

**MENDELOVA ZEMĚDĚLSKÁ A LESNICKÁ UNIVERZITA
V BRNĚ**

ÚSTAV RYBÁŘSTVÍ A HYDROBIOLOGIE



**V. ČESKÁ ICHTYOLOGICKÁ KONFERENCE
(THE 5TH CZECH CONFERENCE OF ICHTHYOLOGY)**

**SBORNÍK REFERÁTŮ Z VĚDECKÉ KONFERENCE
S MEZINÁRODNÍ ÚČASTÍ POŘÁDANÉ V BRNĚ 25. A 26. 9.2002**

BRNO 2002

Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně

Ústav rybářství a hydrobiologie

Mendel University of Agriculture and Forestry in Brno Department of
Fisheries and Hydrobiology

„ V. Česká ichtyologická konference "

Sborník referátů z konference s mezinárodní účastí konané v Brně 25. a 26. září 2002

„The 5th Czech Conference of Ichthyology"

Proceedings of the International Conference, Brno, Czech Republic, September 25-26, 2002

Edited by: Petr Spurný

Technical redaction by: Jan Mareš, Radovan Kopp

BRNO, Czech Republic

2002

ÚVODNÍ SLOVO

Pořádání celostátních vědeckých ichtyologických konferencí ve dvouletých intervalech se stalo již zavedenou tradicí a tyto konference představují nejvýznamnější odbornou i společenskou událost Ichtyologické sekce České zoologické společnosti. Početná členská základna ichtyologické sekce, tvořená nejen vyhraněnými ichtyology, ale také odborníky z oborů hydrobiologie, rybářství, ekologie a veterinárního lékařství je odrazem uznávané úrovně české ichtyologie a zároveň také signalizuje rostoucí zájem odborné veřejnosti o ekologickou problematiku našich povrchových vod. Velice potěšitelná je také skutečnost, že v naší ichtyologické společnosti i po rozdělení Československa setrvala většina našich vynikajících slovenských kolegů a zájem o naše ichtyologické konference projevují také kolegové z Polska a Chorvatska.

Pořadatelství letošní, již V. České ichtyologické konference, se ujal Ústav rybářství a hydrobiologie Mendelovy zemědělské a lesnické univerzity v Brně. Společně s vedením Výzkumného ústavu rybářského a hydrobiologického Jihočeské univerzity jsme totiž dospěli k názoru, že bude účelné naši ichtyologickou konferenci střídavě pořádat ve Vodňanech a v Brně. Vedle rozdělení organizační zátěže nás vedlo k tomuto rozhodnutí také významné odborné zázemí Brněnská v našem oboru. To je reprezentováno zejména mezinárodně uznávanou úrovní ichtyologického oddělení Ústavu biologie obratlovců AV ČR a četnými univerzitními institucemi. V oblasti vysokoškolského vzdělávání se jedná především o věhlasný studijní obor hydrobiologie na Masarykově univerzitě a o tradiční výuku rybářské specializace na Mendelově zemědělské a lesnické univerzitě, probíhající již od roku 1949. Brno je také sídlem Moravského rybářského svazu a celý Jihomoravský kraj potom významnou rybníkářskou oblastí.

Na letošní ichtyologickou konferenci evidujeme přes 90 přihlášených účastníků, z nichž přes 20 tvoří posluchači postgraduálního doktorského studia ze všech našich významných univerzit. Rozsáhlý sborník referátů z konference obsahuje 44 příspěvky, z nichž je 18 příspěvků ryze ichtyologických, 18 příspěvků z aplikovaných oborů chovu ryb a rybářství v tekoucích vodách, 7 příspěvků hydrobiologických a 5 příspěvků z oblasti vodní toxikologie a ichthyohematologie. Domníváme se, že toto široké tematické spektrum odpovídá jak profesnímu zastoupení členů v ichtyologické sekci ČZS, tak širokému využití ichtyologie a z ní vycházejících aplikovaných oborů v naší rybářské praxi a také prohlubujícímu se zájmu o ekologickou problematiku vodního prostředí.

Naše pravidelná setkání na celostátních ichtyologických konferencích jsou vedle vědeckých prezentací a diskuzí také vhodnou příležitostí k zamyšlení nad dalším vývojem našeho oboru i činnosti ichtyologické sekce. Zejména vysoký zájem doktorandů o prezentaci svých prací nás vede k nastolení otázky, zda by nebylo prospěšné pořádat celostátní ichtyologickou konferenci s takto rozšířeným tématickým zaměřením každoročně. Stále výrazněji také pociťujeme dlouhodobou absenci vlastního vědeckého časopisu (zpočátku snad alespoň čtvrtletníku), který by zejména našim mladším kolegům rozšířil publikační možnosti. Vždyť především v nastupující generaci bychom měli spatřovat kontinuitu a budoucnost našeho oboru.

Jménem organizátorů ichtyologické konference přeji všem účastníkům úspěšný a příjemný pobyt v Brně.

Petr Spurný

OBSAH

M. Peňáz, V. Baruš, M. Prokeš, Z. Svobodová: ZMENY NĚKTERÝCH ATRIBUTŮ POPULACE PARMY OBECNÉ V ŘECE JIHLAVĚ BĚHEM POSLEDNÍCH 25 LET A JEJICH PŘÍČINY

*Changes of some attributes of the barbel, *Barbus barbus* population from the Jihlava River during past 25 years and their causes* 5

J. Mészáros, V. Lusková, S. Lusk, V. Šlechtová, V. Šlechta: KAPR DUNAJSKÝ-DIVOKÁ FORMA KAPRA OBECNÉHO: UCHOVÁME JEJ ?

*Danube carp - the wild form of *Cyprinus carpio*: will we maintain it?* 11

M. Prokeš, V. Baruš, M. Peňáz, B. Koubková, M. Gelnar: SPOLEČENSTVO RYB A POPULACE MŘENKY MRAMOROVANÉ (*BARBATULA BARBATULA*) V ŘÍČCE HANÉ

*Fish assemblage and stone loach (*Barbatula barbatula*) population in the river Haná* 17

K. Pivnička, M. Švátora, J. Křížek, P. Sýkora, M. Humpl: VARIABILITA ODHADŮ DIVERZITY, PŘEŽÍVÁNÍ, POČETNOSTI A BIOMASY ICHTHYOCENÓZY V BEROUNCE U RADNICE

Variability in estimations of diversity, survival, abundance, and biomass of the ichthyocenosis in the Berounka River near Radnice 23

P. Sýkora, M. Švátora, K. Pivnička, J. Křížek: SROVNÁNÍ RŮSTU JELCE TLOUŠTĚ (*LEUCISCUS CEPHALUS*) V PARMOVÉM ÚSEKU ŘEKY BEROUNKY A ÚHLAVY.

*The comparison of growth of the Chub (*Leuciscus cephalus*) in the barb section Berounka and Úhlava rivers* 29

I. Stráňai, J. Andreji: NOVÝ DRUH PRE VODY SLOVENSKA - *NEOGOBIOUS FLUVIATILIS*

*New fish species in the waters of Slovakia - *Neogobius fluviatilis** 34

J. Koščo, S. Lusk, V. Lusková, K. Halačka, J. Košuth: ROZŠÍŘENÍ DRUHŮ RODU *GOBIO* V POVODÍ TISY NA ÚZEMÍ SLOVENSKA

*Distribution of species genus *Gobio* in the Tisa drainage area (Slovakia)* 39

L. Pekárik, M. Švátora, J. Černý, K. Pepich: RYBY POVODIA RIEKY UDAVA

The ichthyocenosis of the river Uda basin 45

J. Koščo, P. Košuth: ICHTYOFAUNA ŤAŽOBNÝCH JÁM V INUNDAČNOM ÚZEMÍ RIEK VÝCHODOSLOVENSKEJ NÍŽINY

Fish communities in borrow pits in the floodplain along the East Slovakia Lowlands rivers 51

J. Křížek, A. Reiter: ICHTYOCENÓZA ŘEKY ŽELETAVKY A JEJÍCH PŘÍTOKŮ BIHANKY A BLATNICE

Ichthyocoenosis of the Želetavka River and its Tributaries, the Bihanka and the Blatnice 59

J. Dušek, M. Švátora: RŮST TŘÍ VYBRANÝCH POPULACÍ STŘEVLE POTOČNÍ (*PHOXINUS PHOXINUS*)

*Growth of three choice populations of European minnow (*Phoxinus phoxinus*)* 65

L. Kalous, J. Bohlen: PROBLÉM S TAXONOMICKOU IDENTIFIKACÍ KARASA STŘÍBŘITÉHO (<i>CARASSIUS 'GIBELIO'</i>) <i>Silver Prussian Carp (Carassius gibelio); Problem with the Taxonomical Identification</i>	75
L. Vetešník, S. Lusk, P. Spurný: NĚKTERÉ BIOLOGICKÉ CHARAKTERISTIKY KARASA STŘÍBŘITÉHO <i>Several biological characteristic of Carassius auratus</i>	81
L. Kalous, M. Petrýle: POUŽITÍ DIGITÁLNÍ FOTOGRAFIE A ANALÝZY OBRAZU V ICHTYOLOGII <i>Usage of Digital Photography and Computer Assisted Image Analyses in Ichthyology</i>	87
V. Horák, S. Lusk, K. Halačka, V. Lusková: VÝZNAM UMĚLÝCH MOKŘADŮ V ALUVIU ŘEK PRO BIODIVERZITU RYB <i>Artificially made wetlands in river alluvium and their importance in fish biodiversity</i>	89
Z. Valová, P. Jurajda: SROVNÁNÍ SPOLEČENSTEV 0+ JUVENILNÍCH RYB DOLNÍCH ÚSEKŮ ŘEK MORAVY A DYJE <i>Comparison of 0+ juvenile fish community in the lowland stretches of the Morava and Dyje rivers</i>	95
M. Janáč, P. Jurajda: POROVNÁNÍ ODLOVU 0+ RYB BODOVOU A KONTINUÁLNÍ METODOU <i>Comparison of point abundance and continual sampling methods for 0+ fish</i>	102
E. Mazurová, J. Zukal, P. Jurajda: METODICKÉ POZNÁMKY K MORFOMETRICKÝM STUDIÍM V ICHTYOLOGU <i>Methodical notes to morphometric studies in ichthyology</i>	108
V. Baruš, M. Peňáz, M. Prokeš: FÁZE "ONTOGENEZE" MUŠOVSKÉ NÁDRŽE VD NOVÉ MLÝNY - TĚŽBA RYB A KONDIČNÍ PARAMETRY CEJNKA MALÉHO <i>Phases of the ontogenesis of the Mušov Reservoir of the waterwork Nové Mlýny -fish yield and condition parameters of silver bream (Blicca bjoerkna)</i>	114
P. Šovčík, M. Prokeš, P. Spurný, V. Baruš: ZHODNOTENIE RYBÁRSKEHO HOSPODÁRENIA NA SÚSTAVE VODNÉHO DIELA DALEŠICE - MOHELNO <i>Evaluation of the fishery management in the Dalešice-Mohelno Water Work</i>	120
M. Hladík, J. Kubečka, P. Pokorný, M. Čech, L. Drašík, M. Kratochvíl, J. Peterka, M. Prchalová, M. Vašek: ZKUŠENOSTI S ODLOVEM RYB DO VĚZENCŮ V PŘÍTOKOVÉ ČÁSTI NÁDRŽE ŘÍMOV <i>Giant traps for fishing in the inflow-zone of the Řimov Reservoir</i>	126
P. Dvořák, P. Hartvich, M. Holub: SLEDOVÁNÍ VLIVU MALÉ VODNÍ ELEKTRÁRNY NA POPROUDOVĚ MIGRUJÍCÍ RYBY Z RYBNÍKA ROŽMBERK <i>Investigation into the effect of hydroelectric power on the fish downstream migration from Rožmberk reservoir</i>	132
T. Randák: UPLATNĚNÍ UMĚLE ODCHOVANÝCH NÁSAD PSTRUHA OBECNÉHO (<i>SALMO TRUTTA M. FARIO</i>) A LIPANA PODHORNÍHO (<i>THYMALLUS THYMALLUS</i>) V PODMÍNKÁCH VOLNÝCH VOD <i>Applying of artificially reared stocks of brown trout (Salmo trutta m. fario) and grayling (Thymallus thymallus) in running waters</i>	139

P. Spurný, Z. Mejta: VLIV ŽELEZITÝCH SEDIMENTŮ NA PROSPERITU RYBÍHO SPOLEČENSTVA PSTRUHOVÉ ŘEKY <i>Influence of ferrous (Fe^{2+}) sediments on the fish community prosperity of the salmonid river</i>	146
J. Kouřil, T. Barth: HORMONÁLNĚ INDUKOVANÝ UMĚLÝ VÝTĚR PODOUSTVE ŘÍČNÍ (VIMBA VIMBA) <i>Hormonally induced artificial propagation of vimba bream (<i>Vimba vimba</i>)</i>	151
J. Sadowski, R. Trzebiatowski, M. Kielpiński, M. Wielopolska, D. Odebralska, I. Swobodzinski: OPTIMALIZACJA ZIMOWANIA NARYBKU KARPJA (<i>CYPRINUS CARPIO</i> L.) W SADZACH W WODZIE POCHŁODNICZEJ. <i>Optimisation of overwintering of juvenile carp (<i>Cyprinus carpio</i> L.) in cages placed in cooling water</i>	157
J. Jirásek, J. Mareš, J. Regenda: NUTRIČNÍ ASPEKTY ODCHOVU RANÝCH STÁDIÍ KAPRA OBECNÉHO (<i>CYPRINUS CARPIO</i> L.) V KONTROLOVANÝCH PODMÍNKÁCH <i>Nutritional aspects culture of early stages of common carp under controlled conditions</i>	170
J. Mareš, J. Jirásek, J. Regenda: PRODUKČNÍ VÝSLEDEK ODCHOVU RANÝCH STÁDIÍ KAPRA OBECNÉHO (<i>CYPRINUS CARPIO</i> L.) V KONTROLOVANÝCH PODMÍNKÁCH <i>Production results of carp larvae under controlled condition</i>	176
R. Kopp: VLIV HMOTNOSTI LAREV KAPRA (<i>CYPRINUS CARPIO</i> L.) NA SNIŽOVÁNÍ PH V ŘÍZENÝCH PODMÍNKÁCH. <i>The influence of weight on carp larvae (<i>Cyprinus carpio</i> L.) on pH decline in controlled conditions</i>	183
J. Mareš, J. HiUermann: POUŽITÍ POLOVLHKÝCH SMĚSÍ V CHOVU OKOUNA ŘÍČNÍHO (<i>PERCA FLUVIATILIS</i>) <i>Application of semi moist food preparation for pike perch (<i>Perca fluviatilis</i>) culture</i>	187
J. Zelenka, E. Fajmonová, D. Kladroba, T. Komprda, I. Šarmanová: VLIV INTENZITY RŮSTU A TEPELNÉ ÚPRAVY NA ZASTOUPENÍ MASTNÝCH KYSELIN V MASE KAPRA (<i>CYPRINUS CARPIO</i>) <i>Effect of growth intensity and heat treatment on fatty acid pattern in common carp (<i>Cyprinus carpio</i>) meat</i>	192
R. Šanda, O. Sychrová, M. Švátora: POTRAVA SIVĚNA AMERICKÉHO (<i>SALVELINUS FONTINALIS</i>) V NÁDRŽÍCH JIZERSKÝCH HOR <i>Food of brook charr (<i>Salvelinus fontinalis</i>) in reservoirs of the Jizera Mountains</i>	198
J. Hrbáček, Z. Brandl, fM. Straškraba: CO NAZNAČUJE DLOUHODOBÉ SLEDOVÁNÍ BIOMASY ZOOPLANKTONU O ZMĚNÁCH RYBÍ OBSÁDKY SLAPSKÉ ÚDOLNÍ NÁDRŽE <i>What kind of information can be derived from the long-term data on zooplankton in relation to the changes of the fish stock of the Slapy reservoir</i>	204
J. Heteša: ODŘÍZNUTÉ MEANDRY DOLNÍ DYJE: ZACHOVÁME JEJICH BIODIVERZITU? <i>Cut backwaters on lower Dyje: shall we conserve their biodiversity?</i>	211

I. Sukop: ZOOPLANKTON A ZOOBENTOS ODŘÍZNUTÝCH ŘÍČNÍCH RAMEN DOLNÍHO TOKU ŘEKY DYJE

Zooplankton and zoobenthos river cut arms of the lower reaches of the Dyje River... 219

K. Trčková, I. Sukop: VÝVOJ PLANKTONNÍCH SPOLEČENSTEV NĚKTERÝCH LOKALIT OBLASTI DOLNÍHO PODYJÍ, VYUŽÍVANÝCH JAKO RYBÁŘSKÉ REVÍRY

Development plankton community some of the localities belong to Podyjí fisheries and hunting region..... 226

I. Sukop, R. Kopp: SLEDOVÁNÍ PLANKTONNÍCH SPOLEČENSTEV A HYDROCHEMICKÝCH PARAMETRŮ NA LEDNICKÝCH RYBNÍCÍCH V ROCE 2001.

Monitoring of plankton communities and hydrochemical parameters on Lednice ponds during the year 2001..... 233

J. Heteša, P. Marvan, P. Kupec: ÚVALSKÝ A ŠIBENÍK - RYBNÍKY SUPLUJÍCÍ FUNKCI ČISTÍREN ODPADNÍCH VOD

Úvalský and Šibeník - ponds supplying the function of wastewater treatment plant... 239

B. Jezierska, K. Lugowska: JAKOŠČ WYLE_GU KARPIA PODDANEGO W CZASIE ROZWOJU EMBRYONALNEGO DZIAŁANIU MIEDZII KADMU

The quality of newly hatched common carp larvae exposed to copper and cadmium during embryonic development..... 246

M. Peňáz, V. Baruš, M. Prokeš: KONCENTRACE TĚŽKÝCH KOVŮ A ZMĚNY U KONCENTRACE RTUTI VE SVALOVINĚ PARMY OBECNÉ Z ŘEKY JIHLAVY

Concentrations of heavy metals and changes in concentrations of the mercury in muscle tissues of the barbel (Barbus barbus) from the river Jihlava..... 253

V. Žlábek, Z. Svobodová, T. Randak, J. Máchová, J. Hajšlová, O. Čelechovská, P. Suchan: OBSAH KOVŮ A PERZISTENTNÍCH ORGANOCHLOROVÝCH POLUTANTŮ VTKANÍCH TRŽNÍCH KAPRŮ A V SEDIMENTECH DNA VYBRANÝCH RYBNÍKŮ JIŽNÍCH A ZÁPADNÍCH ČECH

Content of metals and persistent organic pollutants in tissues of marketable common carp and in bottom sediments of selected ponds of south and west Bohemia..... 259

M. Palíková, S. Navrátil, R. Krejčí, L. Kubala: VLIV OPAKOVANÉ EXPOZICE EXTRAKTU SINIC NA KAPRA OBECNÉHO (CYPRINUS CARPIO L.)

The influence of repetitive exposure to extract of cyanobacteria to the carp (Cyprinus carpio L.)..... 266

J. Drastichová, S. Valníček, E. Švestková. CYTOCHEMICKÁ CHARAKTERISTIKA LEUKOCYTU KAPRA - PAS REAKCE, BARVENÍ SUDANOVOU ČERNÍ

Cytochemical characteristic of carp leucocytes - PAS and Sudan black reaction..... 272

J. Imanpoor Namin, Z. Ramezanpoor. PERSIAN STURGEON (ACIPENSER PERSICUS BORODIN, 1897) OF THE CASPIAN SEA AND ITS STOCK REHABILITATION ACTIVITIES IN IRAN
Jeseter perský (Acipenser persicus Borodin, 189) a jeho rehabilitační program v Iránu 278

Linhart¹ O., Cosson² J., Minis³ S.D., Shelton⁴ W.L. and Rodina¹ M. Vliv iontů a imobilizačních médií na motilitu čerstvého a demembranovaného spermatu veslonosa amerického (*Polyodon spathula*) Effects of ions and immobilizing medium on paddlefish (*Polyodon spathula*) fresh and demembranate sperm motility

ZMĚNY NĚKTERÝCH ATRIBUTŮ POPULACE PARMY OBECNÉ V ŘECE JIHLAVĚ BĚHEM POSLEDNÍCH 25 LET A JEJICH PŘÍČINY *Changes of some attributes of the barbel, *Barbus barbus* population from the Jihlava River during past 25 years and their causes*

M. PEŇÁZ, V. BARUŠ, M. PROKEŠ, Z. SVOBODOVÁ

Věnováno památce našeho přítele a spolupracovníka RNDr Evžena Wohlgemutha, CSc.

Summary: Barbel, *Barbus barbus*, belonged formerly to dominating components in the fish community of middle course of the Jihlava River. Owing to serious anthropogenous activities conducted on the river itself and its watershed, and associated with modified fishery management, the proportion and significance of barbel temporarily decreased. However, actually the barbel population represents again the eudominant part of ichthyocenose. It is characteristic by a distinct sexual dimorphism in size composition, the males growing more slowly and attaining lower mean and maximum sizes than females. Furthermore, an unbalanced sex ratio (1.55 - 2.35 males vs. 1 female) has been recorded. A few cases of protandric sex reversals were also found during a tagging experiment. Histological procedures confirmed the incidence of intersex individuals and the biochemical screening revealed a high vitellogenin concentration in blood serum of several males. All this supports the hypothese on putative feminisation processes and sex reversal in barbel that are obviously strongly affected, however not fully conditioned, by environmental pollution and xenoestrogene occurrence.

Úvod

Populace parmy obecné v řece Jihlavě, v úseku mezi Mohelnem a Hrubšicemi, je předmětem našeho sledování již více než 25 let. Během této doby se na sledovaném úseku toku projevíly významné antropogenně podmíněné vlivy (výstavba a provoz VD Dalešice, JE Dukovany, ČOV Třebíč) a to se výrazně odrazilo na hydrologickom režimu, jakosti vody ale i na složení a produktivitě rybího společenstva (Lusk 1977, Peňáz 1977, Peňáz a Wohlgemuth 1990, Peňáz a Štouračová 1991, Peňáz et al. 1999). V tomto příspěvku se chceme detailněji věnovat některým vlastnostem populace parmy obecné - dominantního druhu původní i současné ichtyocenózy.

Území, materiál a metodika

Dlouhodobý stacionární výzkum probíhal na 3 km dlouhém úseku řeky Jihlavy (ř. km 46.0 - 49.1) a to na sedmi přirozeně ohraničených úsecích (blíže viz Peňáz et al. 2002). Pro účely srovnání histologických a biochemických (Vtg) šetření byl v omezeném rozsahu použit také materiál odlovený v úseku Jihlavy ovlivněném odpadními vodami z Třebíče (ř. km 89.5 - 91.0). K odlovům byl používán elektrolovný agregát (250 V, 1.5-2 A, 50 Hz).

Jejich kvantitativní vyhodnocení bylo provedeno dle Sebera a LeCrena (1967). K analýze velikostní a sexuální struktury a poměru pohlaví populace parmy obecné byli použiti pouze jedinci ulovení v období rozmnožování, u nichž bylo možno pohlaví spolehlivě zjistit dle externích znaků (především pohlavní produkty) a v menším počtu také makroskopickým vyšetřením gonád pitvaných jedinců. Jde tedy o fenotypický poměr pohlaví. Histologické vyšetření bylo prováděno standardní histologickou technikou (Bouinova fixáž, hematoxylin-eosin). Vitellogenin v krevní plazmě byl stanoven pomocí ELIS A kit (Biosense Laboratories), v játrech pomocí „Animal Research Kit“ (D AKO Diagnostics).

Výsledky a diskuze

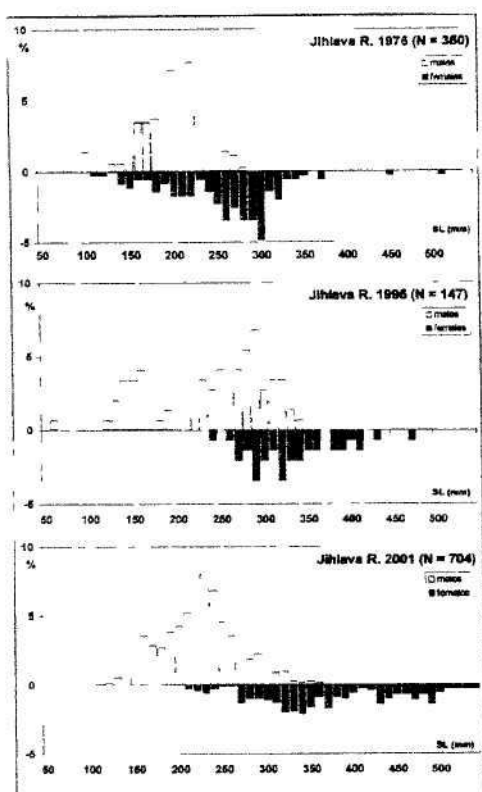
Abundance a biomasa: Jihlava patřila ve sledovaném úseku v minulosti k typickému parmovému pásmu a parma obecná, s výskytem 722.3 ks.ha⁻¹ a biomasou 237.5 kg.ha⁻¹, v ichtyocenoze výrazně dominovala a podílela se 31.9 % na celkové abundanci a 59.7 % na celkové biomase (Lusk 1977, Peňáz et al. 1999). Vlivem výstavby VD Dalešice (1977 -1984) tyto ukazatele poklesly na méně než polovinu původních hodnot a výrazný pokles pokračoval i v dalším období (1985 - 1988) a to až na pouhých 58.0 ks.ha⁻¹ a 14.9 kg.ha⁻¹ (6.0 a 10.5 %). Teprve od devadesátých let se populace parmy počíná z ekologického stresu zotavovat, je patrný její opětovný vzestup a výrazné zvyšování jejího podílu v obsádce ryb. V současné době parma obecná opět představuje zcela přesvědčivě dominantní druh ichtyocenozy (41.2 % z celk. abundance, 48.1 % z celk. biomasy; Tab. 1).

Tab. 1. Vývoj abundance a biomasy parmy obecné v úseku Jihlavy u Hrubšice

Období	abundance		biomasa	
	ks.ha-1	%	kg.ha-1	%
1971-1976	722,3	31,9	237,5	59,7
1977-1984	363,8	41,0	105,2	53,4
1985-1988	58,0	6,0	14,9	10,5
1989-1996	341,2	25,5	90,7	42,9
2001	240,2	41,2	59,7	48,1

Velikostní struktura populace: Charakteristickým rysem délkové distribuce populací parmy obecné je především výrazný sexuální dimorfismus v hodnotách mezních i průměrných délek. V časovém měřítku se délková distribuce jeví u samců spíše jako setrvalá a jejich průměrná i maximální délka se nemění. Naproti tomu u samic je u obou ukazatelů zřetelný posun do vyšších délkových tříd, při čemž průměrná SL vzrostla z hodnoty 259 mm v roce

1976 na 369 mm v roce 2001. Průměrná hodnota délky těla samic je tak 1.27 až 1.63 x větší nežli délka samců. Ve velikostním rozmezí do 200 - 240 mm SL v populaci vysoce převažují samci zatím co od délky 330 mm SL se již v populaci vyskytují výlučně jen samice (Tab. 2, obr. 1). Tyto skutečnosti jsou ovlivněny jednak podmínkami prostředí, které jsou velmi vhodné pro tento druh, jednak nízkým rybářským tlakem, který je nyní takřka výlučně orientován na lososovité druhy ryb.



Obr. 1. Délková a sexuální distribuce populace parmy obecné z řeky Jihlavy - lokalita Hrubšice, v letech 1976, 1995 a 2001.

Tab. 2. Sexuální rozdíly v průměrné a maximální velikosti parmy obecné v průběhu období 1976-2001

Období	N	pohlaví	Délka těla SL, mm				
			maximum	průměr	SD	SE	P
1976	350	males	280 510	204.178	36.5868	2.5069	<0.05
		females		259.051	60.7657	5.1916	
1995	147	males	340 470	235.377	61.7703	5.9997	<0.05
		females		330.000	50.7937	7.9326	
2001	704	males	360 540	226.432	43.4238	1.9498	<0.05
		females		369.231	79.2622	5.4958	

Poměr pohlaví: V poměru pohlaví existuje u parmy obecné signifikantní výrazná převaha samců. Na jednu samici připadá v průměru 1.55 až 2.59 samců (Tab. 3).

Tab. 3. Poměr pohlaví populace parmy obecné z řeky Jihlavy, lok. Hrubšice a jeho dlouhodobé změny

Období	N	Sexilita			
		poměr pohlaví m:f	sexuální index	X2	P
1976	350	1 55 1	0 391	16.5	<0.005
1995	147	2 59 1	0 279	28.74	<0.005
2001	704	2 35 1	0 295	117.82	<0.005

Intersexualita a pohlavní zvrát: Výše popsaná velikostní a pohlavní struktura populací parmy obecné, která je typická i pro jiné lokality a populace (Peňáz 1977), podnítila úvahy o možném sukcesivním, protandrickém hermafroditizmu a zvratu pohlaví. Prověření této hypotézy bylo v našem výzkumu prováděno třemi způsoby: (a) individuálním značkováním ryb známého pohlaví a jejich postupným vyšetřením při pozdějších kontrolních odlovech, (b) histologickým vyšetřováním gonád s ohledem na výskyt intersexuality a (c) biochemickým screeningem ryb zaměřeným na stanovení obsahu vitellogeninu v krevní plazmě a v játrech.

Ad (a): V průběhu let 1999 - 2001 jsme na stacionární lokalitě u Hrubšie označovali 1001 párem, z toho v roce 1999 396 (199 samců), v roce 2000 316 (115 samců) a v roce 2001 289 ryb (158 samců). Při opakovaných kontrolách značkových ryb byla zjištěna inverze pohlaví, a to ze samců na samice, tedy protandrie, u pěti jedinců (Tab. 4). Toto zajímavé zjištění, dokládá sice existenci pohlavní inverze v populaci parmy obecné, současně však svědčí o tom, že se jedná o jev velmi řídký (zjištěn pouze ve 4.2 % z celkového počtu kontrolovaných značkových samců) a spíše anomální, který zřejmě nemá závažnější dopad na populační dynamiku druhu.

Tab. 4 Přehled jedinců u nichž byla na základě dlouhodobého značkovacího pokusu zjištěna inverze pohlaví

Barva značky	číslo	úsek toku	datum	TL	SL	váha	pohlaví
žlutá	194	A	24 05 99	280	235	150	m-v
žlutá	194	B	02 06 99	280	243	190	m-vi
žlutá	194	B	19 10 00	375	310		
žlutá	194	B	31 10 00	372	315	510	f-IV
žlutá	335	R	21 06 99	296	230	230	m-iv
žlutá	335	B	17 05 00	325	265	340	f-III,IV
bílá	127	B	08 06 00	380	310	510	m-v
bílá	127	B	23 05 02	382	327	580	f
červená	094	R	11 06 01	348	281	345	m-v
červená	094	B	23 05 02	344	281	380	f
červená	132	C	12 06 01	370	312	470	m-v
červená	132	C	24 05 02	383	318	550	f-IV

Ad (b) Intersexuální jedinci, tj. jedinci se současným výskytem testikulární a ovariální tkáně v gonádě, byli v neznečištěném úseku Jihlavy nalézáni, spíše však ojediněle a v méně výrazné formě. V poměrně vysokém počtu (14.8 %) se však vyskytovali v úseku Jihlavy znečištěném komunálními odpadními vodami města Třebíče. Většina intersexuálních jedinců je při makroskopickém vyšetření gonád identifikována jako samci. Na histologických řezech se oocyty ve varleti vyskytují buď ojediněle anebo v klastrech roztroušeně v celé gonádě, tj. multifokální distribuce (dle klasifikace Tyler & Sumpter 1996, Nolan et al. 2001). Zjištěný a histologický potvrzený výskyt intersexuálních jedinců je dalším nepřímým důkazem podporujícím hypotézu o existenci sexuální inverze ve zkoumané populaci.

Ad (c) Ve vzorku párem z neznečištěného úseku Jihlavy byl vitellogenin (Vtg) analyzován u vzorku 12 ryb (z toho 8 samců a 4 samice). Koncentrace Vtg kolísala u samců v rozmezí 0 - 475 $\mu\text{g.ml}^{-1}$ a v průměru dosahovala $60.27 \pm 156.76 \mu\text{g.ml}^{-1}$ (průměr $\pm$ SD). U samic činilo rozmezí zjištěných koncentrací 4.70 - 690.0 $\mu\text{g.ml}^{-1}$ a průměr $322.4 \pm 319.5 \mu\text{g.ml}^{-1}$. Vitellogenin je protein syntetizovaný v játrech samic pod hormonální kontrolou estradiolu. Jde o prekursor žloutku hrající významnou roli při rozmnožování oviparních ryb. Je ale známo několik chemických látek, které estrogení účinek estradiolu imitují. Jejich přítomnost v prostředí vyvolává syntézu Vtg i u samců, což vede k redukci a feminizaci varlat a může posléze vyústit i ve zvratu pohlaví (Tyler et al. 1998). Až dosud byly tyto jevy popsány u 16 druhů sladko vodních druhů ryb, v podmínkách ČR byl zjištěn u pstruha obecného ve znečištěném úseku Tiché Orlice (Hajšlová et al. 2002). Jaterní testy na obsah Vtg přinesly pozitivní výsledky u tří samců (37.5 % testovaných jedinců) a u dvou samic (18.2 %). Překvapivé zjištění vysoké koncentrace Vtg u samců párem z neznečištěného úseku Jihlavy je významným důkazem feminizace probíhající u některých jedinců a dalším argumentem podporujícím domněnku o pravděpodobném výskytu přeměny pohlaví u parmy a to patrně i u populací neovlivněných xenoestrogeny. Není zatím jasné, jde-li u dané populace o hormonální disrupci způsobenou zatím nezjištěnými xenoestrogeny z vnějšího prostředí, anebo jde-li o spontánní a přirozenou vlastnost populace. Analýza svaloviny párem z neznečištěného úseku na obsah PCB a xenoestrogenů byla negativní. Výsledky analýz Vtg, PCB a xenoestrogenů ze znečištěného úseku nebyly v době uzávěrky rukopisu ještě k dispozici.

Poděkování

Členové Moravského rybářského svazu J. Melkus, K. Bureš a M. Chleboun umožnili ve svěřených revírech náš výzkum a významně pomohli při odlovech ryb. Doc. MVDr L. Groch, CSc. (VFU Brno) provedl histologické vyšetření gonád, Doc. MVDr. R. Halouzka, DrSc. (VFU Brno) a MVDr. J. Kolářová (VÚRH při JČU, Vodňany) provedli stanovení Vtg, Prof. Ing. J. Hajšlová provedla stanovení PCB a xenoestrogenních látek. Všem jmenovaným vyslovujeme naše upřímné poděkování.

Literatura

- HAIŠLOVÁ, J., KOLÁŘOVÁ, J., SVOBODOVÁ, Z., 2002: Využití vitellogeninu jako biochemického markeru kontaminace vodního prostředí xenoestrogenními polutanty. *Ročenka MŽP*, 2002.
- LUSK, S., 1977: The ichthyofauna of the middle course of the Jihlava River in relation to the water reservoir at Dalešice. *Folia Zool.*, 26 (3): 255-269.
- NOLAN, M., JOBLING, S., BRIGHTY, G., SUMPTER, J.P., TYLER, C.R., 2001: A histological description of intersexuality in the roach. *Journal of Fish Biology*, 58:160-176.
- PENAZ, M., 1977: Population analysis of the barb, *Barbus barbus*, from some Moravian rivers (Czechoslovakia). *Acta Sc. Nat. Brno*, 11 (7): 1- 30.
- PEŇÁZ, M., BARUŠ, V., PROKEŠ, M., 1999: Changes in the structure offish assemblages in a river used for energy production. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.*, 15:169-180.
- PEŇÁZ, M., BARUŠ, V., PROKEŠ, M., HOMOLKA, M., 2002: Movements of barbel, *Barbus barbus* (Pisces: Cyprinidae). *Folia Zool.*, 51 (1): 55-66.
- PEŇÁZ, M., ŠTOURAČOVÁ, L., 1991: Effect of hydroelectric development on population dynamics of *Barbus barbus* in the River Jihlava. *Folia Zool*, 40 (1): 75-84.
- PEŇÁZ, M., WOHLGEMUTH, E., 1990: Ichthyocoenosis of a section of the Jihlava River influenced by the Dukovany - Dalešice power system. *Folia Zool*, 39 (2): 157-169.
- SEBER, G., LeCREN, E., 1967: Estimating population parameters from catches large relative to the population. *J. Animal. Ecol.*, 36: 631 — 643.
- TYLER, C.R., JOBLING, S., SUMPTER, J.P., 1998: Endocrine disruption in wildlife: A critical review of the evidence. *Critical Reviews in Toxicology*, 28 (4): 319 - 361.
- TYLER, C.R., SUMPTER, J.P., 1996: Oocyte growth and development in teleosts. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 6 (3): 287 - 318.

Ing. Milan Peňáz, DrSc, Prof. Ing. Vlastimil Baruš, DrSc, Ing. Miroslav Prokeš, CSc.
Ústav biologie obratlovců AVČR, Květná 8, 603 65 Brno, Česká republika Prof. MVDr. Zdenka Svobodová, DrSc: Ústav veterinární farmakologie a toxikologie FVHE VFU
Brno, Palackého 1-3, 612 42 Brno

KAPR DUNAJSKÝ- DIVOKÁ FORMA KAPRA OBECNÉHO: UCHOVÁME JEJ ?

Danube carp - the wild form of Cyprinus carpio: will we maintain it ?

J. MÉSZÁROS, V. LUSKOVÁ, S. LUSK, V. ŠLECHTOVÁ, V. ŠLECHTA

Summary: The wild form of *Cyprinus carpio* from the Danube was, in the ancient past, the initial basis for arising of original cultural forms of this species in Europe. Activities of man in the landscape and especially in the Danube hydrological system led to devastation and degradation of conditions and environments, which conditioned originally the existence of wild carp of the Danube. Consequently during last 50 years, the disappearance of original populations has occurred in the Danube hydrological system. There, at the present, only scanty limited and residual populations occur. Regards their insignificant economical importance, the successive disappearance of wild carp has not led hitherto to target efforts for its maintaining.

At the present situation, when the natural systems of the rivers Danube and Morava are infected by cultural forms of carp, several of them even contain the genetic characteristics of them Amur sazan, a high risk of definitivě disappearance of original Danube carp menaces. At this situation, the only possibility of trying for its saving is the support of existing residual populations using the release of stockings, which are obtained by artificial culture. At the present under our conditions, there is the single culture possessing the characters of the original wild Danube carp, namely in the facilities of the firm Zúgov at the Nové Zámky in Slovakia. The performed genetic analyses of specimens from this culture document a high variability of the set assessed and its other positive genetic characteristics. This culture could become a needed source of stockings for appropriation to residual populations of the Danube wild carp, or for their rehabilitation under natural conditions. Parallel with this effort, revitalization measures should be taken in river floodplains aimed at constituting of conditions for a persistent existence of wild carp there.

Úvod

Divoký kapr obecný je původním obyvatelem povodí Dunaje a v minulosti byl výchozím základem pro rybniční formy kapra chované v minulosti v Evropě. Vzhledem k tomu, že název „amurský sazan“ je používán v chovatelské oblasti pro původního

divokého kapra z amurské oblasti (Pokorný a kol. 1995) a sazan je termín převzatý z ruštiny, doporučujeme pro původní formu divokého kapra z Dunaje používat název dunajský kapr, jak je běžně používáno v původních slovenských studiích. Dunajský kapr se z celé řady důvodů (zánik říčního rybářství, expanzivní nárůst vysazování násad kulturních forem, rozsáhlé úpravy velkých toků v systému Dunaje s drastickou redukcí záplavových území, aj.) stal z hospodářského hlediska nezajímavý a s výjimkou studií okolo roku 1960 (Balon 1957, 1958, Mišík 1958, Bastl 1961, 1962, aj.) se původní divoký kapr dostal mimo jakoukoli pozornost. I když se objevilo v průběhu času několik studií (např. Lelek 1987, Krupka et al. 1989, Balon 1995), situace se nezměnila. V současnosti je dunajský kapr z hlediska existence v přírodních podmínkách v nejvyšším stupni kritického ohrožení. Domníváme se, že bez silné cílené podpory člověkem dunajský kapr definitivně bude zařazen mezi „vyhynulé“ původní formy ryb (Holčík, Mészáros 2000, Lusková a kol. 2000, Šibl a kol. 1999). Vzhledem k etickým, kulturním, ale i hospodářským aspektům by mělo být vyvinuto maximální úsilí k uchování původní divoké formy - dunajského kapra.

V našem příspěvku uvádíme některé dílčí problémy významné pro případnou záchranu dunajského kapra.

Materiál a metodika

Podklady byly získány z chovu dunajského kapra na rybničních objektech v Nových Zámcích, které jsou obhospodařované spol. s.r.o. Zúgov. Tam byla jednorázově odebrána krev skupině 47 kaprů, kteří tvořili matečné a remontní hejno. Krev byla odebírána z kaudální vény. U dalších 8 jedinců (1- a 2- lete ryby) byly k dispozici i vzorky svalové a jaterní tkáně. Proteinová variabilita byla zjišťována elektroforézou tkáňových extraktů na škrobovém gelu, blíže viz Šlechtová et al. (1998).

Výsledky a diskuse

Chov říčního dunajského kapra

V bývalém Československu okolo roku 1960 byly konány pokusy s dunajským kaprem s cílem využít případného zvýšení přežívání a odolnosti kulturních forem proti nemocem. Protože nebyly získány přepokládané výsledky, bylo od dalších pokusů upuštěno (Chytrá a kol. 1961, Bastl 1962). V průběhu druhé poloviny a konce 20. století v důsledku rozsáhlé devastace životních podmínek pro divokého dunajského kapra (znečištění, úpravy toků, omezení záplav, devastace a oddělení záplavového území od aktivního říčního toku, genetická expanze nepůvodní východoasijské formy kapra (amurský sazan) zejména v

hybridní formě s kulturními plemeny (ropšínský kapr a další užitkoví kříženci) vedly k postupnému omezení jeho výskytu. I když je v posledních letech stále intenzivněji vnímáno vysoké riziko vymizení divoké formy kapra obecného (dunajský kapr), což se projevuje jeho hodnocením jako kriticky ohroženého druhu v řadě podunajských států (Holčík 1996, Lusk et al., 2002, další viz Lusková a kol. 2000), prozatím pro jeho záchranu resp. stabilizaci a postupnou restauraci jeho výskytu v původním areálu je činěno velmi málo. Úsilí o záchranu dunajského kapra by mělo být v rámci dunajského povodí koordinováno. Tzv. vysazování násad dunajského kapra např. v Rakousku, lze vnímat s určitou nedůvěrou s ohledem na genetickou charakteristiku použitého násadového materiálu.

V současné fázi devastace populací dunajského kapra nelze bez intenzivní podpory ze strany člověka předpokládat jeho zachránění. Významnou úlohu by měl sehrát řízený chov a dotační vysazování násad do vybraných lokalit.

V současné době jediným chovem divoké formy kapra obecného je chov na rybníčních objektech spol. s.r.o. Zúgov v Nových Zámčích na Slovensku. Generační hejno bylo postupně vytvořeno z jedinců získaných při odlovech z Dunaje. Odtud je hejno dunajského kapra i v současnosti postupně doplňováno (např. v roce 2001 - 2 kusy, v roce 2002 - 1 exemplář). V současné době matečné hejno divokého dunajského kapra sestává ze 17 exemplářů (jaro 2002). V průběhu roku (přes vegetační období, zimování) jsou dunajští kapři chováni společně s kulturní formou. Výtěr je prováděn uměle, část je potom nechána na dotření v rybníčních podmínkách. Odchovaný dunajský kapr je ve formě rychleného plůdku či ročka prodávám především pro zarybňování tekoucích vod jednotlivým organizacím. Kompletní chov divokého dunajského kapra je prováděn bez jakýchkoli podpůrných dotací.

Provedené rozborů na základě elektroforetické analýzy prokázaly, že hodnocený soubor ryb z chovu dunajského kapra v Nových Zámčích má mnohem vyšší variabilitu v porovnání s dalšími soubory z jiných lokalit, které byly souběžně analyzovány (Dyje, Rýn, maďarský divoký kapr). Průměrný počet alel na lokus v hodnoceném souboru je $2,3 \pm 0,6$ (ostatní $< 1,7$), z 12 analyzovaných lokusů bylo 50 % polymorfních (ostatní < 42 %), průměrná heterozygosita je $0,175 \pm 0,063$. V hodnoceném vzorku kaprů byly v některých lokusech nalezeny zcela nové alely: *GPI-B2* -060*, *LDH-B2* -060*, a *TF* -098* (Lusk et al. 2002). Hodnocená populace se vyznačuje rovněž přítomností vzácných alel vyskytujících se u jiných vzorků jen s nízkou frekvencí.

Ve srovnání s ostatními vzorky divokého kapra se soubor z chovu v Nových

Zámčích jeví jako nejvíce geneticky variabilní, není zjevně „znečištěn“ alelami východoasijského kapra (amurský sazan) a z genetického hlediska nejlépe splňuje představy o výchozím generačním hejnu, které by bylo vhodné pro použití při restauraci populací divokého dunajského kapra. Výskyt říční formy kapra v oblasti soutoku Moravy a Dyje

V oblasti soutoku Moravy a Dyje na území ČR po provedených úpravách (napřímení koryt řek, vybudování protipovodňových hrází) zůstal podél 23 km dolní části Dyje pruh tzv. aktivního aluvia (na území ČR v levobřeží asi 1.200 ha), který je při povodňových průtocích v Dyji zaplavován. V této části po jarních záplavách a v tzv. Balgově rameni (odříznutý meandr trvale napojený na řeku - viz Lusk et al. 2001) v posledních letech jsme zjišťovali pravidelný výskyt jedinců kapra obecného, kteří mají exteriér divokého dunajského kapra.

V rámci revitalizačních aktivit v této oblasti byly v dolní části aktivního aluvia řeky Dyje vybudovány objekty, které umožňují řízeně zaplavit a udržovat pod záplavou plochu o výměře okolo 30 ha aluviálních luk. Toto „trdliště“ by mělo být využito v případě absence přirozených záplav v období konec dubna - začátek června. Předpokládali jsme, a dosavadní poznatky to potvrzují, že toto cíleně vytvořené „trdliště“ bude sloužit pro výtěr rytofilních druhů ryb. Vedle ostatních druhů tam vytahují i jedinci kapra a vytírají se tam. Cílené zaplavování aluviálních luk spolu s dalšími plánovanými revitalizačními záměry v aktivním aluviu dolního toku Dyje (celoroční napojení odstavených ramen na aktivní tok, zvýšení počtu umělých mokřadů, obnova laterálních koryt) by měly výrazně zlepšit podmínky pro trvalý výskyt divoké formy kapra v této oblasti. Restaurace populace dunajského kapra by měla být podpořena vysazováním násad ověřené genetické kvality.

Jedinou reálnou možnost pro uchování dunajského kapra spatřujeme v návržení a realizaci záchranného programu (Lusk et al. 2000), který by sestával z následujících základních etap:

- a) genetické ověření a zformování matečného hejna o počtu minimálně 50 jedinců;
- b) vytvořit podmínky pro trvalý výskyt dunajského kapra cílenou rehabilitací v lokálních územích (část řeky, přilehlé záplavové území včetně aluviálních biotopů);
- c) podpořit či konstituovat startovací mikro populace a průběžně je posilovat intervenčním vysazováním násad z ověřeného chovu dunajského kapra;
- d) vyloučit vysazování násad kulturních forem kapra a rybářský management přírodních biotopů založit pouze na dunajském kaprovi;
- e) průběžně monitorovat vývoj a stav populací dunajského kapra;

Pro realizaci záchranného chovu jsou potřebné finanční dotace a je nutno si přiznat, že to bude jeden z velkých problémů. Vzhledem k původnímu rozšíření dunajského kapra by se problematika jeho uchování měla stát obsahem mezinárodního projektu. Z dosavadních poznatků se však zdá, že není ochota toto téma v rámci Evropy podpořit. Rovněž v rámci národních podmínek (ČR a SR) není dostatek potřebná vůle poskytnout určitou finanční podporu na řešení problémů souvisejících s uchováním existence dunajského kapra. Přesto by se alespoň v rámci Slovenska a České republiky měly vyvinout snahy pro zachování dunajského kapra alespoň v lokálních populacích.

Závěr

Uvedené poznatky týkající se současné problematiky divokého kapra obecného nasvědčují, že je ještě reálné pokusit se o uchování této původní dunajské formy, která je prapůvodní výchozí bází pro vznik původních kulturních forem v Evropě. Chov v Nových Zámcích by mohl být výchozím základem pro chov dunajského kapra. Ten by měl být zdrojem pro cílenou podporu či obnovu lokálních populací divokého kapra vysazováním násad z tohoto chovu. Aby však tento pokus byl úspěšný, je nezbytné provést kompletní genetické otestování tamního matečného hejna, zavést trvalé značení (kontrola identity jedinců). Při umělé reprodukci dodržovat co největší panmixii. Vedle umělé reprodukce realizovat i skupinový přirozený výtěr. Chov dunajského kapra by měl být pod odborně-vědeckých trvalým dohledem a měl by být finančně dotován ze zdrojů ochrany přírody a na uchování biodiverzity.

Poděkování

Studie vznikla v rámci řešení projektů „Programu podpory cíleného výzkumu a vývoje“ reg. č. S6093007 a reg.č. S5045011 finančně zajišťovaných Akademií věd České republiky.

Literatura

- BALON, E.K. 1995: The common carp. *Cyprinus carpio*: its wild origin, domestication in aquaculture, and selection as colored nishikigoi. 2. The wild common carp. *Guelph Ichthyol. Rev.*, 3: 8-21.
- HOLČÍK, J., MÉSZÁROS, J., 2000: Dunajský sazan - aký bude jeho osud?. *Sb. Abstr.* 6. *Zool. konf. - Feriancove dni 2000, Bratislava*: 22.
- KRUPKA, L, MÉSZÁROS, J., RÁB, P., ŠLECHTOVÁ, V., 1989: Towards the

- preservation of endangered fish gene pools-example of wild danube carp (*Cyprinus carpio carpio*). *Práce VURH Vodňany*, 18: 27-33.
- LELEK, A., 1987: Notes on the reproductive ecology of the feral form of the common carp, *Cyprinus carpio carpio*, in the Rhine River. *Proc. V Congr. Europ. Ichthyol., Stockholm 1985*:169-173.
- LUSK, S., HALAČKA, K., LUSKOVÁ, V., HORÁK, V.: Annual dynamics of the fish stock a backwater of the river Dyje. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.*, 2001, 17: 571-581.
- LUSK, S., LUSKOVÁ, V., HANEL, L., HALAČKA, K., 2000: Záchranné programy v ichtyologii. *Biodiverzita ichtyofauny ČR (III)*: 91-95.
- LUSK, S., LUSKOVÁ, V., ŠLECHTOVÁ, V., ŠLECHTA, V., FLAJŠHANS, M.: Wild Danube carp - is there a chance for its restoration? *Proc. Genetic days-Int. Sym. On Animal Genetics, Brno*, 2002.
- LUSKOVÁ, V., LUSK, S., HOLČÍK, J., HALAČKA, K. 2000: Kapr obecný divoká forma (sazan) - minulost, současnost a budoucnost v České republice. *Biodiverzita ichtyofauny ČR (III)*: 97-106.
- POKORNÝ, J., FLAJŠHANS, M., HARTVICH, P., KVASNÍČKA, P., PRUŽINA, I.: Atlas kaprů chovaných v České republice. *Victoria Publishing, Praha*, 1995, 69str.
- ŠÍBL, J., HOLČÍK, J., UHRIN, M., VALACHOVIČ, D.: Ochrana fauny v Slovenskej republike. Ochrana biodiverzity 75. *Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského v Bratislave, Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre*, 1999, Bratislava, Nitra, 204 str.
- ŠLECHTOVÁ, V., ŠLECHTA, V., LUSKOVÁ, V., LUSK, S., BERREBI, P.: Genetic variability of common barbel, *Barbus barbus* populations in the Czech Republic. *Folia Zool*, 1998, 47 (Suppl. 1): 21-33. Poznámka:
- Vzhľadom k limitovanému rozsahu príspevku, nejsou uvedeny v seznamu literatury všechny citované práce.

MVDr. Juraj Mészáros, CSc, Zúgov, spol. s r.o. Zúgov č. 1, 940 01 Nové Zámky RNDr.
 Věra Lusková, CSc, Doc.Ing. Stanislav Lusk, CSc, Ústav biologie obratlovců AV ČR,
 Květná 8, 603 65 Brno
 Ing. Věra Šlechtová, CSc, RNDr. Vlastimil Šlechta, CSc, Ústav živočišné fyziologie a genetiky AV ČR, 277 21 Liběchov

SPOLEČENSTVO RYB A POPULACE MŘENKY MRAMOROVANÉ (*BARBATULA BARBATULA*) V ŘÍČCE HANÉ

*Fish assemblage and stone loach (*Barbatula barbatula*) population in the river Haná*

M. PROKEŠ, V. BARUŠ, M. PEŇÁZ, B. KOUBKOVÁ, M. GELNAR

Summary: Ecological parameters of the fish assemblage and stone loach population are presented. In total, 25 fish species from 7 families in the river Haná (23 species), including its sources Velká Haná (5 species) and Malá Haná (7 species), were found. Index of species diversity (H') ranged from 0.00 to 1.96, abundance was 89.0 - 22754.8 (mean = 3874.5) exx .ha⁻¹ and biomass was 1.87 - 599.1 (mean = 115.07) kg.ha⁻¹. In five localities in middle and lower parts of the Haná of total 20 localities, no fish was found. Stone loach occurred in the whole longitudinal profile within the trout and cyprinid assemblages in abundance of 12.7 — 18260.7 (mean = 2452.8) exx .ha⁻¹ and in biomass of 0.04 - 58.8 (mean = 10.27) kg.ha⁻¹. Species weight dominance (D) was 0.31 - 15.00 % (mean = 4.96 %). Population of stone loach is a suitable in this stream for investigations of the fish metazoan parasite biology and ecology.

Úvod

Příspěvek obsahuje ekologické údaje o společenstvu ryb a o populaci mřenky mramorované v podélném kontinuu říčky Hané a ve zdrojnicích Velké Hané a Malé Hané. Byly tak doplněny a aktualizovány údaje Langa (1957, 1973) o rybách a rybářství na Vyškovsku a Luska (1973) o ichtyocenóze Malé Hané v souvislosti s výstavbou vodárenské nádrže Opatovice. Zjištění základních populačních ekologických parametrů mřenky mramorované bylo provedeno za účelem ověření možnosti použití tohoto druhu pro analýzy závislostí mezi ekologickými parametry rybního druhu, parametry prostředí a parametry společenstva vícebuněčných parazitů daného druhu. Příspěvek navazuje na práce Prokeš a Baruš (2002a,b).

Charakteristika říčky Hané a zdrojnic Velké Hané a Malé Hané

Říčka Haná vzniká soutokem Velké Hané a Malé Hané ve Vyškově (Dědicích) v nadmořské výšce 260 m. Ústí do řeky Moravy u Postoupek-Hradisku (před Kroměříží) ve 192 m n.m. Délka toku je 35,9 km a průměrný průtok v ústí je 1,7 m³.s⁻¹. Zdrojnice Velká Haná pramení v Drahaněch ve výšce 630 m n.m., průměrný průtok v místě soutoku s Malou Hanou je 0,21 m³.s⁻¹. Délka toku je 21,2 km. Zdrojnice Malá Haná pramení u obce Kulířov ve výšce 545 m n.m. Délka toku je 16,3 km a průměrný průtok v místě soutoku s Velkou Hanou je 0,20 m³.s⁻¹ (Vlček a kol. 1984).

Jakost vody v Hané v úseku od Vyškova až do jejího ústí do řeky Moravy je

dlouhodobě velmi nízká (IV. až V. třída — podle indikátorů organického zatížení BSK₅ a CHSK_{Cr} (Hydrologické ročenky ČHMÚ, Matějček 1996).

Materiál a metodika

Kvalitativně-quantitativní sběry vzorků ryb byly provedeny opakovanými odlovy ryb (2-3x) elektrickým rybolovným agregátem na 20 lokalitách v celém podélném profilu Hané, Velké Hané a Malé Hané, v časovém období od 14. srpna do 17. října 2001 (Tab. 1). Při realizaci výzkumu byly použity ichtyologické metody, které jsou uvedeny v metodických a dalších publikacích (Holčík a Hensel 1972; Libosvářský 1967, 1989; Losos a kol. 1984; Odum 1977; Shanon a Weaver 1963; Sheldon 1969; citace viz. Prokeš a Baruš 2002a,b). Vědecké názvy ryb jsou převzaty z Fauny ČR a SR (Baruš a Oliva, eds., 1995). Systematické zařazení mřenky mramorované (*Barbatula barbatula*, čeleď Balitoridae) je uvedeno podle Kottelata (1997). Pro označení říčky Hané a zdrojnic Velké Hané a Malé Hané jsou použity zkratky H, VH a MH s přiřazením čísla lokality (Tab. 1-3).

Výsledky a diskuse

Druhová skladba a výskyt mřenky mramorované: Celkově bylo v říčce Hané a v jejích zdrojnicích zjištěno 25 druhů ryb zařazených do 7 čeledí (Tab. 2). Z toho ve Velké Hané byly zjištěny 4 druhy, v Malé Hané (vyjma nádrže Opatovice) 7 druhů a v Hané 23 druhů. Sivěn americký byl do toku vysazen, plotice obecná a okoun říční byli na lokality MH2 a MH1 splaveni z Opatovické nádrže. Vranka pruhoploutvá (zákonem chráněná) je považována za indikační druh, prokazující vysokou čistotu vody, což platí i v případě Malé Hané nad Opatovickou nádrží a Velké Hané pro úsek nad 340 m n.m. Má vysoké nároky na obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě, podle Zelinky (1952) nejméně 8 mg.⁻¹. Střevlička východní a karas stříbřitý nejsou původními druhy v povodí řeky Moravy, ani v jiných vodních ekosystémech ČR. Na jednotlivých lokalitách kolísal zjištěný počet druhů od 0 do 14, což je údaj srovnatelný s výsledky analýz provedených Pivničkou (1996, 1998) u velkého počtu souborů z ČR a SR. Na pěti lokalitách ve střední a dolní části toku (Dlouhá Ves, Nezamyslice, Chvalkovice, Ivanovice na Hané a Topolany) výskyt ryb nebyl zjištěn a nebyl tak splněn ukazatel přípustného stavu vody v toku, viz. příloha č. 2 k nařízení vlády č. 82/1999 Sb., kterým se stanoví ukazatele a hodnoty přípustného stupně znečištění vod. Uvedený stav znečištění existuje a negativně ovlivňuje společenstvo ryb v říčce Hané dlouhodobě (Lang 1957, 1973). Mřenka mramorovaná se vyskytovala na 10 lokalitách, což představuje hodnotu frekvence (F) 66,7%, při kalkulaci všech 15 lokalit, ve kterých byl zjištěn výskyt ryb a představuje to také vysokou ekologickou valenci druhu. Tato, v rámci

společenstva nejvyšší hodnota frekvence, byla zjištěna také u pstruha obecného. Při hodnocení v rámci podélného profilu celého toku byl výskyt mřenky mramorované zjištěn od ústí do vzdálenosti 43 km. Ve vyšších úsecích až do vzdálenosti 55 km od ústí se vyskytoval pouze pstruh obecný a v nejvyšší části toku až k pramenům (57,1 km) výskyt ryb již nebyl zjištěn. Frekvence výskytu ostatních druhů je uvedena v Tab. 2.

Druhov $\acute{a}$ diverzita (H') a ekvitabilita (E): Druhov $\acute{a}$ diverzita (vyjádřen $\acute{a}$ indexem H' podle Shanon a Weaver 1963) se postupně v podélném profilu zvyšovala ve směru toku vody z hodnoty 0 (1 druh, Nové Sady, 55 km od ústí) až na hodnotu 1,96 (14 druhů, Kojetín, 4,4 km od ústí). Průměrné hodnoty pro různ $\acute{a}$ místa toku (Obr. 1) jsou charakterizovány rovnicí přímky $y = -0,0337x + 2,0352$; $R^2 = 0,7576$; kde x je vzdálenost v km od ústí (4,4-55,0 km). Ekvitabilita rybího společenstva se postupně zvyšovala ve směru toku vody z hodnoty 0 (55 km od ústí) na hodnotu 0,8-0,9 ve střední a dolní části toku. Průměrné hodnoty E jsou pro podélný profil toku (Obr. 1) charakterizovány rovnicí křivky $y = -0,0008x^2 + 0,0352x + 0,5509$; $R^2 = 0,6107$; kde x je vzdálenost v km od ústí. Značně nadprůměrné hodnoty počtu druhů, druhové diverzity a ekvitability byly zjištěny na lokalitách H11 a H13 ve Vyškově (32. a 34. km od ústí).

Abundance (A), biomasa (B) a druhová dominance (D): Abundance společenstva ryb byla na lokalitách s výskytem ryb 89,0 - 22754,8 (průměr = 3874,5) ks.ha $^{-1}$, biomasa 1,87 -599,1 (průměr = 115,07) kg.ha $^{-1}$. Abundance mřenky mramorované byla 12,7-18260,7 (průměr = 2452,8) ks.ha $^{-1}$ a biomasa 0,04 - 58,8 (průměr = 10,27) kg.ha $^{-1}$ (Tab. 3). Druhov $\acute{a}$ hmotnostní dominance byla 0,31-15,00 % (průměr = 4,96 %).

Celkově je možné konstatovat, že námi zjištěné údaje o společenstvu ryb v říčce Hané (vyjma znečištěného úseku toku) a v jejích zdrojnicích Velké Hané a Malé Hané jsou srovnatelné s údaji z jiných podobných toků ČR (Libosvářský 1989, Lusk a kol. 1998, Pivnička 1996, 1998, Pivnička a kol. 1995, Poupě 1995 a další). Zjištěné parametry u mřenky mramorované jsou nadprůměrné v rámci českých toků a dokumentují širokou ekologickou valenci tohoto druhu, která se uplatnila v narušeném ekosystému říčky Hané (Poupě 1995).

Poděkování

Autoři děkují Janu Kociánovi a Miroslavu Vágnerovi za technickou asistenci a dále vedoucím pracovníkům MRS Brno, Újezdního úřadu Vojenského Újezdu Březina ve Vyškově, MO MRS ve Vyškově a MO MRS v Němčicích n. Hanou za umožnění, podporu a poskytnutí pomoci při provádění výzkumných odlovů ryb v říčce Hané. Finančně byl výzkum podporován z Grantové agentury Akademie věd ČR, č. IAA6093104.

Literatura

- BARUŠ, V., OLIVA, O. (eds.), 1995: Fauna ČR a SR. Mihulovci Petromyzontes a ryby Osteichthyes. *Academia, Praha* 1995, 623 + 698 s.
- KOTTELAT, M., 1997: European freshwater fishes. *Biológia*, 52, pp. 1-271. LANG, V., 1957: Vody, ryby a rybářství na Vyškovsku. *Zpr. Mus. Vyškovská*, 7: 1-6.
- LANG, V., 1973: Ryby našich vod. In: Kolečka, F., Lang, V. (eds.), Sborník k 50. výročí založení místní organizace ČRS ve Vyškově. *MO ČRS Vyškov*, 1973, s. 25-29.
- LIBOSVÁRSKÝ, J., 1989: Fish communities in Moravian streams in 1960 - 1975. *Acta Sc. Nat. Brno*, 23 (12): 1-41.
- LUSK, S., 1973: Ichtyofauna of the Malá Haná Stream in relation to the water reservoir at Opatovice. *Zool. Listy*, 22(3): 253-263.
- LUSK, S., LUSKOVÁ, V., HALAČKA, K., ŠLECHTA, V., ŠLECHTOVÁ, V., 1998: Trends and productions of a fish communities of the barbel zone in a stream of the Czech Republic. *Folia Zool*, 47(Suppl 1): 67-72.
- MATĚJÍČEK, J., 1996: Hospodaření s vodou v povodí 1966-1996. *Povodí Moravy a.s., Brno* 1996, 97 s..
- PIVNIČKA, K., 1996: Standardy počtu ryb v tocích. In Lusk, S., Halačka, K. (eds.), *Biodiverzita ichtyofauny ČR (1)*. Brno, s. 46-49.
- PIVNIČKA, K., 1998: Rybí společenstva v českých tocích v letech 1973-1997. In: Mikešová, J. (ed.), Sb. referátů ze III. české ichtyologické konference. *VÚRH JU, Vodňany* 1998, s. 141-146.
- PIVNIČKA, K., POUPĚ, J., ŠVÁTORA, M., 1995: Fish species diversity in small Czech and Moravian streams. *Živočišná výroba*, 40(4): 177-180.
- POUPĚ, J., 1995: Přehled skladby ichtyofauny vybraných toků Čech a Moravy s přihlédnutím k jejich kvalitě. In: Haněl, L., Pešout, P. (eds.), Sb. Ochrana biodiverzity malých vodních toků. *ČSOP Vlašim*, 1995, s. 9-34.
- PROKEŠ, M., BARUŠ, V., 2002a: Společenstvo ryb řeky Hané. Výzkumná zpráva. Ústav biologie obratlovců AV ČR, Brno 2002, 19 s.
- PROKEŠ, M., BARUŠ, V., 2002b: Vliv fragmentace příčnými stavbami a znečištění říčky Hané na druhovou diverzitu společenstva ryb. In: Lusk, S., Halačka, K. (eds.), *Biodiverzita ichtyofauny ČR (IV)*. Ústav biologie obratlovců AV ČR, Brno 2002, s. 151-156.
- VLČEK, V., KESTŘÁNEK, J., KŘÍŽ, H., NOVOTNÝ, S., PÍŠE, J., 1984: Vodní toky a nádrže. Zeměpisný lexikon ČSR. *Academia, Praha* 1984, 315 s.
- ZELINKA, M., 1951: K zeměpisnému rozšíření vranek na Moravě. *Akv. Listy, Praha* 23(3): 30-32.

Adresy autorů:

Ing. Miroslav Prokeš, CSc, Prof. Ing. Vlastimil Baruš, DrSc, Ing. Milan Peňáz, DrSc, Ústav biologie obratlovců Akademie věd ČR, Květná 8, 603 65 Brno, Česká republika, e-mail: prokes@brno.cas.cz;

RNDr. Božena Koubková, PhD., Doc. RNDr. Milan Gelnar, CSc, Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, Katedra zoologie a ekologie, Kotlářská 2, 611 37 Brno

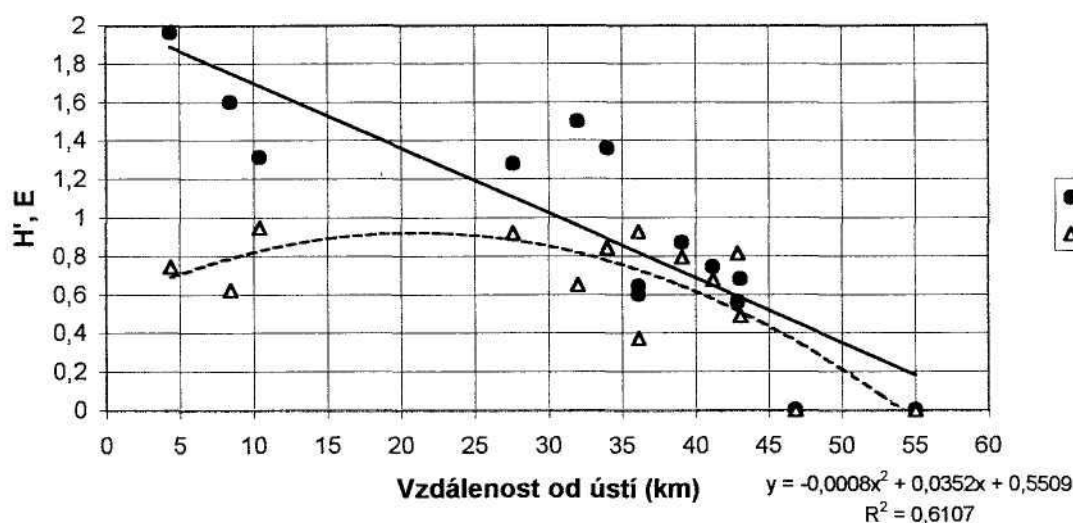
Tab. 1. Charakteristika jednotlivých lokalit (Lok.) na toku Velké Hané a Malé Hané na nichž byly provedeny kvantitativní odlovy ryb v roce 2001. Lokality na toku Hané, viz Prokeš a Baruš (2002a,b).

Lok.	Název lokality	Datum odlovu	Usek (m)	Plocha (m ²)	Počet odlovů	Teplota °C	pH	Hloubka (cm)	Rychlost toku (m.s-1)
VH1	Dědice, nad soutokem	30.8.2001	120x2,0	240	2	14,2-14,4	8,04	3-45	0,03
VH2	Přítok Rychtář, potoka	9.10.2001	120x4,1	492	2	11,7-11,9	7,95	20-100	0,3-0,38
VH3	Chemický polygon	9.10.2001	90x5,3	477	2	12,0-12,2	7,97	20-93	0,2-0,3
VH4	Nové Sady, most	9.10.2001	126x0,9	113,4	2	12,4	7,87	15-50	0,8-?
MH1	Dědice, nad soutokem	30.8.2001	60x2,5	150	2	13,5	8,47	5-50	0,30-0,47
MH2	Pod VN Opatovice	17.10.2001	250x3,1	775	2	6,9-7,3	7,78	10-40	-
MH3	Nad VN Opatovice	17.10.2001	100x3,7	370	2	10,6-10,7	8,21	15-40	-
MH4	Nad třemi mostky	17.10.2001	125x3,15	393,75	2	10,6-10,8	7,97	10-20	-

Tab. 2. Přehled druhu ryb zjištěných v toku Hané, Velké Hané a Malé Hané v roce 2002. Vysvětlivky: F = frekvence výskytu jednotlivých druhu na zkoumaných lokalitách v mimopstruhových revírech (MPR), pstruhových revírech (PR) a celkově v celém toku (suma).

No.	Druh	Lok															F (%)		
		H2	H3	H5	H9	H11	H12	H13	VH1	VH2	VH3	VH4	MH1	MH2	MH3	MH4	MPR	PR	Suma
1	<i>Salmo trutta m. fario</i>						x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	16,7	100	66,7
2	<i>Salvelinus fontinalis</i>									x	x		x				0,0	33,3	20,0
3	<i>Thymallus thymallus</i>						x										16,7	0,0	6,7
4	<i>Esox lucius</i>		x														16,7	0,0	6,7
5	<i>Rutilus rutilus</i>	x	x	x		x	x							x			83,3	11,1	40,0
6	<i>Leuciscus leuciscus</i>	x		x									x				33,3	11,1	20,0
7	<i>L. cephalus</i>	x	x	x	x	x	x	x									100,0	11,1	46,7
8	<i>Phoxinus phoxinus</i>						x										16,7	0,0	6,7
9	<i>Scardinius erythroph.</i>		x			x											33,3	0,0	13,3
10	<i>Aspius aspius</i>	x															16,7	0,0	6,7
11	<i>Tinca tinca</i>		x														16,7	0,0	6,7
12	<i>Chondrostoma nasus</i>		x			x	x										50,0	0,0	20,0
13	<i>Pseudorasbora parva</i>	x	x	x													50,0	0,0	20,0
14	<i>Gobio gobio</i>	x	x	x	x	x	x	x									100,0	11,1	46,7
15	<i>Barbus barbus</i>	x															16,7	0,0	6,7
16	<i>Alburnus alburnus</i>	x	x				x										50,0	0,0	20,0
17	<i>Abramis brama</i>		x														16,7	0,0	6,6
18	<i>Vimba vimba</i>	x															50,0	0,0	20,0
19	<i>Rhodeus sericeus</i>	x															16,7	0,0	6,6
20	<i>Carassius carassius</i>	x				x											33,0	0,0	13,3
21	<i>C. auratus</i>	x	x		x	x											66,7	0,0	26,7
22	<i>Cyprinus carpio</i>	x	x				x										50,0	0,0	20,0
23	<i>Barbatula barbatula</i>	x	x		x	x	x	x	x	x			x				83,3	55,6	66,7
24	<i>Perca fluviatilis</i>					x		x					x	x			16,7	33,3	26,7
25	<i>Cottus poecilopus</i>										x				x		0,0	22,2	13,3
	Celkem	14	13	5	4	10	9	5	2	3	4	1	5	3	2	1			

Diverzita (H') a ekvitabilita (E) společenstva ryb zjištěná v toku Hané, Velké Hané a Malé Hané v roce 2001. Nejsou zahrnuty lokality bez výskytu ryb. $y = -0,00337x + 2,0352$, $R^2 = 0,7576$



Tab. 3. Abundance (A) a biomasa (B) všech druhů ryb (celkem) a mřenky mramorované (B.b.) na zkoumaných lokalitách Hané (H2-H13), Velké Hané (VH1-VH4) a Malé Hané (MH1-MH4) v roce 2002.

Lok.	Název	Od ústí km	A (ks/ha)		B (kg/ha)		Rybářský revír
			celkem	B.b.	celkem	B.b.	
H2	Kojetín	4,4	4043	96,2	78,44	0,85	Haná 1
H3	Křenovice-Stříbrnice	8,4	3289	13,2	25,99	0,08	Haná 1
H4	Dlouhá Ves	9,2	0	0	0	0	Haná 1
H5	Němčice-cukrovar	10,4	210	0	1,9	0	Haná 1
H6	Nezamyslice	15,7	0	0	0	0	Haná 1
H7	Chvalkovice-statek	19,7	0	0	0	0	Haná 2
H8	Ivanovice	22,8	0	0	0	0	Haná 2
H9	Hoštice-Heroltice	27,6	89	12,7	1,87	0,04	Haná 2
H10	Topolany	29,4	0	0	0	0	Haná 2
H11	Vyškov-jez 1	32,0	7923	1172,6	599,14	8,99	Haná 2
H12	Vyškov-střed	33,0	sez.	sez.	sez.	sez.	Haná 2
H13	Vyškov-jez 2	34,0	4634	686,8	87,91	5,3	Haná 4
VH1	Dědice, nad soutokem	36,1	2526	859,9	96,6744	9,03	Haná 4
VH2	Přítok Rychtář, potoka	41,2	1940	674,7	114,865	5,7	Haná 4
VH3	Chemický polygon	43,1	2048	298,6	84,2592	3,61	chovný
VH4	Nové Sady, most	55	881,8	0	2,372	0	chovný
MH1	Dědice, nad sout.	36,1	22754,8	18260,7	392,02	58,8	Haná 4
MH2	Pod VN Opatovice	39,1	482,5	0	18,9630	0	Haná 4
MH3	Nad VN Opatovice	42,9	2888,8	0	78,6573	0	chovný
MH4	Nad třemi mostky	46,80	533,4	0	27,9679	0	chovný

VARIABILITA ODHADŮ DIVERZITY, PŘEŽÍVÁNÍ, POČETNOSTI A BIOMASY ICHTHYOCENÓZY V BEROUNCE U RADNICE

Variability in estimations of diversity, survival, abundance, and biomass of the ichthyocenosis in the Berounka River near Radnice

K. PIVNIČKA, M. ŠVÁTORA, J. KŘÍŽEK, P. SÝKORA, M. HUMPL

Summary: During 1988-2002 the diversity, survival, abundance, and biomass of fish species were studied in the Berounka River near Radnice. The mean discharge here is about 30m^3 , medium depth one meter, the stream velocity of $2\text{-}4\text{m}\cdot\text{sec}^{-1}$. Altogether we have caught here in three localities during 16 runs 13935 fish belonging to 23 species. The mean number of species caught per one run was 13. The relationship between the number of fish caught and number of species has an expected shape approaching the mean number of species, when about 1000 specimens are caught. The survival of chub and barbel was assessed from the successive decrease of marks in different runs per 100 caught and marked fish. For the period between spring-autumn the mean survival was 0.75, between autumn - spring 0.65 for chub and 0.9 and 0.6 for barbel. The decrease or increase of the survival values by one-tenth cause the corresponding changes in biomass in range of 10-15%. The abundance of barbel was estimated as 664 ± 107 , of chub as 663 ± 233 per 0.9ha in the locality Třímaný and as 449 ± 201 and 446 ± 116 respectively per 0.47ha in the locality Liblin. The variability of biomass was calculated only for the locality Třímaný using mean length of fish equal or longer than 15 cm, for barbel of 30.6cm and for chub of 21.7cm - and their weight calculated from the length-weight relationship and its 95% confidence limits. For barbel these values were: 436g mean, 340g lower limit, and 555g upper limit). Together with the confidence limits for abundance (530 barbels as lower limit and 890 as upper limit), the biomass attained here in average of 288 kg, the lower limit being 180, the upper of 494 kg per 0.9 ha. The same values for chub were: minimum biomass of 85 kg, maximum of 254 kg and average biomass of 140 kg per 0.9 ha. Both species represent more than 85% of biomass of all fish species in both localities here

Úvod

Variabilita parametrů charakterizující populace a společenstva ryb (přežívání, početnost, natalita, biomasa a produkce) velmi komplikuje interpretaci dat. Ztěžuje hledání souvislostí mezi nimi a kvalitou prostředí, včetně studia a interpretace jejich dynamiky. Velkou pozornost zaznamenalo studium této problematiky v průběhu IBP (Chapman, 1966; Regier a Robson, 1966), na míru nejistoty získaných dat poukázal Hilborn (1987). Poslední shrnutí publikoval Sharp (1995). U nás není variabilitě terénních dat věnována přílišná pozornost. Okrajově se ji zabývá práce Pivnička a Švátora (2001). Tento referát stručně hodnotí variabilitu výsledků dosažených na Berounce v letech 1998-2002.

Materiál a metodika

V našich poměrech patří Berounka k velkým řekám s průměrným průtokem 36 m^3 a s délkou 246 km (společně se Mží) a plochou povodí $10\,690 \text{ km}^2$. Z lokalit, na kterých jsme lovíli, je jedna přímo u hydrologické stanici Liblín, další je cca 3km po proudu (Třímáný), poslední cca 2km proti proudu (Libštejn). Průměrný průtok na lokalitě Liblín je 30 l m^3 , roční maximum 242 m^3 (informace ČHMU na internetové stránce). V práci byly použity metodické postupy, které uvádí Ricker (1975), Krebs (1989). Ryby byly značeny amputací některé z ploutví (levá a pravá břišní, hřbetní a řitní a špagetovými značkami fy Floy Tag). K vyhodnocení jsme použili program Exel.

Výsledky a diskuze

Celkem jsme uvedené lokality pro lovíli v období 1998-2002 lókrát. Počet ulovených ryb i zastoupení druhů v úlovcích a zkratky jejich latinských názvů jsou v Tab.1., kde jsou i údaje u úlovcích v příslušných revírech Berounky. Vztah mezi počtem ulovených ryb a počtem zastoupených druhů (Obr.1) má očekávaný průběh, tj. postupně se přibližuje k hodnotě počtu druhů v uvedené části Berounky.

Odhady přežívání (ryby $>15 \text{ cm}$) byly provedeny na základě postupného úbytku značek na 100 ulovených 100 označených ryb. Jako příklad je uveden průběh značení, počet ulovených ryb a značek pro tloušť (Tab.2). Odhady přežívání bylo možno provést pro tři období jaro-podzim, podzim- jaro a pro celý rok. Délkový růst tlouště i parmy byl odhadnut na 3 cm za rok. Na základě údajů v Tab.2 bylo možno pro různé kombinace značek dospět k následujícím hodnotám přežívání tlouště: $S=0,737 \pm 0,162$ pro období jaro-

podzim (4 hodnoty) $S=0,653\pm0,137$ pro období podzim- jaro (4 hodnoty) $S=0,571\pm0,092$ pro období celého roku (4 hodnoty)

Table 1. Number of fish caught by electro fishing in the Berounka River near Třímáný in 1998-2002 and their species diversity. For comparison the fish diversity from other two localities (Liblín and Libštein) and fish species caught by sport fishermen are given (*Berounka7, **Berounka 8)

Třímáný *	Rr	Bb	Lcl	LI	Gg	Pf	St	El	Aa	Aa	Tt	Aas	Nb	Cc	Gc	Vv	Sg	Ab	Bbj	Ccs	TOTAL	S
19.6.98	120	100	183	102	137	11		1	1	14			4								673	10
22.6.99	54	89	234	54	160	12	15	2	2	13	1	1									637	12
7.9.99	134	114	247	205	231	11	4	3	4	33		1	7	1	2	2	2	1			1002	17
9.9.99	187	155	415	181	404	15	2	3		23			10			4					1399	11
26.6.00	127	246	347	226	385	20	3	4	1	13		2	2								1376	12
14.9.00	239	162	527	346	973	25	2	4	3	66		4	10			2	2	2	10	1	2378	17
25.6.01	139	92	354	36	144	9	12	1	2	56	5		3								853	12
13.9.01	22	18	90	21	63	3			1	18						4			1		241	10
13.9.01a	158	10	54	25	109	6		1	9	119						1					492	10
14.9.01	85	55	225	44	122	5	7		1	66	1		1			11		1			624	13
3.7.02	161	69	393	81	120	8	6		3	80	1		1			14					937	12
TOTAL	1268	1100	3015	1296	2739	119	51	18	18	382	8	8	38	1	2	37	4	4	11	1	10612	20
Liblín*																					2544	18
Libštein*																					779	20
7*		+	+			+	+	+	+		+			+				+		Ca	53kg	10
8"		+	+			+		+	+		+			+				+		Ca	25kg	9

Roční přežívání bylo $S=0,481(0,737*0,653)$ a nikoliv 0,571. K odhadům početnosti jsme proto dále použili hodnoty 0,75, 0,65 a 0,5 rok jako průměr, 0,7, 0,6 jako minimum a 0,8, 0,7 jako maximum. Stejným postupem byly odhadnuty hodnoty přežívání parmy $S=0,900\pm0,176$ pro období jaro-podzim (4 hodnoty), $S=0,62\pm0,061$ pro období podzim-jaro (5 hodnot) a $S=0,684\pm0,162$ pro období celého roku (5 hodnot). Roční přežívání z dílčích „půlročních“ hodnot bylo $S=0,558(0,9*0,62)$ a nikoliv 0,684. K odhadům jsme proto použili hodnoty 0,9; 0,6 jako průměr, 0,85, 0,55 jako minimum a 0,95, 0,65 = 0,62 jako maximum. Početnost a její konfidenční limity pro tloušť a parmu byla odhadována modifikovaným Petersenovým odhadem pomocí programu, který uvádí (Krebs, 1989) pro jednotlivé značky a pro všechny typy značek dohromady, vždy k určitému datu. Hodnoty odhadů a jejich konfidenční limity jsou na Obr.2 a 3.

Table 2. The number of caught, marked and recaptured chubs for calculation of the survival

Date	Caught (C)	Marked (M)	Recaptured (R)
Třímány			
19.6.1998	105	94 LV	
22.6.1999	72	66LV	7LV
7.9.1999	80	80 PV	12LV
9.9.1999	114	79 PV	13 LV, 5LVPV,21PV
26.6.2000	164	160 A	8 LV, 7LVPV,37PV
14.9.2000	142	110A	2LV,12PV,16A,1LVPV,10PVA,3LVPVA,1LVA
25.6.2001	113	106LV	1LV,1LVPV,8PV,4PVA,13A,2LVPVA,
13/14.9.2001	128	112	16LV,8PV,3PVA,2A,3PVLVA
3.7.2002	154	145 (barva)	31LV,11A,8PV
Total	1072	952	308 (for Barbel 745, 677, and 153)
Liblín			
27.6.2000	57	57D	
15.9.2000	44	40 D	4D
26.6.2001	126	124 LV	17D,1PV
4.7.2002	110		26D,20LV
Total	337	221	68 (for Barbel 254, 207, and 31)
Libštejn			
Total	334	330 A	
Grand total	1743	1503	

V průměru bylo odhadnuto 664 ± 107 párem a 663 ± 233 tloušťů na 0.9 ha v lokalitě Třímány a 449 ± 201 párem a 446 ± 116 tloušťů v lokalitě Liblín (0.47ha). Také vztah délka-hmotnost ovlivňuje konečný odhad biomasy. Pro tlouště je uveden na Obr.4., kde jsou i odhady hmotnosti pro délky 150 a 250 mm (průměrný stav a hmotnost pro 95% konfidenční limity). Stejným způsobem byla odhadnuta variabilita hmotnosti parmy. Variabilita biomasy byla odhadnuta s využitím hmotnosti průměrné délky obou druhů, pro parmu 30.6 cm, pro tlouště 21,7 cm (ryby větší než 15 cm). Pro parmu byla průměrná hmotnost 436 g, spodní limit 340 g a horní limit 555 g, pro tlouště průměrná hmotnost 140 g, spodní limit 85 a horní limit 254 g. Společně s konfidenčními limity početnosti (parma 664 kusů, dolní limit 530, horní 890; tloušť 666 dolní limit 535, horní 900) dosáhla biomasa v průměru pro parmu 288 kg, spodní limit 180, horní 494 kg, pro tlouště byla průměrná biomasa 140 kg, minimum 85 a maximum 254 kg na plochu 0.9 ha. Oba druhy reprezentují více než 85% biomasy všech druhů.

Poděkování

Výzkum byl financován grantem AV ČR A6093105. Děkujeme místní organizaci v Radnici a panu Jaromíru Kotvovi za pomoc při organizaci výlovů.

Literatura

CHAPMAN, D. W.: Production in fish populations. In: A.D.Gerking: The Biological Basis of freshwater fish production. 1966 Blackwell:3-29.

REGIER, H., ROBSON D.: Estimating population number and mortality rates. In: A.D.Gerking: The Biological Basis of freshwater fish production. 1966 Blackwell: 31-66.

RICKER, W.E.: Computation and interpretation of biological statistics of fish populations.Bull.Fish.Rs.Bd.Canada, 1975, 191:380pp.

SHARP, G.:It 's about time: new beginnings and old good ideas in fisheries science. Fish.Oceanogr.1995, 4:324-341.

HILBORN, R.: Living with uncertainty in resource management. N.AmJ. Fish. Mngmt. 1987,7:1-15.

KREBS, CH.: Ecological methodology. Harper and Row, 1989: 550 pp.

PIVNIČKA, K., ŠVÁTORA, M.: Long-term changes in the Klíčava Reservoir fish assemblage (succession, fecundity, abundance, growth, biomass, production): A review. AUCE, 2001, 15:103-148.

Karel Pivnička, Josef Křížek, Martin Humpl UK Praha PřF, ÚŽP, Benátská 2, 128 01 Praha 2, Česká republika, Miroslav Švátora, Pavel Sýkora UK Praha PřF katedra zoologie, Viničná 7,128 43 Praha 2

Fig.1.

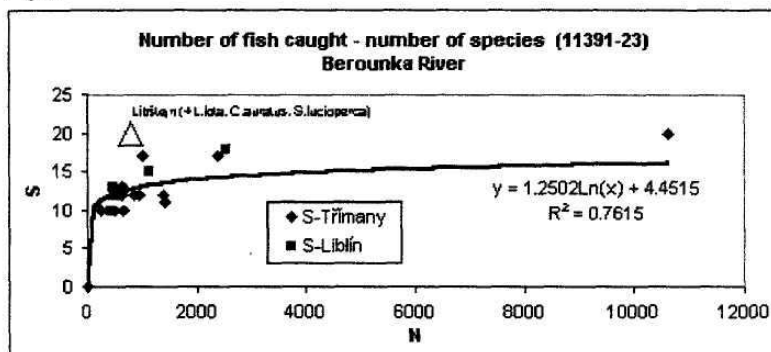


Fig.2.

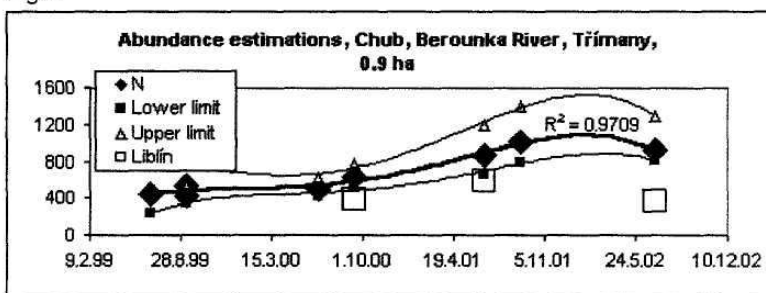


Fig.3.

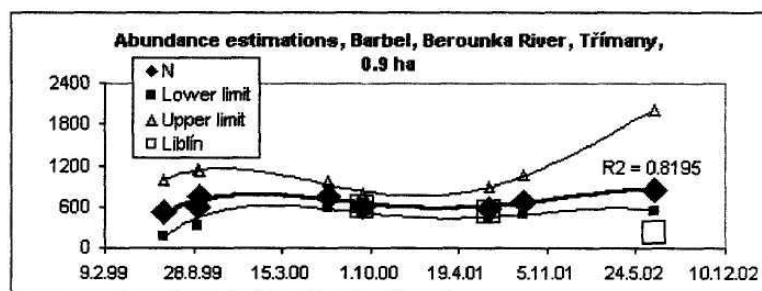
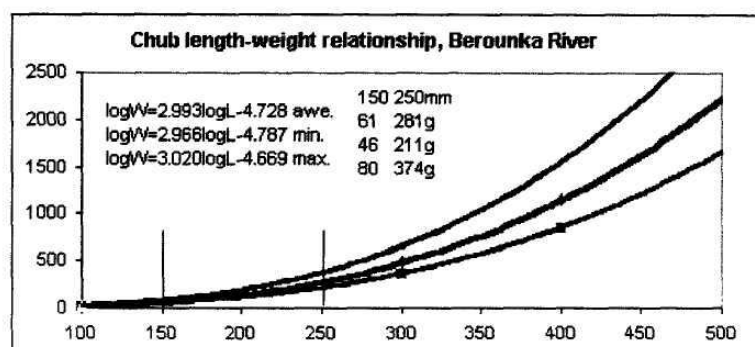


Fig.4.



SROVNÁNÍ RŮSTU JELCE TLOUŠTĚ (*LEUCISCUS CEPHALUS*) V PARMOVÉM ÚSEKU ŘEKY BEROUNKY A ÚHLAVY.

The comparison of growth of the Chub (*Leuciscus cephalus*) in the barb section Berounka and Úhlava rivers.

P. SÝKORA, M. ŠVÁTORA, K. PIVNIČKA, J. KRÍŽEK

Summary: This paper describes the age and growth of the chub (*Leuciscus cephalus*) in barb zones of Berounka and Úhlava rivers. The sections were on the 93,3 r. km. and 101 r. km. in the Berounka river and on the 20,6 r. km. in the Úhlava river. For back calculation of the length growth was used the method according to R. Lee with a correction of 18 mm. The comparison of average body growth was according to the growth characteristic and weight was according to the index of production. The growth of the chub was faster in the Berounka river (the value of growth characteristic was 26,1mm) than in the Úhlava river (the value of growth characteristic was 23,99 mm) but the weight was higher in the Úhlava river (Pi(2-6) 189g) than in the Berounka river (Pi (2-6) 148g). The growth of chub in the Berounka and Úhlava river was compared with growth this species from other rivers in Czech republic.

Úvod

Předpokladem pro správné rybářské obhospodařování různých úseků tekoucích vod je dobrá znalost jejich prostředí a vědomosti z bionomie zde žijících druhů ryb. Významným hospodářským kritériem, sloužícím k posouzení významu a vhodnosti jednotlivých druhů ryb pro zvýšení rybářsky využitelné produktivity toků i vodních nádrží, je rychlost růstu ryb. Je rovněž ukazatelem stavu zarybnění, dostatku potravy a celkové vhodnosti prostředí pro určitý druh ryby (Hochman, Jirásek 1960). V pracích se o růst jelce tlouště u nás i v zahraničí zajímala celá řada autorů. Jsou to např. Libosvářský (1954), Čihař (1961), Kirka (1965), Klimczyk (1965), Lewandowska-Jarzynowa (1969), Prokeš, Libosvářský, Baruš (1978), Haněl (1984), Švátora, Pivnička (1989), Louarn, Baglinière (1997), Vlach, Švátora (2000).

Materiál a metodika

Námi prováděný výzkum se uskutečnil na dvou parmových úsecích řeky Berounky,

které najdeme na 93,3 ř.km. „Berounka pod jezem Krašov" (délka úseku — 210 m pravý břeh, 130m levý břeh, průměrná šířka 39 m, pro lovená plocha 9000 m², celý úsek byl proudivý, pod splavem se nacházely tůně, substrát převážně kamenitý, v toku se nacházel porost lakušníku vzplývavého (*Batrachium fluitans*)) a na 101 ř. km „Berounka - Liblín" (délka úseku 130m, průměrná šířka 30m, prolovená plocha 4 300m², celý úsek byl kamenitý a proudivý, v toku se nacházel porost lakušníku vzplývavého (*Batrachium fluitans*)). Na řece Úhlavě najdeme námi vybrané úseky na 20,6 ř. km. „Úhlava - Předenice, most" (délka úseku 190 m, průměrná šířka 14m, prolovená plocha 2650 m², úsek, ve kterém se střídaly proudící části s tůněmi, břehy podemleté s kořeny, substrát převážně kamenitý, v toku se nacházel opět porost lakušníku vzplývavého). Druhý úsek se nacházel přibližně 500 m nad úsekem prvním a končil pod jezem „Úhlava - Předenice, jez" (délka 160m, průměrná šířka 16m, plocha úseku 2520 m², proudivý úsek s kamenitým dnem, u břehů byly na několika místech nánosy bahna, břehy podemleté s kořeny, pod splavem se nacházel porost lakušníku vzplývavého). Zkoumaný materiál jsme získávali pomocí elektrického agregátu Honda 2 KW na základě pulsního elektrického proudu s max. napětím 250 V. Získaný proud byl závislý na vodivosti vody (max. do 1,5 A). Po změření a zvážení ryb byl odebrán vzorek šupin pro určení stáří ryb. Šupiny byly odebírány v místě nad postranní čarou před začátkem inserce hřbetní ploutve. Pro určení stáří byly šupiny prohlíženy na prohlížeče zn. Dokumator - Carl Zeiss Jena při zvětšení 17,5 krát. Hodnoty zpětné délky těla za jednotlivé roky života byly vypočítány podle metody Leeové s použitím korekční hodnoty 18 mm. Korekční hodnota byla převzata z práce Hanela (1984) z důvodu nízkého počtu ryb nejmladších věkových kategorií. Srovnání průměrného délkového růstu s jinými lokalitami je podle hodnoty charakteristiky růstu (Holčík, Hensel 1972). Z hlediska hmotnostního růstu jsou lokality mezi sebou porovnány podle hodnoty indexu produkce (Pivnička 1981).

Výsledky a diskuse

Průměrný délkový a hmotností růst jelce tlouště za celé sledované období je zobrazen v tab. č. 1. Je patrné, že od prvního roku života rostou rychleji tloušti v řece Berounce, což potvrzuje i hodnota charakteristiky růstu, jež v řece Berounce dosáhla hodnotu 26,1 mm na rozdíl od Úhlavy, kde byla jen 23,99 mm. Z hlediska hmotnostního růstu však nastal zvrát a index produkce v řece Úhlavě byl $P_i(2-6)$ 189g, zatímco v řece Berounce dosáhl tento index hodnotu $P_i(2-6)$ 148g. Z toho vyplývá, že zatímco v řece Berounce byl délkový růst tlouště z hlediska charakteristiky růstu rychlejší o 4,2% než

v řece Úhlavě, tak z hlediska hmotnostního růstu zaostával na této lokalitě o 12,2%. V prvním roce života tloušť v řece Berounce dosáhl délku těla 44,1 mm a v řece Úhlavě 41,2 mm. To jsou hodnoty, které se vyskytují s malými odchylkami i na jiných lokalitách. Extrémně nízké hodnoty růstu v prvním a druhém roce života jsou uváděny z řeky Rokytné, kdy délka v prvním roce života dosáhla hodnotu 29mm (Prokeš, Libosvářský, Baruš 1978), naopak poměrně vysoké hodnoty délky těla v prvním roce života uvádí Leontovyč (1974) - 62mm, Libosvářský (1954) - 67 mm, Kirka (1965) - 84mm a Čihař (1961) - 67mm. Přírůstky v jednotlivých letech života u jelce tlouště oscilovaly a výraznější pokles růstu byl zaznamenán v devátém roce života u tloušťů v řece Berounce a v osmém roce života v řece Úhlavě. Na jiných lokalitách došlo ke zpomalení růstu např. v sedmém roce v řece Bystřici (Haněl 1984), nebo v osmém roce života v řece Vltavě (Švátora, Pivnička 1989), ale také v pátém roce života v nádrži Švihov (Leontovyč 1974). Janikowska - Klimczyk (1968) uvádí pokles růstu z Dunajce u samic v sedmém, osmém, devátém i desátém roce života. Také u jelce tlouště bylo zaznamenáno na některých lokalitách prudké zrychlení růstu např. v devátém roce v nádrži Švihov (Leontovyč 1974), nebo u samic v osmém roce v řece Rokytné (Lelek 1959). Tyto výkyvy v rychlosti růstu se však vyskytují vzácně a na mnou sledovaných lokalitách nebyly zjištěny vůbec. V grafech č. 1 a 2 jsou zobrazeny rozdíly v růstu jelce tlouště v jednotlivých letech života za celé období výzkumu na obou zmíněných řekách.

Závěr

Rychlost růstu jelce tlouště na námi sledovaných lokalitách je průměrná při srovnání s hodnotami z jiných lokalit. Porovnáme-li délkový růst mezi řekou Berounkou a Úhlavou je patrné, že v řece Úhlavě je tempo růstu nižší, avšak v této řece jelec tloušť dosahoval větší hmotnostní přírůstky, což ukazuje na výhodnější trofické podmínky v této řece pro daný druh ryby.

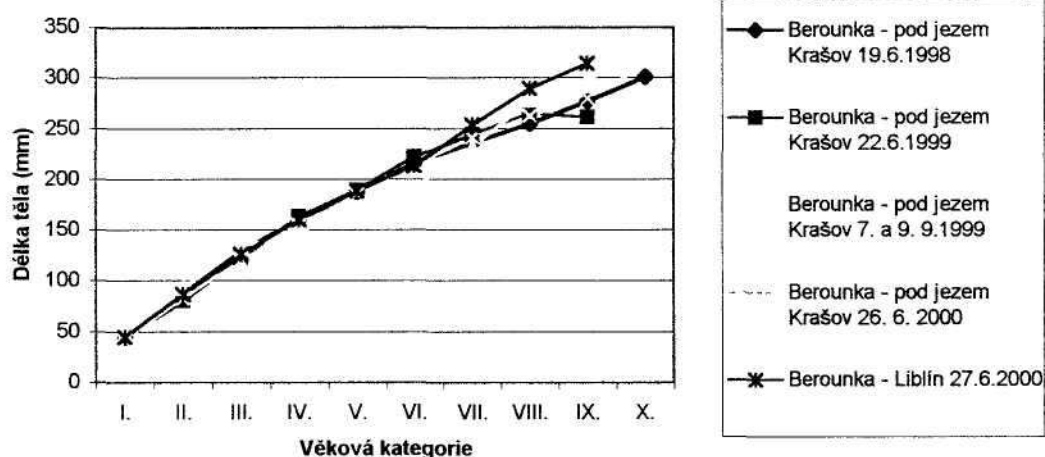
Poděkování

Patří všem, kteří se účastnili prací v terénu jak zrad studentů, tak i dalších pracovníků katedry zoologie Univerzity Karlovy. Poděkování patří také grantové agentuře, která na základě grantového projektu GA AV ČR č.: A6087704 (1997 - 2000) a grantu AV ČR č. A6093105/111/01 umožnila svými finančními prostředky aby celý výzkumný projekt probíhal.

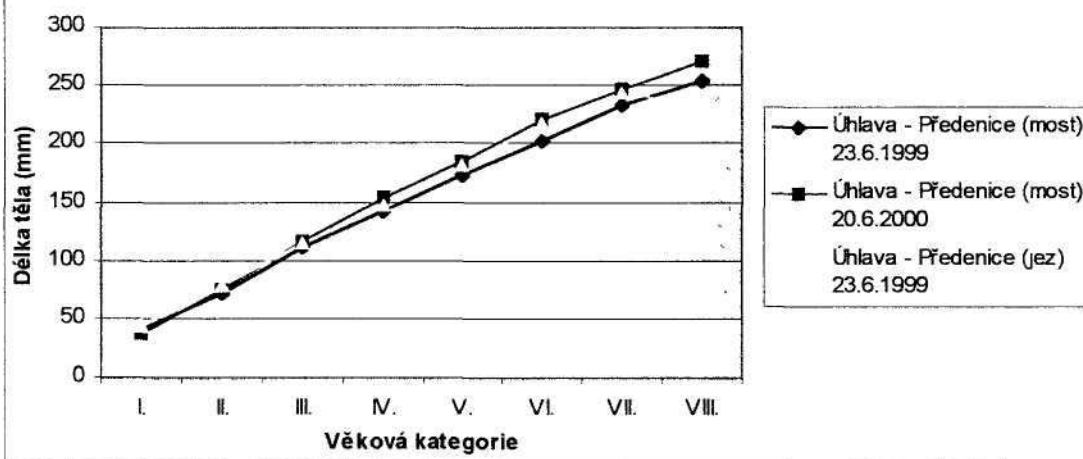
Tab. č. 1: Průměrný délkový a hmotnostní růst jelce tlouště mm/g

Lokalita		L ₁	L ₂	L ₃	L ₄	L ₅	L ₆	L ₇	L ₈	L ₉	L ₁₀	L ₁₁
Berounka	mm	44,1	85,6	126,8	158,9	185,4	211,8	241,7	270,4	286,5	311	
	g	1,6	11,2	35,7	63	99	142	232	346	457	514	
Úhlava	mm	41,2	75,4	114,4	148	179,9	213,6	240,9	252,8	262		
	g	1,4	8	28	60	108	181	260	302	329		

Graf č.1: Růst jelce tlouště v řece Berounce



Graf č.2: Růst jelce tlouště v řece Úhlavě



Literatura

ČIHAŘ, J.: Růst ryb ve Slapské údolní nádrži v r. 1959. Sb. ČSAZV, Živočišná výroba, 1961, 6(4): 295-302

HANEL, L.: Notes on the age and growth of the chub (*Leuciscus cephalus*), dace (*L. leuciscus*) and orfe (*L. idus*) (Pisces, Cyprinidae) in the rivulet Bystřice (northeastern Bohemia). Vest.

