

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech



IX. ČESKÁ ICHTYOLOGICKÁ KONFERENCE

(IX. CZECH ICHTHYOLOGICAL CONFERENCE)

sborník příspěvků z odborné konference s mezinárodní účastí
pořádané ve Vodňanech 4.-5.5.2006 v rámci XVI. Vodňanských rybářských dnů
a u příležitosti 85.výročí založení VÚRH



Vodňany, 2006

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech

IX. ČESKÁ ICHTYOLOGICKÁ KONFERENCE

sborník příspěvků z IX. konference s mezinárodní účastí

Redaktor:

Ing. Blanka Vykusová, CSc.

Lektorovali:

Prof. Ing. Otomar Linhart, DrSc.

doc. Ing. Jan Kouřil, CSc.

doc. Ing. Petr Spurný, CSc.

Ing. Pavel Jurajda, Ph.D.

Mgr. Ondřej Slavík, Ph.D.

RNDr. Miroslav Švátora, CSc.,

Vodňany, 4.-5.5. 2006

Vydal: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech
Rok vydání: 2006

Redakce: Ing. Blanka Vykusová, CSc.

Tisk: VÚRH JU Vodňany; Tiskárna Public, Martin Kreuz, Vodňany. Počet výtisků: 100 ks

ISBN: 80 – 85887-57-6

Poděkování:

Sborník byl vydán u příležitosti konání 16. Vodňanských rybářských dnů a 85.výročí založení Výzkumného ústavu rybářského a hydrobiologického.

Vlastní konference byla uspořádána v rámci řešení výzkumného záměru MSM 6007665809 Biologické, environmentální a chovatelské aspekty rybářství.

Děkujeme vedení města Vodňany za vstřícnost a umožnění využití prostor městského úřadu ke konání konference.

Na uspořádání konference se dále sponzorsky podílely následující subjekty:

Fisher Scientific spol. s r.o., Pardubice



MERCK spol. s r.o., Říčany- Jazlovce



Budějovický Budvar, České Budějovice



Poznámka redakce:

Za jazykovou a věcnou stránku příspěvků odpovídají jednotliví autoři. Redakce provedla pouze úpravy nezbytné pro přípravu příspěvků k tisku.

Obsah – Content

ANDREJI, J., STRÁŇAI, I. KONTAMINÁCIA RÝB ŤAŽKÝMI KOVMI V RIEKE NITRA Z NOVOZÁMOCKÉHO OKRESU <i>Heavy metal contamination of fishes from the Nitra River in the Nové Zámky district</i>	5
BARÁNEK, V., PROKEŠ, M., BARUŠ, V., PEŇÁZ, M., CILEČEK, M., MAREŠ, J., JIRÁSEK, J., SPURNÝ, P. SROVNÁNÍ RŮSTU JUVENILNÍHO (1+) JESETERA MALÉHO (<i>ACIPENSER RUTHENUS</i>) PŘI POUŽITÍ EXPERIMENTÁLNÍ A KOMERČNÍ DIETY <i>Growth comparison of THE (1+) juvenile sterlet (Acipenser ruthenus) by using experimental and commercial diet</i>	8
DULČIĆ J., PALLAORO A., MATIĆ-SKOKO S. THE ICHTHYOLOGICAL VALUE OF THE MEDITERRANEAN WETLAND PANTAN (ADRIATIC SEA, CROATIAN COAST)	12
GLAMUZINA B. STATUS OF INTRODUCED TENCH, <i>TINCA TINCA</i> IN HUTOVO BLATO WETLANDS, ADRIATIC SEA DRAINAGE	14
GUZIUR J., TESARČÍK J.F., SKIBNIEWSKA K. KAPR OBECNÝ A JEHO RYBNÍČNÍ CHOV V PRŮBĚHU STALETÍ	15
HABÁN, V., PROKEŠ, M., BARUŠ, V., MAREŠ, J. INDIVIDUÁLNÍ RŮST A HMOTNOSTNÍ KONDICE KAPRA OBECNÉHO (<i>CYPRINUS CARPIO</i> <i>M. DOMESTICA</i>) V NOVOMLÝNSKÉ NÁDRŽI (PŘEDBĚŽNÉ VÝSLEDKY) <i>Individual growth and weight condition of the common carp (Cyprinus carpio m. domestica) in the Nové Mlýny Reservoir (preliminary results)</i>	16
HAMÁČKOVÁ, J., LEPIČ, P., KOZÁK, P., POLICAR, T. STANNY, A.L. ODCHOV ROČNÍHO PLŮDKU PODOUSTVE ŘÍČNÍ (<i>VIMBA VIMBA</i> L.) V KONTROLOVANÝCH PODMÍNKÁCH PROSTŘEDÍ <i>Rearing of the vimba (Vimba vimba L.) fry under controlled conditions</i>	22
HORKÝ P., SLAVÍK O. CHOVÁNÍ KAPROVITÝCH RYB POD JEZEM URČENÉ METODOU RADIOTELEMETRIE <i>Behavioural pattern in cyprinid fish below the weir as detected by radio telemetry</i>	26
JANÁČ M., JURAJDA P. POROVNÁNÍ ÚČINNOSTI DVOU TYPŮ PLŮDKOVÉ ZÁTAHOVÉ SÍTĚ <i>Efficiencies of two types of seine net for 0+ fish sampling</i>	29
L. KALOUS, V. ŠLECHTOVÁ, V. ŠLECHTA GENETICKÁ DIVERZITA KARASE STŘÍBŘITÉHO (<i>CARASSIUS 'GIBELIO'</i> , BLOCH, 1846) NA ÚZEMÍ ČESKÉ REPUBLIKY <i>Genetic diversity of Silver Prussian Carp (Carassius 'gibelio', Bloch, 1782) in the territory of the Czech Republic</i>	33
KESZKA S., RACZYŃSKI M. COMPARATIVE BIOMETRIC ANALYSIS OF YOUNG RUSSIAN STURGEONS A. GUELLENSTAEDTII IN AGE GROUP 0+ FROM CAGES IN POST COOLING WATERS AND EXPERIMENTAL CONDITIONS. A STEP TO DOMESTICATION, OR REACTION FOR CHANGE OF ENVIRONMENT? <i>Analiza porównawcza cech biometrycznych jesiotra rosyjskiego A.gueldenstadtii w grupie wieku 0+ w chowie w wodach pochłodniczych i w chowie w warunkach eksperymentalnych. Początek domestyfikacji gatunku, czy reakcja na zmianę środowiska?</i>	37
KONEČNÁ G., JANÁČ M., JURAJDA P. SEZÓNŇNÍ VARIABILITA VZORKŮ RYBÍHO SPOLEČENSTVA <i>Seasonal variability of fish samples</i>	43

KOPP, R., MAREŠ, J., KRÁČMAR, S., TICHÝ, T., NAVRÁTIL, S., HLÁVKOVÁ, J., FIALOVÁ, M., ZIKOVÁ A. ZMĚNY VE SLOŽENÍ RYBÍ SVALOVINY U RYB CHOVANÝCH V PROSTŘEDÍ SINIC VODNÍHO KVĚTU <i>Muscle compositions changes at fish reared in cyanobacteria water blooms environment</i>	46
KOŠČO J., KOŠUTH P., KOŠUTHOVÁ L., MANKO P., STRAKA M., ANDREJI J., STRÁŇAI I. PRÍSPEVOK K POZNANIU EKOLÓGIE INVÁZNYCH DRUHOV RODU <i>NEGOBIUS</i> V SLOVENSKOM ÚSEKU DUNAJA <i>Contribution to knowledge of the ecological features of invasive fish species in genus Neogobius from Danube River, Slovakia</i>	51
KOŠUTH P., KOŠČO J., KOŠUTHOVÁ L., PEKÁRIK L. SÚČASNÝ STAV ROZŠÍRENIA ZÁSTUPCOV ČELADE OSTRIEŽOVITÉ (<i>PERCIDAE</i>) V SLOVENSKOM POVODÍ TISY <i>The present state of distribution of family Percidae in the Slovak Tisa River basin</i>	56
KOŠUTHOVÁ L., KOŠUTH P., KOŠČO J., LETKOVÁ V., MANKO P. NOVÉ NÁLEZY PARAZITICKÝCH HELMINTOV U INVÁZNYCH DRUHOV RÝB NA SLOVENSKU <i>Present findings of helminth parasites in invasive fish species of Slovakia</i>	60
KOUŘIL J., HÁJEK J., BARTH T. INDUKOVANÁ OVULACE A UMĚLÝ VÝTĚR JIKERNAČEK PARMY ŘÍČNÍ (<i>Barbus barbus</i>) PŘI POUŽITÍ RŮZNÝCH DÁVEK ANALOGU GnRH <i>Induced ovulation and artificial propagation of barbel (Barbus barbus) females using different doses of GnRH analogue</i>	63
KOZÁK, P., BUŘIČ, M., POLICAR, T., HAMÁČKOVÁ, J., LEPIČOVÁ, A. POROVNÁNÍ RŮSTU A PŘEŽITÍ JUVENILNÍHO RAKA ŘÍČNÍHO <i>ASTACUS ASTACUS</i> A RAKA PRUHOVANÉHO <i>ORCONECTES LIMOSUS</i> V LABORATORNÍCH PODMÍNKÁCH <i>The growth and survival of Astacus astacus and Orconectes limosus juveniles under laboratory conditions</i>	66
KROUPOVÁ H., SVOBODOVÁ Z., KOLLER J., REDERER L., MÁCHOVÁ J. ÚHYNÝ RYB V SOUVISLOSTI S HAVARIJNÍMI ÚNIKY KYANIDŮ – PŘEHLED <i>Accidental fish kills caused by wastewater spillage containing cyanides - a review</i>	73
KŘÍŽEK J. ICHTYOCENÓZY MALÝCH VODNÍCH TOKŮ V OBLASTI ČERCHOVSKÝCH HVOZDŮ	78
MÁCHOVÁ, J., PROKEŠ, M., FAINA, R., KROUPOVÁ, H., SVOBODOVÁ, Z., PEŇÁZ, M., BARUŠ, V. POUŽITÍ PŘÍPRAVKU DIAZINON 60 EC V RYBÁŘSKÉ PRAXI A JEHO TOXICITA PRO RYBY A DALŠÍ VODNÍ ORGANISMY <i>Using of biocide Diazinon 60 EC in fish farming and its toxicity for fish and another water organisms</i>	79
MAREŠ J., JIRÁSEK J., BRABEC T., VÍTEK T., TICHÝ T. ZHODNOCENÍ PRODUKČNÍ ÚČINNOSTI KRMIVA S DIFERENCIOVANOU ÚROVNÍ TUKU PŘI PRODUKCI ROČKA LÍNA OBECNÉHO (<i>TINCA TINCA</i>) V PODMÍNKÁCH INTENZIVNÍHO CHOVU <i>The production efficiency evaluation of feed with differentiated fat level during tench yearling (Tinca tinca) production under the intensive aquaculture conditions</i>	85
MIKULA P., SVOBODOVÁ Z., DOBŠÍKOVÁ R. BROMOVANÉ ZPOMALOVAČE HOŘENÍ: TOXICKÉ ÚČINKY A VÝSKYT V ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍ <i>Brominated flame retardants: Toxic effects and the occurrence in the environment</i>	89
MUŽÍK, V., MARTINCOVÁ, M., BACULÍK, J. REVITALIZÁCIA RIEKY HRON (2005)	94

S. NAVRÁTIL, L. REČEK, M. PALÍKOVÁ PARAZITOFUNA OSTRORETKY STĚHOVAVÉ (<i>CHONDROSTOMA NASUS</i>) NA VYBRANÝCH LOKALITÁCH ŘEKY BEČVY <i>Parasites of the nase (Chondrostoma nasus) in selected localities of the Bečva river</i>	95
NEKVAPIL, T., SMUTNÁ, M., SVOBODOVÁ, Z. ZDROJE A RIZIKA ESTROGENŮ V POTRAVNÍM ŘETĚZCI <i>Sources and risks of estrogens in the food chain</i>	99
PEČÍNKOVÁ, M., KOUBKOVÁ, B., GELNAR, M. CHANGES OF ECTOPARASITE <i>PARADIPLOZOON HOMOION</i> (MONOGENEA) MORPHOLOGY AND ITS RELATIONSHIP WITH HOST FISH <i>Změny v morfologii ektoparazita Paradiplozoon homoion a jeho vztah s hostitelskou rybou</i>	104
PEKÁRIK L., KOŠČO J., ŠVÁTORA M., LAJBNER Z. JESENÉ ZMENY V ŠTRUKTÚRE ICHTYOFAUNY HORSKÝCH A PODHORSKÝCH ÚSEKOV TOKOV VÝCHODNÝCH KARPÁT NA SLOVENSKU <i>Autumnal fish assemblage changes in Eastern Carpatian streams in Slovakia</i>	105
POLAČIK M., JANÁČ, M., JURAJDA P. SÚČASNÉ ROZŠÍRENIE BÝČKOV RODU <i>NEOGOBIUS</i> (GOBIIDAE) V POZDĹŽNOM PROFILE DUNAJA <i>Recent distribution of gobies of the genus Neogobius in the longitudinal profile of the River Danube</i>	110
PRCHALOVÁ, M., KUBEČKA, J., JŮZA, T., ŘÍHA, M., JAROLÍM, O., TUŠER, M., PETERKA, J., VAŠEK M. KOMPLEXNÍ PRŮZKUM RYBÍ OBSÁDKY NÁDRŽE ŽELIVKA, NEJVĚTŠÍ VODÁRENSKÉ NÁDRŽE V ČR, V LETECH 2004 A 2005 <i>Complex assessment of the fish assemblage of the Želivka reservoir, the biggest water supply reservoir in the ČR, in years 2004 and 2005</i>	114
PROKEŠ, M., BARUŠ, V., PEŇÁZ, M. CHARAKTERISTIKA EXPLOATACE PARMY OBECNÉ, OSTRORETKY STĚHOVAVÉ, JELCE TLOUŠTĚ A JELCE JESENA V ŘÍČNÍM A JEZERNÍM EKOSYSTÉMU <i>Exploitation characteristic of barbel, nase, chub and ide in the riverine and lake ecosystems</i>	119
PŠENÍČKA M., ALAVIS. M. H., RODINA M., NEBESÁŘOVÁ J., LINHART O. POROVNÁVÁNÍ MORFOLOGIE A ULTRAŠTRUKTURY SPERMIÍ ZÁSTUPCŮ KOSTNATÝCH A CHRUPAVČITÝCH RYB; LÍNA OBECNÉHO <i>TINCA TINCA</i> A JESETERA SIBÍRSKÉHO <i>ACIPENSER BAERII</i> <i>Morphology and ultrastructure of sperm in fish: A comparative study between teleost (tench Tinca tinca) and chondrost (Siberian sturgeon Acipenser baerii)</i>	124
RACZYŃSKI M., PRZESMYCKI M., KESZKA S. GROWTH RATE OF BROWN TROUT <i>SALMO TRUTTA</i> M. <i>FARIO</i> CATCHED BY ANGLERS IN RIVERS IN LOWER SILESIA AND WEST POMERANIA (POLAND) <i>Tempo wzrostu pstrąga potokowego (Salmo trutta m. fario L.) pochodzącego z połowów wędkarskich z rzek Dolnego Śląska i Pomorza Zachodniego</i>	131
REČEK L., PALÍKOVÁ M., NAVRÁTIL S. ZDRAVOTNÍ PROBLEMATIKA ODCHOVU PLŮDKU OSTRORETKY STĚHOVAVÉ (<i>CHONDROSTOMA NASUS</i>) ZE DVOU CHOVŮ Z POVODÍ ŘEKY JIHLAVY <i>The issue of health status of the nase fry (Chondrostoma nasus) in two breeding facilities of the Jihlava River</i>	138
RODINA M. GELA D., MARTIN K., LINHART O. CRYOPRESERVATION OF TENCH SPERM (<i>TINCA TINCA</i> L.) <i>Zmrazování spermií lina (Tinca tinca L.)</i>	141

