 1980: Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools. – Arch. Hydrobiol./Suppl. 58: 97–206.
- WILLIAMS D. D., 1996: Environmental constraints in temporary fresh waters and their consequences for the insect fauna. – Journal of the North American Benthological Society, 15: 634–650.

ZOTAVOVÁNÍ ZOOPLANKTONU ŠUMAVSKÝCH JEZER Z ACIDITY V OBDOBÍ REVERZE CHEMISMU A MOŽNOSTI REPATRIACE KLÍČOVÝCH DRUHŮ

Leoš Kohout & Jan Fott

Katedra parazitologie a hydrobiologie. Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova v Praze, Viničná 7, CZ-128 44 Praha 2, Česká republika, e-mail: leos.kohout@centrum.cz, fott@cesnet.cz

ABSTRACT

Kohout L. & Fott J.: Recovery of zooplankton species to formerly acidified lakes of the Bohemian Forest

The present study brings new data on the continuing but slow biological recovery of small mountain lakes in the Bohemian Forest (Czech Republic). During the last three decades of the 20th century the lakes were acidified but recently the decreasing of emissions of acidifying pollutants brought about a substantial improvement in chemical conditions. In one of the lakes we have found an increasing abundance of pelagic rotifers; in another one we have observed a return of the cladoceran *Ceriodaphnia quadrangula*. Experiments with survival of *Daphnia longispina* in lakewater taken from a lake from which the species had disappeared may support the possibility of its repatriation.

Key words: lake acidification, lake recovery, zooplankton, repatriation, *Daphnia longispina*

ÚVOD

Na česko-bavorském pomezí Šumavy leží osm malých jezer ledovcového původu, jejichž limnologické charakteristiky jsou do značné míry podobné: malá, svažité a zalesněná povodí s tenkým půdním pokryvem, krystalinická geologická podloží, relativně dlouhé doby zdržení. Tato jezera lákají pozornost badatelů již déle než sto let, díky čemuž se nashromáždily, byť leckdy nesourodé a neúplné, informace o jejich oživení v minulosti.

V posledních dekádách minulého století se výzkum zaměřil na dokumentaci změn chemismu a oživení vyvolaných kyselou atmosférickou depozicí, již byla všechna šumavská jezera různou měrou zasažena. V nejvíce postižených jezerech vedlo antropogenní okyselení k vymizení klíčových druhů zooplanktonu. Během minulého desetiletí se výzkum soustředil na postupné ozdravení chemismu, k němuž dochází v důsledku všeobecného poklesu emisí kyselínotvorných škodlivin. Zejména lze pozorovat i biologické ozdravení spočívající ve smyslu počátku návratu pre-acidifikačních druhů. (FRIE & VAVRA 1898, JIROVEC & JIROVCOVÁ 1937,

ŠRAMEK-HUŠEK 1942, FOTT et al. 1994, VESELY 1994, KOPÁČEK et al. 1998, VRBA et al. 2000, VRBA et al. in press).

V této studii podáváme zprávu o pokračujícím ozdravení zooplanktonu jezer Ěerného a Plešného a navrhuje standardní test vhodnosti současné jezerní vody pro vybrané vůdčí druhy zooplanktonu, které v důsledku acidifikace z jezer vymizely.

MATERIÁL A METODIKA

V průběhu vegetační sezóny 2002 jsme vykonali celkem čtyři návštěvy Šumavy, během nichž jsme prováděli odběry na jezerech Ěerné, Ěertovo, Laka, Prášílské, Plešné a na nádrži Žitárské jezírko. Kvantitativní vzorky zooplanktonu jsme odebírali s gumového ělunu jako vertikální tahy sítí o velikosti ok 100 mm a pomocí van Dornova sběrače o objemu 6 l s následným přečtením přes síť s velikostí ok 40 mm. Po fixaci formalinem se počítání zooplanktonu provádělo v laboratoři, s použitím invertovaného mikroskopu (STRASKRABOVÁ et al. 1999). Uspořádání pokusů na přežívání zooplanktonu je popsáno níže.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Zaznamenali jsme pokračující trend vzrůstu početnosti vířníků na Plešném jezeře pomocí *Ceriodaphnia quadrangula* na Ěerném jezeře (VRBA et al. in press).

Na Plešném jezeře (obr. 1) byla v léti 1990–1992 početnost vířníků téměř zanedbatelná (30–180 ind. m⁻³), v léti 1997–2002 jsme zaznamenali hodnoty o 2–3 řády vyšší: 11 000–50 000 ind. m⁻³ (KOHOUT 2001). Rok 2002 byl charakteristický vysokou početností druhu *Keratella serulata*, jenž mezi drobným zooplanktonem výrazně dominoval (48 000 ind. m⁻³ v ěervenci).

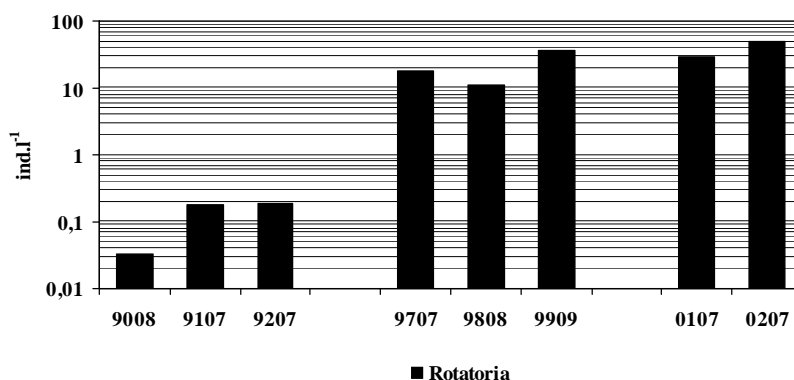
Ceriodaphnia quadrangula byla pravidelnou součástí pelagiálu a litorálu Ěerného jezera v 30. letech minulého století (ŠRAMEK–HUSEK 1942), na vrcholu acidifikace v 80. letech zdánlivě vymizela (FOTT et al. 1994) a od 90. let znovu osidluje nejprve litorál, později jsme ji nacházeli i v pelagiálu. V roce 2002 jsme po celé období od dubna do října zaznamenali hojný výskyt na standardním odběrovém stanovišti kamenitého litorálu pod jezerní stěnou. V pelagiálu dosáhla maxima v ěervenci – 3000 ind. m⁻³ na standardním odběrovém místě nad maximální hloubkou; je to dosud nejvyšší zjištěná početnost ve volné vodě od počátku „zotavování“ jezera.

Cílem laboratorních pokusů bylo zjistit, zda chemické ozdravení acidifikovaných šumavských jezer (KOPÁČEK et al. 2002) umožňuje alespoň v některých případech návrat původních, acidifikací potlačených druhů. Pokusy probíhaly po každém z odběrů v chlazeném termostatu při teplotě epilimnia a L/D

světelném cyklu odpovídajícím roční době, délka pokusu 10–14 dní. Do pokusných lahví bylo vkládáno po 16–20 dospělých zvířatech. Na konci pokusu se hodnotil počet přeživších dospělců a počet živých mláďat vylíhlých během pokusu. V roce 2002 jsme se zaměřili na výběr vhodného indikátorového druhu a na standardizaci provedení pokusu. Ze tří testovaných druhů (*Ceriodaphnia quadrangula* z Ěerného j., *Holopedium gibberum* ze Žižárského j. a *Daphnia longispina* z Prášílského j.) jsme nakonec zvolili poslední ze jmenovaných druhů, jenž se jeví jako nejvhodnější pro případnou repatriaci. Jako standardní provedení jsme nakonec zvolili 5 replikací po 20 vybraných dospělých jedincích v každé lahvi, tj. při testování 6 variant (jezer) celkem 30 lahví a 600 jedinců v každém pokusu. Takto uspořádaný pokus vykazuje poměrně nízkou variabilitu a reprodukovatelné výsledky (obr. 2). V příštím roce bude vhodné provést standardní testování v průběhu celé vegetační sezóny, tj. od ěervna do října.

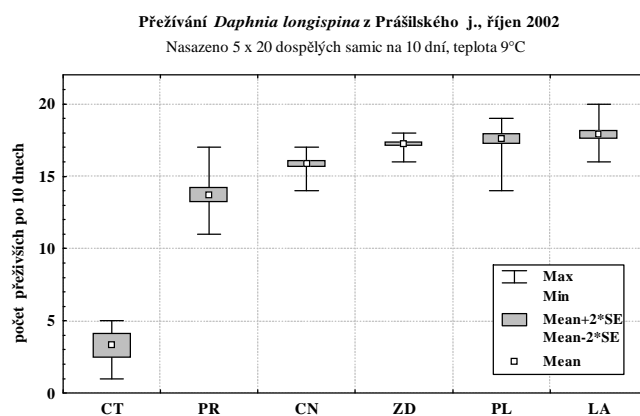
Úspěšné přežívání některých druhů zooplanktonu ve vodě jezer, kde tyto druhy byly dříve domovem, nás vedla k úvahám o jejich možné repatriaci. Metoda repatriace planktonních živočichů se začala praktikovat v Kanadě, kde podle zákona (Canadian National Parks Act) mají být ekosystémy národních parků zachovány v nepoškozeném stavu pro příští generace. Ělověkem zprostředkovaná repatriace se praktikuje v případech, kdy klíčové druhy na poškozených lokalitách evidentně vyhynuly a kdy je malá naděje, že by došlo v historicky krátké době ke znovuosídlení přirozenou

Vývoj abundance planktonních vířníků na Plešném jezeře v letech 1990–2002



Obr. 1 Vývoj abundance planktonních vířníků (*Keratella serrulata* + *Brachionus sericus* + *Collotheca pelagica* + *Synchaeta oblonga* + *Microcodon clavus*) na Plešném jezeře v letech 1990–2002 (letní měsíce)

Fig. 1 Numbers of planktonic rotifers (*Keratella serrulata* + *Brachionus sericus* + *Collotheca pelagica* + *Synchaeta oblonga* + *Microcodon clavus*) in the lake Plešné in the years 1990–2002 (summer months)



Obr. 2 Přežívání *Daphnia longispina* z Prášílského jezera ve vodi z šesti šumavských jezer: CT – ěertovo jezero, PR – Prášílské jezero, CN – ěerné jezero, ZD – Źi árské jezírko, PL – Plešné jezero, LA – jezero Laka

Fig. 2 Number of surviving adult females *Daphnia longispina* from the lake Prášílské (October 2002) in lakewater from the following lakes: CT – ěertovo, PR – Prášílské, CN – ěerné, ZD – Źi árské, PL – Plešné, LA – Laka. 10 days exposure in 9°C, 5 replicates with 20 specimens in each

cestou. To se týká zejména horských jezer, jež nejsou s podobnými jezery spojena vodními cestami (headwater lakes). SCHINDLER & PARKER (2002) úspěšně nasadili vznašivku *Hesperodiptomus arcticus* do horského jezera v kanadských Skalistých horách a popsali její vliv na formování původního planktonního společenstva. Domníváme se, že podobný postup by se dal aplikovat i na poškozená společenstva šumavských jezer, pokud ovšem proces reverze chemismu jezerní vody ve smyslu oslabení acidity dostatečně pokročil. Na základě dosud provedených pokusů se předvíhá, že vlivem přenesení perloočky *Daphnia longispina* z Prášílského do Plešného jezera. Tento druh se dříve v Plešném jezeře vyskytoval, avšak během posledních 30 let tam nebyl nikdy nalezen. Populace z Prášílského jezera přežila nižší pH a vyšší koncentrace reaktivního hliníku, než se v současné době na Plešném jezeře vyskytují. Navíc je na Plešném jezeře po celý rok hojný fytoplankton, jenž by zajišťoval pro zooplankton stálou potravní nabídku.

Tato práce byla financována Grantovou agenturou Univerzity Karlovy (Zooplankton jako indikátor ozdravení acidifikovaných šumavských jezer, číslo projektu 131/2002/B-BIO/Prf), již na tomto místě vyslovujeme svůj dík. Rovněž děkujeme Správě národního parku a CHKO Šumava za souhlas a podporu výzkumných prací na jezerech.

LITERATURA

- FOTT J., PRAŽÁKOVÁ M., STUHLÍK E. & STUHLÍKOVÁ Z., 1994: Acidification of lakes in Šumava (Bohemia) and in the High Tatra Mountains (Slovakia). – *Hydrobiologia*, 274: 37–47.
- FRIE A. & VAVRA V., 1898: Výzkumy zvířeny ve vodách ěeských III. Výzkum dvou jezer šumavských, ěerného a ěertova. – *Archív pro přírodovědný výzkum ěech*, 10: 1–117.
- JÍROVEC O. & JÍROVCOVÁ M., 1937: Chemismus šumavských jezer. – *Vi stník Královské ěeské Společnosti Nauk, Praha, toída II*, 13: 1–21.
- KOHOUT L., 2001: Zooplankton šumavských jezer. – *Přírodovědecká fakulta KU v Praze*, 156 pp. (nepubl. magisterská práce).
- KOPÁĚEK J., STUHLÍK E., FOTT J., VESELÝ J. & HEJZLAR J., 1998: Reversibility of acidification of mountain lakes after reduction in nitrogen and sulphur emissions in Central Europe. – *Limnology & Oceanography*, 43: 357–361.
- KOPÁĚEK J., STUHLÍK E., VESELÝ J., SCHAUMBURG J., ANDERSON I. C., FOTT J., HEJZLAR J. & VRBA J., 2002: Hysteresis in reversal of Central European mountain lakes from atmospheric acidification. – *Water, Air and Soil Pollution, Focus* 2: 91–114.
- SCHINDLER D. W. & PARKER B. R., 2002: Biological Pollutants: Alien Fishes in Mountain Lakes. – *Water, Air and Soil Pollution, Focus* 2: 379–397.
- STRASKRABOVÁ V., CALLIERI C., CARILLO P., CRUZ-PIZARRO L., FOTT J., HARTMAN P., MACEK M., MEDINA-SÁNCHEZ J. M., NEDOMA J. & ŠÍMEK K., 1999: Investigations on pelagic food webs in mountain lakes – aims and methods. – *J. Limnol.*, 58: 77–87.

- ŠRÁMEK-HUSEK R., 1942: Revisé perlooček a buchanek Ěerného jezera na Šumaví po 66 letech. – Vi stník Královské Ěeské Společnosti Nauk, Praha, tída II, 1942: 1–22.
- VESELÝ J., 1994: Investigation of the nature of the Šumava lakes: a review. – Ěasopis Národního muzea, Praha, Ěada pširodoví dná, 163: 103–120.
- VRBA J., KOPÁĚEK J. & FOTT J., 2000: Long-term limnological research of the Bohemian Forest lakes and their recent status. – *Silva Gabreta*, 4: 7–28.
- VRBA J., KOPÁĚEK J., FOTT J., KOHOUT L., NEDBALOVÁ L., PRAŽÁKOVÁ M., SOLDAN T. & SCHAUMBURG J., in press: Long-term studies (1871–2000) on acidification and recovery of lakes in the Bohemian Forest (Central Europe). – *Journ. Total Environment*.

CO OVLIVŇUJE ŽIVOT PLANKTONU V ÚDOLNÍCH NÁDRŽÍCH

Jaroslav Hrbáček & Zdeněk Brandl

Hydrobiologický ústav AV ČR, Na sádkách 7, CZ-370 05 Ěeské Budiřovice, Ěeská republika, e-mail: jhrbacek@natur.cuni.cz, zbrandl@tix.bf.jcu.cz

ABSTRACT

Hrbáček J. & Brandl Z.: Effects on planktonic life in valley reservoirs

When inlet water from a tributary enters the deep layers of Slapy reservoir in the summer season, a conspicuous drop in total phosphorus occurs, and zooplankton biomass is relatively low. The long-term increase in zooplankton biomass is greater than the increase in total P, but less than the increase in chlorophyll concentration. An observed decrease in the percentage of large-bodied Cladocera can be interpreted as being influenced by changes in the fish population. During the second half of the 2002 summer season, an increase in the abundance of the cladoceran *Diaphanosoma*, and a decrease in species of *Daphnia* and *Bosmina*, was observed. The differences between the relative decrease in zooplankton biomass and chlorophyll a, and the changes in relative abundance of algal filterers, is discussed in relation to utilization of food by large-bodied individuals, lower efficiency of smaller-bodied filterers, and changes in the reservoir environment during unusual flow conditions.

Key words: zooplankton, reservoirs, chlorophyll a, total phosphorus, Cladocera

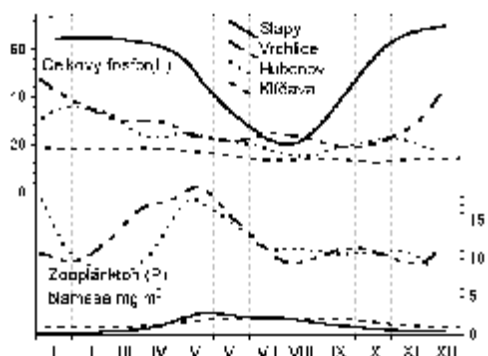
ÚVOD

V hydrobiologii resp. limnologii je snaha vytvořit velké generalizace. V tomto rámci je obvyklé zmínit v druhovém složení interpretovat jako důsledek eutrofizace aniž je tento termín definován v nějakých jednotkách. Je potom obtížné toto vysvětlit jak potvrdit tak vyvrátit. Na druhé straně, se také přijímá názor, že jednotlivé jevy jsou pod komplexním vlivem řady faktorů. To také nepřispívá k vyjasnění přírodních vztahů. V tomto příspěvku se pokusíme ukázat, že při analýze přírodních pozorovaných jevů musíme začít s jednoduchými předpoklady, ale při zjištění rozporů se neomezíme na konstatování že výjimky potvrzují pravidlo, ale pokusíme se nalézt další vliv, případně vlivy, které závažně zjednodušující předpokladu doplní resp. změní.

POMĚR CELKOVÉHO FOSFORU A BIOMASY ZOOPLANKTONU

Obr. 1 ukazuje, že biomasa zooplanktonu (BIZO) nádrže Slapy (1310 ha, max. hloubka 53,2 m, průměr

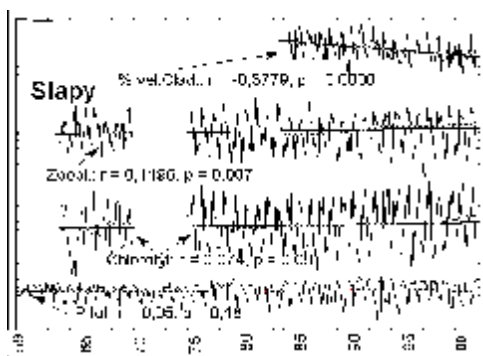
ná teor. doba zdržení 35 dní) je přibližně stejná jako v nádrži Klíčava (61 ha, max. hloubka 34,1 m, teor. doba zdržení 543 dnů) přesto, že na začátku vegetační periody je koncentrace celkového fosforu (TP za tyto hodnoty vidíme J. Popovskému a J. Kopáčkovi) více než trojnásobná. Také při porovnání s nádržemi ukazujícími průběh BIZO a TP v nádržích Hubenov (51 ha, max. hloubka 17,5 m, teor. doba zdržení 166 dnů) a Vrchlice (92,5 ha, max. hloubka 31,5 m, teor. doba zdržení 218 dní) vyplývá, že BIZO v Slapské nádrži je mimořádně nízká a je ještě nižší než kdyby nejnižší letní koncentrace TP byla v zimě. Jako příčina přichází v úvahu: 1.) po většinu vegetační roku je prohrátý epilimnion podtékáný studenou vodou z Orlické nádrže a značná část vytvořené organické hmoty propadá do tohoto průtoku a není recyklována 2.) protože v zimě hladina není zamrzlá je plankton limitován světlým, start BIZO je velmi nízký a v průběhu vegetační sezóny nemůže dosáhnout biomasy odpovídající vysoké zimní koncentraci TP živin. Je možné že vliv mají oba dva faktory, upřesnit podíl na celkovém výsledku zatím nelze.



Obr. 1 Křivky nejmenších četverců odchylek (třísnoh 0) koncentrací celkového fosforu v $\mu\text{g.l}^{-1}$ a sušiny biomasy zooplanktonu v mg.m^{-2} v nádržích Slapy (1975–1984), Klíčava (1961–1970), Hubenov (1975–1979) a Vrchlice (1979–1988)

DLOUHODOBÉ ZMĚNY CELKOVÉHO FOSFORU, CHLOROFYLU A ZOOPLANKTONU

Obr. 2 ukazuje sezónní kolísání a především dlouhodobý vzrůst resp. pokles (hodnoty byly log. transformované aby se data vešla na jeden graf a aby relativní rozsah kolísání hodnot a změn průběhu byly přímo srovnatelné) TP (vzestup o 31 %) chlorofylu-a (CHL o 138 %, za tato data vděčíme J. Komárkové a B. Desortové), a BIZO (o 58 %). Vzestup CHL na rozdíl od vzestupu BIZO je výrazně vyšší než vzestup TP. Domníváme se, že tento jev souvisí s poklesem podílu biomasy perlooček $> 0,71$ mm v celkové biomase perlooček protože máme za to že stejná biomasa menších perlooček má menší efektivitu vyžírání řas. Relativně nižší

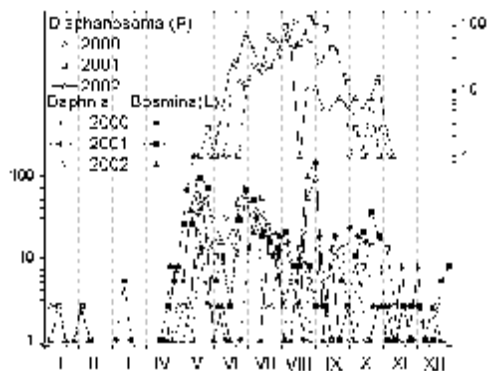


Obr. 2 Průběh log. transformovaných hodnot celkového fosforu, chlorofylu ($\mu\text{g.l}^{-1}$), biomasy zooplanktonu (mg.m^{-2}) a % podílu biomasy perlooček $> 0,71$ mm v celkové biomase perlooček v průběhu let 1959 až 2001

koncentrace CHL nebo bioobjemu řas ve vztahu k TP při vyšším podílu perlooček $> 0,71$ mm byla pozorována již dříve. (např. HRBAŤEK a spol. 1994). Kvantifikace tohoto jevu však není jednoduchá. V důsledku samozastínění řas dochází při zvýšení koncentrace chlorofylu k snížení hloubky eufotické vrstvy. Zvýšení produkce biomasy řasami pod jednotkou plochy proto není asi tak výrazné jako je zvýšení bioobjemu v standardně volené hloubce odběru vzorku. Tím lze vysvětlit, že se biomasa zooplanktonu nezvýšila úměrně se zvýšením chlorofylu.

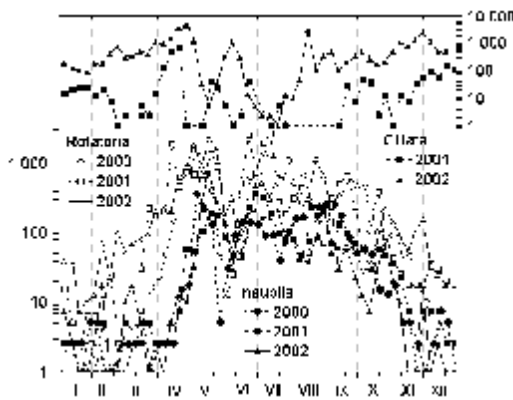
SEZÓNŇÍ PRŮBĚH SLOŽENÍ ZOOPLANKTONU V EPILIMNIU

K ujasnění druhového složení perlooček ve vrstvě horních 4 m, z které je odebrán vzorek na stanovení CHL, byly v posledních letech odbírány v týdenních intervalech vzorky zooplanktonu. Z obr. 3



Obr. 3 Průběh četnosti (ind.l^{-1}) perlooček v horních 4 m Slapské nádrže. Z metodických důvodů je absence vynášena jako 1 a nejnižší počet ve vzorku jako 2,6 jedinců. l^{-1}

vyplyvá že v zimě počet perlooček nepřesahuje deset jedinců na litr a že četnost zažne skoro exponenciální růst od poloviny dubna. Druhy rodu *Bosmina* mají rychlejší start. Jarní maximum však dosahují rody *Bosmina* (*Bo*) a *Daphnia* (*Da*) současně. V období průhledné vody poklesne výrazně počet zástupců prvního než druhého rodu. Je to v souladu s teorií větší kompetitivní úspěšnosti větší jedinců (Brooks a Dodson 1965). Nečekání však v době jejich poklesu stoupá zastoupení rodu *Diaphanosoma* (*Di*), který je větší aspoň na délku než *Bo* ale menší než *Da*. Znamená to, že buď využívá jiných potravních partiкул, nebo že *Di* v důledku své průhlednosti a odlišného způsobu pohybu lépe uniká predátnímu tlaku ryb. Obr.



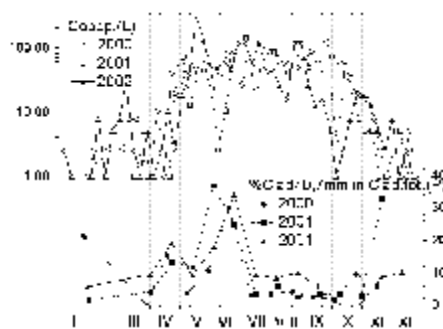
Obr. 4 Průběh četnosti (ind.*L⁻¹) nálevníků, vířníků a nauplií v horních 4 m Slapské nádrže. Vynášení absence a nejnižšího počtu jedinců jako u obr. 3

4 ukazuje sezónní průběh podílu biomasy perlooček > 0,71 v celkové biomase perlooček jako míry intenzity predace ryb. V červnu je intenzita predace nejmenší, což je v souladu se vzestupem četnosti zástupců rodů *Da* a *Di* a v roce 2001 i *Bo*. Při vzrůstu intenzity predace v červenci dochází k poklesu *Da*, ale k vzestupu *Di*. To může naznačovat větší odolnost *Di* proti zvýšené predaci. Četnost *Bo* nejprve stoupne a pak klesne. V druhé polovině srpna 2002 v období mimořádného průtoku má *Di* prudký pokles zatím co druhé dva rody mají výrazný vzestup. *Daphnia galeata* po týdenní expozici v laboratorii v povodňové vodě měla více než dvacet embryí. Zvýšená četnost *Da* a *Bo* proti snížení *Di* naznačuje možnost rozdílů ve využití potravy perloočkami ale připouští i možnost ztráty výhody průhlednosti při zakalené vodě.

Sezónní průběh dolní poloviny (obr. 4) je s výjimkou poklesu koncem května a začátkem června obdobný průběhu teploty. Četnost nauplií je po většinu roku skoro o řád nižší než četnost vířníků a k exponenciálnímu růstu dochází u vířníků dříve ale méně pravidelně. Velcí nálevníci (*Tintinidium*, *Vorticella* a *Gastrostyla*) jsou v zimě četnější než vířníci. U nauplií se v zimě přechodně objevují četnosti větší než 5 jedinců. Patří převážně rodu *Eudiaptomus*. Jarní maximum a pokles četnosti obou skupin spadá přibližně do stejného období jako u perlooček. V porovnání s relativním poklesem četnosti druhů *Bo* proti *Da* není pokles vířníků a nauplií tak výrazný jak by bylo možno očekávat v období, kdy je kompetice o potravu největší. V dalším průběhu roku jsou náznaky dalších dvou vrcholů a jednoho poklesu četnosti. Spadají přibližně opět do období podobných náznaků perlooček. Vířníci jsou v době silného průtoku v druhé polovině srpna 2002 mimořádně početní. V září však jejich četnost klesá pod obvyklé hodnoty.

Četnost nauplií vedle potravních zdrojů ovlivňuje patrně také počet dospělých jedinců s vajíčky. V zkoumaných vzorcích je počet dospělých individuí malý a proto obr. 5 ukazuje průběh celkové četnosti všech kopepoditových stadií a dospělců. Je z něj patrný sezónní průběh podobný průběhu nauplií. Výrazná odchylka od druhé poloviny srpna do začátku října 2002 souvisí patrně s mimořádným průtokem.

Jarní maximum jak biomasy klanonožců tak jejich četnosti je tvořeno převážně druhem *Cyclops vicinus*. V porovnání s letním *Mesocyclops leuckartii* a druhem *Thermocyclops* jde o druh velký. I při vysoké rybí obsádkě není nejen nahrazen tento druh menším ale ani nedochází k výraznému poklesu jeho biomasy v průběhu poklesu velikosti perlooček. Domníváme se, že tato odchylka od předpokladu nahrazení většími druhů menšími zvyšující se rybí osádkou je dána tím, že toto maximum spadá přibližně do doby vysokého podílu velkých perlooček tedy do období relativně nízké predace zooplanktonu rybami (obr. 5). Velké jarní druhy klanonožců *Cyclops* přezimují převážně v kopepoditovém stadiu ukrytém v sedimentech dna. Zda se jejich počet na jaře zvyšuje postupně nebo jednorázově nelze z obr. 5 rozhodnout. Po zvýšení četnosti kopepoditů nebyla již pozorována nauplií rodu *Eudiaptomus*, takže je pravděpodobné, že jejich počet je výrazně snížen predací kopepodity a dospělými stadii rodu *Cyclops*. Tím by bylo možno vysvětlit pro *Eudiaptomus*, rod který má před perloočkami řadu ekologických výhod (únik před predací skokem, schopnost nejen filtrace ale i lovu jednotlivých



Obr. 5 Horní graf. Průběh četnosti klanonožců (ind.*L⁻¹) v horních 4 m Slapské nádrže. Vynášení absence a nejnižšího počtu jedinců jako u obr. 3. Dolní graf. Podíl biomasy perlooček > 0,71 mm v celkové biomase perlooček

lepší využití (as chudých fosforem) je zastoupen tak málo početnou populací s maximem v teplotní nepříznivém období.

ZÁVĚR

K podrobnému pochopení vzájemných interakcí potřebujeme daleko více informací než máme zatím k dispozici.

Práce je příspěvkem k řešení projektu GAĚR 206/01/1113.

CO MŮŽEME ZJISTIT ZE VZORKU ZOOPLANKTONU?

Ivo Prikryl

ENKI o. p. s. Třeboň, Dukelská 145, CZ-379 01 Třeboň, Česká republika, e-mail: prikryl@enki.cz

ABSTRACT

Přikryl I.: What we can find out from a zooplankton sample?

This paper discusses the large amount of information held in plankton samples. It also shows the significance of context, and possible mistakes during sampling and processing of samples and with interpretation of results.

Key words: zooplankton, information, evaluation, mistakes, deposition

ÚVOD

Lze odhadnout, že každoročně je v České republice odebráno z různých typů vod několik tisíc vzorků zooplanktonu, které jsou konzervovány, ni jakou dobu uschovány a následně zpracovány. Při zpracování je zpravidla provedena determinace do druhů nebo vyšších taxonomických skupin, je určen jejich podíl ve vzorku nebo hustota v původním prostředí a ni kdy stanovena i biomasa. Pro vyhodnocení jsou získané údaje často shrnuty do jednoho nebo ni několika málo čísel: hustota, celková biomasa, saprobní index ap. Po zpracování podle účelu odběru jsou vzorky zpravidla rychle likvidovány.

Smyslem tohoto příspěvku je upozornit na obrovské množství informací, které nese každý vzorek zooplanktonu nad rámec informací využitých pro konkrétní účel, pro který byl odebrán, a které zpravidla zůstávají nevyužity. Přes neskromné ambice autora o vyčerpávající zpracování tématu jde spíše o úvod do problému a mnoho aspektů zůstalo nutně opomenuto.

CÍLE SLEDOVÁNÍ ZOOPLANKTONU

Obecně je možno rozlišit dva základní cíle sledování zooplanktonu. V prvním případě je objektem výzkumu samotný zooplankton a jeho vlastnosti. Jde například o rybářství (množství potravy pro ryby, přítomnost dravých nebo parazitických buchanek), ochra-

nu přírody (potravní nabídka pro vodní ptáky a obojživelníky ap.) nebo základní výzkum (dynamika zooplanktonu, výzkum vlastností jednotlivých druhů ap.). Častěji je sledování zooplanktonu jako indikátoru stavu prostředí (odhad velikosti rybí obsádky, monitoring nádrží a kvality vody v nich, vyšetření po havarijním znečištění vody).

PRVOTNÍ INFORMACE OBSAŽENÉ VE VZORKU ZOOPLANKTONU

Základní informací je druhové spektrum zooplanktonu, podíl jednotlivých druhů nebo jejich hustota a biomasa. Důležité je však i zhodnocení, které druhy by mohly být přítomny a chybí jí a vysvětlení jejich absence v závislosti na kontextu (nehodná roční doba, příliš vysoká koncentrace predátorů nebo konkurenčních druhů, nedostatek potravy, nevhodné fyzikální chemické vlastnosti vody atd.). U jednotlivých druhů může být dále sledována velikostní struktura dospělých jedinců i jejich vývojových stádií, rozmnožování a jeho intenzita, poměr pohlaví, přítomnost samců a trvalých vajíček, kondiční stav, výskyt deformit a poškození predací, tvar těla (výrůstky ap.), zbarvení, přítomnost uhybnulých jedinců a zbytků těla. Doplnující informací je přítomnost a druhové spektrum fytoplanktonu, zejména síťového, poměr jeho biomasy k biomase vlastního zooplanktonu a přítomnost epibiontů a parazitů zooplanktonu. Zvláštní informací

nesou součástí vzorku, které nejsou složkou planktonu: detritus, druhy periodických vod, bentické a fytofilní druhy, organismy z intersticiálu a z mokřadů bez volné vodní hladiny.

Pro správné hodnocení informací zjištěných ze vzorku zooplanktonu jsou důležité doplňující informace o lokalitě – kontext. Patří k nim typ vody (jezero, přehradní nádrž, rybník, tůň ap.), geografická oblast, nadmořská výška, roční doba, charakter povodí, míra a dynamika průtočnosti, výsledky souběžně provedené fyzikální chemické analýzy vody. V případě vypouštění nebo vysychajících nádrží je důležitá doba naplnění, umístění nádrží i jejich stáří. V rybnících je velmi významná předpokládaná rybí obsádka (druhové složení, počty kusů, kusová i celková hmotnost jednotlivých druhů), intenzita krmení ryb a hnojení.

Významně ovlivňuje možnosti interpretace způsob odběru vzorku, popřípadě možnost souběžně hodnotit celou sérii vzorků. Protipólem z hlediska obsažené informace může být pravidelně v krátkých intervalech opakovaný odběr se samostatně zpracovanými dílčími vzorky reprezentativně odebranými v různých hloubkách a místech nádrže a na druhé straně jednorázově odebraný vzorek ze běhu. Přesto i v tom druhém případě lze často s méně než 1 % úsilím ze semikvantitativního vzorku získat při využití kontextu dostatek informací o nádrži, ačkoli ve desítky procent ve srovnání s detailním sledováním. Významné je místo odběru vzorku z nádrže a hloubka, z níž byl odebrán. Z technických podmínek pak velikost ok planktonky, proložený objem a skutečně zpracovaný podíl vzorku.

Obtížné je v případě uchování vzorku zachovat s ním i všechny doprovodné informace. To významně limituje možnosti jeho pozdějšího využití. Naopak při dodatečném hodnocení mohou být vzaty v úvahu širší souvislosti než u prvotního účelu sledování.

INFORMACE O PROSTŘEDÍ ZÍSKANÉ VYHODNOCENÍM VZORKU

Hustota a biomasa zooplanktonu, podíl a struktura populací jednotlivých druhů, jejich kondice a dynamika vypovídají především o tocích energie a látek v nádrži, o jejím metabolismu. Složité vztahy v planktonu jsou podmíněny i potravní specializací jednotlivých druhů, konkurencí a predací. Speciální vlastnosti jednotlivých druhů indikují fyzikální chemické vlastnosti prostředí. Jejich výpověď o prostředí má delší časovou platnost než paralelně odebrané chemické vzorky, protože životní díl je zooplanktonu jsou pomalejší než chemické a fyzikální změny ve vodě. Velký počet druhů

a jejich poměrně rychlý vývoj umožňují na změny prostředí reagovat spíše změnou druhové struktury společenstva než adaptací jednotlivých druhů.

Různé informace o prostředí sledované nádrže se dají získat i nezávisle, odvození z planktonu však může být levnější či snazší. Přímé poznatky o určitých vlastnostech prostředí a o managementu nádrže přesoují odhad jiných vlastností prostředí odvozených ze zooplanktonu. Někdy je však není možno získat přímo nebo byly opomenuty a pak je můžeme dodatečně, i po mnoha desítkách let, z planktonu odhadnout. Typický příklad je kontrola rybářského hospodářství v rybnících rezervací pomocí zooplanktonu.

Druhové složení zooplanktonu indikuje typ vodní nádrže a případně i některé zvláštní vlastnosti vody (nízké pH, vysokou salinitu). Výskyt každého druhu indikuje současně přítomnost jeho potravy. Ve větší nádrži je užitečné stanovení výzíracího tlaku rybí obsádky a odhad její velikosti. Za určitých okolností se dá odhadnout i její druhové složení a kusová velikost hlavního druhu, někdy i obsádka v předchozím roce či intenzita krmení ryb v rybnících. Podobně může zooplankton indikovat výskyt bezobratlých predátorů. Biomasa zooplanktonu i jeho druhové složení odráží trofii nádrže a její meziroční změny, intenzitu hnojení rybníků. Ěrvení zbarvené perloočky a snížený podíl vírníků indikují nízkou koncentraci kyslíku. Poměrně přesně se dá odhadnout předchozí i následující sukcese zooplanktonu v mířtku dnů až týdnů a s ní spojené vlastnosti vody. Výskyt uhynulých jedinců svědčí o nepříznivých podmínkách v předchozích hodinách až dnech. Podezření na aplikaci biocidů může být podle stavu zooplanktonu vyloučeno nebo naopak významně podpořeno. Extrémní vlastnosti nádrže nebo vody (nízké pH, salinita, vysoká koncentrace organických látek, fotochemické reakce, toxické látky, extrémní teplota, absence světla) se projeví zpravidla ochuzením druhového spektra. Významná přítomnost neplanktonních druhů a/nebo detritu indikuje například výskyt vodních makrofyt, krátkou dobu od naplnění nádrže, stav po vytrávení nádrže, příliš vysokou obsádku ryb, silnou průtočnost nádrže ap. Výskyt parazitických kopepodů souvisí s napadením ryb. Sledování šíření nepůvodních druhů informuje o vztazích mezi různými nádržemi.

CHYBY, ARTEFAKTY A OMYLY

Při naší práci se bohužel můžeme dopustit také řady chyb a nedostatků, které pak znehodnotí získaný materiál a pronikavě zúží jeho vypovídací schopnosti. Správně by každý výzkum měl začít obdobím, kdy se

oví a adekvátnost metod, vychytají početně nedostatky a zjistí se velikost a charakter chyb, které vznikají v různých fázích výzkumu od odběru až po konečné zpracování. Nedostatek času a peněz však tuto etapu pravidelně automaticky vyloučí. V lepším případě se vychází z předchozích zkušeností, pravidelně však ani dodatečně přesnost odběru a zpracování materiálu není známa. Cílem této pasáže není návod, jak se chybám vyhnout, ale pouze upozornit na ně.

Základem by mělo být omezení chyb při odběru, protože ty na rozdíl od zpracování a interpretace již nelze později odstranit. S náhodnými chybami se následně statistické zpracování nijak srovná. Doplátit však na ně můžeme neprůkazností závislosti a zjištění jejich závislosti. Horší jsou systematické chyby, jichž jsme se dopustili při odběru a zpracování. Nemusí být vůbec odhaleny a vedou k nesprávným závěrům.

Dokonalé reprezentativní odběr z finančních ani časových důvodů skoro nikdy není možný a zpravidla by ani nebyl adekvátní účelu sledování. Cílem je proto při nutném zjednodušení odběru alespoň se vyvarovat hrubých zkreslení a při interpretaci výsledků dobře odhadnout meze jejich použitelnosti. Pomijím odběrové pomůcky, jejichž volba a adekvátnost pro rozdílné podmínky sledovaných nádrží je velmi důležitá, avšak tato problematika je dostatečně podrobně zpracovaná. Dlouhé intervaly mezi odběry vedou ke ztrátě části informací. Obecně čím eutrofnější nádrž, čím teplejší voda a čím více záleží na přesném popisu dynamiky zooplanktonu, tím kratší by intervaly měly být. Paradoxní obtížnější může být eliminace migrace planktonu a změn sledovaných fyzikálně chemických vlastností vody během dne, protože jsme vázáni pracovní dobou ústavu, laboratoře, školky, vzdáleností lokality od pracoviště atd. Při souběžném sledování více nádrží tak vznikají systematické rozdíly (nážorně například teplota, pH, kyslík), které s tímž lze dokázat odstranit. U velkých nádrží mohou být velmi rozdílné podmínky v různých místech. Například v centrální části rybníka u krmených míst může být drobný zooplankton a malá průhlednost vody, zatímco v okrajových částech jsou v masách přítomné velké dafnie a voda má velkou průhlednost. Ještě větší mohou být rozdíly v členitých přehradních nádržích s mnoha přítoky. V malých a mělkých nádržích však situace není jednodušší. Zooplankton může vytvářet hejna a hromadit se v tenké vrstvě nade dnem, kterou je obtížné vzorkovat. Na vzdálenosti několika decimetrů se může hustota a biomasa lišit i stonásobně. Při odběru souběžně z různých hloubek můžeme minout vrstvu s nahromaděným zooplanktonem, například na

rozhraní anaerobní a aerobní zóny v tüních nebo v metalimniu velkých nádrží. Velmi významná je velikost ok planktonní sítky. Často se při použití velkých ok ztrácí informace o větších a nejmenších naupliích. Přímo odběr pomocí husté sítky zase zkresluje množství zooplanktonu, protože před sebou hrne vodu a skutečně profiltrovaný objem je jen zlomkem předpokládaného objemu. K podobnému zkreslení dochází v přítomnosti hustého vodního květu, kdy i viditelná planktonka se rychle ucpe. Problém může být i s věsnou fixací vzorku, takže buňky mohou sežrat mnoho menších organismů nebo se nahuští nebo zooplankton udusí a vzorek je pak obtížně zpracovatelný, až k nepotřebi. Tento problém je částečně jší při využití externích pracovníků pro odběr vzorků. Problém s fixací může být i u agresivních vod, například kyselých důlních vod, kde je nutné i velmi rychlé zpracování, protože dochází k rozpadu přítomných organismů. Zejména u vod s velmi nízkou koncentrací zooplanktonu je důležité dokonalé očištění planktonky od zbytků z předchozích odběrů, protože kontaminující příměsi s ním může převažovat nad vlastním vzorkem a tím se nedá jednoznačně odlišit.

Častá chyba vzniká během zpracování vzorků. Každý se setkal s rostoucí schopností determinovat planktonní organismy a s nesprávným určením v začátečních odborných kariéře. S tím souvisí i přehlížení některých druhů, zejména vláčků (*Collotheca*, *Proalides*). Přehlídny mohou být i velké druhy, které se vyskytují v malé hustotě, ale významně se podílejí na celkové biomase. U bohatších vzorků jsme totiž nuceni zpracovávat jen část a tak například z původně odebraných 50 l prohlédneme zooplankton jen z několika desetin litru. Samostatný problém je reprezentativní odběr podvzorku. Ni které druhy vláčků se vychytávají na planktonce, na sítích vzorkovnice a při odběru podvzorku na sítích bačky a pipety. V části vzorku prohlížené pod mikroskopem pak mohou zcela chybět, ačkoli v původním vzorku byli velmi početní. Při využití technik a nedostatečně zpracovaných studentů se tím kdy provádí determinace jen do úrovně větších taxonomických skupin (Cladocera, Copepoda, Rotatoria), takže se prakticky ztrácí vypovídací schopnost vzorku. Nejvíce informací pochopitelně získáme při dokonalé determinaci spojené s popisem dalších pozorovatelných vlastností jednotlivých druhů a následném členění zooplanktonu do více skupin podle role, kterou mají v ekosystému.

Správnost interpretace informací obsažených ve vzorku závisí na znalosti biologie druhů ve vzorku přítomných i chybějících, ale potenciálně přítomných, a na

schopnosti jejich skloubení s kontextem odběru. Je třeba vzít v úvahu, že v různých typech nádrží a v rozdílných geografických oblastech může stejný druh zaujímat rozdílné niky. Je třeba zohlednit, zda okolnosti odběru umožňují rozsáhlejší časové a prostorové zobecnění či nikoli. U chybějících druhů je třeba v našich klimatických podmínkách brát zřetel na roční dobu a čas od naplnění nádrže. Absence druhu ve vzorku ještě neznamená, že v nádrži zcela chybí. Části jí je pouze populace tak řídká, že není vzorkovatelná. Ni který druh přestane být viditelný při nezměněné koncentraci, popřípadě při relativním vyjádření výsledků jeho podíl poklesne, jestliže kvůli větší biomase zooplanktonu zpracováváme jen malý podvzorek. Zastoupení významných K-strategů zdánlivě kolísá v důsledku rychlých změn počtu a biomasy r-strategů nebo v důsledku vyhlutí velkého počtu mladých perlooček a buchaneč krátce před odběrem. Důležité je také rozdělení v těchto taxonomických skupinách na menší skupiny s podobným chováním. Například biomasa perlooček může být celou vegetační sezónou dost vyrovnaná, ale ve skutečnosti se postupně vystřídá *Daphnia pulicaria*, *Daphnia galeata*, *Ceriodaphnia pulchella* a *Bosmina longirostris*, jejichž výskyt se dá nejménějším vůči obsádkám ryb interpretovat velmi odlišně. Dalším příkladem je obecní konkurence mezi velkými filtrujícími perloočkami *Daphnia* a mezi vláňkami, které perloočky při vyšší hustotě potlačí. I při masovém rozvoji *Daphnia*

však na počet může výrazně převažovat vláňka *Keratella cochlearis*, který je schopen přijímat menší potravní částice než filtrují dafnie. Při hodnocení přítomnosti v kových stádiích je třeba vzít v úvahu délku trvání jednotlivého stádia, která ovlivňuje jeho relativní zastoupení v populaci. Struktura zooplanktonu se rozdílně jeví podle použitých jednotek. Hustota (počty kusů) zvýhodňuje malé druhy s velkým počtem jedinců, biomasa naopak velké druhy. Význam jednotlivých druhů však závisí i na rychlosti metabolismu, která je u menších druhů poněkud větší.

ZÁVĚR

Vzorky zooplanktonu obsahují velké množství informací o prostředí, z nichž je však pravidelně využita jen malá část. Na rozdíl od fyzikálních měření a chemických analýz je možné z uchovaných vzorků další informace opakovaně získávat i s velkým časovým odstupem. S vývojem poznání lze očekávat, že v budoucnu budeme umět tyto informace využít dokonaleji než dnes. Je proto účelné část vzorků odebraných pro různé speciální účely dlouhodobě uchovávat včetně co nejúplnějších informací o způsobu odběru a aktuálním stavu sledované lokality.

ZOOBENTOS

METODIKA ODBĚRU MEIOBENTOSU

Marie Omesová

Katedra zoologie a ekologie, Přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity v Brně, Kotlářská 2, CZ-611 37 Brno, Česká republika, e-mail: omesova@sci.muni.cz, omesova@email.cz

ABSTRACT

Omesova M.: **Sampling methods of meiofauna**

Meiobenthos (meiofauna) is the component of benthos in the size range 63–1000 μm . General qualitative and quantitative methods of meiofauna sampling are briefly reviewed. The basic principles of coring are described focusing on possible sources of error, i.e. core shortening, loss of enclosed and surface sediment. In lotic systems, which are highly heterogeneous, pumping of pore water is widely used. The best quantitative results are obtained with freeze coring improved by some modifications to eliminate faunal migration. Vertical zonation is studied by dividing the sample column into 10 cm subsamples.

Key words: meiobenthos, meiofauna, sampling, sediment, vertical zonation, corer, freeze coring

Termínem meiobentos (synonymum meiofauna) se rozumí velikostní složka bentosu mezi makro- a mikrofaunou, přesněji je vymezena podle standardní velikosti ok síta jako 63–1000 μm . Tradičně je velká pozornost věnována především výzkumu meiofauny v mořských sedimentech, zatímco v sladkovodních systémech se tato složka bentosu dostává do popředí zájmu teprve v poslední době (ROBERTSON et al. 2000). Oba tyto směry meiobentologie se vyvíjely víceméně odděleně a využívaly také odlišné metody (GIÈRE 1993).

Jednoduchou a doslova klasickou metodou k získání meiobentosu a organismů z podzemních vod je hloubení jam v příbřežní zóně (REMANE 1933, CHAPPUIS 1942). Tyto jámy jsou infiltrovány vodou z okolního sedimentu a organismy je možno vylovit ruční sítkou. Pro kvalitativní odběr z nejsvrchnějších vrstev dna lze využít klasická zařízení používaná při sběru makrozoobentosu, jako drapáky a dredže s jemnější sítkou. Metoda „air lifting“, při které je voda se sedimentem nasávána silným podtlakem a pak filtrována, není vhodná, protože při ní dochází k poškození organismů s měkkými těly (GIÈRE 1993).

Dobře odebraný kvantitativní vzorek musí obsahovat dostatečné množství organismů v přijatelném množství sedimentu, aby zpracování vzorku bylo co nejméně narušené, a kromě toho by měl poskytnout také

informace o vertikální zonaci a charakteru substrátu. Tyto podmínky splňuje odběr pomocí korerů. Korer je v nejjednodušším případě kovová nebo umí lohmotná trubice o nejmenším doporučeném vnitřním průměru 3,6 cm, což odpovídá vzorkovací ploše 10 cm^2 (WELLS 1971). Její délka závisí na požadované hloubce odběru. Trubice je svisle zatlačena do substrátu, potom na horním konci uzavřena zátkou a vyjmuta ven. Dolní konec může být opatřen uzavíracím mechanismem nebo zůstat volný, což je možné pouze buď u odběru z malých hloubek, kdy k utištění postačuje ruka, nebo u odběru z jemnějších sedimentů, jinak by mohlo dojít ke ztrátě spodních vrstev. Vodu stojící v koreru nad vzorkem je vhodné opatrně odsát přes jemné síto, aby se zabránilo propláchnutí vzorku při vytahování. K zachycení vertikální zonace je potřeba odebrat sediment z koreru postupně vytlačit buď pomocí vzduchu nebo pístem, přičemž ovšem dochází k jeho stlačování. Toto zkracování sloupce vzorku je jedním z hlavních zdrojů zkreslení výsledků, zvláště v případě jemných sedimentů (BLOMOVIST 1991). Při korerování v submerzních substrátech, může docházet ke ztrátě jemnějších vrstev, která se snadno rozptýlí turbulencemi, vzniklými při zanořování koreru. Tomu do jisté míry zabráňuje mechanismus, který korer uzavře shora až po kontaktu s povrchem dna. Tímto uzavíracím systémem

jsou vybaveny např. koreru typu Kajak, z nichž některé jsou tvořeny více trubicemi a umožňují odběr paralelních vzorků (např. JENSEN 1983).

Vzorek vyjmutý z koreru je možné rozdlit na podvzorky (nejčastěji horizontální po 10 cm), což je nutné provádět okamžitě, aby nedošlo ke zkreslení v důsledku migrace organismů.

Zvláštní přístup vyžaduje vzorkování dna v tekoucích vodách. Na základě specifických fyzikálních-chemických podmínek se zde rozlišuje povrchová, hyporeická a freatická zóna. Toto prostředí se vyznačuje vysokou mírou heterogenity v prostoru i čase, což vzorkování komplikuje, značení například znesnadňuje odběr paralelních vzorků a opakování vzorkování na stálém profilu. Některé způsoby hloubkových stratifikovaného odběru organismů z freatické vody popsal ŠTÍRBA (1977). Jsou založeny na filtraci vody, která plní trubici, zaraženou do břehu, při postupném odebírání vrstev sedimentu. Pro odběr vody z hyporeálu se často používají pupmy např. Bou-Rouchova pumpa (Bou 1974). Jedná se o dle rovanou kovovou trubici, na jejímž horním konci je připevněná malá pumpa, která se nechává zatlučená ve dně pro opakovaný odběr. Nevýhodou pumpování ani k určité hloubce. O nic lepší kvantifikace je dosaženo úpravou, kdy je trubice vertikálně rozdlena na menší komůrky, z kterých je voda pumpována odděleně (DANIELOPOL & NIEDERREITER 1987).

Jako kvantitativně nej přesnější se ukázala být metoda „freeze coring“ (FRASER & WILLIAMS 1997), která navíc na rozdíl od pumpování umožňuje získat také informace o struktuře substrátu. Jedná se o metodu, při níž se do kovové trubice zaražené do dna vlije tekutý dusík (popř. CO₂), okolní substrát se zmrazí a je vytažen ze dna spolu s trubicí. Původní postup (STOCKER & WILLIAMS 1972) doznal několika změn, které zabraňují podhodnocení abundancí v důsledku unikových reakcí organismů. Mezi zatlučením koreru a mrazením je ponechána určitá doba na obnovení narušeného společenstva, která se liší u různých autorů od dvou (PUGSLEY & HYNES 1983) do 14 dnů (SCHMID & SCHMID-ARAYA 1997). Před samotným mrazením doporučují BRETSCHKO & KLEMENS (1986) provést paralyzaci elektrickým proudem, její význam pro lepší kvantitativní výsledky byl ale zpochybněn (OLSEN et al. 2002). Aby se zamezilo ztrátě epibentických organismů, je vhodné před mrazením použít v místě koreru standardní metodu odběru bentosu z nejsvrchnější vrstvy. Namrazený a vytažený vzorek se rozdlí po 10 cm a je změřen objem každého takto získaného podvzorku. Nevýhodou metody freeze coring je její poměrně vysoká náročnost na finance,

čas i pracovní sílu a to nejen při práci v terénu, ale i při následném zpracování vzorků.

Výzkum meiobentosu probíhající v současné době na Katedře zoologie a ekologie PŘF MU Brno je podporován grantem GA ČR 206/02/092 – Životní strategie meio- a makrobentosu tekoucích vod.

LITERATURA

- Bou C., 1974: Les méthodes de récolte dans les eaux souterraines interstitielles. – *Ann. Spéléol.*, 29: 611–619.
- BLOMQUIST S., 1991: Quantitative sampling of soft-bottom sediments: problems and solutions. – *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 72: 295–304.
- BRETSCHKO G. & KLEMENS W. E., 1986: Quantitative methods and aspects in the study of the interstitial fauna of running waters. – *Stygologia*, 2: 297–316.
- CHAPPUIS P. A., 1942: Eine neue Methode zur Untersuchung der Grundwasserfauna. – *Acta Sc. Math. Nat. Univ. Franzisco-Josephina*, 6: 1–7.
- DANIELOPOL D. L. & NIEDERREITER R., 1987: A sampling device for groundwater organisms and oxygen measurement in multi-level monitoring wells. – *Stygologia*, 3: 252–263.
- FRASER B. G. & WILLIAMS D. D., 1997: Accuracy and precision in sampling of hyporheic fauna. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54: 1135–1141.
- GIERE O., 1993: *Meiobenthology*. – Springer Verlag, Berlin, 328 pp.
- JENSEN P., 1983: Meiofaunal abundance and vertical zonation in sublittoral soft bottom, with a test of the Haps corer. – *Mar. Biol.*, 74: 319–326.
- OLSEN D. A., MATTHAEI C. D. & TOWNSEND C. R., 2002: Freeze core sampling of the hyporheos: implications of use of electropositioning and different settling periods. – *Arch. Hydrobiol.*, 154: 261–274.
- PUGSLEY C. W. & HYNES H. B. N., 1983: A modified freeze core technique to quantify the depth distribution of fauna in stony streambeds. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 40: 637–643.
- REMANE A., 1933: Verteilung und Organisation der benthonischen Mikrofauna der Kieler Bucht. – *Wiss. Meeresunters.*, Abt. Kiel, NF 21, p. 161–221.
- ROBERTSON A. L., RUNDLE S. D. & SCHMID-ARAYA J. M., 2000: Putting the meio- into stream ecology: current findings and future directions for lotic meiofaunal research. – *Freshwat. Biol.*, 44: 177–183.
- SCHMID P. E. & SCHMID-ARAYA J. M., 1997: Predation on meiobenthic assemblages: resource of a tanydoid guild (Chironomidae, Diptera) in a gravel stream. – *Freshwat. Biol.*, 38: 67–91.
- STOCKER Z. S. J. & WILLIAMS D. D., 1972: A freezing core method for describing the vertical distribution of sediments in a streambed. – *Limnol. Oceanogr.*, 17: 136–138.
- ŠTÍRBA O., 1977: Zur Problematik der Erforschung der Fauna phreatischer Gewässer. – *Proc. 6th Intern. Congr. of Speleology*, Olomouc, 1976, p. 267–272.
- WELLS J. B. J., 1971: A brief review of methods of sampling the meiobenthos. – In Hulings N. C. (Ed.), *Proc. 1st Intern. Conference on Meiofauna*, Tunisia. *Smithon. Contrib. Zool.*, 76: 183–186.

ANALÝZA HODNOCENÍ EKOLOGICKÉHO STAVU ŐEK DYJE A BEĚVY

Ilja Bernardová¹, Svĕtlana Zahrádková², Jiří Kokeš¹, Jiří Zahrádka³ & Miloš Rozkošný¹

¹ Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. M. Praha, pobočka Brno, Dřevařská 12, CZ-657 57 Brno, Āeská republika,
e-mail: iberardova@post.cz, jiri.kokes@atlas.cz, mrozkosny@seznam.cz

² Katedra zoologie a ekologie PĕF, Masarykova univerzita, Kotlářská 2, CZ-611 37 Brno, Āeská republika,
e-mail: zahr@sci.muni.cz

³ AQUA–Service Brno, Ondrouškova 17, CZ-635 00 Brno, Āeská republika, e-mail: j.zahradka@email.cz

ABSTRACT

Bernardová I., Zahrádková S., Kokeš J., Zahrádka J. & Rozkošný M.: **An analysis of ecological state assessment of Dyje River and Beĕva River**

Assessing the environmental state of watercourses has its top position in the context of meeting the requirements of EU Water Framework Directive. Changes in approach to surface waters assessment towards the ecological conception given by the Directive emphasize the need of development of new biological methods preferring ecosystem concept and knowledge on ecosystem structure in natural conditions. Based on this principle both English RIVPACS and Czech system PERLA enable prediction of probable macro-zoobenthos structure on the given sites. The paper presents an information about the first applications of this system on the Dyje and Beĕva Rivers which formed a part of the complex water protection study – Project Morava in 2000–2002. Besides of testing the model in real conditions the project was aimed at verification of actual state of the watercourses, mapping of critical stretches and comparison of obtained results of assessment of the monitored rivers from the point of view of impact of decisive abiotic and biotic factors.

Key words: ecological status, macrozoobenthos, water quality

ŪVOD

Cĕlem hodnocení ekologickĕho stavu vĕše uvedenĕch toků je kvantifikovat míru posunu souĕasnĕho stavu od pĕdpokládanĕho pĕrozenĕho stavu na základĕ analýzy struktury makrozoobentosu. Vlastní hodnocení pĕitom navazuje na tradiĕní způsoby hodnocení toků na základĕ saprobiologickĕho hodnocení makrozoobentosu, pĕiĕemĕž urĕujícím elementem je skuteĕnost, že makrozoobentos je schopen nejlépe postihnout podstatné kvalitativní změny stavu povrchových tekoucĕch vod. Na základĕ získání dostateĕně obsáhleho souboru vstupních údajů byl pomocí predikĕního modelu PERLA vyhodnocen aktuální stav v charakteristickĕch lokalitách obou zvolenĕch toků – Dyje a Beĕvy. Zatímco Dyje pĕedstavuje typický nížinný tok s průtoky regulovanými soustavou nádrĕí, protĕkající intenzivně ze-

mĕ dílsky obhospodávanou nížinou, ĕeka Beĕva odvádĕ vody z podhorskĕ flyšové oblasti charakteristickĕ z hlediska zdrojů zneĕištĕní spĕíše urĕitým prĕmyslovým potenciálem. Na rozdĕl od Dyje nejsou na vlastním toku Beĕvy situovány ŕádnĕ významné nádrĕe. Z hlediska vĕvoje zneĕištĕní tĕchto recipientů náležela ĕeka Dyje zejména v dolní polovinĕ ke stĕdnĕ až silnĕji zatĕ ŕovaným tokům, zatímco Beĕva byla po desetiletĕ oznaĕována za velmi mírnĕ zneĕištĕnĕý tok. Právĕ uvedená rozdílnost charakteristik tĕchto dvou toků vedla autory k myšlence jejich vzájemného porovnání a vyvození urĕitĕch závĕrů pro další zamĕření aktivit v tĕto oblasti.

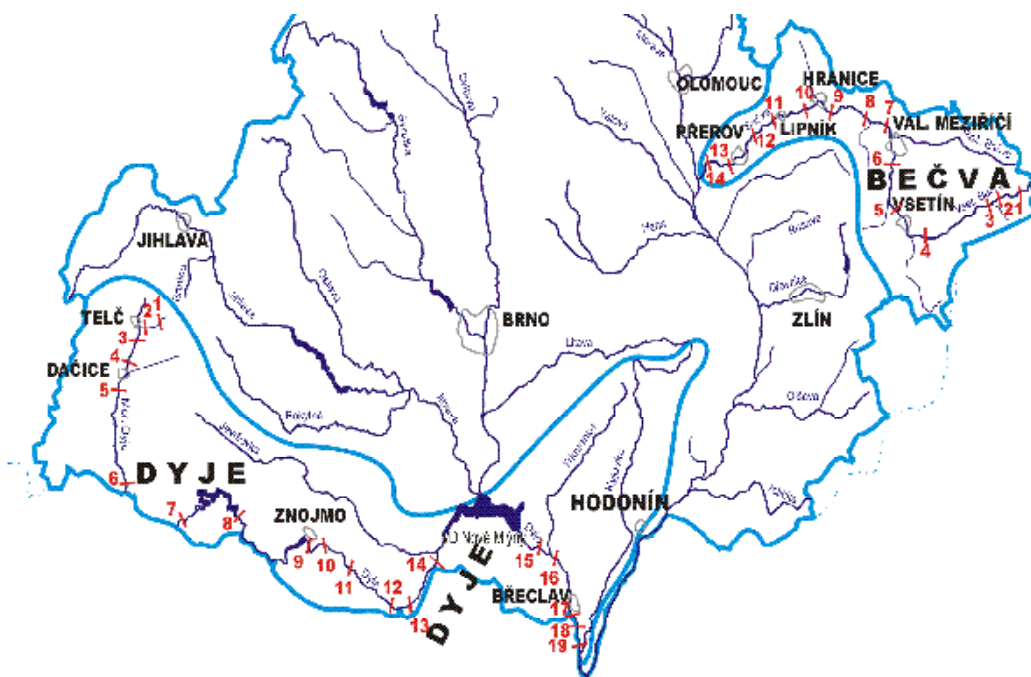
METODIKA

Zamĕření ŕeĕitelů bylo vlastním detailním sbĕrem organismů makrozoobentosu získat dostateĕně

rozsáhlý soubor vstupních údajů jako základ pro aplikaci predikčního systému PERLA. Tento systém, vyvíjený v posledních letech ve VÚV, ZVHS a MU Brno, umožňuje stanovit posun aktuálního kvalitativního stavu hodnocených lokalit od jejich předpokládaného přirozeného stavu. Přirozený stav byl odvozen pomocí modelového aparátu založeného na databázi referenčních lokalit (KOKES & VOJTÍŠKOVÁ 1998). Ke srovnání podobnosti druhového složení je zde použit index B,

vyjadřující poměr počtu skutečně nalezených a očekávaných taxonů. Dalším modelovým ukazatelem jsou indexy ekologické kvality (EQI), vyjadřující podíl mezi zjištěným a očekávaným stavem. Tyto indexy nabývají standardní hodnot od 0 do 1, pro potřeby zatřídění byly v použité klasifikaci zvoleny intervaly po 0,2 (ZAHRAĐKOVÁ & ZAHRAĐKA 2002).

Vlastní odběry na tocích v povodí Dyje a Bečvy byly realizovány standardním semikvantitativním



Obr. 1

sbiřím organismů pomocí ruční sítě při délce odběru 10 minut. Při vzorkování byly paralelní měření příp. zjišťovány potřebné proměnné prostředí. Vytříděný materiál makrozoobentosu byl determinován kolektivem specialistů ze zúčastněných institucí z Brna převážně na druhové úrovni s výjimkou pakomárů. Saprobiologické hodnocení jako součást celkového hodnocení toků umožnilo sestavit materiál dokumentující vývoj znečištění organickými lehce odbouratelnými látkami za období posledních 25 let a porovnat tento s předpokládaným přirozeným stavem. Přehled o rozmištní sledovaných lokalit poskytuje situační mapa na obr. 1.

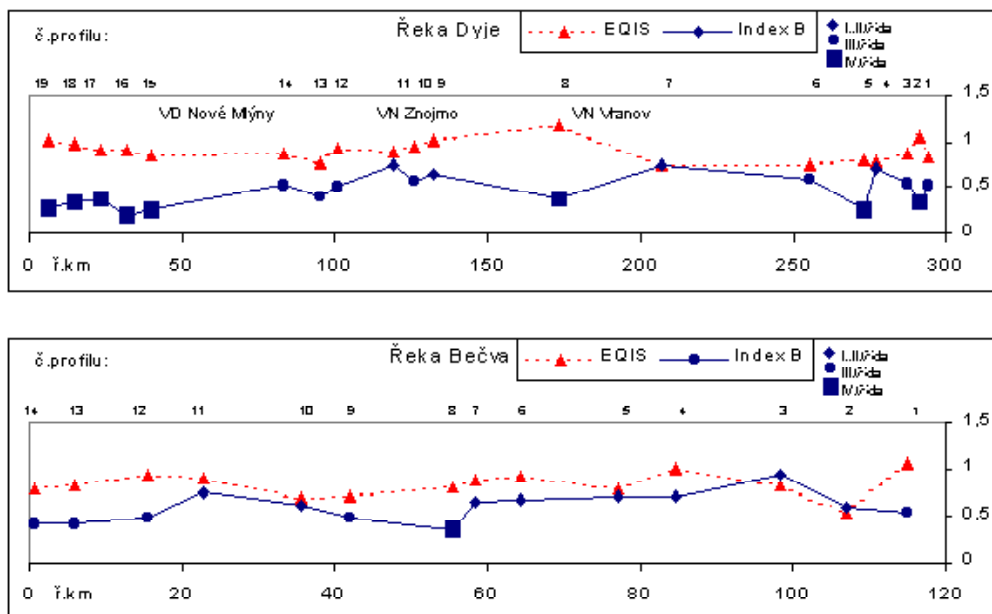
VÝSLEDKY

Výsledky hodnocení struktur společenstev makrozoobentosu ukazují, že z hlediska saprobiálního stavu u dříve znečištěného toku řeky Dyje došlo v posledních dvou dekadách ke značnému zlepšení a to až na úroveň střední betamezosaprobity, tj. II. třídy podle ČSN 757221 (obr. 2).

Naproti tomu řeka Bečva vykazuje i nyní stav odpovídající v níkolika profilech v dolní části toku horší betamezosaprobity, tj. III. třídě této ČSN. Pokud se týče hodnot EQI_S , vyjadřujících poměr mezi indexem saprobity cílového stavu a aktuálním indexem saprobity, jsou tyto v obou hodnocených tocích značně příznivé: jejich hodnota neklesá pod 0,7, což odpovídá převážně I., max. II. třídě pracovní klasifikace. Základním parametrem nového hodnocení ekologického stavu je porovnání shody mezi očekávaným a skutečně zjištěným společenstvem z hlediska

rozoobentosu ukazují, že z hlediska saprobiálního stavu u dříve znečištěného toku řeky Dyje došlo v posledních dvou dekadách ke značnému zlepšení a to až na úroveň střední betamezosaprobity, tj. II. třídy podle ČSN 757221 (obr. 2).

Naproti tomu řeka Bečva vykazuje i nyní stav odpovídající v níkolika profilech v dolní části toku horší betamezosaprobity, tj. III. třídě této ČSN. Pokud se týče hodnot EQI_S , vyjadřujících poměr mezi indexem saprobity cílového stavu a aktuálním indexem saprobity, jsou tyto v obou hodnocených tocích značně příznivé: jejich hodnota neklesá pod 0,7, což odpovídá převážně I., max. II. třídě pracovní klasifikace. Základním parametrem nového hodnocení ekologického stavu je porovnání shody mezi očekávaným a skutečně zjištěným společenstvem z hlediska



Obr. 3

Vzhledem k poměrně příznivému saprobnímu hodnocení je třeba příčiny tohoto nepříznivého hodnocení hledat spíše ve změnách hydrologického a teplotního režimu Dyje, které jsou typické pro úseky pod nádržemi. Toto se týká zejména lokality pod Vranovem a celé dolní trati Dyje pod soustavou nádrží Nové Mlýny, což je dobře patrné z obr. 3.

DISKUSE

Na základě získaných výsledků lze konstatovat, že uvedené dva toky nejsou v současné době významně ovlivněny bodovými zdroji organického znečištění, naproti tomu se zejména na stavu Dyje nepříznivě odráží vliv nádrží, úprav toků i změnách hydrologických a teplotních poměrů v úsecích pod nádržemi.

Výsledný index saprobnity doplňuje obraz o dlouhodobém trendu vývoje zátěže toků organickými zne-

čišťujícími látkami v období 1976–2002. Tento ukazuje na trvalé zlepšování situace v Dyji, jejíž stav v r. 1977 odpovídal alfamezosaprobní na celé její dolní trati od zaústění Pulkavy až po soutok s Moravou. Postupnou výstavbou čistíren odpadních vod bylo dosaženo stavu, který se ve střední části blíží přirozenému stavu, pouze s mírným posunem k horšímu v úseku pod přítokem Dyje z Rakouska a pod zaústěním řeky Pulkavy. Z ekologického pohledu lze za citlivý úsek na tomto toku označit především trať pod soustavou nádrží Nové Mlýny. Na řece Bevě lze za kriticky označit úsek spojené Bevy pod Valašským Meziříčím. Posuzujeme-li tento stav ve vztahu k vybraným charakteristickým ukazatelům uvedeným v následující tab. 2 vidíme, že většina z uvedených parametrů – především geologické a antropogenní – je příznivější u řeky Bevy.

Pouze hustota osídlení je v povodí Bevy vyšší a to je zejména spolu s průmyslovým charakterem zdrojů

Tab. 2 Vybrané charakteristické ukazatele řek Dyje a Bevy

Vybrané ukazatele	geografické		met.-hydrologické		antropogenních aktivit			environmentálního stavu		
	O nadm. výška	O spád toku	O roční srážky	O roční odtok	zales. plocha	zem.obd. půda	hustota osídlení	O S_1	O koef. EQI_s	O koef. B
	m n.m.	‰	mm	mm	%	%	ob/km ²	-	-	-
Beva	390	3,3	847	339	47,5	46,1	150	1,9	0,84	0,60
Dyje	330	1,3	585	103	28,9	65,1	107	1,9	0,90	0,48

znečištění ní přičinou poní k ní nižší průměrné hodnoty EQL₅ Bečvy ve srovnání s Dyjí.

ZÁVĚRY

Výsledky první aplikace modelového aparátu PERLA použitého při posouzení stavu dvou charakteristických toků v povodí Moravy ukazují, že tento nástroj umožňuje standardizovat poznatky a intuitivní hodnocení změny struktur společenstev při diferencované míře ovlivnění stavu hodnocených toků. Aktuální saprobní stav obou toků je vcelku uspokojivý podobně jako dosavadní vývoj v tomto směru. Přitom z hlediska posunu saprobního indexu od přirozeného stavu je poní k příznivějšímu stavu na řece Dyji než na podhorské řece Bečvě. Naproti tomu výsledky ekologického hodnocení ukazují, že v důsledku změny v morfologii

a v hydrologickém režimu Dyje lze téměř o polovinu sledovaných lokalit řadit do jedné ze dvou nejméně příznivých tříd použité klasifikační stupnice, zatímco u Bečvy odpovídá této kategorii z hodnocených lokalit pouze jediná.

LITERATURA

- BERNARDOVÁ I., 2002: Projekt Morava III, Hodnocení stavu jakosti povrchových vod. – Závěrečná syntetická zpráva, VÚV Brno.
- KOKES J. & VOJTÍŠKOVÁ D., 1998: Nové metody hodnocení makrozoobentosu tekoucích vod a ověření jejich využitelnosti v praxi. – Zpráva VÚ 223, VÚV Brno.
- WRIGHT J. F., ARMITAGE P. D. & FURSE M. T., 1989: Prediction of invertebrate communities using stream measurements. – *Regulated Rivers: Research and Management*, 4: 147–155.

BIODIVERZITA MAKROZOOBENTOSU V REAKCI NA DEGRADACI PROSTŘEDÍ MALÝCH TOKŮ ĚR

Zdeněk Adámek

Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický a Katedra rybářství ZF, Jihočeská univerzita, pracoviště Pohořelice,
Vrdešská 717, CZ-691 23 Pohořelice, Česká republika, e-mail: adamek.zdenek@quick.cz

ABSTRACT

Adámek Z.: Macrozoobenthos biodiversity in response to the degradation of stream conditions in the Czech Republic

Data obtained during surveys of benthic assemblages in Czech streams of the Danube and Elbe River basins were evaluated with respect to the relation between macrozoobenthos biodiversity and the level of (organic) water pollution and/or physical habitat quality (longitudinal heterogeneity, substrate, riparian vegetation, canalisation). Macrozoobenthos showed the highest biodiversity in betamezosaprobic and oligosaprobic lowland and highland streams respectively. The response of the benthic community was more pronounced with regard to water quality rather than physical habitat deterioration, i.e. its biodiversity declined with decreasing water quality more considerably than with physical habitat degradation.

Key words: zoobenthos, habitat degradation, water quality, small streams

ÚVOD

Moderní metody stanovení úrovně degradace prostředí tekoucích vod jsou orientovány na hodnocení habitatů, fyzikální-chemických vlastností vody a sedimentů a jejich biotické složky. Přestože se všechny tyto přístupy navzájem doplňují, jejich zastupitelnost je z hlediska vypovídací hodnoty omezená (KOKES et al. 1998). Je dobře známo, že společenstvo makrozoobentosu reaguje velice citlivě na všechny nepříznivé vlivy lidských aktivit na komplexní kvalitu akvatických ekosystémů (např. ORMEROD & EDWARDS 1987, SOLDAN et al. 1998). Malé toky s obecně nízkými, avšak často velmi kolísajícími průtoky, jsou tak mimořádně vnímavé ke všem rušivým vlivům, zahrnujícím především znečištění, eutrofizaci, napájení koryt, regulace průtoků, fragmentaci říčního kontinua, úpravy břehových partií a jiné zásahy.

K vyjádření takto vyvolaných změn v biocenózách tekoucích vod se dnes v návaznosti na saprobiologii používají moderní biologické metody, založené na sta-

novení různých biotických indexů. Jejich přirozeným cílem je snaha o co nejobektivnější zohlednění a podchycení všech faktorů, které diverzitu vodní bioty ovlivňují. Ve svém důsledku však vyžadují zahrnutí celé řady údajů, které však není vždy jednoduché získat. Cílem našeho snažení bylo vyhodnotit na základě rozsáhlého materiálu odebraného a determinovaného makrozoobentosu, do jaké míry lze pro posouzení míry degradace ekosystému malých toků použít subjektivní hodnocení ekologického stavu konkrétní lokality, které lze poměrně snadno získat nebo odvodit z terénních pozorování a protokolů, a jaký je vztah takto získaných podkladů včetně saprobiologického vyhodnocení k ukazatelům biodiverzity. Tato studie tak navazuje na první výsledky o biodiverzitě makrozoobentosu a ichtyofauny malých toků publikované dříve (ADÁMEK & JURAJDA 2000, 2001, 2002).

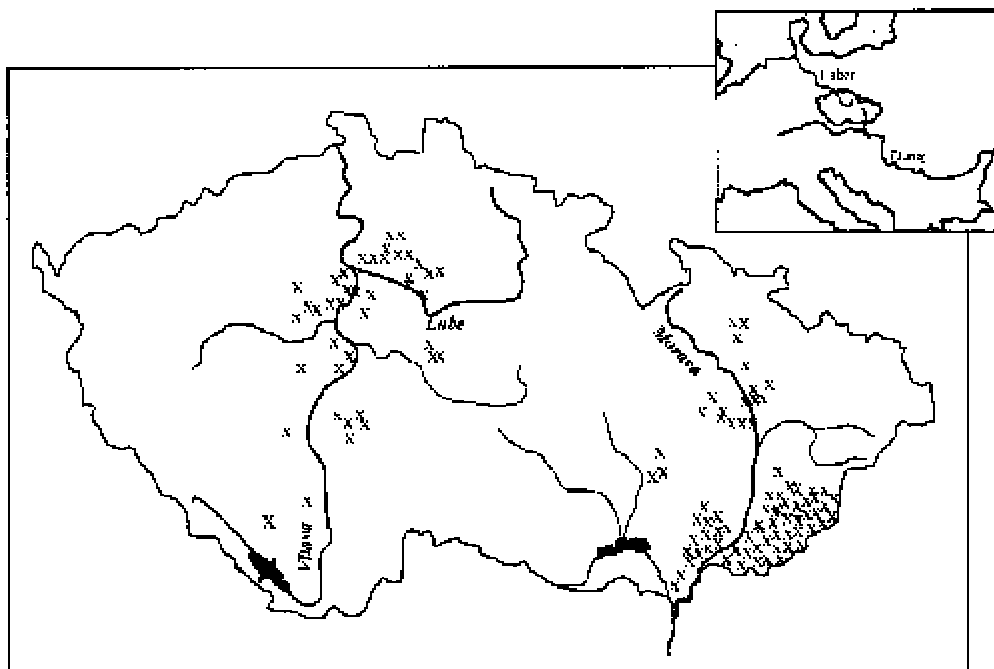
MATERIÁL A METODY

K vyhodnocení vztahu mezi degradací vodního

prostředí a biodiverzitou makrozoobentosu byly použity výsledky odběrů na celkem 210 lokalitách 80 malých toků prvního až třetího řádu v povodí Dunaje a Labe (obr. 1). Monitoring, který byl na nich prováděn v letech 1995–2001, byl zaměřen na vyhodnocení základních hydrochemických ukazatelů a biologických charakteristik (složení a saprobní indexy nárostů, makrozoobentosu a ryb). Pro vyhodnocení byly sledované lokality rozděleny do dvou skupin – nížinné toky do 350 m nadmořské výšky (51 toků se 122 lokalitami)

a vyšší nad 350 m n.m. (33 toků s 88 lokalitami).

Pro vyhodnocení fyzické degradace habitatu (HD) byla vytvořena stupnice hodnotící podélnou heterogenitu toku, stupeň napájení, převažující substrát a pobřežní vegetaci. Její rozsah se pohyboval od 0 (nejméně příznivý stav) po 4 (nejméně příznivý stav) – detaily viz tab. 1. Pro vyhodnocení biodiverzity byl použit jednoduchý Margalefův index biodiverzity d_1 (Odum 1977).