Čs. Společ. Zool, 1984, 48: 81-89

HOCHMAN, L., JIRÁSEK, J.: Zhodnocení růstové intensity produkčně rozhodujících druhů ryb v parmových úsecích řeky Dyje. *Sborník VŠZ v Brně, 1960, ř. A, (1): 75-92*

JANIKOWSKA, K., M.: Kleň (*Leuciscus cephalus*) z dorzecza Dunajca. *Acta Hydrobiol, 1968, 10 (3): 349-372*

KIRKA, A.: Vek a rast jalca hlavatého *Leuciscus cephalus* (L.) v Oravskej priehrade a v jej povodí. *Zool. listy, 1965, 14 (3): 235-250*

KLIMCZYK, M.: Kleň (*Leuciscus cephalus* L.) z Górnej Wisły, Sóly i Sánu. *Acta Hydrobiol., 1965, 7 (2-3): 225-268*

LELEK, A.: Poznámky k stáří, růstu a poměru pohlaví u jelce tlouště *Leuciscus cephalus* (L.) v řece Rokytné. *Zool. listy, 1959, 8 (4): 365-376*

LEONTOVYČ, I.: Růst jelce proudníka (*Leuciscus leuciscus* L.), jelce tlouště (*Leuciscus cephalus* L.) a cejna velkého (*Abramis brama* L.) v údolní nádrži Švihov v prvních letech po napuštění. *Živočišná výroba, 1974, 19 (9): 689-702*

LEWANDOWSKA - JARZYNOWA, B.: Tempo wzrostu i charakterystyka biometryczna Klenia (*Leuciscus cephalus* (L.)) rzeki Tanwi, Wirovej i Bukowej. *Roczniki nauk Rolniczych, 1969, 9 1 - H - 3*

LIBOSVÁRSKÝ, J.: Vyrůst jelce tlouště v řece Svatce. *Zoologické a Entomologické listy, 1954, 3 (3): 215-221*

LOUARN, LE H., BAGLINIÉRE, L., J.: Apports et limites du marquage individuel dans la connaissance de l'écobiologie du chevaine (*Leuciscus cephalus*). *Bull. Fr. Peche Piscic, 1997, 346: 557-571*

PIVNIČKA, K.: Ekologie ryb. Odhady základních parametrů charakterizujících rybí populace. *SPN, 1981, Praha: 251*

PROKEŠ, M., LIBOSVÁRSKÝ, J., BARUŠ, V.: Computed growth of juvenile chub *Leuciscus cephalus*, from the Rokytná stream. *Folia Zoologica, 1978, 27 (1): 85-96*

ŠVÁTORA, M., PIVNIČKA, K.: Růst devíti druhů ryb v Pražském úseku Vltavy. *Živočišná výroba, 1989, 34 (10): 939-948*

VLACH, P., ŠVÁTORA, M.: Růst jelce proudníka a jelce tlouště v podmínkách malých toků v CHKO Křivoklátsko. *Sborník referátů ze TV. České ichtyologické konference, Vodňany, 2000, pp. 80 85*

Mgr. Pavel Sýkora, RNDr. Miroslav Švátora, CSc, Katedra zoologie, PřF UK, Praha, Doc. RNDr. Karel Pivnička, DrSc, Ústav pro životní prostředí UK, Praha, RNDr. Josef Křížek, 250 84 Sibřina 82

NOVÝ DRUH PRE VODY SLOVENSKA - *NEOGOBIUS FLUVIATILIS*

New fish species in the waters of Slovakia - Neogobius fluviatilis

I. STRÁŇAI - J. ANDREJI

Summary: The introductions of fish happen in more time-periods. In Slovakia this phenomenon was very clear at the break of century when from 1997 till now five new fish species were found. This bold introductions may be compared to 60. -ties, when not only in the Slovak ichthyofauna, but also in the ichthyofauna of other countries increase of the number of fish species, with the economic importance is reported. In that time the herbivorous fish group was introduced.

In this period, however, the number of little fish species without the economic importance increased. In some cases we may speak rather about the invasion, because their introduction to the new biotopes as well as their influence on the original ichthyofauna is drastic.

Among the latest fish species found in the Slovak waters fourth species from the family *Gobiidae* - *Neogobius fluviatilis* is included. This species were found by chance in the ichthyologic research in the main stream of Danube river down to Štúrovo city and in lower stream of the Hron river at tributary to the Danube river.

The fished individuals (22 ex.) were analysed and in this work their brief character is described. As the fish species from the family *Gobiidae* are very similar in their shape and life style, the most different attribute from the other three gobis (*Proterorhinus marmoratus*, *Neogobius kessleri*, *Neogobius gymnotrachelus*) living in Slovakia are the second dorsal and anal fins. Towards to caudal fin they are gradually elongating and they are not of the same high.

Úvod

Zmeny v druhovom zložení ichtyofauny nastupujú pozvoľne, zvyčajne počas dlhšieho časového úseku. K rozšíreniu nových druhov na určitom území dochádza zámernou alebo nechcenou introdukciou nepôvodných alebo exotických druhov. V poslednom období sa na zmenách ichtyofauny slovenských vôd výraznou mierou podieľa autointrodukcia nechcených sprievodných druhov rýb bez hospodárskeho významu. Za veľmi krátke časové obdobie a to od roku 1997 doteraz sa obohatila ichtyofauna Slovenska

o päť nových druhov rýb v oblasti vôd východného Slovenska a v oblasti Dunaja. Posledným druhom z nášho územia je *Neogobius fluviatilis* (obr.1).

Materiál a metodika

Koncom leta 2001 sme prelovovali elektrickým agregátom litorálne časti hlavného toku Dunaja od Štúrova až po vtok Hrona, neskôr aj spodnú časť Hrona. Snahou bolo odloviť reprezentačnú vzorku zástupcov rodu *Gobio* a *Cobitis* na sledovanie DNA. Počas tohto odlovu sme zistili 22 exemplárov doteraz nepublikovaného druhu - *Neogobius fluviatilis*. Odlovený materiál sme konzervovali vo formaldehyde a vyhodnocovali podľa bežných metodík zaužívaných v ichtyológii.

Výsledky a diskusia

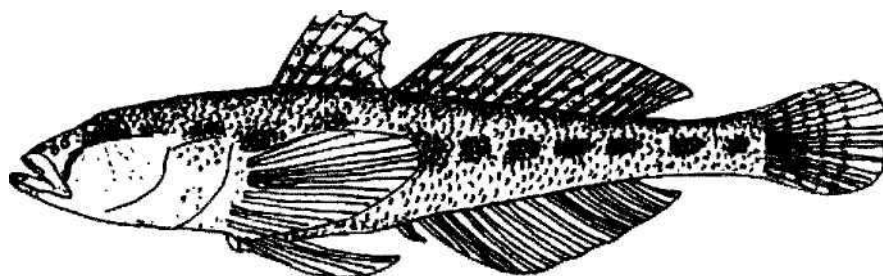
Analyzovaný materiál je možno taxonomicky zaradiť nasledovne:

Podrad: *Gobioidei* - Býčkoblížne

Čeľaď: *Gobiidae* - Býčkovité

Rod: *Neogobius* Il'jin, 1927

Druh: *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814)



Obr. 1. Býčko riečny - *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814)

Spolu sme analyzovali 22 exemplárov o celkovej dĺžke 54,2 - 124,8 mm (dĺžka tela 47,8 - 106,8 mm) a hmotnosti 1,2 - 20,7 g. Tvar tela ako u väčšiny zástupcov tejto čeľade je vretenovitý. Telo je mierne priesvitné, na chrbte bledohnedé, so žltohnedým mramorovaním, boky prechádzajú do hnedozeleného odtieňa, brucho je špinavo biele až biele. Po bokoch je 8-12 tmavých hnedočiernych výrazných škvŕn.

Dve chrbtové, ako aj chvostová plutva sú svetlohnedo priečne pruhované. Prsné, brušné a análna plutva sú bez výrazných škvŕn. Niekedy sú prsné plutvy na základni a brušné plutvy v strede pri silnejšom zväčšení mierne pigmentované. Prsné plutvy a

prísavný disk sú po obvode lemované bielym pásom, koniec a spodná časť chvostovej plutvy takisto.

Širšia než vyššia hlava je zakončená malými ústami s mierne prečnievajúcou spodnou čeľusťou. Na hlave pod okom je šesť priečnych radov genipórov. Medziočná vzdialenosť je menšia ako priemer oka. Výška tela je viac než dvojnásobná oproti najmensej výške tela a je väčšia ako šírka tela. Druhá chrbtová plutva s análnou sa zužujú k chvostovému stebłu.

Vzdialenosť medzi prvou a druhou chrbtovou plutvou je malá a obidve sú navzájom spojené membránou. Prsné plutvy sú smerom dozadu mierne rozšírené k základni druhej chrbtovej plutvy, ktorú presahujú o 4 - 5 lúčov. Ventrálny disk je v prednej časti rovnomerne vykrojený, bez dozadu smerujúcich výrastkov. Jeho predĺžené stredné lúče spôsobujú oválny tvar a svojou dĺžkou siaha, alebo až pokrýva análny otvor.

Telo pokrýva 61 - 66 ktenoidných šupín v pozdĺžnom bočnom rade. Šupiny pokrývajú aj časť hlavy, kde siahajú až po okraj očí a tiež pokrývajú hornú časť žiabrového viečka.

Býčko riečny je reofilný bentický druh s dennou aktivitou. Osídľuje piesočnaté dno v prúdivých úsekoch toku, kde sa často zahrabáva do dna, pričom mu trčí len rypák a oči. Pri vyrušení sa pohybuje poskokmi pri dne (Smirnov, 1986). Neresí sa od apríla do začiatku júla (Berg 1949, Banareescu 1964). Samica priliepa ikry na spodnú stranu kameňov. Do jedného hniezda sa neresí viacero samíc, hniezdo potom stráži samec. Pri nedostatku neresového substrátu (neveľké kamene) sa neresí na hocaké viac alebo menej tvrdé predmety na dne, poprípade rastliny alebo ich korene (Smirnov 1986). Pohlavná zrelosť nastáva na konci druhého roku života. Živí sa živočíšnou potravou, potravu tvorí zoobentos, najmä väčšie kôrovce, larvy pakomárov a mäkkýše.

Pôvodne sa vyskytuje v riekach Čiernomorského a Kaspického umoria. V Dunaji bol známy z dolného ukrajinského, rumunského, bulharského a srbského úseku, ako aj z niektorých jeho prítokov. V roku 1970 ho zistili v jazere Balaton (Biró, 1972) a v maďarskom úseku Dunaja až v roku 1984 (Pintér, 1989), resp. v Tise v roku 1993 (Hárka, 1993). Na Slovensku bol zaznamenaný v Dunaji od Štúrova smerom nadol a v dolnej časti Hrona až nad obec Kamenica nad Hronom.

V súčasnosti sa javí čeľaď *Gobiidae* ako veľmi agresívna a samotný druh *Neogobius fluviatilis* je už tretím zástupcom rodu *Neogobius*, ktorý rozšíril počet pôvodných druhov na našom území. Už v roku 1997 bol publikovaný výskyt *Neogobius kessleri* (Stráňai, 1997), ktorý v súčasnosti plošne pokrýva litorálne časti celého úseku

Dunaja a zasahuje aj do jeho prítokov. O dva roky neskôr sa objavuje *Noegobius gymnotrachelus* (Kautman, 1999) a je len otázkou času, kedy sa vo vodách objaví ďalší druh z tejto čeľade. Aj keď sa jedná len o druhy rýb u nás bez hospodárskeho významu, nepresahujúce veľkosť 200 mm, niektoré (*N. kessleri*) citeľne zasahujú do populácií predovšetkým bentických druhov rýb (hrúz, plž) obsadzovaním ich ekologickej niky, ako aj ich priamou likvidáciou - vyžieraním (je piscivorný), čoho príkladom je práve úsek Dunaja pri Štúrove. Zdá sa však, že spolužitie zástupcov tejto čeľade je bezproblémové, nakoľko na rieke Hron sme zaregistrovali na rovnakých lokalitách početné populácie *N. kessleri*, *N. fluviatilis* a pôvodného zástupcu tejto čeľade *Proterorhinus marmoratus*.

Záver

V poslednom období sa zaregistrovalo rozširovanie areálu výskytu aj iných druhov rýb, príkladom čoho je výskyt druhu *Ictalurus melas* vo vodách Bodrogu a Latorice (KOŠČO et al. 2000), resp. *Percottus glenii* vo vodách východného Slovenska (KOŠČO et al. 1999), pri ktorom sa jedná o novú čeľaď, ktorá sa doteraz v Európe nevyskytovala. Práve posledne spomínaný zástupca citeľne zasahuje do populácií pôvodných druhov rýb a dokonca ohrozuje spoločenstvá predovšetkým pomaly tečúcich až stojatých vôd (KAUTMAN 2000, KOŠČO - KOŠÚTH 2001).

Symbióza autointrodukovaných druhov s pôvodnými druhmi si však vyžiada dlhodobšie pozorovania, na základe ktorých sa vyvodia správne závery.

Literatúra

- BANARESCU, P.: Pisces - Osteichthyes. Fauna Republicii Populare Romine 13, Ed. Acad. RPR, Bucuresti, 1964, 959 s.
- BERG, L. S.: Ryby presných vod SSSR i sopredel'nyh stran. 4. vyd. Izd. AN SSSR, Moskva - Leningrad, časť 3, 1949, s. 929 - 1382.
- BIRÓ, P.: *Neogobius fluviatilis* in Lake Balaton - a Ponto-Caspian goby new to the fauna of central Europe. In: J. Fish Biol. 4, 1972, s. 249 - 255.
- HÁRKA, Á.: A folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) terjeszkedése. In: Halászat, 86, č. 4, 1993, s. 180- 181.
- KAUTMAN, J.: Tri nové druhy rýb na Slovensku. Biodiverzita ichtyofauny ČR (III), 2000, s. 29 - 36.
- KOŠČO, J. - KOŠÚTH, P. - HRTAN, E.: Další nový prvok ichtyofauny Slovenska: Býčkovec hlavatý. Poľovníctvo a rybárstvo, Bratislava, roč. 51, č. 6, 1999, s. 33.

- KOŠČO, J. - KOŠÚTH, P. - HÁRKA, A. - WILHWLM, A.: Další nový druh ryby v našej ichtyofaune - sumček čierny. Poľovníctvo a rybárstvo, Bratislava, roč. 52, č. 1, 2000, s. 33.
- KOŠČO, J. - KOŠÚTH, P.: Výskyt *Ictalurus melas* (Rafasque, 1820) a *Percottus glenii* (Dybowski, 1877) na východnom Slovensku. Biodiverzita ichtyofauny ČR (IV), 2001, (in press).
- PINTÉR, K.: Magyarország halai. Biológájuk és hasznosításuk. Budapest : Akadémiai kiadó, 1989. s.-181-182.
- SMRNOV, A. L: Fauna Ukrainy. Díel 8 - ryby. Kiev, AN SSSR, 1986, s. 90 - 107. STRÁNAI, L: *Neogobius kessleri* v Dunaji. Poľovníctvo a rybárstvo, Bratislava, roč. 49, č. 8, 1997, s. 33.

doc. Ing. Ivan Stráňai, CSc, Ing. Jaroslav Andreji, Slovenská poľnohospodárska univerzita, Katedra hydínárstva a malých hospodárskych zvierat, Tr. A. Hlinku 2, 949 76 Nitra, Slovenská republika

ROZŠÍŘENÍ DRUHU RODU *GOBIO* V POVODÍ TISY NA ÚZEMÍ SLOVENSKA

Distribution of species genus Gobio in the Tisa drainage area (Slovakia)

J. KOŠČO, S. LUSK, V. LUSKOVÁ, K. HALAČKA, J. KOŠUTH

Summary: In the Tisa drainage basin on the territory of Slovakia, the follow species from the genus *Gobio* occur: *Gobio gobio*, *Gobio kessleri*, *Gobio uranoscopus* and *Gobio albiginnatus*. The greatest distribution is indicated by *G. gobio*, except trout torrents, from head waters to lower reaches of most streams. *G. albiginnatus* is the most abundant in lower reaches of rivers. According to the older literature data, as well *G. kessleri*, should be largely distributed, but the current knowledge documents its limited and local occurrence. The less distributed is *G. uranoscopus* whose occurrence was proved in the rivers Torysa, Hornád, Toplá, Ondava, Laborec and Uh. However, the actual occurrence is confirmed only from the river Uh. In occurrence changes of individual *Gobio* species, first of all, the following factors have participated: river regulation - canalization, unification of their channel longitudinal slope, significant diversity reduction up disappearance in the bottom of water streams due to the increased delivery and mobility of physical particles of small sizes (clay, sand), activities within streams (gravel-sand extraction), pollution and hydro-engineering constructions (steps, weirs and dams).

The study presents the knowledge on the actual distribution of individual species from the genus *Gobio*, which can be utilized for instance, in establishment and delimitation of protected territories within the NATURA 2000 system.

Úvod

Ryby patřící do rodu *Gobio* jsou malé, nemají přímý hospodářský význam, ale představují významné prvky rybího osídlení vodních toků. Ve vodách východního Slovenska spadajících do povodí Tisy se vyskytují čtyři druhy hrouzků - *Gobio gobio*, *Gobio kessleri*, *Gobio albiginnatus* a *Gobio uranoscopus*. Většina údajů o rozšíření a výskytu jednotlivých druhů pochází z období před 20-50 lety (např. Kux, Weisz 1964, Kirka a kol. 1981, Holčík, Mišík 1962, Hradil 1962, Weisz, Kux 1959, 1962, Žitňan, Kašŕák 1960 a další). V 60. tých a v 70. tých letech minulého století se výrazně zvýšil negativní dopad důsledků antropogenních aktivit (znečištění, regulace, meliorace území, vodní stavby) na vodní toky, což ovlivnilo výskyt i početní stavy populací jednotlivých

druhů ryb včetně hrouzků (Kirka a kol. 1981). Druhy *G. albipinnatus*, *G. kessleri* a *G. uranoscopus* jsou chráněny v rámci evropské legislativy (Směrnice rady č. 43/92/EES, příloha 2). Pro tyto druhy jsou členské státy povinné vymezovat území s jejich ochranou v rámci celoevropského systému zvláště chráněných území NÁTURA 2000. Aktualizace současného rozšíření jednotlivých druhů hrouzků je proto velmi potřebná. V našem příspěvku přinášíme starší publikovaná údaje a aktuální poznatky o výskytu jednotlivých druhů hrouzků a analyzujeme příčiny změn v jejich rozšíření.

Materiál a metodika

Hydrologický systém povrchových vod na Slovensku spadající do povodí Tisy rozčleňujeme z důvodů přehlednosti na dvě oblasti. Východní část povodí Tisy (používáme zkratky VČP-Tisy), zahrnuje celé povodí Bodrogu (Ondava, Topia, Latorica, Laborec, Uh - Ulička, Ublianka) a vlastní Tisu. Západní část povodí Tisy (ZČP-Tisy) zahrnuje jednak povodí Hornádu (Torysa, Olšava) a dále západně povodí Bodvy (Ida, Turňa) a Slané (Blh, Muráň, Rimava). S ohledem na kvantum údajů je výčet lokalit výskytu jednotlivých druhů uveden v rozdílném rozsahu. Při průzkumu výskytu jednotlivých druhů bylo použito jako hlavní metody elektrolov. Část získaného materiálu byla zpracována i pro genetické analýzy (Elfo, DNA), které se v současnosti provádějí.

Výsledky a diskuse

Gobio sobio: Vyskytuje se na všech vhodných lokalitách od malých potoků až po velké řeky v povodí Tisy na Slovensku. Proto neuvádíme literární údaje o výskytu tohoto druhu, ani nálezy potvrzující jeho výskyt v současnosti. Nejvyšší početnosti dosahuje ve středních částech toků majících charakter tzv. parmového pásma. V některých lokalitách společného výskytu z dalšími druhy hrouzků může vytvářet i hybridy. Kux, Weisz (1962) z Ondavy uvádí výskyt hybridů *Gobio gobio* x *Gobio kessleri*. V toku Olšavy jsme zjistili hybridy *Gobio gobio* x *Gobio albipinnatus*.

Gobio albipinnatus: V ZČP-Tisy je jediný starší údaj o výskytu v Toryse-Ploske (Kux, Weisz 1964). Naše aktuální údaje o výskytu hrouzka běloploutvého jsou následující: Ida -Buzica, Komárovce, Gombošský kanál - Nižný Lánec, Perínský kanál - Nižný Lánec, Olšava - Nižná Myšľa. Na této poslední lokalitě jsme zjistili výskyt hybridů tohoto druhu s hrouzkem obecným.

O výskytu hrouzka běloploutvého ve VČP-Tisy byly publikovány následující údaje: Topľá - Brezová, Giraltovce (Weisz, Kux 1959), Hermanovský potok-Topľá (Terek a

kol. 1988), z povodí Ondavy - různé lokality (Kirka a kol. 1980, 1982), Laborec - Michalovce, Palín, ústí (Weisz, Kux 1959), - Oborín (Žitňan 1961), v povodí Uhu - Čierna voda pri Sennom (Weisz, Kux 1959), Kusínský potok - Kusín (Holčík, Mišík 1962), Jovsanský potok, Okna, Sobranecký potok, Čierna voda, Uh (Kux, Weisz 1964), Latorica - různé lokality (Kux, Weisz 1964, a další), Bodrog - Zemplín, Klin (Kirka a kol. 1980), Tisa- Trkaný (Kux, Weisz 1964, Žitňan, Holčík 1976, Kirka a kol. 1980, a další).

Nové poznatky o výskytu tohoto druhu ve VČP-Tisy jsou následující: Topľa - Božice, Ortáše, Ondava - Hraň, Tušice, Brehov, Horovce, Miňovce, Breznica, Kladzany, Počičva, Zemplínske Hradište, Laborec - Humenné, Oborín, Petrovce n.Laborcom, Oborín těžební jámy, Čierna voda - pod Zemplínskou Šíravou, Komárovský kanál - Sobrance, Uh-Pavlovce, Latorice-Ptrukša, Velké Kapušany, Bodrog-Viničky, Klin n. Bodrogom, Roňava - Kuzmice, Tisa - Malé Trakaný, inundacia-Malé Trakaný

Hrouzek běloploutvý se vyskytuje především v jižní části území východního Slovenska, kde se nachází v dolní části toků větších řek. Nacházíme jej tam i v menších tocích, které jsou často zkanalizované (Ida), nebo v průtočných kanálech. Vyskytuje se často s hrouzkem obecným a místy i s hrouzkem Kesslerovým (Olšava). **Gobio kessleri**: Ze ZČP - Tisy jsou ojedinělé nálezy z potoka Blh - Velký Blh, Rimava -Dubo vec, soutok se Slanou, Torysa - Prešov, Dúbrava, Ploské (Kux, Weisz 1964), Hornád - soutok s Torysou, Olšava - Bohdanovce (Weisz, Kux 1962).

Nové nálezy ze ZČP-Tisy jsou: Olšava - Nižná Myšľa, Bohdanovce, Bidovce, Torysa - Byster.

Ve VČP-Tisy je z dřívějšího období celá řada údajů, které uvádíme souhrnně. V Toplé v trati Hanušovice - Bardejov je uváděno 7 lokalit s výskytem tohoto druhu a dále ve Zborovském potoce v Bardejovských kúpelech (Kux, Weisz 1958, Weisz, Kux 1959, Kirka a kol. 1981). Z Ondavy v trati Kladzany - Vyšný Orlík a v přítocích Chotčianka a Olka, byl výskyt zaznamenán na 20 lokalitách (Kirka 1981, Dorko 1962, 1966, Weisz, Kux 1962, Kux, Weisz 1964, Kokord'ak 1973). V Laborci byl výskyt toho druhu zjištěn na 8 lokalitách v trati Palín - Radvan n.L. a v Udave (Weisz, Kux 1959, Kirka a kol. 1981). Výskyt byl dále zjištěn v Uhu u Pavlovců a dále v jeho pramenné oblasti v Uličke a Ubliance (Kux, Weisz 1964). Další nálezy jsou z oblasti jižně a východně Zemplínske šíravý: Blatský kanál na soutoku Trnavského a Vinianského potoka, v Kusínském potoce, V Čierne vodě, v Jovsanském potoce a v Okne (Holčík, Mišík 1962).

Aktuální výskyt ve VČP-Tisy byl zjištěn v následujících lokalitách: Toplá - Božčice, Ondava - Kladzany a Breznica, Laborec - Petrovce n. Lab., Ublianka - státní hranice, Stežná - Ubla.

Gobio uranoscopus: Tento druh již v minulosti vykazoval nejmenší rozšíření. I když bylo pátráno po tomto druhu na lokalitách s jeho původním výskytem, byl prozatím nalezen pouze v Uličce na lokalitě Ulic.

V ZČP-Tisy v Hornádu v Košicích a na soutoku s Torysou jej našli Weisz, Kux (1962). V Toryse byl výskyt tohoto druhu zjištěn na lokalitách Lipany, Sabinov, Prešov-Dubrava a Ploské (Kux, Weisz 1964). Kirka a kol. (1981) jej zjistili v Toryse na lokalitách Sabinov, Rožkovany a Prešov.

Ve VČP-Tisy v Tople na lokalitách Bardejovská Nová Ves, Bardejov a Dubinnov jej našli Kux, Weisz (1958). V další studii (Weisz, Kux 1959) uvádí lokality Bardejov, Dubinné, Poliakovce, Nemcovce, Brezov, Giraltovce, Vranov a ve Zborovskom potoce u Bardejovských kúpeľoch a v ústí do Toplě. Z Ondavy jej uvádí Dorko (1962, 1963) z Nižného Orlika, Strončina, Breznice, Lomného, Dobrej a Hencovies. Kux, Weisz (1962) uvádí lokality Petejovce, Svidník, pod Svidníkom, Duplín, Nižná Olšava, Slovenská Kajňa, Kladzany, dále ještě Vyšný Orlik (Kux, Weisz 1964). Z nádrže Domáša jej uvádí Žitňan (1969, 1971). Podle studie Weisz, Kux (1959) se vyskytuje v Laborci v Hrabovci, Hankovciach a Humennom. Kirka a kol. (1977, 1981) jej našli v Krásnom Brode a Hankovciach. Kux, Weisz (1964) jej našli v Uličce u státní hranice a Kirka a kol. (1980) v Ublianke pri Ubli. .

U starších údajů o výskytu jednotlivých druhů hrouzka nelze vyloučit, že docházelo k mylnému určení druhové příslušnosti, jak upozornili na tuto možnost Kux, Weisz (1964). Zejména u druhů *G. kessleri* a *G. albipinnatus* je tato vzájemná záměna možná. Rovněž posuzování případných hybridů nemusí být vždy jednoznačné.

V průběhu uplynulých 50 let, ze kterých vlastně jsou k dispozici téměř všechny informace o výskytu a rozšíření hrouzek v hodnoceném povodí Tisy, docházelo i k významným změnám a zásahům antropogenního původu jak v hydrologickém systému tak i v oblasti kvality vody. Výstavba velkých údolních nádrží (na Ondavě Velká Domáša, na Laborci Zemplínska šírava) výrazně ovlivnily druhovou skladbu ichtyofauny. Devastačně v minulosti na jednotlivých tocích působilo zejména průmyslové znečištění, které často způsobovalo vytrávení rozsáhlých úseků vodních toků, např. Ondava - Vranov n. Toplou, Laborec - Humenné aj. (Kirka a kol. 1981). Kvalita vody se v současnosti výrazně zlepšila v důsledku snížení vypouštěného znečištění z bodových zdrojů (nové

čističky, omezení či ukončení výroby). Největší do značné míry negativní a zejména trvalé změny představují důsledky provedených regulací (kanalizace) vodních toků, zejména ve středních a dolních úsecích. Důsledkem je ztráta diverzity všech morfologických a hydrologických charakteristik říčního koryta, což je u všech druhů hrouzek prioritní podmínkou jejich rozšíření i vysoké populační početnosti.

Závěr

Upřesnění aktuálního rozšíření jednotlivých druhů hrouzek, zejména pak *G. kessleri*, *G. albiginnatus* a *G. uranoscopus* včetně kvantitativního aspektu jednotlivých populací je velmi potřebné zejména s ohledem na blízký předpokládaný vstup Slovenska do Evropské unie. Jako nejvýznamnější dlouhodobý devastující činitel vůči výskytu hrouzek je snížení diverzity říčního koryta v nejširším slova smyslu a změny přírodního hydrologického režimu. Za velmi významné považujeme i probíhající posouzení úrovně vnitrodruhové diverzity (na úrovních vnitro- i mezipopulační) mezi jednotlivými základními povodími.

Poděkování

Studie byla vypracována v rámci řešení výzkumného grantu reg. č. A6045005/093/00 Grantové agentury Akademie věd ČR. Realizace byla provedena v rámci smlouvy o spolupráci na ichtyologickém výzkumu povodí Tisy mezi Fakultou humanitních a přírodních věd Prešovské univerzity (Katedra ekologie) v Prešově a Ústavem biologie obratlovců AV ČR v Brně.

Literatura

- DORKO, J.: Príspevok k ichtyo faune Ondavy. *Sb. Pedagog, inštitútu v Prešove*, 1963, 1: 69-82.
- HOLČÍK, J., MIŠÍK, V.: Ichtyo fauna tokov južných svahov Vihorlatu a Blatskej nížiny. *Biológia*, 1962, 27: 422-439.
- HRADIL, V.: Príspevok k poznaniu fauny rýb povodia rieky Torysy. *Sb. Východoslov. múzea, s.A*, 1960, 1: 37-47.
- KIRKA, A. A KOL. Rozšírenie rýb, rozsievkova vegetácia a zoobentos v povodí rieky Poprad a pramennej oblasti riek Hornádu a Hnilca. *Biol. práce*, 1978, 24, 3: 1-98.
- KIRKA, A., MÉSZÁROS, J., NAGY, Š.: Ichtyocenózy a bentos v riekach východného Slovenska vo flyšovom pásme. *Polnohospodárska veda-sér. A*, 1981, 1:3-127.

KUX, Z., WEISZ, T.: Příspěvek k poznání ichtyofauny řeky Tople v Bardejovském okrese.

Čas. Moravského musea, vědy přír., 1958, 43: 145-174.

KUX, Z., WEISZ, T.: Příspěvek k poznání ichtyofauny slovenských řek. *Čas. Moravského musea, vědy přír., 1964, 49: 191-246.*

WEISZ, T., KUX, Z.: Příspěvek k poznání ichtyofauny řek Laborce, Tople a Popradu. *Čas. Moravského musea, vědy přír., 1959, 47: 119-138.*

WEISZ, T., KUX, Z.: Ichtýo fauna Ondavy a Hornádu. *Čas. Moravského musea, vědy přír., 1962, 47: 181-200.*

ŽITŇAN, R., KAŠŤÁK, V.: Príspevok k poznaniu ichtyofauny vod východného Slovenska. *Sb. Východoslov. múzea, s.A, 1960, 1: 83-90.*

Poznámka: S ohledem na omezený rozsah příspěvku neuvádíme všechny práce citované v textu.

Dr. Ján Koščo, CSc,

Katedra ekológie FHPV, Prešovská univerzita, Ul. 17. Novembra č. 1, 081 16 Prešov

Doc.Ing.Stanislav Lusk, CSc, RNDr. Věra Lusková, CSc, Ing.Karel Halačka, CSc,

Ústav biologie obratlovců AV ČR, Květná 8, 603 65 Brno

MVDr. Peter Košuth, CSc,

Katedra parazitológie, chorôb rýb, včiel a zveri Univerzita veterinárskeho lekárstva,
Komenského č. 73, 040 81 Košice

RYBY POVODIA RIEKY UDÁVA

The ichthyocenosis of the river Udava basin

L. PEKÁRIK, M. ŠVÁTORA, J. ČERNÝ, K. PEPICH

Summary: The river Udava belongs to the river Laborec basin. The ichthyocenosis consists of 14 fish species and one lamprey species. Protected and endangered species *Eudontomyzon danfordi*, *Alburnoides bipunctatus* and *Sabanejewia aurata* form quite strong populations. The abundance of *Gobio kessleri* is low, but it is on stable level. The abundance of species of the family *Salmonidae* is low. *Thymallus thymallus* is not native species in this basin and situation of *Salmo trutta* is uncertain. The ichthyocenosis of the river Udava basin seems to be relatively uninfluenced.

Úvod

Rieka Udava je ľavostranným prítokom rieky Laborec. Pramení na slovensko - poľskej hranici v nadmorskej výške okolo 700 m n.m.. Do Laborca ústí pri obci Kochánovce v nadmorskej výške 160 m n.m. Dĺžka toku od prameňa po ústie je 40 km. Plocha povodia je 214 km², lesnatosť územia asi 60 %. Rieka je takmer neregulovaná, len v obciach je upravené koryto. V obci Papín sú vybudované vysoké stupne, ktoré vytvárajú neprekonateľnú prekážku v migrácii rýb do hornej časti toku.

Ichtyofaunou povodia Udavy sa zaoberal Kirka et al. (1981, 1984). Jeho práca má informatívny charakter o spodnom úseku rieky. Pozornosť venoval 2 lokalitám, pri Udavskom a pri Papine.

Povodiu horného toku Laborca bola venovaná väčšia pozornosť. Celé povodie študoval Kirka et al. (1981, 1984). Horný tok Laborca študoval Weisz a Kux (1959). Povodie Cirochy, ktorá je ľavostranným prítokom Laborca, študoval pred napuštěním vodnej nádrže Starina Bastl a Šporka (1986), po napuštěním skúmal ichtyofaunu nádrže a jej prítokov Koščo a Košuth (1995, 1996).

Materiál a metodika

Materiál bol lovený v hornej časti povodia pomocou batériového elektrického agregátu MK I a v spodnej časti povodia pomocou benzínového elektrického agregátu (800 W) v čase od 18.7.2001 do 20.7.2001 a v čase od 10.7.2002 do 13.7.2002. Výskum prebiehal na 17 lokalitách. V tabuľke č. 1 sa nachádza stručná charakteristika všetkých

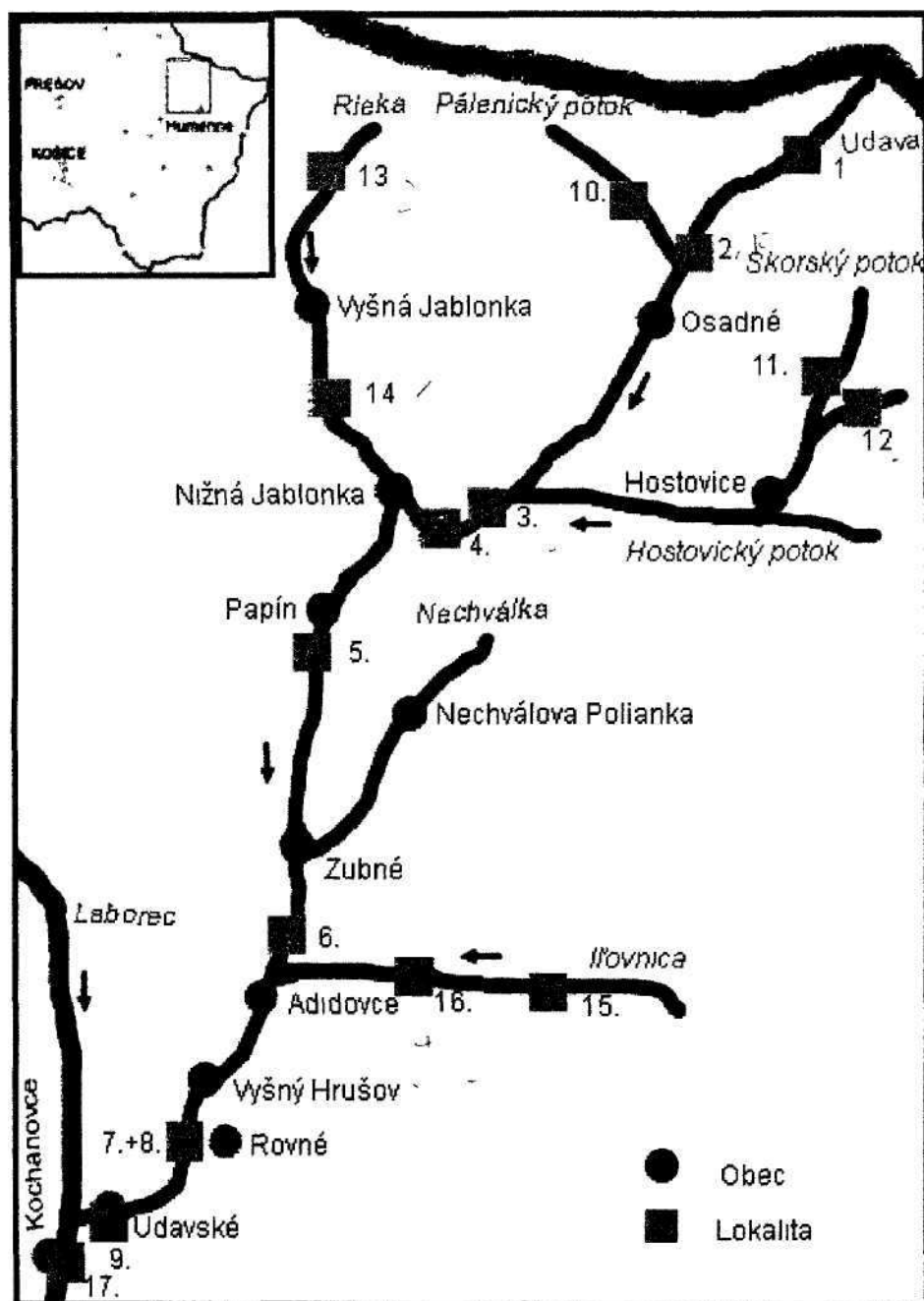
lokalít. Ulovené ryby boli determinované, zmerané s presnosťou na 1 mm, ryby do 30 g boli zvažované s presnosťou na 0,1 g, väčšie s presnosťou na 1 g. Z niektorých jedincov ulovených v roku 2002 boli odobraté šupiny. V roku 2001 boli lokality lovené len raz, v roku 2002 boli na lokalitách (1,2,4,6,8,10,11,12,13) vykonané 2 lovy, na ďalších jeden lov.

		nadm. výška	dĺžka a šírka úseku		priem. hlbka	charakter dna	priem. zrornosť	zástin	úspešnosť 1. lovu **
			rok 2001	rok 2002					
1.	Udava Ďakov	523 m	130 X 2 m	130 X 1,7m	20 cm	kamenisté	15 cm	100%	82%
2.	Udava Veľký Potok	430 m	-	60 X 2,5 m	20 cm	kamenisté	15 cm	25%	85%
3.	Udava Poľana	320 m	65 X 6 m	-	20 cm	štrkovité	7,5 cm	50%	-
4.	Udava Účko	320 m	140 X 5 m	140 X 5 m	30 cm	štrkovité nánosy	7,5 cm	50%	50%
5.	Udava Papín	257 m	58 X 8 m	-	40 cm	štrkovité nánosy	5 cm	50%	-
6.	Udava Iľovnica	210 m	116 x 9 m	80 X 8 m	30 cm	štrkovité	7,5 cm	50%	74%
7.	Udava Rovné 1	177 m	60 X 10 m	-	30 cm	štrkovité	7,5 cm	25%	-
8.	Udava Rovné 2	177 m	-	75 X 9 m	25 cm	štrkovité	7,5 cm	25%	72%
9.	Udava Udavské	162 m	-	48 X 5,5 m	30 cm	štrkovité	7,5 cm	25%	-
10.	Pálenický potok	465m	58 X 2 m	58 X 1,5 m	15 cm	kamenisté štrkovité	15 cm	100%	92%
11.	Skorský potok 1	420 m	40 X 2 m	40 X 1,5 m	20 cm	kamenisté	10 cm	100%	93%
12.	Skorský potok 2	420 m	75 X 2 m	75 X 2 m	20 cm	kamenisté	10 cm	100%	81%
13.	Rieka 1	480 m	77 X 2 m	60 X 1,5 m *	15 cm	kamenisté	10 cm	100%	82%
14.	Rieka 2	320 m	88 X 2,5 m	88 X 2,5 m	20 cm	kamenisté štrkovité	7,5 cm	75%	-
15.	Iľovnica 1	300 m	78 X 2 m	-	15 cm	kamenisté	10 cm	100%	-
16.	Iľovnica 2	230 m	34 X 2 m	-	50 cm	bahnité	0,5 cm	75%	-
17.	Laborec Kochanovce	158 m	-	80 X 8,5 m	50 cm	kamenisté štrkovité	10 cm	25%	-

Tab. 1: Charakteristika jednotlivých lokalít

* prelovený prítok Rieky nad lokalitou

** úspešnosť 1. lovu v roku 2002



Obr. č. 1: Mapa povodia rieky Udava s vyznačenými lokalitami. V ľavom hornom rohu sa nachádza mapa Východného Slovenska s vyznačením povodia rieky Udava.

Výsledky a diskusia

Ichtyofauna povodia Udavy je zložená z 14 druhov rýb a jedného druhu mihule (tab. č. 2, tab. č. 3). V porovnaní s Kirkom et al. (1891) je to o 3 druhy viac (*Eudontomyzon danfordi*, *Thymallus thymallus* a *Cottus poecilopus*). Stav chránených druhov *Sabanejewia aurata*, *Alburnoides bipunctatus* a *Gobio kessleri* je rovnaký ako pred 20 rokmi (Kirk et al., 1981).

V najvyšších úsekoch povodia sa vyskytuje len *Cottus poecilopus*, postupne sa

objavujú *Phoxinus phoxinus* a *Barbatula barbatula* a miestami *Salmo trutta*, v nižších úsekoch *laciná*, ojedinelý výskyt *Thymallus thymallus*. Pri lokalite č. 3 končí výskyt *C. poecilopus*. Na lokalitách s vhodnými náplavmi sa vyskytujú larvy mihule *Eudontomyzon danfordi*. Ďalšie druhy rýb sa objavujú až pri lokalite č. 5. Najpočetnejšími sú *Barbus petenyi*, *Alburnoides bipunctatus* a *Leuciscus cephalus*. Na lokalite č. 6 sa objavujú *Leuciscus leuciscus*, *Barbus barbus*, *Chondrostoma nasus* a *Sabanejewia aurata*, ktorá sa vyskytuje vo vhodných biotopoch až k ústiu do Laborca. V najnižších úsekoch slabne výskyt druhov *B. barbatula* a *P. phoxinus* a objavujú sa *Gobio gobio* a *Gobio kessleri*.

Výskyt druhu *Thymallus thymallus* v povodí je nepôvodný a je výsledkom vysadzovania. Vo východoslovenských riekach ho ekologicky nahrádza *Barbus petenyi* (Weisz a Kux, 1959). Otázka výskytu *Salmo trutta* v povodí je nejasná, podľa MO SRZ v Humennom, ktorá na Udave hospodári, sa v minulosti pstruh v Udave nevyskytoval a súčasný stav je výsledkom pravidelného vysadzovania.

Determinácia jednotlivých druhov rodu *Barbus* nebola vždy jednoznačná. Spoločný výskyt oboch druhov vedľa seba dáva predpoklady k úspešnej hybridizácii. „Podozrivým“ jedincom bola odobratá brušná plutva a uložená v 96 % alkohole na neskoršiu genetickú analýzu.

Rok 2002 sa výrazne nelíši od roku 2001. Zistené rozdiely v zastúpení jednotlivých druhov a v ich abundancii môžu byť spôsobené nízkym stavom vody v roku 2002. V roku 2002 sa objavujú 3 nové druhy (*G. kessleri*, *G. gobio*, *Ch. nasus*), ktoré sa v povodí vyskytovali pred 20 rokmi (Kirka et al. 1981). Výskyt druhu *G. gobio* bol zaznamenaný aj v roku 2001 nad lokalitou č. 5.

Výskyt početnejších druhov v Udave je podobný s výskytom v Laborci (Weisz a Kux, 1959, Kirka et al., 1981) a v Ciroche (Kirka et al., 1981, Bastl a Šporka, 1986, Koščo a Košuth, 1995).

Záver

Ichtyocenóza povodia rieky Udava má pomerne vysokú hodnotu. Chránené a ohrozené druhy (*E. danfordi*, *S. aurata*, *A. bipunctatus*) vytvárajú v povodí pomerne silné populácie. V povodí rieky sa nenachádzajú väčšie zdroje znečistenia, takže týmto druhom nehrozí väčšie nebezpečenstvo. Stav druhu *G. kessleri* je nízky, ale je rovnaký ako pred 20 rokmi. V zastúpení ďalších druhov neboli zaznamenané väčšie zmeny.

Táto práca by mala zhrnúť základné faunistické údaje o povodí rieky Udava. Na

tieto výsledky budú nadväzovať ďalšie výskumy zamerané na ďalšiu charakteristiku parametrov obsádky, ako aj na rast vybraných druhov rýb v daných podmienkach a možnosti migrácie v rámci toku.

Lokalita č.	1.		2.	3.	4.		5.	6.		7.	8.	9.	17.
zastúpenie (%)	2001	2002	200	2001	200	2002	2001	2001	2002	2001	2002	2002	2002
<i>E. danfordi</i>					15	9	1	1	<1				
<i>A. bipunctatus</i>							20	35	34	20	23	23	26
<i>B. barbus</i>								<1			<1	7	14
<i>B. petenyi</i>							11	19	26	46	42	42	24
<i>C. poecilopus</i>	47	98	34	1									
<i>G. gobio</i>											<1	<1	
<i>G. kessleri</i>												<1	1
<i>G. uranoscopus</i>													2
<i>Ch. nasus</i>									<1			2	17
<i>L. cephalus</i>							25	18	15	15	18	18	11
<i>L. leuciscus</i>							1		<1	<1			
<i>B. barbatula</i>	30		19	24	37	27	18	5	7	4	10	<1	1
<i>P. phoxinus</i>	23	2	44	71	46	51	24	19	13	11	1		
<i>S. aurata</i>								3	2	4	5	7	3
<i>S. trutta</i>			3	3	2	12		<1	2				
<i>T. thymallus</i>				1	1	<1			<1				
abundancia	8962	2308	960	4718	237	5114	4483	3056	8938	6117	11570	12273	5132

Tab. 2: Percentuálne zastúpenie a abundancia (v ks . ha") jednotlivých druhov rýb na skúmaných lokalitách

Lokalita č.	10.		11.		12.		13.		14.		15.	16.
Zastúpenie (%)	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2001
<i>E. danfordi</i>												2
<i>C. poecilopus</i>	100	100	84	70	93	69	100	100			46	
<i>L. cephalus</i>												2
<i>B. barbatula</i>			15	15	3	6			34	7		3
<i>P. phoxinus</i>			1	15	4	23			32			27
<i>S. trutta</i>						2			34	93	54	3
abundancia	1466	2759	15625	11833	5333	4267	2292	6667	2136	4909	6154	5441

Tab. 3: Percentuálne zastúpenie a abundancia (v ks . ha") jednotlivých druhov rýb na skúmaných lokalitách

Pod'akovanie

Autori d'akujú správe CHKO Východné Karpaty, správe NP Poloniny, MO SRZ v Humennom a PZ OSOJ v Osadnom za spoluprácu na projekte, ako aj všetkým, ktorí sa podieľali na realizácii projektu, najmä Mgr. J. Duškovi, Mgr. P. Sýkorovi, Z. Lajbnerovi a M. Kaftanovi za obetavú pomoc pri terénnych prácach.

Výskum bol podporený z prostriedkov Výskumného záměru MŠMT ČR JI 3/981136100004.

Literatúra

BASTL, L., ŠPORKA F.: Ichtyofauna a zoobentos povodia vodárenskej nádrže Starina a návrh na jej účelové obhospodarovanie. Štúdiá Laboratória rybárstva a hydrobiológie, 1986(nepubl.)

KIRKA, A., MÉSZÁROS, J., NAGY, S.: Ichtyocenózy a bentos v riekach východného Slovenska vo flyšovom pásme. Poľnohospodárska veda, 1981, Ser. A, no. 1, p. 1 - 127

KIRKA, A., MÉSZÁROS, J., NAGY, Š., ŠPORKA, F., VRANOVSKÝ, M.: Ichtyofauna and its conditions in the Laborec river system. Folia Zool., 1984, vol. 33, no. 3, p. 277-288

KOŠČO, J., KOŠUTH, P.: Ichtyofauna potoków zasilajacych zbiornik zaporowy Starina. Roczniki Bieszczadzkie, 1995, vol. 4, p. 143 - 154

KOŠČO, J., KOŠUTH, P.: Uwagi o stanie ichtyofauny zbiornika wodnego Starina. Roczniki Bieszczadzkie, 1996, vol. 5, p. 147- 153

WEISZ, T., KUX, Z.: Příspěvek k poznání ichtyofauny řek Laborce, Tople a Popradu. Časopis moravského musea, 1959, vol. 44, p. 119 - 135

Ladislav Pekárik, RNDr. Miroslav Švátora, CSc, Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, katedra zoologie, Viničná 7, 128 43 Praha 2 RNDr. Jaroslav Černý, CSc, Zoologický ústav SAV, Dúbravská cesta 9, 842 06 Bratislava Mgr. Karol Pepich, Správa CHKO Východné Karpaty, Lipová ul., 066 01 Humenné

ICHTYOFAUNA ŤAŽOBNÝCH JAM V INUNDACNOM UZEMI RIEK VÝCHODOSLOVENSKEJ NÍŽINY

Fish communities in borrow pits in the floodplain along the East Slovakia Lowlands rivers

J. KOŠČO, P. KOŠUTH

Summary: From 1986 to 2001 the fish communities inhabiting 31 artificial borrow pits were investigated in the floodplain along the lower reaches of the rivers Laborec, Latorica, Ondava and Tisa. In the habitats under study, evidence has been obtained of the occurrence of 33 species. The most frequency species was *Ictalurus nebulosus*, *Rutilus rutilus*, *Carassius auratus*, *Abramis brama* and *Scardinius erythrophthalmus*, *Rhodeus sericeus*, *Esox lucius* as well.

Úvod

Predložená práca predstavuje doplnenú sumarizáciu doterajších poznatkov o ichtyofaune ťažobných jám v inundačnom území Laborca, Latorice, Ondavy a Tisy.

Z územia Východoslovenskej nížiny (VSN) sú informácie o rybách inundačných vôd jednotlivých hlavných tokov povodia Tisy v prácach Košča (1987a, b, 1997, 2002), Košča a Košutha (2002a, b), Košča a kol. (1992, 1999, 2001).

Materiál a metodika

Ryby boli lovené v nepravidelných intervaloch v priebehu rokov 1986 - 2001. Na odlov bola najčastejšie používaná záťahová sieť typu „vatka“, s priemerom ôk 10 mm a dĺžkou 12 m. V niektorých prípadoch sme lovili pomocou bežného elektrického agregátu s benzínovým motorom (220 V, 1,5-2,0 A, 1000 W), výnimočne sme výsledky doplnili odlovmi udicou.

Kvalitatívno-quantitatívne charakteristiky ichtyocenóz sme vyjadrili podľa Lososa a kol. (1985), ekologické skupiny podľa Holčíka (1998).

Výsledky a diskusia

Druhové bohatstvo

Prelovením 31 ťažobných jám v medzihrádzovom priestore Laborca, Latorice,

Ondavy a Tisy, sme ulovili 9 664 rýb, patriacich do 8 čeľadí a k 33 druhom (Tab. 1).

Počet druhov kolísal od 1 do 17, s priemerom 10,3. Najchudobnejšie druhové zastúpenie sme zaznamenali v prípade Ondavy (v priemere 5,5 druhu), čo súvisí s ich periodickým charakterom a úzkym medzihrádzovým priestorom, umožňujúcim rýchly návrat rýb do toku po opadnutí záplavových vôd. Viac druhov sme zistili v jame čiastočne spojenej s tokom, kde trvá kontinuita s tokom dlhší čas a v novo vybagrovanej, hlbšej jame (Koščo a kol., 1992). Štruktúra ichtyofauny v novej jame nezodpovedala topickým atrofickým podmienkam (Koščo a kol., 1992). K rovnakému zisteniu dospeli aj Halačka a kol. (1998) v povodí Dyje.

Druhovo najbohatšie boli lokality v inundačnom území Tisy (v priemere 12 druhov). Tieto síce tiež majú periodický charakter a menšiu hĺbku, ale inundačné územie Tisy je skoro 20-násobne širšie. To sťažuje vyhľadanie cesty späť do toku pri poklese vôd, hlavne pre mladé viacerých reofilných druhov rýb, vyskytujúcich sa tu vo vyššom percentuálnom zastúpení ako na ostatných sledovaných inundačných územiach.

Priemerný počet druhov v jamách Laborca a Latorice bol vyšší a skoro vyrovnaný (10,1 resp. 10,2). Okrem väčšieho počtu odlovov si to vysvetľujeme aj iným charakterom ťažobných jám, najmä ich hydrologickými pomermi (celoročná voda, každoročné záplavy, ..). Väčšie druhové bohatstvo na Latorici je ovplyvnené širším druhovým spektrom hlavného toku (*Sander volgense*, *Misgurnus fossilis*, *Tinca tinca*), ale tiež novým výskytom expanzných druhov rýb (*Ictalurus melas*, *Percottus glenii*).

Rozdiely v druhovom bohatstve medzi ťažobnými jamami tej istej rieky boli ovplyvnené nielen výškou vodného stĺpca a veľkosťou jám, ale aj vekom jamy. Ten určoval intenzitu zarastania jám makrofytmí, čo malo vplyv na kyslíkové pomery a iné hydrochemické ukazovatele (pH, NH₄, ...), hlavne vo vrchole vegetačného obdobia. Rozkladajúca sa vegetácia môže ovplyvniť kyslíkové pomery aj v zimnom období (Halačka a kol., 1998).

V 9 ťažobných jamách v povodí Dyje zistili Halačka a kol. (1998) výskyt 23 druhov rýb, čo je porovnateľné s našimi zisteniami. Počet druhov kolísal v jednotlivých lokalitách od 12 do 18, s priemerom vyšším (15,7), ako na našich lokalitách, čo si vysvetľujeme vyššou intenzitou odlovu pri použití kombinovaného spôsobu lovu.

Dominancia

Eudominantnými druhmi za celé obdobie sledovania boli sumček hnedý (*Ictalurus nebulosus*), plotica červenooká (*Rutilus rutilus*), karas striebřistý (*Carassius auratus*) a pleskáč vysoký (*Abramis brama*). Kedysi vysoká dominancia sumčeka hnedého je

v súčasnosti už nižšia, čo si vysvetľujeme jednak poklesom jeho expanznej vlny, ale tiež objavením sa pravdepodobne konkurenčného sumčeka čierneho (*Ictalurus melas*) (Tab. 1).

Dominancia jednotlivých druhov rýb bola ovplyvnená najmä zastúpením ich juvenilnej zložky. Úspešnosť neresu a prežitia mlade býva na podobných biotopoch ovplyvnená hydrologickými podmienkami (najmä doba a intenzita záplav) (Halačka a kol., 1998; Bartošová, Jurajda, 2001; Koščo a kol., 2001).

Za pozornosť stojí aj vzájomné početnostné zastúpenie karasa zlatistého (*Carassius carassius*) a karasa striebristého. V Tise, kde bol karas striebristý superdominantný, sa karas zlatistý nevyskytoval, s ďalším znižovaním podielu karasa striebristého v ostatných povodiach rástlo zároveň zastúpenie karasa zlatistého. Aj keď treba brať do úvahy časový faktor, predsa to naznačuje na určitý amenzalizmus, prezentovaný ako sexuálny parazitizmus.

Rozloženie dominancie na väčší počet druhov v prípade Laborca a najmä Latorice naznačuje na stabilnejšie ichtyocenózy v porovnaní s Ondavou a Tisou, kde sú ekologické podmienky extrémnejšie. *Frekvencia*

Najvyššie hodnoty frekvencie výskytu v ťažobných jamách riek VSN sme zistili pri plotici červenookej (87,1 %) a sumčekom hnedom (80,6 %), teda pri druhoch ktoré mali aj najvyššie hodnoty dominancie. Ďalšie dva najfrektovanejšie druhy (červenica ostrobruchá - *Scardinius erythrophthalmus* a lopatka dúhová - *Rhodeus sericeus*) však mali hodnoty dominancie niekoľkonásobne nižšie. Hodnoty frekvencie nad 50 % dosiahlo ešte ďalších 5 druhov - pleskáč vysoký, belička európska (*Alburnus alburnus*), ostriež zelenkastý (*Perca fluviatilis*), štika severná (*Esox lucius*) a hrebenačka frkaná (*Gymnocephalus cernuus*).

Vzhľadom na počet odlovov v inundačných územiach Laborca a Latorice, celková frekvencia výskytu jednotlivých druhov bola najviac ovplyvnená hodnotami práve z týchto povodí.

Čík európsky (*Misgurnus fossilis*) apíž dunajský (*Cobitis elongatoides*) sa vyskytovali iba v jamách dvoch najväčších riek - v Latorici a Tise, čo korešponduje s výskytom plža dunajského tiež iba v dolnej časti Dyje (Halačka a kol, 1998).

Vyššia frekvencia karasa striebristého v ťažobných jamách Latorice je ovplyvnená jeho častejším výskytom v posledných rokoch, kedy sme na Laborci a Ondave nelovili. Spolu s údajmi o jeho terajšej vyššej dominancii na Latorici (v r. 1986-87 - 0.1-0.2 %, v r. 2001 - 24-26 %), môžeme predpokladať, že ide o novú vlnu expanzie v oblasti VSN, teraz už zastúpenú aj samcami tohto druhu (na niektorých lokalitách samce dokonca

prevažovali). *Druhovú podobnosť*

Aj keď všetky lokality patria do jedného povodia (Tisa), medzi ťažobnými jamami jednotlivých riek boli rozdiely v druhovej identite. Sôrensenov index druhovej podobnosti bol najvyšší v prípade Laborca a Latorice (71,1 %) a najnižší v prípade Ondavy a Tisy (47,7 %). Najčastejšie boli rozdiely v podobnosti spôsobené nepravidelným výskytom subprecedentných foriem (Tab. 1).

Priemerný index druhovej podobnosti bol najnižší pri jamách Ondavy (22,4 %) a iba o niečo vyšší pri Tise (41,7 %). Táto skutočnosť je zrejme ovplyvnená periodickým charakterom sledovaných biotopov, kde sa každoročne formuje ichthyocenóza nanovo, v závislosti od doby a intenzity záplav. Ťažobné jamy s permanentnou vodou už mali index druhovej podobnosti vyšší, čo súvisí s procesom formovania autochtónnej ichthyocenózy. V prípade Laborca bola jeho priemerná hodnota 71,8 % ISô, v Latorici nižšia (53,4 %), čo bolo ovplyvnené časovým faktorom (dlhšia časová perióda sledovania), prejavujúcim sa jednak výskytom nových druhov (slnečnica pestrá - *Lepomis gibbosus*, býčkovec hlavatý - *Perccottus glenii*, sumček čierny), ale aj novou expanznou vlnou karasa striebřitého a na druhej strane úspešným procesom ťažobných jam so sprievodným zarastaním a zmenami v ichthyocenóze (viac šŕuky severnej, lopatky dúhovej, ostrieža zelenkastého, číka európskeho; menej plotice červenookej, beličky európskej, pleskáča vysokého), ako aj už zdôvodneným úbytkom sumčeka hnedého a karasa zlatistého.

Druhovú štruktúrou sa ichthyofauna Dyje (Halačka a kol., 1998) najviac podobala ichthyocenóze z jam Laborca a Latorice (74,4 a 73,5 % ISô), najmenej ichthyofauna Tisy (53,7 %), čo bolo spôsobené jednak zastúpením rýb z hlavného toku Tisy (jalec hlavatý - *Leuciscus cephalus*, mrena severná - *Barbus barbus*, hrúz bielooplutvý - *Gobio albipinnatus*), ale aj výskytom exotických druhov v Tise (sumček hnedý, sumček čierny, slnečnica pestrá, býčkovec hlavatý).

Pri porovnaní juvenilnej zložky ťažobných jam v povodí Dyje (Bartošová, Jurajda, 2000) s našimi výsledkami sa potvrdzuje, že sukcesia ichthyocenóz v ťažobných jamách smeruje k posilneniu populácií ostrieža zelenkastého a lopatky dúhovej a k oslabeniu populácií plotice červenookej a pleskáča vysokého. *Ekologická charakteristika ichthyofauny ťažobných jam*

Vo vzťahu k prúdu prevládali eurytopné druhy (42,4 %) pred limnofilnými (36,4 %). Reofilných druhov bolo 21,2 %, ale ich podiel na celkovej početnosti bol ešte oveľa nižší (3,5 %) (Tab. 2).

Z hľadiska neresových nárokov prevažovali rytofilné druhy (39,4 %), pred limnofilnými (21,1 %) a rytolitofilnými (18,2 %), ktoré mali aj najvyšší počet jedincov (39,8 %), zastúpených najmä v ťažobných jamách Laborca a Latorice (Tab. 3).

Z potravných skupín prevažovali eurytopné druhy. V ťažobných jamách Laborca a Latorice už mali vyššie zastúpenie nešpecializované mäsožravé (Tab. 4). Zastúpenie jednotlivých potravných skupín súvisí s trofickou bázou jednotlivých jam. Pokiaľ v Laborci a Latorici bol potravný potenciál vysoký, prejavujúci sa v značných rastových prírastkoch rýb, v jamách Ondava bola trofická báza slabá, prejavujúca sa nízkym koeficientom kondície a indexom naplnenia (Koščo a kol., 1992).

Z hľadiska vekovej štruktúry prevládali juvenilné jedince (Koščo, 1987b, 2002).

Z chránených a vzácných druhov (27,3 %) bol v kategórii CR zastúpený čík európsky, v kategórii VU jalec tmavý (*Leuciscus idus*), nosál sťahovavý (*Vimba vimba*), ovsienka striebřistá (*Leucaspis delineatus*), pleskáč siný (*Abramis ballerus*), pleskáč tuponosý (*Abramis sapa*), plž dunajský a hrebenačka Balonová (*Gymnocephalus baloni*) a v kategórii DD boleň dravý (*Aspius aspius*) a lopatka dúhová. Najviac druhov z týchto kategórií bolo v ťažobných jamách Latorice (30,8 %).

Záver

V ťažobných jamách riek VSN sme zistili 33 druhov rýb. Počet druhov bol ovplyvnený šírkou inundačného územia, hydrologickým režimom, druhovým bohatstvom hlavného toku, vekom jamy, jej veľkosťou, hĺbkou a členitosťou.

Dominovali *Ictalurus nebulosus*, *Rutilus rutilus*, *Carassius auratus* a *Abramis brama*. Zmeny v dominancii boli spôsobené prirodzenými sukcesnými procesmi a expanznými vlnami introdukovaných druhov. V ostatných prípadoch bola dominancia ovplyvnená zastúpením juvenilov.

Okrem dominantných druhov mali vysoké hodnoty frekvencie ešte *Scardinius erythrophthalmus*, *Rhodeus sericeus* a *Esox lucius*.

Druhová podobnosť bola ovplyvnená nepravidelným výskytom subrecedentných foriem. Sukcesia ichtyocenóz v ťažobných jamách smeruje k posilneniu populácii druhov *Perca fluviatilis* a *Rhodeus sericeus* a k oslabeniu druhov *Rutilus rutilus* a *Abramis brama*.

V ťažobných jamách sme zistili 27,3 % druhov z kategórii stupňa ohrozenia podľa klasifikácie IUCN.

Literatúra

- BARTOŠOVÁ, Š., JURAJDA, P.: Složení společenstev 0+ juvenilních ryb aluvia dolního toku řeky Dyje. *Biodiverzita ichtyofauny ČR (III)*, 2000, p. 53-57
- BARTOŠOVÁ, Š., JURAJDA, P.: A comparison of 0+ fish communities in borrow pits under different flooding regime. *Folia Zool*, 2001, vol. 50, no. 4, p. 305-315
- HALAČKA, K., LUSK, S., LUSKOVÁ, V.: Fish communities in artificial pools in the floodplain along the lower reaches of the River Dyje. *Folia Zool.*, 1998, vol. 47, no. 2, p. 125-134
- HOLČÍK, J.: Ichtyológia. *Príroda, Bratislava*, 1998, 310pp. KOŠČO, J.: Ichtyofauna inundačných vôd Latorice. *Zborník Vsi. múzea*, 1987a, *Prír. vedy*, vol. 28, p. 183-187
- KOŠČO, J.: Inundačné vody Latorice, ich ichtyofauna a význam. *Poľovníctvo a rybárstvo*, 1987b, vol. 39, no. 3, p. 23
- KOŠČO, J.: Ichtyofauna inundačných vôd Laborca. *Natura Carpatica*, 1997, vol. 38, p. 121-132
- KOŠČO, J.: „Kubíky“ charakteristické biotopy záplavového územia riek Východoslovenskej nížiny. *Poľovníctvo a rybárstvo*, 2002, vol. 54, no. 8, p. 44-46
- KOŠČO, J., KOŠUTH, P.: Výskyt *Ictalurus melas* Rafinesque, 1820 a *Percottus glenii* Dybowski, 1877 na východnom Slovensku. *Biodiverzita ichtyofauny ČR (IV)*, 2002, in press
- KOŠČO, J., KOŠUTH, P.: Príspevok k poznaniu ichtyofauny slovenského úseku Tisy. *Acta Fac. Hum. Nat. Set, Prešovská univerzita, Prešov*, 2002, *Prír. vedy*, in press
- KOŠČO, J., BRÁZDA, J., HALÁTOVÁ, K.: Príspevok k poznaniu ichtyofauny a potravnjej bázy ťažobných jám v medzihrádzovom priestore Ondavy. *Zborník Vsi. múzea*, 1992, *Prír. vedy*, vol. 32-33, p. 77-86
- KOŠČO, J., KOŠUTH, P., SABAN, Š.: Príspevok k poznaniu ichtyofauny CHKO Latorica. *Natura Carpatica*, 1999, vol. 40, p. 239-244
- KOŠČO, J., KOŠUTH, P., ONDREJ, L.: Dížkový rast slnečnice pestrej (*Lepomis gibbosus* Linnaeus, 1758) v inundačných vodách Latorice. *Natura Carpatica*, 2001, vol. 42, p. 191-196
- LOSOS, B., GULIČKA, J., LELLÁK, J., PELIKÁN, J.: Ekologie živočichů. *SPN, Praha*, 1985, 320 pp.

Tab 1. Dominancia (D) a frekvencia (F) jednotlivých druhov rýb v lokalitách (v %)

P X r.C.	Druh	Laborec		Latorica		Ondava		Tisa		Spolu	
		D	F	D	F	D	F	D	F	D	F
1.	<i>Rutilus rutilus</i>	29,05	100	27,72	84,6	3,48	50,0	3,35	100	15,9	87,1
2.	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	4,81	91,7	4,57	92,3	0,25	25,0	-	-	2,41	77,4
3.	<i>Leuciscus cephalus</i>	0,12	16,7	0,23	30,8	1,00	25,0	5,05	50,0	1,60	19,4
4.	<i>Leuciscus idus</i>	0,13	16,7	-	-	-	-	-	-	0,03	6,4
5.	<i>Aspius aspius</i>	1,10	25,0	0,11	15,4	-	-	-	-	0,30	16,1
6.	<i>Leucaspis delineatus</i>	0,03	16,7	-	-	29,00	50,0	-	-	7,26	9,7
7.	<i>Alburnus alburnus</i>	5,98	66,7	7,62	69,2	15,33	25,0	3,85	100	8,19	67,7
8.	<i>Abramis bjoerkna</i>	1,43	75,0	2,12	38,5	-	-	1,25	50,0	1,20	48,4
9.	<i>Abramis brama</i>	27,49	100	14,47	69,2	0,75	25,0	-	-	10,68	71
10.	<i>Abramis ballerus</i>	-	-	0,38	15,4	1,23	25,0	-	-	0,40	9,7
11.	<i>Abramis sapa</i>	-	-	0,39	23,1	2,95	25,0	-	-	82,00	12,9
12.	<i>Vimba vimba</i>	-	-	-	-	0,25	25,0	-	-	0,06	3,2
13.	<i>Tinea tinea</i>	-	-	0,11	7,7	0,20	25,0	-	-	0,08	6,5
14.	<i>Barbus barbus</i>	-	-	-	-	0,25	25,0	0,40	50,0	0,15	6,5
15.	<i>Gobio albipinnatus</i>	0,02	8,3	-	-	-	-	1,16	50,0	0,30	6,5
16.	<i>Pseudorasbora parva</i>	-	-	-	-	-	-	8,50	100	2,13	6,5
17.	<i>Rhodeus sericeus</i>	3,93	41,7	4,19	61,5	0,63	25,0	5,30	100	3,50	71,0
18.	<i>Carassius carassius</i>	0,36	8,3	0,14	23,1	0,20	25,0	-	-	0,18	16,1
19.	<i>Carassius auratus</i>	0,02	8,3	4,26	30,8	0,50	25,0	57,50	100	15,56	25,8
20.	<i>Cyprinus carpio</i>	0,12	8,3	0,11	7,7	-	-	0,75	50,0	0,23	9,7
21.	<i>Misgurnus fossilis</i>	-	-	0,48	23,1	-	-	1,25	50,0	0,42	12,9
22.	<i>Cobitis elongatoides</i>	-	-	0,24	30,8	-	-	1,00	50,0	0,30	16,1
23.	<i>Silurus glanis</i>	-	-	-	-	-	-	0,25	50,0	0,05	3,2
24.	<i>Ictalurus nebulosus</i>	14,39	91,7	7,21	76,9	41,45	75,0	0,75	50,0	15,94	80,6
25.	<i>Ictalurus melas</i>	-	-	0,84	23,1	-	-	1,25	50,0	0,52	12,9
26.	<i>Esox lucius</i>	0,67	58,3	1,68	61,5	0,85	25,0	2,55	50,0	1,44	54,8
27.	<i>Lepomis gibbosus</i>	0,53	66,7	1,59	30,8	-	-	5,10	50,0	1,80	41,9
28.	<i>Perca fluviatilis</i>	0,66	41,7	10,03	84,6	1,93	50,0	-	-	3,15	58,1
29.	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	4,71	66,7	4,37	61,5	-	-	-	-	2,27	51,6
30.	<i>Gymnocephalus baloni</i>	-	-	1,06	7,7	-	-	-	-	0,25	3,2
31.	<i>Sander lucioperca</i>	4,23	41,7	0,08	15,4	-	-	-	-	1,07	22,6
32.	<i>Sander volgense</i>	-	-	0,01	7,7	-	-	-	-	0,01	3,2
33.	<i>Perccottus glenú</i>	-	-	5,99	23,1	-	-	1,25	50,0	1,80	12,9
Počet ulovených rýb		3678		5397		264		325		9664	
Počet odlovov		12		13		4		2		3-	

Tab. 2 Štruktúra ichtyocenóz ťažobných jám vo vzťahu k prúdu (počet druhov / počet jedincov v %)

Ekologická skupina	Laborec	Latorica	Ondava	Tisa	Spolu
eurýtopný	60,0 / 51,2	42,3 / 62,2	35,3 / 22,5	50,0 / 83,7	42,4 / 55,5
reofilný	10,0 / 1,2	19,2 / 2,0	23,5 / 4,4	16,7 / 6,5	21,2 / 3,5
limnofilný	30,0 / 47,6	38,5 / 35,8	41,2 / 73,1	33,3 / 9,8	36,4 / 41,0

Tab. 3 Štruktúra ichtyocenóz ťažobných jám vo vzťahu k neresovým nárokom (počet druhov / počet jedincov v %)

Ekologická skupina	Laborec	Latorica	Ondava	Tisa	Spolu
A.1.3	10,0 / 1,2	19,2 / 2,2	29,4 / 5,6	11,1 / 5,3	21,1 / 3,5
A.1.4	30,0 / 68,1	19,2 / 64,2	23,5 / 21,4	11,1 / 7,2	18,2 / 39,8
A.1.5	30,0 / 7,4	34,7 / 13,7	29,4 / 2,0	33,3 / 64,2	27,3 / 21,4
A.1.6	5,0 / 0,1	-	-	5,6 / 1,1	3,0 / 0,2
A.2.5	5,0 / 3,9	3,8 / 4,2	5,9 / 0,6	5,6 / 5,3	3,0 / 3,3
B.1.4	5,0 / 0,1	-	5,9 / 29,0	5,6 / 0,2	6,1 / 7,2
B.2.2	5,0 / 0,5	7,7 / 7,6	-	16,6 / 14,7	9,1 / 5,5
B.2.5	5,0 / 4,3	7,7 / 0,1	-	-	6,1 / 2,7
B.2.7	5,0 / 14,4	7,7 / 8,0	5,9 / 41,4	11,1 / 2,0	6,1 / 16,4

Tab. 4 Štruktúra ichtyocenóz ťažobných jám vo vzťahu k potrave (počet druhov / počet jedincov v %)

Ekologická skupina	Laborec	Latorica	Ondava	Tisa	Spolu
Ca. 1	35,0 / 39,6	42,5 / 46,4	35,2 / 21,4	44,4 / 14,0	42,4 / 30,2
Ca.2.1	15,0 / 6,0	15,6 / 1,8	5,9 / 0,8	5,6 / 2,5	12,2 / 2,8
Ca.2.3	-	4,0 / 0,4	5,9 / 1,2	-	3,0 / 0,4
Eu	45,0 / 49,5	33,9 / 46,9	47,1 / 76,4	50,0 / 83,5	39,4 / 64,2
He.2.1	5,0 / 4,9	4,0 / 4,5	5,9 / 0,2	-	3,0 / 2,4

PaedDr. Ján Koščo, PhD., Katedra ekológie, Fakulta humanitných a prírodných vied
Prešovskej univerzity v Prešove, ul. 17. novembra 1, 081 16 Prešov, Slovenská republika
MVDr. Peter Košuth, PhD., Katedra infekčných a parazitárnych chorôb, Ústav parazitológie,
chorôb rýb, včiel a zveri, Univerzita veterinárskeho lekárstva, Komenského 73, 041 81 Košice,
Slovenská republika

ICHTHYOCENÓZA ŘEKY ŽELETAVKY A JEJÍCH PŘÍTOKŮ BIHANKY A BLATNICE

Ichthyocoenosis of the Želetavka River and its Tributaries, the Bihanka and the Blatnice

J. KŘÍŽEK, A. REITER

Summary: During the July-September period in 1999, the ichthyocoenosis of the Želetavka River and its tributaries was investigated, using the electro-fishing gear. The fishing sites were as follows: in the Želetavka (length 53.7 km, catchment area 374.4 km², average flow rate at the mouth 1.11 m³ · s⁻¹) four sites: Bačkovice, Lubnice, Bahnův mlýn and Peksův mlýn; in the left-side tributary, the Bihanka (length 16.8 km, catchment area 73 km², average flow rate at the mouth 0.17 m³ · s⁻¹) two sites: near the village Hornice and at Rajmundský mlýn; in the right-side tributary, the Blatnice (length 18.3 km, catchment area 73.9 km², flow rate at the mouth 0.19 m³ · s⁻¹) also two sites: at the villages Mešovice and Korolupy. The investigation proved the presence of 17 fish species in the Želetavka, including brown trout (*Salmo trutta* m. *fario*), pike (*Esox lucius*), dace (*Leuciscus leuciscus*), chub (*Leuciscus cephalus*), ide (*Leuciscus idus*), roach (*Rutilus rutilus*), gudgeon (*Gobio gobio*), barbel (*Barbus barbus*), bleak (*Alburnus alburnus*), sperlin (*Alburnoides bipunctatus*), nase (*Chondrostoma nasus*), bream (*Abramis brama*), stone moroko (*Pseudorasbora parva*), stone loach (*Barbatula barbatula*), perch (*Perca fluviatilis*), burbot (*Lota lota*), eel (*Anguilla anguilla*) and two hybrids between roach and bream and between roach and dace. The species that occurred at all sites included only chub, roach, gudgeon, sperlin, stone loach and eel. Their over-all abundance ranged from 2853 fish per ha to 8433 fish per ha, with biomass ranging from 98.4 kg per ha to 501.7 kg per ha. The species dominant in terms of both abundance and biomass included chub and roach. The Bihanka was populated by 10 species of fish, including chub (*Leuciscus cephalus*), roach (*Rutilus rutilus*), gudgeon (*Gobio gobio*), bleak (*Alburnus alburnus*), bitterling (*Rhodeus sericeus*), minnow (*Phoxinus phoxinus*), stone moroko (*Pseudorasbora parva*), tench (*Tinea tinea*), stone loach (*Barbatula barbatula*) and perch (*Perca fluviatilis*). The total abundance of the ichthyocoenosis ranged from 926.6 fish per ha with biomass of 12.9 kg to 4352.8 fish per ha with biomass of 77.4 kg. Eleven fish species occurred in the Blatnice, including pike (*Esox lucius*), chub (*Leuciscus cephalus*), roach (*Rutilus rutilus*), gudgeon (*Gobio gobio*), minnow (*Phoxinus phoxinus*), sperlin

(*Alburnoides bipunctatus*), tench (*Tinea tinea*), stone loach (*Barbatula barbatula*), perch (*Perca fluviatilis*), pike-perch (*Sander lucioperca*) and eel (*Anguilla anguilla*). The overall abundance ranged from 1474.3 fish per ha with biomass of 93.4 kg to 2625.1 fish per ha with biomass of 73.7 kg. The chub and stone loach prevailed in the ichthyocoenosis.

It was a positive environmental finding that spirlin occurred at all sites in the Želetavka, where it represented 0.2 - 25.1% of the total abundance of the ichthyocoenosis, and also that minnow occurred in the Bihanka and Blatnice, and the bitterling in the Bihanka.

Úvod

Ichtyologický průzkum řeky Želetavky a jejích hlavních přítoků Bihanky a Blatnice byl v roce 1999 proveden na základě zadání referátů životního prostředí OÚ v Třebíči a ve Znojmě. Cílem bylo získat základní údaje charakterizující složení ichtyocenózy v podélném profilu toků. V řece Želetavce (délka toku 53,7 km, plocha povodí 374,4 km², průměrný průtok v ústí 1,11 m³ · s⁻¹) byly odlovy provedeny na čtyřech lokalitách - Bačkovice, Lubnice, Bahnův mlýn a Peksův mlýn. V levostranném přítoku, řece Bihance (délka toku 16,8 km, plocha povodí 73 km², průměrný průtok v ústí 0,17 m³ · s⁻¹) na dvou lokalitách - u obce Hornice a u Rajmundského mlýna a v pravostranném přítoku, řece Blatnici (délka toku 18,3 km, plocha povodí 73,9 km², průměrný průtok v ústí 0,19 m³ · s⁻¹) rovněž na dvou lokalitách - u obcí Mešovice a Korolupy.

Materiál a metodika

Průzkum ichtyocenózy byl proveden v období měsíců července až září pomocí odlovů el. agregátem. Odlovné úseky měřily více než 100 m a byly vybírány tak, aby byly zakončeny překážkou zabraňující úniku ryb, např. jezy, prahy apod. (Pivnička et al. 1995). Na mělkých lokalitách s úzkým korytem byl použit bateriový agregát LENA, na širším a hlubším toku pak benzinový agregát Honda o výkonu 5,5 kW. Odlovený vzorek ichtyocenózy byl zpracován a hodnocen standardním postupem (Gulland 1983).

Výsledky a diskuze

Na čtyřech lokalitách řeky Želetavky byl prokázán výskyt 17 druhů ryb: pstruh obecný f. potoční (*Salmo trutta* m. *fario*), štika obecná (*Esox lucius*), jelec proudník (*Leuciscus leuciscus*), jelec tloušť (*Leuciscus cephalus*), jelec jeseň (*Leuciscus idus*), plotice obecná (*Rutilus rutilus*), hrouzek obecný (*Gobio gobio*), parma obecná (*Barbus barbus*), ouklej obecná (*Alburnus alburnus*), ouklejka pruhovaná (*Alburnoides*

bipunctatus), ostroretka stěhovavá (*Chondrostoma nasus*), cejn velký (*Abramis brama*), střevlička východní (*Pseudorasbora parva*), mřenka mramorovaná (*Barbatula barbatula*), okoun říční (*Perca fluviatilis*), mník jedno vousy (*Lota lota*), úhoř říční (*Anguilla anguilla*) a dvou kříženců plotice s cejnem a plotice s proudníkem. Na všech lokalitách se vyskytovali pouze jelec tloušť, plotice obecná, hrouzek obecný, ouklejka pruhovaná, mřenka mramorovaná a úhoř říční. Celková abundance se pohybovala od 2853 ks/ha do 8433 ks/ha s biomasou 98,4 kg/ha až 501,7 kg/ha. Dominantními druhy z hlediska početnosti i biomasy byli jelec tloušť a plotice obecná (Tab. 1). Na dvou lokalitách řeky Bihanky bylo uloveno 10 druhů ryb: jelec tloušť (*Leuciscus cephalus*), plotice obecná (*Rutilus rutilus*), hrouzek obecný (*Gobio gobio*), ouklej obecná (*Alburnus alburnus*), hořavka duhová (*Rhodeus sericeus*), střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*), střevlička východní (*Pseudorasbora parva*), lín obecný (*Tinea tinea*), mřenka mramorovaná (*Barbatula barbatula*), okoun říční (*Perca fluviatilis*). Celková početnost ichtyocenózy byla 926,6 ks/ha s biomasou 12,9 kg a 4352,8 ks/ha s biomasou 77,4 kg (Tab. 2). Na dvou lokalitách řeky Blatnice byl ověřen výskyt 11 druhů ryb: štika obecná (*Esox lucius*), jelec tloušť (*Leuciscus cephalus*), plotice obecná (*Rutilus rutilus*), hrouzek obecný (*Gobio gobio*), střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*), ouklejka pruhovaná (*Alburnoides bipunctatus*), lín obecný (*Tinea tinea*), mřenka mramorovaná (*Barbatula barbatula*), okoun říční (*Perca fluviatilis*), candát obecný (*Sander lucioperca*) a úhoř říční (*Anguilla anguilla*). Celková početnost ichtyocenózy dosahovala 1474,3 ks/ha s biomasou 93,4 kg a 2625,1 ks/ha s biomasou 73,7 kg. Dominantními druhy ichtyocenózy byli jelec tloušť a mřenka mramorovaná (Tab. 2).

Reka Želetavka má v dolní části svého toku ještě ve větší míře zachován přirozený charakter, což se odráží v druhové skladbě, početnosti i biomase ichtyocenózy. Její složení i struktura jsou blízké stavu na podobných lokalitách další řeky z této oblasti, Jevišovky (Křížek, Švátora 1999, Křížek et al. 2000). Zjištěné hodnoty biomasy se shodují s průměrem 356 ± 200 kg/ha uváděným Pivničkou (1994) pro nepstruhové toky v povodí Labe a Dunaje. Přítoky Bihanka a Blatnice jsou daleko více ovlivněny úpravami řečiště a navíc značným kolísáním průtoků díky charakteru jejich povodí.

Z hlediska ochrany přírody byl potěšující především výskyt ouklejky pruhované na všech lokalitách Želetavky, kde představovala 0,2 - 25,1 % celkové početnosti ichtyocenózy. Dále rovněž střevle potoční v Bihance i Blatnici a hořavky duhové v Bihance.

Závěr

V měsících červenci až září byly provedeny na řece Želetavce a přítocích Bihance a Blatnici průzkumné odlovy ichtyocenózy. Na Želetavce byly odlovy provedeny na čtyřech lokalitách - Bačkovice, Lubnice, Bahnův mlýn a Peksův mlýn, na Bihance na dvou lokalitách - u obce Hornice a u Rajmundského mlýna a na Blatnici rovněž na dvou lokalitách - u obcí Mešovice a Korolupy.

Na Želetavce byl odlovy prokázán výskyt 17 druhů ryb a dvou kříženců plotice s cejnem a plotice s proudníkem. Na všech lokalitách se vyskytovali pouze jelec tloušť, plotice obecná, hrouzek obecný, ouklejka pruhovaná, mřenka mramorovaná a úhoř říční.

Nejvyšší hodnoty celkové početnosti i biomasy byly zjištěny na lokalitě u Bahnova mlýna - 8 433,2 ks/ha a 501,7 kg/ha. Druhově nejbohatší pak byla lokalita u Peksova mlýna s výskytem 15 druhů a dvou hybridů.

Poděkování

Autoři děkují zástupcům MO MRS za pomoc při vytipování lokalit vhodných k odlovu a jejich spolupráci při zajištění odlovů.

Literatura

- GULLAND, J., A.,: Fish Stock Assessment. A Manual of Basic Methods. A Wiley - Interscience Publication, 1983, pp. 223.
- KŘÍŽEK, J., ŠVÁTORA, M.,: Závěrečná zpráva o výsledcích ichtyologického průzkumu řeky Jevišovky a jejích hlavních přítoků, horního toku řeky Rokytne a Dyje pod Znojmem provedeném v letech 1997 - 1999. Zpráva Laboratoře ichtyologie a ekologie ryb, Sibiřina, 1999, pp. 52.
- KŘÍŽEK, J., ŠVÁTORA, M., REITER, A.,: Ichtyofauna řeky Jevišovky. Sborník referátů ze IV. české ichtyologické konference, Vodňany 10.-12. května 2000. JU v Českých Budějovicích, VÚRH ve Vodňanech, editor: J. Mikešová, 2000, pp. 157-160.
- PIVNIČKA, K.,: The abundance, biomass and yield of the fish in the Labe and Danube basins - a comparison with the other waters. Acta Univ. Carolinae Env., 1994, 6, p. 39-61.
- PIVNIČKA, K., POUPĚ, J., ŠVÁTORA, M.,: Druhová diverzita ryb v malých tocích Čech a Moravy. Živočišná výroba, 1995, 40 (4), p. 177-180.

RNDr. Josef Křížek, Laboratoř ichtyologie a ekologie ryb, 250 84 Sibiřina 82, Česká republika

Mgr. Antonín Reiter, Dr., Okresní muzeum ve Znojmě, Přemyslovců 6, 669 01 Znojmo, Česká republika

Tab. 1

Početnost (ks/ha) a biomasa (kg/ha) ichtyocenózy zjištěná na čtyřech lokalitách řeky Želetavky.

(Bačkovice – délka úseku 120 m, průměrná šířka toku 4 m, prolovená plocha 480 m²;

Lubnice - délka úseku 150 m, průměrná šířka toku 8 m, prolovená plocha 1200 m²;

Bahnův mlýn – 150 m, průměrná šířka toku 6 m, prolovená plocha toku 900 m²;

Peksův mlýn - délka úseku 200 m, průměrná šířka toku 6 m, prolovená plocha 1200 m²).

LOKALITA DRUH	Bačkovice		Lubnice		Bahnův mlýn		Peksův mlýn	
	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha
<i>Salmo trutta m. fano</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	0,9
<i>Esox lucius</i>	0,0	0,0	8,3	6,9	0,0	0,0	25,0	5,4
<i>Leuciscus cephalus</i>	1479,2	135,2	1058,3	67,7	2133,3	254,2	658,3	130,1
<i>Leuciscus leuciscus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	166,7	16,7
<i>Leuciscus idus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	1,5
<i>Rutilus rutilus</i>	187,5	4,2	158,3	5,7	2666,7	56,8	2875,0	118,8
<i>Gobio gobio</i>	854,2	13,2	650,0	7,0	1033,3	12,0	41,7	1,5
<i>Barbus barbus</i>	20,8	0,6	0,0	0,0	88,9	4,2	25,0	2,7
<i>Alburnus alburnus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	400,0	15,9
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	916,7	11,0	616,7	4,3	1000,0	6,7	8,3	0,2
<i>Chondrostoma nasus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	1066,7	161,4	8,3	0,1
<i>Abramis brama</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	125,0	6,4
<i>Pseudorasbora parva</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	22,2	0,1	0,0	0,0
<i>Barbatula barbatula</i>	125,0	0,3	83,3	0,5	244,4	1,2	0,0	0,0
<i>Perca fluviatilis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	144,4	3,1	441,7	5,6
<i>Lota lota</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	33,3	7,8
<i>Anguilla anguilla</i>	62,5	3,1	8,3	6,3	33,3	2,1	8,3	0,3
Hybrid	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	16,6	0,7
Σ	3645,9	167,6	2583,2	98,4	8433,2	501,8	4849,8	314,6

Tab. 2

Početnost (ks/ha) a biomasa (kg/ha) ichtyocenózy zjištěná na dvou lokalitách řeky Blatnice (Mešovice - délka úseku 160 m, průměrná šířka toku 2 m, pro lovená plocha 320 m²; Korolupy - délka úseku 190 m, průměrná šířka toku 4 m, pro lovená plocha 760 m²) a na dvou lokalitách řeky Bihanky (Hornice - délka úseku 170 m, průměrná šířka toku 3 m, pro lovená plocha 510 m²; Rajmundský mlýn - délka úseku 495 m, průměrná šířka toku 2,75 m, prolovená plocha 1 360 m²).

LOKALITA DRUH	Blatnice-Mešovice		Blatnice-Korolupy		Bihanka-Hornice		Bihanka-R. mlýn	
	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha	N/ha	kg/ha
<i>Esox lucius</i>	0,0	0,0	13,2	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Leuciscus cephalus</i>	468,8	47,5	644,7	78,2	215,7	3,6	147,1	7,5
<i>Rutilus rutilus</i>	750,0	22,2	65,8	2,6	1568,6	52,8	66,2	1,4
<i>Gobio gobio</i>	93,8	1,2	276,3	4,1	451,0	4,1	95,6	1,4
<i>Tinca tinca</i>	0,0	0,0	26,3	2,0	0,0	0,0	7,4	0,1
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	0,0	0,0	13,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Alburnus alburnus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	352,9	0,8	0,0	0,0
<i>Barbatula barbatula</i>	1125,0	1,9	184,2	1,4	78,4	0,6	110,3	1,2
<i>Phoxinus phoxinus</i>	187,5	0,9	92,6	0,2	0,0	0,0	463,2	0,8
<i>Pseudorasbora parva</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	1313,7	5,4	22,1	0,1
<i>Rhodeus sericeus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	39,2	0,2	0,0	0,0
<i>Perca fluviatilis</i>	0,0	0,0	131,6	3,2	333,3	9,9	14,7	0,5
<i>Sander lucioperca</i>	0,0	0,0	13,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Anguilla anguilla</i>	0,0	0,0	13,2	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0
Σ	2625,1	73,7	1474,3	93,5	4352,8	77,4	926,6	13,0

RŮST TŘÍ VYBRANÝCH POPULACÍ STĚVLE POTOČNÍ (*PHOXINUS PHOXINUS*)

Growth of three choice populations of European minnow (Phoxinus phoxinus)

J. DUŠEK, M. ŠVÁTORA

Summary: The growth of 273 European minnows were analysed within 2000-2002 in three different river basins of the central Europe. The choice localities were the river Smědá (river basin of Odra), river Udava (Danube) and the Úpoř brook (Elbe). The linear growth of minnow (calculated according to method by R. Lee) show the highest value in the first year and decrease slowly in next years. The length growth I1-I2-I3-I4 is (in mm) 36.1-50.3-63.5-71.0 in the Smědá, 34.8-48.8-62.8-x in the Udava and 38.4-54.4-68.5-76.7 in the Úpoř and the weight growth W1-W2-W3-W4 is (in g) 0.7-1.9-4.0-5.6 in the Smědá, 0.6-1.8-4.0-x in the Udava and 0.9-2.3-4.2-5.6 in the Úpoř. The highest length growth is in the Úpoř but the weight growth is approximatively the same in all the streams. Only during the first year the males were growing faster then the females in the Úpoř, the abundance prevalence of females was influenced by their higher mean age. Some others growth parameters were also calculated. The coefficient of condition is above the average in the rivers Smědá and Udava, which could be caused by the summer catches.

Úvod

Studie růstu stěvle potoční vznikla jako součást komplexní práce zaměřené na ekologické charakteristiky druhu, jehož stavy ve střední Evropě více než padesát let markantně klesají. Pro ochranu stávajících populací a možnou repatriaci do vybraných toků je nutné ověřit neúplné informace o biologii druhu a chybějící údaje doplnit.

Jako reprezentativní lokality byly pro výzkum vybrány z povodí Odry řeka Smědá na území PP Meandry Smědé, z podunajského systému východoslovenská řeka Udava (čtyři profily - u Diakova, pod Hostovicemi, nad Nižnou Jablonkou a u soutoku s Il'ovnicí) a 2,5 km dlouhý úsek horního toku Upořského potoka na území CHKO Křivoklátsko patřící do povodí Labe. Smědá je ve sledovaném úseku nížinnou řekou obývanou 12 druhy ryb a mihulovců, jež místy vytváří hluboké tůně propojené proudnými mělčími úseky. Udava představuje mělkou podhorskou řeku s přirozenou rybí obsádkou a výskytem řady chráněných druhů. Studovaná část Úpoře leží kolem 450 mn.m. a představuje zde

polovysychavý tok s přítomností střevlí a pstruha obecného formy potoční (*Salmo morpha trutta fario*).

Materiál a metodika

Odlov na řece Smědé proběhl 19.6.2002, výzkum na Udavě 18.-20.7.2001 a Úpořský potok byl průběžně sledován v letech 2000 a 2001. Na terénních pracích se podíleli členové PřF UK, AOPK ČR, AV SR, CHKO Křivoklátsko, CHKO Jizerské hory a CHKO Východné Karpaty.

Přímý odchyt ryb byl proveden pomocí bateriového elektrického agregátu LENA (s energií výboje 0,756 J a amplitudou pulzu 310 V). Hlavním úkolem při manipulaci s ulovenými rybami bylo zajištění přežití maximálního počtu jedinců. Střevlím byla s přesností na 1 mm změřena délka těla (*Longitudo corporis* - L_c), u některých jedinců byla navíc zjištěna celková délka (*Longitudo totalis* - L_t). Hmotnost části vzorku byla určena pomocí závěsných pružinových vah PESOLA s rozsahem do 5 g a do 10 g s přesností na 0,1 g a s rozsahem do 30 g s přesností na 0,25 g.

Pro šupinnou metodu určení stáří a růstu střevlí byly drobné šupiny odebrány nad postranní čarou v úrovni báze břišních ploutví (Kirka, 1965) a okamžitě umístěny mezi dvě podložní laboratorní skla. Růst byl určen pomocí zpětného výpočtu růstu. Použit byl kaudální poloměr šupiny (S) odečtený na projekčním přístroji Meopta-MEOFLEX RT 4P při zvětšení 48x. Hodnota poloměru je v lineárním vztahu k délce těla (Řehulka, 1970). Rovnice závislosti má tvar $S = a L_c + b$, kde a, b jsou koeficienty (stejně značení koeficientů různých rovnic i níže). Pro její získání byly použity průměrné hodnoty kaudálního poloměru jednotlivých délkových skupin z důvodu lepšího rozložení dat.

Kvůli možnému srovnávání s výsledky ostatních autorů bylo třeba také vyjádřit lineární vztah mezi celkovou délkou a délkou těla s rovnicí ve formě $L_t = a L_c + b$.

Zpětný výpočet délky těla ryby v době uzavření n -tého anulu l_n byl proveden podle doporučené metody R. Lee (Holčík & Hensel, 1972):

$$L_n = S_n(L_c - a) / S + a$$

S_n ...vzdálenost od středu šupiny k jednotlivým anulům (mm) a...délka těla v době založení

šupiny. L_n neznámá délka

Hodnota korekce a byla stanovena na 10 mm na základě pozorování juvenilních jedinců, které se shoduje s údaji Kirky (1965) a přibližně i s výsledkem rovnice závislosti kaudálního poloměru šupiny na délce těla.

Dále byl určen absolutní přírůstek délky těla v n-tém roce života h_n .

$$h_n = l_n - l_{n-1}$$

l_{n-1} ...délka těla v n – 1 roce života (mm)

Pro bližší charakteristiku růstu byly určeny další parametry (Holčík & Hensel, 1972):

* relativní přírůstek délky těla v n-tém roce života C_{ln}

$$C_{ln} = \frac{l_n - l_{n-1}}{l_{n-1}}$$

* okamžitý růstový koeficient v n-tém roce života G_n

$$G_n = \frac{\ln l_n - \ln l_{n-1}}{t} \quad t \dots \text{čas (rok, tzn. } t = 1)$$

* charakteristika růstu n-tého roku života C_{lhn}

$$C_{lhn} = G_n \cdot l_{n-1}$$

* konstanta růstu n-tého roku života C_{lkn}

$$C_{lkn} = \frac{t_n + t_{n-1}}{2} \cdot G_n \quad t_n, t_{n-1} \dots \text{jednotlivé roky života}$$

Hmotnostní růst byl určen z obecné rovnice vztahu hmotnosti a délky těla ve tvaru $\log w = \log a + b \cdot \log Lc$.

Fultonův koeficient kondice K dovoluje vzájemně porovnat různé populace.

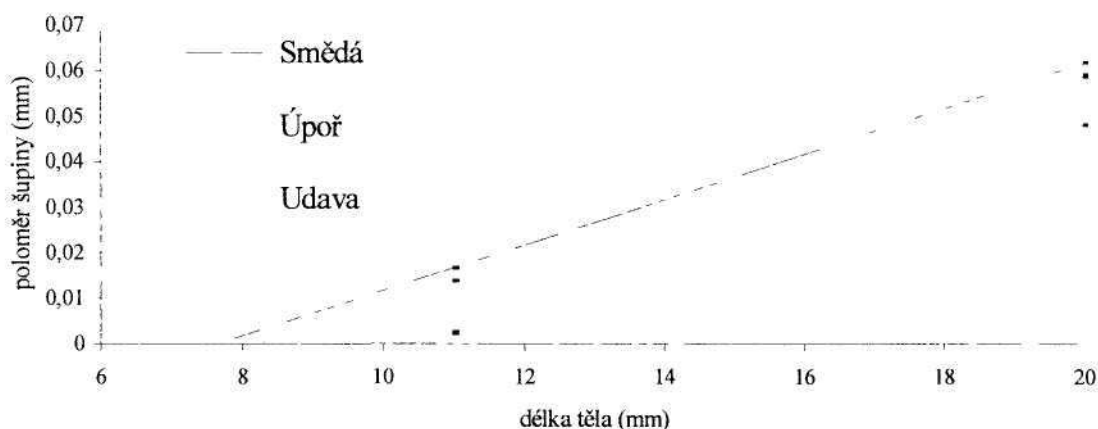
$$K = \frac{w \cdot 10^5}{Lc^3}$$

Výsledky a diskuze

Použití kaudálního poloměru šupiny pro zpětný výpočet růstu střevle potoční není standardním řešením. Shodně postupoval jen Tuček (1964), neboť Kirka (1965) využil vztah délky těla a orálního poloměru a Hochman (1957) i Řehulka (1970) celkové délky a diagonálního poloměru. Posledně jmenovaný autor však na základě tohoto poměru

nepracoval s korekcí pro dobu založení šupiny, což jistě ovlivnilo výsledné hodnoty. Vztah kaudálního poloměru šupiny k jednotlivým anulům a délky těla definovaný lineární rovnicí je pro Smědou $S = 0,0050 Lc - 0,0381$ ($R^2 = 0,82$), pro Udavu $S = 0,0051 Lc - 0,0532$ ($R^2 = 0,92$) a pro Úpoř $S = 0,0050 Lc - 0,0414$ ($R^2 = 0,96$). Oprávněnost použití hodnoty korekce 10 mm dokládá obr. 1.

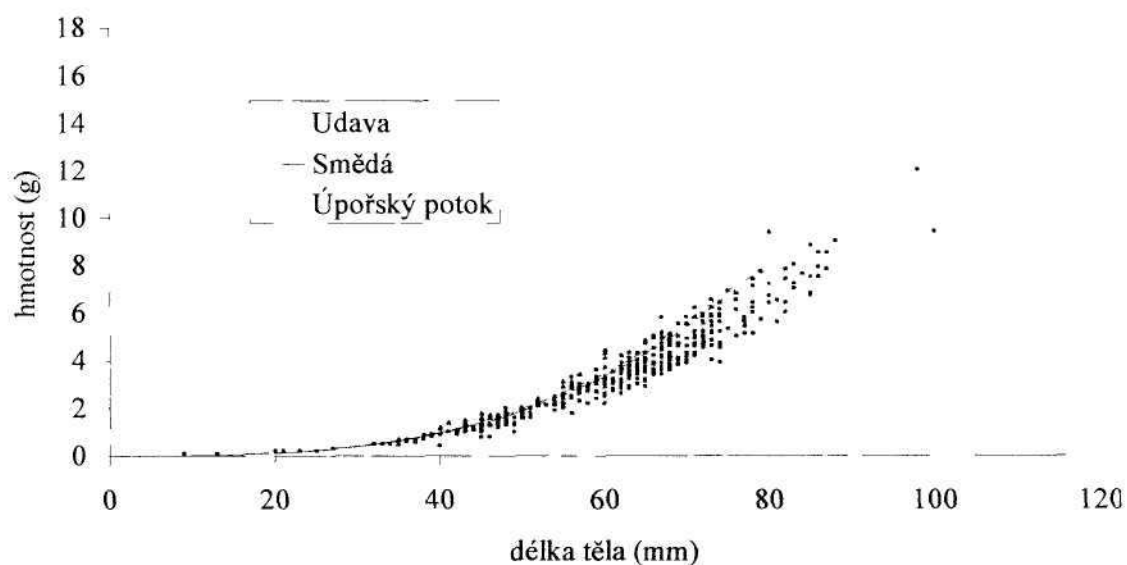
Obr. 1: Závislost kaudálního poloměru šupiny na délce těla střevle potoční.



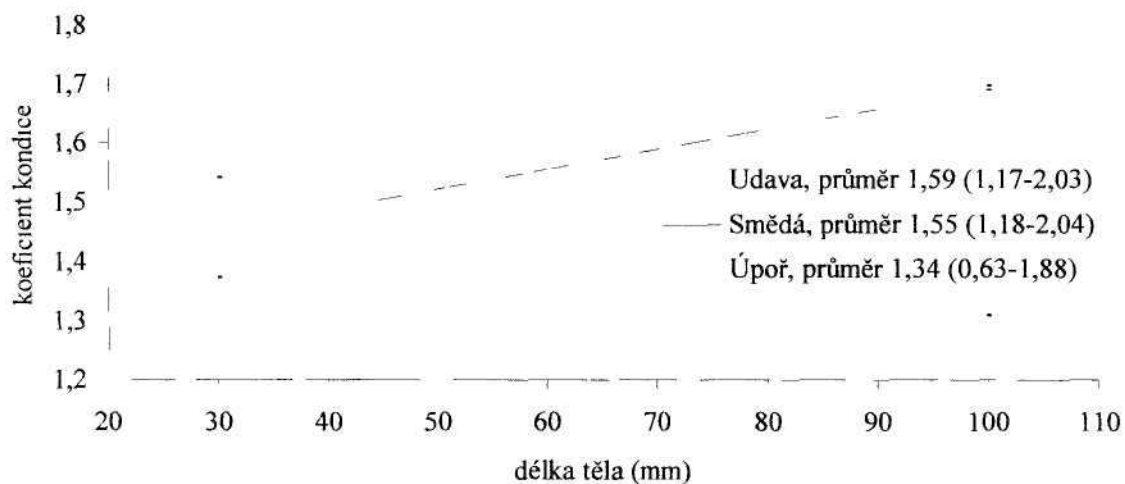
Lineární závislost mezi celkovou délkou a délkou těla u 371 změřeného jedince z Úpoře je popsána rovnicí $Lt = 1,1374 Lc + 2,6451$ ($R^2 = 0,99$).

Na základě zvážení 447 jedinců byly určeny délko-hmotnostní vztahy střevlí pro jednotlivé lokality. Závislost ze Smědé popisuje rovnice $\log w = -5,0164 + 3,1161 \log Lc$ ($n = 36$; $R^2 = 0,97$), z Udavy $\log w = -4,9618 + 3,0935 \log Lc$ ($n = 74$; $R^2 = 0,96$) a z Úpoře $\log w = -4,3010 + 2,6613 \log Lc$ ($n = 337$; $R^2 = 0,95$), jak ukazuje obr. 2. Z rozdílnosti tohoto vztahu vyplývají také odlišné hodnoty koeficientu kondice z jednotlivých lokalit (obr. 3). Svou roli může hrát doba měření, neboť Mills & Eloranta (1985) dokázali v jezeře Konnevesi ve středním Finsku maximální koeficient kondice na konci července. Z práce Papadopol & Weinbergera (1975) vyplývá, že neexistuje přímý vztah mezi koeficientem kondice a věkem, což potvrzuje rozdílný sklon přímek lineární závislosti na délce těla (obr. 3) i studie na jiných druzích, například na pstruhu obecném (Mužík, 1996). Pro rumunské vody (Papadopol & Weinberger, 1975) byly vypočítány hodnoty 0,71-1,04 (řeka Minis) a 0,78-1,27 (řeka Bega), pro polský potok Mszanka 0,93-0,84. Koeficienty kondice ze sledovaných toků jsou v porovnání s ostatními lokalitami silně nadprůměrné.

Obr. 2. Délko-hmotnostní vztah střevle potoční na studovaných lokalitách.



Obr. 3. Lineární charakteristika koeficientů kondice vůči délce těla střevle potoční.



Zobecnění výsledků z různých míst toku může být zkreslující, neboť růst střevlí je ovlivněn mikrohabitatem, ve kterém žijí. Celkový souhrn výsledků uvedený dole v tab. 1-3 je též pouze orientační, protože jednotlivé věkové skupiny mohou vykazovat v různých letech odlišný růst (Dušek, 2002).

Tab. 1: Délkový a hmotnostní růst střevle potoční ve Smědě.

Smědá			Lc (mm)		l ₁ (mm) (w,		l ₂ (mm)		l ₃ (mm)		l ₄ (mm)
Věková skupina	ročník	n	průměr	rozpětí	průměr	rozpětí	průměr	rozpětí	průměr	rozpětí	
1+	2001	7	47,4 (1,6)	42-53 (1,1-2,3)	39,2 (0,9)	36-44 (0,7-1,3)					
2+	2000	14	55,5 (2,6)	50-64 (1,9-4,1)	35,1 (0,6)	31-43 (0,4-1,2)	49,5 (1,8)	44-58 (1,2-3,0)			
3+	1999	13	69,1 (5,2)	61-76 (3,5-7,0)	35,8 (0,7)	28-44 (0,3-1,3)	51,5 (2,0)	44-59 (1,2-3,2)	63,8 (4,1)	57-70 (2,9-5,4)	
4+	1998	1	76,0 (7,0)		34,0 (0,6)		47,0 (1,6)		59,0 (3,2)		71,0 (5,6)
celkem		35	59,5 (3,3)	42-76 (1,1-7,0)	36,1	28-44 (0,3-1,3)	50,3 (1,9)	44-59 (1,2-3,2)	63,5 (4,0)	57-70 (2,9-5,4)	71,0 (5,6)

Tab. 2: Délkový a hmotnostní růst střevk : v Udavě.