ŘEHULKOVÁ E., GELNAR M. MONOGENEA SLADKOVODNÍCH AKVARIJNÍCH RYB V ČESKÉ REPUBLICE – SOUČASNÝ STAV A PERSPEKTIVY <i>Monogeneans of freshwater aquarium fishes in the Czech Republic – current state and prospects</i>	142
SERPUNIN G. ESTIMATION OF QUALITY OF CARP MALES AND FEMALES ACCORDING TO HAEMATOLOGICAL PARAMETERS	144
SERPUNINA E. THE COMPOSITION AND THE BIOTOPIC STRUCTURE OF SIERRA-LEONIAN SEA AREA	149
SLAVÍK O., HORKÝ P., VOSTRADOVSKÝ J. VLIV PRŮTOKU NA REPRODUKČNÍ MIGRACE KAPROVITÝCH RYB	152
SPURNÝ P., MAREŠ J., SUKOP I., KOPP R., FIALA J. ZHODNOCENÍ PROSPERITY PSTRUHA OBECNÉHO A LIPANA PODHORNÍHO V HORNÍM ÚSEKU ŘEKY MORAVICE <i>Evaluation of the brown trout and grayling prosperity in the upper course of the Moravice River</i>	153
STRÁŇAI I., ANDREJI J. DIVERZITA ICTHYOFAUNY RIEKY NITRA V REGIÓNĚ HORNÉHO PONITRIA <i>Diversity of the Nitra River ichthyofauna in the Upper Ponitrie region</i>	157
R. ŠANDA, J. VUKIĆ TYPOVÝ MATERIÁL TAXONŮ POPSANÝCH VADIMEM VLADYKOVEM ZE ZAKARPATSKÉ UKRAJINY VE SBÍRCE NÁRODNÍHO MUZEA V PRAZE <i>Type material of taxa described by Vadim Vladykov from the Subcarpathian Russia in the collection of the National Museum in Prague</i>	161
ŠIMKOVÁ A., STEINEROVÁ M., OTTOVÁ E. MHC CLASS IIB GENES IN CYPRINID FISH: A LINK BETWEEN THEIR VARIABILITY AND PARASITE DIVERSITY <i>Gény MHC třídy IIB u kaprovitých ryb: vztahy mezi jejich variabilitou a diverzitou parazitů</i>	165
ŠOVČÍK P., SPURNÝ P., PEŇÁZ, M. ŠTRUKTÚRA POPULÁCIE RÝB V RIEKE JIHLAVE V ÚSEKU OVPLYVNENOM PREVÁDZKOU ENERGETICKÉHO KOMPLEXU DUKOVANY – DALEŠICE <i>Structure of fish population in the Jihlava River, the stretch affected by power station Dukovany – Dalešice</i>	166
ŠVANYGA J., VALOVÁ Z., JANÁČ M., BIALEK M., MACHALA M., JURAJDA P. RYBÍ SPOLEČENSTVO ZNEČIŠTĚNÉHO ÚSEKU LABE NA PARDUBICKU <i>Fish assemblage of the polluted middle part of Elbe River</i>	172
TICHÝ T., FIALA J., MAREŠ J., SPURNÝ P. VLIV TEPLOTY VODY NA VELIKOST KRMNÉ DÁVKY JUVENILNÍ OSTRORETKY STĚHOVAVÉ (<i>CHONDROSTOMA NASUS</i> L.) V PODMÍNKÁCH INTENZIVNÍHO CHOVU <i>The effect of water temperature on daily feeding rate of juvenile nase (Chondrostoma nasus L.) in intensive rearing</i>	176
VÍTEK T., SPURNÝ P. AKTUÁLNÍ PROBLÉMY MANAGEMENTU PSTRUHOVÝCH VOD NA PŘÍKLADU ŘÍČKY LOUČKY <i>Actual problems of salmonid River fisheries management on the Loučka River example</i>	180

KONTAMINÁCIA RÝB ŤAŽKÝMI KOVMI V RIEKE NITRA Z NOVOZÁMOCKÉHO OKRESU

Heavy metal contamination of fishes from the Nitra River in the Nové Zámky district

ANDREJI, J., STRÁŇAI, I.

ABSTRACT:

*This paper reports the results of accumulated selected metals concentrations (Pb, Cd, Hg and MeHg) in the muscle of five fish species (Chub – *Leuciscus cephalus*, Common carp – *Cyprinus carpio*, Prussian carp – *Carassius gibelio*, Roach – *Rutilus rutilus*, and Wels catfish – *Silurus glanis*). Furthermore, correlations among the selected metals and order of metal accumulation in the fish muscle were determined. The concentrations of metals (mg/kg wet weight basis) ranged as follows: Pb 0.08–34.59; Cd 0.06–2.76, Hg 0.34–3.64 and MeHg 0.08–1.20. The level of lead and mercury exceeded the maximum allowable concentration in Slovakia by Codex Alimentarius for safe human consumption (0.2 and 0.5 mg/kg, respectively) in the majority of samples (94.6 and 82.1%, respectively). Content of Cd (0.88 ± 0.76 mg/kg wet weight) in the fish muscle exceeded maximum allowed levels (0.05 mg/kg) in all samples. On average, the order of metal concentrations in the fish muscle was: Pb>Cd>Hg>MeHg.*

ÚVOD

Rieka Nitra je vodný tok III. rádu s dĺžkou toku 168,4 km a plochou povodia 4501 km² (Lukniš et al. 1972). Je to rieka nízinného charakteru s početnou diverzitou rýb. Takýto charakter rieky je ideálnym depozitárom akumulácie rôznych ťažkých kovov, práve kvôli pomalému prúdeniu vody a vyššej miere sedimentácie. Tieto kovy vstupujú do vodného ekosystému prostredníctvom odpadových vôd v strednej a hornej časti rieky. K hlavným pôvodcom tohto znečistenia v strednej časti patria tepelná elektrárňa, chemická továrňa, garbiarsky priemysel ako aj liehovary a škrobárne; v hornej časti sú to uhľové bane a priemysel (Čurlík – Matúšová, 1994). Z vody sú tieto kovy sorbované sedimentmi a odtiaľ sa prostredníctvom biochemických reakcií živých organizmov dostávajú ďalej do potravinového reťazca. A tu sa ryby ako organizmy stojace na konci tohto reťazca v rámci vodného ekosystému, javia ako dobrý indikátor znečistenia životného prostredia (Svobodová et al. 1996).

MATERIÁL A METODIKA

Päť druhov rýb (jalec hlavatý – *Leuciscus cephalus*, kapor rybničný – *Cyprinus carpio*, karas striebristý – *Carassius gibelio*, plotica červenooká – *Rutilus rutilus* a sumec veľký – *Silurus glanis*) bolo odlovených elektrickými agregátom v septembri 2004 z rieky Nitra medzi 32,0–39,2 r. km v okrese Nové Zámky. Tento úsek rieky Nitra spadá pod rybársky revír 2-1400-1-1 Nitra č. 1 v správe MsO Nové Zámky. U týchto rýb sa urobilo základné biometrické vyšetrenie a determinácia veku podľa šupín, u sumca veľkého zo stavca chrbtice. Následne sa z každého kusa odobrala vzorka svaloviny z oblasti chrbta v množstve 3–5 g na stanovenie obsahu cudzorodých látok (Pb, Cd, Hg a MeHg). Vzorky svaloviny boli mineralizované za použitia roztoku HNO₃ (2:1) pri 130 °C počas 2 hod. Samotné stanovenie obsahu jednotlivých ťažkých kovov bolo vykonané na atómovom absorpčnom spektrofotometri Pye Unicam SP9, obsah ortuti a metylortuti na prístroji AMA-254. Uvádzané hodnoty sú vyjadrené v mg.kg⁻¹ čerstvej hmoty. Zistené výsledky sa štatisticky vyhodnotili programom Statgraphics Plus v. 5.1. metódou analýzy variancie, Kruskal–Wallis testom a lineárnym regresným modelom.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Celkovo bolo analyzovaných 56 ks rýb patriacich k piatim druhom: jalec hlavatý – *Leuciscus cephalus*, kapor rybničný – *Cyprinus carpio*, karas striebristý – *Carassius gibelio*, plotica červenooká – *Rutilus rutilus*, and sumec veľký – *Silurus glanis*. Ich biologické charakteristiky sú uvedené v tabuľke 1. Hodnoty koncentrácií jednotlivých kovových prvkov vo svalovine analyzovaných druhov rýb sú uvedené v tabuľke 2. Korelačné závislosti medzi jednotlivými kovmi sú uvedené v tabuľke 3.

Pb – koncentrácia olova v svalovine analyzovaných druhov rýb sa pohybovala v dosť širokom rozpätí 0,08 – 34,59 mg.kg⁻¹ čerstvej hmoty, s priemernou hodnotou 2,22 mg.kg⁻¹ (tabuľka 2). Štatisticky významné rozdiely v akumulácii olova medzi jednotlivými druhmi sa nezistili ($P > 0,05$). Najnižšia priemerná koncentrácia olova sa zistila u kapra (0,39 mg.kg⁻¹), najvyššia u plotice (3,85 mg.kg⁻¹). U plotice červenookej sa zistila aj najvyššia koncentrácia olova (34,59 mg.kg⁻¹) zo všetkých analyzovaných druhov rýb. Podstatne nižšie hodnoty olova sa zistili v svalovine mreny severnej z rieky Jihlavy (Peňáz et al. 2002) a v svalovine štyroch druhov rýb zo stredného toku rieky Nítry (Andreji et al. 2005). Z toho istého úseku rieky Nítry uvádza Stráňai (1998) oveľa nižšie priemerné hodnoty v svalovine siedmich druhov rýb. Poradie akumulácie olova u jednotlivých druhov rýb bolo nasledovné: plotica>jalec>karas>sumec>kapor. Významné korelačné závislosti medzi akumuláciou olova a ostatnými kovmi neboli zistené. Pre olovo je v Potravinovom kódexe stanovená maximálna prípustná hranica v svalovine rýb 0,2 mg.kg⁻¹. Z 56 analyzovaných vzoriek rýb až v 94,6 % bola táto hranica prekročená. Násobok prekročenia tejto hranice sa pohyboval v rozpätí 1,5 – 173,0 krát (priemerne 11,7 krát).

Cd – patrí medzi najzávažnejšie ťažké kovy, čo sa týka vplyvu na zdravotný stav živých organizmov. Preto aj jeho maximálna prípustná hranica definovaná v Potravinovom kódexe je spomedzi analyzovaných prvkov najnižšia a jej hodnota je 0,05 mg.kg⁻¹. Všetky analyzované vzorky (100 %) prekročili túto hranicu 1,2 –

55,2 násobne (v priemere 17,6 násobne). Zistené hodnoty obsahu kadmia vo svalovine sa pohybovali v rozpätí 0,06 – 2,76 mg.kg⁻¹ čerstvej hmoty, s priemernou hodnotou 0,88 mg.kg⁻¹. Bioakumulácia kadmia u jednotlivých druhov rýb vykazovala štatisticky významné rozdiely (P<0,001). Vyššie hodnoty obsahu kadmia boli zistené u dravých druhov rýb vrátane jalca hlavatého, než u nedravých. Najvyššia priemerná koncentrácia kadmia vo svalovine bola zistená u sumca (1,78 mg.kg⁻¹), najnižšia u plotice (0,41 mg.kg⁻¹). Hodnoty 0,007 – 0,028 mg.kg⁻¹ v svalovine mreny severnej z rieky Jihlavy uvádza Peňáz et al. (2002). Podobne aj Andreji et al. (2005) a Stráňai (1998) uvádzajú nižšie hodnoty v svalovine analyzovaných druhov rýb z rieky Nitry. Poradie akumulácie kadmia u jednotlivých analyzovaných druhov rýb bolo nasledovné: sumec>jalec>kapor>karas>plotica. Pri sledovaní korelačnej závislosti sme zistili významnú pozitívnu koreláciu medzi akumuláciou Cd – Hg a Cd – MeHg (P<0,001).