Obr. 1 Lokalizace odběrných profilů

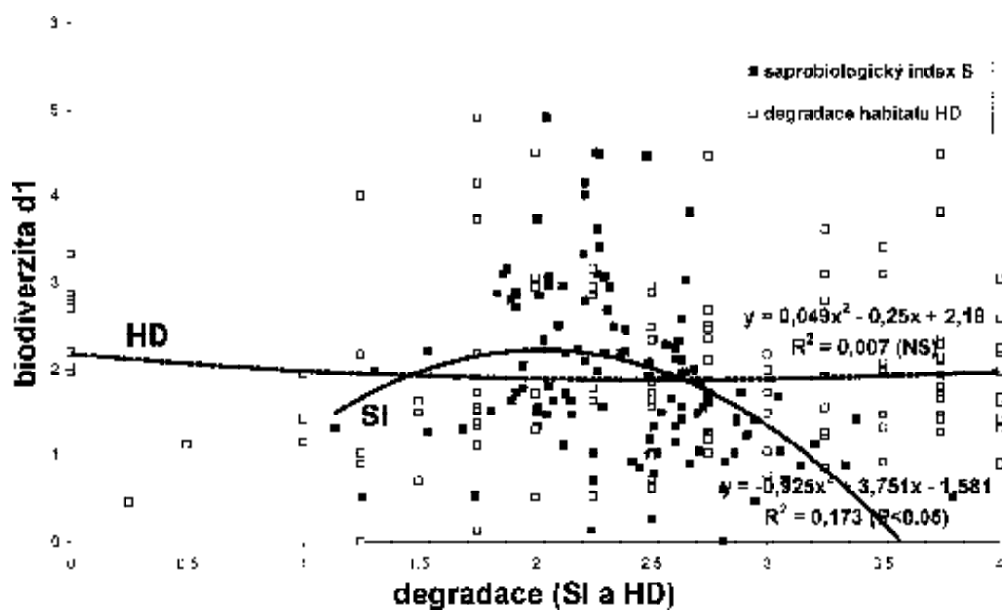
Tab. 1 Klasifikace použítá pro hodnocení fyzické degradace habitatu

ZATŮIDĚNÍ (RATING)	PODÉLNÁ HETEROGENITA	STUPEŇ NAPÁJENÍ	PŘEVAŽUJÍCÍ SUBSTRÁT	POBĚŽNÍ VEGETACE
0	pěseje a tůň	0 %	balvany a kameny	stromy
1	pěseje	0–20 %	štírk	stromy a keře
2	pěseje a makrofyta	20–60 %	písek	keře
3	laminární proudění a makrofyta	60–100 %	hlína/jíl	keře a tráva
4	laminární proudění	100 %	bahno	tráva

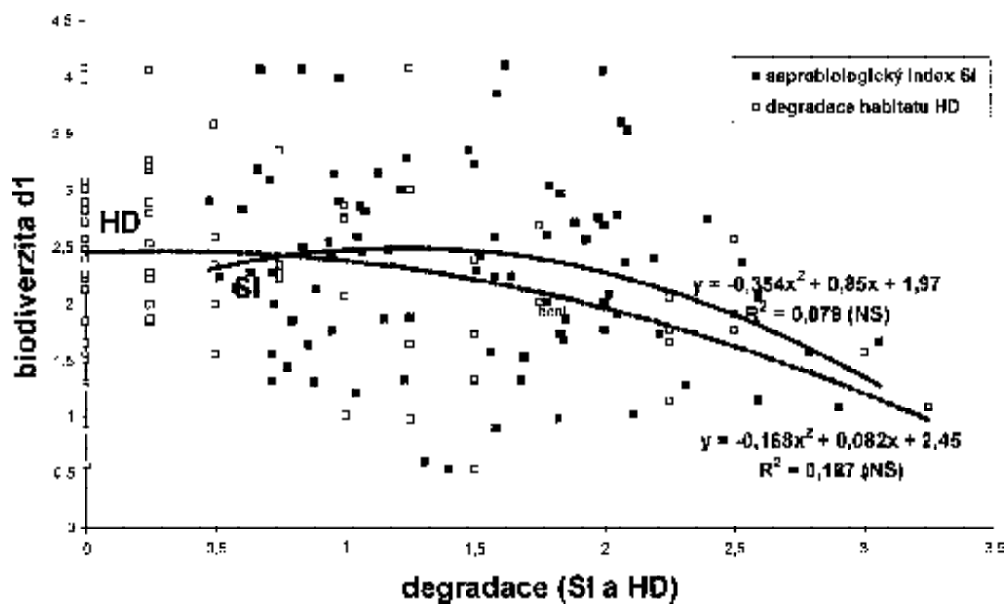
VÝSLEDKY

Na hodnocených tocích vyšší bylo zjištěno celkem 22 lokalit (25 %), které nebyly nijak postiženy

fyzickou degradací habitatu (HD = 0,00), zatímco v nížinných bylo možno považovat nezasazené pouze 8 (tj. 7 %) z nich. Přirozená kvalita vody odpovídající maximální hranici přirozeného znečištění ($SI < 2,5$) byla



Obr. 2 Vztah mezi kvalitou vody (saprobiologický index SI) a fyzickou degradací habitatu (HD viz Tab. 1) versus biodiverzita (Margalefův index d1) makrozoobentosu v nížinných tocích



Obr. 3 Vztah mezi kvalitou vody (saprobiologický index SI) a fyzickou degradací habitatu (HD viz tab. 1) versus biodiverzita (Margalefův index d1) makrozoobentosu ve vyšších tocích

registrována na 80 (91 %) vysoèinných a na 49 (40 %) nížinných lokalitách.

Vztah mezi kvalitou vody (SI) a biodiverzitou makrozoobentosu (d_p) je nejlépe charakterizován binomiální rovnicí parabolického tvaru (ADÁMEK & JURAJDA 2001). V nížinných tocích (obr. 2) je tento vztah průkazný ($p < 0,05$) pouze pro kvalitu vody ($r^2 = 0,173$), nikoliv však pro degradaci habitatu ($r^2 = 0,007$). Ve vysoèinných tocích (obr. 3) je tento vztah neprůkazný jak pro fyzickou degradaci habitatu ($r^2 = 0,127$), tak pro kvalitu vody ($r^2 = 0,079$). Nejvyšší hodnoty biodiverzity makrozoobentosu nížinných toků byly zjištěny při SI = 2,05 a ve vysoèinných tocích při SI = 1,21. S ohledem na fyzickou degradaci habitatu byly nejvyšší hodnoty biodiverzity vodních bezobratlých zaznamenány v úrovni odpovídající ocenění (ratingu) 0,24 ve vysoèinných tocích. Průběh vztahu mezi degradací habitatu a biodiverzitou makrozoobentosu v nížinných tocích ($y = 0,049x^2 + 0,25x + 2,18$, $r^2 = 0,007$) však takového stanovení neumožnil.

DISKUSE

Nejvyšší biodiverzita makrozoobentosu nížinných toků byla zaznamenána v kvalitě vody odpovídající střední betamezosaprobity (SI = 2,05), zatímco společenstva vysoèinných toků vyžadovala pro optimalizaci biodiverzity oligosaprobity (SI = 1,21).

Naproti tomu biodiverzita ichtyofauny nížinných i vysoèinných toků je ve vztahu ke kvalitě vody vnímavá prakticky naprosto stejně a optimální SI činí 2,20, resp. 2,24 (ADÁMEK & JURAJDA 2002). Tato skutečnost tak koresponduje s indikacemi hodnotami saprobiologické valence v těsně druhých našich ryb, které se v téměř všech případech (46 %) pohybují okolo středu betamezosaprobity mezi hodnotami SI = 1,8–2,2 (ĚSN 75 7716, 1998). Zajímavé je, že ichtyofauna vysoèinných toků je z hlediska jejich biodiverzity na kvalitu vody stejně náročná jako ichtyofauna nížinná, což je však zřejmě zásadně ovlivněno paralelní degradací habitatu, která redukuje rozdíly v druhové diverzitě vysoèinných toků.

Nejvyšší hodnota biodiverzity s ohledem na fyzickou degradaci vysoèinných toků odpovídá zatvrdění 0,24, tj. pouze minimální změně habitatu neboli takového přírodnímu stavu. Makrozoobentos nížinných toků na degradaci habitatu nijak nereagoval a rozdíl hodnot biodiverzity ve vztahu k fyzické kvalitě prostředí je naprosto chaotické a nelze v něm vystopovat žádný ani lineárního ($r^2 = 0,002$) nebo jiného vztahu. Ryby jsou však ve srovnání se zoobentosem v tomto směru

podstatně vnímavější na poškození habitatu pouze nížinných toků, naopak méně vnímavé jsou na degradaci prostředí ve vysoèinných tocích.

Je skutečností, že hodnocení fyzické degradace habitatu je založeno na do značné míry subjektivním ocenění níže kolika atributů odrážejících jeho kvalitu. Pro potřeby naší studie jsme zvolili podélnou heterogenitu toku, stupeň napájení, převažující substrát a pobřežní vegetaci jako nejvýznamnější snadno ocenitelné složky prostředí definující fyzickou kvalitu habitatu a jeho poškození. Přirozeně síla těchto atributů je různá a liší se ve svých účincích na jednotlivé druhy makrozoobentosu. Podobný přístup (avšak s odlišným skóre pro jednotlivé atributy) navrhli pro ichtyofaunu toků o nízkém spádu WANG et al. (1998), kteří vybrali jako nejvýznamnější stupeň napájení a jeho stáří, podélný spád, zarostení toku makrofyty a erozi břehů a jejich strukturu porostů.

Aplikace jednoduchého Margalefova indexu biodiverzity ukázala, že v lotických nížinných, v těsně více či méně eutrofizovaných ekosystémech, druhová rozmanitost makrozoobentosu klesá vylučně se zhoršující se kvalitou vody, zatímco degradace habitatu zůstává v tomto smyslu prakticky bez odezvy. V monitorovaných tocích se ostatně v mnoha případech jednalo o komplexní degradaci, tzn. že kvalita vody byla obvykle nejnižší v kanalizovaných zabahněných tocích s travními porosty na březích a naopak nejlepší byla v tocích s přírodními břehy a kamenitým dnem. V níže kolika případech však byla velmi nízká kvalita vody zjišťována i v přírodních, neupravených tocích pod obcemi bez anebo s málo účinnými ĚOV a naopak velmi dobrá kvalita vody se ojediněle vyskytla i v kanalizovaném toku o nízké podélné heterogenitě a s břehy bez dřevin. Struktura dna však v posledně uvedených případech nebyla nikdy bahnitá. Je však třeba poznamenat, že korelační koeficienty spočítaných rovnic jsou velmi nízké a spíše jenom naznačují trend, kterým lze tyto vztahy charakterizovat.

Poděkování

Data byla získána při monitoringu tekoucích vod prováděném autory v letech 1995–2001. Jeho část a veškeré zpracování údajů pro tuto studii bylo provedeno v rámci řešení subetapy výzkumného záměru CEZ: J06/98:126100003 „Hodnocení interakcí mezi rizikovými faktory ve vodním prostředí a ekosystémů povrchových vod“, podporovaného MŠMT ĚR.

LITERATURA

- ADÁMEK Z. & JURAJDA P., 2000: Impact of habitat degradation upon fish and macroinvertebrate biodiversity in small Moravian (Czech Republic) headwaters of the Danube river basin. – *Internat. Assoc. Danube Res.*, 33: 301–306.
- ADÁMEK Z. & JURAJDA P., 2001: Stream habitat or water quality – what influences stronger fish and macrozoobenthos biodiversity? – *Ecohydrology & Hydrobiology*, 1: 305–311.
- ADÁMEK Z. & JURAJDA P., 2002: Vliv degradace kvality vody a prostředí na biodiverzitu ichtyofauny ichtyofauny malých toků České republiky. – In Lusk S., Lusková V. & Halačka K. (Eds), *Biodiverzita ichtyofauny České republiky (IV)*. Sborník referátů, Brno, 13.–14. 10. 2001, p. 53–58.
- KOKES J. et al., 1998: Výzkum vlivu prostředí vody na stabilitu vodních ekosystémů. – *Záv. zpráva, VÚV TGM*, 45 pp. (nepubl.).
- ODUM E. P., 1977: *Základy ekologie*. – Academia, Praha, 773 pp.
- ORMEROD S. J. & EDWARDS R. W., 1987: The ordination and classification of macroinvertebrate assemblages in the catchment of the River Wye in relation to environmental factors. – *Freshwat. Biol.*, 17: 533–546.
- SOLDÁN T., ZAHRÁDKOVÁ S., HELESIC J., DUSEK L. & LANDA V., 1998: Distribution and quantitative patterns of Ephemeroptera and Plecoptera in the Czech Republic: A possibility of detection of long-term environmental changes of aquatic biotopes. – *Folia. Fac. Sci. Nat. Univ. Masarykianae Brunensis, Biologia*, 98: 1–305.
- WANG L., LYONS J. & KANEHL P., 1998: Development and evaluation of a habitat rating system for low-gradient Wisconsin streams. – *N. Am. J. Fish. Mgmt.*, 18: 775–785.

MAKROZOOBENTOS AKO INDIKÁTOR PÔVODNOSTI TOKOV CEROVEJ VRCHOVINY

Zuzana Pastuchová

Katedra ekológie Prírodovedeckej fakulty UK, Mlynská dolina B-II, SK-842 12 Bratislava, Slovensko,
e-mail: zpastuchova@hotmail.com

ABSTRACT

Pastuchová Z.: Macrozoobenthos as an indicator of ecological conditions of streams in the Cerova Vrchovina Mts.

Hydrobiological research on macrozoobenthos of streams in the Cerova Vrchovina Mts. was carried out within several biotopes in years 2000–2001. The structure of communities reflects the extreme hydrological conditions in this area. In the summer period, low flows, high temperatures of water, a decline of O₂ concentration and increase of conductivity cause disappearance of some groups of insects. The species spectrum of stoneflies (Plecoptera) is limited. Predators of the families Perlidae, Perlodidae and Chloroperlidae are absent. Conditions are suitable for several species of caddisflies (Trichoptera) of backwaters and periodic waters. We used a dynamic model for bioassessment of ecological conditions of the streams based on reference conditions. A multimetric index assigns the streams into one of 5 classes according to level of organic pollution. The communities of the streams situated in a nature reservation seem to be untouched (class 1–2), whereas streams out of the reservation are anthropogenically affected (class 3–4).

Key words: bioassessment, multimetric index, macrozoobenthos, biotic indices

ÚVOD

V posledných rokoch sa v európskych štátoch do popredia dostávajú metódy hodnotenia kvality vôd založené na multimetrickom prístupe. Tento je využívaný hlavne v USA (BARBOUR et al. 1998). V Európe sa tento prístup začína uplatňovať v súvislosti s implementáciou RVS (Rámcovej Smernice o Vodách) v štátoch Európskej Únie (AQEM CONSORTIUM, 2002). Cieľom tejto práce je vyhodnotenie kvality tokov odvodujúcich CHKO Cerová vrchovina na základe použitia vybraných biotických indexov a aplikácia multimetrického prístupu pri stanovení tried kvality a pôvodnosti tokov Cerovej vrchoviny.

CHARAKTERISTIKA SKÚMANÝCH LOKALÍT

Na území Cerovej vrchoviny sme vybrali 16 loka-

lit, nachádzajúce sa v povodiach riek Slaná (lok. è. 1–10) a Ipeľ (lok. è. 11–16) (obr. 1). Pre toky, ktoré ležia v CHKO Cerová vrchovina (è. 1, 5, 6, 7, 10, 11, 12, 13, 14, 15) je charakteristické prírodné prostredie, bez zásahov do morfológie koryta, zachované brehové porasty, sú obklopené lesmi alebo lúkami. Toky ležiace mimo hraníc CHKO (è. 2, 3, 4, 8, 9, 10, 16) sa nachádzajú v poľnohospodársky využívannej krajine, brehové porasty často chýbajú alebo sú redukované. Podrobná charakteristika jednotlivých lokalít je uvedená v tab. 1.

MATERIÁL A METÓDY

Zo skúmaných lokalít sme odoberali kvalitatívne vzorky v jarnom, letnom a jesennom období počas rokov 2000 a 2001 štandardnou metódou „kicking technique“. Vzorky boli v teréne fixované 4 % formaldehydom. V letnej sezóne, v období najnižších prietokov, sme

tiež zmerali fyzikálne parametre – pH, konduktivitu, obsah kyslíka a nasýtenie kyslíkom. Tieto parametre dosahujú práve v období minimálnych prietokov limitujúce hodnoty pre biotu, a majú preto väčšiu výpovednú hodnotu ako priemerné hodnoty.

Na výpočet metrik sme využili softvérový program vyvinutý v rámci projektu AQEM. Vyhodnocovacia metóda je založená na multimetrickej metodike. Multimetrický index kombinuje viaceré indexy, výsledky z nich sa nakoniec kombinujú do multimetrického výsledku. Ten zadelí tok do jednej z 5 ekologických tried kvality (1. trieda – pôvodný tok, najlepšia kvalita, 5. trieda – najhoršia kvalita). Pre vytvorenie hodnotiaceho systému je nevyhnutná typológia tokov na základe prírodných – referenčných lokalít. Porovnanie s prírodnými lokalitami umožňuje definíciu a klasifikáciu rôznych stupňov degradácie. Referenčný tok musí spĺňať všetky požiadavky pre rozvoj nenarušenej fauny. Preto referenčné lokality by nemali byť charakterizované iba čistou vodou, ale aj nenarušeným povodím a morfológiou toku (AQEM CONSORTIUM 2002).

Na vyčlenenie referenčných lokalít sme použili PCA analýzu, ktorá sa využíva na interpretáciu rozdielov medzi lokalitami na základe zoznamu taxónov (CHIASSON & WILLIAMS 1999). Každú metriku sme testovali párovým t-Student testom. Pre výpočet multimetrického indexu sme použili tie metriky, pre ktoré bol rozdiel medzi referenčnými a ostatnými lokalitami štatisticky významný na hladine pravdepodobnosti 0,05. Pomocou grafu box and whisker plots (obr. 2) sme pre jednotlivé metriky stanovili hodnoty tried kvality tokov (tab. 2). Hranicu medzi 2. a 3. triedou tvorí 25. percentila grafu. Ostatné hranice sme určili rovnomerným rozdelením zostávajúceho rozsahu hodnôt nad a pod tuto percentilou. Pre sápróbné indexy sme stanovili hranice tried opačným postupom, pretože ich hodnoty sú v nepriamom vzťahu ku kvalite vody. Hranicu medzi 2. a 3. triedou tvorí 75. percentila grafu. Všetky metriky sme konvertovali na indexy jednotlivých tried kvality. Nakoniec sme čiastkové indexy skombinovali do výsledného indexu pre každú lokalitu, ktorý určuje pre jednotlivé lokality triedu kvality od 1 po 5 (podľa CHIASSON & WILLIAMS 1999, BARBOUR et al, 1998).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Extrémne hydrologické pomery v Cerovej vrchovine určujú štruktúru spoločenstiev makrozoobentosu, pre ktoré sú charakteristické určité zvláštnosti, zatiaľ nezaznamenané v žiadnej inej oblasti Slovenska.

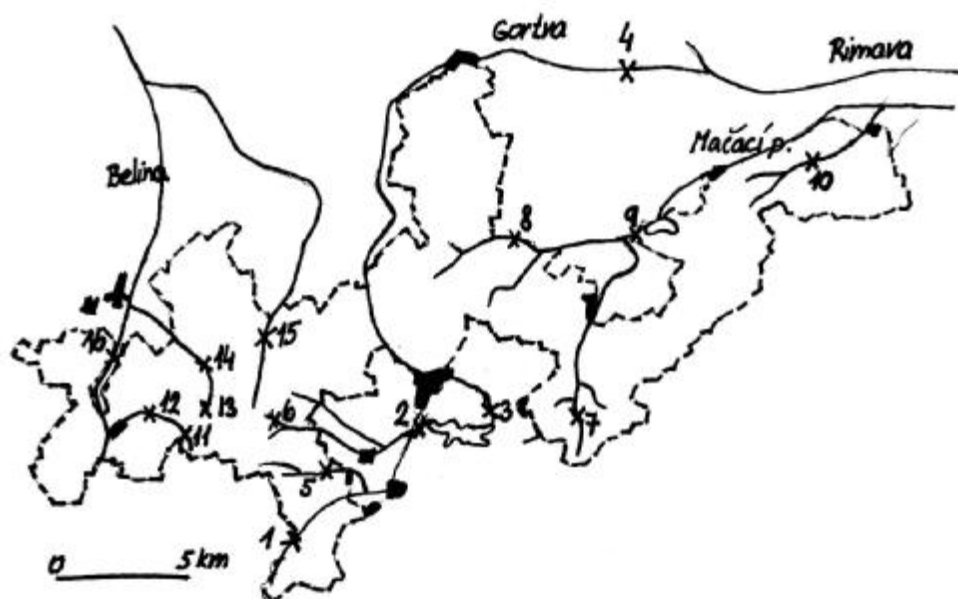
Z pošvatiek (Plecoptera) sa najčastejšie vyskytoval druh *Nemoura marginata*. Je typickým druhom málovodnatých tokov v Cerovej vrchovine a nie je viazaný výhradne na pramenné úseky. Toto jeho široké rozšírenie je pravdepodobne umožnené absenciou konkurenčného tlaku iných druhov pošvatiek, ktoré v týchto málovodnatých tokoch chýbajú. *Protonemoura aestiva* bol dominantným druhom vodného hmyzu na lokalite č. 6. Zo Slovenska je známy len z oblasti východných Karpát pôvodne určený ako *Protonemoura auberti* (BITUSIK & NOVÍKMEC 1997).

Nápadná je absencia zástupcov dravých pošvatiek čerádí Perlidae, Perlodidae a Chloroperlidae. V povodí Ipľa a Slanej je v tokoch v nadmorských výškach 200–500 m. zaznamenaný výskyt 7 druhov (KRNO 2001). Zaujímavý je nález ohrozeného druhu *Baetis tracheatus* (Ephemeroptera) v Gortve (lok. 3). Potočníky sú v tokoch Cerovej vrchoviny zastúpené hlavne podhorskými reofilnými a pramennými druhmi. Z potočníkov (Trichoptera) sme zaznamenali nezvyčajne vysoké zastúpenie druhov pomaly tečúcich, vysychajúcich a stojatých vôd (čerádí Limnephilidae). Vysvetľujeme to nízkymi prietokmi a čiastočným vysychaním tokov, ktoré umožňujú ich existenciu spolu s inými pramennými a reofilnými druhmi na jednom území. Sú to druhy *Micropterna sequax*, *M. testacea*, *M. nycterobia*, *M. lateralis*, *Melampophylax nepos*, *Limnephilus lunatus*, *L. rhombicus*, *L. exticatus*, *L. auricula*, *Anabolia furcata*, *Stenophylax vibex*.

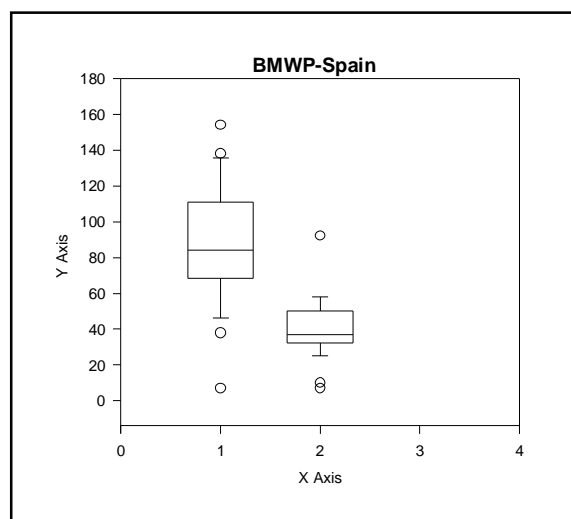
Sialis sordida (Megaloptera: Sialidae) je novým druhom pre Slovensko. Jeden exemplár tohto druhu sme zachytili na lokalite č. 17. POPOV (2002) ho charakterizuje ako druh typický pre tajgu severnej Európy. V oblasti listnatých lesov v Dánsku už nebol zaznamenaný. Z centrálnej Európy je už však známy nález tohto druhu z Nemecka (SAURE 2000). To naznačuje, že tento druh má disjunktívny areál, s rozšírením v severnej Európe v oblasti tajgy a v strednej Európe, kde po ústupe ľadovej doby zostal na izolovaných biotopoch, kde nebol vytlačený konkurenčnými druhmi.

Pomocou PCA sme vyčlenili 7 referenčných lokalít (lok. 1, 5, 6, 11, 12, 13, 14), podľa ktorých sme určili hranice tried pre jednotlivé metriky. Testovali sme 18 metrik, z ktorých sme na základe párového Student t-testu vybrali 14 metrik: EPT, MAS, počet čerádí, Shannonov a Margalefov index diverzity, BMWP, španielsky BMWP, BBI, IBE, Si podľa Zelinku, German Si-new version, Dutch Si, Czech Si (AQEM CONSORTIUM 2002).

Výsledný multimetrický index zaradil toky situované v CHKO Cerová vrchovina do 1. triedy (lok. 6) a 2.



Obr. 1 Mapa územia Cerovej vrchoviny
Fig. 1 Map of Cerová vrchovina Mts.



Obr. 2 Príklad zobrazenia metriky (BMWP-spain) v grafe box and whisker plots
Fig. 2 Example of description of metric (BMWP-spain) by graph box and whisker plots

Tab. 1 Charakteristiky skúmaných lokalít.
Tab. 1 Characteristics of the investigated localities

	Názov lokality	nadm. v. (m)	spád ‰ ₀₀₀	priem. šírka (m)	priem. hĺbka (cm)	max. tepl. (°C)	prietok (cm ³ .s ⁻¹)	rád toku	pH	kondukt.	saturácia %	O ₂ mg.l ⁻¹
1	Gortva-horná	284	29	1,5	10	17	30	3	8,1	664,5	90,2	8,5
2	Gortva-nad VN	238	4	2	40	19	5	4	8,0	754,4	82,2	7,5
3	Gortva-pod VN	235	8,7	1	15	21	6	4	7,8	738	81	7,0
4	Gortva-Cifra	183	5	1,5	20	23	32	4	7,9	982	84,8	7,1
5	Ďoma	344	16	0,5	5	21	10	2	8,1	608	85,7	7,5
6	Malý p.	494	196	1	7	13,5	30	2	8,0	391,4	94,3	9,6
7	Fenek	230	10	0,5	5	23	<5	1	7,6	750	60	5
8	Dechtársky p.	210	5,3	0,5	7	23	5	2	7,6	754,4	67	5,6
9	Maëací p.	193	3	3	50	20	5	3	7,5	895	20	1,8
10	Chrámecký p.	195	9	1	4	23	<5	2	7,6	750	60	5
11	Bukovinský p.-Šomoška	321	34,6	1	10	20,5	10	2	7,9	503	85,3	7,5
12	Bukovin. p.	306	34	1	25	20	15	2	7,5	566	74	6,5
13	Monický p. prameň	486	120,5	1	5	17	5	1	8,1	457,7	91,1	8,6
14	Monický p.	296	37	1	10	19,3	10	3	7,7	694	74,2	6,7
15	Ďamovský p.	277	116	1	5	16	<5	2	7,9	685	86,8	8,4
16	Belina-pod VN	264	14,4	1,5	20	18	8,8	4	7,4	679	63,4	5,9

Tab. 2 Hranice tried jednotlivých metrik.
Tab. 2 Measures for the classes of metrics

Trieda	1. Si - Zelinka	2. Germ. Si. new	3. Si Dutch	4. Si - Czech	5. BMWP - Spain
1	0-0,88	0-0,83	0-0,38	0-0,3	112-154
2	0,88-1,75	0,83-1,65	0,38-0,75	0,3-0,6	69-112
3	1,75-2,67	1,65-2,6	0,75-2	0,6-1,9	46-69
4	2,67-3,59	2,6-3,55	2-3,25	1,9-3,2	23-46
5	3,59-4,5	3,55-4,5	3,25-4,5	3,2-4,5	0-23
Trieda	6. BBI	7. IBE	8. EPT	9. ASPT	10. BMWP
1	9-10	8,2-10,4	14-20	6,4-7,1	98,5-131
2	8	6-8,2	8-14	5,8-6,4	66-98,5
3	6-7	4-6	6-8	3,9-5,8	44-66
4	3-5	2-4	3-5	1,9-3,9	22-44
5	0-2	0-2	0-2	0-1,9	0-22
Trieda	11. Počet. ee%	12. MAS	13. Shan. div	14. Marg. div	
1	20-26	3,18-4	1,95-2,46	4,21-5,58	
2	13-19	2,35-3,18	1,45-1,95	2,85-4,21	
3	9-13	1,56-2,35	0,97-1,45	1,9-2,85	
4	5-8	0,783-1,56	0,48-0,97	0,95-1,9	
5	0-4	0-0,78	0-0,48	0-0,95	

triedy (lok. 1, 5, 11, 12, 13, 14), toky mimo hraníc CHKO do 3. triedy (lok. 2, 3, 4, 7, 8, 10, 15, 16), resp. do 4. triedy (lok. 9). Pre žiadny tok sme neurčili 5. triedu kvality. Vypočítané triedy kvality pre jednotlivé indexy je vhodné aplikovať na toky rovnakého typu južných častí sopeňných pohorí Slovenska, ako aj sopeňné karpatské pohoria Maľarska.

Pořakovanie

Príspevok vznikol vďaka podpore grantov 1/8200/01 a EVK1-CT-2001-00089.

LITERATÚRA

- AQEM CONSORTIUM, 2002: Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002.
- BARBOUR M. T., GERRITSEN J., SNYDER B. D. & STRIBLING J. B., 1998: Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers. Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish. Second Edition. EPA/841-B-98-010. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water: Washington, D.C. xiv, 11 chapters, 4 appendices.
- BITUSÍK P. & NOVÍKMEC M., 1997: Štruktúra makrozoobentosu Zbojského potoka (BR CHKO Východné Karpaty). – Ochrana prírody (Banská Bystrica), 15: 127–139.
- CHIASSON A. & WILLIAMS C., 1999: Protocols for assessing water quality and aquatic biodiversity using macroinvertebrates. – Fundy model forest network, 53 pp.
- KRNO I., 2001: Distribution patterns and habitats of stoneflies in Slovakia. – Proceeding of XIV. International symposium on Plecoptera, Perugia, Italy.
- POPOV A., 2002: Neuropterida of Northern Europe. – Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae, 48 (Suppl. 2): 281–291.
- SAURE C., 2000: *Sialis sordida* Klingstedt, 1932 – eine für Mitteleuropa neue Schlammfliege (Neuroptera, Megaloptera, Sialidae). – Nachrichtenblatt der Bayerischen Entomologen, 49: 37–40.

MAKROZOOBENTOS DIVOĚÍČÍHO TOKU

Jiří Kroča

Katedra zoologie a ekologie PøF MU, Kotlářská 2, CZ-611 37 Brno, Ěeská republika, e-mail: j.kroca@mail.muni.cz

ABSTRACT

Kroča J.: **Macrozoobenthos of a braided stream**

Braided streams create specific terrestrial habitats that are colonised by communities of weak competitors – r-strategists. The objective of the present study was to find out if there are similar specialised communities or species in the aquatic habitats within braided streams. Semiquantitative sampling was conducted from May 2000 to October 2001 on Morávka Stream (Beskydy Mountains). Data were analysed using the Hobent programme and cluster analysis. The results show that there is neither a specialised macrozoobenthos community nor a species that would be exclusively associated with the present types of aquatic habitat.

Key words: braided stream, aquatic habitats, macrozoobenthos

ÚVOD

Divočení je geomorfologickým jevem, který se vyskytuje na vodních tocích s periodickým výskytem povodňových stavů. Povodňové průtoky, překládají v štírkových sedimentech aluvia koryto řeky v úsech metrů až na kolika desítek metrů příčného profilu. V nivě řeky se tak neustále vytváří a obnovují sterilní štírkové lavice, jež opakovaně podléhají sukcesí a pravidelným disturbancím (blokové sukcesní stádium). Štírkové náplavy osídluje specifické, kompetičně slabé společenstvo r-strategů. V rámci Ěeské republiky se tento fluvialně podmíněný geomorfologický jev říčních systémů v minulosti byl zřejmě vyskytoval ve flyšové oblasti Vnějších Západních Karpat. V současnosti je však fragmentárně zachován pouze v povodí řeky Morávka: 0. km 5,700–10,750 (úsek toku je navržen jako NPP Skalická Morávka) a ústí potoku Slavie do VN Morávka.

Štírková teze této studie je otázka, zda se na kvatických habitatech tohoto biotopu vyskytuje stejná specifická fauna jako je tomu v případě štírkových náplavů.

METODY

Vzorky byly odebírány v letech 2000–2001 sítkou na bentické organismy, semikvantitativní metodou. Doba

odběru byla 10 min. Odebraný materiál byl fixován 4% roztokem formaldehydu. Základní charakteristiky byly vyhodnoceny pomocí programu Hobent. Podobnost jednotlivých lokalit pak byla vyhodnocena pomocí shlukovací analýzy (metoda Group average, koeficient Euklidovská vzdálenost). Data byla transformována druhou odmocninou, přičemž bylo pracováno s daty řádů: Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera.

LOKALITY ODBĚRU

Všechny zjišťované lokality leží na řece Morávce (okres Frýdek-Místek)

- 1) Staré Mlýnsko – 0. km 0,10–0,18; nadmořská výška 288 m; hyporhithrál; antropogenní ovlivněný úsek toku; zpevněné břehy; dnový substrát tvoří autochtonní štírkové.
- 2) PP Profil Morávky – 0. km 2,370–2,400; nadmořská výška 310 m. Původně divočí úsek byl v meziválečném období napřímen drátokamenými výhony a zpevněná vegetací. Následné úpravy v prostoru ústí do řeky Ostravice snížily erozní bázi řeky, čímž došlo k následnému zahloubení Morávky do měkkých jílových hornin v podloží až do hloubky až 10 m. V současnosti má lokalita charakter úzké strže. Nově se vytváří štírkové lavice

- (obnova procesu divošení).
- 3) Divošící tok – 0. km 9,55–9,61; nadmořská výška 371 m. Typický úsek podhorského toku flyšového pásma Vnějších Západních Karpat se zachovaným procesem divošení. Šířka koryta 10–15 m, substrát tvoří autochtonní štítky.
 - 4) Uspolka – 0. km 22,40; nadmořská výška 545 m. Typická horská bystřina se šířkou koryta 5–6 m. Lokalita se značí heterogenní skladbou dnových substrátů. Asi 75 % tvoří autochtonní štítky s významným zastoupením horninových bloků v kategorii balvanů. Zbývající část dna tvoří obnažené výchozy pískovcových lavic.

nižší hodnoty dané vysokými abundancemi řádků Baetidae a Chironomidae.

Na lokalitě 4 Uspolka jsou vyšší hodnoty diverzity dané vyšším počtem taxonů bez výraznější dominance. Výjimkou je srpnový odběr (2001), kdy byl na lokalitě zaznamenán masový výskyt muchniček (45,8 %).

Z hlediska poměrného zastoupení potravních skupin jsou na všech těchto podhorských lokalitách podobné trendy. Dominují seškrabávači a sbírači s nižším podílem filtrátorů a minimálním podílem kouskovačů. Na lokalitě 3 Divošící tok je však možné zaznamenat nižší podíl sbíračů. Výjimkou je říjnový odběr 2001, kdy jejich podíl zvýšen na 54,2 % vyšším výskytem druhu *Habroleptoides confusa* Sartori et Jacob, 1986.

Na lokalitě 4 je základní plán poměrného zastoupení podobný s předcházejícími lokalitami. Výrazněji však ubývá sbíračů, zvyšuje se podíl kouskovačů a predátorů. Podíl filtrátorů se výrazně mění v srpnovém odběru 2001, což souvisí s již výše zmíněným masovým výskytem muchniček.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Z hlediska srovnání diverzity lze u sledované lokality 3. Divošící tok spatřit podobné rysy jako u dvou dalších podhorských lokalit, zvláště pak v případě lokality 1. Staré Mlýnské. Společným znakem jsou spíše

Tab. 1 Cennost a kvalitativní charakteristiky lokalit

Lokalita	Počet taxonů	Diverzita (Simpson)					Saprobní index				
		VI.00	X.00	V.01	VIII.01	X.01	VI.00	X.00	V.01	VIII.01	X.01
1. Staré Mlýnské	59	5,5	11,5	4,4	2,2	9,7	1,77	1,56	1,19	1,95	1,55
2. PP Profil Morávky	43	3,3	4,4	2,6	7,2	4,1	1,54	1,58	1,25	1,54	1,45
3. Divošící tok	51	4,6	10,6	8,1	6,4	5,7	1,77	1,33	1,18	1,63	1,33
4. Uspolka	69	11,0	10,1	19,2	3,6	11,7	0,73	0,8	0,75	0,85	0,81

Tab. 2 Poměrné zastoupení potravních skupin 1. Staré Mlýnské (%)

	Kousk.	Seškrab.	Filtrat.	Sbírači	Predat.
VI. 00	0,1	45,2	7,1	45,1	2,5
X. 00	0	34,0	6,9	41,1	18
V. 01	1,5	44,1	3,3	33,3	17,8
VIII. 01	1,9	43,7	2,1	47,2	5,1
X. 01	7,5	30,4	1,2	49,8	11,1

Tab. 3 Poměrné zastoupení potravních skupin 2. PP Profil Morávky (%)

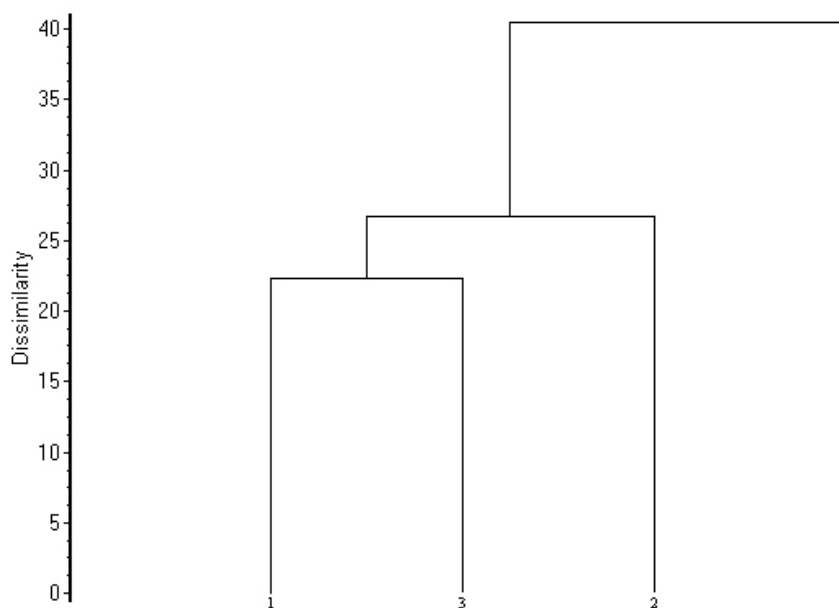
	Kousk.	Seškrab.	Filtrat.	Sbírači	Predat.
VI. 00	0	36,4	16,1	39,7	7,8
X. 00	0,2	32,3	14,0	44,5	9,0
V. 01	0	41,1	3,6	47,8	7,5
VIII. 01	1,9	37,7	10,5	34,9	15,3
X. 01	0,5	14,3	0	59,7	25,5

Tab. 4 Pomírné zastoupení potravních skupin 3. Divočící tok (%)

	Kousk.	Seškrab.	Filtrat.	Sbírači	Predat.
VI. 00	0,2	45,6	9,6	39,0	5,6
X. 00	0,7	32,3	16,1	31,4	19,5
V. 01	0,7	47,9	2,7	33,0	15,7
VIII. 01	2,2	35,0	18,8	37,0	7,0
X. 01	1,3	27,2	5,9	54,2	11,4

Tab. 5 Pomírné zastoupení potravních skupin 6. Uspolka (%)

	Kousk.	Seškrab.	Filtrat.	Sbírači	Predat.
VI. 00	10,4	47,0	4,7	21,1	16,8
X. 00	4,7	56,3	1,8	21,3	15,9
V. 01	8,4	36,7	7,4	21,2	26,3
VIII. 01	3,9	21,6	50,2	13,1	11,2
X. 01	5,6	43,6	1,8	40,7	8,3



Obr. 1 Shlukovací analýza lokalit (metoda group average, koeficient Euklidovská vzdálenost): 1 Staré Místo, 2 PP Profil Morávky, 3 Divočící tok, 4 Uspolka

ZÁVĚR

Z výsledků analýz a srovnání zjištěného druhového spektra bentických organismů divočícího toku s dalšími lokalitami na řece Morávce vyplývá, že akvatická stanoviště v prostředí divočícího toku (na rozdíl

od terestrických stanovišť) neosidlují žádná specifická společenstva a ani zde nebyly zaznamenány žádné výskyty bezobratlých živočichů, jejichž výskyt by byl bytostně vázán pouze na tento biotop. Výjimkou je pouze chrostík *Hydropsyche saxonica* McLachlan, 1884, který byl zaznamenán jen v jediném exempláři a jen

na lokalitě 3 Divočící tok. Ze známé ekologie tohoto druhu však vyplývá, že se nejedná o druh úzce vázaný na tento biotop.

Srovnáním jednotlivých lokalit má lokalita 3 Divočící tok blízko k oběma podhorským lokalitám, ačkoli z pohledu fyzické geografie se jedná o typově naprosto odlišné lokality. V případě lokality 4 Uspolka je již rozdíl značný.

Poděkování

Dičkuji paní RNDr. S. Zahrádkové Ph.D. za pomoc při determinaci problematických druhů jepic a stejně tak patří mé poděkování doc. RNDr. E. Sedlákovi CSc. a RNDr. P. Komzákovi za redeterminaci chrostíků.

VÍCEROZMĚRNÁ PRAVDĚ PODOBNOSTNÍ TYPOLOGIE ŐĚNĚCH LOKALIT NA ZÁKLADĚ BIOTICKÝCH A ABIOTICKÝCH DAT – NÁVRH UŽIVATELSKY PŔÍSTUPNĚHO ŐĚŠENĚ

Jiř Jarkovský¹, Ladislav Dušek¹, Petr Pavliš¹, Jan Hodovský², SvĚtlana Zahrádková³,
Pavel Kukleta¹ & Roman Šmíd¹

¹ Centrum biostatistiky a analýz, PŕirodovĚdecká a lékářská fakulta Masarykovy univerzity, Kamenice 126/3,
CZ-625 00 Brno, Ěeská republika, e-mail: jarkovsky@cba.muni.cz

² Zemi dĚlská vodohospodářská zpráva, Hlinky 60, CZ-603 00 Brno, Ěeská republika

³ Katedra zoologie a ekologie, PŕirodovĚdecká fakulta Masarykovy univerzity, Kotlářská 2, CZ-611 37 Brno,
Ěeská republika

ABSTRACT

Jarkovský J., Dušek L., Pavliš P., Hodovský J., Zahrádková S., Kukleta P. & Šmíd R.: **Multivariate classification of river sites based on abiotic and biotic data – suggestion of a robust solution**

Monitoring of aquatic biological communities has become a standard approach in surface water monitoring and a part of complex systems for assessing surface water quality. The main problem of this approach is how to relate biological communities to abiotic properties of sites and water quality classes. There are several methods used to solve this problem, including simple univariate methods such as saprobic indices or more complex multivariate methods like RIVPACS or BEAST. We are proposing a new point of view for assessing water quality – a method based on robust multivariate analysis of macrozoobenthos communities and abiotic properties of sites. There are two main components – robust true distances of sites based on several data views – biotic, static and dynamic abiotic properties, and selection of reference groups (i.e. quality classes). The analysed sites are compared to a reference model using their distances from reference groups' centroids and probabilistically assigned to quality classes. The method is currently being implemented in software designed for water quality analyses.

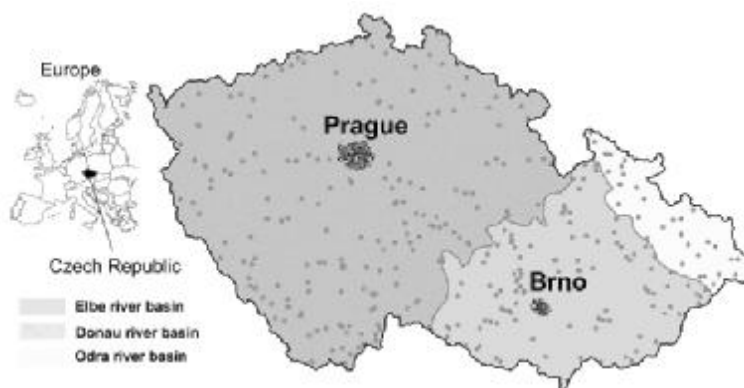
Key words: macrozoobenthos, multivariate analysis, water quality

Biomonitoring vodních toků se stává společně s abiotickým monitoringem běžnou metodou určování kvality vodních toků. V Evropě jsou nejčastěji systémy založené na analýze složení společenstev makrozoobentosu, používají se ovšem i další systémy využívající společenstva řas, vodních rostlin nebo ryb. Výhodou biologického monitoringu je jednak jeho „paměť“ zachycující i krátkodobé události nezachytitelné běžnými metodami, jednak možnost zesílení slabých účinků prostřednictvím přenosu potravními řetězi. Pro hodnocení společenstev organismů existuje řada metod od jednoduchých indexů zohledňujících vlastnosti společenstev i jednotlivých druhů (např. saprobni

a biodiverzitní indexy) až po komplexní systémy využívající vícerozměrnou analýzu a typologické modely kvality (AQEM CONSORTIUM 2002, WRIGHT 2000; BARBOUR 1999).

V Ěeské republice existuje rozsáhlá monitorovací síť lokalit pocházející buď z různých specializovaných projektů (např. PERLA) nebo jde o monitorovací síť různých organizací (např. Zemi dĚlská vodohospodářská správa) (obr. 1). Data získávaná z této sítě poskytují rozsáhlý vícerozměrný popis profilů.

Vícerozměrná analýza v systémech typu RIVPACS je založena na kombinaci shlukovacích a ordinačních technik, vyžadujících vzhledem k faktu deformace



Obr. 1 Monitorovací síť biologického monitoringu reprezentuje celé území ČR

vícerozměrného prostoru dlouhodobý vývoj a velmi rozsáhlou datovou základnu. Naším cílem bylo vytvořit techniku nazírající na problém z jiného úhlu a při menších nárocích na vývoj poskytující dostatečnou kvalitní hodnocení profilů.

Základem výpočtu je skutečná vícerozměrná vzdálenost profilů v n -rozměrném prostoru popisu profilů (viz. výše), vzhledem k použití sady proměnných různého typu (kategorické i kvantitativní) je k výpočtu využita modifikovaná Gowerova metrika (GOWER 1971) umožňující zahrnout do výpočtu různé typy proměnných, popřípadě je doplnit i vážením jejich významu. Různé informace obsažené v datech poskytují tři základní typy pohledů na data profilů:

- Statická přírodní data – data popisující heterogenitu srovnávaných objektů, tj. základní přirození dané abiotické rozdílnosti profilů, nelze říci zda jsou kladné nebo záporné, pouze odráží realitu v níž se lokality nachází. Jde o abiotické parametry profilů, které jsou v zásadě relativně stálé, vlastní o pevně dané geografické a hydrologické parametry profilů, jako jsou například nadmořská výška, šířka toku, vzdálenost od pramene nebo příslušnost k bioregionu.
- Dynamická abiotická data reflektující jednak přírodní parametry typu pH, jednak ukazatele antropogenní zátěže, tuto skupinu dat lze případně dle lit na dvě podskupiny a rozšířit tak počet možných pohledů modelu na čtyři: i) Přírodní dynamická abiotická data – chemické a fyzikální parametry měřené v rámci odběrů, jejichž koncentrace a výskyt je „přirozený“ a běžně se dynamicky mění, příkladem takového parametru může být například pH. ii) Antropogenní (kontaminace) abiotická data – chemické a fyzikální parametry měřené primárně jako uk-

azatele ovlivní/kontaminace lokality lidskou činností a jako polutanty, příkladem takového ukazatele může být například BSK5, u těchto parametrů je předpoklad, že vyšší hodnota znamená vyšší antropogenní zátěž lokality.

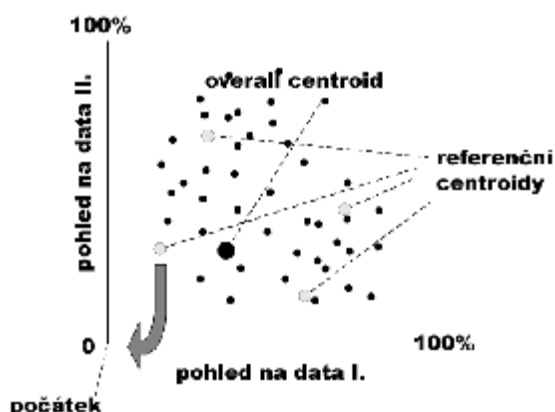
- Biotická data – data abundancí taxonů naměřená při vzorkování a na nich založené výpočty, namátkou můžeme jmenovat například přímo abundancie taxonů (nebo jejich formu přítomnost/nepřítomnost) nebo indexové hodnocení diverzity a biotické indexy či ecological scores odrážející individualitu jednotlivých nalezených taxonů.

Těto vypočítané vzdálenosti profilů je dále využíváno pro hodnocení podobnosti standardních profilů ke konkrétním referenčním profilům nebo k referenčním třídám kvality toků. Při zobrazení výsledků nebo tvorbi referenčních tříd se uplatňuje několik typů grafických výstupů, kdy jsou vynášeny vzdálenosti profilů od celkového počátku vícerozměrného popisu (multivariate typology chart), od celkového centroidu souboru (centroid related chart) nebo od centroidů jednotlivých referenčních tříd (reference related chart) – obr. 2. Hodnocení i zobrazení je rozdíleno podle pohledů různých typů dat a umožňuje tak srovnání různých aspektů vlastností hodnoceného profilu. Při prvním způsobu srovnání je pro daný bioregion zjištěno k hodnocenému profilu nejpodobnější profil referenční. V druhém případě lze analýzu dat rozdělit na dvě fáze, v první musí být na základě referenčních profilů vytvořen referenční model, kdy jsou referenční profily rozděleny do skupin s reálnou interpretací (například horský potok – smrkový les, lužní les atd.). V druhé fázi, rutinním hodnocení, jsou tyto skupiny využity pro přiřazení standardních profilů do referenčních tříd; toto pravděpodobnostní

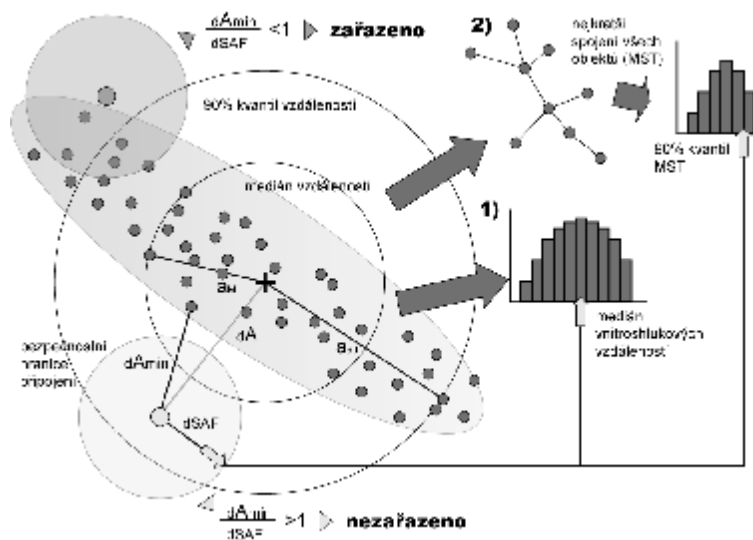
přičlenění je pak výsledkem celého hodnocení. Pro přičlenění jsou využity dva ukazatele podobnosti profilu s danou třídou – i) vzdálenost profilu od centroidu třídy porovnávaná s kvantilovým ukazatelem velikosti vícerozměrného shluku referenční třídy jako ukazatel podobnosti přičlenění; ii) vzdálenost k nejbližšímu referenčnímu profilu ze shluku porovnaná se vzdálenostmi uvnitř referenčního shluku jako ukazatel bezpečnosti

přičlenění profilu k referenční skupině profilů (obr. 3).

Tato analýza je součástí vyvíjeného softwaru pro komplexní hodnocení (abiotická a biotická data) profilů. Systém neobsahuje pouze výše uvedený postup, ale umožňuje také hierarchickou správu dat (matka – správcovská verze předepisující mimo jiné závazné referenční modely; průzkumník – tvorba referenčních modelů; di-Link – rutinní hodnocení), vytváření exportních výstupů



Obr. 2 Zobrazení podobnosti profilů vzhledem k různým pohledům (typům) dat; nulový bod (počátek), celkový centroid a referenční centroidy (středů referenčních tříd) se stáří v počátku zobrazení a poskytují tak různý vhléd do podobnosti profilů



Obr. 3 Hlavní ukazatele přičlenění hodnocených profilů k referenčním skupinám profilů (dA – ukazatel podobnosti k centroidu, dAmin – maximální bezpečná vzdálenost připojení k referenčnímu shluku); toto zobrazení je pouze ilustrací chování objektů (profilů) v n-rozměrném prostoru a ne grafickým výstupem metody

pro externí analýzy, běžné statistické hodnocení dat, tvorbu a správu referenčních modelů kvality toků, výpis popisných karet profilů a jejich srovnání s referenčními kategoriemi nebo profily.

Použitý postup umožňuje zhodnotit nejrozličnější typy dat shromážděných na odlišných profilech pro jejich vícerozměrné pravděpodobnostní přiřazení ke konkrétním referenčním profilům nebo skupinám referenčních profilů (referenční kategorie). Přiřazení kromě podobnosti hodnocených profilů reflektuje i vícerozměrnou variabilitu referenčních kategorií profilů a přidává tak do hodnocení podobnosti (zařazení do kategorie) i pravděpodobnostní prvek.

LITERATURA

- AOEM CONSORTIUM 2002: Manual for the Application of the Aqem System. www.aqem.de, 202 pp.
- BARBOUR M. T., GERRITSEN J., SNYDER B. D. & STRIBLING J. B., 1999: Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- GOWER J. C., 1971: A general coefficient of similarity and some of its properties. – *Biometrics*, 27: 857–871.
- WRIGHT J. F., SUTCLIFFE D. W., FURSE M. T. (Eds), 2000: Assessing the biological quality of freshwaters: RIVPACS and similar techniques. – *Freshwater Biological Association*, 373 pp.

BIOLOGICKÉ HODNOTENIE KVALITY VODY DUNAJA

Emília Elexová

Výskumný ústav vodného hospodárstva, arm. gen. L. Svobodu 5, SK-812 49 Bratislava, Slovensko,
e-mail: elexova@vuvh.sk

ABSTRACT

Elexová E.: **Biological assessment of water quality in the Danube River**

In addition to the saprobic system common in Danubian countries, European countries use many different approaches to water quality assessment. The aim of this paper was to compare and evaluate these approaches based on macrozoobenthos species composition along the Slovak stretch of the Danube in 1997–1998. In addition to the saprobic system, a rapid and relatively exact Belgian biotic index and the Hungarian BMWP, adapted for the Danube conditions, seem to be appropriate for water quality evaluation. Other approaches were considered less suitable: the French Indice Biologique Globale because of low abundances, and Chandler's Score due to the absence of many Danubian species.

Key words: water quality, Danube, saprobic system, biotic indexes, Score

ÚVOD

V podunajských štátoch je dlhoročnou tradíciou používanie Sládečekovho saporbného systému (STN 830532-6) pre hodnotenie kvality vody. V súčasnosti existuje viacero odlišných škôl hodnotenia kvality vody a odprírodného tokov (biotické indexy, skóre systémy), používaných v európskych krajinách. Cieľom príspevku bolo na základe druhového zloženia makrozoobentosu pozdĺž slovenského úseku Dunaja v rokoch 1997–1998 porovnať a zhodnotiť vybrané spôsoby hodnotenia kvality vody z hľadiska možnej aplikácie vo vodohospodárskej praxi.

MATERIÁL A METÓDY

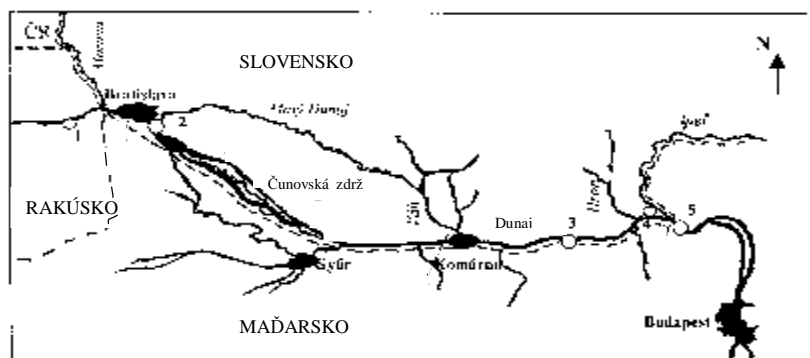
V príbrežnej zóne, v dominantnom type substrátu piatich odberových miest sledovaného úseku (r. km 1880–1704, obr. 1) bolo uskutočnených dvanásť odberov Kubičkovým bentometrom (veľkosť ôk 0,3 mm) z plochy 0,09 m². Po spracovaní vzoriek bola vyhodnotená kvalita vody v lokalitách podľa nasledovných biologických prístupov.

Saporbný index (SI) bol vyrátavaný z priamych počtov

aj z odvodených stupňov hojnosti (STN 830532-6). Nasledovné indexy boli poëitané podľa DE PAUW et al. (1996).

Pri výpoëte Belgického biotického indexu (BBI), je podkladom zoznam kľúčových skupín taxónov. Výsledný BBI spoločnosti zodpovedá najnáročnejšej skupine, zastúpenej taxónom minimálne s 2 jedincami a príslušnej frekvencii výskytu taxónov v rámci skupiny a závisí tiež na celkovom počte taxónov vo vzorke. Na základe BBI sa voda klasifikuje do piatich tried kvality. Podobne Trent-biotický (TBI) a rozšírený Trent-biotický index (E-TBI) vychádza z „kľúčových skupín“ indikátorov, na definovanej úrovni, nutnej k determinácii. Výsledný TBI/E-TBI závisí od počtu druhov z kľúčovej skupiny a celkového počtu kľúčových skupín. Globálny biologický index (IBG) je podobného princípu, ale podrobnejšie spracovaný. Tiež sa odvádza od najcitlivejšieho taxónu, zväčša šelade, zastúpenej minimálne 3 jedincami. Záleží aj na celkovom počte taxónov.

U Chandlerovom Score (CH-S) ide o zdokonalený TBI pridaním semikvantity, s podrobnejším zoznamom kľúčových taxónov. Vysoké skóre náročných taxónov sa znižuje zvyšujúcou toleranciou. Výsledné skóre je sumou individuálnych priradených skóre. Náročné organizmy majú pri zvyšujúcich sa počtoch vyššie skóre,



Obr. 1 Mapa sledovaných lokalít: 1 – Hainburg, 2 – Bratislava-Slovnaft, 3 – Radvaň, 4 – Chľaba, 5 – Zebegény
 Fig. 1 Map of monitored localities: 1 – Hainburg, 2 – Bratislava-Slovnaft, 3 – Radvaň, 4 – Chľaba, 5 – Zebegény

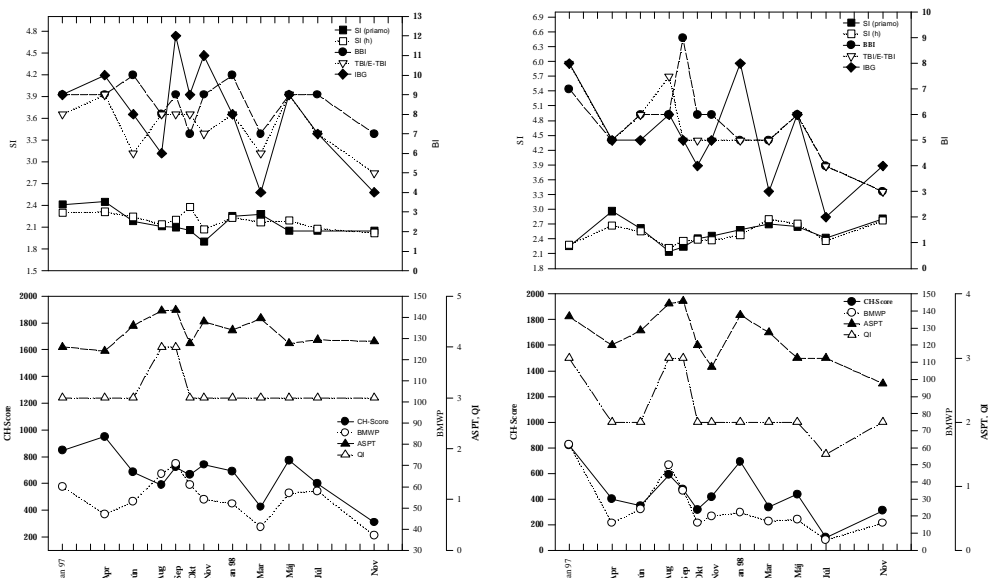
tolerantným sa naopak znižuje. Mať arský Biological Monitoring Working Party (BMWP) (LITERATHY et al. 1997), modifikovaný z anglického na dunajské podmienky, má podobný priebeh ako predošlý systém. Výsledkom je súčet skóre priradených prítomným špecifickým druhom podľa náročnosti. Priemerné skóre na taxón (ASPT) získame vydelením BMWP počtom skórovaných taxónov. Index kvality (OI) klasifikuje vodu na základe BMWP a ASPT do 7 tried a vyhodnocuje päť stupňov kvality.

VÝSLEDKY

Priebehy indexov a skóre graficky znázorňujú

obr. 2a–2c. Na základe sápróbného hodnotenia sa voda v sledovaných profiloch pohybuje v medziach β -mezosaprobity, len v Slovnafte zasahuje viackrát do α -mezosaprobity. Tiež v Chľabe presiahol SI jedenkrát hranicu α -mesosapróbného stupňa (SI = 2,67). V Hainburgu bol zistený najnižší SI = 1,9 a v Zebegényi najnižší priemerný SI (priamo) = 2,13. V Slovnafte sa často SI pohybovali tesne pod hodnotou 2,7 a v apríli/97 bol dokonca SI = 2,96, čo je najvyšší výsledok zo všetkých profilov. V Radvani bol zistený najvyšší priemerný SI(h) = 2,15 zo všetkých lokalít.

Hainburg je miestom s maximálnymi BBI = 10, väčšinou BBI = 9 – s I.–II. triedou kvality. V Slovnafte



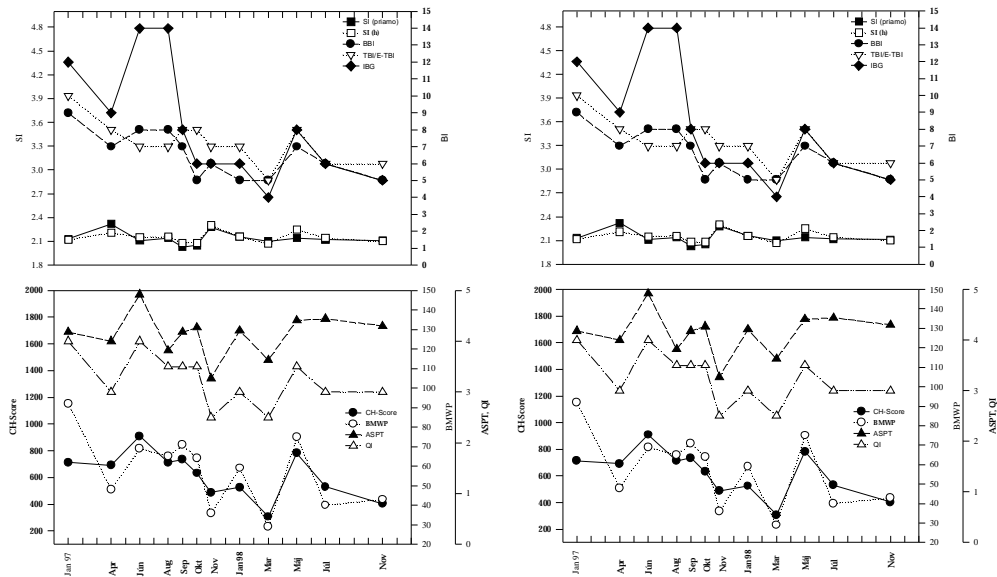
Obr. 2a Ěasové priebehy indexov a skóre hodnôt biologického hodnotenia kvality vody – Hainburg (vľavo), Slovnaft (pravvo)
 Fig. 2a Time series of indexes and score values of the biological water quality assessment – Hainburg (left), Slovnaft (right)

sa BBI pohyboval okolo hodnôt 5 a 6, s najznejšou vodou (IV) a vo zvyšných profiloch od 5 do 8, ktoré boli stredne znečistené (II–III).

TBI/E-TBI boli v Hainburgu väčšinou nižšie ako BBI a ich priebeh bol odlišný na rozdiel od Slovnaftu, kde sa často prekrývali. Poènúc Radvaou sa priebeh hodnôt odlišoval od priebehu BBI, TBI/E-TBI boli zväčša vyššie. IBG má z biotických indexov najširší rozsah prie-

behu hodnôt, v Hainburgu, Zebegegényi a Radvani od 4 do 12, v poslednom dokonca po 14 a v Slovnafte od 2 po 8. V Chľabe má menší rozsah – od 8 do 12 (obr. 2b).

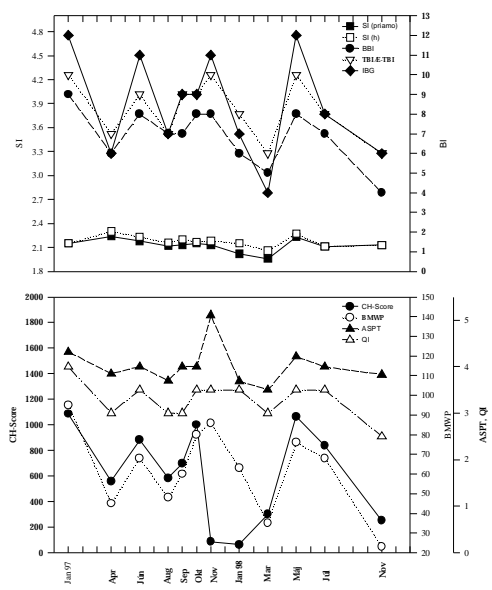
Celkové súčty CH-S sa pohybovali okolo hodnoty 600 v Hainburgu, Radvani a Zebegegényi, rozsah výsledkov bol od 300 do 900. V Zebegegényi boli výsledné hodnoty v širšom rozsahu (od 100 do 1100). V Slovnafte mierne presahoval priemer skóre 400, s rozsa-



Obr. 2b Ěasové priebehy indexov a skóre hodnôt biologického hodnotenia kvality vody – Radva (vľavo), Chľaba (vpravo)
Fig. 2b Time series of indexes and score values of the biological water quality assessment – Radva (left), Chľaba (right)

hom od 100 do 800, kým v Chľabe sa pohybovali hodnoty približne od 500 do 1200 s najvyšším priemerom nad 800. Podobný priebeh bol u BMWP, priemery sa pohybovali okolo hodnoty 60 s výnimkou Slovnaftu, kde priemer len mierne presiahol hodnotu 20. V ostatných profiloch oscilovali medzi 30 a 80. Najväčšia rozkolísanosť bola v Zebegegényi. Odvoené ASPT majú podobné priebehy, priemery boli okolo hodnoty 4 okrem Slovnaftu (tesne nad 3). V Radvani a Zebegegényi sú hodnoty medzi 3,5 až 5, kým v Chľabe od 3 do 4,5 a najužší rozsah má Hainburg – od 4 do 4,5. Na základe priradenia QI podľa BMWP a ASPT možno hodnotiť kvalitu vody v Hainburgu a v Chľabe ako strednú (QI nad 3)

Obr. 2c Ěasové priebehy indexov a skóre hodnôt biologického hodnotenia kvality vody – Zebegegényi
Fig. 2c Time series of indexes and score values of the biological water quality assessment – Zebegegényi



a v dvoch prípadoch dokonca ako dobrú (QI nad 4). Podobne v Radvani a Zebegeňy, avšak tu bol zaznamenaný aj QI pod 3, čo zodpovedá zlému stupňu kvality. V Slovaftte bola voda klasifikovaná ako „zlá“, s priemerným QI tesne nad 2.

ZÁVER

Napriek náročnej požiadavke determinácie na úroveň druhov, sapróbný systém presne hodnotí kvalitu vody, zaznamenávajúc aj malé odchýlky. Dva spôsoby výpočtu nie sú natoľko rozdielne, aby mali za následok priradenie odlišných stupňov saprobity. Rozsah výsledných hodnôt je väčší pri spôsobe s priamymi počtami.

Stanovenie BBI je rýchla a efektívna metóda, pričom berie do úvahy aj počet nájdených taxónov, zohľadňuje pravidelnosť a neskršuje výsledok podľa náhodnosti. Ešte rýchlejšie získame výsledok TBI a E-TBI, pričom väčšinou sú ich hodnoty totožné. Nie sú však tak presné ako BBI. Za nedostatok sa dá považovať menej presná diferenciácia na skupiny taxónov. E-TBI má širší rozsah hodnôt a preto niekedy aj vyššie hodnoty ako TBI. U IBG je nevýhodou pri vzorkách s ní-

kymi abundanciami nutnosť minimálne 3 jedincov pre zarátanie príslušnej časti.

Chandlerov Score je zdĺhavejší ale presnejší ako TBI. Nevýhodou je, že bežné dunajské taxóny, ktoré by zvýšili výslednú hodnotu, v tabuľke chýbajú. Naopak modifikovaný BMWP je výhodný vzhľadom na mnohé zahrnuté dunajské druhy.

Na účely hodnotenia kvality vody okrem zaužívaného sapróbného indexu pre podmienky Dunaja sa ukázali vhodnými aj rýchle a pomerne presné spôsoby BBI a maľarský BMWP, prispôbený na podmienky povodia Dunaja. Najmenej vhodné je používanie IBG kvôli príliš nízkym abundanciám a Chandlerovho Score pre absenciu mnohých dunajských druhov.

LITERATÚRA

- DE PAUW N., VAN DAMME D. & BIJ DE VAATE A., 1996: Manual for macro-invertebrate identification and water quality assessment. 1st draft. – Riza, 226 pp.
- LITERATHY P., LISKA I., KREITNER P. GRASSERBAUER M. & COFINO W., 1997: Quality of sediment and biomonitoring. – Final report of Project EU/AR. – Danube River Basin Env. Programme, 91 pp.
- STN 830532-6: Biologický rozbor povrchovej vody. Stanovenie sapróbného indexu podľa Pantleho a Bucka.

DEGRADÁCIA SPOLOČENSTIEV PODENIEK, POŠVATIEK A POTOĚNÍKOV V OBLASTI DUNAJSKÉHO VODNÉHO DIELA (GABĚÍKOVO)

Iľja Krno

Katedra ekológie Prírodovedecká fakulta v Bratislave, Univerzita Komenského, Mlynská dolina – B2, SK-84215 Bratislava, Slovensko, e-mail: krno@fns.uniba.sk

ABSTRACT

Krno I.: Degradation of mayfly, stonefly, and caddisfly taxocoenoses in the Danube hydropower inundation area

Discharge regulation and disconnection of the Danube River and its arms very negatively affected the existence, migration, and reproduction of aquatic insects. There is a tendency leading toward a decline of rheophilous, metapotamophilous, and filtering EPT taxa, these being replaced by eurytopic, algivorous and stagnicolous taxa.

Key words: eupotamal, parapotamal, plesiopotamal, regulation, AQEM

ÚVOD

Žulovým prahom medzi Alpami a Karpatami sa v oblasti Bratislavy vytvoril náplavový kužeľ, ktorý rozdeľuje Dunaj do dvoch hlavných ramien – Malého a Mošonského Dunaja. A práve v tomto priestore je situované Dunajské vodné dielo (i alej DVD). Dunaj v minulosti vytvoril „vnútrozemskú deltu“, s početnými meandrami. Prvá komplexná etapa budovania regulačných opatrení na Dunaji sa realizovala už rokoch 1759–1914, došlo k zmene vodného režimu, k rýchlejšiemu kolísaniu hladín vody, zrýchleniu rýchlosti toku, k prehĺbovaniu koryta rieky, poklesu hladín povrchových i podzemných vôd. Od 60. rokov 20. storočia bol tento proces sprevádzaný aj postupným uzatváraním ramien, fragmentáciou vnútrodnajskej delty, poklesom frekvencie preplachovania ramien až ich úplným vyschnutím (DUB & SZOLGAY 1966). Pôvodná heterogenita mezohabitátov hlavného dunajského koryta rieky bola potlačená. Neprírodná morfológia starého koryta Dunaja je výsledkom regulačných opatrení najmä v posledných 150 rokoch. Projekt DVD, na rozdiel od ostatných priehrad na Dunaji projekt zachoval túto inundáciu ohraničenú pôvodnými protipovodňovými hrádzami. Derivačný kanál privádzajúci a odvádzajúci vodu k elektrárni bol vybudovaný mimo vlastnej inundácie.

Dnes starým korytom Dunaja po prehradení rieky preteká dnes 250–600 m³/s vody (20 % pôvodného prítoku). Po uvedení DVD a s ním spojenou dotáciou ramien v hornej časti sústavy, sa hydrologický režim priblížil stavu ku koncu 60-tych rokov (BOHUS et al. 2002). Neplatí to však o drénovanom páse pozdĺž starého koryta a o celom komplexe lesov pod gabčíkovským prístavom. V súhrne preto možno konštatovať, že napriek hydropedologickým opatreniam je vodný režim nepôvodný. Od začiatku 90. rokov aj po spustení DVD dochádza k postupnému znižovaniu množstva živín v Dunaji aj jeho ramennej sústave a k miernemu zlepšeniu kyslíkového režimu (BOHUS et al. 2002). Na druhej strane sa v dôsledku spomalenia prúdenia resp. spätného vzdutia dochádza v starom koryte rieky k zvýšenej kolmatácii dna a zanášaniam okruhliakom jemnými sedimentmi KRNO (1995).

MATERIÁL A METODIKA

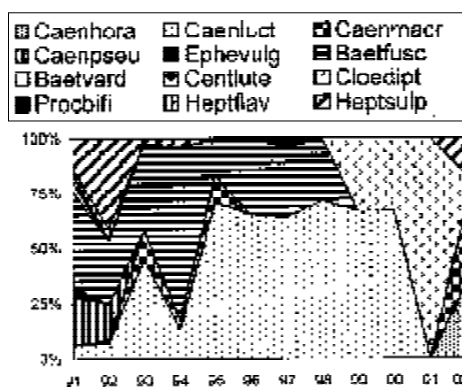
Larvy podeniek, pošvatiek a potočienikov (i alej EPT) boli zbierané v jarom, letnom a jesennom období každoročne (1991–2002) z litorálu a ripálu dunajskej delty (ramená, rieka – 10 lokalít) pomocou kopacej techniky do bentickej siete (veľkosť ôk 0,5 mm). Spracovaný biologický materiál som vyhodnotil pomocou

programu AQEM 2.1 – AQEM consortium (2002).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

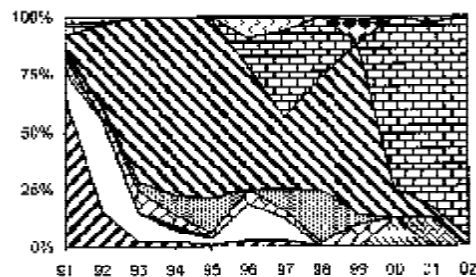
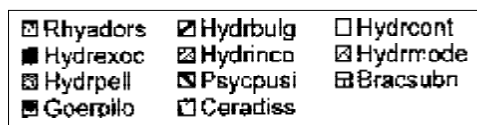
Makrozoobentos a jeho súčasť temporálna fauna má nezastupiteľnú úlohu pre biologické procesy riečného systému Dunaja. Najmä EPT sú významnými indikátormi zmien. EPT Dunaja a jeho ramien a periodických vód boli predmetom štúdia viacerých autorov: BALTHASAR (1936, 1938), RAUŠER (1957), LICHARDOVÁ (1958), BRTEK & ROTHSCHNEIN (1964), POMICHAL (1984), LANDA (1969), NAGY & ŠPORKA (1990), KRNO (1990), ŠPORKA & KRNO (1995), ŠPORKA & NAGY (1998), ELEXOVÁ (1998). Z týchto prác vyplýva, že Dunaj a priľahlá inundácia je už vyše storočie pod silným antropickým tlakom, ktorého výsledkom je napr. vyhynutie viac než 90 % percent druhov dunajských pošvatiek, viac než 50 % podeniek a viac než 30 % potočiek (KRNO et al. 1999).

V taxocenózach temporálnej fauny v rípalí Dunaja sa pred spustením DVD (1991–92) sa vyskytovalo relatívne bohaté spektrum podeniek a potočiek (obr. 1, 2). V prietokových ramenách Dunaja (parapotamál) zistila LICHARDOVÁ (1956), podenky *Potamathus luteus*, *Hep- tagenia sulphurea*, *Ecdyonurus aurantiacus*, *Baetis fuscatus*, *Serratella ignita*, čo svedčí o výrazne väčšej reofilnosti týchto ramien v minulosti. Analogickú situáciu s potočikmi popisuje MAYER (1935) – *Rhyacophila pascoei*, *Agapetus* sp., *Plectrochemia* sp., *Neureclepsis bimaculata*, *Polycentropus flavomaculatus*, *Hydropsyche* spp., *Cheumatopsyche lepida*, *Setodes interruptus*, *Potamophylax latipennis*, *Halesus* spp., *Goera pilosa*, *Silo pallipes* a *Brachycentrus subnubilus*. BALTHASAR (1936) v nich zaznamenal aj pošvatku *Isoperla obscura*.



Obr. 1 Zmeny taxocenózy podeniek (Ephemeroptera) Dunaja v oblasti DVD

Fig. 1 The changes of mayfly (Ephemeroptera) taxocoenose of the Danube river in the area of the Danube hydro-power station



Obr. 2 Zmeny taxocenózy potočiek (Trichoptera) Dunaja v oblasti DVD

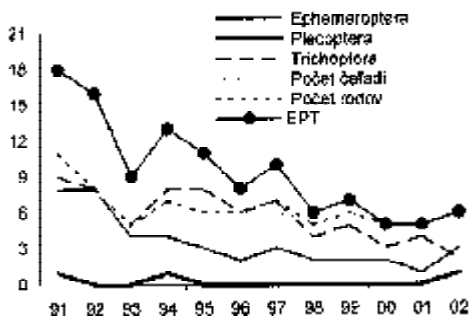
Fig. 2 The changes of caddisfly (Trichoptera) taxocoenose of the Danube river in the area of the Danube hydro-power station

V ramenách Baèianskej ramennej sústavy v rokoch 1976–1978) bolo zistených 6 taxónov podeniek a 4 taxóny potočiek (ŠPORKA & NAGY 1998). V rokoch 1991–1992 temporálna fauna prietokových ramien bola pomerne chudobná (neprirodzené vysychanie ramien ako dôsledok poklesnutia dna hlavného toku). Zastupovali ju druhy *Cloeon dipterum*, *Caenis horaria*, *C. luctuosa* (Ephemeroptera) a rodmí *Ecnomus*, *Cyrnus*, *Anabolia*, *Athripsodes* (Trichoptera).

V neprietokových ramenách (plesiopotamál) zaznamenali BALTHASAR (1936), MAYER (1935), LICHARDOVÁ (1956) a KRNO (1990) druhy *Ephemera vulgata*, *Siphonurus aestivalis*, *Cloeon dipterum*, *Proclon bifidum*, *Caenis horaria* (Ephemeroptera), *Cyrnus trimaculatus*, *Leptocerus tineiformis*, *Holocentropus dubius*, *Limnephilus stigma*, *L. griseus*, *L. bipunctatus*, *L. flavicornis* (Trichoptera).

Zmena hydrologických podmienok, po prehradení Dunaja v 1992, spôsobila diferencovanie Dunaja na dva rozdielne úseky. V hornom úseku znížením rýchlosti prúdu došlo k stabilizácii predtým pohyblivého dna. Zmenené abiotické faktory umožnili vytvorenie bohatých nárastov rias na pevnom štrkovitom dne. V dolnom úseku (Istragov), kde zasahuje spätné vzdutie resp. (Sporná sihoť), dochádza k pravidelnému dennému kolísaniu vodných hladín (DVD), došlo k najväčšej zmene v štruktúre bentických biocenóz (KRNO et al. 1999). Podobne ako v regulovanom dolnom toku Rhôny (FRUGET 1991) prevládajú v Dunaji po roku 1992 v temporálnej faune *Baetis fuscatus*, *Caenis luctuosa* (Ephemeroptera), *Psychomyia pusilla*, *Hydropsyche modesta*

a *Ceraclea dissimilis* (Trichoptera). Neskôr, podobne ako v Rýne (TITZNER et al. 1989), napriek zlepšeniu kvality vody k zásadnejším zmenám v štruktúre makrozoobentosu nedošlo. Sapróbný index sa po celé obdobie pohyboval medzi 2,0–2,25. Pokles indexu EPT (obr. 3) v Dunaji súvisí s poklesom geomorfologickej diverzity rieky, hydrologickým zmenami – pokles prietoku, rýchlosti prúdu, zvýšenou sedimentáciou látok, ako aj s poklesom prepojení s ramennou sústavou, čo sa odráža na výraznom poklese heterogenity hydrosystémov a narušením funkčnej integrity prepojenia ramennej sústavy s riekou (FRUTIGER 1992).