Udava			Lc (mm) (v v(g))		l ₁ mm (W1 (g))		l ₂ mm (w ₂ (g))		l ₃ (mm) (W3 (g))	
Věková skupina	ročník	n	průměr	rozpětí	průměr	rozpětí	průměr	rozpětí	průměr	rozpětí
1+	2000	40	41,6 (1,1)	28-52 (0,3-2,2)	35,6 (0,7)	24-48 (0,2-1,7)				
2+	1999	22	55,3 (2,7)	48-64 (1,7-4,2)	33,1 (0,5)	28-38 (0,3-0,9)	48,5 (1,8)	43-55 (1,2-2,7)		
3+	1998	3	69,0 (5,3)	67-71 (4,9-5,8)	35,2 (0,7)	34-37 (0,6-0,8)	51,1 (2,1)	49-52 (1,9-2,2)	62,8 (4,0)	62-63 (3,8-4,1)
celkem		65	47,5 (1,7)	28-71 (0,3-5,8)	34,8 (0,6)	24-48 (0,2-1,7)	48,8 (1,8)	43-55 (1,2-2,7)	62,8 (4,0)	62-63 (3,8-4,1)

Tab. 3: Délkový a hmotnostní růst střevle potoční v Úpoři.

Úpoř			Lc (mm) (w(g))		l ₁ (mm) (w, (g))		l ₂ (mm) (w ₂ (g))		l ₃ (mm) (W3 (g))		l ₄ (mm) (W ₄ (g))	
Věková skupina	ročník	n	prům.	rozpětí	prům.	rozpětí	prům.	rozpětí	prům.	rozpětí	prům.	rozpětí
1+	2000	24	42,9 (1,2)	35-54 (0,7-2,2)	35,1 (0,7)	29-44 (0,4-1,3)						
1+	1999	48	49,1 (1,7)	39-58 (0,9-2,7)	38,9 (0,9)	33-49 (0,6-1,7)						
2+	1999	49	61,0 (3,1)	50-71 (1,8-4,6)	37,5 (0,8)	31-43 (0,5-1,2)	52,4 (2,0)	42-61 (1,1-3,1)				
2+	1998	27	66,4 (3,8)	58-74 (2,7-5,1)	41,3 (1,1)	33-50 (0,6-1,8)	57,2 (2,6)	49-67 (1,7-3,9)				
3+	1998	8	74,5 (5,2)	73-78 (4,9-5,9)	37,1 (0,8)	33-42 (0,6-1,1)	53,5 (2,2)	50-59 (1,8-2,8)	66,6 (3,9)	64-72 (3,5-4,8)		
3+	1997	14	77,6 (5,8)	68-87 (4,1-7,9)	41,3 (1,1)	36-50 (0,8-1,8)	57,3 (2,6)	51-68 (1,9-4,1)	70,3 (4,5)	62-81 (3,2-6,5)		
4+	1997	2	82,5 (6,8)	80-85 (6,3-7,4)	35,5 (0,7)	33-38 (0,6-0,9)	51,0 (1,9)	48-54 (1,6-2,2)	65,0 (3,6)	63-67 (3,3-3,9)	75,5 (5,4)	74-77 (5,1-5,7)
4+	1996	1	85,0 (7,4)		33,0 (0,6)		50,0 (1,8)		66,0 (3,6)		79,0 (6,1)	
celkem		173	58,4 (2,7)	35-87 (0,7-7,9)	38,4 (0,9)	29-50 (0,4-1,8)	54,4 (2,3)	42-68 (1,1-4,1)	68,5 (4,2)	62-81 (3,2-6,5)	76,7 (5,6)	74-79 (5,1-6,1)

Tuček (1964) uvažoval možnou negativní závislost nadmořské výšky a růstu, jež se v našem srovnání nepotvrdila, a proto na ni není třeba hledět jako na zcela určující parametr. Při dvouměsíčním odchovu jednoletých střevlí v klecích v přírodním toku byl zjištěn neprůkazný vliv abundance na růst (Jacobsen, 1979a). Protože růst i abundance střevlí jsou nejvyšší v Úpořském potoce (v tůních až 2093,5 ks/100 m²) (Dušek, 2002), ani tuto domněnku nelze potvrdit. Hodnoty absolutních délkových přírůstků a dalších růstových charakteristik jsou uvedeny v tab. 4-5.

Tab. 4: Hodnoty absolutních délkových přírůstků střevle potoční ve Smědě, Udavě a Úpoři.

Věková skupina	lokalita	ročník	h2 (mm)		h3 (mm)		h4 (mm)	
			průměr	rozpětí	průměr	rozpětí	průměr	rozpětí
2+	Smědá	2000	14	12-21				
	Udava	1999	15	11-19				
	Úpoř	1999	15	9-19				
	Úpoř	1998	16	12-22				
3+	Smědá	1999	16	13-21	12	9-17		
	Udava	1998	16	15-17	12	10-14		
	Úpoř	1998	16	14-18	13	10-15		
	Úpoř	1997	16	12-20	13	10-15		
4+	Smědá	1998	14		12		12	
	Úpoř	1997	16	15-16	14	13-15	11	10-11
	Úpoř	1996	17		16		13	
celkem	Smědá		15	12-21	12	9-17	12	
	Udava		15	11-19	12	10-14		
	Úpoř		16	9-22	13	10-16	11	10-13

Tab. 5: Hodnoty relativního délkového přírůstku (Q_n), okamžitého růstového koeficientu (G_n), charakteristiky růstu (Q_{hn}) a konstanty růstu (Q_{kn}) střevle potoční ve Smědě, Udavě a Úpoři.

Věková skupina	lokalita	ročník	C_{12} (%)	C_{13} (%)	C_{14} (%)	G_2	G_3	G_4	C_{1h2}	C_{1h3}	C_{1h4}	C_{1k2}	C_{1k3}	C_{1k4}
2+	Smědá	2000	40,7			0,34			12,0			0,51		
	Udava	1999	46,1			0,38			12,6			0,57		
	Úpoř	1999	39,7			0,33			12,4			0,50		
	Úpoř	1998	38,5			0,33			13,6			0,50		
3+	Smědá	1999	43,8	23,7		0,37	0,22		13,0	11,0		0,55	0,54	
	Udava	1998	45,4	23,0		0,37	0,21		13,1	10,5		0,56	0,31	
	Úpoř	1998	44,2	24,5		0,37	0,22		13,7	11,8		0,56	0,55	
	Úpoř	1997	38,7	22,7		0,33	0,2		13,6	11,5		0,50	0,50	
4+	Smědá	1998	40,1	25,0	20,0	0,34	0,22	0,18	11,4	10,6	10,8	0,51	0,56	0,64
	Úpoř	1997	43,7	27,5	16,2	0,36	0,24	0,15	12,8	12,2	9,8	0,54	0,6	0,53
	Úpoř	1996	51,5	32,0	19,7	0,41	0,28	0,18	13,5	14,0	11,9	0,62	0,70	0,63
celkem	Smědá		42,1	23,8	20,0	0,35	0,22	0,18	12,4	11,0	10,8	0,53	0,54	0,64
	Udava		46,0	23,0		0,38	0,21		12,6	10,5		0,57	0,31	
	Úpoř		39,8	23,9	17,3	0,35	0,21	0,16	13,6	11,6	10,4	0,53	0,53	0,56

Získané charakteristiky růstu lze porovnat s Kirkovými (1965) údaji z povodí Biele Oravy, kde $Q_{h2} = 14,8$, $Q_{h3} = 10,1$ a $Q_{h4} = 10,2$, což svědčí o podobné relativní rychlosti růstu, když ve Smědě, Udavě i Úpoři dochází ke zpomalení pozvolněji.

Tab. 6: Průměrný růst střevle potoční na různých lokalitách (není-li uvedeno jinak, jedná se o české a slovenské vody; * - Lc přepočteno z údajů Lt)

zdroj	lokalita	l_1 (mm)	l_2 (mm)	l_3 (mm)	l_4 (mm)	l_5 (mm)
vlastní údaje	Smědá	36	47	59	71	
vlastní údaje	Udava	35	49	63		
vlastní údaje	Úpořský potok	38	54	69	77	
Hochman (1957)	Moravice *	43	68	85		
Tuček (1964)	Krčálecký potok	41	65	84	97	
	Kocába	38	65	78		
	Jonášův mlýn	45	63			
	Želivka	40	63			
	Teplá	39	59			
	Budišovka	43	73	90		
	Morávka	39	52			
	Odra	41	62	74		
	Čermná	37	78			
	Lučina	36	60			
	Orava	37	65	90		
	Bečva	38	62	77		
	Turice	40	71			
	Morské oko	36	55	71		
	Váh	47	70	100		
Řehulka (1970)	Hořina *	35	53	68	79	
Kirka (1965)	Flajšová	40	63			
	Juríkov potok	37	57			
	Mensdrovka	43	58			
	Zasihlanka	43	58	71	83	
	Mutňanka	40	60			
	Biela Orava	36	51	64	78	
	Veselovský potok	39	59	68		
	Michaľovka	39	57	74	75	
Starmach (1963)	Mszanka (Polsko)	46	62	70	80	
Papadopol & Weinberger (1975)	Miniş (Rumunsko)	25	52	60		
	Bega (Rumunsko)	27	53	61	71	
	Windemere (Anglie)	34	56	67		
	Barthay (Anglie)	38	54	64		
	Niemec (Polsko)	34	53	69		
Mills & Eloranta (1985)	Konnevesi (Finsko)	28	51	60	67	78

Střevle potoční rostou v sledovaných tocích v prvním roce průměrně, ale ve druhém roce značně pomaleji a v následujícím naopak rychleji než na ostatních lokalitách (tab. 6), kde se růst po ukončení druhého roku života a nastoupení pohlavní zralosti zpomaluje, stejně jako u ostatních kaprovitých z temperátní zóny (Papadopol &

Weinberger, 1975). Téměř shodný růst ve druhém i třetím roce však zaznamenal i Tuček (1964) v Oravě, Řehulka (1970) v Hořině a Kirka (1965) v Zasihlance a Michaľovce, naopak k enormnímu zbrždění ve třetím roce dochází podle Papadopola & Weinbergera (1975) v rumunských vodách. Podobný trend ukazují také Mills & Eloranta (1985), ale málo pravděpodobné se jeví zrychlení růstu v pátém roce, celkově jsou jejich data zřejmě ovlivněna metodou určování podle délkového rozložení a z otolitů.

V Úpoři byl sledován také růst obou pohlaví. Nebyly zjištěny výrazné odlišnosti, ale samci rostou vyjma první rok života pomaleji. Samice se dožívají vyššího věku, což potvrzují frekvence výskytu pohlaví během odlovů u jednotlivých velikostních skupin, ale také základní růstové parametry (Dušek, 2002).

Závěr

Studium růstu bylo provedeno na 273 střevlích na třech lokalitách z různých středoevropských povodí. Délkový růst na sledovaných lokalitách nabývá průměrných hodnot, přičemž nejrychlejší je v prvním roce života a v dalších letech se pozvolna zpomaluje. Délky těla (v mm) v době uzavření anulu I1-I2-I3-I4 mají ve Smědě vyjádření 36,1-50,3-63,5-71,0, v Udavě 34,8-48,8-62,8-x a v Úpoři 38,4-54,4-68,5-76,7, hmotnostní růst (v g) W1-W2-W3-W4 nabývá hodnot 0,7-1,9-4,0-5,6 pro Smědou, 0,6-1,8-4,0-x pro Udavu a 0,9-2,3-4,2-5,6 pro Úpoř. Přestože je délkový růst nejvýraznější v Úpoři, hmotnostní růst je ve všech studovaných tocích přibližně shodný. Samice střevlí rostou nepatrně rychleji než samci a dožívají se průměrně vyššího věku. Vliv parametrů prostředí na růst není zřejmý a vyžádá si zvláštní analýzu pro jednotlivé toky. Koeficienty kondice jsou výrazně vyšší v porovnání s rumunskými či polskými lokalitami, především v případě Smědé a Udavy, což může být způsobeno měřením v letním období (červnu resp. červenci).

Poděkování

Autoři děkují za ochotnou pomoc pracovníkům AOPK ČR, CHKO Křivoklátsko, CHKO Jizerské hory, CHKO Východné Karpaty a PZ OSOJ Osadné. Práce vznikla jako součást výzkumného záměru reg. č. JI3/981136100004 MŠMT ČR a projektu reg. č. 610/10/00 MŽP ČR, jehož nositelem je AOPK ČR.

Literatura

- DUŠEK, J.: Ekologické charakteristiky ichtyocenózy s dominancí střevle potoční v prostředí malého vodního toku. Dipl. práce, PřF UK Praha, 2002, 103 pp. (nepubl.)
- HOCHMAN, L.: Ichtyologický výzkum řeky Moravice. *Acta Universitatis agriculturae*, 1957, vol. A 5, p. 83-117
- HOLČÍK, J., HENSEL, K.: Ichtyologická příručka. Bratislava, 1972: Obzor
- JACOBSEN, O.J.: On density-dependent growth in a cyprinid, *Phoxinus phoxinus* L.. *Folia Biologica*, 1979, vol. 27, p. 225-229
- KIRKA, A.: Vek a rast čereble obyčajnej [*Phoxinus phoxinus* (Linnaeus, 1758)] v Bielej Orave. *Biológia*, 1965, vol. 20, no. 4, p. 306-313.
- MILLS, C.A., ELORANTA, A.: The biology of *Phoxinus phoxinus* (L.) and other littoral zone fishes in Lake Konnevesi, central Finland. *Annales Zoologici Fennici*, 1985, vol. 22, p. 1-12
- MUŽÍK, V.: Vek a rast pstruha potočného (*Salmo trutta* morpha *fario* Linnaeus, 1758) vo vodárenskej nádrži Nová Bystica. *Živočišná výroba*, 1996, vol. 41, no. 3, p. 119-124
- PAPADOPOULOS, M., WEIBERGER, M.: On the reproduction of *Phoxinus phoxinus* (Linnaeus, 1758) (Pisces: Cyprinidae) with notes on the aspects of its life history. *Věstník československé Společnosti zoologické*, 1975, vol. 39, p. 39-52
- ŘEHULKA, J.: Růst, rozmnožování a potrava střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*) v podmínkách potoka Hořiny. *Acta Universitatis agriculturae*, 1970, vol. A 18, p. 479-493
- STARMACH, J.: Występowanie i charakterystyka strzebli (*Phoxinus phoxinus* L.) w dorzeczu potoku Mszanka. *Acta Hydrobiologica*, 1963, vol. 5, p. 367-381
- TUČEK, J.: Systematika a růst střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*). Dipl. práce, PřF UK Praha, 1964, 78 pp. (nepubl.)

Mgr. Jan Dušek, RNDr. Miroslav Švátora, CSc,
Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, katedra zoologie. Viničná 7, 128 43,
Praha 2. Česká republika

PROBLÉM S TAXONOMICKOU IDENTIFIKACÍ KARASA STŘÍBŘITÉHO (*CARASSIUS 'GIBELIO'*)

Silver Prussian Carp (Carassius 'gibelio'); Problem with the Taxonomical Identification

L. KALOUS, J. BOHLEN

Summary: Two taxonomie problems are associated with the widely spread and well-known fish, silver prussian carp: First, the common occurrence of polyploid specimens with gynogenetic mode of reproduction can be taken as a apparent evidence for its hybrid origin. Such fish of hybrid origin cause problem about their treatment as biological species for the purposes of ICZN. Therefore, the discussion about the taxonomy of silver prussian carp has to be restricted to the pure diploid, i.e. non-hybrid form. Second, the first description of *Cyprinus gibelio* by Bloch (1780) does not match the silver prussian carp that occurs nowadays in Czech waters and elsewhere. Since specimen believed to be probably lost type of *C. gibelio* bears two rows of pharyngeal teeth, a feature not found in the whole genus *Carassius*, it refer most likely to hybrid specimen between the carp and *C. carassius*. Additionally, the prospected syntypes of *C. gibelio* from Bloch's collection (in Naturkundemuseum Berlin) in fact are *Carassius carassius*. Consequently, the valid name corresponding to correct systematics reflected by relevant taxonomie construction has to found for the widespread fish.

Úvod

Problém původu, invazního rozšiřování a způsobu rozmnožování karasa stříbřitého (*Carassius 'gibelio'*), jsou po dlouhou dobu středem pozornosti ichtyologů a rybářských biologů. Nejasností však spíše přibývá. Jednou ze základních otázek správné identifikace této ryby je její taxonomické zařazení a nalezení formálně správného jména. Dosavadní statut poddruhu asijského *Carassius auratus*, jak byl bez bližšího vysvětlení a tomu odpovídající analýzy zařazen Bergem (1932) a jak je udržován dodnes (Sczerbowski, 2002) se jeví značně problematický a neodpovídající současným poznatkům..

Materiál metodika

Podklady byly získány studiem literatury uvedené na konci a materiálu v Berlínském muzeu "Museum fur Naturkunde der Humboldt-Universität zu Berlin" (ZMB) exempláře: : ZMB 3215, ZMB 24066, ZMB 10402, ZMB 23896, ZMB 16455, ZMB 17783, ZMB 31352, ZMB 17783, ZMB 3452, ZMB 3204, ZMB 11233, ZMB 6565, ZMB 6563, ZMB 3221, ZMB 32737, ZMB 31674, ZMB 22266, ZMB 14878, ZMB 31354, ZMB 3203, ZMB 3212, ZMB 31738, ZMB 31376, ZMB 32935, ZMB 32665, ZMB 32738, ZMB 7251, ZMB 6410, ZMB 17783, ZMB3452, ZMB 3208, ZMB 14878, ZMB 3144 a v Pražském muzeu „Národní Muzeum v Praze" (NMP) exempláře: NMP32597, NMP 32058-32063, NMP (77/77), NMP 33074, NMP 33630, NMP 30928-30929, NMP 8565-8568, NMP 8563-8564, NMP 7555-7556, NMP 8545-8547, NMP (74/73), NMP (165/76).

Výsledky a diskuse

Prvním taxonomickým problémem je, že pod jménem karas stříbřitý se u nás označují ryby, které se rozmnožují jak gynogenticky (unisexualně), tak bisexualně a vyznačují se různým stupněm ploidie a těm odpovídajícím počtům chromozómů. Ty se pohybují od přibližně 100 chromozómů až po 200 chromozómů, přičemž nejběžnější chromozómové číslo jedinců v České Republice je kolem 150 (Peňáz a kol. 1979; Halačka, Lusková 2000; Kalous nepubl.). Populace se skládají převážně z gynogeneticky se rozmnožujících samic s podílem samců různé ploidie do 14% (Lusk et al., 1998). Podle těchto charakteristik se jedná o hybridní diploidně-polyploidní komplex, tj. bisexualně se množící rodičovský druh a unisexualně se množící hybridní linie, jejíž genom kombinuje genomy parentálních druhů komplexu. Tomuto systému nelze jednoduše přiřadit druhový status a pro vyřešení této otázky se vyžaduje specifický nomenklatorický přístup (Dubois 1991). Tyto polyploidní hybridní komplexy již v přírodě známejší jsou tvořeny rodičovskými druhy, které vytváří hybridní formy, často s vyšší úrovní ploidie. Tito hybridi se pak dále rozmnožují unisexualně, a to gynogenezí, hybridogenezí či partenogeneticky (Vrijenhoek et al., 1994). U karasa stříbřitého doposud rodičovské druhy nebyly spolehlivě identifikovány a to vyřešení taxonomické problematiky téměř znemožňuje.

Druhým taxonomickým problémem je samotný původ jména *C. 'gibelio'*. V Evropě byl Blochem popsán v roce 1780 druh *Cyprinus gibelus* v knize „Oekonomische Naturgeschichte der Fische in den Preussischen Staaten besonders der Markischen Pommerschen Provinzen". Jako typovou lokalitu Bloch uvádí Churmark, Pomořansko a

Magdeburško. V roce 1782 změnil Bloch jméno *Cyprinus gibel* na *Cyprinus gibelio*, pod tímto jménem je tato ryba zmiňována v Blochově katalogu (Paepke, 1999). V knize „Oekonomische Naturgeschichte der Fische Deutschlands“ z roku 1782 Bloch přímo uvádí rozdíly mezi karasem obecným (*Carassius carassius*) uváděným jako „Die Karausche (*Cyprinus carassius*)“ a takzvaným „Gieblem (*Cyprinus gibelio*)“. Pátý bod ze sedmi uvedených rozdílů v jeho práci se týká požerákových zubů. Podle Blocha (1782) má karas obecný (*Carassius carassius*) tupé požerákové zuby v jedné řadě, zatímco Giebel (*Cyprinus gibelio*) má ostré požerákové zuby ve dvou řadách.

Tato informace je v rozporu s typem požerákových zubů karasa stříbřitého (*Carassius 'gibelio'*) označovaného v literatuře také jako *Carassius auratus* či *Carassius auratus gibelio* (Berg, 1949; Baruš a Oliva, 1995). Všichni autoři shodně uvádějí jednořadé požerákové zuby v postavení 4-4.

V Blochově sbírce v Berlínském muzeu "Museum für Naturkunde der Humboldt-Universität zu Berlin," kde mají být podle Kottelata (1997) syntypy *Cyprinus gibelio*, byly při prohlídce materiálu zjištěny dvě lahve se stejným označením ZMB 3203, v jedné je *Carassius carassius* a nese správné označení *Cyprinus carassius* (*Carassius carassius*). V druhé láhvi se stejným označením ZMB 3203 je také *Carassius carassius*, ten ovšem nese označení *Cyprinus gibelio*. Toto zjištění zmiňuje již Paepke (1999), který dále uvádí, že je možné, že tyto exempláře byly někdy během 19. století špatně determinovány a zaměněny s opravdovým typem *Cyprinus gibelio*, který je dnes ztracen, případně dosud nenalezen. To ovšem nelze brát jako věrohodný údaj. Ve sbírkách nebyl doposud nalezen karas stříbřitý, který by byl ze střední Evropy před rokem 1954 (datum dovozu *C. 'gibelio'* z Bulharska do Maďarska, Holčík, Žitňan, 1978).

Samo jméno *gibelio* tak představuje nomenklatorický problém. Jak již bylo řečeno, dochovaný materiál neodpovídá popisu, původní popis může označovat křížence kapra obecného a karasa obecného. Vzhledem k tomu, že Bloch použil jméno *gibelio* pro taxon odlišný od *carassius*, pravděpodobně nevěděl, že se jedná o hybrida. Bylo by poté možno aplikovat Art. 23.8 ICZN, kde jména použitá pro jedince později prokázaného hybridního původu nemohou být platná. Použití Art. 17.2 ICZN (jména, jež označují více než jeden taxon nebo taxony hybridního původu), kde jméno je použitelné, ztroskotává na jasném důkazu, co vlastně ve skutečnosti Bloch popsal. Jinými slovy, jestli se jedná o jméno přiřazené kříženci kapra obecného a karasa obecného je to jméno neplatné, jestliže se jedná o jméno přiřazené skutečné formě stříbřitého karasa, pak je to nejstarší použitelné a platné jméno pro jeden z parentálních druhů tohoto komplexu. Nepřímé důkazy svědčí o první

možnosti.

Dlouhou dobu se mělo za to, že *Carassius 'gibelio'* je pouhou formou druhu *Carassius carassius*, jak uvádí například Vogt & Hofer (1909). Na základě morfologických znaků zařadil Berg (1932) *Carassius sp.*, který se vyskytoval na územích bývalého SSSR, do druhu *Carassius auratus* a nazval jej *Carassius auratus gibelio*. Berg (1932, 1949) ve své práci zcela jistě popisuje karasa stříbřitého, který se u nás dnes vyskytuje, ale jeho nešťastné pojmenování podle Blochova popisu vedlo k mnoha diskusím, zda je tato ryba u nás původní či ne. Například Hensel (1971) zmiňuje *záznam* a obrázek ryby, kterou našel Marsili (1726) v Dunaji a klasifikoval ji jako *Cyprinus III*. Tato ryba je podle Hensela velmi podobná karasů stříbřitému i v takových detailech jako počet šupin v postranní čáře a ve tvaru a povrchu žaberního víčka, operkula. Další údaj o *C. 'gibelio'* zmiňují Holčík & Žitňan (1978): je jím nález Heinricha (1856) ve stojatých vodách Slezska, jeho nález však nebyl nikterak dokumentován. Podobně nedokumentovanou informaci o výskytu *C. 'gibelio'* v Dunaji podává Mahen (1931). Žádný s těchto údajů není věrohodný a není možné jej jakkoliv ověřit.

Hensel (1971) nenašel žádné morfologické rozdíly mezi tzv. poddruhy *Carassius auratus gibelio* a *Carassius auratus auratus* a formuloval závěr, že není mezi nimi rozdílu a není tedy důvodu je rozlišovat. To vyvolává otázku, zda Bloch nemohl popsat introdukovanou zlatou rybkou. Je však vysoce nepravděpodobné, že by Bloch v roce 1780 popsal zdivočelou formu "zlaté rybky" dovezené do Evropy. Ve svém popisu z roku 1782 uvádí i lokální názvy a zmiňuje se, že „giebel“ jak Bloch tuto rybu nazývá, je obecně znám. Navíc první umělý výtěr „zlaté rybky“ byl podle Sterby (1987) proveden v Nizozemí až v roce 1728. Do tohoto roku byly tedy „zlaté rybky“ pouze dováženy a musely být tedy dosti drahé a nebyl tu zřejmý důvod vypouštět je do přírody, kromě náhodných úniků ze zahradních jezírek. (Kottelat, 1997).

Závěr

Bloch (1780, 1782) nepopsal současně se u nás vyskytujícího karasa stříbřitého, ale jinou rybu, snad křížence mezi *Carassius carassius* X *Cyprinus carpio*, čemuž by mohl odpovídat Blochův údaj o dvouřadých požerákových zubech. První dokumentovaný výskyt karasa stříbřitého ve vodách ČR byl zaznamenán v roce 1976 v dolním úseku Moravy a Dyje (Lusk, 1977). Tzv. karas stříbřitý je introdukovaný hybridní diploidně polyploidní komplex, jehož parentální druhy nebyly dosud identifikovány. Název *Carassius auratus gibelio*, stejně jako *Carasius gibelio* je formálně pravděpodobně neplatný. Do vyřešení

této otázky v souladu s vžitými zvyklostmi v obdobných případech doporučujeme používat název *Carassius 'gibelio'* v jednoduchých uvozovkách.

Poděkování

Příspěvek byl vypracován v rámci grantu GA ČR 206/00/0668, dále by autoři chtěli poděkovat za cenné připomínky kolegům Petrovi Rabovi a Petrovi Kotlíkovi.

Literatura

- BARUŠ, V. & O. OLIVA, (1995), Petromyzontes and Osteichthyes II. Academia, Prague, p. 215-234
- BERG, L. S. (1932): Uber *Carassius carassius* und *Carassius gibelio*. Zool. Anz. 98, p.15-18
- BERG, L. S. (1949): Fresh-water fishes of Soviet Union and adjacent countries II. Freshw. Fish. USSR, Guide Fauna USSR No. 29, p. 467-925.
- BLOCH, M. E. (1782):Oekonomische Naturgeschichte der Fische Deutschlands. Berlin. Fische Deutschlands v. 1: 1-128, Pis. 1-37.
- DUBOIS A., 1991: Nomenclature of parthenogenetic, gynogenetic and „hybridogenetic“ vertebrate taxons: new proposals. Alytes, 8, p. 61 - 74.
- HALAČKA, K, LUSKOVÁ,V. (2000): Polyploidy in *Carassius auratus* in the lower reaches of the River Dyje — determination using the size of erythrocyte nuclei. Sborník referátů ze 4. české ichthyologické konference. Vodňany, VÚRH JU 2000, p. 110-113
- HENSEL, K. (1971): Some notes on Systematic Status of *Carassius auratus gibelio* (Bloch, 1782) with Further Record of this Fish from the Danube River in Czechoslovakia, Věstník Českosloveské Společnosti Zoologické Svazek XXXV-číslo 3, p. 186-198
- HOLČÍK, J. & ŽITŇAN, R. (1978): On the Expansion and Origin of *Carassius auratus* in Czechoslovakia, Folia Zoologica 27(3), p. 279-288
- KOTTELAT, M. (1997): European freshwater fishes, Biológia Bratislava, Section Zoology, volume 52/suppl.5, p. 52-53
- LUSK, S., BARUŠ, V., VESELÝ, V. (1977): On the question of the occurrence of *Carassius auratus* L. in the Morava River watershed. Folia Zool. Brno,26(4), p. 377-381
- LUSK, S., LUSKOVÁ, V., HALAČKA, K. (1998): Prussian carp-25 years since it's natural introduction. Sborník referátů ze 3. české ichthyologické konference. Vodňany, VURH JU 1998, p. 135-140

- MAHEN, J. (1931): Contribution to the systematics of cyprinoid fishes. Sborník klubu přírodovědců, Brno 12,(1930), p. 33-47
- MARSILI, A.F. (1726): Danubius pannonico-misicus, observationibus. Tmus IV. De Piscibus in aquis Danubii viventibus. Hagae Comitum, Amsterodami
- PAEPKE, H.-J. (1999): Bloch's fish collection in the Museum fur Naturkunde der Humboldt Universität zu Berlin: an illustrated catalog and historical account. Theses Zool. v. 32, p. 1-216, Pis. 1-32 (unpaginated).
- PEŇÁZ, M., RÁB, P., PROKEŠ, M. (1979): Cytological analysis, gynogenesis and early development of *Carassius auratus gibelio*. Acta Sci. Nat. Brno, 13(7), p. 1 - 33
- SCZERBOWSKI, J. A. IN BANARESCU, P. M. & H.-J. PAEPKE (2002): The freshwater fishes of Europe. Cyprinidae 2, Part III: *Carassius* to *Cyprinus*. Gasterosteidae. The freshwater fishes of Europe, v. 5:3: i-xi, p. 1-305.
- STERBA, G. (1987): Süßwasserfische der Welt, Urania Verlag, Leipzig p.272
- VOGT, C, HOFER, B. (1909): Die Süßwasserfische von Mittel-Europa, Teil I: Text, Commissions-Verlag von Wilhelm Engelmann, Leipzig, p. 389-392
- VRIJENHOEK, R. C (1994): Unisexual fish " Model system for study ecology and evolution. Annu Rev Ecol Syst 25, p. 71-96

Autoři

Ing. Lukáš Kalous 1,2 kalous@af.czu.cz

Dr. Jörg Bohlen ' bohlen@iapg.cas.cz

¹ Ústav fyziologie a genetiky živočichů, AV ČR, 277 21 Liběchov

² Česká zemědělská univerzita v Praze, 165 21 Praha 6 - Suchbátka

L. VETEŠNÍK, S. LUSK, P. SPURNÝ

Summary: *Carassius auratus* is an non-indigenous species to waters of the Czech Republic. The first specimens appeared within the Morava-Dyje confluence around 1975. During following 15 years, this species occupied under anthropogenic influence all suitable habitats over the Czech Republic territory. *C. auratus* has been fully acclimatized and has created numerous populations especially in the lower reaches of rivers Morava, Dyje, Labe, Odra and in their adjacted floodplains. Measured was the set of 60 females from the lower reach of the River Dyje. No difference of plastic and meristic characters was found as compared with the data from the initial occupation of that site by this species. Only the body depth is at present by 3,2 % higher on average. The hitherto data on the growth rate in *C. auratus* are related to triploid females only. The length growth rate found in previous and present samples is compared with the literature data from waters of the former Czechoslovakia. The *C. auratus* growth rate in different habitats is determined strictly by the environment. The growth rate was determined in the specimens with their sex and ploidy ascertained. The growth rate in diploid males (14 ex.) is significantly slower than that in triploid females.

Úvod

Karas stříbřitý je nepůvodním druhem pro vody České republiky. V průběhu více než 25 let se zařadil mezi významné druhy naší ichtyofauny. Zejména v oblasti aluvia řek Moravy, Dyje, Odry a Labe se stal významným druhem, jak z hlediska zastoupení v tamní rybí biotě, tak i z hlediska hospodářského (Lusk a kol. 1998). Původní populace tohoto druhu byly tvořeny pouze triploidními samicemi, které se rozmnožovaly gynogeneticky. Po roce 1990 se zejména v populacích v oblasti jižní Moravy začali objevovat i samci. Bližší výzkumy vedly ke zjištění, že většina samců je diploidních, pouze ojediněle se vyskytují triploidi. Samice jsou převážně triploidi a pouze ojediněle se vyskytují diploidní jedinci (Halačka, Lusková 2000, Halačka et al. 2002, Lusk et al. 2001, Lusková a kol. 2002). Vystává zcela oprávněně otázka, zda se vedle zmíněných změn ve výskytu pohlaví a ploidie nezměnily další biologické charakteristiky v průběhu výskytu karasa stříbřitého v

podmínkách České republiky. V našem příspěvku uvádíme poznatky o morfometrii a růstu karasa stříbřitého.

Materiál a metodika

Morfometrie (plastické a meristické znaky) byla zkoumána u třech souborů ryb. Nejpočetnější vzorek (60 ryb) tvořily samice, odlovené jednorázově při migraci z Dyje do přítoku v oblasti Soutoku na jaře 2001. Další vzorek (15 ks) byl získán v mokřadu v PR Chomoutov v roce 2001. Pro srovnání jsou uváděny hodnoty 8 velkých exemplářů získaných v průběhu jara 2002 v aluviu dolního toku Dyje. Plastické a meristické znaky jsme zjišťovali podle Holčíka (1989). Pro růstové analýzy se využilo jednak vzorků získaných v dřívějším období a dále pak vzorků sebraných z různých lokalit v oblasti dolního toku Dyje v průběhu roku 2001 (Tab.2). Samostatně byl vyhodnocen růst souboru, který se skládal ze 14 diploidních samců a 21 triploidních samic. Ploidii jsme zjišťovali podle velikosti jader erytrocytu (Halačka, Lusková 2000). Zpětné stanovení růstu bylo provedeno podle metodického postupu R. Lee s korekcí na zakládání šupin 15 mm. Vzdálenosti k jednotlivým anulům jsme měřili na ventro-laterálním poloměru.

Výsledky a diskuse

Z počátečního období invaze karasa stříbřitého do vod bývalého Československa je k dispozici řada studií, které hodnotí různé aspekty biologie tohoto druhu, např. (Lusk, Baruš 1978; Peňáz et al. 1979 aj.). V současnosti jsme se začali věnovat výzkumu v souvislosti s výskytem samců a jedinců s různou ploidii v populacích tohoto druhu.

Morfometrie

Plastické znaky u zkoumaných souborů jsme porovnávali s hodnotami u souboru jedinců z první okupační vlny karasa stříbřitého z dolní části Dyje (Lusk, Baruš 1978). Zjištěné hodnoty jsou uvedeny v Tab.1. Všichni zkoumaní jedinci byli samice. Zjištěné rozdíly jednotlivých parametrů nelze považovat za průkazné. Pouze u výšky těla se průkazně liší hodnoty u jednotlivých souborů. Nejnížší hodnoty vykazuje původní soubor z počátku období osídlení teritoria řeky Moravy tímto druhem (Lusk, Baruš 1978) a dále pak soubor z mokřadu Chomoutov (Tab.1). U meristických znaků jednotlivé soubory (s ohledem na limitovaný rozsah článku hodnoty neuváděny) nevykazovaly v podstatě žádné rozdíly. Zajímavé je, že i u velkých exemplářů (8 jedinců, průměrná délka SL 286 mm) se neliší počet žaberních tyčinek od ostatních souborů jedinců s výrazně menší velikostí. Prozatím nebyl zjištěn případný rozdíl v morfometrii mezi jedinci s různou ploidii. Vasiljeva (1990)

nalezla jediné rozdíly mezi jedinci rozmnožujícími se gynogeneticky (triploidi) a jedinci patřícími k bisexuální formě (diploidi) v počtu žaberních tyčinek (vyšší počet u triploidů).

Tab. 1 - Morfometrie karasa stříbřitého, A - Dyje (Lusk, Baruš 1978), B - Dyje, C - Dyje, velcí jedinci, D- Chomoutov.

Lokalita	A	B	C	D
rok	1977	2001	2002	2002
n	100	60	8	15
Znaky	$\bar{x} \pm SD$	$\bar{x} \pm SD$	$\bar{x} \pm SD$	$\bar{x} \pm SD$
longitudo corporis (mm)	190,08 $\pm$ 1,39	222,16 $\pm$ 28,81	286 $\pm$ 24,89	151,47 $\pm$ 27,17
<i>v % longitudo corporis:</i>				
longitudo capitis	26,77 $\pm$ 0,07	26,28 $\pm$ 0,58	25,29 $\pm$ 1,02	27,64 $\pm$ 0,99
altitudo capitis	23,71 $\pm$ 0,07	23,78 $\pm$ 0,82	23,54 $\pm$ 0,57	23,24 $\pm$ 0,78
latitudo capitis	16,89 $\pm$ 0,07	17,71 $\pm$ 0,54	17,30 $\pm$ 0,43	17,84 $\pm$ 0,82
distantia praeorbitalis	7,92 $\pm$ 0,04	8,13 $\pm$ 0,57	8,02 $\pm$ 1,30	8,40 $\pm$ 0,54
distantia postorbitalis	14,02 $\pm$ 0,05	13,80 $\pm$ 0,43	13,60 $\pm$ 0,36	14,36 $\pm$ 0,70
diameter oculi	5,05 $\pm$ 0,02	4,87 $\pm$ 0,31	4,28 $\pm$ 0,32	5,12 $\pm$ 0,53
distantia inter f. nasalia	5,41 $\pm$ 0,04	5,78 $\pm$ 0,39	5,43 $\pm$ 0,54	5,65 $\pm$ 0,62
distantia inter oculos	10,52 $\pm$ 0,03	10,84 $\pm$ 0,43	10,83 $\pm$ 0,51	11,62 $\pm$ 0,73
distantia praepectoralis	-	25,59 $\pm$ 0,73	26,02 $\pm$ 1,11	27,54 $\pm$ 0,95
distantia praeventralis	45,80 $\pm$ 0,13	45,65 $\pm$ 1,H	44,72 $\pm$ 1,27	46,41 $\pm$ 0,76
distantia praeanalís	74,96 $\pm$ 0,11	75,61 $\pm$ 1,09	75,55 $\pm$ 1,24	73,75 $\pm$ 2,74
distantia praedorsalis	48,56 $\pm$ 0,10	49,42 $\pm$ 1,28	47,85 $\pm$ 1,81	49,62 $\pm$ 1,46
altitudo corporis	37,96 $\pm$ 0,24	41,23 $\pm$ 2,45	40,62 $\pm$ 2,00	36,22 $\pm$ 2,51
latitudo corporis	18,39 $\pm$ 0,10	20,25 $\pm$ 1,26	19,24 $\pm$ 1,75	17,89 $\pm$ 1,16
longitudo pedun.caudae	19,57 $\pm$ 0,09	19,60 $\pm$ 0,97	19,46 $\pm$ 1,56	20,83 $\pm$ 1,39
latitudo pedun.caudae	7,43 $\pm$ 0,05	8,26 $\pm$ 0,60	7,29 $\pm$ 0,95	6,88 $\pm$ 0,74
altitudo pedun.caudae	17,76 $\pm$ 0,06	18,74 $\pm$ 1,03	18,92 $\pm$ 0,87	17,46 $\pm$ 1,15
altitudo corporis minima	15,99 $\pm$ 0,04	16,11 $\pm$ 0,61	16,61 $\pm$ 0,35	15,06 $\pm$ 0,95
dist. pectoral. et ventral.	20,88 $\pm$ 0,08	21,20 $\pm$ 0,96	20,15 $\pm$ 1,53	20,86 $\pm$ 1,12
dist. ventralis et analis	31,36 $\pm$ 0,09	32,06 $\pm$ 0,94	31,70 $\pm$ 1,91	28,93 $\pm$ 2,28
Longitudo pin. dorsalis	37,55 $\pm$ 0,11	38,52 $\pm$ 6,21	37,85 $\pm$ 1,70	34,56 $\pm$ 1,08
Longitudo pin. analis	11,35 $\pm$ 0,08	11,21 $\pm$ 1,74	11,59 $\pm$ 1,01	11,51 $\pm$ 0,88
Longitudo pin. pectoralis	19,28 $\pm$ 0,08	18,51 $\pm$ 1,21	19,67 $\pm$ 0,94	19,96 $\pm$ 1,00
Longitudo pin. ventralis	21,47 $\pm$ 0,09	20,34 $\pm$ 1,38	20,74 $\pm$ 1,96	22,19 $\pm$ 0,72
Altitudo pinnae dorsalis	19,72 $\pm$ 0,08	21,27 $\pm$ 2,22	21,40 $\pm$ 1,70	22,82 $\pm$ 1,94
Altitudo pinnae analis	17,15 $\pm$ 0,08	19,10 $\pm$ 0,85	19,08 $\pm$ 1,32	19,09 $\pm$ 1,77
<i>v % longitudo capitis:</i>				
distantia praeorbitalis	29,59 $\pm$ 0,11	30,91 $\pm$ 1,99	30,29 $\pm$ 2,01	30,43 $\pm$ 1,41
diameter oculi	18,85 $\pm$ 0,07	18,54 $\pm$ 1,13	16,95 $\pm$ 1,42	18,48 $\pm$ 1,75
distantia inter f. nasalia	20,22 $\pm$ 0,13	21,99 $\pm$ 1,39	21,52 $\pm$ 1,63	20,49 $\pm$ 1,95
distantia inter oculos	39,31 $\pm$ 0,12	41,23 $\pm$ 1,41	42,99 $\pm$ 1,87	42,16 $\pm$ 1,93
distantia postorbitalis	52,43 $\pm$ 0,14	52,48 $\pm$ 1,34	53,82 $\pm$ 1,79	52,01 $\pm$ 1,60
altitudo capitis	88,59 $\pm$ 0,24	90,50 $\pm$ 2,74	94,36 $\pm$ 1,61	83,99 $\pm$ 2,35
latitudo capitis	63,11 $\pm$ 0,27	67,39 $\pm$ 2,06	68,77 $\pm$ 1,59	64,46 $\pm$ 1,34

Růst

Ze vztahu poloměr šupiny - délka těla byla odvozena délka těla, při které dochází k vytvoření základu šupiny a to v hodnotě 14,9 mm (zaokrouhleno na 15 mm). Toto zjištění je shodné s poznatky, které uvádí Peňáz et al. (1979). Zjištěné hodnoty růstu karasa stříbřitého z jednotlivých lokalit jsou uvedeny v Tab.2, kde pro srovnání jsou i data o délkovém růstu z dřívějšího období z různých vod v bývalém Československu. Vzhledem k tomu, že růst je zásadně ovlivněn především prostředím, zjištěné hodnoty o růstu vypovídají o podmínkách v té které lokalitě.

Tab. 2. Délkový růst karasa stříbřitého v různých vodách ČR a SR (u našeho materiálu v závorce uveden rok jeho sběru).

Lokalita	Autoři	n	Zpětně vypočtená délka těla (mm)							
			SL ₁	SL ₂	SL ₃	SL ₄	SL ₅	SL ₆	SL ₇	SL ₈
Dyje	Vetešník, Lusk (2001)	60	77	115	143	168	198	224	250	
Utajené jezero	Vetešník, Lusk (2001)	77	51	85	105	128	163	180	216	234
Pastvisko	Vetešník, Lusk (2001)	20	76	101	142					
František	Vetešník, Lusk (2001)	30	83	141	168					
Apollo	Vetešník, Lusk (2001)	25	82	133	172					
Bílovec	Vetešník, Lusk (1987)	40	54	86	136	181				
Mušov	Vetešník, Lusk (1983)	16	67	106	146	181	219	244		
Chřaba (pískoviště)	Peňáz a Kokeš (1981)	33	29	48	65	80	91			
Nitra (dolní tok)	Sedlár et al. (1980)	36	59	94	119	140	169			
Malý Dunaj	Sedlár et al. (1980)	25	60	95	127	157	184	217		
Malé Žaluzie (nádrž)	Sedlár et al. (1980)	190	51	91	120	150				
Diakovce kanál	Makara et Stráňai (1980)	82	75	111	147	174	194			
Sziged (pískoviště)	Makara et Stráňai (1980)	37	82	137	171	203	230	270		
Horné Saliby	Makara et Stráňai (1980)	28	72	107	135	154	172			
Kolárovský kanál	Makara (1980)	36	89	162	212	260	317	350	380	
Dyje	Barušet Lusk (1978)	147	85	173	204	233	251			
Morava	Barušet Lusk (1978)	34	79	141						
Ipeľ	Barušet Lusk (1978)	23	77	156	190	219				
Nitra	Sedlár et al. (1976)	21	48	93	123	167	199			
Dunaj	Holčík(1975)	24	76	146	166					
Hron	Sedlár et Stráňai (1975)	-	56	84	161	197	239			

Tab.3. Délkový růst (mm) diploidních samců a triploidních samic karasa stříbřitého.

Ploidie	n	SL ₁	SL ₂	SL ₃	SL ₄	SL ₅	SL ₆	SL ₇	SL ₈	SL ₉
2n samci	14	64,0	88,4	111,6	135,7	155,5	172,0			
3n samice	21	63,5	95,1	125,0	146,0	168,6	189,9	243,4	258,0	281,0

U některých jedinců odlovených v oblasti aluvia dolního toku Dyje byla určena úroveň ploidie a tak jsme mohli srovnat růst u diploidních samců a triploidních samic. S výjimkou prvního roku života byl růst triploidních samic rychlejší než u diploidních samců. V 6. roce

života činil rozdíl průměru 17,9 mm (Tab. 3).

Závěr

Na základě dosavadních poznatků se prozatím neprojevily výraznější změny u sledovaných biologických charakteristik v průběhu 25 let od přirozené introdukce karasa stříbřitého do vod České republiky. Bohužel nemáme dostatečné potřebné doklady o stavu plodnosti jedinců - samic před rokem 1995. Materiál karasa stříbřitého je nutno před tímto datem považovat za triploidní samice. Výskyt samců je prokázán až po roce 1992. Sběr materiálu a identifikace ploidie klade značné nároky na čas, ale bez zjištění mechanismu vzniku a uplatnění jedinců s různou ploidií v populační dynamice nelze objasnit další charakteristiky formy karasa stříbřitého vyskytujícího se v podmínkách České republiky.

Poděkování

Výzkum byl realizován v rámci řešení výzkumného grantu reg. č. 206/00/0668 finančně zajišťovaného Grantovou agenturou České republiky.

Literatura

BARUŠ, V., LUSK, S.: Growth rate of *Carassius auratus* in the Morava river drainage area. *Zool. Listy*, 1978, 27: 249-256.

HALAČKA, K., LUSKOVÁ, V.: Polyploidie u karase stříbřitého (*Carassius auratus*) v dolním toku Dyje - determinace pomocí velikosti jader. *Sb. referátů ze IV. České ichtyol. konf., 2000 Vodňany*: 110-113.

HALAČKA, K., LUSKOVÁ, V., LUSK, S.: *Carassius „gibelio“* in fish communities of the Czech Republic. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 2002, Vol. 2, in press.

HOLČÍK, J. (edd.): The freshwater fishes of Europe. Vol. 1, Partii, 1989, AULA-Verlag GmbH, Wiesbaden, pp. 467

HOLČÍK, J.: Informácia o výskyte a niektorých biologických aspektoch karasa striebřitého v systéme československého úseku Dunaja. *Materiály 17. zasadnutia zmiešanej komisie medzinárodnej dohody o rybolove vo vodách Dunaja*, 1975: 1-5 (nepubl.)

LUSK, S., BARUŠ, V.: Morphometric features of *Carassius auratus* from the drainage area of the Morava River. *Folia Zool. Brno*, 1978. 27: 177-190.

LUSK, S., LUSKOVÁ, V., HALAČKA, K.: Karas stříbřitý - 25 let od jeho přirozené introdukce. *Sb. referátů z III. české ichtyol. konf, Vodňany*, 1998: 135-140.

- LUSK, S., LUSKOVÁ, V., HALACKA, K.: Biotic invasion of the *Carassius gibelio* in the waters of the Czech Republic. *The 10th ECIX, Prague, 2001, Book of abstracts*: 60.
- LUSKOVÁ, V., HALAČKA, K., VETEŠNÍK, L., LUSK, S.: Karas stříbřitý *Carassius auratus* v rybích společenstvech v oblasti dolního toku Dyje. *Biodiverzita ichtyofauny ČR (IV)*, 2002: 135-141.
- MAKARA, A.: Porovnanie rastu karasa striebřitého (*Carassius auratus* L.) a karasa obyčejného (*Carassius carassius* L.) z hlavného Kolárovskeho kanála. *Biológia (Bratislava)*, 1980, 35: 349-356.
- MAKARA, A., STRÁŇAI, L.: Ďalšie poznatky o rastu karasa striebřitého (*Carassius auratus* L.) na južnom Slovensku. *Polnohospodárstvo*, 1980, 26: 574-587.
- PEŇÁZ, M., KOKEŠ, J.: Notes on the diet, growth and reproduction of *Carassius auratus gibelio* in two localities in southern Slovakia. *Folia Zool*, 1981, 30: 83-94.
- PEŇÁZ, M., RÁB, P., PROKEŠ, M.: Cytological analysis, gynogenesis and early development of *Carassius auratus gibelio*. *Acta Sc. Nat. Brno*, 1979, 13 (7): 1-31.
- SEDLÁR, J., STRÁŇAI, J., MAKARA, A.: Príspevok k poznaniu veku a rastu karasa striebřitého (*Carassius auratus* Linnaeus, 1758). *Polnohospodárstvo*, 1980, 26: 848-859.
- SEDLÁR, J., STRÁŇAI, J., MAKARA, A.: Karas striebřitý (*Carassius auratus* Linnaeus, 1758) v povodí rieky Nitry. *Biológia (Bratislava)*, 1976, 31: 345-351.
- SEDLÁR, J., STRÁŇAI, L.: Výskum ichtyofauny povodia rieky Hron. *Záver. Správa*, 1975, VŠP Nitra: (nepubl)
- VASILJEVA, E.D.: On morphological divergence of gynogenetical and bisexual forms of *arassius auratus* (Cyprinidae, Pisces). *Zool. žurnál*, 1990, (11): 97-110.
- Ing. Lukáš Vetešník¹², Doc. Ing. Stanislav Lusk CSc.¹, Doc. Ing. Petr Spurný CSc.²
- ¹ Ústav biologie obratlovců Akademie věd ČR, Květná 8, 603 65 Brno, Česká republika
- ² Ústav rybářství a hydrobiologie MZLU, Zemědělská 1, 613 00 Brno, Česká republika

POUŽITÍ DIGITÁLNÍ FOTOGRAFIE A ANALÝZY OBRAZU V ICHTYOLOGII

Usage of Digital Photography and Computer Assisted Image Analyses in Ichthyology.

L. KALOUS, M. PETRTÝLE

Summary: In comparison to other animals, fish are relatively simple from the morphological point of view. Much morphological information is possible to obtain from two-dimensional pictures by computer assisted image analyses. In our contribution we present new approaches to classical ichthyological methods, concerning measurements of actual body sizes and retrospective estimation of body sizes of individual years by calculation from fish scales. The advantage of these methods is that they are less harmful for living fish being measured as well as for preserved specimens in museum collections.

Souhrn

Ryby jsou tvarově oproti některým jiným živočichům poměrně jednoduché a mnoho morfologických údajů (tělní poměry, počet šupin a další) se dají zjistit z dvourozměrného obrazu, což zjednodušuje měření jeho následnou analýzou. Nové technologie nabízí usnadnění mnoha náročných procesů a při správném použití mohou práci značně zpřesnit. Náš příspěvek si klade za cíl upozornit na možnosti využití analýzy obrazu v ichtyologii a předvést metodiky, které jsou zatím ve svém zrodu. Hlavní výhodou těchto metod je daleko menší riziko poškození a zátěže pro živé měřené ryby či menší opotřebení fixovaného materiálu z muzeí, než je tomu při standardním postupu.

Poděkování

Příspěvek byl vypracován v rámci grantu ga czu 10/360/00, autoři by chtěli dále poděkovat za cenné připomínky kolegyni Markétě Sedmíkové a kolegům z firem laboratory imaging spol. s r.o. a KAKTUS Software, spol. s r.o.

Literatura

- Baruš, V., Oliva, O. (eds.), 1995: Fauna ČR a SR: Mihulovci a ryby. [Fauna of CR and SR: Lampreys and fishes.] Vol. 28, 2 , p. 660
- Ballard, D., H., Brown, C, M., 1982: Computer vision. Prentice - Hall, Engelwood Cliffs, NJ, 1982.
- Holčík, J., Hensel, K., 1972: Ichtyologická příručka. [Ichthyological Handbook.] Obzor Bratislava, 220 pp
- Hensel, K., 1971: Some notes on the systematic status of *Carassius auratus gibelio* (Bloch, 1872) with further record of this fish from Danube river in Czechoslovakia. Vest. Čs. spol. zool., 35, p. 186-198.
- Webová stránka laboratory imaging: www.Um.cz

Ing. Lukáš Kalous^{1>2} kalous@af.czu.cz

Miloslav Petrtýle²

¹ Česká zemědělská univerzita v Praze, 165 21 Praha 6 - Suchbátka

² Ústav fyziologie a genetiky živočichů, AV ČR, 277 21 Liběchov

VÝZNAM UMĚLÝCH MOKŘADŮ V ALUVIU ŘEK PRO BIODIVERZITU RYB

Artificially made wetlands in river alluvium and their importance in fish biodiversity

V. HORÁK, S. LUSK, K. HALAČKA, V. LUSKOVÁ

Summary: Fluvial activity of streams was the most significant factor involved in establishment and preservation of high aquatic habitat diversity in alluvial areas. In the Czech Republic the landscape forming fluvial activity was eliminated by human actions, such as river regulations, flood control and controlled discharges. Original connection between river and floodplain was disrupted and some aquatic habitats were designedly destroyed. Artificial restoration and creation of new alluvial wetlands (pools, small lakes, channels) are very important measures for habitat diversity improvement. This is notable effort, which helps to preserve the biodiversity *sensu lato*, including either plants or animals.

Fish, as a group, were investigated because of their close linkage to aquatic environment and bioindication ability for artificial wetlands quality assessment in the river alluvium. We studied artificially made pools (gravel pits), small lakes and channels in the Dyje river alluvium and an artificially made wetland, the Chomoutov, in the Morava river alluvium. In these habitats fish species were found, which are protected by national and european legislatures (Natura 2000). It is therefore apparent that artificially made aquatic habitats are significant part in biodiversity conservation.

Úvod

Diverzita vodních biotopů a hydrologický režim aluvia byla v minulosti podmíněna aktivitou vlastní řeky. Při záplavách byla biotopy inundační oblasti propojeny s řekou a vodní organismy, zejména ryby mohly osidlovat biotopy jinak oddělené od říčního koryta. Postupně zanikající vodní biotopy na jedné straně byly nahrazovány nově vznikajícími v důsledku fluvialní aktivity řeky. Tato krajinnotvorná činnost řeky byla eliminována v souvislosti s regulacemi řek, výstavbou ochranných hrází a přehrad umožňujících ovlivňovat průtok v korytě řeky. Stojaté vody aluvia, které poskytovaly podmínky bohatému osídlení rostlin i živočichů, podléhají postupně zazemňování a celkové degradaci. Obnova původního stavu je vzhledem k urbanizaci krajiny v našich podmínkách prakticky nerealizovatelná. Proto se v kulturní dnešní krajině ukazuje cílené vytváření

umělých mokřadů, jako jsou tůně, jezírka nebo kanály, a udržování původních biotopů, jako jediné možné opatření na zachování potřebné diverzity vodních biotopů, tj. životního prostředí společenstva vodních rostlin a živočichů. V minulém desetiletí byla zahájena řada projektů zaměřených na částečnou obnovu diverzity biotopů aluvia řek. Ryby byly v rámci této studie vybrány jako modelové organismy s vysokou bioindikační hodnotou pro posouzení kvality nově vytvořených mokřadních biotopů pro vodní biotu. Uměle vytvořené biotopy bude možné cíleně využít a udržovat jako biotopy pro ohrožené druhy ryb a mohou být i významnou součástí soustavy chráněných území Natura 2000. Problematice rybího osídlení některých typů umělých mokřadů jsme se v minulosti již věnovali, např. Halačka et al. (1998), Horák (2000). V rámci této studie jsme se pokusili o souhrnné zhodnocení významu a efektu uměle vytvořených mokřadních biotopů pro ichtyofaunu v podmínkách říčního aluvia.

Materiál a metodika

Výzkumy rybího osídlení uměle vytvořených vodních biotopů byly prováděny v aluviu řeky Dyje a řeky Moravy. Zkoumané umělé mokřady byly různého typu i původu. Jednu skupinu tvoří tzv. písečníky či zemníky vzniklé při těžbě zeminy pro výstavbu protipovodňových hrází (Halačka et al. 1998). Specifické biotopy tvoří uměle vybudované kanály především za účelem rozvodu vody v lužním lese v pasivním aluviu za protipovodňovými hrázemi. Součástí hydrologické sítě se staly i části melioračního systému (Kancí obora) postaveného v 19. století pro odvádění povodňové vody zpět do toku Dyje (Horák, 2000). Byly vybudovány i účelové tůně a jezírka s účelem zvýšit biotopovou diverzitu v prostředí lužního lesa (Palachy, Kesle). V Přírodní rezervaci Chomoutov v CHKO Litovelské Pomoraví byly vybudovány účelové mokřadní systémy ve volné krajině, které nemají žádné spojení s aktivním tokem. Zdrojem vody je tam jednak průsaková voda a případně voda přepouštěná z nedalekého pískoviště. Mokřady byly zaplaveny při extrémní povodni v roce 1997, kdy tak došlo i k jejich zarybnění (Lusk a kol. 2001).

V rámci každé skupiny biotopů hrají důležitou roli kanály, které napojují biotopy stojaté vody na přívod vody a rovněž poskytují migrační prostředí pro ryby a umožňují tak rozvoj rybích společenstev i v biotopech za protipovodňovými hrázemi. Zkoumané kanály většinou neposkytovaly trvalé podmínky pro udržení rybích společenstev. Zvláště kanály uměle vytvořené v rámci revitalizačních úprav. Jejich tvar je pravidelný korytovitý s minimální členitostí dna a břehů.

Při výzkumech bylo použito sady tenatních sítí s velikostí ok 17, 22, 33 a 40 mm. Příbřežní zóny, mělká jezírka a kanály byly zkoumány s použitím elektrického agregátu ZB6 (stejnoseměrný pulzní proud s parametry 160 - 220 V, 2,0 - 3,5 A v závislosti na konduktivitě vody).

Výsledky a diskuse

Existence aluviálních tůní je z hlediska ochrany biodiversity na předním místě v žebříčku priorit. Tyto biotopy jsou nedílnou součástí říčních ekosystémů (Štěrba, 1996). V přirozeném stavu podléhají aluviální tůně spontánní degradaci zatemňováním hromadícím se organickým materiálem a případně i unášeným materiálem při záplavových plošných průtocích. V současnosti v důsledku úprav koryt většiny větších toků již nedochází k vytváření nových aluviálních mokřadních biotopů a rovněž zánik starých původních biotopů je podstatně rychlejší, než když byly pod působením pravidelných povodňových záplav. Proto je nezbytné z hlediska udržení takových biotopů suplovat funkci toku v krajině, zejména při obnově stávajících nebo tvorbě nových biotopů (Lusk, 1996). Cílená „údržba“ aluviálních tůní je, kromě udržení potřebné výšky vodního sloupce, důležitá i pro vylepšení jejich kyslíkového režimu (Horák a Machatka, 2000).

Při našich výzkumech jsme zjišťovali druhovou pestrost rybích společenstev v jednotlivých typech uměle vytvořených vodních biotopů (Tab. 1). Největší počet druhů (23) byl zjištěn v zemnicích v aluviu dolní části Dyje a jsou při povodňových průtocích v Dyji zaplavovány a propojeny tak s vlastní řekou. Takto se vytváří podmínky pro spontánní doplnění či rozšíření druhové i početní skladby rybího osídlení zemníků. Pokud dojde k záplavám v období tření fytofilních ryb, stávají se tyto biotopy významným místem pro vývoj plůdku. V následujícím roce, jestliže je biotop opět zaplavený, mohou sloužit jako zdroj pro obohacení a posílení populací v řece. Na zaplavených loukách v okolí zemníků dochází ke tření řady druhů, mezi nimi i druhů chráněných jak naší tak i evropskou legislativou (např. *Leuciscus idus*, *Rhodeus sericeus*, *Misgurnus fossilis*, *Cobitis* sp. Jejich populace se vyskytují trvale ve vlastních zemnicích. K nejpočetnějším druhům společenstva zemníků patřily *Esox lucius*, *Rutilus rutilus*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Blicca bjoerkna*, *Carassius auratus* a *Perca fluviatilis*. Vyskytovaly se tam rovněž druhy typické pro fluviální prostředí, které se nestihly s opadající vodou vrátit zpět do řeky, např. *Alburnus alburnus*, *Abramis ballerus*, *Lota lota* (viz Tab. 1). Biotopy v pasivní části aluvia Soutok byly z hlediska druhové pestrosti rybích společenstev chudší. V tůních Kesle bylo zjištěno 9 druhů ryb. Nejpočetnější tam byly

druhy *E. lucius*, *R. rutilus*, *B. bjoerkna*. Jako významný byl hodnocen výskyt druhů *Aspius aspius* a *Sander lucioperca*. Zaplavování této lokality je možné při realizování uvažovaného umělého povodňování oblasti Soutok. Při povodni v červenci 1997 byl tento biotop zaplaven, stejně jako většina území lužního lesa. Následně byli ve společenstvu ryb zjištěni *A. ballerus*, a *Alburnus alburnus*, jež se tam pravidelně již vyskytují. Tyto druhy našly i v systému kanálů vhodné podmínky k trvalé existenci.

Tab. 1. Přehled výskytu druhů ve zkoumaných biotopech (A - záplavy možné, B - záplavy pouze extrémní povodní).

Druh	zemníky	umělé tůňe A	umělé tůňe B		kanály
			Kančí obora	Chomoutov	
<i>Esox lucius</i>	+	+	+	+	+
<i>Rutilus rutilus</i>	+	+	+	+	+
<i>Leuciscus leuciscus</i>	-	-	-	+	-
<i>Leuciscus cephalus</i>	-	-	-	+	+
<i>Leuciscus idus</i>	+	+	+	-	+
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	+	+	+	+	+
<i>Aspius aspius</i>	+	+	+	-	+
<i>Luecaspius delineatus</i>	+		-	-	-
<i>Tinca tinca</i>	+	-	+	+	+
<i>Pseudorasbora parva</i>	+	-	-	+	-
<i>Gobio albipinnatus</i>	-	-	-	-	+
<i>Alburnus alburnus</i>	+	+	+	+	+
<i>Blicca bjoerkna</i>	+	+	+	-	+
<i>Abramis brama</i>	+	+	+	+	+
<i>Abramis ballerus</i>	+	+	+	-	+
<i>Rhodeus sericeus</i>	+	-	-	-	+
<i>Carassius carassius</i>	+	-	+	-	-
<i>Carassius auratus</i>	+	-	+	+	+
<i>Cyprinus carpio</i>	+	-	+	+	+
<i>Cobitis sp.</i>	+	-	-		-
<i>Misgurnus fossilis</i>	+	-	-	-	+
<i>Silurus glanis</i>	+	-	-	-	+
<i>Anguilla anguilla</i>	-	-	+	+	+
<i>Lota lota</i>	+	-	-	-	+
<i>Perca fluviatilis</i>	+	4-	+	+	+
<i>Sander lucioperca</i>	+	+	+	+	+
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	+	+	+	-	-

Pískovna Dědova se nachází rovněž v pasivní části aluvia, v blízkosti řeky Moravy. Stabilní prvky společenstva tam tvoří *E. lucius*, *R. rutilus*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Tinea tinea*, *B. bjoerkna*, *R. sericeus*, *M. fossilis*, *P. fluviatilis*. Bohaté

porosty vodních rostlin podmiňují i četný výskyt druhu *Carassius carassius*.

Ve zkoumaných biotopech pasivního aluvia oblasti Kančí obory bylo zjištěno celkem 16 druhů ryb. Propojení s řekou při přirozených záplavách je tam zcela vyloučeno, takže jediná migrační cesta, kterou mohou ryby tyto biotopy osidlovat, je náпустním kanálem. Vyšší druhová bohatost uměle vytvořených tří plošných biotopů Palachy ve srovnání s Keslemi je vysvětlována, kromě kratšího spojení s řekou, rovněž větší výměrou tůní. Hlavními komponentami společenstva tam byly druhy *E. lucius*, *R. rutilus*, *S. erythrophthalmus*, *T. tinca*, *B. bjoerkna*, *P. fluviatilis*. Pozitivní je výskyt druhů *L. idus*, *A. aspius*, *C. carassius*, *Sander lucioperca* a *Gymnocephalus cernuus*. Pravidelně se vyskytovaly i druhy typické pro říční prostředí (*A. alburnus* a *A. ballerus*) díky migraci nátokovým kanálem. Zůstávaly ale pouze v tůni, do které tento kanál ústí.

Umělé kanály, jak na území Kančí obory, tak v oblasti Soutoku, většinou neposkytovaly rybám stabilní prostředí v průběhu celého roku. Kanály mají příčný pravidelný korytovitý profil, bahnité až jílovité dno, často s příliš strmými břehy, které brání rozvoji vodní vegetace. Tyto umělé toky zatím byly provozovány bez manipulačního řádu, což vedlo k výraznému kolísání průtoků v jednotlivých úsecích i v jednotlivých částech roku. Výjimku tvoří úseky tvořené původními říčními rameny, které mají dostatečně členité dno i břehy a často i bohatou vodní vegetaci. Vlastní kanály sloužily především jako migrační cesty mezi jednotlivými biotopy stojaté vody. Významnou roli hrají kamenné záhozy okolo stavítek na kanálech, které využívají ryby (např. *Lota lota*) jako stanoviště a úkryty.

Specifický biotop představuje umělý mokřad v PR Chomout. Jediným zdrojem stávajícího rybího osídlení byla extrémní povodeň v červenci 1997, kdy došlo k záplavě území rozvodnenou řekou Moravou. Systém nemá napojení na žádný vodní tok. Při průzkumech jsme tam zjistili v průběhu 2001-2 celkem 14 druhů ryb (Tab. 1). Bylo doporučeno vysadit další charakteristické druhy pro tento typ mokřadu - *C. carassius* a *M. fossilis*.

Závěr

Výsledky získané při výzkumech rybího osídlení umělých vodních biotopů v původním říčním aluviu prokázaly jejich význam a to jak z hlediska druhové skladby, tak i z hlediska kvantitativního. Uměle vytvářené mokřady, zejména plošného typu, představují perspektivní možnost pro uchování potřebné diverzity vodních biotopů pro rybí biotu. Nabízí se možnost cíleně vytvořit vhodné prostředí pro ohrožené druhy ryb a tak zajistit

jejich stabilní existenci. Umělé biotopy podélného typu (kanály) mají především význam a pro cílenou manipulaci s vodou a zajištění migračních přesunů ryb. Uměle vytvářené mokřady považujeme za nezbytný doplněk stávajícího stavu člověkem pozmeněného a redukovaného hydrologického systému v kulturní krajině České republiky.

Poděkování

Problematika příspěvku je řešena v rámci projektu č. S6093007 (Program podpory cíleného výzkumu a vývoje) Akademie věd České republiky.

Literatura

- HALAČKA, K., LUSK, S., LUSKOVÁ, V.: Fish communities in artificial pools in the floodplain along the lower reaches of the River Dyje. *Folia Zool*, 1998, 47(2): 125 -134.
- HORÁK, V.: Rybí společenstva uměle vytvořených jezer v podmínkách lužního lesa. *Biodiverzita ichtyofauny ČR III*, 2000: 71-78..
- HORÁK, V., MACHATKA, T.: Kyslíkový režim tůní a říčních ramen v aluviu dolního toku řeky Dyje v zimním období 1999/2000. *Sb. referátů IV. České ichtyologické konference, 2000*: 114-117.
- LUSK, S.: Ryby a jejich biotopy. *Mokřady České republiky, Třeboň 1996*: 137 - 140.
- LUSK, S., HALAČKA, K., LUSKOVÁ, V.: Ichtyocenózy v PR Chomutovské jezero. *Studie ÚBO AV ČR Brno, 2001, 17stran.*
- ŠTĚRBA, O.: Nivní jezera a tůně. *Mokřady České republiky, Třeboň 1996*: 28 - 31.

Mgr. Václav Horák, Doc. Ing. Stanislav Lusk, PhD, Ing. Karel Halačka, PhD,
RNDr. Věra Lusková, PhD,
Ústav biologie obratlovců Akademie věd ČR, Květné 8, 603 65 Brno, Česká republika

SROVNÁNÍ SPOLEČENSTEV 0+ JUVENILNÍCH RYB DOLNÍCH ÚSEKŮ ŘEK MORAVY A DYJE

Comparison of 0+ juvenile fish community in the lowland stretches of the Morava and Dyje rivers

Z. VALOVÁ, P. JURAJDA

Summary: The lowland stretches of the rivers Morava and Dyje originally meandered within the large floodplains. During 1968-1982, these stretches have been extensively channelized and regulated by weirs. This study describes the efficiency of natural fish reproduction in two adjacent lowland rivers 25 years after their regulation and channelization.

The 0+juvenile fish assemblages were studied in late summer 1999-2001. Fish were sampled using Point abundance sampling strategy by electrofishing.

The total number of species registered during three years in the 0+ fish assemblages was 22 (River Morava) and 19 (River Dyje). The phytophilic *Esox lucius*, *Carassius auratus gibelio* and *Scardinius erythrophthalmus* were registered only in the River Dyje. On the other side, the *Chondrostoma nasus*, *Pseudorasbora parva*, *Gobio albipinnatus*, *Alburnoides bipunctatus*, *Vimba vimba* and *Cobitis elongatoides* were registered only in the River Morava.

The *Rutilus rutilus*, *Rhodeus sericeus* and *Alburnus alburnus* were the dominant species in both rivers. In the River Morava were also common *Leuciscus cephalus* and *Gobio gobio*. The eudominant species in the River Dyje was *Proterorhinus marmoratus*, which created more than 33% of all samples.

In the evaluation of reproductive guilds, the most common in both rivers were phytolithophilic species. The lithophils were more common in the River Morava and speleophils in the River Dyje.

The rivers modification has considerably affect to the 0+ juvenile fish assemblages. The limitation of floodplain has a strong negative impact on natural reproduction of phytophilic species. Surprisingly, 0+ of rheophilous species were more abundant in the regulated River Morava probably due to shallow fast flowing places bellow weirs, used as nurseries. It seems that specially character of sheorline used as nurseries, affected the efficiency of natural fish reproduction in lowland rivers.

Úvod

Produktivita aluviálních toků je závislá na spojení hlavního koryta s bočními rameny a inundačním územím (Holčík a Bastl, 1976). Záplavová oblast tak představuje důležitá místa pro výtěr a odrůstání plůdku (Balon, 1967). Kanalizace hlavního toku a konstrukce hrází však přispívají ke ztrátě záplavového území a omezují tak počet vhodných míst ke tření a odrůstání plůdku. V konečném důsledku tak ve velké míře ovlivňují úspěšnost přirozené reprodukce ryb v těchto tocích.

Cílem práce bylo srovnání společenstev 0+ juvenilních ryb upravených nížinných

úseků řek Moravy a Dyje přibližně 25 let po provedení jejich regulací.

Materiál a metodika

Sledované úseky řek Moravy a Dyje leží na jihovýchodní Moravě v oblasti jejich soutoku. Řeka Morava byla sledována od soutoku s Dyjí (ř. km 70) až po vakový jez (ř. km 92,8) a řeka Dyje od soutoku s řekou Moravou (ř. km 0) po obec Ladná (ř. km 32,5). Řeka Morava byla v rámci vodohospodářských úprav jižní Moravy v letech 1975-1986 v úseku mezi ř. km 70 až 97,88 regulována (stávající trasa v délce 27,9 km měřila původně více než 41 km), opatřena protipovodňovými hrázemi a současně tam bylo vybudováno 5 stupňů různého typu, které v různé míře zabraňují migraci ryb. Hraniční úsek řeky Dyje od ústí do Moravy až po Břeclav byl v letech 1979-1985 zkrácen z původních 23 na 18 km, současně byl opatřen protipovodňovými hrázemi a jedním jezem (ř. km 26,7), který je v současné době nepřekonatelnou migrační překážkou pro ryby (Lusk a Holčík, 1998).

Odlo veno bylo v každém roce celkem 20 stanic (po 20 bodech) na řece Moravě a 12 na řece Dyji. Stanice byly voleny tak, aby postihly všechny přítomné typy břehové Unie sledovaných úseků toků, tedy kamenný zához, štěrko-písečnou pláž i erodovaný břeh. Odlo vy 0+ juverdních ryb byly realizovány v srpnu 1999-2001 pomocí elektrického agregátu (220 v; 1,5-2 a; 1000 w) bodovou metodou (Persat a Olivier, 1991). Ulovené 0+ juvenilní ryby byly fixovány ve 4% formaldehydu a v laboratoři druhově determinovány. Ze základních znaků zoocenóz byla hodnocena především druhová pestrost, dominance a reprodukční (Balon, 1975) a ekologické skupiny (Schiemmer a Waidbacher, 1992).

Výsledky a diskuze

Celkem bylo během celé studie zjištěno 25 druhů 0+ juvenilních ryb. Počet druhů 0+ juverdních ryb v řece Moravě byl vyšší (22) než v řece Dyji (19+1 hyb). Ostroretka stěhovavá (*Chondrostoma nasus*), střevlička východní (*Pseudorasbora parva*), hrouzek běloploutvý (*Gobio albipinnatus*), ouklejka pruhovaná (*Alburnoides bipunctatus*), podoustev říční (*Vimba vimba*) a sekavec podunajský (*Cobitis elongatoides*) byli zjištěni pouze v řece Moravě. Naopak štika obecnou (*Esox lucius*), perlina ostrobřichého (*Scardinius erythrophthalmus*) a karasa stříbřitého (*Carassius auratus gibelio*) se nám podařilo zaregistrovat pouze v řece Dyji.

V řece Moravě jsme tak prokázali úspěšnou přirozenou reprodukci 62,9% ryb z celkového množství 43 druhů zjištěných při výzkumu v hlavním toku řeky Moravy Peňázem a Jurajdou (1993) v letech 1991-1993 a v řece Dyji u 44,2% druhů zjištěných

během ichtyologického průzkumu dolního toku řeky Dyje v letech 1997-1999 Luskem a kol. (2001).

Plotice obecná (*Rutilus rutilus*), oukíej obecná (*Alburnus alburnus*) a hořavka duhová (*Rhodeus sericeus*) byly druhy dominující ve vzorku z řeky Moravy i z řeky Dyje. V řece Moravě patřili k nejpočetnějším ještě jelec tloušť (*Leuciscus cephalus*) a hrouzek obecný (*Gobio gobio*), kteří byli naopak v řece Dyji zastoupeni velmi málo (Obr. 1). Naopak hlavačka mramorovaná (*Proterorhinus marmoratus*) ve vzorku řeky Dyje dominovala 33% a v řece Moravě byla zaznamenána jen ve velmi nízkém počtu (Obr. 1).

V celkovém hodnocení reprodukčních skupin dominovala u obou řek skupina nenáročných fyto-litofilních druhů. Velký rozdíl byl zaznamenán u litofilních a psamofilních druhů (Obr. 2). Obě skupiny byly více zastoupeny v řece Moravě. Naopak druhy fytofilní a speleofilní v řece Dyji patřily k nejpočetnějším a v řece Moravě se téměř nevyskytovaly (Obr. 2).

V hodnocení ekologických skupin dominovala v obou tocích skupina eurytopních druhů. Ve vzorku z řeky Dyje dominovala 80,5% a ostatní skupiny byly významně méně zastoupeny (3,7-11,6%). Vzorek získaný na řece Moravě byl mnohem vyrovnanější (Obr. 3). Poměrně malé zastoupení reofilních a některých eurytopních druhů v 0+ společenstvu může být způsobeno jejich intenzivním driftem v raných stádiích vývoje (Reichard, 2002).

Závěr

I přes všechny technické zásahy do charakteru těchto dvou nížinných toků můžeme říci, že zde dochází k poměrně úspěšné přirozené reprodukci mnoha druhů ryb. Oproti našemu očekávání jsme zjistili úspěšnější přirozenou reprodukci ryb ve více regulované řece Moravě (5 příčných stupňů) než v méně upraveném korytě řeky Dyje (kontakt s aluviem, slepá ramena). Ve složení juvenilního společenstva těchto dvou toků převažují z hlediska ekologických a reprodukčních skupin nejméně náročné druhy. Plůdek fytofilních druhů ryb v řece Moravě úplně chybí, což je dáno absencí záplavové oblasti a vegetace ve vlastním toku. Naopak některé reofilní druhy jsou v Moravě silně zastoupeny, což může být způsobeno přítomností mělkých proudových podjezových úseků. Přesto, že řeka Dyje je od jezu v Břeclavi až po ústí volně průchozí pro ryby, charakter toku (dno, hloubka, břehová Unie) pravděpodobně neumožňuje efektivnější přirozenou reprodukci reofilních druhů ryb.

Poděkování

Děkujeme touto cestou všem, kteří nám byli jakýmkoliv způsobem nápomocni a mají tak na této práci také svůj podíl. Za obětavou asistenci při náročných terénních pracích děkujeme Mgr. M. Ondráčkové, Mgr. E. Mazurové, Ing. V. Práškoví, 1. Lichtenbergové, M. Novákové a M. Janáčovi.

Naše poděkování patří i představitelům lesního závodu Židlochovice, polesí Lanžhot, Moravského rybářského svazu a místních organizací MRS v Lanžhotě a Břeclavi za umožnění výzkumu v revírech, které obhospodařují.

Tato studie byla vypracována s finanční pomocí GA AV ČR, grantu IAB 6093106.

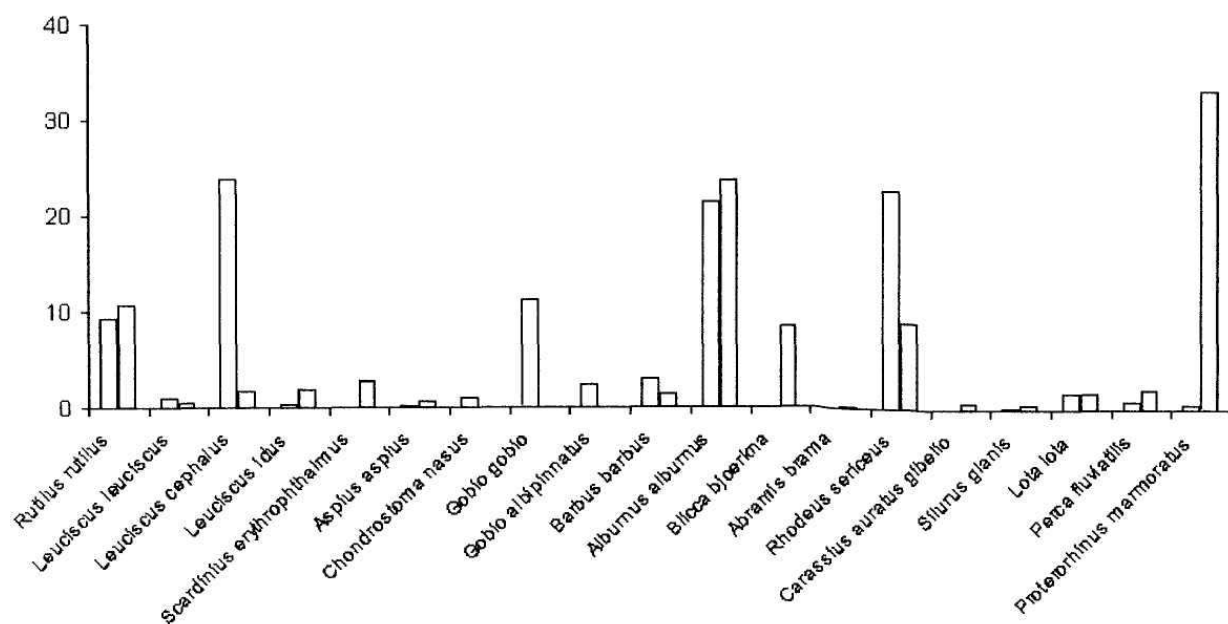
Literatura

- BALON, E., 1967: Ichtyofauna pozdĺžneho a priečneho profilu československého úseku Dunaja, druhové a početné zmeny rybích populací a ich ochrana. Čs. ochrana přírody 3: 203-230.
- BALON, E., 1975: Reproductive guilds of fishes: A proposal and definition. J. Fish. Res. Board Can. 32:821-864.
- HOLČÍK, J., BASTL, I., 1976: Ecological effects of water level fluctuation upon the fish populations in the Danube River floodplain in Czechoslovakia. Acta S. Nat. Brno, 10: 1-46.
- LUSK, S., HALAČKA, K., LUSKOVÁ, V., HORÁK, V., 2001: Annual dynamics of the fish stock in a backwater of the river Dyje. Regul. Rivers: Res. & Mgmt. 17: 571-581.
- LUSK, S., HOLČÍK, J., 1998: Význam bezbariérového spojení říčního systému Moravy a Dyje na území České republiky s Dunajem. Biodiverzita ichtyofauny ČR (II) 1998: 69-83.
- PENÁZ, M., JURAJDA, P., 1993: Složení a funkce rybích společenstev řeky Moravy. Průběžná zpráva za rok 1993, Ústav syst. a ekol. biologie v Brně. 402s.
- PERSAT, H., OLIVIER, J.M., 1991: The point abundance sampling. A fishing strategy for large rivers: Short presentation of the concept, its applicance, and some results. Sb. Biological monitor, large rives'rs, Brno, Gabčíkovo, 104-113.
- REICHRD, M., 2002: Downstream drift of young-of-the-year cyprinid fishes in lowland rivers. Disertační práce PřF MU Brno. 164s.
- SCHIEMER, F., WAIDBACHER, H., 1992: Strategies for conservation of a danubian fish fauna. In: P. J. Boon a kol. (ed.) River Conservation and Management. John Wiley & Sons Ltd. 363-382.

Mgr. Zdenka Valová, Katedra zoologie a ekologie, Přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity v Brně, Kotlářská 2, 611 37 Brno, e-mail: valova@email.cz

Ing. Pavel Jurajda, Dr., Ústav biologie obratlovců AV ČR v Brně, Květná 8, 603 65 Brno,

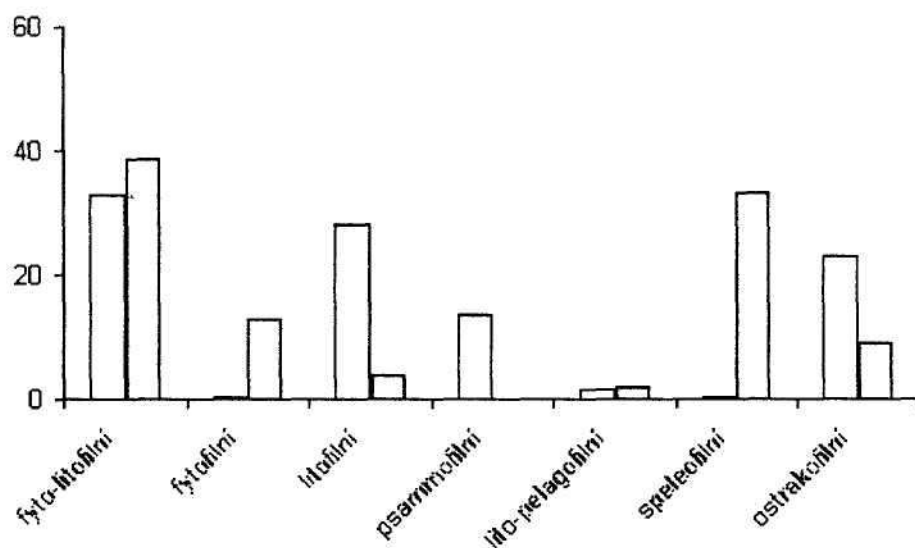
e-mail: jurajda@brno.cas.cz



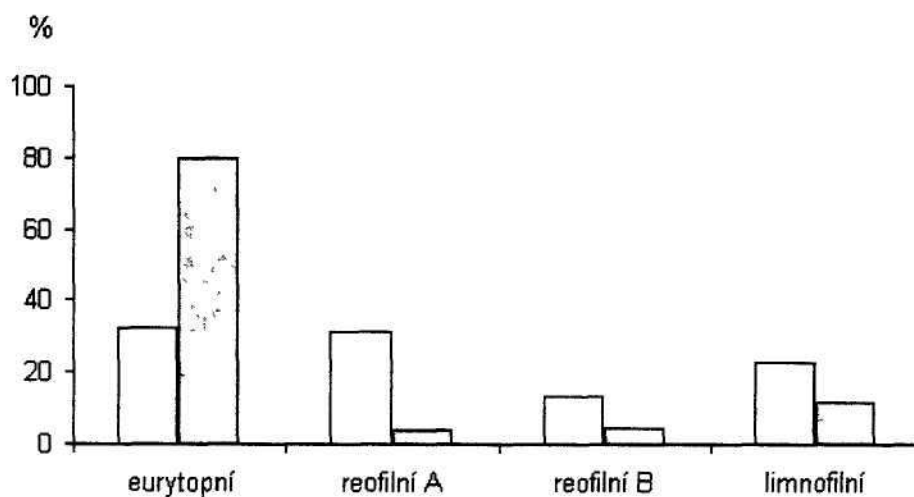
Obr 1 Celková dominance 0+ juvenilních ryb řek Moravy a Dyje zjištěná v letech 1999-2001
Druhy nepřesahující svojí dominancí hodnotu 0,2% zde nejsou zahrnuty, (rn - řeka Morava,
Q - řeka Dyje

Druh	Morava	Dyje
<i>Rutilus rutilus</i>	9,25	10,62
<i>Leuciscus leuciscus</i>	1,02	0,45
<i>Leuciscus cephalus</i>	23,79	1,81
<i>Leuciscus idus</i>	0,34	1,96
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	0	2,71
<i>Aspius aspius</i>	0,19	0,75
<i>Chondrostoma nasus</i>	1,04	0
<i>Gobiogobio</i>	11,25	0,08
<i>Gobio albipinnatus</i>	2,44	0
<i>Barbusbarbus</i>	2,9	1,43
<i>Alburnus alburnus</i>	21,35	23,57
<i>Silurus glanis</i>	0,05	8,51
<i>Abramis brama</i>	0,02	0,15
<i>Rhodeus sericeus</i>	22,82	8,89
<i>Carassius auratus gibelio</i>	0	0,75
<i>Silurus glanis</i>	0,24	0,52
<i>Lota lota</i>	1,67	1,81
<i>Perca fluviatilis</i>	0,82	2,03
<i>Proterorhinus marmoratus</i>	0,48	33,36

Obr. 2. Porovnání zastoupení jednotlivých reprodukčních skupin (Balon, 1975) juvenilních ryb řek Moravy a Dyje odchycených v letech 1999-2001, (O - řeka Morava, □ - řeka Dyje).



Obr. 3. Porovnání zastoupení jednotlivých ekologických skupin (Schiemer a Waidbacher, 1992) juvenilních ryb řek Moravy a Dyje odchycených v letech 1999-2001, (□ - řeka Morava, □ - řeka Dyje).



POROVNÁNÍ ODLOVU 0+ RYB BODOVOU A KONTINUÁLNÍ METODOU

Comparison of point abundance and continual sampling methods for 0+fish

JANÁČ, M., JURAJDA, P

Summary: We compared structure of 0+fish assemblages estimates given by two different sample strategies: point abundance sampling (PAS) and continual sample method (CSM). Its efficiency was tested along two types of shorelines of the Morava River (submerged nearshore vegetation, boulder bank). Ten areas were investigated by both strategies for the three times, preserving strict time identity (data from the year 2000) or strict space identity (2001). No statistical significant difference (Wilcoxon pairs test, $p > 0,05$) was found between estimates given by PAS and CSM neither in dominance of all eudominant and dominant species nor in average number of species in the sample, nor in indices of diversity (Simpson's D, Shannon-Weaner's H'). Using Jaccard's index of similarity we found that catches along submersed vegetation in year 2000 provides relatively different (Ja 62.5 %) estimates of structure of 0+ fish assemblages. By PAS we caught there 5 rare species, which we did not matched by CSM, so it seemed that PAS proved to be more sensitive for rare species. It should be caused by insufficient length of area caught by CSM in that case. In other cases, Jaccard's index was high enough to say that PAS and CSM provides similar estimates of structure of 0+ fish assemblages.

Úvod

Odlov bodovou metodou (point abundance sampling - PAS) je už delší dobu častou metodou odlovu 0+ ryb (Copp a Peňáz 1988, Persat a Copp 1989, Garner 1997 a další), hojně používanou i u nás (např. Jurajda 1995). Přestože byly publikovány některé studie srovnávající její účinnost s jinými metodami odlovu, například s elektrolovem v prostoru omezené sítěmi (Perrow a kol. 1996), dosud se nevyskytla práce srovnávající bodový odlov s klasickou kontinuální metodou odlovu. Tato práce si klade za cíl zjistit, jak se Uší odhady charakteru společenstva 0+ ryb získané bodovou a kontinuální metodou.

Materiál a metodika

Princip kontinuální metody odlovu spočívá v prolovení souvislého pásu břehové linie, středu toku či celého profilu místo vedle místa. Při použití bodové metody odlovu je proloveno více malých bodů, které prakticky odpovídají akčnímu rádiu lovící elektrody. Ta

je kladena ve větších vzdálenostech za sebou tak, aby se body vzájemně neovlivňovaly. Odlovením několika bodů tak může být podchycen poměrně dlouhý úsek toku. Detailnější popis metody poskytují Persat a Copp (1989). Protože tyto dvě odlovné metody poskytují odlišné kvantitativní údaje o rybím společenstvu, je obtížné srovnávat abundanci či biomasu odlovených ryb. Proto bylo primárním cílem studie srovnávat druhové složení a poměrné zastoupení jednotlivých druhů ryb v ulovených vzorcích téhož společenstva.

V srpnu 2000 jsme prováděli odlovy podél zatopené pobřežní vegetace a kamenného záhozu na řece Moravě poblíž města Lanžhot. Podél obou typů břehové linie jsme vždy během dvou dnů odlovi 10 lokalit bodovou a 10 kontinuální metodou tak, že po každé lokalitě pro lovené bodovým odlovem (10 bodů, což odpovídá v průměru 30 m na zatopené vegetaci, respektive 24 m na kamenném záhozu) následoval desetimetrový úsek pro lovený kontinuálně. V srpnu 2001 jsme tamtéž na zatopené vegetaci ve dvou následujících dnech prolovili deset vyznačených 25 metrových úseků bodově i kontinuálně vždy tak, že v jeden den bylo proloveno 5 úseků bodově a 5 kontinuálně a každý úsek byl proloven jeden den bodově a jeden den kontinuálně. Odlovy z roku 2000 tudíž zachovávají časovou identitu a odlovy z roku 2001 místní identitu.

Ryby byly loveny pomocí bateriového rybolovného agregátu Lena (fa. Bednář ČR, frekvence 80 - 90 Hz) a omráčené ryby byly sloveny plůdkovým podběrákem. Většina ryb byla na místě určena, změřena a vrácena do řeky, pouze v několika případech byla nutná fixace 4% formaldehydem a determinace v laboratoři.

Jednotlivé druhy byly zařazeny do jednotlivých tříd dominance podle Lososa a kol. (1984): dominantní (dominance nad 10%), eudominantní (5-10%), subdominantní (2-5%), recedentní (1-2%) a subrecedentní (pod 1%) druhy. Dominance nejvíce zastoupených druhů ryb jsme srovnávali pomocí neparametrického Wilcoxonova testu, stejně jako počty druhů na jednotlivých lokalitách a vypočítané indexy druhové diverzity. Pro charakterizaci diverzity ulovených společenstev jsme vybrali indexy Simpsonův (D , citlivý na dominanci nejpočetnějšího druhu) a Shannon-Weaverův (H' , citlivý na vzácné druhy). Pro srovnání lokalit byl také použit Jaccardův index podobnosti (Losos a kol. 1984).

Výsledky a diskuse

V roce 2000 jsme na zatopené vegetaci zachytili bodovou metodou 15 druhů a kontinuální metodou 11 druhů 0+ ryb. Deset druhů bylo zachyceno oběma odlovnými prostředky. Parma obecná (*Barbus barbus*), cejn velký (*Abramis brama*), cejnek malý (*Blicca bjoerkná*), perlín ostrobrachý (*Scardinius erythrophthalmus*) a střevlička východní

(*Pseudorasbora parva*) byly zachyceny pouze bodovou metodou (cejn velký na 4 lokalitách, parma obecná na 2, cejnek malý, perlín ostrobřichý a střevlička východní na 1 lokalitě). Bolen dravý (*Aspius aspius*) byl zachycen pouze kontinuálním odlovem a to na 3 lokalitách. Ani u jednoho z těchto druhů však nedosahovala dominance 1%. Tyto údaje ukazují na to, že bodový odlov zde byl citlivější ke vzácným druhům. Lze to vysvětlit nedostatečnou délkou kontinuálně loveného úseku, který tak nezachytil vzácné druhy. Průměrný počet druhů při bodových odlovech byl 6,3 na jednu lokalitu, při kontinuálních odloveh 6,1 na jednu lokalitu. Průměrná hodnota Shannon-Weaverova indexu u lokalit odlovených bodovou metodou je 1,434, u lokalit odlovených kontinuálně 1,620, průměrné hodnoty Simpsonova indexu byly 0,441 na bodově a 0,489 na kontinuálně odlovených úsecích. Nelze tedy říci, která z metod poskytuje odhady diverzifikovanějšího společenstva. Jaccardův index podobnosti pro všechny lokality má hodnotu 62,5% (průměrný Jaccardův index je 65,69%), což je poměrně nízká hodnota. Je to způsobeno vysokým počtem vzácných druhů zachycených pouze bodovým odlovem.

Nejvyšší rozdíl v dominancích byl zaznamenán u plotice obecné (*Rutilus rutilus*), u které jsme ve vzorcích lovených bodovým odlovem zaznamenali dominanci 19,14% a ve vzorcích lovených kontinuálním odlovem 13,15%. U subdominantního jelce tlouště (*Leuciscus cephalus*) a recedentního hrouzka běloploutvého (*Gobio albipinnatus*) byly zjištěny statisticky významné rozdíly v dominanci ($p < 0,05$), lze je však přičítat na vrub jejich nízké četnosti ve vzorku.

Na kamenném záhozu jsme bodovou metodou zjistili 8 druhů, kontinuální metodou 7 druhů. Pouze bodovou metodou byli zachyceni ouklej obecná (*Alburnus alburnus*) a sumec velký (*Silurus glanis*). Pouze kontinuální metodou byl zjištěn druh cejnek malý. Žádný z těchto tří druhů nevykazoval dominanci větší než 1%. Zde byla tedy citlivost na vzácné druhy stejná. Oproti odlovům na zatopené vegetaci to lze vysvětlit tím, že desetimetrová délka kontinuálně odloveného úseku se zdá být na kamenném záhozu dostačující pro zachycení vzácných druhů. Průměrný počet druhů dosažených bodovými odlovy byl 4,9 druhu na lokalitu a kontinuálními odlovy 4,8 druhu na lokalitu. Průměrná hodnota Shannon-Weaverova indexu byla pro bodové odlovy 1,817 a pro kontinuální odlovy 1,747 a Simpsonova indexu 0,311 a 0,343. Kontinuální odlovy tedy poskytovaly odhady společenstva jako méně diverzifikovaného. Jaccardův index má pro všechny lokality hodnotu 66,67% (průměr 71,76%). Tato relativně nízká hodnota je pravděpodobně dána nízkým počtem obsažených druhů ve vzorku.

Nejvyšší rozdíl v dominancích jsme zaznamenali u hořavky duhové (*Rhodeus*

sericeus), u které jsme na lokalitách lovených bodově zaznamenali dominanci 39,78% - byla zde nejpočetnějším druhem - a na lokalitách lovených kontinuálně 30,61% - zde byl početnější jelec tloušť - 42,86% (bodově 36,71%). Ani zde však nebyl zjištěn statistický rozdíl mezi bodovým a kontinuálním odlovem, tak jako u žádného druhu s dominancí větší než 1%.

V roce 2001 jsme na zatopené vegetaci zaznamenali bodovou metodou 7 druhů a kontinuální metodou 8 druhů. Pouze kontinuální metodou byl zaznamenán výskyt sumce velkého (0,16%). Zde byla opět citlivost na vzácné druhy stejná, oproti roku 2000 to lze vysvětlit dostatečnou délkou kontinuálně loveného úseku (25 m). Průměrný počet druhů na lokalitách lovených bodově byl 5,5 druhu a na lokalitách lovených kontinuálně 5,3 druhu. Průměrné hodnoty Shannon-Weaverova indexu byly pro bodový odlov 1,935 a pro kontinuální 1,873 a Simpsonova indexu 0,294 a 0,306. Bodové odlovy tedy poskytují odhad více diverzifikovaného společenstva, nicméně statisticky nevýznamně. Jaccardův index pro všechny lokality je dosti vysoký 87,50% (průměrný Ja 80,38%), což vypovídá o vysoké podobnosti obou odhadů a velmi podobné účinnosti obou odlovných metod.

Největší rozdíly v dominanci jsme zaznamenali u plotice obecné - při bodových odlovůch vykázala dominanci 13,37%, při kontinuálních odlovůch pak jen 9,49%, čímž klesla pod 10% hranici označující eudominantní druhy. Ani zde však nebyl prokázán statisticky významný rozdíl ($p = 0,06$), stejně jako u ostatních druhů s dominancí větší než 1%.

Copp (2000) uvádí, že bodová metoda by měla být k vzácným druhům méně citlivá než kontinuální odlov. Je to dáno nižší pravděpodobností chycení několika málo určitých jedinců pomocí malých vzdálených odlovů než pomocí delšího souvislého lovu. My jsme však nezaznamenali žádné tendence bodového odlovu zachycovat vzácné druhy méně než kontinuální metoda. Domníváme se, že to lze vysvětlit tím, že vzácné druhy 0+ ryb se nevyskytují podél břehové linie agregované, jejich zachycení se tak stává otázkou pravděpodobnosti a délky loveného úseku.

Celkově tedy lze říci, že bodový odlov poskytuje přinejmenším stejně kvalitní odhady společenstva 0+ ryb jako kontinuální odlov (o stejné délce). Procentuelní zastoupení druhů ve vzorcích získaných bodovým a kontinuálním odlovem se mírně liší, u žádného dominantního či eudominantního druhu však rozdíl nebyl statisticky významný ($p > 0,05$) a to v žádné ze 3 sérií odlovů. Stejně tak se statisticky nelišily průměrné hodnoty indexů diverzity ani průměrné počty druhů na lokalitu. Při stejných vzdálenostech lovených úseků však kontinuální odlov trvá podle našich údajů asi 1,6 - 1,7x déle. Navíc

uloví asi 1,5x více ryb, což se projevuje jako časová zátěž při určování a měření naloveného vzorku.

Literatura

- COPP, G.H. 2000: Sampling strategies and capture methods in the fisheries management of large river systems. *Fisheries in the Year 2000* 261-270.
- COPP, G.H. A PEŇÁZ, M. 1988: Ecology of fish spawning and nursery zones in the flood plain, using a new sampling approach. *Hydrobiologia* 169, 209-224.
- GARNER, P. 1997: Sample sizes for length and density estimation of 0+ fish when using point sampling by electro fishing. *Journal of Fish Biology* 50, 107-119.
- JURAJDA, P. 1995: The effect of channelization and regulation on fish recruitment in a floodplain river. *Regulated Rivers : Res & Mgmt.* 10, 207-215.
- LOSOS, B., GULIČKA, J., LELLÁK, J., PELIKÁN, J. 1984: Ekologie živočichů. *SPN Praha*, 316 ss.
- PERROW, M.R., JOWITT, A.J.D. A ZAMBRANO GONZALEZ, L. 1996: Sampling fish communities in shallow lowland lakes : point-sample electric fishing versus electric fishing within stop-nets. *Fisheries Management and Ecology* 3, 303-313.
- PERSAT, H. A COPP, G.H., 1989: Electrofishing and Point Abundance Sampling for the ichthyology of large rivers. In: I. Cowx (editor) : Developments in electric fishing. *Fishing News Books*, 1988. pp 203-215.

Poděkování

Za obětavou asistenci při náročných terénních pracích děkujeme RNDr. Martinu Reichardovi, Mgr. Š. Bartošové, Mgr. M. Ondráčkové, Mgr. E. Mazurové, Mgr. Z. Valové, Mgr. P. Konečné, Ing. V. Práškové a L. Lichtenbergové. Naše poděkování patří i představitelům Moravského rybářského svazu a Místní organizaci MRS v Lanžhotě za umožnění výzkumu v revíru, který obhospodařují. Tato studie byla vypracována s finanční pomocí GA AV ČR, grantu IAB 6093106/01.

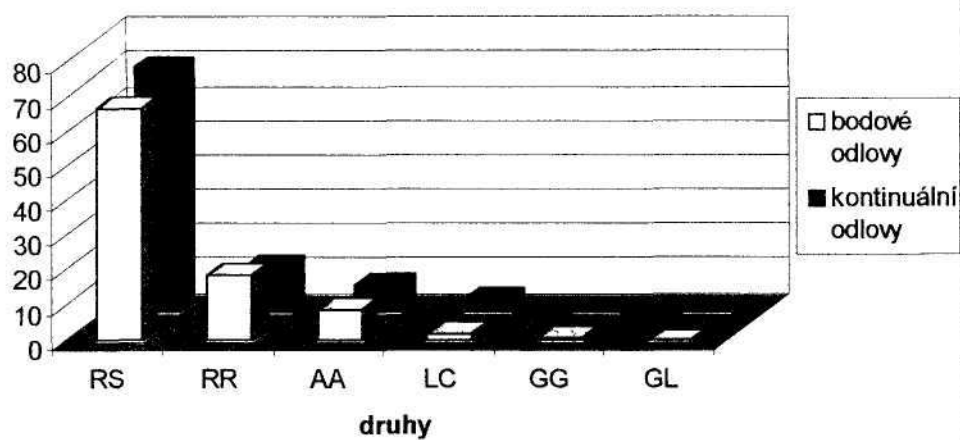
Adresa autorů:

Michal Janáč, Katedra zoologie a ekologie, Přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity v Brně, Kotlářská 2, 602 00 Brno, nonicno@email.cz

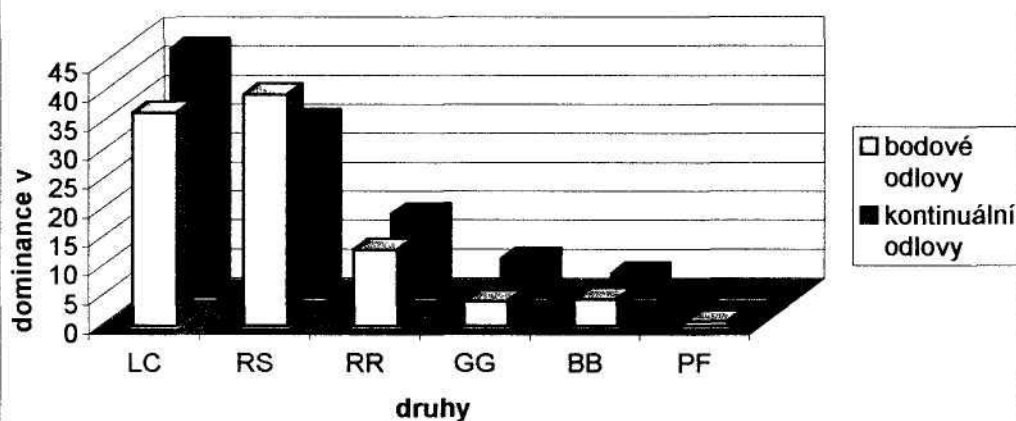
Ing. Pavel Jurajda, Dr., Ústav biologie obratlovců AV ČR v Brně, Květná 8, 602 00 Brno, jurajda@brno.cas.cz

Obrázek 1. Dominance druhů na a) zatopené vegetaci 2000, b) kamenném záhozu 2000, c) zatopené vegetaci 2001. Uváděny jsou druhy, u nichž dominance přesáhla 1%. RS = *Rhodeus sericeus*, LC = *Leuciscus cephalus*, AA = *Alburnus alburnus*, RR = *Rutilus rutilus*, GG = *Gobio gobio*, GL = *Gobio albipinnatus*, BB = *Barbus barbus*, PF = *Perca fluviatilis*.