Tab. 1. Počet, vek, dĺžka a hmotnosť analyzovaných druhov rýb

Druh	N	vek (roky)	dĺžka tela (mm)		hmotnosť (g)	
			priemer ± SD	Min–Max	priemer ± SD	Min–Max
jalec hlavatý	14	2–6	247 ± 87,56	131–385	388 ± 381,82	42–1097
kapor rybníčný	8	6–8	352 ± 70,91	225–460	1410 ± 730,00	396–2595
karas striebristý	13	2–7	199 ± 53,25	138–320	346 ± 333,16	93–1190
plotica červenooká	10	3–4	173 ± 22,20	136–212	130 ± 52,99	57–223
sumec veľký	11	2–8	539 ± 188,22	260–870	1615 ± 1700,07	133–5600

Tab. 2. Koncentrácie Pb, Cd, Hg a MeHg (priemer ± smerodajná odchýlka) analyzovaných druhov rýb (v mg.kg⁻¹ čerstvej hmoty)

Druh	Pb	Cd	Hg	MeHg
jalec hlavatý	3,13 ± 6,69	0,96 ± 0,59	0,76 ± 0,28	0,30 ± 0,07
kapor rybníčný	0,39 ± 0,07	0,81 ± 0,50	0,70 ± 0,15	0,22 ± 0,05
karas striebristý	2,59 ± 3,95	0,44 ± 0,65	0,65 ± 0,20	0,29 ± 0,11
plotica červenooká	3,85 ± 10,80	0,41 ± 0,28	0,78 ± 0,16	0,38 ± 0,08
sumec veľký	0,49 ± 0,33	1,78 ± 0,77	1,53 ± 0,80	0,73 ± 0,26

Tab. 3. Korelačné závislosti medzi jednotlivými kovmi

	Pb	Cd	Hg	MeHg
Pb	–	-0,067	-0,085	-0,072
Cd		–	0,459***	0,441***
Hg			–	0,856***
MeHg				–

*P<0,05 **P<0,01 ***P<0,001

Hg – obsah Hg vo svalovine piatich druhov rýb sa pohyboval v hodnotách 0,34 – 3,64 mg.kg⁻¹ čerstvej hmoty, s priemernou hodnotou 0,88 mg.kg⁻¹. Pri bioakumulácii ortuti sa zistili štatisticky významné medzidruhové rozdiely (P<0,001). Najvyššie priemerné hodnoty akumulácie ortuti (1,53 mg.kg⁻¹) boli zaznamenané u dravých rýb (sumec), najnižšie (0,65 mg.kg⁻¹) u nedravých druhov (karas). Toto tvrdenie potvrdzuje vo svojej práci aj Maršálek et al. (2004). Podstatne nižšie hodnoty koncentrácie ortuti prezentuje vo svojej práci Peňáz et al. (2002). Porovnateľné výsledky obsahu ortuti u troch druhov rýb z rieky Labe uvádza Žlábek et al. (2005). Poradie akumulácie ortuti u jednotlivých druhov rýb bolo nasledovné: sumec>plotica>jalec>kapor>karas. Štatisticky významné pozitívne korelácie boli zistené medzi akumuláciou Hg – Cd a Hg – MeHg (P<0,001). Maximálna prípustná hranica pre ortuť v svalovine rýb v Potravinovom kódexe SR určená hodnotou 0,5 mg.kg⁻¹. Táto hodnota bola v 82,1 % všetkých analyzovaných vzoriek prekročená 1,2 – 7,3 násobne.

MeHg – akumulácia metylortuti kopíruje akumuláciu ortuti. Koncentrácia metylortuti v svalovine analyzovaných druhov rýb sa pohybovala v rozpätí 0,08 – 1,20 mg.kg⁻¹, s priemernou hodnotou 0,38 mg.kg⁻¹. Podobne ako bioakumulácia ortuti i bioakumulácia metylortuti medzi jednotlivými druhmi vykazovala štatisticky preukazné rozdiely (P<0,001). Najnižšia priemerná koncentrácia metylortuti sa zistila u kapra (0,22 mg.kg⁻¹), najvyššia priemerná koncentrácia u sumca (0,73 mg.kg⁻¹). Porovnateľné výsledky koncentrácií metylortuti u troch druhov rýb z rieky Labe zistili Maršálek et al. (2004). Podiel metylortuti na celkovej ortuti dosahoval rozpätie 19,2 – 74,9 % (v priemere 44,1 %). Podstatne vyššie priemerné hodnoty podielu MeHg/Hg (0,74 – 1,04) uvádza Maršálek et al. (2004). Poradie akumulácie metylortuti u jednotlivých druhov rýb bolo nasledovné: sumec>plotica>jalec>karas>kapor. Štatisticky významné (P<0,001) pozitívne korelácie sa zistili pri akumulácii medzi MeHg – Cd a MeHg – Hg. Maximálna prípustná koncentrácia metylortuti v svalovine rýb nie je v Potravinovom kódexe SR definovaná, ale FAO/WHO odporúča predbežne prijateľný týždenný príjem na úrovni 0,016 mg.kg⁻¹ hmotnosti tela.

ZÁVER

Naše výsledky zistili vysoké hladiny kontaminantov (predovšetkým Pb, Cd a Hg) v svalovine piatich analyzovaných druhov rýb pochádzajúcich z dolného toku rieky Nitry, ktoré prekračujú maximálnu povolenú hranicu danú Potravinovým kódexom platným v Slovenskej Republike. Tieto ryby z rieky Nitry predstavujú určité zdravotné riziko pre konzumentov, hlavne pre starších ľudí, tehotné ženy a deti, ktorí sú vnímavejšie na vyššie koncentrácie sledovaných kontaminantov. Z tohto dôvodu by sa tieto ryby nemali konzumovať, ale využívať len na športový rybolov systémom chyť a pusť.

Ďalej sme zistili, že sledované kovy (Pb, Cd, Hg, meHg) sa kumulujú vo vyšších koncentráciách u dravých druhov rýb (vrátane jalca hlavatého), než nepravých. Taktiež sa zistila štatisticky významná pozitívna korelácia medzi akumuláciou Cd – Hg a Cd – meHg. Tieto korelačné závislosti akumulácie jednotlivých kovov do značnej miery závisia od množstva abiotických a biotických faktorov, akými sú podmienky životného prostredia (kvalita vody a sedimentov), pozícia rýb v potravnom reťazci v rámci vodného ekosystému, biochemické a fyziologické vlastnosti, a pod.

Vo všeobecnosti poradie bioakumulácie sledovaných kovov bolo nasledovné: Pb>Cd>Hg>MeHg.

V rámci jednotlivých druhov rýb bolo poradie akumulovaných kovov nasledovné:

jalec hlavatý: Pb>Cd>Hg>MeHg; kapor rybničný: Cd>Hg>Pb>MeHg; karas striebřistý: Pb>Hg>Cd>MeHg; plotica červenooká: Pb>Hg>Cd>MeHg; sumec veľký: Cd>Hg>MeHg >Pb.

POĎAKOVANIE

Tento príspevok vznikol vďaka finančnej podpore GA VEGA 1/2417/05 MŠ SR.

SÚHRN:

V práci sú uvedené výsledky zistených koncentrácií vybraných ťažkých kovov (Pb, Cd, Hg a meHg) vo svalovine piatich druhov rýb (jalec hlavatý – *Leuciscus cephalus*, kapor rybničný – *Cyprinus carpio*, karas striebřistý – *Carassius gibelio*, plotica červenooká – *Rutilus rutilus* a sumec veľký – *Silurus glanis*). Taktiež boli stanovené korelácie medzi jednotlivými kovmi ako aj poradie akumulácie vybraných kovov vo svalovine rýb. Zistené koncentrácie vybraných kovov sa pohybovali v rozpätí (v mg.kg⁻¹ čerstvej hmoty): Pb 0,08–34,59; Cd 0,06–2,76, Hg 0,34–3,64 and MeHg 0,08–1,20. Koncentrácie olova a ortuti v svalovine analyzovaných druhov rýb vo väčšine vzoriek prekročili maximálnu prípustnú hranicu (0,2 a 0,5 mg.kg⁻¹) stanovenú v Potravinovom kódexe SR. Koncentrácie kadmia zistené v svalovine prekročili túto hranicu (0,05 mg.kg⁻¹) vo všetkých analyzovaných vzorkách. V priemere bolo poradie akumulácie vybraných kovov nasledovné: Pb>Cd>Hg>MeHg.

LITERATÚRA:

- Andreji, J.; Stránai, I.; Massányi, P.; Valent, M. Concentration of selected metals in muscle of various fish species. *J. Environ. Sci. Health*, **2005**, *A40*, 899–912.
- Čurlík, J.; Matúšová, L. Natural and Man-induced Factors of Soil Pollution. *Mitt. D. Osterr. Bodenkundlichen Gesellschaft*. **1994**, *50*, 43–60.
- FAO/WHO – Joint FAO/WHO expert committee on food additives. 61st meeting Rome, 10–19 June 2003. Summary and conclusions.
http://www.who.int/ipcs/food/jecfa/summary/en/summary_61.pdf
- Lukniš, M. et al. *Slovakia: Nature 2. part*. Obzor, Bratislava, **1972**, pp. 917.
- Maršálek, P.; Svobodová, Z.; Randák, T. Obsah celkové rtuti a metylrtuti ve svalovině ryb z lokalit Pardubice a Hřensko na řece Labi. In: P. Spurný (ed.). 55 let výuky rybářské specializace na MZLU v Brně. Brno, 30. 11. – 1. 12. 2004, s. 262–267.
- Peňáz, M.; Baruš, V.; Prokeš, M. Koncentrace těžkých kovů a změny u koncentrace rtuti ve svalovině parmy obecné z řeky Jihlavy. In: P. Spurný (ed.). V. Česká ichtyologická konference. Brno, 25. – 26. 9. 2002, s. 253–258.
- Potravinový kódex SR – Výnos MP SR a MZ SR z 15. marca 2004 č. 608/3/2004–100, ktorým sa vydáva hlava Potravinového kódexu Slovenskej republiky upravujúca cudzorodé látky v potravinách. In: Vestník MP SR, 2004, roč. XXXVI, čiastka 10 – I. časť
- Stránai, I. Obsah olova, kadmia, chrómu a arzenu v tkanivách rýb rieky Nitry. *Agriculture* **1998**, *44*, 552–563
- Svobodová, Z.; Máchová, J.; Vykusová, B.; Piačka, V. Metals in the surface water ecosystems. *Vodňany VURH* **1996**, 1–18.
- Svobodová, Z.; Celechovská, O.; Kolárová, J.; Randák, T.; Zlábek, V. Assessment of metal contamination in the upper reaches of the Tichá Orlice River. *Czech J. Anim. Sci.* **2004**, *49*, 458–464.
- Zlábek, V.; Svobodová, Z.; Randák, T.; Valentová, O. Mercury content in the muscle of fish from the Elbe River and its tributaries. *Czech J. Anim. Sci.* **2005**, *50*, 528–534.

Adresa autorov:

Ing. **Jaroslav Andreji**, doc. Ing. **Ivan Stránai**, CSc., Katedra hydinárstva a malých hospodárskych zvierat, FAPZ SPU v Nitre, Tr. A. Hlinku 2, 949 76 Nitra, Slovenská republika
e-mail: Jaroslav.Andreji@uniag.sk; Ivan.Stranai@uniag.sk

SROVNÁNÍ RŮSTU JUVENILNÍHO (1+) JESETERA MALÉHO (*ACIPENSER RUTHENUS*) PŘI POUŽITÍ EXPERIMENTÁLNÍ A KOMERČNÍ DIETY

Growth comparison of THE (1+) juvenile sterlet (Acipenser ruthenus) by using experimental and commercial diet

BARÁNEK, V., PROKEŠ, M., BARUŠ, V., PEŇÁZ, M., CILEČEK, M., MAREŠ, J., JIRÁSEK, J., SPURNÝ, P.

ABSTRACT

The aim of this experiment was to check the growth rate of the (1+) juvenile sterlet. The experiment was proceeded during the 42-days period (25 July – 4 September 2005) in the hatchery of the Pohořelice Pond Fisheries. The fish were kept in four flow through tanks. In total, 45 individuals were stocked in each tank. Fish were fed by experimental (44/12) and commercial diet (Pro Aqua Brutfutter 57/15, Skretting) in two repetitions. Our experiment confirmed very good growth ability of the juvenile sterlet, together with low FCR parameter. Good growth and production parameters were achieved at groups fed by the commercial diet (FCR = 0.82 and 0.87, respectively and SGRW = 2.17 and 2.02 %·d⁻¹, respectively). Groups fed by experimental diet achieved FCR 1.27 and 1.26, respectively and SGRW 1.45 and 1.49 %·d⁻¹, respectively. DFR was 2% of actual biomass weight (BW). On the basis of these results, sterlet may be considered as an appropriate fish for intensive aquaculture and also, as a native species of the Czech Republic for stocking into Czech running waters.

ÚVOD

Jeseter malý (*Acipenser ruthenus*) je říčním sladkovodním druhem a nejmenším zástupcem podčeledi Acipenserinae. V současné době jsou v České republice vedena v evidenci 3 generační hejna jesetera malého. Dvě z nich, které vlastní Rybníkářství Hluboká, a.s. a VÚRH JU ve Vodňanech, tvoří ryby původem z bývalého Sovětského svazu. Třetí hejno, chované na sádkách ve Velkém Dvoře (Rybníkářství Pohořelice, a.s.), je tvořeno rybami původem z Dunaje. Od roku 2000 je jeseter malý pravidelně rozmnožován na rybí líhni v Mydlovarech (Rybníkářství Hluboká a.s.), kde je také odchováván jeho plůdek. Většina odchovaného plůdku jesetera malého je exportována do zahraničí, kde nachází uplatnění především jako dekorační ryba pro zahradní bazény a akvária, v omezené míře je využíván k intenzivnímu chovu v akvakultuře. Do tekoucích vod České republiky není prozatím jeseter malý vysazován. Růstem jesetera malého v přirozených podmínkách Dunaje se zabývali Kovřížných (1988) a Kováč (1997). V intenzivních podmínkách byla pozornost věnována především růstu larev, plůdku a juvenilů (Ronyai *et al.* 1991; Jirásek *et al.* 1997; Prokeš *et al.* 1997a, 1999; Sadowski *et al.* 2000; Ustaoglu, Rennert 2002; Baránek *et al.* 2004). V akvakultuře není pro svůj pomalejší růst používán příliš často jako čistý druh, přesto bylo v r. 1999 v Rakousku a Německu vyprodukováno 8 tun jesetera malého (Williot *et al.* 2001) a dle statistik FAO v r. 2000 v Uruguay 70 tun. Hlavní význam jesetera malého v akvakultuře spočívá v produkci hybridů s jinými druhy jeseterů (uplatňuje se především v otcovské pozici), např. s vyzou velkou – hybrid bestěr (Steffens *et al.* 1990; Jirásek 1999), jeseterem sibiřským (Abramenko 1999) i dalšími druhy. Srovnáním intenzity růstu mezi jeseterem malým (stáří 1+) a křížencem jesetera ruského (samice) a jesetera sibiřského (samec) se zabývali Sadowski *et al.* (2000). Růstovými vlastnostmi jesetera malého a sumarizací růstových dat u dalších druhů jeseterů se zabýval Baránek (2004).