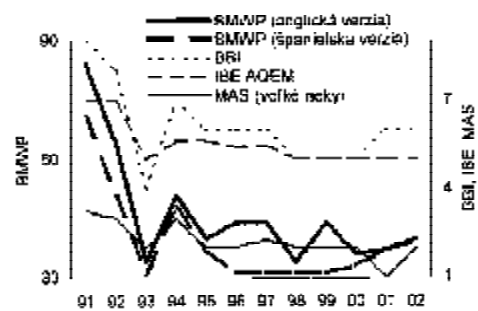


Obr. 3 α -diverzita podeniek, pošvatiek a potočienok
Fig. 3 α -diversity of mayflies, stoneflies, and caddisflies

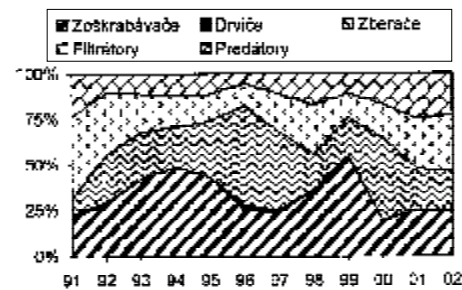
Od roku 1993 došlo k výraznému kvalitatívnemu a kvantitatívnemu ochudobneniu podeniek starého koryta (KRNO 1995), v ktorom sa pravidelne vyskytovali už len dva eurýtopné druhy *Baetis fuscatus* a *Caenis luctuosa*. Oba tieto druhy nahradili druh *C. pseudovivulorum*. Podobne, fauna potočienok bola zastúpená len dvoma rodmi – *Hydropsyche* a *Psychomyia*, tak ako v regulovaných európskych veľtokoch Rhôna a Rýn (BOURNAUD et al. 1990). Podobne ako index EPT postupne klesajú a iné biotické indexy (obr. 4). Výrazne vzrástol podiel (obr. 5) algofágov (*Psychomyia*) a zberačov (*Caenis*) na úkor filtrátorov (*Hydropsyche*). Priemerné druhy *Hydropsyche contubernalis* a *H. bulgaroromanum* boli nahradené druhmi *H. pellucidula* a *H. modesta*. Postupne začínajú prevládať epipotmálové a litorálne druhy na úkor metapotamálových (obr. 6) a ustupujú reofilné druhy (obr. 7).

Stabilizácia dna a lepšie trofické podmienky umožnili v 1994 a prvej polovici 1995 výrazný kvantitatívny nárast abundancie podeniek a najmä potočienok ich počtu sa vrátili na pôvodné počty 400–800 EPT (ex/3 min. kopacej techniky).

Po roku 1996 klesla aj v hornom úseku Dunaja



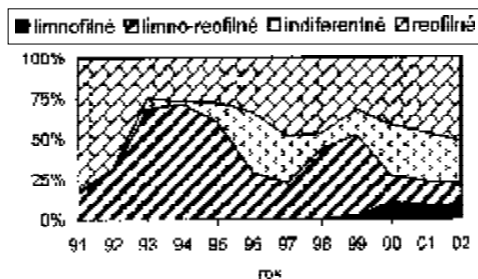
Obr. 4 Biotické indexy podľa AQEM 2002
Fig. 4 The biotic indices according to AQEM 2002



Obr. 5 Potravné gily podeniek, pošvatiek a potočienok
Fig. 5 The feeding type composition of mayflies, stoneflies, and caddisflies



Obr. 6 Preferencia zonácia podeniek, pošvatiek a potočienok
Fig. 6 The zonation preference of mayflies, stoneflies, and caddisflies



Obr. 7 Vzťah podeniek, pošvatiek a potočienok k prúdu
Fig. 7 A current preference of mayflies, stoneflies, and caddisflies

abundancia EPT na menej 100 ex/3 min. Zatiaľ čo v Dunaji pred prehradením tvorila temporálna fauna v ročnom priemere okolo 30 % z abundancie makrozoobentosu, v celom úseku ovplyvnenom DVD klesá táto hodnota až pod 10 % (rok 1998–2002), čo je istá analógia s jej prirodzeným zastúpením v dunajských ramenách. Silné záplavy a povodne sa prejavili najmä pri osídlení potočiek Dunaja. Opätovne sa objavil rod *Hydropsyche*, zastúpený druhom *H. incognita* a viacerými ďalšími druhmi potočiek.

Po roku 1992 stále prúdenie vody v umele napuštáňaných horných dunajských ramenách bodickej sústavy umožňoval výskyt reofilných druhov temporálnej fauny. Litorálna zóna ramien je kolísaním hladiny vody často obnažovaná. V nových reofilných podmienkach, v ramenách dotovaných vodou, je typicky stagnikolný druh *Caenis horaria* postupne nahradzovaný druhom *C. luctuosa* (Ephemeroptera). Pravidelnejší výskyt druhov *Baetis fuscatus*, *Caenis luctuosa* (Ephemeroptera), *Athripsodes cinereus*, *A. albifrons*, *Oecetis furva* a rod *Anabolia* (Trichoptera) signalizujú trvalé napájanie ramien pôvodne typu plesipotamál povrchovými i podzemnými vodami. Naopak ustupujú typicky stagnikolné taxóny ako sú *Caenis simile* (Ephemeroptera), rody *Cyrnus*, *Oligotrichia*, *Mystacides azurea* a najmä filtrátor *Ecnomus tenellus* (Trichoptera).

Mnohé ramená typu parapotamál nemajú už povrchové spojenie s okolitými ramenami. Sú dotované priesakovou vodou z príľahlej ramennej sústavy. Zarastanie ramien makrovegetáciou pokračuje najmä po roku 1997, čo spôsobuje jeho rýchle vyplytčovanie a zazemčovanie. V podstate dochádza k zmene ramena typu plesipotamál na paleopotamál spojené s výrazným nárastom letných teplôt až na 30 °C. *Caenis robusta*, v týchto ramenách nahradzuje druhy *C. horaria* a *C. luctuosa*. Medzi potočkami úplne mizne druh *Ecnomus tenellus* aj výskyt ostatných druhov je veľmi zriedkavý a nepredvídateľný (*Athripsodes aterrimus*, *Leptocerrus tineiformis*). Hydrobiologické pomery sa však po roku 1999 veľmi zhoršili. Stretávali sme sa s obdobiami, v ktorých sa epifauna vôbec nevyskytovala, najmä po zime (silný rozklad premnožených makrofýť). Regulácie v povodí Dunaja výrazne sťažili podmienky migrácie a prežívania lariev, ale aj reprodukcie imág vodného hmyzu. To všetko odrazilo v výraznom poklese indexu EPT v celom povodí (obr. 8). Záplavy v rokoch 2001 a najmä 2002 spomalili tento nepriaznivý trend. Pre Dunaj a jeho inundáciu boli v minulosti typické viackrát pravidelne sa opakujúce vyššie prietoky začiatkom jari v marci a začiatkom leta (jún – júl) (Bohus et al.

2002). Tomuto vodnému režimu boli podriadené aj vývinové cykly temporálnej epifauny Dunaja a jeho inundácie. Prietok záplavy periodické i neperiodické boli hlavným prírodným faktorom genézy ekosystémov Dunaja (Rovný et al. 1996).



Obr. 8 α -diverzita podočiek, pošvatiek a potočiek v povodí rieky Dunaj (vrátane ramennej sústavy) v oblasti DVD

Fig. 8 α -diversity of mayflies, stoneflies, and caddisflies in the Danube inundation area of the Gabčíkovo hydropower station (including arms system)

Pořakovanie

Príspevok vznikol vďaka podpore grantov 1/8200/01 a EVK1-CT-2001-00089.

LITERATÚRA

- AQEM CONSORTIUM, 2002: Manual for the application of the Aqem system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 2.1, December, 2002.
- BOHUS M., JEDLIČKA L., KOZOVÁ M., KRNO I., LISICKÝ M. J., MUCHA I., ORSZAGH I., ŠOMSAK L. & ŠPORKA F., 2002: Optimalizácia vodného režimu ramennej sústavy v úseku Dobrohošť – Sap, z hľadiska prírodného prostredia. – Záverečná správa, Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského v Bratislave.
- BALTHASAR V., 1936: Limnologické výskumy v slovenských vodách. – Bratislava, SUS, 75 pp.
- BALTHASAR V., 1938: Další příspěvek k entomologickému výskumu Slovenska. – Entomol. listy, 2: 122–123.
- BOURNAUD M., TACHET H., USSEGLIO-POLATERA P. & CELLOT B., 1990: Temporal coexistence in six species of *Hydropsyche* (Trichoptera) in the Rhône river (France). – Proc. 6. Internat. Symp. on Trichoptera, Warszawa, p. 30–39.
- BRTEK J. & ROTHSCHNEIN J., 1964: Ein Beitrag zur Kenntnis der Hydrofauna und des Reinheitszustandes des tschechoslowakischen Abschnittes der Donau. – Biologické práce, Bratislava: 10, 1–61.
- DUB O. & SZOLGAY J., 1966: Hydrologia a hydrogeológia československého úseku Dunaja. – In Mucha V. & Dub O. (Eds), Limnológia československého úseku Dunaja. VSAV, Bratislava, p. 9–60.

- ELEXOVÁ E., 1998: Interaxction of the Danube river aand its left side tributaries in Slovak stretch from benthic fauna point of view. – *Biologia*, Bratislava, 53: 621–632.
- FRUGET J. F., 1991: The impact of river regulation on the lotic macroinvertebrate communities of the lower Rhône, France. – *Regulated Rivers*, 6: 241–255.
- FRUGET J. F., 1992: Ecology of the lower Rhône after 200 years of human influence: A review. – *Regulated Rivers*, 7: 233–246.
- KRNO I., 1990: Investigations of Mayflies (Ephemeroptera) and Stoneflies (Plecoptera) of the Danube in the region of the Gabčíkovo Barrage. – *Acta F. R. N. Univ. Comen. – Zool.*, 33: 19–30.
- KRNO I., 1995: The changes in the taxocoenoses structure of mayflies (Ephemeroptera) and caddisflies (Trichoptera) of the river Danube and the surrounding stagnant waters. Gabčíkovo part of the hydroelectric power project – environmental impact review. – *Fac. Nat. Scien, Comenius University, Bratislava*, p. 301–306.
- KRNO I., ŠPORKA F., MATIS D., TIRJAKOVÁ E., HALGOS J., KOSEL V., BULANKOVÁ E. & ILLESOVÁ D., 1999: Development of zoobenthos in the Slovak Danube inundation area after the Gabčíkovo hydropower structures began operating. – In Mucha I. (Ed.), *Gabčíkovo part of the hydroelectric power project – Environmental impact review*. Bratislava, Ground Water Consulting, p. 175–200.
- LANDA V., 1969: *Jepice – Ephemeroptera – Fauna ESSR*. – ÉSAV, Praha, 352 pp.
- LICHARDOVÁ E., 1958: Príspevok k poznaniu jednodňoviek (Ephemeroptera) ramien Dunaja a periodických mlák na Žitnom ostrove. – *Biológia*, 13: 129–133.
- MAYER K., 1935: Päťspäť vek k poznání chrostíků okolí ěilistova na Dunaji. – *Sborník Přír. klubu v Brně*, 17: 73–78.
- NAGY Š. & ŠPORKA F., 1990: Makrozoobentos dunajského ramena typu plesioptamon a jeho zmeny pod vplyvom umelého zarybnenia. – *Biológia (Bratislava)*, 45: 781–790.
- POMICHAL R., 1984: Príspevok k faune potočňov Podunajskej nížiny. – *Spravodajca Žitno-ostrovského múzea*, 8: 67–80.
- RAUSER J., 1957: K poznání dunajských pošvatek (Plecoptera). – *Zoologické listy*, 6 257–282.
- ROVNÝ B., CAMEL B., ĚEJKA B., SVOBODOVÁ A. & UHEREKOVÁ E., 1996: Doterajšie výsledky a skúsenosti s účelovým monitoringom bioty pre potreby vodného diela Gabčíkovov. – In Eliáš P. (Ed.), *Monitorovanie bioty na území Slovenskej republiky*. Sekos, Bratislava, p. 132–139.
- ŠPORKA F. & KRNO I., 1995: Zmeny v bentickej faune hlavného toku a vód ležiacich v inundácii po sprevádzkovaní VD Gabčíkovo. – *Zborník „Výsledky a skúsenosti z monitorovania bioty územia ovplyvneného vodným dielom Gabčíkovo“*. Ústav Zoológie a ekozoológie SAV Bratislava, p. 132–143.
- ŠPORKA F. & NAGY Š., 1998: The macrozoobenthos of parapotamon-type side arms of the Danube river in Slovakia and its response to flowing conditions. – *Biologia*, Bratislava, 53: 633–643.
- TITTIZER T., SCHOLL F. & SCHLEUTER M., 1989: Beitrag zur struktur und entwicklungsdynamik der benthal fauna des Rhines von Basel bis Düsseldorf in den Jahren 1986 und 1987. – *Limnologie Aktuell*, 1: 293–323.

VPLYV VD GABĚIKOVO NA ZMENY SPOLOĚENSTIEV VYBRANÝCH SKUPÍN VODNÉHO HMYZU

Daniela Illéšová¹, Eva Bulánková² & Jozef Halgoš²

¹ Ústav zoológie SAV, Dúbravská cesta 9, SK-842 06 Bratislava, Slovakia, e-mail: illesova@savba.sk

² Katedra ekológie PrF Univerzity Komenského, Mlynská dolina B-2, SK-842 15 Bratislava, Slovakia, e-mail: bulankova@fns.uniba.sk

ABSTRACT

Illéšová D., Bulánková E. & Halgoš J: **Impact of an effluent from Gabčíkovo hydroelectric power station on changes in communities of selected aquatic insect groups**

The results obtained in a study of communities of midges (in the years 1991–1997, six localities), black flies (1992–1998, four localities) and dragonflies (1995–2002, two localities) in the old main channel of the Danube River and in the adjacent side arms of an inland delta are presented in this work. Based on the results from Canonical Correspondence Analysis the distribution of localities in the investigated years is determined by three groups of environmental factors: water level, substratum and BOD₅. In the arms, the abundance and species richness of pelo- and phytophilous midges increased due to the hydrological regime. Based on the results from Principal Correspondence Analysis the distribution of localities in the investigated years is determined by the composition of odonatocoenoses. The ratio between rheo- and stagnophilous dragonfly species was dependent on application of simulated floods. Due to the impact of the hydroelectric power plant Gabčíkovo, the number of black flies was reduced from 21 to 3 species.

Key words: Chironomidae, Simuliidae, Odonata, hydroelectric power station

ÚVOD

Spoločenstvá zoobentosu predstavujú významnú časť vodných cenóz a charakterizujú tak hlavný kanál Dunaja, ako aj ramenný systém. Je to významný funkčný indikátor, ktorý dovoľuje robiť závery o zmenách, ktoré sa vyskytli v minulosti, popr. pretrvávajú doteraz (KRNKO et al. 1999).

Cieľom práce je posúdiť zmeny spoločenstiev pakomárov, muškovitých a vážok na monitorovacích plochách vnútrozemskej delty Dunaja, ktoré nastali po spustení VD Gabčíkovo koncom roka 1992.

MONITOROVACIE PLOCHY

Lok. 1 – Dunajské kriviny (DFS 8070, r. km 1840) – hlavný tok – eupotamál s neregulovaným brehom. Od roku 1993 vplyvom zníženého prietoku nastáva sedimentácia bahnitých a piesčitých častíc. Zber muško-

vitých a pakomárov.

Lok. 2 – Bodíky (DFS 8070, r. km 1830) hlavný tok – eupotamál. Materiál muškovitých bol zbieraný na násypových výhonoch.

Lok. 3 – Bodíky – (DFS 8070, r. km 1830) rameno typu parapotamál bez makrovegetácie, litorál štrkovitý, dno v mediálnej časti štrkovité s bohatými nárastami perifytónu. Zber pakomárov a vážok.

Lok. 4 – Kráľovská lúka (8071, r. km. 1825) – zvyšok kedysi prietokového ramena Bačianskej sústavy, v súčasnosti ide o plesiopotamál so sukcesiou k paleopotamálu. Substrát štrkovito-piesčitý, v nánosom bahna, vytvorená bohatá makrovegetácia. Od r. 1994 bez priameho spojenia s ramenným systémom. Zber pakomárov a vážok.

Lok. 5 – Istragov, hlavný tok – (DFS 8171, r. km 1817) eupotamál, litorálna zóna, neregulovaný breh. Zber muškovitých a pakomárov.

Lok. 6 – Istragov – (DFS 8272, r. km 1817) plesiopotamál, bez makrovegetácie, dno piešaito – ílovité. Zber pakomárov.

Lok. 7 – Sporná Sihot' (DFS 8272, r. km 1804) – plesiopotamál, v éase priemerných vodných stavov vplyténé, s hábkou 20–40 cm, miestami riedky zárasť submerznej vegetácie. Zber pakomárov.

Lok. 8 – Sporná Sihot' (DFS 8272, r. km 1804) – hlavný tok – eupotamál s výrazným kolísaním hladiny vody. Referenčná lokalita zberu muškovitých.

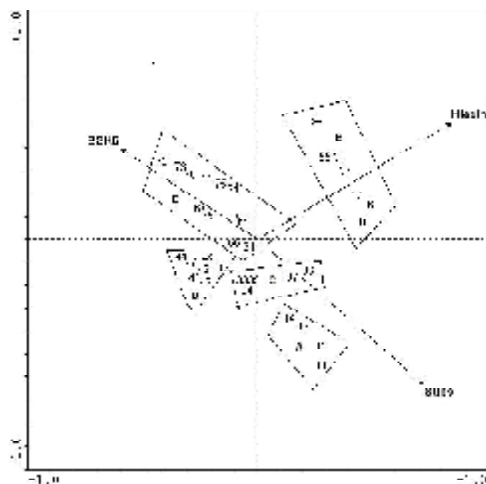
MATERIÁL A METÓDY

Materiál éelade pakomárovitých bol odoberaný v rokoch 1991–1997 v trojmesaéných intervaloch bentometrom a drapakom Zabolotskeho. Pre každý zber boli stanovené environmentálne premenné: teplota vody, pH, O_2 , BSK5, substrát, prúdivosť, kolísanie hladiny vody. Dáta z rokov 1991–1997 boli vyhodnotené metódou CCA (TER BRAAK 1986). Preimaginálne štádiá muškovitých boli zbierané individuálne zo špecifických substrátov počas 15 minút v rokoch 1992–1997. Larvy vážok boli zbierané v rokoch 1995–2002 na lok. 3 a 4 smykaním submerznej vegetácie za súčasného rozhrávania dna, jeden zber predstavoval cca 50 smykov. Kvalitatívno-quantitatívne zbery lariev vážok z rokov 1995–2002 boli vyhodnotené PCA (TER BRAAK 1986).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

V priebehu rokov 1991–1997 bolo na skúmanom území zistených 70 taxónov Chironomidae. Pomocou CCA (obr. 1) sme zistili, že zo sledovaných environmentálnych premenných mal významný vplyv na formovanie spoločenstiev pakomárov substrát, kolísanie hladiny a BSK5, pričom prietoénosť je kolineárna so substrátom a teplota s BSK5. Vyhodnotili sme postavenie lokalít vo vzťahu ku významným premenným, pričom sa vytvorilo päť skupín:

Zhluk A – Dunaj – hlavný tok v r. 1991–1994. Po spustení VD Gabèkovo sa zmenili hydrologické pomery v hlavnom toku. Pôvodná litorálna zóna zostala bez vody a litorál sa posunul viac do mediálu. Tým sa už približne po r. 1993 začína meniť substrát dna z hrubých balvanov na jemný štrk. Zníženie prúdenia malo za následok pokles počtu reofilných druhov: *Chironomus gr. fluviatilis*, *Rheopelopia sp.* a výskytom na prúdenie menej náročných druhov ako *Microtendipes gr. chloris* a *Ch. gr. reductus*. Po roku 1995 aj v hornej éasti Dunaja spomalením prúdenia dochádza ku kolmatácii dna, éo sa prejavilo na vyhodnení CCA lokalít



Obr. 1 Rozmiestnenie lokalít a premenných v priestore prvých dvoch osí CCA ($\lambda_1 = 0,265$, $\lambda_2 = 0,193$). Prvé dve osi CCA vysvetľujú 9,3 % rozptylu druhových dát a 71,7 % vzťahu druhov éelChironomidae k prostrediu. Vysvetlivky: v jednotlivých dvojéislach prvé éíslo znamená éíslo lokality, druhé rok výskumu (napr. 15 – lok. 1 – Dunajské kriviny v roku 1995)

Fig. 1 Ordination of localities and environmental variables for two first axes of CCA ($\lambda_1 = 0,265$, $\lambda_2 = 0,193$). First two axes explained 9,3 % of cumulative percentage of species data and 71,7 % of cumulative percentage of species environment relation

(obr. 1) oddelením lokalít D (Kriviny do zhluku B, kde sa priradili k lokalite Dunaj- Istragov. Druhy, ktoré si udržali svoju stabilitu v rozšírení a počtosti sú *Cryptochironomus gr. defectus* a *Dicrotendipes nervosus*.

Do zhluku C sa dostali lokality MP Bodicka brána v rokoch 1993–1997, odkedy bola MP dotovaná vodou z hlavného toku a tým sa zvýšila prietoénosť tohto ramena. V závislosti od sezóny a prietoku sa menila proporcia stagnofilných a fytofilných druhov (*Dicrotendipes sp.*, *Glyptotendipes sp.*, *Paratendipes sp.*, *Stictochironomus sp.*, *Paratanytarsus sp.*) a vzrástli počty reofilných druhov (*Cricotopus bicinctus*, *Orthocladius thienemanni*, *Cricotopus bicinctus*, *Rheotanytarsus sp.*, *Pottastia gaedii*).

V zhluku D sa nachádzajú lokality 4 – Kráľovská lúka v rokoch 1991–97, pretože sa v týchto rokoch tu neboli výrazné vplyvy skúmaných environmentálnych faktorov. Z uvedených faktorov bola táto MP najviac ovplyvnená hodnotou BSK5. Spoločenstvo pakomárov je typické pre stojaté ramená s bohatými makrofytmami a bohatým riasovým nárastom na štrkovo-piešaitom podklade (*Procladius sp.*, *Paracladius conversus*,

Endochironomus gr. *nymphoides*, *Glyptotendipes* sp., *Polypedilum convictum*). Signifikantne vzrástla abundancia druhov rodu *Glyptotendipes*. Celkove zloženie spoločenstva pakomárovitých bolo naďalej ovplyvnené pokračujúcim nárastom makrofýt čo viedlo k výskytu fytofílnych a pelofílnych druhov (*G. gripekoveni*, *Einfeldia* gr. *pectoralis*, *Einfeldia* gr. *pagana*, *Tanytarsus* sp., *Dicrotendipes nervosus*).

Do zhluku E sa dostali MP Bodíky v rokoch 1991–92, pričom sa priradili k lokalite 7 (Sporná sihoť) a 6 (Istragov – rameno) vzhľadom na menej prúdivý charakter vody. V roku 1991–92 boli tieto lokality charakteristické vyššími teplotami, vysokým BSK₅, nulovou prúdivosťou vody a zvýšeným množstvom organického sedimentu na dne. Tieto podmienky podporili rozvoj taxónov *Glyptotendipes* spp., *Chironomus* gr. *fluviatilis*, *Procladius* sp., *Cladotanytarsus* sp., *Chironomus* gr. *thumi*, *Cryptochironomus defectus*. V rokoch 1996–97 sa chironomidofauna stabilizovala, pričom prevládali pelofílné taxóny.

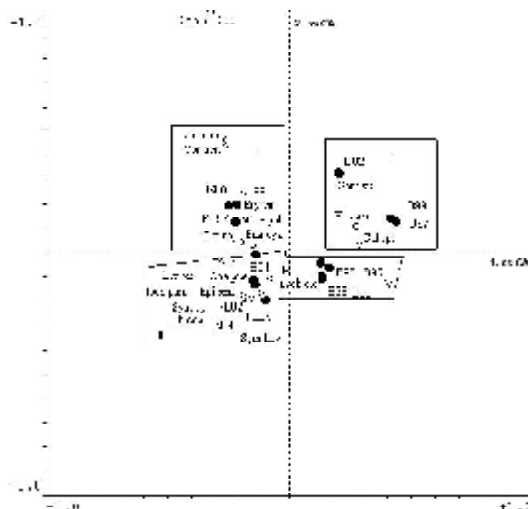
Výskum muškovitých prebiehal v rokoch 1992–2002. U druhov tejto čeľade sme zisťovali výskyt druhov pod vplyvom DVD, ktoré výraznou mierou zmenilo ekologické faktory potrebné pre vývin preimaginálnych štádií (rýchlosť prúdenia, prietočnosť, teplota vody a substrát). Do roku 1992 bolo zistených v hlavnom hlavnom toku 18 druhov muškovitých (tab. 1). Po prehradení Dunaja sa zvýšil počet zistených druhov na 21

vzhľadom na skutočnosť, že zníženie hladiny vody v hlavnom toku umožnilo zbery aj v mediáli. Po roku 1994 nastáva rapidný pokles druhov a početnosti muškovitých, čo je spôsobené poklesom prúdenia vody v hlavnom toku, a tiež zvýšením nárastov na substrátoch a zvýšením teploty vody. Ako vyplýva z tab. 1 z 21 zistených druhov do roku 1994 v priebehu 3 rokov poklesol počet na 3 druhy so širokou ekologickou valenciou (*Simulium erythrocephalum*, *S. noelleri*, *S. balcanicum*). Spoločenstvo sprietočených ramien tvoria druhy *S. reptans*, *S. noelleri*, *S. erythrocephalum*. V hlavnom toku ovplyvnenom DVD je od roku 1997 výskyt preimaginálnych štádií muškovitých sporadicky.

Pri hodnotení spoločenstiev vážok pomocou PCA (obr. 2) sa rozdelili cenózy vážok do 4 kvadrantov. V I. kvadrante je typické reofilné spoločenstvo *Calopteryx splendens* – *Gomphus vulgatissimus* v rokoch s dostatočným prúdením vody na lok. 3 (1997, 1999, 2002). V II. kvadrante sú zoskupené stagnikolné druhy vážok na lok. 4 v rokoch (1997, 1999, 2001), keď vplyvom absencie záplav nedochádzalo k preplachovaniu ramena. V zhluku III. sú zoskupené eury- a stenotopné druhy plesiopotamálu, ktoré sa vyskytujú aj na lokalitách so spodným prúdením vody. K lokalitám plesiopotamálu sa priradilo spoločenstvo vážok lok. 3 v r. 2001, pretože sa nám nepodarilo potvrdiť žiadne reofilné druhy. Do kvadrantu IV. sa dostali odonatocenózy s výskytom cenofilného druhu *Ischnura elegans* v rokoch, keď

Tab. 1 Výskyt druhov čeľade muškovitých na monitorovacích lokalitách hlavného toku Dunaja v rokoch 1992–1997
Tab. 1 Occurrence of blackflies at the localities of main channel of the Danube river in 1992–1997

	1992	1993	1994	1995	1996	1997
<i>Prosimulium hirtipes</i>	+					
<i>Prosimulium rufipes</i>		+				
<i>Prosimulium tomosvaryi</i>	+	+				
<i>Simulium erythrocephalum</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Simulium vernalis</i>	+					
<i>Simulium auricoma</i>		+				
<i>Simulium argenteostriatum</i>	+		+			
<i>Simulium argyreatum</i>	+					
<i>Simulium colombaschense</i>	+		+	+		
<i>Simulium degrangei</i>	+	+	+			
<i>Simulium monticola</i>			+			
<i>Simulium morsitans</i>	+					
<i>Simulium noelleri</i>	+	+		+	+	+
<i>Simulium ornatum</i>	+					
<i>Simulium reptans</i>	+	+	+	+	+	
<i>Simulium variegatum</i>	+			+		
<i>Simulium volense</i>	+		+			
<i>Simulium vulgare</i>	+					
<i>Simulium balcanicum</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Simulium equinum</i>	+	+	+	+	+	
<i>Simulium lineatum</i>	+					



Obr. 2 Rozmiestnenie druhov radu Odonata a lokalít v priestore prvých dvoch osí CA ($\lambda_1 = 0,650$, $\lambda_2 = 0,389$). Prvé dve osi CA vysvetľujú 44,2 % rozptylu druhových dát. Vysvetlivky: Cal spl – *Calopteryx splendens*, Coe pue – *Coenagrion puella*, Coe pul – *Coenagrion pulchellum*, Cor aen – *Cordulia aenea*, Ena cya – *Enallagma cyathigerum*, Epi bim – *Epithea bimaculata*, Ery naj – *Erythromma najas*, Ery vir – *Erythromma viridulum*, Gom vul – *Gomphus vulgatissimus* Isch ele – *Ischnura elegans*, Isch pum – *Ischnura pumilio*, Les vir – *Lestes viridis*, Lib dep – *Libellula depressa*, Ort can – *Orithetrum cancelatum*, Ort alb – *Orithetrum albistylum*, Plat pen – *Platycnemis pennipes*, Sym flav – *Sympetrum flaveolum*, Sym sp – *Sympetrum* spp.
B – lok. 3, K.L. – lok. 4 v rokoch 1995–2002

Fig. 2 Ordination of localities and dragonfly species for two first axes of PCA ($\lambda_1 = 0,650$, $\lambda_2 = 0,389$). First two axes explained 44,2 % of cumulative percentage of species data.

Explanations: Cal spl – *Calopteryx splendens*, Coe pue – *Coenagrion puella*, Coe pul – *Coenagrion pulchellum*, Cor aen – *Cordulia aenea*, Ena cya – *Enallagma cyathigerum*, Epi bim – *Epithea bimaculata*, Ery naj – *Erythromma najas*, Ery vir – *Erythromma viridulum*, Gom vul – *Gomphus vulgatissimus* Isch ele – *Ischnura elegans*, Isch pum – *Ischnura pumilio*, Les vir – *Lestes viridis*, Lib dep – *Libellula depressa*, Ort can – *Orithetrum cancelatum*, Ort alb – *Orithetrum albistylum*, Plat pen – *Platycnemis pennipes*, Sym flav – *Sympetrum flaveolum*, Sym sp – *Sympetrum* spp.
B – locality. 3, K.L. – locality. 4 in 1995–2002

v parapatamáli bolo slabšie prúdenie, vyhovujúce aj tomuto eurytopnému druhu, ktorý bol spoločným druhom aj pre cenózy plesiopotamálu.

Monitoring pomocou lariev vážok potvrdil potrebu aplikovania umelých záplav v ramenách, ktoré boli odrezané od hlavného toku, pretože ináč dochádza k ich prehrievaniu, silnej eutrofizácii až terestrizácii. Záplavy môžu pozitívne ovplyvniť aj formovanie spoločenských pakomárov a muškovitých v hlavnom toku. Odstránia kolmatáciu dna, zanášanie substrátov a zvýšenú sedimentáciu plavenín (KRNO 2001). Tým sa zlepšia podmienky pre reofilné druhy hydrobiontov v hlavnom toku a vytvoria sa vhodnejšie podmienky pre vývin hydrobiontov v ramenách.

Pôikovanie

Élánok vznikol za finančnej podpory grantovej agentúry VEGA No. 1/8200/01).

LITERATÚRA

- KRNO I., ŠPORKA F., MATIS D., TIRJAKOVÁ E., HALGOS J., KOSEL V., BULÁNKOVÁ E. & ILLESOVÁ D., 1999: Development of zoobenthos in the Slovak Danube inundation area after Gabčíkovo hydropower structures began operating. Gabčíkovo part of the hydroelectric power project. Environmental impact review. – Faculty of Natural Sciences, Comenius University, Bratislava, p. 175–200.
- KRNO I. 2001: Expertízne vyjadrenie k optimalizácii vodného režimu v inundácii. Temporálna fauna (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera). – Optimalizácia vodného režimu ramennej sústavy z hľadiska prírodného prostredia. Podzemná voda, Bratislava, 28 pp.
- TER BRAAK C. J. F., 1986: Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. – Ecology, 67: 1167–1179.

VPLYV ĚINNOSTI MALEJ VODNEJ ELEKTRÁRNE NA SPOLOĚENSTVÁ VYBRANÝCH SKUPÍN MAKROZOOBENTOSU (EPHEMEROPTERA, PLECOPTERA, TRICHOPTERA) PODHORSKÉHO ÚSEKU POTOKA HUĚAVA (POĽANA, SLOVENSKO) – PREDBEŽNÉ VÝSLEDKY

Milan Novikmec & Marek Svitok

Katedra biológie a všeobecnej ekológie, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene,
Kolpašská 9/B, SK-969 01 Banská Štiavnica, e-mail: novikmec@fee.tuzvo.sk

ABSTRACT

Novikmec M. & Svitok M.: Influence of the operation of small hydropower station on the communities of selected groups of macrozoobenthos (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) of the submountain section of Huěava river (Poľana Mts., Slovakia) – preliminary results

The influence of a small hydropower station on communities of mayflies (Ephemeroptera), stoneflies (Plecoptera) and caddisflies (Trichoptera) was studied in the metarhithral section of Huěava stream. Natural flow (Huěava 1 – reference site) was compared with reduced flow (Huěava 2) and peak flow regime (Huěava 3). We have not found significant reduction of the number of taxa and indices of diversity and equitability at sites affected by operation of the hydropower station. Stoneflies were the only group that showed the expected decrease. Relative changes (%) in density of studied groups at affected sites also did not support the assumption of an adverse effect of the small hydropower station.

Key words: Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, small hydropower station, Huěava, Slovakia

ÚVOD

MVE na našom území fungujú väčšinou ako tzv. derivačné elektrárne, pri ktorých je časť vody z pôvodného koryta odvádzaná na turbíny elektrárne, čo vo väčšej alebo menšej miere modifikuje prietokový režim toku na postihnutej lokalite. Dlhodobé zníženie prietokov až tzv. minimálne prietoky vyvoláva adekvátne zmeny v primárnej a sekundárnej produkcii toku (KUBIEK 1988, LOSOS 1985). Druhým extrémom sú vysoké resp. rozkolísané prietoky na miestach pod objektom MVE, ktoré často spájajú kritéria disturbancii.

Napriek tomu, že pred niekoľkými rokmi sa záujem o výstavbu MVE na Slovensku výrazne zvýšil, dodnes prakticky neexistuje práca, ktorá by podrobne rozoberala vplyv ich prevádzky na biotu toku. Jedinou prácou zaoberajúcou sa priamym vplyvom MVE na ich-tyofaunu je práca MUŽIK (1994).

Hodnotenie neprirodzeného kolísania prietokov, prípadne znížovania prietokového množstva na minimum sa v súčasnosti javí veľmi zaujímavým problémom z hľadiska praktickej využiteľnosti hydrobiologického výskumu, aj keď výsledky nie sú vždy jednoznačné (KUBIEK & MATI NA 1997)

Práca prináša prvé základné výsledky štúdie vplyvu prevádzky MVE na spoločenstvá troch dominantných skupín makrozoobentosu (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) na modelovom príklade MVE situovanej na potoku Huěava.

CHARAKTERISTIKA SLEDOVANÝCH LOKALÍT

MVE a sledované lokality sa nachádzajú v katastri obce Oěová, v okrese Zvolen, na rozhraní orografických celkov Zvolenská kotlina (360) a Poľana (320),

v kvadráte DFS 7381. Všetky odberové lokality predstavujú tok IV. rádu.

Sledovaná MVE je derivačným typom MVE s výškou hate 600 mm, otvoreným privádzačom (derivačným kanálom) s dĺžkou 600 m, ktorý privádza vodu k turbínam, pričom v pôvodnom koryte by podľa projektu mal byť ponechaný sanitárny prietok 170 l.s⁻¹.

Na krátkej vzdialenosti pomerne homogénneho toku vznikajú tri lokality s rozdielnym prietokovým režimom:

1. Lokalita nad odvetvením derivačného kanála (Huëava 1). Táto časť nie je elektrárňou priamo ovplyvnená a tak slúžila ako referenčná lokalita.
2. Lokalita ovplyvnená odvedením vody do derivačného kanála (Huëava 2). Ide o pôvodné koryto medzi prelívom vzdúvacieho objektu a vyústením odpadového kanála MVE. Predpokladaným vplyvom MVE sú znížené prietoky.
3. Lokalita pod vyústením odpadového kanála (Huëava 3). Na takýchto lokalitách sa prejavuje vplyv časovo obmedzeného náhleho rozkolísania vodných prietokov, tzv. špičkovania (HELESIC & KUBÍEK 1997).

Blížšia charakteristika lokalít je uvedená v práci SVITOK & NOVIKMEC (in press).

METODIKA

V mesačných intervaloch od septembra 1998 do augusta 2000 bol na lokalitách odoberaný materiál makrozoobentosu. Na kvantitatívny odber bol použitý modifikovaný Surberov odberák s odberovou plochou 0,09 m² a veľkosťou ôk 0,25 mm. Na každej lokalite boli odobraté 3 vzorky. Tieto boli spracovávané spolu pre každú lokalitu. Odobraný materiál bol spracovaný

bežnými hydrobiologickými metódami.

Pre každú lokalitu bola vypočítaná abundancia a frekvencia výskytu jednotlivých taxónov. Na posúdenie druhovej diverzity bol vypočítaný Shannonov index (SHANNON & WEAVER, 1949) a ekvibilita (SHELDON 1969). Pri porovnávaní kvantitatívnych parametrov slúžila lokalita Huëava 1 ako referenčná, rozdiely v hodnotách na ostatných lokalitách boli uvádzané ako relatívne zmeny hodnôt (v %) voči hodnotám na lokalite Huëava 1.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Z odobratých vzoriek bentosu bolo získaných a determinovaných 20 168 jedincov podočiek, 7004 jedincov pošvatiek a 9898 jedincov potočiek. Determinovaných bolo spolu 89 taxónov (27 taxónov podočiek, 34 taxónov pošvatiek a 31 taxónov potočiek).

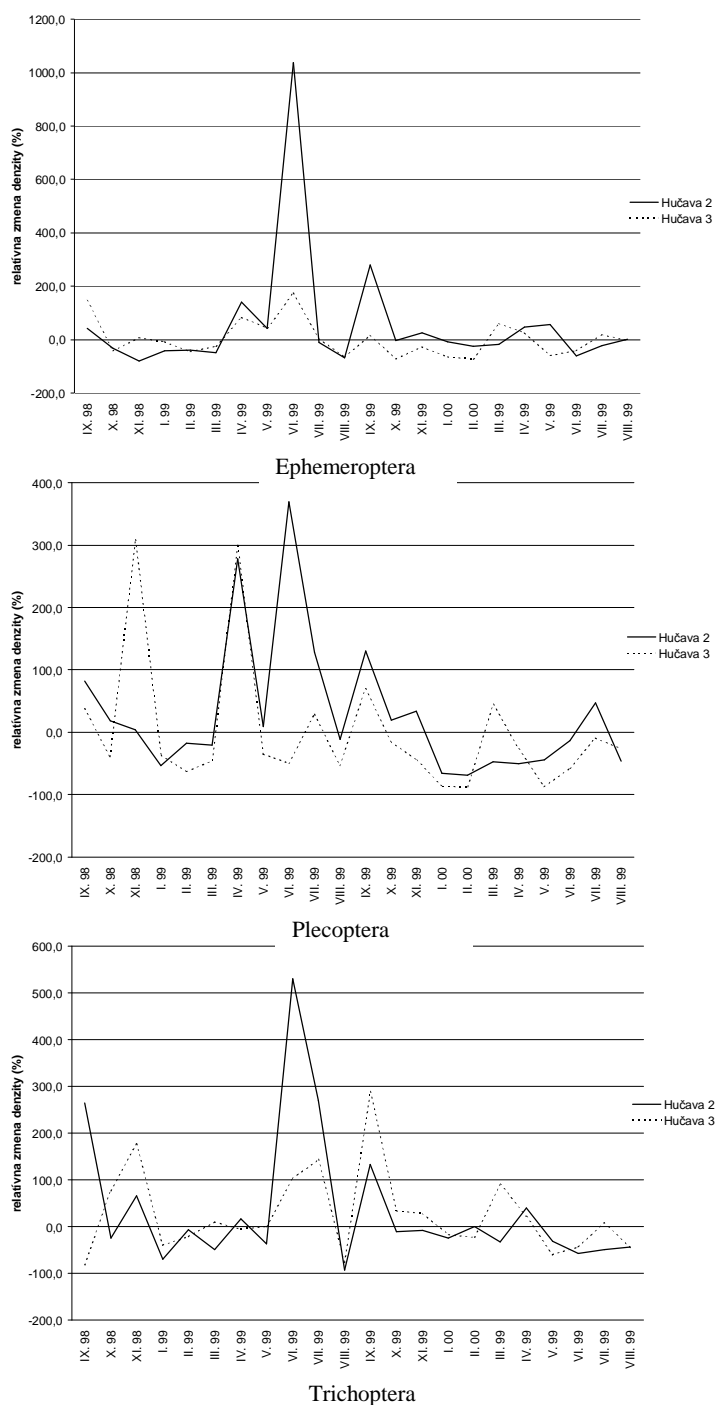
Faunisticky zaujímavý je nález jedného exempláru druhu *Ecdyonurus insignis* (Huëava 3), ktorý je podľa kritérií ohrozenosti druhov IUCN označovaný ako zraniteľný druh. Taxonomické zloženie bolo na všetkých troch lokalitách podobné. V rámci jednotlivých sledovaných skupín dominovali larvy *Baetis rhodani*, *Alainites muticus*, *Leuctra hippopus*, *Isoperla* spp. a *Hydropsyche* spp. Počty taxónov zistené na jednotlivých lokalitách sa líšili minimálne, v prípade podočiek bol dokonca zistený najnižší počet taxónov na neovplyvnenej lokalite (tab. 1). Výraznejšie rozdiely v druhovej diverzite sledovaných spoločenstiev medzi jednotlivými lokalitami zaznamenané neboli. Pri porovnávaní Shannonovho indexu diverzity a indexu ekvibilitity bol len u Plecoptera potvrdený predpoklad o poklese hodnoty obidvoch indexov na lokalitách ovplyvnených znížením resp. umelým rozkolísaním prietokov (tab. 1).

Tab. 1 Počet taxónov, diverzita a ekvibilita sledovaných skupín makrozoobentosu na lokalitách potoka Huëava (E – Ephemeroptera, P – Plecoptera, T – Trichoptera)

lokalita	počet taxónov			diverzita (H)			ekvibilita (e)		
	E	P	T	E	P	T	E	P	T
Huëava 1	24	33	29	1,553	1,095	1,480	0,734	0,639	0,786
Huëava 2	23	31	27	1,465	0,994	1,386	0,717	0,618	0,762
Huëava 3	26	28	28	1,599	0,873	1,507	0,765	0,573	0,795

Relatívne zmeny denzity sledovaných skupín v porovnaní s referenčnou lokalitou Huëava 1 sú zobrazené na obr. 1. Podobne ako pri kvalitatívnych charakteristikách aj pri kvantitatívnych ukazovateľoch sme predpokladali pokles na ovplyvnených lokalitách Huëava 1 resp. Huëava 2. V niektorých mesiacoch však

denzita na ovplyvnených lokalitách niekoľkonásobne prevyšovala denzitu na referenčnej lokalite. Nárast denzity v prípade podočiek (VI. 99) bol spôsobený masovým výskytom juvenilných jedincov taxónu *Baetis* spp., kde viac ako 80 % celkovej abundancie tvorili exempláre do dĺžky 2 mm. Podobne aj v prípade potoč-



Obr. 1 Relatívne rozdiely (%) v mesaenej denzite sledovaných skupín makrozoobentosu medzi ovplyvnenými lokalitami a lokalitou neovplyvnenou (Hučava 1 – hodnota 0 %)

Fig. 1 Relative differences in densities of studied macrozoobenthos groups between affected localities and locality without inverse effect (Hučava 1 – value 0 %)

nikov boli najväčšie rozdiely v denzite spôsobené prítomnosťou veľkého počtu lariev prvých instarov (*Hydropsyche* spp., *Glossosoma* spp.) V prípade pošvatiek bola vysoká relatívna zmena početnosti v určitých mesiacoch na lokalitách Huèava 2 a Huèava 3 spôsobená celkovou nízkou abundanciou pošvatiek, pri ktorej aj menší nárast početnosti juvenilných jedincov spôsobil veľký relatívny rozdiel. Vyššia abundancia na lokalite Huèava 2 môže byť čiastočne vysvetlená redukciami rybej osádky (ĚERNÝ et al. 2001)

Rozdiely v biomase a v druhovom zložení makrozoobentosu derivovaných a neovplynených úsekov štýroch tokov ovplynených činnosťou MVE študovali KUBEÈKA & MATI NA (1997). Ich pozorovania vplyvu MVE neprinesli jednoznačné výsledky (biomasa bola v derivovaných úsekoch niektorých tokov nižšia, u niektorých tokov naopak výrazne vyššia a navyše tieto zmeny sa sezónne líšili). Ani rozsiahlejšia práca KUBEÈKA et al. (1997), ktorá hodnotí výsledky sledovania ichtyofauny a bentosu 23 lokalít ovplynených prítomnosťou MVE jednoznačne nepotvrďuje negatívny vplyv zníženia prítoku a „špièkovania“.

Výsledky prezentované v tejto práci nepoukazujú na silné ovplynenie spoloèenstiev sledovaných skupín činnosťou MVE. Ďalšie parametre, ktoré sú v súčasnosti spracovávané (množstvo a kvalita benthického a transportovaného organického materiálu, štruktúra trofických skupín, rozdiely vo vývinových cykloch) snáď vnesie viac svetla do zhodnotenia študovaného impaktu MVE.

Poèakovanie

Príspevok vznikol vďaka podpore grantu VEGA 1/0200/003.

LITERATÚRA

- ĚERNÝ J., NOVIKMEC M., HAMERLIK L., HRÚZ V. & BABIÈ J., 2001: Ichtyofauna vodných tokov v oblasti CHKO Poľana. – In Kautman J., Némethová D. & Kováč V. (Eds.): 7. zoológická konferencia (Feriencové dni 2001), Bratislava, 29.–30. 11. 2001, Zborník abstraktov, p. 41.
- HELESIC J., KUBEÈEK F., 1997: Ekologická kritéria stanovování minimálních průtoků a vlivu malých vodních elektráren na vodní toky. – Bulletin VÚRH Vodohy 1/2: 45–61.
- KUBEÈKA J. & MATI NA J., 1997: Vliv malých vodních elektráren na makrozoobentos toku. – Bulletin VURH Vodohy, 1/2: 71–82.
- KUBEÈKA J., HARTVICH P. & MATI NA J., 1997: Adverse ecological effects of small hydropower stations in the Czech republic: 1. Bypass plants. – Regulated rivers: Research and management, 13: 101–113.
- KUBEÈEK F., 1988: Mechanismy osídlování toku zoobentosem. – MLVD ESR 61 (Pardubice): 108–117.
- LOSOS B., 1985: The effect of minimum water discharge rates on the dynamics of Chironomidae (Diptera) larvae in experimental brooks (1). – Scripta Fac. Sci. Nat. Univ. Purk. Brun., Biologia, 15: 457–472.
- MUŽÍK, V., 1994: Vplyv MVE Ľubochova na ichtyofaunu potoka Ľubochnianka. – In Poupi J. (Ed.): Malé vodní elektrárny a rybářství, Ěeský rybářský svaz, Praha, p. 31–33.
- SHANNON C. E. & WEAVER W., 1949: The Mathematical theory of communication. – University of Illinois Press, Illinois, USA, 117 pp.
- SHELDON A. L., 1969: Equitability indices—dependence on the species count. – Ecology, 50: 466–467.
- SVITOK M. & NOVIKMEC M. (in press): Vplyv činnosti malej vodnej elektrárne na spoloèenstvá podenièiek (Ephemeroptera) podhorského úseku potoka Huèava (Poľana, Slovensko). – Správy Slovenskej zoológickej spoločnosti, Bratislava, 20.

EPHEMEROPTERA – ENVIRONMENTÁLNÍ PROFILY DRUHŮ, RODŮ A ĚELEDIÍ

Svítlana Zahrádková¹, Ladislav Dušek², Denisa Němejcová³, Aleš Mergl¹
& Tomáš Soldán⁴

¹ Katedra zoologie a ekologie, Přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity, Kotlářská 2, CZ-611 37 Brno, Česká republika

² Centrum biostatistiky a analýz, Přírodovědecká a lékařská fakulta Masarykovy univerzity, Kamenice 126/3, CZ-625 00 Brno, Česká republika, e-mail: dusek@cba.muni.cz

³ Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. M. Praha, pobočka Brno Dřevařská 12, CZ-65757 Brno, Česká republika, e-mail: denisa.nemejcova@atlas.cz

⁴ Entomologický ústav Akademie věd České republiky, Branišovská 31, CZ-370 05 Ěeské Budějovice, Česká republika, e-mail: soldan@entu.cas.cz

ABSTRACT

Zahrádková S., Dušek L., Němejcová D., Mergl A. & Soldán T.: *Ephemeroptera – environmental profiles of species, genera and families*

The relationships of Ephemeroptera species to selected environmental variables were studied on the basis of semiquantitative samples from 320 localities taken over the past 10 years in the Czech Republic. First of all, preferred niche dimensions (with respect to individual environmental variables) have been determined at the species level. Statistical methods (standard weighted averaging and Gaussian model analyses) were focused primarily on description of variability in environmental preferences within conventional hierarchic system of taxa: species < genus < family. Statistical significance of homogeneity within higher taxa was tested in order to determine a parsimonious compromise between necessity of a proper detailed species-level determination and information provided by generic or familial determination level. The association analyses based on Principal Component Analysis (PCA) were performed in order to define relationship between site characteristics and the occurrence of taxa examined. All relevant abiotic variables were grouped into three new factors (F 1–3) extracted from PCA and the highest taxonomic level with statistically significant homogenous response to F1–3 was determined.

Key words: biomonitoring, Ephemeroptera, environmental variables, standard weighted averaging, Gaussian model and principal component analysis

Determinace organismů je základním vstupem pro hodnocení bioindikací metodami, založenými na analýze taxonomické struktury společenstev. Tyto metody jsou široce používány pro hodnocení ekologického stavu toků. Dlouhodobě jsou vedeny diskuse o potřebné úrovni podrobnosti při určování organismů (BAILEY 2001, FURSE et al. 1984, HEWLETT 2000), kdy řada autorů zdůvodňuje používání taxonů vyšších než druh. Pro kvalifikované posouzení indikačního potenciálu je třeba podrobně analyzovat vztah jednotlivých taxonů k proměnlivým prostředí.

Statistickým hodnocením těchto vztahů se v ČR zabývali např. LANDA & SOLDÁN (1989) a LEPS et al. (1989). V jejich pracích byly použity metody multikriteriální statistiky. KRPAĽ & ZELINKA (1990) použili modifikovaný test χ^2 . Neparametrické metody použil také HELEŠIČ (2001).

V této práci je předkládán postup, na základě něhož lze stanovit bioindikací potenciál jednotlivých taxonů, což pomůže sestavit seznam tzv. normativních taxonů, představujících závaznou úroveň determinace pro monitorovací programy. Dále umožňuje posoudit, které

druhy lze použít jako indikátorové pro určitý faktor prostředí.

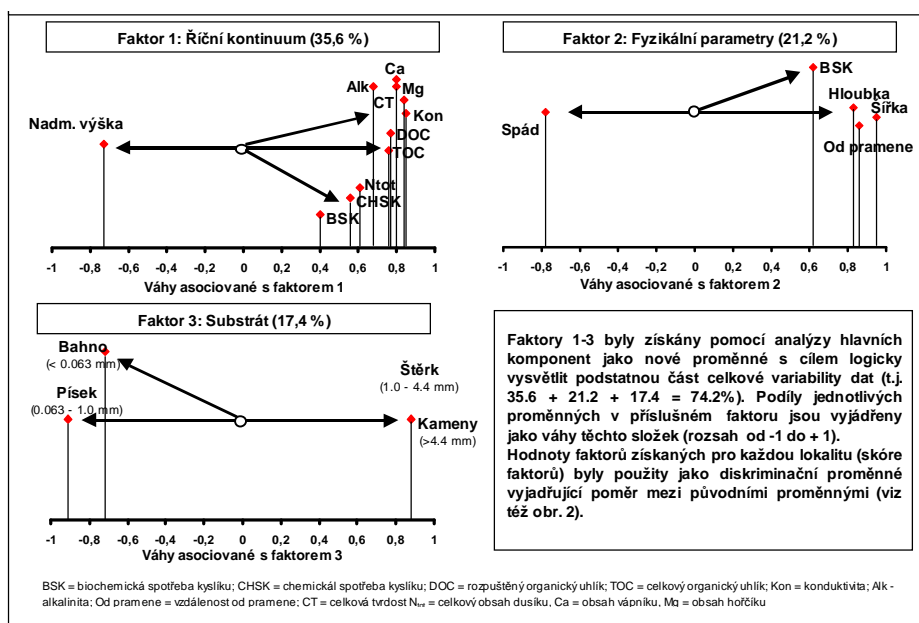
Studie byla zaměřena na vztah larev jepic (Ephemeroptera) a pošvatek (Plecoptera) biotických proměnných na území ČR vůči vybraným proměnným prostředí tekoucích vod (nadmořská výška, vzdálenost od pramene, úhel toku, spád toku, průměrná šířka a hloubka toku, charakter substrátu, pH, vodivost, alkalinita, BSK₅, TOC, DOC, celkový dusík, celkový fosfor apod.). Hodnocený soubor sestával z údajů ze semikvantitativních vzorků, odebíraných v období let 1996–2000 na 320 lokalitách v ČR, vždy v jarním aspektu. Lokality, cílení vybírané v úsecích s minimálním antropogenním ovlivněním (systém PERLA), byly rozmístěny ve všech třech hlavních povodích (Labe, Odry, Dunaj) a pokrývaly všechny významné typy toků. V tomto článku jsou prezentovány výsledky zjištěné pro vybrané taxony řádu Ephemeroptera.

V prvním kroku byla stanovena preferovaná šířka biotických proměnných prostředí pro jednotlivé druhy, pak také zohledněna pro úroveň rodu a čeledi. Všechny použité statistické metody byly primárně zaměřeny na hodnocení variability těchto preferencí v rámci konvenčního systému taxonů: druh < rod < čeleď. Byla testována statistická významnost homogenity v rámci vyšších taxonů s cílem stanovit parsimoniální kompo-

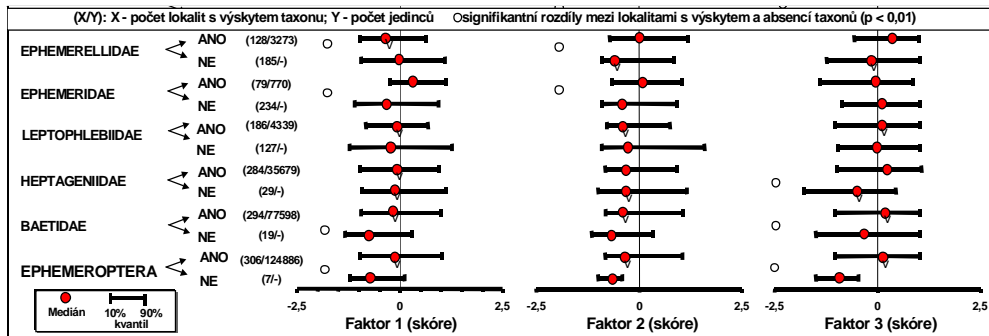
mis mezi nutností determinovat do úrovně druhu a informací, kterou lze získat, pokud je determinace provedena do úrovně rodu nebo čeledi.

Pro stanovení hodnoty optima studovaného taxonu vůči příslušné proměnné prostředí byly použity metody „standard weighted averaging“ a „Gaussian models“. Pro definici vztahů mezi charakteristikami lokalit a výskytem hodnocených taxonů byla použita asociativní analýza založená na analýze hlavních komponent (PCA). Všechny významné proměnné prostředí vztahující se k místu odběru byly sloučeny do tří nových faktorů (F1–F3), extrahovaných pomocí PCA s cílem logicky vysvětlit podstatnou část celkové variability dat (35,6 + 21,2 + 17,4 = 74,2 %), viz obr. 1. Podíly jednotlivých proměnných v příslušném faktoru jsou vyjádřeny jako váhy těchto složek (rozsah od -1 do +1). Hodnoty faktorů získaných pro každou lokalitu (skóre faktorů) byly pak použity jako diskriminační proměnné vyjadřující poměr mezi původními proměnnými (viz obr. 2). Dále byla určena nejvyšší taxonomická úroveň se statisticky významnou homogenní odpovědí vůči faktorům F1–F3.

Jako modelové skupiny pro detailní analýzy byly vybrány čeledi, u kterých je druhová determinace obecně považována za komplikovanou a časově náročnou – Heptageniidae a Baetidae.



Obr. 1 Multivariace analýza abiotických proměnných: struktura tří diskriminačních faktorů



Obr. 2 Bioindikace potenciál jednotlivých řádu Ephemeroptera

Řeči Baetidae (viz obr. 3)

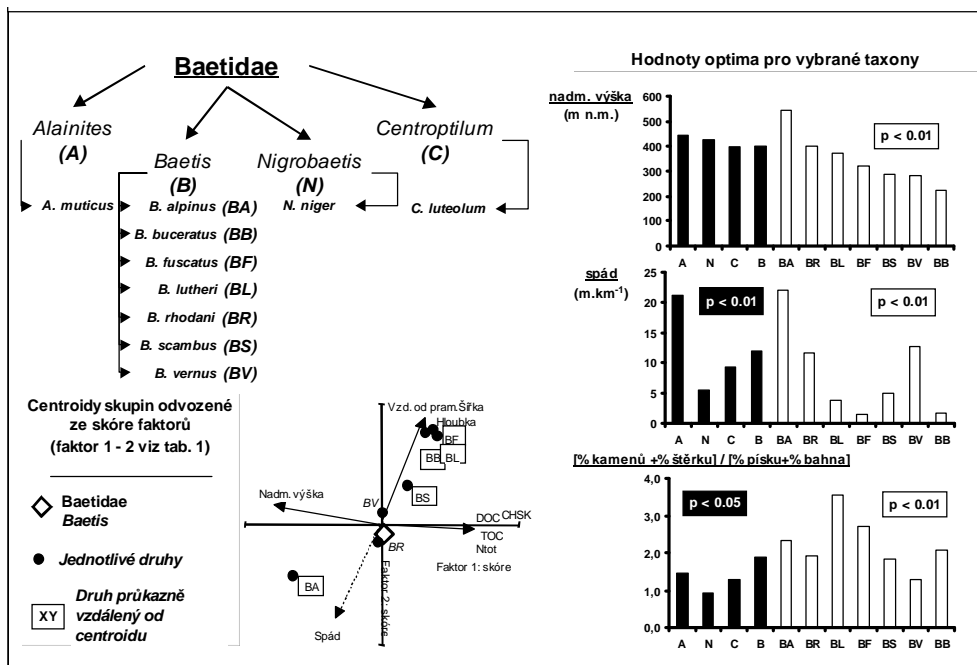
Bioindikace hodnota řeči Baetidae a rodu *Baetis* je velmi nízká, z toho plyne, že druhová determinace je důležitá. Jako indikátorové druhy mohou být využívány *Baetis alpinus* Pictet, 1843–1845, *Baetis scambus* Eaton, 1870, *Baetis buceratus* Eaton, 1870, *Baetis lutheri* Müller-Liebenau, 1967 a *Baetis fuscatus* (Linnaeus, 1761).

Řeči Heptageniidae (viz obr. 4)

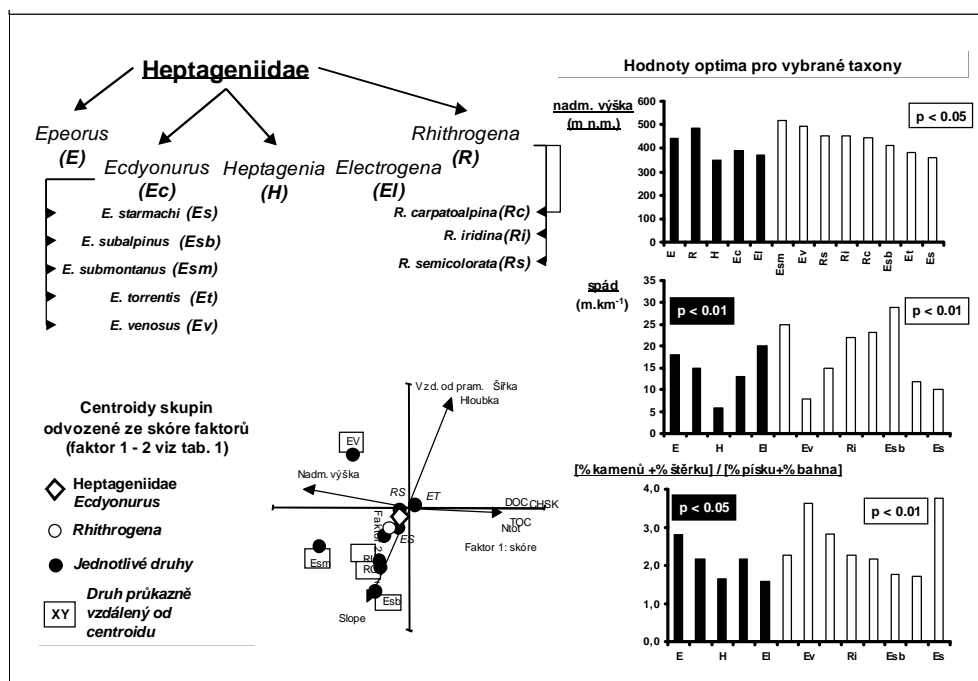
Ačkoli je možné z hlediska bioindikace charakterizovat tuto řeči pomocí rodu *Ecdyonurus*, celkově je jejich bioindikace hodnota nízká. Indikátorové

druhy *Rhithrogena iridina* (Kolenati, 1859), *R. carpa-toalpina* Křonowska et al., 1985, *Ecdyonurus subalpinus* Klapálek, 1907 vykazují silnou vazbu ke spádu, nižší k nadmořské výšce. *E. submontanus* Landa, 1969 preferuje úseky toků s vi tším spádem ve vyšších polohách. Larvy druhu *E. venosus* preferují střední velké toky s hrubším substrátem ve vyšších polohách.

Využívání bioindikace potenciálu řeči jakožto pracovních jednotek se tedy v hodnocených případech jeví jako nepřesné a nedostatečné vzhledem k vnitřní heterogenitě jejich nároků na podmínky prostředí. Determinace do druhové úrovně naopak



Obr. 3 Ephemeroptera Baetidae: hierarchická diskriminace



Obr. 4 Ephemeroptera – Heptageniidae: hierarchická diskriminace

umožňuje detailní jší a přesní jší vyhodnocení.

Tendence k používání taxonomicky vyšších jednotek je zřetelná a pochopitelná v oblastech s malou znalostí fauny (např. ni které části jižní Evropy), dále u skupin, jejichž determinace je obtížná nebo časově náročná (např. Oligochaeta, Chironomidae), používání vyšších taxonomických jednotek je považováno za dostačující pro ni které metody rutinního hodnocení (např. BMWP skóre). Pro vi deckou práci, pro potřeby ochrany přírody a pro sofistikované metody hodnocení vůbec je však nutno požadovat úroveň determinace co nejnižší.

Diskuse tedy zřejmě nikdy nebude mít jednoznačný závěr v obecné rovině, vždy půjde o balancování mezi znalostmi autekologickými, taxonomickými, faunistickými a účelem, pro který je daná studie zpracovávána. Pro potřeby metod vyvíjených v současnosti v ČR byly do seznamu taxonů makrozoobentosu vyznačeny doporučené úrovně determinace na základě dosavadních znalostí. Je však nezbytné tyto informace precizovat, což bude provádět no také výše popsaným postupem.

Práce jsou prováděny na základě podpory grantů Rady vlády VaV 510/2/96 a 510/7/99, grantů MSM: J06/98: 124100001 a MSM 143100010.

LITERATURA

- BAILEY R. C., NORRIS R. H. & REYNOLDS T. B., 2001: Taxonomic resolution of benthic macroinvertebrate communities in bioassessments. – J. N. Am. Benthol. Soc., 20: 280–286.
- FURSE M. T., MOSS D., WRIGHT J. F. & ARMITAGE P. D., 1984: The influence of seasonal and taxonomic factors on the ordination and classification of running-water sites in Great Britain and on the prediction of their macro-invertebrate communities. – Freshwater Biol., 14: 257–280.
- HEWLETT R., 2000: Implications of taxonomic resolution and sample habitat for stream classification at a broad geographic scale. – J. N. Am. Benthol. Soc., 19: 352–361.
- KRPAL J. & ZELINKA M., 1990: Statistické zhodnocení ni kterých vlivů na výskyt makrozoobentosu tekoucích vod. – Scripta Fac. Sci. Nat. Univ. Purkynianae. Brunensis, Biologia, 20: 451–460.
- HELESIC J., 2001: Nonparametric evaluation of environmental parameters determining the occurrence of stonefly larvae (Plecoptera) in streams. – Aquat. Sci., 63: 490–501.
- LANDA V. & SOLDÁN T., 1989: Rozšíření jepic v ESSR a jeho změny v souvislosti se změny kvality vody v povodí Labe. – Studie ESAV, 17, Academia, Praha, 172 pp.
- LEPS J., SOLDÁN T. & LANDA V., 1989: Multivariate analysis of compositional changes in communities of Ephemeroptera (Insecta) in the Labe basin, Czechoslovakia – a comparison of methods. – Coenoses, 4: 39–37.

HABITATOVÉ PREFERENCE LAREV POŠVATEK ĚELEDI PERLIDAE A PERLODIDAE – STUDIE DRUHU *PERLA BURMEISTERIANA*

Jan Helešic

Laboratoř biologie tekoucích vod, Katedra zoologie a ekologie, Masarykova Univerzita v Brně, Kotlářská 2,
CZ-611 37 Brno, Česká Republika, e-mail: helesic@sci.muni.cz

ABSTRACT

Helešic J.: Habitat preferences of stonefly larvae of the families Perlidae and Perlodidae – a case study of *Perla burmeisteriana*

Stonefly larvae of the families Perlidae and Perlodidae are traditionally classified as epipotamal (*Perla burmeisteriana*, *Perlodes microcephalus*, *P. dispar*, *Isoperla grammatica*) and rhithral (*Perla marginata*, *Isoperla oxylepis* etc.) indicators. But occurrences of these species were documented in all parts of streams. The main factors that influenced occurrence are structure of bottom (roughness), type of current, and oxygen saturation. Water temperature is important but not limiting. Maximum temperature in the study streams was only about 25 °C and occurred for several days. It seems that the rhithral zone, esp. the upper part (epirhithral), is a refugium for former epipotamal species (e.g. *Perla burmeisteriana*). Current adaptation of local populations is very constant and on the other hand the specimens could spread on surrounding habitats that means mainly downstream and occupied step by step original patch. This life strategy corresponds very well to metapopulation theory (HANSKI 1999) and the patch dynamic concept (TOWNSEND 1989).

Key words: stonefly, running waters, Perlidae, Perlodidae

ÚVOD

Larvy pošvatek se již tradičně využívají k bioindikaci jakosti vody (SLÁDEČEK 1973, ROSENBERG & RĚŠ 1993) a acidifikace (RADDUM & FJELHEIM 1984, HELLAWELL 1986, RADDUM et al. 1988). V poslední době je snaha rozšířit bioindikační možnosti především k ekologickému stavu toku. Zástupci rodu *Perla*, *Perlodes* a *Isoperla* jakožto vrcholoví predátori se zdají být k tomuto účelu přímo předurčeni. Larvy vyžadují určitý stav substrátu, typ proudu a velikost toku (jž uvádí již KUHTREIBER 1934, DESPAX 1951, ILLIES 1955, HYNES 1976). Toho si dobře povšimli ILLIES (1961), ILLIES & BOTASANEANU (1963), když larvy pošvatek vždy uvádí ly jako jedny z hlavních indikátorů příslušné zóny toku. I v podrobnějším dělení ní toků jak např. provedl BRAUKMANN (1987), jsou larvy pošvatek také často hlavními indikátory. Je tedy otázka jestli tento předpoklad platí vždy a ve všech typech potočích.

Při zpracování dat k monografii (SOLDAN et al. 1998) se naskytla možnost srovnat výskyt, nároky na typ toku a některé jeho parametry pro nejčastěji se vyskytující se druhy ěeledí Perlidae a Perlodiade v točích povodí Labe, Dunaje a Odry na území České republiky. Srovnání bylo možno provést na datech z 60. let a na nových datech z let 90.

MATERIÁL A METODIKA

Zpracovaný materiál o výskytu larev pošvatek pochází z let 1955–1960 (I. perioda) a z let 1994–1996 (II. perioda). Bylo vzorkováno standardními metodami 149 říčních úseků v povodích Labe, Moravy a Odry. Data z první periody musela být verifikována především z ohledem na pokroky v taxonomii a popisy nových druhů.

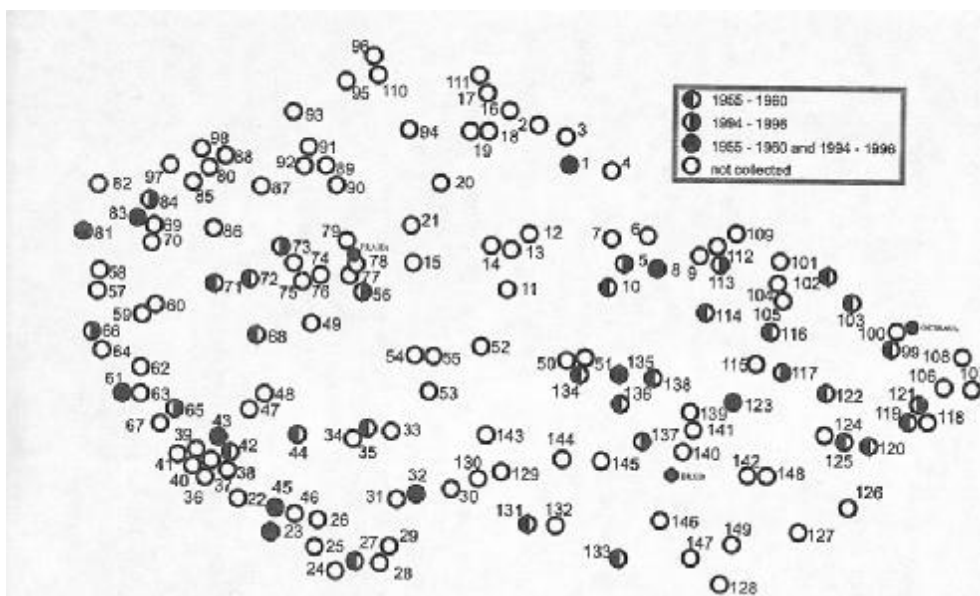
VÝSLEDKY

Výskyt druhu *Perla burmeisteriana* (dále *P.b.*) je znázorněn na obr. 1. V povodí Labe se druh vyskytoval na 60. letech na 17 (11 %) lokalitách a v 90. letech na 15 (10 %) místech, v povodí Moravy v 60. letech na 13 (9 %) a v 90. letech na 6 (4 %) místech a v povodí Odry v 60. letech na 3 (2 %) místech s tím, že v 90. letech nebyl na stejných místech druh zjištěn.

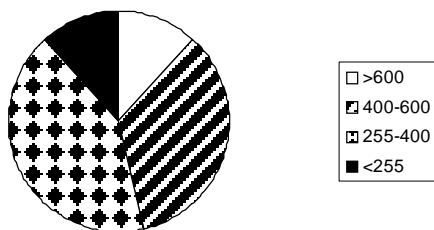
Souhrnní za obě období byla vyhodnocena výšková distribuce a umístění lokalit s nálezem ve vztahu k vzdálenosti od pramene. Výsledky jsou zobrazeny na obr. 2 a 3.

Ve výškové distribuci bylo 12 % nálezů do nadm. výšky 225 m, 41 % v rozmezí 255 až 400 m n.m., 35 % v nadm. výškách 400–600 m a 12 % ve výškách vyšších 600 m n.m. Statisticky významný rozdíl byl především mezi distribucí v nížinných tocích ($p = 0,003$) a mezi vysočinými a podhorskými toky ($p = 0,01$). Nejvyššími lokalitami nálezů (ze sledovaných) byly Blanice (Blažejovice) 748 m n.m. a Vltava (Píkná) 725 m n.m.

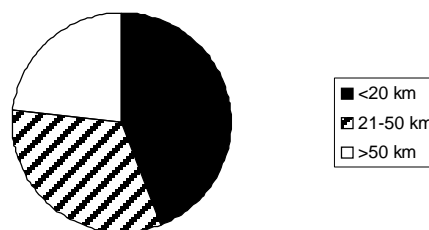
V distribuci míst nálezů vzhledem ke vzdálenosti od pramene byly nalezeny larvy *P.b.* na 44 % lokalitách ve vzdálenosti méně než 20 km, 33 % v kategorii 21–50 km a 23 % ve vzdálenosti více než 50 km.



Obr. 1 Výskyt larev druhu *Perla burmeisteriana* na sledovaných lokalitách v povodích Labe, Moravy a Odry
Fig. 1 Occurrence of *Perla burmeisteriana* larvae on investigated localities in Labe, Morava and Odra basins)



Obr. 2 Výšková distribuce nálezů larev *Perla burmeisteriana*
Fig. 2 Altitudinal distribution of *Perla burmeisteriana* finds



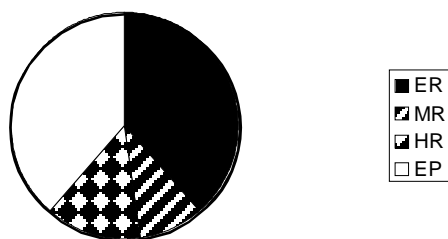
Obr. 3 Vzdálenost lokalit nálezů *Perla burmeisteriana* od pramene
Fig. 3 Distance of *Perla burmeisteriana* finds localities from source

50 km. Mezi hodnotami nebyl statistický významný rozdíl.

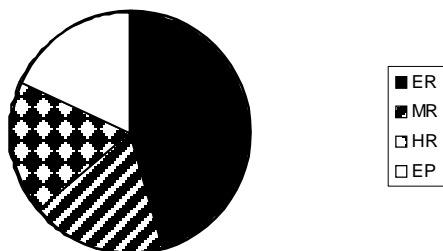
Nálezy v různých úsecích toků tříděných klasicky dle ILLIES & BOTASANEANU (1963) jsou znázorněny na obr. 4 a 5. Když jsou hodnocena data souhrnně většina nálezů byla uskutečněna v řítrálním pásmu (61 %) oproti potamálu (39 %) a rozdíl byl významný na hladině $p = 0,04$. Když se podíváme na lokality, kde se vysky-

tovala *P.b.* v obou periodách, tak ještě více převažuje řítrál (82 %) na hladině významnosti $p = 0,007$. Jiná situace je, když vyhodnotíme jen nálezy z 60. let. Tehdy byla situace víceméně vyrovnaná (potamál 54 %, statistický rozdíl nevýznamný ($p = 0,6$)). Radikálně odlišná je ovšem na „nových“ lokalitách z let 90. Tam opět převažují nálezy v řítrálním pásmu – 80 % při $p = 0,015$.

ALL DATA



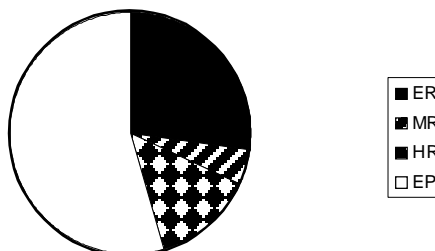
60 AND 90



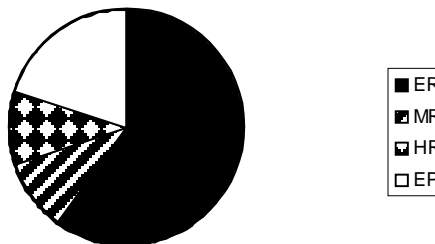
Obr. 4 Lokality nálezů *Perla burmeisteriana* v různých typech toků – všechna data a lokality s nálezy v 60. a 90. letech

Fig. 4 Localities of *Perla burmeisteriana* finds in types of streams – all data and localities with finds in 60. and 90. years

ONLY 60



ONLY 90



Obr. 5 Lokality nálezů *Perla burmeisteriana* v různých typech toků – lokality s nálezy jen v 60. a jen v 90. letech

Fig. 5 Localities of *Perla burmeisteriana* finds in types of streams – localities with finds only in 60. and only in 90. years

DISKUSE A ZÁVĚRY

Jak tedy lze takto vyhodnocená data interpretovat. Prvním problémem je chyba způsobená primárním souborem lokalit a jejich výškovou, longitudinální a typovou distribucí. Vzhledem k charakteru vodní sítě převažují lokality v řítrálním pásmu, ale jsou stejné v obou obdobích. Lze si tedy udělat představu o změnách během posledních 50 let.

Zdá se tedy, že *P.b.* je v našich podmínkách „více doma“ v pstruhovém a lipanovém pásmu než v pásmu parmovém. To že, výskyt reobiontů limituje především stav substrátu a charakter proudění popsal více autorů (např. STATZNER 1981, RESH et al. 1988, STATZNER et al. 1988, PECKARSKY & PENTON 1990). STATZNER &

HIGLER (1985) upozornili jako snad první na to, že vlastností druhů vstupují i do záležitostí představ o jejich distribuci v rámci uznávaných teorií např. řítrálního kontinua (VANNOTE et al. 1980).

Potamální pásmo v ČR je nejvíce ovlivněno podélnými a příčnými regulacemi a změnou průtoků. Jsou toky, které díky přehradám zcela změnilý charakter a tím i faunu (např. Vltava – LANDA et al. 1997). Zdá se tedy, že populace *P.b.* pokud nechce být vymazána musely zaujmout jiné habitáty s podobnými proudovými a substrátovými charakteristikami, kde jinde než v řítrálu relativně málo ovlivněném řítrálem. Teplotní režim zdá se zde nehraje významnou roli. Na druhé straně se mi podařilo dokázat, že druh jako takový, má neustále vysokou afinitu k potamálnímu pásmu (HELESIC 2001).