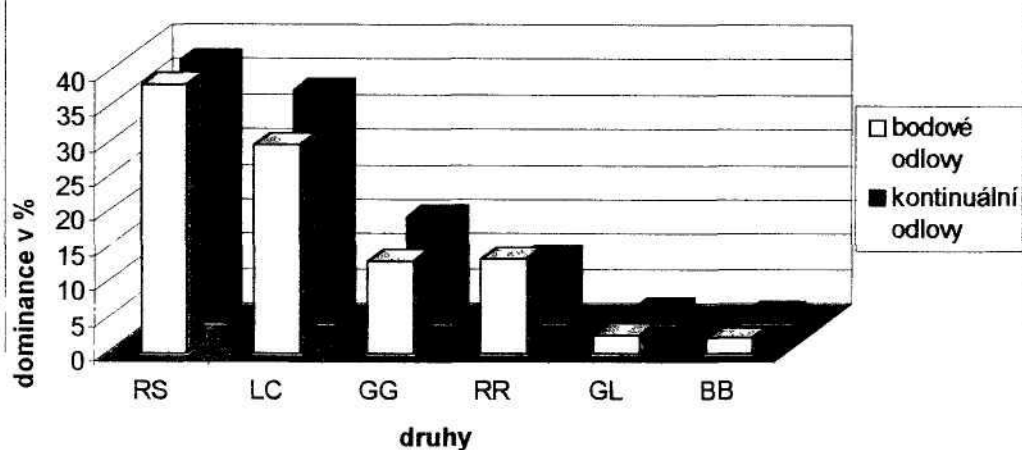
a)



b)



c)



METODICKÉ POZNÁMKY K MORFOMETRICKÝM STUDIÍM V ICHTYOLÓGII

Methodical notes to morphometric studies in ichthyology

E. MAZUROVÁ, J. ZUKAL, P. JURAJDA

Summary: Comparison of 30 morphometric characters is made between measurements made by two persons and between re-measurements made by one person. There are considered statistically significant differences in both measurements, e.g. in characters on head (eye diameter) and on tail (tail height, minimum body height). Also the effect of increase of different characters amount is considered. That is induced by index expression of characters (in % of body length, head length, total body length).

Úvod

Na kvalitě plastických dat se při jejich sběru negativně projeví vedle působení konzervačního činidla (Parker 1963; Murphy & Willis 1996) také efekt měřitele. Každý měřitel odebírá rozměry s určitou odchylkou od skutečné hodnoty. Velikost odchylky se může mezi měřiteli významně lišit. Na odlišnost mezi měřiteli v hodnotách plastických znaků odebraných na téže sadě studijního materiálu upozorňují také Schreck & Moyle (1990). Tento efekt byl zaznamenán např. Prokešem et al. (1977, 1978) při odběru poloměru šupin.

Předkládána je morfometrická studie vranky pruhoploutvé (*Cottus poecilopus*, čel. *Cottidae*, řád Scorpaeniformes) porovnávající variabilitu měření, která byla na téže sadě materiálu provedena dvěma měřiteli a opakovaně jedním měřitelem. Srovnáno je měření 30 plastických znaků. Prezentován je také vliv zavedení indexové hodnoty plastického znaku. Index (hodnota znaku vyjádřená v procentech délky těla, popř. délky hlavy a celkové délky těla) se zavádí pro redukci vlivu rozdílné délky těla u srovnávaného materiálu.

Materiál a metodika

Pro srovnání variability mezi měřiteli odebrali dva měřitele 29 plastických znaků na vzorcích 17 a 19 vranek pruhoploutvých. Jedním měřitelem bylo opakovaně odebráno 29 plastických znaků na 24 rybách.

Odlovené vranky pruhoploutvé byly konzervovány ve 4 % roztoku formaldehydu. Znaky byly měřeny na materiálu konzervovaném nejméně 3 týdny. Plastické znaky byly měřeny na levé straně těla ryby posuvným měřidlem s elektronickou stupnicí a zaznamenány s přesností na 0,01 mm.

Plastické znaky byly hodnoceny podle schématu Holčíka & Hensela (1972), Witkowského (1979), Baruše & Olivy (1995). Měřeny byly tyto znaky: celková délka těla (TL, *longitudo corporis totalis*), délka těla (SL, *longitudo corporis*), délka hlavy (1CA, *longitudo capitis*), délka rypce (prO, *distancia praeorbitalis*), délka horní čelisti (1M, *longitudo maxillae*), zaoční vzdálenost (poO, *distancia postorbitalis*), průměr oka (dO, *diameter oculi*), výška hlavy (aCA, *altitudo capitis*), šířka hlavy (laCA, *latitudo capitis*), mezioční vzdálenost (iO, *distancia interorbitalis*), vzdálenost mezi nozdrami (iN, *distancia internasalis*), výška těla (aCO, *altitudo corporis*), šířka těla (laCO, *latitudo corporis*), délka ocasního násadce (1PC, *longitudo pedunculi caudae*), výška ocasního násadce (aPC, *altitudo pedunculi caudae*), nejmenší výška těla (minPC, *minima altitudo corporis*), předhřbetní rozmezí (pD, *distancia praedorsalis*), předbřišní rozmezí (pV, *distancia praeventralis*), předritní rozmezí (pA, *distancia praeventralis*), vzdálenost mezi prsní a břišní ploutví (P-V, *distancia pinnae pectoralis et ventralis*), vzdálenost mezi břišní a řitní ploutví (V-A, *distancia pinnae ventralis et analis*), délka hřbetních ploutví (1D1, 1D2, *longitudo pinnae dorsalis*), délka řitní ploutve (1A, *longitudo pinnae analis*), délka prsní ploutve (IP, *longitudo pinnae pectoralis*), délka břišní ploutve (IV, *longitudo pinnae ventralis*), délka ocasní ploutve (1C, *longitudo pinnae caudalis*), výška první hřbetní ploutve (aD1, aD2, *altitudo pinnae dorsalis*) a výška řitní ploutve (aA, *altitudo pinnae analis*).

Plastické znaky byly vyhodnoceny jako absolutní naměřené hodnoty i jako indexy. Hodnoty byly porovnány párovým a nepárovým t-testem. Párový t-test je však pro toto srovnávání vhodnější. Méně robustní nepárový t-test byl volen s ohledem k tomu, že případná přeměňování jedinců mezi studiemi jsou prováděna na vzorku exemplářů bez identifikace konkrétních jedinců.

Hladina významnosti byla upravena Dunn-Šidákovou metodou podle vzorce $a' = 1 - (1 - a)^k$, kde a je upravená hladina významnosti, a je zvolená hladina významnosti (0,05), k je počet srovnávaných znaků (29) (Sokal & Rohlf 1995).

Výsledky a diskuze

Tab. 1. Významnost nepárových a párových t-testů srovnávajících hodnoty plastických znaků, které naměřili dva měřitelé (1. a 2. vzorek) a opakovaně jeden měřitel. Hladina významnosti upravena pomocí Dunn-Šidákovy metody na $\alpha' = 0,0018$.

n - počet měřených ryb ve vzorku; nt - nepárový t-test; pt - párový t-test;

-- znak nebyl hodnocen; * $p < 0,0018$

	1. vzorek, n=17				2. vzorek, n=19		opakované měření, n=24			
	absolutní hodnoty		indexy		absolutní hodnoty	indexy	absolutní hodnoty		indexy	
	nt	pt	nt	pt	nt	nt	nt	pt	nt	pt
TL			--	--		--			--	--
			v % TL			v % TL			v % TL	
SL			v % ICA			v % ICA			v % ICA	
PrO					*					
DO	*	*	*	*	*	*		*		
PoO		*	*			*				
ACA		*		*		*				*
LaCA										
IO							*	*	*	*
IN		*	*	*		*				
LM	--	--	--	--		*				
			v % SL			v % SL			v % SL	
LCA						*				
PD						*		*	*	*
PV						*		*	*	*
PA								*		*
ACO										
LaCO								*		*
LPC										
APC		*	*	*		*				
Min PC		*	*	*		*		*		*
P-V	*	*	*	*	*	*				
V-A										
LD1			*							
LD2										
LA										
LP										
LV										
LC					--	--	--	--	--	--
AD1		*		*						
AD2		*		*						
AA										

Rozdíl mezi měřiteli

Mezi dvěma měřiteli byly nalezeny statisticky významné rozdíly v absolutních i indexových hodnotách znaků z obou studovaných vzorků (tab. 1). Analýza druhého vzorku byla provedena pouze nepárovými t-testy, jelikož se nepodařilo identifikovat jednotlivé ryby pro párové srovnání.

Znaky dO a P-V byly v obou vzorcích potvrzeny oběma testy jako významně rozdílné při srovnání absolutních hodnot i indexů (nepárový t-test, párový t-test, $p_a < 0,05$). Průměrné hodnoty těchto znaků byly u obou vzorků vyšší u téhož měřitele. Další znaky

zaznamenané jako rozdílné byly některé rozměry hlavy (pO, iN, aCA) a rozměry ocasního násadce (aPC, minPC). Většina těchto rozměrů byla opět naměřena s větší průměrnou hodnotou týměž měřitelem.

U obou studovaných vzorků ryb se projevil rozdíl mezi měřiteli velmi výrazně. Je zřejmé, že při odběru rozměru se měřitel dopustí pozitivní nebo negativní odchylky od skutečné hodnoty. Párový t-test indikoval větší počet významně rozdílně odebraných znaků. Při analýze nepárovým t-testem se jednotlivé negativní a pozitivní odchylky navzájem anulují. Tento test je k detekci rozdílů v naměřených hodnotách méně citlivý.

Zavedením indexových hodnot se zvýšil počet znaků rozdílných mezi měřiteli. K rozdílnosti indexů stačí navzájem opačně orientované odchylky od skutečných hodnot. Tyto odchylky nemusí být detekovatelné při porovnání absolutních hodnot znaků.

Zdrojem chyby zanesené měřiteli mohou být odlišnosti v technice odběru znaků, kterou nelze eliminovat metodickými předpisy. Metodikou jsou předepsány obvykle mezní body, mezi nimiž je vzdálenost odebrána. Rozdíl mezi naměřenou a skutečnou hodnotou rozměru závisí na kvalitě (zřetelnosti) mezních bodů. Jako příklad lze uvést průměr oka (dO). Vymezení okrajů oka je obtížné. Problém je diskutován přímo v metodických statích (Holčík & Hensel 1977, Baruš & Oliva 1995). Průměr oka a další znaky s ním sousedící (prO, poO) se ve sledovaném vzorku projeví citlivými k vlivu měřitele.

Porovnání opakovaného měření

Měření provedená na téže sadě materiálu jedním měřitelem přinesla v některých znacích významně rozdílný výsledek. V absolutních hodnotách znaků byl mezi měřeními zaznamenán nepárovým t-testem rozdíl pouze u mezioční vzdálenosti iO (nepárový t-test, $p_a < 0,05$). Při srovnání indexů byly indikovány nepárovým t-testem jako rozdílné 3 znaky (iO, pD, pV) (nepárový t-test, $p_a < 0,05$). Vyšší průměrné hodnoty znaků byly zaznamenány jak v prvním, tak i ve druhém měření.

Rozptyl hodnot naměřených jedním měřitelem je u jednotlivých znaků různý. Zavedením indexové hodnoty byl opět zvýšen počet rozdílných znaků a párovými testy bylo prokázáno více rozdílných znaků. Možné příčiny zvyšující rozptyl naměřených hodnot jsou vedle výše zmíněné rozdílné technice v měření např. fakt, že fixovaný ichtyologický materiál je z podstatné části tvořen měkkou macerovanou tkání. Při odebírání rozměru je tkáň stlačována různou silou, což vede ke zvýšení rozptylu naměřených hodnot.

Závěr

Podstatným faktorem zvyšujícím variabilitu morfometrických měření je zřetelnost, jednoznačnost, s jakou je znak vymezen. Zaznamenány byly statisticky významné rozdíly v měřeních provedených různými měřiteli i opakovaně jedním měřitelem.

Závěrem je nutno zdůraznit, že počet rozdílně naměřených znaků se podstatně zvýší zavedením indexové hodnoty. Rozdíly v měření na úrovni setin jsou v indexových hodnotách zcela potlačeny. Tyto výsledky podporují volbu nepřímých měřících metod (digitalizace objektu a stanovení anatomických landmarků) (Schreck & Moyle 1990; Riffel & Schreiber 1998) a volbu multivariačních metod pro vyhodnocení morfometrických studií (Strauss 1985; Baruš et al. 1998; Methven & McGowan 1998; Riffel & Schreiber 1998).

Poděkování

Autoři děkují zoologickému oddělení Moravského zemského muzea v Brně za poskytnutí kvalitního studijního materiálu, který je součástí studijní sbírky, dále pracovníkům Ústavu biologie obratlovců AV ČR, jmenovitě Ing. Milanu Peňázovi, DrSc. a Doc. Ing. Stanislavu Luskovi, CSc, kteří materiál získali při ichtyologických průzkumech.

Literatura

- BARUŠ, V., OLIVA, O., (1995): Mihulovci a ryby (2). Fauna ČR a SR. Academia Praha, 698 pp.
- BARUŠ, V., PROKEŠ, M., ZUKAL, J., (1998): A biometric study of four populations of the bleak (*Alburnus alburnus*), from the Czech Republic. *Folia Zool.* 47 (2): 135-144.
- HOLČÍK, J., HENSEL, K., (1972): Ichtyologická příručka. Obzor, Bratislava, 217 pp.
- METHWEN, D. A., MCGOWAN, C, (1998): Distinguishing small juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*) from Greenland cod (*Gadus ogac*) by comparing meristic characters and discriminant function analyses of morphometric data. *Can. J. Zool.*, 76: 1054-1062.
- MURPHY, B. R., WILLIS, D. W., (1996): Fisheries Techniques. Amer. Fish. Soc, 2nd ed., Bethesda, Maryland, NY, 648 pp.
- PARKER, R. R. (1963): Effects of formalin on length and weight of fishes. *J. Fish. Res. Board Canada*, 20: 1441-1455.
- PROKEŠ, M., LIBOSVÁRSKÝ, M., BARUŠ, V., (1977): Scale growth in juvenile chub. *Leuciscus cephalus*, from the Rokytá stream. *Folia Zool.*, 26 (3): 277-288.

- PROKEŠ, M., LIBOSVÁRSKÝ, M., BARUŠ, V., (1978): Computed growth of juvenile chub, *Leuciscus cephalus*, from the Rokytná stream. *Folia Zool.*, 27 (1): 85-94.
- RIFFERL, M., SCHREBER, A., (1998): Morphometric differentiation in populations of the Central European sculpin *Cottus gobio* L., a fish with deeply different genetic lineages. *Can J. Zool.*, 76: 876-885.
- SCHRECK, C. B., MOYLE, P. B., (1990): Methods for fish biology. Amer. Fish. Soc, Bethesda, NY, 663 pp.
- SOKAL, R. R., ROHLF, F. J., (1995): Biometry, 3rd ed. W. H. Freeman, NY, 887 pp.
- STRAUSS, R. E., (1985): Evolutionary allometry and variation in body form in the south american catfish genus *Corydoras* (Callychthyidae). *Syst. Zool.*, 34 (4): 383-396.
- WITKOWSKI, A., (1979): A taxonomie study on fresh-water Sculpin of genus *Cottus* Linnaeus, 1758 (*Cottus gobio* L. and *Cottus poecilopus* Heck.) in Poland. *Prace Zoologiczne, Acta Universitatis Wratislaviensis*, 458: 5-95.

Mgr. Edita Mazurová, Přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity, Kotlářská 2, 611 37 Brno, Česká republika

Ing. Jan Zukal, Dr., Ing. Pavel Jurajda, Dr., Ústav biologie obratlovců Akademie věd ČR, Květná 8, 603 65 Brno, Česká republika

FÁZE "ONTOGENEZE" MUŠOVSKÉ NÁDRŽE VD NOVÉ MLÝNY - TĚŽBA RYB A KONDIČNÍ PARAMETRY CEJNKA MALÉHO

Phases of the ontogenesis of the Mušov Reservoir of the waterwork Nové Mlýny -fish yield and condition parameters of silver bream (Blicca bjoerkna)

V. BARUŠ, M. PEŇÁZ, M. PROKEŠ

Summary: Overall yields of the carp and of the non-preferred group of coarse „other fish” exhibited in the Mušovská nádrž Reservoir (Fishing ground MRS Dyje 7) significant changes during 1981 - 2001 (Fig. 1; data expressed in kg.ha⁻¹). The decrease of yield during 1996 - 1999 is significantly correlated with a decreased fishing pressure (number of fishing visits per year and hectare of fishing ground) while it insignificantly correlates with the quantity of annually stocked carps (K_2). The length/weight relationship of the silver bream, if comparing the values from 1980 with those from 1996, exhibit a significant drop (Table 1). It was concluded, that the reservoir is actually in a phase of stabilised production and characteristic by a feeding competition between the carp as a preferred game fish and the coarse fishes. Also an increased predation by wells exhibited on the non-predatory fishes including the stocked carp can not be excluded.

Úvod

Výstavba a funkce vodního díla Nové Mlýny byla od samého počátku ve středu zájmu specialistů biologického i technického zaměření. Výsledky dlouhodobých studií jsou k dispozici v početných vědeckých sbornících (Heteša a Marvan 1984, Jirásek a Adámek 1986, Peňáz 1991, Pellantová a Franěk 1994, Kordiovský 2000), obsahujících kompletní bibliografii. I přes kontroverzní názory na toto vodní dílo, je jeho hodnocení z hlediska ichtyologického a rybářského jednoznačně kladné (Lusk 1984, 2000; Lusk a Krčál 1983; Lusk et al. 1994; Prokeš a Baruš 1994; Spurný 1998; Pecín 2000). Obecně známý proces tzv. "ontogeneze" vodních nádrží (přehrad) projevující se změnami diverzity a produkce společenstva ryb byl charakterizován např. Holčíkem (1989), Pivničkou (1994) a Kubečkou (1993) a Prokešem et al. (1998). Časově nejdelší řadu sledování a hodnocení (45 let) z vodárenské nádrže Klíčava u nás publikovali Pivnička a Švátora (2001).

V tomto příspěvku hodnotíme jednak praktické aspekty změn těžby ryb, jednak možnost využití kondičních (délko-hmotnostních parametrů) cejnka malého pro odhad aktuální fáze vývoje této nádrže.

Materiál a metodika

Analýza výsledků rybářského hospodaření se vztahuje pouze k tzv. horní Mušovské nádrži (revír MRS Dyje 7), která je nejdéle funkční součástí VD Nové Mlýny a nebyla přímo ovlivňována od roku 1995 manipulací s výškou hladiny, tak jako obě navazující dolní nádrže (revír Dyje 6 a 5). V prvním desetiletí (1979-1988) bylo společenstvo ryb v

nádrži negativně ovlivňováno především organickým znečištěním, které se postupně snižovalo (1988 a 1990) a odeznělo v roce 1992 po zahájení plné funkce ČOV v Pernhofenu. Z evidence úlovků ryb archivovaných sekretariátem MRS v Brně byly hodnoceny celkové úlovky, úlovky kapra obecného a skupiny ryb tzv. "ostatní" (složené především z druhů plotice obecná, perlín ostrobřichý a cejnek malý). Za období 1981-2001 šlo o úlovky dosažené sportovním rybolovem, v období 1992-1995 také hospodářskými odlovy prováděnými organizací Pálavá, spol. s r.o. Za období 1990-2001 byly k hodnocení využity také průkazně ověřené evidenční listy vysazování násady kapra (pravidelně K2), jehož počet každoročně významně přesahoval limit určený dekretem MZe ČR.

Pro přibližný odhad aktuální fáze vývoje nádrže jsme použili jako monitorovací druh cejnka malého (*Blicca bjoerkna*), který byl námi uloven v roce 1996 (n=87) na stejném úseku, stejným počtem tenatových sítí a velikosti ok, se stejně dlouhou expozicí sítí a ve stejnou dobu (duben) jako v roce 1980 Libosvářským (Libosvářský 1983). V dalších metodických podrobnostech odkazujeme na publikace Libosvářského (1983, 1987, 1991).

Výsledky a diskuse

Údaje publikované Libosvářským (1983, 1991) dokumentují známý fakt rychlého růstu populací jednotlivých druhů ryb v počáteční fázi vývoje společenstva ryb po napuštění nádrže. Proces v této nádrži byl ovšem od počátku narušován úhynem ryb v letech 1981 (34,6 tun), 1982 (24,2 tun) a úplnou destrukcí rybí obsádky v roce 1984 (250 t). Menší nekvantifikovaný úhyn ryb byl zaznamenán ještě v roce 1985. Tento vodohospodářský a hydrobiologický předpokládaný negativní stav dokonale dokumentuje trend poklesu úlovků ryb sportovním rybolovem za léta 1981-1985 (Obr. 1). Od roku 1986 lze z hodnot celkové těžby ryb průkazně odvodit opakovaný nástup primární fáze vývoje nádrže. Vzestupné hodnoty produkce a korespondující hodnoty těžby ryb zahrnují časovou etapu 10 let (1986-1995), ve kterých celková těžba, s výjimkou let 1986 a 1989, přesahovala hodnoty 100 kg.ha⁻¹ ročně. Signifikantní pokles celkových úlovků a kapra byl zaznamenán od roku 1996 (viz Spurný 1998, Pecín 2000, Lusk 2000).

Analyzovali jsme proto některé vlivy, které se mohly na poklesu těžby ryb z této nádrže uplatnit. Z obecně známých faktů jde o rybářský tlak (lovné úsilí), jehož hodnoty jsou k dispozici a byly hodnoceny za období 1992-2001. Bylo potvrzeno známé pravidlo, že počet docházek statisticky významně kladně koreluje s hodnotami celkového úlovku ryb a zvláště úlovku kapra, je však zcela bez vztahu k úlovkům ryb ze skupiny tzv. "ostatní".

To na jedné straně naznačuje extrémní lovnou preferenci tohoto druhu sportovními rybáři, na straně druhé však také průkazně dokumentuje, že hospodářské odlovy realizované na nádrži v letech 1992-1995 a orientované téměř výlučně na tzv. "bílou rybu" (cejnek malý, plotice obecná, perlín ostrobřichý, cejn velký) jsou na poklesu těžby kapra sportovním rybolovem průkazně nezávislé. Za hodnocené období 1981-2001 se podílely roční úlovky kapra na celkové těžbě ryb v rozmezí 42,7-92,7%. Podíl hospodářských odlovů byl na celkové těžbě tohoto druhu (1992-1995) pouze v rozmezí 1,1-2,5 %. Pokles celkové těžby a zvláště kapra v období po roce 1995 proto nelze vysvětlit tzv. přelovením, což byl v amatérských diskusích často používaný argument. Nezáměr sportovních rybářů o lov ryb ze skupiny "ostatní" spíše navozuje možnosti úvah o potravní konkurenci mezi kaprem a těmito druhy v nádrži (Spurný 1998, Pecín 2000).

Druhým aspektem je analýza vztahu mezi počtem vysazených kaprů a jejich úlovkem. Za hodnocené období 1990-2001 bylo vysazeno celkem 707867 jedinců kapra, tj. v ročním průměru 58 989 jedinců. Z tohoto počtu jen 1,36% (v roce 2000 celkem 9000 ks) byla násada K₁, jinak každoročně pouze násada K₂ o průměrné hmotnosti 0,3-0,4 kg. Početnost vysazených násad kolísala v rozmezí 31 400 (1997) až 86 336 (1992). Do kolísání počtu násad vysazených v jednotlivých letech se reálně promítají zákonitosti poptávky a nabídky na trhu (reflektované v cenách). Faktem však zůstává, že nádrž je násadami kapra každoročně přerýbnována (v průměru za 12 let vysazeno ročně 112 ks K₂. ha⁻¹). Výsledek statistického hodnocení dokumentuje neprůkaznou korelaci mezi počtem vysazených a ulovených kaprů (1996-2001). Proto nelze hodnotit nebo vysvětlit pokles celkové těžby ryb a zejména kapra z nádrže po roce 1995 jako důsledek přelovení.

Je však možno uvažovat o určitém časovém vztahu (pokles těžby od roku 1996), který dosud nebyl u této nádrže uvažován. Jde z rybářského hlediska o nekvalifikované rozhodnutí, výkon manipulace a zatím dočasného snížení vodní hladiny střední a dolní nádrže. Tento vodohospodářský zásah v zájmu "ochrany přírody" (nikoliv však ryb) významně a průkazně snížil produkci a těžbu ryb ze střední a dolní nádrže (Spurný 1998, Pecín 2000). Zvyšování těžby ryb a vzestup rybářského tlaku (1996 a 1997) se jen krátkodobě pozitivně projevil v Dyji pod nádržemi (Baruš et al. 2000). Tendence mírného zvyšování těžby ryb z nádrže od roku 1998 korelované se vzestupem docházek naznačuje mírně vyšší produkci. S politováním konstatujeme, že možnost negativního vlivu snížení vodní hladiny ve střední a dolní nádrži na výsledky hospodaření v revíru Dyje 7 zůstane zřejmě i nadále netestovatelnou hypotézou.

Je obecně přijímáno, že o stavu (fázi) vývoje nádrží mohou s určitou tolerancí vypovídat kondiční parametry (hodnota délko-hmotnostního vztahu) populací ryb. Námi studovaný druh cejnek malý je pro tuto analýzu vhodný především proto, že od napuštění až do současnosti je v nádrži druhem eudominantním. Tento druh, s výjimkou 4 let hospodářské těžby, nebyl nijak rybářsky usměrňován. Je také dobře známa jeho ekologická a morfometrická plasticita a zůstává trvale bez zájmu sportovních rybářů. Podle výsledků Libosvárského (1983) měl délko-hmotnostní vztah cejnků malých v roce 1980 extrémní hodnoty při srovnání s údaji publikovanými z jiných lokalit ČR a Evropy (Tab. 1). V průběhu 17 let při srovnání hodnot z roku 1980 k roku 1996 došlo u tohoto druhu ke statisticky významnému snížení parametrů délko-hmotnostního vztahu (hmotnostní kondice). Trend poklesu hodnoty vztahu směřuje k větším jedincům, což je ostatně obvyklé (Libosvářský 1987). U jedinců populace cejnků malých v Mušovské nádrži tak byly v roce 1996 zjištěny již jen mírně nadprůměrné hodnoty délko-hmotnostního vztahu ve srovnání s údaji z jiných lokalit ČR a Evropy. To velmi dobře dokumentují výsledky jednocestné skupinové analýzy, podle kterých populace z Mušovské nádrže (1996) již vytváří společnou skupinu s populacemi cejnků malých z jezer v severním Německu, delty Volhy a tůň Poltruba. Méně významně diferencovanou další skupinu tvoří populace z Dyje a z delty Volhy.

Závěr

Konstatujeme, že společenstvo ryb v Mušovské nádrži a pokles celkové těžby ryb a zvláště kapra po roce 1996 je způsobeno jednak krátkodobým poklesem rybářského tlaku (nižším počtem docházek na 1 ha vodní plochy revíru) a statisticky neprůkaznými meziročními diferencemi v počtu vysazených násad K_2 . Lze však očekávat, že efekty vyšších úlovků a přírůstků kapra mohou být v budoucnosti snižovány potravní konkurencí vyplývající z početnosti populace cejnků malých a dalších druhů ryb ze skupiny „ostatních“, které nejsou objektem zájmu sportovních rybářů. Průměrná hmotnost jedince uloveného kapra za období 1990-2001 kolísá v rozmezí 2,39 kg (1990) až 3,29 kg (1996), průměr 2,92 kg, což naznačuje spíše setrvalý stav. Nelze vyloučit také predanční tlak větších jedinců sumce velkého (v roce 2001 bylo uloveno $7,2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ při průměrné hmotnosti jedince 18,1 kg). Zjištěný průkazný pokles hodnot délko-hmotnostního vztahu u cejnků malých na srovnatelnou úroveň s populacemi z jiných jezerních a říčních biotopů v Evropě naznačuje, že nádrž je pravděpodobně v nastupující fázi stabilizace (Holčík 1989). Nástup této fáze vývoje nádrže nepřímo potvrzuje i průměrná prevalence invazí cejnků malých

plerocerkoidy řemenatky ptačí *Ligula intestinalis* (4,39%), což je hodnota charakteristická pro stabilizované nádrže v Evropě (Baruš a Prokeš 1994).

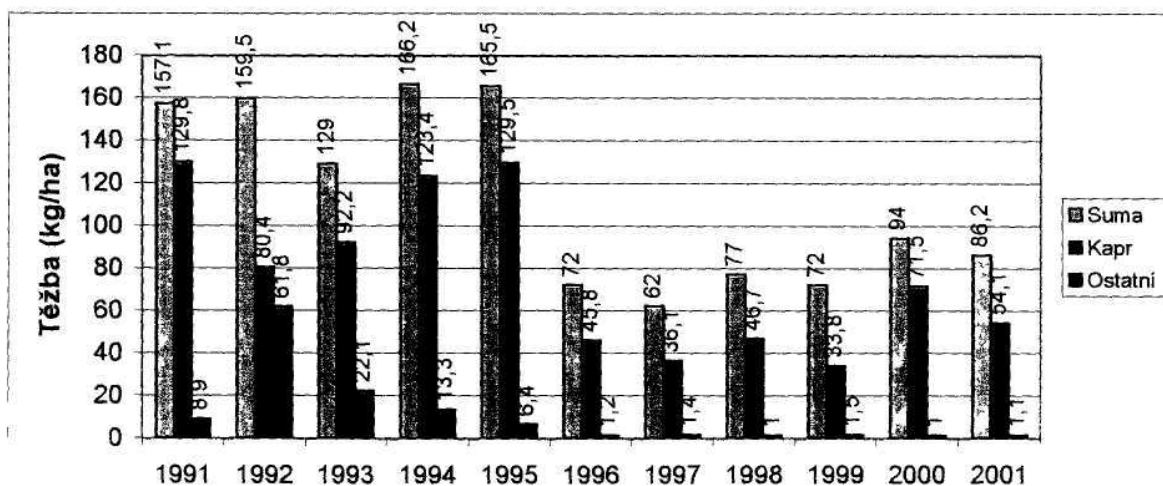
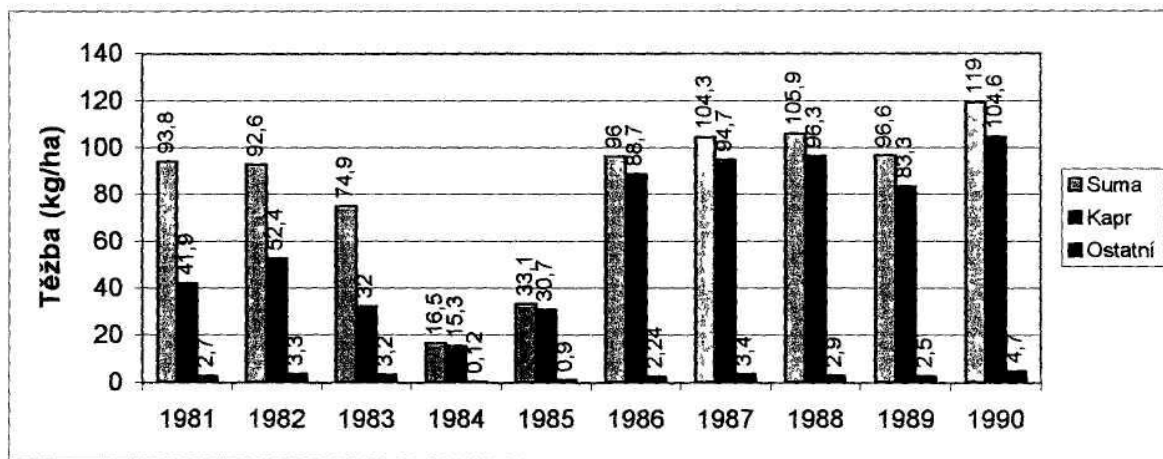
Poděkování

Autoři děkují pracovníkům sekretariátu MRS v Brně, Ing. V. Habánovi, A. Kotulánovi a Ing. A. Holanovi, za poskytnutí použitých dat. Při realizaci práce bylo využito finanční podpory GA AV ČR, Grant no. IAA 6093104.

Literatura

- BARUŠ, V., PROKEŠ, M.: Parasite load of *Ligula intestinalis* plerocercoids in adult silver bream, *Blicca bjoerkna*. *Heiminthologia*, 1994, vol. 31, no. 2, pp. 91-94
- BARUŠ, V., PROKEŠ, M., PEŇÁZ, M.: Trendy úlovků ryb sportovním rybolovem v řece Dyji pod nádržemi vodního díla Nové Mlýny. In: Mikešová, J. (ed.), Sb. referátů ze IV. české ichtyologické konference. VÚRH JU Vodňany, 2000, pp. 198-201
- HETEŠA, J., MARVAN, P. (eds.): Biologie nově napuštěné nádrže. Studie ČSAV, 1984, vol. 3, pp. 1-175
- HOLČÍK, J.: The freshwater fishes of Europe. Vol. I, Part II. General introduction to fishes, *Acipenseriformes*. AULA-Verlag, Wiesbaden, pp. 1-469
- JIRÁSEK, J., ADÁMEK, Z. (eds.): Vývoj biologických poměrů na Mušovské a Věstonické zdrži v letech 1981-1984. *Folia Universitatis Agriculturae, Facultas Agronomicae, Brno* 1986, pp. 1-71
- KORDIOVSKÝ, E.: Mušov 1276-2000. Knižnice sb. Jižní Morava, 2000, sv. 22, pp. 1-460
- KUBEČKA, J.: Succession of fish communities in reservoirs of Central and Eastern Europe. In: Straškraba, M. et al. (eds.), *Comparative reservoir limnology and water quality mng.*, 1993, pp. 153-168
- LIBOSVÁRSKÝ, J.: Extreme body depths and weights in roach, rudd and silver bream in the Mušov reservoir in 1980. *Folia Zool.*, 1983, vol. 32, no. 2, pp. 153-166
- LIBOSVÁRSKÝ, J.: Impact of a newly buildt reservoir on silver bream, *Blicca bjoerkna*. *Folia Zool.*, 1987, vol. 36, no. 4, pp. 359-370
- LIBOSVÁRSKÝ, J.: Monitoring of fishes in the Mušov reservoir (Czechoslovakia). *Folia Zool.*, 1991, vol.40, no. 1, pp. 67-74
- LUSK, S.: Rybářské obhospodařování horní zdrže vodního díla Nové Mlýny na řece Dyji. Živočišná výroba, 1984, vol. 29, no. 11, pp. 1043-1051
- LUSK, S.: Ryby a rybářství v oblasti soutoku řek Dyje, Jihlavy a Svratky pod Pálavou. In: Kordiovský, E. (ed.), *Mušov 1276-2000*. Knižnice sb. Jižní Morava, 2000, sv. 22, pp. 49-67
- LUSK, S., HALAČKA, K., LUSKOVÁ, V.: Ichtyologicko-rybářské poznatky o vodním díle Nové Mlýny na řece Dyji. In: Pellantová, J., Franěk, N. (eds.), Sb. Výzkum v oblasti Novomlýnských nádrží v období 1988-1993. ČÚOP Brno, 1994, pp. 123-134
- LUSK, S., KRČÁL, J.: Těžba ryb z údolních nádrží v povodí Dyje. Živočišná výroba, 1983, vol. 28, no. 11, pp. 809-816
- PECÍN, M.: Zhodnocení ichtyocenóz vodního díla Nové Mlýny. Diplomová práce, Ústav rybářství a hydrobiologie AF MZLU Brno, 2000, pp. 1-53 + přílohy
- PELLANTOVÁ, J., FRANĚK, N. (eds.): Výzkum v oblasti Novomlýnských nádrží v období 1988-1993. Sb. ČÚOP Brno, 1994, pp. 1-184
- PEŇÁZ, M. (ed.): Biological monitoring of large rivers. ÚSEB ČSAV Brno, 1991, pp. 1-120
- PIVNIČKA, K.: The abundance, biomass and yield of fish in the Labe and Danube basins - a comparison with the other waters. *AUC Environmentalica*, 1994, vol. 6, no. 1, pp. 39-61
- PIVNIČKA, K., ŠVÁTORA, M.: Long-term changes in the Klíčava reservoir fish assemblage (succession, fecundity, abundance, growth, biomass, production): A review. *AUC Environmentalica*, 2001, vol. 15, no. 1-2, pp. 103-148
- PROKEŠ, M., BARUŠ, V.: Monitoring ichtyocenóz soustavy vodních nádrží Nové Mlýny. In: Pellantová, J., Franěk, N. (eds.), Sb. Výzkum v oblasti Novomlýnských nádrží v období 1988-1993. ČÚOP Brno, 1994, pp. 113-122
- PROKEŠ, M., BARUŠ, V., PEŇÁZ, M.: Charakteristika společenstev ryb ve vybraných nádržích v povodí Moravy. *Biodiverzita ichtyofauny ČR*, 1998, vol. II, pp. 93-98
- SPURNÝ, P.: Rybářské využití nádrží Nové Mlýny. *Rybářství* 1998, no. 11, pp. 522-523

SL (mm)	Hmotnost (g)					Diference (%)
	literární data			Mušovská n	Mušovská n	Mušovská nádrž 1996/1980
	min	prům.	max	1980	1996	
100	19	23,6	29	29	24	-17,24
120	35	41,8	48	53	42	-20,75
140	57	67,0	73	88	68	-22,73
160	88	101,6	i_ 110	138	103	-25,36
180	129	146,8	160	204	150	-26,47
200	180	203,6	225	289	210	-27,34
220	245	274,2	306	397	283	-28,72
240	323	359,4	405	530	372	-29,81
260	419	461,6	523	692	480	-30,64



Obr. 1. Celková těžba ryb, kapra obecného a skupiny „ostatní“ sportovním rybolovem (1981-2001) a hospodářskými odlovy (1992-1995) z Mušovské nádrže.

ZHODNOTENIE RYBÁRSKEHO HOSPODÁRENIA NA SÚSTAVE VODNÉHO DIELA DALEŠICE - MOHELNO

Evaluation of the fishery management in the Dalešice-Mohelno Water Work

P. ŠOVČÍK, M. PROKEŠ, P. SPURNÝ, V. BARUŠ

Summary: The fish species composition in the energetic reservoir system of the Dalešice-Mohelno Water Work consists of 28 or 25 fish species. Assessments of the fishery management and fish exploitation during 1991-2001 have indicated relatively high values (the total exploitation of 99 kg.ha⁻¹ in the Dalešice and 97 kg.ha⁻¹ in the Mohelno reservoirs on average). Regards the extreme hydrological parameters of both reservoirs, the recommendations are submitted to stocking modifications for the carp, piscivorous and non-piscivorous fish species.

Úvod

Ichtyologický výzkum Dalešickéj a Mohelnskej nádrže prebieha od začiatku ich prevádzky v roku 1977 (Prokeš et al. 1995, 1998 - tu úplná bibliografia). V tejto štúdii naväzujeme na výsledky hodnotenia vývoja spoločenstiev rýb v oboch týchto nádržiach, predovšetkým však na rybárske hodnotenie a využitie produkcie športovým rybolovom (Adámek 1984, Adámek et al. 1987, Peňáz 1977, Peňáz et al. 1996, 1999, Prokeš et al. 1993, 1994, 1995, 1998, 1999, Spurný a Mareš 1991, Spurný et al. 1990, Wohlgemuth 1995). Príspevok sleduje zarybňovanie a ťažbu rýb za desaťročie 1991 - 2000 a porovnáva k nemu obdobie 1983 - 1989 (Spurný et al. 1990) a rok 2001. Tiež sa zaoberá druhovou skladbou nádrží ovplyvnených špecifickými hydrologickými a teplotnými podmienkami.

Materiál a metodika

Podrobný popis, charakteristiku a funkcie hydrologického režimu obsahujú publikácie Peňáz et al. (1999) a Prokeš et al. (1998). Ku zhodnoteniu rybárskeho hospodárenia boli použité evidované úlovky rýb daných nádrží a evidenčné listy rybárskych revírov spracované sekretariátom Moravského rybárskeho svazu (MRS) so sídlom v Brne za obdobie 1991 - 2001. Druhové zloženie spoločenstva bolo zistené zo sumárov úlovkov rýb, z literárnych údajov (Peňáz et al. 1996, Prokeš et al. 1998, Spurný a Mareš 1991, Wohlgemuth 1995) a doplnené vlastnými údajmi z odlovov do tenatných sietí v posledných dvoch rokoch 2000 a 2001. Vzorky rýb boli odlovované sadou tenatných sietí o veľkosti ôk (16,17,22,30,38,50,55,60,67,75,80,85,90,100,120mm). Na Dalešickej nádrži boli siete zakladané v zátoke na ľavom brehu, asi 250m od telesa hrádze, na

Mohelnskej nádrži išlo o 2 lokality - od hrádze stredom nádrže smerom k ľavému brehu a pri odbernom a výpustnom zariadení. Siete boli umiestňované do hĺbky asi 2-4 metrov a ich počet na každej lokalite bol približne 12-14 ks usporiadaných v línii za sebou. Odlov bol prevádzaný v jarnom a jesennom období, s expozíciou sietí vo dvoch dňoch v dĺžke 16 - 20 hodín. Slovenské a vedecké názvy rýb sú prevzaté z učebnice ichtyológie (Holčík 1998).

Výsledky a diskusia

Tab. 1: Druhovité zloženie spoločenstiev rýb v nádržiach podľa: 1-literárnych údajov, 2-úlovkových listov MRS za obdobie 1991-2001, 3-vlastných odlovov

No.	Druh <i>Species</i>	Mohelno			Dalešice		
		1	2	3	1	2	3
1	Pstruh atlantický f. potočná <i>Salmo trutta m. fario</i>	x	x		x	x	
2	Pstruh dúhový <i>Oncorhynchus mykiss</i>	x	x		x	x	
3	Sivoň americký <i>Salvelinus fontinalis</i>	x			x		
4	Lipeň tymiánový <i>Thymallus thymallus</i>					x	
5	Síh maréna <i>Coregonus maraena</i>		x			x	x
6	Štuka holarktická <i>Esox lucius</i>	x	x		x	x	x
7	Plotica červenooká <i>Rutilus rutilus</i>	x		x	x		x
8	Jalec hlavatý <i>Leuciscus cephalus</i>	x	x		x	x	x
9	Jalec tmavý <i>Leuciscus idus</i>	x	x		x	x	
10	Červenica ostrobruchá <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	x		x	x		x
11	Amur biely <i>Ctenopharyngodon idella</i>	x	x		x	x	
12	Boleň dravý <i>Aspius aspius</i>	x	x		x	x	x
13	Lien sliznatý <i>Tinca tinca</i>	x	x			x	
14	Podustva severná <i>Chondrostoma nasus</i>	x	x		x	x	
15	Hrúz škvrnitý <i>Gobio gobio</i>			x	x		
16	Mrena severná <i>Barbus barbus</i>	x	x		x	x	
17	Belička európska <i>Alburnus alburnus</i>				x		
18	Pleskáč malý <i>Abramis bjoerkna</i>	x		x	x		x
19	Pleskáč vysoký <i>Abramis brama</i>	x	x	x	x	x	x
20	Karas zlatistý <i>Carassius carassius</i>				x		
21	Karas striebřistý <i>Carassius gibelio</i>	x	x	x	x	x	x
22	Kapor pontokaspický <i>Cyprinus carpio</i>	x	x	x	x	x	x
23	Tolstolobik biely <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>		x			x	
24	Sumec západný <i>Silurus glanis</i>	x	x		x	x	x
25	Úhor európsky <i>Anguilla anguilla</i>	x	x		x	x	
26	Ostriež zelenkastý <i>Perca fluviatilis</i>	x	x	x	x	x	x
27	Zubáč veľkoústý <i>Sander lucioperca</i>	x	x		x	x	x
28	Hrebenačka frkaná <i>Gymnocephalus cernuus</i>	x			x		
	SUMA	22	19	8	24	20	13

Spoločenstvo rýb Dalešickej nádrže je podľa štatistických listov úlovkov MRS za obdobie 1991 - 2001, podľa našich súčasných odlovov a literárnych údajov tvorené 28

druhmi rýb a dvomi hybridmi, vid'. tab. 1. Spoločenstvo rýb Mohelnskej nádrže spracované obdobným spôsobom je tvorené 25 druhmi rýb a piatimi hybridmi, vid'. tab.1.

V Nádrži Dalešice - boli zistené 2 krížence a to: *Coregonus maraena* x *Coregonus peled* a *Rutilus rutilus* x *Abramis brama*. Podiel krížencov tvoril 5,2% z celkovej početnosti (Prokeš et al. 1998). Uvedené druhy naznačujú odlišnosť štruktúry spoločenstva rýb oproti iným nádržiam, kde nedochádza ku prečerpávaniu vody. Vďaka svojej dĺžke, morfológii koryta a prečerpávaniu vody umožňuje Dalešická nádrž existenciu zmiešanej obsádky jazerného aj riečneho typu (Prokeš et al. 1998). Čo sa týka lipňa tymiánového, ide o jediný, pravdepodobne náhodný úlovok za celé obdobie, takže jeho výskyt v nádrži je viac-menej sporadický. Je však možné, že selektivita rybárskeho tlaku v tejto nádrži neumožňuje sledovanie výskytu tohoto druhu. Podobne je tomu tak aj s tolstolobikom, ktorého sa chytili len 3 kusy a to v roku 2000. Úlovky PP aPD sú nízke, tieto ryby sa do nádrže nenasadzujú a ide pravdepodobne o splavené ryby z prítoku. Maréna bola lovená tiež ojedinelé, až na rok 1997, kedy bolo ulovených 181 jedincov, čo ale súvisí s vysadením 6000 ks marény v roku 1996. Charakter nádrže umožňuje aj občasné úlovky reofilných rýb, ako sú mrena a podustva.

V nádrži Mohelno - bolo zistených 5 krížencov: *C. maraena* x *C. peled*, *R. rutilus* x *A. brama*, *R. rutilus* x *A. bjoerkna*, *A. brama* x *A. bjoerkna* a *S. erythrophthalmus* x *A. bjoerkna*. Podiel krížencov tvoril 2,19% z celkovej biomasy (Prokeš et al. 1998). Tolstolobika tu boli ulovené tiež len 2 kusy, s reofilnými rybami je to podobne, ako u Dalešickej nádrže. Pstruhom dúhovým sa tu už zarybňuje, čo je vidno na pravidelných úlovkoch. Je zaujímavé, že sa v úlovkoch neobjavil sivoň napriek jeho vysadeniu v počte 3300ks v roku 1994. Maréna tu bola chytená za celé obdobie len jedna a nevysadzuje sa tu. Nádrž Mohelno je z ichtyologického hľadiska zvláštny, doteraz málo popísaný vodný ekosystém, v ktorom sa zlučujú vlastnosti lotických a lentických vodných ekosystémov. Tok prúdu vyvolaný reverznými turbínami (v oboch smeroch) vytvára prúdové prostredie, ktoré vyhovuje typickým riečnym druhom rýb (podustva, mrena, jalec). V koncovej časti nádrže sa však prúd prejavuje mierne (hlavne vertikálne pohyby) a podmieňuje výskyt typických jazerných druhov (pleskáče). Ostatným druhom (plotica, kapor, ostriež, štika) vyhovujú obe zmienené prostredia (Prokeš et al. 1998).

Rozšírenie druhovej diverzity oboch nádrží je možné očakávať náhodným importom rýb čeľade býčkovité - *Gobiidae*. Z povodia Moravy a Dyje je to býčko škvrnitý (*Proterorhinus marmoratus*) rozšírený v nádržiach VD Nové Mlýny (Lusk a Halačka 1995). V budúcnosti môže ísť aj o byčkovca hlavatého (*Perccottus gleni*), ktorý sa

rozširuje na východnom Slovensku a môže do ČR preniknúť, alebo môže byť do nádrží zavlečený.

Vyhodnotenia rybárskeho hospodárenia dokumentujú nasledujúce výsledky: Revír MRS Jihlava 7-8: Priemerné ročné úlovky sa za obdobie 1991-2000 pohybujú medzi 60kg/ha a 148kg/ha a v kusovom vyjadrení medzi 70ks/ha a 116ks/ha. Za celé sledované obdobie dosahujú ročné úlovky v nádrži Dalešice 99 kg/ha, resp. 96 ks/ha. Z hľadiska druhového zloženia úlovkov hmotnostne prevažuje kapor s 59% (58 kg/ha), nasledujú dravé ryby (štika, sumec, zubáč, bo leň) 11,2% (11,07 kg/ha), biela ryba tvorí 6,79% (6,71 kg/ha) a ostriež 2,51% (2,49 kg/ha). V kusovom vyjadrení predstavujú úlovky kapra 27,5% (26,4 ks/ha), dravé ryby 4,5% (4,31 ks/ha), biela ryba tvorí 27% (55,9 ks/ha) a ostriež 13,35% (12,82 ks/ha). Priemerná návštevnosť na 1 ha plochy je 109 dochádzok. Kapor je tu každoročne vysádzovaný v priemernom množstve 32kg/ha, čo je o 5 kg menej, ako bolo vysádzované v období 1983-1989 (Spurný et al. 1990). V roku 2001 však bolo nasadených 40kg/ha a nasadzovanie kapra má v posledných rokoch stúpajúcu tendenciu. Jeho úlovky sú v porovnaní s obdobím 1983-1989 dvojnásobné a korelujú so zvyšujúcim nasadzovaním. Zastúpenie dravých rýb je v úlovkoch podpriemerné a oproti rokom 1983-1989 sa znížilo z 26% na 11,2% hmotnostne, čo je pravdepodobne zapríčinené prirodzenou sukcesiou a nevhodným pomerom nasádzania štiky a zubáča (rok 2001 je pomer 1:1), kde by mal už prevažovať zubáč. V kusových úlovkoch za rok 2001 už mierne prevažuje zubáč (pomer štika/zubáč = 0,98). Úlovky ostrieža majú klesajúcu tendenciu, takže sa podarilo vysádzovaním dravcov zabrzdiť rast populácie ostrieža zaznamenaný v období 1983 - 1989 (Spurný et al. 1990). Podobne však rapídne klesajú úlovky bielych rýb (49 ks/ha vr. 1992 a 7ks/ha vr.2001), čo má za následok zhoršenie potravných podmienok pre dravce a je to jedna z možných príčin ich podpriemerných úlovkov. Priemerná ťažba 99kg/ha (96ks/ha) je na daný typ nádrže pomerne vysoká, bolo by ale potrebné zmeniť pomer kapra a dravcov v prospech dravých rýb. Treba podporiť rozvoj potravných rýb ich aktívnym nasadzovaním, zmeniť zarybňovací plán v prospech zubáča oproti štike, ktorá je náročnejšia na pobrežné časti pri neresi, ktoré sú kolísaním hladiny vysušané.

Revír MRS Jihlava 6: Priemerné ročné úlovky sa tu za obdobie 1991-2000 pohybujú medzi 61 kg/ha a 127kg/ha a v kusovom vyjadrení medzi 59ks/ha a 103ks/ha. Za celé sledované obdobie dosahujú ročné úlovky v nádrži Mohelno 97 kg/ha, resp. 77 ks/ha. Z hľadiska druhového zloženia úlovkov hmotnostne opäť prevažuje kapor s 73% (71 kg/ha), nasledujú dravé ryby (štika, sumec, zubáč, boleň) s 4,3% (4,21 kg/ha), biela ryba tvorí 3,7% (3,6 kg/ha) a ostriež 0,9% (0,8 kg/ha). V kusovom vyjadrení predstavujú úlovky

kapra 44% (34 ks/ha), dravé ryby 2,3% (1,8 ks/ha), biela ryba tvorí 15% (12 ks/ha) a ostriež 4,2% (3,2 ks/ha). Priemerná návštevnosť na 1 ha plochy je 72 dochádzok. Priemerné nasadzovanie kapra je v množstve 45kg/ha, čo je o 5kg/ha viac oproti obdobiu 1983-1989, v posledných rokoch je nasadzovanie konštantné - asi 55kg/ha. Úlovky v porovnaní s obdobím 1983-1989 vzrástli z 30kg/ha na 70kg/ha, v roku 2001 až 73kg/ha. Dravých rýb sa loví v priemere 0,8kg/ha, čo znamená pokles oproti obdobiu 1983-1989 až o 4 kg/ha. Úlovky ostrieža majú podobne, ako na Dalešickej nádrži klesajúcu tendenciu a v roku 2001 sa ulovil len 1 ks/ha. Čo sa týka bielych rýb, situácia sa nezmenila a loví sa ročne okolo 3,5kg/ha. Z toho vyplýva, že sa nepodarilo zvýšiť početnosť potravných rýb a situácia sa naopak ešte zhoršila. Je potrebné intenzívne nasadzovať potravné ryby, pretože prirodzený neres tu prakticky neexistuje (Peňáz et al. 1996). Tiež by bolo vhodné pokúsiť sa znovu nainštalovať plávajúce neresové hniezda, ako doporučovali už Adámek (1984), Spurný et al. (1990), Spurný a Mareš (1991). Experimentálne bolo plávajúce neresisko „pražského typu“ inštalované v nádrži v rokoch 1996 a 1997 s preukazne úspešným neresom pleskáča vysokého (ústne zdelenie hospodára MO MRS Mohelno J. Horáka).

PodĎakovanie

Autori ďakujú pracovníkom sekretariátu MRS Ing. V. Habánovi, Ing. A. Holanovi a A. Kotulanovi za poskytnutie úlovkových a evidenčných listov daných revírov a hospodárom MO MRS Mohelno, MO MRS Třebíč a pracovníkom priehrady za pomoc pri odlovoch rýb. Pri realizácii príspevku bola využitá finančná podpora GA AV ČR no. IAA 6093104 a ČEZ, a.s. EDU.

Literatúra

ADÁMEK, Z.: Vybrané aspekty vývoje ichthyofauny Dalešické nádrže. *Závěrečná zpráva, Vysoká škola zemědělská, Brno 1984, p. 1-28*

ADÁMEK, Z., JIRÁSEK, J., SUKOP, L.: Potravní biologie hospodářsky významných druhů ryb Dalešické nádrže. *Živočišná výroba 1987, vol. 32, no. 10, p. 909 – 920*

BARUŠ, V., PROKEŠ, M., PEŇÁZ, M.: Dispersion and density assessment of the common carp (*Cyprinus carpio m. domestica*) in the Mohelno reservoir, Czech Republic. *Folia Zool, 1997, vol. 40, no. 4, p. 315-324*

HOLČÍK, J.: Ichtyológia. *Príroda, Bratislava 1998, p. 1-310*

LUSK, S.: The ichthyofauna of the middle course of the Jihlava river in relation to the water Reservoir at Dalešice. *Folia Zool., Brno 1977, vol. 26, no. 3, p. 255-269*

LUSK, S., HALAČKA, K.: The first finding of the tubenose goby, *Proterorhinus marmoratus* in the Czech Republic. *Folia Zool, Brno 1995, vol. 44, no.2, p. 284-287*

- LUSK, S., KRČÁL J.: Těžba ryb v údolních nádržích v povodí řeky Dyje. *Živočišná výroba* 1983, vol. 28, no. 11, p. 809-816
- PEŇÁZ, M. (ed.): Dokumentační výzkum obratlovců zájmového území jaderné elektrárny V 2 v Dukovanech. *Zpráva pro ČEZ Praha, výzkum koord. ZMM Třebíč, Ústav pro výzkum obratlovců ČSAV, Brno* 1977, p. 1 - 262
- PEŇÁZ, M., BARUŠ, V., PROKEŠ, M.: Fish assemblage structure in a reservoir with an extreme hydrological regime (Mohelno reservoir, Czech Republic). *Folia Zool*, 1996, vol. 45, no. 2, p. 171-182
- PEŇÁZ, M., BARUŠ, V., PROKEŠ, M.: Changes in the structure offish assemblages in a river used for energy production. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.*, 1999, vol. 15, p. 169 - 180
- PROKEŠ, M., BARUŠ, V., PEŇÁZ, M.: Ichtyologické charakteristiky a rybářské využití nádrží VD Dalešice. *Sborník příspěvků z odborné konference, Bulletin VURH Vodňany, Vodňany* 1999, vol. 35, no. V2, p. 91-102
- PROKEŠ, M., BARUŠ, V., PEŇÁZ, M.: Společenstva ryb ve vodách oblasí energetické soustavy Dukovany - Dalešice. *Přírodovědný sborník Západomoravského muzea v Třebíči, Třebíč* 1998, vol. 33, p. 1-48.
- PROKEŠ, M., BARUŠ, V., PEŇÁZ, M.: F 5 Společenstva ryb ve vodách oblasti energetické soustavy Dukovany - Dalešice. *Průběžná zpráva ÚEK AV ČR, Brno* 1994, p. 1-41
- PROKEŠ, M., BARUŠ, V., PEŇÁZ, M.: F 5 Společenstva ryb ve vodách oblasti energetické soustavy Dukovany - Dalešice. *Závěrečná zpráva ÚEK A V ČR, Brno* 1995, p. 1-101
- SPURNÝ, P., MAREŠ, J.: Ichtyologické aspekty provozu vodního díla Dalešice na řece Jihlavě. *Sborník IX. konference ČSLSpři ČSAV, Znojmo* 1991, p. 188-192
- SPURNÝ, P., MAREŠ, J., ADÁMEK, Z., JIRÁSEK, J., PALÁČKOVÁ, J., SUKOP, I., RUMLOVÁ, J.: Ichtyologické aspekty ochrany vodních zdrojů jižní Moravy. *Závěrečná zpráva, Vysoká škola zemědělská, Brno* 1990, 27 s.
- WOHLGEMUTH, E.: Příspěvek k poznání ichtyofauny nádrží vodního díla Dalešice. *Přírodovědný sborník Západomoravského muzea v Třebíči, Třebíč* 1995, vol. 20, p. 125-129

Adresy autorů:

Pavol Sovčík, Doc. Ing. Petr Spurný, CSc, Ústav rybářství a hydrobiologie MZLU v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno, e-mail: fishery@gtmendelu.cz; Ing. Miroslav Prokeš, CSc, Prof Ing. Vlastimil Baruš, DrSc, Ústav biologie obratlovců AV ČR, Květná 8, 603 65 Brno, e-mail: prokes@brno.cas.cz.

ZKUŠENOSTI S ODLOVEM RYB DO VĚZENCŮ V PŘÍTOKOVÉ ČÁSTI NÁDRŽE ŘÍMOV

Giant traps for fishing in the inflow-zone of the Řimov Reservoir

M. HLADÍK, J. KUBEČKA, P. POKORNÝ, M. ČECH, L. DRAŠTÍK, M.
KRATOCHVÍL, J. PETERKA, M. PRCHALOVÁ, M. VAŠEK

Summary: The fish stock of the inflow-zone of the Rimov Reservoir was studied by using two special constructed big traps. One trap was sampling the fish migrating from the reservoir to the Malse River, the other was sampling downstream migrants. The most intensive fish movement was recorded during spring spawning season. Proportionally to the fish stock of the reservoir, the tributary zone was used mainly by the bleak, *Alburnus alburnus*, Asp, *Aspius aspius* and roach *Rutilus rutilus*. Smaller affinity to tributary spawning was found for the bream *Abramis brama* and perch, *Perca fluviatilis* (5 to 10 % of reservoir fish spawning in the tributary). Over 6000 kg of migrating fish were captured in the tributary area during spring periods of three years. Consequences of the application of tributary traps for fish exploitation and management are being discussed.

Úvod

Přítoková část nádrže je místem styku přirozeného říčního ekosystému s uměle vytvořeným ekosystémem údolní nádrže. Tento ekoton je charakterizován specifickými podmínkami, které se navíc během sezóny dynamicky mění. Většina druhů ryb obývajících naše údolní nádrže je z evolučního hlediska říčního původu (Fernando a Holčík, 1981) a to se projevuje v potřebě využívat přítokovou část v různých fázích životního cyklu. Díky tomu bývá rybí obsádka této části nádrže nejbohatší jak početně, tak i druhově, neboť zde vedle sebe žijí druhy původně říční s druhy adaptovanými na život ve stojaté vodě. Vysoký stupeň využívání přítokové zóny nádrže může předurčovat potenciální hospodářský význam této oblasti pro řízení a využívání rybí obsádky. Díky tomu, že je tato část nádrže poměrně těžko slovitelná klasickými lovebnými prostředky, je však o dynamice tohoto ekosystému poměrně málo informací, zejména co se týče kvantitativní stránky. Poznatky nově získané v přítokové zóně nádrže měly doplnit stávající znalosti o stavu a vývoji rybí obsádky nádrže a jejím vlivu na populaci ryb v řece nad nádrží.

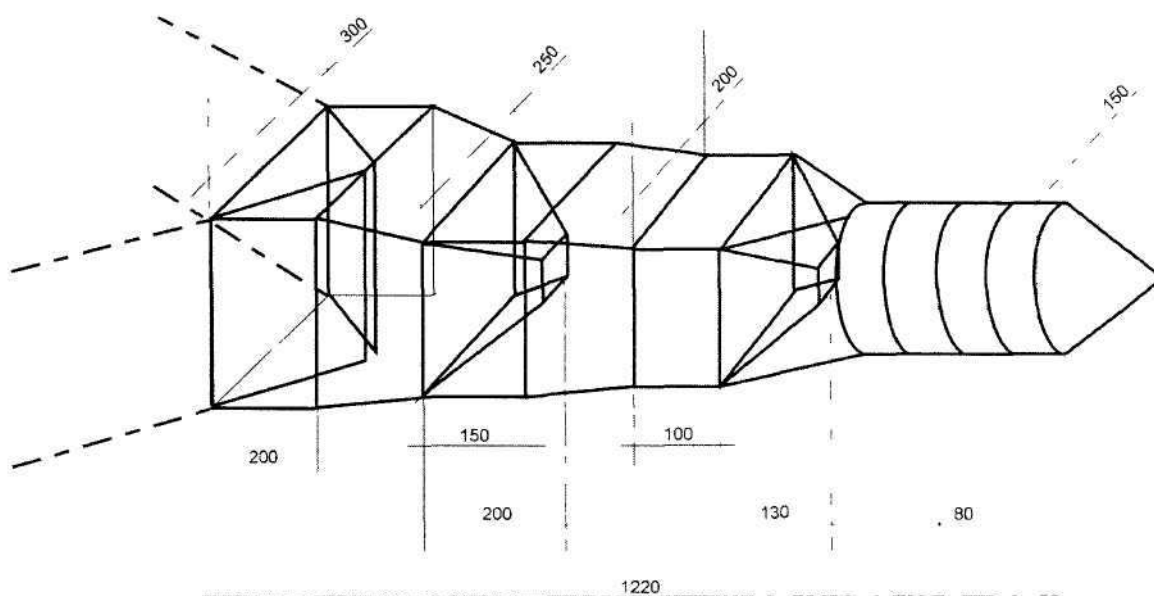
Metodika

Nádrž Římov je vodárenská nádrž ležící asi 15 km jižně od Českých Budějovic (celková délka 13 km, max hloubka 42 m, plocha 210 ha, doba zdržení asi 90 dní). Na nádrži je zakázán rybolov a omezen je i pohyb osob v jejím okolí, ekosystém nádrže je zde pracovníky HBÚ dlouhodobě studován již od napuštění v roce 1979. Rybí obsádka nádrže byla sledována převážně pomocí nočních záťahů, lovu do tenat a v posledních letech i pomocí akustických metod. Pro studium dynamiky rybí obsádky v přítokové zóně nádrže Římov byly zkonstruovány dva obří vězence, jeden pro odlov ryb migrujících do přítoku a jeden pro ryby migrující směrem do nádrže (obr.1).

Obr.1 Schema komory vězence speciálně konstruovaného pro odlov všech migrujících ryb mezi nádrží a řekou. Scheme of the fyke net designed to capture all fish migrating between the river and the reservoir (dimensions are in centimeters).

Vězenec s kovovými čtverci. 300
x 300 cm, oko 1,5 cm

(veškeré údaje v centimetrech)



Při jejich konstrukci je kombinována železná výztuž se síťovinou o velikosti ok 15 mm. Jsou tvořeny třemi komorami, které jsou propojeny pomocí ouvržků (obr.). Čelo vězence je čtvercové se stranou 3 m a je dimenzováno na maximální hloubku vody ve vytipovaném místě přítokové části při plném vzduť vody v nádrži. Celková délka je asi 15 m v závislosti na napnutí. Komory obou vězenců byly vypínány pomocí šňůr k centrálnímu vodícímu lanu a proti sobě. Křídla byla 25 m dlouhá a 3m vysoká a na břehu byla připevněna k silnějším stromům. Jejich spodní žíně je tvořena pětinasobnou zátěžovou šňůrou a dále byla ještě zatěžkána dalšími 2 kg olovenými závažími přivázanými po 1,5 m do síťoviny

asi 20 cm nad spodní žíní. V místě původního koryta řeky a tedy i největšího proudu byla křídla vyztužena pomocí vertikálních železných trubek o průměru 25mm. Horní žíně byla tvořena plovákovou šňůrou, která byla dále doplněna pomocí prázdných PET lahví. Okolo komor vězenců byla postavena konstrukce z lešenářských trubek a díky ní bylo možné pomocí kladek vězence obsluhovat. Ideální obsluhu tvořili čtyři pracovníci, ale v případě potřeby ji zvládla i jedna osoba.

Ulovené ryby byly převezeny několik set metrů ve směru migrace, změřeny, označeny pomocí fluorescentních elastomerů a vypuštěny, v případě většího počtu ryb byl používán plovoucí haltýř.

Pro omezení naplavování materiálu do komor vězence byla před horním vězencem instalována normá stěna, na které se jeho většina zachytávala. Provoz zařízení

Vězence byly instalovány v letech 2000 — 2002 v jarním období, zhruba od konce března do konce června nebo července v závislosti na průtocích v řece. V době silné migrace byly ulovené ryby z vězence vybírány každodenně, v době slabší migrace obden (Po, St, Pá). Jednotlivá žebra byla pomocí kladek zvedána z vody, bylo nutno postupovat od největších dílů směrem dozadu tak, aby poslední komora byla již celá nad vodou a ulovené ryby byly postupně tlačeny až do koncové části, kterou bylo možno otevřít a ryby byly vybrány do kádě nebo plovoucího haltýře podle jejich počtu se zřetelem na jejich co nejmenší poškození. Účinnost zařízení

Účinnost vězenců je dána jednak schopností ryb projít pod nebo okolo křídel a dále jejich ochotou vstupovat do vězence.

Na spodní stranu čela vězence a přilehlé dva metry křídel byl přišit pruh síťoviny s těžkou zátěžovou šňůrou, která zajistila utěsnění na kamenitém dně původního koryta řeky. Spodní žíně křídel byla silně přetížena a její položení na dně bylo několikrát za sezónu kontrolováno potápěčem. I tak zřejmě nebylo možno neprostupnost křídel zcela spolehlivě zajistit, zvláště při zvýšených průtocích. Křídla byla pravidelně čištěna jednak od driftujícího organického materiálu a jednak od usazujícího se kalu a nárostů. Jednou týdně byl dále naplavený materiál vybírán i z předních dvou komor horního vězence.

Pro nerušený vstup ryb do vězenců byl vstupní otvor konstruován tak, že měl kosočtverečný průřez, byl ode dna až k hladině a největší průměr byl okolo 1m. Další dva ovršky byly opět kosočtverečné (50x20 cm) a jejich napnutí zajišťovaly vypínací šňůry, pro znesnadnění návratu ryb bylo jejich ústí opatřeno plachetkou.

Při vybírání ulovených ryb bylo zjištěno, že pouze malé procento ryb zůstává v prostřední komoře a ty bylo možno vhodnou manipulací do poslední komory nahnat. Většina ryb tedy jakmile vstoupí do vězence, pokračuje až do poslední komory. Test se značenými rybami ponechanými v koncové komoře přes jedno expoziční období ukázal, že jednou ulovené ryby již nejsou schopny najít cestu ven z vězence.

Výsledky a diskuse

Zkušenosti s provozem a možná technická vylepšení

Během našich sledování nebyla systematicky studována denní rytmika vstupu ryb do vězence, ale na základě dílčích pozorování se většina migrace odehrává v noci.

Na základě dosavadních zkušeností můžeme doporučit pro budoucí zařízení podobného typu, aby všechna žebra měla tvar kruhu, pouze čelo a první žebro by mělo být vzhledem k těsnosti ke dnu čtvercové. Velikost vězenců a i objem poslední komory se zdál pro daný projekt ideální, v poslední komoře se snadno obsluhovala a i větší množství ryb, (například 200 bolenu nebo 1500 ouklejí) zde přečkalo dva dny bez větší újmy.

Mortalita ryb způsobená vlastními vězenci nebyla pozorována, většina ryb, které byly nalezeny uhynulé v komorách byla natolik poškozena (zranění po tření, od dravců a následné zaplísnění), že se svými poškozeními již do vězenců zřejmě připlula. Pouze pokud se do vězenců chytly štiky, byly nalezeny ryby s čerstvými zraněními, způsobenými těmito predatory.

Pro omezení prostupu ryb pod křídly by bylo vhodné našít k zátěžové šňůře další zatížený pruh sítě široký 50 cm, který by utěsnil drobné otvory způsobené nerovnostmi dna. Hlavní limitace použití vězenců jsou zvýšené průtoky. Zvláště po prudkých deštích a při silném větru, kdy je vodou unášeno velké množství organického materiálu, mohlo dojít k zanesení křídel, čímž se křídla nadměrně napínají a vytvářejí nepropustnou bariéru, přes kterou se zvýšený průtok může přelít. Jelikož bylo za povodňové situace obtížné a i nebezpečné křídla průběžně čistit, bylo nutno počkat na opadnutí průtoku pod $15\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ za plného stavu (za sníženého stavu hladiny v nádrži dochází ke snížení filtrační plochy křídel a i průtoky nad $5\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ mohou nepříznivě ovlivnit nepropustnost křídel). Zařízení bylo nefunkční celkem cca 25 dní z celkové doby expozice 340 dní (7 % času). Lapač nečistot například ze síťoviny umístěný nad vězenci by tuto situaci zřejmě řešil jen na krátkou dobu. Pro instalaci podobných odlovných zařízení lze také uvažovat se systémem napevno zabudovaných česlí namísto síťových křídel.

Není vhodné předimenzovat například upevňovací lana křídel, neboť pak
dojde

k roztržení sítě. V době velkého průtoku je nejvhodnější vězence a křídla vyzdvihnout z vody a chránit je tak před poškozením, volné migraci ryb stejně nelze zabránit. Množství ulovených ryb

Množství ulovených ryb v jednotlivých letech ukazuje **Tab.1**. Jsou uvedeny pouze ryby ulovené poprvé, pro srovnání jsou v roce 2001 uvedeny i ryby ulovené vícekrát. Nejmhutnější je třecí migrace ryb, především plotice *R.rutilus*, oukleje *A.alburnus* a cejna *A.brama*. Každým rokem byla zachycena třecí migrace bolena *A.aspius*. Doba migrace závisí na teplotě v řece a na počasí, její intenzita mimo dalších podmínek i na vlastním průběhu vývoje teploty a počasí, na výšce hladiny v nádrži a tím i na dostatku substrátu pro tření rytofilních ryb, jako je například cejn (Hladík & Kubečka 2002).

	upstream,	migrují proti	proudu	downstream	po proudu	
	2000	2001	2002	2000	2001	2002
bolen, asp	27	37	29	64	209	207
plotice, roach	2301	688	1950	2971	1746	1272
cejn, bream	591	746	1744	640	1204	609
ouklej,bleak	4999	3612	1556	4325	2396	1184
okoun, perch	1490	411	348	636	524	418
celkem, total	9982	5851	6039	9196	6833	4388

Tab.1: Počet ryb, ulovených celkem v jednotlivých letech do vězenců. Number of fish captured by fyke net traps

Pokud porovnáme celkovou hmotnost těchto druhů ryb ulovených ve vězencích s odhady biomasy ryb v nádrži a jejich hypotetickou celkovou biomasou v nádrži (**Tab.2**), je možné si udělat předběžný obrázek o významu přítokové zóny pro jednotlivé druhy. U druhů vázaných svým třením na přítokovou část nádrže tvořil úlovek přítokových vězenců významnou část jejich celkové biomasy (zejména ouklej, bolen a plotice), zatímco u druhů méně vybíravých na výtěrový habitat (cejn, okoun) navštěvuje přítokovou zónu méně než 10% populace. Celkově bylo možno v přítokové zóně odlovit přes 6000 kg ryb. Celkově bylo uloveno 30 druhů ryb, z nichž některé vzácnější druhy (cejnek malý, jelec jeseň - .zlatá aberace, karas obecný, pstruh potoční, nepůvodní ostrorečka stěhovavá, sivěn americký, karas stříbřitý, střevlička východní) se vyskytovaly téměř výhradně v přítokové zóně.

	Úlovek do vězenců			Biomasa v nádrži(kg/210 ha)		%	%	%
	2000	2001	2002	2000	2001	2000	2001	2002
Bolen	76	115	130	401	1210	18,9	9,5	10,7
Plotice	1144	315	384	4715	5571	24,3	5,7	6,9
Cejn	582	710	1193	13051	16808	4,5	4,2	7,1
Ouklej	584	215	147	1804	695	32,4	31,0	21,1
Okoun	172	97	87	1105	1319	15,6	7,4	6,6

Tab.2: Odhad biomasy (kg) ryb v nádrži a biomasa ryb ulovených do vězenců, % = podíl úlovků vězenců na celkové biomase druhu v nádrži. Fish biomass (kg) in the whole reservoir and in the catch of tributary traps, %= share of fyke-net catch on the total species biomass in the reservoir.

Závěr

Pro studium rybí obsádky členité přítokové zóny nádrže, která se během sezóny díky třecí migraci ryb dynamicky mění, je vězenec nebo nějaké podobné *zařízení* zachycující táhnoucí ryby nezbytný a pravděpodobně jediný vhodný. Z hlediska účelového rybího hospodářství by touto metodou bylo možné lovit nežádoucí druhy ryb. Populaci oukleje by bylo možno díky krátkověkosti ryb a díky obligátní vazbě na přítok během tření pravděpodobně výrazně redukovat. Také plotice využívá pro tření přítok ve velké míře, cejn se tře v litorálu celé nádrže a v přítoku se tře pouze malá část populace, obývající přilehlou část nádrže.

Poděkování

Tato studie byla podpořena projektem č. 206/02/0520 GAČR a výzkumným záměrem MŠMT č. 123100004. Pracovníkům podniku Povodí Vltavy děkujeme za spolupráci při udržení optimální výšky hladiny během jarního období a dále i za pomoc při řešení technických problémů a samozřejmě všem ochotným kolegům, bez jejichž pomoci by tento projekt nebylo možno uskutečnit: Lence Lešnerové, Jaroslavě Frouzové, Dagmar Šrámkové, Evě Hohausové, Jaroslavu Fuxovi, Zdeňku Prachařovi, Pavlu Hrdličkovi, Lukášovi Pokornému, Stanislav Skůpovi, Michalu Šimkovi, Pavlu Štafa, Jiřímu Pechingerovi, Pavlu Vránovi a mnoha dalším.

Literatura

FERNANDO, CH. & HOLČÍK, J., 1981 Fish in reservoirs. Int.Rev Ges. Hydrobiol., 76: 149-167.

HLADÍK & KUBEČKA, 2002, Fish migration through the River/Reservoir Ecotone, Sborník abstraktů 4th Conference on Reservoir Limnology and Water Quality, 2s.

Hladík Milan^{1,2}, Kubečka Jan^{1,2}, Pokorný Petr³, Čech Martin^{1,2}, Drašík Ladislav^{1,2}, Kratochvíl Michal^{1,2}, Peterka Jiří^{1,2}, Prchalová Marie^{1,2} a Vašek Mojmír^{1,2}

hydrobiologický Ústav AVČR, Na sádkách 7, 37005 České Budějovice

²Biologická Fakulta JČU, Branišovska 31, 37005 České Budějovice

³Pokorný sítě sro , Brloh 117, 38206 Brloh

SLEDOVÁNÍ VLIVU MALÉ VODNÍ ELEKTRÁRNY NA POPROUDOVĚ MIGRUJÍCÍ RYBY Z RYBNÍKA ROŽMBERK

Investigation into the effect of hydroelectric power on the fish downstream migration from Rožmberk reservoir

P. DVOŘÁK, P. HARTVICH, M. HOLUB

Summary: Fishes pass through small hydroelectric power station, which is located in the dike of Rožmberk reservoir, mostly during increased flow of water. The passage through the power station is highly stressed and in addition fishes can be seriously hurt or even kill. The investigation proved that fishes are damaged due to passage through the power station and investigation also specified the species of migrated fishes. Fish migration comparison between day and night proved that larger fishes migrated mostly during nights. To prevent fishes to enter power station could be solved by using a suitable electric barrier (e. g. ELZA 2) or suitable type of rack (e. g. Wedge-Wire-Screen).

Úvod

Technologické odběry vody, mezi které patří např. sekundární chlazení reaktorů, vodní elektrárny, zavlažování, apod., mají velký dopad na dnes již značně postižené životní prostředí. Proto je nutné brát ohledy a dodržovat určité postupy při odběrech vody z volných toků.

Negativní aspekty odběrů vody dopadající na vodní živočichy je nutné předvídat a snažit se je zmírnit na únosnou mez. Jsou to především škody způsobené na migrujících rybách, které nedostatečná ochrana na nasávacím potrubí přivádí na lopatky turbin a rotory čerpadel. Vznikají tak značné ekologické a ekonomické ztráty na rybí populaci.

Je tedy zřejmé, že většina odběrů technologické vody je pro poproudově migrující ryby životu nebezpečnou překážkou (Vostradovský a Vostradovská 1972; Hartvich, Kubečka, Matěna 1998).

Ztráty na rybách při provozu energeticky využívaných vodních děl jsou natolik závažné, že je nutné tento problém uspokojivě řešit v souladu s platnými mezinárodními úmluvami. I v Evropě již probíhají velké výzkumné projekty zaměřené v celosvětovém měřítku na udržení a záchranu úhoře říčního, který je navíc i komerčně využívaným

druhem. Sportovní rybáři ho uměle udržují v našich tocích vysazováním importovaného monté nebo odchované násady.

Materiál a metodika

Malá vodní elektrárna (dále jen „MVE“) Rožmberk je postavena na řece Lužnici pod rybníkem Rožmberk (Janda, Pechar a kol. 1996). K pohonu turbín MVE je využívána voda odebíraná nasávací šachtou z rybníka Rožmberk. Vstupní otvor do šachty je chráněn proti úniku ryb z rybníka česlemi. Česle jsou instalovány šikmo ke dnu, jsou ocelové, proudnicového tvaru a s mezerami 30 mm. Voda přichází odběrnými kanály na 2 Francisovy turbíny o hltlosti $2 \times 3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Turbína dosahuje při plném výkonu 200 otáček za minutu. MVE je navíc nepřetržitě plněna malým zdrojem vody $10 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$, aby nedocházelo k zavzdušňování pracovního prostoru turbíny. Energeticky využitá voda je odváděna odpadními tunely do betonového koryta, které se levostranně vlévá do řeky Lužnice, přibližně 10 m pod výpustí z rybníka. Provoz elektrárny a výroba elektrické energie je podřízena rybářskému hospodaření na rybníce a udržovacímu průtoku vody v řece Lužnici.

První sledování proběhla v průběhu podzimního výlovu rybníka Rožmberk v roce 2000. Pod elektrárnou byla provedena studie zjišťující početnost a druhovou variabilitu ryb unikajících z rybníka a procházejících přes turbíny.

Další sledování proběhla na jaře 2001 a 2002 při tání sněhu a zvýšeném průtoku vody v řece. Opět byla zjišťována početnost a druhy procházejících ryb, navíc se sledovaly rozdíly intenzity rybích migrací v noci a ve dne.

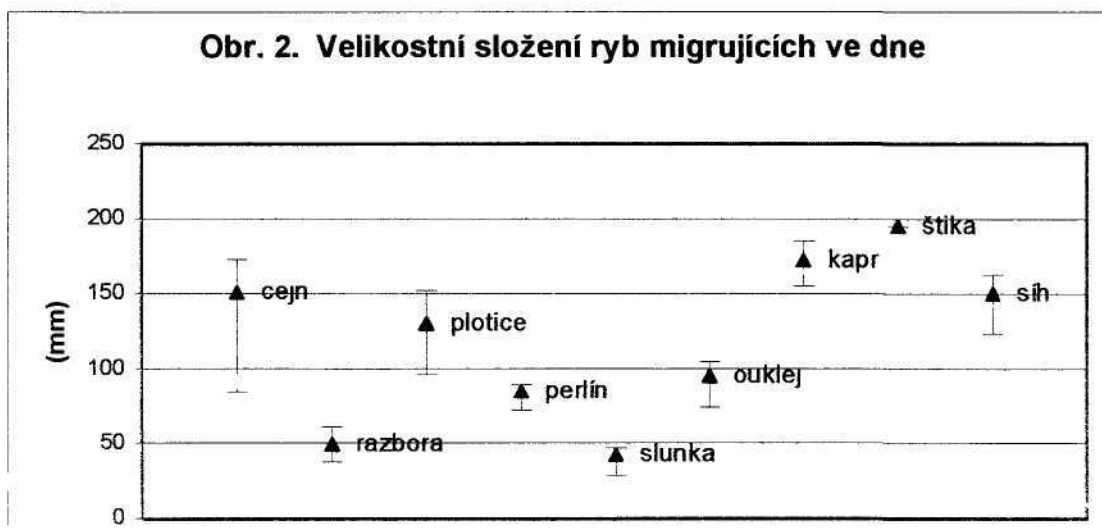
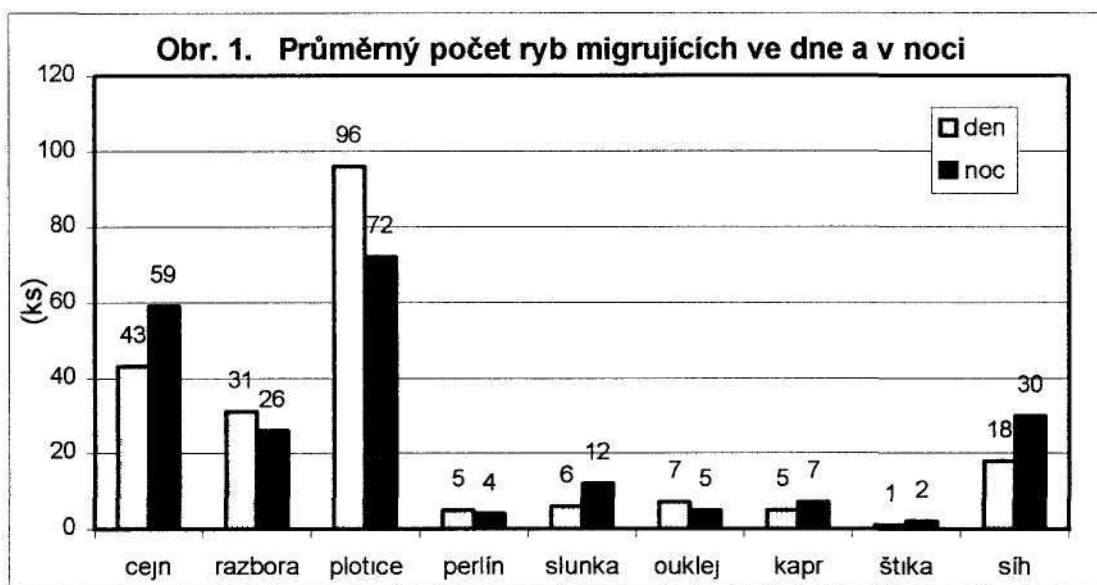
Odlov vzorků ryb procházejících MVE byl zajištěn vzorkovací sítí o rozměrech $5 \times 2 \times 1 \text{ m}$ s oky $6 \times 6 \text{ mm}$. Sít' byla instalována do betonového koryta pod vyústění odpadního kanálu elektrárny. Vstup do sítě byl vyztužen obdélníkovým rámem. Poměrně malá oka síťoviny zajišťovala minimální únik lovených ryb sítí (propluly pouze larvy ryb a malý plůdek).

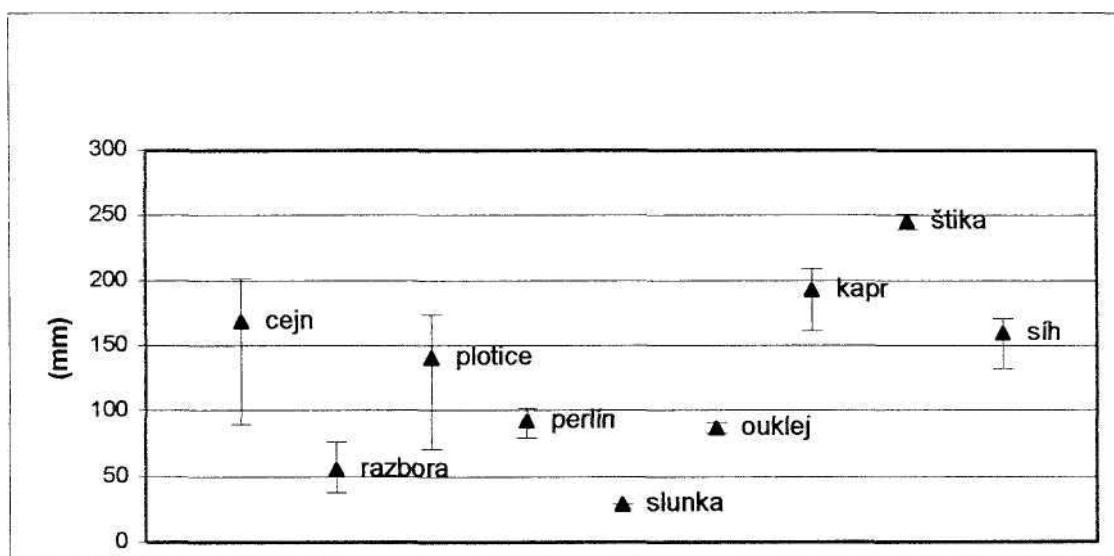
Při výpočtu poměru vzorkovaného a nevzorkovaného objemu vody filtrovala rámová sít' s ohledem na velikost průtoku přibližně jednu čtvrtinu, nebo jednu polovinu celkového průtoku. Denní bilance, počet a biomasa ryb procházejících turbínou byly přepočteny na kontinuální 24 hodinový provoz elektrárny, který nastává jen při vypouštění rybníka nebo povodních.

Výsledky a diskuse

Sledování tahu ryb turbinami:

Sledováním bylo zjištěno, že MVE při zvýšeném průtoku vody denně prochází průměrně 429 ks ryb. Druhové složení procházejících ryb je převážně tvořeno obsádkou rybníka. Cejn velký (*Abramis brama*) tvoří 23,8 % z celkového počtu, střevlička východní (*Pseudorasbora parva*) 13,3 %, plotice obecná (*Rutilus rutilus*) 39,2 %, perlín ostrobřichý (*Scardinius erythrophthalmus*) 2,0 %, slunka obecná (*Leucaspis delineatus*) 4,2 %, ouklej obecná (*Alburnus alburnus*) 2,7 %, kapr obecný (*Cyprinus carpio*) 2,7 %, štika obecná (*Esox lucius*) 0,7 %, sflí 11,1 %.





Při statistickém porovnání za pomoci T-testu nebyl prokázán rozdíl v počtu ryb migrujících ve dne a v noci (Obr 1.). Při noční migraci bylo ale zjištěno oproti migraci ryb ve dne vyšší zastoupení větších jedinců (Obr. 2. a 3.).

Průchod úhořů pohlavně dospívajících a poproudově migrujících nebyl zaznamenán při denních ani při nočních odloveh. I přesto, že teplota vody (7-16 °C) i vyšší průtok vody intenzitu migrací úhořů zvyšuje (Peňáz, Prášil 1987). Nulový úlovek úhoře je pravděpodobně způsoben velmi nízkým výskytem tohoto druhu v rybníce a horním toku Lužnice, neboť se již delší dobu do horní Lužnice intenzivně nevysazuje.

V minulých letech, kdy bylo v Lužnici úhořů dostatek, se pod výpustním zařízením rybníka instaloval úhoří slup. Třeboňští rybáři navíc úhoře do rybníka Rožmberk pravidelně vysazovali a extensivně odchovávali. Po stržení slupu při povodni se od vysazování násad úhoře do rybníka Rožmberk zcela upustilo, především pro nízkou ekonomickou návratnost, neboť úhoři při strojení rybníka unikali přes MVE do řeky.

Zdravotní stav a poranění procházejících ryb:

Kromě početnosti bylo sledováno vnější a vnitřní poranění ryb při průchodu vtokovým objektem a turbinou. Nejrůznější druhy poškození byly nalezeny u starších ryb s větší tělesnou délkou jako byl cejn, kapr, štika. Mezi nejčastější poškození patřily okrsky na těle bez šupin a vyboulení očí (*exophthalmus*). U větších ryb (plotice, síh, cejn) se vyskytovalo vnitřní krvácení do svaloviny a vnitřních orgánů. Občas docházelo k oddělení ploutví a částí těla (Hartvich. 1995).

Odloveno bylo několik částí rozseklých těl cejnů a plotic a jedinců s useklým skřelovým víčkem. Příčina poškození mohla být způsobena dvěma faktory:

- 1) Při čistění česlí nasávacflío kanálu, které byly čistěny mechanicky hráběmi a ryby přisáté na česle mohly být takto poškozeny (o čemž svědčí častý výskyt velkých kaprových šupin odchycených v síti).
- 2) Poškození způsobená turbinou a mechanickým odíráním v MVE (např. usekla skřelová víčka, rozseklé části těl, apod.).

Sfliové měli většinou poškozený a odřený epidermis s okrsky bez šupin a roztřepené, či úplně chybějící části ploutví, což pravděpodobně způsobily nárazy lopatek turbíny a mechanické odírání v turbině.

Odlo vená štika (velikost 214 mm) měla poškozený epidermis, odřený až na svalovinu s výraznými krváceninami. Při pitvě byla v kaudální části těla zjištěna fraktura páteře se silným krevním výronem.

U odloveného kapra bylo zjištěno poškození epidermis na třech místech, kde chybělo větší množství šupin, kůže byla odtržena od svaloviny, byla nesouvislá a pohmožděná. Ve svalovine se nacházely krváceniny a hematomy. Páteř byla porušena dvěma frakturami.

Poškození větších jedinců cejna bylo obdobné jako u výše popsaného zranění kapra. Navíc se vyskytli i jedinci se zcela odseknutou kaudální částí těla nebo s odseklým skřelovým víčkem. U několika jedinců byla zjištěna dilatace plynového měchýře.

Diskuse a závěr

Ekologické aspekty vodní elektrárny na prezimující ryby a na kvalitu i čistotu vody :

Ryby jsou průchodem MVE vystaveny velkému stresu a navíc bývají zraňovány, což má značný vliv na jejich kondici, zdravotní stav a vůbec další přežití. Proto takto postižené ryby v období prezimování většinou uhynou nebo mají po prezimování výrazně zhoršený zdravotní stav. U pohlavně dospělých ryb dochází k snížení plodnosti nebo nedojde ke tření vůbec.

Mrtvá těla migrujících ryb a jejich části vyplavované elektrárnou jsou zdrojem potravy rybožravých ptáků a dravých ryb, které vytahují ze spodní části toku Lužnice a soustřeďují se pod výtokem z elektrárny.

Problémem zůstávají nespotřebované zbytky ryb. Postupně dochází k jejich rozpadu a rozkladu, čímž se zvyšuje eutrofie vody pod elektrárnou, především pak ve vyrovnávací nádrži. Dochází tak k jednomu ze zbytečných způsobů ekologického znečištění toků, kterému se dá alespoň částečně předejít.

Zahraniční analýzy (Larinier a Dartiguelongue 1989) popisují různé typy poškození vzhledem k požívanému typu turbíny. Na turbíně Francis je poškození ryb ovlivněno rychlostí vstupu do rotoru MVE, množstvím otáček rotoru, vzdáleností jednotlivých lopatek turbíny a délkou a tvarem těla ryby. Poškození ryb jsou převážně trojího typu. Nejzřetelnější je poškození způsobené mechanickým nárazem. Další poškozování ryb je způsobováno rychle se měnícími změnami tlaku ve vodě. Především u ryb migrujících v hladinových vrstvách vody, kde je tlak srovnatelný s atmosférickým, způsobuje rychlá změna tlaku (spád, turbinové tlaky - kavitace) výrazné poškození nebo i úhyn.

U rybího plůdku a i u méně odolných druhů ryb (např. síh) se po průchodu turbínou objevily příznaky dezorientace způsobené turbulencí a tlaky vody v potrubí a turbíně.

Jednou z možných variant ochrany ryb před průchodem přes turbíny je úprava česlí na potrubí elektrárny. Nové typy česlí Wedge - Wire - Screen s lichoběžníkovým profilem prutů instalované šikmo ke dnu účinněji brání průchodu ryb. Zmenšení mezer mezi ocelovými pruty česlí je rovněž možné, ale sníží se tím i objem protékající vody, což je pro energetiky nepřijatelné. Poměrně známou a v praxi u nás vyzkoušenou je elektronická zábrana ELZA 2, která by pro výkon Rožmberské MVE plně postačovala. Pro nerovnoměrný odběr vody během roku si ryby nestačí na elektrické impulsy zvyknout a nebude se tím snižovat účinnost zábrany.

Poděkování

Autoři děkují provozovatelům MVE Rožmberk za umožnění výzkumného sledování a poskytnutí informací o provozu elektrárny. Sledování byla provedena s dílčí podporou projektu GA AV č. A6093105.

Literatura

VOSTRADOVSKÝ, 1, VOSTRADOVSKÁ, M.: K úniku ryb turbinami a hrází ÚN

Lipno. *Bull. 1972 VÚRH Vodňany*: 7- 3. 24 - 28

HARTVICH, P., KUBEČKA, J., MATĚNA, J.: Sledování škodlivých vlivů hydroelektrárny Lipno I. na ryby migrující po proudu z údolní nádrže. *Závěrečná zpráva 1998*

JANDA, J., PECHAR, L. a kol.: Trvalé udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko. *IUCN 1996, AV ČR, JU ZF v Českých Budějovicích Wetland International v Třeboni*, 39 - 49

PEŇÁZ, M., PRÁŠIL, O.: Úhoř říční. ČRS. *Státní zemědělské nakladatelství* 1987 -
Praha, 46 - 57, 75 -78

LANIER, M, DARTIGOELONGUE, J.: La circulation des poissons migrateurs: le transit a
travers les turbines des installations hydroelectriques. *Bull. 1989 Fr. Peche Piscic*, 1 - 90

HARWICH, P. a kol.: Změny zdravotního stavu ryb po úniku turbinami údolní nádrže
Lipno. *Bull. 1995 VÚRH Vodňany*, 4: 106 -111

UPLATNĚNÍ UMĚLE ODCHOVANÝCH NÁSAD PSTRUHA OBECNÉHO (*SALMO TRUTTA M. FARIO*) A LIPANA PODHORNÍHO (*THYMALLUS*

THYMALLUS) V PODMÍNKÁCH VOLNÝCH VOD

Applying of artificially reared stocks of brown trout (Salmo trutta m fario) and grayling (Thymallus thymallus) in running waters

T. RANDÁK

Summary: 76 artificially reared yearlings and 74 two-years-old brown trout individuals originated from natural brook, 79 artificially reared and 80 grayling individuals from extensive pond culture were released together to the marked section (400 m) of the Blanice river (5 km under Husinec dam) in May 2001. The groups of fish were tagged by VIE system. The twice longer section of the river, comparing to section used for stocking, was fished out by electric apparatus in October 2001. The fish were counted, measured and weighted. In the case of brown trout there was fished out 27,6 % of released fish originating from culture and 27 % of released fish originating from natural brook. In the case of grayling there was fished out 17,7 % from released fish originating from culture and 3,8 % released fish originating from extensive pond culture. All fish groups were found in good nourishing status. There was surprising that fish originating from culture proved faster growth.

Úvod

Již mnoho let dochází v důsledku různých faktorů (zvyšující se rybářský tlak, antropogenní znečištění, nešetrné úpravy toků, působení predátorů, atp.) k určité stagnaci až poklesu úlovků pstruha obecného i lipana podhorního.

Jednou z možností zvýšení stavů pstruha obecného a lipana podhorního v našich vodách je jejich intenzivnější vysazování. V současné době již klasická produkce násad těchto ryb (POKORNÝ a kol., 1998; KAVALEC, 1989; LUSK, 1989) nedostačuje potřebám zarybňování. Začíná se proto stále častěji přistupovat k jejich intenzivnímu odchovu, který často probíhá v podmínkách značně odlišných od přirozeného prostředí a za využití kompletních krmných směsí. Dosud však prakticky nevíme, jakou efektivitu má vysazování takto získaného násadového materiálu do volných vod, tzn. do jaké míry se tyto ryby dokáží přizpůsobit přirozeným podmínkám.

Studiem uplatnění uměle odchovaných násad pstruha obecného a vlivem těchto

násad na původní populaci se na 2 menších rakouských tocích zabývali WEISS a SCHMUTZ (1999). Autoři vysazovali označené přibližně dvouleté uměle odchované ryby do předem vytipovaných úseků toků a sledovali jejich přežití, růst a pohyb v toku. Zároveň sledovali tyto parametry i u původních ryb. V prvním toku se po 3 měsících od počátku experimentu vyskytovalo ve sledovaných lokalitách přibližně 80 % uměle odchovaných ryb a 90 % divokých ryb. Ve druhém toku se po 3 měsících prokázal výskyt přibližně 50 % označených kusů a to v obou skupinách. Po 12 měsících se přežití uměle odchovaných ryb pohybovalo v rozpětí 1 - 19 %, divokých ryb pak 13 - 52 %. Většina ryb byla vždy odlovena v 200 m úseku kolem místa vysazení. V jednom z toků došlo v průběhu prvních 3 měsíců k poklesu kusové hmotnosti vysazených uměle odchovaných ryb. V tomto toku nedošlo k negativnímu ovlivnění růstu divokých ryb. Ve druhém toku byl naopak v průběhu tohoto období zaznamenán růst kusové hmotnosti nasazených uměle odchovaných pstruhů a byl zde prokázán negativní vliv přisazených ryb na růst původní obsádky. SUNDELL et al. (1998) při porovnávání různých fyziologických ukazatelů v krevní plazmě volně žijících a uměle odchovávaných anadromních pstruhů obecných (*Salmo trutta*) zjistili, že podmínky umělého chovu negativně ovlivňují vývoj juvenilních stádií a domnívají se, že toto může ovlivňovat i úspěšnost migrace ryb do moře a jejich dlouhodobé přežití. FJELLHEIM et al. (1995) sledovali rozptyl, růst a mortalitu uměle odchovaného plůdku pstruha obecného a porovnávali tyto jedince s jedinci volně žijícími. Bylo zjištěno, že vysazený plůdek se několik týdnů po vysazení vyskytoval převážně v oblasti, kde byl vypuštěn. Týden po vysazení již nebyl zjištěn rozdíl ve složení potravy mezi sledovanými skupinami. Vysazený plůdek oproti divokému vykazoval nižší růst. Mortalita za období červenec — duben byla u vysazeného plůdku zjištěna na úrovni 99 %, u divokého plůdku pak 79 %. L'ABEE-LUND et al. (1992) sledovali v přehradní nádrži rozdíly v prostorovém rozšíření a výživě vysazených a divokých pstruhů obecných. Ve sledovaných parametrech nebyly zjištěny rozdíly mezi oběma skupinami. L'ABEE-LUND a SAEGROV (1991) v jednom z norských jezer posuzovali efektivnost vysazování uměle odchovaných násad pstruha obecného. Zjistili, že vysazované ryby tvoří přibližně 30 % obsádky pstruha v tomto jezeře. Mezi oběma skupinami nebyl zjištěn rozdíl ve složení potravy a prostorovém rozšíření. Dále bylo zjištěno, že vysazované ryby dosahují lovné délky o rok dříve než ryby divoké. Hodnocením uplatnění uměle odkrmeného plůdku v podmínkách přírodního toku s původní obsádkou se též zabýval NAESLUND (1990). Uvádí, že přežití plůdku v prvním roce po vysazení se pohybovalo v rozpětí 15 - 30 %. Vlivem různých způsobů odchovu násad lipana podhorního na jeho růst, přežití a složení

potravy po vysazení do volných vod se zabýval CARLSTEIN (1997). Autor bohužel neporovnával sledované parametry vysazené populace s populací volně žijící.

Aby bylo možné porovnávat mezi sebou různé skupiny ryb jednoho druhu žijící ve stejné lokalitě, je nutno je odlišit za pomoci nějakého značícího systému. Jako velice vhodný se jeví značící systém VIE americké firmy NMT. Jedná se o systém umožňující jak skupinové tak i individuální značení pomocí barevných značek tzv. elastomerů. Značky nijak nepoškozují ani neomezují označené ryby a je možno jimi označit jedince již od velikosti 5 cm. Určitým problémem je ztrátovost značek. Zkušenosti se značením ryb značkami VIE uvádí McMAHON a kol. (1996). Autoři hodnotili retenci značek VIE u 4 druhů lososovitých ryb. Ztráty značek v průběhu sledovaného období (30 - 430 dnů) se pohybovaly v rozmezí 2 - 50 %, přičemž nejvýznamnější byly v průběhu prvních 100 dnů experimentu. Bylo zjištěno, že u většiny druhů byla statisticky průkazně vyšší retence značek u ryb větších než 200 mm (TL). U skupin menších ryb tomu bylo naopak. K podobným závěrům došli i BRYAN a NE Y (1994), NIVA (1995), BLANKENSHIP a TIPPING (1993), MOURNING a kol. (1994) a další. Nejdůležitějšími faktory ovlivňujícími retenci značek jsou kvalita aplikace značek spočívající v jejich vhodném umístění a stupni poškození tkáně v místě aplikace (SHEPARD a kol., 1996) a zkušenost značící osoby (NIVA, 1995).

Materiál a metodika

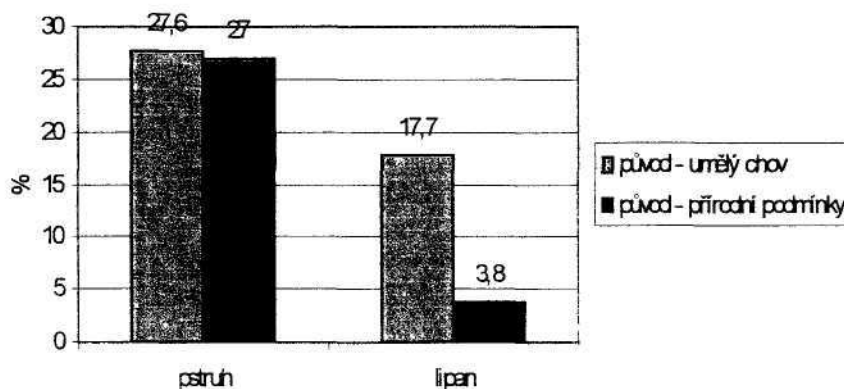
V květnu 2001 bylo z chovného Libotyňského potoka pomocí elektrického agregátu odloveno 74 ks dvouletých pstruhů obecných (P02), kteří byli přechodně umístěni na žlabech v areálu líhně MO ČRS Husinec. Současně bylo ze sádky, ve které probíhal umělý odchov ročka (P01), odloveno 76 ks. Obsádku potoka i sádky tvořilo potomstvo generačních ryb z chovného úseku řeky Blanice pod ÚN Husinec. Současně bylo z rybníka (extenzivní chov) odloveno 80 ks ročka lipana podhorního (Lij) a ze sádky 79 ks Lii (umělý chov). Všechny ryby pocházely ze stejného hejna generačních ryb extenzivně chovaných v rybníčním prostředí. Ryby všech 4 skupin byly barevně označeny pomocí systému VIE americké firmy NMT. Každá ryba byla pro případ, že by došlo ke ztrátě značky, označena 2 značkami (pstruh — horní a spodní čelist, lipan - operkulum a spodní čelist). 30 ks ryb z každé skupiny bylo změřeno a zváženo. Po manipulaci byly ryby vykoupány v roztoku manganistanu draselného. Dne 19.5.2001 bylo do cca 400 m úseku řeky Blanice pod jezem v obci Těšovice společně vysazeno 76 ks uměle odchovaného P01 (prům. hmotnost $29,2 \pm 1,1$ g a $S L = 123 \pm 10$ mm), 74 ks P02 z chovného potoka

($41,4 \pm 18$ g, $SL = 133 \pm 23$ mm), 79 ks uměle odchovaného Lii ($23,5 \pm 8$ g, $SL = 124 \pm 14$ mm) a 80 ks Li1 z extenzivního rybničního chovu ($18,9 \pm 6$ g, $SL = 118 \pm 13$ mm). Řeka zde má charakter lipanového toku s obsádkou pstruha obecného, lipana podhorního, vranky obecné, mřenky mramorované, jelce proudníka, mníka jednovousého a plotice obecné. Dne 20.10. 2001 byly za sníženého stavu vody elektrickým agregátem proloveny 2 na sebe navazující 400 m úseky pod jezem v Těšovicích. Všechny odlovené ryby byly umísťovány do haltýřů (odděleně z každého úseku). Po ukončení odlovu byly vybrány označené ryby obou druhů, které byly následně počítány, měřeny a váženy. Získané výsledky byly počítačově zpracovány pomocí programů Excel a Word.