Cílem této studie bylo srovnání růstu jesetera malého (1+) chovaného v průtočných žlabech při použití experimentální a komerčně vyráběné diety.

MATERIÁL A METODIKA

V rámci našeho sledování v roce 2005 jsme provedli sedm kontrolních individuálních měření a zjišťování hmotnosti jedinců jesetera malého (1+) chovaného v Rybníkářství Pohořelice, a.s. Experiment probíhal od 25.7. – 4.9.2005 (42 dnů) v průtočných žlabech objektu líhně Rybníkářství Pohořelice, a.s. Ryby byly nasazeny do 4 skupin po 45 ks. Bližší údaje ke vstupním hodnotám jsou uvedeny v tab. 1. Rybám bylo předkládáno komerční krmivo Pro Aqua Brutfutter F-0 (0,9-1,4 mm) od firmy Skretting a experimentální krmivo vlastní receptury (Prof. Jirásek) po celých 24 hodin pomocí pásových samokrmítek, přičemž ryby ve žlabu 1 a 3 byly krmeny experimentálním krmivem a ryby ve žlabu 2 a 4 komerčním krmivem. Krmná dávka (DFR) byla stanovena na 2% hmotnosti obsádky. Chemické složení jednotlivých krmiv je uvedeno v Tab. 2.

Tab. 1. Vstupní délko-hmotnostní údaje jesetera malého v krmeném testu (průměr ± SD)

Žlab	1	2	3	4
Počet ryb	45	45	45	45
Celková W (g)	2016	1713	1815	1770
Průměrná W (g)	44,80 ± 16,11	38,07 ± 9,06	40,33 ± 10,98	40,23 ± 12,82
Průměrná TL (mm)	237,98 ± 22,28	233,93 ± 16,99	235,58 ± 18,05	236,20 ± 20,64

Průtočné žlaby o rozměrech 5x0,9x1 m byly plněny stálým přítokem vody (0,45 l·s⁻¹) na hloubku vodního sloupce 0,35 m. Objem vody v nádrži (přibližně 1 600 l) se vyměnil jedenkrát za hodinu. Teplota vody

byla měřena dvakrát denně, kdy průměr ranních teplot dosahoval $19,71 \pm 1,93^{\circ}\text{C}$ a večerních teplot $21,22 \pm 2,19^{\circ}\text{C}$, hodnoty pH kolísaly v rozmezí 7,2 – 7,8 a nasycení vody kyslíkem neklesalo díky kontinuální oxygenaci pod hodnotu 90%.

Kontrolní individuální měření a zjišťování hmotnosti bylo prováděno pravidelně 1x týdně v období od 25.7.2005 do 5.9.2005. U jednotlivých ryb byla zjišťována individuální hmotnost (W v g) a celková délka těla (TL v mm). Zjišťování plastických znaků bylo prováděno podle metodiky Holčíka (1989). Z naměřených dat byly vypočteny následující ukazatele: specifická rychlost délkového růstu (SGR_{TL}), specifická rychlost hmotnostního růstu (SGR_W), krmný koeficient (FCR) a denní přírůstky TL (DI_{TL}) a W (DI_W). Pro výpočet specifické rychlosti růstu (SGR) byl použit následující vzorec: $\text{SGR} = \frac{(\ln x_1 - \ln x_0) \cdot 100}{t}$, kde x_1 a x_0 představují průměrnou celkovou délku či hmotnost na konci resp. na začátku sledovaného období, t vyjadřuje délku sledovaného období ve dnech.

Zjištěné vstupní údaje (TL , W) pokusných variant byly podrobeny analýze variance (ANOVA) v programu Unistat. Mezi variantami nebyl zjištěn průkazný rozdíl v hodnotách TL a W , což umožnilo zahájení pokusu podle plánu, tj. komparaci dvou typů krmiva ve dvou opakováních (1,3;2,4). Porovnání růstových a produkčních ukazatelů bylo provedeno v programu Unistat metodou analýzy variance (ANOVA).

Tab. 2. Obsah živin v použitém krmivu

Krmivo	Výrobce (receptura)			Vlastní analýzy		
	Protein (%)	Tuk (%)	Popel (%)	Protein (%)	Tuk (%)	Popel (%)
Komerční, fa. Skretting	57	15	11,5	54,72	12,52	9,28
Experimentální směs	43,8	12		42,79	12,70	9,52

VÝSLEDKY A DISKUSE

Ve variantě krmené komerční dietou (Pro Aqua Brutfutter 57/15) bylo dosaženo vysoce průkazného rozdílu oproti experimentální směsi v ukazateli průměrné TL , W a FCR , průkazného rozdílu v hodnotách koeficientu kondice dle Fultona (FWC) a SGR_W . V ukazateli specifické rychlosti délkového růstu (SGR_{TL}) nebyl prokázán průkazný rozdíl (viz tab. 3).

Tab. 3. Srovnání růstových a produkčních parametrů mezi variantami na konci pokusu

Krmivo/ukazatel	TL (mm)	W (g)	FWC	SGR_W (% $\cdot\text{d}^{-1}$)	SGR_{TL} (% $\cdot\text{d}^{-1}$)	FCR
Experimentální směs	272,91 ^A	78,92 ^A	0,38 ^a	1,47 ^a	0,34 ^a	1,27 ^A
Skretting	284,57 ^B	94,22 ^B	0,40 ^b	2,10 ^b	0,46 ^a	0,85 ^B

Pozn.: Mezi parametry ve stejném sloupci označenými stejnými písmeny není průkazný rozdíl ($P > 0,05$). Malá písmena (a,b) značí průkazný rozdíl ($P < 0,05$), velká písmena (A,B) vysoce průkazný rozdíl ($P < 0,01$). Testováno v programu Unistat (ANOVA). Jednotlivé hodnoty ukazatelů představují průměr za celou variantu.

Výsledky délkového růstu, hmotnostního růstu a dalších produkčních parametrů jsou uvedeny v tab. 4.

Nejvyšší specifická rychlost délkového růstu (SGR_{TL}) 0,45 % $\cdot\text{d}^{-1}$ za celé období pokusu byla dosažena ve žlabu 2 a 4, nejnižší naopak ve žlabu 3 – 0,33 % $\cdot\text{d}^{-1}$. Pro srovnání se nabízí SGR_{TL} orientačně vypočtená z údajů udávaných Kováč (1997) a Kovřížných (1988) pro jedince jesetera malého ze slovenského úseku Dunaje v druhém roce života: 0,077 % $\cdot\text{d}^{-1}$ a 0,065 % $\cdot\text{d}^{-1}$. Nejnižší SGR_{TL} ve žlabu 3 (0,33 % $\cdot\text{d}^{-1}$) dosahovala přibližně pětinasobné hodnoty oproti hodnotám dosahovaným v přirozených podmínkách Dunaje. Obdobně lze dokumentovat intenzivnější délkový růst během krmného experimentu i denními délkovými přírůstky (DI_{TL}): nejvyšší ve žlabu 2 a 4 – 1,16 mm $\cdot\text{d}^{-1}$ a nejnižší ve žlabu 3 – 0,85 mm $\cdot\text{d}^{-1}$. DI_{TL} Ve druhém roce života podle Kováč (1997) a Kovřížných (1988) dosahují následujících hodnot: 0,22 mm $\cdot\text{d}^{-1}$ a 0,18 mm $\cdot\text{d}^{-1}$.

Nejvyšší hodnoty SGR_W dosáhly ryby ve žlabu 2 (2,17 % $\cdot\text{d}^{-1}$), nejnižší naopak ryby ve žlabu 1 (1,45 % $\cdot\text{d}^{-1}$). Nejvyšších hodnot denního hmotnostního přírůstku (DI_W) bylo dosaženo u ryb ve žlabu 2 (1,35 g $\cdot\text{d}^{-1}$) a nejnižších ve žlabu 3 (0,84 g $\cdot\text{d}^{-1}$). Z údajů Kovřížných (1988) se dají odvodit následující orientační hodnoty SGR_W a DI_W : 0,224 % $\cdot\text{d}^{-1}$ a 0,17 g $\cdot\text{d}^{-1}$.

Výsledky krmného experimentu lze srovnat např. s krmným pokusem s plůdkem jesetera malého, který byl krmen komerčním krmivem (Dan – Ex 1352 a 1344), provedeným BARÁNEK *et al.* (2004): u ryb s průměrnou počáteční hmotností 31,83 g bylo dosaženo průměrných hodnot SGR_{TL} – 0,137 % $\cdot\text{d}^{-1}$, DI_{TL} – 0,32 mm $\cdot\text{d}^{-1}$, SGR_W – 0,732 % $\cdot\text{d}^{-1}$, DI_W – 0,26 g $\cdot\text{d}^{-1}$, u ryb s průměrnou počáteční hmotností 53,83 g bylo dosaženo průměrných hodnot SGR_{TL} – 0,306 % $\cdot\text{d}^{-1}$, DI_{TL} – 0,84 mm $\cdot\text{d}^{-1}$, SGR_W – 0,911 % $\cdot\text{d}^{-1}$, DI_W – 0,56 g $\cdot\text{d}^{-1}$. JIRÁSEK *et al.* (1997) v pokusu s jeseterem malým o počáteční hmotnosti 28,32 – 32,8 g krmeným suchou a polovlhkou experimentální dietou uvádějí SGR_W 1,11 – 1,24 % $\cdot\text{d}^{-1}$ a DI_W 0,38 – 0,41 g $\cdot\text{d}^{-1}$ a u ryb o počáteční hmotnosti 50 g krmenými komerční směsí (ALMA 6008) SGR_W – 1,15 % $\cdot\text{d}^{-1}$ a DI_W – 0,67 g $\cdot\text{d}^{-1}$. V porovnání s výsledky uvedených autorů jsme tedy dosáhli lepších hodnot ve všech experimentálních skupinách. U dvou skupin krmených komerčním krmivem jsme zaznamenali téměř dvojnásobné hodnoty: SGR_W 2,17 resp. 2,02 % $\cdot\text{d}^{-1}$ a DI_W 1,35 resp. 1,25 g $\cdot\text{d}^{-1}$.

Výsledné hodnoty FCR při průměrné denní krmné dávce (DFR) 2 % byly nižší u ryb ve variantě

krmených komerčním krmivem, ve žlabu 2 (0,82) a žlabu 4 (0,87) a vyšší hodnoty byly získány u ryb ve variantě krmených experimentální směsí, žlab 1 a 3 (1,27 a 1,26). V ukazateli FCR bylo dosaženo velice dobrých výsledků v obou variantách krmení, což lze dokumentovat porovnáním s údaji Ustaoglu, Rennert (2002), kteří dosáhli v 10-ti týdenním testu u jesetera malého o počáteční hmotnosti 29 g FCR 1,33 a 2,22. Baránek *et al.* (2004) dosáhli v jednotlivých skupinách hodnot FCR od 1,10 do 2,38. Jirásek *et al.* (1997) používali ve svých experimentech poměrně vysokých DFR (min. 6 %) a z tohoto důvodu byly hodnoty FCR vyšší (od 1,75 – 10,79). Sadowski *et al.* (2000) v experimentu s jednoletým jeseterem malým (o průměrné hmotnosti ryb 140 g) při použití DFR v rozmezí 1,13 – 2 % metabolické hmotnosti ryb ($W^{0,8}$) a krmiva Aller – Aqua 45/15 a DAN – EX 2545 dosáhli FCR 2,18 a 2,13. Filipiak *et al.* (1997) v krmeném testu s jeseterem sibiřským (1+) v oteplené vodě docílili následujících hodnot FCR pro různá krmiva: 1,75, 1,68, 1,45 a 1,53 při DFR 2,25 – 0,75% $W^{0,8}$. K podobným výsledkům dospěli Filipiak *et al.* (1998) i v dalším krmeném experimentu s jeseterem sibiřským (1+), hodnota FCR se v různých variantách pohybovala v rozmezí 1,40 – 2,20. Prokeš *et al.* (1997b) publikovali podobné produkční parametry i v experimentu s jeseterem sibiřským, při DFR 1,46 – 2,10 % se hodnota FCR pohybovala mezi 0,99 – 2,43.

ZÁVĚR

Při srovnání komerční a experimentální směsi bylo dosaženo lepších produkčních a růstových parametrů u komerční směsi: u věková kategorie ryb 1+ (počáteční průměrná hmotnost ryb 38,1 a 41,4 g) a při použití DFR 2% dosáhla hodnota SGR_W 2,17 a 1,95 $\% \cdot d^{-1}$ a hodnota FCR 0,82 a 0,87. Při použití experimentální směsi byly produkční ukazatele průkazně horší: SGR_W – 1,45 a 1,49 při FCR 1,27 a 1,26, přesto ale dosáhly uspokojivých hodnot intenzity růstu. Příčinu průkazného rozdílu mezi produkčními ukazateli komerční a experimentální diety lze spatřovat v rozdílném obsahu proteinu a tuku v použitých krmivech, případně v technologii výroby.

Na základě našeho sledování lze konstatovat, že růst jesetera malého v podmínkách intenzivního chovu Rybníkářství Pohořelice, a.s. v roce 2005 výrazně převýšil svoji intenzitou růst populace jesetera malého v přirozených podmínkách slovenského úseku řeky Dunaje. Na základě sumarizace dosavadních růstových dat jesetera malého a vlastního sledování provedeného v roce 2003 a 2005 je možno konstatovat, že jeseter malý je vhodným druhem pro využití v akvakultuře České republiky a také pro produkci násadového materiálu k obnově přirozených populací v povodí řeky Moravy.

Tab. 4. Hodnoty růstových a produkčních parametrů u jesetera malého na konci pokusu.

Žlab	1	2	3	4
Doba pokusu (dny)	42,00	42,00	42,00	42,00
Celková W (g)	3711,00	4257,00	3392,00	4223,00
Průměrná W (g)	82,47 ± 19,66	94,60 ± 21,10	75,38 ± 17,93	93,84 ± 25,34
DI_W ($g \cdot d^{-1}$)	0,90	1,35	0,84	1,25
SGR_W ($\% \cdot d^{-1}$)	1,45	2,17	1,49	2,02
DFR (%)	2	2	2	2
FCR	1,27	0,82	1,26	0,87
Průměrná TL (mm)	274,71 ± 19,34	282,69 ± 16,70	271,11 ± 16,70	286,44 ± 19,95
DI_{TL} ($mm \cdot d^{-1}$)	0,87	1,16	0,85	1,20
SGR_{TL} ($\% \cdot d^{-1}$)	0,34	0,45	0,33	0,46

Vysvětlivky: Průměrná W(g) = průměrná hmotnost jednoho jedince (± SD), průměrná TL (mm) = průměrná celková délka jednoho jedince (± SD).