LITERATURA

- BRAUKMANN U., 1987: Zoozönologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. – Archiv Hydrobiol., Ergebnisse der Limnologie, 26: 1–355.
- DESPAX R., 1951: Faune de France 55. Plecopteres. – P. Lechevalier Paris, 280 pp.
- HELESIC J., 2001: Nonparametric evaluation of environmental parameters determining the occurrence of stonefly larvae (Plecoptera) in streams. – Aquatic Science, 63: 490–500.
- HELLAWELL J. M., 1986: Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. – Elsevier Appl.Sci.Publ., London, 546 pp.
- HANSKI I., 1999: Metapopulation ecology. – Oxford Univ. Press, New York, 313 pp.
- HYNES H. B. N., 1976: Biology of Plecoptera. – Ann. Rev. Entomol., 21: 136–153.
- ILLIES J., 1955: Steinfliegen oder Plecoptera. Die Tierwelt Deutschlands eds. F. Dahl. – VEB Gustav Fischer Vlg., Jena, 150.
- ILLIES J., 1961: Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. – Int. Revue ges. Hydrobiol. 46: 205–213 pp.
- ILLIES J. & BOTOSANEANU L., 1963: Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surorit du point de vue faunistique. – Mitt. Int. Verein. Limnol., 12: 1–57.
- KÜHTRÉBER J., 1934: Die Plekopterenfauna Nordtirols. – Ber. naturw.-medizin. Verien Innsbruck, 44: 1–219.
- LANDA V., HELESIC J., SOLDAN T. & ZAHRAĐKOVÁ S., 1997: The Plecoptera of the river Vltava (Czech Republic): a century of extinction. – In Landolt P. & Sartori M. Eds), Ephemeroptera & Plecoptera. Biology – Ecology – Systematics. MTL – Mauron + Tinguely & Lachat SA, Fribourg, Switzerland, p. 288–295.
- PECKARSKY B. L. & PENTON M. A., 1990: Effects of enclosures on stream microhabitat and invertebrate community structure. – J. N. Am. Benthol. Soc., 9: 249–261.
- PHILLIPS E. C. & KILAMBI R. J., 1994: Habitat type and seasonal effects on the distribution and density of Plecoptera in Ozark Streams, Arkansas. – Ann. Entomol. Soc. Amer., 87: 321–326.
- RADDUM G. G. & FJELLHEIM A., 1984: Acidification and early warning organisms in freshwater in west Norway. – Verh. Internat. Verein. Limnol., 22: 1973–1980.
- RADDUM G. G. et al., 1988: Monitoring of acidification by the use of aquatic organisms. – Verh. Internat. Verein. Limnol., 23: 2291–2297.
- RESH, V. H., BROWN A. V., COVICH A. P., GURTZ M. E., LI H. W., MINSHALL G. W., REICE S. R., SHEDON A. L., WALLACE J. B. & WISSMAR R. C., 1988: The role of disturbance in stream ecology. – J. N. Am. Benthol. Soc., 7: 433–455.
- ROSENBERG D. M. & RESH V. H., 1993: Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. – Chapman & Hall, New York, London, 488 pp.
- SLÁDEEK V., 1973: System of water quality from the biological point of view. – Archiv Hydrobiol., Ergebnisse der Limnologie, 7: 1–218.
- STATZNER B., 1981: The relation between “hydraulic stress” and microdistribution of benthic macroinvertebrates in a lowland running water system, the Schierenseebrooks (North Germany). – Arch. Hydrobiol., 91: 192–218.
- STATZNER B. & HIGLER B., 1985: Questions and comments on the river continuum concept. – Can. J. Fish. Aquat. Sci., 42: 1038–1044.
- STATZNER B., GORE J.A. & RESH V.H., 1988: Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. – J. N. Am. Benthol. Soc., 7: 307–360
- TOWNSEND C. R., 1989: The patch dynamics concept of stream community ecology. – J. N. Am. Benthol. Soc., 8: 36–50.
- VANNOTE R. L., MINSHALL G. W., CUMMINS K.W., SEDELL J.R. & CUSHING C.E., 1980: The river continuum concept. – Can. J. Fish Aquatic Sci. 37: 130–137.

SOME ASPECTS OF BIOLOGY OF *ISOPTENA SERRICORNIS* (PICTET, 1841) (PLECOPTERA, CHLOROPERLIDAE) IN THE RUDAVA RIVER (SW SLOVAKIA)

Tomáš Derka¹, José Manuel Tierno de Figueroa² & Iľja Krno¹

¹ Katedra ekológie Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského, SK-842 15 Bratislava, Slovensko,
e-mail: derka@fns.uniba.sk

² Departamento de Biología Animal y Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada, 18071 Granada, Spain

ABSTRACT

Some aspects of the biology and ecology (egg description, life cycle, feeding and production) of a population of *Isoptena serricornis* in the Rudava River (Slovakia) will be presented. The life cycle is annual, with slow growth in autumn-winter and fast growth in spring. The flight period spans from the end of May to the beginning of July. It is outstanding the presence of great sand particles in the gut of all the studied nymphs indicating that *I. serricornis* acts as a deposit-collector species. Nymphal feeding is principally composed by detritus, unicellular organisms and, in the nymphs with intermediate or great size, Chironomidae larvae. Adult feeding is composed fundamentally by different types of pollen grains, but males usually have lower food content than females. Annual production of this species (749.6 mg.m⁻²) is very high in relation to other Chloroperlidae previously studied, probably related to the fact that *I. serricornis* is one of the most abundant components of the macroinvertebrate community in its habitat in the Rudava River. A negative correlation between production and temperature was observed, however the photoperiod is probably the main factor controlling growth.

ROZDIELY V ŠTRUKTÚRE BENTICKÝCH SPOLOĚENSTIEV GRADIENTOVÝCH JAZIER VO VYSOKÝCH TATRÁCH

Zuzana Zatošiová

Oddelenie hydrobiológie, Ústav zoológie SAV, Dúbravská cesta 9, SK-845 06 Bratislava, Slovensko,
e-mail: zuzana.zatovicova@savba.sk

ABSTRACT

Zatošiová Z.: Differences in benthic community structure among gradient lakes of the High Tatra Mts. (Slovakia)

The macrozoobenthic assemblages the inlet, outlet, and littoral zone of three selected High Tatra Mt. gradient lakes were investigated during the years 2000–2001. In the highest and coldest lake, a permanent fauna composed by several dominant species prevails. With decreasing altitude the proportion of temporal fauna increases, with more species that find better conditions for their life cycles there. The inlet and outlet assemblages were taxonomically different and richer due to more heterogeneous habitat conditions.

Key words: macrozoobenthos, gradient lakes, littoral, inlet, outlet, High Tatras, Slovakia

ÚVOD

V predchádzajúcich rokoch sa v rámci európskych horských systémov uskutočnilo viacero multilaterálnych a multidisciplinárnych projektov zameraných na komplexné sledovanie a hodnotenie ekologického stavu odľahlých vysokohorských jazier. Súčasťou viacerých z nich (AL: PE 2, MOLAR, EMERGE) bol aj výskum vybraných vysokotatranských plies (napr. ŠPORKA et al., 2002, ŠPORKA et al., in prep.).

V rámci projektu EMERGE (1999–2002, EVK-CT-1999-00032) sa na území Vysokých Tatier sledovali fyzikálno-chemické vlastnosti a oživenie 34 jazier, ich prítokov a odtokov. Tento príspevok prináša stručný prehľad výsledkov sledovania makrozoobentosu troch gradientových plies: Vyšného Wahlenbergovho plesa, Nižného Terianskeho plesa a Vyšného Temnosmrečinského plesa.

CHARAKTERISTIKA SKÚMANÝCH LOKALÍT, MATERIÁL A METODIKA

Všetky vybrané plesá (mapovací štvorec DFS 6886) patria k vysokohorským oligotrofným jazerám nádovcového pôvodu. Hlavným kritériom ich výberu bola

rôzna nadmorská výška: Vyšné Wahlenbergovo pleso (VW) 2145 m n.m., Nižné Terianske pleso (NTR) 1941 m.n.m. a Vyšné Temnosmrečinské pleso (VTS) 1716 m.n.m. a príslušnosť k rovnakému povodiu (Váhu).

Makrozoobentos bol z litorálu plies odobraný Kubíekovým bentometrom, z prítoku a odtokov ručnou sieťou a metódou „kicking“. Charakteristiku lokalít aj metodiku podrobnejšie uvádza ZATOŠIOVÁ (2002, in press).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

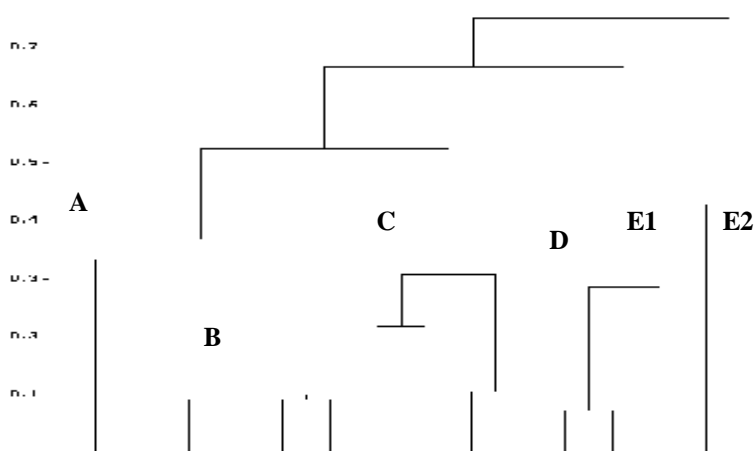
Veľká nadmorská výška, extrémne klimatické podmienky, kyslé podložie (granodiority), pomerne jednotvárný substrát (balvany, skaly) a veľmi nízky prísun alochtónneho organického materiálu do plies (hlavne v alpinskej zóne) umožňuje existenciu len obmedzeného spektra vodných organizmov a živočíšne spoločností týchto jazier sú druhovo pomerne chudobné. Výrazné rozdiely v štruktúre makrozoobentosu však existujú aj v rámci jednotlivých plies, na čo už upozornili KRNO et al. (1985, 1986), ktorí vytvorili klasifikáciu týchto jazier na základe vybraných abiotických a biotických faktorov. Naš výskum túto skutočnosť potvrdil. Zhuková analýza (obr. 1), urobená na základe

taxonomickej štruktúry makrozoobentosu vybraných odberových miest, zreteľne vyčlenila niekoľko zhlukov zodpovedajúcich litorálom jednotlivých plies, sledovanému prítoku i odtokom.

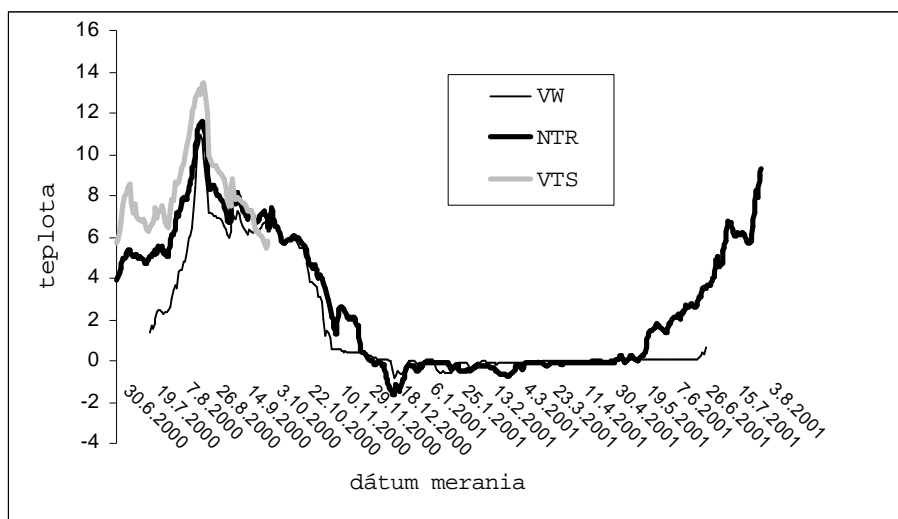
Ako hlavné kritérium porovnávania bentických spoločenstiev plies v rámci nášho sledovania bol zvolený gradient nadmorskej výšky. Výškový rozdiel medzi plesami (cca 200 m) sa premietol do priebehu teplotnej krivky (obr. 2), z ktorej je zjavný pokles priemerných aj maximálnych teplôt s rastúcou nadmorskou výškou.

Údaje o abundancii a biomase jednotlivých skupín získané v sezónach 2000 a 2001 udáva tab. 1 (časti Chironomidae nebola zohľadnená).

Spoločenstvo litorálneho makrozoobentosu najvyššie položeného (a teda najchladnejšieho) Vyšného Wahlenbergovho plesa (A, obr. 1) je takmer výlučne tvorené permanentnou faunou: popri Oligochaeta, ktoré tvoria podstatnú časť makrobentických spoločenstiev všetkých lokalít, dominuje druh *Crenobia alpina* (Turbellaria). So znižujúcou sa nadmorskou výškou klesá



Obr. 1 Zhluková analýza (Complete linkage method) skúmaných lokalít; A-E pozri text
Fig. 1 Cluster analysis (Complete linkage method) of the investigated sites; for A-E see text



Obr. 2 Sezónne zmeny teploty vody v litoráli troch vybraných gradientových plies: VW, NTR, VTS – pozri text
Fig. 2 Seasonal water temperature changes in littoral of three selected gradient lakes; for VW, NTR, VTS – see text

Tab. 1 Podiel (%) abundance a biomasy zaznamenaných skupín makrozoobentosu na sledovaných lokalitách. A – abundance, B – biomasa, VW, NTR, VTS – pozri text

Tab. 2 Rate (%) of abundance and biomass of recorded macrozoobenthos groups on investigated sites. A – abundance, B – biomass, VW, NTR, VTS – see text

skupina		litorál VW 2000/2001	litorál NTR 2000/2001	litorál VTS 2000/2001	prítok NTR 2000/2001	odtok NTR 2000/2001	odtok VTS 2000/2001
Turbellaria	A	15,8/11,2	9,3/5,8	3,7/0,2	20,7/30,2	0,1/0,1	28/16,4
	B	23,8/39,5	8,8/10,7	1,5/0,1	19,5/19,6	0,3/0,2	27,4/19,8
Nematoda	A	0,5/3,3	0,8/2,2	11/14	1,2/1,1	17/6	2,3/4,5
	B	0,1/0,4	0,1/0,2	0,2/0,4	0,2/0,1	1,1/1,2	0,1/0,1
Oligochaeta	A	80/79	73/87	54,7/63,1	47,8/27	69,3/88,2	38,7/32,3
	B	60,3/36,7	52,7/73,4	19,1/26,7	2,8/1,5	37,5/38,5	4,6/1
Acarina	A	0/0,1	0,3/0,2	0,4/0,7	0,3/0,7	0/0,1	1,7/4
	B	0/0,1	0,1/0,1	0,1/0,2	0,1/0,1	0/0,1	0,2/0,3
Amphipoda	A						0,2/0
	B						0,1/0
Collembola	A	0/5,1	0/0,2		14,6/3,5	0,5/0,2	0/1,2
	B	0/0,8	0/0,1		7,3/0,3	0,2/0,1	0/0,1
Ephemeroptera	A		0,5/0	3,6/1,1	0/0,2		7,5/0,7
	B		2,4/0	20,7/11	0/0,1		7/0,4
Plecoptera	A	0,3/0,9	1,6/1,3	14/14	10,2/31,1	1,7/4,4	14,3/16,5
	B	0,3/0,9	15,7/1,5	10,3/6,2	18,7/29	10,7/29,9	38,4/38
Coleoptera	A	0/0,1		8,4/4,4	0,2/0,2		2,7/1,7
	B	0/0,1		31,6/34,7	0,1/0,1		4/6,9
Trichoptera	A	3,3/0,3	14,5/3,3	4,2/2,5	2,4/2,8	0,6/0,4	3,7/22,7
	B	13,7/21,5	20,2/14	16,5/20,7	45,9/43,6	3,5/25,8	17,8/33,4
Simuliidae	A				0,3/1	10,7/0,5	0,5/0
	B				0,2/2,1	45,7/2,4	0,4/0
iné Diptera	A	0,1/0			2,3/2,2	0,1/0,1	0,3/0
	B	1,8/0			5,2/3,5	1/1,8	0,1/0

podiel týchto skupín a nastupuje hmyz. V litoráli Nižného Terianskeho plesa (B, obr. 1) sú početné pošvatky *Diura bicaudata* a larvy potočiek (rody *Allogamus* a *Acrophylax*), kým v litoráli Vyšného Temnosmrečinského plesa (E1, obr. 1) je nástup temporárnej fauny ešte oveľa výraznejší. Skupiny hmyzu v nižších polohách nachádzajú vhodnejšie podmienky na priebeh svojich životných cyklov: popri Plecoptera (*Nemurella pictetii*) sú početné a veľkú časť biomasy makrozoobentosu tvoria podenky (*Ameletus inopinatus*) a vodné chrobáky (*Agabus solieri* a larvy rodu *Hydroporus*).

Sledovaný prítok a odtoky obývajú taxonomicky úplne odlišné a bohatšie spoločenstvá bentosu než litorál príslušných plies (tab. 1), čo je spôsobené zmenenými a hlavne rôznorodejšími životnými podmienkami (viac druhov substrátu, rôzna rýchlosť prúdu). Pre extrémne studený (max. 4,5 °C) prítok Nižného Terianskeho plesa (D, obr. 1) sú charakteristické studenomilné druhy *Leuctra rosinae* (Plecoptera), *Drusus mon-*

ticola (Trichoptera) a *Wiedemannia* sp. (Diptera, Empididae), kým v podstatne teplejšom odtoku tohto plesa – až 12,8 °C (C, obr. 1) popri skupinách Nematoda a Oligochaeta dominuje filtrátor *Prosimulium latimucro* (Diptera, Simuliidae).

Druhovo jednoznačne najbohatšou skúmanou lokalitou bol odtok Vyšného Temnosmrečinského plesa (E2, obr. 1), ktorý KRNO (1988) zaradil do skupiny odtokov vyššie položených, alebo severne exponovaných subalpínskych jazier. Nižšia nadmorská výška, vyššie teploty, tečúca voda a väčšie množstvo organického materiálu vo vode umožňuje život aj druhom, ktoré na ostatných lokalitách neboli zaznamenané vôbec alebo len veľmi ojedinele, napr. *Electrogena lateralis*, *Rhithrogena loyolaea*, *Baetis alpinus* (Ephemeroptera), *Isoperla sudetica* (Plecoptera), *Drusus annulatus*, *Halesus rubricollis*, *Rhyacophila fasciata* (Trichoptera).

LITERATÚRA

- KRNO I., 1988: Podenky (Ephemeroptera) a pošvatky (Plecoptera) vybraných jazier TANAP-u, ich prítokov a odtokov. – Zborník prác o TANAP, 28: 217–234.
- KRNO I., ERTLÓVÁ E., TOMAJKA J. & ŠPORKA F., 1985: Klasifikácia vybraných tatranských plies na základe významnejších abiotických a biotických faktorov. – Zborník prednášok zo VII. konferencie Československej limnologickej spoločnosti, Nitra, p. 220–224.
- KRNO I., ERTLÓVÁ E., TOMAJKA J. & ŠPORKA F., 1986: Nové poznatky o typológii tatranských jazier. – Správy Slovenskej zoologickej spoločnosti pri SAV, Informačný bulletin za rok 1985, Bratislava, p. 132–135.
- ŠPORKA F., KRNO I. & BITUSÍK P.: Benthic fauna in two selected High Tatra mountains lakes during 70 years period. (in prep.)
- ŠPORKA F., ŠTEFKOVÁ E., BITUSÍK P., THOMPSON R., AUGUSTI-PANAREDA A., APPLEBY P. G., GRYNES J. A., KAMENIK C., KRNO I., LAMI A., ROSE N. L. & SHILLAND E., 2002: The paleolimnological analysis of sediments from high mountain lake Nižné Terianske pleso in the High Tatras (Slovakia). – J. Paleolimnology, 28: 95–109.
- ZAŤOVIEOVÁ Z., 2002: Makrozoobentos Nižného Terianskeho plesa (Vysoké Tatry). – Folia faunistica Slovaca, 7: 19–22.
- ZAŤOVIEOVÁ Z.: Spoločnosť makrozoobentosu litorálu vybraných gradientových jazier Vysokých Tatier (predbežné výsledky). – Správy Slov. zool. spol. (in press).

CHIRONOMIDAE (DIPTERA) PROFUNDÁLU VYSOKOHORSKÝCH JEZER (VYSOKÉ TATRY, SLOVENSKO) V RŮZNÉM STUPNI ACIDIFIKACE

Jolana Tátosová & Evžen Stuchlík

Katedra parazitologie a hydrobiologie, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova v Praze, Viničná 7, CZ-128 44 Praha, Česká Republika, e-mail: jolana_tatos@hotmail.com; stu@cesnet.cz

ABSTRACT

Tátosová J. & Stuchlík E.: **Profundal chironomids (Chironomidae, Diptera) of mountain lakes in different stages of acidification (High Tatras, Slovakia)**

We have studied chironomid larvae in the profundal zone of mountain lakes of the High Tatras (Slovakia). Material was collected in 1987–1991 from 17 lakes representing different stages of acidification and various altitude levels (forest, subalpine, alpine lakes). We have found no relationship between acidification and total abundance and diversity of chironomids; these parameters were negatively correlated with maximum lake depth. Species composition, however, differed: *Tanytarsus gregarius* gr, *Zalutschia tatraica* and *Chironomus* sp. occurred only in strongly acidified lakes; *T. lugens* gr. and *Micropsectra* spp. were present in non-acidified and acidified lakes. A comparison with the results of HRABÍ (1939, 1942) showed no significant changes in composition of chironomids: this suggests that some lakes were already affected by acidification at the beginning of 20th century.

Key words: profundal chironomids, mountain lakes, acidification, Tatra Mountains, Slovakia

ÚVOD

Jezerá v oblasti Vysokých Tater jsou, vedle pět tisíc šumavských, jediná přirozená jezera v České a Slovenské republice. Pro svou odlehlost a nesnadnou dostupnost jim byla v minulosti věnována jen okrajová pozornost. První informace o fauně středové části jezer přinesl ke konci 30. let Hrabí (HRABÍ, 1939, 1942). S příchodem problematiky acidifikace zájem o jezera ve Vysokých Tatrách podstatně vzrostl a zjistilo se, že acidifikace významně ovlivnila složení zooplanktonu (STUHLÍKOVÁ et al. 1985) a fytoplanktonu (FOIT et al. 1994) v tatrských jezerech.

Naším cílem bylo zjistit, zda se změny chemismu vody a biomasy planktonu vyvolané acidifikací projeví také u profundálního bentosu vysokohorských jezer a zda od počátku století, kdy Hrabí poprvé popsal faunu dna tatrských jezer, došlo ke změně ve složení profundální fauny.

POPIS LOKALIT A METODIKA

Centrální část Vysokých Tater, (Slovenská republika; 20°10'E, 49°10'N; max. nadm. v. 2655 m n.m.) mají z převážné většiny žulové podloží a půda je tvořena kyselými podzoly nebo není vyvinuta vůbec (KOPÁČEK et al. 1996). V této oblasti se nachází 116 velkých jezer (> 0,01 ha) a 105 malých jezer (< 0,01 ha) jezer, která jsou ledovcového původu.

Vysoké Tatry byly v době odběru studovaných jezer vystaveny srážkám s ročním váženým průměrem pH 4,3–4,4 (MOLDAN & PAEES 1987) a všechna jezera proto byla v různé míře zasažena acidifikací (STUHLÍK et al. 1985). Podle hodnot pufruční kapacity (alkalinity A) jezerní vody byla jezera rozdělena do tří skupin (FOIT et al. 1994): 1) jezera neacidifikovaná s A > 25 mekv⁻¹ a pH > 6; 2) jezera acidifikovaná s A 0–25 mekv⁻¹ a 5 < pH < 6; 3) jezera silně acidifikovaná s A < 0 mekv⁻¹ a pH < 5.

Tab. 1 Morfometrie, chemické parametry a množství chlorofylu a ve studovaných jezerech. (Psenáková et al., nepubl. data); R – skály M – louky D.P. – kosodřevina F – les
 Tab. 1 Basic morphometric data, water chemistry and chlorophyll a of the investigated lakes: R – rocks, M – meadows, D.P. – forest, (PSENÁKOVÁ et al., unpubl. data)

Lake code	non-acidified lakes										acidified lakes									
	LAD	PLS	ZKR	NJR	VHI	MHI	VEL	VFI	YVA	NVA	VZ	BAT	STP	NIS	SLA					
Altitude	2057	5056	2017	1941	1946	1923	1665	1698	2245	2053	1919	1879	2090	1972	1676					
Max depth	17.8	6.3	38.1	45.2	53.3	6.1	4.5	2.3	21.1	8	5.9	.	4.5	1.3	2.3					
Volume	114191	39775	205141	879200	4338898	73699	7100	420005	420005		52653	160305	11119	1360	1850					
Lake area	1.72	1.2	5.6	4.91	17.57	2.32	2.94	0.46	4.96	2.01	2.26	2.78	0.75	0.3	0.1					
Calcium area	12.93	20.44	59.04	110.01	126.91	28.94	-	13.71	21.95	69.85	284.04	226	3.09	5.08						
Type of catchment	0	M/R	R	M/R	M	M	M/R	M/R	R	R	M/R	R	M	M/R	D.P.					
PH	6.56	6.87	6.54	6.79	6.50	7.30	6.21	6.13	5.63	5.94	6.21	5.98	4.74	4.82	4.75					
ALK	55.53	115.20	65.50	70.00	100.00	276.00	40.10	40.30	6.60	13.10	20.90	17.00	-13.50	-10.50	-12.70					
Cl	0.21	0.23	0.23	0.27	0.35	0.41	0.22	0.44	0.87	0.90	0.20	0.51	0.22	0.21	0.39					
NO ₃ ⁻ -N	0.4E	0.57	0.53	0.00	0.25	0.28	0.66	0.06	0.15	0.00	0.72	11.75	0.16	0.44	0.00					
NO ₂ ⁻	2.8	5.38	1.63	5.35	3.04	7.17	3.66	3.89	2.31	0.00	1.22	3.77	3.82	3.81	4.33					
NO ₃ ⁻ +N	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00					
F ⁻	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.01	0.02	0.04	0.04	0.02					
Na ⁺	0.27	0.56	0.71	0.58	0.30	0.50	0.44	0.77	0.21	0.06	0.47	0.40	0.16	0.29	1.11					
NH ₄ ⁺ -N	0.00	0.00	0.10	0.00	0.00	0.03	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01	0.03	0.01	0.00					
K ⁺	0.09	0.71	0.17	0.10	0.23	0.14	0.19	0.21	0.10	0.00	0.23	0.20	0.06	0.12	0.09					
Ca ²⁺	2.38	4.30	3.63	3.69	3.60	6.60	3.06	2.82	2.00	0.00	3.84	2.89	0.60	1.04	0.60					
Mg ²⁺	0.10	0.19	0.11	0.12	0.21	1.30	0.13	0.20	0.10	0.00	0.12	0.10	0.09	0.11	0.17					
Chlorophyll-a	0.00	0.56	0.37	1.26	0.09	0.56	0.28	0.38	0.19	0.13	0.01	0.05	13.00	0.18	4.12					

Tab. 2 Taxonomické složení pakomáří v profundálu sledovaných jezer (ind m⁻²)

Lake code	non-acidified lakes										acidified lakes									
	LAD	PLS	ZKR	NJR	VHI	MHI	VEL	VFI	YVA	NVA	VZ	BAT	STP	NIS	SLA					
<i>Psephenopsis nitosa</i>	71	0	0	0	24	0	0	1532	71	0	0	0	0	0	282					
Tanypterininae	0	1506	1031	3035	118	71	863	0	0	142	2586	705	7136	1175	790					
<i>Procladius</i> sp.	0	0	0	0	04	0	0	57	0	0	0	0	0	0	423					
<i>Orthocladinae</i>	0	0	0	0	846	0	864	0	0	0	0	0	0	0	0					
<i>Leuctranesoclethra maritima</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0					
<i>Zalophotritia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0					
<i>Chironominae</i>	0	2259	1317	5377	3949	0	0	0	0	0	14029	7421	0	0	0					
<i>Tanypterus</i> sp. <i>legans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5219					
<i>Stygopoda</i> sp. <i>terrestris</i>	557	0	0	0	0	0	470	215	118	0	0	4079	0	0	0					
<i>Phaenocarpa</i> cf. <i>rosinaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	2845	0	0	0	0	0	0	0					
<i>Cricotopus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6502					
Total	424	3765	3308	11872	3021	71	1927	4189	180	142	17515	19431	0705	1144	18510					

Materiál byl odebírán na podzim v letech 1987–1991 pomocí drapáku Eckman-Birge (plocha 212,67 cm²) vždy 2 drapáky z každého jezera. Získaný sediment byl proprán na sítu 380 mm a v polyetylenové láhvi fixován 4 % formalínem. Vzorky vody pro chemické stanovení a stanovení chl-a byly odebrány z hladiny na podzim v roce 1993 (tab. 1).

VÝSLEDKY A DISKUSE

Druhové složení pakomárů

Přítomnost larev *Tanytarsus lugens* gr., které byly nalezeny v jezerech acidifikovaných a neacidifikovaných, současně indikují jezera s malým množstvím živin (SAETHER 1979), stejně jako larvy rodu *Micropsectra*, které byly zjištěny v acidifikovaných a neacidifikovaných jezerech nad hranicí lesa. Larvy pakomárů *Tanytarsus fragarius* gr., které se vyskytovaly pouze v jezerech silně acidifikovaných bez rozdílu na jejich nadmořské výšce, zároveň indikují jezera s vřtím množstvím živin. Pro silně acidifikovaná jezera na hranici lesa (Slavkovské pleso) nebo situovaných v lese (Jamské pleso) byla typická přítomnost larev rodu *Chironomus* sp. a larvy tohoto rodu dominují v mezo až eutrofních jezerech (SAETHER 1979). Složení společenstva pakomárů v tatranských jezerech mohlo být tedy v minulosti ovlivněno spíše změnou koncentrace živin a chlorofylu a, které jsou průvodním jevem acidifikace KOPÁČEK et al. (1996), nežli samotným pH jezerní vody.

Abundance a počet druhů pakomárů

Zatímco KRNO (1991) zjistil vliv acidifikace na biomasu litorálního makrozoobentosu, podle našich výsledků acidifikace neovlivnila celkovou abundanci larev pakomárů, žijících v mediální části tatranských jezer. Podobně také RADDUM et al. (1981) zjistili, že průměrná abundance larev pakomárů v norských jezerech není závislá na pH jezerní vody.

RADDUM et al. (1981) ve své práci ovšem uvádí, že počet druhů pakomárů v norských jezerech klesá s klesajícím pH a také KRNO (1991) pro litorální zoobentos tatranských jezer popsal lineární regresní závislost mezi druhovou diverzitou a pH. Podle našeho zjištění však počet druhů pakomárů v nejhlubších částech tatranských jezer nebyl acidifikací ovlivněn a ke stejnému výsledku dospěli také VRANOVSKÝ et al. (1994).

U obou parametrů, celkové abundance a počtu druhů pakomárů z mediálu tatranských jezer, byla prokázána negativní závislost na maximální hloubce

jezera, kdy s rostoucí hloubkou klesala celková abundance larev pakomárů a také klesal počet druhů. Tento jev může souviset s teplotními poměry u dna, kdy v hlubokých stratifikovaných jezerech nepřekračuje teplota celoročně 5 °C a v mělkých jezerech typu Starolesnianskeho může letní maximum dosahovat až 11,8 °C (TÁTOŠOVÁ 2002) a teplota se tak stává limitujícím faktorem výskytu a početnosti pakomárů v nejhlubších částech nádrží (tab. 2).

Dlouhodobé změny v druhovém složení pakomárů tatranských jezer

Z porovnání se staršími údaji (HRABÍ 1939, 1942) je patrné, že v období od konce 30. let do konce let 80. v jezerech, která v současnosti řadíme skupin neacidifikovaných a acidifikovaných, nedošlo k žádným významným změnám ve druhovém složení pakomárů žijících v nejhlubších částech jezera. Z jezer, která dnes mají statut silně acidifikovaných HRABÍ (1942) neodebral kvantitativní vzorky, nicméně uvádí přítomnost acidotolerantního druhu *Zalutschia tetrica* v Sesterském plesu. Výsledky rekonstrukce změny chemismu jezerní vody Starolesnianskeho plesa odhadnuté pomocí modelu MAGIC dokládají, že k prvnímu významnému poklesu pH došlo již v roce 1920 (STUHLÍK et al. 2002). Nález druhu *Zalutschia tetrica* jen potvrzuje, že ve 30. letech, kdy Hrabí v Tatrách odebíral vzorky sedimentu, byla již některá jezera acidifikovaná.

LITERATURA

- FOTT J., PRAŽÁKOVÁ M., STUHLÍK E. & STUHLÍKOVÁ Z., 1994: Acidification of lakes in Sumava (Bohemia) and in the High Tatra Mountains (Slovakia). – *Hydrobiologia*, 274: 37–47.
- HRABÍ S., 1939: Bentická zvířena tatranských jezer. – *Sb. Klubu přírodovědců v Brně*, 22: 1–13.
- HRABÍ S., 1942: O bentické zvířeni jezer ve Vysokých Tatrách. – *Vi stník ěs. Zoolog. Spol. v Praze*, 6 – 7: 209–236.
- KOPÁČEK J., STUHLÍK E., VYHNÁLEK V. & ZAVODSKÝ D., 1996: Concentration of nutrients in selected lakes in the High Tatra Mountains, Slovakia: effect of season and watershed. – *Hydrobiologia*, 319: 47–55.
- KRNO I., 1991: Macrozoobenthos of the Tatra lakes littoral (The High Tatra) and its affection by acidification. – *Biologia (Bratislava)*, 46: 495–508.
- MOLDAN B. & PAEES T., 1987: Extended abstracts of international workshop on geochemistry and monitoring in representative basis. – *GEOMON, Prague, Czechoslovakia*, p. 77–79.
- RADDUM G. G. & SAETHER O. A., 1981: Chironomid communities in Norwegian lakes with different degrees of acidification. – *Vehr. Internat. Verein. Limnol.*, 21: 399–405.
- SAETHER O. A., 1979: Chironomid communities as water quality indicators. – *Holarctic Ecology*, 2: 65–74.

- STUHLIK E., STUHLIKOVÁ Z., FOTT J., RUŽEKA L. & VRBA J., 1985: Vliv kyselých srážek na vody území Tatranského Národního Parku. – Zb. Prác TANAPu, 26: 173–212.
- STUHLIK E., APPLEBY P., BITUSIK P., CURTIS C., FOTT J., KOPÁČEK J., PRAŽÁKOVÁ M., ROSE N., STRUNECKÝ O. & WRIGHT R. F., 2002: Reconstruction of long-term changes in lake water chemistry, zooplankton and benthos of a small, acidified high-mountain lake: MAGIC modeling and palaeolimnological analysis. – *Water, Air, and Soil Pollution*, fokus 2: 127–138.
- STUHLIKOVÁ, Z., STUHLIK, E. & FOTT, J. (1985): Acidifikace a plankton jezer ve Vysokých Tatrách. – In *Poznávání, kvalitativne a kvantitativne hodnotenie vodných ekosystémov. Sborník referátů VII. celostátní konference ĚSLS při ĚSAV Nitra*, p. 229–232.
- TÁTOŠOVÁ J., 2002: Makrozoobentos prifundálu jezer v oblasti Vysokých Tater. – Dipl. práce, PříF UK v Praze, 66 pp. (nepubl).
- VRANOVSKÝ M., KRNO I., ŠPORKA F. & TOMAJKA J., 1994: The effect of anthropogenic acidification on the hydrofauna of the lakes of the West Tatra Mountains (Slovakia). – In Fott J. (Ed.), *Limnology of Mountain Lakes*. – *Hydrobiologia*, 274: 163–170.

TYPOLÓGIA TATRANSKÝCH JAZIER NA ZÁKLADE ZOSKUPENÍ PAKOMÁROV (DIPTERA: CHIRONOMIDAE)

Peter Bitušik¹, Peter Kološta¹, Marta Hubková¹ & Danka Némethová²

¹ Katedra biológie a všeobecnej ekológie, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene, Kolpašská 9, SK-969 01 Banská Štiavnica, e-mail: bitusik@fee.tuzvo.sk

² Katedra ekológie, Prírodovedecká fakulta UK, Mlynská dolina B-2, Prírodovedecká fakulta UK, Mlynská dolina B-2, SK-842 15 Bratislava, e-mail: dnemethova@fns.uniba.sk

ABSTRACT

Bitušik P., Kološta P., Hubková M. & Némethová D.: **Typology of remote Tatra lakes (Slovakia) based on chironomid assemblages (Diptera: Chironomidae)**

A chironomid pupal exuviae technique was used to classify 22 selected remote mountain lakes in the Tatra Mts. Pupal exuviae were sampled in 2000–2002. Chironomid assemblages were ordinated by CCA. The relationship between chironomids and environmental parameters was significantly determined by three (amongst 14) environmental variables: altitude, pH and chlorophyll *a* content. According to correlation of environmental variables with canonical axes, three types of lake were distinguished and characteristic chironomid assemblages were described. Acidified lakes were found to have specific taxonomic composition without respect to differences in altitude.

Key words: chironomids, remote lakes, typology, Tatra Mts., Slovakia

ÚVOD

Vzhľadom na dominantné postavenie lariev pakomárov v profundálnych spoločenstvách a ich dobre identifikovateľné reakcie na kyslíkové pomery, ako aj kvalitu a kvantitu potravných zdrojov na dne, stali sa pakomáre dôležitým nástrojom klasifikácie hlbokých stratifikovaných jazier severnej pologule (BRUNDIN 1949, SAETHER 1979).

Prvé výsledky typológie tatranských jazier, pri ktorej sú využité aj údaje o pakomároch uvádza HRABÍ (1940, 1942). Výskum čelade na území Tatier mal skôr faunistický charakter (ZAVOEL 1935a,b, 1937 a,b; ZAVOEL & PAGAST 1935, ERTLOVÁ 1978). Pomerne rozsiahly materiál lariev, ktorý bol odoberaný počas jednotlivých etáp hydrobiologického výskumu tatranských jazier organizovaného tak Laboratóriom rybárstva a hydrobiológie v Bratislave, ako aj Prírodovedeckou fakultou Karlovej univerzity v Prahe od 60-tych do 90-tych rokov bol spracovaný čiastočne a výsledky neboli až na výnimky

(ERTLOVÁ 1964, 1987, BITUŠIK 1997) publikované v celom rozsahu.

To bol dôvod, prečo boli doterajšie typologické štúdie tatranských plies založené na údajoch o iných skupinách makrozoobentosu, a nie na pakomároch (KRNO et al. 1986, VRANOVSKÝ et al. 1994).

Účasť Slovenska na troch medzinárodných projektoch podporovaných EÚ (ŠTEFKOVÁ & ŠPORKA 2001) bola dobrou príležitosťou na detailnejšie štúdium čelade Chironomidae v tatranských plesách s ohľadom tak na taxonomické zloženie, kvantitatívne pomery, ako aj indikáciu prostredia horských jazier. Zbery exúvií kukiel z hladiny boli doplnkom k úlohám projektu EMERGE, v rámci ktorého boli získavané biologické a environmentálne dáta zo 49 jazier na slovenskej a poľskej easti Tatier.

Cieľom je klasifikovať vybrané tatranské plesá nad hornou hranicou lesa na základe zoskupení pakomárov (Chironomidae).

MATERIÁL A METÓDY

Materiál exúvií kukiel bol získavaný z hladiny 32 subalpínskych a alpínskych plies (10 v Západných, 22 vo Vysokých Tatrách) pomocou ruenej kruhovej siete (200 μm) v rokoch 2000–2002 v dvoch hlavných odberových termínoch: jún/júl a august/september.

Analýzy sú založené na materiáli zberov z 22 plies, ktoré korešpondujú so „survey lakes“ projektu EMERGE a ku ktorým sú k dispozícii environmentálne dáta získané počas riešenia projektu. Celkovo boli použité hodnoty 14 fyzikálno-chemických a biologických faktorov prostredia.

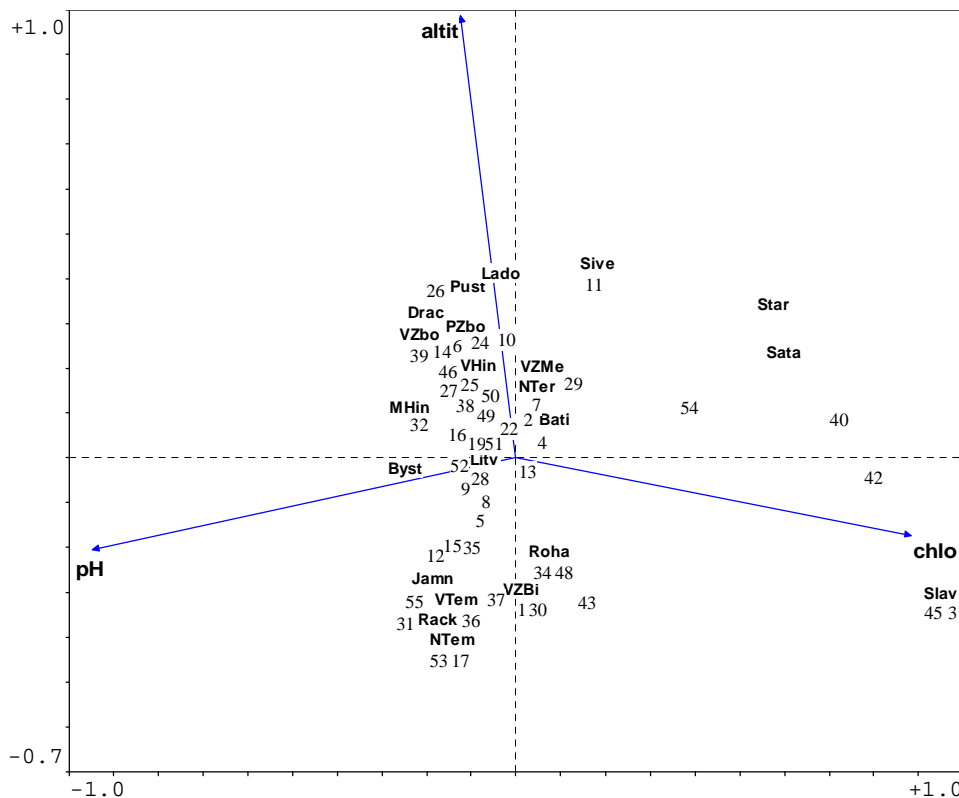
Na nájdenie vzťahu medzi zoskupeniami pakomárov 22 jazier (charakterizované prítomnosťou, resp. absenciou 46 taxónov) a environmentálnymi premennými

mi bola použitá kanonická korešpondenčná analýza CCA (TER BRAAK & ŠMILAUER 1998). Výber premenných, ktoré majú významný vplyv na zoskupenia pakomárov, bol vykonaný metódou forward selection.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Celkovo bolo z 22 plies („survey lakes“) determinovaných 46 taxónov, väčšinou na druhovú úroveň, z ktorých 4 sú nové pre faunu Slovenska (*Cricotopus perniger*, *Cricotopus pilosellus*, *Psectrocladius barbatiipes*, *Tanytarsus aberrans*).

Najčastejšie sa vyskytujúci druhmi boli *Heterostrissocladus marcidus*, *Corynoneura cf. arctica*, *Paratanytarsus austriacus*, *Procladius tatrensis*, *Tanytarsus abberans*.



Obr. 1 Rozmiestnenie taxónov Chironomidae a sledovaných tatranských jazier v priestore prvých dvoch osí CCA charakterizovaných tromi environmentálnymi premennými

Fig. 1 Position of chironomid taxa and remote Tatra lakes in an area of the first two CCA canonical axes characterised by 3 environmental variables

Skratky názvov jazier (abbreviations of lake names): Roha – Štvrté Roháeske, Jamn – Nižné Jamnícke, Rack – Vyšné Raekovo, Byst – Vyšné Bystré, NTER – Nižné Terianske, NTem – Nižné Temnosmrečinské, VTem – Vyšné Temnosmrečinské, MHin – Malé Hincovo, VHin – Veľké Hincovo, VZMe – Vyšné Žabie Mengusovské, Drac – Dračie, VZBi – Vyšné Žabie Bielowodské, Litv – Litvorové, Bati – Batizovské,

Pust – Pusté, VZbo – Vyšné Zbojnicke, PZbo – Prostreďné Zbojnicke, Lado – Ľadové, Star – Starolesnianske, Sive – Sivé, Sata – Satanie, Slav – Slavkovské

Čísła druhov (species are numbered as follows): 1 – *Apsectrotanytus trifascipennis*, 2 – *Macropelopia nebulosa*, 3 – *Procladius choreus*, 4 – *Procladius „tatrensis“*, 5 – *Zavrelimyia* sp., 6 – *Diamesa* sp., 7 – *Diamesa laticauda*, 8 – *Diamesa vaillanti*, 9 – *Pseudodiamesa branickii*, 10 – *Pseudodiamesa nivosá*, 11 – *Pseudokiefferiella parva*, 12 – *Prodiamesa olivacea*, 13 – *Corynoneura* cf. *arctica*, 14 – *Corynoneura lobata*, 15 – *Cricotopus perniger*, 16 – *Cricotopus pilosellus*, 19 – *Eukiefferiella minor*, 22 – *Heterotrissocladius marcidus*, 24 – *Chaetocladius* sp., 25 – *Metriocnemus obscuripes*, 26 – *Krenosmittia boreoalpina*, 27 – *Orthocladius frigidus*, 28 – *Orthocladius olivaceus*, 29 – *Orthocladius fuscimanus*, 30 – *Parametriocnemus boreoalpinus*, 31 – *Paratrachocladius skirwithensis*, 32 – *Psectrocladius obvius*, 34 – *Psectrocladius barbatipes*, 35 – *Psectrocladius octomaculatus*, 36 – *Psectrocladius oxyura*, 37 – *Rheocricotopus effusus*, 38 – *Synorthocladius semivirens*, 39 – *Tvetenia bavarica*, 40 – *Zalutschia tatrica*, 42 – *Chironomus* sp., 43 – *Microtendipes chloris*, 45 – *Stictochironomus* sp., 46 – *Micropsectra atrofasciata* agg., 48 – *Micropsectra junci*, 49 – *Micropsectra notescens*, 50 – *Micropsectra radialis*, 51 – *Paratanytarsus austriacus*, 52 – *Tanytarsus abberans*, 53 – *Tanytarsus gibbosiceps*, 54 – *Tanytarsus gregarius*, 55 – *Tanytarsus pallidicornis*

Výsledky CCA sú sumarizované na obr. 1. Prvé dve kanonické osi s vlastnými hodnotami $\lambda_1 = 0,453$ a $\lambda_2 = 0,295$ vysvetľujú 21,4 % rozptylu druhových dát a 79,7% vzťahu druhov k prostrediu. Vzťah zistených taxónov pakomárov bol štatisticky významne determinovaný troma faktormi prostredia: nadmorskou výškou, pH a koncentráciou chlorofylu *a*. Na základe korelácie týchto faktorov s kanonickými osami bolo možné rozlíšiť tri skupiny plies.

Nadmorská výška je mimoriadne dôležitým faktorom, ktorý určuje nielen teplotný režim jazier, ale aj vegetačné a pôdne pomery v povodí. Zrejme je oddelenie skupiny nižšie položených 7 plies subalpínskeho pásma Vysokých (Vyšné Žabie Bielovodské, Nižné a Vyšné Temnosmrečinské, Slavkovské) a Západných Tatier (Štvrté Roháčske, Nižné Jamnícke, Vyšné Račkovo). Ich indikačným druhom je *Microtendipes chloris*, za charakteristické druhy možno považovať: *Psectrocladius octomaculatus*, *Zavrelimyia* sp., *Prodiamesa olivacea*, *Cricotopus perniger*. Plesá tejto skupiny neboli ani v minulosti ohrozené acidifikáciou (KRNO 1991, VRANOVSKÝ et al. 1994).

Jazerá situované v alpínskom pásme majú osobitné zoskupenie druhov. Významným indikačným druhom je *Pseudodiamesa nivosá*, charakteristický je výskyt *Micropsectra radialis*.

Analýza dát (obr. 1) nerozlišuje) v tejto skupine plies ďalšie podskupiny, v skutočnosti je však pre Ľadové, Pusté, Litvorové, Batizovské a Dračie pleso charakteristický nízky počet druhov, prítomnosť *P. nivosá* a absencia druhov, ktoré sa pravidelne vyskytovali takmer vo všetkých ostatných plesách (vrátane subalpínskych): *Pseudodiamesa branickii*, *Corynoneura* cf. *arctica*, *Paratanytarsus austriacus* a spravidla tiež *Tanytarsus abberans*. Neprítomnosť *M. radialis*, druhu citlivého na okyslenie, v Batizovskom plesu pravdepodobne signalizuje, že pleso je ešte stále pod

vplyvom acidifikácie, naopak prítomnosť *M. radialis* v Dračom plesu môže poukazovať na zvýšenie pH vody v porovnaní s minulosťou (KRNO 1991, STUCHLIK et al. 1985, KOPÁEK & STUCHLIK 1994).

Nízke hodnoty pH vody majú Starolesnianske, Satanie a Slavkovské pleso s najvyššou nameranou hodnotou koncentrácie chlorofylu *a*. Tieto tri plesá majú najvyššiu primárnu produkciu zo všetkých „survey lakes“. Ich eutrofizácia je vyvolaná antropogénnou acidifikáciou s hodnotami pH v rozmedzí 4,8–5,3.

Indikačnými druhmi týchto plies sú *Zalutschia tatrica*, *Chironomus* sp., *Procladius choreus* a *Tanytarsus gregarius*.

K tejto skupine acidifikovaných plies patrí aj Sivé pleso s odlišným taxonomickým zložením (*P. nivosá*, *Pseudokiefferiella parva*), ale prítomnosťou *Tanytarsus gregarius*, ktorý v okyslených a eutrofizovaných tatranských plesách nahrádza druh *T. abberans*. Ako acidifikované ho v minulosti klasifikovali aj iní autori (STUCHLIK et al. 1985, KRNO 1991).

Pořakovanie

Príspevok vznikol v rámci projektu EMERGE EVK1-CT1999-00032.

LITERATÚRA

- BITUSIK P., 1996: Biologické hodnotenie vybraných plies v Západných Tatrách na základe mediálnych spoločenstiev pakomárov (Diptera: Chironomidae). – In Midriak R. (Ed.), Biosférické rezervácie na Slovensku. Zbor. ref. z konf., TU Zvolen, p. 175–180.
- BRUNDIN L. 1949: Chironomiden und andere Bodentiere der südschwedischen Urgebirgsseen – Ein Beitrag zur Kenntnis der faunistischen Charakterzüge schwedischen oligotrophen Seen. – Rep. Ins. Freshwat. Res. Drottningh., 30, p. 1–914.
- ERTLOVÁ E., 1964: Príspevok k poznaniu zoobentosu Popradského plesa. – Biológia (Bratislava), 19: 666–674.

- ERTLOVÁ E., 1978: Über die Funde einiger für die Fauna der Slowakei, resp. Tschechoslowakei neue interessante Chironomidenarten. – *Dipterologica bohemoslovaca*, 1: 83–89.
- ERTLOVÁ E., 1987: Chironomids (Chironomidae, Diptera) of the littoral of selected lakes in the High Tatras. – *Acta F. R. N. Univ. Comen. – Zoologia*, 29: 53–66.
- HRABÍ S., 1940: Bentická zvířena tatranských jezer. – *Sborn. klubu přírodov. d. Brni*, 22: 1–13.
- HRABÍ S., 1942: O bentické zvířeni ve Vysokých Tatrách. – *Physiograph. Slov., Ěas. slov. uè. spol.*, 8: 124–177.
- KOPÁČEK J. & STUHLÍK E., 1994: Chemical characteristic of lakes in the High Tatra Mountains, Slovakia. – *Hydrobiologia*, 274: 49–56.
- KRNO, I., 1991: Macrozoobentos of the Tatra lakes littoral (the High Tatras) and its affection by acidification. – *Biología (Bratislava)*, 46: 495–508.
- KRNO I., ERTLOVÁ E., TOMAJKA J. & ŠPORKA F., 1986: Nové poznatky o typológii tatranských jazier. – *Správy Slov. zool. spol. SAV*, 12: 132–135.
- SAETHER O. A., 1979: Chironomid communities as water quality indicators. – *Holarctic Ecol.*, 2: 65 – 74.
- STUHLÍK E., STUHLÍKOVÁ Z., FOTT J., RŮŽIČKA L. & VRBA J., 1985: Vliv kyselých zrážek na vody na území Tatranského národního parku. – *Zborník prác o Tatranskom národnom parku*, 26: 173–212.
- ŠTEFKOVÁ E. & ŠPORKA F., 2001: Long-term ecological research of high mountain lakes in the High Tatras (Slovakia). – *Ekológia (Bratislava)*, 20, Suppl. 2/2001: 101–106.
- TER BRAAK C. J. F. & ŠMILAUER P., 1998: CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4). – *Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA)*, 352 pp.
- VRANOVSKÝ, M., KRNO, I., ŠPORKA, F. & TOMAJKA, J., 1994: The effect of anthropogenic acidification on the hydrofauna of the lakes of the West Tatra Mountains (Slovakia). – *Hydrobiologia*, 274: 163–170.
- ZAVØEL J., 1935a: Chironomidenfauna der Hohen Tatra. – *Verh. Int. Ver. f. theor. u. angew. Limnologie*, 7: 439–448.
- ZAVØEL J., 1935b: Píspěvek k fauně bystřin a jezer ve Vysokých Tatrách. – *Sborn. klubu přírodov. d. Brni*, 17: 8–12.
- ZAVØEL J., 1937a: Eine neue Trissocladiusart. – *Spisy Přírod. fak. MU*, 239: 3–12.
- ZAVØEL J., 1937b: Orthoclaudiinae aus der Hohen Tatra. – *Int. Rev. Hydrob. u. Hydrograph.*, 35: 483–496.
- ZAVØEL J. & PAGAST F., 1935: Dva nové druhy Orthoclaudin z Vysokých Tater. – *Ěas. ès. spol. entom.*, 32: 156–160.

SUBFOSILNÁ FAUNA PAKOMÁROV (DIPTERA: CHIRONOMIDAE) VĽADOVÉHO PLESA (VYSOKÉ TATRY, SLOVENSKO)

Vladimír Kubovčík, Michal Beták & Gabriela Feèkaninová

Katedra biológie a všeobecnej ekológie, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene,
Kolpašská 9/B, SK-969 01 Banská Štiavnica; e-mail: kubovcik@pobox.sk

ABSTRACT

Kubovčík V., Beták M. & Feèkaninová G.: **Subfossil chironomid fauna (Diptera: Chironomidae) of Vľadové Pleso Lake (High Tatra Mts., Slovakia)**

Subfossil chironomid remains (head capsules) taken from a 20.0 cm long sediment core from Vľadové Pleso Lake (High Tatra Mts.) were studied. 19 291 head capsules were found and 9 chironomid taxa were identified. Analysis of the chironomid remains has revealed very stable taxonomic composition of the profundal community. The subfossil record was dominated by *Micropectra radialis* (81.3 %), followed by *Pseudodiamesa* spp. (15.8 %). Other, very sparsely abundant taxa identified were *Heterotrissocladius marcidus*, Tanypodinae species indet., *Bryophaenocladus*, *Chaetocladus/Parametriocnemus*, *Eukiefferiella*, *Orthocladus* and *Tokunagaia* cf. f. l. *rectangularis*. The larvae of the *Tokunagaia* cf. f. l. *rectangularis* are rheophilous and cold stenothermic. Most species of *Bryophaenocladus* are terrestrial. Discovery of both taxa in the sediment core is coincidental. *Heterotrissocladius marcidus* is a common member of the profundal chironomid fauna of all investigated Tatra lakes. *M. radialis* is indicative of non-acidified conditions, and, together with *Pseudodiamesa* spp., also indicates ultraoligotrophic lake conditions throughout all of the investigated history of Vľadové Pleso Lake.

Key words: alpine lake, paleolimnology, chironomids, EMERGE project, High Tatra Mts.

ÚVOD

Analýza subfosilných pakomárov Vľadového plesa je súčasťou projektu EMERGE, ktorý nadväzuje na predchádzajúce projekty AL: PE a MOLAR, v rámci ktorých už boli študované tanatocenózy pakomárov v sedimentoch niektorých plies Vysokých Tatier (BITUŠIK 1994, BITUŠIK & KUBOVČÍK 1999a,b). Cieľom paleolimnologických štúdií v rámci spomínaných projektov je zistiť, či sa negatívne dôsledky činnosti človeka prejavili na zložení spoločenstiev vysokohorských jazier. Prvé výsledky analýz sedimentov Vľadového plesa už boli publikované (FEÈKANINOVÁ & KUBOVČÍK 2002, KUBOVČÍK in press, KUBOVČÍK & FEÈKANINOVÁ in press).

CHARAKTERISTIKA ÚZEMIA

Vľadové pleso sa nachádza vo Veľkej Studenej

doline vo Vysokých Tatrách (DFS 6887) v nadmorskej výške 2057 m. Má plochu 1,72 ha, maximálna hĺbka je 17,8 m. V okolí sa nachádzajú holé granodioritové skaly, pleso nemá viditeľný prítok ani odtok. Patrí k alpínskym neacidifikovaným jazerám Vysokých Tatier (KOPÁEEK & STUHLIK 1994, KRNO 1991, TĀTOSOVA 2002).

METODIKA

Sedimenty použité pre analýzu zvyškov lariev subfosilných pakomárov boli odobraté v apríli 2001 pomocou gravitačného odberového zariadenia s priemerom rúry 6 cm. Valec sedimentu dlhý 32,5 cm bol v teréne narezaný do hĺbky piatich centimetrov na 2,5 mm tenké vrstvičky, od piatich centimetrov až na spodok valca bol rezaný po 5 mm. Až do spracovania boli sedimenty uchovávané v plastických vreckách pri teplote 4 °C. Vzorky boli precedené cez polyamidové síta

UHELON s veľkosťou ôk 233 μm a 85 μm a premyté destilovanou vodou (WALKER & PATERSON 1985). Zo získanej frakcie boli hlavové kapsuly a i ďalšie fragmenty lariev vyberané ručne, pomocou stereoskopického mikroskopu pri 7,2–12 násobnom zväšení.

Hlavové kapsuly lariev pakomárov boli montované do trvalých preparátov do Berleseho média. Zvyšky boli determinované pomocou kľúčov BITUSIK (2000) a WIEDERHOLM (1983).

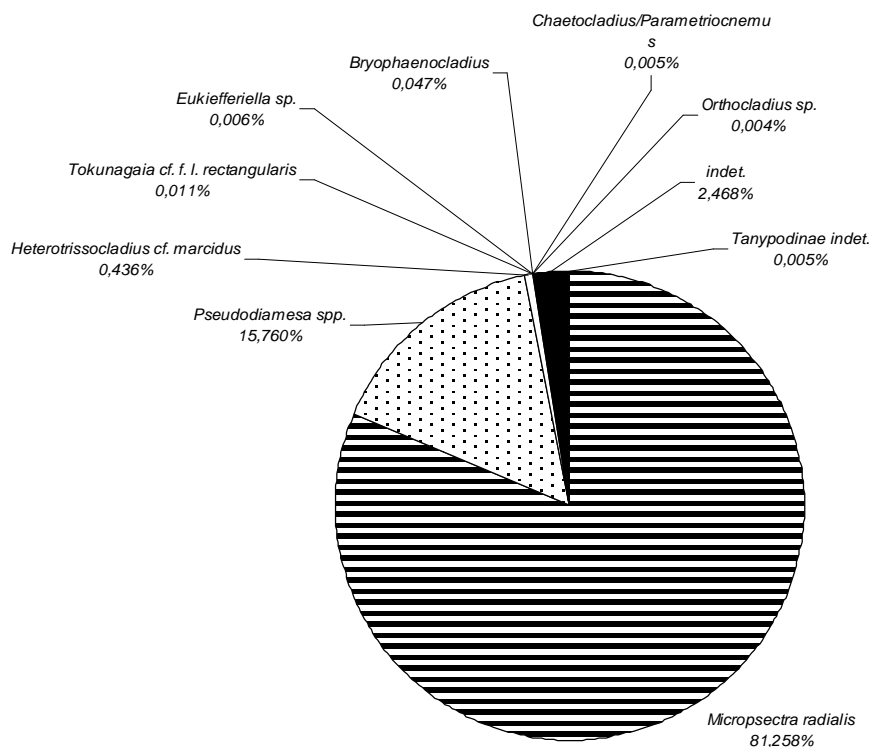
Práca prináša výsledky analýzy vzoriek sedimentu do hĺbky 20,0 cm (vzorka z hĺbky 17,0–17,5 cm chýba).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Doteraz bolo študovaných 49 vzoriek. Získaných bolo 19 291 hlavových kapsúl pakomárov. Determinovaných bolo 9 taxónov; 514 zvyškov (2,5 %) nebolo pre značené poškodenie determinovaných. V celom subfosilnom zázname dominuje *Micropectra radialis* (81,258 %) spolu s *Pseudodiamesa* spp. (15,760 %). Ostatné taxóny sú v subfosilnom zázname zastúpené menej ako 0,5 %. Relatívne zastúpenie determinovaných taxónov ukazuje obr. 1.

Analýza odhalila relatívne veľmi stabilné taxonomické zloženie profundálneho spoločenstva. Prítomnosť dominantných taxónov *M. radialis* a *Pseudodiamesa* spp. indikuje neacidifikované ultraoligotrofné jazero. Ďalšími, veľmi málo početnými taxónmi boli *Heterotrissocladius marcidus*, Tanypodinae species indet., *Bryophaenocladus*, *Chaetocladus/Parametricnemus*, *Eukiefferiella*, *Orthocladus* a *Tokunagaia* cf. f. l. *rectangularis*. Larvy *Tokunagaia* cf. f. l. *rectangularis* sú reofilné a oligostenotermné. Väčšina druhov rodu *Bryophaenocladus* je terestrických. *Heterotrissocladius marcidus* je bežným zástupcom profundálnej fauny pakomárov všetkých skúmaných jazier Vysokých Tatier (BITUSIK & KUBOVÉIK 1999a, b, 2002, ZAVØEL 1937, GLIWICZ 1963, ERTLOVA 1987, TURANOVA 1998).

Typické spoločenstvá pakomárov Európskych oligotrofných jazier (BRUNDIN 1956, 1958, SATHER 1975, 1979) sú reprezentované v ťadavom plese len taxónmi *M. radialis*, *Pseudodiamesa nivosa* a *Heterotrissocladius marcidus*. Prítomnosť dominantného taxónu *M. radialis* spolu s *Pseudodiamesa* spp. indikuje neacidifikované ultraoligotrofné jazero. Niektorí autori (RADDUM



Obr. 1 Relatívne zastúpenie taxónov pakomárov v subfosilnom zázname
Fig. 1 Chironomid relative abundance in the subfossil record

& SATHER 1981, KRNO 1991) zistili pri nižších hodnotách pH aj nižší počet druhov pakomárov. VRANOVSKÝ et al. (1994) a TATOSOVÁ (2002) uvádzajú, že počet druhov pakomárov na najhlbších miestach tatranských plies nebol ovplyvnený acidifikáciou. Zistené zmeny v tanatocenózach pakomárov najmä vo vrchných vrstvách sedimentu pravdepodobne neznamenia výraznejšie dramatické zmeny v ontogenéze nádrže vplyvom činnosti človeka.

ZÁVER

Počas sledovanej histórie ťadového plesa boli zistené relatívne stabilné tanatocenózy pakomárov s dominanciou taxónov indikujúcich neacidifikované ultraoligotrofné.

Spracovanie zvyšných 12 cm sedimentu a korelácia s datovaním a niektorými environmentálnymi faktormi pomôže lepšie pochopiť a interpretovať zmeny, ktoré sa počas sledovaného obdobia odohrali v tanatocenózach lariev pakomárov ťadového plesa.

Poř akovanie

Na tomto mieste by sme chceli vysloviť poř akovanie Dr. P. Bitušikovi (Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene) za pomoc pri determinácii pakomárov. Ā akujeme aj Dr. F. Šporkovi za poskytnutie subfossilného materiálu. Práca je súčasťou projektu EÚ EVK1-CT1999-00032.

LITERATÚRA

- BITUŠIK P. 1994: A preliminary report of responses of sub-fossil chironomids (Diptera: Chironomidae) in the lake Starolesnianske pleso (The High Tatra Mts., Slovakia) to acidification of lake water. – Zborník X. limnologickej konferencie, Stará Turá, p. 29–33.
- BITUŠIK P. 2000: Priručka na určovanie lariev pakomárov (Diptera: Chironomidae) Slovenska. Časť I. Buchonomyiinae, Diamesinae, Proclamesinae a Orthocladinae. – Vydavateľstvo TU vo Zvolene, 133 pp.
- BITUŠIK P. & KUBOVĚK V., 1999a: Sub-fossil chironomids (Diptera: Chironomidae) from the sediments of the Nižné Terianske pleso (High Tatra Mts., Slovakia). – *Dipterologica Bohemoslovaca*, 9: 11–20.
- BITUŠIK P. & KUBOVĚK V., 1999b: Pokus o rekonštrukciu zmien prostredia na základe subfossilných zvyškov lariev pakomárov (Diptera: Chironomidae) zo sedimentov horských jazier. In Štelcová K. (Ed.), *Atmosféra 21. storočia, organizmy a ekosystémy*. Bioklimatologické pracovné dni 1999. Zborník referátov z medzinárodnej vedeckej konferencie Zvolen 7.–9. septembra 1999, p. 323–327.
- BITUŠIK P. & KUBOVĚK V., 2002: A look at the present state and history of some Polish Tatra lakes through the analysis of subfossil chironomid remains (Diptera: Chironomidae). – *Dipteron*, 18: 4–5.
- BRUNDIN L., 1956: Die Bodenfaunischer Seetypen und ihre Anwendbarkeit auf die Südhalbkugel. Zugleich eine Theorie der produktions-biologischer Bedeutung der glazialen Erosion. – *Inst. Freshwater Res. Drottningholm Rep.*, 37: 186–235.
- BRUNDIN L., 1958: The bottom faunistical lake type system and its application to the southern hemisphere. Moreover a theory of glacial erosion as a factor of productivity in lakes and oceans. – *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 13: 288–297.
- ERTLOVA E., 1987: Chironomids (Chironomidae, Diptera) of the littoral of the selected lakes in the High Tatras. – *Acta F. R. N. Univ. Com. – Zool.*, 29: 53–66.
- FĚEKANINOVÁ G. & KUBOVĚK V., 2002: Subfossil chironomids (Diptera: Chironomidae) from sediments of ťadové pleso (High Tatra Mts., Slovakia). – Kongres slovenských zoológov, Smolenice, 9.–11. októbra 2002, Zborník abstraktov, (in press)
- GLIWICZ S. M., 1963: Wpływ zarybienia na biocenozę jezior tatrzańskich. – *Chróń. Przyr. Ojczyzna*, 5: 27–35.
- KOPÁĚEK J. & STUHLIK E., 1994: Chemical characteristics of lakes in the High Tatra Mountains, Slovakia. – In Fott J. (Ed.), *Limnology of Mountain Lakes*. *Hydrobiologia*, 274: 49–56.
- KRNO I., 1991: Macrozoobenthos of the Tatra lakes littoral (The High Tatras) and its affection by acidification. – *Biologia (Bratislava)*, 46: 495–508.
- KUBOVĚK V., FĚEKANINOVÁ G., (in press): Subfossilné pakomáre (Diptera: Chironomidae) zo sedimentov ťadového plesa (Vysoké Tatry, Slovensko). – *Správy slovenskej zoolologickej spoločnosti*, Bratislava, 20:
- KUBOVĚK V. (in press): The development of the aquatic ecosystem at Zmarzy Staw lake (High Tatra Mts., Polish), during last approximately 200 years. – *Dipterologica Bohemoslovaca*, 11:
- RADDUM G. G. & SAETHER O. A., 1981: Chironomid communities in Norwegian lakes with different degrees of acidification. – *Vehr. Int. Ver. Limnol.*, 21: 399–405.
- SAETHER O. A., 1975: Nearctic chironomids as indicator of lake typology. – *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 19: 3127–3133.
- TATOSOVÁ J., 2002: Makrozoobentos profundálu jezer v oblasti Vysokých Tater. – *Dipl. práca*, Univerzita Karlova v Prahe, 66 pp. (nepubl.)
- TURANOVÁ M., 1998: Porovnávací analýza vybraných horských jazier vo Vysokých Tatrách na základe spoločností pakomárov (Diptera: Chironomidae). – *Dipl. práca*, FĚE, Technická univerzita vo Zvolne, 40 pp. (nepubl.)
- VRANOVSKÝ M., KRNO I., ŠPORKA F. & TOMAJKA J., 1994: The effect of anthropogenic acidification on the hydrofauna of the lakes of the West Tatra Mountains (Slovakia). – In Fott J. (Ed.), *Limnology of Mountain Lakes*. *Hydrobiologia*, 274: 163–170.
- WALKER I. R. & PATERSON C. G., 1985: Efficient separation of sub-fossil Chironomidae from lake sediments. – *Hydrobiologia*, 122: 189–192.
- WIEDERHOLM T., 1983 (Ed.): Chironomidae of the Holarctic region. Keys and diagnoses. Part 1 – Larvae. – *Entomologica Scandinavica*, Suppl. 19, 457 pp.
- ZAVOEL J., 1937: Orthocladiniin aus der Hohen Tatra. – *Int. Revue ges. Hydrobiol. Hydrogr.*, 35: 483–496.

RITRODAT – LUNZ: LONG TERM RESEARCH IN RUNNING WATER ECOLOGY

Maria Leichtfried

Biological Station Lunz, Seehof 4, A-3293 Lunz/See, Austria, e-mail: maria.leichtfried@oeaw.ac.at

ABSTRACT

The Lunz Biological Station is one of the oldest limnological institutes in the world with a 100-year tradition in basic research. This institute generated many great scientific personalities. This presentation focuses on the past 25 years of the RITRODAT, a long term ecological research concept on the structure and function of running waters, initiated by Gernot Bretschko, who unfortunately passed away in March 2002. A compilation of important results and methodologies within these 25 years of research on the stream Oberer Seebach will be presented. At present, radical changes are taking place, because the Austrian Academy of Sciences in Vienna is no longer interested in financing the Lunz Biological Station and a new financial base has to be organized. Now there is hope for cooperation between the Austrian government and three state universities, so that for the next century the Lunz Biological Station continues to be a center for research and teaching in natural sciences.

Key words: running waters, POM, zoobenthic fauna, benthic sediments, nutrients, hydrology, energy flow

INFLUENCE OF THE FLOOD OF AUGUST 2002 ON THE FRESHWATER MOLLUSC FAUNA OF THE GAME PRESERVE – NATURAL MONUMENT KRÁLOVSKÁ OBORA IN PRAGUE

Vladimír Vrabec¹ & Jan Farkaš²

¹ Department of Zoology and Fishery, Faculty of Agronomy, Czech University of Agriculture, Kamýcká 129, Praha 6 – Suchbátol, CZ-165 21, e-mail: vrabec@af.czu.cz

² Department of Forrestry Protection and Game Management, Faculty of Forestry, Czech University of Agriculture, Kamýcká 129, Praha 6 – Suchbátol, CZ-165 21, e-mail: farkas@lf.czu.cz

ABSTRACT

Vrabec V. & Farkaš J.: **Influence of the flood of August 2002 on the freshwater mollusc fauna of the game preserve – Natural Monument Královská Obora in Prague**

15 species of freshwater Mollusca were recorded during two sampling days in the years 2001 and 2002 on some sites of the game preserve – natural monument Královská Obora (= Stromovka) in Prague (Central Bohemia, 50°06'20"N/14°24'58"E). 203 specimens of 13 species in 2001 and 193 specimens of 10 species in 2002 (after a flood) were collected on one studied sampling site. An index of concentrated dominance (modification according to Simpson) from samples is 0.13 for 2001 and 0.28 for 2002. Jaccard's Index for species composition comparison is 64.3. The impact of the flood on aquatic malacofauna in Stromovka was greater in the case of snails that were living on water macrophytes. The benthic fauna (mainly Bivalvia) survived without large changes.

Key words: water molluscs, flood impact, Prague, Natural Monument Královská Obora

INTRODUCTION

During a biological research in the year 2001 relating to a biological assessment of a planned construction of the ring road Myslbekova – Pelc – Tyrolka (FARKAŠ 2001a, b), also an orientation research of molluscs was executed in Stromovka (National Nature Monument Královská obora). In that year a quantitative sample of malacofauna was retrieved from a water stream under the former Šlechta's restaurant. In view of the fact that the territory of interest was flooded in summer 2002 we have repeated the sampling from the same site in the year 2002 and compared the samples (VRABEC & FARKAŠ 2002). The results are stated below.

METHODOLOGY

The compared samples were retrieved from the water stream under the former Šlechta's restaurant on the length of flow of approximately 40 m on 3/10/2001 and 28/9/2002, from several regularly placed sites during an approximately same time period in both years of monitoring. The common methodology of field malacozoologic research was used (that is use of a sieve). All found mollusc material was retrieved and documented. The locality coordinates are approximately: 50°06'20"N a 14°24'58"E, the faunistic square of net mapping (PRUNER & MIKA 1996) is 5852c.d. In most cases applies V. Vrabec & J. Farkaš lgt., V. Vrabec det. and coll. (depon. in Prague and Kolín), only the materials of the

family *Pisidium* was determined by M. Horsák and J. Ě. Hlaváček.

The species dominance is evaluated on a 5-degree scale (Losos et al. 1985): eudominant species (E) = more than 10 % of individuals of the sample, dominant species (D) = 5–10 % individuals of the species, subdominant species (S) = 2–5 % individuals of the species, recessive species (R) = 1–2 % individuals of the sample, subrecessive species (SR) = less than 1 % individuals of the species.

For evaluation of the basic characteristics of the community the index of concentrated dominance according to Simpson is used, in a relation written as: $c = \sum_{i=1}^S (N_i/N)^2$, where N_i = the number of individuals of the i -species in the sample, N = the sum of all individuals in the sample. S = the number of the species in the sample. This index can be recommended especially for samples containing a large number of collected individuals, especially of terrestrial molluscs. It is not altogether clear if it is suitable also for evaluation of the water malacofauna samples (especially because of the nonstandard methodology of the mollusca sampling in the water environment), but it is relatively often used for evaluation of the mollusc communities in the Czech Republic (e.g. PFLÉGER 1992, 1996, VRABEC 1999 a,b).

The comparison of the species composition of both samples was executed according to the Jaccard's index (Losos et al 1985): $J_a = (s_{12} / (s_1 + s_2 - s_{12}))$, where s = the number of co-occurring species in both samples, s_1 = the number of species of the sampling 1, s_2 = the number of species of the sampling 2.

RESULTS AND DISCUSSION

The results are shown in the tab. 1 and fig. 1.

The water molluscs community composition in Stromovka in autumn of the year 2001 corresponds to similar examined communities of water biotopes, where the pollution-resistant species *Bithynia tentaculata*, *Valvata piscinalis*, *Bathymphalus contortus*, *Sphaerium corneum* appear as eudominant from the point of view of the number of individuals, the biomass as well as the frequency of occurrence in the case of evaluation of more than one site (compare BERAN & VRABEC 1995, VRABEC 1997a,b). The similar expectations are met by the species *Gyraulus crista* and *Hippeutis complanatus* on the other end of the scale, as complementary subrecessive to subdominant species, although in some rare cases even these can be domi-

nant; however this is solely the case of biotopes, where the competition of other species is lacking, occasionally enough for these species to create monocommunities (see VRABEC 1997b). The procedure of evaluation of the mollusca communities of the family *Pisidium* is more complicated – the comparative literary data concerning the quantity of individual species in samples are in most cases missing, as the determination of this family is rather difficult. Besides, if the species of the family *Pisidium* are present in Stromovka, they are often present en masse in a mixture of other species. In the Stromovka water stream three abundant species were found on the same site, but the most abundant and in the Czech Republic probably the most widespread species of *P. casertanum* did not create the majority population here (the dominant species was *P. subtruncatum*). Also the numbers of localities of all three *Pisidium* species known from the Prague area are worth noting, as they are, considering the abundance of all three species on the rest of ČR territory, rather low. (See JUŘÍKOVÁ 1995 ex BERAN 2002). It very probably reflects the fact that Prague is not well examined from the point of view of the occurrence of these small molluscs.

After the 2002 flood we have discovered the almost total absence of Planorbids. Compared with the year 2001 the species of *Bathymphalus contortus*, *Gyraulus albus*, *Gyraulus crista* were missing. The species of *Hippeutis complanatus* was probably less affected (it is not possible to ascertain it more exactly, as it is mostly an accessory species and in the year 2002 only one specimen was found – it may be just a coincidence). The species of *Acroloxus lacustris* was affected in the same way as the Planorbidae. These are mostly species bound to water macrophyta, which were almost entirely washed away by the flood. The only partial decline of the species of *Radix auricularia* also corresponds to this explanation. This lymnaeid lives on water plants only partially, is able to survive also on the surface of bare river-bottom. The similar strategy is supposed also in the case of the *Valvata piscinalis* species which maintained its eudominance.

The fauna of the bottom stayed surprisingly almost unaffected by the flood – the species of *Sphaerium corneum* as well as *Musculium lacustre* were found in large numbers – in the upper half of the dominance scale (*S. corneum* even in substantially larger number than in the normal situation), the species spectrum of *Pisidia* stayed also unchanged, only their abundance was inconclusively changed. This can

Tab. 1 The basic data about composition of water molluscs community on the stream in Stromovka (comparison of years 2001 and 2002). Dominance in five-degree scale according to Losos et al. (1985). The abbreviations are explained in text

Number	Species	Number of specimens in sample 2001		Dominance according to Losos et al. (1985)		Number of specimens in sample 2002		Dominance according to Losos et al. (1985)	
			%				%		
1	<i>Bithynia tentaculata</i> (Linnaeus, 1758)	28	13,8	E		10	5,2	D	
2	<i>Valvata piscinalis</i> (O. F. Müller, 1774)	45	22,2	E		52	26,9	E	
3	<i>Acroloxus lacustris</i> (Linnaeus, 1758)	7	3,4	S		–	–	–	
4	<i>Galba truncatula</i> (O. F. Müller, 1774)	–	–	–		1	0,5	SR	
5	<i>Radix auricularia</i> (Linnaeus, 1758)	13	6,4	D		4	2,1	S	
6	<i>Bathyomphalus contortus</i> (Linnaeus, 1758)	32	15,8	E		–	–	–	
7	<i>Gyraulus albus</i> (O. F. Müller, 1774)	11	5,4	D		–	–	–	
8	<i>Gyraulus crista</i> (Linnaeus, 1758)	8	3,9	S		–	–	–	
9	<i>Hippeutis complanatus</i> (Linnaeus, 1758)	2	1	R		1	0,5	SR	
10	<i>Sphaerium corneum</i> (Linnaeus, 1758)	27	13,3	E		83	43,0	E	
11	<i>Musculium lacustre</i> (O. F. Müller, 1774)	7	3,4	S		10	5,2	D	
12	<i>Pisidium casertanum</i> (Poli, 1791)	5	2,4	S		1	0,5	SR	
13	<i>Pisidium nitidum</i> Jenyns, 1832	2	1	R		3	1,6	R	
14	<i>Pisidium subtruncatum</i> Malm, 1855	16	7,9	D		28	14,5	E	
Total		203	100			193	100		

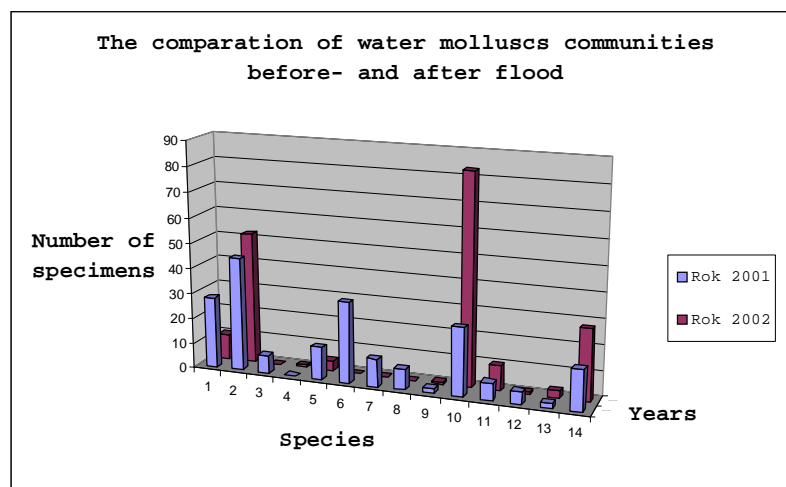


Fig. 1 The comparative graph of water molluscs communities before- and after- flood (samples from years 2001 and 2002). Species are indicated by numbers: 1 – *Bithynia tentaculata*, 2 – *Valvata piscinalis*, 3 – *Acroloxus lacustris*, 4 – *Galba truncatula*, 5 – *Radix auricularia*, 6 – *Bathyomphalus contortus*, 7 – *Gyraulus albus*, 8 – *Gyraulus crista*, 9 – *Hippeutis complanatus*, 10 – *Sphaerium corneum*, 11 – *Musculium lacustre*, 12 – *Pisidium casertanum*, 13 – *Pisidium nitidum*, 14 – *Pisidium subtruncatum*

be probably explained by the fact that the water in Stromovka was not flowing with such a strength as elsewhere in the Vltava valley (there was only a short-time rise of the water level which then again subsided). The water flow was strong enough to wash away the macrovegetation, but not to the complete silting

of the locality with alluvium or the other way round to its washing out. The molluscs of the families *Sphaerium* and *Musculium* survived this short-term flooding almost unaffected, for the family *Pisidium* the water level rising is probably critical, if it lasts longer, approximately several days till weeks (observed in the case

of the species *P. casertanum* – see VRABEC 1997b). A short-term rise of the water level (for several days) during the flood manifested itself only in the above-described and little conclusive change in abundance.