Výsledky a diskuze

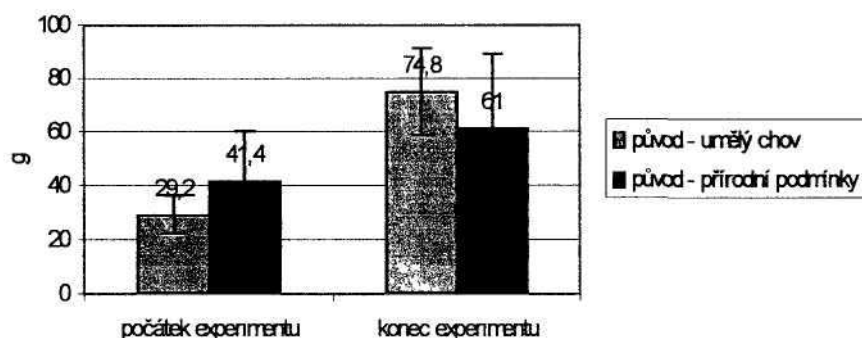
Dne 20.10. byly elektrickým agregátem sloveny 2 cca 400 m úseky řeky Blaníce pod jezem v Těšovicích. V 1. úseku (od tělesa jezu v Těšovicích 400 m po toku) bylo odloveno celkem 21 kusů označených pstruhů obecných původem z umělého chovu, tj. 27,6 % z původně nasazených. Velikostní parametry zjištěné u této skupiny byly následující: hmotnost $74,8 \pm 16$ g, $SL = 174 \pm 15$ mm. Dále bylo odloveno 19 ks pstruhů obecných původem z potoka, tj. 25,6 % ($61,0 \pm 28$ g, $SL = 159 \pm 20$ mm). Výživný stav obou skupin ryb byl dobrý. Ve 2. úseku (stejně dlouhý úsek nacházející se pod úsekem č. 1) byl odloven pouze 1 značený kus. Tento byl původem z potoka (1,4 %). Ve sledovaných úsecích se tedy udrželo v období od května do října 2001 celkem 27,6 % ryb původem ze sádky a 27,0 % ryb pocházejících z potoka (Obr. 1).

Obr. 1: Výskyt v lokalitě po 6 měsících od nasazení



Čitelnost značek byla velice dobrá. Znemožnění identifikace ryb bylo aplikací 2 značek podstatně omezeno. Jak ukazuje obr. 2 rychlejší růst překvapivě vykazoval pstruh původem z umělého chovu. Přestože při květnovém nasazení ryby z umělého chovu měly nižší hmotnost, do října jejich průměrná hmotnost dokonce převýšila průměrnou hmotnost pstruhů pocházejících z chovného potoka. Je však možné, že větší ryby z této druhé skupiny se v průběhu roku přemístily do jiných částí toku a ve sledovaných úsecích zůstaly jedinci menší. Zde je ještě nutno připomenout skutečnost, že ryby z umělého chovu byly vysazovány jako jednoleté a ryby z potoka jako dvouleté. V případě pstruha obecného lze tedy říci, že ryby pocházející z umělého chovu se v říčním toku velice dobře adaptovaly. Nebyl prokázán rozdíl v počtu jedinců vyskytujících se v lokalitě původního vysazení mezi skupinami ryb z umělého chovu a z chovného potoka. Téměř všechny odlovené označené ryby se vyskytovaly v úseku toku, do kterého byly vysazeny.

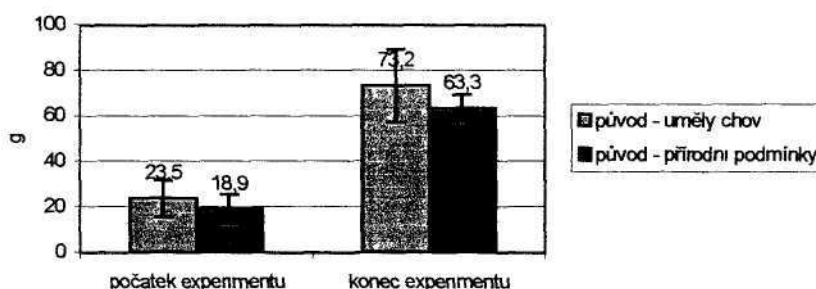
Obr. 2: Porovnání hmotností nasazovaných a slovených skupin pstruha obecného



Dále bylo v 1. úseku odloveno celkem 13 kusů označených lipanů podhorních původem z umělého chovu, tj. 16,5 % z původně nasazených. 1 kus náležející k této skupině byl odloven v úseku 2. Velikostní parametry zjištěné u této skupiny ryb byly následující: hmotnost $73,2 \pm 16$ g, SL = 183 ± 12 mm. Dále byly v 1. úseku odloveny 2 ks lipana pocházející z extenzivního rybničního chovu, ve 2. úseku pak 1 ks ($63,3 \pm 5,77$ g, SL = 172 ± 8 mm). Výživný stav obou skupin ryb byl dobrý. Ve sledovaných úsecích se tedy udrželo v období od května do října 2001 celkem 17,7 % ryb původem ze sádky a pouze 3,8 % ryb pocházejících z extenzivního rybničního chovu (Obr. 1).

Čitelnost značek byla opět velice dobrá. Intenzita růstu byla v obou skupinách přibližně stejná (Obr. 3). I v případě lipana podhorního lze říci, že ryby pocházející z umělého chovu se v říčním toku velice dobře adaptovaly. Oproti skupině ryb rybníčního původu se jich ve sledovaném úseku vyskytovalo na podzim mnohem více. V porovnání se pstruhem však bylo procento lipanů, kteří zůstali ve sledované lokalitě, nižší.

Obr 3: Porovnání hmotnosti nasazovaných a slovených skupin lipana podhorního



Závěr

Na základě získaných poznatků lze usuzovat na poměrně dobrou adaptabilitu uměle odchovaných násad pstruha obecného a lipana podhorního v podmínkách volných vod projevující se dobrou životaschopností, růstem, poměrně nízkou mortalitou a setrváním v lokalitě vysazení. Ryby z umělého chovu mnohdy ve sledovaných parametrech předčily jedince odrostlé v přirozeném prostředí blízkých podmínkách. Je možno předpokládat, že využitím umělého chovu v produkci násad pstruha obecného, budou jedinci dosahovat lovné délky až o 1 rok dříve. Určitě však ale nelze jít cestou přílišné intenzifikace chovu těchto druhů ryb, která by časem způsobila ztrátu mnohých vlastností důležitých pro volně žijící ryby. Celou problematiku je třeba nadále a hlouběji studovat.

Poděkování

Tato práce vznikla za podpory výzkumného záměru MŠMT 126100001 „Biologické základy akvakultury“.

Literatura

BLANKENSHIP, H.L., TIPPING, J.M.: Evaluation of visible implant and sequentially coded wire tags in sea-run cutthroat trout. *North American Journal of Fisheries Management*, 1993, vol. 13, p. 391-394

- BRYAN, R.D., NEY, J.J.: Visible implant tag retention by and effects on condition of a stream population of brook trout. *North American Journal of Fisheries Management*, 1994, vol. 14, p. 216-219
- CARLSTEIN, M.: Effects of rearing technique and fish size on post-stocking feeding, growth and survival of European grayling, *Thymallus thymallus* (L). *Fish. Manage. Ecol.*, 1997, vol. 4, no. 5, p. 391 - 404
- FJELLHEIM, A., RADDUM, G.G., BARLAUP, B.T.: Dispersal, growth and mortality of brown trout (*Salmo trutta* L.) stocked in a regulated West Norwegian river. *Regul. Rivers Res. Manage.*, vol. 10, no. 3 - 4, p. 137 - 145
- KAVALEC, J.: Výroba násadového materiálu lososovitých ryb v Českém rybářském svazu. In: Berka, R.: *Chov lososovitých ryb (sborník referátů z konference)*, 1989, ČSVTS při VÚRH a SRŠ Vodňany, p. 99 - 103.
- L-ABEE-LUND, J.H., SAEGROV, H.: Resource use, growth and effects of stocking in alpine brown trout, *Salmo trutta*, L. *Aquacult. Fish. Manage.*, 1991, vol. 22, no. 4, p. 519 - 526
- L-ABEE-LUND, J.H., SAEGROV, H., LURA, H.: Resource partitioning and spatial segregation in native and stocked brown trout, *Salmo trutta*, L., and Arctic charr, *Salvelinus alpinus* L., in a hydroelectric reservoir. *Aquacult. Fish. Manage.*, 1992, vol. 23, no. 5, p. 623 — 632
- LUSK, S.: Umělé rozmnožování a odchov násad pstruha obecného a lipana podhorního. In: Berka, R.: *Chov lososovitých ryb (sborník referátů z konference)*, 1989, ČSVTS při VÚRH a SRŠ Vodňany, p. 115 - 119.
- MCMAHON, T.E., DALBEY, SR., IRELAND, S.C., MAGEE, J.P., BYORTH, P.A.: Field evaluation of visible implant tag retention by brook trout, cutthroat trout, rainbow trout, and arctic grayling. *North American Journal of Fisheries Management*, 1996, vol.16, p. 921-92
- MOURNING, T.E., FAUSCH, K.D., GOWAN, C: Comparison of visible implant tags and Floy anchor tags on hatchery rainbow trout. *North American Journal of Fisheries Management*, 1994, vol. 14, p. 636-642
- NAESLUND, I.: Survival, dispersal and growth in 0+ pond-reared brown trout (*Salmo trutta* L.) released in a northern Swedish stream. *Inf. Soetvattenslab. Drottningholm.*, 1990, p. 1-15
- NIVA, T.: Retention of visible implant tags by juvenile brown trout. *Journal of Fish Biology*, 1995, vol. 46, pp. 997-100
- POKORNÝ, J., ADÁMEK, Z., DVOŘÁK, J., ŠRÁMEK, V.: Pstruhařství. 1998, Informátorium, Praha, p. 242
- SHEPARD, B.B., ROBISON-COX, I, IRELAND, S.C., WHITE, R.G: Factors influencing retention of visible implant tags in westslope cutthroat trout inhabiting headwater streams of Montana. *North American Journal of Fisheries Management*, 1996, vol. 16, pp. 913-920
- SUNDELL, K., DELLEFORS, C, BJÖRNSSON, B.T.: Wild and hatchery-reared brown trout, *Salmo trutta*, differ in smolt related characteristics during parr-smolt transformation. *Aquaculture*, 1998, vol. 167, no. 1,2, p.53-65
- WEISS, S., SCHMUTZ, S.: Performance of hatchery-reared brown trout and their effects on wild fish in two small Austrian streams. *Transactions of the Am. Fish. Soc.*, vol. 128, no. 2, p. 302 - 316

Ing. Tomáš Randák, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, (University of South Bohemia České Budějovice. Research Institute of Fish Culture and Hydrobiology at Vodňany), Zátíší 728/11., 389 25 Vodňany; e-mail: randak@vurh.icu.cz, tel. 0342/382 402

VLIV ŽELEZITÝCH SEDIMENTU NA PROSPERITU RYBÍHO SPOLEČENSTVA PSTRUHOVÉ ŘEKY

Influence of ferrous (Fe^{3+}) sediments on the fish community prosperity of the salmonid river

P. SPURNÝ, Z. MEJTA

Summary: In 2000-2001 the influence of ferrous sludges discharged from the waterworks on the fish community prosperity of the salmonid section of the Oslava River (four localities between river kilometers 66.0-62.9) was studied. The stability of the fish community (dominance, abundance, biomass, species diversity and community equitability) was evaluated using quantitative electrofishing and applying basic ichthyologic methods.

Occurrence of nine fish species (*Salmo trutta* m. *fario*, *Oncorhynchus mykiss*, *Salvelinus fontinalis*, *Thymallus thymallus*, *Ctenopharyngodon idella*, *Tinca tinca*, *Gobio gobio*, *Anguilla anguilla* and *Perca fluviatilis*) from six families was found. Brown trout was the eudominant species of all the localities (dominance 68-100%), grayling dominated to 17% only. The highest fish community abundance (1,928-2,251 fish-ha⁻¹) and biomass (184.9-317.0 kg.ha⁻¹) were found in the locality three and also in the locality four (439-1,870 fish-ha⁻¹ and 23.5-140.7 kg.ha⁻¹ respectively) situated farther from the pollution source. Simple technical device for reduce this ferrous pollution was proposed.

Úvod

Cílem ichtyologické studie, realizované v letech 2000-2001 na pstruhovém úseku řeky Oslavy pod údolní nádrží Mostišť, bylo posouzení vlivu úpravy pitné vody na rybí společenstvo, konkrétně periodického vypouštění železitých kalů do recipientu. Výsledky by měly sloužit MRS Brno a vodoprávním orgánům jako kvalifikované podklady k prosazení účinných nápravných opatření u znečišťovatele.

V oblastech s vyšším obsahem železa v geologickém podloží zaznamenáváme vyšší koncentraci tohoto prvku také ve vodním prostředí. V anoxickém prostředí podzemních vod a v povrchových vodách u dna hlubokých nádrží se železo vyskytuje ve dvojmočné formě, nejčastěji jako $FeCO_3$ (siderit). V oxických podmínkách je potom tato rozpustná forma železa postupnou oxidací transformována na nerozpustnou sloučeninu

hydratovaného oxidu železitého — $\text{Fe}(\text{OH})_3$, vytvářející rezavě hnědou sraženinami (Pitter, 1990). Tento proces je rovněž využíván v úpravnách pitné vody pro snižování obsahu rozpuštěného železa.

Sraženina hydroxidu železitého v říčních tocích na vodní organizmy většinou přímo toxicky nepůsobí. Dochází však k tlumení rozvoje bentosu vlivem zanášení dna sedimenty. Snižuje se členitost vodního prostředí, čímž je z rybářského hlediska snižována tzv. odchovná kapacita takto postižených říčních úseků. Přímý vliv na ichtyofaunu lze spatřovat v působení dýchacích potíží juvenilním kategoriím citlivějších rybích druhů. Negativně je rovněž ovlivňována úspěšnost výtěru litofilních a psamofilních rybích druhů, zejména nedostatečným zásobováním inkubujících se jiker kyslíkem (Spurný *et al*, 1998). Výskyt železa je v povrchových vodách často doprovázen pro vodní organizmy toxickým arzémem, který se však většinou zachytí v nerozpustné formě hydroxidu železitého a je tak z koloběhu vyřazen. K jeho uvolnění však může dojít při silném okyselení vody nebo při nedostatku kyslíku nad touto sraženinou v důsledku redukčních procesů (Heteša a Kočková, 1997).

Komplexním ichtyologickým výzkumem řeky Oslavy se v letech 1953-1963 zabývali Hochman *et al*. (1966). Další dílčí ichtyologická sledování realizovali autoři Lusk (1978, 1994), Prokeš, Baruš a Peňáz (1998), Spurný a Chára (1999) a Ulrych (2000). Předmětný úsek pod údolní nádrží Mostiště dosud ichtyologicky sledován nebyl.

Materiál a metodika

Vlastní terénní šetření bylo realizováno v letech 2000-2001 (červenec 2000, červenec a listopad 2001) na čtyřech lokalitách úseku řeky Oslavy od hráze údolní nádrže Mostiště po dolní konec intravilánu obce Mostiště (říční km 66,0-62,9). Řeka v tomto úseku meandruje širokým lučním údolím v přírodním neupraveném korytě se stěrko vitým až kamenitým dnem. Šířka toku kolísá v rozmezí 5,5-9 m, výška vodního sloupce dosahuje 0,3-1,5 m. Břehy jsou většinou lemovány zapojeným porostem vzrostlých olší a vrb. Lokalita č. 1 byla zvolena jako kontrolní a nacházela se nad zdrojem znečištění (ř. km 66,0), lokalita č. 2 se nacházela bezprostředně pod vyústěním odpadu z úpravny vody (ř. km 64,9), lokalita č. 3 nad okrajem obce Mostiště (ř. km 64,2; tato lokalita se vyznačovala díky skalnatému a balvanitému dnu nejvyšší členitostí vodního prostředí) a lokalita č. 4 na spodním okraji intravilánu obce Mostiště (ř. km 62,9). Sedimenty železitých kalů pokrývaly dno úseku mezi lokalitami 2-4 v různé mocnosti v závislosti na vzdálenosti od zdroje znečištění a konkrétních hydraulických poměrech.

V uvedeném období byly na těchto lokalitách provedeny celkem 3 podrobné kvantitativní ichtyologické průzkumy elektrolovem s využitím agregátu Honda EX 2000 (250 V, 1,5 A, 100 Hz). Každý úsek byl prolovován dvojím průchodem v celé šíři koryta. Ulovené ryby byly druhově determinovány, individuálně změřeny (TL, SL, výška a šířka těla) a zváženy (na digitální váze s přesností na 1 g). Při ichtyologických průzkumech byly současně pomocí přenosných přístrojů zjišťovány základní hydrochemické parametry (pH, konduktivita, koncentrace a nasycení vody kyslíkem - Tab 1). Ze zjištěných ichtyologických parametrů byla následně vyhodnocena hmotnostní a početnostní dominance, dále abundance a biomasa jak pro jednotlivé rybí druhy, tak pro celé rybí společenstvo každé lokality. Kvalitativní stav rybího společenstva byl charakterizován pomocí indexů diverzity dle Shannona a Weavera (1969) a ekvitability dle Sheldona (1969). Dále bylo zjišťováno zastoupení ryb lovné velikosti v rybím společenstvu (index A_t) a pro pstruha obecného byl na jednotlivých lokalitách ještě zjišťován koeficient vyživenosti dle Fultona (K_F). Rybářské obhospodařování a intenzita sportovního rybolovu sledovaného říčního úseku (pstruhový revír Oslava 6) vyhodnocováno nebylo. Předmětný úsek totiž není z důvodu jeho devastace železitými kaly rybáři prakticky navštěvován a rybářský tlak se přesunuje na spodní úsek revíru pod Velkým Meziříčím.

Tab. 1 Základní charakteristika sledovaných lokalit řeky Oslavy

lokalita/říční km	1 (66,0)	2 (64,9)	3 (64,2)	4 (62,9)
proL plocha (ha)	0,124	0,062	0,047	0,110
počet průchodů	2	2	2	2
pH vody	6,72-7,90	6,98-7,90	7,51-8,10	7,30-8,50
kone. O₂ (mg.l⁻¹)	7,26-10,40	6,85-13,41	9,19-10,70	9,19-11,87
% nasycení O₂	66,0-94,5	62,4-121,2	85,0-98,5	85,0-105,5
konduktivita (μS)	282-309	289-323	304-326	326-347

Výsledky a diskuze

Při ichtyologických průzkumech byl zjištěn výskyt celkem 9 rybích druhů 6 čeledí. Jednoznačně eudominantním druhem je v celém sledovaném úseku pstruh obecný (68-100%). Lipan podhorní je zastoupen výrazně méně (0-17%). Ojediněle byl zaznamenán

výskyt pstruha duhového (lok. 4, 0-0,4%) a sivěna amerického (lok. 1, 0-8%). Početností dominance úhoře říčního dosahovala 0-15% a jeho relativně vyšší zastoupení je zřejmě ovlivněno driftem z údolní nádrže Mostiště (byly nalezeny 2 exempláře silně poškozené průchodem turbinou elektrárny). Z drobných doprovodných rybích druhů jsme zjistili pouze sporadický výskyt hrouzka obecného (0-12%), a to pouze na lokalitách 3 a 4. Ojedinelý výskyt lína obecného a amura bílého (v obou případech ročka) na lok. 4 je zřejmě důsledkem úniku těchto ryb z chovných rybníků na povodí toku. Nejvyšší abundance (Tab. 2) rybího společenstva ($1.928-2.251 \text{ ks} \cdot \text{ha}^{-1}$) a biomasa ($184,9-317,0 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) byla zjištěna na lokalitě 3 a dále na lokalitě 4 ($349-1.870 \text{ ks} \cdot \text{ha}^{-1}$ a $23,5-140,7 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$). Společenstvo lokality 4 rovněž vykázalo nejvyšší hodnotu indexu diverzity ($0,778-1,547$) a ekvitability ($0,389-0,599$). Zastoupení pstruha obecného v lovné velikosti (index A_t) dosáhlo nejvyšších hodnot na lokalitách 1 ($30,69-86,07\%$) a 2 ($42,54-61,90\%$), a to z několika příčin. Protože tyto lokality prakticky nejsou navštěvovány rybáři, nedochází k odlovu větších jedinců pstruha. Na lokalitách 1 a 2 se navíc nevyskytuje hrouzek obecný a zastoupení rocků pstruha (1+) je velmi sporadické. Naproti tomu na lokalitě 3 byl zaznamenán výskyt pstruha obecného o TL do 150 mm v rozmezí 15-30% a na lokalitě 4 dokonce v rozsahu 9-54%. Koeficient vyživenosti (K_F) pstruha obecného se na všech sledovaných lokalitách pohyboval kolem hodnoty 1,60 bez výraznějších rozdílů mezi jednotlivými lokalitami. V průběhu celého sledování však byly jeho hodnoty nejvíce vyrovnané na lokalitě 4 ($1,66-1,69$).

Zjištěné druhové složení ichtyocenózy odpovídá obdobným pstruhovým vodám v ČR, avšak byla zaznamenána příliš nízká populační hustota lipana podhorního (zbytkové populace) a velmi nízké je zastoupení drobných doprovodných druhů (zcela chybí např. vranka obecná, střevele potoční a ouklejka pruhovaná). S rostoucí vzdáleností od zdroje znečištění se zlepšují kvantitativní i kvalitativní parametry rybího společenstva, zejména patrný je zvyšující se výskyt juvenilních jedinců pstruha obecného a přítomnost hrouzka obecného na lokalitách 3 a 4 (z hlediska výtěrového substrátu psamofilní druh). Tato skutečnost prokazuje zlepšení podmínek prostředí (výtěrových) dále od zdroje znečištění železitými kaly.

Jako poměrně jednoduché ozdravné opatření postiženého úseku řeky Oslavy se jeví prosazení zlepšení účinnosti zařízení na likvidaci železitých kalů u znečišťovatele dvěma zásahy. Vlastní odkalovací jímky úpravny jsou situovány na louce s mírným spádem k řece ve vzdálenosti přibližně 200 m od recipientu, do něhož jsou odsazené vody se zbytkovými sedimenty odváděny uzavřeným potrubím. Dle našeho názoru by stačilo tento odtok

přebudovat na otevřenou stoku s kaskádou příčných stupňů, nad nimiž by se tyto zbytkové sedimenty zachycovaly, byly pravidelně odsávány a vráceny zpět do sedimentačních nádrží (viz. fotodokumentace Spurný *et al*, 1998). Za samozřejmost považujeme zavedení důsledné kontroly dodržování technologické kázně.

Tab. 2: Rozpětí základních parametrů rybích společenstev sledovaných lokalit řeky Oslavy

lokalita		Počet druhů	Počet, dominance (%)	Abundance (ks.ha ⁻¹)	Hmot. dominance (%)	Biomasa (kg.ha ⁻¹)
1	Pstruh obecný	4	81 - 100	179-635	82-100	27,6 - 48,4
	společenstvo		-	219-703	-	27,6-51,8
2	Pstruh obecný	4	83-94	497 - 869	75-90	70,2-103,2
	společenstvo		-	589 - 920	-	92,1-118,1
3	Pstruh obecný	4	81-98	1.885-2.130	89-96	165,5-304,4
	společenstvo		-	1.928-2.251	-	184,9-317,0
4	Pstruh obecný	7	68-84	257-1.790	77-97	18,4-108,1
	společenstvo		-	349-1.870	-	23,5 - 140,7

Poděkování

Studie byla realizována za významné technické pomoci sekretariátu MRS v Brně (jmenovitě tajemníka svazu Ing. V. Habána), díky vstřícnému přístupu obhospodařovatele revíru MO MRS Velké Meziříčí a byla rovněž podpořena projektem MŠMT č. 43210001.

Literatura

Je k dispozici na pracovišti autorů.

Doc. Ing. Petr Spurný, CSc, Ing. Zbyněk Mejta, Ústav rybářství a hydrobiologie
Mendelovy zemědělské a lesnické univerzity v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno, Česká
republika

E-mail' fishery@mendelu.cz

HORMONÁLNĚ INDUKOVANÝ UMĚLÝ VÝTĚR PODOUSTVE ŘÍČNÍ (VIMBA VIMBA)

Hormonally induced artificial propagation of vimba bream (Vimba vimba)

J. KOUŘIL, T. BARTH

Summary: Hormonally induced artificial propagation of Vimba bream females (average weight 0.9 kg) was performed by intramuscular injection of 3 different hormonal preparations: 1. Ovopel ([desGly¹⁰ , D-Ala⁶, ProNHEt¹⁰] mGnRH (20μg .kg⁻¹)) in combination with dopaminergic inhibitor metaclopramid (10 mg.kg⁻¹) . 2. Lecirelin ([desGly¹⁰, D-Ala⁶ , ProNHEt⁹] mGnRH (SOμg.kg⁻¹)) and 3. Dehydrated carp hypophysis (administered in two doses 0,3mg.kg⁻¹ and 1 mg.kg⁻¹ in the interval of 15 hrs). The fish were kept at the water temperature 19 - 19.3 ° C. The administration of all the three hormonal formulations led to the successful ovulation (50% Lecirelin , 75% Ovopel and carp hypophysis) No ovulation was observed in a control group. Mean relative weight of the stripped eggs was 8.6-11% and the amount of the obtained eggs varied between 13.2 .10³-20.2. 10³ .

Úvod

Podoustev říční je podle Luska a Haněla (2000) v současnosti zařazena v povodí Labe jako druh zranitelný (*Vulnerable*) a v povodí Moravy a Odry jako druh kriticky ohrožený (*Critically Endangered*). Je proto potřebné, aby jí byla věnována zvýšená péče, včetně zavedení aktivních opatření, zahrnující umělou reprodukci, odchov a vysazování násad, s cílem posílení stávajících populací a případného rozšíření na místa původního výskytu. Křivanec a Pecha (1984) již před téměř dvaceti roky úspěšně uměle vytřeli ovulující, na trdlišti odlovené podoustve, bez použití hormonální indukce ovulace. První pozitivní výsledky s umělým výtěrem podoustve odlovovaných z tekoucích vod, včetně použití hormonální indukce ovulace byly získány v Polsku (Cieszla, 1998; Kujawa, 2000).

V přirozených podmínkách bývá výtěrové období podoustve uváděno od konce dubna do začátku července, uvádí, že tření se protahuje v některých řekách až do srpna, případně do září. Tření *začíná* při teplotách 12-13 °C, za optimální teplotu je považováno rozpětí 16-20 °C, horní hranice teplot pro výtěr podoustve je mezi 26 - 30 °C (Berg 1948-49, Kožin 1949; Pliszka 1953; Schindler 1953; Bontemps 1960; Vladimírov 1962; Žukov 1965; Bauch 1966; Jaremenko 1974; cit. Baruš, Oliva a kol., 1995). Berdljand (1949); cit.

Baruš, Oliva a kol. (1995). Na trdliště doplouvá krátce před vlastním výtěrem, vyčkává v tišších a hlubších místech, z nich ryby vyplouvají na peřeje, aby očistily kameny a připravily trdliště. Třecím substrátem bývá štěrk, kameny, hrubozrnný písek nebo nahromaděné mrtvé schránky měkkýšů vproudnici řeky (Troickij 1949, Jaremenko 1974, Volskis a kol. 1970; cit. Baruš, Oliva a kol., 1995). Jikernačky kladou jikry obvykle ve třech dávkách v intervalu 2-3 týdny (Berljand 1949; Pliszka 1953; cit. Baruš, Oliva a kol., 1995). V první dávce bývá kolem 51 - 76 % celkového počtu jiker (Tarnavskij 1965; Moroz a kol. 1970; Ščerbacha 1972; Jaremenko 1974; cit. Baruš, Oliva a kol., 1995). Údaje o průměrné absolutní plodnosti se pohybují od 50 do 87 tis. jiker (Aleksejeva a Osokina, 1966; Čerfas, 1940; Erm, 1963; Marti, 1930; Morawska, 1964; Moroz, 1960a, b, 1965; Moroz a kol., 1970; Suchanova 1959; Syrovatskaja, 1927; Tarbavskij, 1965; Troickij, 1949; Vladimírov, 1955, 1966; Volskis 1964b, 1964; cit. Baruš, Oliva a kol., 1995). Jen Velikochaťko (1940) a Opalatenko (1964); cit. Baruš, Oliva a kol., (1995), udávají nižší hodnoty průměrné absolutní plodnosti (okolo 30 tis. jiker). Relativní plodnost se pohybuje v rozpětí 112 - 202 tis.kg⁻¹ (Tarnavskij, 1965; Astanin a Samaneva, 1968; Moroz a kol., 1970; cit. Baruš, Oliva a kol., 1995). Jikry mají v průměru od 0,38 do 2,07 mm (Velikochaťko 1970b; Moroz 1965; Tarnavskij, 1965; Berinkey, 1966; Astanin a Samaneva, 1968; Moroz a kol., 1970; cit. Baruš, Oliva a kol., 1995). Ve vodě jikry nabobtnáním zvětší svůj průměr, maximálně do 2,5 mm (Smirnova a kol., 1970; cit. Baruš, Oliva a kol., 1995). Zbarvení jiker je růžovožluté. Jikry mají tuhý elastický obal s lepkavými a řídce sedícími klky, proto je jejich lepkavost menší (Kryžanovskij, 1949; Smirnova a kol., 1970, cit. Baruš, Oliva a kol., 1995). Podle Moroze (1960b) a Smirnovy a kol. (1970; cit. Baruš, Oliva a kol. 1995), jsou jikry podoustve velmi citlivé a rychle ztrácejí schopnost oplození. Výše uvedení autoři uvádějí, že při přirozeném výtěru je oplozenost 93 - 100 %, při umělém výtěru při mokřím způsobu osemenění 85 - 97 % a při obvyklém suchém způsobu osemenění jen 64 - 78 %.

Materiál a metodika

Generační ryby obou pohlaví před nástupem přirozeného výtěru byly odloveny na trdlišti v náhonu řeky Ohře pomocí elektrického agregátu. Hmotnost jikrnaček dosahovala od 540 do 1160 g (v průměru 904 ± 157 g). Věk jikrnaček určený podle šupin se pohyboval v rozpětí 5 - 8 let. Za dva dny po převezení na rybí líheň byly rozděleny náhodně do 4 skupin po 4 jedincích (obr. 1). Jikernačky první skupiny byly injikovány maďarským přípravkem Ovopel, obsahujícím superaktivní syntetický analog savčího

GnRH [des Gly¹⁰, D-Ala⁶, ProNHet⁹] /wGnRH a dopaminergní inhibitor v dávce 2 pelety na 1 kg (tj. 20 µg.kg⁻¹, resp. 10 mg.kg⁻¹ jednotlivých účinných látek). Druhá skupina byla injikována českým přípravkem Lecilerin, obsahujícím jako účinnou látku superaktivní syntetický analog savčího GnRH [des Gly¹⁰, D-Ala⁶, ProNHet⁹] wGnRH v dávce 50 µg.kg⁻¹. Třetí skupina byla v intervalu 15 h ve dvou dílčích dávkách injikována kapří hypofýzou (0,3 a 1,0 mg.kg⁻¹). Čtvrtá skupina (kontrolní) byla injikována fyziologickým roztokem. Jikernačky byly přechovávány v průtočných laminátových žlabech napájených potoční teplotně neupravovanou vodou, její teplota se pohybovala v rozpětí 18,5 - 20,0 °C (v průměru 19,3 ± 0,3 °C u jikernaček 1. a 2. skupiny a 19,0 ± 0,5 °C). V termínu předpokládané ovulace byly ryby opatrně kontrolovány a v případě jejího dosažení byl proveden umělý výtěr. Injekce, kontrola dosažení ovulace a vlastní umělý výtěr byly prováděny v anestezii pomocí přípravku 2-phenoxyethanol (o koncentraci 0,3 ml.l⁻¹ a délce expozice 2-4 min.). Bylo vyhodnoceno % úspěšně vytřených jikernaček, ukazatele plodnosti - relativní hmotnost vytřených jiker (hmotnost vytřených jiker, vztažená k hmotnosti jikernaček před výtěrem), absolutní plodnost (tis.ks.ks⁻¹), relativní plodnost (tis.ks.kg⁻¹) a délka časového intervalu od injekce do ovulace (v h a h°). Dosažené výsledky jsou charakterizovány průměrem a směrodatnou odchylkou (x± S.D.).

Výsledky

Bylo dosaženo pozitivního výsledku u všech třech variant hormonální indukce ovulace. Ve všech experimentálních variantách došlo k výtěru 50 - 75 % jikernaček, jikernačky v kontrolní skupině neovulovaly.

Tab. 1. Úspěšnost hormonálně indukované ovulace jikernaček podoustve

Použitý přípravek	Dávka	Počet jikernaček			Časový interval od injikace do výtěru	
		injikovaných	vytřených			
		ks	ks	%	h	h°
Ovopel	20µg.kg ⁻¹	4	3	75	27,2±0,2	522±4
	10 mg.kg ¹					
Lecilerin	50 µg.kg ¹	4	2	50	30,8±0,2	597±6
Kapří hypofýza	1. 0,3 mg.kg ¹	4	3	75	14,8±2,0	282±31
	2. 1,0 mg.kg ⁻¹					
Kontrola	-	4	0	0	-	-

Pozn.: Výše dávky v případě kapří hypo ryzý uváděna v hmotnosti hypofýz (nikoliv GtH), v ostatních případech v čisté hmotnosti v přípravcích obsažených účinných látek. Tab. 2.

Plodnost jikernaček podoustve při umělém výtěru

Použitý přípravek	Hmotnost jikernaček	Pracovní plodnost u vytřených jikernaček		
		relativní hmotnost vytřených jiker	absolutní	relativní
	g	%	tis.ks.ks ⁻¹	tis.ks.ks ⁻¹
Ovopel	850±164	11,8±2,8	17,2±0,6	21,6±4,9
Lecilerin	925±23	8,6±0,3	13,2±0	14,4±0,5
Hypofýza	942±285	11,0±3,5	20,2±7,4	18,4±5,8
Kontrola	901±99	0	0	0

Průměrná relativní hmotnost vytřených jiker se pohybovala mezi 8,6 - 14,2 %, počet vytřených jiker od jedné jikernačky dosahoval 13,2 - 20,2 tis. jiker a počet vytřených jiker na 1 kg jikernaček 14,4 - 20,3 tis. jiker. Ovulace zjištěna a umělý výtěr proveden v případě použit přípravků Ovopel a Lecilerin za 27,2, resp. 30,8 h po jejich injikaci (při průměrné teplotě 19,3 °C), při použití hypofýzy za 29,8 h po druhé injikaci (při 19,0 °C). Vytřené jikry byly žluté barvy, průměrná hmotnost jedné jikry činila 6,0 mg. Po osemenění spermatem neinjikovaných mlíčáků byly jikry odlepkovány pomocí talku po dobu 1 h a nasazeny k inkubaci do Zugských lahví. Oplozenost jiker orientačně hodnocená za 12 h po osemenění dosahovala 90 - 95 %.

Diskuze

V současné době používané metody hormonálně indukované ovulace u ryb (Kouřil, 2002), jsou založeny buď na použití tradiční kapří hypofýzy, či přípravků z ní vyrobených s kalibrovaným obsahem gonadotropinu (např. u kapra, Yaron, 1995), nebo podávání spouštěcích hormonů gonadotropinu (GnRH), resp. jejich superaktivních syntetických analogů (např. u lína, Kouřil a kol., 1986, Kouřil a Hamáčková, 1996). U některých druhů ryb (např. u kapra) je nutno k vyvolání ovulace současně použít některý z inhibitorů dopaminu (Kouřil a kol., 1991). V posledním desetiletí byly několika zahraničními pracovišti vyvinuty směsné preparáty, obsahující obě výše uvedené složky. Patří mezi ně např. izraelský Dagin (Yaron a kol., 2002), či maďarský Ovopel (Horváth a kol., 1997). Jak je patrné z námi provedených pokusů s jikernačkami podoustve, ukázalo se jako vhodné použití všech třech variant, založených na použití jak kapří hypofýzy, tak

samotného analogu GnRH, či jeho podání v kombinaci s dopaminergním inhibitorem (Ovopel). Dosažené hodnoty pracovní plodnosti podoustve v našich sledováních jsou nižší, než výše uvedené údaje různých autorů (cit. Baruš, Oliva a kol., 1995). Příčin může být několik, lze předpokládat, že byla vytřena jen část jiker první (nebo další) porce, nebo se hormonální indukci nepodařilo vyvolat ovulaci všech zralých jiker, či plodnost ryb v této populaci je nižší, než je všeobecně uváděno (příp. kombinace více uvedených faktorů). Délka časového intervalu od injekce do ovulace byla u podoustve při použití analogů GnRH 1,8 - 2,1 krát delší, než při použití hypofýzy. To je poněkud vyšší rozdíl, než při porovnání výsledků s identickými preparáty (ale bez současného použití dopaminergního inhibitoru) u jiných druhů ryb, např. u lína (Kouřil a kol., 1986; Kouřil a Hamáčková, 1996), kde prodloužení tohoto intervalu je jen 1,5 krát delší.

Závěr

Dosažené pozitivní výsledky umělé reprodukce podoustve dávají reálný předpoklad produkce tohoto druhu pro nasazování do volných vod, podobně jako je tomu u některých jiných reofilních kaprovitých druhů ryb. Je nanejvýš žádoucí, aby přitom byla striktně dodržena zásada oddělené reprodukce a odchovu populací z různých povodí a jejich vzájemné nemísení, s ohledem na udržení vnitrodruhové diverzity (Lusk a Haněl, 2000).

Poděkování

Autoři děkují pracovníkům rybí líhně v Chabařovicích a sekretariátu Severočeského svazu Českého rybářského svazu v Ústí nad Labem za odlov generačních ryb a spolupráci při umělém výtěru. Práce byla realizována s podporou grantu GA AV ČR -S 405 5006.

Literatura

BARUŠ V., OLIVA O. a kol: Mihulovci *Petromyzontes* a ryby *Osteichthes* (2.). *Academia*, 1995, Praha, 698p.

CIESLA, M.: Wplyw metody pozyskawania tarlaków ryb rzecznych na wyniki ich sztucznego rozrodu. In: Jakuczewic, H, Wojda, R. (red.): *Karpowate ryby reofune*. 1998, Brwinów, p. 25-30.

HORVÁTH, L., SZABÓ, T., BURKE, J.: Hatchery testing of GnRH analogue-containing pellets on ovulation in four cyprinid species. *Pol. Arch. Hydrobiol*, 1997, vol 44, p. 221-226.

KOUŘIL, J.: Metody řízené reprodukce ryb. Ve: Vykusová, B. (red): *Produkce*

násadového materiálu ryb a raků. 2002, VURHJU, Vodňany, p. 92-102.

KOUŘIL, J., BARTH, T., HAMÁČKOVÁ, J., FLEGEL, M.: Induced ovulation in tench (*Tinca tinca* L.) by various LH-RH synthetic analogues: effect of site of administration and temperature. *Aquaculture*, 1986, vol. 54, no. 5/6, p. 37-44.

KOUŘIL, J., HAMÁČKOVÁ, J.: Hormonálně indukovaný umělý výtěr jikernaček lína obecného (*Tinca tinca* L.) pomocí syntetických analogů GnRH. Ve. *Flajšhans, M (red.): Sborník vědeckých prací k 75. výročí založení VURH. VURH JU Vodňany*, 1996, p. 47-58.

KOUŘIL, J., MIKODINA, Je.V., BARTH, T., NAVOLOTSKII, V.I., HAMÁČKOVÁ, J., GLUBOKOV, A.I., SEDOVA, M.A., VACHTA, R.: Hormonally-induced artificial propagation of common carp (*Cyprinus carpio* L.) females by means of superactive GnRH analogues and dopamin-antagonist isofloxythepin. Ve *Scott, A. P. a kol. (red.): Reproductive Physiology of Fish; 1991, Shelfield, FishSymp 91*, p. 293.

KŘIVANEC, K., PECHA, O.: Umělý výtěr podouství. *Rybářství*, 1984, vol. 4, p. :80-81.

KUJAWA R., MAMCARZ A., KUCHARCZYK, D.: Pozyskowanie tarlaków ryb karpiowatych ze środowiska naturalnego na przykładzie bolenia (*Aspius aspius* L) i čerty (*Vimba vimba* L.). In: *Okoniewski, Z. (red): Wylegarnia 1999-2000, 2001, Olsztyn*, p. 55-58.

LUSK, S., HANĚL, L.: Červený seznam mihulí a ryb České republiky - verze 2000. In: *Lusk, S., Halačka, K. (red.): Biodiverzita. ichtyofauny České republiky (III), 2000, Brno, Ústav biologie obratlovců AVCR*, p. 5-13.

YARON, Z.: Endocrine control of gametogenesis and spawning induction in the carp. *Aquaculture*, 1995, vol. 129, p. 49-73.

YARON, Z., SIVAN, B, DRORI, S. KULIKOVSKI, Z.: Spawning induction in Cyprinids: hypophyseal and hypothalamic approaches. *Bull. VURH Vodňany*, 2002, no 2 (in press).

Ing. Jan Kouřil, Ph.D., Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, 389 25 Vodňany (kouril@vurhju.cz) RNDr.

Tomislav Barth, DrSc, Ústav organické chemie a biochemie Akademie věd České republiky, Flemingovo nám 12, 120 00 Praha ([barthtom\(g\).yahoo.com](mailto:barthtom(g).yahoo.com))

OPTYMALIZACJA ZIMOWANIA NARYBKU KARPIA (*CYPRINUS CARPIO* L.) W SADZACH W WODZIE POCHŁODNICZEJ.

*Optimisation of overwintering of juvenile carp (*Cyprinus carpio* L.) in cages placed in cooling water.*

**J. SADOWSKI, R. TRZEBIATOWSKI, M. KIELPINSKI, M.
WIELOPOLSKA, D. ODEBRALSKA, I. WOBODZIŃSKI**

Summary: Experiments aimed at optimization of carp overwintering were conducted in 1998-2000. Three separate experiments were run to evaluate effects of feeding frequencies, feed type and ration, and stocking density and feed ration on major culture indices. The culture proved most effective when the fish, at 0,3% metabolic weight ration, extruded feed characterized by 35-37% protein and 12% lipid contents; the optimal stocking density was 200 ind. »m³.

Wstęp

Od wielu lat w Zakładzie Akwakultury prowadzane są badania nad możliwością efektywnego zimowania narybku karpia w wodzie pochłodniczej (Trzebiatowski i in. 1978, 1987, 1989; Trzebiatowski i Filipiak 1989, 1992a,b; Filipiak 1990; Sadowski i in. 1999). Założeniem planowanych badań było głównie zoptymalizowanie żywienia karpi w warunkach podwyższonej temperatury wody w okresie zimowym. Wprowadzenie na polski rynek pasz ekstrudowanych, znacznie stabilniejszych w wodzie od pasz granulowanych, stanowiło zachętę do podjęcia ponownych badań nad zimowania karpi obsadowych żywionych tymi mieszankami. W tym celu w latach 1998-2000 przeprowadzono cykl eksperymentów zmierzających do opracowania technologii zimowania karpi obsadowych w wodzie pochłodniczej przy skarmianiu pasz ekstrudowanych.

Materiały i Metody

W okresie trzech lat w Rybackiej Stacji Doświadczalnej (RSD) Katedry Akwakultury Akademii Rolniczej w Szczecinie, usytuowanej przy elektrowni "Dolna

Odra” w Nowym Czarnowie przeprowadzono trzy niezależne doświadczenia nad wpływem na zimowanie materiału obsadowego karpia:

- częstotliwości żywienia,
- rodzaju i wielkości zadawanej dawki paszy.
- gęstości obsad i wielkości zadawanej dawki paszy na podstawowe wskaźniki chowu.

Doświadczenie 1 przeprowadzono w okresie 1997.10.25 - 1998.04.29 r. Materiał obsadowy stanowił narybek karpia w wieku 0+ o średniej masie jednostkowej 163 ± 20 g chowany w obsadzie $200 \text{ szt.} \cdot \text{sadz}^{-1}$, tj. $100 \text{ szt.} \cdot \text{m}^{-3}$. Warianty doświadczalne, testowane w trzech powtórzeniach, różniły się częstotliwością zadawanej paszy: codziennie (A) oraz co 2 (B), 3 (C) i 4 dni (D), skarmianej w jednakowej dawce 1% aktualnej masy ryb w sadzu. Paszę ekstrudowaną DAN-EX 4,85 firmy Dana Feed zadawano ręcznie na powierzchnię wody, dwukrotnie w ciągu dnia (o godz. 8 i 14⁰⁰). Charakteryzowała się ona znaczną stabilnością (24h) oraz wysokim poziomem białka (44,7%) i lipidów (24,8%) (tab.1).

Tabela 1. Skład chemiczny paszy ekstrudowanej DAN-EX 4,85 firmy Dana Feed, stosowanej w żywieniu ryb w doświadczeniu 1

Komponenty	Wg producenta	Z analizy chemicznej
Białko (%)	45,00	44,7
Thiszcz (%)	25,00	24,8
Popiół (%)	7,5	7,6
Węglowodany (%)	14,00	X
Włókno (%)	1,5	X
Sucha masa (%)	92,5	92,0
Witamina A	8,0 I.E g ⁻¹	
Witamina D3	1,5 I.E g ⁻¹	
Witamina E	100 mg g ⁻¹	
Cu	15mg g ⁻¹	
Se	0,2 mg g ⁻¹	

Doświadczenie 2 przeprowadzono w okresie 13.12.1999 - 03.04.2000 r. Materiał obsadowy stanowił karp w wieku 0+ o średniej masie jednostkowej 140 ± 4 g chowany w obsadzie $100 \text{ szt.} \cdot \text{sadz}^{-1}$ (wymiary: 2,0 x 0,9 x 1,5 m, objętość użytkowa - 2 m³), tj. $50 \text{ szt.} \cdot \text{m}^{-3}$. Doświadczenie przeprowadzono w sześciu wariantach, z których każdy obejmował trzy powtórzenia. Układ doświadczenia przedstawiono w tabeli 2., natomiast skład chemiczny pasz skarmianych rybam w doświadczeniu w tabeli 3. Ryby żywiono co

drugi dzień paszami w dawkach metabolicznych: 0,6% w jednej i 1,2% w dwóch porcjach w odstępach około 6 h.

Tabela 2. Schemat układu doświadczenia 2

Wariant	Początkowa masa jednostkowa ryb [g•szt ⁻¹]	Rodzaj paszy	Dawka paszy *	Ilość powtórzeń
Dan-0,6	137	Dan-ex 2545	0,6	3
Aller-0,6	139	Aller 3712	0,6	3
Cargill-0,6	141	Cargill 2806	0,6	3
Dan-1,2	141	Dan-ex 2545	1,2	3
Aller-1,2	142	Aller 3712	1,2	3
Cargill-1,2	142	Cargill 2806	1,2	3

* procent metabolicznej masy ciała ryb.

Tabela 3. Procentowy udział podstawowych składników chemicznych w skarmianych paszach w doświadczeniu 2

Składniki [procent w mokrej masie]	Pasza		
	Cargill AT28	Aller Aqua 37/12	Dana Feed Dan-ex 2545
Sucha masa	86,18 (0,03)	90,39 (0,10)	95,61 (0,04)
Białko ogólne [P]	28,87 (0,11)	35,12 (0,08)	45,32 (0,33)
Tłuszcz	7,29 (0,16)	15,09 (0,09)	23,20 (0,12)
Popiół	8,24 (0,06)	6,85 (0,02)	5,82 (0,05)
Węglowodany	41,77	33,33	21,28
Stosunek P:E [mg•KJ ⁻¹]	17,12	17,58	19,26
Energia brutto [E] [MJ•g ⁻¹]	16,87	19,98	23,53

(...) – odchylenie standardowe.

Doświadczenie 3 przeprowadzono w okresie 23.11.2000 – 12.04.2001 r. Materiał doświadczalny stanowił narybek jesienny karpia o średniej masie jednostkowej 118 g ± 10 g chowany w RSD od narybku letniego. W zależności od wariantu, liczebność obsad wynosiła 100, 200 i 400 szt. • sadz⁻¹. Doświadczenie przeprowadzono w sześciu wariantach, zróżnicowanych pod względem gęstości obsad i wielkości skarmianych metabolicznych dawek paszy (tab. 4). W doświadczeniu użyto paszy Aller 37/12 zawierającej 35,94% białka ogólnego, 12,10% tłuszczu 32,50% węglowodanów oraz 18,85 MJ•kg⁻¹ energii brutto

Tabela 4. Układ doświadczenia 3

Wariant	Obsada	Masa jednostkowa ryb [g•szt ⁻¹]	Liczba powtórzeń	Dawka paszy (w % metabolicznej masy ciała)
A ₁	100 sztuk	119	3	0,3
A ₂	200 sztuk	114	3	
A ₄	400 sztuk	119	3	
B ₁	100 sztuk	119	3	0,6
B ₂	200 sztuk	121	3	
B ₄	400 sztuk	119	3	

Na początku i po zakończeniu każdego z doświadczeń z poszczególnych wariantów pobierano po 4 ryby, w których ciełe (po uprzedniej całkowitej homogenizacji) oznaczono procentową zawartość: suchej masy (suszenie 12 h, 105°C), białka ogólnego (Kjeltec 1026), lipidów (metodą Soxhleta 5 h ekstrakcji eterem etylowym) i popiołu (spalanie w 550°C, 12 h). Analizy chemiczne paszy wykonano tymi samymi metodami, przy czym zawartość węglowodanów obliczono z różnicy pomiędzy suchą masą, a sumą białka ogólnego, lipidów i popiołu. Poziom energii brutto w paszy obliczono z poszczególnych składników, stosując przeliczniki dla: lipidów 39,53, białka ogólnego 23,63 i węglowodanów 17,15 kJ g⁻¹ (Jobling 1994).

W celu aktualizacji dawek zadawanej paszy, co 12-24 dni wszystkie ryby w każdym sadzu ważono z dokładnością do 0,05 kg. W oparciu o końcowe wyniki chowu obliczono wartości współczynników FCR (Food Conversion Ratio) oraz wskaźników: retencji białka ogólnego - aNPU (apparent Net Protein Utilization), energii - ER (Energy Retained) i tłuszczu - aLR (apparent Lipids Retained), a także przyrosty całkowite (TG) i zużycie paszy na 1 kg zimowanych ryb (FC).

W celu ustalenia istotności różnic pomiędzy wariantami, wartości badanych wskaźników chowu poddano analizie statystycznej, stosując - w zależności od układu doświadczenia - jedno lub dwuczynnikową analizę wariancji oraz test LSD dla efektów głównych i interakcji (P=0,05). W tym celu posłużono się programem Statistica for Windows wersja 5,1 (StatSoft, Inc. 1997). Temperaturę, zawartość tlenu i odczyn wody pochłoniczej oznaczano przy użyciu automatycznego rejestratora. Średnie wartości dobowe i zakresy zmian badanych wskaźników fizykochemicznych wody przedstawiono graficznie (rys. 1-3).

Omówienie Wyników

Doświadczenie 1

W okresie doświadczenia średnia dobową temperatura wody pochłodziła wynosiła 12,9°C, a jej wartości ekstremalne 6,8 i 24,9°C. Na podkreślenie zasługuje fakt, że przez większość okresu zimowego średnia temperatura dobową wody przekraczała 11°C, tj. wielkość graniczną powyżej której mają miejsce przyrosty masy ciała karpia (Trzebiatowski i Filipiak 1989). Równie ważnym czynnikiem środowiskowym wpływającym na warunki życia i metabolizm ryb jest zawartość tlenu w wodzie. Za dolną, krytyczną jego wartość przy chowie ryb karpowatych przyjmuje się 3 mg•dm⁻³ (Billard 1999). Średnia zawartość tlenu w wodzie w okresie opisywanego doświadczenia utrzymywała się na wysokim poziomie (9,9 mg•dm⁻³), a w okresie wiosennym wzrastała do 14,6 mg•dm⁻³, co przy stosunkowo niskiej temperaturze wody powodowało okresowo jej przesylenie. W okresie badań odczyn wody wahał się w zakresie 7,0-10,2, przy średniej wartości 8,0 pH.

W okresie 188 dni zimowania karpia uzyskano 100% ich przeżycie. Zanotowano również przyrosty masy ogólnej ryb (TG), które wynosiły od 65,1 w wariancie D, do 144% w wariancie A (tab.5). Na przebieg zimowania karpia w sadzach istotny wpływ wywierała częstotliwość skarmiania ryb paszą. Przy codziennym jej zadawaniu średnia masa jednostkowa ryb zwiększyła się o 97,0%, a przy żywieniu co cztery dni tylko o 25,2%. Stwierdzono również wyraźny wpływ częstotliwości skarmiania paszą na wielkości podstawowych wskaźników chowu (tab. 5). Średnie dobowe przyrosty masy jednostkowej (SGR) w okresie zimowania były największe w wariancie A (0,47%), a najmniejsze w D (0,27%). Podobnie największe wskaźniki pokarmowe (FCR) zanotowano w skrajnych wariantach A (2,40) i D (1,83), najmniejsze zaś (tj. najkorzystniejsze) w wariantach C (1,54) i B (1,70). Istotny wpływ na uzyskanie większych przyrostów masy ryb miała zapewne technologia jej produkcji (ekstruzja) skarmianej paszy, która wyraźnie zwiększała jej przyswajalność (wyrażoną wartością FCR) i stabilność w wodzie. Mniejsze znaczenie ma zawartość w paszy dla zimujących karpia tłuszczu, na co wskazują wyniki badania Filipiaka i in. (1987). Skarmiając pasze granulowane o zróżnicowanej zawartości tranu rybnego (od 4,4% do 15,7%) autorzy ci nie stwierdzili istotnych różnic w przyrostach masy ciała u zimowanych karpia, które w okresie 156 dni wyniosły od 38,1 do 43,2%.

Tabela 5. Średnie wartości mas jednostkowych, współczynników pokarmowych (FCR), średnich dobowych przyrostów mas jednostkowych (SGR) i przyrostów całkowitych (TG) uzyskane w doświadczeniu 1

Wariant	Częstotliwość karmienia	Zimowanie (159 dni)			Chów wiosenny (28 dni)			Wyniki łączne (188 dni)			Średnia masa	
		TG (%)	FCR	SGR (%)	TG (%)	FCR	SGR (%)	TG (%)	FCR	SGR (%)	Pocz.	Konc.
A	codziennie	97,0	2,40 ^a	0,43 ^a	23,9	1,54 ^a	0,76 ^d	144,0	2,12 ^a	0,47 ^a	156	380
B	Co 2 dni	62,0	1,70 ^c	0,30 ^b	27,1	1,40 ^{bc}	0,86 ^c	105,9	1,57 ^b	0,38 ^b	166	341
C	Co 3 dni	42,5	1,54 ^d	0,22 ^c	30,4	1,32 ^{cd}	0,94 ^b	85,8	1,43 ^c	0,33 ^c	162	301
D	Co 4 dni	25,2	1,83 ^b	0,14 ^d	31,9	1,28 ^d	0,99 ^a	65,1	1,49 ^c	0,27 ^d	169	279

Wyniki badań składu chemicznego ciała ryb wykonane po zimowaniu wskazują na wyraźną zależność pomiędzy częstotliwością karmienia a poziomem lipidów w ich ciele (tab. 6). W ciele ryb żywionych codziennie (wariant A), zawartość tego składnika wzrosła z początkowych 14,9 do 19,4 %, natomiast u ryb karmionych co 4 dni (D) obniżyła się do 13,0%. Poziom białka ogólnego i popiołu w ciele ryb ze wszystkich wariantów nie różnił się statystycznie (tab.6), natomiast zawartość suchej masy zależała głównie od ilości lipidów w ich ciele.

Tabela 6. Skład chemiczny ciała karpia (%) na początku oraz po zakończeniu doświadczenia 1.

	Sucha masa	Białko	Tłuszcz	Popiół
	Początek badań (1997.10.25)			
	31,0	14,1	14,9	2,0
Wariant	Koniec okresu zimowania (1998.04.01)			
A-codziennie	32,4 ^a	14,8 ^a	15,4 ^a	2,2 ^a
B-co 2 dni	29,7 ^b	14,9 ^a	12,6 ^b	2,2 ^a
C-co 3 dni	26,4 ^c	14,7 ^a	9,5 ^c	2,2 ^a
D-co 4 dni	25,0 ^d	14,7 ^a	8,0 ^d	2,3 ^a
SE	0,09	0,09	0,16	0,05
	Koniec okresu chowu wiosennego (1998.04.29)			
A-codziennie	36,8 ^a	15,2 ^a	19,4 ^a	2,2 ^a
B-co 2 dni	33,3 ^b	15,2 ^a	15,8 ^b	2,3 ^a
C-co 3 dni	31,1 ^c	15,3 ^a	13,6 ^c	2,2 ^a
D-co 4 dni	30,4 ^d	15,2 ^a	13,0 ^d	2,2 ^a
SE	0,09	0,09	0,16	0,05

Z uwagi, że przyrost ryb w czasie zimowania w stosunku do całego okresu chowu stanowi niewielki procent, za kryterium wyboru najkorzystniejszego wariantu w pierwszej kolejności uznać należy wielkość współczynnika pokarmowego. Na podstawie tego wskaźnika, za optymalny należy uznać wariant C, w którym w okresie eksperymentu osiągnięto najniższe wartości FCR, i to zarówno w okresie zimowania, jak i chowu wiosennego (tab.5). W tym ostatnim przypadku nie różnił się on statystycznie od wariantu D (1,28). Ponadto w okresie badań, po zmianie metody karmienia, po raz pierwszy w tego typu badaniach zaobserwowano zjawisko tzw. wzrostu kompensacyjnego (Opuszyński, 1983). Polegało ono na uzyskiwaniu większych przyrostów masy ciała przez karpie, które w okresie zimowania były żywione z mniejszą częstotliwością. Przeprowadzone doświadczenie jeszcze raz wykazało, że zimowanie narybku karpia w sadzach w wodach pochłoniczych umożliwia uzyskanie na wiosnę materiału obsadowego o wysokiej kondycji, co pozwala oczekiwać wyższych wyników produkcyjnych.

Doświadczenie 2

W okresie zimowania karpia, ekstremalne wartości oznaczonych wskaźników fizykochemicznych wody pochłoniczej zmieniały się w zakresach: temperatura 18,4 (01.03) - 5⁰C (14.01), zawartość tlenu 10,8 (05.01) – 6,0 mg•dm⁻³ (15.02), odczyn wody 10,4 (01.03) – 7,0 pH (01.04). Z powyższych danych wynika, że w okresie doświadczenia odnotowano znacznie większe wahania temperatury w porównaniu do przeciętnych warunków (zmiany 9-14⁰C). Występujące sporadycznie duże zmiany zawartości tlenu i pH wody mogą być przyczyną występowania u ryb zaburzeń w wymianie gazowej (np. choroba gazowa). W omawianym doświadczeniu objawów tych nie stwierdzono. Wynika stąd, że zarejestrowane parametry fizykochemiczne wody nie miały ujemnego wpływu na przeżywalność ryb. Sporadycznie notowane w trakcie doświadczenia śnięcia nie były spowodowane czynnikami środowiskowymi.

Z podstawowych wskaźników chowu (FCR, TG i FC) istotne różnice pomiędzy wariantami stwierdzono jedynie w wielkościach przyrostów całkowitych (TG) i zużycia paszy na 1 kg zimowanych ryb (FC) (tab. 7). Na podstawie wskaźników FC można stwierdzić, że najwyższą efektywność zimowania uzyskano przy skarmianiu pasz Dan i Aller w dawce 0,6% masy metabolicznej. W przypadku wskaźnika TG największe jego wartości uzyskano na paszach Dan i Aller skarmianych w dawkach 1,2%. Pod względem wartości obu wskaźników pasza Cargill okazała się wyraźnie gorsza. Ponadto, w grupie ryb żywionych paszą Cargill zanotowano ujemną retencję tłuszczu i energii, pomimo

wystąpienia porównywalnego z innymi wariantami spadku zawartości tłuszczu w ich ciele (tab. 7 i 8). Potwierdza to wcześniejsze obserwacje o gorszym wykorzystywaniu przez karpie pasz granulowanych w niższych temperaturach wody (Sadowski i in. 2001). Oznacza to, że skarmianie zimowanym karpom pasz granulowanych jest nieekonomiczne i nie powinno być stosowane. Najkorzystniejsze wyniki chowu, wyrażone głównie wartościami wskaźnika FC, uzyskano jedynie w przypadku skarmiania ryb pasz Dan-0,6 i Aller-0,6. Niewielkie różnice w wielkościach pozostałych wskaźników chowu sugerują, że podstawowym kryterium przy wyborze jednej z tych pasz do żywienia zimowanego narybku karpia powinna być ich cena.

Wyniki przeprowadzonych badań wskazują, że z dwóch wielkości skarmianych dawek pasz najkorzystniejsze wskaźniki chowu uzyskano u ryb otrzymujących pasze w dawkach 0,6% masy metabolicznej. Uwzględniając wielkości uzyskanych parametrów jak i ceny skarmianych pasz można stwierdzić, że najkorzystniejsze wyniki zimowania karpia uzyskuje się przy żywieniu ich paszą Aller.

Tabela 7. Końcowe wartości współczynnika pokarmowego (FCR), przyrostu całkowitego, zużycia paszy na 1 kg przezimowanych ryb (FC) oraz retencji: białka ogólnego (aNPU), tłuszczu (aLR) i energii (ER) w doświadczeniu 2

Wariant	TG ¹ [%]	FC ²	FCR ³	ANPU ⁴ [%]	ALR ⁵ [%]	ER ⁶ [%]
Dan – 0,6	18,44 ^b	0,39 ^a	3,29 ^a	12,58 ^{ab}	8,70 ^b	9,12 ^a
Aller-0,6	15,97 ^b	0,38 ^a	3,53 ^a	15,74 ^a	29,32 ^{ab}	15,29 ^a
Cargill-0,6	-0,01 ^c	0,43 ^b	-18,67 ^a	4,44 ^c	-63,39 ^d	-9,03 ^c
Dan-1,2	33,63 ^a	0,70 ^c	2,99 ^a	9,00 ^{bc}	30,39 ^a	15,95 ^a
Aller-1,2	31,02 ^a	0,72 ^c	3,39 ^a	10,21 ^{abc}	27,54 ^{ab}	12,46 ^a
Cargill-1,2	6,41 ^c	0,83 ^d	-70,12 ^a	4,44 ^c	-14,02 ^c	-0,60 ^c
Pasza	+	+	-	+	+	+
Dan	26,03 ^A	0,55 ^A	-	10,79 ^A	19,55 ^A	12,53 ^A
Aller	23,49 ^A	0,55 ^A	-	12,97 ^A	28,43 ^A	13,88 ^A
Cargill	3,20 ^B	0,63 ^B	-	4,44 ^B	-38,70 ^B	-4,82 ^B
Dawka	+	+	-	-	+	-
0,6	11,47 ^A	0,40 ^A	-	10,91 ^A	-8,45 ^A	5,12 ^A
1,2	23,69 ^B	0,75 ^B	-	7,88 ^A	14,64 ^B	9,27 ^A
Interakcja	-	+	-	-	+	-
MSE	25,83	0,00	4117,28	12,28	139,41	25,60

¹ - całkowity przyrost ryb w czasie doświadczenia [%],

² - stosunek całkowitego zużycia paszy do całkowitej masy ryb na końcu zimowania,

³ - stosunek całkowitego zużycia paszy do całkowitego przyrostu ryb,

⁴ - stosunek ilości odłożonego białka ogólnego w ciele ryb do ilości białka ogólnego w zadanej paszy x 100%,

⁵ - stosunek ilości odłożonego tłuszczu w ciele ryb do ilości tłuszczu w zadanej paszy x 100%,

⁶ - stosunek ilości odłożonej energii brutto w ciele ryb do ilości energii brutto w zadanej paszy x 100%.

- różne oznaczenia literowe w kolumnach są istotne statystycznie przy p<0,05

Tabela 8 Skład chemiczny ciała karpi (%) na początku i końcu doświadczenia 2

Wariant	Sucha masa	Białko ogólne *	Ekstrakt eterowy*	Popiół*
Początek doświadczenia				
	33,41	12,47	19,34	1,61
Koniec doświadczenia				
Dan-0,6	30,85	12,92 ^b	17,36 ^c	1,79
Aller-0,6	32,27	12,93 ^b	18,48 ^b	1,87
Cargill-0,6	31,13	13,33 ^c	17,79 ^{bc}	1,94
Dan-1,2	34,43	12,38 ^a	19,71 ^a	1,80
Aller-1,2	32,03	12,36 ^a	18,15 ^b	1,69
Cargill-1,2	32,36	13,11 ^b	17,82 ^{bc}	1,89
Pasza		+	+	
Dan		12,65 ^A	18,53 ^A	
Aller		12,65 ^A	18,31 ^{AB}	
Cargill		13,22 ^B	17,81 ^B	
Dawka		+	+	
0,6		13,06 ^A	17,87 ^A	
1,2		12,61 ^B	18,56 ^B	
Interakcja		+	+	
MSE		0,014	0,18	

- w mokrej masie
- różne oznaczenia literowe w kolumnach są istotne statystycznie przy $p < 0,05$

Doświadczenie 3

W okresie zimowania ryb, ekstremalne wartości oznaczonych wskaźników fizykochemicznych wody pochłódniczej zmieniały się w zakresach: temperatura 5 (3.01) - 17,5°C (12.04), zawartość tlenu 7,7 (28.02) – 13,7 mg•dm⁻³ (16.01), odczyn wody 7,7 (19.02) - 10,9 pH (03.04). Dotychczasowe temperatury wody w okresie zimowym mieściły się na ogół w granicach 9-14°C, jednakże w ostatnich latach notowane są coraz wyższe amplitudy ich wahań. Mimo to, tak warunki termiczne, jak i inne wskaźniki fizykochemiczne w wodach pochłódniczych są korzystne do zimowania karpi. Jedynie w przypadku pojawienia się długotrwałej pokrywy lodowej na rzece Regalicy może okresowo wystąpić zjawisko przesylenia wody gazami, które mogą wywołać chorobę gazową. Jednakże w okresie ostatnich trzech lat zjawisko to nie było notowane.

W omawianych badaniach ryby żywiono wysokoenergetyczną paszą ekstrudowaną, charakteryzującą się wysoką stabilnością, średnim poziomem białka (35,9%) i lipidów (12,1%) Wyboru paszy dokonano w oparciu o wyniki badań przeprowadzonych na

przełomie lat 1999/2000. Podobnie jak w poprzednich badaniach z podstawowych wskaźników chowu (FCR, TG i FC), jedynie w przypadku przyrostu całkowitego (TG) i zużycia paszy na 1 kg zimowanych ryb (FC), stwierdzono istotne różnice pomiędzy wariantami. Największe przyrosty całkowite uzyskano przy skarmianiu paszy w dawce 0,6% masy metabolicznej i przy średniej gęstości obsady (200 szt.·sadz⁻¹). W wariantach z obsadą 200 szt.·sadz⁻¹ wystąpiły ujemne wartości wskaźników retencji tłuszczu i energii, przy równocześnie najwyższych wielkościach retencji białka (tab. 9). Ujemne wartości wskaźników retencji energii i tłuszczu wystąpiły przy skarmianiu paszy w dawce 0,3% masy metabolicznej. Przyczyną uzyskania tak niskich wartości wskaźników retencji tłuszczu i energii było obniżenie się poziomu lipidów w ciele ryb w końcowym okresie doświadczenia (tab. 10).

Tabela 9. Końcowe wartości współczynnika pokarmowego (FCR), przyrostu całkowitego, zużycia paszy na 1 kg przezimowanych ryb (FC) oraz retencji: białka ogólnego (ANPU), tłuszczu (ALR) i energii (ER) w doświadczeniu 3.

Wariant	TG ¹ [%]	FC ²	FCR ³	ANPU ⁴ [%]	ALR ⁵ [%]	ER ⁶ [%]	Ubytki ryb	
							szt.	%
A1	6,15 ^b	0,39 ^c	7,56 ^a	9,84 ^c	-6,09 ^d	2,88 ^f	8	92
A2	7,87 ^b	0,39 ^c	5,53 ^b	14,90 ^a	-70,58 ^e	-11,18 ^c	2	99
A4	6,14 ^b	0,39 ^c	7,19 ^{ab}	10,20 ^b	-2,70 ^d	3,91 ^e	4	99
B1	16,17 ^a	0,74 ^b	5,62 ^b	8,53 ^e	50,14 ^a	16,54 ^a	1	99
B2	16,02 ^a	0,74 ^b	5,52 ^b	9,18 ^d	24,99 ^c	10,47 ^d	5	97,5
B4	13,51 ^a	0,77 ^a	7,24 ^{ab}	7,29 ^f	40,37 ^b	13,51 ^b	18	95,5
A	6,72 ^B	0,39 ^A	6,76 ^A	11,65 ^A	-26,44 ^B	-1,46 ^B		
B	15,23 ^A	0,75 ^B	6,13 ^A	8,33 ^B	38,50 ^A	13,51 ^A		
1	11,16 ^{AB}	0,57 ^B	6,59 ^{AB}	9,18 ^B	22,05 ^A	9,72 ^A		
2	11,94 ^A	0,57 ^B	5,52 ^B	12,04 ^A	-22,79 ^B	-0,36 ^B		
4	9,82 ^B	0,58 ^A	7,22 ^A	8,75 ^B	18,83 ^A	8,71 ^A		
Interakcja	+	+	-	+	+	+		
MSE	2,34	0,00	0,96	0,76	7,36	1,16		

^{1/} - całkowity przyrost ryb w czasie doświadczenia [%],

^{2/} - stosunek całkowitego zużycia paszy do całkowitej masy ryb na końcu zimowania,

^{3/} - stosunek całkowitego zużycia paszy do całkowitego przyrostu ryb,

^{4/} - stosunek ilości odłożonego białka ogólnego w ciele ryb do ilości białka ogólnego w zadanej paszy x 100%,

^{5/} - stosunek ilości odłożonego tłuszczu w ciele ryb do ilości tłuszczu w zadanej paszy x 100%,

^{6/} - stosunek ilości odłożonej energii brutto w ciele ryb do ilości energii brutto w zadanej paszy x 100%.

- różne oznaczenia literowe w kolumnach są istotne statystycznie przy p<0,05

Tabela 10. Skład chemiczny ciała karpia (%) na początku i końcu doświadczenia 3

Warianty	Sucha masa	Białko ogólne *	Ekstrakt eterowy*	Popiół*
Początek doświadczenia				
	30,70	13,64	14,31	2,85
Koniec doświadczenia				
A1	29,15	14,29 ^c	13,24 ^c	2,17
A2	27,09	14,77 ^a	9,93 ^d	2,24
A4	28,24	14,33 ^b	13,39 ^c	2,06
B1	30,19	14,09 ^f	16,90 ^a	2,46
B2	30,19	14,24 ^d	14,62 ^b	1,52
B4	31,53	14,19 ^e	16,53 ^a	2,31
A		14,46 ^A	12,19 ^B	
B		14,17 ^B	16,02 ^A	
1		14,19 ^B	15,07 ^A	
2		14,51 ^A	12,28 ^B	
4		14,26 ^B	14,96 ^A	
Interakcja		+	+	
MSE		0,16	0,71	

*/ w mokrej masie

- różne oznaczenia literowe w kolumnach są istotne statystycznie przy $p < 0,05$

Zasadniczym celem przeprowadzonych badań było ustalenie wpływu częstotliwości żywienia i gęstości stosowanych obsad na efekty zimowania narybku karpia. Podobne badania prowadzone były również przez Trzebiatowskiego i Filipiaka (1992a), którzy zimowali narybek karpia o masie ca 128 g•szt.⁻¹ obsadzony w sadzach w zagęszczeniu 100, 150, 200, 250, 300 szt. •m⁻². Wykazano w nich, że przyjmując za podstawowe kryterium przeżywalność ryb, najkorzystniejsze wyniki zimowania uzyskano przy obsadach 150-200 szt. •m⁻². Stąd opierając się tylko na tym kryterium w przypadku omawianego doświadczenia nie można jednoznacznie stwierdzić, w którym z wariantów uzyskano najlepsze wyniki. Charakterystyczny jest fakt, że najniższą istotnie zawartość tłuszczu w ciele ryb stwierdzono przy obsadzie 100 szt. •m⁻². Ponieważ zjawisko to wystąpiło z różnym nasileniem w przypadku stosowania dawki paszy wynoszącej 0,3 i 0,6% można uznać to za prawidłowość, ale trudno jest je uzasadnić. Ponieważ w zależności od gęstości obsad ilości zużytej paszy na kg przezimowanych ryb tylko nieznacznie różniły się między sobą, stąd można przyjąć, że za najbardziej efektywne można uznać zimowanie ryb w zagęszczeniu 200 szt. •m⁻². Wielkość dawki paszy powinna być uzależniona od zawartości początkowej tłuszczu w ciele ryb, ze względu na znaczne jego spadki w okresie zimowania. Biorąc pod uwagę zarówno rezultaty doświadczenia z 1998/99, jak i omawianego wydaje się, że w przypadku początkowej zawartości tłuszczu w ciele

zimowanych karpia powyżej 10%, należałoby skarmiać paszę dawce 0,3%, a w przypadku mniejszej 0,6%.

Wnioski

1. W warunkach wody pochłódniczej z elektrowni „Dolna Odra” najefektywniejsze okazuje się żywienie ryb co dwa dni paszą ekstrudowaną w dawce 0,3% masy metabolicznej o zawartości białka ca 35-37% i tłuszczu 12%
2. W przypadku niskiej zawartości początkowej tłuszczu w ciele ryb (poniżej 10%) należy zwiększyć dwukrotnie dawkę paszy.
3. Częstotliwość karmienia znacząco wpływa na wielkość przyrostów masy i skład chemiczny ciała narybku karpia.
4. Liczebność obsad powinna wynosić ca 200 szt. • m⁻².
5. W początkowym okresie chowu wiosennego zaobserwowano u ryb zjawisko wzrostu kompensacyjnego, który był tym większy im mniejsza była częstotliwość żywienia ryb w okresie zimowania.
6. W dalszych eksperymentach należałoby podjąć zagadnienie możliwości użycia w żywieniu zimowanego materiału zarybieniowego karpia jeszcze tańszych pasz ekstrudowanych o zmniejszonej zawartości białka i tłuszczu w porównaniu do paszy Aller 37/12.

Literatura

- BILLARD R., 1999: Carp: Biology and culture. Praxis publishing. Chichester UK.
- FILIPIAK J., 1990: Wybrane problemy zimowania karpia w sadzach w wodzie pochłódniczej. Gosp. Ryb. 1-3: 5-10.
- FILIPIAK J., KLIK R., TRZEBIATOWSKI R., 1987: Effect of protein and fat contents of carp overwintering. IV Wissenschaftliche Konf “Physiologie, Biologie und Parasitologie von Nutzfischen. 29.09.-01.10.1986 Gustrov, Univ. Rostock: 84-88.
- JOBLING M. 1994: Fish bioenergetics. Ed. Chapman & Hall. London.
- OPUSZYŃSKI K., 1983: Podstawy biologii ryb. PWRiL Warszawa.
- SADOWSKI J., TRZEBIATOWSKI R., WIELOPOLSKA M., 1999. Wpływ metody chowu narybku karpia na zimowanie w wodzie pochłódniczej. Kom. Ryb. 3, 19-21.
- SADOWSKI J., TRZEBIATOWSKI R., WIELOPOLSKA M., ODEBRALSKA D., 2001. Effects of maintaining the carp (*Cyprinus carpio* L.) on mixed feeding schedule involving two feeds differing in chemical composition on selected heated cooling

water culture indices. Folia. Univ. Agric. Stetin. Piscaria 218 (28), 121-128.

StatSoft, Inc. 1997. STATISTICA for Windows [Computer program manual]. Tulsa, OK: StatSoft, Inc., 2300 East 14th Street, Tulsa, OK 74104, email: info@statsoftinc.com, WEB: <http://www.statsoft.com>

TRZEBIATOWSKI R., FILIPIAK J., 1989: Zimowanie karpia obsadowego w sadzach w wodzie pochłodniczej. Instrukcja wdrożeniowa. 8/89, Szczecin.

TRZEBIATOWSKI R., FILIPIAK J., 1992 a: Wpływ gęstości obsad na przebieg zimowania narybku karpi w sadzach w wodzie pochłodniczej (Effect of stocking density on overwintering of juvenile carps in cages in cooling water). Zesz. Nauk. AR Wrocław, XXXVII: 73-79.

TRZEBIATOWSKI R., FILIPIAK J., 1992 b: Zimowanie narybku w wodzie pochłodniczej przy różnej częstotliwości żywienia (Overwintering of juvenile carp with different feeding frequency in cooling water). Zesz. Nauk. AR Wrocław, XXXVII: 89-95.

TRZEBIATOWSKI R., FILIPIAK J., JAKUBOWSKI R., 1978: Zimowanie i hodowla karpi (K1-2) w wodzie pochłodniczej. Zesz. Nauk.. AR. Szczecin, 70: 51-61.

TRZEBIATOWSKI R., FILIPIAK J., LUBIENIECKA-KRYSZKO I., 1987: Effect of feeding intensity on changes in chemical composition of carp (C1-2) body throughout a year. IV Wissenschaftliche Konf "Physiologie, Biologie und Parasitologie von Nutzfischen. 29.09.1986 Gustrov Univ. Rostock: 95-102.

TRZEBIATOWSKI R., LUBIECKA-KRYSZKO I., FILIPIAK J. 1989: Wintering of juvenile (*Cyprinus carpio* L.) carp in cooling water. In.: Aquaculture and Biotechnology in Progress. European Aquacult. Soc. 2-5.06.1989, Bredene, Belgium Ed. N DePauw, E. Jaspers, H. Ackefors, N. Wilkins: 269-276

Jacek Sadowski, Rajmund Trzebiatowski, Maciej Kiełpiński, Magdalena Wielopolska, Dorota Odebralska, Ireneusz Swobodziński, Katedra Akwakultury, Akademia Rolnicza w Szczecinie, Kazimierza Królewicza 4, 71-550 Szczecin

NUTRIČNÍ ASPEKTY ODCHOVU RANÝCH STÁDIÍ KAPRA OBECNÉHO (*CYPRINUS CARPIO* L.) V KONTROLOVANÝCH PODMÍNKÁCH

Nutritional aspects culture of early stages of common carp under controlled conditions

J. JIRÁSEK, J. MAREŠ . J. REGENDA

Summary: In this work nutritional data used for solving culture problems of early stages of common carp (*Cyprinus carpio* L.) under controlled conditions are given. In the years 2001 and 2002 survival rate of carp larvae using 16 pre-starter diets were evaluated. With application of dry semi-synthetic diet from the beginning of exogenous feeding survival rate reached 63 to 88%. A 6-day larval feeding strategy for appropriate evaluation of culture using dry diet and live feed (co-feeding) were selected which increased the survival rate by 11% (2001) and 26% (2002) to the level of 93% to 99%. In this study feeding larvae using dry decapsulated cysts of artemia practiced and showed a survival ratio to the level of live zooplankton (99%).

Úvod

Pro úspěšný odchov raných stádií cyprinidů má rozhodující význam získání vhodného starterového krmiva. Obtížnost tohoto záměru prokazuje skutečnost, že vývoj startérové mikrodiety probíhá již 30 let, ale stále nedosahuje úrovně umožňující praktickou aplikaci. Výsledky četných studií prokázaly, že z larev cyprinidů je počáteční rozkrmování kapra suchými dietami nejobtížnější. Příčinou jsou biologické, fyziologické a nutriční zvláštnosti larválních stádií kapra uvedené podrobně v pracích JIRÁSKA a MAREŠE (2001a,b). Nízké přežití a špatný růst larev kapra na suchých krmivech se donedávna zdůvodňovalo nedostatečnou funkcí digestivního a absorpčního systému na začátku exogénní výživy. Vycházelo se přitom z neúspěchů dřívějších studií, ve kterých se pro larvy kapra používala startérova krmiva určená pro plůdek lososovitých ryb nebo startérové diety složené z tradičních krmných ingredientů, které nebyly schopny larvy účinně trávit. Esencialita živého zooplanktonu ve výživě raných stádií cyprinidů vycházela z názoru, že aktivita proteolytických enzymů larev je dostatečná pro digesti zooplanktonu, ale nízká pro trávení proteinů obsažených v suché dietě. Proto se do diet přidávaly různé proteolytické enzymy, ale dosažené produkční výsledky byly značně rozporné. Novější studie prokázaly, že enzymy zooplanktonu mají v digesti larev menší význam, než se

předpokládalo.

Cílem výzkumu řešeného v rámci projektu NAZV, č. QD 0211, je ověření vhodné technologie odchovu a stanovení správné strategie krmení raných stádií kapra v kontrolovaných podmínkách.

V tomto příspěvku uvádíme nutriční a metodická východiska řešení problematiky počátečního rozkrmování larev kapra do věku 12 dní a předběžné výsledky získané v letech 2001 a 2002 při sledování účinku použitých diet na úroveň přežití larev. Při řešení úkolu jsme vycházeli z literárních poznatků získaných v posledních letech při studiu kvalitativních a kvantitativních aspektů výživy raných stádií sladkovodních a mořských ryb v akvakulturách. Navázali jsme rovněž na vlastní poznatky získané při řešení problematiky počátečního odchovu kapřího plůdku v kontrolovaných podmínkách (JIRÁSEK, 1989).

Materiál a metodika

Pokusy se prováděly v průtočných nádržích (objem 9 l) umístěných v recirkulačním systému za podmínek uvedených v práci MAREŠ et al. (2002). K pokusům byly použity 3-denní larvy kapra a rozkrmování se provádělo prvních 12 dní (DO - D12) od začátku exogénní výživy.

V roce 2001 jsme při rozkrmování larev testovali 7 krmných variant a v roce 2002 se ověřovalo 9 variant ve dvojím opakování. Dostupnost potravních zdrojů v systému se sledovala pomocí hladovějící kontroly. V pozitivní kontrole byly larvy krmeny živými naupliemi artemií. Použité krmné varianty jsou uvedeny v tab. 1 a 2. Složení semisyntetické prestarterové diety použité v roce 2001 je uvedeno v tab. 3. V roce 2002 se ověřoval účinek přídatku (0,1%) pankreatinu (SDP) do základní diety (SD 02) a zařazení dextrinu a sojového lecitinu (SDE) za účelem zvýšení energetické hodnoty. Diety se připravovaly tak, že k suchým ingredientům se přidal roztok sušeného vaječného bílku (poživý účinek), kompletní směs byla v mixeru zhomogenizována, následně zlyofilizována a pomleta na mikročástice o počáteční velikosti do 0,1 mm.

Krmení larev se provádělo ručně v době od 6 do 22 hodin při frekvenci šesti denních dávek v časových intervalech tří hodin. Jednotlivé dávky byly aplikovány pomalu, aby se částice udržely co nejdéle na hladině a ve vodním sloupci. Počáteční intenzita krmení byla stanovena při aplikaci živé potravy na 250%, suché diety 40% hmotnosti obsádky. V průběhu experimentu pak byla postupně snížena na úroveň 150%, resp. 25% hmotnosti ryb. Čištění nádrží se provádělo od 3. dne pokusu denně.

Výsledky a diskuse

V tomto příspěvku hodnotíme dosaženou úroveň přežití ve vztahu k použité krmné variantě. Právě úroveň přežití larev při počátečním rozkrmování se považuje za primární kritérium odrážející úroveň výživy a kvalitu použitých diet. Údaje o růstu larev jsou uvedeny v práci MAREŠ et al. (2002).

Dřívější nutriční studie prováděné u larválních stádií ryb v kontrolovaných podmínkách nesledovaly dostupnost potravních zdrojů v odchovném systému, což mohlo vést k nesprávné interpretaci výsledků. Proto jsme zařadili hladovějící kontrolu, ve které začala mortalita od 6. dne a k totálnímu úhynu došlo mezi 10. až 13. dnem pokusu, což ve shodě s literárními údaji prokazuje absenci potravních zdrojů v systému. Úroveň kumulativního a celkového přežití larev dosažená v roce 2001 je uvedena v tab. 4 a v roce 2002 v tab. 5.

Při hodnocení účinku použitých diet na přežití larev kapra lze konstatovat, že komerčně vyráběná startérova krmiva určená pro raná stadia mořských nebo akvariálních ryb se při rozkrmování kapra neosvědčila. Týká se to i tzv. umělého planktónu, který byl testován ve screeningovém pokusu. Vhodné nejsou ani startéry v tekuté formě („Revolution“), které navíc zhoršují kvalitu vody a podporují rozvoj bakterií a plísní. Mortalita při výhradní aplikaci tekuté diety (var. 2 a 3) se v roce 2001 od 6. dne významně zvýšila a pokus byl 9. den ukončen při celkovém přežití 5%, resp. 24%.

Za vhodnou alternativu nahrazující živý zooplankton ve výživě raných stádií cyprinidů lze považovat komerčně vyráběné dekapsulované cysty artemií. Suché cysty jsme úspěšně použili od začátku exogénní výživy. Z nutričních předností je třeba zdůraznit menší velikost cyst, udržování na hladině a pomalé klesání ve vodním sloupci. Celkové přežití larev při výhradním krmení suchými dekapsulovanými cystami (var. 4 - 2002) činilo 99%, což je úroveň shodná se živými naupliemi (var. 9). Při současné nutriční hodnotě prestarterových diet je nejvhodnější koncepcí počátečního rozkrmování larev 3 až 5-denní aplikace kombinace živé potravy a suché diety (tzv. „co-feeding“). V roce 2001 zvýšila tato krmná varianta přežití o 11% a v roce 2002 (var. 5,6,7) v průměru o 26%, ve srovnání s výhradní aplikací suché diety.

Při rozkrmování larev od začátku exogénní výživy pouze na suché dietě činilo přežití v roce 2001 88% a v roce 2002 se pohybovalo v rozpětí 63% až 74%. Přídavek pankreatinu do diety SDP neovlivnil přežití, ale vyšší energetická hodnota diety SDE zvýšila celkové přežití larev na úroveň 74%. Přežití v jednotlivých letech mohlo být

ovlivněno do určité míry i rozdílným genofondem larev a počáteční hmotností (1,85 mg, resp. 1,70 mg).

Závěr

Získané výsledky svědčí o tom, že vývoj prestarterové diety dosáhl v současnosti úrovně umožňující při výhradní aplikaci suché diety od začátku exogénní výživy do D12 celkové přežití od 60% do 80%. Při krátkodobém počátečním rozkrmení způsobem „co-feeding“ lze přežití zvýšit na úroveň kolem 95%. Je zřejmé, že dřívější neúspěchy při rozkrmování raných stádií kapra nelze přisuzovat nedostatečné digestivní schopnosti larev, ale spíše nevhodné kvalitě prestarterových diet.

Poděkování

Studie byla finančně kryta prostředky grantového projektu NAZV QD 0211. Inovace norem potřeby živin pro hospodářská zvířata a ryby

Literatura

JIRÁSEK, J.: Biologické a technologické aspekty intenzivního odchovu kapřího plůdku. *Doktor, dizertace, VŠZ Brno, 1989, s. 318-356.*

JIRÁSEK, J., MAREŠ, J.: Výživa a krmení raných vývojových stádií kaprovitých ryb. I. Biologické a fyziologické aspekty výživy larválních stádií. *Bulletin VÚRH Vodňany, 2001, roč. 37, č. 1, s. 23-38.*

JIRÁSEK, J., MAREŠ, J.: Výživa a krmení raných vývojových stádií kaprovitých ryb. II. Nutriční aspekty startérových diet a krmení larev. *Bulletin VÚRH Vodňany, 2001b, roč. 37, č. 2, s. 66 - 75.*

MAREŠ, J., JIRÁSEK, J., REGENDA, J.: Produkční výsledek odchovu raných stádií kapra v kontrolovaných podmínkách. *Sbor. V. České ichtyolog. Konf., Brno, 2002, s.*

Prof. Ing. Jiří Jirásek, DrSc, Dr. Ing. Jan Mareš, Ing. Ján Regenda

Ústav rybářství a hydrobiologie Mendelovy zemědělské a lesnické univerzity v Brně,
Zemědělská 1, 613 00 Brno

mares@mendelu.cz

Tab. 1 Přehled krmných variant použitých při odkrmování larev kapra v roce 2001

varianta	D 0	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5	D 6	D 7	D 8	D 9	D 10	D 11
1		Artemie / Revolution 1		Revolution 2			Revolution 2			Revolution 2		
2		Revolution 1 ¹⁾		Revolution 2			Revolution 2					
3		Revolution 2		Revolution 3			Revolution 3					
4		Artemie ²⁾		SD / Artemie			SD			SD		
5		Artemie / SD		SD / Artemie			SD			SD		
6		SD ³⁾		SD			SD			SD		
7		Artemie		Artemie			Artemie			Artemie		

- 1) Tekutá startérova dieta americké provenience částečně (ze 40 - 80 %) nahrazující přirozenou potravu, čísla 1, 2, 3 označují velikost částic.
- 2) Živá nauplia žábronožky solné (*Artemia salina*)
- 3) Semisyntetická dieta vlastní receptury, na bázi sušených kvasnic a hovězích jater

Tab. 2 Přehled krmných variant použitých při odkrmování larev kapra v roce 2002

varianta	D 0	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5	D 6	D 7	D 8	D 9	D 10	D 11
1		SD 02 ¹⁾		SD 02			SD 02			SD 02		
2		SD P ¹⁾		SD P			SD P			SD P		
3		SD E ¹⁾		SD E			SD E			SD E		
4		dekap. cysty ²⁾		dekap. cysty			dekap. cysty			dekap. cysty		
5		Art. / SD 02		Art. / SD 02			SD 02			SD 02		
6		Art. / SDP		Art. / SDP			SD P			SD P		
7		Art. / SD E		Art. / SD E			SD E			SD E		
8		Art. / dekap. cysty		Art./dekap. cysty			dekap. cysty			dekap. cysty		
9		Artemie ³⁾		Artemie			Artemie			Artemie		

- 4) Semisyntetická dieta vlastní receptury.
- 5) Komerčně vyráběné suché dekapulované cysty artémií
- 6) Živá nauplia žábronožky solné (*Artemia salina*)

Tab. 3 Složení semisyntetické prestarterové diety použité při rozkrmování larev kapra v roce 2001

Ingredient	%
Suché kvasnice ¹⁾	45
Lyofil. hovězí játra	35
Kasein hydrolyzát ²⁾	7
Fosfatidylcholin ³⁾	3
Vitaminový premix ⁴⁾	5
Minerální premix ⁵⁾	5

1) Sulfitové (VITEX) a pivovarské kvasnice v poměru 1:1

2) SIGMA C 0626

3) SIGMA P 5394

4) EIFAC (1971)

5) LUQUET (1971)

Tab. 4 Úroveň přežití při rozkrmování larev kapra v roce 2001

Varianta č.	Kumulativní přežití %				Celkové přežití (D0-D12)
	D0-D3	D4-D6	D7-D9	D10-D12	
1	99,78	98,04	82,30	69,50	55,96
2	99,89	93,45	34,13	-	24,27
3	99,22	90,73	16,18	-	5,55
4	100,0	99,89	100,0	100,0	99,89
5	100,0	99,89	100,0	99,87	99,75
6	99,78	98,27	95,73	94,17	88,39
7	99,67	99,88	99,88	99,87	99,29

Tab. 5 Úroveň přežití při rozkrmování larev kapra v roce 2002

Varianta č.	Kumulativní přežití %				Celkové přežití (D0-D12)
	D0-D3	D4-D6	D7-D9	D10-D12	
1	99,30	98,29	95,57	70,62	65,87
2	98,50	95,57	95,51	70,47	63,35
	99,70	96,69	96,33	79,95	74,24
4	99,70	99,68	99,89	99,89	99,14
5	99,80	99,89	95,78	98,85	94,39
6	99,80	99,79	95,21	98,32	93,22
7	100,0	99,89	95,90	98,34	94,21
8	99,80	99,89	99,77	99,63	99,10
9	99,80	100,0	99,89	99,88	99,56

PRODUKČNÍ VÝSLEDEK ODCHOVU RANÝCH STADIÍ KAPRA OBECNÉHO (*CYPRINUS CARPIO* L.) V KONTROLOVANÝCH PODMÍNKÁCH

Production results of carp larvae under controlled condition. J.

MAREŠ, J. JIRÁSEK, J. REGENDA

Summary: In this paper results of growth intensity and quality of larvae of common carp (*Cyprinus carpio* L) in the year 2001 and 2002 at the beginning of culture (DO- D12) under controlled condition are presented. Six artificial diets and dry decapsulated artemia cysts were examined in 16 experimental variants. Diets were applied from the beginning of the exogenous feeding or after starting culture of larvae as co-feeding with nauplii of artemia. The best results were obtained in the year 2002 with application of semi-synthetic pre-starter SD02 and its energetically enriched modification (SD/E) where the average SGR reached $15.56\% d^{-1}$ and individual weight 9.66 mg. Application of enzymatic preparation Pankreatin (0.1%) did not influence larval growth. Strategy of 6 days starting culture with co-feeding method significantly stimulated the growth and increased the final weight of larvae. The results obtained using dry decapsulated artemia cysts was comparable with application of live food.

Úvod

Z chovatelského hlediska je žádoucí získat kontrolu nad odchovem raných stádií ryb chovaných v akvakultuře, protože larvální stádia ryb představují nejrizikovější fázi celého produkčního cyklu. Počáteční stádium odchovu larev cyprinidů lze považovat z hlediska zajištění vysoké dostupnosti a kvality potravních zdrojů za velmi náročné a pro úspěšnost produkce plůdku rozhodující. U většiny ryb chovaných v akvakultuře se již podařilo úspěšně zvládnout odchov larválních a juvenilních stádií v kontrolovaných podmínkách. Nedořešeným problémem zůstává počáteční rozkrmování larev kapra na bázi suchých krmiv. Počáteční odchov raných stádií v kontrolovaných podmínkách umožňuje larvám dokompletování morfo-funkčních systémů potřebných pro získávání a využití potravy, vyšší odolnost k ekologickým podmínkám a pro únik predátorů.

Při současném způsobu vysazování rozplavaných larev kapra do rybníků přetrvává velmi nízká úroveň přežití (kolem 5%) do podzimu (HARTMAN, 1979) a okolo 3% do jara (KOUŘIL et al., 1981). Při vysazování krátkodobě v líhni rozkrmených larev by se mohlo přežití plůdku v rybnících zvýšit asi o 30% (KOUŘIL, 1981).

Cílem výzkumu řešeného v rámci projektu NAZV QD 0211 bylo:

1. Vytvořit vhodný produkční systém umožňující odchov raných stádií kapra v kontrolovaných podmínkách
2. Ověřit vhodnou technologii odchovu a strategii krmení larev do stádia rychleného plůdku

Poznatky získané modelově u kapra mohou být využity při odchovu raných stádií jiných druhů ryb s podobnými biologickými a nutričními zvláštnostmi. V tomto příspěvku je hodnocen růst a kvalita larev kapra po 12-denním rozkrmení. Úroveň přežití ve vztahu k potravním podmínkám je uvedena v práci JIRÁSKA a MAREŠE (2002). Vliv zastoupení živé potravy při počátečním rozkrmování larev v roce 2001 na výskyt malformací je uveden v práci REGENDA et al., (2002).

Materiál a metodika

Odchovný systém byl založen na bázi recirkulace tvořené několika žlaby. Ve dvojici horních žlabů byly umístěny průtočné skleněné nádrže o objemu 9 litrů. Voda z odchovných nádrží, resp. žlabů odtékala do sekce určené pro čištění (mechanický a biologický **filtr**) a úpravu vody (vzduchování, ohřev vody, přívod CO₂), tvořené velkým žlabem (typ EWOS) s náplní pro rozvoj mikroflóry. Z tohoto žlabu byla voda čerpána přes UV-lampu do rozvodného žlabu, odkud byla přiváděna samospádem do odchovných nádrží.

Základní hydrochemické parametry (obsah rozp. O₂, teplota, pH) byly stanovovány třikrát denně, další ukazatele (N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃) pak podle potřeby. Teplota vody se v průběhu odchovu pohybovala v rozmezí 23-26°C s průměrnou hodnotou 24,8°C (r.2001), resp. 23,7°C (2002). Obsah kyslíku kolísal v rozmezí 65-110 % nasycení. Nižší hodnoty byly zaznamenány ke konci pokusu, kdy v některých nádržích s vysokou obsádkou došlo k poklesu po nakrmení pod úroveň 75 % nasycení. Hodnota pH se pohybovala v rozmezí 7,3-8,4, hodnoty N-NH₄, od 0,07 do 0,98 mg.l⁻¹ (2001), resp. 0,00-0,63 mg.l⁻¹ (2002), N-NO₃ 5,6-11,6 mg.l⁻¹ (2001), resp. 3,9-8,4 mg.l⁻¹ (2002), N-NO₂ 0,03-0,66 mg.l⁻¹ (2001) a 0,00-0,86 mg.l⁻¹ (2002). Přítok vody do nádrží byl seřízen tak, aby docházelo k výměně vody 2-2,5 krát za 1 h.

Pokusný materiál-larvy kapra, byl získán z umělého výtěru geneticky definovaných jedinců z Rybářství Hodonín s.r.o. (2001) a Rybníkářství Pohořelice a.s. (2002). Váčkový plůdek byl v obou letech odebírán z líhní po rozplavání před začátkem exogenní výživy.

Termín kulení- 12.5.2001 a 10.6.2002. Zahájení testu (DO)- 17.5.2001 a 14.6.2002.

Ryby byly nasazeny do nádrží v počtu 450 ks (2001) a 500 ks (2002). Vyšší počet v roce 2002 byl nasazen z důvodu odběru většího počtu ryb v průběhu experimentu. Každá z variant byla nasazena ve dvou opakováních. V průběhu testu byl denně zjišťován počet uhynulých jedinců v každé nádrži. Ve třídních intervalech byl odebírán vzorek ryb (v počtu 30 ks) z každé nádrže. Část ryb byla použita pro zjištění aktuální hmotnosti, jako výchozí hodnoty pro upřesnění krmné dávky, zbytek byl fixován v roztoku formaldehydu pro další zpracování.

Jednotlivé varianty se odlišovaly použitou dietou. Jako kontrolní dieta byla použita živá naupliová stadia artémií (*Artemia salina*) Sanders Premium. Výše krmné dávky byla stanovena zpočátku na úroveň 250 % hmotnosti obsádky při použití živé potravy a 40 % pro suché diety. Testované suché diety byly upraveny na vhodnou velikost jednotlivých částic, pro počáteční rozkrm byla použita velikost do 0,1 mm. Vedle experimentálních diet byla jako suché krmivo použita komerčně vyráběná dekapsulovaná vajíčka artémií. Použité diety a krmný režim jsou definovány v práci JIRÁSEK a MAREŠ (2002).

Výsledky a diskuse

K provádění nutričních studií a testování diet pro raná stadia ryb bylo nezbytné vytvořit odchovný systém umožňující získání výsledků ve srovnatelných podmínkách. Po technické stránce byl systém konstruován tak, aby udržoval kvalitu vody na úrovni odpovídající fyziologickým požadavkům larev kapra. Při počátečním rozkrmování larev v periodě DO - D12 se osvědčily skleněné nádrže, které na rozdíl od žlabů, umožňují lepší světelné podmínky, dobrou kontrolu příjmu potravy a snadné čištění. Krmné varianty použité v roce 2001 a 2002 jsou uvedeny v tab. 1 a 2. Vliv použitých diet na úroveň přežití larev je uveden v navazujícím příspěvku autorů JIRÁSKA a MAREŠE (2002). Průměrné hodnoty sledovaných ukazatelů růstu a kvality larev získané po ukončeném rozkrmení jsou uvedeny v tab. 3 a 4.

Při nutriční hodnotě současných prestarterových diet nelze očekávat při počátečním rozkrmování larev kapra dosažení růstu srovnatelného se živým zooplanktonem. Proto se provedené studie zaměřily na ověření vhodné strategie rozkrmování larev, která by umožnila vysoké přežití, uspokojivý růst a dobrou kvalitu larev při minimálním zastoupení živé potravy. Z testovaných diet byl v roce 2001 zjištěn nejhorší růst (SGR 4,6%.d⁻¹) a vyživenost (KF 0,52) u larev krmených výhradně tekutým prestarterem („REVOLUTION“) určeným pro larvy mořských ryb. V důsledku vysoké mortality byl pokus ve variantách 2 a

3, při hmotnosti larev 2,76 mg, předčasně ukončen (D9). Podstatně lepší výsledek se získal při počátečním 3-denním rozkrmení larev kombinací tekuté diety s naupliemi artemií (var. 1), při kterém činila průměrná SGR $11,3 \text{ \%} \cdot \text{d}^{-1}$, konečná hmotnost (D12) 6,70 mg a hodnota Kp 0,66.

Při výhradní aplikaci suché semisyntetické diety (var. 6) odpovídala v roce 2001 průměrná SGR $11,6\% \cdot \text{d}^{-1}$, individuální hmotnost činila 6,92 mg a Kp 0,85. Při 5-denním počátečním rozkrmení kombinovanou potravou (var. 5) se hodnoty stejných ukazatelů relativně zvýšily o 66%, 222%, resp. 5%. V případě 3-denního rozkrmení naupliemi a 3-denní aplikaci kombinované potravy (var. 4) došlo ve srovnání s var. 6 ke zvýšení SGR o 82%, hmotnosti o 268% a K_F o 7%.

Úprava receptury semisyntetické diety provedená v roce 2002 ovlivnila příznivě růst larev. Při výhradní aplikaci suchých diet (var. 1, 2, 3) se dosáhla průměrná SGR $14,90\% \cdot \text{d}^{-1}$ a konečná hmotnost (D12) činila v průměru 19,06 mg. Nejlepší růst byl zjištěn u larev var. 3, které byly krmeny energeticky obohacenou dietou (SD/E). Ve srovnání se základní dietou použitou ve var. 1 se intenzita růstu (SGR $16,22\% \cdot \text{d}^{-1}$) zvýšila o 9% a průměrná hmotnost (10,32 mg) o 10%. Naopak přidavek enzymů ve formě pankreatinu růst larev neovlivnila. Intenzita růstu a hmotnost larev dosažená při výhradní aplikaci suchých dekapsulovaných cyst artemií (var. 4) se pohybovala na úrovni larev ve var. 5, 6 a 7. Počáteční 6-denní rozkrmení larev způsobem „co-feeding“ (var. 8) však zvýšilo SGR v průměru o 28% a hmotnost se zdvojnásobila ve srovnání s hodnotami získanými ve var.

4. Ve srovnání s rokem 2001 se úprava receptury semisyntetické diety v roce 2002 projevila pozitivně, neboť při její výhradní aplikaci se zvýšila hodnota SGR v průměru o 28% a hmotnost larev o 31%.