SOUHRN

Cílem naší práce bylo srovnání růstových vlastností juvenilního jesetera malého (1+) při použití rozdílných krmných směsí. Experiment probíhal od 25.7. do 4.9.2005 (42 dnů) na průtočných žlabech v objektu líhně Rybníkářství Pohořelice, a.s. Ryby byly rozděleny do 4 skupin po 45 ks. Použili jsme experimentální krmnou směs (44/12) a komerční krmnou směs firmy Skretting ve dvou opakováních. Experiment potvrdil velice dobrou růstovou schopnost juvenilního jesetera malého v podmínkách pokusného odchovu při současné příznivé konverzi krmiva. Výborných parametrů bylo dosaženo při krmení komerční dietou – FCR 0,82, resp. 0,87 a SGR 2,17, resp. 2,02 $\% \cdot d^{-1}$ při DFR 2%. Skupiny krmené experimentální dietou dosáhly následujících hodnot: FCR 1,27, resp. 1,26 a SGR 1,45, resp. 1,49 $\% \cdot d^{-1}$ při DFR 2%. Dosažené výsledky otevírají možnost produkce násad jesetera malého pro tekoucí vody intenzivním odchovem.

PODĚKOVÁNÍ

Autoři děkují vedení firmy Rybníkářství Pohořelice, a.s. za umožnění sledování a materiální zabezpečení krmného experimentu, poděkování náleží také panu Janu Kociánovi z ÚBO AV ČR v Brně a všem dalším spolupracovníkům, kteří se podíleli na zpracování materiálu. Předložená práce je součástí řešení projektu MZe – NAZV QF 3028.

LITERATURA

- Abramenko, M. I., 1999: Sturgeon production trials in the waste-heat effluents of a pulp and paper plant in Archangelsk, Russia. J. Appl. Ichthyol. 15(4-5): 214-219.
- Baránek, V., 2004: Růstové vlastnosti jesetera malého a jesetera sibiřského v experimentálních a rybničních podmínkách. Diplomová práce, MZLU v Brně, 93 pp.
- Baránek, V., Prokeš, M., Baruš, V., Peňáz, M., Mareš, J., Spurný, P., Němec, R., 2004: Růst jesetera malého (*Acipenser ruthenus*) v podmínkách Rybníkářství Pohořelice. In: Spurný, P. (ed.), „55 let výuky rybářské specializace na MZLU v Brně“, Sb. referátů z konference s mezinárodní účastí (Brno 30. listopadu a 1. prosince 2004). ÚRH MZLU v Brně, Brno 2004, pp. 119-127. ISBN 80-7157-810-X
- Filipiak, J., Sadowski, J., Trzebiatowski, R., 1997: Feeding of siberian sturgeon (*Acipenser baeri*) with different commercial feeds in cooling water. Zesz. Nauk. AR Szczec. 179 (23), Štětín 1997, pp. 5-13.
- Filipiak, J., Sadowski, J., Trzebiatowski, R., Plust, M., 1998: Effects of different conditions of wintering and feeding intensity on results of rearing the siberian sturgeon (*Acipenser baeri*) in cooling water. Fol. Univ. Agric. Stetin. 184 Piscaria (24), Štětín 1998, pp. 25-34.
- Holčík, J. (ed), 1989: The freshwater fishes of Europe. General introduction to fishes. Acipenseriformes. Vol. 1, Part II, AULA – Verlag Wiesbaden, 469 pp.
- Jirásek, J., 1999: Jeseteři v akvakulturách. Rybářství, 1999, 10: 448-449.
- Jirásek, J., Spurný, P., Mareš, J., Ondra, R., Peňáz, M., Baruš, V., Prokeš, M., 1997: Biologické a ekologické aspekty intenzivního odchovu plůdku jeseterů v podmínkách České republiky. Závěrečná zpráva o řešení grantového projektu GA ČR č. 509/94/0345. MZLU v Brně a ÚEK AV ČR v Brně, 143 pp.
- Kováč, V., 1997: Age and growth of sterlet (*Acipenser ruthenus* L.) from the middle Danube. Acta Zool. Univ. Comenianae, Vol. 41: 39-42.
- Kovřížnych, J. A., 1988: Age and growth of the sterlet (*Acipenser ruthenus* Linnaeus, 1758) in the Czechoslovak stretch of the Danube. Práce Ústavu rybářství a hydrobiologie, Bratislava, 6: 101-114.
- Prokeš, M., Baruš, V., Peňáz, M., 1997a: Comparative growth of juvenile sterlet (*Acipenser ruthenus*) and Siberian sturgeon (*Acipenser baerii*) under experimental conditions. Folia Zool., 46 (2): 163-175.
- Prokeš, M., Baruš, V., Peňáz, M., 1999: Morphometry, systematics and growth parameters of sturgeons (Acipenseriformes) introduced in the Czech Republic. In: Bienial Report 1997-1998. Institute of Vertebrate Biology AS CR, Brno 1999, pp. 19-21.
- Prokeš, M., Baruš, V., Peňáz, M., Jirásek, J., Mareš, J., 1997b: Growth of juvenile siberian sturgeon (*Acipenser baerii*) fed two types pelleted feed under trough farming conditions. Živočišná výroba 42 (11), 1997, pp. 501- 510.
- Ronyai, A., Ruttkay, A., Varadi, L., Peteri, A., 1991: Growth comparative trial of fingerlings of sterlet (*Acipenser ruthenus* L.) and that of its hybrid with male Siberian sturgeon (*Acipenser baerii* B.). In: Williot, P. (ed.), Acipenser, CEMAGREF Publ., 1991, pp. 417-421.
- Sadowski, J., Trzebiatowski, R., Wielopolska, M., 2000: Growth rate comparisons between sterlet (*Acipenser ruthenus*) and russian sturgeon (*Acipenser gueldenstaedti*) x Siberian sturgeon (*Acipenser baeri*) hybrid in heated water culture. Fol. Univ. Agric. Stetin. 205 Piscaria (26), Štětín 2000, pp. 63-70.
- Steffens, W., Jahnichen, H., Fredrich, F., 1990: Possibilities of sturgeon culture in Central Europe. Aquaculture, 1990, 89 (2): 101-122.
- Ustaoglu, S., Rennert, B., 2002: The apparent nutrient digestibility of diets containing fish meal or isolated soy protein in sterlet (*Acipenser ruthenus*). Internat. Rev. Hydrobiol. 87 (5-6): 577-584.
- Williot, P., Sabeau, L., Gessner, J., Arlati, G., Bronzi, P., Gulyas, T., Berni, P., 2001: Sturgeon farming in Western Europe: Recent developments and perspectives, Aquat. Living Resour. 14 (2001): 367-374.

Adresy autorů

Ing. **Vít Baránek**, **Martin Cileček**, Dr. Ing. **Jan Mareš**, Prof. Ing. **Jiří Jirásek**, DrSc., Doc. Ing. **Petr Spurný**, CSc., Ústav rybářství a hydrobiologie, MZLU v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno, e-mail: xbaranek@node.mendelu.cz, xcilecek@node.mendelu.cz, mares@mendelu.cz, fishery@mendelu.cz,

Ing. **Miroslav Prokeš**, CSc., Prof. Ing. **Vlastimil Baruš**, DrSc., Ing. **Milan Peňáz**, DrSc., Ústav biologie obratlovců AV ČR, Květná 8, 603 65 Brno, e-mail: prokes@brno.cas.cz, barus@ivb.cz, penaz@brno.cas.cz

THE ICHTHYOLOGICAL VALUE OF THE MEDITERRANEAN WETLAND PANTAN (ADRIATIC SEA, CROATIAN COAST)

DULČIĆ J., PALLAORO A., MATIĆ-SKOKO S.

ABSTRACT

Qualitative and quantitative fish composition was studied in the Pantan habitats, a Mediterranean wetland on the Croatian coast of the Adriatic Sea, by comparing censuses from the period January to December 2000. About 30 species were recorded and most of them has estuarine character (such as *Anguilla anguilla*, *Gambusia affinis holbrooki*, *Lipophrys fluviatilis*, *Aphanius fasciatus*), while others are typically marine species. There are no freshwater species, which are typical for the rivers of the Adriatic drainage system, in the Pantan wetland. The Pantan wetland ecosystem has also a floristical, ornithological, and aesthetic value at both the regional and international levels. The wetland ecosystem has been destroyed in part by the construction of artificial fishponds and by the regulation of the water course, and it is threatened by the dumping of garbage and rubble.

INTRODUCTION

Pantana lagoon is located in the NW part of Kaštela Bay (Split area, middle eastern Adriatic) (43° 31'45''N-16°17'25''E). It is formed by synergistic action of the sea and a small river Pantana. This river starts from a strong and never drying up spring below the main road between Split and Trogir and after some 0.8 km flows into two parts into sea, creating a shallow and wide lagoon. The area consists of closed lagoon part which shows considerable fluctuation of hydrographical factors – temperature and salinity, and near surrounding sea which demonstrates softer oscillation of mentioned ecological factors but is, however under the influence of lagoon water. Numerous studies have been published on fish populations in lagoons, estuaries and coastal regions in many parts of the world (see in Dulčić et al., 1997). However, most of the published material on fishes in the eastern Adriatic is restricted to taxonomy, general fishery aspects, and, to a lesser extent, to the biology of various species. There have only been a few papers on juvenile fish populations in the eastern Adriatic (see in Dulčić et al., 1997).

The present study provides the first data on the qualitative and quantitative fish composition of the Mediterranean wetland Pantan.

RESULTS AND DISCUSSION

Thirty fish species, representing 10 families, were caught between January and December 2000. The highest number was caught in June and July (42) and the lowest during the winter period from December (21) to March (20). The number of species captured increased in late spring and early summer (May to June) and also in autumn (September to November) and decreased in winter (December to March). A total of 4086 fishes were collected: the highest collection was in August (N=1842), and the lowest in the period from December (N=346) to February (N=237). *Atherina boyeri* (37%), *Pomatoschistus marmoratus* (33.8%), *Liza ramada* (8%), *Diplodus annularis* (6.4%) and *Aphanius fasciatus* (3.7%) comprised 88.9% of the total sample. *A. boyeri* was the dominant species in the collection, and had the highest abundance in April and May. *P. marmoratus* had the highest abundance from October to November, while *L. ramada* from August to September. The abundance of *D. annularis* was highest in July and August, while of *A. fasciatus* in August and September. The remaining species (25) comprised 11.1% of the total sample, while the range was between 3.3% to 0.2% of the total catch. The overall value of richness D was 5.42, ranging from 2.35 in March to 5.71 in July and August. Diversity values H' fluctuated from 1.12 in May to 2.68 in June, with an overall value of 2.84. Evenness values ranged from 0.77 to 0.22.

The dominant species of the fish community in this study area belonged to the productive and low trophic level species with high ecological efficiency. Such areas provided suitable food, shelter, and a reduction of predation for juveniles of most recorded species. This study site probably play an important role as nursery ground for the fish during the inshore-offshore migration of their early life history. Such nursery function of estuaries and inshore waters has been well-documented in the world (see in Dulčić et al., 1997).

All fish species recorded on stations inside lagoon (except *Mugil cephalus* and *Aphanius fasciatus*) were recorded also on stations in waters outside of lagoon what is indicating eurihaline and euritermic characteristics of species. *M. cephalus* is typical autochthonic marine species preferring estuarine waters rich with organic detritus and muddy substrate (Morović, 1960, 1972), while *A. fasciatus* prefers hypersaline and estuarine waters as an essential habitats (it is not recorded in marine waters and freshwaters). There are no freshwater species, which are typical for the rivers of the Adriatic drainage system, in the Pantan wetland. *A. boyeri* was more frequent on stations outside the lagoon (45.4%) than on those inside (24.8%). Similar results were obtained for estuarine areas in Šibenik area (River Krka) (eastern middle Adriatic) (Jug-Dujaković, 1988).

A high abundance of different species was observed mostly during two periods in the year: April to June and September to November, being characterised by median temperatures in comparison to the hot summer

and cold winter. Grubišić (1982) and Jardas (1996) indicated that spring and summer were the spawning periods for most common species in the eastern Adriatic. So, we suppose recruitment timing of these species could be the reason for a high abundance during mentioned periods. Similar results were obtained for Kornati archipelago (Dulčić et al., 1997).

It is very important to report that three very rare species: *Pomatochistus canestrini*, *Pomatochistus bathi* and *Aphanius fasciatus*, were recorded in the study area and such information is valuable since the data on biology and ecology of those three species are scarce in literature. Ichthyocenosis of wetland Pantan contains also species which prefers salinity between 15 psu and 30 psu such as: *Anguilla anguilla*, *Gambusia affinis holbrooki* and *Lipophrys fluviatilis*. It also include marine species (mostly in juvenile stages) such as: *Sparus aurata*, *Dicentrarchus labrax*, *Diplodus puntazzo*, *Diplodus vulgaris*, *Lithognathus mormyrus*, *Mullus surmuletus*, *Liza aurata*, *L. saliens*, *L. ramada*, *Mugil cephalus* and *Chelon labrosus*, and eurihaline marine species which are resident species in area such as: *Syngnathus typhle*, *Gobius niger*, *Lipophrys pavo*, *Parablennius sanguinolentus*, *Symphodus tinca* and *S. cinereus*.

Preliminary results of the present study provide a basis for establishing the temporal and spatial patterns of recruitment in various fish species. Following this study, we recommend long-term research to establish whether the correlation between biotic factors and temperature really exists. Further work is needed to elucidate which additional aspects may influence the distribution and abundance of species in wetland Pantan.

The Pantan wetland ecosystem has also a floristical, ornithological, and aesthetic value at both the regional and international levels. The wetland ecosystem has been destroyed in part by the construction of artificial fishponds and by the regulation of the water course, and it is threatened by the dumping of garbage and rubble.