The counted index rate of concentrated dominance for the year 2002 is after rounding 0.13 which is a rather low rate. In the case of analysis of sieving this would without doubt testify to a considerable species richness and balance = stability of the community (compare PFLEGER 1992), in the case of analysis of our quantitatively not very large sample containing $n = 203$ and 13 species we should be more careful and limit us to the observation that the lower index rate corresponds to the fact that the dominance is divided among a larger number of species (ODUM 1977, BEGON et al. 1997). It can mean that the calculation is skewed as the sample is not numerous enough, which emphasized the influence of methodic mistakes in its retrieval, or also the fact, that the community is stable and long-term functional (that is with an existing nature-close structure). Personally we are inclined to support the second possibility. The sample of the water community collected after the flood in the year 2002 with $n = 193$ specimens and 10 species shows the index rate of the concentrated dominance 0.28. This rate corresponds to documented state of a mollusc community which was deprived of the species living on vegetation. Nevertheless, according to the relatively low result, a larger number of species divides dominance among themselves, even if the dominance distribution shows greater fluctuations than in the previous case and the community is certainly less stable. The species similarity of both samples (Jaccard's index) reaches the rate: 64.3.

SUMMARY

The examined water biotope of Stromovka is rather rich in molluscs and it seems that its fauna is stable. In the water biotope especially the mollusc fauna living on vegetation was affected by the flood: the benthic fauna (especially *Bivalvia*) was distinctly less influenced. The water flow streaming through this locality was evidently strong enough to wash away the macrovegetation and snails living in it, but not strong enough to wash away the sediments of the bottom with the clams at the same time. It is possible to say that because of the low position of Stromovka in view of the normal water level and the width of territory which the river Vltava could flood during the flood, the

water here rather slowly rised and then subsided without any distinctive quick flowing (unlike other areas in Prague). We suppose that we will continue to monitor the changes in the composition of the malacofauna.

Acknowledgements

We would like to thank here to Mgr. M. Horsák and Mgr. J. Hlaváè for the determination of species *Pisidium nitidum*, *P. subtruncatum*.

REFERENCES

- BEGON M., HARPER J. L. & TOWNSEND C. R., 1997: Ekologie. Jedinci, populace, spoleèenstva. – Vydavatelství Univerzity Palackého, Olomouc, 949 pp. (in Czech)
- BERAN L., 2002: Vodní mškkýši Èeské republiky. (Aquatic molluscs of the Czech Republic.). – Sborník Přírodovědného klubu v Uh. Hradišti, Suppl. 10: 5–258. (in Czech, English summary)
- BERAN L. & VRABEC V., 1995: Vodní mškkýši øeky Cidliny. (Water molluscs of Cidlina river.). – Práce muzea v Kolínì, øada přírodovědná, Kolín, 1(1994): 33–58. (in Czech, English summary)
- FARKAÈ J., 2001a: Výsledky přírodovědného průzkumu PP Královská obora a PP Jablòoka a jejich ochranných pásem v souvislosti se stavbou mšstkého okruhu Myslbekova – Pelc Tyrolka, stavba è. 0079 Špejchar – Pelc Tyrolka. Doplnì k biologickým průzkumù a hodnocení. – Inženýring dopravních staveb a. s., Praha, 83 pp. (nepubl. msc.) (in Czech)
- FARKAÈ J., 2001b: Výsledky přírodovědného průzkumu PP Královská obora a PP Jablòoka a jejich ochranných pásem v souvislosti se stavbou mšstkého okruhu Myslbekova – Pelc Tyrolka, stavba è. 0079 Špejchar – Pelc Tyrolka. Výsledky průzkumù v roce 2001. – Inženýring dopravních staveb a. s., Praha, 81 pp. (nepubl. msc.) (in Czech)
- JUØEKOVÁ L., 1995: Mškkýšì fauna velké Prahy a její vývoj pod vlivem urbanizace. (Molluscan fauna in the territory of Prague agglomeration and its development in urban influence.). – Natura Pragensis, 12: 1–212. (in Czech, English summary)
- LOSOS B., GULIEKA J., LELLÁK J. & PELIKÁN J., 1985: Ekologie živoèichù. – SPN, Praha, 316 pp. (in Czech)
- ODUM E., 1977: Základy ekologie. – Academia, Praha, 736 pp. (in Czech)
- PFLEGER V., 1992: Mškkýšì (Mollusca) v údolí Žhùaského a Pi nivého potoka u Horské Kvildy (Šumava). (Weichtiere (Mollusca) in tal der bäche Žhùaský und Pi nivý potok bei Horská Kvilda (Böhmerwald)). – Èasopis Národního Muzea, øada přírodovědná, 159: 13–25. (in Czech, English abstract, German summary)
- PFLEGER V., 1996: Malakologický výzkum šumavských pralesù. (Malacological research of Šumava primeval forests.). – Silva Gabreta, 1: 175–177. (in Czech, English summary)
- PRUNER L. & MIKA P., 1996: Seznam obcí a jejich èástí v Èeské republice s èíslý mapových polí pro sítové

- mapování fauny. (List of settlements in the Czech Republic with associated map field codes for faunistic grid mapping system.). – *Klapalekiana*, 32 (Suppl.): 1–175. (in Czech, English summary)
- VRABEC V., 1997a: Vodní mlčkyš (Mollusca) Jevanského potoka a Jevanské rybníční soustavy. (The Water Molluscs of Jevanský Brook and Jevany Pond System.). – *Práce muzea Kolín, řada přírodovědná*, Kolín, 2 (1996): 35–56. (in Czech, English summary)
- VRABEC V., 1997b: Vodní mlčkyš (Mollusca) povodí Soboěického potoka u Zásmuk. (Water Molluscs in the Soboěický Brook Area by Zásmuky.). – *Studie a Zprávy Okresního muzea Praha-východ, Brandýs nad Labem – Stará Boleslav*, 12 (1996): 161–175. (in Czech, English summary)
- VRABEC V., 1999a: Příspevek k poznání fauny mlčkyšů (Mollusca) CHKO Bílé Karpaty. (Contribution to the knowledge of the mollusc fauna (*Mollusca*) of the Protected Landscape Area Bílé Karpaty.). – *Sborník Přírodovědného klubu v Uh. Hradišti*, 3: 12–22. (in Czech, English summary)
- VRABEC V., 1999b: Rozbor mlčkyšího společenstva Semické hůry a jeho srovnání s obdobnými společenstvy ve středním Polabí. (An Analysis of the Molluscs Community at Semická hůra Hill and its Comparison with similar Communities in the Middle Elbe River Region.). – *Studie a Zprávy Okresního muzea Praha-východ, Brandýs nad Labem – Stará Boleslav*, 13 (1998): 155–173. (in Czech, English summary)
- VRABEC V. & FARKAĚ J., 2002: Poznámky k fauně mlčkyšů (Mollusca) chráněného území – přírodní památky Královská obora v Praze (Preliminary observations about fauna of Mollusca in the game preserve – Nature Monument Královská obora in Prague. – *Muzeum a současnost, ser. natur., Roztoky u Prahy*, 17: 3–14. (in Czech, English summary)

VÝZNAM NÁPLAVOV PRE VÝSKUM DIVERSITY MÄKKÝŠOV NA PRÍKLADE RIEKY HRON V ŽARNOVICI

Jozef Šteffek

Fándlyho 1, SK-969 01 Banská Štiavnica, Slovensko, e-mail: steffekjozef@hotmail.com

ABSTRACT

Šteffek J.: Importance of river drift deposits for study of mollusc diversity – a case study of Hron River near Žarnovica (Žiarska kotlina Basin, Slovakia)

In 1996 mollusc fauna in drift deposit of Hron River near Žarnovica was studied. 45 mollusc species were found (ca 1/6 of mollusc fauna of Slovakia), including very rare *Lucilla singleyana* (Pilsbry 1890). An importance of river deposits for study of molluscs is emphasised.

Key words: drift deposit, Mollusca, Hron River, biodiversity

ÚVOD

Medzi najmenej preskúmané orografické celky Slovenska, z hľadiska malakofauny, patrí aj Žiarska kotlina (380). Nachádza sa v strede Slovenska, kde ju obklopujú tri vulkanické pohoria – Vtáenik, Kremnické a Štiavnické vrchy. Preteká územím, ktoré už dávno stratilo svoju pôvodnú podobu, pretože od nepamäti bolo využívané pre poľnohospodárstvo a od 50-tich rokov minulého storočia v jej severnej časti bol vybudovaný závod na spracovávanie a výrobu hliníka. Svojimi škodlivými emisiami a dôsledkami spojenými so skládkou tekutých i pevných kalov, sa táto časť územia Žiarskej kotliny dostala do zoznamu 25 ekologicky problémových území Slovenska. Predmetom výskumu bola malakofauna južnej časti Žiarskej kotliny, ktorú tvorí relatívne úzke údolie medzi Vtáenikom a Štiavnickými vrchmi.

Výskumu severnej časti územia, práve ležiacom v okolí závodu, sa venoval LISICKÝ (1973), ktorý tu sledoval vplyv fluórových exhalátov na malakofaunu. Výsledky zo svojho výskumu publikoval aj v súbornej práci o mäkkýšoch Štiavnických vrchov (LISICKÝ 1979), ktoré spracovával v rámci vedeckovýskumného projektu (LISICKÝ 1975). Niekoľko údajov sa nachádza aj v práci ŠTEFFEK (1986) a v nepublikovaných materiáloch v rámci

spracovávaní projektov Ekologickej únosnosti Žiarskej kotliny (ŠTEFFEK in MUDRY et al. 1992), Regionálneho územného systému ekologickej stability okresu Žiar nad Hronom (ŠTEFFEK et al. 1992b) a Miestneho územného systému ekologickej stability katastrálnych území Lehôtka pod Brehmi a Hliník nad Hronom (ŠTEFFEK et al. 1992a). Niektoré z údajov spomínaných prác boli zahrnuté aj do súborného diela o mäkkýšoch Slovenska (LISICKÝ 1991). Z južnej časti tejto kotliny dosiaľ neboli o malakofaune známe žiadne údaje.

METÓDY

Pre rýchle zistenie diverzity malakofauny skúmaného územia sme použili metódu zberu náplavov z brehov Hrona. Náplavy sa usadzujú na brehoch tokov v období prudkého zníženia hladiny, buď po dlhotrvajúcich dažďoch alebo na jar, keď sa topia sneh a ľad. Výhodou tejto metódy je aj skutočnosť, že získame nielen vodné, ale aj suchozemské druhy. V rámci orientovaného výskumu malakofauny málo preskúmaných území Slovenska, bol v roku 1996 v Žarnovici odobratý bohatý materiál z náplavov Hrona. Po prebratí materiálu sme získali viac ako 800 ulít mäkkýšov patriacich 45 druhom.

Tab. 1 Mäkkýše z náplavu Hrona pri Žarnovici (7578a)

Tab. 1 Molluscs species from the drift deposit of Hron River near Žarnovica

ekoelement (ecoelement) LISICKÝ (1991)	druh (species)	dominancia (dominance)
1 Silvicolae (Strict forest species)	<i>Acanthinula aculeata</i> (O. F. MÜLLER 1774) <i>Aegopinella pura</i> (ALDER 1830) <i>Cochlodina laminata</i> (MONTAGU 1803) <i>Daudebardia rufa</i> (DRAPARNAUD 1805) <i>Monachoides incarnatus</i> (O. F. MÜLLER 1774) <i>Vertigo pusilla</i> (O. F. MÜLLER 1774) <i>Vitrea diaphana</i> (S. STUDER 1820) <i>Vitrea subrimata</i> (REINHARDT 1871)	*** *** ** ** *** *** *** **
2 Agrisilvicolae (Forest species frequently occurring other habitats)	<i>Balea biplicata</i> (MONTAGU 1803) <i>Discus rotundatus</i> (O. F. MÜLLER 1774) <i>Morlina glabra</i> (WESTERLUND 1835)	*** *** ***
3 Hygrisilvicolae (Species of wetland forests)	<i>Macrogastera ventricosa</i> (DRAPARNAUD 1801) <i>Vestia turgida</i> (ROSSMÄSSER 1836)	** ***
4 Steppicolae (Steppe species)	<i>Ceciloides acicula</i> (O. F. MÜLLER 1774)	*
5 Patenticolae (Open habitats)	<i>Pupilla muscorum</i> (LINNAEUS 1758) <i>Truncatellina cylindrica</i> (A. FERUSSAC 1807) <i>Vallonia costata</i> (O. F. MÜLLER 1774) <i>Vallonia excentrica</i> STERKI 1820 <i>Vallonia pulchella</i> (O. F. MÜLLER 1774) <i>Vertigo pygmaea</i> (DRAPARNAUD 1801)	* ** *** ** *** ***
7 Agricolae (Euryoecic species)	<i>Cochlicopa lubrica</i> (O. F. MÜLLER 1774) <i>Euconulus fulvus</i> (O. F. MÜLLER 1774) <i>Laciniaria plicata</i> (DRAPARNAUD 1805) <i>Lucilla singleyana</i> (PILSBRY 1890) <i>Nesovitrea hammonis</i> (STRÖM 1765) <i>Oxychilus cellarius</i> (O. F. MÜLLER 1774) <i>Punctum pygmaeum</i> (DRAPARNAUD 1801) <i>Trichia lubomirskii</i> (ELOSARSKI 1881) <i>Vertigo alpestris</i> ALDER 1838 <i>Vitrea contracta</i> (WESTERLUND 1871) <i>Vitrea pellucida</i> (O. F. MÜLLER 1774)	*** *** * * ** ** *** ** *** ** ** ***
8 Hygricolae (Species with high moisture demands)	<i>Carychium tridentatum</i> (RISSO 1826) <i>Columella edentula</i> (DRAPARNAUD 1805) <i>Succinea oblonga</i> (DRAPARNAUD 1801) <i>Trichia villosula</i> (ROSSMÄSSER 1838)	*** ** ** **
9 Ripicolae (Wetland species)	<i>Carychium minimum</i> O. F. MÜLLER 1774 <i>Euconulus praticola</i> (REINHARDT 1883) <i>Pseudotrachia rubiginosa</i> (ROSSMÄSSER 1838) <i>Succinea putris</i> (LINNAEUS 1758) <i>Vertigo antiver tigo</i> (DRAPARNAUD 1801) <i>Zonitoides nitidus</i> (O.F.MÜLLER 1774)	** * ** *** ** ***
10 Hygricolae (Aquatic species)	<i>Anisus calculiformis</i> (STANDBERGER 1874) <i>Bythinella austriaca</i> (FRAUENFELD 1857) <i>Galba truncatula</i> (O. F. MÜLLER 1774) <i>Pisidium cf. casertanum</i> (POLI 1791)	** ** *** ***

Vysvetlivky (Explanations): *1 – 5 exemplárov (1 – 5 specimens)

**6 – 20 exemplárov (6 – 20 specimens)

***21 – viac exemplárov (21 – more specimens)

VÝSLEDKY

V tab. 1 je zoznam týchto druhov, ktoré predstavujú takmer 1/6 všetkých druhov mäkkýšov, ktoré boli dosiaľ zistené na území Slovenska, vrátane nepôvodných druhov (ŠTEFFEK & GREGO 2002).

Medzi zaujímavé druhy patrí nesporne *Lucilla singleyana* (PILSBRY 1890), pôvodne popísaný v USA, ktorý po prvýkrát z územia Slovenska publikoval ĚEJKA (2000) na základe nálezu v roku 1999 z náplavu Dunaja pri Lafranconi (Bratislava). Tento druh žije subteránne a preto je ho ťažko zistiť.

Druhové zloženie v tomto náplave predstavuje typickú prevahu lesných a euryvalentných druhov mäkkýšov (1., 2., 3., 7. a čiastočne aj 8. ekologická skupina). Súvisí to s charakterom skúmaného územia, cez ktoré preteká Hron. Lesné porasty na veľkej časti územia siahajú až k brehom toku. Málopočetné populácie na tomto území tvoria hlavne druhy močiarov, ktoré všeobecne na území Slovenska patria k najviac ohrozeným. Výstavbou diaľnice v tomto úseku zaniklo niekoľko takýchto biotopov a boli zlikvidované niektoré časti brehových porastov. K druhom, ktoré sú zaradené v niektorom zo zoznamov v rámci nášho vstupu do Európskej únie, patria *Vertigo antivertigo* a *Euconulus praticola*. Z vodných mäkkýšov boli zistené len štyri druhy – *Anisus calculiformis*, *Bythinella austriaca*, *Galba truncatula*, *Pisidium cf. casertanum*

LITERATÚRA

- ĚEJKA T., 2000: First record of the land snail *Helicodiscus (Hebetodiscus) singleyanus inermis* (Gastropoda, Punctidae) in Slovakia. – *Biológia* (Bratislava), 55: 475–476.
- LISICKÝ M., 1973: Bemerkungen zur Auswirkung der Fluor – exhalation auf die Malakofauna in der Umgebung von Žiar nad Hronom. – *Biológia* (Bratislava), 28: 919–924.
- LISICKÝ M., 1975: Mäkkýše Štiavnických vrchov. – Záverečná správa čiastkovej úlohy VI-1-4/15. Prír. fak. UK, Bratislava, 44 pp.
- LISICKÝ M., 1979: Weichtiere des Gebirges Štiavnické vrchy. – *Acta Facultatis Rer. Nat. Univer. Comeniana* (Bratislava), Zoologia, 24: 1–24.
- LISICKÝ M. J., 1991: Mollusca Slovenska. – Veda, Bratislava, 344 pp.
- ŠTEFFEK J., 1986: Súčasné poznatky o priestorovom rozšírení mäkkýšov v Štiavnických vrchoch. – *Prehľad odborných výsledkov XXI. TOP* (Počúvadlo 1985), Žiar nad Hronom, p. 38–49.
- ŠTEFFEK J. in MUDRY P. et al., 1992: Ekologická únosnosť regiónu Žiarskej kotliny II. Ekologická štúdia – EKOTRUST Banská Štiavnica, 369 pp.
- ŠTEFFEK, J. et al., 1992a: Model vypracovania MÚSES na príklade vybraného územia okresu Žiar nad Hronom. – EKOTRUST Banská Štiavnica, 27 pp.
- ŠTEFFEK J. et al., 1992b: Regionálny územný systém ekologickej stability regiónu Žiarska kotlina. EKOTRUST Banská Štiavnica, 43 pp.
- ŠTEFFEK J. & GREGO J., 2002: The checklist of molluscs (Mollusca) occurring in Slovak Republic. – *Acta Univ. M. Bellii* (B. Bystrica), 3: 60–69.

MLŽI RODU *PISIDIUM* C. PFEIFFER (MOLLUSCA: BIVALVIA) ĚESKÉ REPUBLIKY

Michal Horsák

Katedra zoologie a ekologie, PoF MU, Kotlářská 2, CZ-61137 Brno, Ěeská republika, e-mail: horsak@sci.muni.cz

ABSTRACT

Horsák M.: Members of the genus *Pisidium* C. Pfeiffer (Mollusca: Bivalvia) of the Czech Republic

Currently, thirteen species assigned to the genus *Pisidium* are known from the territory of the Czech Republic. This paper contains a new key to them with original figures of definitive characteristics. The key is supplemented with species descriptions and notes on their ecology and distribution in the Czech Republic. Differences between conchologically similar species and possibilities of misidentification with juvenile specimens of the genera *Sphaerium* and *Musculium* are commented on as well.

Key words: Mollusca, Bivalvia, *Pisidium*, new key, Czech Republic

ÚVOD

Hrachovky (*Pisidium*) jsou drobní mlži (Bivalvia) z ěeledi okružankovítí (Sphaeriidae). Ve všech případech se jedná o obojetníky rodící živá mláďata. Prozatím je u nás známo 13 druhů, jejichž velikost se v dospělí losti pohybuje v rozmezí 2–11 mm. Hrachovky obývají širokou škálu vodních biotopů, ale máme druhy vázané pouze na vody stojaté nebo tekoucí. Většina druhů preferuje jemný bahnitý substrát. V některých typech vod (vhodné mikrobiotopy nížinných toků, říčních ramen a tůň) představují významnou složku společenstva makrozoobentosu. Vzhledem k ekologickým nárokům jednotlivých druhů, které jsou dnes poměrně dobře známy, se dají hrachovky úspěšně využít v bioindikaci (blíže HORSÁK 2001).

Naším hrachovkám byla věnována pozornost již od doby zrodu ěeské malakozoologie. Opravdovým průlomem ve znalostech však byla až práce J. Brabence (BRABENEC 1973), která je i dnes plně použitelná. Aktuální informace uveřejnili MACHA (1996), BERAN (1998 a 2002) a HORSÁK (2001). Horší je už situace na Slovensku, kde byla hrachovkám věnována malá pozornost. Kromě *P. hibernicum* však byly zjištěny všechny druhy stejně jako v Ěeské republice. Známé rozšíření

těchto 12 druhů shrnuje v síťových mapách Lisický (1991).

PŮÍPRAVA MATERIÁLU K DETERMINACI A NĚ KTERÁ DETERMINAĚNÍ ÚSKALÍ NA RODOVĚ ÚROVNI

V malakozoologické praxi se hrachovky získávají promýváním dnového sedimentu na jemném síti (nejlépe polokulovitěho tvaru o velikosti ok 0,5–1 mm). Bů se přímo vybírají na lokalitě, nebo pro získání většího materiálu se odnáší vyplavený sediment na zpracování do laboratoře. Vzorky se nechají dokonale prosušit, aby pak v nádobě s vodou bylo možné oddělení anorganického materiálu; hrachovky po vysušení plavou na hladině. Tento postup je přijatelný pro specialisty, protože naprostě většina druhů a kusů se dá určit již podle vnějšího vzhledu. V případě méně zkušených pracovníků jsou ke správnému určení nepostradatelné znaky na zámkové lišti lastur. Potom není uvedený postup optimální, protože k oddělení lastur je nutné jejich poškození ve slabém roztoku hydroxidu. Proto je časově výhodnější nasbíraný materiál konzervovat v cca 70 % ethanolu. I když je v hydrobiologické praxi nejběžnější

fixačním médiem formaldehyd, ne každý si uvědomuje, že poměrně rychle rozpouští vápenné části lastur. K definitivnímu rozpuštění materiálu, ať se ztratí možnost druhové determinace však velmi často dochází až po vybrání ze vzorku. Pokud je to jen možné, tak doporučuji vždy uchovávat materiál hrachovek (a míkkyšů vůbec) v ethanolu. U lihového materiálu je při determinaci možné obyčejnou žiletkou lastury oddělit, tolo vyjmout, lastury nechat oschnout a během chvíle pozorovat stavbu zámku. Ten se skládá ze tří trojic do sebe zapadajících zubů (obr. 21).

Levá lastura nese jeden přední postranní zub – „a2“, jeden zadní postranní zub – „p2“ a dva hlavní (kardiální) zuby – „c2“ a „c4“. Pravá lastura nese dva přední postranní zuby – „a1“ a „a3“, dva zadní postranní zuby – „p1“ a „p3“ a jeden hlavní zub „c3“. Lastury jsou navzájem spojeny vazem (ligamentem), po kterém zůstává u prázdných (subfossilních a fossilních) lastur vazová brázda. Pokud to není vysloveně nezbytné k determinaci, není úprava zámkové lišty v této práci uvedena (s prostorových důvodů). Především v začátcích se však utváření zámkové lišty může pro kontrolu správnosti determinace hodit. Proto odkazují na dostupnou publikaci J. Brabence (BRABENEC 1973), kde je ke všem druhům podrobný popis zámkové lišty a její vyobrazení.

Z čeledi Sphaeriidae se kromě hrachovek u nás vyskytují ještě zástupci dalších dvou rodů (*Sphaerium* a *Musculium*). Naprosto běžně se mohou vyskytovat společně s hrachovkami a pro nezkušené oko jsou od sebe nerozeznatelné. Proto je v rámci tohoto klíče nutné věnovat pozornost i této skutečnosti. V celé řadě příruček se uvádí jako typický rozlišovací znak rodu *Pisidium* asymetrické postavení vrcholu. Jak je vidět dále v klíči, tak hned několik druhů hrachovek má vrchol posazený jen mírně asymetricky nebo vůbec, proto není možné tento všeobecně vžitý znak obecně použít. Pokud se týče rodu *Sphaerium*, jsou juvenilní jedinci nejvíce podobní vzrostlým kusům *P. pseudosphaerium*. Vzhledem k hojnosti a množství společných výskytů s hrachovkami má smysl mluvit o *Sphaerium corneum* s. lat., i když uvedené znaky platí na juvenilní jedince

tohoto rodu obecně. Protože zástupci rodu *Sphaerium* dorůstají níkolikanásobné velikosti než většina hrachovek, jsou jejich juvenilní stádia výrazně plochá. Dále se vyznačují vrcholem, který se sbíhá do nápadné špičky (obr. 2), a téměř rovnou zámkovou lištou mezi postranními zuby. Pro odlišení od *P. pseudosphaerium* je důležité i úhlovité zakřivení „c3“ zuby (obr. 2). Juvenilní jedinci rodu *Musculium* jsou pro svůj lesk nejsnáze zaměnitelní s lesklými druhy hrachovek, nejspíše *P. nitidum*. Těto záměny nahrává i rýhování pod hladkou plochou embryonální lasturky (obr. 1). Vzhledem k tomu, že zástupci rodu *Musculium* dorůstají níkolikanásobné velikosti, je hladká plocha také níkolikrát větší než u mladých zástupců *P. nitidum*. Vyobrazené embryonální lasturky (obr. 1) u rodu *Musculium* tvoří v dospělí lasti nápadně odsazené vrcholy. Proto mají embryonální lasturky tupý úhel sevření (obr. 1, dolní pohled), čímž se liší od všech hrachovek.

KLÍČ ZÁSTUPCŮ RODU *PISIDIUM* ZJIŠTĚNÝCH NA ÚZEMÍ ĚSKÉ REPUBLIKY

Úvodem tohoto klíče je nutné upozornit, že i přes maximální snahu o podchycení všech nejpravděpodobnějších determinačních úskalí, zůstanou hrachovky stále determinačně obtížnou skupinou. Zvládnutí jejich správné determinace vyžaduje značnou dávku úsilí a vybudování srovnávacího materiálu. V této souvislosti autor nabízí svou pomoc při revidování a determinaci nesitelně velkého množství materiálu. Nevyhnutelnou nevýhodou klíče je nutnost umístit ní nejhojnější druhy až na konec klíče (jedná se o *P. subtruncatum*, *P. personatum* a *P. casertanum*). Zvláště v drobných tekoucích vodách středních a vyšších poloh se druhová rozmanitost hrachovek omezuje prakticky pouze na dva druhy (*P. personatum* a *P. casertanum*). Pro usnadnění determinace je výhodné vzít na zřetel z jakého typu vod materiál pochází. U vzorků z tekoucích vod není nutné o ní kterých družích v podstatě vůbec uvažovat (*P. pseudosphaerium* nebo *P. obtusale*) a naopak.

Zkratky: m.r. – maximální rozměry jsou uvedeny v milimetrech v pořadí – délka lastury : výška lastury : šířka spojených lastur; VH – velmi hojný, H – hojný, N – nalezitelný, V – vzácný; T – obývá tekoucí vody, S – obývá stojaté vody, (–) – v uvedeném typu vod se vyskytuje méně často.

- (6) Na vrcholu každé lastury vyěnívá podélný výběžek, tzv. vrcholová lišta (obr. 3–9).
- (3) Vrcholové lišty nízké a tupé, posunuté dále od vrcholu, dlouhé a souběžné s přírůstkovými liniemi (obr. 3), malý druh – m.r.: 2,3 : 2,1 : 1,5, V, T
..... *P. moitessierianum* (Paladilhe, 1866)

- 3 (2) Vrcholové lišty více vytažené, posunuté blíže k vrcholu, krátké a šikmé k přírůstkovým liniím (obr. 4, 6–9), v tšší druhy – nad 3 mm.
- 4 (5) Lastury trojúhelníkovitého obrysu (obr. 4) s hrubším a vidším rýhováním (obr. 6), zámková lišta velmi široká, s mohutní vyvinutými zámkovými zuby (obr. 5), vrcholové lišty mají méně vytažené ostří a nejsou prohnuté (obr. 6), m.r.: 4,5 : 4,0 : 3,0, N, T.....
P. supinum A. Schmidt, 1851
- 5 (4) Lastury šikmo vejčitého obrysu, s jemní jším a hustším rýhováním (obr. 7, 9), zámková lišta užší, zámkové zuby nejsou výrazní ztlustlé, vrcholové lišty více vytažené, s ostrým ostřím a uprostřed prohnuté (obr. 9), m.r.: 5,5 : 4,3 : 3,2, H, T, (S)..... *P. henslowanum* (Sheppard, 1823)
- 6 (1) Vrcholy holé, vrcholové lišty nejsou vytvořeny.
- 7 (12) Lastury nápadně lesklé až zrcadlovitě lesklé, s pravidelně žebirkovaným povrchem, (lastury prosvítavé, vrchol posazený nepatrně asymetricky).
- 8 (9) Lastury mají jedinečný lichobí žníkovitý obrys s málo klenutou spodní stranou (obr. 10), m.r.: 3,3 : 2,7 : 2,3, N, S, (T) *P. milium* Held, 1836
- 9 (8) Lastury oválné, spodní strana více klenutá (obr. 11, 12).
- 10 (11) Vrcholy široce a ploše klenuté, s hladkým povrchem embryonálních lasturek, které jsou obehnuty v tššinou 3 až 5 velmi výraznými silnými rýhami (obr. 11), pod tímito rýhami je rýhování jemní jší a směrem ven se postupně opěť zesiluje, lastury v tššinou krátce šikmo vejčitého obrysu (obr. 11), méně nadmuté, m.r.: 3,7 : 3,2 : 2,5, H, T, S
P. nitidum Jenyns, 1832
- 11 (10) Vrcholy tupě kuželovité (obr. 12), s jemní a pravidelně rýhovaným povrchem embryonálních lasturek (obr. 13), rýhování je směrem ven hrubší a plynule navazuje na rýhování lastur, obrys lastury je bez vrcholu pravidelně vejčité, z obou stran pod vrcholy jemní smáčkutý (obr. 12), lastury více nadmuté, m.r.: 3,0 : 2,5 : 2,1, V, T, S *P. hibernicum* Westerlund, 1894
- 12 (7) Lastury matně až lesklé, nikdy však není kombinace silného lesku a pravidelného žebirkování, (lastury prosvítavé až neprosvítavé, vrchol posazen různě).
- 13 (14) Délka lastur přesahuje 7 mm, lastury silnostinné a povrchově lesklé, povrch je poněkud nepravidelně silně žebnatý (obr. 14), m.r.: 11,0 : 8,5 : 6,0, V, T
P. amnicum (O. F. Müller, 1774)
- 14 (13) Délka lastur nepřesahuje 7 mm (v tššinou je pod 5 mm), povrch není žebnatý, nanejvýš s jemnými a pravidelnými žebírky (*P. tenuilineatum* a *P. subtruncatum* f. *tenuilineatiforme* – výrazně menší druhy).
- 15 (16) Lastury krátce vejčité (obr. 16), tenkostinné, průsvitné a lesklé, mohou být až téměř kulovitě nadmuté (obr. 18), zámková lišta je velmi krátká, zub „p3“ je vpředu ztlustlý v kyjovitou mozolovitou ztluštění nulu – pseudokalus (obr. 17), m.r.: 3,0 : 2,6 : 2,3, H, S
P. obtusale (Lamarck, 1818)
- 16 (15) Lastury méně nadmuté, zámková lišta vždy delší, „p3“ není vpředu ztlustlý (l u *P. personatum* může kalus splývat s „p3“ – viz níže a komentář k těmto druhům).
- 17 (18) Délka lastur nepřesahuje 2,3 mm, povrch jemně lesklý, velmi pravidelně, jemně a hustě žebirkovaný (obr. 19), vazová brázda vnitřní, m.r.: 2,3 : 2,1 : 1,7, V, T
P. tenuilineatum Stelfox, 1918
- 18 (17) Délka lastur v dospělosti přesahuje 2,5 mm, povrch není žebnatý (vyjma *P. subtruncatum* f. *tenuilineatiforme*), vazová brázda sevěšená v zámkové lišti a nezasahuje dovnitř lastur.
- 19 (20) Lastury velmi málo nadmuté, s plochými nepřehánajícími vrcholy, osa vrcholu svírá s vodorovnou osou lastury tupý úhel (obr. 20), lastury lesklé a prosvítavé, možnost záměny s juvenilními jedinci rodu *Sphaerium* viz výše, m.r.: 3,9 : 3,0 : 2,2, V, S
P. pseudosphaerium Favre, 1927
- 20 (19) Lastury nadmutě jší, vrcholy méně ploché až kuželovité, přehánající, osa vrcholu svírá s vodorovnou osou lastury nanejvýš pravý úhel, povrch matný nebo pouze slabě lesklý.
- 21 (22) Lastury protáhle vejčité, s velmi asymetricky posazeným vrcholem, jehož osa svírá s vodorovnou osou lastury ostrý úhel (obr. 22), zub „c4“ je dvojnásobně dlouhý jak „c2“ a dosahuje až k jeho pravému konci (obr. 23), povrch je bez žebírek (vyjma *P. s. f. tenuilineatiforme*), často slabě lesklý, m.r.: 4,0 : 3,3 : 2,7, V, H, T, S
P. subtruncatum Malm, 1855

- 22 (21) Lastury vejčité až oválné, s méně asymetricky posazeným vrcholem, jehož osa svírá s vodorovnou osou lastury pravý úhel, zub „c4“ není dvojnásobně dlouhý jak „c2“, povrch matný bez žebírek, pouze s jemnějšími nebo hrubšími párustkovými rýhami.
- 23 (24) Lastury menší, tenkostí méně jší a nadmutí jší, vrcholy jsou téměř nad středem lastur (obr. 24) a jsou dosti ploché, před horním koncem „p3“ zubu je obvyklý mozolovitý hrbolek – kalus (obr. 25), povrch jemně matně lesklý s jemným ryhováním, m.r.: 3,7 : 3,0 : 2,1, VH, T, (S) *P. personatum* Malm, 1855
- 24 (23) Lastury větší, silností méně jší, vrcholy jsou asymetricky posazené (obr. 26), v dospělí lasti kuželovité, před zuby „p1“ a „p3“ je hladká plocha bez hrboleku a tyto zuby nejsou vzájemně ani spojeny, povrch matný, s hrubším nepravidelným ryhováním, m.r.: 5,5 : 4,6 : 3,4, VH, T, S *P. casertanum* (Poli, 1791)

KOMENTÁŘ K JEDNOTLIVÝM DRUHŮM

U každého druhu je komentář rozdělen do čtyř částí: P – popis lastur, R – rozšíření, E – ekologie, V – variabilita, konchologicky podobné druhy a poznatelnost juvenilních jedinců. Rozměry dospělých jedinců jsou v pořadí – délka : výška : tloušťka (vše v milimetrech).

Pisidium amnicum (O. F. Müller, 1774) – hrachovka říční

- P: Největší hrachovka, délka až 11 mm. Lastury jsou silností méně, charakteristické poněkud nepravidelným, velmi hrubým žebrováním (obr. 14). Čistý a nepoškozený povrch je lesklý. Obrys lastur je slabě šikmo přičině vejčité s vrcholy výrazně posunutými dozadu (obr. 15). Na zámkové lišty je pro druh typické utváření „c“ zubů: „c3“ se skládá ze 2 slabě spojených ramen svírajících pravý úhel a jejich rozšířené konce mají zářez, „c2“ je ostroúhlý, vyvýšený a úhel je vyplněný lasturovou hmotou. Rozměry – 8,0–11,0 : 6,0–8,5 : 4,0–6,0.
- R: Palearktický druh, který je dnes na našem území dosti vzácný. V nich kterých oblastech, jak dokládají nálezy subfossilních lastur, byl téměř nebo úplně vyhuben, zejména na jižní Moravě (bližší HORSÁK 2001). Nejvíce recentních populací je zjištěno v severní polovině Čech – Pšovka, Libichovka, Ploučnice a další toky (bližší BERAN 1998 a 2002).
- E: Vyskytuje se pouze v tekoucích vodách (od hyporitálního úseku), v minulosti poměrně přibývá i ve větších nížinných nádržích v písčito-bahnitém až jílovito-bahnitém substrátu, zejména i v menších nížinných potocích a nádržích. Druh má vyšší kyslíkové nároky, takže je velmi citlivý na vyšší organické zatížení, rovněž chemizaci a regulační zásahy, které většinou odstraní vhodná stanoviště (jemný sediment v přilehlých mělkých zónách).

- V: Stálý. Zaměřován bývá s vyrostlými kusy *P. casertanum*, od kterých se i při srovnatelné velikosti liší zejména výraznými žebry a úpravou „c“ zubů. Hlavní rozdíl je v utváření „c2“ zubu – u *P. casertanum* není ostroúhlý a úhel není vyplněn (obr. 27). Mladá stádia mají slámovitě žluté lastury, se stejným tvarem jak v dospělí lasti, vzhledem ke své velikosti jsou nápadně plochá, s již patrným hrubým žebrováním.

Pisidium henslowanum (Sheppard, 1823) – hrachovka hrbolatá

- P: Lastury jsou poměrně tenkostí méně, ale pevné, v dospělí lasti nápadně nadmuté, štíhle šikmo vejčité, pravidelně a poměrně hustě žebírkované, povrch může mít hedvábný lesk. Přední část lastur je značně šikmo dopředu a dolů vytažena (obr. 7 a 9). Vrcholové lišty jsou ostré, jakoby kůldévkovité, nejsou rovnoběžné s povrchovými rýhami (obr. 9). U dospělých kusů vyčnívají lišty zřetelně nad vrcholy. Rozměry ry – 4,9–5,5 : 3,9–4,3 : 2,8–3,2.
- R: Holarktický druh, u nás přibývá i po celém území, ale jen v nižších polohách, max. nálezů je v rozmezí 200–250 m n.m. (BERAN 2002).
- E: Nejčastěji ji se vyskytuje v mírně tekoucích nížinných tocích (od hyporitálního úseku), v nich kterých oblastech hojně ji proniká i do říčních ramen, větších tůň a rybníků.
- V: Vzácně se nachází *P. henslowanum* f. *inappendiculata*, což je forma bez vrcholových lišt. Díky tvarové podobě lze nejspíš zamítnout s *P. subtruncatum*. Rozdílem zůstává nápadně žebírkování, v dospělí lasti větších velikostí a rozdílná úprava zámkové lišty – „c4“ zub není tak dlouhý jak u *P. subtruncatum* (obr. 23), naopak je kratší než „c2“. U normálně utvářených jedinců je záměna možná také s *P. supinum* (hlavně v případě mladých jedinců), jenž má podobné vrcholové lišty. U *P.*

henslowanum jsou i u mladých stádií lišty více vytažené, ostré a jsou ve středu prohnuté (obr. 9). Naopak *P. supinum* má lišty tupé a nižší (obr. 6). U vzrostlejších kusů jsou rozdíly v žebírkování (u *P. henslowanum* je jemnější a hustší), v celkovém tvaru (srovnej obr. 4 a 7) a tloušťce zámkové lišty (u *P. supinum* je mohutnější ztlustlá, včetně zubů (obr. 5)).

Pisidium supinum A. Schmidt, 1851 – hrachovka obrácená

- P: Lastury jsou silnostinné, víceméně trojúhelníkovitého obrysu (obr. 4), povrch je pokryt poměrně hrubými a oddálenými žebry a je slabě lesklý. Vrcholy jsou kuželovitě zdvižené a nesou vrcholové lišty utvářené v podobě nízkých záhybků, těmi se soubojí s porůstkovými liniemi. Rozměry – 3,5–4,5 : 2,8–4,0 : 2,0–3,0.
- R: Palearktický druh, u nás poměrně vzácný, i když za posledních deset let nálezu znatelně přibýlo. Může to souviset se zlepšením stavu čistoty vody nížinných jevk, ale také s poněkud odlišnými stanovištními preferencemi v porovnání s ostatními druhy. Současné vyskyty se koncentrují v Polabí, středním Povltaví a Posázaví, středním a dolním Pomoraví a dolním Podyjí (podrobně viz BERAN 2002).
- E: Druh obývá nížinné tekoucí vody (jevy a větší potoky od hyporitálního úseku) se štírkopiskovým až písčitobahnitým sedimentem. Je náročné na dobře prokysličené vody a v takových případech se vzácně vyskytuje i v litorální zóně velkých jezer. Jako jediná naše hrachovka nepreferuje přibližně partii, ale naopak je vázána na mediální toku.
- V: Stálý. Zejména mladší jedinci jsou zaměřeni nitelně s především druhem (viz výše).

Pisidium milium Held, 1836 – hrachovka prosná

- P: Lastury jsou tenkostinné, zaokrouhleně lichoběžníkovitého obrysu (obr. 10), jsou průsvitné, s velmi lesklým a pravidelně žebírkovaným povrchem. Dospělé kusy bývají silně nadmuté. Rozměry – 3,0–3,3 : 2,4–2,7 : 2,2–2,3.
- R: Holartický druh, u nás v nižších polohách celkem hojný, na jižní Moravě neekani vzácný.
- E: Tato hrachovka je vázána především na stojaté vody, od mělkých močálů až po litorál rybníků a často pískoven. Vzácně ji se vyskytuje i v pomaleji tekoucích nížinných tocích. Preferuje vegetaci za-

rostlé vody s bahnitým dnem.

- V: Stálý. Díky lesku je snad možná zaměnitelná s *P. nitidum*. Lichoběžníkovitý obrys lastur *P. milium* je však naprosto jedinečný a nápadný již od nejmenších stádií.

Pisidium pseudosphaerium Favre, 1927 – hrachovka okružankovitá

- P: Lastury jsou tenkostinné a prosvítavé, s elipticky vejčitém obrysem, vzadu často vyšší než vpředu, což souvisí s posazením vrcholů. Jejich osa svírá s vodorovnou osou lastur tupý úhel (obr. 20). Vrcholy jsou velmi ploché a posunuté těmi do středu lastur. Povrch je téměř hladký a lesklý. Rozměry – 3,0–3,9 : 2,1–3,0 : 1,4–2,2.
- R: Evropský druh, od nás je známo pouze 11 údajů: střední Polabí, jednotlivě pak CHKO Poodří a Litovelské Pomoraví (BERAN 2002).
- E: Obývá pouze stojaté vody, nejčastěji ji najdeme v tůňkách a ramena velkých nížinných jevk, bohatě zarostlá makrovegetací, s mělkou litorální zónou.
- V: Stálý. Díky tvaru a velmi málo nadmutým lasturám je zaměnitelná s možná spíše s juvenilními jedinci *Sphaerium corneum* s.l. Liší se především rozdílným tvarem vrcholů a utvářením zámkové lišty (podrobně ji v druhé kapitole, srovnej obr. 2 a 20–21).

Pisidium subtruncatum Malm, 1855 – hrachovka otupená

- P: Lastury jsou široce vejčité a spíše tenkostinné. Vrcholy jsou výrazně posunuty dozadu a jsou skloněné, takže jejich osa svírá s vodorovnou osou lastur ostrý úhel (obr. 22). Rozměry – 3,5–4,0 : 2,8–3,2 : 2,3–2,6.
- R: Holartický druh, jeden ze tří našich nejhojnějších druhů. Ve výškách přibližně do 600 m po celém území hojný.
- E: Obývá nejrůznější typy tekoucích i stojatých vod. V tekoucích vodách se vyskytuje od epiritálního úseku, preferuje jemně bahnitý substrát.
- V: Zaměřeni nám podléhá hlavně utváření povrchové struktury a sklonění vrcholů. Zvláště ve vyšších nížinných jevkách se vzácně v populacích vyskytují jedinci s pravidelně jemně žebírkovaným povrchem (*P. subtruncatum* f. *tenuilineatiforme*). Ti mohou být považováni za *P. tenuilineatum* také díky podobnému tvaru. U vzrostlých jedinců stačí k správné identifikaci rozdílná velikost (*P. tenuilineatum* je v dospělosti téměř poloviční).

Spolehlivým znakem je vnitřní vazová brázda u *P. tenuilineatum*, která zabírá celou šířku zámkové lišty a zasahuje částečně dovnitř na vnitřní část zámkové lišty. Ostatní naše druhy mají vazovou brázdu sevrženou. Dalším použitelným rozdílem je utváření „c2“ a „c4“ zubů. Na rozdíl od *P. subtruncatum* nejsou rovnoběžné a jsou srovnatelně dlouhé. U jedinců s méně úhlovitě skloněným vrcholem je zámi na možná s menšími jedinci *P. casertanum*. Zde je spolehlivým znakem utváření „c2“ a „c4“ zubů (srovnej obr. 23 a 27).

Pisidium nitidum Jenyns, 1832 – hrachovka lesklá

- P:** Lastury jsou krátce šikmo vejčité až oválné, dosti pevné. Vrcholy jsou poměrně ploché a posunutě málo od středu lastur (obr. 11). Povrch je silně až zrcadlovitě lesklý, pravidelně žebírkovaný. Charakteristické jsou velmi výrazné a dosti oddělené rýhy, které obepínají hladký povrch embryonálních lasturek (obr. 11). Rozměry – 3,5–3,7 : 2,9–3,2 : 2,3–2,5.
- R:** Holarktický druh, u nás poměrně hojný po celém území s tím, že výrazně preferuje v tšší nížinné oblasti. I když jsou známy jeho nálezy až z výšky téměř 700 m n.m., více než 70 % nálezů leží v rozmezí 150–300 m n.m. (BERAN 2002).
- E:** Obývá nejrůznější typy tekoucích i stojatých vod. V tekoucích vodách se vyskytuje od hyporitálních úseků, preferuje písčito bahňatý substrát.
- V:** Stálý. Od ostatních druhů jej odlišuje nejvyšší lesk, tvar a rýhy pod vrcholem. Problém může nastat pouze v případě vzrostlých jedinců, kde může být povrch zanesen povlakem, který zakrývá lesk. K odlišení od syntopických druhů pomůže tvar a při pozorném sledování i přes povlak vystupující žebírkování. Na nejmladších částech lastur (to je co nejdál od vrcholu) bývá lesk v tššinou ještě patrný. Velmi dobře se poznávají mladá stádia, která jsou vždy povrchově čísta a vzhledem k velikosti mají opticky nápadnější rýhy pod vrcholem.

Pisidium hibernicum Westerlund, 1894 – hrachovka severní

- P:** Lastury jsou tenkostěnné a průsvitavé, pravidelně vejčité, s menšími kuželovitými vrcholy, umístěnými téměř nad středem. Také dokonalé oválné tvar je porušeno smáknutím po stranách vrcholu (obr. 12). Povrch je lesklý, pravidelně hustě žebírkovaný. Žebírkování začíná

již na ploše embryonální lasturky (obr. 13). Rozměry – 2,5–3,0 : 2,1–2,5 : 1,7–2,1.

- R:** Palearktický druh, u nás vzácný, prozatím je známo pouze 42 nálezů, v tššinou v rozmezí 200–300 m n.m., ale existují nálezy až po 728 m n.m. (BERAN 2002). Vyskytuje se kupříkladu ve východních a jižních Čechách a v Poodří. Ve středních Čechách a na jižní Moravě nebyl doposud spolehlivě zjištěn (viz BERAN 2002).
- E:** V minulosti byl u nás uváděn pouze ze stojatých vod (tůň, rybníky a jejich mléčkové spojovací kanály). Teprve nedávno bylo zjištěno, že se tato hrachovka vyskytuje i v tekoucích vodách. Byla nalezena nejčastěji v hyporitálních úsecích málo ovlivněných v tšších úsecích (VASÁTKO & HORSÁK 2000). Zajímavé je, že se nedrží pouze mléčných klidných úseků, ale vyskytuje se i v proudivých částech na písčitém substrátu, podobně jako *P. supinum*.
- V:** Poměrně stálý. Poměrně mlhavá je nadmutost lastur. Někdy může být lesk slabší a povrch bývá často zanesen, potom je hlavním vodítkem tvar. Díky shodě v povrchové struktuře a lesku je možná zámi na s *P. nitidum*. Odlišný je tvar (obr. 11 a 12) a povrch embryonálních lasturek: u *P. nitidum* je hladký a obemknutý rýhami (obr. 11), naopak u *P. hibernicum* je jejich povrch pravidelně žebírkovaný, podle čehož je možné poznat i juvenilní stádia (obr. 13).

Pisidium obtusale (Lamarck, 1818) – hrachovka tupá

- P:** Lastury jsou tenkostěnné a průsvitné, krátce vejčité, povrch je středně lesklý až lesklý, velmi jemně a nepravidelně rýhovaný. Již od mladých stádií jsou lastury velmi nadmuté, někdy až kulovité (obr. 18). Charakteristicky je utvářena zámková lišta (obr. 17), která je velmi krátká a před „c3“ zubem nápadně zúžená (jakoby vykousnutá), zub „p3“ je vpředu ztlustlý v kyjovitou molozolitovou ztlustštinu (pseudokalus) a může vpředu splývat s „p1“ zubem. Rozměry – 2,5–3,0 : 2,3–2,6 : 2,1–2,3.
- R:** Holarktický druh, u nás poměrně hojný po celém území, chybí pouze v nejvyšších polohách a je překvapivě vzácný na jižní Moravě.
- E:** Vyskytuje se v nejrůznějších typech, ale pouze stojatých vod. Preferuje a v silných populacích obývá mléčné mokřady s vysokým obsahem rozpuštěných huminových látek, proto je schopen žít i v rašelinných mokřadech.
- V:** Poměrně mlhavost podléhá nadmutosti, s čímž souvi-

sí i to, jak jsou vrcholy vyniklé. Od ostatních druhů se již od juvenilních stádií pozná díky nadmutosti, takže juvenilní jedinci vypadají jako malé kuličky. Další odlišnosti plynou z již popsaného utváření zámkové lišty. V této souvislosti je nutné zmínit podobu s nadmutými kusy *P. personatum*, se kterými se může shodovat i díky vytvoření hrbolku před „p3“ zubem, který s ním může splyvat a potom vypadá jako pseudokalus. Pro rozlišení lze použít délku zámkové lišty a lesklý povrch, protože *P. personatum* je nanejvýš matně lesklé.

Pisidium personatum Malm, 1855 – hrachovka malinká

P: Lastury jsou tenkostěnné, obrys je pravidelně krátce vejčité. Vrcholy jsou ploché a posunuté málo od středu lastur nebo jsou přesně nad středem (obr. 24). Povrch je jemně, hustě a velmi s pravidelně rýhovaný, jemně matně lesklý až matný. Na zámkové lišti je vytvořen malý hrbolček (kalus) před „p3“ zubem (obr. 25). Rozměry – 3,1–3,7 : 2,6–3,0 : 1,5–2,1.

R: Euroasijský druh, u nás velmi hojný po celém území, vyskyt až nad 1000 m n.m.

E: Vyskytuje se v nejružnějších typech tekoucích i stojatých vod. Zdá se, že preferuje chladné prokysličené vody, jedná se o typického obyvatele pramenných oblastí (žije i v podzemních vodách). Také se ovšem jedná o hrachovku, která bičí žije v semiaquatických podmínkách (vlhká půda lužního lesa, nejružnější drobné a velmi izolované periodické mokřiny atd.). Snad z důvodu nižší konkurenční zdatnosti se ve větších nížinných úsecích vyskytuje v hyporitálním úseku velmi vzácně a do potámalního úseku už prakticky nezasahuje. V tekoucích vodách má tři žíšťi výskytu v eu- a hypokrenálním úseku.

V: Dostí průměrně, a to jak tvar (nadmutost a posazení vrcholu), tak utváření kalusu. V případě nadmutějších jedinců s kalusem splynulým s „p1“ a „p3“ zuby je velmi pravděpodobná záměna s *P. obtusale* (viz výše). V případě méně nadmutých jedinců s asymetrií jí posazených vrcholem je pouze podle tvaru nemožné rozlišení od *P. casertanum*. Spolehlivým znakem zůstává přítomnost kalusu, i když ni kdy může být vytvořen pouze tak, že zuby „p1“ a „p3“ v přední části splyvají (časté u mladších stádií). Dalším znakem je utváření „c2“ zuby: u *P. personatum* je nanejvýš slabě prohnutý, u *P. casertanum* je ohnu-

tý v pravém úhlu (obr. 27). Pokud se zmíní ně druhy vyskytují společně (téměř vždy v malých potocích), je odlišení juvenilních jedinců prakticky nemožné.

Pisidium casertanum Poli, 1791 – hrachovka obecná

P: Lastury jsou průměrně pevné, krátce vejčité, povrch je hruběji nepravidelně rýhovaný, nikdy s více zřetelnými přírůstkovými liniemi a je matný. Vrcholy jsou dosti vyniklé a výrazně asymetricky posazené, jejich osa svírá s vodorovnou osou lastury víceméně pravý úhel (obr. 26). Rozměry – 4,7–5,5 : 3,3–4,6 : 2,4–3,4.

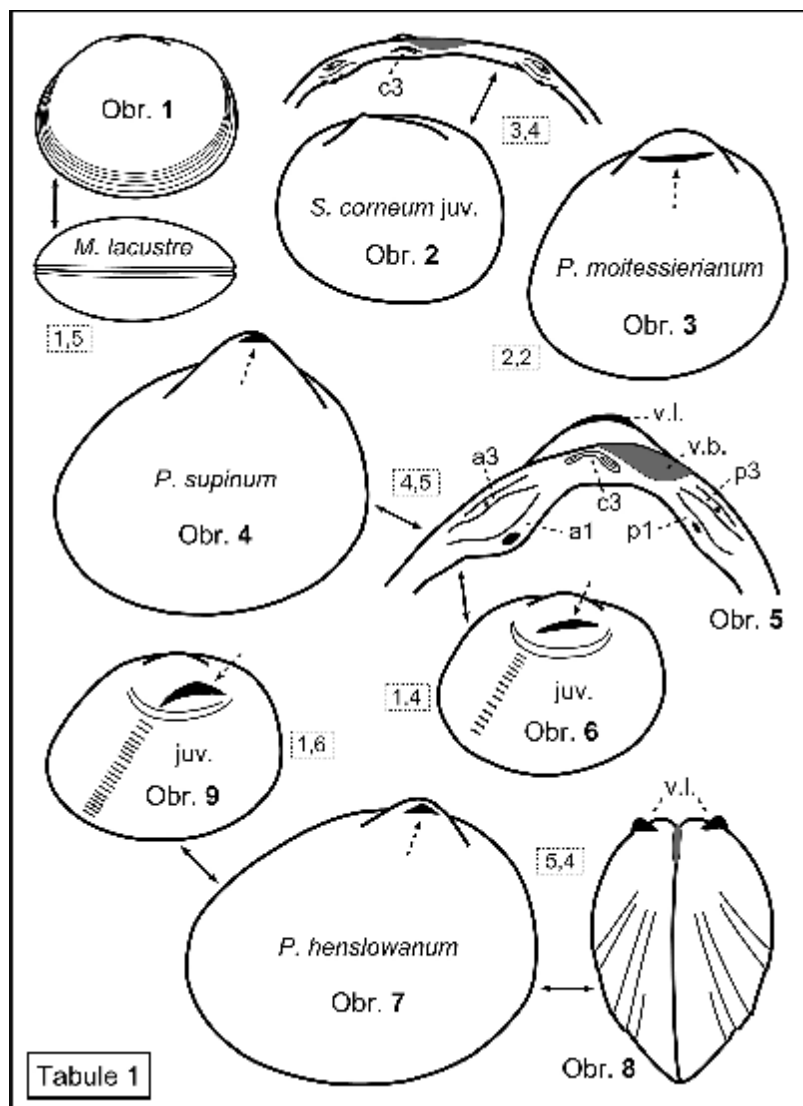
R: Pravděpodobně kosmopolitní druh, naše nejhojnější hrachovka, která má nejvíce nálezů – celkem okolo 1200 údajů (BERAN 2002). Zasaahuje i do vyšších poloh nad 1000 m n.m.

E: Obývá všechny možné typy tekoucích i stojatých vod (řeky, potoky, rybníky, tůň, rašelinné mokřiny hor atd.). V tekoucích vodách má tři žíšťi výskytu v hypokrenálním úseku.

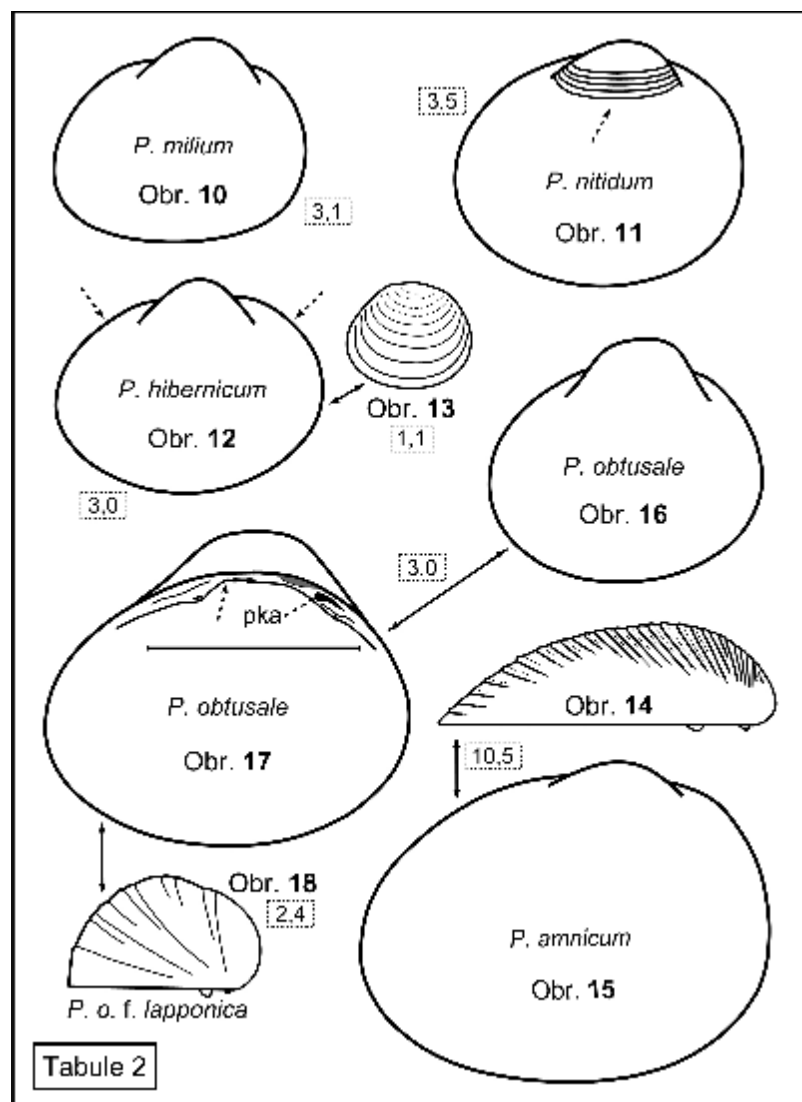
V: Velmi průměrně. *P. c. f. ovatum* se vyznačuje plynule oválným obrysem a málo vyniklými vrcholy. Je to forma rašelinných a slatinných vod. Poddruh *P. c. ponderosum* (Stelfox) je nikdy hodnocen jako samostatný druh. Od nominálního poddruhu se liší hlavně velmi silnou zámkovou lištou (podobně jako u *P. supinum*). Vyskytuje se vzácně pouze v tekoucích vodách, nejčastěji jí ve větších a nenarušených nížinných tocích. *P. casertanum* lze zaměnit s několika druhy, což nabyvá na významu s ohledem na jeho hojnost. Problémy s rozlišením od *P. amnicum*, *P. subtruncatum* a *P. personatum* jsou objasněny v rámci komentáře u těchto druhů. Z důvodů determinačních nesnáží shráme soubor znaků, který charakterizuje *P. casertanum*: povrch bez žebírek (pouze s přírůstkovými rýhami), vrcholy asymetrické (ale jejich osa svírá s osou lastur pravý úhel), „c4“ je prohnutý v pravém úhlu (ale není vyplněný lasturovou hmotou), „p1“ a „p3“ nejsou spojené a prostor před nimi je hladký mílký žlábek. V případě, že se nevyskytuje společně s *P. personatum*, je možné přidat juvenilní jedince vyřezávací metodou.

Pisidium moitessierianum (Paladilhe, 1866) – hrachovka nepatrná

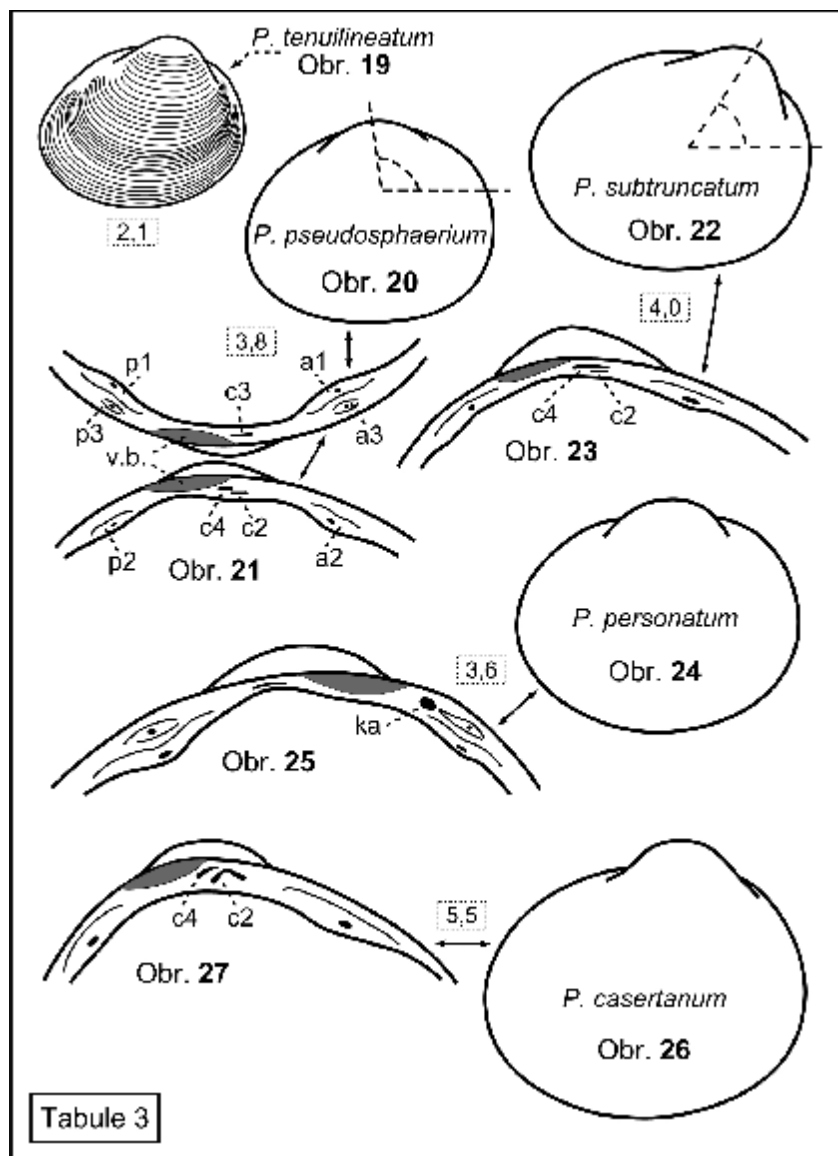
P: Lastury jsou průměrně pevné, okrouhle trojúhelníkovité a v dospělí velmi nadmuté. Pod vrcho-



Tabule 1 Obr. 1-9. Vysvi tlivky: v.l. – vrcholová lišta; v.b. – vazová brázda; c3 – hlavní zub; a1, a3 – přední postranní zuby; p1, p3 – zadní postranní zuby; skutečná maximální velikost ve vodorovném směru je uvedena v přeširovaném rámečku (vše v milimetrech)



Tabule 2 Obr. 10–18. Vysvi tlivky; pka – pseudokalus; skutečná maximální velikost ve vodorovném směru je uvedena v pře-
rušovaném rámečku (vše v milimetrech)



Tabule 3 Obr. 19–27. Vysvi tlivky: v.b. – vazová brázda; c2, c3, c4 – hlavní zuby; a1, a2, a3 – přední postranní zuby; p1, p2, p3 – zadní postranní zuby; ka – kalus; skutečná maximální velikost ve vodorovném směru je uvedena v přeširovaném rámečku (vše v milimetrech)

lem je vytvořena vrcholová lišta, která je nízká, dlouhá a soubíží s povrchovými žebírky. Poěnáje vrcholovou lištou je povrch pravidelní a hustě žebírkovaný, matně lesklý a bílaví žlutý. Rozměry – 1,5–2,3 : 1,3–2,1 : 1,0–1,5.

R: Evropský druh, u nás vzácný, prozatím je znám pouze 22 nálezů, v tlšinou v rozmezí 150–240 m

n.m. (BERAN 2002). Vykytuje se v dolním Pooohí, středním Polabí a širší oblasti soutoku Moravy a Dyje.

E: Obývá klidné pobřežní zóny epi- a metapotamálního úseku v tších toků, ojedině le proniká i do průtoěných slepých ramen. Preferuje jemný bahnitý substrát (blíže HORSÁK 2001).

V: Stálý. Dobře poznatelný díky jedinečným vrcholovým listům, na malou velikost je nápadná velká nadmutost. Zámková lišta je velmi silná, podobná *P. supinum*, liší se však postavením zubů „p1“ a „p3“, které se dopředu sbíhají až spojují. Pomocí vrcholových listů je možné určit i juvenilní jedince (povrch před lištou je hladký).

Pisidium tenuilineatum Stelfox, 1918 – hrachovka ěárkovaná

P: Lastury jsou poměrně pevné, šikmo vejčité, povrch je hustě, velmi jemně a pravidelně žebírkovaný (obr. 19), jemně hedvábně lesklý. V rámci našich druhů je zcela jedinečná vnitřní vazová brázda. Rozměry – 1,6–2,2 : 1,4–2,0 : 1,2–1,7.

R: Západopalearktický druh, u nás vzácný, prozatím je známo pouze 32 nálezů, které jsou nejčastěji v rozmezí 200–300 m n.m. (BERAN 2002). V posledních dvaceti letech byl tento ohrožený druh zjištěn pouze v severních Čechách (Pšovka, Liběchovka, Ploučnice) a na severní Moravě (malý přítok Ostravice).

E: Obyvá pomaleji tekoucí úseky čistých a neovlivněných nížinných řek a potoků (v tšinou hyporitralní a epipotamální úsek). Má vyšší nároky na obsah vápníku, proto se vyskytuje i v okolí krasových vyvěraček (Slovenský kras). Preferuje jemně písčité až písčito bahňité substrát. Známé

informace včetně rozšíření shrnují BERAN & HORSÁK (2001).

V: Stálý. Zároveň je možná s žebírkovanými kusy *P. subtruncatum* (viz výše). Vzhledem k velikosti jsou malá stádia charakteristická vyšší nadmutostí, a jemným žebírkováním.

LITERATURA

- BERAN L., 1998: Vodní mšičky ER. – Metodika Českého svazu ochránců přírody č. 17, Vlašim: ZO ESOP Vlašim, 113 pp.
- BERAN L., 2002: Vodní mšičky České republiky – rozšíření a jeho změny, stanoviště, šíření, ohrožení a ochrana, červený seznam. – Sborník přírodovědného klubu v Uh. Hradišti, Suppl., 10, 258 pp.
- BERAN L. & HORSÁK M., 2001: Současný stav výskytu hrachovky ěárkované – *Pisidium tenuilineatum* (Mollusca: Bivalvia) v České republice. – Sborník Severočeského Muzea – Přírodní Vědy, Liberec, 22: 71–76.
- BRABENEČ J., 1973: Československé druhy rodu *Pisidium* C. PF. – hrachovky. – Práce a studie, Přír., 5: 147–176.
- HORSÁK M., 2001: Současný stav našich hrachovek (*Pisidium*) a možnosti jejich využití v bioindikaci. – Ochrana přírody, 55: 53–56.
- LISICKÝ J. M., 1991: Mollusca Slovenska. – Veda, Bratislava, 340 pp.
- MÁCHA S., 1996: Praktické rady k usnadnění studia hrachovek (Bivalvia, rod *Pisidium*). – Čas. Slez. Muz. Opava (A), 45: 171–178.
- VASÁTKO J. & HORSÁK M., 2000: Mšičky labské nivy u Přelouče. – Vě. sb. přír. – Práce a studie, 8: 237–246.

ICHTYOLÓGIA

Acta Facultatis Ecologiae, 10, Suppl. 1 (2003): 231

Proc. 13th Conference of Slovak Limnol. Soc. & Czech Limnol. Soc., Banská Štiavnica, June 2003
(Edited by P. Bitušík & M. Novíkmeč)

ICHTHYOFAUNA OF SELECTED STREAMS OF DANUBIAN LOWLAND – CATCHMENT OF THE RIVER ĚIERNA VODA AND ŠŪRSKY KANÁL

Peter Chynoradský

Slovenský hydrometeorologický ústav, Jeséniova 17, SK-833 15 Bratislava, Slovakia, e-mail: Peter.Chynoradsky@shmu.sk

ABSTRACT

Ichthyofauna of selected waters in the Danubian lowland was investigated. Twenty-six species of fish belonging to eight families were found in the area studied. In general, three species (roach, tubenose goby and chub) predominated in the samples. Six species from the Red list of fishes of Slovakia (nase, dace, ide, spiny loach, crucian carp and weatherfish), and one invasive species (bighead goby) were also recorded.

Key words: fish, Ěierna Voda River and Šúrsky Kanál, Western Slovakia

APLIKOVANÁ HYDROBIOLOGIA
A HYDROCHÉMIA

ORGANICKÉ ZNEČIŠTĚNÍ TOKŮ VE SVĚTLÉ SOUČASNÝCH EKOLOGICKÝCH METOD HODNOCENÍ

Karel Brabec¹, Světlana Zahrádková¹, Petr Paříl¹, Libuše Opatřilová¹
& Denisa Němejcová²

¹ Katedra zoologie a ekologie, Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita v Brně, Kotlářská 2, CZ-611 37 Brno, Česká republika, e-mail: brabec@sci.muni.cz

² Výzkumný ústav vodohospodářský TGM, pobočka Brno, Dvorská 11, CZ-657 57 Brno, Česká republika

ABSTRACT

Brabec K., Zahrádková S., Paříl P., Opatřilová L. & Němejcová D. **Organic pollution of streams according to current ecological methods of evaluation**

The AQEM method is new method for assessment of the ecological status based on macroinvertebrate community. This stressor specific and stream type specific method was developed within AQEM project complying requirements of Water Framework Directive (WFD). In the first stage (2000–2002) the assessment system was calibrated for the organic pollution impact in three preliminary defined stream types. Separation of stressor effects and natural heterogeneity was enhanced by evaluation of riffle and pool habitats separately. Further calibration and standardization of AQEM method for new stream types is recently proceeding within STAR project.

Key words: macroinvertebrates, Water Framework Directive, organic pollution

ÚVOD

Současné trendy v hodnocení ekologické kvality vodních ekosystémů zohledňují nové vlně poznatky o struktuře a procesech charakterizující tyto složité a dynamické systémy. Redukce plošného rozsahu i intenzity nepříznivého vlivu některých stresorů, jako je například pokles zatížení tekoucích vod lehkou rozložitelnou organickou hmotou, umožňuje soustředit úsilí na komplexní ochranu a revitalizaci sladkovodních ekosystémů a metodicky sjednotit dříve vyvinuté systémy hodnocení zaměřené na jednotlivé stresory.

Hodnocení zatížení organickou hmotou na základě indikace hodnoty vybraných taxonů makrozoobentosu má ve středoevropských zemích dlouhou tradici, která je založena především na saprobním systému. Kromě těchto systémů využívajících indikátorové taxony existují metody kombinující ekologické charakteristiky společenstva (trofické funkční skupiny, vazba na zónu toku nebo habitaty) s indexy založenými na senzi-

tivitě vůči různým faktorům (acidifikace, saprobita, morfologická degradace). Taková metoda byla vyvinuta a otestována během projektu AQEM a pro vybrané typy toků a stresorů již poskytuje výstupy požadované evropskou rámcovou směrnicí (Water Framework Directive – WFD). Další možnou cestou jak postupovat při stanovení míry odpovídání je srovnání s modelovanými referenčními podmínkami. Vedle systému RIVPACS na jehož principech je založen i český systém PERLA jsou v současnosti testovány systémy postavené na jiných statistických procedurách než je diskriminační analýza.

Podstatným předpokladem korektnosti hodnocení je srovnávání srovnatelného, tzn. v případě odvozených proměnných (indexů) je třeba srovnání s hranicemi typicky specifickými pro jednotlivé typy toků. Predikční systémy zajišťují tuto srovnatelnost modelováním složení společenstva pomocí vybraných abiotických parametrů. Aplikaci moderních hodnotících metod tedy musí předcházet vytvoření typologie vodních útvarů. Je totiž zřejmé, že určitá hodnota, například saprobního indexu, bude

mít různý význam na lokalitě s plochou povodí 10 km² a 1000 km².

STUDOVANÉ ÚZEMÍ A METODY

V první fázi výzkumu (projekt AQEM) byly položeny metodické základy nové multimetrické metody AQEM a zároveň byla započata kalibrace systému pro 3 provozní vymezené typy toků. Pro každý typ byla zpracována sada lokalit, které byly vybrány tak, aby reprezentovaly gradient studovaného stresoru, v tomto případě tedy organického znečištění. Studovány byly jarní a letní sezóna. Odběr vzorků makrozoobentosu byl prováděn pomocí multihabitatové metody zahrnující všechny typy habitatů s pokrývností převyšující 5 % plochy vzorkovaného úseku koryta toku. Směrný vzorek z jedné lokality proto sestává z 20 jednotek zastoupených proporcionálně jednotlivým habitatům. Pro kalibrační soubor 37 lokalit byly odděleny uchovávány jednotky z lotických a lenitických částí toku. Vymezení habitatů je založeno na charakteru substrátu, proudových a hloubkových poměrech vzorkovaného místa. Odběr je prováděn sítí se čtvercovým rámem o straně 25 cm a velikostí oka sítě 500 μm. Většina taxonomických skupin makrozoobentosu byla podrobně determinována českými odborníky. Získaná data jsou vkládána do databáze (AQEMdb), která umožňuje připojení informací o ekologických nárocích jednotlivých taxonů a jejich senzitivitě vůči stresorům. Takto propojená data opatřená jedinečným kódem taxonu a vzorku mohou být exportována a dále analyzována. Vlastním produktem projektu AQEM je také software, který umožňuje výpočet mnoha odvozených charakteristik bentického společenstva (indexy, rozložení počtu jedinců mezi taxonomické a ekologické skupiny apod.) a na jejich základě stanovuje třídu ekologické kvality analyzovaného vzorku. Metoda svojí specifitou vůči typům toků i stresorů splňuje požadavky směrnice EU (Water Framework Directive).

Podrobná metodika vzorkování a zpracování vzorků je popsána v manuálu metody AQEM (AQEM CONSORTIUM 2002), jehož elektronická verze je spolu s dalšími informacemi a nástroji dostupná na internetu (www.aqem.de).

VÝSLEDKY

Rozsáhlý datový soubor byl podrobně analyzován pomocí široké škály statistických metod. Při tomto hodnocení byl kladen důraz na rozklad široce defino-

vaných stresorů na elementární faktory u nichž je možné snáze nalézt ekologické vazby s biotou. Zde bylo možné najít také faktory spojené s více než jedním typem stresoru. Příkladem může být provázanost organického znečištění a eutrofizace tekoucích vod. Mnohorozměrnými statistickými metodami byl prokázán vztah mezi taxonomickou strukturou bentických společenstev a parametry prostředí, které jsou ve vztahu k intenzitě studovaného stresoru (BRABEC et al in prep). Vedle biologické spotřeby kyslíku (BSK5), která je základním chemickým ukazatelem množství lehce odbouratelné organické hmoty, byly prokázány statisticky významné vazby dalších chemických parametrů (dusičnanů, forforenanů, TOC), hydromorfologických parametrů lokalit (rychlost proudu, zastoupení peřejí a tůň, podíl bahnitých sedimentů s vysokým obsahem organické hmoty) a také parametrů povodí (podíl zemědělsky využívané půdy v povodí). Zvláště v letním období se důležitými faktory stávají průměrná hloubka a podíl břehové linie pokryté stromovou vegetací, což zřejmě souvisí s podmínkami pro rozvoj nárostových autotrofních společenstev.

DISKUSE

Výsledky ukazují, že vliv organického znečištění je třeba hodnotit jako stresor, který je úzce provázan s eutrofizací a stavem koryta i povodí (opevnění břehů, napájení, přehradní stavby, eroze). MEYER & JOHNSON (1983) prokázali, že intenzita rozkladu organické hmoty může být ovlivňována koncentrací dusičnanů ve vodě. Důležitým aspektem nově vyvíjené metody hodnocení je zohlednění různých typů habitatů, což zlepšuje oddělení vlivu stresoru od přirozené variability prostředí. Samostatné použití saprobního systému bylo v minulosti kritizováno pro nerespektování rozdílů mezi habitaty (peřej, tůň) a jednotlivými typy substrátů (HYNES 1960, CHANDLER 1970). Pro prohloubení poznatků o procesech souvisejících s poškozením vodních ekosystémů by bylo potřeba pilotních studií zaměřených na podrobné studium na úrovni mikro- nebo mesohabitatů.

Když směrnice EU vyžaduje hodnocení pomocí nástrojů specifických pro jednotlivé typy ovlivnění je třeba mít na paměti, že většina reálných systémů je vystavena kombinaci stresorů. Systém hodnocení vyvinutý v rámci EU projektu AQEM je prozatím kalibrován pouze pro vybrané typy toků s převahou organického znečištění, nicméně, v současné době probíhá vývoj modulů pro hodnocení dalších typů toků i stresorů.

Poděkování

Prezentované výsledky byly shromážděny při hem projektu AQEM (2000–2002) financovaného pátým rámcovým programem Evropské Komise (EVK1-CT1999-00027). Využity byly také poznatky z právě probíhajícího projektu STAR (2002–2004), který patří rovněž do 5. rámcového programu EK (EVK1-200-00034).

LITERATURA

AQEM CONSORTIUM, 2002: Manual for the application of the AQEM method. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002.

BRABEC K., ZAHŘÁDKOVÁ S., NI MEJCOVÁ D., KOKES J. & JARKOVSKÝ J., (in prep): Assessment of organic pollution effect considering differences between lotic and lentic stream habitats. – *Hydrobiologia*.

HYNES H. B. N., 1960: *The Biology of Polluted Waters*. – Liverpool Univ. Press, Liverpool, England.

CHANDLER J. R., 1970: A biological approach to water quality management. – *Water Pollution Control*, 69: 415–421.

MEYER J. L. & JOHNSON C., 1983: The influence of elevated nitrate concentration on rate of leaf decomposition in a stream. – *Freshwat. Biol.*, 13: 177–183.

PREDIKČNÍ SYSTÉM PERLA

Jiří Kokeš¹, Světlana Zahrádková², Jan Hodovský³ & Denisa Němejcová¹

¹ Výzkumný ústav vodohospodářský, Dvůrská 12, CZ-657 57 Brno, Česká republika, e-mail: jiri.kokes@atlas.cz

² Katedra zoologie a ekologie PpF, Masarykova univerzita, Kotlářská 2, CZ-611 37 Brno, Česká republika

³ Zemědělská vodohospodářská správa, Hlinky 60, CZ-603 00 Brno, Česká republika

ABSTRACT

Kokeš J., Zahrádková S., Hodovský J. & Němejcová D.: **Prediction model Perla**

Prediction model Perla presents one of a tool for an evaluation of a stream ecological status. It enables a comparing with a standard. The standard is formed by a dataset of sites from all area of the Czech Republic. The sites were influenced by a human activity as few as possible.

8 variables were used for prediction (distance from source, elevation, stream width and depth, slope, substrate roughness, longitude and latitude. All of them were statistically important for benthic communities.