Při současné nutriční hodnotě prestarterových diet prokázaly získané výsledky účelnost použití strategie „co-feeding“ při počátečním rozkrmování raných stádií cyprinidů. Další studie by se měly zaměřit, vedle dalšího zkvalitnění receptury prestarteru, na kvantifikaci minimální potřeby živé potravy na začátku exogenní výživy larev. Nelze vyloučit možnost, že přijatý zooplankton může být i v minimálním množství „spouštěcím“ postprandiálním faktorem stimulujícím digestivní a asimilační procesy larev. Je též možné, že živý zooplankton obsahuje dosud neidentifikované nutriční složky podporující růst larev.

Závěr

Semisyntetické prestarterové diety připravené v roce 2002 podle upravené

receptury zlepšily ve srovnání s dietou použitou v roce 2001 sledované ukazatele růstu a kvality odkrmených larev. Další zlepšení nutriční hodnoty prestarteru umožní úspěšné rozkrmování larev jako technologického předstupu pro navazující odchov rychleného plůdku v kontrolovaných podmínkách na bázi komerčně vyráběných startérových krmiv.

Literatura

- HARTMAN, P.: Životaschopnost K<j z přirozeného a umělého výtěru. *Čsl. Rybníkářství*, 1979, č. 4, s. 20-21.
- KOUŘIL, J.: Využití oteplené vody k odchovu raných stádií plůdku kaprovitých ryb. *Čsl. Rybníkářství*, 1981, č. 4, s. 97-99.
- KOUŘIL, J., MATEŇA, J., SKÁCELOVÁ, O., PŘIKRYL, J.: Pokusný odkrm raných stádií kapra zooplanktonem a krmivem EWOS-CO. *Bull. VÚRH Vodňany*, 1981, roč. 17, č. 2, s. 15-35.
- JIRÁSEK, J., MAREŠ, J.: Nutriční aspekty odchovu raných stádií kapra v kontrolovaných podmínkách. *Sbor. V. Česká Ichtyologická konf., Brno, 2002, s.*
- REGENDA, J., MAREŠ, J., JIRÁSEK, J., SPURNÝ, P.: Eliminace morfologických změn larev kapra obecného (*Cyprinus carpio* L.) aplikací živé potravy při rozkrmu. *Sbor. mezinár. Odbor. Semináře posl. PGS „MENDELNET 02“, MZLU Brno, 2002, 69-70*

Prof. Ing. Jiří Jirásek, DrSc, Dr. Ing. Jan Mareš, Ing. Ján Regenda

Ústav rybářství a hydrobiologie Mendelovy zemědělské a lesnické univerzity v Brně,

Zemědělská 1, 613 00 Brno

mares@mendelu.cz

Tab. 1 Přehled krmných variant použitých při odkrmování larev kapra v roce 2001

varianta	DO	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	D8	D9	D10	D11
1	Artemie / Revolution 1			Revolution 2			Revolution 2			Revolution 2		
2	Revolution 1 ¹⁾			Revolution 2			Revolution 2					
3	Revolution 2			Revolution 3			Revolution 3					
4	Artemie ²⁾			SD / Artemie			SD			SD		
5	Artemie / SD			SD / Artemie			SD			SD		
6	SD ³⁾			SD			SD			SD		
7	Artemie			Artemie			Artemie			Artemie		

- 1) Tekutá startérova dieta americké provenience částečně (ze 40 - 80 %) nahrazující přirozenou potravu, čísla 1, 2, 3 označují velikost částic.
- 2) Živá nauplia žábronožky solné (*Artemia salina*)
- 3) Semisyntetická dieta vlastní receptury, na bázi sušených kvasnic a hovězích jater

Tab. 2 Přehled krmných variant použitých při odkrmování larev kapra v roce 2002

varianta	DO	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	D8	D9	D10	D11
1	SD 02 ¹⁾			SD02			SD02			SD02		
2	SDP ¹⁾			SDP			SDP			SDP		
3	SDE ¹⁾			SDE			SDE			SDE		
4	dekap. cysty ²⁾			dekap. cysty			dekap. cysty			dekap. cysty		
5	Art. / SD 02			Art. / SD 02			SD02			SD02		
6	Art. / SDP			Art. / SDP			SDP			SDP		
7	Art. / SD E			Art. / SD E			SDE			SDE		
8	Art. / dekap. cysty			Art./dekap. cysty			dekap. cysty			dekap. cysty		
9	Artemie ³⁾			Artemie			Artemie			Artemie		

- 1) Semisyntetická dieta vlastní receptury.
- 2) Komerčně vyráběné suché dekapulované cysty artémií
- 3) Živá nauplia žábronožky solné (*Artemia salina*)

Tab. 3 Průměrné hodnoty sledovaných ukazatelů získaných při odkrmování larev kapra v roce 2001

	Vstup (D 0) 17.V.	Experimentální varianty						
		1	2*	3*	4	5	6	7
		Ukončení D 12				29.V.		
TL (mm)	6,83±0,17 2,52	10,03±0,32 3,20	7,88±0,46 5,85	8,32±0,44 5,31	12,63±0,62 4,90	11,96±0,62 5,22	9,26±0,70 7,58	17,22±0,85 4,95
Hmotnost (mg)	1,85±0,13 1,99	6,70±1,48 22,11	2,74±0,71 25,97	2,79±0,48 17,37	18,52±3,97 21,45	15,38±3,36 21,87	6,92±2,32 33,50	67,73±11,85 17,50
Koeficient Fultona	0,579±0,04 6,82	0,662±0,13 19,97	0,553±0,08 14,57	0,485±0,07 15,34	0,906±0,09 9,96	0,886±0,08 7,45	0,846±0,18 21,25	1,314±0,08 5,92
SGR (%.d ⁻¹)	-	11,34	4,48	4,70	21,19	19,33	11,64	35,02
Přežití (%)	-	55,96	24,27	5,55	99,89	99,75	88,39	99,29

* údaje jsou uvedeny k D 9 (předčasné ukončení v důsledku úhynu)
(délkohmotnostní parametry byly získány z fixovaného materiálu)

Tab.4 Průměrné hodnoty sledovaných ukazatelů získaných při odkrmování larev kapra v roce 2002

	Vstup (D 0) 14.VI.	Experimentální varianty								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
		Ukončení D 12				26.VI.				
Hmotnost (mg)	1,7	9,00	7,85	10,32	30,35	33,47	32,10	30,00	61,08	124,95
SGR (%.d ⁻¹)	-	14,89	13,60	16,22	27,15	28,19	27,74	27,03	34,78	43,06
Přežití (%)	-	65,87	63,35	74,24	99,14	94,39	93,22	94,21	99,10	99,56

(hmotnostní údaje byly stanoveny u ryb před fixací)

VLIV HMOTNOSTI LAREV KAPRA (*CYPRINUS CARPIO* L.) NA SNIŽOVÁNÍ PH V ŘÍZENÝCH PODMÍNKÁCH.

*The influence of weight on carp larvae (*Cyprinus carpio* L.) on pH decline in controlled conditions.*

R. KOPP

Summary: The value of pH was observed at carp aged 20-21 days and with weight 10 to 544 mg one hour after feeding. The experiment was proceeding in 24 glass aquaria of 5 and 9 liter capacity with different density of carp fishstock. The value of pH evidentially declined with growing weight of the observed fish (gram per liter). The range of pH value was between 7.70 to 8.24.

Úvod

Hodnota pH patří mezi nejdůležitější sledované ukazatele v intenzivním chovu ryb především proto, že výrazně ovlivňuje toxicitu amoniaku (Svobodová a kol. 1987). Zvýšená koncentrace amoniaku v kombinaci s vysokými hodnotami pH je jedním z faktorů negativně ovlivňujících zdravotní stav plůdku kapra (Máchová a kol. 1983). Jednou z cest jak snížit hodnotu pH je aplikace oxidu uhličitého přímo do vody (Jirásek a kol. 1981; Barthelmes 1976). V rybochovných zařízeních s malým objemem vody a vysokou obsádkou ryb jsou ryby schopny účinně snižovat hodnotu pH vlastním metabolismem. Optimální hodnoty pH pro kapra se pohybují v hranicích 6,5-8,5 (Baruš a kol. 1995).

Materiál a metodika

K experimentům bylo využito rybochovné zařízení Ústavu rybářství a hydrobiologie MZLU v Brně. Pokusy probíhaly ve 24 průtočných skleněných nádržích o objemu vody 5 a 9 litrů napojených na recirkulační systém. V jednotlivých nádržích byly larvy kapra ve věku 20-21 dnů, kusové hmotnosti 11 až 544 mg v počtu od 50 do 255 ks na jednu nádrž. Hmotnost larev byla zjišťována ve věku 19 a 22 dnů, hodnoty uvedené v tabulkách byly získány matematickým dopočtem. Hodnota pH byla měřena potenciometricky přístrojem Hanna Instruments 9025 jednu hodinu po nakrmení. Larvy kapra byly krmeny různými druhy krmných směsí nebo živou potravou (*Artemia salina*).

Výsledky a diskuze

Souhrnné výsledky zjištěných hodnot jsou uvedeny v tabulkách 1 a 2. Graf č. 1 ukazuje změnu pH za celé sledované období vztaženou k pH přítokové vody. Z grafu je patrná vysoká závislost poklesu hodnot reakce vody se zvyšující se hmotností obsádky ryb. Tuto schopnost obsádky ryb snižovat reakci vody vlastním metabolizmem lze v řízených podmínkách chovu raných stadií ryb využít k dosažení optimálních hodnot pH. V pozdějším období chovu nastává opačný problém, kdy stále se zvyšující kusová hmotnost obsádky způsobuje výrazný pokles pH, jehož hodnota musí být upravována, nejčastěji mletým vápencem.

V experimentálním pokusném zařízení ústavu rybářství v Brně je používána upravená vodovodní voda, jejíž pufrční kapacita je nízká. Reakce této vody při intenzivním vzduchování velmi rychle dosáhne hodnot 8,7-8,8, což vzhledem k možnému toxickému působení amoniaku není žádoucí. Reakce vody pak musí být upravována nejčastěji aplikací plynného oxidu uhličitého přímo do vody. Těchto poměrně vysokých hodnot pH je v pokusném zařízení dosahováno především v experimentech s ranými vývojovými stadii ryb, kdy je vzhledem k jejich nízké kusové hmotnosti vliv na reakci vody nepatrný. Při pohledu na graf č.1 je zřejmé výrazné působení obsádky ryb na reakci vody již od hmotnosti kolem 5 g.l⁻¹.

Závěr

Závěrem lze konstatovat, že udržení hodnot pH v rozmezí optimálním pro chov kapra (6,5-8,5) v experimentálních zařízeních s vysokou hustotou obsádky a malým množstvím vody, je problematické. Z počátečních vysokých hodnot reakce vody (8,7-8,8) dochází vlivem metabolismu ryb s jejich rostoucí kusovou hmotností k poklesu hodnot pH často i velmi výraznému (pod 6,0). Údaje uvedené v příspěvku zahrnují pouze krátkodobý úsek sledování, ale i tak je vliv hmotnosti obsádky ryb na změnu pH dobře patrný.

Poděkování

Studie byla finančně kryta prostředky grantového projektu NAZV QD 0211. Inovace norem potřeby živin pro hospodářská zvířata a ryby.

Literatura

- BARTHELMES, D.: Zur Steuerung von pH-Wert und NH_4 -Gehalt in Karpfenteichen. *Z.Binnenfisch.DDR*, 23, 1976, 8, p. 232-236
- BARUŠ, V., OLIVA, O., a kol: Mihulovci a ryby (2). *Academia, Praha*, 1995, 698p
- JIRÁSEK, I, ADÁMEK, Z., HETEŠA, J.: Možnosti ovlivňování hodnot pH. *Československé rybníkářství*, 1981, 3, p. 64-65
- MÁCHOVÁ, J., PEŇÁZ, M., KOUŘIL, J., HAMÁČKOVÁ, J., MACHÁČEK, J., GROCH, L.: Vliv různých hodnot pH a zvýšené koncentrace amoniaku na růst a ontogenetický vývoj plůdku kapra. *Buletin VÚRH Vodňany*, 1983, 3, p. 3-14
- SVOBODOVÁ a kol: Toxikologie vodních živočichů. *MTZ Olomouc*, 1987, 231 p.

Ing. Radovan Kopp, Ph.D., Ústav rybářství a hydrobiologie Mendelovy zemědělské a lesnické univerzity, Nejdecká 600, 691 44 Lednice na Moravě, Česká republika

Tabulka č. 1

Larvy kapra, věk 20 dnů, pH přítokové vody 8,20.

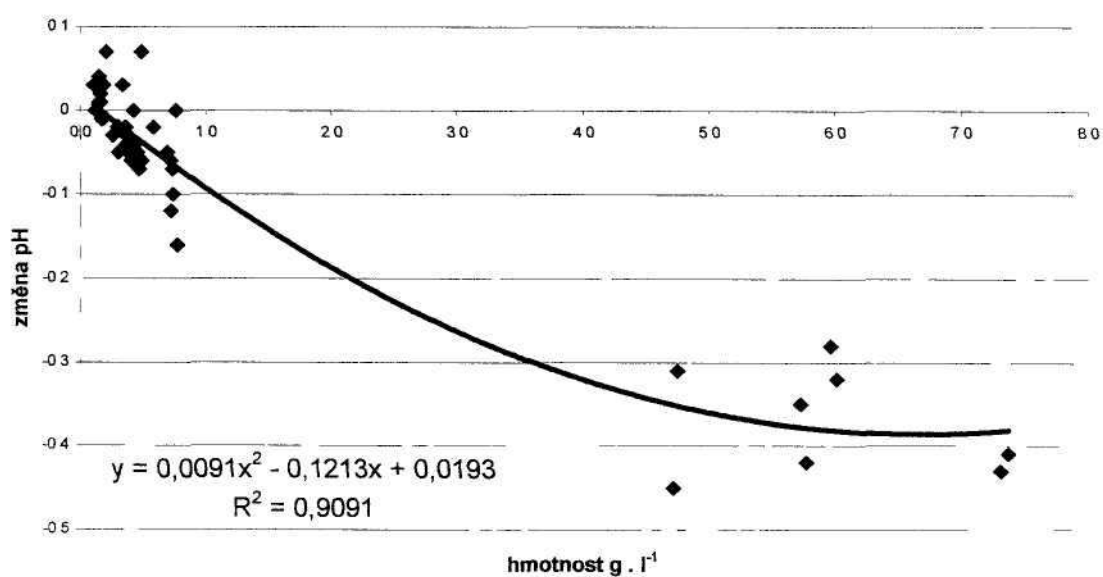
Nádrž č.	pH	prům. ks hm.	počet ryb	objem nádrže	hmotnost
		mg	ks	litr	g.l^{-1}
1	8,08	65,8	99	9	0,724
2	8,24	19,6	68	9	0,148
3	7,92	444,0	121	9	5,970
4	8,16	32,3	120	9	0,430
5	8,14	30,8	119	9	0,407
6	8,21	15,8	89	9	0,157
7	7,75	350,8	121	9	4,716
8	8,10	65,8	101	9	0,739
9	8,23	19,6	84	9	0,183
10	7,88	444,0	122	9	6,019
11	8,16	32,3	122	9	0,437
12	8,16	30,8	122	9	0,418
13	8,21	15,8	84	9	0,148
14	7,89	350,8	122	9	4,755
15	8,15	24,4	255	9	0,691
16	8,18	39,0	75	5	0,585
17	8,18	24,2	75	5	0,363
18	8,17	19,1	100	5	0,383
19	8,18	19,2	80	5	0,307
20	8,16	24,5	75	5	0,368
21	8,17	17,3	75	5	0,259
22	8,23	18,3	92	5	0,337
23	8,18	14,8	101	5	0,300
24	8,23	10,8	50	5	0,108

Tabulka č.2

Larvy kapra, věk 21 dnů, pH přítokové vody 8,13.

Nádrž č	pH	prům ks hm.	počet ryb	objem nádrže	hmotnost
		mg	ks	litr	g.l ⁻¹
1	7,97	72,6	96	9	0,775
2	8,15	22,7	64	9	0,161
3	7,70	544,3	121	9	7,318
4	8,07	35,9	120	9	0,479
5	8,07	34,5	117	9	0,448
6	8,12	18,3	87	9	0,177
7	7,78	426,3	121	9	5,732
8	8,13	72,6	95	9	0,766
9	8,20	22,7	82	9	0,207
10	7,72	544,3	122	9	7,378
11	8,20	35,9	122	9	0,487
12	8,06	34,5	122	9	0,468
13	8,12	18,3	84	9	0,171
14	7,71	426,3	122	9	5,779
15	8,07	25,6	252	9	0,716
16	8,06	49,0	75	5	0,735
17	8,08	29,9	75	5	0,449
18	8,07	24,4	100	5	0,488
19	8,08	23,8	80	5	0,381
20	8,07	28,8	75	5	0,433
21	8,08	20,2	75	5	0,303
22	8,13	23,2	92	5	0,427
23	8,10	18,1	101	5	0,365
24	8,13	12,5	50	5	0,125

Graf č. 1 Vliv hmotnosti larev kapra na změnu pH



POUŽITÍ POLOVLHKÝCH KRMNÝCH SMĚSÍ V CHOVU OKOUNA ŘÍČNÍHO (*PERCA FLUVIATILIS*)

*Application of semi moist food preparation for pike perch (*Perca fluviatilis*) culture*

J. MAREŠ, J. HILLERMANN

Summary: Different culture technologies have been tested for production of marketable *Perca fluviatilis*. One of these technologies is combination of culture in fish ponds and in intensive conditions using dry food preparations. During the transition period owing to the changes in culture condition, semi moist feed is used for adaptation. Effects of different period of application of semi moist food preparation were observed in our experimental culture. Larvae of pike perch cultured in fish ponds during their vegetative period, were stocked in recirculation system. Study was conducted for 35 days. Calculated fingerling individual average weight was 28 gr, duration of moist food application was 7, 14, 21, 35 days and transition to dry food 7 days. Semi moist food was prepared based on fresh fish meat. Dry food for salmonids containing 47% protein and 12.5% fat was used in experiment. Water temperature during the experimental period was 25.4 °C. Observed parameters were survival, specific growth rate (SGR) and food conversion ratio (FCR). The best result was noticed using semi moist food for a period of 7 days. Based on the obtained results, 7 to 14 days semi moist food application is recommended where the culture condition is to be changed.

Úvod

Okoun říční (*Perca fluviatilis* L.) se v posledních deseti letech dostal mezi ty druhy sladko vodních ryb, které se velmi dobře realizují na evropském trhu. Tento druh je rybou tradičně se vyskytující v rybníčním prostředí, kde tvoří 1-5 % produkce. S rostoucím odbytem (v Evropě perspektivně odhadovaným na 5-10 tis.tun ročně - MÉLARD et al. 1995) jsou výzkumně řešeny jednotlivé fáze technologie intenzivní produkce ryb tržní velikosti. Ve vazbě na evropský trh i zahraniční spolupráci se do výzkumu zapojila i odborná pracoviště v České republice (HILLERMANN et al., 2001; KOUŘIL et al. 2001; MAREŠ et al. 2001). Počáteční odchov plůdku okouna říčního v podmínkách intenzivního chovu je, s ohledem na poměrně nízkou úroveň přežití (MAREŠ et al., 2002), ekonomicky problematický. Pro zlepšení ekonomiky chovu je výhodnější získávat násadový materiál

z přirozeného prostředí, resp. využít přirozený produkční potenciál rybníků pro produkci násadového materiálu do podmínek intenzivního chovu. Úspěšnost takové technologie je podmíněna adaptací ryb na změnu podmínek prostředí a zejména způsobu výživy (přechod z přirozené potravy na suché krmné směsi). Na základě poznatků z chovu jiných druhů ryb, např. sumce velkého (MAREŠ et al., 1995), je v tomto období využívána polovlhká krmná směs. V příspěvku jsou uvedeny výsledky sledování vlivu délky aplikace polovlhké směsi na úspěšnost adaptace plůdku okouna říčního na suché krmivo v podmínkách intenzivního chovu.

Materiál a metodika

Vlastní pokus probíhal v experimentálním zařízení ústavu rybářství a hydrobiologie MZLU v Brně v podzimním období v roce 2000. Pokusný materiál - roček okouna říčního, pocházel z rybníčního chovu z objektu JU VÚRH Vodňany.

Po adaptaci na podmínky prostředí byly ryby nasazeny do osmi průtočných nádrží o objemu 90 litrů v počtu 22 ks na nádrž. Průměrná kusová hmotnost ryb při nasazení činila 28 g. Nádrže byly připojeny na recirkulační systém udržující stabilní prostředí. Základní hydrochemické parametry byly sledovány zpravidla dvakrát denně. Teplota vody během experimentu byl udržována na úrovni $25 \pm 2^\circ\text{C}$, hodnota pH $7,7 \pm 0,3$ a nasycení vody kyslíkem nekleslo pod 77 %.

Experiment proběhl v délce 35 dnů. Do sledování byly zařazeny čtyři varianty (ve dvou opakováních) s rozdílnou délkou aplikace polovlhké krmné směsi (7, 14, 21 a 35 dnů). Krmivo bylo rybám předkládáno manuálně třikrát denně ve čtyřhodinových intervalech. Jako polovlhké krmivo byla použita směs na bázi čerstvého rybího masa (filet z tolstolobika), s přidavkem rybí moučky, sušené syrovátky a vitamínového premixu, s obsahem sušiny na úrovni 58,2 %. Podíl proteinů činil 59 %, podíl tuku pak 21 % obsahu sušiny. Polovlhká směs byla připravována v desetidenních intervalech a přechovávána v mrazícím boxu. Jako suchá směs bylo použito komerčně vyráběné granulované krmivo pro lososovité ryby (se sušinou převyšující 90 %) s obsahem 47 % proteinů a 12,5 % tuku. Výše denní krmné dávky byla stanovena na úroveň 2 % hmotnosti obsádky u suché směsi a 2,5 % u polovlhkého krmiva. Krmná dávka byla upřesňována na základě pravidelného týdenního kontrolního převažování ryb. Přechod z polovlhkého krmiva na suchou směs byl proveden postupnou náhradou v průběhu sedmi dnů.

Pro hodnocení experimentu byly použity následující ukazatele: úroveň přežití, specifická rychlost růstu (SGR), krmný koeficient (FCR) a jejich vzájemný poměr

(FCR/SGR). Uvedené ukazatele byly doplněny údaji o složení tkání ryb (obsah sušiny, proteinu a tuku)

Výsledky a diskuze

Polovlhkou směs na bázi čerstvého rybího masa po počátečním návyku ochotně přijímaly všechny ryby zařazené do sledování. Úroveň přežití u všech variant dosáhla 100 %. V průběhu sedmidenního přechodu z polovlhkého krmiva na suchou směs a v několika následujících dnech jsme zaznamenali sníženou intenzitu příjmu potravy (až o 25-30 %). Nižší příjem potravy ovlivnil i intenzitu růstu v jednotlivých variantách. Tato ztráta byla však kompenzována vyšším přírůstkem v dalším období, přibližně od druhého týdne příjmu suchého krmiva.

Intenzita růstu se za celou dobu sledování pohybovala u jednotlivých variant v rozpětí 0,97 - 1,32 $\% \cdot d^{-1}$. Nejvyšší úroveň dosáhla u varianty první, kde byla polovlhká směs aplikována pouze 7 dnů s následným sedmidenním přechodem na suchou směs. Varianta krmená polovlhkou směsí po dobu 14 dnů (druhá z variant) dosáhla úroveň shodné se skupinou kontrolní (1,17 $\% \cdot d^{-1}$). Obdobný průběh hodnot byl zaznamenán i u ostatních sledovaných ukazatelů. Podrobné výsledky jsou uvedeny v tabulce.

Vliv délky aplikace polovlhkého krmiva na produkční ukazatele v chovu okouna říčního

varianta	A	B	C	D
Délka aplikace PV krmiva (dny)	7	14	21	35
Prům.ks.hmotnost počáteční (g)	26,50	28,30	29,11	28,68
Prům.ks.hmotnost konečná (g)	41,93	42,57	40,82	43,11
SGR ($\% \cdot d^{-1}$)	1,32	1,17	0,97	1,17
FCR	1,09	1,16	1,33	1,12
FCR/SGR	0,82	1,00	1,37	0,96

Pro porovnání krmného koeficientu rozdílných krmiv byl použit přepočet na sušinu suchého krmiva. Dosaženou úroveň tohoto ukazatele lze hodnotit jako velmi příznivou. Nejlepší hodnota produkčního ukazatele, který zohledňuje jak úroveň intenzity růstu, tak i krmný koeficient, jejich vzájemný poměr, byl dosažen u varianty A.

K výrazným změnám oproti vstupním hodnotám došlo ve složení analyzovaných tkání okounů. Tyto analýzy byly provedeny pro možnost posouzení změn v organismu ryb, ke kterým dochází v souvislosti se změnou technologie chovu. Obsah sušiny ve svalovine ryb se zvýšil pouze o 0,2-1,9 % (z výchozích 23,3 %) v závislosti na sledované variantě. Významné změny jsme zachytili v obsahu tuku ve všech analyzovaných tkáních. Ve svalovine došlo ke zvýšení jeho obsahu z hodnoty 1,45 % na úroveň 1,57 - 2,61 %. Při produkci tržních ryb je obsah tuku ve svalovine jedním z hodnotících kritérií kvality masa (tzv. nutriční hodnota).

V podmínkách intenzivního chovu je analyzován i obsah tuku ve vnitřnostech a jaterní tkáni ryb. Vysoký obsah tuku v jaterní tkáni, s výjimkou ryb treskovitých, může signalizovat jejich poškození až tukovou degeneraci v souvislosti s nevhodným složením krmné dávky. U sledovaných okounů došlo v jejich jaterní tkáni ke zvýšení obsahu tuku z výchozí hodnoty 3,06 na úroveň 7,3-8,3 % v závislosti na variantě, přičemž nejvyšší hodnoty dosáhla varianta a. K obdobnému nárůstu došlo i v obsahu viscerálního tuku. U okounů z rybníčního chovu byl zjištěn 23 % obsah tuku. Po 35 dnech experimentu došlo ke zvýšení na hodnoty převyšující 50 %.

Závěr

Pro zlepšení ekonomiky chovu tržních okounů v podmínkách průmyslového chovu je možné využít pro tuto technologii nasadový materiál produkovaný v přirozených podmínkách našich rybníků. Vedle dobrého zdravotního stavu ryb bude rozhodovat o prosperitě takového chovu i úspěšnost adaptace ryb na změněné podmínky prostředí a zejména způsob výživy. V intenzivním chovu se neobejdeme bez použití kompletních krmných směsí s vysokou produkční účinností. Adaptaci na příjem takových směsí je možno ulehčit dočasnou aplikací polovlhkého krmiva. Aplikace polovlhkých krmných směsí je u okouna říčního při adaptaci na změněné podmínky chovu podle našich zkušeností nezbytná. Při přímém přechodu na suché směsi je množství ryb, které jsou ochotny přijímat suché krmivo, velmi nízké. Neosvědčilo se nám ani přisazení plůdku kapra, který suché krmivo přijímal velmi aktivně, do nádrží s okounem. Otázkou zůstávala nutná délka aplikace polovlhkého krmiva během adaptace. Na základě našich výsledků lze doporučit její předkládání po dobu 7-14 dnů a postupný přechod (v průběhu 5-7) dnů na suchou granulovanou krmnou směs. Delší aplikace polovlhkého krmiva není ani příliš vhodná, protože dochází k intenzivnímu znečišťování vodního prostředí a díky omezenému příjmu živin a energie (obsah sušiny do 60 %) i nižší intenzitě růstu ve srovnání s

„koncentrovaným" suchým krmivem. Zjištěné výsledky jsou platné pro chovné systémy s teplotou vody vyšší než 20°C.

Poděkování

Předložené výsledky byly získány díky finanční podpoře projektu NAZV EP 9392 „Technologie produkce tržního okouna".

Literatura

- HILLERMANN, J., MAREŠ, J., KOUŘIL, J., KALOVÁ, M.: Intenzivní odchov larev okouna nčního (*Perca fluviatilis* L.) v laboratorních podmínkách s použitím startérové krmné směsi a živé potravy. *Acta Univ. Agric. et Silv. Mendel. Brun.*, 2001, *IL*, No.5, pp. 49-55. ISSN 1211-8516
- KOUŘIL, J., HAMÁČKOVÁ, J., LEPIČOVÁ, A., LEPIČ, P., MAREŠ, J., BARTH, T.: Semiartificial and artificial propagation of European perch (*Perca fluviatilis*) with hormonal stimulation of GnRH. In: Pípalová I. (ed). *Pond aquaculture in Central and Eastern Europe in the 21st Century* Vodňany, Czech Rep., May 2-4, 2001, EAS, spec. publ. No.31,
- MAREŠ, J., HILLERMANN, J., KOUŘIL, J., KOPP, R., KALOVÁ, M.: Experience with European perch (*Perca fluviatilis*) larvae rearing in controlled conditions. In: *Pond Aquaculture in Central and Eastern Europe in the 21st Century*, Vodňany, Czech Rep, May 2-4, 2001, EAS, spec. publ. No.31, 75-78
- MAREŠ, J., HILLERMANN, J., KOUŘIL, J.: Zkušenosti s odchovem raného plůdku okouna říčního (*Perca fluviatilis* L.) v kontrolovaných podmínkách In: *Sborník z konference „Produkce násadového materiálu ryb a raků"*, Vodňany 2.-3.5.2002, JU VÚRH, 2002:13-18
- MAREŠ, J., JIRÁSEK, J., ONDRA, R.: Technologie výroby dvouletého sumce velkého (*Silurus glanis* L.) při kombinovaném způsobu chovu. In: *Sbor.ref.konf. "Produkce násad perspektivních druhů ryb"*, 1995, Brno 1994:64-69
- MÉLARD, C., KESTEMONT, P., BARAS, E.: First results of European perch (*Perca fluviatilis*) intensive rearing in tank: effect of temperature and size grading on growth. *Bull.Fr. Pêche Piscic*, 1995, 336, p.19-27

Dr.Ing. Jan Mareš, ústav rybářství a hydrobiologie Mendelovy zemědělské a lesnické univerzity v Brně, Zemědělská 1, Brno 613 00, Česká republika

mares@mendelu.cz

Ing. Jan Hillermann, Ph.D., FITMIN a.s., Helvíkovice 90, Žamberk 564 01, Česká republika

fitmm@fitmin.cz

VLIV INTENZITY RŮSTU A TEPELNE ÚPRAVY NA ZASTOUPENÍ MASTNÝCH KYSELIN V MASE KAPRA (*CYPRINUS CARPIO*) *Effect of growth intensity and heat treatment on fatty acid pattern in common carp (Cyprinus carpio) meat*

J. ZELENKA, E. FAJMONOVÁ, D. KLADROBA, T. KOMPRDA, I. ŠARMANOVÁ

Summary: In the third year of life, altogether 48 individuals of common carp were selected among fish reared in an earthen pond and supplementary fed wheat grain. Live weight of the fish ranged from 1172 to 3196 grams. The content of fatty acids (FA) in fish fillets without skin was determined by gas chromatography after the extraction of the total lipids with a hexan/2-propanol mixture. The content of dry matter and fat in muscles increased linearly with the increasing growth rate while the content of protein decreased ($P < 0.05$). The percentage of saturated FA remained nearly unchanged ($P > 0.05$), monounsaturated FA increased ($P < 0.001$) and polyunsaturated FA decreased ($P < 0.01$). The decrease in n-3 FA percentage was faster than that of n-6. The ratio of n-3 to n-6 in greater fish of the same age was less favourable for consumers. The influence of stewing on the fatty acid pattern was very small **but** the decrease of C 16:0, C22:5n-3 and C22:5n-6 was significant ($P < 0.05$) and the increase of C20:1 highly significant ($P < 0.01$).

Úvod

Dvě mastné kyseliny jsou pro člověka esenciální: kyselina linolová (LA, 18:2n-6) a kyselina α -linolenová (ALA, 18:3n-3). Tyto polynenasycené mastné kyseliny (PUFA) ovlivňují konzistenci, pružnost a propustnost buněčných membrán, jsou nezbytné pro zachování nepropustnosti kožní bariéry, podílejí se na transportu a metabolismu cholesterolu. V organismu mohou být desaturovány a jejich řetězec může být prodloužen na fyziologicky mnohonásobně účinnější C20 a C22 deriváty. Z hlediska výživy lidí se za nejdůležitější považuje suma eikosapentaenové (EPA, C20:5n-3) a dokosaheptaenové (DHA, C22:6n-3) kyseliny (Gerster, 1998) a kyseliny arachidonové (AA, C20:4n-6; Nelson aj., 1997). PUFA n-3 (ALA, EPA, DHA) působí antiateroskleroticky, přebytek n-6 kyselin (LA, AA) při současném nedostatku n-3 má naopak prozánětlivý vliv a vede ke kardiovaskulárním potížím. Rozšíření poměru PUFA n-3/n-6 se doporučuje pro omezení projevů stárnutí, karcinogeneze a aterosklerózy.

Sladkovodní ryby mohou sloužit jako cenné zdroje fyziologicky důležitých mastných kyselin. Cílem našeho pokusu bylo zjistit vliv intenzity růstu a vliv tepelné úpravy na zastoupení mastných kyselin, celkových lipidů a dusíkatých látek v mase kapra.

Materiál a metodika

Do pokusného rybníka Antonín v Hlohovci (Rybníkářství Pohořelice, a.s.) o výměře 1,17 ha bylo na jaře roku 2001 nasazeno 600 dvouletých kaprů. Ryby byly přikrmovány pšenicí. 9. října 2001, bezprostředně po ukončení přikrmování, byl proveden výlov. Ztráty ryb byly 3,7 %, průměrný přírůstek hmotnosti 1342 g a spotřeba pšenice na jednotku přírůstku 2,45. Ze všech ryb bylo vybráno 48 kaprů tak, aby rozptýl jejich živé hmotnosti byl co největší. Vybrali jsme tedy ryby stejného věku s rozdílnou intenzitou růstu. Ryby byly nafilčovány a obě filé bez kůže byla zmrazena. V následujícím období bylo postupně z jednotlivých zvířat vždy jedno filé pomleto a použito k rozborům. Druhé filé ze 24 zvířat bylo svinuto, vloženo do zavařovací sklenice a do středu svaloviny byl zapíchnut digitální teploměr. Sklenice byly umístěny v termostatu s nastavenou teplotou 200 °C. Dušení masa bylo ukončeno když teplota uvnitř vzorku dosáhla 80 °C. Sklenice pak byly ponechány při laboratorní teplotě 30 minut. Po tuto dobu se teplota uvnitř svaloviny prakticky neměnila. Pak byly vzorky prudce zchlazeny, pomlety a použity k rozborům. Obsah dusíku byl stanoven podle Kjehldahla a dusíkaté látky byly vypočteny vynásobením faktorem 6,0. Celkové lipidy byly stanoveny vážkově po extrakci směsí hexan/2-propanol (HIP) podle Hary a Radina (1978). Extrakt byl použit pro stanovení mastných kyselin podle Komprdy aj. (1999). Metylestery mastných kyselin byly separovány pomocí plynového chromatografu HP 6890 A.

Výsledky a diskuse

Živá hmotnost ryb se pohybovala v rozpětí od 1172 do 3196 g. Jeden kilogram syrového masa obsahoval $264,3 \pm 2,30$ g sušiny, $157,4 \pm 0,88$ g dusíkatých látek a $80,1 \pm 2,63$ g tuku. S rostoucí rychlostí růstu se zvyšoval obsah sušiny ($P < 0,05$) a tuku ($P < 0,01$) a klesal obsah bílkovin ($P < 0,05$; Tab. 1). Sušina dušeného masa byla o 1,86 % vyšší ($P < 0,001$) než sušina syrového masa. Obsah dusíkatých látek a tuku v sušině se při tepelné úpravě prakticky nezměnil ($P > 0,05$; Tab. 2).

S rostoucí rychlostí růstu se obsah mononenasycených mastných kyselin (MUFA) průkazně ($P < 0,001$) zvyšoval, zatímco obsah polynenasycených mastných kyselin (PUFA) klesal ($P < 0,01$). Pokles n-3 PUFA byl výraznější ($P < 0,01$) než pokles n-6 PUFA ($P < 0,05$). Poměr

n-3/n-6 PUFA se průkazně ($P<0,05$) snižoval (Tab. 1). Obsah lipidů ovlivňoval zastoupení mastných kyselin ve svalovine. Se zvyšováním obsahu lipidů podíl MUFA vzrůstal ($P<0,001$), zatímco podíl PUFA se snižoval ($P<0,05$). Také Geri aj. (1995) pozorovali lineární pokles obsahu C20:4 a C22:6 a zvýšení hladiny MUFA se zvyšováním živé hmotnosti. Na rozdíl od našeho experimentu však tyto autoři porovnávali ryby rozdílného věku.

Tab. 1 Obsah živin a podíly mastných kyselin v % všech mastných kyselin ve svalovine a jejich závislost (Y) na živé hmotnosti kapra v g (X)

Ukazatel		průměr ± střední chyba průměru ¹⁾	$Y=a + bX^{1)}$			
			a	b	r	p 2)
Sušina g.kg ⁻¹		264,3 ±2,30	242,2	0,01081	0,315	<0,05
Dusíkaté látky (N*6) g.kg ⁻¹		157,4 ±0,88	167,0	-0,00469	0,359	<0,05
Tuk-extrakt HIP g.kg ⁻¹		80,1 ±2,63	49,9	0,01475	0,374	<0,01
Kyselina						
myristová	C14:0	1,40 ±0,021	1,60	-0,000100	0,316	<0,05
palmitová	C16:0	21,44±0,113	21,94	-0,000246	0,145	>0,05
palmitoolejová	C16: 1	10,73 ±0,120	10,42	0,000152	0,085	>0,05
stearová	C18:0	5,86 ±0,065	5,66	0,000100	0,102	>0,05
olejová	C18: 1 n-9	45,97 ±0,257	43,04	0,001432	0,372	<0,01
linolová	C18:2n-6	6,91 ±0,108	7,96	-0,000513	0,319	<0,05
γ-linolenová	C18: 3 n-6	0,24 ±0,007	0,31	-0,000033	0,333	<0,05
α-linolenová	C18: 3 n-3	1,63 ±0,049	2,22	-0,000288	0,396	<0,01
gondová	C20: 1 n-9	2,28 ±0,047	1,78	0,000241	0,346	<0,05
arachidonová	C20 : 4 n-6	0,97 ±0,023	1,24	-0,000132	0,379	<0,01
ei kosapentaenová	C20 : 5 n-3	1,05 ±0,040	1,56	-0,000253	0,420	<0,01
adrenová	C22 : 4 n-6	0,08 ±0,003	0,10	-0,000011	0,254	>0,05
klupanodonová	C22 : 5 n-3	0,36± 0,012	0,53	-0,000082	0,467	<0,001
dokosapentaenová	C22 : 5 n-6	0,01 ±0,001	0,01	0,000001	0,030	>0,05
dokosahexaenová	C22 : 6 n-3	1,07 ±0,039	1,62	-0,000269	0,457	<0,01
Σ nasycených		28,69 ±0,135	29,20	-0,000246	0,122	>0,05
Σ mononenasycených		58,97 ±0,254	55,24	0,001826	0,481	<0,001
Σ polynenasycených		12,33 ±0,230	15,56	-0,001579	0,459	<0,01
Σ (n-6)		8,21 ±0,126	9,62	-0,000688	0,366	<0,05
Σ (n-3)		4,12±0,131	5,94	-0,000891	0,455	<0,01
Σ(n-3)/S(n-6)		0,500 ±0,0124	0,632	-0,0000644	0,347	<0,05

¹⁾ n = 48

²⁾ Průkaznost regresního koeficientu b

Tab 2 Změny obsahu živin a podílů mastných kyselin v % všech mastných kyselin ve svalovine kapra při tepelné úpravě dušením ^{ic}

Ukazatel	Svalovina syrová	Svalovina dušená	Průměrný rozdíl ± střední chyba průměrného rozdílu	Průkaznost průměrného rozdílu P
Sušina g.kg ⁻¹ Dusíkaté látky (N*6) v sušině g.kg ⁻¹ Tuk - extrakt HIP v sušině g.kg ⁻¹	262,17 587,90 304,07	280,77 583,90 312,82	-18,60 ± 1,862 3,99 ± 4,577 - 8,75 ± 5,508	<0,001 > 0
Kyselina myristová	1,389	1,371	0,018 ± 0,0096	>0,05
C14:0 palmitová	2	21,405	0,032 ± 0,0142	<0,05
C16:0 palmitoolejová	1	10,423	0,064 ± 0,0399 -	>0,05
C16:1 stearová	,	6,044	0,069 ± 0,0351 -	>0,05
C18:0 olejová	4	46,286	0,076 ± 0,0532	>0,05
C 18:1 n-9 hnolová	3	6,929	0,039 ± 0,0196 -	>0,05
C18:2 n-6 y-linolenová	7	0,227	0,004 ± 0,0041	>0,05
C18:3n-6 ct-hnolenová	1	1,552	0,022 ± 0,0133 -	>0,05
C18:3 n-3 gondová	0	2,387	0,062 ± 0,0168	<0,01
C20:1 n-9 arachidonová	,	0,970	0,004 ± 0,0098	>0,05
C20:4 n-6 eikosapentaenová	4	0,989	0,008 ± 0,0113	>0,05
C20:5 n-3 adrenová	8	0,088	0,000 ± 0,0012	>0,05
C22:4 n-6 klupanodonová	6	0,342	0,008 ± 0,0034	<0,05
C22:5 n-3 dokosapentaenová	5	0,018	0,002 ± 0,0009	<0,05
C22.5 n-6 dokosahexaenová	,	0,969	0,015 ± 0,0129	>0,05
C22:6 n-3	9			
Σ nasycených	28,801	28,820	-0,019 ± 0,0236 -	>0,05
Σ mononenasycených	59,021	59,096	0,075 ± 0,0351	<0,05
Σ polynenasycených	12,178	12,084	0,094 ± 0,0496	>0,05
Σ (n-6)	8,273	8,232	0,041 ± 0,0251	>0,05
Σ (n-3)	3,905	3,852	0,052 ± 0,0269	>0,05
Σ (n-3)/ Σ (n-6)	0,471	0,468	0,004 ± 0,0018	>0,05

Rychleji rostoucí ryby, které asi přijímaly více pšenice, ukládaly ve svalovine větší množství kyseliny olejové (C18:ln-9). Podobné výsledky publikovali např. Runge aj. (1987) a Schwarz aj. (1988). Kyselina olejová je pravděpodobně vytvářena desaturací nasycených mastných kyselin syntetizovaných z diety bohaté na škrob, která zároveň obsahuje málo LA a ALA; zvyšuje se tak obsah MUFA za současného poklesu obsahu PUFA (Henderson, 1996).

Podobně jako v pokusech, které provedli Yamamoto a Imose (1989) a Tothmarkus a Sasskiss (1993) byly i v našem sledování změny v podílech jednotlivých mastných kyselin při tepelné úpravě velmi malé (Tab. 2). Pokles obsahu C16:0, C22:5n-3 a C22:5n-6 však byl, na rozdíl od hodnot, které publikovali Myers a Harris (1975), průkazný ($P < 0,05$). Zvýšení podílu C20:1n-9 ze 2,325 na 2,387 % všech stanovených mastných kyselin bylo dokonce vysoce průkazné ($P < 0,01$). Podstatné rozdíly v zastoupení mastných kyselin v syrovém a tepelně upraveném mase (Quaglia aj., 1974) jsme v našem pokuse nezaznamenali. Poměr n-3/n-6 PUFA v mase se při tepelné úpravě v našem pokusu nezměnil ($P > 0,05$).

Závěr

Z kaprů chovaných v pokusném rybníce a příkrmovaných pšenicí bylo ve třetím roce života vybráno 48 jedinců. Živá hmotnost ryb se pohybovala v rozpětí 1172 - 3196 g. Kapři byli nafilétovaní a ve filé bez kůže byl stanoven obsah mastných kyselin metodou plynové chromatografie po extrakci celkových lipidů směsí hexan/2-propanol. Se zvyšováním rychlosti růstu se obsah sušiny a tuku ve svalovine lineárně zvyšoval, zatímco obsah bílkovin klesal ($P < 0,05$). Procentický podíl SFA se prakticky neměnil ($P > 0,05$), zastoupení MUFA se zvyšovalo ($P < 0,001$) a podíl PUFA klesal ($P < 0,01$). Pokles n-3 PUFA byl rychlejší než pokles n-6 PUFA. Poměr n-3/n-6 PUFA byl u větších ryb stejného věku méně vhodný pro spotřebitele. Vliv tepelné úpravy dušením na podíl mastných kyselin byl velmi malý. Pokles C16:0, C22:5n-3 a C22:5n-6 však byl přesto průkazný ($P < 0,05$) a vzestup C20:1 dokonce vysoce průkazný ($P < 0,01$).

Poděkování

Autoři děkují pracovníkům Rybníkářství Pohořelice, a.s., za nezištnou pomoc při realizaci projektu. Výzkum byl podpořen z FRVŠ 2FR 138, z výzkumného záměru MSM 432100001 a z GAČR 525/01/p078.

Literatura

GERI, G., LUPI, P., PARISI, G., DELL'AGNELLO, M., MARTINI, A., PONZETTA, M.

P.: Morphological characteristics and chemical composition of muscle in the mirror carp (*Cyprinus carpio* var. *specularis*) as influenced by body weight. *Aquaculture*, 1995, vol. 129, p. 323-327.

- HARA, A., RADIN, M. S.: Lipid extraction of tissues with a low-toxicity solvent. *Anal. Biochem.*, 1978, vol. 90, p. 420-426.
- HENDERSON, R. J.: Fatty acid metabolism in freshwater fish with particular reference to polyunsaturated fatty acids. *Arch. Tierernähr.*, 1996, vol. 49, p. 5-22.
- KOMPRDA, T., ZELENKA, J., TIEFFOVÁ, P., ŠTOHANDLOVÁ, M., FOLTÝN, J.: Effect of the growth intensity on cholesterol and fatty acids content in broiler chicken tissues. *Arch. Geflügelkd.*, 1999, vol. 63, p. 36-43.
- MYERS, S. J., HARRIS, N. D.: Effect of electronic cooking on fatty acids in meats. *J. Amer. Diet. Assoc.*, 1975, vol. 67, p. 232-234.
- QUAGLIA, G. B., AUDISIO, M., FABRIANI, G., FIDANZA, A.: Effetti indotti dalla cottura sulla composizione in acidi grassi dei lipidi di differenti specie di pesci surgelati. - ii. Composizione in acidi grassi liberi. *Boll. Soc. Ital. Biol. Sper.*, 1974, vol. 50, p. 161-167.
- RUNGE, G., STEINHART, H., SCHWARZ, F. J., KIRCHGESSNER, M.: Influence of different fats with varying addition of α -tocopheryl acetate on the fatty acid composition of carp (*Cyprinus carpio* L.). *Fat sci. Technol.*, 1987, vol. 89, p. 389- 393.
- SCHWARZ, F.J., KIRCHGESSNER, M., STEINHART, H., RUNGE, D.: Influence of different fats with varying additions of α -tocopheryl acetate on growth and body composition of carp (*Cyprinus carpio* L.). *Aquaculture*, 1988, vol. 69, p. 57-67.
- TOTHMARKUS, M., SASSKISS, A.: Effect of cooking on the fatty acid composition of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*, V). *Acta Alimentaria*, 1993, vol. 22, p. 25- 35.
- YAMAMOTO, Y., IMOSE, K.: Changes in fatty acid composition in sardines (*Sardinops melanosticta*) with cooking and refrigerated storage. *J. Nutr. Sci. Vitaminol. (Tokyo)*, 1989, vol. 35, p. 39-47.

Prof. Ing. Jiří Zelenka, CSc, Mgr. Ing. Eva Fajmonová, Ph.D., Ing. David Kladroba,
 Doc. MVDr. Ing. Tomáš Komprda, CSc, Ing. Iveta Šarmanová,
 Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, zemědělská 1, 613 00 Brno, Česká republika

POTRAVA SIVENA AMERICKÉHO (*SALVELINUS FONTINALIS*) V NÁDRŽÍCH JIZERSKÝCH HOR

Food of brook charr (Salvelinus fontinalis) in reservoirs of the Jizera Mountains

R. ŠANDA, O. SYCHROVÁ, M. ŠVÁTORA

Summary: The food of brook charr from reservoirs of the Jizera Mountains during the year 2001 was composed almost exclusively of insects of both terrestrial and aquatic origin. The most important prey items were chironomid larvae and pupae and terrestrial Diptera. Other important groups were terrestrial Coleoptera and Aphidinea and aquatic larvae of Trichoptera. Charr from Bedřichov reservoir fed mostly on aquatic prey, only during spring terrestrial prey was equally important as aquatic. Charr from Josefův Důl consumed terrestrial and aquatic prey in equal rate during spring and autumn, but in the summer, aquatic prey prevailed highly in the food.

Úvod

Ačkoliv je siven americký (*Salvelinus fontinalis*) častým objektem výzkumu, především ve své původní domovině, práce zabývající se jeho potravní biologii jsou poměrně vzácné. Především informací o potravě sivěna amerického z lentických biotopů je nedostatek (Smith 1961, Swift 1970, Elliot *et* Jenkins 1972, Dawidowicz *et* Gliwicz 1983).

Do Čech byl siven americký dovezen poprvé v roce 1883 (Fric, 1884). Od té doby byl vysazován na mnoha místech bývalého Československa, avšak dostupných údajů o biologii tohoto druhu z našeho území je nedostatek. O potravní biologii našich populací byl publikován pouze jediný článek, který se zabývá složením potravy a potravní strategií sivěna amerického z přítoků nádrží Jizerských hor (Šanda *et* Švátora 2000). Ostatní zmínky o potravě sivěna z našeho území se týkají jen zběžné prohlídky obsahu žaludků několika jedinců.

V průběhu let 2000 - 2002 byl proveden odlov většího počtu sivenů ze třech nádrží Jizerských hor. Tato práce podává výsledky výzkumu složení potravy sivěna amerického z roku 2001.

Materiál a metodika

V rámci výzkumu byly sledovány tři přehradní nádrže a jejich přítoky ležící na území CHKO Jizerské hory.

Nádrž Bedřichov byla vybudována v roce 1905 na Černé Nise. Leží v nadmořské výšce 774 m n.m. a má rozlohu 42 ha. Nádrž je využita hydroenergetický a na ochranu před záplavami (Vlček *et al.* 1984). Břehy jsou mírně svažité a velká část nádrže je tvořena litorálem s hloubkou do 3 m. Dno je tvořeno organickými nánosy, na některých místech se značným množstvím větví, pařezů a větších kamenů. Kolem nádrže roste především nízký smrkový les, občas s příměsí listnatých stromů. Okolo celé nádrže je na březích několik metrů široký travnatý pás. Nádrž je pstruhový revír pod správou MO ČRS v Liberci.

Nádrž Souš byla vybudována v letech 1912 - 1915 na Černé Desné. V letech 1924 -1927 byla přestavěna. Leží v nadmořské výšce 770 m n.m. a má rozlohu 86 ha. Je to vodárenská nádrž a slouží k ochraně před povodněmi (Vlček *et al.* 1984). Také zde jsou břehy mírně svažité a část nádrže je tvořena litorálem s hloubkou do 3 m. Dno je tvořeno organickými nánosy i hliněnými nebo písčitými lavicemi, na některých místech se značným množstvím větví, pařezů a velkých kamenů. Kolem nádrže roste především vysoký smrkový les, občas s příměsí listnatých stromů. Na některých místech je na březích několik metrů široký travnatý pás. Rybolov není na této lokalitě povolen.

Josefův Důl je největší a nejmladší nádrž v Jizerských horách. Byl vybudován v roce 1982 v nadmořské výšce 732 m n.m. a má rozlohu 138 ha. Hlavním přítokem je Kamenice. Břehy jsou velmi strmé a dno je kamenité a písčité. Je zde velké množství potopených stromů. Litorál do 3 m hloubky tvoří jen velmi malou část nádrže. Břehy jsou porostlé jak vzrostlými smrky, tak i nižším smrkovým porostem. Také zde jsou místy přítomny listnaté stromy, travní porosty však téměř chybějí. Rybolov není na této lokalitě povolen.

Všechny tři lokality mají dosti podobné základní chemické a fyzikální parametry vody. Teplota vody nepřesahuje ani v létě 22°C. Vodivost se pohybuje v rozmezí 20-70 u.S.cm⁻² a pH v rozmezí hodnot 4-6,5 v závislosti na množství srážek.

Ryby byly loveny přes den v příbřežních partiích do tenat, případně také udicí na přívlač nebo umělou mušku. V průběhu roku 2001 byly provedeny tři odlovy na každé nádrži, při kterých bylo odebráno kolem 15 sivenů. První odběry se uskutečnily 9.-11.5., druhé 21.-23.8. a poslední 17.-18.10.

Uloveným rybám byly po usmrcení odebrány trávicí trakty, které byly fixovány v 70% alkoholu. Byla zaznamenána délka těla každé zkoumané ryby. V laboratoři byly provedeny podrobné potravní rozbory celého trávicího traktu pod binokulární lupou. Složení potravy

bylo vyhodnoceno jako procentuální zastoupení každé jednotlivé složky potravy v poměru k celkovému množství všech složek potravy pozřené všemi rybami z dané lokality v jednotlivých sledovaných obdobích.

Výsledky a diskuse

Celkem bylo prozkoumáno 161 trávicích traktů sivena amerického ze všech nádrží. Velikost těla zkoumaných ryb se pohybovala mezi 145 - 317 mm.

Potravu sivěna amerického z nádrží Jizerských hor tvoří především hmyz, a to jak vodní, tak i suchozemský. Další skupiny, např. korýši nebo mlži, jsou v potravě zastoupeny jen velmi málo. Obratlovci nebyli v potravě nalezeni vůbec.

Na všech třech lokalitách patřil mezi nejvýznamnější složku potravy vodní i terestrický dvoukřídlý hmyz (Tab. 1). Vodní složka byla tvořena výhradně larvami, kuklami a případně farátními imágy pakomárů. Mezi suchozemskými dvoukřídlými převažovali zástupci čeledí Bibionidae a Sciaridae. Další skupiny byly v potravě zastoupeny různě v jednotlivých nádržích a v obdobích (Tab. 1).

Sivění z nádrže Bedřichov se na jaře živili především larvami a kuklami pakomárů (38,4%) a náletovým dvoukřídlým hmyzem (36,4%). Poměrně významnou složkou byli také suchozemští brouci (9,9%). V létě i na podzim pak v potravě významně převažovaly larvy a kukly pakomárů, tvořící kolem 60% veškeré kořisti. V letním období byl ještě v potravě 13,6% zastoupen terestrický dvoukřídlý hmyz, který v podzimním období nebyl nalezen vůbec. V obou obdobích byly v potravě dosti hojně nalezeny také larvy chrostíků z čeledi Polycentropodidae (12%), které si nestaví schránky. Celkově je produkce sivěna z této nádrže závislá na produkci bentických bezobratlých, náletová složka hmyzu je spíše doplňková. Pouze v jarním období, kdy ještě patrně nedošlo k masovému namnožení pakomárů, kteří jsou hlavní potravou po zbytek roku, byl příjem náletové a vodní složky potravy vyrovnaný.

Sivění z nádrže Souš se naopak živili především náletovým hmyzem (68 - 86,5%), což je poměrně překvapivé, protože tato nádrž je velmi podobná nádrži Bedřichov. Na jaře to byl především dvoukřídlý hmyz (40,1%), pavouci (9,4%) a mšice (9,6%). V létě významně převládal dvoukřídlý hmyz (68,6%) a na podzim byly nejvíce zastoupeny mšice (39,1%) a brouci (23,4%). Vodní složku potravy z této nádrže představovaly především larvy a kukly pakomárů.

Potrava sivenů z největší nádrže Josefův Důl byla v jarním a podzimním obdobím tvořena téměř stejným podílem suchozemské a vodní složky, kdežto v létě převládla

významně vodní složka. V jarním období byly nejvýznamnější součástí potravy terestrická Diptera (49,5%) a larvy a kukly pakomárů (34,9%). V létě byly nejčastější kořisti larvy a kukly pakomárů (51,8%) a larvy chrostíků, budující si schránky (22%). Na podzim pak byly nejčastěji zjištěny larvy schránkových chrostíků (40,4%) a brouci (33,4%). Vyšší zastoupení larev chrostíků se schránkami odpovídá charakteru nádrže, která má kamenité a písčité dno.

Sivění ze všech lokalit loví převážně na dně (larvy pakomárů, chrostíci) a na hladině (náletový hmyz a také kukly pakomárů při líhnutí), kdežto zbytek vodního sloupce, kde se vyskytují především planktonní koryši malé velikosti, nepředstavuje významnou potravní nikou. Ve srovnání se sivěny z přítoků sledovaných nádrží, kteří jsou potravní generalisté (Šanda *et* Švátora 2000), se sivění z nádrží více specializují na některý typ potravy.

Také potrava dalších studovaných populací sivěna amerického z jezer byla v období jaro - podzim tvořena larvami a kuklami pakomárů a náletovým hmyzem. Pakomáři převládali u populací z horských jezer Kalifornie (Swift 1970, Elliot *et* Jenkins 1972) a z přímořské oblasti provincie New Brunswick v Kanadě (Smith 1961). Významnou převahu náletového hmyzu zjistili Dawidowicz *et* Gliwicz (1983) u populace z plesa Zielony Staw v polské části Vysokých Tater. U všech těchto populací sivění využívali dostupnou potravní nabídku. To je možné předpokládat i u námi studovaných populací, které také pravděpodobně využívají dostupné zdroje potravy a mění preference podle jejího množství.

Závěr

Pro produkci sivěna amerického z nádrží Jizerských hor má velký význam náletový hmyz, především v nádrži Souš, kde v potravě převažoval ve všech sledovaných obdobích. V obou zbývajících nádržích jsou významnou složkou všechna vývojová stadia pakomárů a na Josefově Dole také larvy chrostíků.

Tab. 1. Přehled složení potravy sivena amerického ze všech studovaných lokalit podle jednotlivých období.

Potravní složky zastoupené méně než dvěma procenty jsou zahrnuty společně do položky ostatní.

Roční období		Jaro			Léto			Podzim		
Nádrž		Bedřichov	Josefův Důl	Souš	Bedřichov	Josefův Důl	Souš	Bedřichov	Josefův Důl	Souš
Počet ryb		16	16	18	18	19	21	13	15	25
Délka těla zkoumaných jedinců (mm)		165 - 235	179 - 317	171 - 223	145 - 193	191 - 265	160 - 242	160 - 238	192 - 302	167 - 256
Diptera	vodní	38,4	34,9	25,9	58,4	51,8	14,9	62,7	4	10,9
	suchozemské	36,4	49,5	40,1	13,6	6,3	68,6		3,2	12,9
Trichoptera - larvy		3,8			12,1	22,0		12,4	40,4	
Coleoptera	vodní					6,2				
	suchozemské	9,9	2,3	6,6		5,1		3,7	33,4	23,4
Heteroptera - vodní			2,6							
Arachnida				9,4						
Aphidinea		2,1		9,6				7,7	6,7	39,1
Hymenoptera					3,7	4,4	5,8	2,4		7,6
Megaloptera - larvy			7,6	4					2,5	
Bivalvia								7,3		
Cladocera							6,7			
Ostatní	vodní	3,9	1,3	2,1	10,9	1,0	0,1	2,1	3,7	2,6
	suchozemské	5,5	1,8	2,3	1,3	3,1	3,9	1,7	6,1	3,5
celkem vodní		46,1	46,4	32	81,4	81,0	21,7	84,5	50,6	13,5
celkem suchozemská		53,9	53,6	68	18,6	19,0	78,3	15,5	49,4	86,5

Poděkování

Poděkování patří všem studentům a zaměstnancům katedry zoologie, kteří se zúčastnili práce v terénu a pomohli s determinací nejasných složek potravy. Dík patří také společnosti Povodí Labe, která nám umožnila provádět odběry na vodních dílech Souš a Josefův Důl, a především Ing. Tomáši Zapletalovi, který se za tuto společnost všech odběrů osobně zúčastnil. Tato práce vznikla za finanční podpory grantu GAUK 127/2000/B BIO/PřF.

Literatura

- DAWIDOWICZ, P., GLIWICZ, Z.M.: Food of brook charr in extreme oligotrophic conditions of an alpine lake. *Environmental Biology of Fishes*, 1983, vol. 8. p. 55-60
- ELLIOTT, G.V., JENKINS, T.M., JR.: Winter food of trout in three high elevation Sierra Nevada lakes. *California Fish and Game*, 1972, vol. 58, p. 231-237
- FRIC, A.: Siven americký (*Salmo fontinalis*). *Vesmír*, 1884, vol. 13, no. 7, p. 73
- SMITH, M.W.: Bottom fauna in a fertilized natural lake and its utilization by trout (*Salvelinus fontinalis*) as food. *Verh. Internat. Verein. Limnol*, 1961, vol. 14, p. 722-726
- SWIFT, M.C.: A qualitative and quantitative study of trout food in Castle lake, California. *California Fish and Game*, 1970, vol. 56, p. 109-120
- ŠANDA, R., ŠVÁTORA, M.: Potrava sivena amerického (*Salvelinus fontinalis*) v Jizerských horách. Pp. 155-160 In S. Lusk et K. Halačka (eds.): Biodiverzita ichtyofauny České republiky (III.). 2000. Ústav biologie obratlovců, AV ČR Brno.

Mgr. Radek Šanda, Olga Sychrová, RNDr. Miroslav Švátora, CSc. Katedra zoologie, PřF UK, Viničná 7, Praha 2, 128 44, Česká republika

CO NAZNAČUJE DLOUHODOBÉ SLEDOVÁNÍ BIOMASY ZOOPLANKTONU O ZMĚNÁCH RYBÍ OBSÁDKY SLAPSKÉ ÚDOLNÍ NÁDRŽE

What kind of information can be derived from the long-term data on zooplankton in relation to the changes of the fish stock of the Slapy reservoir

J. HRBÁČEK, Z. BRANDL, . STRAŠKRABA

Summary: The long term increase of the total phosphorus and chlorophyll in Slapy reservoir is statistically insignificant. The zooplankton biomass shows statistically significant increase in the period 1963-2001 in spite of a considerable year to year variability. The increase of cladoceran biomass is greater than that of copepods. Seasonally, the cladocerans increased during most of the growing season whereas the copepods decreased in spring but increased in summer and autumn. The percentage of the biomass of Cladocera >0,7mm in the total cladoceran biomass (%LC1) considered as a proxy measure of the impact offish on zooplankton decreased in the period 1983-2001. The plausible interpretation is a long term increase of fish biomass and especially that of small fish. Seasonally %LC1 is largest in May and decreases toward the rest of the season and then increases during the winter. This is interpreted as the result of the development of young of the year and their disappearance toward the end of winter. The average of the log of %LC1 from the period 31 July-14 September is highly significantly correlated with log of average transparency from the same period indicating an increase of phytoplankton related to the increase of fish predation pressure on zooplankton. Compared to Klíčava, Vrchlice and Hubenov Reservoirs the biomass of zooplankton in Slapy Reservoir is closest to Klíčava although the concentration of total phosphorus in late winter is more than three fold.

Úvod

Problém racionálního rybářského obhospodařování nádrží je v získání hodnověrných podkladů o dlouhodobých změnách rybí obsádky v důsledku změn přírodních podmínek na straně jedné a hospodářských zásahů na straně druhé. Cílem předloženého příspěvku je ukázat, jaké informace o změnách rybí obsádky je možno získat cíleným dlouhodobým sledováním zooplanktonu. Podle našeho názoru zooplankton tvoří u hlubokých nádrží převážnou část potravní zásoby ryb, zvláště nejčtetnější jeho části,

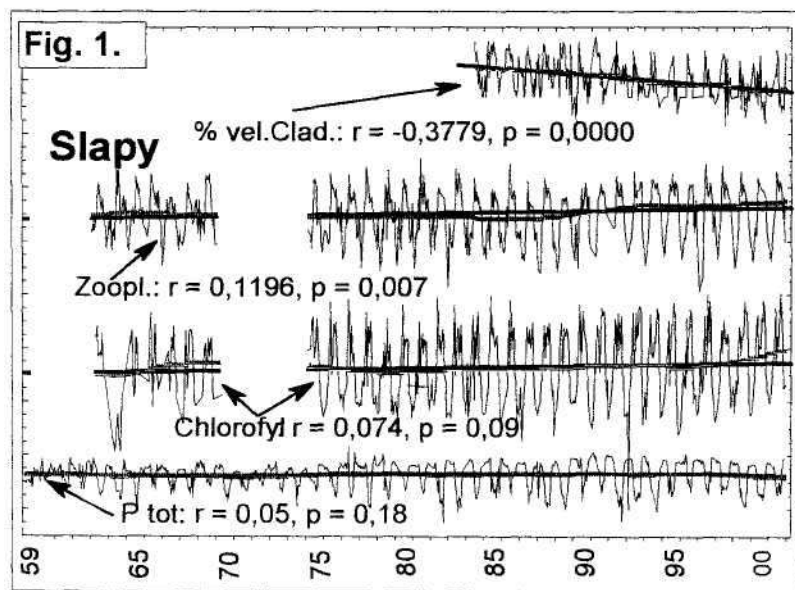
nožců je tedy možno uvažovat o změnách potravní báze ryb a druhotně biomasy ryb. Pro hodnocení predančního tlaku ryb na zooplankton jsme zavedli stanovení podílu biomasy perlooček >0,71 mm v celkové biomase perlooček

Materiál a metodika

Zooplankton byl odebírán upravenou Apsteinovou sítí s kovovým nástavcem o průměru ústí 20 cm ode dna k hladině (Straškraba & Hrbáček 1966). V takto získaném vzorku je jen malý podíl nauplií a skoro žádní vírníci. Perloočky byly odděleny od klanonožců po aplikaci 1 ml 10 % roztoku chloroformu v etylalkoholu v dělicí nálevce v důsledku odlišné adheze k povrchové blance (Straškraba 1964). Oddělení velkých perlooček bylo provedeno na síti o velikosti ok 0,71 mm (Hrbáček a spol. 1986). Biomasa byla v jednotlivých podílech po homogenizaci stanovena jako proteinový N (Blažka 1966). Statistické výpočty byly provedeny programem ŠSTATISTICA 6.

Průběh koncentrací celkového fosforu a chlorofylu.

Fig. 1 ukazuje log transformované hodnoty zkoumaných parametrů v Slapské



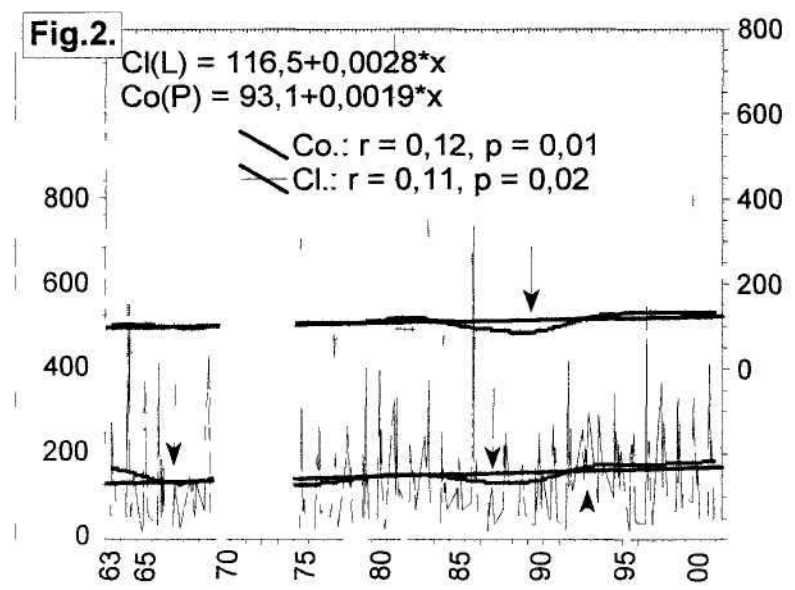
nádrži (Hrbáček & Straškraba 1966). Použití transformace umožňuje shrnout data do jednoho grafu a srovnat rozsah variability. Plná přímka prezentuje regresní vztah. Na něj se vztahují údaje o r (korelační koeficient) a p (statistická signifikantnost).

Tečkovaná křivka je křivkou least square fit (lst) a odchýlný průběh ukazuje na několikaleté odchylky průměrů od regresní přímky. Průběh celkového fosforu (P tot.) v hladinovém vzorku vykazuje v průběhu roku nejmenší kolísání, vzestup za sledované období přesto není statisticky signifikantní. Průběh lst křivky se pozitivně odchyluje od regresního vztahu na přelomu šedesátých, v první polovině devadesátých let a koncem sledovaného období. Množství chlorofylu v horních 4 m vykazuje největší variabilitu v průběhu roku ze všech sledovaných parametrů. Statisticky nesignifikantní vzestup je ovlivněn mj. i okolností, že

extrakce používaná v šedesátých letech byla patrně méně „výkonná“. Lsf křivka vykazuje proti regresnímu vztahu snížené hodnoty v osmdesátých letech a zvýšené v devadesátých, zvláště v posledním období. **Průběh biomasy složek zooplanktonu.**

Fig. 1 ukazuje statisticky signifikantní zvýšení biomasy zooplanktonu. Relativní variabilita biomasy zooplanktonu, tvořeného skoro výlučně krustaceoplanktonem, je v průběhu roku nižší než kolísání chlorofylu. 1st křivka ukazuje proti regresnímu vztahu snížení v osmdesátých letech, zatímco v devadesátých let naopak zvýšení, zvláště v posledním období. Podíl biomasy perlooček větších než 0,71 mm klesá v zkoumaném období, které je výrazně kratší než je celkové období sledování zooplanktonu, nejmarkantněji ze všech sledovaných parametrů. Sezónní kolísání je menší než sezónní kolísání celkového zooplanktonu a průběh 1st křivky se odchyluje od regresní přímky jen málo.

Protože od devadesátých let byla snížena frekvence odběrů vzorků v zimním období, bylo v dalším omezeno sledování průběhu biomasy složek zooplanktonu na období 1. duben — 31. říjen. Fig. 2 ukazuje, že i v tom případě je vzestup biomasy perlooček klanonožců signifikantní. Ze sklonu regresní přímky plyne, že zvýšení biomasy perlooček



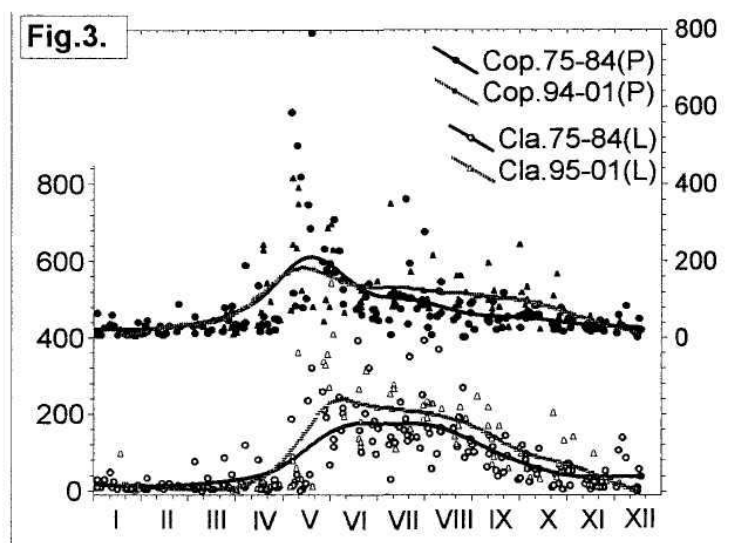
je větší než zvýšení biomasy klanonožců. Lsf křivka ukazuje jak u perlooček tak i klanonožců na zřetelně nižší biomasu než odpovídá regresnímu vztahu v letech 1985 až 1992. Výrazně vyšší je u perlooček než u klanonožců v letech 1963-1965. Jednotlivé roky

s výrazně nižšími biomasami jsou označeny šipkami, směřujícími dolů. Tyto roky nejsou stejné pro klanonožce a perloočky, na druhé straně však nedochází k výrazné kompenzaci, tak aby v letech s nízkou biomasou perlooček docházelo k podstatnému zvýšení klanonožců. Rok bez nízké biomasy perlooček v sledovaném ročním intervalu je vyznačen šipkou směřující nahoru.

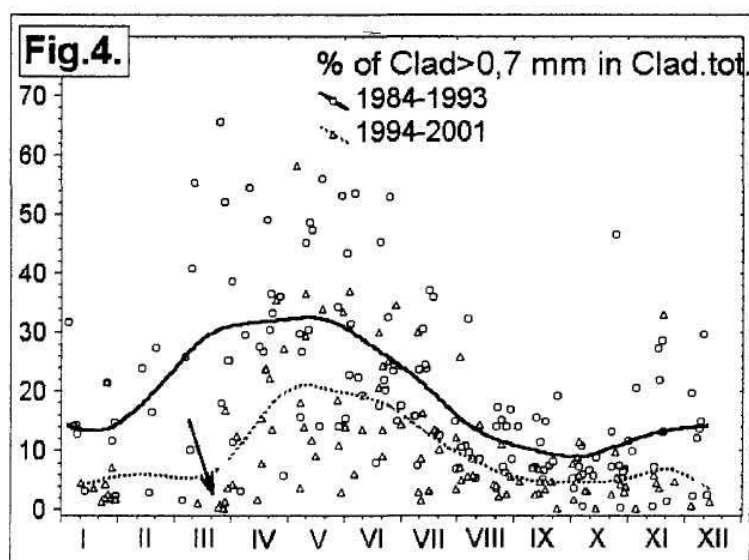
Z Fig.3 vyplývá, že v celém ročním průběhu průměrné biomasy perlooček je

biomasa perlooček větší v období 1975-1984 než v období 1994-2001. Biomasa klanonožců je v období 1994-2001 větší jen v létě a na podzim, zatímco květnové maximum je v tomto druhém období menší. Fig. 4 ukazuje, že v průměru jsou perloočky relativně největší v květnu a dále, v souladu s Fig. 1, že velikost perlooček v celém roce je podstatně větší v letech 1984-1993 než v letech 1994-2001. Rozdíl je výrazný koncem března (označené na grafu šipkou), kdy v druhém období podíl velkých perlooček klesá na minimální hodnoty s malou variabilitou z roku na rok. Zjištěná data lze interpretovat tak, že postupně dochází k celkovému zvětšení četnosti malých ryb.

Pokles podílu velkých perlooček v první části období mezi květnem a zářím lze interpretovat, tak že se zvyšovanou teplotou se zvyšuje spotřeba potravy rybami související



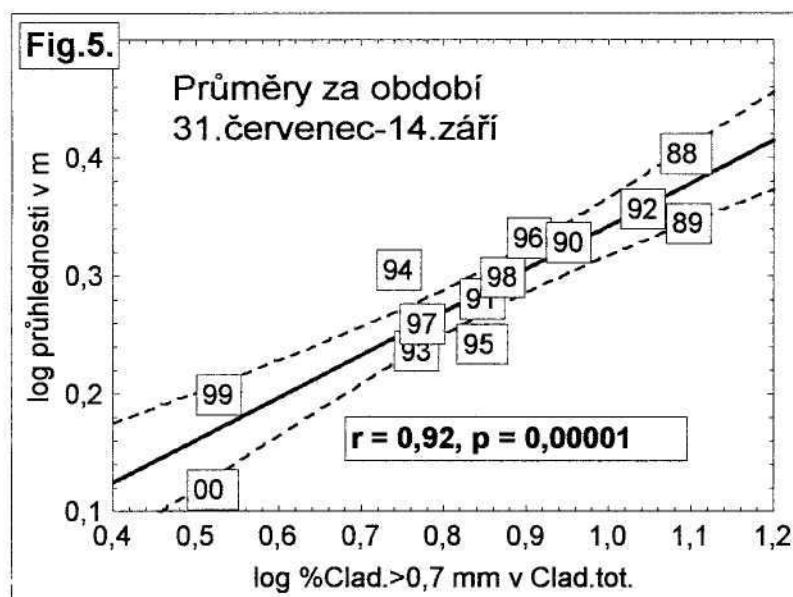
i se skončením tření, zatímco biomasa zooplanktonu od konce května (Fig. 3) klesá. V průběhu června dochází k líhnutí nejprve larev okounovitých a později i potěru kaprovitých ryb a tím k zvýšení predančního tlaku na zoo-plankton. Tento tlak vrcholí začátkem října. I přes omezený rozsah počtu vzorků ze zimního období se v prvním období v zimě



postupně podíl velkých perlooček zvětšuje, zatímco v druhém nízký podíl trvá snad do konce března (šipka). Znamená to, že během zimy respektive k jejímu konci dochází k výraznému poklesu žrácí činnosti ryb. Pokud by v přehradě převládal predanční tlak kaprovitých

ryb, mělo by dojít k výraznému poklesu predací tlaku již při poklesu teploty v říjnu a listopadu. Z přetrvávání predací tlaku po větší část zimy lze usuzovat, že větší část predací tlaku je důsledkem převahy okounovitých. Výrazný pokles predace s nastupujícím jarem může souviset s masovým úhynem jedinců vyčerpaných nedostatkem potravy v chladné polovině roku (Fig.3) nebo s intenzivní predací větších okounů na mladých rybách z předchozího roku. Výraznou změnu predace koncem března lze pak interpretovat jako nejprve vzestup a pak pokles predace v souvislosti s přípravou okounů na tření resp.s jeho průběhem.

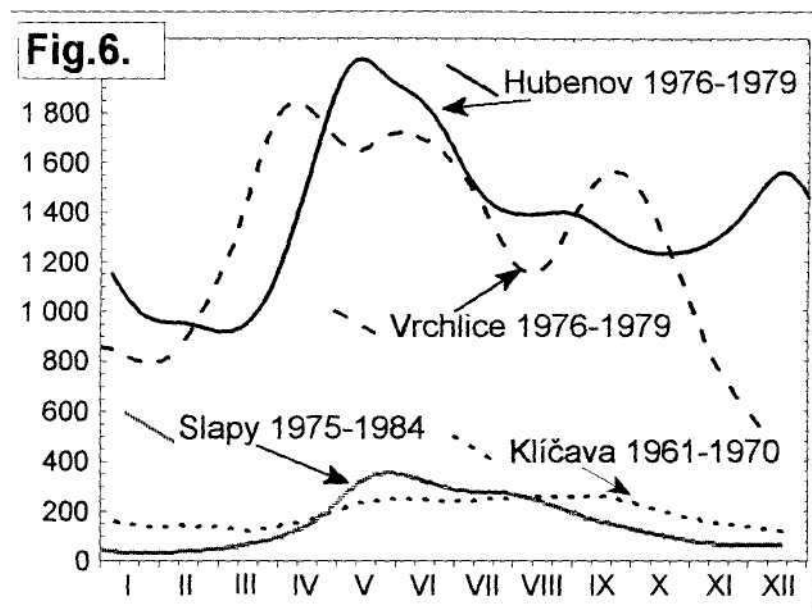
Pokles biomasy perlooček a klanonožců v druhé části teplé poloviny roku lze in-



terpretovat v prvním přiblížení jako důsledek zvýšené konzumce potravy. V tom případě by bylo možno předpokládat výraznou negativní korelaci mezi podílem biomasy perlooček >0,7 mm a celkovou biomasou planktónu resp. celkovou biomasou perlooček. Ta nebyla zjištěna. Průměr logaritmu

podílu velkých perlooček v celkové biomase v období od 31. července do 14. září statisticky významně koreluje s průměrem logaritmu průhlednosti v stejném období měřené v týdenních intervalech (Fig 5). Při použití hodnot průhlednosti z třítýdenních intervalů, které jsou k dispozici z delšího časového intervalu, není korelační vztah tak průkazný. Vztah mezi podílem velkých perlooček a průhledností respektive koncentrací chlorofylu byl zjištěn již dříve pro celé vegetační období (Hrbáček a kol. 1986). Průměr za určité období bez jakéhokoli posunu byl zvolen proto, že neznáme časovou následnost mezi příčinou a následkem. Interval byl zvolen tak, aby v něm bylo minimum hodnot, které se výrazně odchyľují od celého souboru. Při použití jiných intervalů byl korelační koeficient nižší (nejnižší 0.62), vždy však signifikantní na 5 %-ní úrovni. Při předpokládané změně selekčního tlaku menších perlooček naznačuje zjištěná korelace změnu složení populace řas přírůstkem druhů méně postihovaných filtrací. Z dat zde presentovaných pro tuto představu svědčí relativní zvýšení biomasy klanonožců, kteří se živí aspoň zčásti lovem jednotlivých větších jedinců řas.

Při porovnání ročního průběhu zooplanktonu v Slapské přehradě s analogickým



průběhem v rybnících (Hrbáček 1962) je nápadná nízká biomasa v chladné polovině roku a jedno výrazné maximum celkového krustaceoplanktonu ve vegetačním období. Byly srovnány biomasy krustaceoplanktonu ve čtyřech přehradách

Fig. 6). Výrazně nejmenší biomasu krustaceoplanktonu

mají nádrže s výrazně odlišnou koncentrací celkového fosforu v zimním období (Slapy -70, Klíčava -20. Vrchlice a Hubenov -30 $\mu\text{g.l}^{-1}$ TP). V Slapské nádrži klesne ve vegetačním období koncentrace celkového fosforu na hodnoty 20-30 $\mu\text{g.l}^{-1}$, v ostatních nádržích k tak výraznému poklesu koncentrace celkového fosforu v průběhu léta nedochází. Je velmi pravděpodobné, že nízké množství zooplanktonu v zimě pod jednotkou plochy v Slapské nádrži je způsobeno trvalým mícháním a tím limitací fytoplanktonu světlem a nikoli živinami. To umožňuje existenci jen malé biomasy zooplanktonu s nemožností výrazného zvýšení ve vegetační sezóně tak, aby odpovídalo vysoké hodnotě TP v zimě.

Závěr

Slapská nádrž má nízkou biomasu krustaceoplanktonu ve vegetačním období srovnatelnou jen s nádržemi s velmi nízkou koncentrací celkového fosforu a v zimním období dokonce ještě menší. V období 1963-2001 došlo k mírnému vzrůstu biomas perlooček v celé vegetační sezóně, u klanonožců jen v druhé polovině. Podíl velkých perlooček v průběhu let 1984-2001 výrazně poklesl. Interpretace: důsledek zvýšení biomasy malých ryb. Podíl velkých perlooček je nejvyšší v květnu a pak výrazně klesá. Interpretace: rozvoj a úbytek potěru a převaha okounovitých nad kaprovitými rybami.

Poděkování

Prvý autor statisticky zpracoval data o zooplanktonu získaná spoluautory. Nezbyl mu však čas konzultovat s nimi formulace interpretací a závěrů. Je milou povinností nás všech poděkovat za pomoc při odběru vzorků a jejich zpracování, zvláště pak za poskytnutí dat a konzultací o celkovém fosforu a chlorofylu téměř všem pracovníkům bývalé Hydrobiologické laboratoře i současného Hydrobiologického ústavu AVČR. Plná citace odkazů na literaturu je u prvního autora. Hodnocení vztahu fytoplanktonu a zooplanktonu je příspěvkem k řešení projektu GAČR 206/01/1113.

Jaroslav Hrbáček, Hekrova 820, 149 00 Praha 4

Zdeněk Brandl, Jihočeská Univerzita, Biologická fakulta, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice

ODŘÍZNUTÉ MEANDRY DOLNÍ DYJE: ZACHOVÁME JEJICH BIODIVERZITU?

Cut backwaters on lower Dyje: shall we conserve their biodiversity?

J. HETEŠA

Summary: A part of backwaters spread along the lowermost reaches of the Dyje river arose artificially as a by-product of the river channelization in 70ties of the past century. The hydrobiological monitoring comprising a.o. inventory of algal flora started in 2002. From 8 studied backwaters 7 are fully cut-off from the maternal course. Their reconnection with the stream, possibly on their downstream ends, is a part of suggested revitalization projects in the territory of the Dyje floodplain area. On one hand, the reconnection should considerably support fish migration and result in increased biodiversity of stream ichthyofauna.. On the other hand, it is associated with a risk of lowering biodiversity inside the backwater ecosystem. This paper brings first results of research activities aimed at documentation of the present algal flora of these backwaters with its remarkably high species diversity and considerable differences between particular localities.

Úvod

Při úpravách koryt dolních toků řek Moravy a Dyje v 70. a 80. letech minulého století došlo k jejich narovnání a ohrazování. Při tom byly od původního toku odříznuty četné meandry, které zůstaly izolovány jako mrtvá ramena těchto řek. V původním projektu však bylo počítáno s jejich napojením na mateřský tok. Proto se Okresní úřad v Břeclavi, referát životního prostředí, obrací nyní na správce toku Dyje (Povodí Moravy) s požadavkem na dokončení původního projektu, které by mělo spočívat v opětném připojení některých těchto ramen k mateřskému toku. Toto připojení by se mělo týkat vybraných odříznutých meandrů v úseku Pohansko - soutok Moravy a Dyje a mělo by spočívat v otevření šíje mezi mateřským tokem a dolním koncem meandru (při pohledu po proudu) a to v takové šíři, aby to neodradilo ryby od migrace do meandru a zpět.

Tyto meandry byly téměř 20 let izolovány a plnily se průsakem přes společné šterkopískové podloží z hlavního toku. Pouze při vybřežení řeky (většinou při jarních záplavách) docházelo k jejich spojení s hlavním tokem. Otevřením některých ramen k migraci ryb a výměně vody dojde nepochybně ke zlepšení podmínek pro rozvoj místní ichtyofauny a zvýšení druhové diverzity rybí populace, jak prokázali Lusk a kol. (1999)

Zůstává však otázkou, jak se toto otevření projeví na ostatních součástech bioty dosavadního ekosystému těchto meandrů.

Proto OÚ Břeclav inicioval hydrobiologické sledování 8 meandrů před realizací průkopů, které by mělo pokračovat v dalších letech po připojení některých z nich a ozřejmit tak vliv tohoto připojení. Sledování započalo na jaře 2002 a již první výsledky průzkumu ukazují, že mezi jednotlivými meandry existují významné rozdíly nejen v planktónu a bentosu, ale i v oživení vodními makrofyty (výskyt kotvice plovoucí — *Trapa natans* - na některých ramenech) a dokonce i v chemismu jejich vody (výrazné rozdíly ve vodivosti).

Problematickou biodiverzity vodních biotopů lužního lesa, zejména fytoplanktonem starých revitalizovaných i nových tůň a říčních meandrů na dolním toku řeky Dyje a Moravy se zabýváme celé poslední desetiletí a výsledky našeho výzkumu jsme publikovali v řadě příspěvků, z nichž citujeme alespoň nejdůležitější: Heteša a kol. (1997 - projekt GEF Biodiverzita), Heteša a kol. (2000 - poríční tůň v Podyjí), Heteša a Sukop (1998 - revitalizované tůň), Marvan a Heteša (2000 — odříznuté meandry Moravy), Heteša a Marvan (2001 - dolní Dyje a Morava).

Území a metodika

Předmětem sledování je 8 odříznutých říčních meandrů na dolním toku řeky Dyje v úseku Pohansko — soutok Dyje a Moravy, označovaných jako D1 (nejníže položený) -D7, D9 a samotná řeka Dyje. Meandr D1 (Balgovo rameno) je jediný, který je svým dolním koncem napojen na mateřský tok, ostatní jsou již téměř 20 let izolovány. Všechny mají charakter starých říčních koryt se strmými břehy. Jen minimálně jsou zastoupeny mělčiny s litorálními porosty rákosin. Na některých však bují submersní a plovoucí makrofyta, která výrazně ovlivňuje zejména světelné poměry pod hladinou. Hloubka meandrů se pohybuje od 0,5 do 2 m.

Vzorky vody pro analýzu fytoplanktonu byly odebírány zatíženou litrovou širokohrdlou lahví a analyzovány živé (bez fixace a konzervace) do 24 hodin po odběru. K zahuštění fytoplanktonu bylo použito filtrační zařízení dle Marvana s nitrocelulózovými filtry o velikosti pórů 0,85 μm . Zahušťováno bylo 10-20 ml vzorku. Po zahuštění byla prováděna nejprve detailní determinace a poté počítání v Burkerově komůrce.

Vzorky bentosu (sediment) byly odebírány širokou pipetou s balónkem. Determinace byla prováděna jednak v živém materiálu do 48 hodin po odběru, jednak byl sediment zpracován pro determinaci rozsivek oxidací 30 % peroxidem a po promytí byly

schránky rozsivek zalévány do Pleuraxu resp. Naphraxu.

Sběr nárostů byl prováděn na mělčinách jednak s volné hladiny (uvolněné plovoucí chomáče), jednak z vodních a pobřežních rostlin. Při každém odběru byla prováděna fotodokumentace (která bude součástí závěrečné zprávy) a měření teploty vody, koncentrace rozpuštěného kyslíku, pH a vodivosti vody přístrojem Multiline P4 (fa WTW). Dosud byly realizovány 2 odběrové expedice, a to 18.4. a 18.6., třetí je plánována na září t.r. Poněvadž tato práce mohla zahrnout pouze výsledky z těchto dvou odběrů, má charakter spíše předběžného sdělení. Nicméně již z těchto výsledků jsme získali pozoruhodné poznatky.

Výsledky a diskuse

Na všech ramenech bylo při jarním odběru zaznamenáno velmi příznivé nasycení vody kyslíkem, které jen v jednom případě (D7) kleslo pod 9 mg.l^{-1} , při čemž v procentickém nasycení se pohybovalo v rozmezí 87-170 %. To již nelze tvrdit o letních poměrech. Nejnížší hodnota kyslíku zjištěná v létě byla též na D7 ($3,91 \text{ mg.l}^{-1}$) a procentické nasycení se pohybovalo v rozmezí 48-180 %. S obsahem rozpuštěného kyslíku dobře korelovala hodnota pH, které se pohybovalo většinou kolem pH 8,0, avšak při intenzivní fotosyntéze fytoplanktonu a submersních makrofyt dosahovalo na jaře až 9,19 (kyslík 170 % - D6), v létě až 9,32 (kyslík 177 % - D9). Zimní kyslíkový režim na některých z těchto ramen (D1, D2, D5 a D9) sledovali v období XI. 1999 - II. 2001 Horák a Machatka (2000), kteří registrovali v lednu a únoru výrazný pokles kyslíku zejména v rameni D9, pravděpodobně jako důsledek rozkládajícího se okřehku na dně ramene. Nejlepší zimní kyslíkový režim mělo rameno D1, spojené s mateřským tokem. Zajímavé byly rozdíly ve vodivosti vody, které jsme vůbec nepředpokládali vzhledem k tomu, že všechna ramena leží na stejném podloží a domníváme se, že jsou zásobována (s výjimkou D1) stejnou průsakovou vodou z mateřského toku. Vodivost vody na D5 ($1.019 \mu\text{S}$) dosáhla např. dvojnásobku vodivosti na D6, respektive v mateřském toku ($515 \mu\text{S}$).

V meandrech bylo dosud determinováno 228 taxonů ve fytoplanktonu a 170 ve fyto bentosu. Je však třeba připomenout, že řada druhů se objevila v obou těchto skupinách, takže celkový počet dosud nalezených taxonů sinic a řas je menší - 302. Mezi jednotlivými meandry jsou v oživení algoflórou zřetelné rozdíly (zejména v planktónu), a to jak v druhovém složení, tak v abundanci. Velmi dobře korelují nízké abundance fytoplanktonu se silnými porosty submersních či plovoucích makrofyt v některých ramenech (D3, D7, D9), kde množství buněk v 1 ml vody klesá pod 10.000, zatím co v ramenech se slabým

rozvojem makrofyt vystupuje na 50.000 i více b.ml⁻¹ (eutromí rybníky). Druhové složení fytoplanktonu v Dl, spojeném s mateřským tokem, je druhově podobné mateřskému toku zejména na jaře, avšak v létě už doznává změn: v rameni se např. neobjevují zástupci vodního květu sinic, kteří v řece zaujímají významné postavení. Letní fytoplankton většiny ramen zaznamenává zejména ústup jarních zlativek (Chrysophyceae) a snižování abundance rozsivek. Místo nich podle očekávání narůstá podíl kokálních zelených řas.

Sledování fyto-bentosu a nárostů po kvantitativní stránce je metodicky velmi obtížné, ne-li nemožné, a v našem monitoringu bylo jen doplňkem hlavního sledování. Odběr vzorků sedimentů byl jen obtížně uskutečnitelný pro strmost břehů. Místy jsme jen s obtížemi nacházeli na šterkopískovém podloží místa s jemnějším sedimentem, vhodným pro další průzkum. V nárostech vláknitých řas se uplatňovala zejména *Cladophora*, *Rhizoclonium* a řada druhů rodu *Oedogonium*, které však nebylo možno blíže určit, poněvadž vlákna byla sterilní. Na vláknech byly časté nárosty rozsivek (*Cocconeis*, *Gomphonema*, *Fragilaria*), různobrevk (*Characiopsis*) a jiných vláknitých řas (*Aphanochaete*). Výskyt vláknitých řas byl však vesměs slabý.

Závěr

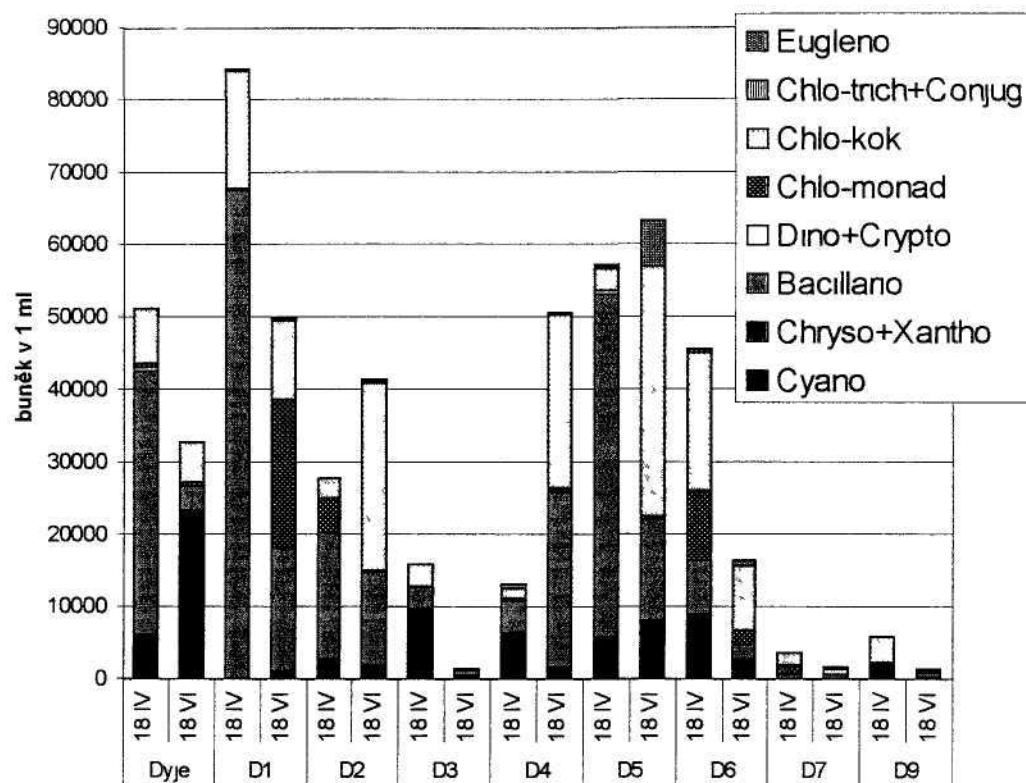
Předběžné výsledky monitoringu 8 odříznutých meandrů na dolním toku řeky Dyje ukazují, že přes stejné podloží a stejný zdroj vody jsou mezi nimi významné rozdíly jak v chemismu vody (salinita) a druhovém složení fytoplanktonu, nárostů a fyto-bentosu, tak v abundanci fytoplanktonu. V ramenech zarůstajících submersními či plovoucími makrofyty je abundance fytoplanktonu velmi nízká (pod 10.000 b) a blíží se mezotrofii. V ramenech bez makrofyt má naopak fytoplankton charakter eutrofií nádrží (50.000 a více b.ml⁻¹). Fytoplankton má v odříznutých ramenech svůj autonomní vývoj, v podstatě neovlivněný poměry na mateřském toku s výjimkou propojeného ramene Dl. Kyslíkový režim nádrží je příznivě ovlivňován jak fytoplanktonem, tak submersními makrofyty, zatímco natantní makrofyty (zejména okřehek) mají negativní vliv. Při intenzivní fotosyntéze bohatého fytoplanktonu a submersních makrofyt vystupuje pH až na 9,2-9,3, což by mohlo být pro ryby nebezpečné při zvýšeném obsahu amonných iontů. Výsledky našeho monitoringu mohou přinést potřebné podklady pro rozhodování, které meandry by bylo vhodné k mateřskému toku připojit a které nechat izolované, aby bylo možno zachovat co možná největší biodiverzitu vodních biotopů v tomto území.

Literatura

- HETEŠAJ., SUKOP,L, KOPP,R., MARVAN,P., KERŠNER,R., SKACELOVA,O. (1997): *Zhodnocení historického vývoje, současného stavu a prováděných zásahů v aluviu Dyje v oblasti rozšiřované CHKO Pálavá. - Závěr, zpráva, výzk. úkolu. -* Lednice a Brno 1997, 7 s. čes. textu + 9 s. ang. textu., APPENDIX 141 s.
- HETEŠA, J., KERŠNER, V., MARVAN, P., SUKOP, I. (2000): Hydrobiologie poríčních tůní dolního Podyjí v souvislosti s obnovou hydrologického režimu lužního lesa. - Ve sb.: (Pithart, D., ed.): Ekologie aluviálních tůní a říčních ramen. Sborník zkonf. v Lužnici u Třeboně, březen 2000. Botan. ústav AV ČR Třeboň, 2000, s. 46-49
- HETEŠA, J., SUKOP, I. (1998): Limnologická charakteristika revitalizovaných tůní a kanálů. In: Repatriace ohrožených rostlin a živočichů do mokřadů Dolní Dyje v České republice. ČSOP Břeclav 1998: 17-27
- LUSK, S., HALAČKA, K., LUSKOVÁ, V., HORÁK, V. (1999): Diverzita ichtyofauny a revitalizace v oblasti dolního toku Dyje. — Ve sb.: (Spurný, P. ed.): 50 let výuky rybářské specializace na MZLU v Brně. Sborník referátů z konference 1. a 2. prosince 1999 v Brně, s. 197-204
- HETEŠA, J., MARVAN, P. (2001): Mikroflóra vodních biotopů nivy dolní Dyje a Moravy po vodohospodářských úpravách. - In: Řehořek,V., Květ, R., eds.: Niva z multidisciplinárního pohledu IV., Geotest Brno, p. 83-86.
- HORÁK, V., MACHATKA, T. (2000): Kyslíkový režim tůní a říčních ramen v aluviu dolního toku řeky Dyje v zimním období 1999/2000. - Sborník ref. ze 4. české ichtyologické konf. Vodňany, s. 114-117
- MARVAN, P., HETEŠA, J.(2000): Mikro- a makrovegetace odstavených ramen řeky Moravy. -In: Pithart, D.: Ekologie aluviálních tůní a říčních ramen. Sborník příspěvků z konference v Lužnici u Třeboně, 2.-3. březen 2000.- Botanický ústav AV ČR. p. 53-57.

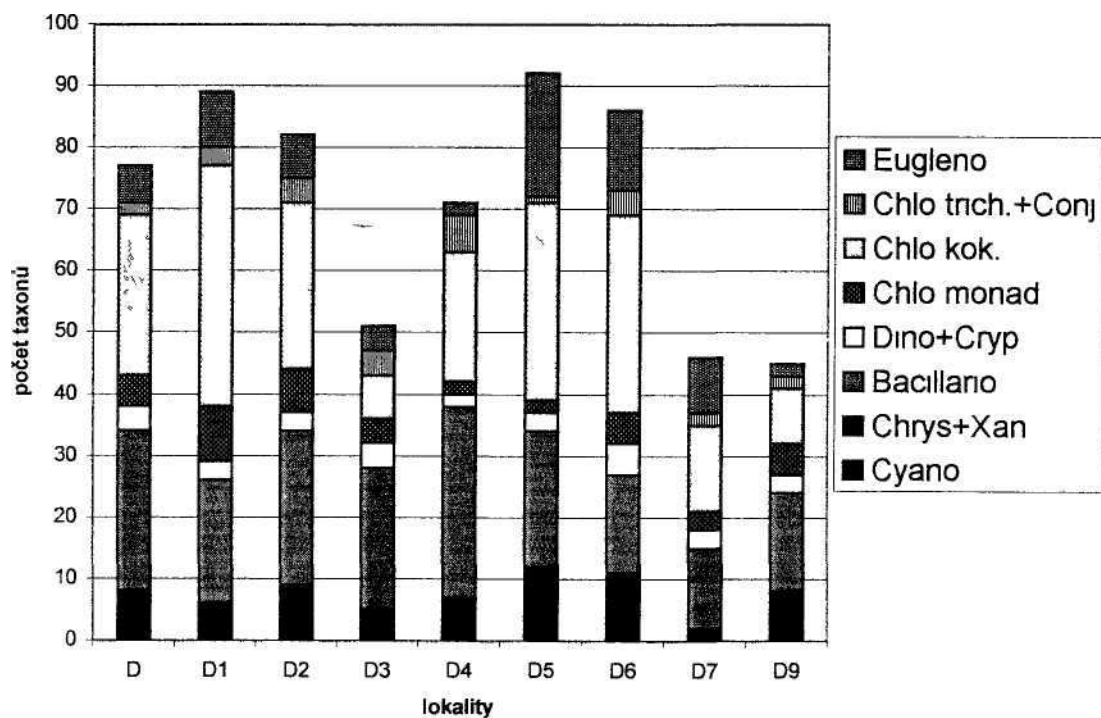
Prom. biolog Jiří Heteša, CSc, LIMNI, s.r.o., 601 00 Brno, Poštovská 8d

Dyjská ramena 2002, kvantita fytoplanktonu



lokality a data

Druhová diverzita fytoplanktonu dyjských ramen 2002



Dyjská ramena 2002
celk.seznam

CYANOPROKARYOTA

Anabaena sp.
Aphanizomenon klebahnii
Aphanocapsa incerta
Aphanocapsa sp.
Komvophoron constrictum
Limnothrix redekei
Merismopedia sp.
Merismopedia tenuissima
Microcystis aeruginosa
Nostoc piscinale
Nostoc sp.
Oscillatoria limosa
Phormidium mucicola
Phormidium sp.
Phormidium tenue
Planktothrix agardhii
Pseudanabaena limnetica

CHRYSTOPHYCEAE

Bicosoeca planctonica
Chrysococcus biporus
Chrysococcus punctiformis
Chrysococcus rufescens
Chrysococcus triporus
Dinobryon divergens
Kephyrion moniliferum
Kephyrion ovum
Microglena punctifera
Synura petersenii

XANTHOPHYCEAE

Centritractus belonophorus
Characiopsis aquilonaris
Characiopsis sp.
Goniochloris mutica
Goniochloris smithii
Ophiocytium capitatum
Trachychloron biconicum
Tribonema sp.
Tribonema vulgare

BACILLARIOPHYCEAE

Achnanthes hungarica
Achnanthes lanceolata
Achnanthes minutissima
Achnanthes sp.
Actinocyclus normanii v.
subsalsus
Amphora ovalis
Amphora veneta
Anomoeoneis sphaerophora
Asterionella formosa
Aulacoseira ambigua
Aulacoseira granulata
Aulacoseira granulata f.
curvata
Caloneis amphisbaena
Caloneis silicula
Cocconeis pediculus
Cocconeis placentula
Cyclostephanos dubius
Cyclotella distinguenda?
Cyclotella meneghiniana

Cyclotella sp.
Cyclotella stelligera
Cymatopleura elliptica
Cymatopleura librilis
Cymbella aspera
Cymbella caespitosa
Cymbella cistula
Cymbella cymbiformis
Cymbella ehrenbergii
Cymbella minuta
Cymbella sp.
Diatoma tenuis
Diatoma vulgare
Epithemia adnata
Epithemia muelleri
Epithemia sp.
Epithemia turgida
Fragilaria capucina
Fragilaria capucina v.
vaucheriae
Fragilaria crotonensis
Fragilaria sp.
Fragilaria ulna v. acus
Frustulia vulgare
Gomphonema acuminatum
Gomphonema acuminatum v.
coronatum
Gomphonema augur
Gomphonema lanceolatum
Gomphonema montanum cf.
Gomphonema olivaceum
Gomphonema parvulum
Gomphonema sp.
Gomphonema truncatum
Gomphonema turgidum
Gyrosigma acuminatum
Gyrosigma sp.
Hantzschia amphioxys
Melosira varians
Navicula bacillum
Navicula capitata v. capitata
Navicula cryptocephala
Navicula cuspidata
Navicula gastrum
Navicula gregaria
Navicula lanceolata
Navicula menisculus
Navicula oblonga
Navicula pupula
Navicula pygmaea
Navicula radiosa
Navicula sp.
Navicula tripunctata
Navicula viridula
Neidium ampliatum
Neidium affine
Nitzschia acicularis
Nitzschia amphibia
Nitzschia dissipata
Nitzschia fruticosa
Nitzschia gracilis cf.
Nitzschia hungarica
Nitzschia linearis cf.
Nitzschia palea
Nitzschia recta
Nitzschia sigma
Nitzschia sigmoidea

Nitzschia sp.
Nitzschia spiroides cf.
Nitzschia trivialis
Nitzschia tryblionella
Pinnulaha major
Pinnulana microstauron
Pinnularia sp.
Rhoicosphenia abbreviata
Rhopalodia gibba
Stauroneis anceps
Stauroneis phoenicenteron
Skeletonema potamos
Stephanodiscus hantzschii
Stephanodiscus invisitatus
Stephanodiscus sp.
Surirella angusta
Suriella biseriata
Surirella biseriata v. bifrons
Surirella minuta
Surirella ovata
Surirella robusta v. splendida
Surirella sp.
Synedra fasciculata
Synedra parasitica
Synedra pulchella
Synedra rum pens
Synedra sp.
Synedra ulna

DINOPHYCEAE

Amphidinium sp.
Peridinium aciculiferum
Peridinium sp.