REFERENCES

- Dulčić, J., M. Kraljević, B. Grbec & Pallaoro, A. 1997. Composition and temporal fluctuations of inshore juvenile fish populations in the Kornati Archipelago, eastern middle Adriatic. *Mar. Biol.*, 129: 267-277.
- Grubišić, F. 1982. Ribe, rakovi i školjke Jadrana. ITRO Naprijed, Zagreb and GRO Liburnija, Rijeka.
- Jardas, I. 1996. Adriatic ichthyofauna. Zagreb: Školska knjiga. (in Croatian with English summary).
- Jug-Dujaković, J. 1988. Prilog poznavanju ekologije mlađi gospodarski interesantnih vrsta riba u šibenskom priobalju. MSc thesis, University of Zagreb, Zagreb (mimeo).
- Morović, D. 1960. Jadranski mugilidi (cipli, skočci). Doktorska disertacija. Institut za oceanografiju i ribarstvo, Split. 334 pp.
- Morović, D. 1972. Lagunarno ribarstvo i ribogojstvo. Sadašnje stanje i mogućnosti razvitka na istočnoj obali Jadrana. III Simpozij jadranskih oceanografa, Split. 26 pp.

Adresa autora:

Jakov Dulcic, Institute of Oceanography and Fisheries, POB 500, 21000 Split, CROATIA (dulcic@izor.hr)

STATUS OF INTRODUCED TENCH, *TINCA TINCA* IN HUTOVO BLATO WETLANDS, ADRIATIC SEA DRAINAGE

GLAMUZINA B.

ABSTRACT:

Tench, Tinca tinca is distributed in all Europe. It is not native species in Mediterranean seas drainage, but was introduced. Thirty years ago tench was only sporadic fish species in Hutovo Blato wetlands (Bosnia-Herzegovina) and without any significant value. Today, tench is distributed in all water bodies of Hutovo Blato wetlands with strong population structure and represents major target for commercial fishery. The tench abundance is highest in the two biggest lakes, Svitava and Deran Lakes. The percentage of tench in whole catch considering number varies from 11.18 % in Svitava Lake and to 10.37 % in Deran Lake. It is evident that all age classes are represents in the catch in significant number, showing good population structure. The biggest specimens were 920 and 930 grams in weight and 38 and 40 cm in the length, and were caught in Lake Deran. The best fishing grounds for tench were recorder in the southern part of Lake Deran, where bigger specimens were frequently caught. All age classes are represents in the catch in significant number, showing good population structure.

The status of the tench in Hutovo Blato wetlands is good and prosperous. It is the best adapted introduced species and today present highest valued fish of the wetlands. Opposite to common carp, this species was not target of stock enhancement practice in the last thirty years, and based on only few sporadically introduced specimens, this fish established strong and economically important population, not only in Hutovo Blato area, but in whole Neretva Delta.

Adresa autora:

Dr. **Branko Glamuzina**, University of Dubrovnik, Department of Aquaculture, Ćira Carića 4, 20000 Dubrovnik, Croatia, glamuzina@yahoo.com

KAPR OBECNÝ A JEHO RYBNÍČNÍ CHOV V PRŮBĚHU STALETÍ

GUZIUR J., TESARČÍK J.F., SKIBNIEWSKA K.

ABSTRAKT

Přehledová studie zahrnuje historii chovu ryb, především kapra, počínaje jejich záměrným držením v uměle vytvořených sádkách a nádržích, až po vlastní chov ryb v rybnících. První historicky doložené primitivní způsoby záměrného přechovávání ryb, předcházející záměrnému chovu, v Japonsku a Číně jsou datovány několika tisíci lety před naším letopočtem. Dálnému východu patří prvenství i jako kolébce rybníkářství – chovu ryb ve vodních nádržích zadržujících vodu pomocí záměrně vybudované hráze. Až později byly ryby, včetně kapra, podle historických pramenů, též chovány v rybnících ve starém Egyptě, Řecku a v Malé Asii. Vlastní historie chovu kapra v rybnících na území Evropy má prozatím ale mnoho bílých míst. Podle některých autorů se kapr znovu objevil ve vodních systémech západní Evropy z nichž zmizel, jak se obecně soudí, v době ledové. Do povodí řek ústících do Černého moře byl podle nich záměrně introdukován, až v pozdním středověku. Jako jeden z pomocných bodů při hledání historických údajů o původu kapra, mohou sloužit i názvy kapra v různých částech Evropy a světa. U řady jazyků ve střední, severní a východní Evropě (v zemích obývaných Slovany, germánskými a románskými národy) je základ tvořen výrazem carp nebo karp (případně v češtině a slovenštině kapr, resp. kapor). Stejný nebo podobný kořen existuje i v jazycích jiných národů, obývajících různé části Asie (Filipíny, Kambodža, Írán, Izrael). Naopak v jiných evropských (Maďarsko, balkánské a iberijské státy) a řadě asijských zemích jsou pro kapra používány jiné termíny. V polovině sedmdesátých let vyslovil na základě předchozího studia známý žijící světový ichtyolog česko-polského původu prof. E. Balon formuloval hypotézu o původu kapra chovaného v současnosti v Evropě z mutantů dunajského sazana, přivezeného do Evropy Římany. První doložené historické zmínky o evropském kaprovi se objevují z oblasti rozvodí Dunaje na základě záznamů převora řádu benediktinek sv. Hildegarda, žijícího v letech 1098-1170. Rybníky a chov kapra v nich se ve 12. a 13. století staly předmětem zájmu zejména církevních řádů, hlavně cisterciáků. Další dílčí informace o chovu kapra v evropských zemích v rybnících jsou z ranného středověku, jež dokládají zájem o chov kapra v rybnících nejen u klášterů, ale též u měst a majitelů jednotlivých panství se zemědělskou a lesní půdou.

V rozvoji chovu kapra v rybnících v Polsku lze vyčlenit čtyři vývojové etapy: I. období od přelomu XI./XII. století do poloviny XII. století je charakterizována dynamickým rozvojem a rozkvětem rybníkářství. Následující II. období od poloviny XII. století do roku 1870 je obdobím úpadku rybníkářství (likvidace rybníků ve prospěch hlavně pěstování obilovin) a téměř zrušením chovu kapra. Od roku 1870 do roku 1939 (III. období) se do rybníkářství navrácí dynamický rozvoj, vč. zavádění nových metod chovu kapra. V posledním, IV. (poválečném) období, došlo v Polsku na jeho začátku jednak k výraznému úbytku výměry rybníků (více než 22 tis. ha) v důsledku změny státní hranice na západě i na východě země, jednak k zestátnění více než ¾ rybníčních ploch. Společensko-politické změny v Polsku v letech 1989-1990 se v polském rybníkářství vyvolaly značné roztříštění původních větších ucelených rybníčních soustav a podniků.

Adresa autorů:

Prof. Dr. habil. **Janusz Guziur** a Prof. Dr. habil. **Kristina Skibniewska**, Univerzitet Warmińsko-Mazurski, Oczapowskiego 2, 10-719 Olsztyn, Polsko

MVDr. **Jan Tesarčík**, CSc., Lesní 802, 735 14 Orlová 4 - Lutyně, Česká republika

INDIVIDUÁLNÍ RŮST A HMOTNOSTNÍ KONDICE KAPRA OBECNÉHO (*CYPRINUS CARPIO M. DOMESTICA*) V NOVOMLÝNSKÉ NÁDRŽI (PŘEDBĚŽNÉ VÝSLEDKY)

*Individual growth and weight condition of the common carp (Cyprinus carpio m. domestica)
in the Nové Mlýny Reservoir (preliminary results)*

HABÁN, V., PROKEŠ, M., BARUŠ, V., MAREŠ, J.

ABSTRACT

Individual tagging of the carp (C. carpio m. domestica) 2-year stockfish (K₂) was initiated in 2001. In total, 10 thousands specimens were so far tagged with the anchor plastic tags and released into the Nové Mlýny Reservoir on the River Dyje in 2001-2005. According to the 36 registered recaptures (in 2004), the carp reached in the third year of life after 11-12 months exposition in the reservoir (D 316-377, mean 345.3), a body mass of 1500 – 3900 g (mean = 2264.4 ± 802.6 g) and a total length of 420 – 530 mm (mean = 464 ± 33 mm). These values reveal high trophic sources existing in the Nové Mlýny Reservoir being filled in 1988. When compared with similar data from fishponds of the Czech and Slovak Republics, the growth rate observed showed to be similar or even higher.

ÚVOD

Význam kapra obecného (*Cyprinus carpio m. domestica*) je pro produkční a sportovní rybářství u nás nepochybně prvořadý. Pro některá výzkumná sledování a následné hospodářské zásahy je účelné využívat značených jedinců. Prioritní a inspirující práce u nás publikovali Vostradovská (1975), Vostradovský (1991) a Vostradovský & Vostradovská (1972). Na tyto fundamentální práce navázali Baruš & kol. (1997) výzkumem distribuce značených jedinců kapra obecného ve vyrovnávací Mohelnské nádrži VD Dalešice (energetický komplex Dukovany – Dalešice). Údaje o těžbě kapra obecného v Novomlýnských nádržích publikoval Pecín & kol. (2000). Údaje o rybích společenstvech v Novomlýnských nádržích jsou publikovány v pracích Lusk & kol. (1994), Prokeš & Baruš (1994), Prokeš & kol. (1998).

Pro vyhodnocení růstového potenciálu kapra obecného je nejvhodnější metodou individuální značkování, které umožňuje definovat tyto produkční a migrační parametry podle jedinců v daném čase a prostoru. Předběžné výsledky o růstovém potenciálu kapra obecného v revíru MRS Dyje 5, tj. v Novomlýnské nádrži předkládáme v této práci.

METODIKA A MATERIÁL

Charakteristika nádrže

Novomlýnská nádrž (NM-III, rybářský revír MRS Dyje 5) byla vybudována na řece Dyji v 80. letech minulého století jako poslední a největší součást soustavy tří mělkých a funkčně propojených nádrží vodního díla Nové Mlýny (Mušovská nádrž = NM-I; Věstonická nádrž = NM-II; Novomlýnská nádrž = NM-III). Novomlýnská nádrž byla uvedena do trvalého provozu v roce 1989. Hlavní hráz nádrže se nachází na 46 ř. km řeky Dyje. Plocha rybářského revíru nádrže (Dyje 5) je 1600 ha a délka 9 km. Při úrovni (kótě) maximální hladiny (171,24 m n.m.) je průměrná hloubka nádrže 5,3 m, při minimálním objemu je průměrná hloubka 3,65 m (Matějček 1996). Rybářské hospodaření na nádrži provádí sekretariát Svazového výboru Moravského rybářského svazu v Brně. Společenstvo ryb nádrže je aktuálně tvořeno 39 druhy, které náleží ke 12 čeledím. Od roku 1995 jsou hradičí segmenty hrázných objektů hlavní hráze Věstonické nádrže trvale vyhrazeny, takže výšková úroveň vodní hladiny Novomlýnské a Věstonické nádrže je shodná a ryby mohou migrovat mezi nádržemi oběma směry.

Značkování a evidence údajů

Značkování bylo prováděno každoročně v letech 2001-2005 na lokalitě přístaviště loděk na pravém břehu Novomlýnské nádrže v blízkosti obce Dolní Věstonice. Značkování realizoval Moravský rybářský svaz v Brně ve spolupráci s Ústavem biologie obratlovců AV ČR v Brně a s Oddělením rybářství a hydrobiologie ÚZRHV Agronomické fakulty Mendlovy zemědělské a lesnické univerzity v Brně. Ke značkování byla použita násada kapra obecného (K₂) původem z oblasti Českomoravské vrchoviny (Rybářství Růžicka, spol. s r.o.). Každoročně bylo označeno a vysazeno 2000 jedinců, za pět let celkem 10000 jedinců. K individuálnímu označení ryb byly použity plastové, kotvíčkové, válečkové značky s evidenčním číslem, které byly aplikovány nástřelem v dorzální části těla pod bázi hřbetní ploutve (Spurný & Baruš 2003). U každého jedince byla před vysazením změřena celková délka (TL v mm = rybářská míra), délka těla (SL v mm) a zjištěna hmotnost (w) v g. Individuálně byl vypočten Fultonův faktor hmotnostní kondice (FWC) a pro jednotlivé roční soubory (n=2000 jedinců) byl vypočten vztah mezi délkami (TL:SL) a délko-hmotnostní vztah (TL:w). Seznamy všech označených jedinců jsou ve formě pěti zpráv z jednotlivých let značkování (2001-2005) evidovány a uloženy na sekretariátu Svazového výboru MRS v Brně a v Ústavu biologie obratlovců AV ČR v Brně. Absolutní rozmezí celkové délky (TL) bylo pro veškerý materiál označených a vysazených jedinců kapra obecného (n = 10000)

188-417 mm (průměr 294,82 mm) a hmotnosti 120-1470 g (průměr 475,38 g). Faktor hmotnostní kondice byl 0,9399-3,2000 (průměr 1,8021). U zpětně odlovených jedinců sportovním rybolovem (na udici) byly evidovány následující údaje: datum ulovení, hodina, místo (sektor nádrže), celková délka (TL), hmotnost (w) a evidenční číslo značky. Údaje o zpětně odlovených značkových jedincích jsou evidovány a uloženy na sekretariátu Svazového výboru MRS v Brně.

Tab. 1. Základní délková (TL), hmotnostní (w) a kondiční (FWC) charakteristika vysazených (K2) a zpětně odlovených (K2 a K3) značkových kaprů obecných (*C. carpio*) do/z Novomlýnské nádrže (rybářského revíru Dyje 5).