Results do not response ecoregions, but rather stream size (type). B (EQI_{taxon}), EQI_{SI} , EQI_{ASPT} a EQI_{H} appears applicable for assessment using the prediction model and for natural and human stress differentiating.

Limiting values of the indices for good ecological status are suggested. On the contrary, using of EQI_{EPT} a EQI_{ekoprof} indices would be possible only with difficulties.

Key words: stream, ecological status assessment, macrozoobenthos, prediction model

ÚVOD

Predikční model Perla představuje jeden z nástrojů hodnocení ekologického stavu toků. Hodnocení je prováděno programem Hobent, je založeno na makrozoobentosu a umožňuje srovnání se standardem. Tímto standardem je podkladová databáze lokalit co nejméně antropogenně ovlivněných z celého území ČR. V současné době obsahuje 304 lokalit různých velikostí toků. Je třeba poznamenat, že pro ně které typy toků v ČR není možné nalézt přijatelně málo ovlivněné protějšky splňující požadavky pro zařazení do podkladové databáze.

METODIKA

Vzorky byly odebrány ruční sítí o rozměrech rámu 30x40 cm a velikosti ok sítí 0,5 mm. Síť byla stavena na dno užší stranou rámu, substrát před ní byl rozrušován nohama a organismy byly proudem splaveny do sítí. Velké kameny byly omývány rukama, rostliny, větve apod. otěpávány do sítí. Na jednom místě bylo vzorkováno 5–15 vteřin, celkem byla doba odběru 3 mi-

nuty. Bylo vzorkováno ze všech habitatů v proporci času rovné proporci plochy kterou habitat zabíral.

Určováno bylo do co nejnižší taxonomické úrovně. Před hodnocením byla provedena taxonomická úprava, spočívající v ponechání pouze jedné systematické úrovně v souboru.

Proměnné prostředí byly měřeny na lokalitách (šířka a hloubka toku, rychlost proudu apod.) nebo zjišťovány z map (nadmořská výška, vzdálenost od pramene apod.). Hrubost substrátu byla počítána jako:

$$\phi = (-7.75 * B + -3.25 * P + 2 * S + 8 * C) + 8$$

kde B = proporce frakce větší jak 64 mm, P = proporce frakce 2–64 mm, S = proporce frakce 0,2–2 mm, C = proporce frakce menší jak 0,2 mm.

Pro hodnocení byla použita divizivní klasifikace (program TWINSPAN), kanonická korespondenční analýza (program CANOCO), diskriminační analýza (program SPSS) aj. Korelace byly počítány Kendallovým Tau, rozdíl mezi skupinami Kruskal-Wallisovým testem (statistika H), vše na 5% hladině významnosti.

Výsledky predikčního modelu byly získány pomocí programu Hobent a jsou uváděny jako EQI indexy (Ecological Quality Index). Kromě EQI_{Si} jsou to podíly zjištěné a očekávané (predikované) hodnoty, v případě EQI_{Si} je to podíl očekávané a zjištěné hodnoty.

VÝSLEDKY

Makrozoobentos

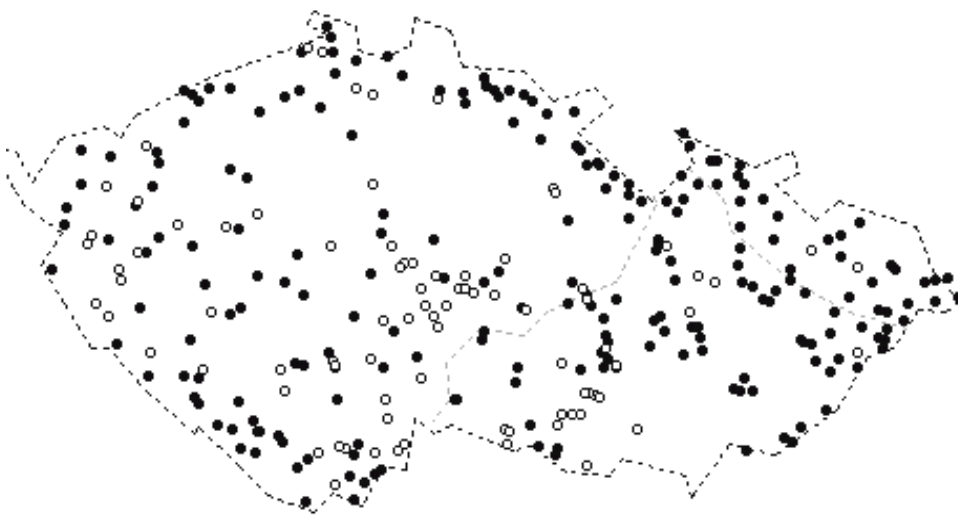
Pro hodnocení bylo použito 474 taxonů (po taxonomické úpravě). Klasifikací se lokality nedělily podle ekoregionů, ale především podle velikosti (šířky) toků (obr. 1 a 2). Šířka toků byla korelována např. se vzdáleností od pramene ($Tau = 0,68$), s velikostí povodí

($Tau = 0,7$), málo s nadmořskou výškou ($Tau = -0,1$).

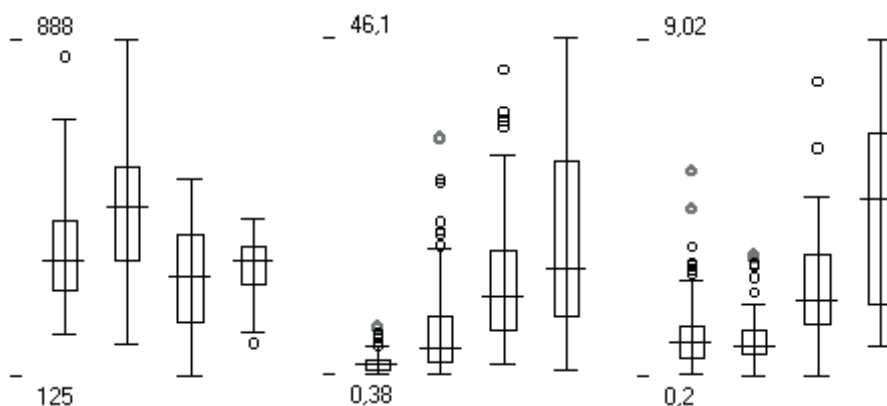
Divisivní klasifikací programem TWINSpan bylo 304 lokalit rozděleno do 29 skupin (obr. 3). V jednotlivých parametrech, ať chemických nebo fyzikálních, se skupiny na všech úrovních dělení značně překrývaly, takže jednotlivými parametry nelze skupiny charakterizovat.

Proměnné prostředí

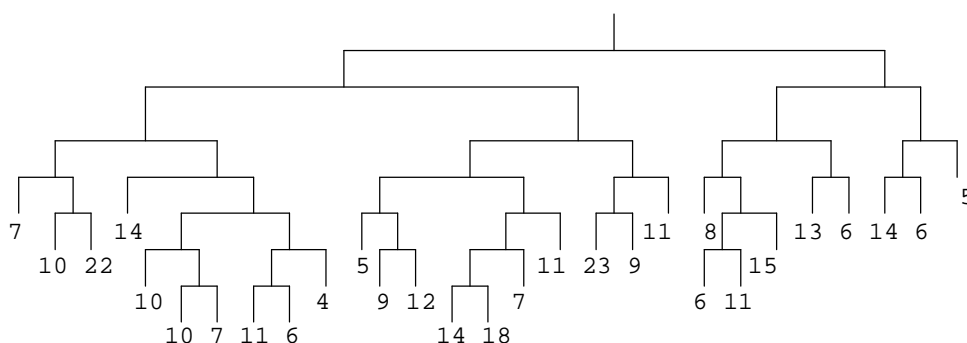
Hodnoceno bylo 31 proměnných prostředí. Z nich 23 bylo významných pro benthická společenstva podkladové databáze (tab. 1). Mezi významné proměnné patřilo i všech 8 proměnných užitých pro predikce.



Obr. 1 Rozmístění lokalit, plnými a prázdnými kroužky jsou vyznačeny dvě skupiny klasifikace na první úrovni dělení



Obr. 2 Boxploty nadmořské výšky, šířky toku a BSK5 dvou skupin na druhé úrovni dělení



Obr. 3 Dendrogram 29 skupin podkladové databáze (čísla znamenají počet lokalit)

Tab. 1 Promínné prostředí a výsledky Monte Carlo permutačního testu. Promínné nevýznamné pro společenstva makrozoobentosu jsou v závorkách, promínné použité pro predikci jsou podtržené

Variable	LambdaA	P	F	Variable	LambdaA	P	F
<u>od pramene</u>	0,28	0,005	9,01	vodivost	0,05	0,005	1,73
<u>spád</u>	0,12	0,005	3,81	Mg	0,05	0,005	1,73
<u>substrát</u>	0,11	0,005	3,58	povodí	0,05	0,065	1,67
tvrdost	0,10	0,005	3,26	N-NO ₂ -	0,04	0,050	1,59
BSK5	0,09	0,005	2,88	(P celk,	0,05	0,055	1,59)
<u>S42X</u>	0,07	0,005	2,46	<u>šířka</u>	0,04	0,020	1,50
<u>S42Y</u>	0,08	0,005	2,37	TOC	0,04	0,015	1,40
Ca	0,06	0,005	2,21	kyslík	0,04	0,045	1,26
N-NO ₃ -	0,07	0,005	2,12	(CHSKCr	0,04	0,095	1,17)
<u>hloubka</u>	0,06	0,005	2,01	(Hg	0,03	0,180	1,18)
pH	0,05	0,005	1,88	(Pb	0,03	0,140	1,14)
<u>nadm. v.</u>	0,05	0,005	1,77	(N-NH ₄ ⁺	0,03	0,295	1,11)
Cd	0,06	0,005	1,74	(Cl	0,04	0,285	1,09)
SO ₄	0,05	0,005	1,73	(AOX	0,03	0,435	1,00)
kyslík	0,04	0,045	1,26	(NEL	0,02	0,470	0,95)
vodivost	0,05	0,005	1,73				

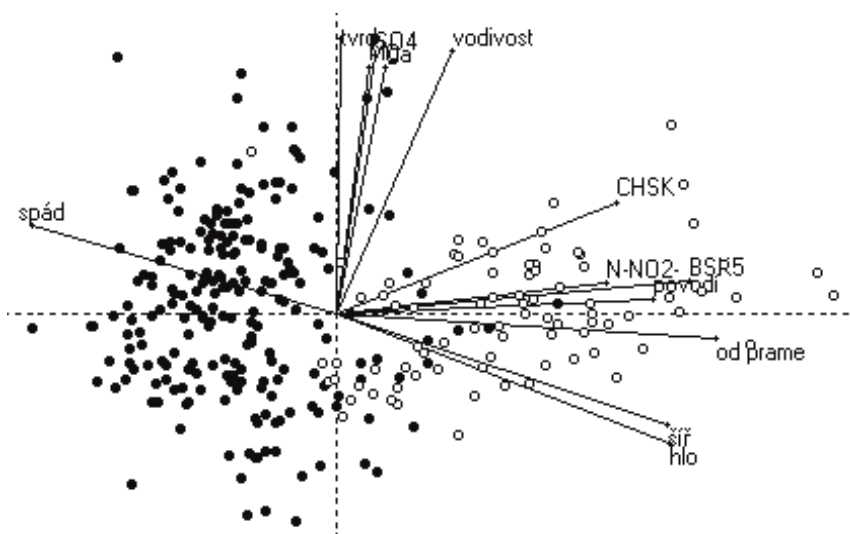
Korespondenční analýza

V ordinačním diagramu jsou skupiny na první úrovni dělení divisivní klasifikací dobře oddělené (obr. 4). S první ordinační osou jsou nejvíce korelované promínné postihující velikost toku (vzdálenost od pramene, šířka, hloubka, velikost povodí) a organické zatížení (BSK5, CHSK, N-NO₂). Nadmořská výška nepatří mezi nejvíce korelované veličiny, velmi korelovaný je však spád. V levé polovině diagramu jsou lokality na menších tocích blíže k prameni a s menším organickým zatížením, v pravé polovině jsou větší toky v větší šířce v nižších nadmořských výškách a s vyšším organickým zatížením.

Výsledky z predikčního systému

85,9 % lokalit podkladové databáze bylo zařazeno podle promínných prostředí do stejných skupin jako podle společenstev makrozoobentosu, 9,9 % lokalit byla stejná skupina na druhém místě a u 4,3 % byla na třetím nebo dalším místě.

Index B lze nazvat $EQI_{\text{taxonů}}$ a pohyboval se v rozmezí 0,37–1,53. Mezi skupinami nebyly statisticky významné rozdíly ($H = 0,594$ na druhé úrovni dělení (4 skupiny), $H = 13,184$ při 29 skupinách). Pouze 7 lokalit (2,3 %) mělo B nižší než 0,5. Předpokládáme-li, že všechny lokality podkladové databáze dosahují alespoň dobrého stavu, mohla by být hodnota 0,5



Obr. 4 Ordinační diagram, plnými a prázdnyimi kružky jsou vyznačeny dvě skupiny klasifikace na první úrovni dělení, vyznačeny jsou proměnné s korelačním koeficientem k jedné z os více než 0,5

považována za jeho hranici.

Si se pohyboval v rozmezí od 0,38 do 2,22. Byl slabě korelovaný s nadmořskou výškou ($\text{Tau} = -0,26$) i se šílkou toku ($\text{Tau} = 0,29$). Rozdíly mezi skupinami byly významné ($H = 145,64$ při 4 skupinách na druhé úrovni dělení, $H = 204,21$ při 29 skupinách). EQI_{Si} se pohyboval v rozmezí 0,47–2,08. Pouze 4 hodnoty (1,32 %) byly nižší než 0,6 a tato hodnota by tedy mohla být považována za hranici dobrého ekologického stavu. Rozdíly mezi skupinami nebyly statisticky významné ($H = 7,41$ při 4 skupinách na druhé úrovni dělení, $H = 18,32$ při 29 skupinách)

ASPT index se pohyboval v rozmezí od 3,5 do 8,21. Rozdíly mezi skupinami byly významné ($H = 63,72$ při 4 skupinách na druhé úrovni dělení, $H = 135,77$ při 29 skupinách). EQI_{ASPT} se pohyboval v rozmezí 0,59–1,24. Pouze 7 hodnot bylo nižších než 0,8 a pouze jedna byla nižší než 0,7. Hodnota 0,8 by tedy mohla být považována za hranici dobrého ekologického stavu. Rozdíly mezi skupinami nebyly statisticky významné ($H = 0,305$ při 4 skupinách na druhé úrovni dělení, $H = 11,36$ při 29 skupinách).

Index diversity H se pohyboval od 0,38 do 3,73 a rozdíly mezi skupinami byly významné ($H = 47,78$ při 4 skupinách na druhé úrovni dělení, $H = 109,91$ při 29

skupinách). EQI_H se pohyboval od 0,25 do 1,84 a rozdíly mezi skupinami významné nebyly ($H = 3,03$ při 4 skupinách na druhé úrovni dělení, $H = 28,20$ při 29 skupinách)

EPT index (počet EPT taxonů ve vzorku vyjádřený v procentech) se pohyboval v rozmezí od 8,33 do 81,8. Rozdíly mezi skupinami byly významné ($H = 169,76$ při 29 skupinách). EQI_{EPT} se pohyboval od 0,23 do 2,75. Rozdíly mezi skupinami byly statisticky významné ($H = 203,48$ při 29 skupinách).

$\text{EQI}_{\text{ekoprof}}$ se pohyboval od 0,32 do 0,98. Na rozdíl od dříve uvedených EQI indexů, které mohou dosahovat hodnoty vyšší než 1, $\text{EQI}_{\text{ekoprof}}$ může dosáhnout maximální hodnoty 1. Rozdíly mezi skupinami byly statisticky významné ($H = 14,19$ při 4 skupinách na druhé úrovni dělení, $H = 67,74$ při 29 skupinách).

Indexy B ($\text{EQI}_{\text{taxonů}}$), EQI_{Si} , EQI_{ASPT} a EQI_H lze použít pro srovnávání se standardem podkladové databáze, a to bez ohledu na skupinu, do které byla hodnocená lokalita zařazena. Jeví se tak jako nástroje schopné odlišit přirozený stres od stresu antropogenního. EQI_{EPT} a $\text{EQI}_{\text{ekoprof}}$ jsou příklady indexů, jejichž použití v predikčním systému je obtížnější, neboť by bylo nutné stanovit hranice tříd pro každou skupinu podkladové databáze zvlášť.

BIODIVERSITY AND ITS INFORMATIVE VALUE IN EVALUATION OF LOCALITIES UNDER ANTHROPOGENIC STRESS

Ladislav Dušek¹, Jiří Jarkovský¹, Svetlana Zahrádková³, Karel Brabec³, Jan Hodovský, Milan Gelnar³ & Petr Andl⁴

¹ Centrum biostatistiky a analýz, Přírodovědecká a lékařská fakulta Masarykovy univerzity, Kamenice 126/3, CZ-62500 Brno, Česká republika, e-mail: dusek@cba.muni.cz

² Zemi di lská vodohospodářská zpráva, Hlinky 60, CZ-603 00 Brno, Česká republika

³ Katedra zoologie a ekologie, Přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity, Kotlářská 2, CZ-611 37 Brno, Česká republika

⁴ EVERNIA, a. r. o., Liberec, Česká republika

ABSTRACT

Biomonitoring of aquatic and terrestrial ecosystems became a frequent and valuable approach that is widely recognized as a necessary supplement to still more standard chemical monitoring programmes. Biomonitoring implies bioindication of changes that are routinely viewed as negative changes in biological systems due to the influence of stress factors, mostly of anthropogenic origin. Although there are an increasing number of scientific papers devoted to bioindication at the level of individual species or individual specimen (toxicity and genotoxicity testing, biomarkers etc.), complex biomonitoring at the ecosystem level seems to be rather difficult to manage and interpret. Although biodiversity is one of the central themes of ecology and ecotoxicology as well, there is still considerable disagreement in methodology of its comprehensive evaluation. Here we are presenting several approaches to biodiversity evaluation and results interpretation.

Conclusions on methodology and interpretation are made on two sets of data – fish parasites under different environmental conditions and a lichen community under emission loading. We can conclude that biodiversity (community composition and structure) analysis could be used for: i) Retrospective bioindication, where it represents indication of complex changes, sensitive early warning, and indication with long-term memory, and/or ii) prospective assessment, where it represents ecosystem health and stability. Best results are obtained when the biological community is stratified in order to reach environmentally reasonable units; and, these bio-indicative components of the community are necessary for effective monitoring plans or ecological risk assessment studies.

Key words: bioindication, biodiversity, fish parasites, lichens, ECORA

VÝVOJ CHEMICKEJ KVALITY VODY SLOVENSKO – MAĽ ARSKÉHO ÚSEKU DUNAJA V OBDOBÍ ROKOV 1989–2000

Jarmila Makovinská¹, Emília Elexová¹ & Ferenc László²

¹ Výskumný ústav vodného hospodárstva, arm. gen. L. Svobodu 5, SK-812 49 Bratislava, e-mail: makovinska@vuvh.sk

² VITUKI Budapest, Kvassai Jenő 1, 1095 Budapest, e-mail: laszlo.ferenc@vituki.hu

ABSTRACT

Makovinská J., Elexová E. & Ferenc L.: **Changes in the chemical water quality of the Slovak – Hungarian stretch of Danube in the period 1989–2000**

In the period 1989–2000 the water quality of the transboundary River Danube and its tributaries has been monitored in the frame of the Transboundary Slovak-Hungarian Water Commission. Programme was focused to evaluation of the changes of water quality, sediments and water organisms in connection to the Gabčíkovo Water Work construction. Results are used also for Trans-National Monitoring Network in the Danube River Basin and the Slovak National Monitoring Network as well. Forty five determinants of the physico-chemical parameters, nutrients, organic micropollutants and heavy metals were measured. Results of the twelve years monitoring of the Danube section between Bratislava (1869,2 rkm) and Budapest (1659,0 rkm) are discussed from the point of view of classification, trends in time and in the longitudinal profile.

Key words: water quality, monitoring, Danube river, physico-chemical determinands, nutrients, organic micropollutants, heavy metals

Od roku 1989 sa v úseku od Bratislavy po Budapešť sleduje kvalita vody hraničnej rieky Dunaj a jej prítokov v rámci aktivít pracovnej skupiny pre ochranu kvality hraničných tokov slovensko-maľarskej komisie hraničných vôd. Program monitoringu je zameraný na sledovanie zmien v kvalite vody, sedimentov a vodných organizmov v súvislosti s výstavbou vodného diela Gabčíkovo. Zároveň sa výsledky sledovania využívajú pre Medzinárodný monitoring kvality vody v povodí Dunaja pod vedením Medzinárodnej komisie pre ochranu povodia Dunaja (ICPDR). Rovnako sú výsledky súčasťou národného monitoringu kvality vody. Program zahŕňa sieť 26 monitorovacích staníc, kde sa sleduje v rôznych frekvenciách viac ako 75 chemických, mikrobiologických, hydrobiologických a rádiochemických ukazovateľov kvality vody, sedimentov, plavenín a vodnej bioty. Pre tento príspevok sme vybrali iba vlastný tok Dunaja.

Kvalita vody po fyzikálno-chemickej stránke bola charakterizovaná dvadsiatimi ukazovateľmi (teplota, priehľadnosť, nerozpustené látky, pH, rozpustený kys-

lík, $CHSK_{Mn}$, $CHSK_{Cr}$, BSK_5 , celkový organický uhlík, vodivosť, celková mineralizácia, alkalita, tvrdosť, chlóridy, sírany, hydrogenuhľičitany, vápnik, horčík, draslík a sodík), sledovalo sa 6 foriem nutričov (N – NH_4 , N – NO_2 , N – NO_3 , N – celkový, P – PO_4 , P – celkový), organické mikroznečistenie (fenolový index, aniónaktívne detergenty, ropné látky v UV oblasti, lindán, atrazín, chloroform, benzo/a/pyrén, fluorantén a polychlorované bifenyly) a ťažké kovy (železo, mangán, zinok, meď, celkový chróm, olovo, kadmium, ortuť, nikel, arzén). Vzorky vody sa odoberali v mesačných, resp. dvojtyždňových intervaloch spoločne s maľarskými partnermi vždy v rovnakom mieste a čase. Vzorky vody sa odoberali 0,5 m pod hladinou. Na slovensko-maľarskom úseku Dunaja bolo sledovaných 8 miest (tab. 1). Výsledky analýz sa každoročne medzi partnerskými stranami porovnali a zjednotili sa do spoločnej databázy. Na základe tejto databázy sa každý rok vypracovala spoločná hodnotiacia správa. Výsledky sa hodnotili podľa spoločnej klasifikačnej schémy na základe charakteristických hodnôt ($C_{90\%}$ alebo priemer).

Tab. 1 Zoznam odberových miest monitoringu Dunaja (¼ – ľavá strana, S – stred rieky, P – pravá strana)

Lokalita	rkm	miesto
Bratislava	1869,2	¼, S, P
Rajka	1848,0	P
Hrušov	1842,0	¼
Medveí ov/Vámoszabadi	1806,2	S
Komárno/Komárom	1768,0	S (¼, P)
Szob	1707,0	¼, S, P
Visegrád	1690,0	S
Budapest	1659,0	¼

Teplota vody Dunaja závisí priamo od klimatických podmienok. Charakteristické hodnoty (C_{90}) teploty ukazujú určitý vzostupný trend v úseku rieky od Bratislavy po Budapešť, čo je v súlade so zmenou charakteru toku z horského na nížinný. Hodnoty C_{90} boli od Bratislavy po Szob 18, 6–19, 9 °C, v úseku medzi Visegrádom a Budapešťou do 20,6 °C.

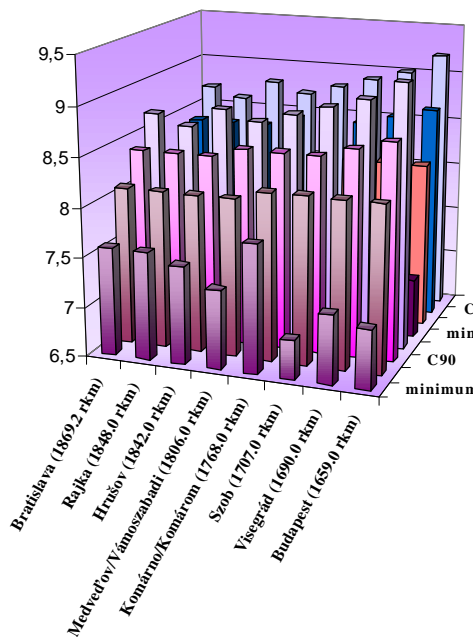
Priehľadnosť variovala v Dunaji od 0,002 do 1,3 m, pričom hodnoty C_{90} boli v rozsahu 0,13–0,19 m. Priehľadnosť rieky je nízka vzhľadom na relatívne vysoký obsah nerozpustených látok.

Koncentrácie nerozpustených látok sa počas dvanástich rokov pohybovali v širokom rozsahu (1–786 mg/l). Štatistické hodnoty (maximá, priemery, C_{90}) poukazujú na znižovanie koncentrácií nerozpustených látok v pozdĺžnom sledovanom úseku rieky. Tento fakt

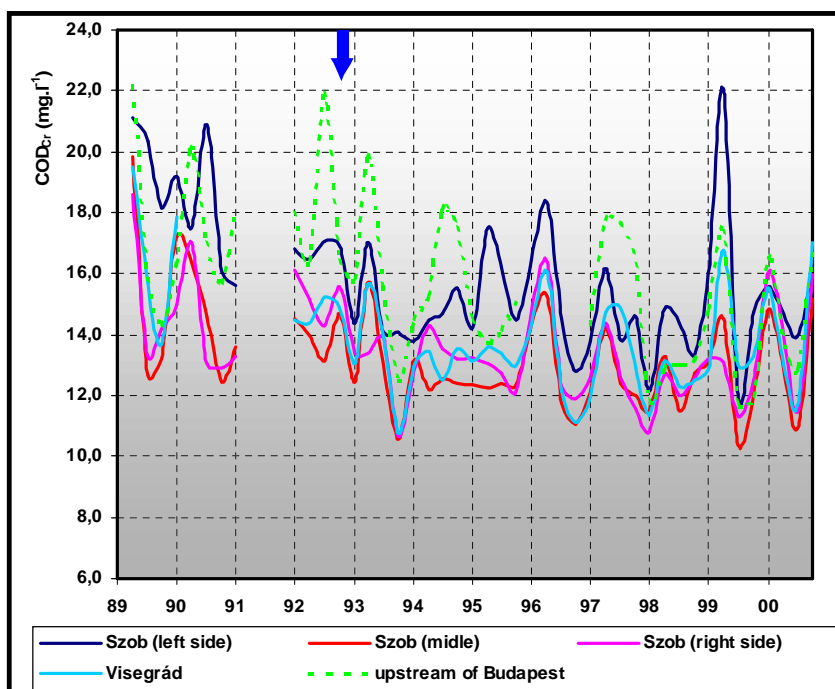
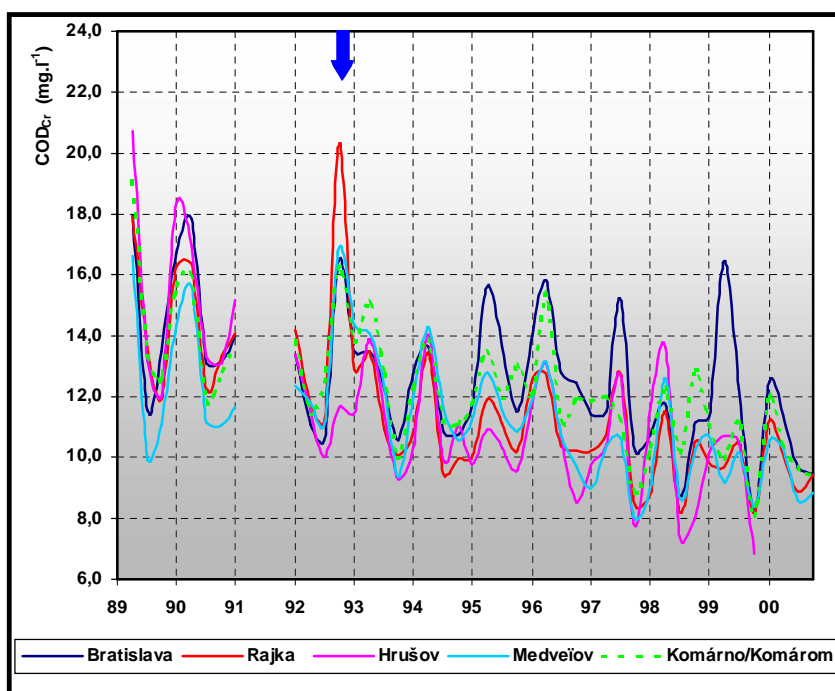
je v súlade s meniacim sa charakterom toku ako aj so sedimentačným efektom zdrže Eunuvo.

Hodnoty pH boli najvyššie vždy vo vegetačnom období počas rozvoja fytoplanktónu. pH sa v Dunaji pohybovalo v intervale 6,8–9,2. Hodnoty C_{90} zaradili úsek toku od Bratislavy po Komárno do II. triedy kvality (6,5–8,5), úsek od Szobu po Budapešť až do IV. triedy kvality (6,0–9,0). Na základe výsledkov možno konštatovať mierny nárast hodnôt pH v pozdĺžnom profile Dunaja medzi Bratislavou a Budapešťou (obr. 1).

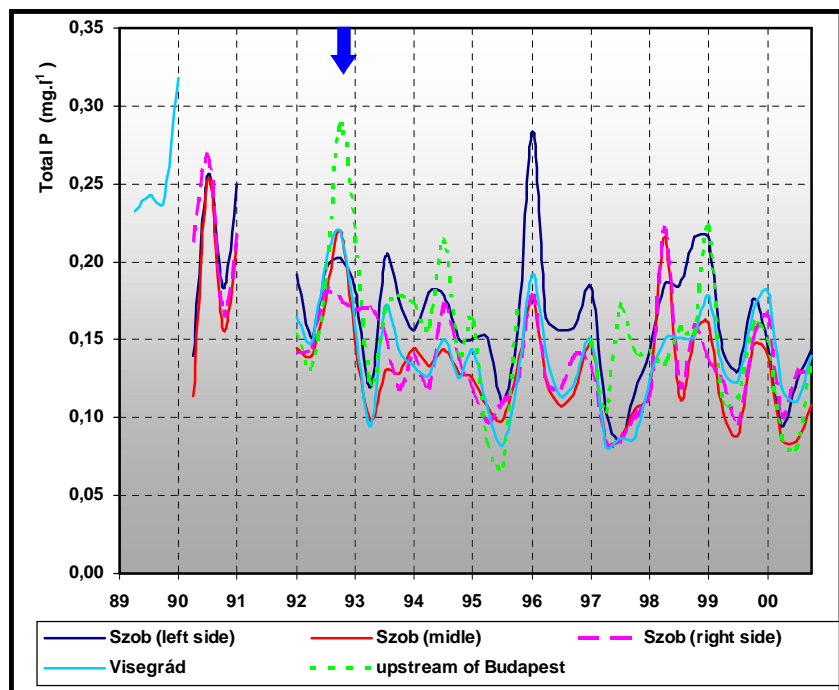
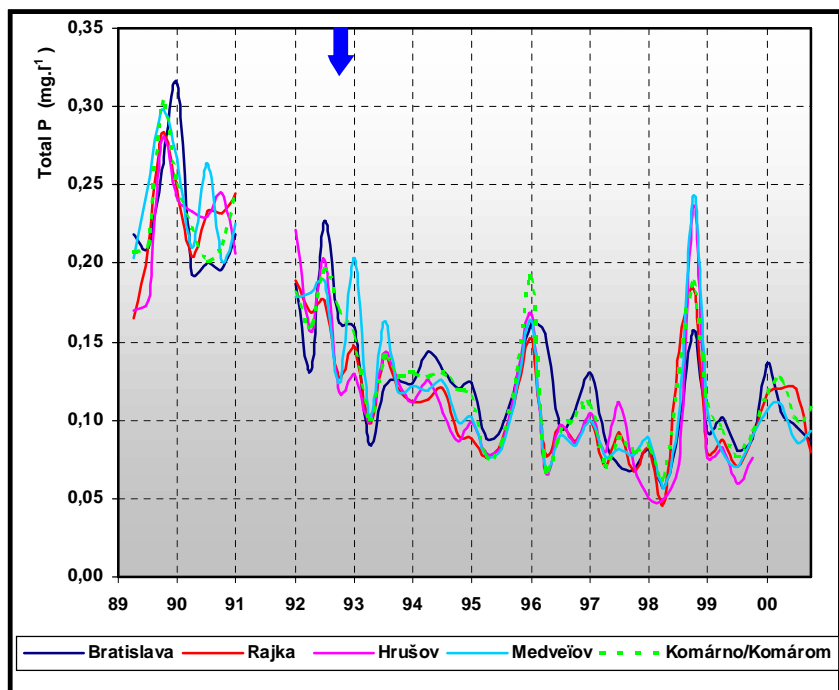
Koncentrácie rozpustného kyslíka boli v Dunaji v širokom rozsahu (5,3–17,4 mg/l), pričom charakteristické hodnoty (C_{90}) poukazujú na I. triedu kvality (nad 8 mg/l) na celom sledovanom úseku a v celom období 1989–2000.



Obr. 1 Ľasové zmeny pH v odberových miestach Bratislava-Komárno a Szob-Budapešť



Obr. 2 Ěasové zmeny CHSK_{Cr} v odberových miestach Bratislava-Komárno a Szob-Budapešť



Obr. 3 Ěasové zmeny v celkovom fosfore v odberových miestach Bratislava

Organické znečistenie toku sme charakterizovali ukazovateľmi $CHSK_{Mn}$, $CHSK_{Cr}$, BSK_5 a celkový organický uhlík (TOC). Všetky ukazovatele poukazujú na postupné zlepšovanie kvality vody Dunaja v éase. Výsledky ukazujú pokles v organickom zaťažení (obr. 2). Toto je pravdepodobne dôsledok investovania do èistenia odpadových vôd v hornom povodí Dunaja (Nemecsko a Rakúsko), v Maï arsku a na Slovensku, ale aj dôsledok hospodárskej situácie u nás a v Maï arsku. Pomer $CHSK_{Cr}$ ku $CHSK_{Mn}$, ktorý chrakterizuje pomer ťažšie a ťahšie odbúrateľných látok, je na celom sledovanom úseku relatívne stabilný. Statistické hodnoty zaraï ujú Dunaj do II. triedy kvality ($CHSK_{Cr}$, $CHSK_{Mn}$), do II.–III. triedy (BSK_5) a do III. triedy kvality (TOC).

Vodivosť varíovala v Dunaji od 235–630 $\mu S/cm$ èo poukazuje na II. triedu kvality, rovnako ako aj celková mineralizácia (149–483 mg/l). Tvrdosť vody, chloridy a sirany zaraï ovali Dunaj do I. triedy kvality (39–231 mg/l CaO ; 7,1–85 mg/l; 14–75 mg/l).

Z hľadiska živín možno pozorovať v Dunaji v období 1989–2000 postupné zmeny v kvalite vody. Obe formy fosforu (P – PO_4 a celkový P) ako aj amoniakálny dusík ukazujú postupný a významný pokles v sledovanom období na všetkých odberových miestach (obr. 1, 2, 3). Hodnoty N – NO_2 a N – NO_3 nepoukazujú na významné zmeny. N – NO_2 bol relatívne stabilný, kým N – NO_3 – dominantná forma dusíka – poèas dvanástich rokov najskôr mierne vzrastala, potom zasa mierne klesala, no tieto zmeny neboli štatisticky významné. Koncentrácie N – NH_4 významne klesali v období 1989–2000 (takmer o 50 %) na všetkých sledovaných odberových miestach. Celkový dusík mierne klesal v éase na väčšine odberových miest. Celkový fosfor a P – PO_4 mali významne klesajúci trend v sledovanom období a na všetkých miestach medzi Bratislavou a Budapešťou (obr. 3). Všetky tieto zmeny v kvalite vody sú dôsledkom zvýšenej pozornosti kontroly zneèistenia v krajínach horného Dunaja. Celkovo sú však stále koncentrácie všetkých foriem dusíka (III.–V. trieda kvality) ale aj fosforu (III.–IV. trieda kvality) pomerne vysoké.

V skupine ukazovateľov organického mikrozneèistenia boli hodnoty fenolov (fenolový index) a anionaktívnych detergentov v II. triede kvality na všetkých odberových miestach (2–10 $\mu g/l$; do 0,5 $\mu g/l$). Charakteristické hodnoty (C_{90}) pre ropné látky merané v UV oblasti zaradili Dunaj od Bratislavy po Visegrád do II.–III. triedy (0,05–0,10 mg/l), kým Budapešť až do IV. triedy kvality (do 0,3 mg/l). Toto zneèistenie Dunaja

súvisí najmä s lodnou dopravou. Priemerné hodnoty lindánu v Dunaji boli do 0,08 $\mu g/l$ (III. trieda kvality); najvyššiu hodnotu herbicidu atrazín sme zistili v Budapešti (0,88 $\mu g/l$). Chloroform reprezentoval skupinu prchavých chlòrovaných uhľovodíkov. Maximum sme zistili v Hrušove (13,3 $\mu g/l$). Polycyklické aromatické uhľovodíky boli zastúpene benzo/a/pyrénom a fluoranténom. Najvyššie hodnoty benzo/a/pyrénu (0,50 $\mu g/l$) sa èasto vyskytovali na mnohých odberových miestach Dunaja. Maximá fluoranténu varíovali od 0,13 do 0,50 $\mu g/l$. Polychlòrované bifenyly boli zistené v koncentraènom rozsahu 0,001–0,500 $\mu g/l$ (IV. trieda kvality), prièom najvyššia koncentrácia bola zistená v Szobe.

Medzi anorganické mikropolutanty sme zaradili ťažké kovy a mikroprvky (Fe, Mn, Zn, Cu, Cr, Pb, Cd, Hg, Ni, As). Koncentrácie železa, ktoré sa v Dunaji nachádzali prevažne v ťažko rozpustnej oxidovanej forme, viazanej na nerozpustené látky boli v rozsahu 0,02–17,4 mg/l. Charakteristické hodnoty C_{90} poukazujú v Dunaji na II.–III. triedu kvality. Rovnaká situácia (II. trieda) bola v prípade mangánu (0,01–0,62 mg/l), prièom horné odberové miesta Dunaja (Bratislava – Medveïov) mali vyššie koncentrácie mangánu ako dolné odberové miesta (Komárno – Budapešť). Koncentrácie zinku, medi, chrómu, olova, kadmia a niklu boli v Dunaji relatívne nízke a nepresiahli hranicu I. triedy kvality (0,2 mg/l; 20 $\mu g/l$; 20 $\mu g/l$; 20 $\mu g/l$; 3 $\mu g/l$; 20 $\mu g/l$). Ortuť, najtoxickejšia z ťažkých kovov, bola v Dunaji v širokom rozsahu. Hodnoty C_{90} zaradili Hg v Dunaji do II.–IV. triedy kvality. Charakteristické hodnoty (C_{90}) arzènu boli v Dunaji medzi 1,4–5,0 $\mu g/l$, èo tiež ukazuje na I. triedu kvality. Najvyššie koncentrácie arzènu boli zistené v Szobe na ľavej strane, èo dokazuje na vplyv Hrona.

Záverom možno na základe výsledkov dvanásťroèného sledovania kvality vody Dunaja konštatovať:

1. organické zaťaženie toku sa v úseku Bratislava – Budapešť v priebehu obdobia 1989–2000 znížilo;
2. koncentrácie nutriètov v Dunaji sú naï alej relatívne vysoké, možno však pozorovať významný pokles niektorých foriem dusíka a fosforu v éase;
3. hodnoty pH sa v pozdĺžnom profile toku od Bratislavy po Budapešť ale aj v éase mierne zvyšujú;
4. ostatné ukazovatele kvality vody poukazujú na stagnujúce zneèistenie, resp. nepoukazujú na významné zmeny.

LITERATÚRA

MAKOVINSKÁ J. & LASZLÓ F., 1997: Tendency and dynamics of water quality changes of the Danube river and its tributaries (1989–1995). – Práce a štúdie, VÚVH Bratislava, 134: 1–115.

WATER QUALITY PROTECTION WORKING GROUP OF TRANSBOUNDARY WATER COMMISSION, 2002. Trends and dynamics of water quality changes of the River Danube and its tributaries (1989–2000). – Extensive monitoring, Report, Bratislava – Budapest, p. 1–60.

VÝVOJ KVALITY VODY NA SLOVENSKOM ÚSEKU RIEKY MORAVY V POSLEDNÝCH DVOCH DESAŤROČIACH

Lívia Tóthová, Jarmila Makovinská, Emília Elexová, Soňa Hrabínová & Peter Baláži

Výskumný ústav vodného hospodárstva, arm. gen. L. Svobodu 5, SK-812 49 Bratislava, Slovensko, e-mail: Tothova@vuvh.sk

ABSTRACT

Tóthová L., Makovinská J., Elexová E., Hrabínová S. & Baláži P.: **Development of water quality in the Slovak section of the Morava River in the last two decades**

For a period of more than twenty years the water quality of the river Morava has been measured. For this paper, water quality of the Slovak section of the river from Moravský Svätý Ján to the confluence with the River Danube has been chosen. Basic hydrological and physico-chemical determinants, nutrients, microbiological parameters, bioseston, periphyton and macrozoobenthos have been monitored.

Key words: water quality, monitoring, Morava river, microbiology, hydrobiology

Rieka Morava je prvý ľavostranný prítok Dunaja na slovenskom území. Povodie dolnej Moravy na území Slovenska zaberá plochu 2283 m². Sklon toku Moravy pozdĺž slovenských hraníc je pomerne vyrovnaný a nepresahuje 0,3 ‰ (PORUBSKÝ 1991). Je to v súčasnosti hraničný tok s Rakúskom a s Ďalšou republikou. Slovensko-rakúsky hraničný úsek Moravy, sa sleduje viac ako dvadsať rokov.

Monitoring slovensko – rakúskej časti toku prebieha v dvoch odberových miestach a to Moravský Svätý Ján (r. km 67,3) a Devín (asi 1000 m nad sútokom s Dunajom).

Z hľadiska množstva vody bol priemerný ročný prítok za sledované obdobie 101,98 m³.s⁻¹ v Devíne, čo je podobný údaj ako uvádza PORUBSKÝ (1991) pre Moravský Svätý Ján (109 m³.s⁻¹).

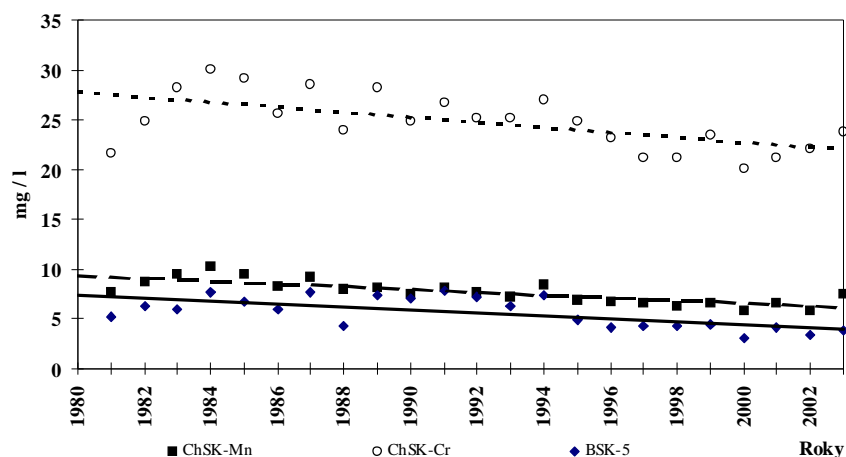
Kvalita vody v toku podlieha v priebehu roka v dôsledku rôznych faktorov zmenami, ktoré sa prejavujú v hodnotách obsahov stanovených fyzikálnych, chemických, biologických a mikrobiologických ukazovateľov. Dostatok rozpusteného kyslíka počas roka je výsledkom bohatého oživenia Moravy. Na zreteľnú sezónnu dynamiku poukazujú napríklad dlhodobé priemerné mesačné hodnoty amónnych iónov, dusičnanov, počet koliformných baktérií, ale i sapróbných indexov

a niektorých i ďalších ukazovateľov. Tieto zmeny sú závislé na prietoku, no aj na teplote, alebo iných faktoroch.

Z dlhodobého hľadiska sa prejavuje od roku 1980 trend zníženia organického znečistenia Moravy (obr. 1). Toto je charakterizované predovšetkým priemernými ročnými hodnotami oxidovateľnosti stanovenej manganistanom draselným (ChSK_{Mn}), dvojchromanom di-draselným (ChSK_{Cr}) a biologickou spotrebou kyslíka (BSK₅). U týchto ukazovateľov sa prejavuje aj výraznejšia sezónna dynamika, kedy dochádza k zvýšeniu hodnôt organického znečistenia prevažne počas letných mesiacov.

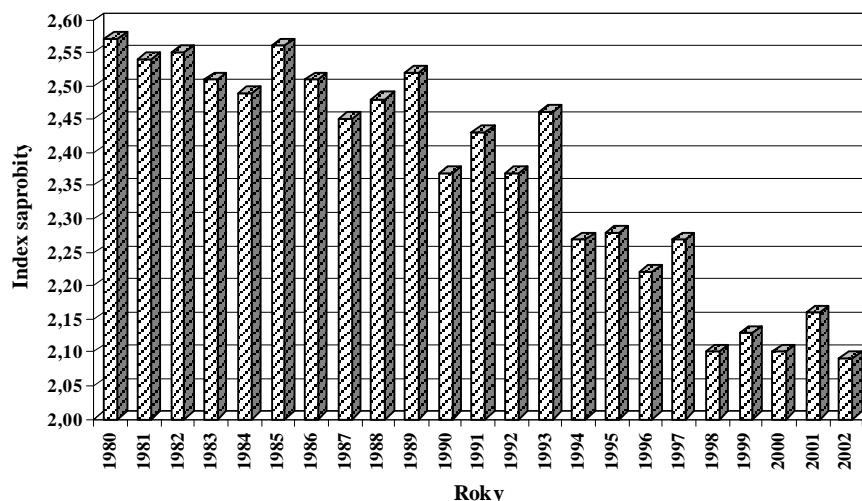
Zmenu kvality vody je možné pozorovať aj na zmene sapróbného indexu biosestonu, ktorý klesol od roku 1980 z hodnoty 2,57 na 2,11 (priemerná hodnota v rokoch 1998–2002). Môžeme tu pozorovať zmenu od α -mezosaprobity k β -mezosaprobite (obr. 2). Na túto zmenu má vplyv aj zmena v koncentráciách nutričov (foriem dusíka a fosforu), ktoré aj vzhľadom na útlm poľnohospodárstva klesá.

V dlhodobom trende sa prejavuje aj znižovanie mikrobiologického znečistenia. Mikrobiologické oživenie rieky Moravy má kolísavý priebeh s rádrovými rozdielmi medzi priemernými ročnými hodnotami. Za roky 1988



Obr. 1 Priemerné hodnoty ukazovateľov organického znečistenia v rokoch 1980–2002 v rieke Morave v odberovom mieste Devín

Fig. 1 Annual mean values of the organic pollution during 1980–2002 in the River Morava



Obr. 2 Priemerné hodnoty indexu saprobity bioestónu v rieke Morava v odberovom mieste Devín v rokoch 1980–2002

Fig. 2 Annual mean values of the saprobic index of bioeston during 1980–2002 in the River Morava

až 2002 sa priemerné počty psychrofilných baktérií pohybovali v rozsahu 7145 do 54433 KTJ/ml. Kolidiformných baktérií sme za rovnaké obdobie zistili priemerne 53–281 KTJ/ml, pričom najvyššie počty boli podobne ako pre psychrofilné baktérie zistené v roku 1988. V súčasnosti konštatujeme, že trend poklesu počtu baktérií od roku 1988 je v pomerne stabilný, ale počas posledných rokov veľmi ustálený. Na základe počtov psychrofilných a mezofilných zárodokov možno vodu v sledovanom úseku Moravy označiť za stredne zne-

čistenú ľahko odbúrateľnými organickými látkami.

Biomasa fytoplanktónu, vyjadrená ako koncentrácia chlorofylu-*a*, sa začala sledovať až v roku 1995. V sezónnej dynamike koncentrácia chlorofylu-*a* dosahuje maximá prevažne vo vrchole vegetačnej sezóny. Posuny maxima k jarnému alebo jesennému obdobiu sú zriedkavejšie a obyčajne majú súvis s prítokom vody a klimatickými podmienkami. Priemerné hodnoty koncentrácie chlorofylu-*a* za roky 1995–2002 sú uvedené v tab. 1. Ako sme predpokladali, z uvedeného

prehľadu vyplýva pravidelne vyšší obsah chlorofylu-a v ústí rieky.

Tab. 1 Priemerné ročné hodnoty koncentrácie chlorofylu-a v rieke Morava

Tab. 1 Annual mean values of chlorophyll-a concentration in the river Morava

rok	Chlorofyl-a (mg/l)	
	Devín	Moravský Svätý Ján
1995	30,81	15,83
1996	29,98	24,82
1997	40,25	33,14
1998	51,06	42,47
1999	33,67	33,53
2000	55,91	44,55
2001	30,59	29,10
2002	70,07	66,60

Biomasa fytoplanktónu, vyjadrená počtom rias, sa v Morave pohybovala za sledované obdobie od 2512 do 63 200 buniek na 1 ml. Dominovali chlorokóálne riasy, rozsievky a v menšej miere sinice. Takáto dominancia sa prejavila aj v biodiverzite rieky Moravy, i keď táto je pravidelne rozmanitá a bohatá. HINDÁK & HINDÁKOVÁ (1997) identifikovali v rieke Morava 175 rodov a 467 druhov a predpokladajú, že najmä riasové bičíkovce neboli v celej šírke dôsledne študované a skutočné počty budú vyššie.

Dominantnými organizmami sú rovnako ako v minulosti rozsievky (Bacillariophyceae), kde sú bohato zastúpené rody ako *Achnantes*, *Cymbella*, *Cyclotella*, *Fragillaria*, *Navicula*, *Nitzschia*. Podobne bohatou skupinou sú zelené riasy (Chlorophyceae) s najvyššou druhovou diverzitou rodov *Closterium*, *Chlamydomonas*, *Monoraphidium* a *Scenedesmus*. Pomerne frekventovanou bola aj skupina červenoočiek (Euglenophyceae), ktorá indikuje organické znečistenie toku. Druhovo bohaté oddelenie Euglenophyta je zastúpené veľkým počtom v Morave aj na iných častiach toku (KOĎÁRKOVÁ & POULÍKOVÁ 2001), kde však na rozdiel od sledovaného úseku na Slovensku, neboli determinované rody *Astasia*, *Lepocynclis*, *Monomorphina* a *Strombomonas*, ktoré identifikovali aj HINDÁK & HINDÁKOVÁ (1997). Ďasťé boli rody *Euglena*, *Phacus* a *Trachelomonas*.

Typický vodný kvet sa v Morave v éase odberov vzoriek nezistil, aj keď vo fytoplanktóne Moravy boli zastúpené mnohé druhy zo skupiny Cyanobacteria (napr. *Pseudanabaena limnetica*, *Oscillatoria redekei*,

Ahanizomenon flos-aquae, rody *Microcystis*, *Aphanothece*, *Aphanocapsa*, *Anabaenopsis* a *Anabaena*). Významné rozdiely medzi profilom Moravský Svätý Ján a Devín sa nezistili.

V perifytóne Moravy v oboch profiloch sa vyskytovali prevažne rozsievky. Boli to typické nárastové rozsievky, viaceré druhy rodov *Achnantes* (5 druhov), *Cymbella* (4 druhy), *Diatoma* (2 druhy), *Fragillaria* (4), *Navicula* (13), *Nitzschia* (9) a ďalšie. V nárastoch boli zistení aj zástupcovia bezfarebných bičíkovcov (*Flagellata apochromatica*), nálevníkov (Ciliata), vláknitých baktérií (*Thiothrix*, *Beggiatoa*, *Crenothrix*, *Leucothrix*, *Sphaerotillus*), mikroskopických húb (napr. *Alternaria*, *Cladosporium*) a sinice (rody *Oscillatoria* a *Phormidium*).

Bentická fauna rieky Morava je taxonomicky pestrá, pričom prevládali systematické skupiny Oligochaeta, Hirudinea, Heteroptera, Mollusca a Chironomidae. Zastúpené boli druhy charakteristické pre rieku Moravu (píjavice *Erpobdella octoculata*, ulitníky *Bythinia tentaculata*, *Radix ovata*), ktoré sú viazané na prítomný bahňito-piesčité substrát. Zaznamenali sme aj pravidelné prenikanie typických dunajských, príp. panto-kaspických druhov (kôrovcov *Corophium curvispinum*, *Dikerogammarus bispinosus*, *D. haempobaphes* a *Jaera istri*). Identifikovaný bola aj kôrovec *Gammarus roeselii*, ktorý je sa v Morave nachádza pravdepodobne v relatívne nízkej početnosti.

LITERATÚRA

- PORUBSKÝ A., 1991: Vodné bohatstvo Slovenska. VEDA, Bratislava, 319 pp.
- MAKOVINSKÁ J., 1995: Úvodné riešenie k problematike renaturácie Moravy v úseku Trvdopnice – Devín. – Záverečná správa VÚVH, Bratislava, 13 pp.
- TOTHOVÁ, L. 1999: Úvodné riešenie k problematike renaturácie Moravy v úseku Trvdopnice – Devín. – Záverečná správa VÚVH, Bratislava, 18 pp.
- KOĎÁRKOVÁ A. & POULÍKOVÁ A., 2001: Druhové spektrum rias v planktónu tŕni Litovelského Pomoraví. – Czech Phycology, 1: 37–44.
- HINDÁK F. & HINDÁKOVÁ A., 1997: Druhové zloženie fytoplanktónu slovenského úseku rieky Moravy. – Bulletin SBS pri SAV, 19: 89–94.
- ARDO J., 1992, 1993, 1994, 1995, 1996: Hraniené toky s Rakúskom. – Záverečné správy, VÚVH, Bratislava.
- MAKOVINSKÁ J., 1997, 1998: Hraniené toky s Rakúskom. – Záverečné správy, VÚVH, Bratislava.
- TOTHOVÁ L., 1999, 2000, 2001, 2002, 2003: Hraniené toky s Rakúskom. – Záverečné správy, VÚVH, Bratislava.
- LITERÁTHY P., KOLLER-KREIMEL V. & LIŠKA I. (Eds.), 2002: Joint Dnube Suvey. – Technical report of the ICPDR, 261 pp.

KOMPLEXNÍ MONITORING NA VYBRANÝCH PROFILECH STÁTNÍ SÍTĚ SLEDOVÁNÍ KVALITY VODY V ĚHMÚ

Drahomíra Leontovcová

Český hydrometeorologický ústav, Na Šabatce 17, CZ-143 06 Praha 4 – Komáňany, e-mail: leontovcova@chmi.cz

ABSTRACT

Leontovcová D.: Comprehensive assessment of selected sites in the Czech Hydrometeorological Institute's national water quality monitoring network

The Czech Hydrometeorological Institute started a project of comprehensive monitoring of surface water quality in 1999. Monitoring of accumulation of heavy metals, chlorinated pesticides and PCBs in aquatic organisms, suspended sediments, and bottom sediments has been carried out and compared with concentrations in water. Results show high concentrations in solid matrixes and nonmeasurable values in water. Sediments and suspended solids accumulate more heavy metals and organisms more specific organic matters.

Key words: monitoring, water quality, dangerous substances, water ecosystem

ÚVOD

V roce 1999 byl v ĚHMÚ ve spolupráci s Podnikem Povodí Vltavy s. p. zahájen komplexní monitoring na vybraných profilech, které jsou součástí státní sítě sledování jakosti povrchových vod. Cílem je sledování vodního ekosystému, které by zahrnovalo vodu, plaveniny, sedimenty a vodní organismy (bentické organismy – *Asellus aquaticus*, *Erpobdella octoculata*, *Bithynia tentaculata*, *Sphaerium corneum*, larvy chrostíků rodu *Hydropsyche*, mlži – *Dreissena polymorpha*, biofilmy a ryby – *Leuciscus cephalus*). Zvolené profily jsou na hlavních tocích Čech a Moravy (Labe – Debrné, Labe – Děčín, Labe – Obříství, Berounka – Srbsko, Vltava – Zelčín, Sázava – Poříčí, Otava – Topolčice, Lužnice – Bečyni, Morava – Lanžhot, Dyje – Pohansko, Svratka – Židlochovice, Jihlava – Ivančice, Olše – Višňovice, Odra – Bohumín, Opava – Dělný, Ohře – Louny).

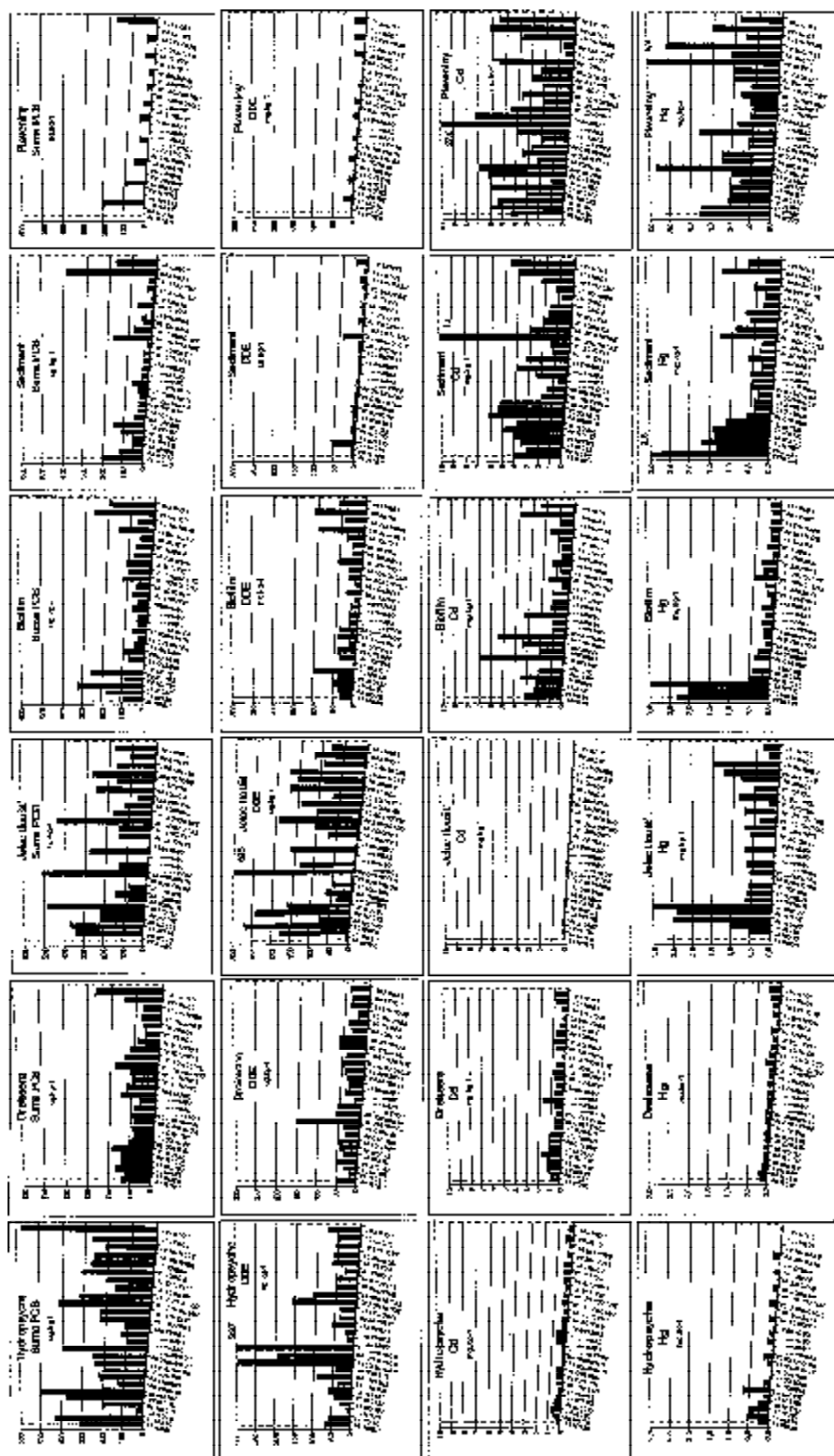
V rámci tohoto monitoringu se sleduje akumulace těžkých kovů (olovo, kadmium, rtuť) a arsenu, ze specifických organických látek chlorované pesticidy (alfa – HCH, beta – HCH, gama – HCH, HCB, p,p a o,p izomery DDT) a PCB (kongenery 28, 52, 101, 138, 153, 180). Uváděné výsledky jsou za období 1999–2001.

MATERIÁL A METODIKA

V jarním a podzimním období (květen a září) byl proveden odběr pokud možno všech pěti indikátorových druhů bentických organismů. Pro sledování kontaminace mlže *Dreissena polymorpha* byla vybrána nejvhodnější referenční populace a mušle byly umístěny v plastických koších na plováky, které byly upevněny v toku. Po dvouměsíční expozici (zhruba polovina květen až polovina červenec) byly mušle vyjmuty a analyzovány. Pro sledování akumulace polutantů v nárostech byly na plovácích umístěny eternitové desky o známé ploše, na nichž se během dvouměsíční expozice vytvořily organické nárosty. Obsah polutantů ve svalovině ryb byl sledován jednou ročně. Chemické analýzy byly prováděny ve vodohospodářské laboratoři Povodí Vltavy, s. p. v Praze.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Všechny pevné matrice měly vyšší koncentrace sledovaných kovů než byly hodnoty naměřené ve vodě. Rtuť, kadmium a olovo byly ve vodě v naprosté většině pod mezí stanovitelnosti nebo těsně nad mezí. Arsen se vyskytoval v jednotkách mg.l⁻¹.



Obr. 1 Akumulace polutantů v závislosti na jednotlivých složkách vodního ekosystému

Z pevných matric vykazovaly výrazně vyšší akumulaci sedimenty, plaveniny a v mnoha případech také nárasty ve srovnání s organizmy (s výjimkou rtuti, kde byly zjištěny vysoké hodnoty v rybách – ve všech případech nad povoleným hygienickým limitem) (obr. 1). Nejvyšší hodnoty u rtuti v sedimentu byly zjištěny na Labi v Děčíně a na Vltavě v Zelěni, v plaveninách byly vysoké koncentrace naměřeny také v Srbsku na Berounce, v Poříčím na Sázavě a na Lužnici v Bechyni. Olovo v sedimentech i v plaveninách vykazovalo vysoké koncentrace na závržových profilech Labe, Vltavy a Berounky. U kadmia byla nejvyšší hodnota naměřena na Sratce v Židlochovicích v sedimentu, poměrně vysoké koncentrace kadmia v sedimentu a také v plaveninách byly na profilech Labe v Děčíně, Vltava Zelěň, Berounka Srbsko, Ohře Louny a Labe Debrné. Nejvyšší hodnoty arzenu v obou neorganických matricích byly nalezeny na Labi v Debrném a na Ohři v Lounech.

Hodnoty sledovaných organických látek ve vodě byly opět v naprosté většině pod mezí stanovitelnosti a v pevných matricích vykazovaly vyšší koncentrace indikátorové organizmy (obr. 1). Hodnoty v sedimentu byly v mnoha případech pod mezí stanovitelnosti. Pesticidy – vysoké hodnoty pro p,p' DDT byly naměřeny v Děčíně v mlžích, larvách rodu *Hydropsyche*, v biofilmu, ale i v sedimentu. U kongeneru p,p' DDE byly zjištěny nejvyšší koncentrace na Dyji v Pohansku ve všech sledovaných organizmech. PCB – vysoké hodnoty indikátorových kongenerů se nacházely na všech

sledovaných profilech u chrostíků rodu *Hydropsyche*, poměrně vyrovnané koncentrace vykazovaly mlži a vysoké hodnoty byly také v rybách na všech sledovaných místech.

Výsledky získané během tří let sledování ukazují, že se polutanty akumulují různě v jednotlivých složkách vodního ekosystému. Ve vodě jsou kovy a specifické organické látky, které jsme sledovali v naprosté většině případů pod mezí stanovitelnosti současnými analytickými metodami. Z bentických organizmů se jeví jako velmi vhodný bioindikátor larvy chrostíků rodu *Hydropsyche*. (Larvy *Hydropsyche* vykazovaly nejvyšší koncentrace PCB ze všech sledovaných matric). U mlži *Dreissena polymorpha* byly u kovů zjištěny poměrně nízké koncentrace, vyšší hodnoty vykazovaly organické látky. Velmi dobrým indikátorem jsou rovněž biofilmy, kde se dobře akumulovaly jak kovy, tak organické látky. V rybách (jelec tloušť) se z kovů akumulovala velmi dobře pouze rtuť, vysoké hodnoty vykazovaly PCB a p,p' DDE.

Zdá se, že monitoring kvality vody, který je založen na analýzách jednotlivých, většinou bodových vzorků vody často dobře nevypovídá o skutečném znečištění. Zejména u některých kovů a specifických organických látek, lze získat přesnější informace o jejich výskytu ve vodním ekosystému sledováním pevných matric.

ZOTAVOVÁNÍ ŠUMAVSKÝCH JEZER Z ACIDIFIKACE – PŘÍKLAD PLEŠNÉHO JEZERA

Jaroslav Vrba¹, Jiří Kopáček¹ & Linda Nedbalová²

¹ Hydrobiologický ústav AV ČR, Na Sádkách 7, CZ-370 05 Ěeské Budějovice, Ěeská republika, e-mail: vrba@hbu.cas.cz

a Biologická fakulta, JihoĚeská univerzita, Branišovská 31, CZ-370 05, Ěeské Budějovice, Ěeská republika

² Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy, Viničná 7, CZ-12844 Praha 2, Ěeská republika

ABSTRACT

Vrba J., Kopáček J. & Nedbalová L.: **Recovery from acidification – Plešné Lake in the Bohemian Forest**

During the last decade, we observed the recovery of phytoplankton in a strongly acidified lake, following a drop of atmospheric sulphur and nitrogen deposition in the Bohemian Forest. A statistical comparison of seasonal data (1994, 1998, and 2001; Kruskal-Wallis test) showed significant decreases in total reactive aluminium (Al_r) and extracellular acid phosphatase activity and, in parallel, significant increases in total phosphorus, chlorophyll, and phytoplankton biomass. Our results suggested a key role of Al_r in overall phosphorus availability in acidified lakes, in particular for the phytoplankton. Hence, the decrease in Al_r likely controls the level of lake recovery.

Key words: acidification, lake recovery, phosphorus, aluminium, phytoplankton, bacterioplankton, extracellular phosphatases

ÚVOD

Šumavská ledovcová jezera byla v minulém století silně acidifikována působením kyselých srážek. Důsledkem okyselení bylo snížení druhové diverzity zooplanktonu, bentosu a vyhnutí ryb, takže v pelagiálu v těšiny šumavských jezer dnes dominují mikroorganismy (VRBA et al. 2003a, 2003b). Pravidelné sledování chemismu jezerní vody prokázalo od konce 80. let zotavování chemismu všech jezer (lake reversal), kopírující pokles atmosférické depozice síry a dusíku (KOPÁČEK et al. 2001, 2002). Současný strmý pokles koncentrací síranů, dusičnanů, hliníku a nárůst alkalinity a pH jezerní vody nabízejí jedinečnou možnost studovat, kdy a jak rychle dojde také k biologickému zotavení jezer (lake recovery). Prvním signálem byl návrat perloočky *Ceriodaphnia quadrangula* do pelagiálu Ěerného jezera od roku 1997 (VRBA et al. 2003a). Tento příspěvek se zabývá porovnáním tří sezón vývoje fytoplanktonu v Plešném jezeře, které také vykazuje zřejmý trend ozdravení během poslední dekády.

METODIKA

Plešné jezero (dimiktické, mesotrofní, 1090 m n.m., 7,5 ha, max. hloubka 18 m) jsme vzorkovali v měsíčních intervalech v období květen–listopad 1994 (HEJZLAR et al. 1998), duben–říjen 1998 (KOPÁČEK et al. 2000) a říjen 2000 – listopad 2001 podle stejného schématu – nad maximální hloubkou z 5 vrstev (0,5 – 4 – 8 – 12 – 16 m). Vzorky se fixovaly kyselým Lugolovým roztokem (fytoplankton) a formaldehydem (bakterie). Pro chemické analýzy, stanovení chlorofylu a fosfatů jsme používali nefixované vzorky. Koncentrace celkového fosforu (TP) se stanovovaly po mineralizaci s $HClO_4$, celkového reaktivního hliníku (Al_r) kolorimetricky po rozkladu s HCl , a chlorofylu *a* (Chl_a) spektrofotometricky po extrakci acetonem (podrobněji viz HEJZLAR et al. 1998, KOPÁČEK et al. 2000). Celková aktivita extracelulárních kyselých fosfatů (AcPA) se měřila fluorimetricky (viz BRITTL et al. 2001).

V letech 1998 a 2000–2001 jsme stanovili i biomasu bakterioplanktonu a fytoplanktonu. Fytoplankton

se počítal a měřil v sedimentačních komůrkách v pře-
vráceném mikroskopu. Jednobuněčné bakterie se počítaly v epifluorescenčním mikroskopu po obarvení DAPI a měřily s pomocí analýzy obrazu. Pro odhad biomasy bakteriálních vláken jsme použili jejich průměrnou a celkovou délku stanovenou průsečkovou metodou (NEDOMA et al. 2001). Celkové biomasy jsou vyjádřeny v uhlíku (podrobnosti přepočtu a konverzních faktorů viz VRBA et al. 2003b).

U sledovaných parametrů jsme testovali podobnost souborů dat v jednotlivých obdobích Kruskal-Wallisovým testem (neparametrická ANOVA) a pak vzájemně Dunnovým testem (Prism 3.0, www.graphpad.com). Z testovaných souborů byly vyloučeny hodnoty ze 16 m, pokud byla nade dnem anoxie a docházelo k resuspenzi sedimentů.

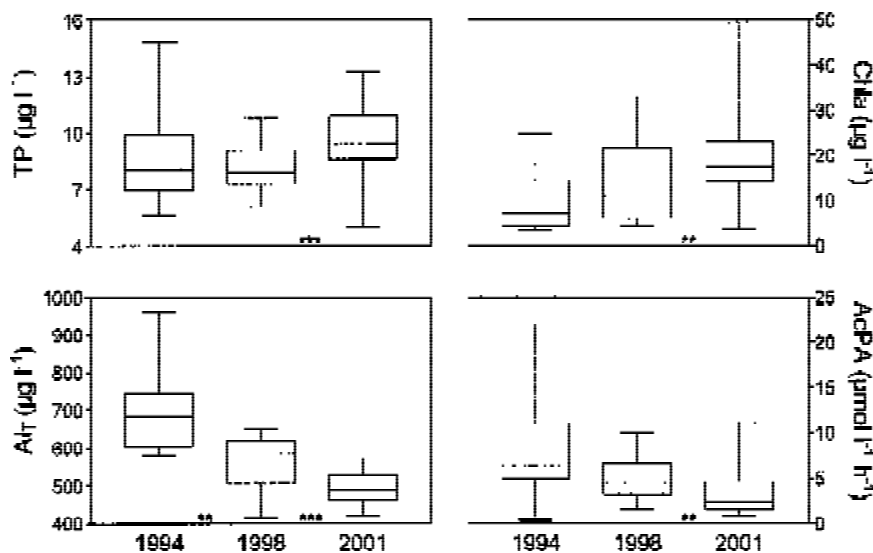
VÝSLEDKY A DISKUSE

Sezónní limnologický výzkum Plešného jezera v roce 1994 byl první komplexní studií tohoto silně acidifikovaného jezera (HEJZLAR et al. 1998). Hodnoty Al_T tehdy přesahovaly $0,5 \text{ mg l}^{-1}$ (obr. 1) a vzhledem k nízkému pH (medián 4,85) lze předpokládat převažující vyskyt iontového Al (tehdy nestanovován). V následující

cích letech koncentrace Al_T klesaly díky snížené depozici S a N (KOPÁČEK et al. 2002). Na tyto změny reagoval i plankton – na první pohled se významně zvýšila biomasa fytoplanktonu (obr. 1 a 2), která zřejmě umožnila dvouřádkové zvýšení abundance vláken bílých hem 90. let (VRBA et al. 2003a).

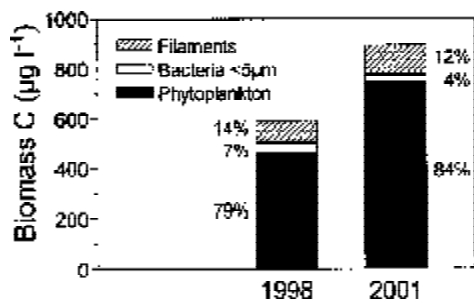
Na základě srovnávací studie tří šumavských jezer v sezóně 1998 jsme došli k závěru, že jak složení, tak i celková biomasa planktonu v šumavských jezerech jsou určovány především přísunem P a Al do jednotlivých jezer a dále specií Al ve vodním sloupci (VRBA et al. 2000). Plešné jezero má mezi šumavskými jezery nejvyšší přísun P a vysoký podíl fytoplanktonu v celkové biomase planktonu (obr. 2). Přesto je plankton celoročně vystaven nedostatku P, jehož dostupnost ovlivňují dva mechanismy – při $\text{pH} < 5$ je částečně inhibována AcPA (BITTL et al. 2001), a při $\text{pH} > 5$ je P vázán partikulovaným Al a odstraňován z epilimnia sedimentací (KOPÁČEK et al. 2000).

Tato studie ukazuje, že dostupnost P pro planktonní mikroorganismy je nepochybně významně ovlivněna právní hliníkem. Zatímco už mezi lety 1994 a 1998 významně poklesly koncentrace Al_T , hodnoty pH a TP se prakticky nezměnily, ale došlo k nevýznamnému poklesu AcPA a nárůstu Chl a (obr. 1). Oba výše zmíně-



Obr. 1 Srovnání souborů dat celkového fosforu (TP), celkového reaktivního hliníku (Al_T), chlorofylu *a* (Chl a) a aktivity extracelulárních kyselých fosfatáz (AcPA) v Plešném jezeře ve třech sledovaných obdobích (medián, kvartily, minimum a maximum). U všech parametrů došlo k významným změnám (** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$) mezi soubory dat
Fig. 1 Comparisons of data on total phosphorus (TP), total reactive aluminium (Al_T), chlorophyll *a* (Chl a), and extracellular acid phosphatase activity (AcPA) in Plešné Lake during three seasons (median, quartiles, minimum and maximum). Changes of all parameters are significant (** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$)

né mechanismy zřejmě ještě významně blokovaly využití P přitékajícího do jezera. Další významný pokles Al_T mezi lety 1998 a 2001, provázený významným nárůstem TP a rovněž pH (medián 5,03), se již projevil významným poklesem AcPA a také významným nárůstem Chla (obr. 1). Snížením AcPA (tj. produkce fosfatáz) zareagovaly planktonní mikroorganismy na lepší dostupnost P, přičemž z ní profitoval především fytoplankton, zatímco biomasa bakterioplanktonu se nezmiňovala (obr. 2). Absolutnímu zvýšení TP ve vodním sloupci o cca $2 \mu\text{g l}^{-1}$ odpovídá nárůst biomasy fytoplanktonu v epilimniu zhruba o $200 \mu\text{g l}^{-1}$, což je poměr řádově shodný s ideálním Redfieldovým poměrem.



Obr. 2 Srovnání celkové biomasy planktonu a podílu fytoplanktonu, jednobuněčných a vláknitých bakterií (%) v epilimniu Plešného jezera ve dvou sledovaných sezónách (průměrné hodnoty)

Fig. 2 A comparison of total plankton biomass and proportions of phytoplankton, unicellular and filamentous bacteria (%) in the epilimnion of Plešné Lake during two seasons (mean values)

Domníváme se, že toto statistické srovnání tří sezón vývoje planktonu v Plešném jezeře jasně potvrzuje jak určující vliv Al na dostupnost P a složení planktonu, tak především dokumentuje postupné ozdravování planktonního společenstva.

Poděkování

Výzkum byl umožněn díky podporě GA ČR (projekty 206/97/0072, 206/00/0078 a 206/03/1583) a MŠMT ČR (MSM 123100004).

LITERATURA

- BITTL T., VRBA J., NEDOMA J. & KOPÁČEK J., 2001: Impact of ionic aluminium on extracellular phosphatases in acidified lakes. – *Environ. Microbiol.*, 3: 578–587.
- HEJZLAR J., KOPÁČEK J., VRBA J., ĚÍŽKOVÁ R., KOMÁRKOVÁ J. & ŠÍMEK K., 1998: Limnological study of Plešné Lake in 1994–1995. – *Silva Gabreta*, 2: 155–174.
- KOPÁČEK J., HEJZLAR J., BOROVEC J., PORCAL P. & KOTOROVÁ I., 2000: Phosphorus inactivation by aluminium in the water column and sediments: A process lowering in-lake phosphorus availability in acidified watershed – lake ecosystems. – *Limnol. Oceanogr.*, 45: 212–225.
- KOPÁČEK J., VESELY J. & STUCHLIK E., 2001: Sulphur and nitrogen fluxes and budgets in the Bohemian Forest and Tatra Mountains during the Industrial Revolution (1850–2000). – *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 5: 391–405.
- KOPÁČEK J., STUCHLIK E., VESELY J., SCHAUMBURG J., ANDERSON I. C., FOTT J., HEJZLAR J. & VRBA J., 2002: Hysteresis in reversal of Central European mountain lakes from atmospheric acidification. – *Water Air Soil Pollut. Focus*, 2: 91–114.
- NEDOMA J., VRBA J., HANZL T. & NEDBALOVÁ L., 2001: Quantification of pelagic filamentous microorganisms in aquatic environments using the line-intercept method. – *FEMS Microbiol. Ecol.*, 38: 81–85.
- VRBA J., BITTL T., NEDOMA J., KOPÁČEK J., NEBALOVÁ L. & FOTT J., 2000: Jedinečný plankton acidifikovaných šumavských jezer jako důsledek působení hliníku a limitace fosforem. – In Rulík M. (Ed.), 12. Limnologická konference, Sborník referátů. Kouty nad Desnou, 18.–22. 9. 2000, p. 47–51.
- VRBA J., KOPÁČEK J., FOTT J., KOHOUT L., NEBALOVÁ L., PRAŽÁKOVÁ M., SOLDÁN T. & SCHAUMBURG J., 2003a: Long-term studies (1871–2000) on acidification and recovery of lakes in the Bohemian Forest (central Europe). – *Sci. Tot. Environ.*, 310: 73–85.
- VRBA J., NEDOMA J., KOHOUT L., KOPÁČEK J., NEBALOVÁ L., RÁČKOVÁ P. & ŠÍMEK K., 2003b: Massive occurrence of heterotrophic filaments in acidified lakes: Seasonal dynamics and composition. – *FEMS Microbiol. Ecol.*, in press.

VÝVOJ JAKOSTI VODY VE VODNÍ NÁDRŽI ŽERMANICE V LETECH 1992–2002 S OHLEDEM NA ZMĚNU NORMY ČSN 75 7221

Daniel Vařecha

Povodí Odry, státní podnik, Varenská 49, CZ-701 26 Ostrava, Česká republika, e-mail: d.varecha@seznam.cz

ABSTRACT

Vařecha D.: Water quality trends of the dam reservoir Žermanice from 1992–2002 with regard to modification of standard ČSN 75 7221

Classification of surface water quality was modified in 1998 to approximate the EU classification system. Trends in water quality during the period 1992–2002 in the dam reservoir Žermanice were estimated by parameters of psychrophilic bacteria (CFU/1ml) and a saprobic index of bioseston.

Key words: water quality, biomonitoring

Biologické hodnocení kvality vody má mnoho úskalí. Jedním z nejvíce tšich je prezentace výsledků hydrobiologických analýz odborníkú bez biologického vzdělánú. Jednou z cest, která je vhodná i pro fyzikální - chemická hodnocení, je zařazování zkoumaných vod do tříd čistoty. K tomuto účelu slouží ČSN 75 7221.