CRYPTOPHYCEAE

Chroomonas caudata
Cryptomonas curvata
Cryptomonas cylindrica
Chroomonas nordstedtii
Cryptomonas phaseolus cf.
Cryptomonas sp.

CHLOROPHYCEAE monad.

Chlamydomonas monadina
Chlamydomonas pertusa
Chlamydomonas sp.
Chlorogonium elongatum
Chlorogonium fusiforme
Chlorogonium minimum
Eudorina elegans
Gonium sociale
Pandořina charkoviensis
Pandořina elegans
Pandořina morum
Pascherina tetras
Pedinomonas rotunda
Pteromonas aculeata
Pteromonas angulosa
Pteromonas cordiformis
Pteromonas sp.
Tetraselmis cordiformis
Zelení bičkovci

CHLOROPHYCEAE kok.

Actinastrum aciculare
Actinastrum hantzschii
Ankyra ancora

Ankyra judayi
 Ankyra lanceolata
 Chlorella sp.
 Closteriopsis longissima
 Coelastrum astroideum
 Coelastrum cambricum
 Coelastrum microporum
 Crucigenia tetrapedia
 Crucigeniella apiculata
 Crucigeniella neglecta
 Dichotomococcus lunatus
 Dictyochlorella globosa
 Dictyosphaerium
 ehrenbergianum
 Dictyosphaerium pulchellum
 Dictyosphaerium sp.
 Dictyosphaerium subsolitarium
 Didymocystis inconspicua
 Didymocystis planctonica
 Eutetramorus sp.
 Golenkinia radiata
 Granulocystis helenae
 Hyaloraphidium contortum
 Kirchneriella irregularis
 Lagerheimia chodatii
 Lagerheimia genevensis
 Lagerheimia wratislaviensis
 Micractinium bornhemiense
 Micractinium pusillum
 Monoraphidium arcuatum
 Monoraphidium contortum
 Monoraphidium griffithii
 Monoraphidium komarkovae
 Monoraphidium minutum
 Monoraphidium nanum
 Nephrochlamys rotunda
 Nephrochlamys willeana
 Oocystis lacustris
 Oocystis parva
 Oocystis solitaria
 Oocystis sp.
 Pediastrum boryanum
 Pediastrum duplex Pediastrum
 tetras
 Planktosphaeria gelatinosa
 Schroederia robusta

Schroederia setigera
 Scenedesmus abundans
 Scenedesmus acuminatus
 Scenedesmus bicaudatus
 Scenedesmus brasiliensis
 Scenedesmus denticulatus
 Scenedesmus disciformis
 Scenedesmus linearis
 Scenedesmus obliquus
 Scenedesmus obtusus f.
 alternans
 Scenedesmus opoliensis
 Scenedesmus quadricauda
 Schroederia setigera
 Selenastrum gracile
 Tetraedron caudatum
 Tetraedron regulare
 Tetranephris europaea
 Tetrastrum glabrum
 Tetrastrum punctatum
 Tetrastrum staurogeniaeforme
 Tetrastrum triangulare
 Trochiscia sp.

CHLOROPHYCEAE trich.

Aphanochaete repens
 Chlorhormidium flaccidum
 Chlorhormidium sp.
 Cladophora fracta Elakatothrix
 gelifacta Hormidium sp.
 Koliella longiseta Microspora
 quadrata Microspora willeana
 Oedogonium sp. 1 (30 um š.)
 Oedogonium sp. 2 (13 um š.)
 Oedogonium sp. 3 (23 um š.)
 Rhizoclonium hieroglyphicum

CONJUGATOPHYCEAE

Closterium acutum
 Closterium limneticum
 Closterium moniliforme

Closterium sp.
 Cosmarium sp.
 Cosmarium subcrenatum cf.
 Mougeotia sp. 1 (10 um š.)
 Mougeotia sp. 2 (24 um š.)
 Spirogyra cylindrica cf.
 Spirogyra sp.
 Staurastrum chaetoceras

EUGLENOPHYCEAE

Euglena acus
 Euglena acus v. angularis
 Euglena agilis
 Euglena ehrenbergii
 Euglena geniculata
 Euglena granulata
 Euglena hemichromata
 Euglena oxyuris
 Euglena polymorpha
 Euglena proxima
 Euglena rubra Euglena sp.
 Euglena spirogyra
 Euglena texta
 Euglena tripteris
 Euglena velata
 Euglena viridis
 Lepocinclis constricta
 Lepocinclis ovum
 Lepocinclis sp.
 Phacus helikoides
 Phacus inflexus
 Phacus longicauda
 Phacus pyrum
 Phacus sp.
 Phacus tortus
 Phacus triqueter
 Trachelomonas hispida
 Trachelomonas intermedia
 Trachelomonas planctonica
 Trachelomonas sp.
 Trachelomonas volvocina
 Trachelomonas volvocinopsis

ZOOPLANKTON A ZOOBENTOS ODŘÍZNUTÝCH ŘÍČNÍCH RAMEN DOLNÍHO TOKU ŘEKY DYJE

Zooplankton and zoobenthos river cut arms of the lower reaches of the Dyje River

I. SUKOP

Summary: This contribution contain species diversity and quantitative development of zooplankton and zoobenthos 8 river arms of the lower reaches of the Dyje River in spring and summer time 2002.

Úvod

Říční ramena aluvia dolního toku řeky Dyje se vyznačují vysokou druhovou pestrostí ichtyofauny a patří k jedinečným územím ČR. Tato skutečnost vedla k podrobnému ichtyologickému průzkumu některých říčních ramen, jehož výsledky publikovali Horák, Halačka, Lusk (2000). Sledovaná ramena se nacházejí na území dolní Dyje ř. km 0-18. Ze sledovaných ramen pouze jediné D₁ je napojeno spodním koncem na aktivní tok řeky Dyje. Ostatní sledovaná ramena přímé napojení na tok nemají. Z provedeného ichtyologického průzkumu vyplynulo, že rameno napojené přímo na řeku Dyji mělo nejvyšší druhovou diverzitu ichtyofauny, celkem bylo zjištěno 35 druhů ryb, mimo jiné byl zaznamenán výskyt *Abramis sapa*, *Gymnocephalus bahni*, *Gymnocephalus schraetser*, *Pelecus cultratus*, *Sander volgense*. V ostatních ramenech nenapojených na tok bylo zjištěno jen 21 druhů ryb. Současně s ichtyologickým průzkumem proběhlo i sledování kyslíkového režimu jednotlivých ramen v zimním období 1999-2000, viz Horák, Machatka (2000). Z výsledků vyplynulo, že v rameni napojeném na řeku nedocházelo ani v zimním období při zamrznutí hladiny k výrazným poklesům koncentrace kyslíku.

V ostatních ramenech, která nejsou napojena na řeku vznikala při zamrznutí hladiny kyslíkový deficit kritický pro přežívání ryb. V únoru 2000 došlo k značnému úhynu ryb. Jarních měsících (březen) byla ramena zaplavena vodou z řeky Dyje. Cílem současného hydrobiologického průzkumu bylo posouzení vlivu případného napojení ramen dosud nekomunikujících přímo s tokem, na existenci vzácnějších druhů vodní fauny a flory. Celkem bylo sledováno 8 ramen označených D₁, D₂, D₃, D₄, D₅, D₆, D₇ a D₉, z nichž ramena D₁, D₂, D₅ a D₉ byla sledována už v roce 1999-2000 po stránce ichtyologické a kyslíkového režimu. Hydrobiologická sledování žádného z výše uvedených ramen nebyla

dosud nikdy uskutečněna.

Materiál a metodika

Vzorky zooplanktonu byly odebírány v měsících dubnu a červnu 2002 hustou planktonní sítí s velikostí ok 40 um. Vzorky zoobentosu byly odebírány sítím s velikostí ok 0,5 mm. Odebrané vzorky byly ihned po odběru fixovány 4 % formaldehydem.

Výsledky a diskuze

Druhové složení zooplanktonu a zoobentosu sledovaných ramen bude ještě doplněno podzimním sledováním. **Coelenterata** Hydra sp. (D3) **Rotatoria**

Asplanchna sp. (Dl, D2, D3,D4, D6, D7,), Brachionus angularis (Dl, D3, D4, D5, D6), Brachionus calyciflorus (Dl, D2, D5), Brachionus quadridentatus (Dl,), Brachionus variabilis (Dl), Filinia longiseta (Dl, D2, D5), Kellicottia longispina (Dl), Keratella cochlearis (Dl, D2, D3, D4, D5, D6,), Keratella quadrata (Dl, D2, D3, D4, D6, D7, D9), Lecane quadridentata (D3), Mytilina sp. (D3), Polyarthra dolichoptera (Dl, D3, D4, D5, D6,),

Oligochaeta Nais sp.(

D5, D7,) **Hirudinea**

Helobdella stagnalis (Dl)

Bryozoa

Plumatella sp.(D2, D6)

Gastropoda

Bithynia tentaculata (D2), Lymnaea stagnalis (D5), Planorbarius corneus (D5)

Cladocera

Alona rectangula (D3, D6), Alona quadrangularis (D2, D6), Alonella excisa (D9), Bosmina longirostris (Dl, D2, D3, D4, D5, D6, D7, D9), Ceriodaphnia affinis (D9,), Ceriodaphnia quadrangula (D2, D3, D4,), Chydorus sphaericus (Dl, D2, D3, D4, D5, D7, D9), Daphnia galeata (Dl, D2), Daphnia longispina (Dl, D7), Daphnia pulicaria(Dl), Diaphanosoma lacustris (?) (Dl, D3), Graptoleberis testudinaria (D9), Leptodora kindtii (Dl), Moina micrura (Dl, D2, D4), Pleuroxus aduncus (D2, D4, D7, D9), Pleuroxus

truncatulus (D7), Pleuroxus uncinatus (D6), Scapholeberis mucronata (D2, D4, D6, D7),
Simocephalus vetulus(D2, D3, D4, D7, D9)

Copepoda

Acanthocyclops robustus (D1,), Cyclops strenuus (D1, D2, D3, D4, D5, D6, D7, D9),
Eucyclops serrulatus (D2, D4, D7, D9), Eudiaptomus gracilis (D1, D2, D3, D6, D7, D9),
Macrocyclus albidus (D7,D9), Mesocyclops lueckarti (D7), Thermocyclops crassus
(D1, D2, D3, D6, D7, D9), Thermocyclops oithonoides (D4, D7, D9)

Ostracoda g. sp. (D2, D3, D4, D7, D9)

Branchiura

Argulus foliaceus (D3)

Isopoda

Asellus aquaticus (D9)

Hydracarina g. sp. (D7, D9)

Ephemeroptera

Cloeon dipterum (D1, D2, D4, D7, D9)

Odonata

Enallagma cyathigerum (D3), Erythroma najas (D3), Ischnura elegans (D4, D5),
Platynemesis pennipes (D3, D4, D5), Somatochlora metallica (D9), Sympecma fusca (D9)

Heteroptera

Hydrometra stagnorum (D2), Ilyocoris cimicoides (D3, D4, D9), Notonecta glauca (D4),
Plea atomaria (D9)

Megaloptera

Sialis lutaria (D2)

Coleoptera

Berosus luridus (D2), Cybister lateralimarginalis (D2, D5), Halipus sp. (D4, D9),
Helochares lividus (D4), Hygrotus inaequalis (D9), Hygrotus versicolor (D9), Laccophilus
minutus (D2, D4), Peltodytes caesus (D9)

Diptera

Chironomidae

Phytotendipes gripekoveni (D1)

Rameno D, (Balgovo rameno)

V jarním období (18.4.) byli v zooplanktonu velmi hojní vířníci *Brachionus angularis*,
Brachionus calyciflorus, *Keratella quadrata*, *Keratella cochlearis*, *Polyarthra dolichoptera*,
dále perloočka *Bosmina longirostris*. V menší míře se pak vyskytovali i další

zástupci jako př. *Asplanchna* sp., vířníci *Brachionus quadridentatus*, *Brachionus variabilis*, *Filinia longiseta*, *Kellicottia longispina*, perloočky *Chydorus sphaericus*, *Daphnia galeata*, *Daphnia longispina*, *Daphnia pulicaria*, *Leptodora kindtii*, klanonožci *Cyclops strenuus*, *Eudiaptomus gracilis*. V letním období (18.6.) v zooplanktonu převládali vířníci *Filinia longiseta*, *Polyarthra* sp. V menší míře byly zastoupeny druhy vířníků *Asplanchna* sp., *Brachionus angularis*, *Brachionus calyciflorus*, *Keratella cochlearis*, perloočky *Bosmina longirostris*, *Diaphanosoma lacustris*, *Moina micrura*, buchanky *Acanthocyclops robustus*, *Thermocyclops crassus*. Kromě toho se vyskytovali i někteří zástupci zoobentosu, pijavka *Helobdella stagnalis*, jepice *Cloeon dipterum*, pakomáři *Phytotendipes gripekoveni*.

Rameno D2

V jarním období v zooplanktonu dominovali vířníci *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata*, perloočka *Bosmina longirostris*, klanonožci *Cyclops strenuus*, *Eudiaptomus gracilis*. V menší míře byli zastoupeni: *Asplanchna* sp., *Brachionus calyciflorus*, *Chydorus sphaericus*, *Daphnia galeata*, *Simocephalus vetulus*, *Eucyclops serrulatus*. *Ostracoda* g.sp. V létě bylo druhové složení dané lokality daleko pestřejší. V zooplanktonu byli přítomni vířníci *Asplanchna* sp., *Brachionus calyciflorus*, *Filinia longiseta*, *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata*, perloočky *Alona quadrangularis*, *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Daphnia galeata*, *Moina micrura*, *Pleuroxus aduncus*, *Scapholeberis mucronata*, klanonožci *Eudiaptomus gracilis*, *Thermocyclops crassus*. Z ostatních skupin byli zastoupeni brouci *Berosus luridus*, *Cybister lateralimarginalis*, *Laccophilus minutus*, plži *Bithynia tentaculata*, ploštice *Hydrometra stagnorum*, jepice *Cloeon dipterum*, střechatky *Sialis lutaria*, mechovky *Plumatella* sp.

Rameno D3

V jarním období byli v planktónu hojní vířník *Keratella cochlearis* a perloočka *Chydorus sphaericus*. V menší míře byli dále zastoupeni vířníci *Asplanchna* sp., *Keratella quadrata*, *Mytilina* sp., *Polyarthra dolichoptera*, perloočka *Bosmina longirostris*, klanonožci *Cyclops strenuus*, *Eudiaptomus gracilis*, *Thermocyclops crassus* a nezmar *Hydra* sp. V létě byl v rameni zjištěn masový rozvoj kotvice (*Trapa natans*). V zooplanktonu i nadále převládal vířník *Keratella cochlearis*. Kromě toho byli zjištěni v planktónu další vířníci: *Brachionus angularis*, *Keratella quadrata*, *Lecane quadridentata*, *Polyarthra* sp., perloočky: *Alona rectangula*, *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Diaphanosoma* sp., *Simocephalus vetulus*, klanonožci *Eudiaptomus gracilis*, *Thermocyclops crassus*, kapřivec *Argulus foliaceus*, lasturnatky

Ostracoda g. sp. V hustých porostech makrofyt se vyskytovaly larvy vážek : *Enallagma cyathigerum*, *Erythroma najas*, *Platycnemis pennipes* a ploštice *Ilyocoris cimicoides*.

Rameno D4

Na jaře v zooplanktonu převládali vířníci *Keratella cochlearis*, *Polyarthra dolichoptera* a perloočka *Chydorus sphaericus*. Kromě těchto druhů byli v planktónu přítomni vířník *Asplanchna* sp. , perloočky *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Pleuroxus aduncus*, *Scapholeberis mucronata*, buchanky *Cyclops strenuus*, *Eucyclops serrulatus*, *Thermocyclops oithonoides*. V letním období si dominantní postavení zachovali vířníci *Keratella cochlearis* a *Keratella quadrata*, hojná byla i perloočka *Bosmina longirostris*. Ostatní zástupci zooplanktonu se vyskytovali v menším množství, jednalo se o vířníky *Asplanchna* sp., *Brachionus angularis*, *Polyarthra* sp. ,perloočky *Moina micrura*, *Simocephalus vetulus* a lasturnatky *Ostracoda* g. sp. V porostech makrofyt se vyskytovaly larvy vážek *Ischnura elegans*, *Platycnemis pennipes*, jepice *Cloeon dipterum*, plošúce *Ilyocoris cimicoides*, *Notonecta glauca*, brouci *Haliphus* sp., *Helochares lividua*, *Laccophilus minutus*.

Rameno D5

Výskyt fauny v tomto rameni byl poměrně slabý. V jarním období se v planktónu vyskytovali v hojném množství především vířníci *Keratella cochlearis*, *Polyarthra dolichoptera*, sporadický výskyt byl zjištěn u perloočky *Chydorus sphaericus* a buchanky *Cyclops strenuus* a naidky *Nais* sp. Na dně byla zjištěna prázdná schránka chrostíka *Limnephilus* sp. V létě si zachovali dominantní postavení vířníci *Keratella cochlearis*, *Polyarthra dolichoptera*, méně četné byly druhy *Brachionus angularis*, *Brachionus calyciflorus*, *Filinia longiseta* a perloočka *Bosmina longirostris*. Z bentických živočichů se dále vyskytovali plži *Lymnaea stagnalis*, *Planorbarius corneus*, vážky *Ischnura elegans*, *Platycnemis pennipes* a brouk *Cybister lateralimarginalis*.

Rameno D6

V polovině dubna v zooplanktonu převládali vířníci *Asplanchna* sp., *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata* , buchanka *Cyclops strenuus* a vznášivka *Eudiaptomus grácii* is. Ojediněle se pak vyskytoval vířník *Polyarthra dolichoptera*, perloočky *Alona rectangularis*, *Bosmina longirostris*, *Daphnia* sp. a buchanka *Thermocyclops crassus*. V letním období v planktonu dominovala perloočka *Bosmina longirostris* a buchanka *Thermocyclops crassus*. Méně četní byli vířníci: *Brachionus angularis*, *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata*, perloočky: *Alona quadrangularis*, *Pleuroxus uncinatus*, *Scapholeberis mucronata*, vznášivka *Eudiaptomus gracilis*. V planktónu se vyskytovaly i

statoblasty mechovky *Plumatella* sp.

Rameno D₇

V jarním období v zooplanktonu dominoval vírník *Keratella quadrata* dále pak buchanky *Cyclops strenuus*, *Thermocyclops oithonoides*. Další zástupci zooplanktonu byli méně četní, byli to vírníci: *Asplanchna* sp., perloočky: *Bosmina longirostris*, *Chydorus sphaericus*, *Daphnia longispina*, *Pleuroxus aduncus*, klanonožci *Eucyclops serrulatus*, *Eudiaptomus gracilis*, naidka *Nais* sp. V létě byl v rameni výskyt zooplanktonu poměrně slabý. Vírníci nebyli vůbec zjištěni, perloočky byly zastoupeny druhy: *Bosmina longirostris*, *Chydorus sphaericus*, *Pleuroxus aduncus*, *Pleuroxus truncatus*, *Scapholeberis mucronata*, *Simocephalus vetulus*, klanonožci *Eucyclops serrulatus*, *Eudiaptomus gracilis*, *Macrocyclus albidus*, *Mesocyclops leuckart*, *Thermocyclops crassus*, vodule *Hydracarina* g.sp., lasturnatky *Ostracoda* g.sp., naidka *Nais* sp. Dále byly zjištěny larvy jepic *Cloeon dipterum*.

Rameno D₉

Rameno je silně zarostlé vodní vegetací. Na jaře byl v planktónu nejhojnější vírník *Keratella quadrata*. V menší míře se pak v planktónu vyskytovaly perloočky *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia affinis*, *Chydorus sphaericus*, *Daphnia galeata*, *Graptoleberis testudinaria*, *Simocephalus vetulus*, klanonožci *Cyclops strenuus*, *Eucyclops serrulatus*, *Eudiaptomus gracilis*, *Thermocyclops crassus*, *Thermocyclops oithonoides*. V letním období v planktónu převažovala perloočka *Chydorus sphaericus*. Dále v menší míře se v planktónu vyskytovaly perloočky: *Alonella excisa*, *Graptoleberis testudinaria*, *Pleuroxus aduncus*, *Simocephalus vetulus*, klanonožci: *Eucyclops serrulatus*, *Eudiaptomus gracilis*, *Macrocyclus albidus*, *Thermocyclops crassus*, vodule *Hydracarina* g.sp., lasturnatky *Ostracoda* g.sp. V bentosu se vyskytovala beruška *Asellus aquaticus*, dále jepice *Cloeon dipterum*, ploštice *Plea atomaria*, *Ilyocoris cimicoides*, vážky *Somatochlora mettalica*, *Sympecma fusca*, brouci *Halipus* sp., *Hygrotus inaequalis*, *Hygrotus versicolor*, *Peltodytes caesus*.

Závěr

Předběžné výsledky ukazují, že v žádném ze sledovaných ramen nebyl zjištěn dosud žádný vzácnější druh zooplanktonu ani zoobentosu, který by byl ohrožen svojí existencí po přímém napojení ramen na tok Dyje. Otázkou zůstává přímé napojení ramene D₃, (eventálně i D₄), kde se vyskytuje vzácná rostlina, kotvice plovoucí (*Trapa natans*), jejíž existence by mohla být ohrožena případným proniknutím býložravé ryby amura

bílého (*Ctenopharyngodon idella*) z řeky Dyje.

Literatura

HORÁK, V., HALAČKA, K., LUSK, S: Druhová diverzita rybího osídlení říčních ramen aluvia dolního toku Dyje. *Sborník „Ekologie aluviálních tůní a říčních ramen“*, 2000, p. 94-96.

HORÁK, V., MACHATKA, T. : Kyslíkový režim tůní a říčních ramen v aluviu dolního toku řeky Dyje v zimním období 1999-2000. *Sborník ref. ze 4. české ichtyologické konference Vodňany, 2000, p. 114-117.*

Doc. RNDr. Ivo Sukop, CSc, Ústav rybářství a hydrobiologie MZLU , Nejdecká 600, 691 44 Lednice na Moravě, Česká republika

VÝVOJ PLANKTONNÍCH SPOLEČENSTEV NĚKTERÝCH LOKALIT OBLASTI DOLNÍHO PODYJÍ, VYUŽÍVANÝCH JAKO RYBÁŘSKÉ REVÍRY *Development plankton community some of the localities belong to Podyjí fisheries and hunting region*

K. TRČKOVÁ, I. SUKOP

Summary: In the year 2001 seasonal dynamic of zooplankton in two localities Fraumühl and Bruksa were observed. These localities belong to Podyjí fisheries and hunting region. Quantitative and qualitative samples of zooplankton were collected in 21 days intervals. Collected samples were fixed in 4% formalin solution. Zooplankton samples were identified. Number of specimens and abundance (cell l⁻¹) were calculated for every individual species. Fraumühl location, originally an unshaded sandpit basin is influenced by inflowing water from the lower basin of the N. Mlýny reservoirs. Totally 12 species of Cladocera, 7 species of Copepoda and 8 species of Rotatoria were found in this locality. Bruksa is an old river arm highly vegetated and sheltered by the adjacent forest. In this sampling site 19 species of Cladocera, 8 species of Copepod and 8 species of Rotatoria were determined. According to the zooplankton assemblage of these localities it is considered that the natural food offer of both localities for fish sufficient.

Úvod

V ichtyocenóze se setkáváme s několika základními typy potravních vztahů. Nedravé ryby se od sebe odlišují způsobem výživy a výběrem potravních složek a člení se proto na herbivory (požírají rostlinnou potravu), planktonofágy (žíví se převážně planktonní potravou) a bentofágy (v potravě převažuje bentická složka výživy). Během života ryby může dojít k přechodům na jiný typ potravy nebo může přijímat potravu doplňkovou. Pro dravé druhy ryb je zooplankton hlavní složkou potravy v počátečním stadiu vývoje. Planktonní společenstvo vodních živočichů je tvořeno organismy s malou schopností pohybu, vznášející se ve vodním sloupci, je tvořeno především vířníky (*Rotatoria*) perloočkami (*Cladocera*) a klanonožci (*Copepoda*). Planktonofágní ryby se žíví zooplanktonem buď v počáteční fázi života (kapr, hrouzek, lín, candát, štika, sekavec) nebo se žíví zooplanktonem po dobu 1 roku, případně déle (perlín, síh, ouklej, jelec, karas,

cejnek, plotice) nebo celoživotně (síl peled'). Příjem zooplanktonu je pro rybu energeticky nenáročný, ryby jako vizuální predátoři vybírají největší a nejlépe patrné druhy zooplanktonu, jako jsou velké druhy filtrátorů rodu *Daphnia* a *Bosmina*, dravé perloočky *Leptodora*, *Bythotrephes* a *Chaoborus* (Jachner 1988). Zooplankton reaguje na vyžírání tlak ichtyofauny změnou velikostní a druhové skladby. Pokud nejsou potlačovány planktonofágní druhy ryb, mění se struktura zooplanktonu, dominují drobné perloočky, klanonožci a vířníci. Optimální využití přirozené produktivity vod můžeme ovlivnit regulací hmotnosti i druhové skladby rybí obsádky. Především v podmínkách extenzivního obhospodařování rybářských revírů, kde má rybářství především rekreační význam, je důležité uvážene regulovat složení rybího společenstva, aby tuto rekreační funkci byla schopna lokalita splňovat.

Materiál a metodika

Sledování bylo prováděno v roce 2001 na dvou revírech Moravského rybářského svazu, MRS Rakvice - Fraumühl a MRS Břeclav - Bruksa.

Fraumühl je původně zatopená pískovna. Dříve napájen převážně průsakem spodní vody, nyní ze závlahového kanálu, vycházejícího z Tmíčku. Výskyt sinic, z nichž některé vytvářejí vodní květ: *Planktothrix agardhii*, *Aphanizomenon flos-aquae* v. *klebahnii*, *Microcystis aeruginosa*.

Bruksa je mrtvé, značně široké říční rameno v lese, s nízkými břehy, na jedné straně s větší rákosinou (*Phragmites*) a výskytem vodních makrofyt *Nuphar luteus*, *Butomus umbellatus*, *Hydrocharis morsus ranae*, *Stratiotes aloides* (Heteša 2000, nepublik.).

Vzorky byly odebírány v intervalech 21 dnů. Celkem bylo odebráno 10 vzorků kvalitativně (planktonní síť, velikost ok 40 µm) a kvantitativně (Friedingerova láhev, s objemem 2 l, celkem 10 l vody na každé lokalitě). Vzhledem k tomu, že pro odběry nebyla k dispozici loď, bylo nutno vzorky odebírat ze břehu. Vzorky zooplanktonu byly okamžitě po odběru fixovány 4% formaldehydem a následně analyzovány v laboratoři.

Základní fyzikálně-chemické parametry byly stanovovány přímo na lokalitách. Koncentrace kyslíku, procentické nasycení vody kyslíkem a teplota vody byly stanovovány pomocí přístroje německé firmy WTW OXI 196. Hodnoty pH byly zjišťovány potenciometricky přístrojem německé firmy WTW pH 196 T. Ke stanovení měrné vodivosti byl použit Conductivity meter Conmet 1 americké firmy Hanna Instruments.

Průhlednost vody byla stanovována Secchiho deskou, s jejíž pomocí byla rovněž odhadována barva vody.

Výsledky

Bruksa

Seznam nalezených druhů zooplanktonu

Cladocera

Alona rectangula, *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Ceriodaphnia pulchella*, *Ceriodaphnia megops*, *Chydorus sphaericus*, *Daphnia longispina*, *Daphnia galeata*, *Graptoleberis testudinaria*, *Leptodora kindtii*, *Megafenestra aurita*, *Moina micrura*, *Pleuroxus aduncus*, *Pleuroxus uncinatus*, *Peracantha truncata*, *Simocephalus vetulus*, *Scapholeberis mucronata*, *Sida crystalina*,

Copepoda

Acanthocyclops robustus, *Cyclops strenuus*, *Cyclops vicinus*, *Eucyclops serrulatus*, *Eudiaptomus gracilis*, *Macrocyclops albidus*, *Thermocyclops crassus*, *Thermocyclops oithonoides*

Rotatoria

Asplanchna sp., *Brachionus angularis*, *Brachionus calyciflorus*, *Filinia longiseta*, *Keratella quadridentatus*, *Keratella cochlearis*, *Polyarthra dolichoptera*

V prvním odběru z 18.4. dominovala skupina vířníků, v zastoupení *Brachionus sp.*, *Keratella quadridentatus* dále byla hojně zastoupená copepoditová stadia *Cyclops sp.* a *Eucyclops serrulatus*. Ze skupiny *Cladocera* dominoval *Chydorus sphaericus* (53 ks.l⁻¹), Střední zooplankton byl zastoupen druhy *Daphnia longispina* (33 ks.l⁻¹) a *Simocephalus vetulus* (17 ks.l⁻¹). V následujícím měsíci po zvýšení teploty vody, byla *Daphnia longispina* nahrazena *Ceriodaphnia sp.* (27 ks.l⁻¹). Snížila se abundance *Chydorus* (3 ks.l⁻¹) a objevil se další malý druh *Bosmina longirostris* (10 ks.l⁻¹). V planktónu se také vyskytovalo vyšší množství copepoditových (87 ks.l⁻¹) a naupliových stadií (53 ks.l⁻¹). Chladnomilný druh *Cyclops strenuus* vystřídal *Cyclops vicinus*. V dalším odběru ze 30.5. dominovala perloočka *Daphnia longispina* (167 ks.l⁻¹), zastoupená převážně nedospělými jedinci. Zvýšila se také abundance malého druhu *Bosmina longirostris* (57 ks.l⁻¹). Skupina copepod zde byla zastoupena *Acanthocyclops robustus* (47 ks.l⁻¹) a *Cyclops vicinus* (10 ks.l⁻¹). Jejich vývojová stadia dosáhla abundance (77 ks.l⁻¹) copepodit, nauplius (30 ks.l⁻¹). S abundancí (3 ks.l⁻¹) se objevila nepříliš hojná perloočka *Sida crystalina*, její výskyt

charakterizují vody zarostlé makrofyty. V červnovém odběru abundance perloočky *Bosmina longirostris* (620 ks.l⁻¹) dosáhla maxima, abundance *Daphnia longispina*, která dominovala v předešlém vzorku, poklesla na (50 ks.l⁻¹), naopak se zvýšila u rodu *Ceriodaphnia* (73 ks.l⁻¹). V červenci došlo k nárůstu výskytu *Daphnia longispina* (117 ks.l⁻¹), výskyt *Bosminy longirostris* se snížil na (20 ks.l⁻¹). *Moina micrura* se vyskytovala v abundanci (27 ks.l⁻¹) a její výskyt byl vyšší než u rodu *Ceriodaphnia* (17 ks.l⁻¹). Drobný copepod *Termocyclops crassus* se vyskytoval v abundanci (7 ks.l⁻¹), dospělci ostatních rodů skupiny *Copepoda* nebyly zaznamenáni. Čeleď *Chydoridae* byla zastoupena druhy *Peracantha truncata*, *Alona rectangula* a *Chydorus sphaericus*. V dalším vzorku odebraném 2.8. se vyskytovali převážně zástupci drobného zooplanktonu, převažovala *Moina micrura* (803 ks.l⁻¹), *Bosmina longirostris* (63 ks.l⁻¹), *Daphnia longispina*, *Ceriodaphnia* sp.,

Ve vzorku byl zjištěn typicky letní druh, dravá perloočka *Leptodora kindtii* (7 ks.l⁻¹). Klanonožci se vyskytovali v zastoupení *Termocyclops crassus* (20 ks.l⁻¹) a *Acanthocyclops robustus* (10 ks.l⁻¹) a jejich copepoditová a naupliová stadia. Vířníci rodu *Brachionus* a *Polyarthra* se vyskytovali v abundanci (17 ks.l⁻¹). Srpnový vzorek byl podobného charakteru. Abundance *Moina micrura* se snížila na (113 ks.l⁻¹), dochází ke zvyšování abundance *Ceriodaphnia* sp. (73 ks.l⁻¹). Ve vzorku z 19.9. dosáhla abundance *Ceriodaphnia* sp. svého maxima (367 ks.l⁻¹) *Moina micrura* se vyskytovala v abundanci (73 ks.l⁻¹). Začíná se zvyšovat výskyt *Daphnia longispina* (63 ks.l⁻¹). V podzimním odběru má zooplankton nejpestřejší složení, všechny druhy mají vyrovnanou abundanci, v kvalitativním vzorku byl determinován *Pleuroxus uncinatus*, *Pleuroxus aduncus*, *Peracantha truncata*, *Graptoleberis testudinaria*, *Macrocyclus albidus*, v kvantitativním odběru dominovala *Bosmina longirostris* (97 ks.l⁻¹). 2.11. byl uskutečněn poslední odběr, dominuje střední zooplanktony *Daphnia longispina* (160 ks.l⁻¹) a *Cyclops strenuus* (10 ks.l⁻¹).

Fraumiihl

Seznam nalezených druhů zooplanktonu

Cladocera

Bosmina longirostris, *Bosmina coregoni*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Chydorus sphaericus*, *Daphnia galeata*, *Daphnia cucullata*, *Daphnia longispina*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Leptodora kindtii*, *Moina micrura*, *Simocephalus vetulus*, *Scapholeberis mucronata*.

Copepoda

Acanthocyclops robustus, *Cyclops strenuus*, *Eudiapomus gracilis*, *Termocyclops crassus*, *Termocyclops oithonoides*, *Macrocyclus albidus*, *Megacyclus viridis*.

Rotatoria

Asplanchna sp., *Brachionus angularis*, *Brachionus calicyflorus*, *Keratella quadridentatus*, *Keratella cochlearis*, *Keratella valga*, *Kellicotia longipina*, *Polyarthra dolichoptera*

Ve vzorku z poloviny dubna dominovaly malé druhy zooplanktonu *Chydorus sphaericus* (153 ks.l⁻¹) a *Bosmina longirostris* (103 ks.l⁻¹), vířníci *Keratella quadridentatus* (23 ks.l⁻¹) a vznášivka *Eudiapomus gracilis* (17 ks.l⁻¹). V následujícím vzorku ze začátku května dosáhla *Bosmina longirostris* svého maxima výskytu (2343 ks.l⁻¹). Hojněji byla zastoupena skupina Rotatorií druhy *Keratella quadridentatus* (57 ks.l⁻¹) *Keratella cochlearis*, *Keratella valga*, *Kellicottia longispina* a *Brachionus angularis*. Koncem května začíná nástup copepod, teplomilnými druhy *Termocyclops crassus*, (53 ks.l⁻¹), *Acanthocyclops robustus* (37 ks.l⁻¹) a jejich vývojovými stadii (177 ks.l⁻¹), perloočky jsou zastoupeny druhem *Daphnia galeata* (40 ks.l⁻¹). Ze skupiny vřfníků se ve vzorku významněji vyskytovala *Keratella quadridentatus* (43 ks.l⁻¹). V srpnovém vzorku dominovala *Diaphanosoma orghidani* (110 ks.l⁻¹) a *Eudiapomus gracilis* (67 ks.l⁻¹) spolu s dalšími druhy *Leptodora kindtii*, *D. galeata*, *Daphnia cucullata*, *Bosmina coregoni*, *B. longirostris*, *Moina micrura*, *Thermocyclops hyalinus*, *Kellicottia longispina*. Stejný charakter měl i vzorek z následujícího zářijového odběru, dominoval *Termocyclops crassus* a *T. oithonoides* (27 ks.l⁻¹), z perlooček *Bosmina* sp. (40 ks.l⁻¹). V říjnovém odběru se zvýšilo zastoupení rodu *Ceriodaphnia* sp. (11 ks.l⁻¹) a také *Eudiapomus gracilis* (10 ks.l⁻¹). V kvalitativním vzorku jsou zjišťovány větší druhy *Cyclops strenuus*, *Macrocyclus albidus*, *Megacyclus viridis* a *Simocephalus vetulus*.

Závěr

Obě lokality vykazovaly malou druhovou bohatost zooplanktonu, což může být ovlivněno řadou faktorů abiotických i biotických, z nichž k nejdůležitějším patří predací tlak ryb. Jarní období, kdy není predací tlak ryb ještě tak silný, je provázen výskytem větších druhů zooplanktonu, jako jsou přezimující *Copepoda* nebo větší druhy *Cladocer* rodu *Daphnia*. Po oteplení vody a zvýšení intenzity příjmu potravy ryb jsou větší druhy zooplanktonu vystřídány menšími druhy, jako je *Bosmina longirostris*, *Chydorus*

sphaericus, *Moina micrura*, *Ceriodaphnia* sp., malé formy *Daphnia* sp. a vývojová stádia *Copepod*. Druhové složení zooplanktonu lokality Fraumuhln je silně ovlivněno vyplavováním jezerních druhů z horní nádrže Nové mlýny, *Bosmina coregoni*, *Daphnia galeata*, *Leptodora kindtii*, *Kellicottia longispina*. Druhová bohatost je nízká, bylo nalezeno 12 druhů *Cladocer*, 7 druhů *Copepod* a 8 druhů *Rotatorií*. Nebyl nalezen žádný vzácnější druh. Nejvyšší abundance zooplanktonu byla 10.5., (2663 ks.l⁻¹). Nejhojnější byla skupina *Cladocer* zastoupená malými druhy *Bosmina* sp. a *Chydorus sphaericus*. Minimální abundance zooplanktonu byla zaznamenána 2.11, (50 ks.l⁻¹), kde hlavní část tvořili klanonožci. Přesné údaje o velikosti rybí obsádky nejsou známy, nasazeno bylo 200 kg kapra, štika rychlená 100 ks. Podle velikostního zařazení zooplanktonu můžeme usuzovat na silný vyžírací tlak ryb, který může být způsoben přemnožením plevelných planktonofágických ryb jako je *Rutilus rutilus*, *Leucaspis delineatus* nebo novým invazním druhem *Pseudorasbora parva*.

Na lokalitě Bruksa bylo nalezeno 19 druhů *Cladocer*, 8 druhů *Copepod* a 8 druhů *Rotatorií*. V porovnání s lokalitou Fraumíhln zde byly nalezeny fytofilní druhy perlooček, jako je *Sida crystalina*, *Alona rectangula*, *Pleuroxus aduncus*, *Pleuroxus uncinatus*, *Peracantha truncata*, *Graptoleberis testudinaria*.

Nejvyšší abundance zooplanktonu byla 20.6., kdy bylo zaznamenáno 1436 ks.l⁻¹, nejvíce byla zastoupena skupina *Cladocer*, především malý druh *Bosmina longirostris* (620 ks.l⁻¹). Minimální množství zooplanktonu jsem zjistila 24.8., kdy abundance zooplanktonu dosáhla 189 ks.l⁻¹, hlavní část tvořila skupina *Cladocer*. Lokalitu Bruksa můžeme zařadit mezi P-mesosaprobni vody. V roce 2001 bylo na lokalitu nasazeno 500 kg kapra K₃, štika rychlená 1000 ks, 20 kg lína, 750 kg sumce Su1.

Planktonm společenstvo obou lokalit je pod vlivem predace ryb, nebyly zaznamenány velké druhy zooplanktonu, jako je *Daphnia magna*, *D. pulicaria*, *Diaptomus* sp. Vyskytují se organismy střední velikosti, především *Crustacea*. Vzhledem k charakteru lokalit považují přirozenou potravní nabídku pro ryby za dostatečnou.

Literatura

BARTOŠ, E.: Fauna ČSR, 15. Praha, ČSAV 1959, 972s.

BAYER, E. - BAJKOV, A.: Výzkum heleoplanktonu a jeho poměrů kvantitativních. Hydrobiologická studia rybníků lednických I. Sborník VŠZ v Brně, fak. lesnická, 1929.

HORN, W.: Die Leistungen hydrischer Ekosysteme: Resultat ihrer Struktur Acta hydrochim.hydrobiol.17,1:19 - 35. 1989

HRBÁČEK, J. & kol.: Limnologické metody. 1. vyd., Praha UK 1974, 208s.

HRBÁČEK, J., DVOŘÁKOVÁ, M., KOŘÍNEK, V., PROCHÁZKOVÁ, L.: Demonstration of the Effect of the Fish Stock on the species Composition of the Zooplankton and the Intesity of Metabolism of the whole Plankton Association Verh.,Int.Ver.Limnol. 14:192-195. 1961

JACHNER A.: Bomanipulation IV. Density and feeding activity of planktivorous fish. Wiadom.ekolog. 34,2: 143-163. 1988

OPRAVILOVÁ,V., VAŇHARA, J., & SUKOP, L: Aquatic Invertebrates of the Pálavá Bosphere Reserve of UNESCO, FOLIA Masarykova univerzita Brno, Brno 1999.

OŠMERA, S.: Annual cycle of zooplankton in backwaters of the flood area the Dyje. Hydrobiological Studies 3, Academia, Praha 1973.

Ing. Kamila Trčková, Doc. RNDr. Ivo Sukop, CSc, Ústav rybářství a hydrobiologie
MZLU , Nejdecká 600, 691 44 Lednice na Moravě, Česká republika

SLEDOVÁNÍ PLANKTONNÍCH SPOLEČENSTEV A HYDROCHEMICKÝCH PARAMETRŮ NA LEDNICKÝCH RYBNÍCÍCH V ROCE 2001. *Monitoring of plankton communities and hydrochemical parameters on Lednice ponds during the year 2001.*

I. SUKOP, R. KOPP

Summary: During the year 2001 (April - August) the samples of phytoplankton and zooplankton were taken on Lednice ponds. The physical and chemical parameters were also measured. The monitoring was supposed to bring basic information about the situation of ponds ecosystems. Also, the acquired data were to contribute to optimalization of particular ponds fish stock.

Úvod

Lednické rybníky se nacházejí na jižní Moravě východně od Pálavý při hranicích s Rakouskem a spolu s okolní krajinou tvoří jedinečný krajinářský celek zařazený v roce 1996 do seznamu Světového kulturního a přírodního dědictví UNESCO.

Voda Lednických rybníků se na rozdíl od většiny našich ostatních rybníků liší zvýšeným obsahem solí vyluhovaných z podloží (Jírovec, 1936). Tato skutečnost umožňuje i výskyt slanomilnějších organismů, které se běžně v našich rybnících nevyskytují př. vznášivka slanomilná (*Arctodiaptomus bacillifer*). Výskyt jednotlivých vodních organismů je však určován i jinými faktory než je chemismus vody, př. intenzitou rybářského hospodaření na jednotlivých rybnících (hustota rybích obsádek, hnojení, krmení, letnění aj).

Metodika

Sledování bylo prováděno na následujících rybnících: Nesyt, Hlohovecký, Prostřední, Mlýnský, Výtopa a Zámecký. Frekvence odběrů byla stanovena následovně: duben, květen, červen - 2x měsíčně, červenec, srpen - 1x měsíčně.

Vzorky zooplanktonu byly odebírány kvalitativně (planktonní sítí) a kvantitativně (celkem 10 l vody na každé lokalitě, většinou na lovišti jednotlivých rybníků). Vzorky zooplanktonu byly okamžitě po odběru fixovány 4% formaldehydem a následně analyzovány v laboratoři.

Vzorky fytoplanktonu byly odebírány do 100 ml plastických lahví cca 20 cm pod hladinou. Vzorky byly fixovány Lugolovým roztokem a zahušťovány na filtračním zařízení dle Marvana (1957). Kvantitativní množství fytoplanktonu bylo zjišťováno v Biirkerově počítací komůrce.

Základní fyzikálně-chemické parametry byly stanovovány přímo na lokalitách. Koncentrace kyslíku, teplota vody a pH byly stanovovány pomocí přístrojů německé firmy WTW OXI 196 a pH 196 T. Průhlednost vody byla stanovována Secchiho deskou.

Výsledky:

Nesyt

Rybník byl po celou dobu sledování držen na nízkém vodním stavu (částečné letnění). Od poloviny dubna do poloviny června v planktónu převládaly drobné buchanky a malé perloočky čeledi *Chydoridae*. Koncem května v planktónu dominovala drobná perloočka *Chydorus sphaericus*. Hojná byla i vývojová stádia buchaneček. V polovině června si v planktónu dominující postavení zachoval *Chydorus sphaericus*, *Daphnia galeata* a vývojová stádia klanonožců. Koncem června a v červenci v planktónu dominovala malá perloočka *Bosmina longirostris*. Koncem srpna, v planktónu převažovala drobná buchanka *Acanthocyclops robustus*. Z perlooček byla nejhojnější *Bosmina longirostris*.

Kvantitativní i kvalitativní množství fytoplanktonu bylo již při prvním odběru v polovině dubna značné. Ve větším množství se vyskytovaly sinice, rozsivky a skrytěnky. Největší část fytoplanktonu tvořily zelené řasy a ve větším počtu se objevovali i zástupci ze skupiny krásnooček. V květnu a červnu byl fytoplankton tvořen sinicemi *Merismopedia tenuissima* a *Aphanocapsa incerta* a výrazněji se prezentovali zástupci *Chlorophyta*. V nejteplejším období roku (červenec, srpen) byl dominantní druh *Dictyosphaerium subsolitarium* a jeho kvantita se pohybovala v řádu statisíců buněk v mililitru. Druhovná diverzita fytoplanktonu byla bohatá, zjištěno bylo celkem 134 taxonů.

Po celé vegetační období neklesla průhlednost vody pod 30 cm, což svědčí o vysoké biomase fytoplanktonu a vyšší obsádce ryb. Tento fakt potvrzuje i analýza zooplanktonu, kdy výskyt větších zooplanktonních druhů byl výjimečný. Vysoká výkonnost fytoplanktonu a tím i značné odčerpávání základních biogenů pro jejich potřebu vedly k vyšším hodnotám pH, které po celé sledované období neklesaly pod 8,50.

Výtopa

V rámci sledování Lednických rybníků byl od května sledován i fytoplankton rybníka Výtopa, především z důvodu výskytu slanomilné vznášivky *Arctodiaptomus*

bacililifer. Po celou dobu sledování se složení fytoplanktonu výrazně neměnilo, kdy hlavním dominantním druhem byla rozsivka *Stephanodiscus hantzschii*. Ke konci vegetační sezóny se začaly objevovat i všeobecně rozšířené sinice *Merismopedia tenuissima* a *Planktothrix agardhii*. Celkově lze fytoplankton charakterizovat jako druhově chudý, bylo zjištěno celkem 59 taxonů.

U rybníka Výtopa se stále snižovala průhlednost vody, kdy na konci srpna dosahovala pouhých 15 cm. Kritických hodnot v dopoledních hodinách dosahovalo nasycení vody kyslíkem, kdy byla naměřeno pouhých 1,1 mg.l⁻¹. Tento stav bude pravděpodobně zapříčiněn nižší úrovní primární produkce a větším množstvím zooplanktonu a ryb. pH se pohybovalo v zásadité oblasti a teplota vody v nejteplejších měsících roku dosáhla 25 °C. **Hlohovecký**

Po celou dobu sledování byl zaznamenán hojný výskyt velkých perlooček *D. magna*, *D. pulicaria*, *D. longispina* a drobnějších buchanek *Acanthocyclops*, koncem dubna byl zaznamenán i silnější výskyt drobnějších perlooček (*Chydorus*). Koncem srpna v planktónu byli přítomni mladí jedinci *Daphnia pulicaria*, hojnější výskyt byl pozorován i u menších perlooček *Bosmina*, *Ceriodaphnia*.

Fytoplankton Hlohoveckého rybníka byl v jarním období slabě rozvinut, z největší části byl tvořen zástupci rozsivek, skrytěnkami a krásnoočky. V květnu a červnu se začali sporadicky objevovat zástupci oddělení *Cyanophyta*, hlavní část fytoplanktonu v tomto období tvořila skupina zelených řas rodu *Oocystis*. V červenci a srpnu se na rybníce Hlohovecký vyskytoval vodní květ sinic tvořený převážně silně toxickou sinicí *Microcystis ichthyoblabe*. Výskyt ostatních taxonů byl s výjimkou krásivky *Closterium limneticum* sporadický. Za celé sledované období bylo zjištěno celkem 80 taxonů.

Fyzikálně-chemické parametry zjištěné na rybníce Hlohovecký charakterizují typický extenzivně obhospodařovaný rybník. Vysoká průhlednost vody, po celý rok jen nepatrně se měnící hodnota pH (8,33-8,86) dokládá slabý rozvoj fytoplanktonu. Obsah kyslíku ve vodě, neklesal pod 85% nasycení. **Prostřední**

Počátkem sledování byl v rybníku hojnější výskyt drobnějších buchanek a jejich vývojových stádií. Následně však došlo k silnému rozvoji větších perlooček *D. magna*, *D. pulicaria*, *D. longispina*, který trval až do konce července. V květnu byl v planktónu zaznamenán slabší rozvoj drobnějších buchanek *Acanthocyclops robustus*. Koncem srpna v zooplanktonu začala převažovat drobnější perloočka *Bosmina longirostris* a buchanka

Acanthocyclops robustus.

Fytoplankton Prostředního rybníka byl po celé sledované období kvantitativně i kvalitativně poměrně chudý. V dubnu se vyskytovaly rozsivky, a skrytěnky, v květnu a červnu se zvýšila početnost zástupců zelených řas. V průběhu nejteplejších měsíců roku se vytvořil na hladině Prostředního rybníka vodní květ sinic, tvořený koloniální sinicí *Microcystis aeruginosa* a dvěma vláknitými druhy *Anabaena flos-aquae* a *Aphanizomenon flos-aquae*. Za celé sledované období bylo zjištěno celkem 66 taxonů.

Prostřední rybník byl po celé sledované období mimo poslední měření průhledný až na samotné dno. Tento stav nám signalizuje velmi nízkou biomasu primárních producentů, velké množství planktonních filtrátorů a nízkou rybí obsádku. Hodnoty nasycení vody kyslíkem kolísaly v širokém intervalu, což zapříčinila nízká biomasa fytoplanktonu spolu s velkým množstvím zooplanktonních organizmů. Hodnoty pH byly v rozmezí 7,84-9,00, což jsou běžné hodnoty pro tuto oblast. Mlýnský

V polovině dubna v planktónu byly nejhojněji zastoupeny buchanky rodu *Cyclops*. Od konce dubna nastal silný rozvoj velkých perlooček *D. magna*, *D. pulicaria*, *D. longispiná*), tito zástupci převažovali v planktónu i počátkem května. Koncem května se začínají objevovat i juvenilní jedinci rodu *Daphnia*, vývojová stádia klanonožců a drobné buchanky *Acanthocyclops*. V polovině června v rybníku převažovali mladí jedinci *Daphnia pulicaria*. Koncem června byla situace obdobná tj. převaha mladých jedinců *D. pulicaria* a menšího druhu *D. longispiná*. Koncem července nastal v planktónu silnější rozvoj drobných perlooček *Bosmina longirostris* a *Chydorus sphaericus*, vffníků rodu *Brachionus*, buchanky *Acanthocyclops*. V srpnu v planktónu převažovaly menší perloočky *Chydorus*, *Bosmina*, *Ceriodaphnia*.

Fytoplankton Mlýnského rybníka byl v průběhu měsíce dubna druhově chudý, kdy dominantní skupinou byly skrytěnky a rozsivky. V průběhu měsíce května byl na rybníce vodní květ sinic tvořený sinicí *Anabaena sp.* V červnu již byl vodní květ sinic rodu *Anabaena* na ústupu a začaly se vyskytovat běžné planktonní druhy sinic, které netvoří vodní květy (*Merismopedia*, *Aphanocapsa*). Hlavní roli primárních producentů převzaly zelené řasy, tvořené běžně se vyskytujícími rody (*Oocystis*, *Dictyosphaerium*, *Chlamydomonas*, *Scenedesmus*, *Tetrastrum*, *Tetraedrórí*). V letních měsících (červenec, srpen) již naprosto převládaly běžné druhy zelených řas a drobné koloniální sinice. Celkový počet zjištěných taxonů byl 87.

Hodnota průhlednosti vody v rybníce Mlýnský z počátečních 150 cm v dubnu,

postupně s pozvolným zvyšováním biomasy především zelených řas a přechodem hrubých forem zooplanktonu na drobnější, klesla na 40 cm v srpnu. Hodnoty pH byly stabilní a kolísaly v úzkém intervalu (8,53-8,93). Nasycení vody kyslíkem se pohybovalo v širokém rozpětí, především v závislosti na rozvoji fytoplanktonu a zooplanktonu.

Zámecký

Na počátku sledování v planktónu převažovala vývojová stádia klanonožců a rod *Cyclops* a perloočka *Daphnia longispina*. Od konce dubna začala narůstat četnost drobné perloočky *Bosmina longirostris*. Počátkem června byla nejhojnější skupinou zooplanktonu vývojová stádia klanonožců a buchanka *Acanthocyclops*. Koncem června byla v planktónu zastížena jen *Bosmina* a vffníci rodu *Brachionus* a *Keratella*. Koncem července nastal silnější rozvoj vírníků rodu *Brachionus*, dále pak *Keratella cochlearis* a *Polyarthra*. V srpnu byl nejhojnější rod *Chydorus*, méně pak *Moina*.

Fytoplankton byl v jarním období tvořen sinicemi, rozsivkami a zelenými řasami. V průběhu měsíce května a v první polovině června ustoupily rozsivky a výrazně dominovali zástupci oddělení *Chlorophyta*. V letních měsících převládalo společenstvo sinic, tvořených rody (*Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis*, *Plaktothrix*, *Aphanocapsa*, *Merismopedia*, a *Pseudanabaena*). Ve větší míře se ke konci vegetační sezóny objevily znovu rozsivky. Celkově bylo zjištěno 99 fytoplanktonních taxonů.

Fyzikálně-chemické parametry Zámeckého rybníka jsou částečně ovlivněny přítokovou vodou z ramena řeky Dyje, potažmo Novomlýnských nádrží. Průhlednost vody je po celý rok nízká (30-45 cm) a biomasa primárních producentů vysoká. Hodnoty pH a nasycení vody kyslíkem jsou díky fotosyntéze fytoplanktonu vysoké, v některých případech bylo dosaženo i 200% nasycení.

Závěr

Hydrobiologická sledování prováděná v roce 2001 napětí rybníčních Národní přírodní rezervace Lednické rybníky měla přinést základní informace o stavu rybníčních ekosystémů a zároveň sloužit jako vstupní data k optimalizaci rybích obsádek jednotlivých rybníků. Po zhodnocení získaných údajů o stavu planktonních společenstev a základních hydrochemických ukazatelích s přihlédnutím k hlavním cílům ochrany v NPR uvádíme tato doporučení:

NESYT — Přes snížení vysazované obsádky kapra z 80 tun v roce 2000 na 40 tun v roce 2001 z důvodu částečného letnění rybníka, se toto snížení jeví jako nedostatečné. Díky snížení hladiny se rapidně zmenšila produkční plocha rybníka a obsádka kapra svým

trvalým tlakem na potravu dna udržovala po celé vegetační období velmi nízkou průhlednost vody (15-30 cm). V roce 2002 při předpokladu optimální výšky vodní hladiny lze očekávat zlepšení hydrochemických poměrů.

HLOHOVECKÝ, PROSTŘEDNÍ, MLÝNSKÝ - Rybníky se vyznačovaly vysokou průhledností vody, při povolených obsádkách kapra pro rok 2001 u všech tří rybníků nad 200 kg.ha⁻¹, lze usuzovat, že skutečná obsádka byla pravděpodobně nižší. Hydrobiologické poměry na rybníce Mlýnský se jeví jako dobré, doporučujeme zachovat stávající režim hospodaření. Na rybnících Hlohovecký a Prostřední nebyla optimální skladba rybího společenstva. Především na rybníce Prostřední by bylo vhodné zvýšit obsádku zooplanktonofágních ryb. Vysoký počet velkých filtrátorů minimalizuje fytoplankton a v rybníce může docházet ke kyslíkovým deficitům. Tento stav spojený s velmi vysokou průhledností nahrává i rozvoji vodních květů sinic, jejichž výskyt na rybnících není rovněž žádoucí.

ZÁMECKÝ — Rybník měl po celé vegetační období nízkou průhlednost vody (30-45cm), přestože obsádka kapra byla vysloveně extenzivní (2000 kg). Tento stav je způsoben vysokým zabahněním rybníka spojeným s každoročním přísunem velkého množství organické hmoty (spad listí) a přítokovou vodou z řeky Dyje. Nepředpokládáme, že další snižování obsádky kapra by výrazněji přispělo k zlepšení stávající situace, naopak povede ke zvyšování vrstvy organických sedimentů. Jedinou cestou k dlouhodobějšímu zlepšení hydrobiologických poměrů Zámeckého rybníka je jeho odbahnění. Krátkodobě lze určitého zlepšení dosáhnout vysokou obsádkou dravých ryb (candát obecný) a doplňkovou obsádkou fytoplanktonofágních ryb (tolstolobik bílý).

Seznam použité literatury je k dispozici u autorů referátu.

Doc. RNDr. Ivo Sukop, CSc, Ing. Radovan Kopp, Ph.D., Ústav rybářství a hydrobiologie
Mendelovy zemědělské a lesnické univerzity, Nejdecká 600, 691 44 Lednice na Moravě,
Česká republika

ÚVALSKÝ A ŠIBENÍK - RYBNÍKY SUPLUJÍCÍ FUNKCI ČISTÍREN ODPADNÍCH VOD

Úvalský and Šibeník -ponds supplying the function of wastewater treatment plant

J. HETEŠA, P. MARVAN, P. KUPEC

Summary: Fishponds primarily designed to fish-farming may efficiently lower undesirable consequences of man-made water quality deterioration. This lecture compares functioning of two shallow South Moravian reservoirs, both strongly affected by allochthonous pollution but differing from each other in the extent how phytoplankton and macrophytes contribute to primary production. While in the first locality, Šibeník fishpond near Mikulov, fed by outlet from a waste water treatment plant, the main actor is a well-developed phytoplankton suppressing development of macrophytes, in the second reservoir situated below the village Úvaly the prevailing producers are submerged macrophytes which, on the contrary, fully hinder the development of small planktonic algae. In both cases the ponds exert satisfactory self-purification effect. Their pros and cons are discussed in more detail.

Úvod

Rybníky zřízené pro chov ryb mohou plnit i některé další funkce, pro něž původně nebyly určeny. V posledních letech u nás velmi vzrostl zájem o využívání jejich schopnosti zlepšovat kvalitu znečištěných vod [srov. např. Gergel (1988), Gergel a Kalenda (1983), Heteša, Hochman a Sukop (1980), Ondra a Heteša (1990), Heteša (1992)]. Na okrese Břeclav je takových rybníků či nádrží několik, v této práci však uvedeme jen dva z nich, které se staly objektem našeho průzkumu: rybník Šibeník u Mikulova a nádrž (bývalý rybník) pod obcí Úvaly. Oba tyto rybníky byly předmětem našeho sledování již začátkem 90. let (Heteša a Sukop 1997).

Území a metodika

Rybník Šibeník u Mikulova měl původně celistvou vodní plochu s obvyklým systémem chovu ryb. Rybník byl dříve zásobován vodou z Novomlýnských nádrží, ústily však do něj i odpadní vody z města Mikulova, které až do r. 1992 nemělo čistírnu odpadních vod. Proto zde docházelo k častým úhynům v důsledku kyslíkových deficitů. Z

rybníka byla proto u přítoku oddělena hrází plocha cca 6 ha a tak vytvořena předřazená nádrž, která měla sloužit k redukci hlavní organické zátěže, aby v dolním rybníku mohl probíhat normální chov ryb. Brzy na to byl do horní nádrže zabudován mohutný aerátor, který umožnil s určitým rizikem chov ryb i zde. Když pak město Mikulov v r. 1992 postavilo čistírnu odpadních vod, začala do horního rybníka proudit voda z COV se zbytkovým znečištěním a množstvím živin, jen poněkud naředěná vodou z potoka (Mikulovský odpad). Je to v současné době pro horní rybník prakticky jediný zdroj vody (odhadem 20-30 l/s). Rybník byl letos nasazen malým množstvím ryb (roční štiky -19 kg) a jejich chov zde již od té doby probíhá bez rizika. Horní i dolní rybník jsou zcela bez porostů submerzních makroryt a hlavním dodavatelem kyslíku do jejich ekosystému je fytoplankton. Šibeník horní se vzorkoval na 2 místech: lokalita Přítok je přímo pod vstupní rourou přítoku do rybníka, lokalita Odtok těsně před požerákem na hrázi Šibeníka horního (výtok z požeráku do Šibeníku dolního je pod hladinou).

Rybník Úvalský pod obcí Úvaly sloužil k chovu ryb až do r. 1999, kdy začala hráz propouštět vodu. V důsledku toho se snížila výška vodního sloupce asi na 30-50 cm a chov ryb byl přerušen. Nádrž je napájena vodou z potoka (asi 1-3 l s⁻¹), který protéká obcí Úvaly a přináší veškeré odpadní vody z obce (160 obyvatel, ale množství odpadních vod z provozu šampusárny). V horní části je vytvořen mohutný litorál rákosin (rákos, orobinec), na celé zbývající ploše jsou bohaté porosty submersních makroryt. Právě tato makrofyta jsou hlavním dodavatelem kyslíku do rybníčního systému, zatím co volná voda zůstává čirá, téměř bez fytoplanktonu. Lokalita Přítok je na potoku pod vesnicí, asi 650 m nad samotným rybníkem, lokalita Úvalský rybník je v nejhlubším místě u požeráku na hrázi, lokalita Výtok je asi 10 m pod hrází a jedná se o vodu prosakující hrází. Nádrž je bez rybí obsádky.

Vzorky vody byly odebírány v přibližně třítydenních intervalech. Přímo na místě byly měřeny teplota, pH, vodivost vody a nasycení kyslíkem přístrojem Multiline P4 (WTW), další chemická analýza probíhala v laboratoři Výzkumného ústavu vodohospodářského TGM Brno metodami podle ČSN. Souběžně byly odebírány vzorky fytoplanktonu a příležitostně i fyto bentosu a nárostů. Vzorky byly zpracovávány živé (nefixované) do 24 hodin po odběru. Vzorky fytoplanktonu (10-20 ml) byly zahušťovány ultrafiltrací na nitrocelulózových filtrech o velikosti pórů 0,85 µm ve filtračním zařízení Limni, poté byla prováděna determinace a počítání buněk jednotlivých druhů v Bürkerově komůrce. Vzorky na determinaci rozsivek byly zpracovávány peroxidem vodíku a po promytí byly zalévány do Pleuraxu resp. Naphraxu.

Výsledky a diskuse

Do rybníka Šibeník horní přitéká vcelku průzračná a nezapáchající voda s parametry III. až IV. třídy čistoty, která již byla v ČOV zbavena většiny organických látek (BSK_5 3-15 mg.l^{-1} , CHSK 15-70 mg.l^{-1}), avšak přináší bohatství biogenů (NH_4 3-11 mg.l^{-1} , N-NO_3 1-9 mg.l^{-1} , P-PO_4 1,5-3,5 mg.l^{-1}). To vyvolává výraznou odezvu v intenzivním rozvoji planktonních rozsivek (165.000-262.000 buněk v 1 ml vody). Koncentrace rozpuštěného kyslíku se pohybuje mezi 15-20 mg.l^{-1} (extrémně až 30 mg.l^{-1}). Výjimku tvořilo období, kdy v rybníku došlo k silnému pomnožení perlooček, které dokázaly vodu profiltrovat až do průhlednosti na dno (obsah kyslíku klesl až ke 4 mg.l^{-1}). V rybníku se zdánlivě paradoxně nesnižovaly, nýbrž naopak zvyšovaly hodnoty BSK_5 a CHSK. Je to dáno tím, že k těmto analýzám se berou nefiltrované vzorky vody, tedy i s přítomným fytoplanktonem. Vyšší hodnoty spotřeby kyslíku při stanovení BSK_5 nejsou v tomto případě vyvolány oxidací neživé organické hmoty, ale dýcháním živých buněk fytoplanktonu, zatímco fotosyntéza neprobíhá. Stejně tak se dostává přemnožený fytoplankton do stanovení CHSK. Ke zvratu dochází pouze při přemnožení zooplanktonu, kdy na odtoku měříme menší hodnoty než na přítoku. Jinak je tomu u stanovení biogenů N a P, při nichž je do analýzy brána přefiltrovaná voda, tedy bez fytoplanktonu. Zcela jednoznačný a výrazný pokles registrujeme u NH_4 , N-NO_3 i u P-PO_4 , zde s výjimkou 11.5.

Do rybníka Úvalského přitéká zapáchající šedobíle zakalená voda s parametry IV. až V. třídy čistoty, s velkým množstvím organických látek, nicméně s poměrně nevelkým množstvím živin (o jeden až dva řády menším, než v případě rybníka Šibeník). Živiny se z organických látek uvolňují až při jejich rozkladu v rybníce a okamžitě jsou spotřebovávány silně bujícími submersními makrofyty (mech *Amblystegium riparium*, *Hippuris vulgaris*, různé druhy r. *Potamogetori*). Hodnoty BSK_5 se na přítoku pohybují v rozmezí 30-120 mg.l^{-1} , hodnoty CHSK v rozmezí 40-128 mg.l^{-1} , na odtoku pak v rozmezí 2-5 mg.l^{-1} , resp. 17-23 mg.l^{-1} . U živin je situace podobná, i když ne tak jednoznačná. Nejednoznačné výsledky se však objevily pouze při nízkých vstupních koncentracích biogenů, pohybujících se na hranici stanovitelnosti. Fytoplankton se v rybníce nemůže rozvinout (protože potřebné živiny jsou odčerpávány přednostně makrofyty) a v přítokové vodě je paradoxně větší množství rasových buněk než ve vodě rybníka. Proto ani stanovení BSK_5 či CHSK nemohlo být přítomností fytoplanktonu ovlivněno, protože v rybníce bylo množství buněk až o 2 řády nižší, než v rybníce Šibeník horní a o řád nižší než ve vodě přítoku (řas. buněk většinou jen 2-3.000 ml l^{-1} , výjimečně 6.000 ml^{-1}). Voda u výpustního objektu je čirá, s průhledností na dno, a nezapáchá.

Závěr

Oba sledované rybníky zdárně plní funkci čištění (Úvalský), resp. dočišťování (Šibeník) odpadních vod, každý z nich však poněkud jiným způsobem. Rybník Šibeník pouze přeměňuje živiny z přítoku v živou organickou hmotu fytoplanktonu (resp. zooplanktonu v další fázi) a navozuje v rybníku dobrý kyslíkový režim. Většina parametrů splňuje podmínky III. třídy čistoty vody. Zvýšené hodnoty BSK₅ a CHSK nejsou vzhledem k výše řečenému pro posouzení míry odbourání primárního znečištění směrodatné.

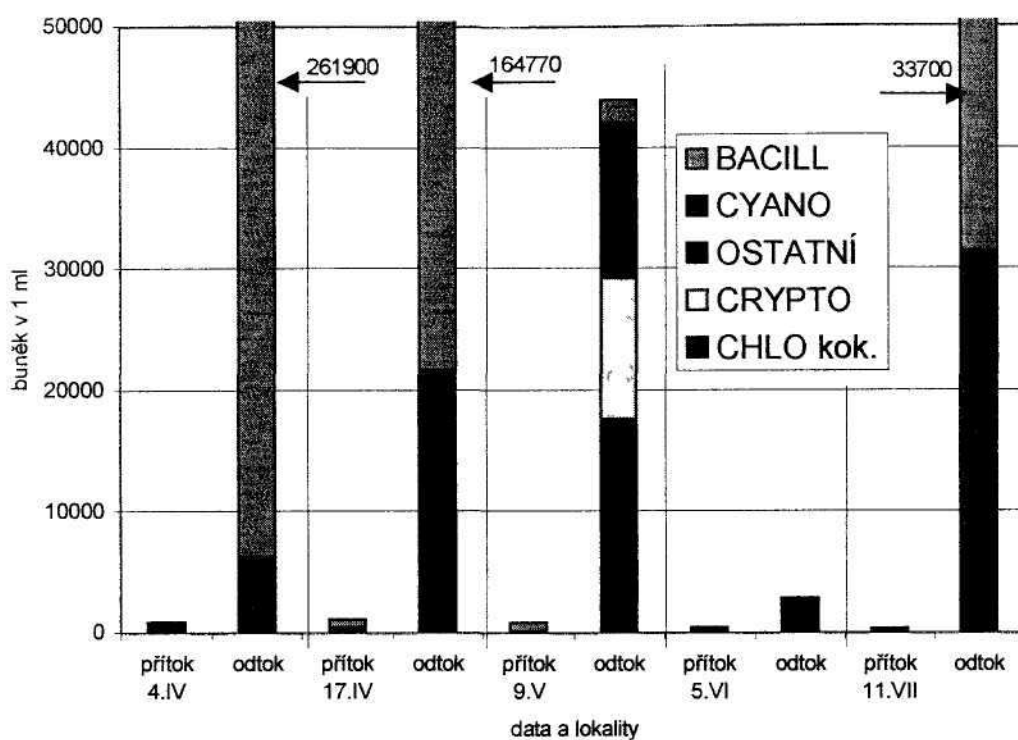
Rybník Úvalský pak pracuje jako dokonalá vegetační čistírna, likvidující organické látky a kumulující biogeny do biomasy makrofyt. Výsledkem procesu je voda s parametry III. třídy čistoty. I když výsledky samočisticích procesů obou rybníků jsou uspokojivé, příznivější jsou přece jen v rybníce s makrofyty, jehož ekosystém je stabilnější, nedochází zde k tvorbě vegetačních zákalů a přemnožování ryto- či zooplanktonu.

Literatura

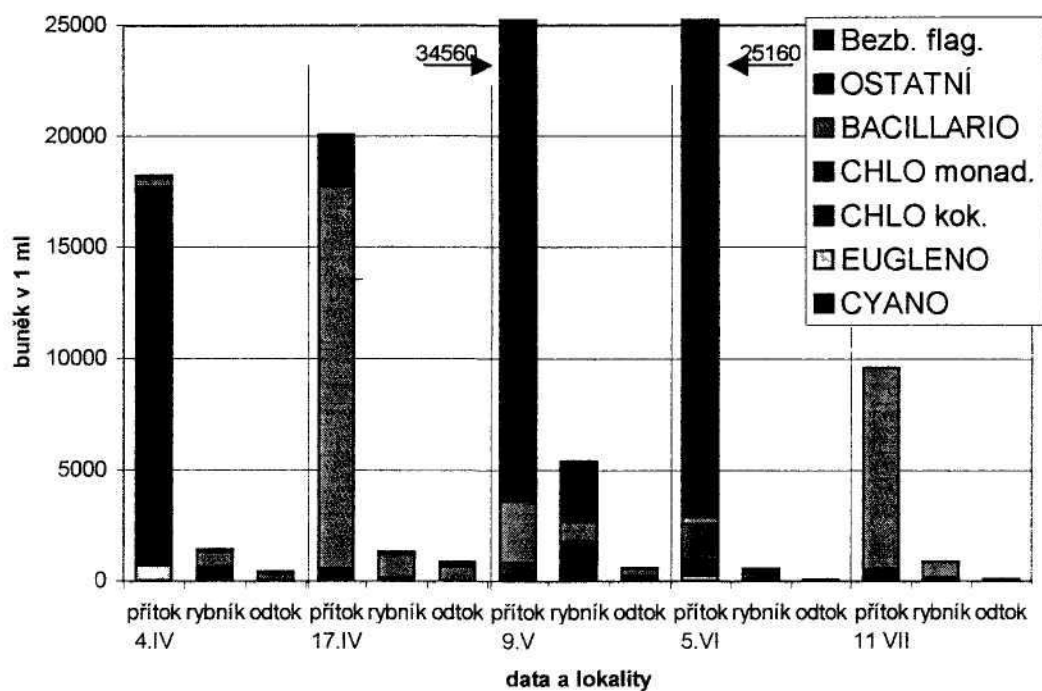
- GERGEL, J. (1988): Vliv malých vodních nádrží na omezení kontaminace povrchových vod.- VU pro zúrodnování zeměděl. půd Praha, 263 s.
- GERGEL, J., KALENDA, M. (1983): Vliv rybníků na kvalitu povrchové vody. – Sborník ÚVTIZ - Meliorace 19, 2: 93-102.
- HETEŠA, J., SUKOP, I. (1997): Lednické rybníky po 35 letech. - Sborník XI. konf. ČLS a SLS, Doubí u Třeboně, 29.IX. - 3.X. 1997, Třeboň.
- HETEŠA, J., HOCHMAN, L., SUKOP, I. (1980): Stabilizační nádrže (stabilizační rybníky).- Rukopis studie pro Hydroprojekt Brno, VŠZ Brno 1990, 58 s.
- HETEŠA, J. (1992): Vegetační čistírny odpadních vod s povrchovým režimem. Komentovaná literární rešerše (rukopis), Lednice 1992, 80 s.
- ONDRA, R., HETEŠA J. (1990): Ověření schopnosti některých druhů našich vodních a bažinných rostlin k dočišťování odpadních vod.- In: Netradiční biotechnologie pro dočišťování odpadních vod a produkci organické hmoty. Sborník ČVTS VÚV Brno, 1990: 89-97

Prom. biol. Jiří Heteša, CSc, RNDr. Petr Marvan, CSc, LIMNI, s.r.o., Poštovská 8/d, 601 00 Brno, ČR, ing. Petr Kupec, Výzkumný ústav vodohospodářský TGM, Dřevařská 12, 602 00 Brno, ČR

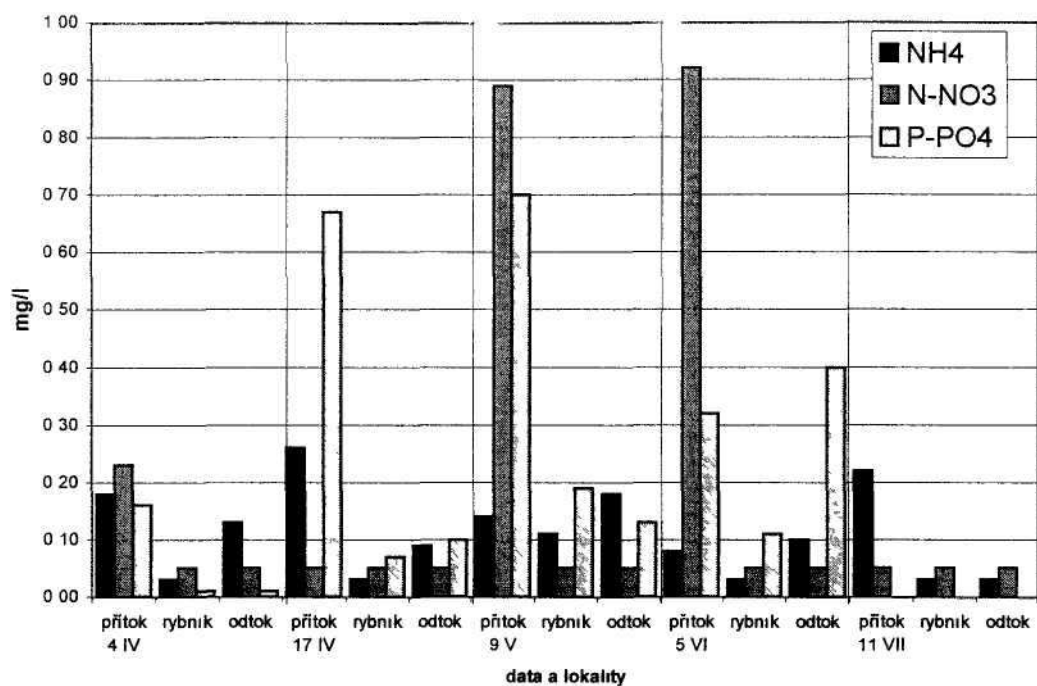
Šibenik horní 2002, fytoplankton



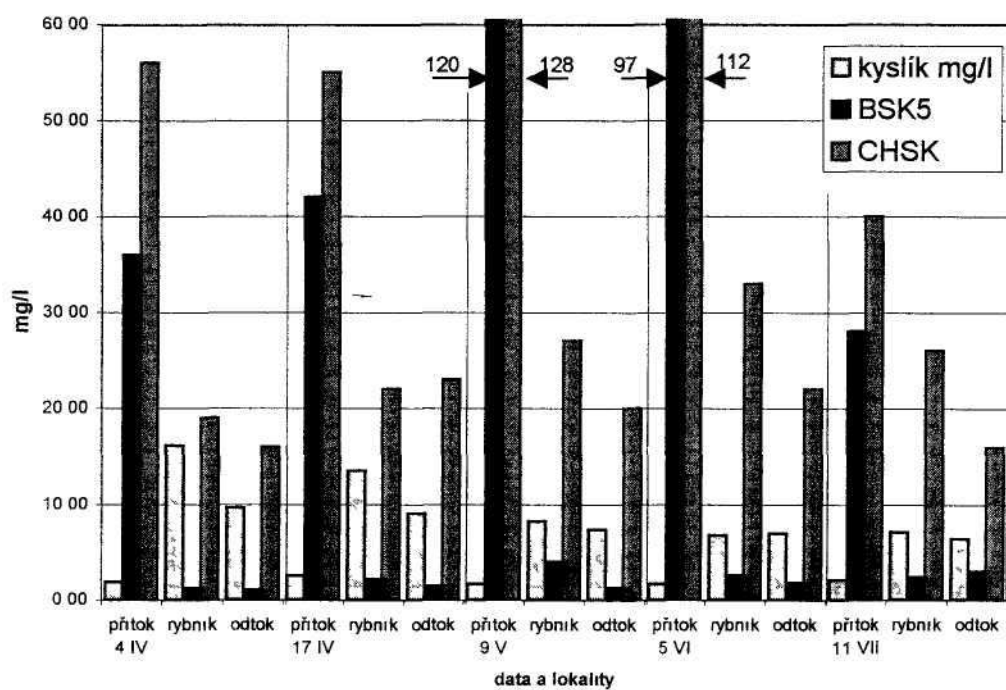
Úvalský 2002, fytoplankton

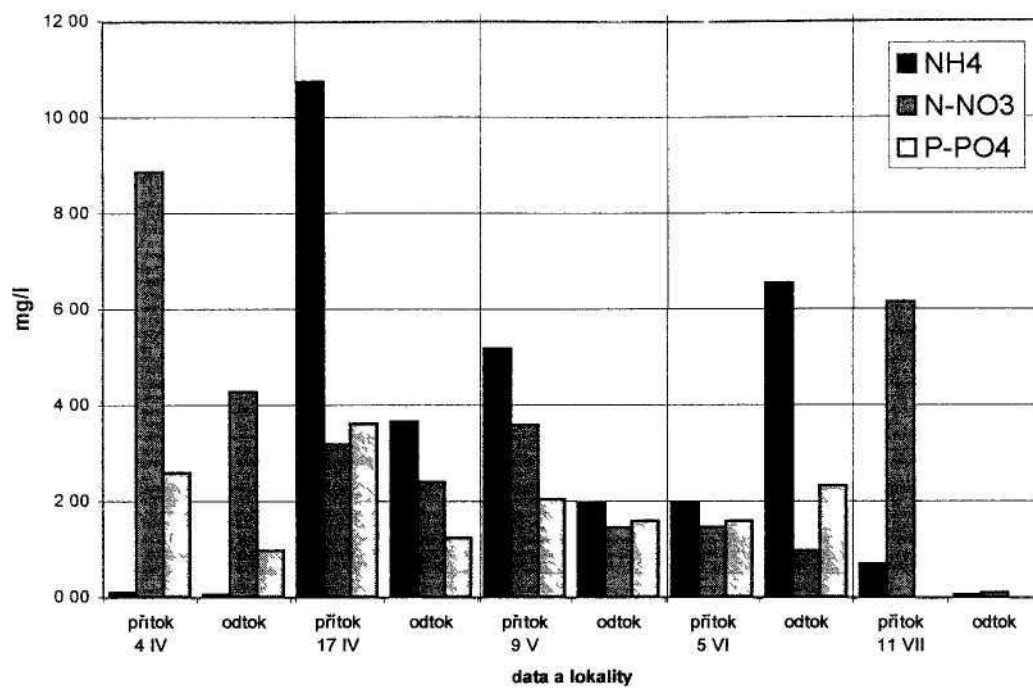


Úvalský 2002, NH₄, N-NO₃, P-PO₄

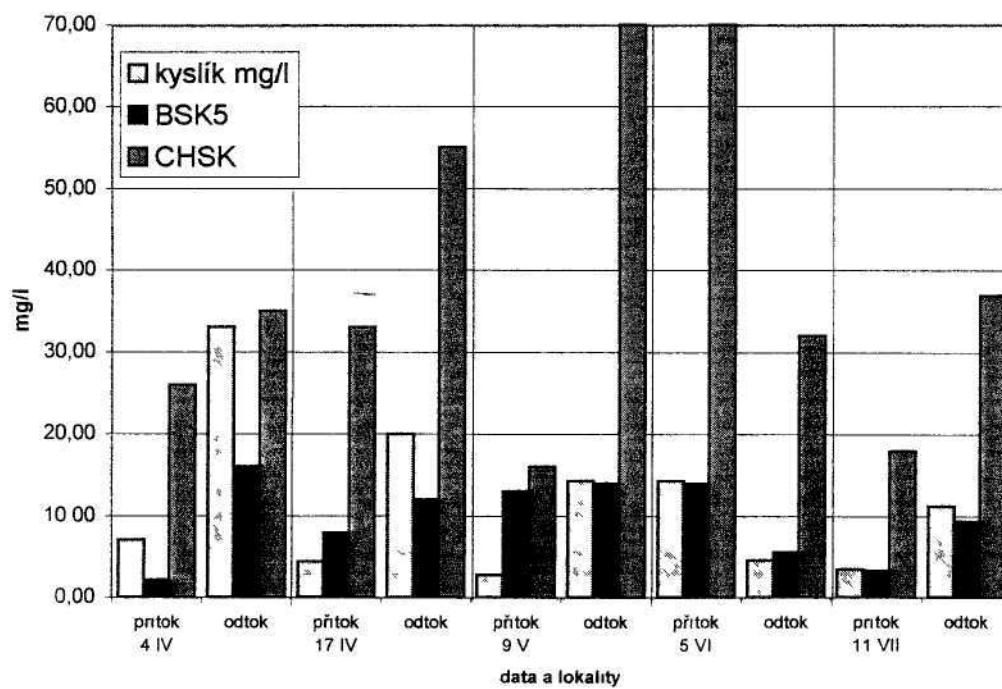


Úvalský 2002, kyslík, BSK₅, CHSK





BSK₅, CHSK



JAKOŚĆ WYLĘGU KARPIA PODDANEGO W CZASIE ROZWOJU EMBRIONALNEGO DZIAŁANIU MIEDZI I KADMU

The quality of newly hatched common carp larvae exposed to copper and cadmium during embryonic development

B. JEZIERSKA, K. ŁUGOWSKA

Summary: The study was done on the common carp (*Cyprinus carpio* L.) larvae, the embryonic development of which took place in the laboratory hatchery, under control conditions (tap water) or in 0.2 mg /l Cu, and 2mg /l Cd solutions.

The incubation conditions affected newly hatched larvae – in metal-contaminated environment, higher percentages of dead and deformed larvae were observed. Among the body deformations, spinal curvatures, body shortening, heart and yolk sac edema were the most frequent. Normal larvae, without any visible deformations, exposed during their embryonic development to heavy metals, were smaller and less viable, comparing to the control. The obtained results also showed that they were less efficient in prey capture, and showed higher mortality in the initial period of larval life. Therefore, even a short-term water contamination with heavy metals (during embryonic development) may considerably affect fish juveniles, and reduce fish population in a contaminated reservoir.

Wstęp

Dane wielu autorów (wg Jezierska, Witeska 2001), dotyczące toksycznego wpływu metali na ryby wskazują, że najbardziej wrażliwe na warunki środowiska są stadia larwalne.

Obecność w wodzie różnych toksykantów, w tym metali, może wpływać także na embriony w osłonkach jajowych i zakłócać zachodzące w nich procesy (Devlin, Mottel 1992, Meinelt, Staaks 1992, Stouthart 1996). Wpływ metali na rozwój embrionalny odzwierciedla się nie tylko w liczbie wykłutych larw, ale także w ich jakości (Woodworth, Pascoe 1982, Somasundaram et al. 1984, Stouthart 1996, Jezierska, Słomińska 1997, Słomińska 1998).

W prezentowanej pracy przedstawiono wpływ miedzi i kadmu na larwy karpia eksponowane w obecności tych metali w czasie rozwoju embrionalnego.

Material i metody

Obiektem badań były larwy karpia (*Cyprinus carpio* L.), których rozwój embrionalny przebiegał w wylęgarni laboratoryjnej. Ikrę i mlecz pozyskano w czasie sztucznie stymulowanego tarła w wylęgarni Instytutu Rybactwa Śródlądowego w Żabieńcu.

Zapłodnioną ikrę nakładano na szkiełka podstawowe, które umieszczano swobodnie pływające w 12 l akwariach znajdujących się w termostatach wodnych o stałej temperaturze wody $22 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$. Schemat aparatury przedstawiły Ługowska, Jezierska (2000).

Do eksperymentu użyto odstąłej wody z sieci wodociągowej o twardości 167 mg/l CaCO_3 i pH 7,8-8,0. Larwy pochodzące z wody bez dodatku metali uznano za kontrolę (K), trzymane w czasie rozwoju embrionalnego w roztworze Cu 0,2 mg/l za grupę Cu, a w roztworze Cd 0,2 mg/l za grupę Cd. Roztwory miedzi i kadmu przygotowano przy użyciu soli metali $\text{Cu}(\text{SO}_4)_4$ i $\text{CdCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$.

Wyklute larwy oglądano, segregowano oraz określano udział osobników martwych i zdeformowanych. Larwy zdeformowane klasyfikowano według typów deformacji na podstawie katalogu (Jezierska et al. 2000).

Mierzono długość prawidłowo zbudowanych larw przy użyciu aparatury komputerowo-optycznej MultiScan. Następnie trzymano je do hodowli laboratoryjnej w wodzie wodociągowej i karmiono larwami artemii.

Z każdej grupy eksperymentalnej odliczono po 10 larw i począwszy od 4-ego dnia po wykluciu, co 3 dni prowadzono obserwacje chwytania pokarmu przez poszczególne, głodzone przez 24 godziny przed próbą osobniki. W tym celu pojedyncze ryby umieszczano w 3 ml wody, w której znajdowało się 10 larw artemii. Notowano czas, w jakim każda larwa karpia zjadała kolejne larwy artemii.

Przez 16 dni hodowli laboratoryjnej badano przeżywalność pozostałych larw pochodzących z różnych warunków (odpowiednio K - 16, Cu - 10 oraz Cd - 12 sztuk).

Wyniki i dyskusja

Wśród wyklutych larw, oprócz osobników o prawidłowej budowie - normalnych, we wszystkich grupach odnotowano obecność osobników martwych i zdeformowanych (Tab.1). W grupach Cu i Cd udział osobników martwych i zdeformowanych był istotnie wyższy niż w grupie kontrolnej.

Tabela 1. Jakość larw.

*- różnice istotne statystycznie

grupa	wyklute larwy (%)			długość larw normalnych (mm)	
	martwe	zdeformowane	normalne		n
K	8,9	4,4	86,6	5,75	10
Cu	8,0	66,7*	25,3*	5,00*	10
Cd	27,5*	35,2*	37,3*	5,26*	10

Najczęściej notowanymi deformacjami były skrzywienia kręgosłupa, obrzęki: serca i woreczka żółtkowego, skrócenie ciała. Stwierdzono też, że szczególnie pod wpływem miedzi zawartej w środowisku, deformacje te mogą występować łącznie.

Obserwowane w pracy deformacje wyklutych larw wskazują na zakłócenia różnych procesów metabolicznych wpływających na organogenezę. Stwierdzone deformacje mieszczą się w katalogu typów zdeformowanych larw karpia (Jezierska et al. 2000). Charakterystyczny jest duży udział larw z deformacją kręgosłupa, co wskazuje na szczególną wrażliwość szkieletu na działanie metali. Potwierdzają to dane innych autorów prowadzących badania wpływu metali embriony, (Weis et al. 1981, Devlin, Mottel 1992) larwy i starsze stadia ryb (Woodworth, Pascoe 1982, Słomińska 1998). Deformacje kręgosłupa są typowe dla ryb z zanieczyszczonego środowiska.

Dane w Tabeli 1 wskazują także, że zaraz po wykluciu nawet prawidłowo zbudowane larwy z grup Cu i Cd były mniejsze niż pochodzące z grupy kontrolnej. Jak wskazują otrzymane wyniki, toksyczny wpływ metalu możemy obserwować nawet u larw o normalnej budowie. Larwy poddane w czasie rozwoju embrionalnego działaniu metali są mniejsze, co jest zgodne z danymi otrzymanymi przez wielu autorów cytowanych przez Jezierską, Witeskę (2001), z których wynika, że metale hamują wzrost ryb. U embrionów prawdopodobnie jest to spowodowane zakłóceniami pobierania i wykorzystania pokarmu z woreczka żółtkowego oraz procesów metabolicznych, w tym syntezy białka, na co zwracają uwagę Woodward i in (1989.)

Obserwacje szybkości łowienia pokarmu przez larwy różnych grup eksperymentalnych wykazały, że ryby z grup Cu i Cd łowiły znacząco mniej ofiar niż pochodzące z grupy kontrolnej (Rys. 1). Wraz z upływem czasu różnice średniej ilości chwytanego pokarmu między grupami larw malały. Jedynie larwy z grupy Cu jeszcze 13 dnia od wyklucia złowiły znacząco mniej artemii niż pozostałe. Zaobserwowano także różnice w przeżywalności badanych larw w warunkach hodowli laboratoryjnej (Rys.2). Przeżywalność larw z grup Cu i Cd była mniejsza, do 16. dnia przeżyło odpowiednio 50% i

58% ryb, natomiast w grupie kontrolnej 81%.

Przedstawione wyniki dowodzą, że larwy eksponowane w czasie rozwoju embrionalnego w obecności metali są mniej aktywne, mają zaburzenia percepcji i ruchu, co powoduje trudności w zdobyciu pokarmu. Odzwierciedla się to większą śmiertelnością w pierwszym okresie życia larwalnego.

Na podstawie otrzymanych wyników można stwierdzić, że działanie metali w czasie rozwoju embrionalnego powoduje obniżenie jakości wykłutych larw i ich przeżywalności. Tak więc, nawet krótkotrwałe zanieczyszczenie środowiska metalami ciężkimi w czasie rozwoju embrionalnego może mieć wpływ na stadia młodociane ryb i powodować zmniejszenie danej populacji w zbiorniku.

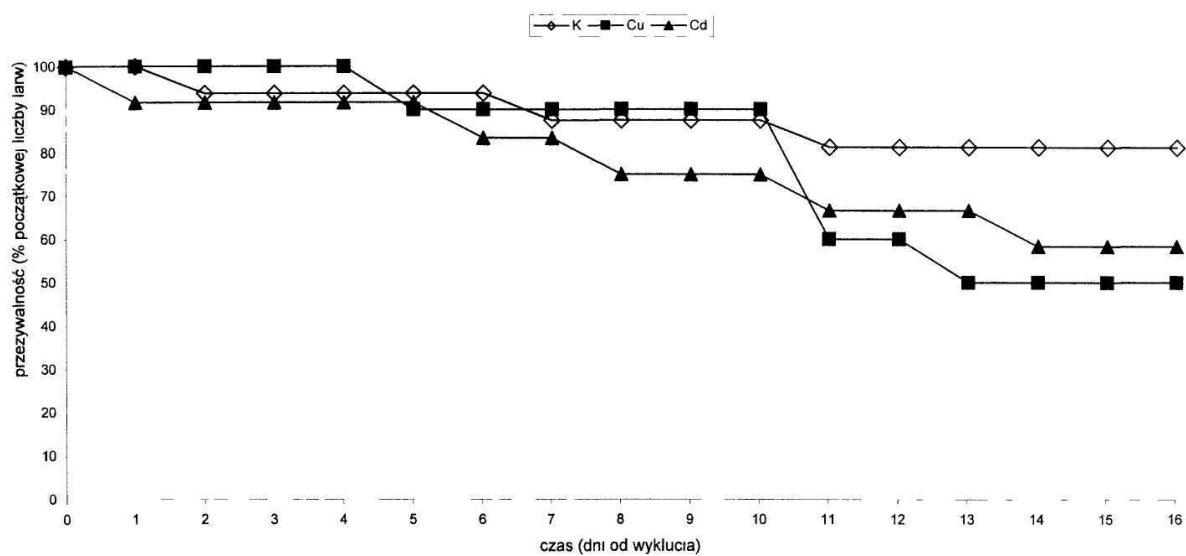
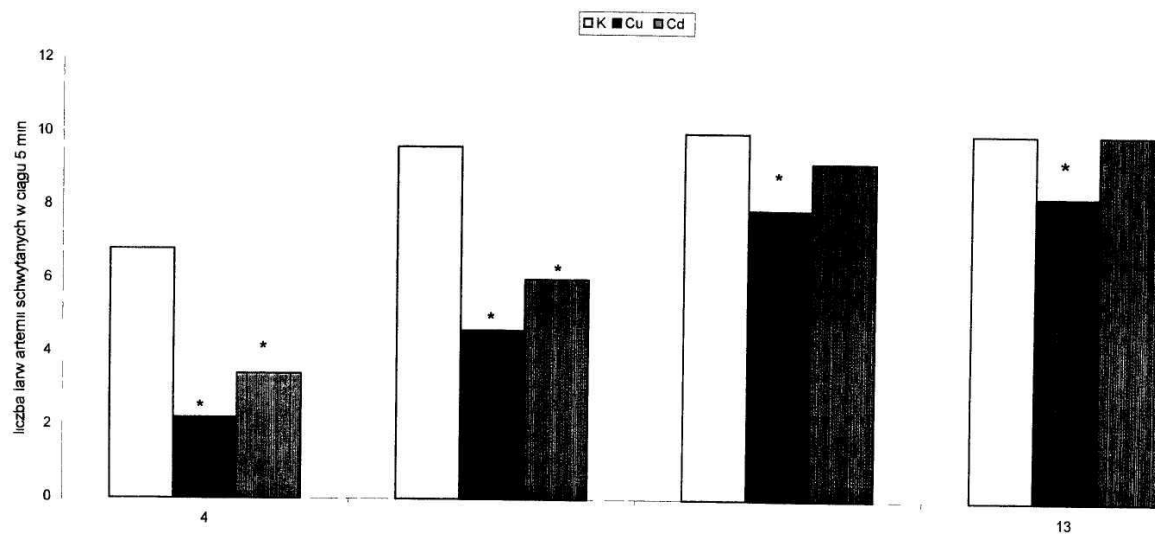
Literatura

- DEVLIN, E., MOTTET, W.: Embryotoxic action of methyl mercury on Coho salmon embryos. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 1992, 49: 449-454.
- JEZIERSKA, B., SŁOMIŃSKA, I.: The effect of copper on common carp (*Cyprinus carpio* L.) during embryonic and postembryonic development. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 1997, 44: 261-272.
- JEZIERSKA, B., ŁUGOWSKA, K., WITESKA, M., SARNOWSKI, P.: Malformations of newly hatched common carp larvae. *Electronic Journal of Polish Agricultural Universities. Fisheries*, 2000, 3 (2).
- JEZIERSKA, B., WITESKA, M.: Metal toxicity to fish. *Wydawnictwo Akademii Podlaskiej*, 2001, 318 pp.
- ŁUGOWSKA, K., JEZIERSKA, B.: Effect of copper and lead on common carp embryos and larvae at two temperatures. *Folia Univ. Agric. Stetin. 205 Piscaria*, 2000, 26: 29-38.
- MEINELT, T., STAAKS, G.: The embryo-larval-test with zebrafish (*Brachydanio rerio* Hamilton-Buchanan). *Validity-limits-perspectives. EIFAC/XVII/92/Symp.*, 1992, E19: 1-12.
- SŁOMIŃSKA, I.: Sensitivity of common carp (*Cyprinus carpio* L.) juveniles to lead and copper toxicity. [In Polish], *Ph.D. Thesis, Institute of Inland Fisheries, Olsztyn*, 1998, 104 pp.
- SOMASUNDARAM, B., KING, P. E., SHACKLEY, S.: The effects of zinc on postfertilization development in eggs of *Clupea harengus* L. *Aquat. Toxicol.*, 1984, 5: 167-178.

- STOUTHART, A. J. H. X., HAANS, J. L. M., LOCK, A. C., WENDELAAR BONGA, S. E.: Effects of water pH on copper toxicity to early life stages of the common carp (*Cyprinus carpio*). *Environ. Toxicol. Chem.*, 1996, 15: 376-383.
- WEIS, J. S., WEIS, P., HEBER, M., VAIDYA, S.: Methylmercury tolerance of killifish (*Fundulus heteroclitus*) embryos from a polluted, vs. non-polluted environment. *Mar. Biol.*, 1981, 65: 283-287.
- WOODWARD, D. F., FARAG, A. M., MUELLER, M. E., LITTLE, E. E., VERTUCCI, F. A.: Sensitivity of endemic Snake River cutthroat trout to acidity and elevated aluminum. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 1989, 118: 630-643.
- WOODWORTH, J., PASCOE, D.: Cadmium toxicity to rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson: a study of eggs and alevins. *J. Fish. Biol.*, 1982, 21: 47-57.

Prof. dr hab. Barbara Jezierska, mgr Katarzyna Ługowska
Zakład Fizjologii Zwierząt, Akademia Podlaska, Siedlce, Polska
Department of Animal Physiology, University of Podlasie, Siedlce, Poland
e-mail: jezbar@ap.siedlce.pl

Rys. 1. Chwytność pokarmu przez larwy karpia (* - różnice istotne statystycznie)



Rys 2 Przeżywalność larw karpia

KONCENTRACE TĚŽKÝCH KOVU A ZMENY U KONCENTRACE RTUTI VE SVALOVINĚ PARMY OBECNÉ Z ŘEKY JIHLAVY

*Concentrations of heavy metals and changes in concentrations of the mercury in muscle tissues of the barbel (*Barbus barbus*) from the river Jihlava*

M. PEŇÁZ, V. BARUŠ, M. PROKEŠ

Summary: Heavy metal concentrations were studied in muscles of barbel, *Barbus barbus* from three sites of the Jihlava River. Only low concentrations of eight elements (As, Cd, Hg, Pb, Cr, Ni, Cu, Zn), not exceeding the maximum permissible values, were found in four mixed samples collected on the site near Hrubšice (RK 46.0 - 49.1), with a relatively high water quality (Tables 1, 2). Samples differed by the sex, size and age of the fish. Solely the mercury content was analysed on other two sites of the river Jihlava located upstream and downstream the effluents from the sewage plant of the Třebíč city (RK 89.5 - 91.0 and 85.0, respectively; Table 3). The obtained values exceeded the maximum permissible value of 0.1 mg.kg^{-1} in all of 27 individually analysed specimens and averaged 0.208 and 0.187 mg.kg^{-1} , resp., of fresh matter (Table 4). A high capability of barbel to indicate the burden of aquatic ecosystems by heavy metals was emphasized.

Úvod

Výzkum kumulace a koncentrací těžkých kovů (Tk) v biotě vodních ekosystémů (zvláště v rybách) je v České republice již dlouhodobě úspěšně rozvíjen (přehled literatury viz Svobodová a Hejtmánek 1985; Svobodová et al. 1996, 1999; Vykusová et al. 1999; Spurný et al. 2002). S orientací na říční systémy v povodí Moravy (Dyje, Jihlava, Morava) jsou k dispozici výsledky o koncentracích Tk ve svalovine i orgánech různých ryb (např. Peňáz et al. 1979, 1980; Spurný a Mareš 1991, 1995; Spurný et al. 1997, 2002 a Baruš et al. 2001). Na lokalitách tekoucích vod s nízkým zastoupením dravých ryb je za jeden z nejvýznamnějších organismů indikujících zatížení rtutí, ale i dalšími polutanty, považována parma obecná (*Barbus barbus*), vzhledem ke svému převážně benthickému způsobu života a potravní vazbě na organismy žijící v sedimentech dna (Peňáz et al. 1979, 1980; Svobodová et al. 1996; Baruš et al. 2001).

V tomto sdělení navazujeme na výsledky Peňáze et al. (1979, 1980), Spurného a

Mareše (1991), Bernardové (2001) a Spurného et al. (2002) o koncentracích rtuti (Hg) a některých dalších Tk ve tkáních ryb z různých úseků toků řeky Jihlavy a z nádrží VD Dalešice - Mohelno.

Materiál a metodika

K odlovům jedinců parmy obecné byl používán elektrolovný agregát (250 V, 1,5-2,0 A, 50 Hz). Vzorky populace byly odloveny na třech lokalitách řeky Jihlavy (rybářské revíry MRS Jihlava č. 5 a Jihlava č. 9). První lokalitou (č. 1) byl dlouhodobě ichtyologicky sledovaný úsek Hrubšice (ř. km 46,0 - 49,1), kde byl vzorek uloven a připraven k analýzám koncentrací Tk dne 30.10.2001. V laboratoři byl z každého jedince (n=30) odebrán oboustranný filet svaloviny bez kůže a sestaveny 4 směsné vzorky podle pohlaví, délky, hmotnosti a stáří ryb (Tab. 1). Koncentrace Tk byla stanovena v čerstvé svalovine ryb, u prvků As, Cd, Pb, Cr, Ni, Cu a Zn metodou atomové absorpční spektrometrie na přístroji Z-5000 Perkin-Elmer a u Hg na analyzátoru AMA 254.

Tab. 1. Složení čtyř směsných vzorků svaloviny parmy obecné, podle délky těla, hmotnosti a věku. Lokalita 1, Hrubšice.

Velikostní skupiny	n	SL(mm)		w(g)		Věk	
		rozmezí	průměr	rozmezí	průměr	rozmezí	průměr
samci malí (A)	7	158-226	190,6	61-324	120,4	4+až 7+	4,9
samci velcí (B)	9	253-300	268,6	253-392	311,4	6+až 9+	7,6
samice malé (C)	6	167-237	189,7	80-195	101,8	3+až 5+	4,0
samice velké (D)	8	312-425	356,9	491-1172	726,4	7+až 9+	8,0

Na dalších dvou lokalitách zahrnujících jednak úsek toku ř. km 89,5 - 91,0 ve městě Třebíč nad ČOV (lokalita č. 2) a také úsek ř. km 85,0 (lokalita č. 3) pod ČOV bylo uloveno dne 5.6.2002 pro individuální analýzy koncentrací Hg ve svalovine celkem 27 jedinců parmy obecné (Tab. 2). Vzorky v uvedeném počtu byly následně hodnoceny na analyzátoru rtuti (AMA 254) v laboratoři AAS Ústavu biochemie a biofyziky VFU v Brně. Hodnoty koncentrací Tk vyjadřujeme v mg.kg^{-1} čerstvé svaloviny.