No.	Vysazeno	Uloveno	Exp. (dny)	TL(o)	TL(l)	Přír. (mm)	w(o)	w(l)	Přír. (g)	FWC
1	19.10.2004	14.11.2004	26	305	305	0	490	490	0	1,7270168
2	19.10.2004	14.11.2004	26	310	320	10	630	635	5	1,9378662
3	19.10.2004	14.11.2004	26	303	315	12	640	640	0	2,047615
4	19.10.2004	19.11.2004	31	296	290	0	470	470	0	1,9270983
5	27.10.2004	25.12.2004	59	298	310	12	490	500	10	1,6783592
6	6.10.2003	15.3.2004	161	310	345	35	565	950	380	2,313483
7	6.10.2003	7.4.2004	184	319	380	70	568	900	332	1,6401808
8	7.10.2003	18.4.2004	194	325	330	5	560	800	240	2,2261179
9	7.10.2003	6.5.2004	212	310	345	35	600	950	350	2,313483
10	6.10.2003	6.5.2004	213	290	310	20	480	650	150	2,181867
11	6.10.2003	8.5.2004	215	324	330	6	565	620	55	1,7252414
12	7.10.2003	18.5.2004	224	310	345	35	600	950	350	2,313483
13	6.10.2003	21.5.2004	228	335	360	25	700	960	260	2,0576132
14	7.10.2003	25.5.2004	231	310	340	30	570	800	236	2,0354162
15	6.10.2003	15.6.2004	253	282	350	68	460	850	390	1,9825073
16	6.10.2003	2.7.2004	270	285	410	285	460	1160	700	1,6830864
17	6.10.2003	11.7.2004	279	310	380	70	510	950	440	1,7313019
18	6.10.2003	13.7.2004	281	305	400	95	560	1306	746	2,040625
19	6.10.2003	21.7.2004	289	280	430	160	360	1940	1580	2,4400367
20	6.10.2003	24.7.2004	292	275	340	65	350	520	270	1,3230206
21	6.10.2003	27.7.2004	295	305	460	155	510	2200	1690	2,260212
22	6.10.2003	29.7.2004	297	320	430	110	620	1700	1080	2,1381765
23	7.10.2003	30.7.2004	297	290	420	220	420	1700	1280	2,2945686
24	7.10.2003	2.8.2004	300	327	410	83	620	1400	780	2,0313112
25	6.10.2003	3.8.2004	302	300	450	150	440	1500	1060	1,6460905
26	6.10.2003	17.8.2004	316	270	420	150	400	1650	1250	2,2270813
27	6.10.2003	22.8.2004	321	290	470	180	490	2150	1660	2,0708321
28	7.10.2003	26.8.2004	324	280	460	180	440	1700	1260	1,7465275
29	6.10.2003	26.8.2004	325	325	460	135	630	1500	870	1,5410537
30	6.10.2003	11.9.2004	341	300	430	130	620	1600	980	2,0124014
31	7.10.2003	16.9.2004	345	300	470	170	490	2300	1810	2,2153087
32	7.10.2003	27.9.2004	356	290	430	140	430	1708	1278	2,1482385
33	6.10.2003	26.9.2004	356	294	460	166	440	2900	2460	2,9793704
34	6.10.2003	1.10.2004	361	327	460	133	670	2100	1430	2,1574751
35	6.10.2003	16.10.2004	376	305	510	205	500	3400	2900	2,5631167
36	6.10.2003	17.10.2004	377	300	530	230	480	3900	3420	2,6196122

Vysvětlivky: Exp. = doba expozice (D) ve dnech, TL(o) a w(o) = v době vysazení, TL(l) a w(l) = v době zpětného ulovení, přír. = přírůstky, FWC = Fultonův faktor (koeficient) hmotnostní kondice v době zpětného ulovení.

Statistické zpracování

Při statistickém zpracování materiálu (značkových a zpětně odlovených jedinců kapra obecného v roce 2004) analyzovaného v této studii (n = 36, viz tab. 1) byl použit procesor Excel. Kromě parametrů základní statistiky byly vypočteny polynomické regresní křivky růstu (např. $TL = a + b \cdot D + c \cdot D^2 + d \cdot D^3$) a mocninná křivka délko-hmotnostního vztahu ($w = a \cdot TL^b$). Dále byl vypočten Fultonův faktor (koeficient)

hmotnostní kondice (FWC) pro TL $[FWC = (w \cdot 100) \cdot TL^{-3}]$ a specifická rychlost růstu (SGR) pro w a TL, např. $SWGR = [(\ln w_1 - \ln w_0) \cdot D^{-1}] \cdot 100$ vyjádřená v $\% \cdot D^{-1}$.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Na základě přímého individuálního sledování růstu u zpětně odlovených značkových jedinců kapra obecného (z K2 na K3) v Novomlýnské nádrži v roce 2004 (Tab. 1), byl zjištěn intenzivní délkový (Tab. 2, Obr. 1) a hmotnostní (Tab. 2, Obr. 2) růst vysazené násady (K2) v období od začátku dubna až do začátku října (tj. v 7. až 12. měsíci po vysazení). V tomto období bylo realizováno 80% celoročního přírůstku. Na konci dvanáctiměsíční expozice značkových kaprů v Novomlýnské nádrži (tj. po 365 dnech ± 12 dní) byla celková délka (TL) a hmotnost (w) zpětně vylovených jedinců 430-530 mm (průměr = 478 ± 41 mm) a 1708-3900 g (průměr = 2802 ± 903 g). Uvedené parametry odpovídají typickému požadavku domácího trhu ČR na konzumního kapra obecného (w = 2,5 až 3,0 kg, stáří 3 až 4 roky) z produkce českého rybářství (Šilhavý 2004). Vypočtené hodnoty růstu pomocí rovnice polynomicke křivky (Obr. 1,2 a Tab. 2) jsou téměř shodné (rozdíl $< 0,4\%$). Na základě uvedených skutečností byl průměrný roční přírůstek celkové délky (TL) 175 mm a hmotnosti 2282 g. Podle sezónní intenzity růstu vyjádřené křivkami polynomicke regrese (Obr. 1,2) bylo stanoveno dosažení specifické lovné míry 45 cm TL pro Novomlýnskou nádrž po 330 dnech expozice (od doby vysazení), tj. po 11 měsících (ve dnech 31.8. – 1.9.2004, viz Tab. 2). Pokud by platila zákonná rybářská míra 35 cm, bylo by to již po 7 měsících expozice (v květnu 2004). Koeficient (faktor) hmotnostní kondice (FWC) byl u zpětně vylovených jedinců po 12 měsících expozice v nádrži 2,15-2,98 (průměr = 2,49). Průměrná hodnota FWC při vysazení byla 1,79. Hodnoty FWC u všech námi hodnocených zpětně odlovených jedinců jsou uvedeny v Tab. 1. Je zřejmý vzestup hmotnostní kondice v závislosti na celkové délce a stáří ryb. Charakteristika délko-hmotnostního vztahu je vyjádřena rovnicí $w = 3E-06 \cdot TL^{3,339}$, $R^2 = 0,9384$ ($n = 36$). Zjištěné skutečnosti svědčí o dobrém kondičním stavu a intenzivním růstu značkových kaprů obecných v Novomlýnské nádrži v roce 2004. Ke stejnému závěru jsme dospěli při srovnání našich výsledků s literárními daty (Tab. 3) zjištěními a prezentovanými v minulosti i v současnosti pro prostředí tzv. volných vod (zejména řeky a údolní nádrže), produkčních rybníků a tzv. oteplených vod (Kostomarov 1958, Steffens 1964, Janeček & Příkryl 1982, Korneev 1982, Baruš, Oliva (eds.) & kol. 1995, Čítek & kol. 1998, Baruš & kol. 2002, Hartman & Mikl 2004 a další).

Tab. 2. Vypočtená průměrná celková délka (TL), hmotnost (w), specifická rychlost délkového růstu (SLGR) a hmotnostního růstu (SWGR) u značkových kaprů obecných (*C. carpio*) po 180-360 dnech (D) expozice v Novomlýnské nádrži. K výpočtu byly použity parametry křivek polynomicke regrese pro TL:D a w:D.

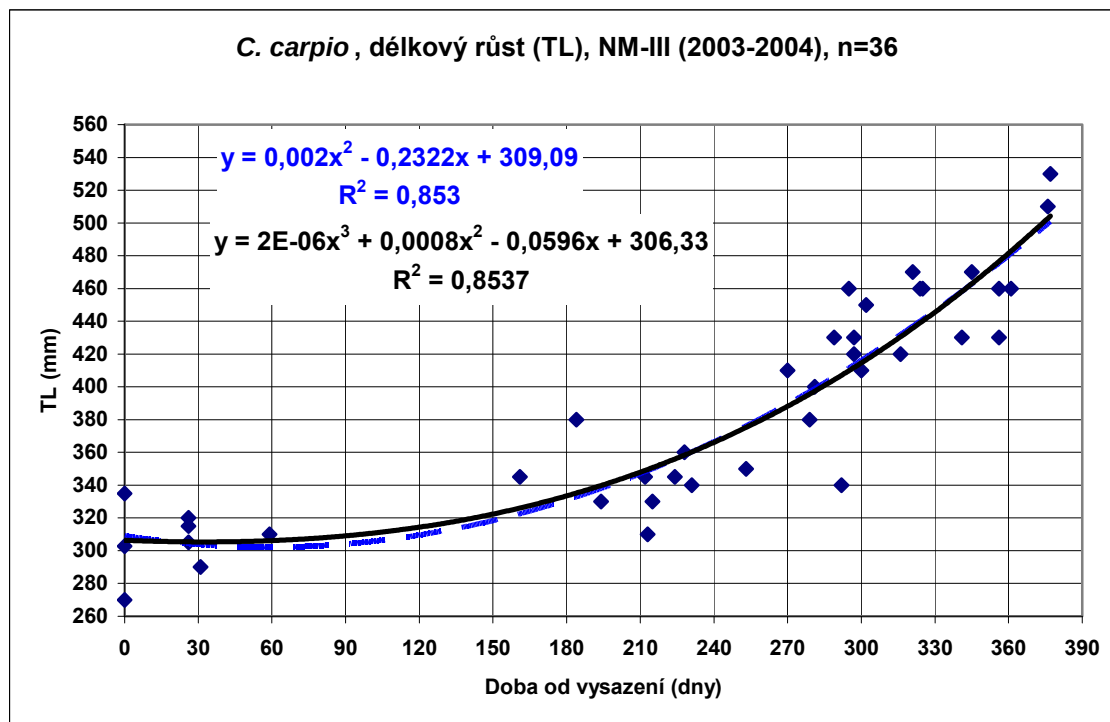
D(měs.)	D(dny)	TL(mm)	w(g)	SLGR(%)	SWGR(%)	Dat.
0	0	303	520	0	0	6.-7.10.2003
6	180	333	700	0,0525	0,1651	3.-4.4.2004
7	210	345	800	0,0618	0,2051	3.-4.5.2004
8	240	368	950	0,0810	0,2511	2.-3.6.2004
9	270	390	1150	0,0935	0,2940	2.-3.7.2004
10	300	415	1500	0,1049	0,3531	1.-2.8.2004
11	330	452	1817	0,1212	0,3791	31.8.-1.9.2004
12	360	478	2802	0,1266	0,4679	30.9.-1.10.2004

Vysvětlivky: D = doba expozice ve dnech, tj. od vysazení K2 do nádrže.

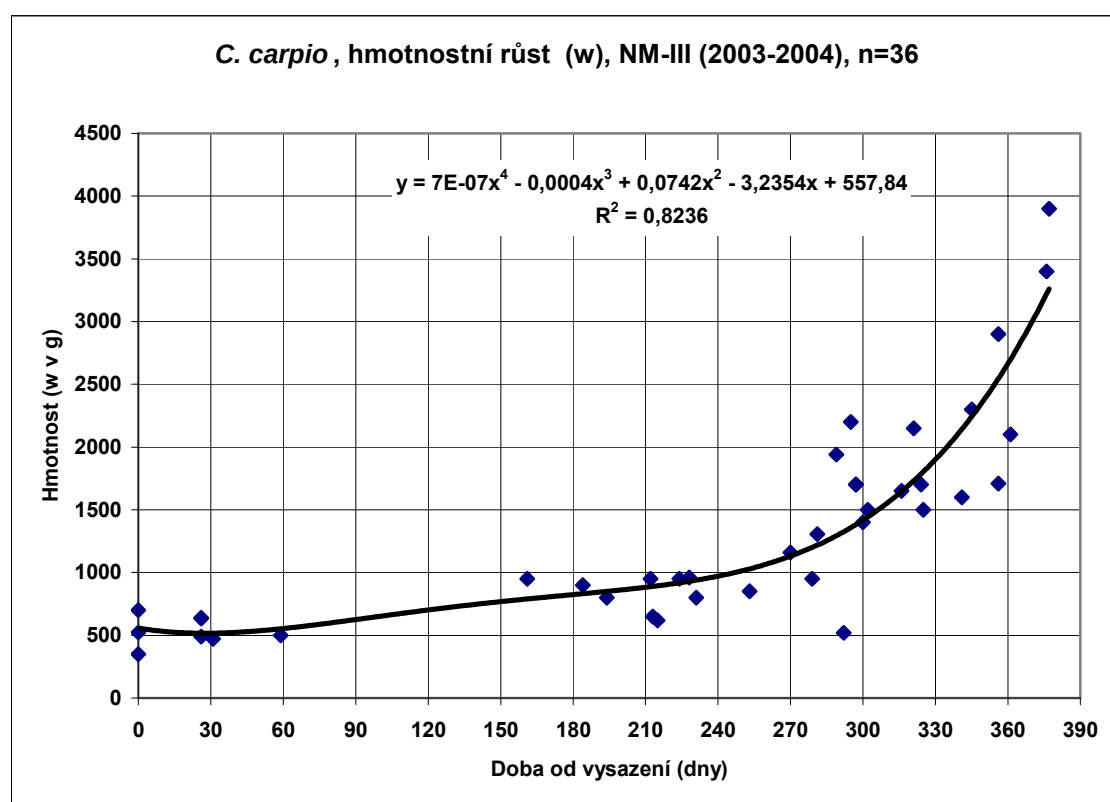
Tab. 3. Hodnoty TL a w u kapra obecného ve stáří K₂ a K₃ (nebo L₂ a L₃) podle literárních údajů a našich výsledků.

Stáří	TL(mm)			w(g) průměr	n	Autor
	rozmezí	přůměr	SD			
K ₂ (L ₂)	123-471	276,9	75,2	390	17*	Baruš, Oliva (eds.) a kol. (1995)
	150-379	283,7	59	420	25*	Baruš a kol. (2002)
	247-345	293		458,6	60	Steffens (1964)
	212-395	297,1	21,21	483,5	2000	naše výsledky (2003)
	270-335	303	17,2	519,6	31	naše výsledky (2003)
K ₃ (L ₃)	234-538	380,5	78,2	1000	17*	Baruš, Oliva (eds.) a kol. (1995)
	213-540	384,4	80,45	1100	25*	Baruš a kol. (2002)
	322-462	389		1120,5	97	Steffens (1964)
	420-470	451,7	21,37	1816,7	6	naše výsledky (2003), D=330 $\pm$ 15
	430-530	478	41	2801,6	5	naše výsledky (2003), D=360 $\pm$ 12

Vysvětlivky: TL = zjištěná celková délka, w = zjištěná, nebo vypočtená hmotnost podle TL:w, *) = počet průměrů.