Při zpracovávání víceletých výsledků jsem v souvislosti s výše uvedenou normou narazil na problém. V říjnu 1998 byla ČSN 75 72 21 ze den 4. 8. 1989 nahrazena normou se stejným číselným označením. Obsah normy byl změněn ve snaze se přiblížit klasifikaci vod používané v členských státech Evropské unie. Ni které parametry pro zařazování do tříd čistoty byly vypuštěny (počet psychrofilních bakterií v ml, počet koliformních bakterií v ml), u parametrů termotolerantní koliformní bakterie a intestinální enterokoky došlo k výrazné úpravě mezních hodnot pro jednotlivé třídy čistoty vody. Jedno kritérium přibýlo (chlorofyl) a jedno bylo změněno, takže k zařazení do třídy čistoty lze použít jen saprobní index vypočtený na základě analýzy makrozoobentosu.

Změna normy sebou přinesla jeden zajímavý, ale logický efekt. V nejrůznějších zprávách o čistotách toků můžeme pozorovat (u ni kterých profilů) od roku 1998 zlepšení kvality vody vyhodnocené na základě hydrobiologických analýz.

Další část tohoto příspěvku je věnována změně kvality vody v údolní nádrži Žermanice v průběhu let 1992 až 2002.

Kvalita vody v nádrži Žermanice byla v uvedeném období sledována Povodím Odry zónovými odběry i odběry na přítoku a odtoku z nádrže. Zónování odběrů bylo prováděno většinou dvakrát za rok. Přítok a odtok z nádrže byl sledován měřeními. Rozsah hydrobiologických stanovení zůstal po celé předmišné období více či méně stejný, přestože v roce 1998 došlo ke změně výše uvedené normy. Jedním z důvodů je zachování kontinuity dat pro dlouhodobější hodnocení.

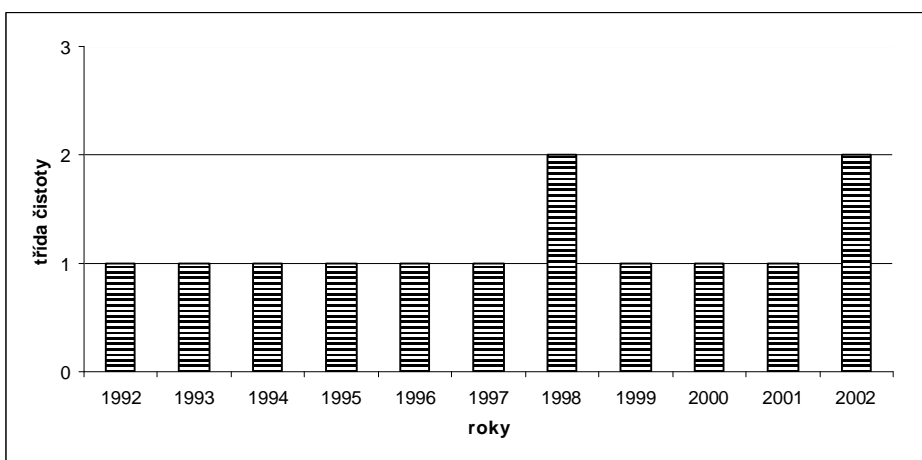
Pro vyjádření průběhu vývoje kvality vody v nádrži Žermanice jsem využil parametr psychrofilní bakterie (KTJ/1 ml) u zónových odběrů. Přítok a odtok z nádrže byl hodnocen na základě saprobního indexu biosestonu. U obou kritérií, které již v platné normě ČSN 75 7221 nenalezneme, byla stanovena hodnota pro daný rok jako průměr všech hodnot získaných v jeho průběhu.

Dle psychrofilních bakterií lze vodu v nádrži Žermanice nejčastěji zařadit do první třídy čistoty, kromě roku 1998 a 2002, kdy se jednalo o druhou třídu čistoty (obr. 1). Voda přítékající a odtékající z nádrže byla hodnocena na základě saprobního indexu biosestonu po celé zkoumané období do druhé třídy

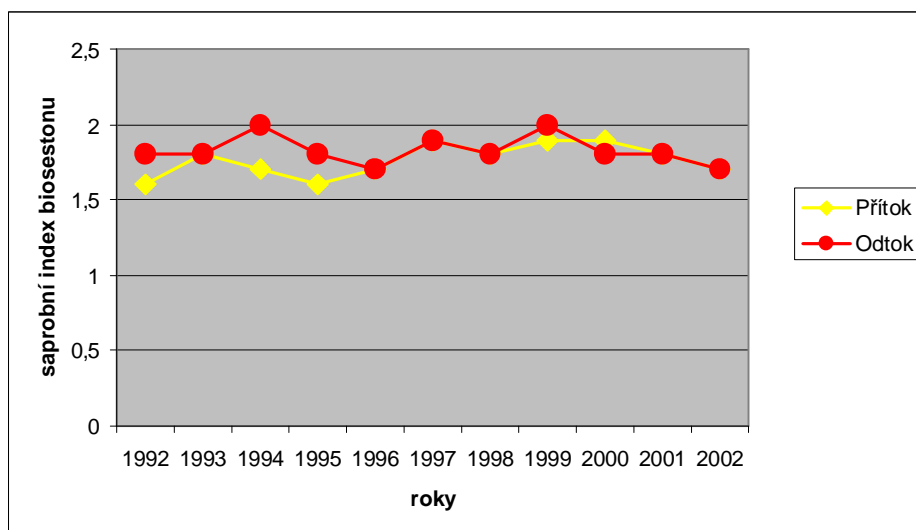
čistoty. Průměrná hodnota indexu se pohybovala od 1,6 do 2,0 (obr. 2).

Z výsledků vyplývá, že voda v nádrži se během let 1992–2002 příliš nezměnila a nelze ani vypozorovat nějaký trend zlepšování nebo zhoršování kvality vody. Takový závěr lze udělat na základě rutinních stanovení sloužících jako podklad pro zařazení do tříd čistoty vody. Je to závěr částečně zavádějící, protože v nádrži Žermanice se v posledních čtyřech letech čím dál více objevují sinice vodního květu. Toto

zkreslení je důsledkem nutného zjednodušení biologických stanovení při zařazení do tříd čistoty. Prezentace výsledků biologických analýz je složitá a do jisté míry labilní proces. Je nutné neustále hledat, zkoušet nové kritéria hodnocení a zavést je do praxe. ČSN 75 7221 i po své novele z roku 1998 neobsahuje dostatečně dobrý parametr hydrobiologické analýzy pro posouzení a zařazení kvality vody ve vodních nádržích (stojatých vodách). Lze využít snad jen stanovení chlorofylu.



Obr. 1 Čistota vody v nádrži Žermanice v letech 1992–2002 (parametr psychrofilní bakterie)



Obr. 2 Čistota vody přítoku a odtoku z nádrže Žermanice v letech 1992–2002 (parametr saprobni index biosestonu)

LITERATURA

- ANONYMUS, 1989: ČSN 75 7221 Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod. – Vydavatelství norem, Praha, 20 pp.
- ANONYMUS, 1998: ČSN 75 7221 Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod. – ČNI, Praha, 12 pp.
- GAGYOROVÁ K. et al., 1993: Sledování proměny jakosti vody v údolních nádržích Povodí Odry. – Dílčí zpráva za rok 1992.
- GAGYOROVÁ K. et al., 1994: Sledování proměny jakosti vody v údolních nádržích Povodí Odry. – Dílčí zpráva za rok 1993.
- GAGYOROVÁ K. et al. 1995: Sledování proměny jakosti vody v údolních nádržích Povodí Odry. – Dílčí zpráva za rok 1994.
- RYSKA A. et al. 1996: Sledování proměny jakosti vody v údolních nádržích Povodí Odry. – Dílčí zpráva za rok 1995.
- RYSKA A. et al. 1997: Sledování proměny jakosti vody v údolních nádržích Povodí Odry. – Dílčí zpráva za rok 1996.
- VENCL J. & GAGYOROVÁ K., 1998: Sledování proměny jakosti vody v údolních nádržích Povodí Odry. – Dílčí zpráva za rok 1997.
- VENCL J. & GAGYOROVÁ K., 1999: Sledování proměny jakosti vody v údolních nádržích Povodí Odry. – Dílčí zpráva za rok 1998.
- VENCL J. & GAGYOROVÁ K., 2000: Sledování proměny jakosti vody v údolních nádržích Povodí Odry. – Dílčí zpráva za rok 1999.
- VENCL J. & GAGYOROVÁ K., 2001: Sledování proměny jakosti vody v údolních nádržích Povodí Odry. – Dílčí zpráva za rok 2000.
- VENCL J. & GAGYOROVÁ K., 2002: Sledování proměny jakosti vody v údolních nádržích Povodí Odry. – Dílčí zpráva za rok 2001.

POZNÁMKY K LIMNOLÓGIÍ VYBRANÝCH VODNÝCH NÁDRŽÍ V BANSKOŠTIAVNICKOM VODOHOSPODÁRSKOM SYSTÉME S DÔRAZOM NA MIKROBIOLOGICKÉ UKAZOVATELE

Zuzana Perháčová¹, Anne L. Dovčiaková¹, Ladislav Welward¹, Zdenka Zupková²
& Andrea Diviaková¹

¹ Fakulta ekológie a environmentalistiky v Banskej Štiavnici, Technická univerzita vo Zvolene, Kolpašská 9/B,
SK-969 01 Banská Štiavnica, Slovensko, e-mail: perhacova@fee.tuzvo.sk

² Fakulta prírodných vied, Univerzita Mateja Bela, Tajovského 40, SK-974 01 Banská Bystrica, Slovensko

ABSTRACT

Perháčová Z., Dovčiaková A.L., Welward L., Zupková Z. & Diviaková A.: **Notes on the limnology of selected reservoirs in the Banská Štiavnica Water Management System with emphasis on microbiology**

Water from 3 reservoirs near Banská Štiavnica, Slovakia was analyzed according to basic physical-chemical parameters (dissolved oxygen, pH, water temperature, conductivity) and a microbiology index (coliform bacteria, thermotolerant coliform bacteria, fecal streptococci, psychrophilic bacteria) in 2001–2002. According to the microbiology index, water from Evička and Bakomi reservoirs is classified as clean, and water from Vindšachta reservoir as impure. According to measurements taken in 2002, Evička and Vindšachta exhibited weak thermal stratification from May through late June, after which they were continually mixed from surface to bottom. Bakomi did not exhibit thermal stratification in 2002, as expected for a shallow reservoir (6 m deep).

Key words: water, oxygen index, physical-chemical indexes, coliform bacteria

ÚVOD

Historické mesto Banská Štiavnica spolu so svojimi okolitými technickými pamiatkami, ku ktorým patria jedinečné banskoštiavnické tajchy (umelé vodné nádrže), patrí k najvýznamnejším historickým a kultúrnym pamiatkam. Jej vynimočnosť bola zvýraznená v roku 1993 zápisom do listiny svetového kultúrneho dedičstva. Prvé vodné nádrže boli postavené v 16. a 17. storočí. Za najvýznamnejšie obdobie výstavby vodných nádrží a vodohospodárskeho komplexu možno považovať prvú polovicu 18. storočia. Vybudovaný vodohospodársky systém plne riešil problematiku energetickej základne banskoštiavnického rudného revíru. Prevažná väčšina vodných nádrží slúžila v minulosti na pohon banských úpravnických a hutníckych zariadení, v menšej miere aj na pohon hámrov a mlynov. Niekoľko vodných nádrží slúžilo aj na rybochovné účely, alebo ako zdroj pitnej vody pre zásobovanie

obyvateľstva FEKETE (1984). V súčasnosti sa využívajú ako zdroje pitnej vody na rekreáciu a rybolov.

Na Katedre biológie a všeobecnej ekológie Fakulty ekológie a environmentalistiky TU vo Zvolene sa od roku 1999 rieši inštitucionálny projekt „AE – II – 3102 Limnológia vybraných jazier CHKO Štiavnické vrchy“, v rámci ktorého sa získavajú systematické poznatky o fyzikálno-chemických vlastnostiach vody, sezónnej sukcesii fytoplanktónu, zooplanktónu, zoobentosu a mikroorganizmov. Väčšia pozornosť sa doteraz venovala najmä makrozoobentosu (BITUŠIK 1995, BITUŠIK & HAMERLIK 1997, HAMERLIK 1998) a hoci sa spracovával aj zooplankton, výsledky neboli publikované v celom rozsahu (CHVÁTALOVÁ 1997).

Predkladaná práca prezentuje výsledky štúdie vo vodných nádržiach Bakomi, Vindšachta a Evička v období roku 2002. Práca sa zameriava na zistenie fyzikálno-chemických vlastností vody a mikrobiologických ukazovateľov.

CHARAKTERISTIKA SKÚMANÝCH LOKALÍT

Piarská skupina vodných nádrží je až do súčasnej doby najdôležitejšou sústavou vodných nádrží z celého systému. Nachádza sa v bezprostrednej blízkosti obce Štiavnické bane a bola vybudovaná v rokoch 1700–1750. Do súčasnej doby sa zachovali vodné nádrže Evička, Veľká Vindšachta, Veľká a Malá Richòava, Bakomi a Poëuvadlo. Všetky nádrže okrem Poëuvadla sú v tesnej blízkosti baní, všetky vznikli pre banské potreby a potreby úpravnických zariadení.

Od roku 1999 dochádza k postupnej a rozsiahlej rekonštrukcii jednotlivých vodných nádrží. V roku 1999 bola ukončená rekonštrukcia vodnej nádrže Evička, na jeseň v roku 2002 bola ukončená rekonštrukcia nádrže Veľká Vindšachta, v roku 2004 je naplánovaná rekonštrukcia vodnej nádrže Bakomi.

Odberové miesta boli zvolené podľa batymetrických máp a dostupných nákresov miesta z najväčšími hĺbkami, pre mikrobiologické osídlenie boli zvolené podľa predpokladaného zdroja znečistenia (tab. 1).

Tab. 1 Niektoré charakteristiky skúmaných vodných nádrží

Vodná nádrž	nadmorská výška (m)	plocha (ha)	objem ($\times 10^2 \text{ m}^3$)	max. hĺbka (m)
Bakomi	711	1,20	183,2	14,4
Vindšachta	687	4,40	533,7	14,2
Evička	662	2,02	211,6	10,4

MATERIÁL A METODIKA

Sledované fyzikálno-chemické ukazovatele: teplota t ($^{\circ}\text{C}$), merná vodivosť χ (mS/m), reakcia vody pH a rozpustený kyslík O_2 (mg/l) sa odoberali pomocou sondy od firmy Eijkjelkamp vo vertikálnom stĺpci poënúc od hladiny po dno v 1 m intervaloch a stanovovali sa pomocou prístroja U-10 od firmy Horiba.

Materiál pre stanovenie mikrobiologických ukazovateľov sa odoberal podľa ISO 5667 – 1, 2, 3, k príprave zrieňovacích roztokov, sterilizácii prístrojov a laboratórneho skla boli použité metódy podľa ISO 8199, ISO 7704 a HAUSLER (1995). Na oëkovanie koliformných a termotolerantných koliformných baktérií bola použitá metóda membránovej filtrácie podľa ISO 9308 – 1, pri teplote $35 \text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0,5 \text{ }^{\circ}\text{C}$ (KOLI) a $44 \text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0,5 \text{ }^{\circ}\text{C}$ (TEKOLI) na Endo agare. Na oëkovanie fekálnych streptokokov bola použitá metóda membránovej filtrácie podľa ISO 7899 – 2 a ISO 7704, pri teplote

$37 \text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1 \text{ h}$ na M-enterokokovom agare (Slanetz-Bartley agar). Psychrofilné baktérie boli oëkované pomocou metódy priameho výsevu podľa STN 83 0531 do kultivaèného média, pri teplote $20 \pm 1 \text{ }^{\circ}\text{C}$ $72 \pm 3 \text{ h}$ na mäsopeptonovom agare è. 2 podľa ISO 83 0531.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

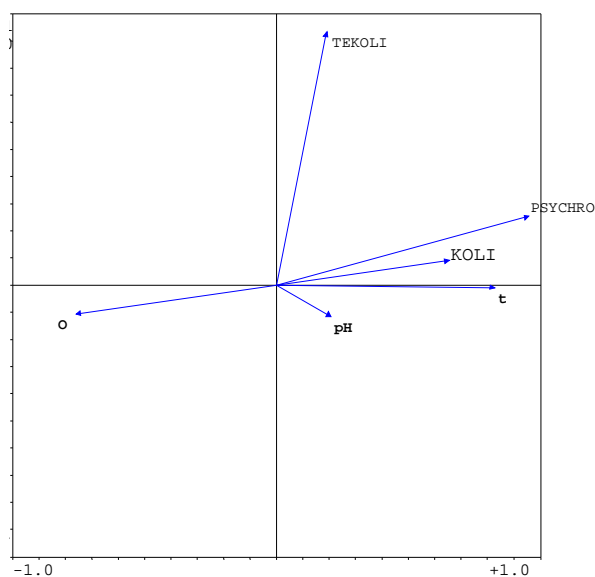
Na základe meraní fyzikálno-chemických parametrov vodného prostredia bolo zistené, že na jar 2002 mala vodná nádrž Bakomi s maximálnou hĺbkou 6 m, ortográdnou krivku rozpusteného kyslíku v porovnaní s krivkou teploty, stav typický pre oligotrofné podmienky. Pravdepodobne v dôsledku konštantného premiešavania sa vo vodnej nádrži nevyvinula stratifikácia poëas letného obdobia a teplota ako aj hodnoty rozpusteného kyslíku boli rovnomerné pozdáž celého vodného stüpa od apríla až do októbra. Vodná nádrž Evička s maximálnou hĺbkou 8 m bola v roku 2002 teplotne stratifikovaná s metalimniom približne v hĺbke 4–6 m. Vindšachta s maximálnou hĺbkou 12 m dáva možnosť

dostatoènej stratifikácii s výraznou skoënou vrstvou v jarných a jesenných mesiacoch v hĺbke približne 6–7 m. Podľa nameraných výsledkov by sme mohli predpokladať, že vodné nádrže Evička a Vindšachta sú v štádiu mezotrofie (tab. 2).

Na základe meraní mikrobiologických ukazovateľov nám charakteristická hodnota poukazuje na osídlenie jednotlivých jazier prevažne baktériami psychrofilnými, ktoré nás informujú o mikrobiálnom oživení sledovanej vody a závislosti na prítomnosti ľahko využiteľných organických látok. A taktiež koliformnými baktériami, ktoré sú považované za indikátory fekálneho znečistenia vody. Vo vodách sa veľmi málo vyskytovali fekálne streptokoky, ktoré sú považované za indikátory èerstvého fekálneho znečistenia vody. Zistené hodnoty jednotlivých mikrobiologických ukazovateľov zaraï ujú vodu v Bakomi a v Evièke medzi vodu èistú, vo Vindšachte tesne pred vypustením ako vodu veľmi èistú. Na základe vzájomného

Tab. 2 Príklad nameraných hodnôt vybraných ukazovateľov pre jednotlivé vodné nádrže v máji 2001 a 2002

VODNÉ NÁDRŽE	PRIEMERNÉ HODNOTY FYZIKÁLNO-CHEMICKÝCH UKAZOVATEĽOV				CHARAKTERISTICKÁ HODNOTA MIKROBIOLOGICKÝCH UKAZOVATEĽOV				
	Teplota (°C)	Kyslík (mg/l)	pH	Merná vodivosť (mS/m)	KOLI KTJ/ml	TEKOLI KTJ/ml	FEKOKY KTJ/ml	PSYCHRO KTJ/ml	
Bakomi máj 2002	0 m	17	11,3	8,4	17,0	12	0	0	42
	1 m	17	10,8	8,5	17				
	2 m	17	10,2	8,5	17				
	3 m	16	10,3	8,4	17				
	4 m	17	10,3	8,4	17				
	5 m	16	10,8	8,4	16				
	6 m	15	11,4	8,3	16				
Vindsachta máj 2001	0 m	16,8	11,5	9,6	17,9	2	0	0	10
	1 m	16,9	11,66	8,83	17,9				
	2 m	16,5	11,6	8,77	18				
	3 m	16,6	11,86	8,83	17,9				
	4 m	15,8	11,63	8,95	17,8				
	5 m	15,0	12,06	9,04	17,6				
	6 m	12,1	12,87	9,29	17,1				
	7 m	10,7	12,66	9,19	17				
	8 m	10,5	15,45	9,11	17,1				
	9 m	9,9	16,02	8,91	17,1				
	10 m	8,7	17,05	8,7	17,3				
	11 m	8,3	17,18	8,44	17,5				
12 m	8,6	17,19	8,33	17,6					
Evička máj 2002	0 m	18	9,7	7,6	0,20	29	1	0	52
	1 m	17	9,9	7,9	0,21				
	2 m	17	9,7	7,6	0,21				
	3 m	17	9,8	7,5	0,21				
	4 m	14	11,4	7,8	0,19				
	5 m	11	12,9	7,6	0,19				
	6 m	10	13,7	7,3	0,19				
	7 m	9	14,5	6,8	0,20				
8 m	10	14,2	6,8	0,24					



Obr. 1 Redundančná analýza (RDA) vybraných mikrobiologických a fyzikálno-chemických ukazovateľov

porovnania pomocou metódy RDA je zrejmé, že výskyt koliformných a psychrofilných baktérií najviac ovplyvňujú teploty vody a pH. Najmenej je výskyt baktérií ovplyvnený hodnotami rozpusteného kyslíka (obr. 1).

LITERATÚRA

- BITUŠÍK P., 1995: A comparative study of selected man – made reservoirs in the Banská Štiavnica mine region (Central Slovakia) based on chironomid pupal exuviae assemblages (Diptera: Chironomidae). – Acta Fac. Ecologiae (Zvolen), 2: 45–52.
- BITUŠÍK P. & HAMERLÍK L., 1997: An assessment of pollution of the man – made reservoirs in Banská Štiavnica mine region based on profundal chironomid associations (Diptera: Chironomidae).- Folia Fac. Sci. Nat. UNI. Masarykianae Brunensis, Biologia, Dipterologica bohemoslovaca, 9: 17–22.
- FEKETE Š., 1984: Vodohospodársky pohľad na rekreačné využitie jazier v CHKO Štiavnické vrchy. – Chránené územia Slovenska, 3: 25–29.
- HAUSLER J., 1995: Mikrobiologické kultivačné metódy kontroly akosti vody. Diel III. Stanovenie mikrobiologických ukazovateľov. – Ministerstvo zemi di Iství ěské Republiky, 407 pp.
- STN 75 7221, Kvalita vody: Klasifikácia kvality povrchových vôd.
- STN 75 7810, ISO 8199, Kvalita vody: Všeobecné pokyny na stanovenie mikroorganizmov kultivačnými metódami.
- STN 75 7812, ISO 7704, Kvalita vody: Hodnotenie použiteľnosti membránových filtrov na mikrobiologické stanovenia.
- STN 75 7834, ISO 9308 – 1, Kvalita vody: Stanovenie koliformných baktérií, termotolerantných koliformných baktérií a prezumpatívnej *Escherichia coli*, 1. časť: Metóda membránovej filtrácie.
- STN 75 7831, ISO 7899 – 2, Kvalita vody: Stanovenie fekálnych streptokokov, 2. časť: Metóda membránových filtrov.
- STN 83 0531 1...6, Mikrobiologický rozbor povrchovej vody: Stanovenie psychrofilných mikroorganizmov.

ROZVOJ PLANKTONNÍCH SPOLEČENSTEV JAROHŇI VICKÉHO RYBNÍKA POUŽÍVÁNÍM PRASEČÍ KEJDY

Radovan Kopp & Ivo Sukop

Ústav rybářství a hydrobiologie, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, pracoviště Lednice na Moravě,
Nejdecká 600, CZ-691 44, Česká republika, e-mail: kopp@mendelu.cz

ABSTRACT

Kopp R. & Sukop I.: The development of plankton communities in Jarohní vický pond after applications of pig liquid manure

During the year 2002 (March–April) samples of phytoplankton and zooplankton were taken on Jarohní vický pond near Dubňany (south Moravia, Czech Republic). The pond was intensively managed for fish production. Liquid pig manure was transferred into the pond to support development of the plankton population.

The phytoplankton total concentration ranged from 52 to 176 · 10³ individuals·ml⁻¹ at the discharge from the pond. Centric diatoms (genus *Stephanodiscus*) were most common, and other important genera included *Chromulina* and *Chlamydomonas*. More cells of *Cryptophyta* and green algae started to appear at a later period. The zooplankton total concentration varied from 13 to 512 individuals·l⁻¹ at the discharge from the pond. The main representatives were nauplius and copepodite stages of Copepoda and species *Cyclops strenuus* and *Acanthocyclops robustus*.

Key words: phytoplankton, zooplankton, liquid pig manure

ÚVOD

Kejda slouží především k doplňování zásob uhlíku ve vodě. Negativní bilance kyslíčného uhlíkatého v rybnících vyvolaná stoupající asimilací rostlin při vysokém obsahu živin ve vodě vede k vysokým hodnotám pH vody, které jsou příčinou žaberní nekrózy ryb (SCHRECKENBACH et al. 1975, SUKOP 1980). Terénní pokusy při odchovu plůdku *K_{L-1}* potvrdily ve větší míře pozitivní vliv kejdy na rozvoj zooplanktonu, především perlooček SUKOP (1979).

S organickými hnojivy se do vodního prostředí dostávají i bakterie sloužící jako přímý potravní zdroj zooplanktonu. V oživené rybníční vodě s rozvinutou a rovnovážnou biocenózou je riziko šíření mikrobů vodní cestou nepatrné (HARTMAN et al. 1971, HARTMAN et al. 1973, SUKOP 1980).

Z dosavadních výsledků terénních šetření lze říci, že kejdováním rybníků nedochází k trvalému ovlivnění

jakosti vody. Kejda je při správném provádění účelně využita k nárůstu biomasy a nestává se zdrojem znečištění ní povrchových nebo podzemních vod, k čemuž často při nevhodném způsobu aplikace na zemědělské pozemky dochází (BLAŽKOVÁ et al. 1987).

MATERIÁL A METODIKA

Jarohní vický rybník je situován severozápadně od Hodonína v katastrálním území obce Dubňany, vodní plocha dosahuje rozlohy 95,4 ha, je průtočný, protéká jím říčka Kyjovka. Rybník je využíván k intenzivnímu chovu ryb s kaprem jako hlavním chovaným druhem a je loven každoročně. V posledních letech je rybník přihnojován kejdou z nedalekého velkochovu prasat.

Sledování planktonního společenstva bylo prováděno za účelem zachycení změn po aplikaci hnojení prasečí kejdou a vzorky byly odebírány v oblasti přítoku říčky Kyjovky do rybníka a u hráze v oblasti

vypustního zařízení.

Odběr vzorků vody byl prováděn v UH sbi račem typu Friedinger z hloubky 0,1–0,3 m. Pro stanovení fytoplanktonu bylo odliho 100 ml vody. Pro kvantitativní stanovení zooplanktonu bylo filtrováno 10 litrů vody přes síto o velikosti ok 45 μm a po zkoncentrování zooplanktonu byl vzorek převeden do lahvičky s konzervačním roztokem 4 % formaldehydu.

Analýza fytoplanktonu byla realizována v živém i fixovaném vzorku (Lugol), po zahuštění na ultrafiltru (MARVAN 1957) o velikosti pórů 0,85 μm s následným počítáním v Bürkerovi komůrce. Abundance je vyjadřována jako počet jedinců v 1 ml vody. Detailní určení zastoupených druhů fytoplanktonu bylo prováděno ve zvlášť zahuštěných vzorcích za silného mikroskopického zvětšení před vlastním počítáním.

Analýza zooplanktonu z konzervovaných vzorků byla prováděna po taxonomické identifikaci jednotlivých druhů počítáním v Sedwick-Rafterovi komůrce.

VÝSLEDKY

Kejda byla do rybníka aplikována 4–5. 3., 7–8. 3., 19–20. 3., 4–5. 4. a 18–19. 4. Celková dávka kejdy převýšila max. roční povolené množství pro intenzifikaci rybníky, které činí 20 t.ha⁻¹.

Fytoplankton (únor – duben 2002)

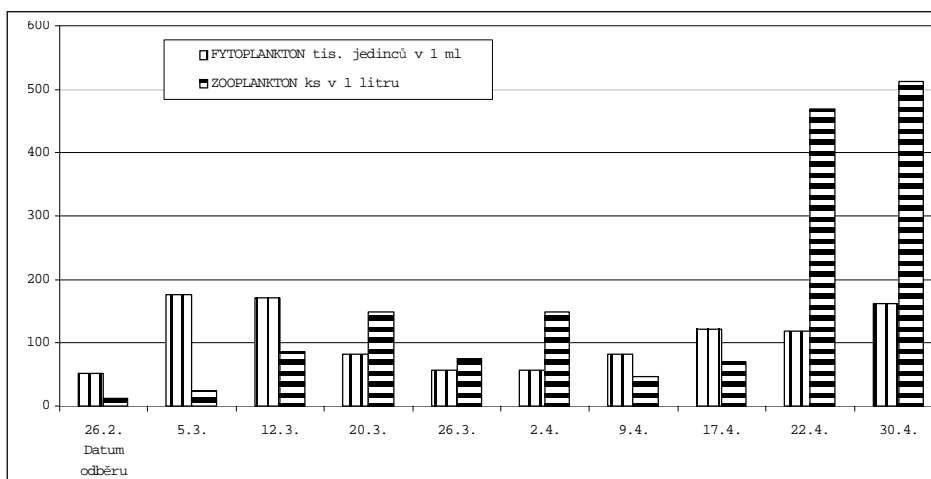
Celková abundance fytoplanktonu na přítoku říčky Kyjovky do Jarohní vického rybníka byla po celé sledované období nízká. Celková abundance kolísala

v rozmezí 3 400–18 400 jedinců.ml⁻¹. Hlavními druhy byli zástupci oddělení Chromophyta – *Stephanodiscus hantzschii*, *S. invisitatus* a *Chromulina* sp. Další fytoplanktonní druhy byly zastoupeny v malé míře a jednalo se o běžně se vyskytující druhy řas (*Cryptomonas* sp., *Navicula* sp., *Trachelomonas volvocina*, *Chlamydomonas* sp. a *Didymocystis planctonica*).

Po celé sledované období byl fytoplankton na odtoku z Jarohní vického rybníka tvořen převážně centrickými roztoky rodu *Stephanodiscus*. Celková abundance kolísala v rozmezí 51 870–176 000 jedinců.ml⁻¹. V počátcích rozvoje fytoplanktonního společenstva byla vysoká hustota buněk rodu *Chromulina* a *Chlamydomonas*, v pozdějším období se začínají více objevovat zástupci oddělení Cryptophyta (rody *Chroomonas* a *Cryptomonas*), zástupci zelených řas (rody *Koliella*, *Monoraphidium* a *Scenedesmus*) a planktonní sinice *Pseudanabaena limnetica*.

Aplikace většího množství kejdy do rybníka podpořilo rozvoj řas, které charakterizují organicky zatížené vody (*Monodus* sp., *Chroomonas nordstedtii*, *Ch. caudata*, *Chlamydomonas ehrenbergii*, *Ch. reinhardtii*, *Ch. debaryana*).

Při pohledu na graf kvantitativního množství fyto a zooplanktonu jsou patrné střídající se maxima jednotlivých společenstev, kdy je kvantita fytoplanktonu předáním tlakem herbivorů snížena a po jeho docházení k opětovnému nárůstu hustoty jeho biomasy. V závislosti na potravní nabídce roste i množství zooplanktonu, jehož množství po vyčerpání dostupné potraviny opět klesá.



Obr. 1 Kvantitativní množství fytoplanktonu a zooplanktonu na odtoku z Jarohní vického rybníka za sledované období roku 2002

Zooplankton (únor – duben 2002)

Celkový počet zooplanktonních organismů na přítoku říčky Kyjovky do Jarohní vického rybníka byl po celé sledované období nízký. Celková abundance kolísala v rozmezí 6–52 ks.l⁻¹. Hlavní složku tvořili zástupci *copepoditových* stadií klanonožců, v pozdějším období se objevily i vírníci (rod *Brachionus*) a perloočky (rod *Chydorus*).

Zooplankton na odtoku z Jarohní vického rybníka byl nepomělně bohatší. Celková abundance kolísala v rozmezí 13–512 ks.l⁻¹. Hlavními zástupci byla opí t *naupliová* a *copepoditová* stadia klanonožců a buchanky *Cyclops strenuus* a *Acanthocyclops robustus*. V průběhu celého sledovaného období se ojedinelé vyskytovali zástupci vírníků (rod *Brachionus*). Perloočky se objevovaly výjimečně, jejich zastoupení vzrůstalo až ke konci dubna (druh *Chydorus sphaericus*).

Na druhovém složení zooplanktonu je dobře patrný silný predační tlak zooplanktonofágních ryb. Společenstvo je tvořeno druhy převážně drobné nebo střední velikosti, v těš zástupci nebyli pozorováni. Tento stav absence v těších velikostních druhů zooplanktonních organismů i přes vydatnou podporu jejich rozvoje prostřednictvím aplikace prasečej kejdy ukazuje na vysokou obsádku zooplanktonofágních ryb.

ZÁVĚR

Rybník Jarohní vický byl ve sledovaném období velmi intenzivně obhospodařován. Rybí obsádka byla v rozhodujícím podílu tvořena kaprem (80–90 % produkce), který je převážně nasazován jako dvouletý s cílem vyprodukovat těiletou tržní rybu o vyšší kusové hmotnosti. Pro dosažení požadované hmotnosti je kapr přikrmován obilovinami. Rybí produkce byla tvořena vedle kapra převážně býložravými druhy ryb (*Ctenopharyngodon idella*, *Hypophthalmichthys molitrix*, *Aristichthys nobilis*) a dravou rybou (*Silurus glanis*, *Esox lucius*, *Sander lucioperca*). Dosahovaná celková roční produkce ryb v množství 110–125 t (tj. roční hektarová produkce

1150–1310 kg) odpovídá intenzivní úrovni chovu a přesahuje průměrné produkce dosahované v rámci ČR. Dosahovaný krmný koeficient se pohyboval v rozmezí 2,9–3,2, což signalizuje vyšší podíl z přikrmování. Ve v těšných rybníků v rámci ČR je produkce tvořena převážně přirozenou potravou a krmný koeficient je pak nižší (2,0–2,5). Odhadovaná přirozená produkce se pohybuje v rozmezí 480–560 kg.ha⁻¹.

Z dosavadních výsledků terénních šetření lze říci, že kejdování Jarohní vického rybníka má pozitivní efekt na rybářské obhospodařování. Ekosystém rybníka se s aplikovanou kejdou vyrovnal zvýšeným biologickým oživením, což se žádoucím způsobem projevilo na zvýšení přirozené rybí produkce.

Poděkování

Výzkum byl podpořen z výzkumného záměru MSM 432100001.

LITERATURA

- BLAŽKOVÁ D., KOEKOVA E. & ŽÁKOVÁ E., 1987: Vliv aplikace kejdy na vývoj kvality vody v rybnících. – In Intenzifikace rybářské výroby a kvalita vody, Velké Meziříčí 8.–9. prosince 1987, p. 56–61.
- HARTMAN P., LAVICKÝ K., ĚERVINKA S., POKORNÝ J. & KRONKA V., 1971: Využití drůbeží a prasečej kejdy ke hnojení rybníků. – Dílejší zpráva výzk. úkolu. Stát. rybářství Ě. Budi jovice, 27 pp.
- HARTMAN P., LAVICKÝ K., ĚERVINKA S., POKORNÝ J., KOMÁRKOVÁ J. & REICHARD S., 1973: Použití prasečej kejdy ke hnojení rybníků. – Závěrečná zpráva výzk. úkolu. Stát. rybářství Ě. Budi jovice, 24 pp.
- MARVAN P., 1957: K metodice kvantitativního stanovení nanoplanktonu pomocí membránových filtrů. – Preslia, 29: 76–83.
- SCHRECKENBACH K., SPANGENBERG R. & KRUG S., 1975: Die Ursache der Kiemennekrose. – Z. Binnenfischerei 1975, 12: 257–288.
- SUKOP I., 1979: Vliv použití tekutých organických hnojiv v různých typech plůdkových rybníků na rozvoj jejich přirozené potravy. – VŠZ Brno (nepubl. Kand. dis. práce).
- SUKOP I., 1980: Vliv aplikace drůbeží kejdy a cereritu na rozvoj zooplanktonu plůdkových výtažníků. – Živočišná výroba, 25: 847–855.

HYDRICKÁ REKULTIVACE ZBYTKOVÝCH JAM PO TĚŽBĚ HNĚDÉHO UHLÍ – JEZERO CHABAŘOVICE

Ladislav Havel & Petr Vlasák

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Podbabská 30, CZ-160 62 Praha 6, Česká republika,
e-mail: ladislav_havel@vuv.cz

ABSTRACT

Havel L. & Vlasák P.: Reclamation of residual lignite mining pits by inundation – Lake Chabařovice

Eight residual lignite-mining pits are to be reclaimed by inundation in northwestern Bohemia. Chabařovice residual mining pit is the first of them (its inundation started in 2001). Basic parameters of the future lake are: surface area, 2.25 km²; water volume, 35 mil.m³; max. depth, 23.3 m; and mean depth, 15.6 m. Water quality has to meet requirements for recreational and bathing uses. High input of nutrients from tributaries is the main risk for deterioration of the water quality of the lake. At present, low fish stock enables the development of effective filter – feeders (*Daphnia*) which limit phytoplankton quantity. Possibilities for management of the lake (incl. biomanipulation) are discussed.

Key words: mining pits, flooding, Chabařovice, water quality, biomanipulation

S postupným ukončováním těžby hnědého uhlí v Sokolovské a Severočeské pánvi vystupuje do popředí stále více způsobů sanace dotčeného území a její časový harmonogram. V průběhu 20. století vzniklo v této oblasti osm velkých zbytkových jam po povrchové těžbě uhlí. Z různých možných způsobů jejich rekultivace byla vybrána tzv. hydrická varianta, tj. zatopení vodou. V případě její realizace v plném rozsahu vznikne v pánvích bývalých důlů cca 50 let osm umělých jezer o celkové předpokládané ploše cca 4 tis. ha a s celkovým objemem vody cca 2,3 mld m³ (CHOUR 2001).

Zbytková jáma hnědého dlouhodobého lomu Chabařovice je první, kde se hydrická varianta rekultivace realizuje v praxi. Projektované parametry budoucího jezera:

kóta hladiny: 145,3 m n. m.

plocha hladiny: 225 ha

objem vody: 35 mil. m³

hloubka vody:

maximální: 23,3 m

průměrná: 15,6 m

Po napuštění ní se předpokládá sportovní -rekreační využití jezera a přilehlé oblasti.

Odizolovaná a terénně upravená zbytková jáma se začala napouštět v červnu 2001. V současnosti má dva typy přítoků:

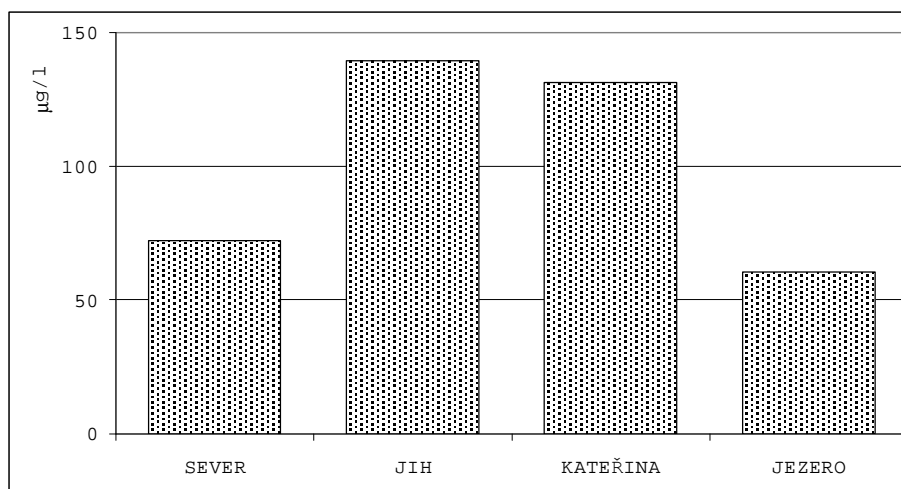
1. Hlavní (řízené) přítoky: odtoky z eutrofních až hypertrofních nádrží rybníčního typu (Kateřina, Zalužanská), poskytující bohatý přísun živin a inokula fytoplanktonu.
2. Vodoteče z vlastního povodí: v obou případech (tání snůhu, letní srážky, manipulace s řízenými přítoky) přivádí do jezera více vody než oba hlavní přítoky (VLASÁK et al. 2002). Výrazně se liší složení vody přítoků ze severní a jižní strany: přítoky z jižní strany (z prostoru Lochovecké výsypky) se vyznačují podstatně vyšší vodivostí, obsahem síranů, sloučenin dusíku, celkového fosforu, železa a manganu.

Po celou dobu sledování nebyly ve vznikajícím jezeře zjištěny významné koncentrace těžkých kovů ani organických škodlivin (VLASÁK et al. 2002). Pro kvalitu vody a její budoucí vývoj je rozhodující především obsah živin, hlavně fosforu, který může negativně ovlivnit možnosti sportovní -rekreačního využití jezera (nadměrný rozvoj fytoplanktonu, výskyt toxických

vodních květů sinic, anoxie v hypolimniu apod.) (ANONYMUS 2000). Koncentrace celkového fosforu v přítocích do jezera je vysoká (především v hlavních přítocích a přítocích z jižní strany vlastního povodí – obr. 1).

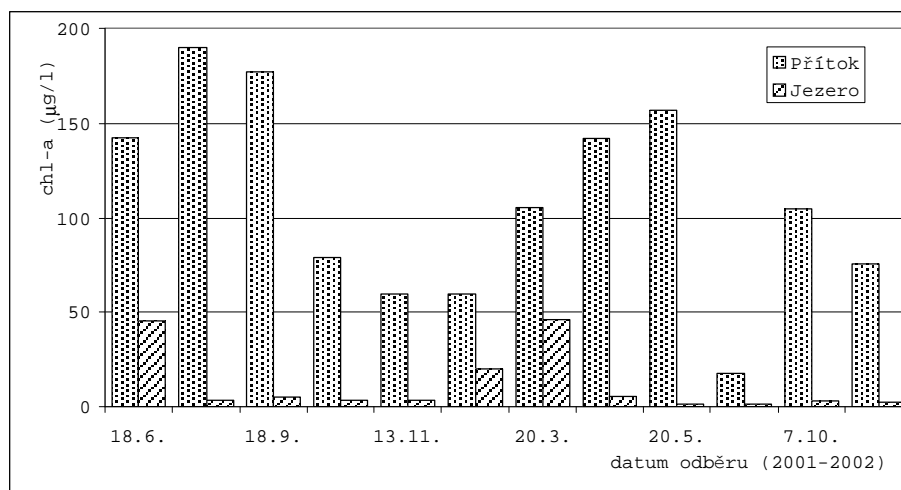
Ve vodě vznikajícího jezera dochází k poklesu koncentrace celkového fosforu přibližně na polovinu (přesunem do sedimentů), ale je stále natolik vysoká, že odpovídá poměrům v oblasti eutrofie až hypertrofie (RAST et al. 1989). Pokud by koncentrace fosforu byla

jediným mechanismem, který určuje množství fytoplanktonu, pak podle Dillon-Riglerova vztahu by se očekávala průměrná sezónní koncentrace chlorofylu-a pohybovala na úrovni 40–50 $\mu\text{g/l}$ s průhledností pod 1 m. Od začátku napouštění ní však koncentrace chlorofylu-a v jezeře nepřekračují (s výjimkou jarních měsíců) 5 $\mu\text{g/l}$ (obr. 2) a průhlednost je trvale okolo 4 m. Současný stav je důsledkem dlouho známého jevu, který odráží provázanost různých složek a trofických úrovní ekosys-



Obr. 1 Průměrné koncentrace celkového fosforu v přítocích a v jezeře

Fig. 1 Average concentrations of total phosphorus in the tributaries and in the lake



Obr. 2 Koncentrace chlorofylu-a v hlavním přítoku a v jezeře

Fig. 2 Chlorophyll-a concentrations in the main tributary and in the lake

tému (HRBÁEK 1962). V prvním roce napouští ní (2001) nebyly ve vznikajícím jezeře ryby a technické řešení přítoku neumožňovalo jejich proniknutí z nádrže Kateřina. Na jaře r. 2002 byl zprovozněn přímý přítok z nádrže Zalužanská a kontrolní odlovy v jezeře Chabařovice v srpnu a říjnu 2002 prokázaly přítomnost celkem šesti druhů ryb (VLASÁK & ADÁMEK 2002): cejna velkého (*Abramis brama*), okouna říčního (*Perca fluviatilis*), candáta obecného (*Sandra lucioperca*), plotice obecné (*Rutilus rutilus*) a cejnka malého (*Abramis bjoerkna*) a úeloví vysazeného bolena dravého (*Aspius aspius* – vysazen byl ve formě rychleného plůdku v červnu 2002 v počtu 19 tisíc ks).

Biomasa planktonofágních ryb však zatím nedosáhla úrovně, na které je schopna podstatným způsobem ovlivnit druhové složení a velikostní strukturu zooplanktonu. Po většinu sledovaného období jsou v něm významně zastoupeni velcí filtrátoři (>710 µm: v prvním roce dominovala *Daphnia magna*, ve druhém roce byla nahrazena *Daphnia longispina*), kteří jsou schopni účinně kontrolovat biomasu fytoplanktonu v jezeře. Důsledkem je nízká koncentrace chlorofylu-a a vysoká průhlednost, které neodpovídají koncentraci přítomných živin.

Biomasa planktonofágních ryb v jezeře je dosud poměrně nízká, nicméně však dostačující k tomu, aby se již v roce 2003 plně uplatnil jejich reprodukční potenciál. Ten bude posílen i driftem larev a raného plůdku z nádrží sloužících jako zdroj vody pro napouštění ní (VLASÁK & ADÁMEK 2002). Udržení žádoucího stavu bude vzhledem k situaci v povodí obtížné a bude vyžadovat cílené biomanipulační zásahy vedoucí k omezení negativních důsledků introdukce nežádoucích planktonofágních ryb.

Výsledky dosavadního monitoringu lze tedy shrnout:

- voda jezera Chabařovice ve sledovaných ukazatelích dosud vyhovuje požadavkům vzhledem k předpokládanému využití
- rizikem je především vysoký přísun živin z přítoků
- je nutná identifikace a sanace všech hlavních zdrojů znečištění v oblasti; ochranu jezera posílí i budovaná předzdrž v jihozápadní části a plánovaná obtoková vodoteč na jižní straně
- management jezera Chabařovice musí zahrnovat i sledování a ovlivňování ichtyologické složky ekosystému.

LITERATURA

- ANONYMUS, 2000: Vyhláška MZd ČR č. 464/2000, kterou se stanoví hygienické požadavky na koupaliště, sauny a hygienické limity venkovních hracích ploch.
- HRBÁEK J., 1962: Species composition and the amount of zooplankton in relation to the fish stock. – Trans. Czechosl. Acad.Sci., Math.-Nat. Sci. Se., 72: 1–114.
- CHOUR V., 2001: Water sources for flooding of residual coal mine pits in the north-western Bohemia – Actual results of the R & D Project. In Proc. Internat. Workshop: EG-Wasserrahmenrichtlinie und Bergbaufolgelandschaften, Leipzig, p. 98–102.
- RAST W. et al, 1989: Eutrophication management framework for the policy-maker. – UNESCO, Paris, 83 pp.
- VLASÁK P. & ADÁMEK Z., 2002: Jezero Chabařovice: ichtyologické posouzení zdrojů vody a management rybí obsádky. – VÚV T.G.M. Praha, 9 pp. (nepubl. zpráva).
- VLASÁK, P. et al., 2002: Zatápění zbytkové jámy Chabařovice – model vývoje mělkého jezera v podmínkách uhelné pánve. – VÚV T. G. M. Praha, 29 pp. (nepubl. zpráva projektu MŽP ČR č. 1035).

KYSLÍKOVÝ REŽIM UMĚLÝCH MOKOČADŮ A MOŽNOSTI JEHO REGULACE

Jan Šálek & Ludmila Prokešová

Ústav vodního hospodářství krajiny, Fakulta stavební, Vysoké učení technické v Brně, Žitkova 17, CZ-662 37 Brno, Česká republika, e-mail: salek.j@fce.vutbr.cz, prokesova.l@fce.vutbr.cz

ABSTRACT

Šálek J. & Prokešová L.: **Oxygen regime of artificial wetlands and possibilities of its regulation**

This report is focused on the problems of determining the oxygen regime in wastewater treatment facilities that use natural methods (artificial wetlands) with a detailed focus on reed bed facilities. An oxygen deficit and prevailing anaerobic processes of decomposition were found in the majority of investigated facilities. The oxygen deficit is a limiting factor of the process of nitrification. The report presents methods and ways of eliminating this imperfection. Methods of impulse drawing off and filling and inducing aeration of reed bed facilities filter medium are presented.

The research was carried out on physical laboratory models and pilot facilities in the wastewater treatment facility area in Běezina and verified on operational reed bed facilities in Rudíkov, Osová Bítýška and Dražovice.

Key words: wetland, reed beds, oxygen regime, wastewater treatment processes, nitrification

ÚVOD

Přirodní způsoby čištění znečištěných vod využívají a zintenzivují přirodní samočišticí procesy probíhající v půdním, vodním a mokočadním prostředí. Vegetace se přímo podílí na čištícím procesu, zejména tvorbou příznivých podmínek pro rozvoj mikroorganismů, dotací kyslíku a současným využíváním uvolněných rostlinných živin k tvorbě biomasy. Vegetační kořenové čistírny (VKĚ) jsou významnou součástí přirodních způsobů čištění znečištěných povrchových a odpadních vod. Tvoří je jednoduchý půdní filtr, protékající horizontální nebo vertikální, osázený mokočadní vegetací (umělé ovladatelné mokočady). Podrobnosti uspořádání VKĚ uvádí ŠÁLEK (1995).

Obsah kyslíku v porézním filtračním prostředí rozhoduje o charakteru čištění (aerobním, anaerobním), průběhu nitrifikace, procesu mineralizace, výsledném čištícím účinku a celkově o použitelnosti tohoto způsobu čištění. Zdroji kyslíku jsou jeho obsah v přitékající vodě, ovzduší na styku s vodní hladinou, dotace mokočadní vegetací, provzdušovací kaskády,

přestup kyslíku při impulsním plnění a prázdnění filtračního prostředí a zdroje umělé, spočívající v provzdušení vody různými typy aerátorů.

METODIKA, USPOŘÁDÁNÍ VÝZKUMU A DOSAŽENÉ VÝSLEDKY

Kyslíkový režim v základních typech vegetačních kořenových čistíren, obsah kyslíku v jednotlivých hloubkách a jeho plošné rozložení v porézním filtračním prostředí a využívání jsme sledovali:

1. V laboratorních podmínkách v laboratořích Ústavu vodního hospodářství krajiny na speciálních fyzikálních modelech, postavených k tomuto účelu.
2. Na sedmi malých poloprovozních modelových zařízeních ve výzkumné bázě (polygonu) při kanalizační čistírně města Tišnova v Běezině.
3. V řadě vybudovaných a provozovaných vegetačních kořenových čistírnách v Dražovicích, Osové Bítýšce, Náměškách, Rudíkově aj.

U jednotlivých zařízení jsme umístili speciální odběry umožňující odběr vzorků z jednotlivých hloubek

a míst; u poloprovodních a provozních objektů jsme umístili do filtračního pole plastové trubní sondy. Kyslík jsme stanovili přenosnými oximetry, noví ji u prvních dvou typů zařízení využíváme automatické měřicí sondy s počítačem. Kromě stanovení kyslíku sledujeme redox potenciál, elektrickou vodivost, pH, BSK₅, CHSK_{Cr}, N_{celk}, N_{dušicí}, N_{amoní}, P_{celk}, fosforečnany, chloridy, sírany; výsledky těchto šetření nejsou uvedené v referátu. Zjištěné hodnoty jsou zpracovány tabelárně, graficky a jsou připravené jako vstupní údaj pro matematické modely.

Porovnání kyslíkového režimu ve filtračním poli

při různých způsobech uspořádání poloprovodních vegetačních kořenových čistíren je v tab. 1. Ve všech případech se jedná o minimální obsah kyslíku, což svědčí o plně anaerobních procesech probíhajících v porézním filtračním prostředí.

Obdobné výsledky jsme zjistili při podrobném průzkumu ve všech výše jmenovaných provozních vegetačních kořenových čistírnách ŠÁLEK & MALÝ (2001), ŠÁLEK et al. (2002). Důsledkem této skutečnosti je nedostatečné odstraňování amoniaku, kdy pro plynulý průběh nitrifikace chybí kyslík.

Tab. 1 Obsah kyslíku ve filtračním prostředí různých typů VKĚ

Uspořádání vegetační kořenové čistírny (Poloprovodní modely v Bězíně)	Obsah kyslíku (mg.l ⁻¹)	Teplota (°C)
a) VKĚ s vertikálním prouděním směrem dolů volně protékající filtr bez vegetace hladina v hloubce 0,1 m, bez vegetace hladina v hloubce 0,1 m, s rákosem	0,28 až 0,31 0,04 až 0,08 0,06 až 0,20	17,1 až 17,4 17,2 až 17,4 17,2 až 17,3
b) VKĚ s vertikálním prouděním směrem vzhůru hladina vody na úrovni terénu	0,12 až 0,77	17,3 až 17,4
c) VKĚ s horizontálním podpovrchovým prouděním hladina v hloubce 0,05 m, bez vegetace hladina v hloubce 0,05 m, s rákosem	0,04 až 0,06 0,04 až 0,08	17,1 až 17,8 16,7 až 17,3

REGULACE KYSLÍKOVÉHO REŽIMU VE FILTRAČNÍM PROSTŘEDÍ VKĚ

Návrh možnosti úpravy a regulace kyslíkového režimu vyžaduje:

- Znalost mechanismu přestupu kyslíku do vody v místech styku vodní hladiny s ovzduším, tento výzkum byl předmětem šetření na modelech.
- Určení rozsahu dotace kyslíku mokřadními rostlinami do okolí kořenové zóny. Orientačními výzkumnými šetřeními se nám nepodařilo prokázat významný přínos; údaje o množství takto získaného kyslíku se podle různých autorů liší; podrobný průzkum této problematiky je nutný.

Z uvedených způsobů dotace kyslíku (obr. 1) jsme se zaměřili na:

- Provzdušování na provzdušovací kaskádách (PK), které tvoří kaskáda malých sériově zapojených nádržek, umístěných na svahu nebo v šachtici.
- Stanovení rozsahu prokysličení při impulsním způsobu plnění a prázdnění filtračního pole; tento výzkum byl realizován na fyzikálních modelech a poloprovodních zařízeních. Při poklesu hladiny dochází k nasávání vzduchu do filtračního prostředí a při následném vzestupu probíhá prokysličení vody

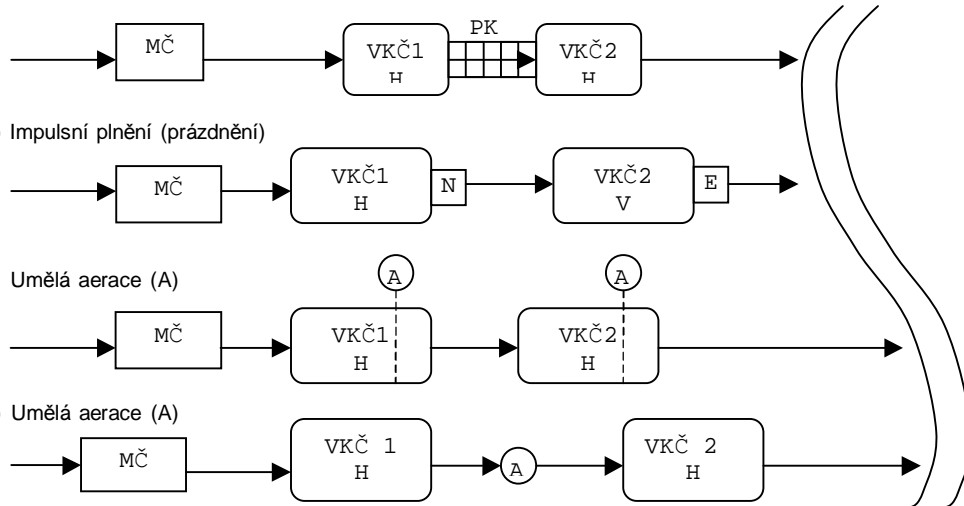
(A-řízení násoskou, E-řízení elektroventilem).

- Umístění provzdušování přímo ve filtračním poli z mikrobublíkových elementů umístěných nad dnem filtračního pole (A-trubní aerátor s kompresorem).
- Umístění provzdušování v provzdušovací šachtici umístěných mezi dvěma poli vegetačních kořenových čistíren (A-provzdušovací šachtice).

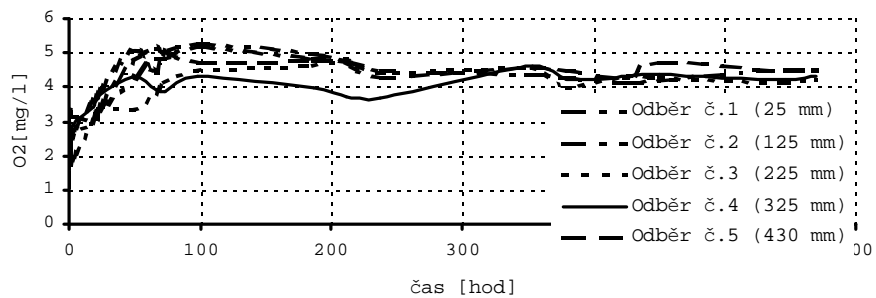
Stanovení přestupu kyslíku hladinou jsme realizovali na fyzikálním modelu horizontální VKĚ a na dvou modelech vertikálních VKĚ. Průběh přestupu kyslíku hladinou v závislosti na hloubce (25, 125, 225, 325 a 430 mm) a čas je znázorněn na obr. 2. Z šetření vyplývá, že přibližně po 100 hodinách se docílí maximální hodnoty obsahu kyslíku. Experimentálně bylo zjištěno, že v zakolmatovaném filtračním prostředí se přestup kyslíku podstatně sníží.

Výrazně efektivnější je impulsní plnění (prázdnění) filtračního prostředí. Zvýšení obsahu kyslíku v závislosti na rozsahu snížení hladiny, při teplotě kolísající kolem 20 °C, je znázorněno v obr. 3. Při poklesu hladiny dochází ke vzniku pístového tahu, při kterém dochází k nasávání vzduchu do uvolněných pórů a při následném vzestupu nastane intenzivní provzdušování vody.

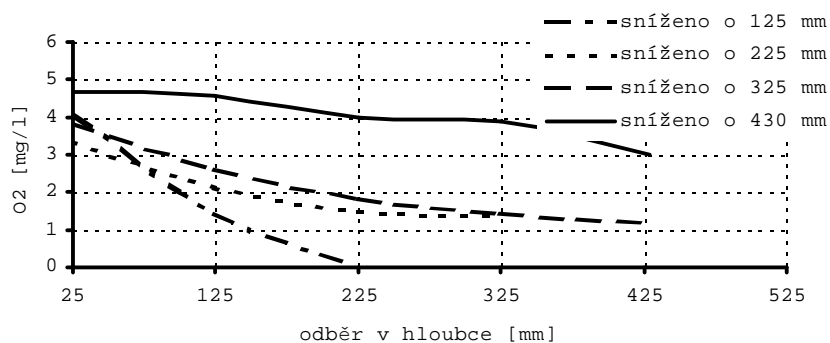
a) Provdzušovací kaskády PK



Obr. 1 Schéma základních uspořádání na regulaci obsahu kyslíku
 Fig. 1 Scheme of basic organisation for oxygen level regulating



Obr. 2 Přestup kyslíku hladinou do filtru v závislosti na hloubce a čase
 Fig. 2 Surface oxygen transfer into filter in dependence on depth and time



Obr. 3 Zvýšení obsahu kyslíku při impulsním plnění
 Fig. 3 Oxygen level increase by impulse filling

Tab. 2 Teplota, obsah kyslíku v jednotlivých profilech zkušebního modelu I

Datum	Profil 2		Profil 5		Profil 8		Náplň
	O ₂ (mg/l)	T (°C)	O ₂ (mg/l)	T (°C)	O ₂ (mg/l)	T (°C)	
6. 12. – 09.00	12,8	6,4	7,8	5,9	3,7	6,5	N
8. 12. – 16.00	8,0	6,6	6,8	5,6	2,3	5,5	
11. 12. – 08.00	3,4	7,3	5,7	7,0	2,8	7,0	
13. 12. – 08.00	3,2	8,5	2,4	8,5	2,6	8,5	N
15. 12. – 08.00	2,2	7,4	1,4	6,8	1,2	7,4	N
18. 12. – 08.00	3,5	1,9	1,7	2,7	1,2	1,8	

Experimentálně jsme odzkoušeli účinek provzdušovací kaskády nádržek s pletivem na zvýšení obsahu kyslíku. Při pletivech v kaskádě jsme docílili zvýšení obsahu kyslíku o 6 až 8 mg.l⁻¹ (ŠÁLEK et al. 1996). Toto řešení je v praxi použitelné při vhodných spádových poměrech.

K dodávce kyslíku aerátory přistupujeme při vysokém amoniakálním znečištění, kdy nepostačí jednodušší, energeticky nenárovné způsoby. V praxi jsme odzkoušeli provzdušování talířovými mikrobublínkovými aerátory umístěnými v šachticích předřazených filtračního pole a provzdušování trubními mikrobublínkovými aerátory umístěnými v chrániče na dně filtračního pole. Příklad průběhu prokysličení na jednom typu modelového reaktoru je uveden v tab. 2.

Účinnost odstranění amoniaku se i při tak nízkých teplotách pohybovala u čistého filtračního materiálu kolem 90 % (model reaktoru I); u částečně zakolmatovaného filtračního materiálu kolem 80 % (model reaktoru II).

DISKUSE A ZÁVĚR

Ve vegetačních kořenových čistírnách probíhá anaerobní čisticí proces projevující se nedostatkem

kyslíku, který je nezbytný pro plynulý průběh nitrifikačních procesů. V referátu jsou uvedené metody zvýšení a regulace obsahu kyslíku. Podrobně byl stanoven průběh přestupu kyslíku hladinou a získání kyslíku při impulsním plnění a prázdňení a umí lépe provzdušnění. Výsledky výzkumu se postupně realizují na provozních zařízeních, první poznatky potvrzují úspěšnost nově navrhovaných opatření.

LITERATURA

- ŠÁLEK J., MARCIAN F. & ELAZIZY I., 1996: Use of artificial wetland for treatment of surface and wastewater. – *Wat. Sci. Techn.*, 33: 309–313.
- ŠÁLEK J., 1995: Přírodní způsoby čištění odpadních vod. – PC-DIR. Brno, 115 pp.
- ŠÁLEK J. & MALÝ J., 2001: Výzkum kyslíkového režimu a odstraňování amoniaku u vegetačních kořenových čistíren. In *Mezinárodní vodohospodářské kolokvium*. Brno, FAST VUT, p. 187–192.
- ŠÁLEK J., DUREÁK M., FADRUS H. & MALÝ J., 2002: Investigations on the removal of ammoniacal nitrogen in constructed wetlands for wastewater treatment. In *Sborník FAST VUT 2001/2002*, Brno, p. 205–209.

ROLE HYDROBIOLOGA V PROBLEMATICE ÚPRAVY A DOPRAVY PITNÉ VODY

Jana Ambrožová

VŠCHT Praha, ÚTVP, Technická 3, CZ-166 28 Praha 6, Česká republika, e-mail: jana.ambrozova@vscht.cz

ABSTRACT

Ambrožová J.: **The role of the hydrobiologist in treatment and transport of drinking water**

The most commonly solved problems in water treatment technology are eutrofication, biological revival and water blooms of algae in water supplies. Hydrobiological analyses are very important not only for the evaluation of taxa at the surveyed locality. Cooperation and communication must exist between biologists and water treatment personnel. Hydrobiological analyses can help in solving problems during reconstruction of water treatment plants, in many cases in ways that can save money.

Key words: eutrofication, water quality, water supplies, hydrobiological analyses, quantification, phytoplankton, cooperation and water treatment management

Neustálým přísunem živin dochází ke zhoršování kvality povrchové vody projevující se příznaky eutrofizace, tj. vznikem vegetačního zabarvení vody a vodního květu sinic. Sledování jakosti akumulované vody a zjištění prognózy stavu a vývoje její kvality ve vodárenských nádržích je velmi důležité. Nezastupitelnou úlohu hrají hydrobiologické analýzy, které jsou variabilní díky variabilitě přírodního materiálu. Pro monitoring prostředí se používá kvalitativní rozbor s hodnocením abundance taxonů, zaznamenávají se změny ve složení biocenózy, hodnotí se složení biomasy, charakter genotypu a činnost fyziologických funkcí. Hodnocení eutrofizace spočívá v hodnocení fytoplanktonu, kvantifikaci buněk, stanovení objemové biomasy, chlorofylu-a, popř. i provedení testů trofie (stanovení trofického potenciálu) a toxicity.

Jakým způsobem může hydrobiolog a jeho výsledek analýzy přispět při řešení problémů ve vodárenském provozu? Aby byl rozbor, provedený hydrobiologem, přínosným pro provozovatele úpravy vody, musí se hydrobiolog zaměřit na úseky, které souvisí s úpravou surové vody, akumulací a dopravou pitné vody. Úseky, které do monitoringu spadají, jsou i jámací objekty a přírůdky surové vody. V technologické lince se musí hydrobiolog zaměřit (1) na kontrolu účinnosti

zařízení prvního separačního stupně (záchyt organismů ve vločkách, volba optimální dávky koagulantu, změna koagulantu či flokulantu), (2) na kontrolu účinnosti zařízení druhého separačního stupně (účinnost filtrace, zarůstání pískového lože, intenzita a délka praní), (3) na hydrobiologický rozbor biofilmů a nárostů ve všech vodárenských stupních a v rozvodné síti; na hodnocení změny kvality vody v důsledku pravidelného odkalování a v neposlední řadě i navrhnout prevenci, doporučení a kontrolu účinnosti. Neméně důležitým krokem je hodnocení jakosti zdroje, které je založeno na hydrobiologickém průzkumu zdroje včetně povodí a zmapování bodových a plošných zdrojů eutrofizace. K tomuto se používají mikroskopické rozbor vzorků, stanovení saprobního indexu, testy toxicity a trofie. Doplnkovými metodami stanovení jakosti povrchových vod jsou kvalitativní a kvantitativní rozbor nárostů, kterými se určí míra saprobity, stupeň eutrofizace a vhodnost či nevhodnost pro vodárenskou úpravu.

Prognóza vývoje jakosti vody ve zdroji surové vody je založena na sledování výskytu pravidelně se vyskytujících druhů po dobu nejméně 5 let, vhodné je doplnit výsledků o historické údaje (cca až 10 let nazpět).

Při monitoringu vodárenských nádrží se sledují

vždy 3 místa: přítok do nádrže, vlastní nádrž a odtok z nádrže. Na přítoku do nádrže se hodnotí výskyt a tvorba nárostů, možný průnik organismů způsobujících organoleptické závady. V místě odběrového horizontu se na nádrži provádí její zonalní odběry, hydrobiologickými analýzami se určí nejvhodnější místo odběru pro následnou úpravu. Uplatnila se metoda rozvířování sklíček podle hloubkového rozmístění odběrových vodárenských horizontů. Již podle konzistence a barvy lze usuzovat na složení a charakteru nárostu. Vhodné je zpracovat návrh optimální technologie úpravy vody, popř. modifikaci dle roční úspěšnosti druhů. Při výskytu obtížně odstranitelných organismů je vhodné zařadit je do kategorií z hlediska upravitelnosti (TNV 75 5940). Nádrž se sleduje zejména v podélném profilu, provádí se tzv. stratifikace nádrže.

Jak má hydrobiolog reagovat v případě biologického nálezu v surové vodě, aby jeho rozbor byl přínosným pro technologa? V případě výskytu biologického oživení surové vody v počtech 1000 až 3000 organismů v 1 ml probíhá úprava bez potíží, při výskytu organismů v počtech nad 3000 v 1 ml (max. do 10 000) dochází k ucpávání pískových filtrů a zkrácení jejich filtračního cyklu, počet organismů více jak 10 000 v 1 ml (max. do 50 000) způsobuje organoleptické závady. U jednostupňové úpravy vody se projevují havarijní situace již při počtech 5000 organismů v 1 ml (a více). Novou a v praxi postupně zaváděnou metodou sloužící pro hygienický monitoring na vodárnách jsou semipermeabilní membrány (SPMD). Tyto membrány jsou plněné trioleinem a zachytí znečištění polutantů dlouhodobě se vyskytujících v tocích či nádržích (x bodové odběry pro testy toxicity). V případě produkce až hyperprodukce nias a sinic ve fytoplanktonu a nárostech dochází k nárůstu celkového organického uhlíku. Při posuzování eutrofizace lze využít nepřímé závislosti mezi průhledností a hustotou fytoplanktonu. Velmi používanou metodou je stanovení chlorofylu-a. Na vodárně se projevuje mechanickými závadami na vodohospodářských zařízeních (problémy filtrace), akumulací plavenin a kontaminantů (senzoričné závady), zhoršením fyzikálních a chemických charakteristik lokality, možným výskytem toxinů, zhoršením podmínek rekreačního, rybářského užívání vody.

Vedle kontroly jakosti upravené vody je třeba minimálně 1x měsíčně hodnotit i kvalitu vody v akumulacích nádržích na úpravě, ve vodojemech, na sítích i v koncových úsecích vodovodní sítě. Při každém čištění je nutné odebrat vzorek volné vody i vzorek kalu a sítě ručně z nádrží. Průnik organismů o velikosti 10

μm až 100 μm do upravené vody poukazuje na možnost pronikání i menších organismů. Při běžném mikroskopickém rozboru je doporučeno zaznamenávat pronikající vločky koagulantu (velikost, tvar) a poškozené organismy či jejich schránky (hodnocené jako abioses-ton). Při posuzování celkové účinnosti při úpravě vody se nelze zaměřit pouze na hodnocení samotné technologické linky, tj. koagulace a filtrace, ale hodnotit celý proces úpravy ve směru od zdroje surové vody až k samotnému výsledku, či přímo k spotřebiteli. Ve vodojemech vzdálenějších od úpravy, v úsecích vodovodních řádů a rozsáhlých vodovodních systémech s delší dobou zdržení vody, dochází vlivem nedostatečné koncentrace zbytkového chloru či jeho úplné absence k sekundárnímu pomnožování a častému výskytu živých mikroorganismů. Sekundární rozvoj mikroorganismů pocházejících ze spor, cyst, klidových stadií vzdušnou kontaminací a rezistentních typů prošlých vodárenskou úpravou ovlivňuje hygienickou nezávadnost dodávané pitné vody, její organoleptické vlastnosti a korozní agresivitu. Neještěji je řešeným problémem, na smáčených stěnách vodárenských zařízení, je tvorba mikrobiálních biofilmů, nárostů či úsad, v nich se dále pomnožují bakterie, houby, prvoci, vyšší živočichové, kteří procházejí částečně vodárenskou úpravou a tvoří základ pro sekundární oživení pitné vody. Primárním substrátem pro bakterie jsou rostlinné či živočišné zbytky, úlomky vláken a vzdušný spad. K sekundární kontaminaci vodojemů může docházet i dešťovými splachy či průsaky zeminou z okolí. Biofilmy je nutné sledovat na vstupu (přivádění) surové vody do úpravy, v průběhu úpravy, ve vodárenských objektech a v rozvodných sítích. Mírou odolnosti pitné vody proti rozvoji mikroorganismů a tvorbě biofilmů či nárostů při její akumulaci a distribuci v podmínkách absence dezinfekčního prostředku je biologická stabilita pitné vody. Tvorba nárostů a biofilmů na smáčených stěnách lze předejít pravidelnou hydrobiologickou kontrolou (Kom. k ČSN 75 7711 a ČSN 75 7715). Indikace dle výskytu organismů je následující: železité bakterie indikují zvýšenou koncentraci rozpuštěného železa, kvasinky a houbové hyfy indikují vzdušnou kontaminaci, pušičí mycelia poukazují na přítomnost organických látek a průsaky z okolí, bakterie rodu Sphaerotilus a bezbarví bílkovci (Flagellata apochromatica) indikují znečištění ní z okolí, přítomnost sulfanu indikují sírné bakterie, červi a koryšci jsou původem z vajíček prošlých úpravou či vzdušným spadem.

Zkušenosti z hydrobiologických kontrol provozů upravené vody poukazují na opomíjení některých nešvarů

způsobovaných provozovateli. Průzkumem byl zjištěn a potvrzen nežádoucí vliv dopadajícího slunečního záření v halách technologické linky a samotné akumulace pitné vody. Doporučením je aplikace modrých skel či fólií do oken, modré světlo zamezuje nežádoucím rozvoji fotosyntetizujících organismů na stěnách nádrží. Možnému přísunu anorganických partikulí, prachu, klidových stádií či vajíček hmyzu vzduchem lze zamezit aplikací sítí do oken. Při čištění nádrží je důležité neopomíjet tzv. „slepé“ kouty a místa, kde se mohou pomnožovat nežádoucí organismy, které po odumření zahnuvají a způsobují organoleptické závady.

Hydrobiolog by měl na základě hydrobiologického nálezu doporučit provozovateli kroky, kterými zamezí nežádoucím organoleptickým závadám akumulované vody. Co mezi tyto doporučení patří? Je to zejména pravidelná údržba vodojemů (odkalování prostor, mechanické vyčištění ploch a stěn nádrže, odstranění kalu a stěrů ze stěn, dezinfekce chlorovou vodou či chloranem sodným 1 : 10 před opětovným napuštěním). S udržením kvalitní vody v nádrži souvisí i stavební zabezpečení prostor, tj. údržba stěn (zamezení spadu omítek na hladinu), použití antimykotických nátěrů rových hmot (zamezení tvorby plísní na stěnách), neinstalování oken do prostor (pokud jsou, použít přes skla modré fólie, čímž se zamezí pomnožování fototrofních organismů), dodržování celkové čistoty prostor (zamezení prašného spadu a dodržení biologické stability pitné vody). Z hydrobiologického monitoringu by neměly být vynechávány vodovodní řady, ve kterých jsou v těsnosti nalézány anorganické partikule a různé zbytky a schránky hodnocené jako abioseston. Mohou se zde vyskytovat i organismy, které prošly bez poškození vodárenskou úpravou (přípustné jsou pouze mrtvé organismy, a to 50 jedinců v 1 ml pitné vody). Doporučením je provést kontrolní mikroskopický rozbor koncentráту z většího objemu vody a dále rozbor kalu.

Důležitost postavení hydrobiologických rozborů při úpravě a dopravě vody

Biologické rozborů mají velký význam při řešení různých problémů na vodárnách upravujících surovou vodu z nádrží a toků. Ve vodárenské praxi jsou zave-

deny na různé odborné úrovni. Výhodou biologických rozborů je jejich časová nenáročnost a minimální náklady na jejich provedení (při úvaze kvalitně vyškoleného personálu). Důležitost biologických rozborů je provozovateli vodárenských zařízení často opomíjena. Jedním z důvodů je neschopnost komunikace některých hydrobiologů s technologi. Obě zúčastněné strany na procesu sledování a kontroly kvality surové, upravované a pitné vody nedokáží najít společný jazyk a velmi špatně spolu komunikují. Tento fakt je dán zejména tím, že technolog nerozumí výsledkům hydrobiologického rozboru, který mu hydrobiolog předkládá jako seznam latinských jmen taxonů. Technolog neumí vyvodit patřičné závěry na základě těchto biologických výsledků a sáhne raději pro výsledky chemického rozboru, který je pro něj srozumitelnější. Biolog by se měl nad svou prací v tomto ohledu zamyslet a podat své výsledky tak, aby jim technolog porozuměl a mohl je aplikovat v praxi. To znamená spolu s výsledky hydrobiologického rozboru dodat i patřičná doporučení a návrhy ve zmíněných technologi. Jedině tak technolog pochopí, že práce biologa je pro něj ho nepostradatelná a že mu ušetří čas a náklady na provoz technologické linky.

V současné době probíhá diskuse kolem hydrobiologických rozborů, ukazatelů a jejich limitů. Připravují se novelizace vyhlášek, např. v praxi velmi používané (a někdy i zatracované) Vyhlášky MZd. ÈR è. 376/2000 Sb., do které budou včleněny ukazatele, z nichž některé již byly sledovány v rámci ÈSN 75 7111 „Pitná voda“.

Vypracováno v rámci výzkumného záměru MSM 223200003.

LITERATURA

- AMBROŽOVÁ J., 2001: Biologické rozborů vzorků vody. – SOVAK, 10: 10/10–11/11.
 AMBROŽOVÁ J., 2001: Biologie – prvotní indikace stavu vodárenských procesů. – Sbor. sem. AOVB, Praha, p. 29–31.
 AMBROŽOVÁ J., 2001: Aplikovaná a technická hydrobiologie. – VŠCHT, Praha, 226 pp.
 AMBROŽOVÁ J., 2002: Mikroskopické praktikum z hydrobiologie. – VŠCHT, Praha, 183 pp.

Daší literatura k dispozici u autora.

PREVÁDZKOVÉ SLEDOVANIE OŽIVENIA VODY HRONA V ĚIRIĚOCH ATÓMovej ELEKTRÁRNE MOCHOVCE

Vlasta Onderiková

Hydrotechnológia Bratislava s. r. o., Ěajakova 14, SK-811 05 Bratislava, e-mail: hydrotechnologia@hydrotechnologia.sk

V bazénových vodách a v nárastoch chladiacich veží Atómovej elektrárne Mochovce sa nachádza výrazné zastúpenie biosestónu a abiosestónu. Sú to najmä producenty – sinice a riasy, zúčastňujúce sa na tvorbe nárastov v tomto prostredí. Nárasty sú nežiadúce, nakoľko spomaľujú tok chladiacej vody a brzdia prívod vzduchu, čím znižujú stupeň ochladzovania vody. Okrem toho tvoria ochranu pre baktérie a mikromycéty, ktoré sú zodpovedné za zvyšovanie korózie kovov, drtenie betonových podporných stĺpov a za hnitie dreveného stavebného materiálu. V snahe o elimináciu tohoto stavu vznikla potreba uskutočniť prevádzkové hydrobiologické analýzy chladiacich vód v procese ich úpravy, pričom sa dostalo do popredia sledovanie oživenia vody z ich zdroja – rieky Hron, a to vo vode ěiríčov.



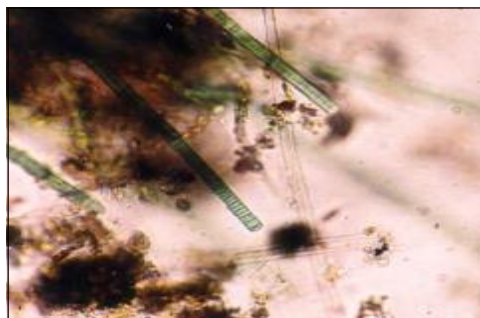
Obr. 1 Prevádzkovanie ěirenia vody Hrona v Atómovej elektrárne Mochovce

Ěirenie je odstraňovanie jemných až koloidne dispergovaných ěastíc. Tento fyzikálno-chemický proces má

niekoľko etáp, ktoré na seba nadväzujú. Počas ěirenia sa ěastice viažu na vytvorené vločky aplikovaného koagulantu hydroxidu železitého alebo hlinitého. Tieto vločky, v ktorých sa hromadia okrem iného aj zástupcovia biosestónu, sa odstraňujú voňým usadzovaním alebo filtráciou.