Tab. 2. Složení dvou skupin individuálně analyzovaných jedinců parmy obecné na koncentraci rtuti. Úsek toku nad (lokalita 2) a pod ČOV (lokalita 3) v Třebíči.

Lokalita	n	SL (mm)		w(g)		Věk	
		rozmezí	průměr	rozmezí	Průměr	rozmezí	průměr
2	17	142-355	243,9	70-730	314	3+ až 10+	6,1
3	10	149-270	203,3	50-320	153	3+až 6+	4,2

Výsledky a diskuse

Charakteristiky směsných vzorků svaloviny parmy obecné (Tab. 1) vykazují průkazné difference v hodnotách průměrné délky (SL), hmotnosti (w) a stáří u obou pohlaví. Při komparaci koncentrací Tk mezi věkovými a hmotnostními skupinami a pohlavím zjišťujeme u jednotlivých Tk rozdílné akumulční trendy, obvykle více či méně shodné pro obě pohlaví (Tab. 3). I když náš materiál neumožňuje průkazné statistické hodnocení, jsou zjištěné koncentrace Hg, Pb a Cd vyšší u vzorků ryb starších a s vyšší hmotností. Podle pohlaví jsou tyto trendy zřetelnější pro Hg u samců, u samic pro Pb a Cd. Nižší koncentrace As, Cr, Ni, Cu a Zn jsme naopak zjistili u starších a hmotnějších jedinců obou pohlaví. Tento sice opačný trend akumulace Tk (související pravděpodobně s detoxikačními procesy), je jako v předchozích případech výraznější u samců pro As a Cr, u samic pro Ni. Pro obě pohlaví je méně zřetelný až nevýznamný pro Cu a Zn.

Tab. 3. Hodnoty koncentrací Tk (mg.kg^{-1}) ve směsných vzorcích svaloviny parmy obecné, viz tab. 1.

Směsné vzorky	As	Hg	Cd	Pb	Cr	Cu	Zn	Ni
A	0,015	0,040	0,007	<0,050	0,345	0,578	5,300	0,220
B	0,006	0,113	0,009	<0,050	0,149	0,526	4,850	0,216
C	0,018	0,030	0,015	<0,050	0,156	0,511	5,770	0,240
D	0,012	0,056	0,028	0,066	0,083	0,497	4,490	0,151

Nejen z praktického hlediska je významné, že námi zjištěné koncentrace Tk na lokalitě Hrubšice, s výjimkou jediného vzorku (Hg u větších samců, Tab. 3) jsou všechny ostatní Tk a vzorky jednoznačně hluboce pod hladinou hygienických limitů pro rybí svalovinu. Proto aktuálně hodnotíme prostředí tohoto pstruhového revíru z hlediska zatížení Tk jako nízké. O průkazném zatížení tohoto úseku toku Hg svědčí i srovnatelné údaje Peňáze et al. (1979, 1980), kteří ze stejné lokality před dvaceti lety uvádějí koncentrace Hg ve svalovine jelce tlouště 0,14-0,22 (průměr $0,18 \pm 0,01$) a parmy obecné 0,08-0,81 (průměr $0,48 \pm 0,07$) mg.kg^{-1} . Údaje o koncentracích Tk ve svalovine jelce tlouště z horního toku řeky Jihlavy (ř. km 156,7, 123,8 a 92,1) a z úseků se silným komunálním a průmyslovým znečištěním podle Spurného et al. (2002) jsou i v současnosti (1999) vyšší nebo se blíží hranici hygienického limitu (pro Hg 0,078-0,139, Cd 0,090-0,098, Pb 0,493-0,636 mg.kg^{-1}). Pro Cr, Cu, Zn a Ni jsou však na studovaných lokalitách pod tímto limitem. Podle Bernardové (2001) byly na lokalitě v Třebíči zjištěny ve svalovine jelce tlouště následující koncentrace

Tk: Pb = 0,043 - 0,183 (průměr 20,086), Cd = 0,004 - 0,045 (průměr 0,013) Hg = 0,066 - 0,134 (0,083) mg.kg⁻¹.

Námi zjištěné průměrné hodnoty koncentrací Hg ve svalovine jedinců parmy obecné (Tab. 2) ze 2 lokalit nevykazují při komparaci statisticky významné rozdíly (Tab. 4). Diference 5,11% ve prospěch koncentrací u jedinců z lokality nad ČOV je zřejmě důsledkem početně, délkově i hmotnostně nevyrovnaných vzorků. Toto zjištění však s velkou pravděpodobností naznačuje, že funkce ČOV koncentrace Hg ve svalovine parmy obecné v daném prostoru a čase významně neovlivňuje.

Důležité je srovnání koncentrací Hg v našich vzorcích svaloviny parmy z obou lokalit u Třebíče s koncentracemi zjištěnými Bernardovou (2001) v roce 2001 a Spurným et al. (2002) pod vyústěním výtoku z městské čistírny odpadních vod v Třebíči v roce 1999 a to ve svalovine jelce tlouště. Průměrné koncentrace Hg jsou ve svalovine parmy obecné statisticky průkazně vyšší než u jelce tlouště (Tab. 4). Podle našeho názoru jde o vliv rozdílné biologie obou druhů, což zdůvodňuje preferenci parmy obecné jako vhodného bioindikačního druhu ryb při hodnocení zatížení vodního prostředí rtutí (Peňáz et al. 1979, Svobodová et al. 1996).

Tab. 4. Koncentrace rtuti (mg.kg⁻¹) ve svalovine parmy obecné z úseku Jihlavy nad (lokalita 2) a pod ČOV (lokalita 3) v Třebíči 3 (viz tab. 2) a srovnání s údaji Bernardové (2001) Spurného et al. (2002) ze svaloviny jelce tlouště.

Lokalita	Autor	Rok	Hg		
			rozmezí	průměr	S.D.
2	Tato studie	2002	0,142-0,256	0,208	0,045
3	Tato studie	2002	0,148-0,251	0,187	0,032
3	Spurný et al. 2002	1999	-	0,136	0,032
3	Bernardova 2001	2001	0.066-0.143	0.088	-

Závislost koncentrací Hg na věku a hmotnosti parmy obecné již dříve statisticky prokázali Peňáz et al. (1979) a Svobodová et al. (1996). Námi provedené korelační výpočty naznačují pravděpodobnost tohoto vztahu jen u souboru jedinců delších, hmotnějších a starších (Tab. 2). Pro vztah SL:Hg je determinační koeficient (R^2) u souboru jedinců z tohoto vzorku 0,565, pro vztah w:Hg je 0,500, což je v obou případech na hranici průkaznosti.

Na obou lokalitách ve městě Třebíč je ve svalovine parmy obecné koncentrace Hg nad hygienickým limitem. Poděkování

Autoři děkují pracovníkům sekretariátu MRS a rybářským hospodářům MO MRS Nová Ves a MO MRS Třebíč za podporu a pomoc při odlovech ryb. Finančně byl výzkum podpořen z GA ČR (grant. č. 206/01/0586).

Literatura

- BARUŠ, V., TENORA, F., PROKEŠ, M., PEŇÁZ, M.: Těžké kovy v parazitohostitelských systémech: tasemnice vs. ryba. In: Kolářová, J. (ed.), Ochrana zdraví ryb. Sb. referátů z konference, Vodňany 2001, p. 20-28
- BERNARDOVA, I.: Projekt Morava III. DÚ 04: Hodnocení stavu jakosti povrchových vod. VÚV TGM Brno, 2001 (nepubl.).
- PEŇÁZ, M., SVOBODOVÁ, Z., HEJTMÁNEK, M., TRNKOVÁ, J.: Mercury contents in muscles of fishes from the Jihlava River. *Folia Zool*, 1979, vol. 28, no. 2, p. 171-176
- PEŇÁZ, M., SVOBODOVÁ, Z., HEJTMÁNEK, M., TRNKOVÁ, J., WOHLGEMUTH, E.: Mercury content in the basic components of the ecosystem of the Jihlava River. *Bull. VÚRH Vodňany*, 1980, vol. 1, no. 1, p. 24-30
- SPURNÝ, P., MAREŠ, J.: Rybářské aspekty provozu vodního díla Dalešice na řece Jihlavě. Sborník IX. Konference ČSLS ČSAV, Znojmo 1991, p. 188-192
- SPURNÝ, P., MAREŠ, J.: Distribuce těžkých kovů u ryb z řeky Dyje. In: Proč. Conf. Toxicity and Biodegradability of Waters and Substances Important in Water Environment. Milenovice 1995, p. 75-79
- SPURNÝ, P., MAREŠ, J., HEDBÁVNÝ, J., SUKOP, I.: Heavy metal distribution in the ecosystems of the upper course of the Jihlava River. *Czech J. Anim. ScL*, 2002, vol. 47, no. 4, p. 160-167
- SPURNÝ, P., MAREŠ, J., KOCKOVÁ, E., ŽÁKOVA, Z.: Distribuce těžkých kovů v ekosystémech řeky Dyje. In: Lukavský, J., Švehlová, D. (eds.), Sborník referátů XI. konference ČLS a SLS, 1997, 29.11.-3.10., Doubí u Třeboně, p. 181-183
- SVOBODOVÁ, Z., DUŠEK, L., HEJTMÁNEK, M., VYKUSOVÁ, B., ŠMÍD, R.: Bioaccumulation of mercury in various fish species from Orlický and Kamýk Water Reservoirs in the Czech Republic. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, 1999, vol. 43, p. 231-240

- SVOBODOVÁ, Z., HEJTMÁNEK, M.: Total mercury content in the components of running water, reservoir and pond ecosystems in Czechoslovakia. Symp. Biologica Hungarica, 1985, vol. 19, p. 171-177
- SVOBODOVÁ, Z., MÁCHOVÁ, J., VYKUSOVÁ, B., PIAČKA, V.: Kovy ve vodních ekosystémech. Edice metodik, č. 49, VÚRH Vodňany 1996, p. 1-19
- VYKUSOVÁ, B., SVOBODOVÁ, Z., KOLÁŘOVÁ, J., ČELECHOVSKÁ, O.: Monitoring polutantů na řece Labi v roce 1999 (Projekt Labe III). In: Mikešová, J. (ed.), Sb. ref. ze IV. české ichtyol. konf., VÚRH JU Vodňany 1999, p. 206-209

Adresa autorů:

Ing. Milan Peňáz, DrSc, Prof. Ing. Vlastimil Baruš, DrSc, Ing. Miroslav Prokeš, CSc, Ústav biologie obratlovců Akademie věd ČR, Květná 8, 603 65 Brno, Česká republika, e-mail: penaz@brno.cas.cz

V. ŽLÁBEK, Z. SVOBODOVÁ, T. RANDÁK, J. MÁCHOVÁ, J. HAJŠLOVÁ, O. ČELECHOVSKÁ, P. SUCHAN

Summary: The aim of this study was to assess the condition in chosen South and West Bohemian ponds with respect to the content of metals (Hg, Pb, Cd, Cr, Cu, Zn, Ni, As) and persistent organochlorine pollutants POPs (DDT and its metabolites, isomers HCH, hexachlorbenzen HCB, octachlorstyren OCS, PCB) in the carp muscles and in the bottom sediments. In the autumn 1999-2001 were investigated the ponds Buzický, Regent, Továryš, Dremlín, Horusický and Bezdrev. Seven pieces of marketable carp were analysed from each pond. The results showed high and comparable indicative ability of market carp muscles and bottom sediments for estimating the ponds pollution by investigated metals and POPs in ponds. The muscle tissue of marketable carps tissue out of all investigated ponds meets required hygienic limits for each single analysed pollutant.

Submitted study is a contribution to evaluation of carps quality - main representatives of market fish in Czech Republic and evaluation of their environment. This study contribute to complete the food safety strategy.

Úvod

Problematika hygieny potravin se v současné době stává prioritou Evropské unie. Česká republika pak pod vlivem přiblížování k EU vyvíjí velké úsilí sledování současného celosvětového trendu rozvoje hygieny potravin. Toto úsilí je směřováno především do oblasti strategie bezpečnosti potravin (usnesení vlády ČR č. 1320/2001). Protože ekosystémy povrchových vod se stávají konečným rezervoárem většiny cizorodých látek vznikajících antropogenní činností, je výzkumná a kontrolní činnost směřována do oblasti hygieny produkce sladkovodních ryb.

Na území České republiky je kapr z 87-90 % hlavní tržní rybou určenou jak pro vnitřní trh, tak pro export (Vácha 1998; Vostradovský 2002). Z hlediska naplňování strategie

bezpečnosti potravin je proto potřeba věnovat pozornost kontrole tohoto druhu ryb a životnímu prostředí, ve kterém je odchováván. Především je nutno zaměřit se na rybníky s velkou rozlohou, tj. na rybníky rozhodující pro výrobu tržního kapra. Dále pak na rybníky, které zachycovaly a nebo ještě zachycují a zpracovávají různé druhy odpadních vod, především komunální, ale i odpadní vody z potravinářského a dalšího průmyslu.

V předkládané práci je pozornost zaměřena na vybrané kovy (Hg, Pb, Cd, Cr, Cu, Zn, Ni, As) a perzistentní organické polutanty - POPs (DDT a jeho metabolity, izoméry HCH, hexachlorbenzen HCB, octachlorstyren OCS, PCB).

Cílem předkládané práce bylo:

- porovnat situaci stavu kontaminace vybranými kovy a POPs u šesti významných produkčních rybníků na území jižních a západních Čech, a to na základě výsledků analýz svaloviny tržních kaprů a sedimentů dna
- přispět tak ke zhodnocení bezpečnosti hlavního druhu ryb (kapra) jako potravin

Material a metodika

Sledování obsahu kovů a POPs ve svalovine tržních kaprů (*Cyprinus carpio* L.) a v sedimentech dna bylo provedeno v podzimním období let 1999 až 2001 při výlovu následujících rybníků (obr.1).

Buzický (55 ha) - Jedná se o biologický rybník sloužící k dočišťování vody z čistírny odpadních vod města Blatná. Rybník má rozsáhlé povodí s intenzivní zemědělskou výrobou. **Regent (52 ha)** - V blízkosti rybníka se nachází obalovna drti, která s rybníkem přímo nekomunikuje, ale leží v jeho spádové oblasti.

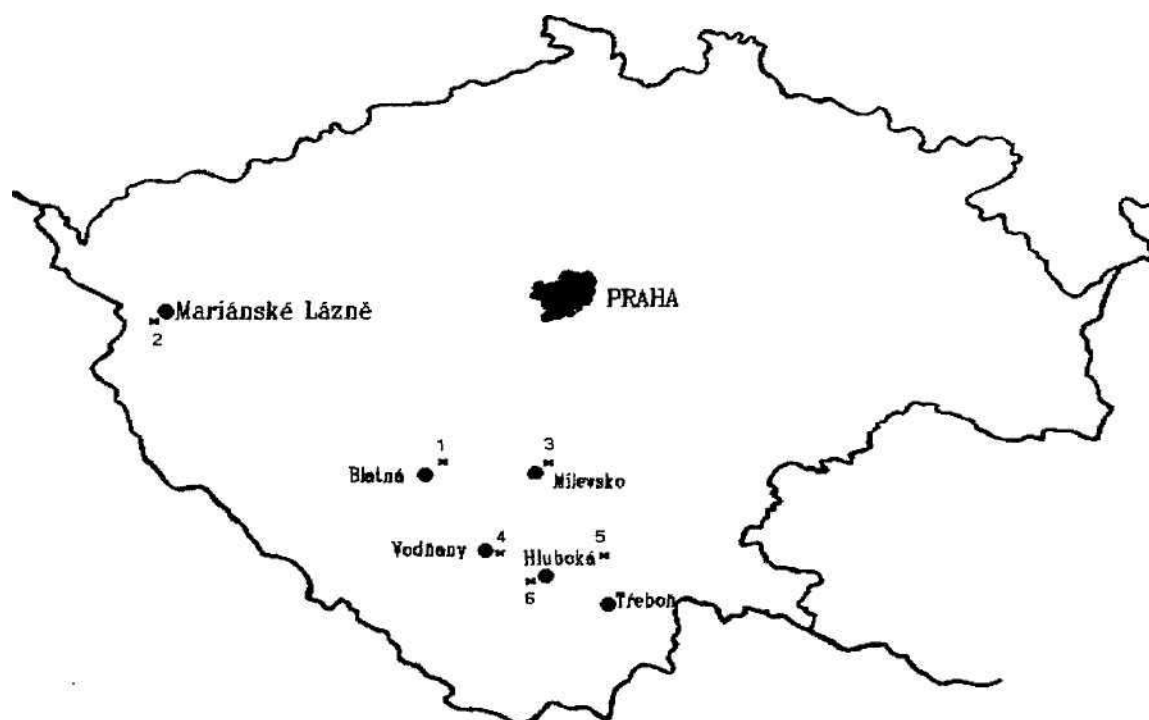
Tovaryš (16 ha) - V blízkosti rybníka se nachází možné průmyslové zdroje znečištění (Závody vzduchotechnických zařízení Milevsko a obalovna silniční drti), které s rybníkem přímo nekomunikují, ale leží v jeho povodí.

Dřemliny (57ha) -Dříve zachycoval odpadní vody komunální a odpadní vody z potravinářského průmyslu. Od roku 1997 jsou odpadní vody čištěny na ČOV.

Horusický (438 ha) - Rybník nemá prokazatelný zdroj znečištění.

Bezdrev (434 ha) - Rybník nemá prokazatelný zdroj znečištění.

Obr. 1: Mapa sledovaných rybníků na území jižních a západních Čech (1-Buzický, 2-Regent, 3-Tovaryš, 4-Dřemliny, 5-Horusický, 6-Bezdiv)



Z každého rybníka byla analyzována svalovina 7 kusů tří až čtyřletých kaprů a sedimenty dna. Stanovení obsahu celkové rtuti bylo provedeno metodou AAS na jednoúčelovém analyzátoru rtuti AMA-254 (ALTEC s.r.o.). Stanovení Pb, Cd, Cr, Cu, Zn, Ni bylo provedeno technikou AAS (na přístroji Z-5000 firmy Perkin Elmer). Arsen byl stanoven hydridovou technikou na přístroji MHS-20 připojeném k atomovému absorpčnímu spektrometru.

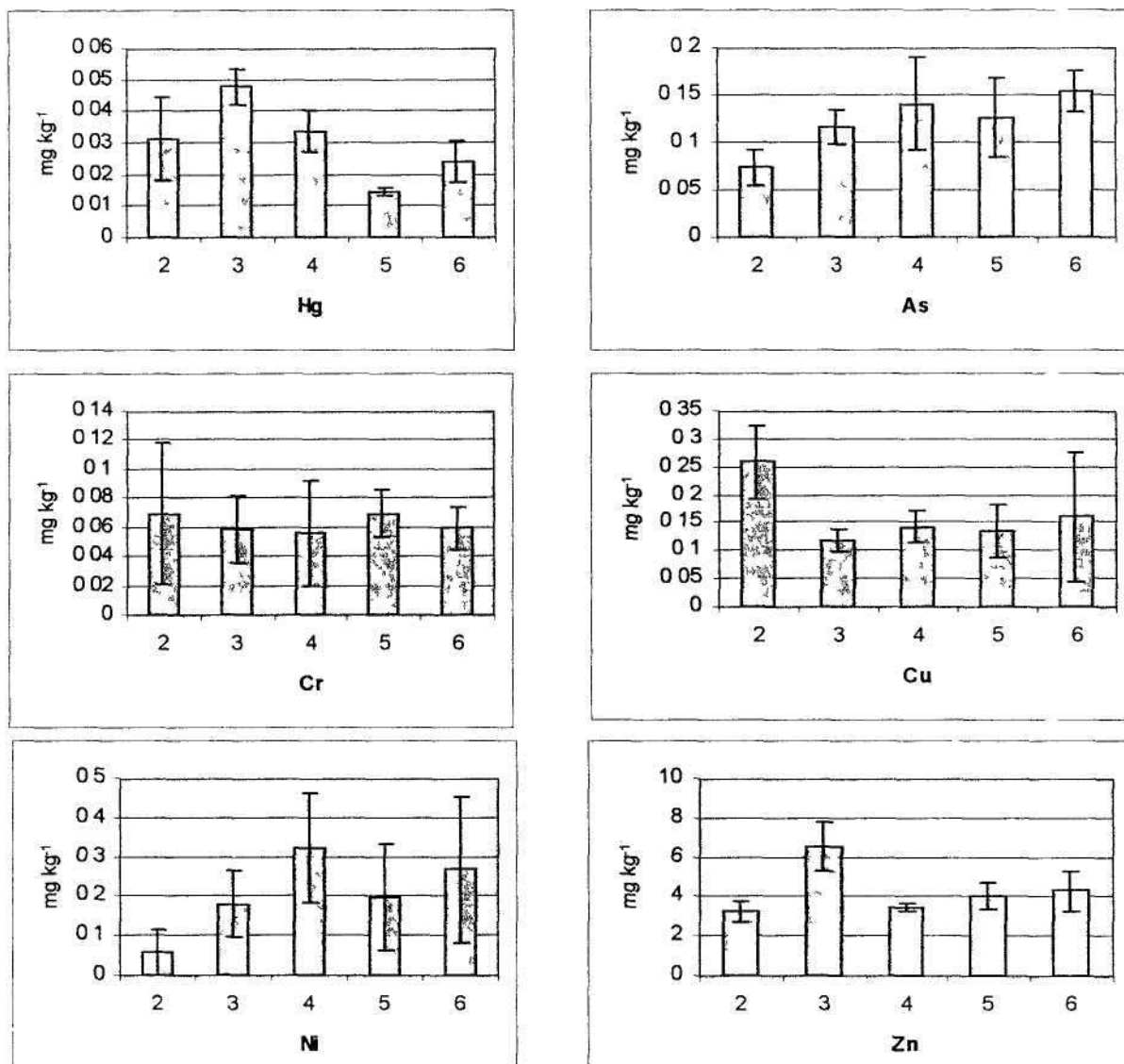
Ke stanovení POPs byla použita akreditovaná, mezinárodně validovaná metoda vysoko účinné dvojrozměrné kapilární chromatografie s využitím detektorů elektronového záchytu (GC/ECD). Stanovení obsahu tuku ve tkáni bylo provedeno podle ČSN 46 7007.

Získané výsledky byly statisticky zpracovány za použití statistického programu Statgraphics metodou ANOVA a programu MS-EXCEL 7.0. Při interpretaci výsledků byly využity hygienické limity vztahující se k rybám podle vyhlášky MZd ČR č. 298/1997 Sb. a referenční hodnoty obsahu kovů v sedimentech dna, získané z rybníků poměrně nezatížených cizorodými látkami (Svobodová et al, 1996).

Výsledky a diskuse

Porovnání obsahu kovů ve svalovine tržních kaprů ze sledovaných rybníků je provedeno na obr. 2. Obsah olova a kadmia ve svalovine kaprů z většiny rybníků byl pod mezí stanovitelnosti použité metody. V tabulce 1 jsou uvedeny obsahy kovů v sušině sedimentu dna sledovaných rybníků.

Obr. 2: Porovnání obsahu kovů ve svalovine tržních kaprů z vybraných rybníků jižních a západních Čech (2-Regent, 3-Tovaryš, 4-Dřemliny, 5-Horusický, 6-Bezdrv)



Obsah kovů ve svalovine tržních kaprů se pohyboval pod hygienickými limity platnými v ČR pro jednotlivé kovy. Výjimkou byl mírně zvýšený obsah niklu (nad 0,5 mg.kg⁻¹) ve svalovine 2 kusů kaprů. Mezi jednotlivými rybníky nebyl signifikantní rozdíl v obsahu Cd, Pb, Cr, Ni a Cu ve svalovine kaprů. Signifikantně

vyšší ($P < 0,01$) hodnoty Hg a Zn byly zjištěny ve svalovine kaprů z rybníka Tovaryš ve srovnání s hodnotami z dalších sledovaných rybníků. Ve svalovine kaprů z rybníka Dřemliny a Bezdrev byl zjištěn signifikantně vyšší obsah arsenu ($P < 0,01$) ve srovnání s hodnotami naměřenými u kaprů z rybníka Regent. Obsah kovů v sušině sedimentů dna sledovaných rybníků se pohyboval v rozmezí hodnot charakteristických pro poměrně nezatížené rybníky v podmínkách ČR. Pouze v sedimentu dna rybníka Tovaryš byl zjištěn zvýšený obsah Pb, Cu a Zn.

Tab. 1: Obsah kovů v sedimentu dna vybraných rybníků (mg.kg^{-1} sušiny)

Rybník	Hg	As	Cd	Pb	Cr	Ni	Cu	Zn
Regent	0.131	14.8	0.78	21.3	22.2	32.1	32.8	153.2
Tovaryš	0.358	19.2	1.24	51.2	149.5	63.1	49.9	440.9
Dřemliny	0.063	12.0	<0.3	29.6	29.4	13.1	13.1	50.6
Horusický	0.047	10.3	0.78	26.0	36.4	19.0	21.2	84.0
Bezdrev	0.033	6.6	<0.3	6.5	10.3	7.7	4.2	20.7

Porovnání obsahu POPs ve svalovine tržních kaprů ze sledovaných rybníků je provedeno na obr.3. V tabulkách 2 až 4 jsou uvedeny obsahy POPs v sušině sedimentu dna sledovaných rybníků. Tab.2: Obsah DDT a jeho metabolitů v sedimentu dna vybraných rybníků ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny)

Rybník	o,p-DDE	p,p-DDE	o,p-DDD	p,p-DDD	o,p-DDT	p,p-DDT	E DDT
Buzický	0.4	43.0	2.0	12.0	0.3	2.0	59.7
Regent	0.8	8.3	5.6	16.7	1.4	2.8	4.2
Tovaryš	0.75	85.63	12.80	36.54	2.11	5.62	143.45
Dřemliny	0.23	1.36	0.25	1.07	0.12	0.37	3.41
Horusický	0.23	4.67	2.68	4.96	0.17	0.34	13.05
Bezdrev	PMD	0.33	PMD	0.36	PMD	PMD	0.69

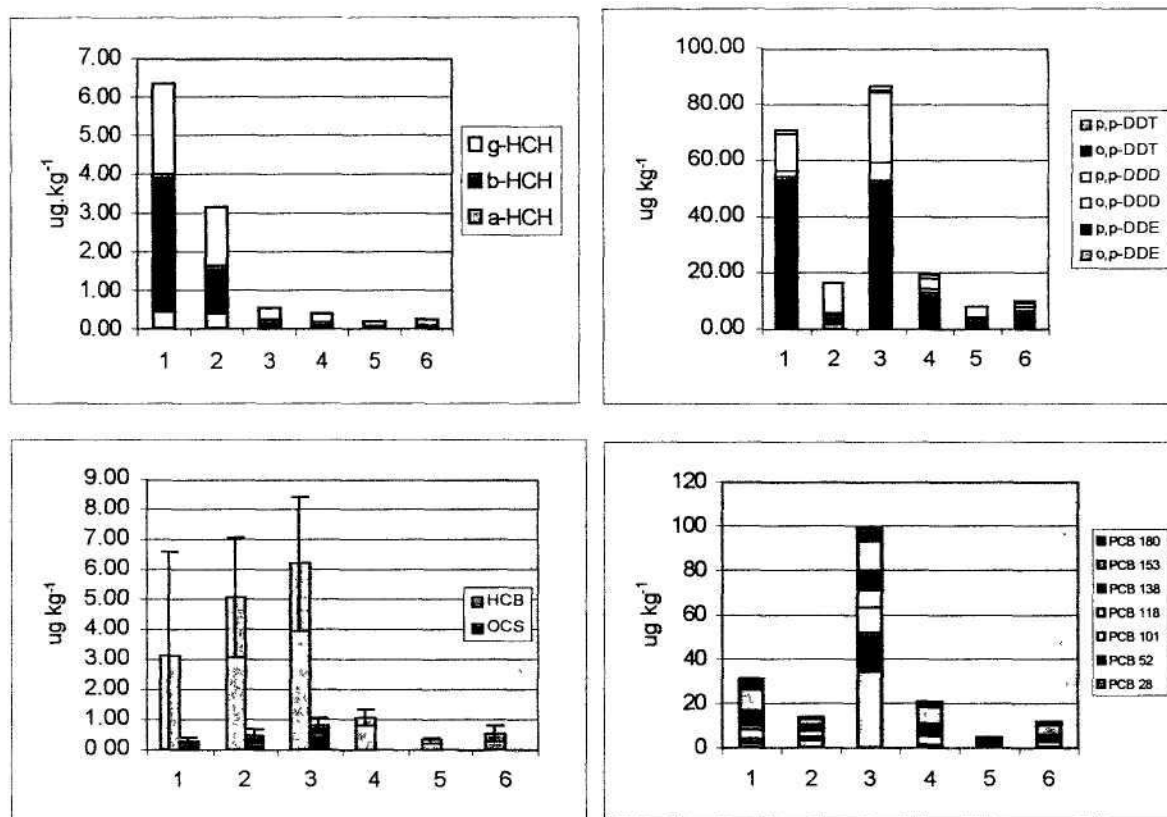
Tab.3: Obsah HCB, OCS a HCH v sedimentu dna vybraných rybníků ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny)

Rybník	HCB	OCS	a-HCH	b-HCH	g-HCH	L HCH
Buzický	2.0	0.6	0.9	1.7	1.3	3.9
Regent	5.6	2.8	1.4	2.2	1.9	5.5
Tovaryš	7.03	0.70	0.15	0.55	0.50	1.20
Dřemliny	0.85	0.19	0.12	0.09	0.17	0.39
Horusický	0.37	0.11	0.11	0.48	0.43	1.03
Bezdrev	0.42	PMD	0.07	0.14	0.13	0.34

Tab.4: Obsah indik. kongeneru PCB v sedimentu dna vybraných rybníků ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny)

Rybník	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 138	PCB 153	PCB 180	Z PCB
Buzický	0.7	0.9	4.3	2.6	9.9	13.8	11.5	43.3
Regent	8	3	1	1	3	4	3	21
Tovaryš	45.1	11.9	7.8	11.0	17.9	18.6	18.7	131.2
Dřemliny	PMD	PMD	PMD	0.1	1.2	1.4	1.1	3.8
Horusický	0.3	0.6	PMD	2.5	3.7	3.8	3.8	14.6
Bezdrev	PMD	PMD	PMD	PMD	PMD	0.2	0.1	0.3

Obr.3: Porovnání obsahu POPs ve svalovine kapra obecného z vybraných rybníků jižních a západních Čech (1-Buzický, 2-Regent, 3-Tovaryš, 4-Dřemliny, 5-Horusický, 6-Bezdrev)



Výsledky ukázaly vysokou a srovnatelnou indikační schopnost svaloviny ryb a sedimentů dna pro posuzování zatížení rybníků sledovanými POPs. Analýzy těchto dvou indikačních složek určily rybníky Tovaryš a Buzický jako lokality s vyšší úrovní zátěže DDT a jeho metabolitů, rybníky Buzický a Regent s vyšší úrovní zátěže izoméry HCH, rybníky Tovaryš, Regent a Buzický s vyšší úrovní zátěže HCB a OCS, rybník Tovaryš s vyšší úrovní zátěže PCB. V povodí rybníků Tovaryš, Buzický a Regent je významná průmyslová výroba (zvýšená zátěž HCB a OCS, u rybníka Tovaryš zvýšená zátěž PCB) a intenzivní zemědělská výroba (zvýšená zátěž DDT a jeho metabolity a izoméry HCH). Ve

svalovine kaprů a v sedimentech dna vyšetřovaných rybníků převažují metabolity substituované chlórem v poloze p,p, velmi výrazně dominuje perzistentní metabolit p,p — DDE. V indikačních složkách rybníků s nižší úrovní zátěže HCH převažuje γ - izomer, u rybníků s vyšší úrovní zátěže (3 - izomer HCH).

Maximální limity reziduí (MLR), tj. nejvyšší přípustné toxikologický přijatelné množství pesticidů v rybách (v $\mu\text{g.kg}^{-1}$ čerstvé tkáně) jsou následující: suma DDT a jeho metabolitů 500; γ izomer HCH 50; suma izomerů HCH kromě — izomeru 20; HCB 50. Porovnáme-li naměřené hodnoty ve svalovine tržních kaprů ze šesti sledovaných rybníků s těmito MLR, můžeme konstatovat, že kapři ze všech rybníků vyhovují těmto hygienickým požadavkům. Dokonce v řadě případů jsou naměřené hodnoty POPs o několik řádů nižší, zejména hodnoty získané z rybníků Dřemliny, Horusický a Bezdrev.

Závěr

Svalovina tržních kaprů ze všech sledovaných rybníků vyhovuje požadovaným hygienickým limitům jednotlivých analyzovaných polutantů. Tyto požadavky byly dodrženy i u kaprů z rybníků Tovaryš, Buzický a Regent ve kterých byla prokázána zvýšená zátěž perzistentními organochlorovými polutanty.

Poděkování

Výzkum byl proveden za podpory MŠMT ČR projekt č. 126100003) a MZe ČR (oddělení potravinové produkce).

Literatura

Literatura je k dispozici u autora referátu.

Ing. Vladimír Žlábek¹⁻², Prof. **MVDr.** Zdeňka Svobodová, DrSc. ^{2,3}, Ing. Tomáš Randák², Ing. Jana Máchová², Prof. Ing. Jana Hajšlová, CSc⁴, Ing. Olga Čelechovská, PhD.³, Ing. Petr Suchan⁴

1- Zemědělská fakulta Jihočeské univerzity, Studentská 13, 370 05 České Budějovice, Česká republika

2- Jihočeská univerzita, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, 389 25 Vodňany, Česká republika

3-Veterinární a farmaceutická univerzita, Palackého 1-3, 612 42 Brno, Česká republika

4-Vysoká škola chemicko technologická, Technická 3, 160 00 Praha

VLIV OPAKOVANÉ EXPOZICE EXTRAKTU SINIC NA KAPRA OBECNÉHO (*CYPRINUS CARPIO* L.)

The influence of repetitive exposure to extract of cyanobacteria to the carp (Cyprinus carpio L.)

M. PALÍKOVÁ, S. NAVRÁTIL, R. KREJČÍ, L. KUBALA

Summary: We exposed carp embryos and larvae to the crude extract of cyanobacteria with the known amount of microcystin LR, YR and RR and one year later we exposed these fish to the repetitive exposure (13ug . 1-1). The haematological and histological changes were examined. Both detected changes of the haematological indices after the stress caused during the handling of fish and after exposure to the crude extract were similar. The changes were characterized by increasing of the haematocrit (Hk) and the haemoglobin concentration (Hb) in groups with long term exposure in early life stages and in control groups. The entrance values of white blood cell count (Leuko, WBC) were increased in the control group and in the group with low dose and short exposure in early life stages. WBC decreased after the application of the pure water and the crude extract, too. The fagocyte activity decreased after the stress and after the exposure to the crude extract in groups with long term exposure in early life stages. The total plasma protein (TP) increased in groups with long term exposure in early life stages. TP increased in the control group for early life stages after the exposure to the crude extract. The activities of AST and ALT increased in groups with long term exposure in early life stages after the exposure to the crude extract. Clinical and histological changes were not observed, except liver fatty infiltration in all groups offish.

Úvod

Cyanotoxiny produkované sinicemi a uvolňující se do vodního prostředí představují závažný problém ovlivňující zdravotní stav organismů. Řada prací z humánní i veterinární medicíny popisuje zdravotní poškození nebo otravy, které jsou dávány do souvislosti se sinicemi a jejich toxickými produkty (např. CARMICHAEL, 1992).

Existuje řada prací popisujících vliv toxických produktů sinic na ryby (např. RÁBERGH a kol., 1991; CARBIS a kol., 1996; PALÍKOVÁ a kol., 1998; VAJCOVÁ a kol., 1998; NAVRÁTIL a kol., 1998; KOPP a HETEŠA, 2000). V poslední době se

výzkum orientuje na zkoumání účinků cyanotoxinů na časná vývojová stádia ryb, na embryonální nebo embryo-larvální testy toxicity (např. OBEREMM a kol., 1997).

Cílem práce bylo zjistit, zda existují rozdíly u těchto ryb, které byly nebo nebyly vystaveny vlivu cyanotoxinů v časně fázi svého vývoje, zjistit vliv opakované expozice.

Materiál a metodika

Časná vývojová stádia kapra byla v prvním roce vystavena nižší a vyšší koncentraci extraktu sinic se známým obsahem mikrocystinů LR, RR a YR po dobu 8 a 30 dnů. Tyto ryby spolu s kontrolními rybami byly po roce opakovaně vystaveny jedné koncentraci extraktu sinic ($13 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$). Koncentrace byla udržována výměnou lázně každých 8 hodin. Každá skupina byla rozdělena na dvě podskupiny, přičemž jedna vždy sloužila jako kontrolní pro vyloučení vlivu manipulačního stresu. U každé skupiny byly před započítím pokusu stanoveny vstupní hematologické hodnoty (počet erytrocytu - Er, hemoglobin - Hb, hematokrit - Hk, střední objem erytrocytu - MCV, hemoglobin erytrocytu - MCH, střední barevná koncentrace - MCHC, počet leukocytu - Leuko, diferenciální rozpočet leukocytu, celkové bílkoviny - TP, aktivita aminotransferáz - ALT a AST, aktivita laktátdehydrogenázy - LDH). Schéma pokusu je uvedeno v tabulce č. 1. Pokus byl ukončen za 48 hodin, rybám byla odebrána krev kardiální punkcí pro stanovení vybraných hematologických ukazatelů (Er, Hb, Hk, MCV, MCH, MCHC, Leuko, diferenciální rozpočet leukocytu, fagocytární aktivita, TP, ALT, AST, LDH). Poté byly ryby usmrceny, vypitvány a byly odebrány vzorky tkání (žábry, játra, ledviny, slezina) pro histologické vyšetření. Zvolená koncentrace mikrocystinů vyvolávala u časných stádií po 30 denní expozici zvýšenou mortalitu a zvýšený výskyt malformací, rovněž byly nalezeny histologické změny zejména v játrech. Tato koncentrace odpovídá koncentraci v pitné vodě v České republice, tj. $0 - 45 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ (BLÁHA a MARŠÁLEK, 2001).

Výsledky a diskuse

Souhrnné hematologické výsledky jsou uvedeny v tabulkách č. 2, 3 a 4. Výsledky diferenciálních rozpočtů leukocytu budou uvedeny v ústním sdělení.

Změny hematologických ukazatelů byly obdobné po vystavení ryb pouze stresu i po vystavení dané koncentraci mikrocystinů. Změny u skupin s dlouhou expozicí a u kontrol byly charakterizované zejména vzestupem hematokritové a hemoglobinové hodnoty. Vstupní celkový počet leukocytu byl u kontrolní skupiny a u skupiny s nízkou dávkou a krátkou expozicí vyšší oproti ostatním skupinám. Po aplikaci čisté vody i

extraktu biomasy došlo k výraznému poklesu. Stres i extrakt biomasy sinic způsobil snížení fagocytární aktivity u skupin s dlouhou expozicí. Stres vyvolal zvýšení celkových bílkovin krevní plazmy u skupin s dlouhou expozicí, extrakt biomasy sinic způsobil zvýšení u kontrolní skupiny. Extrakt biomasy sinic způsobil snížení aktivity enzymů (AST a LDH) u skupin s dlouhou dobou expozice.

Histologický byla ve všech skupinách ryb zjištěna pouze tuková infiltrace jater s tendencí k fokální velkokapénkové dystrofické steatóze. Tento nález lze vysvětlit krmením pokusných ryb granulovaným krmivem s vysokým obsahem tuku.

Závěr

Použitá koncentrace mikrocystinů byla nízká pro vyvolání histologických změn a zvýšení aktivity enzymů. Snížení aktivity enzymů u skupin s dlouhou expozicí vyvolává otázku určité tolerance a adaptace organismu ve smyslu zvýšení detoxikačních mechanismů organismu. Opakovaná aplikace nezpůsobila úhyny ani příznaky poškození organismu. Koncentrace působila obdobně jako stres vyvolaný pouhým přelovováním ryb. Ryby, které se již dlouhodobě setkaly v raných fázích vývoje s mikrocystiny, reagovaly změnami v rámci červeného i bílého krevního obrazu (snížení fagocytární aktivity). Ryby, které se s mikrocystiny nesetkaly, reagovaly snížením počtu leukocytu, podobně jako skupina s nízkou dávkou a krátkou expozicí. Zde se však fagocytární aktivita nesnížila.

Poděkování

Tato práce byla podporována Interní grantovou agenturou (IGA) VFU Brno, Grantovou agenturou České republiky (GAČR) - projekt č. 524/01/P027 a společností Flos-aquae.

Literatura

- BLÁHA, L., MARŠÁLEK, B.: (2001) Dissolved microcystins in Raw and treated drinking water in the Czech republic. In *Chorus Led.- Cyanobacterial Toxins*, Springer Verlag, Berlin, 2001, p. 212-217
- CARMICHAEL, W. W.: Cyanobacteria secondary metabolites - the cyanotoxins. A review. *J. Appl. Bacteriol*, 1992, 72, p. 445-459
- CARBIS. C. R., MITCHELL, G. F., ANDERSON, J. W., McCAULEY, I.: The effect of microcystin on the serum biochemistry of carp, *Cyprinus carpio*, L., when toxins are administered by gavage, immersion and intraperitoneal routes. *J. Fish Dis.* 1996, 19,

p. 151 -159

KOPP, R., HETEŠA, J.: Changes of haematological indices of juvenile carp (*Cyprinus carpio* L.) under the influence of natural populations of cyanobacterial water blooms. *Acta Vet Brno*, 2000, 69 (2), p. 131 -137

NAVRÁTIL, S., PALÍKOVÁ, M., VAJCOVÁ, V.: The effects of pure microcystin LR and biomass of blue-green algae on blood indices of carp (*Cyprinus carpio* L.). *Acta Vet. Brno*, 1998, 67, p. 273-279

OBEREMM, A., FASTNER, J., STEINBERG, C. E. W.: Effects of microcystin LR and cyanobacterial crude extracts on embryo-larval development of zebrafish *Danio rerio*. *Water Res.*, 1997, 31(11), p. 2918-2921

PALÍKOVÁ, M., KOVÁŘŮ, F., NAVRÁTIL, S., KUBALA, L., PEŠÁK, S., VAJCOVÁ, V.: The effects of pure microcystin LR and biomass of blue-green algae on selected immunological indices of carp (*Cyprinus carpio* L.) and silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix* Val). *Acta Vet. Brno*, 1998, 67, p. 265 – 272

RÁBERGH, C. M. I., BYLUND, G., ERIKSSON, J. E.: Histopathological effects of microcystin LR, a cyclic polypeptide toxin from the cyanobacterium (blue-green alga) *Microcystis aeruginosa* on common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Aquat. Toxicol.*, 1991, 20, p. 131 – 146

VAJCOVÁ, V., NAVRÁTIL, S., PALÍKOVÁ, M.: The effect of intraperitoneally applied pure microcystin LR on haematological, biochemical and morphological indices of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.). *Acta Vet. Brno*, 1998, 67, p. 281 - 287

MVDr. Miroslava Palíková, Ph.D., doc. MVDr. Stanislav Navrátil, CSc, Ústav biologie a chorob volně žijících zvířat, FVHE, Veterinární a farmaceutická univerzita Brno, Palackého 1 - 3, 612 42 Brno

Ing. Roman Krejčí, Ústav rybářství a hydrobiologie, AF, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno

RNDr. Lukáš Kubala, Biofyzikální ústav AV ČR, Královopolská 135, 612 65 Brno

Tab. 1: Schéma pokusu

Skupina	1. rok – raná stádia		2. rok		
	koncentrace mikrocystinů	dobu expozice	koncentrace mikrocystinů	dobu expozice	n
Kontrolní	0 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$	30 dnů	0 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$	48 hodin	10
			13 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$	48 hodin	10
nízká dávka toxinu s krátkou expozicí	1.3 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$	8 dnů	0 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$	48 hodin	10
			13 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$	48 hodin	10
vyšší dávka toxinu s krátkou expozicí	13 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$	8 dnů	0 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$	48 hodin	10
			13 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$	48 hodin	10
nízká dávka toxinu s dlouhou expozicí	1.3 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$	30 dnů	0 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$	48 hodin	10
			13 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$	48 hodin	10
vyšší dávka toxinu s dlouhou expozicí	13 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$	30 dnů	0 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$	48 hodin	10
			13 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$	48 hodin	10

Tab. 2: Vstupní hematologické parametry (průměr $\pm$ SD)

	Kontrola	nízká dávka krátká exp.	vyšší dávka krátká exp.	nízká dávka dlouhá exp.	vyšší dávka dlouhá exp.
Er (T.l^{-1})	1,60 $\pm$ 0,26 ^{ab}	1,63 $\pm$ 0,20 ^{ab}	1,66 $\pm$ 0,18 ^b	1,55 $\pm$ 0,25 ^{ab}	1,42 $\pm$ 0,18 ^a
Hk (l.l^{-1})	0,27 $\pm$ 0,02 ^{AB}	0,29 $\pm$ 0,02 ^{ABb}	0,29 $\pm$ 0,02 ^{Bb}	0,28 $\pm$ 0,03 ^{AB}	0,26 $\pm$ 0,02 ^{Aa}
Hb (g. l^{-1})	71,18 $\pm$ 9,37 ^A	88,84 $\pm$ 13,53 ^{BCb}	86,35 $\pm$ 8,51 ^B	77,70 $\pm$ 8,72 ^{AB}	71,27 $\pm$ 9,49 ^{ACa}
MCHC (l.l^{-1})	0,26 $\pm$ 0,02 ^{Aa}	0,31 $\pm$ 0,05 ^{ABb}	0,29 $\pm$ 0,02 ^B	0,28 $\pm$ 0,02 ^{ABb}	0,27 $\pm$ 0,02 ^{AB}
MCV (fl)	175,05 $\pm$ 27,53	180,11 $\pm$ 24,27	177,91 $\pm$ 19,19	179,82 $\pm$ 29,61	185,98 $\pm$ 23,25
MCH (pg)	45,20 $\pm$ 7,56 ^a	55,38 $\pm$ 11,00 ^b	52,41 $\pm$ 7,39 ^{ab}	50,93 $\pm$ 8,91 ^{ab}	50,76 $\pm$ 7,94 ^{ab}
ALT ($\mu\text{kat.l}^{-1}$)	0,69 $\pm$ 0,16 ^a	0,99 $\pm$ 0,27 ^b	1,07 $\pm$ 0,62 ^{ab}	0,77 $\pm$ 0,23 ^{ab}	0,75 $\pm$ 0,22 ^{ab}
AST ($\mu\text{kat.l}^{-1}$)	5,99 $\pm$ 0,97	4,76 $\pm$ 1,86	6,90 $\pm$ 2,66	5,14 $\pm$ 2,10	6,89 $\pm$ 6,25
LDH ($\mu\text{kat.l}^{-1}$)	20,02 $\pm$ 4,65	16,80 $\pm$ 7,71	25,63 $\pm$ 10,71	19,34 $\pm$ 10,45	24,61 $\pm$ 21,57
TP (g. l^{-1})	24,23 $\pm$ 1,05	24,40 $\pm$ 1,34	25,29 $\pm$ 1,40	25,19 $\pm$ 3,30	24,30 $\pm$ 1,62
Leu (G. l^{-1})	39,63 $\pm$ 14,06 ^{ACb}	39,38 $\pm$ 9,74 ^C	23,50 $\pm$ 6,05 ^{ABa}	22,22 $\pm$ 7,87 ^B	21,86 $\pm$ 7,95 ^{ABa}
n	1,60 $\pm$ 0,26 ^{ab}	8	8	9	7

Mezi hodnotami označenými stejným písmenem nejsou signifikantní rozdíly. V případě jejich úplné absence u některého sledovaného ukazatele hodnoty nejsou označeny. Malá a velká písmena jsou použita pro označení průkaznosti na úrovni $p < 0,05$ resp. $p < 0,01$.

Tab. 3: Hematologické parametry skupin koupaných v čisté vodě (průměr ± SD)

	kontrola	nízká dávka krátká exp.	vyšší dávka krátká exp.	nízká dávka dlouhá exp.	vyšší dávka dlouhá exp.
Er (T.l ⁻¹)	1,88±0,17	1,90±0,25	1,82±0,34	1,88±0,16	2,09±0,30
Hk (l.l ⁻¹)	0,32±0,01 ^B	0,29±0,02 ^A	0,29±0,03 ^A	0,32±0,02 ^B	0,33±0,02 ^a
Hb (g.l ⁻¹)	89,49±6,25 ^{***}	80,55±6,33 ^{Ab}	83,38±6,88 [^]	94,48±7,23 ^{AB}	100,73±7,53 ^B
MCHC(l.l ⁻¹)	0,28±0,02	0,28±0,01	0,29±0,01	0,29±0,02	0,30±0,01
MCV(fl)	170,39±14,63	154,38±14,34	163,76±33,84	171,78±13,19	161,44±17,17
MCH (pg)	47,90±5,46 ^{****}	42,72±3,75 ^{**}	47,97±10,19 ^{ABab}	50,31±2,61 ^{Bab}	48,85±5,80 ^{ABD}
ALT(μkat.l ⁻¹)	0,70±0,18	0,61±0,12	0,61±0,16	0,69±0,22	0,60±0,09
AST(μkat.r ⁻¹)	6,29±2,22 [°]	5,68±3,09 ^{""}	5,55±1,73 ^{ad}	4,80±2,48 ^{ab}	4,24±1,39 ^a
LDH(μkat.l ⁻¹)	18,31±9,05	19,97±14,66	16,75±6,97	11,83±9,02	13,02±10,03
TP (g.l ⁻¹)	27,50±1,70 ^A	26,68±2,92 ^A	26,71±1,89 ^A	32,85±2,65 ^B	31,76±1,18 ^B
Leu (G.r ⁻¹)	16,75±5,31	12,50±3,30	19,00±4,78	18,88±7,49	21,38±9,80
CL-integrál (mV.s)	817231±359978	508663±238579	566319±346901	241393±136551	378738±189418
n	8	8	8	8	8

Mezi hodnotami označenými stejným písmenem nejsou signifikantní rozdíly. V případě jejich úplné absence u některého sledovaného ukazatele hodnoty nejsou označeny. Malá a velká písmena jsou použita pro označení průkaznosti na úrovni p<0,05 resp. p<0,01

Tab. 4: Hematologické parametry skupin koupaných ve vodě s obsahem 13μg mikrocvstinů . v průměr ± SD)

	kontrola	nízká dávka krátká exp.	Vyšší dávka krátká exp.	nízká dávka dlouhá exp.	vyšší dávka dlouhá exp.
Er (T.l ⁻¹)	1,79±0,12	1,74±0,18	1,75±0,21	1,98±0,38	1,78±0,26
Hk (l.l ⁻¹)	0,31±0,01 ^{Aa}	0,28±0,04 ^{Aa}	0,30±0,01 ^{Aa}	0,33±0,01 ^{Bb}	0,31±0,03 ^{Abb}
Hb (g.l ⁻¹)	91,44±6,43 ^{bc}	82,63±7,53 ^a	85,35±5,85 ^{ab}	93,14±8,11 ^c	92,58±8,59 ^{bc}
MCHC(l.l ⁻¹)	0,30±0,02	0,30±0,05	0,28±0,01	0,28±0,02	0,30±0,01
MCV (fl)	170,87±7,55	162,39±30,06	176,13±29,76	169,73±26,69	177,10±17,01
MCH (pg)	51,11±3,67	47,92±5,68	49,67±9,63	48,06±7,20	52,57±5,41
ALT(μkat.l ⁻¹)	0,77±0,31	0,63±0,27	0,54±0,07	0,58±0,14	0,74±0,29
AST(μkat.l ⁻¹)	7,92±3,56 ^{Bbc}	6,15±1,32 ^B	5,43±2,38 ^{ABbd}	3,94±0,94 ^{Aad}	3,20±1,34 ^{Aac}
LDH(μkat.l ⁻¹)	26,48±18,15 ^{ABbc}	20,04±9,17 ^{Bb}	18,07±12,89 ^{ABabc}	11,32±5,64 ^{ABac}	7,23±5,44 ^{Aa}
TP (g.l ⁻¹)	32,08±1,14 ^B	29,20±1,71 ^A	29,26±2,10 ^A	30,46±0,89 ^A	30,56±1,79 ^{AB}
Leu (G.l ⁻¹)	19,75±5,28	17,50±5,50	15,63±5,66	18,63±2,92	19,25±5,90
CL-integrál (mV.s)	733150±290160	700550±175334	1073319±519546	413300±295048	355125±170883
n	8	8	8	8	8

Mezi hodnotami označenými stejným písmenem nejsou signifikantní rozdíly. V případě jejich úplné absence u některého sledovaného ukazatele hodnoty nejsou označeny. Malá a velká písmena jsou použita pro označení průkaznosti na úrovni p<0,05 resp. p<0,01.

CYTOCHEMICKÁ CHARAKTERISTIKA LEUKOCYTU KAPRA - PAS REAKCE, BARVENÍ SUDANOVOU ČERNÍ

Cytochemical characteristic of carp leucocytes — PAS and Sudan black reaction

J. DRASTICHOVÁ, S. VALNÍČEK, E. ŠVESTKOVÁ

Summary: The aim of this study was to work up the staining methods for periodic acid Schiff (PAS) and Sudan black reaction in leucocytes of common carp (*Cyprinus carpio* L.) and describe the colour reaction in individual blood cells. The haematological investigation was performed in 20 4-year-old carps. Neutrophil granulocytes showed granular or diffuse-granular positive PAS and Sudan black reaction with different degree of intensity. Lymphocytes and trombocytes were granular PAS positive and weak diffuse Sudan black positive. Monocytes showed weak diffuse PAS positive and granular or diffuse-granular Sudan black positive reaction.

Úvod

Ryby nemají diferencovanou kostní dřev. Lymfohemopoetickými orgány jsou u nich pronefros (hlavová ledvina), mesonefros a opistonefros (tělní ledvina). Histologická struktura těchto orgánů je analogická kostní dřev a vytváří vhodné mikroprostředí pro tvorbu krevních elementů (Toman a kol. 2000). Krvetvorba u ryb probíhá v menší míře i v dalších orgánech (slezina, játra, thymus). Tyto fyziologické zvláštnosti mají za následek to, že v krevním řečišti ryb se vyskytují nejen adultní buňky, ale i zástupci celé jejich vývojové řady.

Při stanovování tzv. diferenciálního počtu leukocytu z nativních krevních nátěrů obarvených metodou podle Pappenheima (Svobodová a kol. 1986), vznikají u ryb problémy při určování jednotlivých typů leukocytu. Protože krevní buňky kostnatých ryb (*Teleostei*) odpovídají morfologicky i funkčně krevním buňkám savců, lze pro zpřesnění diagnostiky použít cytochemické metody barvení krevních nátěrů. Cytochemickými metodami se v buňkách prokazují některé substance (např. glykogen, lipidy) nebo přítomnost enzymů pomocí mikroskopicky hodnotitelných barevných reakcí.

Cílem práce bylo vypracovat metodiku barvení pro průkaz glykogenu a lipidů v leukocytech kapra obecného a popsat barevné reakce v jednotlivých krevních buňkách.

Materiál a metodika

Hematologické vyšetření bylo provedeno u 20 kusů 4 letého kapra obecného (*Cyprinus carpio* L.) o průměrné hmotnosti 2387 ± 321 g. Krev byla odebrána zkaudální cévy a stabilizována heparinem v množství 50 IU/ml. Bylo provedeno základní hematologické vyšetření, tj. stanovení počtu erytrocytu (Er), leukocyту (Leuko), množství hemoglobinu (Hb) a hematokritové hodnoty (PCV). Dále byly zhotoveny krevní nátěry, které byly obarveny panopticky - stanovení diferenciálního počtu leukocyту a pomocí cytochemických metod - PAS reakce, Sudan. U těchto specifických barvení byla hodnocena intenzita zabarvení cytoplazmy buněk semikvantitativně stupněm 0 až 4. Pro pozitivní kontrolu byly použity lidské krevní nátěry.

1. Panoptické barvení

Krevní nátěry byly obarveny metodou May-Grunwald-Giemsa (Svobodová a kol. 1986) s malou modifikací : barvení May-Grunwald 3 min, přelít pufovanou vodou (pH=7) a nechat působit 3 min, barvení roztokem Giemsa-Romanovski a pufované vody (pH=7) v poměru 1:10 po dobu 6 min.

Obarvené krevní nátěry byly prohlíženy optickým mikroskopem a leukocyty byly rozříděny do následujících skupin : lymfocyty, monocyty, neutrofilní granulocyty se segmentovaným jádrem, neutrofilní granulocyty s tyčkovitým jádrem, metamyelocyty a myelocyty.

2. Barvení na glykogen - PAS reakce (Hayhoe a kol. 1960)

Princip : Působením silného oxidačního činidla (kyselina jodistá - HIO_4) dochází k oxidaci hydroxylových skupin glykosidů a rozevření vazeb mezi uhlíky za vzniku dialdehydu. Kyselina jodistá dále uhlíky neoxiduje. Aldehydy reagují se Schiffovým činidlem (kyselinou fuchsin-siřičitou). V místech výskytu glykolových skupin vzniká červená, stálá sloučenina. Intenzita zabarvení je závislá na počtu těchto skupin. Pracovní postup :

1. Fixace v parách formalkoholu 2 minuty při teplotě 20 - 25°C.
2. Důkladně opláchnout vodou, nátěry necháme oschnout.
3. Na nátěry navrstvit 1% kyselinu jodistou a nechat při laboratorní teplotě 5 minut.
4. Důkladný oplach pod tekoucí vodou, nátěry necháme oschnout..
5. Obarvíme Schiffovým činidlem (čerstvé. uchovávané v tmavé lahvi v lednici) 40 minut
6. Oplach pod tekoucí vodou, nátěry necháme oschnout.

7. Dobarvíme 5% roztokem metylenové zeleně.
8. Oplach vodou.

Při hodnocení přítomnosti glykogenu v neutrofilních granulocytech bylo použita tzv. metoda skórování, tj. semikvantitativní hodnocení pozitivita 100 buněk stupněm 0-4. U lymfocytů, monocytů a trombocytů byla pouze stanovena pozitivita/negativita doplněná slovním popisem. Hodnocení pozitivita neutrofilních granulocytů :

- 0 - plazma se nezabarví
- 1 - slabě růžověfialová difúzní
- 2 - středně červeno fialová difúzní + menší počet sytých červeno fialových granul
- 3 - sytá červeno fialová difúzní + větší množství sytých červenofialových granul
- 4 - sytá červenofialová difúzní překrytá hrubou granulami, která částečně nebo úplně překrývá jádro

3. Barvení na lipidy — Sudanová čern B (Sheenan a kol. 1947, Hayhoe a kol. 1980)

Princip : Sudanová čern (Sudan Black B) barví lipidy (včetně neutrálních tuků a fosfolipidů) přítomné v primárních granulích buněk (zejména neutrofilů). Pracovní postup :

1. Fixace form-alkoholovými parami při pokojové teplotě (20 — 25 °C) 10 minut.
2. Krátký oplach pod tekoucí vodou, usušit při pokojové teplotě.
3. Barvení roztokem Sudanové černi při laboratorní teplotě 60 minut.
4. Vyprat v 70% alkoholu.
5. Dobarvit roztokem 5% metylenové zeleni 20 minut.
6. Oplach pod tekoucí vodou, usušit při pokojové teplotě.

Při hodnocení přítomnosti lipidů v neutrofilních granulocytech bylo použita tzv. metoda skórování, tj. semikvantitativní hodnocení pozitivita 100 buněk stupněm 0-4. U lymfocytů, monocytů a trombocytů byla pouze stanovena pozitivita/negativita doplněná slovním popisem. Hodnocení pozitivita neutrofilních granulocytů :

- 0 - plazma se nezabarví
- 1 - difúzní slabě šedočerná
- 2 - sytější šedočerná difúzní i jemně granulami
- 3 - sytější šedočerná difúzní a černá jemně granulami
- 4 - černá granulami v celé cytoplazmě, která částečně nebo úplně překrývá jádro

Výsledky a diskuze

Byly zjištěny tyto průměrné hodnoty základních hematologických ukazatelů : počet erytrocytu $1,13 \pm 0,21$ T/l, počet leukocyту $37,05 \pm 11,18$ G/l, hematokrit $30,80 \pm 5,33$ l.l-1 a množství hemoglobinu $79,33 \pm 15,13$ g/l. Stanovené hodnoty se pohybují okolo spodní hranice fyziologického rozmezí (Svobodová a kol. 1986). Tuto skutečnost lze vysvětlit tím, že odběr krve byl proveden v měsíci březnu, tj. v době kdy organismus ryb (jeho imunitní systém) je oslaben několika měsíčním sádkováním.

Byl stanoven diferenciální počet leukocyту vyjádřený v procentech a absolutních číslech : lymfocyty $66,45 \pm 15,83$ % ($25,28 \pm 11,20$ G/l), monocyty $3,5 \pm 2,31$ % ($1,18 \pm 0,70$ G/l), myelocyty $9,15 \pm 5,02$ % ($3,29 \pm 1,82$ G/l), metamyelocyty $4,55 \pm 2,80$ % ($1,54 \pm 0,95$ G/l), neutrofilní granulocyty s tyčko vitým jádrem $10,10 \pm 7,20$ ($3,51 \pm 2,48$ G/l), neutrofilní granulocyty se segmentovaným jádrem $5,70 \pm 4,91$ ($2,22 \pm 2,30$ G/l).

Z výsledků diferenciálního počtu leukocyту je patrné snížení počtu lymfocytů a zvýšení počtu neutrofilních granulocytů (Svobodová a kol. 1986, Modrá a kol. 1998), což lze opět vysvětlit oslabenou kondicí ryb po dlouhodobém sádkování.

Barvení na glykogen - PAS reakce

Neutrofilní granulocyty : buňky vykazovaly difúzni nebo difuzně-granulární pozitivitu červenofialové barvy s různým stupněm intenzity (0-4). Nejvíce se vyskytovaly buňky se stupněm positivity 2 (-51%), dále se stupněm 1 (-26%), stupněm 3 (-18%), stupněm 4 (-4%) a nejméně byly buněk se stupněm intenzity 0 (pod 1%). Kromě granulami positivity se v neutrofilech vyskytovala na okraji cytoplazmy nebo okolo jádra tzv. „bloková“ pozitivita. Červenofialové bloky byly různě velké a s různou intenzitou positivity. Monocyty : difúzni slabě růžověfialová pozitivita

Trombocyty a lymfocyty : granulami pozitivita červenofialové barvy, v některých buňkách i tzv. „bloková“ pozitivita.

Hamers (1995 a, 1995b) popisuje u neutrofilních granulocytů kapra difúzni a granulami pozitivitu se stupněm 2-3 a negativní reakci u monocytů . Rowley a kol. (1988) uvádí PAS pozitivitu u monocytů a trombocytů kapra a negativní reakci u trombocytů pstruha obecného. Údaje o reakci lymfocytů kapra nebyly v dostupné literatuře nalezeny. Blaxhall a Daisley (1973) uvádějí u pstruha obecného granulami a difúzni pozitivitu neutrofilních granulocytů, blokovou pozitivitu u některých lymfocytů a negativní reakci u trombocytů.

Barvení na lipidy — Sudanová čern B

Neutrofilní granulocyty buňky vykazovaly difúzní nebo difúzně-granulární pozitivitu šedočerné až černé barvy s různým stupněm intenzity (0-4). Nejvíce se vyskytovaly buňky se stupněm positivity 1 (-64%), dále se stupněm 2 (-19%) a 0 (-16%), stupněm 3 (-1%) a nejméně bylo buněk se stupněm intenzity 4 (pod 1%).

Monocyty granulami nebo difúzně-granulární pozitivita odpovídající stupni 1-2 u neutrofilní řady.

Trombocyty a lymfocyty : slabě šedočerná difúzní.

Hamers (1995a, 1995b) popisuje u neutrofilních granulocytů kapra granulami pozitivitu a slabou difúzní u monocytů. Rowley a kol. (1988) uvádí negativní reakci u monocytů kapra. Údaje o reakci lymfocytů kapra nebyly v dostupné literatuře nalezeny, Blaxhall a Daisley (1973) uvádějí u pstruha obecného granulami a difúzní pozitivitu neutrofilních granulocytů a negativní reakci u lymfocytů a trombocytů.

Při porovnání dosažených výsledků s literárními údaji byly zjištěny některé odlišnosti. Pro přesné vyslovení závěru by bylo potřeba porovnat barvicí techniku a hlavně postup při hodnocení positivity. Tyto údaje většinou v odborných člancích chybí nebo jsou neúplné.

Při srovnání výsledků u kapra obecného s údaji o pstruhu obecném nalezenými v literatuře se dá usuzovat na existenci mezidruhových rozdílů. Na tuto skutečnost pokazuje i Ellis (1977) a porovnává ji s mezidruhovými rozdíly u cytochemických reakcí neutrofilních granulocytů u savců.

Závěr

V humánní medicíně se cytochemické vyšetření kostní dřeně využívá hlavně při diferenciální diagnostice leukémií. Vzhledem k výskytu vývojových forem krevních buněk v periferní krvi ryb, mohlo by její cytochemické vyšetření najít uplatnění při diagnostice onemocnění ryb, ale také v oblasti ekotoxikologie, tj. při diagnostice zatížení životního prostředí cizorodými látkami.

Poděkování

Zpracování příspěvku bylo provedeno v rámci projektu FRVŠ 360/2002 Hematologický a biochemický profil krve ryb po působení xenobiotik.

Literatura

- BLAXHALL, P.C., DAISLEY, K.W.: Routine haematological methods for use with fish blood. *J. Fish BioL*, 1973, no. 5, p. 771-781
- ELLIS, A.E.: The leucocytes of fish: A review. *J. Fish BioL*, 1977, no. 11, p. 453-491
- HAMERS, R.: Granulation staining and cytochemistry of peripheral blood leucocytes in healthy carp (*Cyprinus carpio* L.) I: Granulocytes. *J. Appl. Ichthyol*, 1995a, no. 11, p. 86-93
- HAMERS, R.: Granulation staining and cytochemistry of peripheral blood leucocytes in healthy carp (*Cyprinus carpio* L.) II: Monocytes. *J. Appl. Ichthyol.*, 1995b, no. 11, p. 94-99
- HAYHOE, F.G.J., QUAGLINO, D.: *Haematological Cytochemistry*. Edinburgh London and New York, 1980, 320 pp.
- HAYHOE, F.G.J., QUAGLIHO, D., FLEMANS, R.J.: Consecutive use of Romanowsky and periodic - acid- Schiff techniques in the study of blood and bone – marrow cells. *British Journal of Haematology*, 1960, no. 6, p. 23
- MODRÁ, H., SVOBODOVÁ, Z., KOLÁŘOVÁ, J.: Comparison of differential leucocyte counts in fish of economic and indicator importance. *Acta vet. Brno*, 1998, no. 67, p. 215-226
- ROWLEY, A.F., HUNT, T.C., PAGE, M., MAINWARING, G.: Fish. In: *Vertebrate blood cells*. Eds. A.F. Rowley and N. A. Ratcliffe. Cambridge: Cambridge University Press, 1988, p. 19-127
- SHEENAN, H.L., STOREY, G.W.: An improved method of staining leukocyte granules with Sudan Black B. *Journal of Pathology and Bacteriology*, 1947, no. 59, p. 336
- SVOBODOVÁ, Z., PRAVDA, D., PALÁČKO VÁ, J.: *Unified methods of haematological examination of fish*. Research Institute of Fish Culture and Hydrobiology, Vodňany, 1991, 31 pp.
- TOMAN, M. a kol.: *Veterinární imunologie*. Avicenum Praha, 2000, 416 pp.

MVDr. Jana Drastichová

Veterinární a farmaceutická univerzita Brno, Palackého 1-3, 616 00 Brno, Česká republika

MUDr. Svatopluk Valníček, Eva Švestková

FN Brno, pracoviště Dětská nemocnice, Černopolní 9, 662 63 Brno, Česká republika

PERSIAN STURGEON (*ACIPENSER PERSICUS* BORODIN, 1897) OF THE CASPIAN SEA AND ITS STOCK REHABILITATION ACTIVITIES IN IRAN

Jeseter perský (Acipenser persicus Borodin, 1897) a jeho rehabilitační program v Íránu

J. IMANPOOR NAMIN, Z. RAMEZANPOOR

Souhrn: Jeseter perský (*Acipenser persicus*) je v Íránu z hospodářského hlediska nejdůležitějším druhem jeseterů s roční produkcí kolem 400 tun masa a 150 tun kaviáru. Jeho přirozený areál výskytu představuje jižní část Kaspického moře. Z biologického hlediska rozlišujeme čtyři rasy vyznačující se různou dobou tahu na trdliště - časně jarní, pozdně jarní, podzimní a jarní (začínající migrovat na podzim). Samci pohlavně dospívají v 8. - 15. roce a samice v 12. — 18. roce života. Přírodní populace jsou v posledních letech stále víc ohrožovány zhoršujícími se ekologickými podmínkami a nadměrným nelegálním lovem. Od roku 1970 začal Írán rozvíjet umělou reprodukci jeseterovitých ryb za účelem posílení přírodních populací. V současnosti se ročně vyprodukuje a vysadí kolem 25 milionů kusů plůdku jeseterů, z čehož až 90 % připadá právě na jesetera perského. Při umělém výtěru se používá kapří hypofýza v dávce 6 mg.kg⁻¹ u samců a 4 mg.kg⁻¹ ve dvou dávkách pro samice. Inkubace jiker trvá 3 dny. Larvy jsou odchovávány v kruhových nádržích typu "VNIRO" a krmeny živou potravou (nauplia *Artemis salina* nebo *A. urmiensis*). Při velikosti kolem 140 mg jsou larvy přesazeny do klasických venkovních rybníčků, kde probíhá další odchov po dobu 45 - 60 dní. Na konci odchovu dosahuje plůdek hmotnosti 3 - 5 gramů a je vysazován do řek ústících do jižní části Kaspického moře.

Introduction

Acipenser persicus is the main sturgeon species in Iranian sturgeon industry though other species also are given significant importance and attention in artificial reproduction activities for stock enhancement. This species is widely distributed in the South Caspian Sea and throughout the Iranian shores. Persian sturgeon inhabiting the southern Caspian Sea (entering the Kura River) are divided into four biological groups, early spring race, late spring race, winter race and spring race migrating in autumn. The two spring races migrate to the Sephidrud River in the southern Caspian Sea to spawn. One group migrates from

April to June and the other migrates in September. Preferring warm waters, this species is found mostly in the South Caspian region. Fig. 1 shows the persian sturgeon.

Fig. 1- *Acipenser persicus* cultured in captivity in Iran 2 years old



Sexual maturity in males is reached above 8-15 years and in females above 12-18 years (Holčík, 1989). *Acipenser persicus* characterized with elongated body, longer head 17.6% of body length (TL), maximum body depth in females 17.44% and in males 16.27% of TL. Ventral scutes 6-12, D 31-50 (average 39.0) and A16-0 with average of 24.8 (Putilina, 1983). Fig. 2 shows distribution pattern of Persian sturgeon in the Caspian Sea. This species is an endemic Ponto-Caspian species and found in the Caspian and Black Seas. It undertakes feeding, spawning and post-spawning migrations. The main rivers receiving Persian sturgeon in Iran are Sefidrud, Gorganrud and Tejen rivers. This species is euryhaline (salinity 1-13 ppt), eurythermic tolerating 4.10 - 28.0°C (Legeza, 1972), Euribathic residing at continental terrace above 100m depth with regular seasonal movements (in winter occurs at depth 20-40 m, in summer 10-20 m), Oxyphilic with oxygen requirement of 71.7 to 105.5% saturation rate.

Fig. 2- Distribution pattern of the persian sturgeon in the Caspian Sea



The species shows heterotrophic feeding behavior and searches food item with tactile and gustatory receptors, then makes sucking movements with protractile oral apparatus. Fish comprise 70- 80% its diet during the growth. Persian sturgeon with a length of 80-120 cm fed primarily on fish (53.4%). Circadian feeding activities: Persian sturgeon feeds more actively at diurnal and nocturnal hours. Seasonal changes in diet are characteristic of this species: in spring, the main food is *Gammaridae* and fish during the summer *Gammaridae* and *Cumacea* (Zarbalieva, 1973). Fig. 3 shows meat and caviar production of *Acipenser persicus* in Iran from 1988-98. Persian sturgeon had long been considered a subspecies of Russian sturgeon. Tables 1 and 2 present some age length and weight characteristics of these two species in the southern Caspian Sea for comparison purposes.

Due to over exploitation of sturgeon species of the Caspian Sea especially after the disintegration of the former Soviet Union and also poaching, deterioration of the ecological situation in the Caspian Sea (mainly as a result of oil extraction) and in the rivers serving as spawning ground for this species the population of the sturgeon species showed pronounced decrease. Realizing this fact the Iranian Fisheries in 1970 started regular program of artificial reproduction and releasing sturgeon fingerlings into the Caspian Sea to rehabilitate the stocks of sturgeons. Therefore they started the activities and in the recent years annually over 25 millions of different sturgeon fingerlings are produced and released in to the Caspian Sea from which a large percentage is Persian sturgeon. In this paper sturgeon stock rehabilitation activities especially Persian sturgeon artificial reproduction method and culture until fingerling release into the Caspian Sea is presented.

Table 1- Average age, weight and length of Russian sturgeons caught in the southern Caspian Sea 1990 - 98

Years	Sex	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Age (yrs.)	M	13.7	14.3	14.6	14.4	14.7	14.2	14.8	14.8	15.0
	F	12.07	12.57	12.77	12.96	13.25	12.40	13.14	13.00	13.00
Weight (kg)	M	21.6	22.6	24.0	23.7	23.0	22.3	22.0	21.3	21.7
	F	15.68	15.72	16.91	17.54	16.93	16.62	16.21	16.80	16.20
Length (cm)	M	133.	132.	134.	134.	133.	132.	132.	131.	131.
	F	123.0	120.1	122.3	125.0	123.4	121.3	122.9	122.2	123.0

Table 2- Average age, weight and length of Persian sturgeons caught in the southern Caspian Sea 1990 - 98

Years	Sex	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Age (yrs.)	M	16.94	16.84	16.47	16.39	16.59	16.25	16.37	16.40	16.20
	F	13.78	13.99	14.18	14.02	14.15	14.12	14.21	14.40	14.30
Weight (kg)	M	30.57	30.83	30.71	29.93	29.05	28.82	28.79	28.20	27.70
	F	18.66	18.93	19.81	20.11	19.95	20.18	20.01	20.00	19.40
Length (cm)	M	160.6	157.3	156.4	154.8	153.4	153.0	153.2	152.8	152.3
	F	139.7	138.1	139.1	139.5	139.1	139.6	139.7	139.5	138.9

Artificial reproduction in sturgeons

In the Iranian part of the Caspian Sea sturgeons are usually caught by the fishery catch stations located within the five fishery zones in the north of Iran. Drift gillnets made of nylon with a mesh size of 150 mm are used to catch sturgeons in different seasons. The spring catch begins from early February and lasts up to late May and the autumn catch season begins from early August and continues up to late October. Sturgeon spawners are caught at the Sephidrud estuary and in the river using beach seine nets. Brood fish caught in the nets set up at sea are first carried to the catch station in boats from where they are carried in tanks equipped with oxygen supply on board trucks. Brood fish caught are transferred to the hatcheries where they are maintained under suitable conditions. At the hatchery, they are transferred to earthen ponds or to Kurenski ponds (100x30x10m).

They initially placed in the deeper part of the Kurenski pond (4.5 m depth). After 2-3 days they are transferred to the middle part of the pond and again after 2-3 days depending on the water temperature and stage of sexual maturity the brood fish are transferred to the anterior region of the pond where they are administered the pituitary extract (4 mg kg⁻¹ body weight for females and 6 mg kg⁻¹ body weight for males). The bottom of the Kurenski ponds is covered with wooden planks to avoid injury of the brood fish. The dose of the pituitary extract injected to brood fishes is presented in table 3. Pituitary extract in females is administered in two stages, first 10 % of the calculated dose is given and the remaining 90 % given 12 h after the first injection. Males are injected in one stage. Maturation is a function of temperature thus the mean water temperature during the day and night should be recorded and from Detlaff s curve (Detlaf et al., 1981) the time of maturation can be determined. The injected brood fish are examined closely and when on reaching sexual maturation they are transferred to the breeding saloon and reproduced.

Table	Dose of pituitary	used for maturation induction	
		Temperature °C	Dose (mg)
Species		female	male
60	12-14	80	
	14-16	70	
<i>Acipenser persicus</i>	16-18	50	50
30	18-20	45	

The eggs are collected in a pan then are placed on a sieve to remove the fluid. About 2 kg eggs are placed in a tub and 10 ml of active milt taken from males is sprinkled on them. About 1000 ml water is also added and the eggs are mixed by rotating the tub (mixing is not done with hands) for about 30 sec. Water is added again and the eggs are mixed with the hands for 5 min until fertilization is terminated. Remaining water in the tub is drained and fresh water is added again to remove excessive sperm and the sticky coating covering the eggs. Water used for washing contains 10 % finely powdered clay. Running water is used or renewed several times. Gradually the viscosity will disappear and after 20-30 minutes the second washing is terminated.

Fertilized eggs are then transferred to the incubators. The commonly used incubators for sturgeon are the Yushchenko incubators that are made up of 4 troughs. About 500- 700 g of eggs are placed in each trough. The water flow in the incubators is 1.2 L min⁻¹ for each 100000 eggs during the early stages of embryogenesis. During the later stages i.e. gastrulation the water flow is increased to 1.7 L min⁻¹ and with the first motility of larvae it is increased to 3.4 L min⁻¹ (Azari Takami, 1974, 1994). Depending on the water temperature the incubation stage lasts for 8 days and under optimum conditions incubation lasts for 3 days. Larvae that hatch out of the eggs are collected using scoop nets and transferred to circular basins called VNIRO.

The larvae have endogenous feeding during the first 2-6 days. After 2/3 of the yolk sac is absorbed it is necessary to start feeding the larvae with live food such as nauplius of artemia. Exogenous feeding commences with the excretion of pigment melanin from the alimentary canal of the larvae. Exogenous feeding begins with a composition of live food made up of benthic organisms such as oligochaeta and polychaeta worms ranging from 1-2 mm in size. The yolk sac is completely absorbed within 5-6 days at 28 °C. Larvae are cultured in the VNIRO basins and when the reached about 140 mg weight is transferred into the earthen ponds already prepared for further culture. In this ponds culture is

continued for 45-60 days. By the end of this period fish reach weight of 3-5 gr. or higher and gradually transported and released in to the rivers entering the Caspian Sea. Fig. 4 shows the total sturgeon fingerling release of Iranian Fisheries in to the Caspian Sea from 1990- 98 and the proportion of the Persian sturgeon in total release. Today as a result of activities undertaken by the Iranian Fisheries in order to rehabilitate the stocks of sturgeons it can be claimed that the stock position of the Persian sturgeon is promising.

Acknowledgment

We are grateful to Ing. Ján Regenda for his valuable comments on improving the quality of the manuscript and translating the Czech abstract.

References

- AZARI TAKAMI, G., KOHNE SHAHRI, M.: Artificial spawning and rearing of sturgeons. 1994. *Tehran University Publications*.
- AZARI TAKAMI, G., KOHNE SHAHRI, M.: Artificial spawning and rearing in sturgeons. 1974. *Tehran University Publications*.
- DETLAF, T. A., GINSBURG, A. S., SHMAL'GAUZEN, O. L: Development of sturgeon fishes. 1981. *Nauka publishers, Moscow*. 224 p.
- HOLČÍK, J.: The freshwater fishes of Europe and the adjacent countries, 1989, *Aula Verlag, Wiesbaden*, 469 p.p.
- LEGEZA, M. I.: Role of abiotic environmental factors in distribution of sturgeons (Fam. Acipenseridae, Pisces) in the Caspian Sea. 1972, "*Vopr. Ichthyol. (Problems of Ichthyology)*". 121, 1: 13-24.
- ZARBALIEVA, T. S.: Age-related and seasonal changes in feeding sturgeon juveniles at the western coast of the Middle Caspian. 1973, In: "*Advance in Azerbaijan fisheries research*". *Baku*. P. 63-81.
- Javid Imanpoor Namin, M.Sc. Dept. of Fisheries and Hydrobiology, Mendel university of Agriculture and Forestry, 613 00 Brno, Czech Republic, javid@mendelu.cz or [iavid@imanpoor\(a\)vahoo.com](mailto:iavid@imanpoor(a)vahoo.com)

Fig. 3- Meat and Caviar production of Persian sturgeon (*Acipenser persicus*) in Iran (1988-1998)

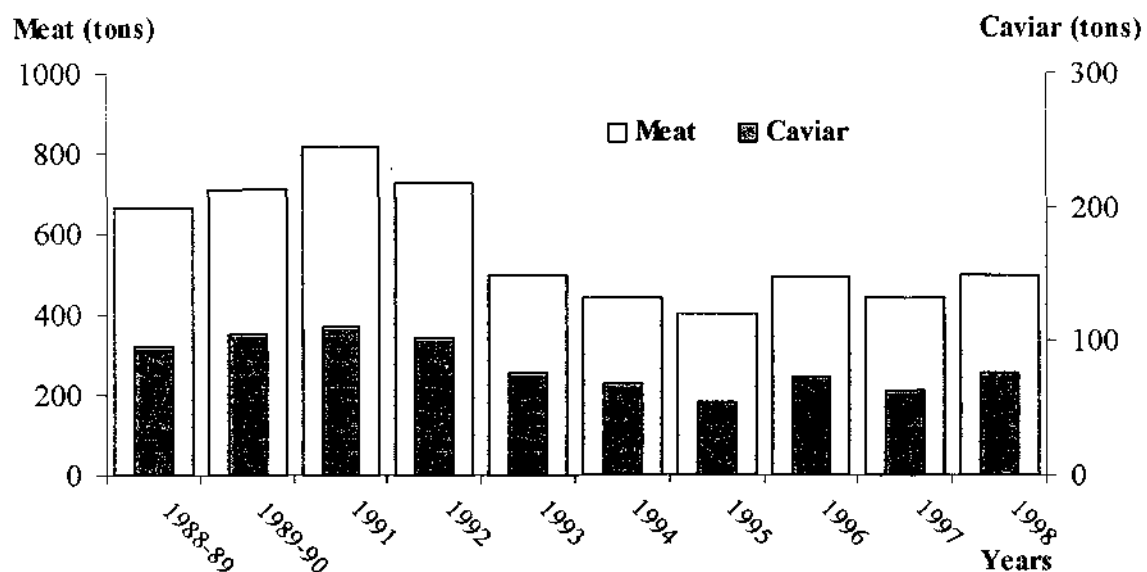
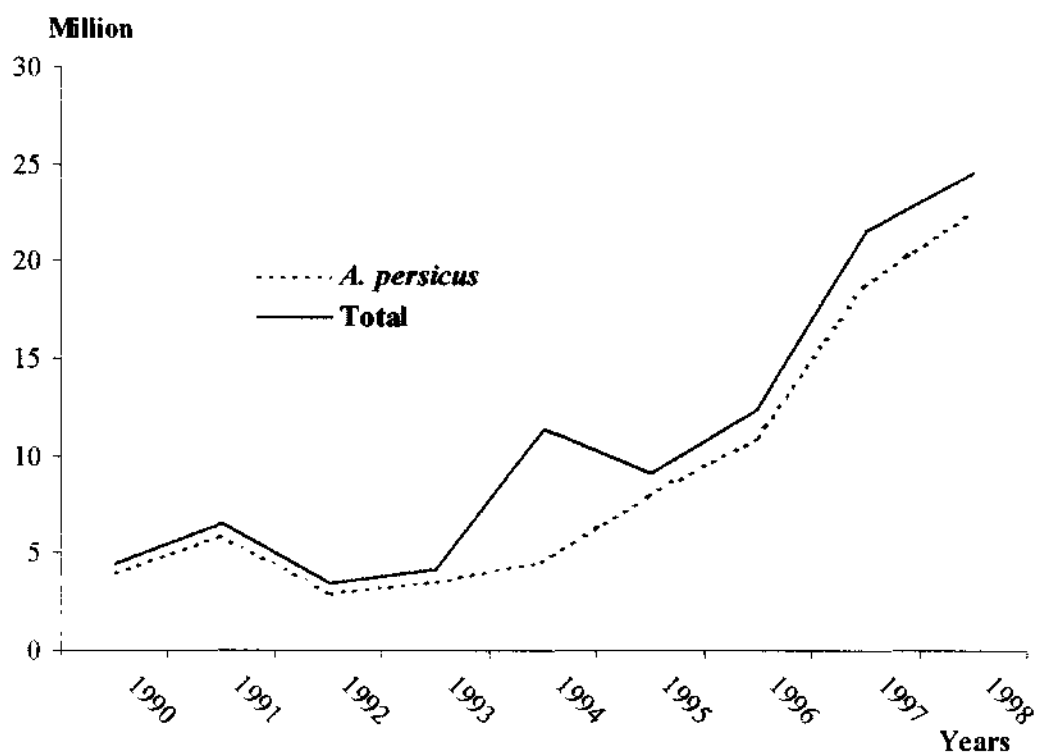


Fig. 4- Ratio of Persian sturgeon (*Acipenser persicus*) to the total sturgeon fingerling release into the Caspian Sea in Iran (1990-1998)



Vliv iontů a imobilizačních médií na motilitu čerstvého a demembranovaného spermatu veslonosa amerického (*Polyodon spathula*)

Effects of ions and immobilizing medium on paddlefish (*Polyodon spathula*) fresh and demembrate sperm motility

Linhart¹ O., Cosson² J., Minis³ S.D., Shelton⁴ W.L. and Rodina¹ M.

¹ Společná laboratoř genetiky, fyziologie a reprodukce ryb, Ústav živočišné fyziologie a genetiky, AV ČR a Jihočeské univerzity, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, 38925 Vodňany, linhart@vurh.jcu.cz

² Centre National de la Recherche Scientifique, UMR 7009, Universita Paris 6, Station marine, 06230 Villefranche sur Mer, France, cosson@obs-vlfr.fr

³ Aquaculture Research Center, Kentucky State University, Frankfort Kentucky 40601 USA

⁴ Zoology Department University of Oklahoma Norman Oklahoma 73019 USA

Abstract

Motility parameters of paddlefish (*Polyodon spathula*) spermatozoa, in different environmental conditions were investigated in this study. Paddlefish spermatozoa demonstrated the following characteristics: 100% of the cells were motile 10 s after activation with velocity 130-160 $\mu\text{m.s}^{-1}$ then after 2 min velocity decreased to 80-130 $\mu\text{m.s}^{-1}$; the period of motility was up to 9 minutes. Concentrations between 0.5 to 5 mM of KC1 prevented activation of spermatozoa. When transferred into a swimming medium (20 mM tris, pH 8.2 and 1 mg/ml BSA) with 0.5 mM KC1 (combined 5 mM of NaCl or MgCl_2) 80-100 % cells were motile with velocity around 120-150 $\mu\text{m.s}^{-1}$. MgCb significantly improved velocity of sperm motility at 10, 40, 50 and 60 s after activation with stable velocity of sperm around 140 $\mu\text{m.s}^{-1}$. Very low concentration of 0.125 mM CaCl_2 combined with 0.5 mM KC1 initiated motility in 20% of sperm while all sperm were activated after 2 minutes with 0.25 mM CaCb in similar medium for the full period of swimming with velocity around 120 $\mu\text{m.s}^{-1}$. The best immobilizing medium for centrifuged sperm (2000 g for 5 min) was a combination of fresh seminal fluid and 10% of DMSO; 50% of sperm were motile after 40 min of storage at 24 °C. At 40 min sperm storage, the velocity was 69 $\mu\text{m.s}^{-1}$, 30 s after sperm activation and around 65 $\mu\text{m.s}^{-1}$ at 2 min post-sperm activation. We demonstrate that potassium (5-15 mM) inhibited demembrated sperm (without membrane barrier). Thus, movement initiation of paddlefish spermatozoa is under antagonistic control of K^+ and Ca^+ ions concentration.

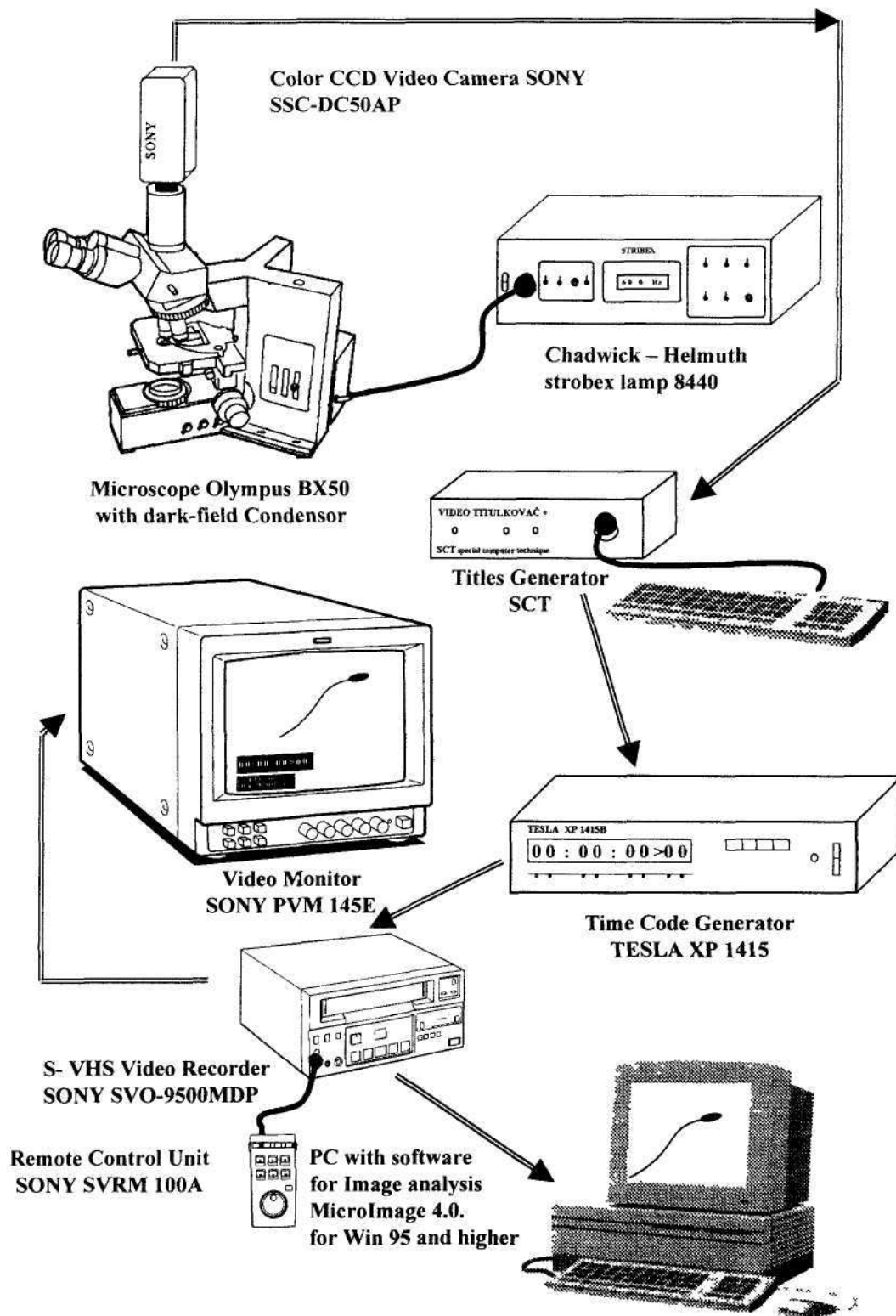
Úvod

Cílem studie bylo hodnocení vlivu draslíku, vápníku a imobilizačních médií na motilitu čerstvého a demembranovaného spermatu veslonosa amerického (*Polyodon spathula*). Detailní studie byla publikovaná Linhartem a kol. (2002).

Materiál a metodika

Hodnocení parametrů motility spermií

U motility spermií byly hodnoceny následující parametry, obr. č.l: 1) procento pohyblivých spermií z video snímků, 2) rychlost pohybu spermií z naměřené vzdálenosti podle



Obrázek č. 1 Schéma techniky používané k záznamu a analýze pohybu spermií

pozice hlavičky spermie v sérii tří poskládaných video snímků v určitém odstupu a 3) frekvence pohybu bičíku synchronizovaný se stroboskopickým osvětlením. **Krátkodobé uchování spermatu veslonosa v imobilizačním mediu**

Semenná plazma veslonosa amerického má nízkou koncentraci spermií (okolo 0,1-1x10 spermií), proto bylo nutné buňky koncentrovat odstředěním (2000 g po dobu 5 min). Pro vlastní hodnocení se použilo odstředěné semenné plazmy (transparentní část) v kombinaci s imobilizačními médii (IM): a) 900 ul semenné plazmy (SP); b) 800 ul SP a 100 ul DMSO; c) 900 ul SP + 5 mM KC1; d) 800 ul SP + 5 mM KC1 a 100 fj.1 DMSO.

Demembranace a reaktivace spermií

Dva **ju.1** neředěného spermatu byly přidány při 0 °C do 50 μ l demembranačního média (DM) obsahující 20 mM NaCl, 0,5 mM Ethylenediaminetetraacetic Acid (EDTA), 1 mM Dithiothreitol (DTT), 20 mM Tris HCl pH 8,2, 0,04 % Triton X-100. Po 30 s při 0 °C, 2 μ l demembranovaných spermií bylo pipetováno a přidáno při pokojové teplotě (18-20 °C) na podložním skle do 50 μ l reaktivačního média (RM = 20 mM NaCl, 1 mM DTT, 20 mM Tris HCl pH 8,2, 1 mM MgCl₂, 2 mg.ml⁻¹ BSA a 1 mM ATP, vanadate free z Boehringer). Přítomnost BSA byla důležitá pro prevenci kontaktu spermií s podložním sklem. Přidání 50-200 μ M cAMP a to jak do DM nebo do RM nebylo důležité pro iniciaci motility.

Výsledky

V této studii byly získány výsledky parametrů motility spermií veslonosa amerického (*Polyodon spathulá*) v rozdílném charakteru prostředí. Pro spermie veslonosa amerického platí následující charakteristika: procento pohyblivých spermií je rovno 100 % v 10 s po aktivaci s rychlostí pohybu 130-160 μ m.s⁻¹; následně v 2 min po aktivaci se rychlost pohybu spermií snižuje na 80-130 μ m.s⁻¹; perioda motility spermií trvá až do 9 minuty po aktivaci. Koncentrace KC1 na úrovni 0,5 - 5 mM blokuje pohyb spermií. Po přenesení spermií do aktivačního roztoku (20 mM tris, pH 8,2 a 1 mg.ml⁻¹ BSA) s 0,5 mM KC1 v kombinaci s 5 mM NaCl nebo MgCl₂ došlo k nastartování motility spermií u 80-100 % buněk s rychlostí zhruba 120-150 μ m.s⁻¹. MgCl₂ signifikantně zlepšil rychlost pohybu spermií a to v 10, 40, 50 a 60 s po aktivaci se stabilní rychlostí pohybu spermií na úrovni 140 μ m.s⁻¹. Velmi nízká koncentrace CaCb (0,125 mM) v kombinaci s 0,5 mM KC1 nastartuje 20 % motilitu spermií, ovšem 0,25 mM CaCl₂ ve stejném médiu nastartuje motilitu všech spermií na celou dobu pohybu s rychlostí na úrovni 120 μ m.s⁻¹ v 2 minutě po aktivaci.

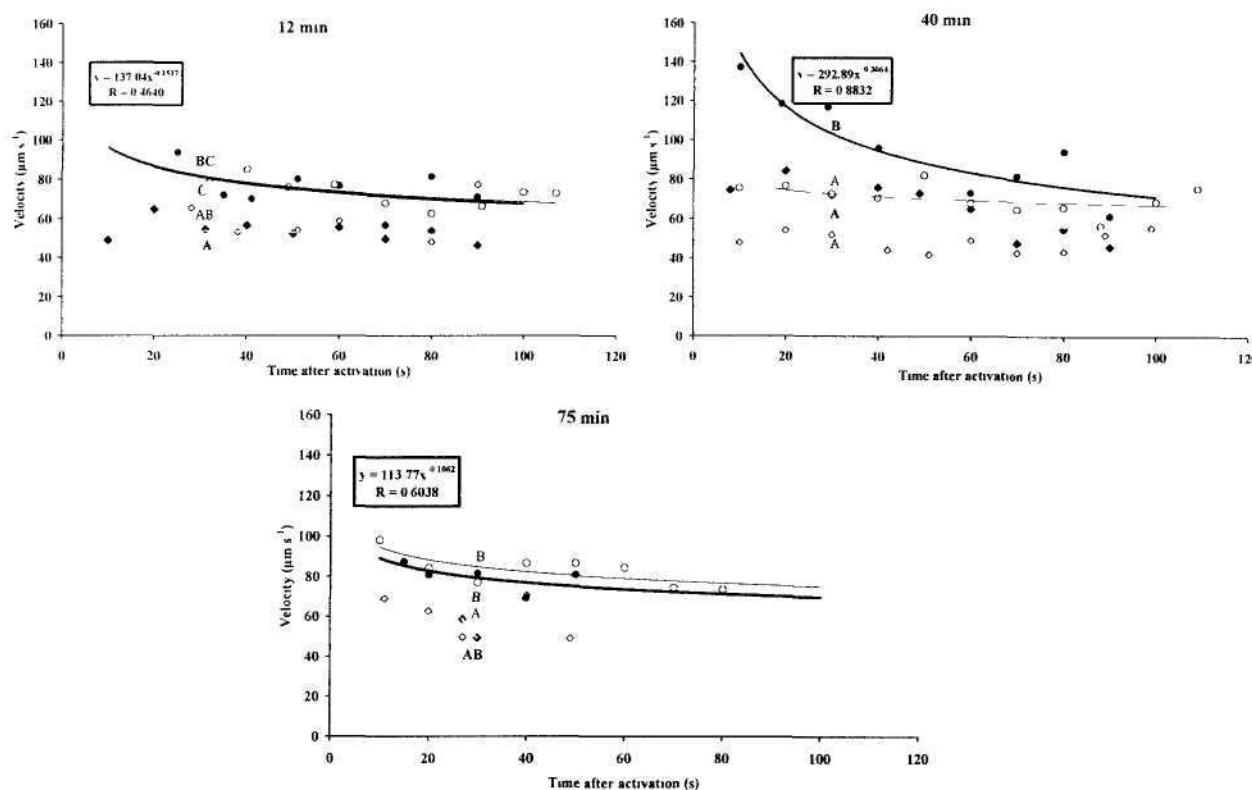
Nejlepší imobilizační médium aplikované s odstředěným spermatem obsahovalo jednoduchou kombinaci čerstvé semenné plazmy a 10 % DMSO. Výsledkem po 40 minutách uchování při 24 °C byla 50 % pohyblivost spermií. Ve 40 min uchování spermatu se pohybovala rychlost spermií po jejich aktivaci ve 30 s na úrovni 69 μ m.s⁻¹ a následně v 2 min po aktivaci na úrovni 65 μ m.s⁻¹ (obrázek č. 2).

Dále bylo prokázáno, že draslík (5-15 mM) inhibuje demembranované spermie (tzn. přímo působí na pohyb komplexu mikrotubulů bez membránové bariéry). Závěrem je možné konstatovat, že iniciace pohybu spermií veslonosa je kontrolována úrovní iontové koncentrace K⁺ a Ca⁺⁺.

Diskuse

Pro přímé studium vlivu chemikálií na motor bičíku (komplex mikrotubulů) bez komplikací způsobovanou membránou je nejvhodnější využít demembranovaných spermií. Demembranace se docílí aplikací slabého neiontového detergentu (například Triton X 100) a reaktivací po přidání ATP-Mg v substrátu pro dynein-ATPasu (Gibbons and Gibbons, 1972). Použitím obou kondičních podmínek (čerstvé sperma a demembranované) nám umožnilo určit, že mechanismus inhibice spermií je ovlivněn velmi nízkou koncentrací K⁺ (0,5 mM). Tento efekt byl následně eliminován nízkou koncentrací Ca⁺⁺ nebo záměnou K⁺ sodíkem u demembranovaného bičíku.

Z dosažených výsledků je možné konstatovat, že pohyb spermií veslonosa amerického je částečně závislý na osmotickém tlaku (Linhart *et al*, 1995; Cosson and Linhart, 1996), ovšem jeho pohyb je přímo kontrolován koncentrací K⁺ a Ca⁺⁺ iontů. Znamená to rovněž, že mechanismus iniciace a inhibice pohybu spermií veslonosa amerického je fyziologicky více podobný spermiím ryb lososovitých než spermiím ryb kaprovitých (Biliard, 1978; Biliard *et al*, 1995 and Morisawa *et al*, 1983).



Obrázek č. 2. Rychlost spermií po krátkodobé kultivaci 1) v čerstvé semenné — plazmě; 2) čerstvé semenné plazmě s 10 % - DMSO; 3) SM (20 mM Tris-HCl, pH 8,2 a BSA) s 5 mM Ca^{2+} — KC1; 4) SM s 5 mM KC1 a 10 % DMSO, při 24°C. Rychlost spermií byla zjišťována ve 12, 40 a 75 min po uchování a následné aktivaci. Skupiny po uchování v 12, 40 a 75 min a 30 sekundě pohyblivosti nebyly signifikantně odlišné v případě stejných abecedních znaků.

Poděkování

Studie vznikla za pomoci USDA Grant Program KSU, Frankfort, KY, USA a Ministerstva školství ČR, VZ č. J06/98:126100001.

Literatura

- Biliard R (1978) Changes in structure and fertilizing ability of marine and fresh water fish spermatozoa diluted in media of various salinities *Aquaculture* 14 187-198
- Biliard R, Cosson J, Percec G and Linhart O (1995) Biology of sperm and artificial reproduction in carp *Aquaculture* 129 95-112
- Cosson J and Linhart O (1996) Paddlefish (*Polyodon spathula*) spermatozoa effects of potassium and pH on motility *Folia Zoologica* 45 361-370
- Cosson J, Linhart O, Mims SD, Shelton WL and Rodina M (2000) Analysis of motility parameters from paddlefish (*Polyodon spathula*) and shovelnose sturgeon (*Scaphirhynchus platyrhynchus*) spermatozoa *Journal Fish Biology* 56 1348-1367
- Gibbons BH and Gibbons IR. (1972) Flagellar movement and adenosine triphosphatase activity in sea urchin sperm extracted with Triton X-100 *Journal Cell Biology* 54 75-97
- Linhart O, Mims SD and Shelton WL (1995) Motility of spermatozoa from shovelnose sturgeon (*Scaphirhynchus platyrhynchus* Rafinesque, 1820) and paddlefish (*Polyodon spathula* Walbaum 1792) *Journal F. Biology* 47 902-909
- Linhart O, Cosson J, Mims SD, Shelton WL and Rodina M (2002) Effects of ions on the motility of fresh and demembrated paddlefish (*Polyodon spathula*) spermatozoa *Journal of Reproduction* in press (listopad 2002)
- Morisawa M, Suzuki K and Morisawa S (1983) Effects of potassium and osmolality on spermatozoa motility of salmonid fishes *Journal Experimental Biology* 107 105-113

P. Spurný (red.), 2002: V. Česká ichtyologická konference v Brně

Sborník referátů z vědecké konference s mezinárodní účastí konané ve dnech 25. a 26. září 2002
v Brně

Editor: Doc. Ing. Petr Spurný, CSc.

Technická redakce: Dr. Ing. Jan Mareš
Ing. Radovan Kopp, Ph.D.

Pozn. redakce: Za jazykovou a věcnou stránku příspěvků odpovídají jednotliví autoři.

Editor provedl pouze nezbytné úpravy pro přípravu tisku.

Vydal: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně Ústav rybářství a hydrobiologie

MZLU v Brně

Ichtyologická sekce České zoologické společnosti
Rybářská sekce Moravského svazu vědeckotechnických společností
a poboček pobočka agronomické fakulty MZLU v Brně Zemědělská 1, 613 00 Brno,
Česká republika Tel: 54513 3267 Fax: 54521 2044 E-mail: fishery@mendelu.cz

Sborník byl vydán za finanční podpory firmy POLYGEN spol. s.r.o. - laboratorní potřeby Brno

Rozsah: 284 strany

Náklad: 75 výtisků