Najbohatší výskyt organizmov vo vode Hrona sme zaznamenali počas jarného obdobia r. 2000, s maximom 14 689 producentov v 1 ml vzorky vody, čo je nadlimitná hodnota pre vody využívané na chladenie. Za toto vysoké zastúpenie producentov zodpovedajú najmä sinice (*Cyanophyceae*), a to druh *Oscillatoria limosa* a *Leptolyngbia perelegans*. Medzi ěalšie organizmy, ktoré sa tak isto zúčastňujú na tvorbe biologických nárastov v chladiacich okruhoch patrili zelené riasy (*Chlorophyta*) s viacerými druhmi, z ktorých robí problémy počas ěirenia najmä *Scenedesmus acuminatus*. Z konzumentov a deštruentov boli vo vode Hrona v tomto období vo väčšom zastúpení, a to 136 v 1 ml bezfarebné biěikovce – *Anthophysa vegetans*, sírne baktérie – *Beggiatoa alba* na (3) a spóry mikromycét na (3). Zvýšené oživenie vo vode Hrona bolo aj v jarnom období nasledujúceho roku 2001, kedy ale počet organizmov neprekročil 2000 jedincov v 1 ml. Rozdiel bol tiež v tom, že medzi producentmi prevládali rozsievky (*Bacillariophyceae*), ktoré sa až na druhy, a to *Fragilaria capucina* a *Nitzschia acicularis*, bez ťažkostí odseparávajú ěirením, nakoľko ich vonkajšia buneňná blana je zložená prevažne z látok pektínového typu. Z konzumentov a deštruentov nie je počas ěirenia problematicky ani bezfarebný biěikovec *Anthophysa vegetans* – 135 jedincov v 1 ml, hromadiaci železo a tiež sírne baktérie *Beggiatoa alba* na (3) v stupnici odhadu (1–9), ktoré poukazujú na vyšší obsah síry v danom prostredí. Od leta až po zimu v oživení Hrona

neboli zistené zvýšené prejavy producentov, takže sa dá povedať, že s ohľadom na oživenie, voda Hrona vyhovuje v danom období doporučeným požiadavkám na akosť chladiacich vôd. V lete počet producentov dosiahol len maxima 363 jedincov v 1 ml vody, s prevahou siníc (*Cyanophyceae*). Počas zimy počet týchto organizmov klesol ešte výraznejšie a v decembri 2001 bolo zistených 10 producentov v 1 ml vody Hrona. V nasledujúcom roku 2002 pokles producentov bol v zimnom období a dosiahol len 6 jedincov v 1 ml. Táto situácia súvisela nielen s klimatickými pomermi, ale aj s rozvojom konzumentov, ktoré v decembri 2002 dosiahli až 634 v 1 ml. Spolu so železitými baktériami sa v počte 605 v 1 ml uplatňovali najmä bielikovce *Anthophysa vegetans* a nálevníky *Carchesium polypinum* – 25 v 1 ml vody Hrona.



Oscillatoria limosa



Anthophysa vegetans

Obr. 2. Organizmy vo výraznom zastúpení z rieky Hron

(*Cyanophyceae*)s druhom *Leptolyngbia perelegans* a *Oscillatoria limosa*, ktoré mali najväčšie uplatnenie v r. 2001. Na druhé miesto sa zaradili v r. 2000 maximálne sa prejavujúce rozsievky (*Bacillariophyceae*), hlavne druh *Fragilaria capucina*. Hromadný výskyt tejto rozsievky je v rozpore so surovou vodou, kde bola zistená len v počte 70 v 1 ml. Z viacerých zástupcov zelených rias (*Chlorophyta*) bol v popredí druh *Scenedesmus acuminatus*. Konzumenty a deštruenty mali v tomto období vo vode malé kvalitatívne i kvantitatívne zastúpenie. Boli to bezfarebné bielikovce (*Flagellata apochr.*), hlístovce (*Nematoda*) a mikromycéty – spóry. Počas éirenia sa viaceré organizmy dostávali k hladine, spolu s vločkovitými útvarmi, pričom sa usadzovali aj na stenách éiriča, kde tvorili nárusty medzi anorganickými časticami a zbytkami rastlinných i živočíšnych pletív. Okrem uvedeného najväčšieho oživenia vody v éiriči, sme zistili aj minimálne zastúpenie organizmov, tiež vodu v éiriči bez oživenia. Najmenej oživená voda

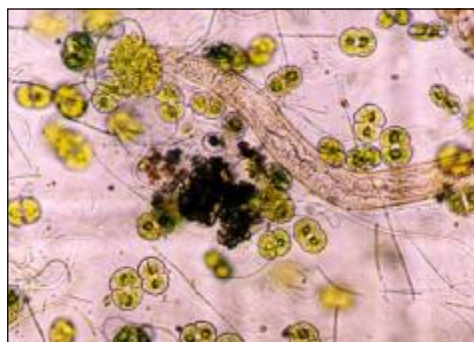
Z výsledkov mikroskopických analýz vôd v sledovanom éiriči počas úpravy vody Hrona vyplýva, že v otvorených priestoroch éiriča sa organizmy prinášajú s vodou z Hrona prejavujú rôzne, pričom sú do značnej miery ovplyvňované nielen fyzikálnymi procesmi a druhom i dávkou aplikovaných chemikálií, ale aj morfológiou buniek organizmov, tiež chemickým zložením ich vonkajších membrán. Nie menej dôležitý je i kontakt s okolitým prostredím, ktorý im umožňuje ďalšie priestory na uplatnenie, tiež prísun živín a slnečného osvetlenia.

V sezónnych ročných zmenách bolo zistené najväčšie oživenie vo vode éiriča, podobne ako vo vode Hrona, v priebehu jarného obdobia r. 2000 a 2001, s počtom organizmov v r. 2000 – 5388 a v r. 2001 – 2144 v 1 ml vody. Z týchto organizmov prevládali sinice

v éiriči bola v zime r. 2001 a 2002. V r. 2001 počet organizmov vo vode éiriča klesol až na jedného zástupcu producentov, a to rozsievku *Cymbella ventricosa*. Počas r. 2002 bolo v zimnom období väčšie oživenie, a to 15 jedincov v 1 ml, zastúpených sinicou *Oscillatoria limosa* a rozsievkami *Achnanthes minutissima* i *Nitzschia palea*. Okrem producentov boli v tomto období prítomné vo vode éiriča aj konzumenty – 2 cysty meďaviek (*Amoebida*) a deštruenty – spóry mikromycét, v odhade (1–9) na (2). Nízke oživenie vo vode éiriča bolo aj v letnom a jesennom období r. 2002, kedy producenty a konzumenty boli aj v nulovom zastúpení. Mikroskopickou analýzou boli zistení len zástupcovia deštruentov, s prevahou železových baktérií *Clonothrix fusca* a *Siderocapsa latum*. Predpokladáme, že tento stav v oživení vody súvisí jednak s poklesom oživenia vo vode Hrona v tomto období, ale aj s použitím biocídov a s kontrolou prísunu vôd z nádrží naplnených vodami z éistených bazénov pod chladiacimi vežami.



Obr. 3 Larvy pakomárov *Cricotopus bicinctus* zo sterov – nárastov ěiriěa



Organizmy – *Cosmarium botrytis* a *Nematoda* gr. sp. zo stien ěiriěa

OĹivenie vody v ěiriěoch poěas uvedeněho zimněho, letněho a jesenněho obdobia sa sŹstreĹi ovolo viac do nĹrastov na stenĹch ěiriěa. V tĹchto nĹrastoch boli zistenĹ v stupnici odhadu (1–9) zĹstupcovia producentov, konzumentov a deštruentov. V zime prevlĹdali v nĹrastoch na ěiriěi sinice (Cyanophyceae), a to najmĹ druh *Phormidium autumnale* na (7). V priebehu leta boli vo vĹešom kvantitatĹvnom zastŹpenĹ zeleně riasy (Chlorophyta) s maximom (7–9) u druhu *Cosmarium botrytis*. NajvĹešie množstvo organizmov bolo zisteně v nĹrastoch v jesennom období r. 2000, a to s 32 zĹstupcami, z ktorĹch 15 bolo zaradenĹch medzi zeleně riasy (Chlorophyta). Povlaky okolo anorganickĹch ěastic pritom vytvĹrali aj sinice (Cyanophyceae) s druhom *Geitlerinema splendidum* na (5) a *Oscillatoria limosa* na (5) v stupnici odhadu (1–9). V sledovaných obdobiach udrĹiavali prirodzenĹ regulĹciu nĹrastov konzumenty a deštruenty, a to v odhade na (3) a (5). Pri tejto ěinnosti sa z konzumentov uplatŹovali bezfarebně biěĹkovce (Flagellata apochr.) a hlĹstovce (Nematoda). V teplejšom období k nim pribudli meĹavky (Amoebida) s rodom *Valkamphia*, vĹrnĹky (Rotatoria) – *Colurella colurus*, *Encentrum lupus*, *Rotaria rotatoria* a *Lecane inermis* i pakomĹre (Chironomidae) – *Cricotopus bicinctus* a bruchobrvce (Gastrotricha) – *Chaetonotus* sp. Podobne sa uplatŹovali aj deštruenty – *Micromycetes*. Z uvedenĹch konzumentov boli v najvĹešom kvantitatĹvnom zastŹpenĹ pakomĹre, z ktorĹch larvy druhu *Cricotopus bicinctus* sa našli v odhade (1–9) na (5). V roku 2002 sa k tĹmto organizmom zaradili Ĺ alšĹ zĹstupcovia Źivoěichov, a to nĹlevnĹky (Ciliophora) – *Litonotus fasciola*, mĹloštetinavce (Oligochaeta) – *Aelosoma hemprichi* a ŹelezĹtě baktĹrie – *Clonothrix fusca*, tieĹ sirne

baktĹrie *Beggiatoa alba*, s maximom na (3) – odhad (1–9). Toto prĹpŹsobovanie a preĹivanie organizmov v nĹrastoch mohlo by zŹvĹšiť poěet organizmov vo vode ěiriěa v niektorĹch obdobiach, kedy sa po odtrhnutĹ z podkladu dostanŹ spĹt do ěirenej vody.

Z uvedenĹch poznatkov vyplĹva, Źe efekt ěirenia vody z rieky Hron, vyuĹzĹvanej na chladenie v chladiacĹch okruhoch AtŹmovej elektrĹrny Mochovce, nie je vĹĹdy z hĹadiska jej oĹivenia uspokoĹivĹ. Za zĹkladnĹ problěm moĹno považovať priame osvetlenie ěiriěa, ěo vĹrazne napomĹha preĹivaniu sinĹc a rias v tomto prostredĹ. DŹraz je potrebně klĹst aj na vĹber a dĹvku koagulantu, tieĹ prĹpadne aplikovaněho biocĹidneho preparĹtu. Nie menej dŹleĹitě sŹ aj hydraulickĹ pomery a pravidelně ěistenie i odstraŹovanie anorganickĹch tieĹ organickĹch nĹnosov zo stien ěiriěa.

LITERĹTŹRA

- MARCINSKY P., ŹOLC J. & ONDERIKOVĹ V., 2000: Problěmy sŹvisiace s kvalitou vŹd v chladiacĹch okruhoch Jadernej elektrĹrny o. z. Mochovce. In RulĹk, M. (Ed.), 12. LimnologickĹ konferencie, SbornĹk referĹtŹ. Kouty nad Desnou, 18.–22. 9. 2000
- ONDERIKOVĹ V., AMBROĹOVĹ J. & MOGOŹOVĹ E., 2002: PrĹruěka pre pracovníkov v technologickĹch laborĹtoriĹch AtŹmovej elektrĹrny o. z. Mochovce. – HydrotechnolŹgia Bratislava s. r. o., Bratislava
- SLĹDEĹKOVĹ A., 2000: VĹsledky hydrobiologickěho prŹzkumu v Jete. – ChemĹ energetickĹch obĹhŹ 3, SbornĹk z konferencie, Praha
- DĹleĹie sprĹvy – Sledovanie oĹivenia vŹd v chladiacĹch okruhoch v priebehu sezŹnnĹch roěnĹch zmien a aplikĹcie biocĹidnych lĹtok. HydrotechnolŹgia Bratislava s. r. o., Bratislava 2000–2002.

BIOLOGICKÉ OŽIVENÍ AKTIVOVANÉHO KALU ĚISTĚREN ODPADNÍCH VOD NA OSTRAVSKU

Markéta Kubláková

Ostravské vodárny a kanalizace, a. s., ÚĚOV, Oderská 44, CZ-702 00 Ostrava-Přivoz, Ěeská republika,
e-mail: kublakova.m@seznam.cz

ABSTRACT

Kubláková M.: **Biological restoration of activated sludge in water treatment plants in the Ostrava area (Czech Republic)**

A survey of four activated sludge plants in the Ostrava area (Czech Republic) has been performed since November 2002. Activated sludge composition and biological settlement was observed in three-week intervals. *Microthrix parvicella* was the dominant filamentous microorganism.

Key words: activated sludge, biological wastewater treatment

Výzkum byl prováděn na ětyech ěistírnách odpadních vod v Ostravském regionu. Práce byla zaměřena na sledování charakteru aktivovaného kalu z hlediska výskytu vláknitých mikroorganismů a jejich vlivu na sedimentační vlastnosti kalu a tvorbu biologické pění.

Ze všech ěistíren byl odebírán aktivovaný kal zhruba v třítydenních intervalech. Odběry prováděly pracovníci ĚOV od listopadu minulého roku. Vzorky kalu byly vždy zpracovány v den odběru. Mikroskopické analýzy byly prováděny dle JENKINS et al. (1993). Rozbor nativního preparátu při zvi tšení 100x (případně 200x) zahrnoval pozorování velikosti a tvaru vloček, vliv vláken na vločku a hodnocení osídlení vyššími organismy. Ve fázovém kontrastu (zvi tšení 1000x) byly sledovány kolonie zoogley a jiné drobné mikroorganismy (volné bakterie, bezbarví biěikovci, mř ůavky, spirochěty). V preparátech barvených dle Grama a Neissera byly determinovány jednotlivé vláknité mikroorganismy, sledována jejich ěetnost a přítomnost poly – P a G bakterií. ěetnost výskytu vláken se vyjadřovala stupnicí od 0 do 6, kde 0 – bez vláken, 1 – vlákna přítomna příležitostně ve vločkách, 2 – vlákna přítomna, ale ne ve všech vločkách, 3 – ěetnost vláken nízká, 1 – 5 vláken na vločku, 4 – ěetnost vláken střední, 5 – 20 vláken

na vločku, 5 – vysoká ěetnost, > 20 vláken na vločku, 6 – více vláken než vloček. Sedimentační vlastnosti kalu byly určeny kalovým indexem (tab. 1).

Tab. 1 Zastoupení kalových indexů (%) na jednotlivých ĚOV

kalový index (ml/g)	procentuální zastoupení			
	A	B	C	D
< 100	17		80	100
100–200	78		20	
> 200	5	100		

Charakteristika sledovaných ĚOV

ÚĚOV Ostrava (A) ěistí odpadní vody z vi tší ěásti zástavby mř sta, potravinářského průmyslu, koncentrovaných fenolėpavkových vod z koksoven Svoboda a Šverma, doěiřtjuje fenolėpavkové vody z koksoven Nová huť a Vitkovice a ěistí odpadní vody z ostatního průmyslu, které jsou biologicky ěistitelné. Ěiřtí ní je založeno na nízkozáti žové aktivaci s nitrifikací a předřazenou denitrifikací, s odvodňováním anaerobní stabilizovaného kalu na odstředivkách. Aktivace je provzduřňována jemnobublinným aeraením zařizzením.

ĚOV Sviadnov (B) slouží k čištění odpadních vod od obyvatelstva a průmyslových podniků ve Frydku-Místku, včetně pivovaru Radegast v Nošovicích. Čištění je založeno na stejném principu jako u ÚĚOV Ostrava, jen s rozdílným způsobem odvodování kalu na pásových lisech.

ĚOV Heřmanice (C) a ĚOV Michálkovice (D) čiští pouze splaškové odpadní vody. Aktivace využívá jemnobublinné aerace. Ze všech sledovaných čištíren má jen ĚOV D regeneraci vratného kalu, od XII./2002 probíhá na této ĚOV zkušební provoz.

Nejdominantnějším vláknitým mikroorganismem aktivovaných kalů ve všech ĚOV byla *Microthrix parvicella*. Její zastoupení bylo hodnoceno nejčastěji stupněm 5. Podle WANNER et al. (2000) tento mikroorganismus přednostně využívá hydrofobní substráty (např. vyšší mastné kyseliny) a k růstu potřebuje redukováné formy dusíku a síry. Jedná se spíše o psychrofilní mikroorganismus.

Kromě dominantní *M. parvicella* se v aktivovaných kalích vyskytovali další vláknité mikroorganismy, které byly pro jednotlivé ĚOV i částečně typické. *Nostocida limicola* se nejvýrazněji prosazovala v aktivovaném kalu ĚOV B, kde dokonce jednou dominovala nad *M. parvicella*. Pro ĚOV D byly zase typická vlákna rodu *Thiothrix*. V kalu ĚOV A nejčastěji doprovázel dominantní *M. parvicella* vláknitý mikroorganismus označovaný jako Typ 0041/0675. Typická pro ĚOV C byla pravidelná pří-

tomnost kvasinek, vedle převažujících vláknitých mikroorganismů.

Kromě mikroorganismů bylo sledováno osídlení aktivovaných kalů vyššími organismy. Z nálevníků se nejčastěji vyskytovaly pšedlé èi lezoucí druhy. Pravidelně byly nalézány kryténky (*Testacea*). Pšestože všechny ĚOV jsou založeny na nízkozátì žové aktivaci, výskyt vláknitých nebyl takový, jaký by se dal očekávat. Nejčastěji se objevovaly pijavenky (*Bdelloidea* g. sp.). Hlístice se v kalu objevovaly výjimečně.

Na ĚOV A se opět objevil problém tvorby biologické pěny. Dle zkušeností z předcházejících let se biologická pěna tvoří v zimním období a ke konci jara mizí. ANDREASEN & SIGVARDSEN (1996) zjistili, že problém špatné sedimentace kalu (vyšší kalový index a následně bytí ní kalu) bývá často doprovázen tvorbou biologické pěny způsobenou zejména nocardioformními vláknitými mikroorganismy a *Microthrix parvicella*, a to v zimním období. Výsledky hodnocení ĚOV A tento závěr potvrzují.

LITERATURA

- ANDREASEN K. & SIGVARDSEN L., 1996: Experiences with sludge settleability in different process alternatives for nutrient removal. – Wat.Sci.Tech., 33: 137–146.
- JENKINS D. et al., 1993: Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming. Lewis publishers, Chelsea, Michigan.
- WANNER J. et al., 2000: Biologická kontrola čištění odpadních vod. AĚĚ ĚR, Praha.

ABSTRAKTY POSTEROV

VYUŽITÍ MULTIPLEX PCR PRO STANOVENÍ *ESCHERICHIA COLI* VE VODÁCH

Hana Mlejnková¹ & Kateřina Horáková²

¹ Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., Dřevařská 12, CZ-657 57 Brno, Česká republika,
e-mail: hmlejnkova@atlas.cz

² Katedra mikrobiologie, PøF Masarykovy univerzity, Tvrdeho 14, CZ-602 00 Brno, Česká republika,
e-mail: katkahor@post.cz

Pro identifikaci *E. coli* byly vybrány geny, kódující specifické vlastnosti tohoto významného indikátoru fekálního znečištění ní vod, tj. gen *lac* pro β -galaktosidázu (fermentace laktózy), gen *uid* pro β -D-glukuronidázu (hydrolyza glukuronidů) a gen *cyd* pro cytochrom-D-oxidázu (součást respiračního řetě zce). Fermentace laktózy a hydrolyza glukuronidů jsou vlastnosti využívané pro biochemickou detekci *E. coli* podle současně platných norem (ČSN EN ISO 9308-1, ČSN 83 0531 a TNV 75 7835).

K detekci přítomnosti těchto genů byla použita polymerázová řetězová reakce (PCR), tj. mnohonásobná enzymatická amplifikace přesně definovaného úseku DNA *in vitro*. Detekce genů byla testována na DNA izolované ze sbírkových kmenů a izolátů *E. coli*, získaných z různých zatížených povrchových vod. Po úspěšném použití PCR metody pro identifikaci jednotlivých vlastností bakterií byla testována tzv. multiplex PCR. Touto metodou bylo dosaženo amplifikace hledaných úseků všech tří genů (*lac*, *uid* a *cyd*) současně, což podstatně zvýšilo efektivitu a spolehlivost použité metody.

Použití této metody pro identifikaci *E. coli* je díky mnoha výhodám oproti kultivačním metodám (např. vysoká spolehlivost, rychlost, nezávislost na expresi genu) velmi perspektivní.

CULTIVATION METHODS APPLIANCE IN THE MICROMYCETES MONITORING IN WATER ENVIRONMENT

Lívía Tóthová¹ & Eleonóra Franková²

¹ Water Research Institute, arm. gen. Svobodu 5, SK-812 49 Bratislava, Slovak Republic, e-mail: Tothova@vuvh.sk

² Faculty of Civil Engineering, Slovak Technical University, Department of Sanitary Engineering, Radlinského 11, SK-813 68 Bratislava, Slovak Republic

Micromycetes presence in the drinking water source can cause not only technological problems with drinking water treatment, but also can change its sensoric characteristic (taste, odour) and can have impact to the human health.

Micromycetes monitoring in water environment demand cultivation. Cultivation specificities are needed to respect in all processes of water sample manipulation from sampling to the sanitary of the samples. Micromycetes are able to relatively well cultivated under laboratory condition. There are a lot of well known and certified formulates to micromycetes cultivation from native complexly media to synthetic media only. Different concerns in world produce cultivation media in large for using media according to the standard methods. Concerns as Difco, Oxoid, Himedia, Sanofi, Serva, Bio Merieux, Sartorius and in Slovakia Imuna benefit within well-known industrial producers of cultivation media. Some of these media belongs to so called universal screening media another media are appropriate for taxonomic determination etc. These commercially produced cultivation media are applicable also to the fungi monitoring in the water environment. We are tested and compared different sampling and handling methods, different commercial produced cultivation media, and also different cultivation methods and results evaluation as the first step for hazard identification in risk assessment in water environment.

ZASTÚPENIE NAHÝCH MEĎAVIEK ĎEĽADÍ THECAMOEBIDAE A PARAMOEBIDAE (RHIZOPODA, GYMNAMOEBIA) V DENDROTELMÁCH MALÝCH KARPÁT

Martin Mrva

Katedra zoológie, Univerzita Komenského, Mlynská dolina B-1, SK-842 15 Bratislava, Slovenská republika,
e-mail: mrva@fns.uniba.sk

Dendrotelmy sú z protozoológického hľadiska veľmi málo preskúmaným biotopom so špecifickými životnými podmienkami, ktoré sa veľmi líšia od iných typov vodných biotopov. Zastúpenie jednobunkovcov v tomto biotope je značne ovplyvnené celkovo malým objemom dutiny dendrotelmy, vysokým obsahom organickej hmoty a nízkym obsahom vody.

Na území dubovo-hrabových lesov Malých Karpát (Západné Slovensko) bolo mesaenými odbermi v priebehu roka 2001 odobratých 51 vzoriek obsahu dendrotelm. Vzorky pozostávajúce zo sedimentu, rozkladajúceho sa listia a vody boli analyzované priamo mikroskopicky. Celkovo sa podarilo zaznamenať výskyt 19 taxónov nahých meďaviek (3 rady, 7 ěľadí, 12 rodov).

Zástupcovia ěľadí Thecamoebidae a Paramoebidae patria k najrozšírenejším nahým meďavkám prakticky vo všetkých dosiaľ skúmaných biotopoch. Napriek širokej ekologickej tolerancii u mnohých doteraz nebola pozorovaná schopnosť encystácie. Z ěľade Thecamoebidae boli zaznamenané: *Thecamoeba quadrilineata*, *Thecamoeba striata*, *Thecamoeba terricola*, *Dermamoeba minor*, *Paradermamoeba levis*, z ěľade Paramoebidae: *Korotnevella diskophora*, *Korotnevella stella*, *Mayorella penardi*, *Mayorella vespertilioides*.

Výskum bol realizovaný s podporou grantu VEGA 1/7224/20.

ŠTRUKTÚRA A DYNAMIKA NÁLEVNÍKOV (CILIOPHORA) VYSOKOHORSKÉHO POTOKA

Eva Tirjaková

Katedra zoológie, Prírodovedecká fakulta UK, Mlynská dolina B-1, SK-842 15 Bratislava, Slovenská republika,
e-mail: tirjakova@fns.uniba.sk

Vysokohorské toky patria k biotopom, ktoré sa vyznačujú špecifickými podmienkami napr. premazaním toku, výraznými teplotnými a prietokovými výkyvmi, letnými záplavami spojenými s vysokou turbiditou, nízkou trofiou a tým i menšou potravnou bázou pre masový rozvoj spoločenských nálevníkov. Ako modelový tok pre výskum sme zvolili Hincov potok situovaný v subalpínskom pásme Vysokých Tatier vo výške 1480 m n. m. Vzorky boli odobierané mesačne počas celého roka, zo 4 substrátov (skaly, jemný štrk-detrit, mach – fluviačný úsek a mach – torentilný úsek).

Celkovo bolo na lokalite Hincov potok zistených 60 taxónov nálevníkov. S najvyššou frekvenciou sa vyskytovali malé eurýcké druhy ako *Aspidisca lynceus*, *Cinetochilum margaritaceum*, *Litonotus alpestris*. Zaujímavá je vysoká frekvencia (až 90%) dravého druhu *Loxophyllum meleagris* na substráte mach vo fluviačnom aj torentilnom úseku (veľký dravý druh s pomerne vysokými nárokmi na potravu). Značné odlišnosti sa prejavili v závislosti od substrátu, čo má rozhodujúci význam najmä na kvantitatívne parametre hodnotenia celého toku. Najbohatšie bol zastúpený substrát jemný štrk-detrit (30 taxónov). Najmenej taxónov sme zistili na substráte skaly (15) rozdiely sa prejavili i medzi substrátom mach – torentilný úsek 21 taxónov, fluviačný 26 taxónov.

Abundancia nálevníkov bola pomerne nízka a len veľmi zriedkavo prekročila hodnotu 100ex/ml.

Sezónna dynamika vykazovala odlišnosti v závislosti od substrátu. Vo všeobecnosti však na všetkých substrátoch môžeme sledovať jarné maximum v mesiacoch apríl – máj a jesenné maximum v mesiacoch september – november s mesačným posunom opäť v závislosti od substrátu.

Zastúpenie potravných gíld poukazuje na zvýšený podiel kategórie algofágov a omnivorov na úkor kategórie bakteriivorných druhov.

ROZSIVKY PŮEHRADNÍ NÁDRŽE DRÁSOV

Michal Bílý

Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., Podbabská 30, CZ-160 62, Praha 6, Česká republika, e-mail: bily@vuv.cz

Nádrž Drásov (plocha 6 ha, hloubka 7 m) leží ve středních ěchách u Píbrami. Mezi planktonními rozsivkami zde dominují rody *Synedra* a *Cyclotella*. Jejich populace byly sledovány během vegetační sezóny 1997.

Délka frustuly rodu *Synedra* se pohybovala kontinuálně mezi 40 a 140 μm . Kombinace analýzy hustoty stříhů a délky frustuly ukázala přítomnost 4 rozdílných forem, které byly determinovány jako: 1. *S. acus* KÜTZ., 2. *S. cf. tenera* W.SM. (podle KRAMMER & LANGE-BERTALOT 1991), 3. *S. cf. tenera* W.SM. (podle HUSTEDT 1930) a 4. *S. cf. nana* MEISTER. Od jara do podzima se vyskytla 3 početní maxima, tvořená vždy jinou kombinací forem.

Rod *Cyclotella* vytvořil během sezóny rovněž několik početních maxim. Velikost buněk byla proměnlivá, analýza preparovaných frustul však prokázala převahu jediného druhu *Cyclotella cf. quadrijuncta* (určeno dle KRAMMER & LANGE-BERTALOT 1991). Jeho velikost se velmi rychle zmenšovala v důsledku známého efektu spojeného s nepohlavním rozmnožováním rozsivek (KALINA 1994). Během 6 měsíců poklesl průměr valvy ze 17 na 11 μm , tedy cca o 1/3. Následně bylo zaznamenáno pohlavní rozmnožení, provázené vznikem buněk o průměru okolo 22 μm . Takto rychlé rozmnožovací cykly rozsivek jsou dosud známy především z laboratorních kultur.

LITERATURA

- HUSTEDT F., 1930: Die Süßwasser-Flora Mitteleuropas, Heft 10.
– Gustav Fischer, Jena, 466 pp.
- KALINA T., 1994: Systém a vývoj sinic a řas. – Karolinum, Praha, 165 pp.
- KRAMMER K. & LANGE-BERTALOT H., 1991: Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. – In Ettl H. (ed.), Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/3. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 576 pp.

PLANKTONIC EUGLENOPHYTES OF ALLUVIAL POOLS IN LITOVELSKÉ POMORAVÍ AND POODŘÍ PROTECTED LANDSCAPE AREAS (CZECH REPUBLIC)

Alena Koèárková¹, Aloisie Poulíèková² & Eva Lelková²

¹ SmVaK-inženýring, s. r. o., Varenská 51, CZ-702 00 Ostrava, Czech Republic, e-mail:kocarek@email.cz

² Palacký University, Faculty of Science, Svobody 26, CZ-771 46 Olomouc, Czech Republic

The study of phytoplankton focused on Euglenophytes was carried out in a floodplain areas of Morava river in Litovelské Pomoraví Protected Landscape Area and Odra river in Poodří Protected Landscape Area. The alluvial pools with different degree of organic pollution was sampled in the years 1999–2002.

Altogether, about 60 species of Euglenophytes were found during this study. The greatest diversity was observed within the genera *Euglena* and *Trachelomonas*. The mass occurrence of the genus *Euglena* was observed frequently creating water blooms (especially *E. agilis*). Other species, sometimes observed in high abundance, were *E. acus*, *E. spirogyra*, *E. tripteris*, *E. hemichromata* and at some eutrophic pools also *E. viridis*. Although, the abundance of the genus *Trachelomonas* was lower than previous one, its species diversity was high. The most frequent species were found *T. volvocina*, *T. volvocinopsis*, *T. hispida*, *T. curta* and *T. oblonga*. Among another frequent genera belonged: *Phacus*, *Lepocinclis*, *Strombomonas* and *Astasia*. The most frequent species of *Phacus* were found *P. orbicularis*, *P. pleuronectes*, *P. longicauda* and *P. caudatus*. Genus *Lepocinclis* was frequent only in a few pools in Poodří and it was rare in Litovelské Pomoraví.

The seasonal dynamics of Euglenophytes in plankton of alluvial pools showed two peaks of high abundance. The first peak occurred from May to June, the second one occurred from September to October. The positive correlation between the quantity of Euglenophytes and ammonium ions concentration was observed (NH_4^+ : 1.5–4.0 mg.l⁻¹). Euglenophytes were observed in very low quantity (or were not observed) during the winter period and practically absent under the ice cover.

PELAGIÁLNY ZOOPLANKTÓN VODNÝCH NÁDRŽÍ DUBNÍK I A DUBNÍK II PRI STAREJ TUREJ

Martina Hudcovicová

Oddelenie bunkovej a molekulárnej biológie, Výskumný ústav rastlinnej výroby, Bratislavská 122, SK-921 68 Piešťany,
Slovenská republika, e-mail: hudcovicova@vurv.sk

V pelagiálnom zooplanktóne sledovaných nádrží v rokoch 1999 – 2000 boli najviac zastúpené vírniky (28 druhov v Dubníku I a 23 druhov v Dubníku II), menej perloočky (11 a 9) a najmenej veslonôžky (4). V jarnom zooplanktóne mali výraznú kvalitatívnu aj kvantitatívnu prevahu vírniky (hlavne *Synchaeta pectinata*, *Synchaeta tremula*, *Keratella quadrata*, *Keratella cochlearis*), ě alej naupliá, kopepodity a pri dne boli zistené *Acanthocyclops robustus* (len v Dubníku I) a *Cyclops vicinus*. Perloočky boli zastúpené len slabo a to najmä druhom *Bosmina longirostris*. Vysoký podiel vírnikov v lete tvorili hlavne *Polyarthra major*, *Polyarthra vulgaris*, *K. cochlearis*, *Asplanchna priodonta*, *Pompholyx sulcata*, *Filinia longiseta limnetica* a *Hexarthra mira* (len v Dubníku I), ale už sa výrazne zvýšil aj podiel kórovcov, a to najmä v nádrži Dubník I. Perloočky zastupovala najmä *Daphnia cucullata*, *B. longirostris*, *Ceriodaphnia pulchella*, *Diaphanosoma orghidani*, *Daphnia parvula* a z veslonôžok prevažovali naupliá, kopepodity, *Thermocyclops oithonoides*, *Eudiaptomus gracilis* a *A. robustus*. Jesenný zooplanktón tvorili hlavne *K. cochlearis*, *K. quadrata*, *Kellicottia longispina*, *S. pectinata*, *D. cucullata*, *D. parvula*, *E. gracilis* a *C. vicinus*. Doterajšie zistenia o výraznom zastúpení vírnikov a absencia veľkých perloočiek v oboch sledovaných nádržiach potvrdzujú výsledky výskumu nádrže Dubník II v rokoch 1996 – 1997 a poukazujú na disproporciu medzi veľkosťou osádky zooplanktivorných rýb a úživnosťou nádrží. Po vyhodnotení výsledkov sledovania ě ďalších parametrov bude možné posúdiť trofiu a kvalitu vody, prípadne bude možné navrhnúť spôsoby ich zlepšenia s prihliadnutím na polyfunkčný charakter nádrží (okrem retencie povodňovej vlny slúžia aj na chov rýb pre športový rybolov a rekreáciu obyvateľstva).

COEXISTENCE OF THE LITORAL *CERIODAPHNIA* (CRUSTACEA, ANOMOPODA) SPECIES

Pavel Kožený

Department of parasitology and hydrobiology, Faculty of Science, Charles University, Prague, Viničná 7,
CZ-128 44 Prague 2, Czech republic, e-mail: kozeny@natur.cuni.cz

Up to five species of the genus *Ceriodaphnia* (*C. affinis* Lilljeborg, *C. megops* G. O. Sars, *C. laticaudata* P. E. Müller, *C. reticulata* Jurine, *C. rotunda* G. O. Sars) were observed coexisting in the littoral zone of Žabinec pond near Blatná (South Bohemia, Czech republic) during the summer season 2001. This is in correspondence with previous studies made on ponds in the Blatná pond district. Findings of this preliminary study should increase the understanding of life strategies allowing these similar species to live together.

Experimental measurements of the developmental time of parthenogenetic females was made in 2002. In the experiments the time from hatching of a young individual (neonate) to reaching adulthood (indicated by the first appearance of eggs in the brood chamber) was measured. Individuals of *Ceriodaphnia* were cultivated in 100 ml beakers (up to 8 neonates in one) with pond water under constant temperature and a simple diurnal light – dark regime. They were fed once a day by natural food (pond water) or by a mixture of *Scenedesmus* and bacterial culture.

Under the conditions of the experimental design (25 °C) *Ceriodaphnia laticaudata* and *Ceriodaphnia rotunda* had longer developmental times than *Ceriodaphnia reticulata*, *Ceriodaphnia megops* and *Ceriodaphnia affinis*. This difference could be compensated for by better hypoxia tolerance in *Ceriodaphnia laticaudata* and *Ceriodaphnia rotunda*, because both of them were often observed to be red coloured – probably by haemoglobin. Further experiments are needed to test this assumption.

GENETIC VARIABILITY OF POPULATIONS OF "*DAPHNIA WIERZEJSKII*" (CLADOCERA) FROM ALPINE LAKES IN THE HIGH TATRA MOUNTAINS

Silvia Marková & Martin Ěrný

Department of Hydrobiology, Faculty of Science, Charles University in Prague, Viničná 7, CZ-128 44 Prague 2,
Czech Republic, e-mail: markova8@natur.cuni.cz, cerny@natur.cuni.cz

Arctic and alpine Cladocera populations of the group *Daphnia tenebrosa* present a very interesting subject for ecological and genetic studies. This group reproduces via obligate parthenogenesis and keeps stable genetic lineages.

This study is focused on populations of the *Daphnia tenebrosa* group, inhabiting alpine lakes in the High Tatra Mountains. In 1913, A. Lytiňský described these alpine populations as *Daphnia wierzejskii*. However, up to now these populations has been traditionally assigned to *Daphnia pulicaria* Forbes on the basis of the morphology.

We present results of mitochondrial DNA 16S gene diversity among these *Daphnia tenebrosa*-like populations from the High Tatra Mountains. The analysis, which involves sequences of a 370 bp fragment of the 16S genes for 13 clones from 10 alpine lakes, yielded 7 different haplotypes. One haplotype is common to 6 lakes, the others but one inhabit single lakes. From the other point of view, no more than two haplotypes occur in a lake. This likely indicates an existence of a strong eco-physiological adaptation of individual clones to particular conditions in each lake. In terms of 16S divergence, these alpine populations are quite similar to European "lowland" *D. pulicaria* (Hortobagy, Hungary; Nesyt, Germany). However, there is a significant difference in allozymes between them. Therefore we suggest to treat the taxa separately. The species labels are still ambiguous waiting for the old type-population verification.

PHYLOGENY AND TAXONOMY OF MEMBERS OF THE SUBGENUS *EUBOSMINA* (BOSMINIDAE, CLADOCERA)

Markéta Faustová

Katedra parazitologie a hydrobiologie, Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy, Albertov 6, CZ-128 44 Praha 2,
Česká Republika, e-mail: faustova@natur.cuni.cz

Members of the subgenus *Eubosmina* (Bosminidae, Cladocera) consist of about 15 morphologically distinct forms. The centre of their large diversity is in the circumbaltic area. Although members of the same subgenus occur in North America as well, all populations there have been assigned to *B. longispina* and *B. coregoni*. The origin and the taxonomical status of forms in the European region is unclear.

Why are there so many forms in the circumbaltic area, contrasting with low variation in North America? The ecosystems of the circumbaltic area are relatively young – the origin of lakes date to the last glaciation approximately 15 000 ya. It is clear that the diversity of forms had to develop during the existence of the lakes. Thus, evolutionary processes within the species complex *Eubosmina* in this area are probably unfinished and represent an excellent model system to study diversification mechanisms in freshwater microcrustaceans. There had to be some essential factors in northern Europe (during the time of colonisation after the glacier's retreat) which influenced the occurrence of such a large range of forms. Possible mechanisms that gave rise to such morphological variation could be: 1) existence of other species or subspecies coming from the east and being of preglacial origin 2) occurrence of hybridisation 3) an unusually high mutability (the possibility of changing of one morph to another, e.g. *B. kessleri* to *B. coregoni*).

A recent genetic study comparing the 16SrDNA (mtDNA) and nuclear rRNA genes of some Holarctic members of the family Bosminidae showed that the subgenus *Eubosmina* is a young group and there is little variation at the level of these genes.

The presented preliminary genetic study of European members of subgenus *Eubosmina* based on 16SrDNA shows similar results. Additional molecular markers (faster evolving genes, e.g. mtDNA-control region) are needed to resolve the taxonomic status and phylogenetic relationships of all forms of the subgenus *Eubosmina*.

THE ECOLOGY AND PHYLOGENY OF THE FAMILY CHYDORIDAE (CLADOCERA)

Veronika Sacherová

Katedra parazitologie a hydrobiologie PříF UK Praha, Viničná 7, CZ-128 44, Česká republika, e-mail: vsach@natur.cuni.cz

Although much is known about the evolutionary history of the pelagic cladocerans, there is little information on benthic families such as the Chydoridae. In this study, we examined the phylogenetic history of 37 chydorid species using sequence variation in two mitochondrial genes, COI and 16S rDNA, and one nuclear gene, 18S rDNA. The four recognized subfamilies of chydorids (Eurycercinae, Saycinae, Aloninae, and Chydorinae) were well supported, being separated by large sequence divergences of 14.3–16.4 %. By contrast, the existing taxonomic system appears to be less clear at a generic level, since many genera (e.g. *Alona*, *Chydorus*, *Pleuroxus*) consist of an amalgam of distantly related species. However, among those genera which are monophyletic, levels of divergence are very high, suggesting that they originated sometime in the mid-Paleozoic.

The family Chydoridae harbors enormous species diversity, which is undoubtedly caused by many environmentally-driven isolating and speciation mechanisms, as chydorids live in close association with aquatic plants and substrates. The factors involved in promoting diversification include niche separation, habitat shifts, specializations, and dispersal mechanisms. Our findings demonstrate that morphological differences are not always paralleled by genetic differences, and that to explain present species diversity it is important to consider ecology together with phylogeny.

MECH- A ŠTĚRK- OSÍDLUJÍCÍ MEIOBENTOS VS. RYCHLOST PROUDĚNÍ (PŘEDBĚŽNÉ VÝSLEDKY)

Šárka Vlčková, Jakub Linhart & Vladimír Uvíra

Katedra zoologie a antropologie PříF UP, tř. Svobody 26, CZ-771 46 Olomouc, Česká republika, e-mail: uvira@prfnw.upol.cz

Jedním ze sledovaných environmentálních faktorů ovlivňujících společenstva zoobentosu tekoucích vod je rychlost proudění, jako základní charakteristika popisující proudové poměry v toku. Cílem příspěvku je podat předběžné výsledky výzkumu vlivu lokální rychlosti proudění na společenstva meiofauny (42-500 μ m) osídlující vodní mech *Fontinalis antipyretica* a okolní štěrkovitý substrát. Výzkum byl prováděn na dvou lokalitách: 1. – říeka Bystoica v Domašovi nad Bystoici (Česká republika), 2. – horský potok Oberer Seebach v Lunz am See (Rakousko).

Denzita mnoha skupin meiobentosu na lokalitě 1 byla závislá na rychlosti proudění. Pozitivní vztah vykazovala skupina Bdelloidea na lokalitě 1 v mechu a skupiny Nematoda, nauplia, Harpacticoida a Chironomidae ve štěrku. Negativní závislost byla zjištěna u skupin Monogononta, Gastrotricha, Nematoda, Tardigrada, nauplia, Harpacticoida a Chironomidae v mechu na lokalitě 1. Pozitivní závislost bdelloidních vířníků a negativní závislost monogonontních vířníků na rychlosti proudění v mechu lze vysvětlit jejich odlišným lokomočním chováním. Monogonontní vířníci ze skupiny Ploima nejsou schopni odolávat vyšším rychlostem a vyhledávají v toku místa s nižší rychlostí proudění. Tuto domněnku rovněž potvrzuje pozitivní závislost indexu B/M (tzn. podíl abundance Bdelloidea:Monogononta) v mechu na lokální rychlosti proudění. Na lokalitě 2 byla zjištěna pouze negativní závislost skupiny Monogononta na rychlosti proudění ve štěrku a negativní závislost skupiny Simuliidae v mechu. Společenstva zde byla pravděpodobně narušena povodní, která předcházela odběru vzorků, protože jak naznačují výsledky z lokality 1, naprostá většina skupin meiofauny je na rychlosti proudění závislá.

***CORBICULA FLUMINEA* (MOLLUSCA: BIVALVIA) – THE NEW FRESHWATER CLAM FOR SLOVAKIA**

Vladimír Vrabec¹, Tomáš ěejka², Ferdinand Šporka², Ladislav Hamerlík², & David Král³

¹ Department of Zoology and Fishery, Faculty of Agronomy, Czech University of Agriculture, Kamýcká 129, CZ-165 21 Praha 6 – Suchbátov, Czech Republic, tel.: +420 2 24392801, e-mail for correspondence: vrabec@af.czu.cz

² Institute of Zoology, Slovak Academy of Sciences, Dúbravská cesta 9, SK-842 06 Bratislava, Slovakia; tel.: +421 7 59302634, e-mail: cejka@savba.sk

³ Department of Zoology, Charles University, Viničná 7, CZ-128 44 Praha 2, Czech Republic, e-mail: kraldavid@centrum.cz

Specimens of the expansive Asian freshwater clam *Corbicula fluminea* O. F. Müller, 1774 (Mollusca: Bivalvia, Corbiculidae) were found on the following three localities of Danube river of Slovakia: Radvaň nad Dunajom env. (DFS – 8276a), Komárno env. (DFS – 8274b), Gabčíkovo env. (DFS – 8171a) (viz. VRABEC et al. in prep.). The basic information about this species, key for determination and a photo of an adult individual are presented on the poster.

REFERENCES

VRABEC V. et al., in prep.: First records of *Corbicula fluminea* (Mollusca: Bivalvia) from Slovakia with a note about its dispersion in Central Europe.

INVAZE SLÁVIĚKY MNOHOTVÁRNÉ (*DREISSENA POLYMORPHA*) V PÍSKOVNÁCH STŘEDNÍ MORAVY PO KATASTROFÁLNÍ POVODNI V ROCE 1997

Ivona Uviriová-Velecká, Vladimír Uvíra & Milan Bartoš

Katedra zoologie a antropologie PříF UP, tř. Svobody 26, CZ-771 46 Olomouc, Česká republika, e-mail: uviriv@prfnw.upol.cz

Slávička mnohotvárná (*Dreissena polymorpha*) je velmi významným invazním druhem mlže, který dokáže díky své mimořádné plodnosti v krátké době zcela zamořit nově osídlené lokality. Druh je původní v tocích pontokaspické oblasti a jeho rozšíření do střední a západní Evropy a do Severní Ameriky je přičítáno především lodní dopravě. Na nežádoucím rozšiřování atraktivní barevné slávičky, především do menších stojatých vod, se ovšem podílejí také rybáři, akvaristé, potápěči, rekreanti a další milovníci přírody, kteří však nedomyslí dosah svého jednání a často takto vznikají poměrně izolované populace v lomech, pískovnách či jiných oblíbených místech vodní rekreace. Mimořádná přírodní událost, kterou bezesporu byla katastrofální povodeň na řece Moravě v roce 1997, pak může navodit podmínky, při kterých dojde k propojení lokalit a k invazi značného rozsahu.

Podle ústního sdělení rekreatantů bylo v létě 1991 přeneseno do pískovny Náklo (13 km SZ od Olomouce) několik drůz na kamenech pocházejících z pískovny u ěalova na jižním Slovensku. První výskyt slávičky na střední Moravě jsme zaznamenali v květnu 1998 při hydrobiologických exkurzích studentů PříF UP na pískovně Podíbrady – 5 km SZ od Olomouce. Byli nalezeni jednotliví jedinci ve velikosti 10 až 15 mm, stáří jednoho roku. V letech 1998–1999 se na této lokalitě rozmnožili natolik, že jejich drůzy pokrývaly prakticky všechny dostupné pevné substráty na dně pískovny včetně lastur živých i mrtvých mlžů řádu Unionidae.

Od srpna roku 2000 jsme populaci za pomoci potápěčské techniky pravidelně sledovali. Vedle rychlosti růstu jedinců a velikostní struktury populace slávičky byla věnována pozornost také kondici mlžů. Získané výsledky ukazují, že intenzivní rozmnožování jedinců studované populace probíhalo pouze v prvním roce experimentu. V letech 2001 až 2003 se slávičky již prakticky nemnožili, dochází ke zvláštnímu průměrné velikosti jedinců a k celkovému stárnutí populace. Navíc jsme zaznamenali postupné zhoršování kondice mlžů projevující se zejména mírným a ztenčováním lastur, což je v současné době předmětem našeho dalšího zkoumání.

Výzkum byl podpořen dotací z prostředků FRVŠ (Grant 1233-G4/2002).

ISOPODA, AMPHIPODA AND DECAPODA ON MONITORING PROFILES ON LABE RIVER IN THE CZECH REPUBLIC

Jan Špaček, Václav Koza & Vladimír Havlíček

Povodí Labe s.p., Odbor vodohospodárskych laboratórií, V. Nejedlého 951, Hradec Králové, CZ-500 03, Ěeská Republika,
e-mail: spacek@pla.cz, koza@pla.cz, havlicek@pla.cz

There are 20 saprobiology monitoring profiles on Labe river. It was collected 6 Isopoda, Amphipoda and Decapoda species on long term research in years 1999–2003. 2 native species *Asellus aquaticus* (LINNÉ, 1758) and *Gammarus fossarum* KOCH, 1836, 1 extraneous species *Gammarus roeseli* GERVAIS, 1835 and 3 invasion species *Dikerogammarus villosus* MARTYNOV, 1894, *Orconectes limosus* (RAFFINESQUE, 1817), *Eriocheir sinensis* MILNE – EDWARDS, 1854. Invasion species on 8 profiles Høensko, Loubí, Støekov – *D. villosus*, Støekov – *E. sinensis*, Høensko, Dì ěín, Nuènice, Obříství, Jivice, Lysá n. L. – *O. limosus*. *Gammarus roeseli* on localities – Støekov, Veletov, Vály, Ni mèice, Opatovice n. L., Hradec Králové. There is not *A. aquaticus* on localities Debrné, Kláštorská Lhota, Herlíkovic, Špidlerův Mlyn. On these localities are missing all Isopoda, Amphipoda and Decapoda species.

DRAVÁ JEPICE *BAETOPUS TENELLUS* (ALBARDA, 1878)

Stanislav Větráček & Rodan Geriš

Povodí Moravy s.p., Dievařská 11, CZ-601 75 Brno, Ěeská republika, e-mail: vetricek@povodi.cz

Celkový vzhled *Baetopus tenellus* (*Raptobaetopus*) (Albarda, 1878) z ěeledi Baetidae (Ephemeroptera) na první pohled připomíná ti které ostatní druhy ěeledi a nejvíce se snad podobá druhům *Baetis fuscatus* (Linné, 1761) a *Baetis scambus* (Eaton, 1885), které mají nápadnou kresbu na tergitech. Ovšem pokud se zaměříme na ústní ústrojí, můžeme pozorovat neobvyklé skutečnosti. Bizarní tvar jednotlivých částí ústního ústrojí spolu s bohatým a dlouhým ochlupením zejména pyskových a ěelistních makadel a v menší míře i horního pysku u nás nutně vyvolal obavy, že jsme asi neodhadli správně ěelei. Pocit, že nepoznáme ani ěelei byl velice zneklidující. Opakované procházení klíče a bezvýsledné pátrání v otěesené paměti nabídlo jediné řešení – obrátit se na odborníky.

Výsledek determinace byl ovšem nečekaný, neboť se jedná nejen o nový druh ale také o nový rod pro Ěeskou republiku a Rakousko. Na Slovensku jej ze svých sběrů v 70. letech zmiňuje SOLDÁN (1978) z východní části území.

V našem případě byly čtyři larvy *Baetopus tenellus* zachyceny na hraničních úsecích Dyje (7267) a Moravy (7467) na začátku ěervna v roce 2002 v rámci sledování hraničních toků ve spolupráci s rakouskými kolegy.

V letošním roce, kdy monitoring pokračuje ve stejném rozsahu jako v roce předešlém, se pokusíme vyskyt tohoto nového druhu ve sledované oblasti potvrdit a přinést případně více informací o způsobu života této zajímavé jepice.

Závěrem bychom rádi poděkovali doc. S. Zahrádkové za zprostředkování determinace, doc. R. J. Godunkovi za determinaci a prof. T. Soldánovi za revizi materiálu a poskytnutí informací.

LITERATURA

ALBARDA H., 1878: Description of three new European Ephemeroptera. – Ent. Mo. Mag., 15: 128–130.

MÜLLER-LIEBENAU I., 1978: *Raptobaetopus*, a new genus of the family Baetidae (Insecta, Ephemeroptera). – Verh. Internat. Verein. Limnol. 20, 2599.

MÜLLER-LIEBENAU I., 1978: *Raptobaetopus*, eine neue carnivore Ephemeropteren-Gattung aus Malaysia (Insecta, Ephemeroptera: Baetidae). – Arch. Hydrobiol., 82: 465–481.

SOLDÁN T., 1978: Mayflies (Ephemeroptera) new to the fauna of Czechoslovakia found in 1972–1977. – Acta Entomol. Bohemoslov., 75: 319–329.

MOUTHPARTS DEFORMITIES IN CHIRONOMID LARVAE (CHIRONOMIDAE, DIPTERA) IN LABE RIVER BASIN IN YEARS 1993–1999

Natalie Lapšanská¹ & Josef Matena²

¹ Katedra parazitologie a hydrobiologie, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova v Praze, Viničná 7, CZ-128 44, Praha, Česká Republika, e-mail: lapnat@email.cz

² Hydrobiologický ústav AV ČR, Na sádkách 7, CZ-Ěeské Budějovice 370 05, Česká Republika, e-mail: matena@hbu.cas.cz

We have studied the occurrences of mouthpart deformities in chironomid larvae, which are regarded as a sublethal effect resulting from larval exposure to toxicants. These endpoint have been used in several cases as bioindicator for sediment pollution. Material for the study was collected from eight localities of the rivers Labe and Vltava (six and two localities, respectively) in 1993, 1996 and 1999. We selected two common chironomid genera, *Chironomus* and *Glyptotendipes*, for the analysis of morphological abnormalities. We investigated two types of abnormalities: 1) apparent mechanical damage, and 2) abnormal deformities such as mentum gaps, split or missing teeth on the mentum, etc. We found a different occurrence of deformities between the two genera. We detected higher frequencies of deformities in populations of *Chironomus* larvae (0–57 %) than in populations of *Glyptotendipes* larvae (0–19 %). We suggest that the genus *Chironomus* is a more sensitive indicator of toxic stress. The highest frequency of mouthpart deformities in chironomid larvae was detected in the middle part of the river Labe which is contaminated by various agricultural and industrial chemicals.

ENTOMOFAUNA LITORÁLU ŠUMAVSKÝCH GLACIÁLNÍCH JEZER

Martina Jezberová

Katedra zoologie, Biologická fakulta Jihočeské univerzity, Entomologický ústav AVÈR, Èeské Budìjovice, Branišovská 31, CZ-37005, Èeská republika, e-mail: jeseterka@seznam.cz

Na území Šumavy se nachází celkem 8 glaciálních jezer. Na èeské stranì leží pìt jezer (Èerné, Èertovo, Plešné, Prášílské, Laka).

V druhé polovinì minulého století byla Šumava, stejnì jako celá stìední Evropa, vystavena velkému atmosférickému zneèišìení. Nejvíìší emise síry a dusíku byly zaznamenávány v 50. až 80. letech. V 90. letech pak emisní hodnoty poklesly až o 35 %. Vzhledem k malým povodím jezer a jejich citlivému geologickému podloží toto atmosférické zneèišìení silnì negativnì ovlivnilo chemismus jezerních vod. Díky pøíležitostným hydrobiologickým a paleolimnologickým výzkumùm jsme schopni popsat vliv zmìny chemismu jezerních vod na úbytek bioty.

V období duben až listopad 2002 byly provádìny sbìry bentosu v litorální èásti všech pìti èeských ledovcových jezer a v jejich hlavních pøítocích a odtocích. Bìhem tohoto výzkumu bylo determinováno celkem 27 druhù bentického hmyzu (Ephemeroptera – 1 druh, Odonata – 3 druhy, Plecoptera – 6 druhù, Megaloptera – 2 druhy, Coleoptera – 4 druhy a Trichoptera – 11 druhù).

U všech uvedených řádù s výjimkou řádu Megaloptera je zaznamenán výrazný úbytek poètu pøežívajících druhù. Napøíklad z pùvodních 21 druhù pošvatek bylo dnes nalezeno pouze 6 a z pùvodních 37 druhù chrostíků dnes pøežívá jen 11.

Jednotlivá jezera však nebyla acidifikací zasažena stejnìrnì, a tudìž i v míøe úbytku bioty jsou mezi nimi patrnì rozdíly.

ŠTRUKTÚRA A PRIESTOROVÁ DISTRIBÚCIA MAKROZOOBENTOSU RAŠELINNÝCH ŠLENKOV V NPR KLINSKÉ RAŠELINISKO

Silvia Vlěáková

Okresný úrad, OŽP, Nám. A. Bernoláka 381/4, SK-029 01 Námestovo, e-mail: vlcakova@centrum.sk

Výskum bentickej fauny Klinského rašeliniska bol uskutočnený v mesiacoch IV, VI, VII, IX a X 2001. Cieľom bolo nielen zistenie taxonomickej štruktúry makrozoobentosu vodných biotopov, ale aj sledovanie niektorých fyzikálnych parametrov a porovnanie šlenkov rôzneho veku.

Materiál bol odoberaný z 3 typov rašelinných šlenkov rôzneho veku (v rôznom štádiu sukcesie), ktoré boli lokalizované v južnej časti vrchoviska.

1. Šlenk s rozmermi cca 190 x 190 cm, hĺbka 125 cm; bol úplne porastený rašelinnikom (*Sphagnum* sp.), stielky prerastali cez vodný stápec.
2. Šlenk s rozmermi cca 150 x 200 cm, hĺbka 148 cm; s ojedinelým výskytom rašelinnika na dne.
3. Šlenk s rozmermi cca 120 x 150 cm, hĺbka 45 cm; dno bez porastov rašelinnika, ale s ojedinelým výskytom iných cievnatých rastlín, rašelinnik bol len na okrajoch šlenku.

Makrozoobentos v rašelinnom šlenku 1 bol zastúpený 232 jedincami, ktoré boli determinované do 22 taxónov. Hlavnú zložku spoločenstva (88 % jedincov) tvorili larvy pakomárov (Chironomidae) (82 %) a podenka Cloeon simile (6 %). Len v tomto type šlenku boli zaznamenané druhy *Somatochlora metallica*, *Acamptocladius reissi*, *Corynoneura* spp., *Larsia* sp., *Prionocera turcica*, *Yamatotipula pruinosa*.

Z rašelinného šlenku 2 bolo získaných 245 jedincov makrozoobentosu, ktoré boli determinované do 16 taxónov. Chironomidae tvorili dominantnú zložku (53 %). Len na tejto lokalite boli zaznamenané larvy *Anax imperator*, *Lestes barbarus*, *Chaoborus (Peusomyia) pallidus*.

V rašelinnom šlenku 3 bolo celkovo získaných 276 jedincov, ktoré boli determinované do 17 taxónov. Dominantnú zložku spoločenstva tvoria Chironomidae (37 %) a Baetidae (Cloeon simile 32 %). Len na tejto lokalite boli zaznamenané *Aeschna juncea*, *Leucorrhinia caudalis*, *Zavrelimyia* sp., *Tanytarsus* spp.

Najvýznamnejšie zistené taxóny: *Acamptocladius reissi*, *Chaoborus (Peusomyia) pallidus*, *Leucorrhinia rubicunda*, *Aeschna juncea*, *Coenagrion hastulatum*.

DIVERSITY OF MACROZOOBENTHOS ON ORLICE RIVER SYSTEM

Jan Špaček, Václav Koza & Vladimír Havlíček

Povodí Labe s. p., Odbor vodohospodářských laboratoří, V. Nejedlého 951, Hradec Králové, CZ-500 03, Česká Republika,
e-mail: spacek@pla.cz, koza@pla.cz, havlicek@pla.cz

There are 2 saprobiology monitoring profiles and 1 faunistic research profile on Orlice river, 5 saprobiology monitoring profiles and 2 faunistic research profile on Divoká Orlice river, 4 saprobiology monitoring profiles on Tichá Orlice river. It was collected 255 taxons of makrozoobentos on long term research in years 1996–2002. Number of taxons: Turbellaria 3, Oligochaeta 13, Nematomorpha 1, Hirudinea 4, Gastropoda 6, Bivalvia 4, Malacostraca 3, Hydracarina 1, Odonata 4, Ephemeroptera 42, Plecoptera 28, Heteroptera 1, Megaloptera 2, Coleoptera 6, Trichoptera 70, Diptera 16, Diptera – Chironomidae 40, Diptera – Simuliidae 11. On locality Blešno – Orlice was discovered very rare plecoptera species *Agnatina elegantula* (KLAPÁLEK, 1905), on locality Choceň – Tichá Orlice was discovered rare chironomidae species *Symposiocladius lignicola* (KIEFFER, 1915).

PRVNÍ ROK VÝVOJE ICHTYOCENOZY NÁDRŽE CHABAŘOVICE

Zdeněk Adámek¹ & Jiří Musil²

¹ Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický a Katedra rybářství ZF, Jihočeská univerzita, pracoviště Pohodělice, Videoská 717, CZ-691 23 Pohodělice, Česká republika, e-mail: adamek.zdenek@quick.cz

² Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Katedra rybářství ZF, Studentská 13, CZ-370 05 České Budějovice, Česká republika, e-mail: musil_jiri@quick.cz

Nádrž Chabařovice (v říjnu 2002 117 ha) vzniká zatápním bývalého povrchového hnízdu dlouhého dolu. Zdrojem vody pro plnění nádrže je mimo srážkových vod především přítok z propadliny Kateřina a nádrže Zalužany. Cílem stávajícího monitoringu rybí obsádky je navržení biomanipulačních opatření k trvalému udržení požadované kvality vody založených na principu tzv. „top-down“ efektu.

Přes intenzivní odlovy (25 zátahů) nebyl s použitím plůdkové záťahové sítě zjištěn v létě 2002 výskyt plůdku ryb v litorálu nádrže s výjimkou bolena dravého (*Aspius aspius*), pocházejícího z úvelového vysazení. V podzimním termínu (říjen 2002) však byl s použitím tenatních sítí zjištěn výskyt celkem 5 dalších druhů ryb. Nejhojnější byly juvenilní (1+) jedinci cejna velkého (*Abramis brama*), kteří byli loveni v CPUE odpovídajícím 2,08 ks a 72,94 g na 100 m tenat/hod. Dalším hojným druhem byli adultní okouni šíření (*Perca fluviatilis*) (0,78 ks a 82,38 g na 100 m/hod) a adultní candátí obecní (*Stizostedion lucioperca*) s 0,22 ks a 119,78 g na 100 m/hod. Ojedinelé bylo zjištění i výskyt plotice obecné (*Rutilus rutilus*) a cejnka malého (*Abramis bjoerkna*). Původ ryb v nádrži (kromě vysazeného bolena) je třeba hledat především v Zalužanské nádrži, kde byl zjištěn hojný výskyt plůdku všech uvedených druhů. Biomanipulační opatření na nádrži Chabařovice budou v dalším období zaměřena na potlačení přirozené reprodukce cyprinidů a snížení jejich biomasy vysazováním dravých ryb – štiky, bolena a sumce.

Práce je součástí řešení projektu MSM 12600003: „Hodnocení interakcí mezi rizikovými faktory ve vodním prostředí a ekosystémy povrchových vod“.

SYSTÉM PERLA

Svítlana Zahrádková¹, Jiří Kokeš², Denisa Němejcová², Jan Hodovský³, Karel Brabec¹,
Ladislav Dušek⁴, Jiří Zahrádka⁵ & Tomáš Soldán⁶

¹ Katedra zoologie a ekologie, Přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity, Kotlářská 2, CZ-611 37 Brno, Česká republika, e-mail: zahr@sci.muni.cz, brabec@sci.muni.cz

² Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M.Praha,pobočka Brno Dřevařská 12, CZ-65757 Brno, Česká republika, e-mail: jiri.kokes@atlas.cz, denisa.vojtiskova@atlas.cz

³ Zemědělská vodohospodářská správa, Hlinky 60, CZ-603 00 Brno, Česká republika, e-mail: hodovsky@zvhs.cz

⁴ Centrum biostatistiky a analýz, Přírodovědecká a lékařská fakulta Masarykovy univerzity, Kamenice 126/3, CZ-625 00 Brno, Česká republika, e-mail: dusek@cba.muni.cz

⁵ Aqua-Service, Ondrouškova 17, CZ-635 00 Brno, e-mail: j.zahradka@email.cz

⁶ Entomologický ústav Akademie věd České republiky, Branišovská 31, CZ-370 05 České Budějovice, Česká republika, e-mail: soldan@entu.cas.cz

Systém PERLA je součástí českého přístupu k hodnocení ekologického stavu povrchových vod v intencích Rámcové směrnice pro vodní politiku EU (WFD). Systém je orientován na toky a makrozoobentos a to speciálně na identifikaci referenčních stavů a hodnocení odchylek od těchto stavů. V současnosti je založen na datech ze sítě 300 lokalit na různých typech toků s minimálním antropogenním ovlivněním. Tyto byly hodnoceny jednak po stránce abiotických parametrů, jednak byly na každé lokalitě odebrány vzorky makrozoobentosu v jarním, letním a podzimním aspektu, a to standardním semikvantitativním a multihabitatovým třiminutovým odběrem. Materiál byl determinován na nejnižší možnou úroveň, převážně do druhu. Data ze systému PERLA jsou využívána jako vstupy pro predikční model, analogický britskému RIVPACS, který je obsažen v software HOBENT. Dále pro software TRITON, založený na mnohorozměrné komparaci. Oba přístupy slouží k posouzení ekologického stavu toků a jsou již užívány v praxi (Projekt Morava VÚ vodohospodářského v Brně, monitoring Zemědělské vodohospodářské správy). Metodika používaná v systému PERLA je jednou z evropských metod hodnocení makrozoobentosu, které byly vybrány k interkalibraci v rámci mezinárodního projektu STAR. Data slouží také pro mapování rozšíření jednotlivých druhů makrozoobentosu, stanovení nebo upřesnění jejich ekologických nároků, skýtají značný potenciál při vývoji typologie tekoucích vod na území ČR. Bližší informace viz <http://perla.vuv.cz/>, <http://www.zvhs.cz/monsms>, <http://www.eu-star.at/>.

PROJEKT STAR: INTERKALIBRACE METOD PRO HODNOCENÍ EKOLOGICKÉHO STAVU TEKOUČÍCH VOD

Karel Brabec, Petr Paříl, Světlana Zahrádková, Jiří Kokeš, Libuše Opatřilová
& Bohdana Štefelová

Katedra zoologie a ekologie, Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita v Brně, Kotlářská 2, CZ-611 37 Brno,
Česká republika, e-mail: brabec@sci.muni.cz

Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a rady (Water Framework Directive, WFD) ustavuje rámec pro činnost členských zemí EU v oblasti vodní politiky. V rámci příprav České republiky na vstup do Evropské Unie probíhá také příprava implementace této směrnice.

Pro stanovení ekologické hodnoty jednotlivých vodních útvarů je kladen důraz na systémy hodnocení využívající biologické indikátory (makrozoobentos, ryby, vodní flóra). Ekologický stav musí být stanoven na základě srovnání s podmínkami blízkými přirozenému stavu. Na základě těchto požadavků je nutné v členských a přistupujících zemích EU provést změny systémů hodnocení, popř. vyvinout zcela nové metody.

Tradice a úroveň metod využívající makrozoobentos umožňuje v mnoha zemích pouze úpravy pro splnění požadavků WFD. V České republice byl v posledních letech vyvíjen systém PERLA založený na principech RIVPACS a dále je k dispozici metodika vyvinutá během projektu AQEM. Tyto dvě metody jsou v rámci projektu STAR (2002–2004) navzájem srovnávány ve smyslu efektivity pro hodnocení různých typů stresorů, typů toků a prostorové variability. Probíhá také standardizace metod, hodnocení variability hodnocení a audit zpracování vzorků.

Protože WFD vyžaduje pro stanovení ekologického stavu hodnocení také perifytonu, rybího společenstva, vodních makrofyt a hydromorfologie jsou tyto složky zahrnuty do komplexního hodnocení na pilotních lokalitách projektu STAR. V České republice jsou studovány malé toky (do 50 km² plochy povodí) nacházející se v povodí řeky Moravy s rozsahem nadmořské výšky 200–500 m. Z hlediska sledovaných stresorů byly lokality vybrány tak aby zahrnovaly gradienty organického znečištění/eutrofizace (14 lokalit) a morfologické degradace (10 lokalit). Výběr typu toků a stresorů byl ovlivněn potřebou doplnit informace získané v projektu AQEM (převaha střední velkých toků s gradientem organického znečištění) a dále také potřebou položit základy hodnocení morfologického poškození na území ČR.

Metodiky pro hodnocení perifytonu (důraz na rozsivky) a rybího společenstva jsou testovány jako nově sestavené. Pro hydromorfologické hodnocení je využita metoda RHS (River Habitat Survey). V projektu je také plánováno společné vyhodnocení již existujících dat popisujících referenční podmínky blízké přirozenému stavu z více účastnických zemí. Pro tento účel budou využita data z referenční databáze systému PERLA.

AKUMULACE ŠKODLIVIN V BIOMASE *DREISSENA POLYMORPHA* V ĚSKÉM ÚSEKU LABE (1995–2001)

Ladislav Havel

Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.Masaryka, Podbabská 30, CZ-160 62 Praha 6, Ěeská republika,
e-mail: ladislav_havel@vuv.cz

V období 1995–2001 probíhal na Ěeském úseku Labe (ve spolupráci s ARGE Elbe, SRN) aktivní biomonitoring akumulace těžkých kovů a organických škodlivin v biomase mlže *Dreissena polymorpha*. Monitoring je založen na porovnání kontaminace biomasy populace *Dreissena polymorpha* z referenční lokality („starting point“) a kontaminace biomasy téže populace po dvouleté sítní expozici v podmínkách sledovaného profilu. Je sledován standardní rozsah ukazatelů (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn, HCB, a-HCH, b-HCH, c-HCH, d-HCH, 4,4'-DDE, 4,4'-DDD, 4,4'-DDT, OCS, PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 194). Výsledky dlouhodobého sledování a změny kontaminace biomasy jsou předmětem prezentace.

VYHODNOCOVÁNÍ ZMĚN JAKOSTI VODY S PRODLUŽUJÍCÍM SE JEJÍM ZDRŽENÍM V SÍTI

Jana Hubáèková¹ & Jana Ambrožová²

¹ VÚV T. G. M. Praha, Podbabská 30, CZ-160 62 Praha 6, Èeská republika

² VŠCHT ÚTVP, Technická 3, CZ-166 28 Praha 6, Èeská republika

Vi tšina úpraven vody, zejména velké, byly koncipovány tak, aby dodávaly kvalitní pitnou vodu do vodovodní sítì. Vyhláška MZd è. 376/2000 Sb. však novì vyžaduje dodržet jakost vody i v místì jejího odbìru spotøebitelem. Problémy s udržením požadované jakosti se posouvají až do distribuèní sítì.

Zhoršování kvality pitné vody je dúsledkem chemických, fyzikální-chemických a biologických procesù, probíhajících v systému její distribuce, a to jak bezprostøednì v dopravované pitné vodì, tak i v interakci se zmìnami na stìnách potrubí, vodojemù a armatur. K takovýmto procesùm patøí napø. biochemický rozklad organických látek, nitrifikace, bakteriální rekontaminace, koroze, oxidace, hydrolyza, chlorace organických slouèenin, sedimentace èástic rùzné velikosti a další. Procesy degradující kvalitu upravené vody v distribuèní sítì mohou probíhat rùznou rychlostí v závislosti na složení dopravované vody, na druhu a dávce dezinfekèního èinidla, na dobu zdržení vody v sítì, na teplotì, v závislosti na roèním období atd. Mezi kvalitu dopravované vody významnì ovlivující faktory patøí také materiál potrubí pøípadnì vèetnì ochranné vrstvy vnitøního povrchu, technický stav celku èi úsekù distribuèní sítì a charakter hydraulických pomìrù v sítì. Právì v ÈR bìhem relativnì krátkého období doznaly poslední zmìnìné faktory znaèných odchylek oproti pøedpokládaným hodnotám. Vodárenské nady byly totiž projektovány a provedeny na základì pøedpokladù stálosti trendu nárùstu spotøeby vody. Avšak s rostoucí cenou vody v devadesátých letech min. století se podstatnì snížil její odbìr. Pokud by tento trend pokračoval, pak by v naddimenzovaných pøivadìích mohly nežádoucí bakterie pøežívat, nebo se znovu aktivovat i pøi dobré jakosti upravené vody vstupující do pøivadìèe. Poster prezentuje øešení dané problematiky na vybrané lokalitì vodárenské soustavy „in situ“ na místech osazených korozními kupy, v rámci projektu QD 1003 „Výzkum efektu úpravy vody na její jakost pøi prodlužujícím se zdržení v rozvodné sítì“, financovaným Národní agenturou zemìdìlského vyzkumu (NAZV) MZe ÈR.

MONITORING TÍŽKÝCH KOVŮ NA STŘEDNÍCH A MALÝCH TOCÍCH

Petr Hekera & Marek Pavliš

Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého, Tř. Svobody 26, CZ-771 46 Olomouc, Česká republika, e-mail: hekera@prfholnt.upol.cz

Tradiční monitorovací metody se potýkají s problémy časoprostorové interpretace dat při nízkých koncentracích těžkých kovů (TK) v analyzovaném substrátu. Problém částečně řeší tzv. aktivní biomonitorovací metody a metody sedimentačních pastí.

Cílem experimentu bylo vytvořit systémy sedimentační pastí a biomonitorovacího systému s mlži *Dreissena polymorpha* a mechem *Fontinalis antipyretica*, schopné využití pro celoroční monitoring i na středních a menších tocích českého území. Systémy byly uloženy na dně toků v hloubkách 1,5–3 m. Systémy byly umístěny na čtyři vybrané lokality v území Moravy (Hynkov, Olomouc, Tážaly, Bolelouc). Vzorky byly odebírány každých osm týdnů (standard v ČR, NSR). Vzorky mechu byly obměňovány každé čtyři týdny. Exponované vzorky mechu byly uloženy cca 50 cm pod hladinou v blízkosti břehu tak, aby jejich odběr byl jednodušší. Experiment v toku probíhal od července 2002 až do března 2003. Sledovány byly TK: Ni, Zn, Cr, Cd, Cu, Pb.

Sedimentační past se po všech stránkách pro celoroční monitoring osvědčila a proto ji lze doporučit pro širší uplatnění v rámci toků ČR, neboť vypovídací hodnota takto v toku sedimentovaného substrátu je aktuálnější a časově transparentnější než u ostatních metod využívajících sedimenty.

Pytlíková metoda s mechem se ukázala jako jednoznačně nejspolehlivější a z hlediska obslužnosti (obměňování vzorků atd.) jako nejméně náročná. Mech během expozice prokázal dobré bioakumulační schopnosti a flexibilně a aktuálně reflektoval na podmínky zatížení prostředí. Využitá metoda se ukázala jako velmi vhodná pro celoroční aktivní biomonitorování toků.

Systém s mlži *Dreissena polymorpha* za běžných podmínek dokázal zajistit vhodné podmínky pro bioakumulační monitoring a jistě bude na některých tocích vhodnou alternativou k používané plovákové metodě EHMÚ.

Využití potápníků se ukázalo za běžných stavů vody jako zcela bezproblémové, při zamrznutí vodní hladiny a za zvýšených stavů vody jako časově a fyzicky náročnější. Za celou dobu experimentu jsme se nesetkali ani s jediným případem vandalizmu na experimentálních zařízeních.

VLIV SPLACHOVÝCH VOD Z RYCHLOSTNÍ KOMUNIKACE NA VODNÍ RECIPIENT

Petr Rejzek¹ & Pavlína Martínková²

¹ Katedra ekologie a životního prostředí PpF UP Olomouc, Šlechtitelů 11, CZ-783 71 Olomouc, Česká republika, e-mail: rejzek.petr@email.cz

² Katedra analytické chemie PpF UP Olomouc, Tř. Svobody 8, CZ-771 46 Olomouc, Česká republika

Vliv rychlostní komunikace na ekosystém stojatých vod byl sledován ve dvou průtočných nádržích u obce Páslavice na Olomoucku, které slouží pro biologické čištění splachových vod z komunikace R 35 (E 442, E 462). Srážková voda je z povrchu komunikace svedena kanalizací přímo do nádrží, odkud po určité době zdržení odtéká betonovými výpusti mi, které jsou vybaveny fibroilovými filtry a normními stí nami pro zachycení ropných látek. Ve vzorcích vody a sedimentu z nádrží byla v průběhu roku kromě základních fyz.-chemických parametrů sledována především salinita (vodivost), koncentrace vysokovroucích (250–350 °C; mazací oleje C₂₄–C₄₀) ropných látek a vybraných těžkých kovů. Množství iontů solí v nádržích bylo bezprostředně ovlivňováno použitím posypové soli v zimním období a intenzitou srážek. Během letního období docházelo k postupnému vyplavování solí a snižování jejich koncentrace ve vodě nádrží. Zvýšená salinita nádrží zásadně limitovala především rozmnožování obojživelníků – s výjimkou *Bufo viridis*, která je tolerantní k zasoleným vodám – došlo vždy ke zplesnivění nakladených snůšek vajíček skokanů *Rana* spp. Sedimenty obou studovaných nádrží obsahovaly mnohonásobně vyšší koncentrace ropných uhlovodíků než voda; zřetelně se tento trend projevil zejména u menší nádrže, kde je sediment s větší podílem jílovitých částic a detritového organického materiálu. Navzdory zatížení vodního prostředí výše uvedenými polutanty se v nádržích vyskytuje bohatá populace škeblí (*Anodonta cygnea*) a běžný je i výskyt ondatry (*Ondatra zibethicus*).

NOVÉ PUBLIKÁCIE Z EDÍCIE HYDROBIOLOGICKÝCH DETERMINAĚNÝCH ATLASOV

Soňa Hrabínová¹, Peter Baláži¹, Peter Bitušik² & Eva Tirjaková³

¹ Vyskumný ústav vodného hospodárstva, arm. gen. L. Svobodu 5, SK-812 49 Bratislava, Slovensko,
e-mail: hrabinova@vuvh.sk

² Katedra biológie a všeobecnej ekológie, Fakulta ekológie a environmentalistiky TU Zvolen, Kolpašská 9/B,
SK-969 01 Banská Štiavnica, Slovensko, e-mail: bitusik@fee.tuzvo.sk

³ Katedra zoológie, Prírodovedecká fakulta UK, Mlynská dolina B-1, SK-84215 Bratislava, Slovensko,
e-mail: tirjakova@fns.uniba.sk

V roku 2003 boli na VÚVH v Bratislave publikované dve nové práce zo série hydrobiologických determinačných atlasov, určených pre vodohospodársku prax. Ide o publikácie Hrabínová, Bitušik: Hydrobiologický determinačný atlas. Konzumenty II. Makrozoobentos – pakomárovité (Chironomidae) a Baláži, Tirjaková: Hydrobiologický determinačný atlas. Konzumenty III. – Nálevníky (Ciliophora). Dané práce sa zaoberajú skupinami vodných bezstavovcov, ktoré sú zväčša pri hydrobiologických analýzach opomínané resp. nesprávne identifikované, najmä z dôvodu nedostatku dostupnej determinačnej literatúry ako aj zložitej prípravy trvalých preparátov Chironomidae, príp. Ciliophora. Cieľom autorov bolo poskytnúť praktickú pomôcku pre determináciu uvedených skupín organizmov, obsahujúcu množstvo schématických obrázkov so stručnými popisnými textami. Texty zahŕňajú základnú morfológickú a ekologickú charakteristiku jednotlivých taxónov vrátane saprobiologických údajov (sapróbny index, indikačná váha, ekologická valencia). Snahou autorov bolo taktiež zohľadniť podstatné taxonomické a ekologické revízie v daných skupinách organizmov, ku ktorým došlo v priebehu posledných rokov.

HYDROBIOLOGICKÁ CHARAKTERISTIKA ORAVSKEJ PRIEHRADY

Mária Kultanová

SVP – OZ Povodie Váhu, VHL Žilina, Kuzmányho 10, 01001 Žilina

ABSTRAKT

Kultanová M.: **Hydrobiologická charakteristika Oravskej priehrady**

Sledovanie Oravskej priehrady sme začali v roku 1992. Jedenkrát do roka, vždy v auguste kedy sa predpokladá akumulácia negatívnych antropogenných vplyvov sezónneho aj trvalého charakteru, sme robili zónaené odbery. Na priehrade sa lokalizovalo 14 odberových miest. Odoberal sa vždy povrchový odber a ě alšie odbery podľa hĺbky, so zónaeným krokom 5 m.

V odobratých vzorkách sa robila široká škála fyzikálnych, chemických a hydrobiologických stanovení. Hydrobiologické stanovenia odhalili väčšinu ekologických problémov a havárií. Najkritickejšie roky Oravskej priehrady za sledované obdobie: 1995, v ktorom sme zaznamenali úhyn mladých ostriežov (*Perca fluviatilis*), v biosetsóne bol vysoký výskyt rôznobièkatých rias *Ceratium hirudinella*, v roku 1996 prítomnosť sinicového vodného kvetu (Cyanophyta), rod *Microcystis*, 2001 vysoké oživenie s dominanciou rozsievok (Bacillariophyceae) a s vegetaèným sfarbením vody, v nasledujúcom roku 2002 pokrytie hladiny Oravskej priehrady trvalými vajčkami (ephipia) rodu *Daphnia*.