Obr. 1. Vztah mezi celkovou délkou (TL) značkových kaprů obecných (*C. carpio*) a jejich dobou expozice v Novomlýnské nádrži (D ve dnech), vyjádřený pomocí polynomicke regrese ($TL = a.D + b.D^2 + c.D^3$). Lovná míra kapra obecného je v Novomlýnské nádrži 450 mm celkové délky (TL), rybářská míra zákonná je 350 mm TL.



Obr. 2. Vztah mezi hmotnostmi (w) značkových kaprů obecných (*C. carpio*) a jejich dobou expozice v Novomlýnské nádrži (D ve dnech), vyjádřený pomocí polynomicke regrese ($TL = a.D + b.D^2 + c.D^3 + d.D^4$).

SOUHRN

V roce 2001 bylo zahájeno individuální značkování násady kapra obecného (*C. carpio* f. *domestica*) ve stáří K₂. Celkově bylo v letech 2001-2005 kotvičkovou značkou označeno 10 000 jedinců a vypuštěno do Novomlýnské nádrže na řece Dyji. Podle 36 údajů o zpětně odlovených jedincích v roce 2004, dosahoval kapr obecný ve třetím roce života, tj. po 11 - 12 měsících expozice v nádrži (D 316 – 377; průměr 345,3) hmotnosti 1500 - 3900 g (průměr 2264,4 ± 802,6 g) a celkové délky 420 - 530 mm (průměr 464 ± 33 mm). Tyto hodnoty prokazují vysokou trofickou úroveň Novomlýnské nádrže napuštěné v roce 1988. Při srovnání s údaji z území ČR a SR (z tzv. volných vod a z produkčních rybníčních podmínek) byl růst vysazené násady v přirozených podmínkách Novomlýnské nádrže srovnatelný a vyšší, což je z hlediska produkčního velmi efektivní. Za pozitivní považujeme také skutečnost, že kromě sezónního (vegetačního) období, kdy se realizovalo 80% délkového a hmotnostního přírůstku, ani v mimosezónním období nedošlo k déletrvajícimu zastavení růstu. Výsledky naznačují možnost testovat předpoklad o využití produkce násad zvýšením obsádky (po oddělení revírů Dyje 6 a 5), nebo dále dlouhodobě vzhledem k trvalosti značek, monitorovat účinnost revíru se zřetelem na vývoj kvantitativních parametrů u produkce kapra obecného.

PODĚKOVÁNÍ

Autoři děkují pracovníkům a členům MRS, studentům MZLU v Brně a ostatním účastníkům značkování za pomoc při realizaci projektu. Při zpracování příspěvku bylo využito finanční podpory z MZe ČR, NAZV, projekt č.: QF 3028.

LITERATURA

- Baruš, V., Oliva, O. (eds.), 1995: Mihulovci *Petromyzontes* a ryby *Osteichthyes*. Fauna ČR a SR, sv. 28/2. Academia Praha 1995, 698 s.
- Baruš, V., Peňáz, M. & Kohlmann, K., 2002: *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758). In: Bănărescu, M., Paepke, H.J. (eds.), The freshwater fishes of Europe, Vol. 5/III, Cyprinidae 2, Part III: *Carassius* to *Cyprinus*. AULA-Verlag GmbH, Wiehelsheim, pp. 85-179.
- Baruš, V., Prokeš, M., Peňáz, M., 1997: Dispersion and density assessment of the common carp (*Cyprinus carpio* m. *domestica*) in the Mohelno Reservoir, Czech Republic. *Folia Zool.*, 46(4): 315-324.
- Čítek, J., Krupauer, V., Kubů, F., 1998: Rybníkářství. Informatorium, 2. autorizované vydání, Praha 1998.
- Hartman, P., Mikl, R., 2004: Dynamika růstu kapra v rybnících města České Budějovice. In: Spurný, P. (ed.), Sb. „55 let výuky rybářské specializace na MZLU v Brně. Ústav rybářství a hydrobiologie MZLU v Brně, Brno 2004, s. 66-70.
- Janeček, V., Příkryl, I., 1982: Chov násadových a tržních kaprů v intenzifikačních rybnících. Metodika VÚRH Vodňany, 1982.
- Korneev, A.N., 1982: Razvedeniye karpa i drugih vidov ryb na teplykh vodach. Moskva, Legkaja i piščevaja promyšlennost', 150 s.
- Kostomarov, B., 1958: Rybníkářství. Vyd. Československá akademie zemědělských věd ve Státním zemědělském nakladatelství, Praha, 353 s.
- Lusk, S., Halačka, K., Lusková, V., 1994: Ichthyological and fishery knowledge about waterwork Nové Mlýny on the Dyje River. In: Pellantová, J., Franek, M. (eds.), Research for the Nové Mlýny reservoirs area for the period 1988-1993 (in Czech). Proceedings Český ústav ochrany přírody, Praha, pp. 123-134.
- Matějčík, J., 1996: Hospodaření s vodou v povodí 1966-1996. Povodí Moravy, a.s., Brno 1996, 96 s. + přílohy: Přehrady v povodí Moravy.
- Pecín, M., Spurný, P., Baruš, V., Prokeš, M., 2000: Změny těžby kapra obecného (*Cyprinus carpio*) v soustavě nádrží VD Nové Mlýny. In: Mikešová, J. (ed.), Sb. referátů ze IV. České ichthyologické konference. VÚRH JU, Vodňany 2000, s. 136-139.
- Prokeš, M., Baruš, V., 1994: Monitoring of ichthyocenosis in the waterwork Nové Mlýny. In: Pellantová, J., Franek, M. (eds.), Research for the Nové Mlýny reservoirs area for the period 1988-1993 (in Czech). Proceedings Český ústav ochrany přírody, Praha, pp. 113-122.
- Prokeš, M., Baruš, V., Peňáz, M., 1998: Characterization of the fish communities in the selected water reservoirs of the Morava river basin. Biodiverzita ichthyofauny ČR II: 93-98.
- Spurný, P., Baruš, V., 2003: Značkování kaprů v Novomlýnské nádrži na řece Dyji. Rybníkářství 12/2003, s. 746-747.
- Steffens, W., 1964: Vergleichende anatomisch-physiologische Untersuchungen an Wild-und Teichkarpfen (*Cyprinus carpio* L.). Ein Beitrag zur Beurteilung der Zuchtleistungen beim deutschen Teichkarpfen. Z. f. Fischerei, N.F. 12(8,9,10): 725-800.
- Šilhavý, V., 2004: České produkční rybářství. In: Spurný, P. (ed.), Sb. „55 let výuky rybářské specializace na MZLU v Brně. Ústav rybářství a hydrobiologie MZLU v Brně, Brno 2004, s. 12-15.
- Vostradovská, M., 1975: The use of fish tagging for the evaluation of the effectiveness of stock carps (K₂) releasing in dam lake. Bull. VÚRH Vodňany, 3: 10-31.

- Vostradovský, J., 1991: Carp (*Cyprinus carpio* L.) „Put-and-take“ fisheries in the management of angling waters in Czechoslovakia. In Catch effort, sampling strategies. Fishing News Books London, Chapter 9: 100-107.
- Vostradovský, J., Vostradovská, M., 1972: Značení a značkování ryb [Marking and tagging of fishes]. Metodiky pro zavádění výsledků výzkumu do praxe. ČSAZ, ÚVTI Praha, V-6: 1-20.

Adresy autorů:

Ing. **Václav Habán** (v.haban@mybox.cz), Moravský rybářský svaz, Soběšická 83, 614 00 Brno

Ing. **Miroslav Prokeš**, CSc. (prokes@brno.cas.cz), Prof. Ing. **Vlastimil Baruš**, DrSc. (barus@ivb.cz), Ústav biologie obratlovců AV ČR, Květná 8, 603 65 Brno

Dr. Ing. **Jan Mareš** (mares@mendelu.cz), Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno

ODCHOV ROČNÍHO PLŮDKU PODOUSTVE ŘÍČNÍ (*VIMBA VIMBA L.*) V KONTROLOVANÝCH PODMÍNKÁCH PROSTŘEDÍ

Rearing of the vimba (Vimba vimba L.) fry under controlled conditions

HAMÁČKOVÁ, J., LEPIČ, P., KOZÁK, P., POLICAR, T. STANNY, A.L.

ABSTRACT:

The culture of one-year-old vimba bream (Vimba vimba L.) fingerlings, originating from the pond farming, was performed in controlled environmental conditions over the winter season. The rearing was run in six 50 l aquaria for 126 days, i. e. six 21-day periods. Two feed mixtures were tested in three replicates: ASTA (Polish production) and KarpiCo START PREMIUM EX (Coppens International, Netherlands). Growth and survival rates in individual groups were statistically compared using the method of one-way analysis of variance (Anova and test Tukey HSD, Statistics 6 programme). At the end of the culture, significantly better results were recorded with ASTA mixtures. Average values of three replicates were as follows: individual weight 5.06 ± 0.36 and 2.00 ± 0.04 g.ind⁻¹, total length 87.49 ± 5.88 and 65.33 ± 3.61 mm, cumulative survival rate 91.34 ± 6.01 and 74.58 ± 4.5 %, Fulton's condition coefficient 0.75 ± 0.06 and 0.67 ± 0.06 and specific growth rate 1.20 ± 0.07 and 0.44 ± 0.02 %·d⁻¹, respectively.

ÚVOD

V minulosti patřila podoustev říční (*Vimba vimba L.*) v České republice k základním druhům rybích společenstev parmového a cejnového pásma (Jeitteles 1863, Kitt 1905, Frič 1908) cit. Lusk a kol. 1996. Z poznatků Luska a Halačky (1995) vyplývá úzká korelace poklesu úlovků s poklesem početnosti populací hodnoceného druhu ryb.

Již v rámci Červeného seznamu (RL) z roku 1989 bylo u podoustve navrženo stabilizovat existující populace zavedením umělého chovu a vysazováním odchovaných násad. Tak by se mohl obnovit výskyt tohoto druhu ve vhodných částech toků v povodí Moravy, Odry a Dyje, kde tento rybí druh téměř vymizel (Baruš a kol. 1989).

V současné době patří podoustev v České republice do kategorie vulnerable – zranitelných druhů ryb (Lusk a kol. 2004). Cílem naší práce bylo v kontrolovaných podmínkách prostředí přes zimní období odchovat plůdek podoustve říční původem z rybníčního chovu a porovnat růst plůdku při použití dvou krmných směsí.

METODIKA

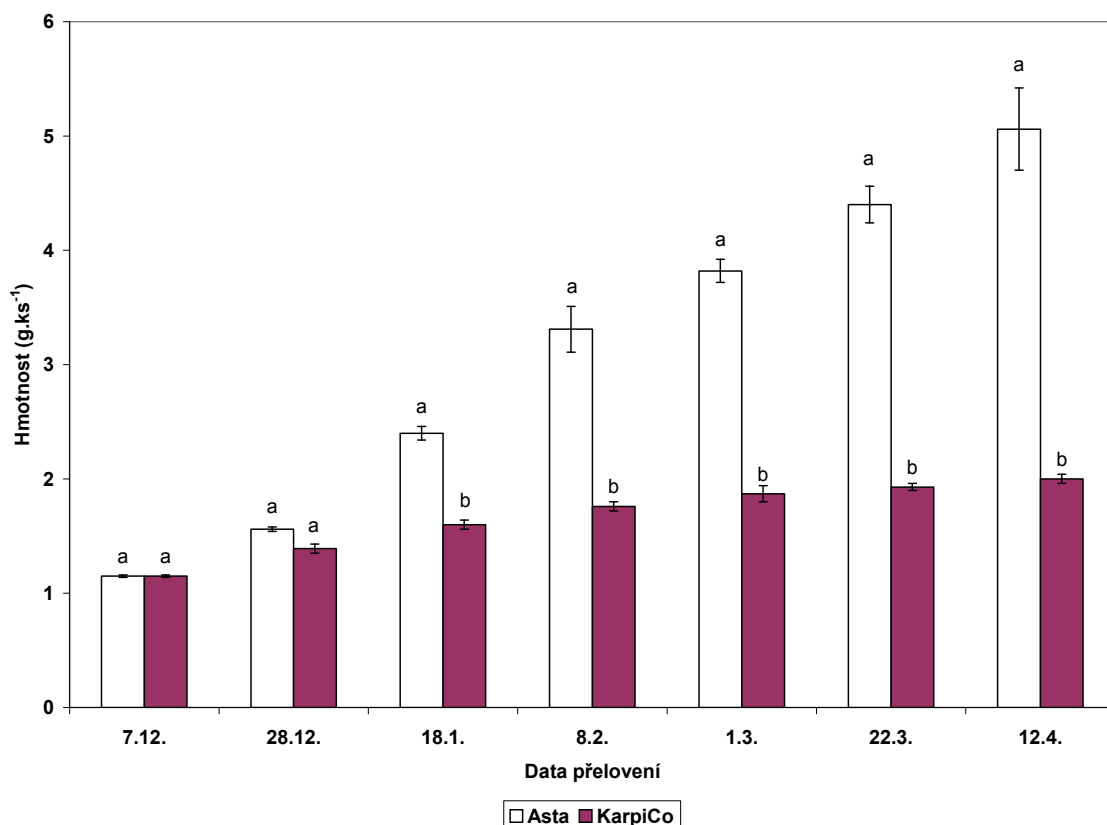
Podoustev odchovaná jedno vegetační období v rybníku, byla v listopadu po slovení, vysazena do žlabu na experimentální rybochovné zařízení VÚRH JU Vodňany. Začátkem prosince 2004 byl zahájen vlastní experiment. Testovány byly dvě krmné směsi. Jedna skupina byla krmena krmivem ASTA 2004 polské výroby (metabolizovatelná energie 18,71 MJ.kg⁻¹; sušina 95,91 %; 53,01 % NL; 18,56 % BNLV; 7,64 % tuku a 10,53 % popelovin) a druhá skupina pak krmivem KarpiCo START PREMIUM EX od holandské firmy Coppens International (16,47 MJ.kg⁻¹ metabolizovatelné energie, 54,0 % NL, 14,5 % tuku, 0,5 % vlákniny, 8,6 % popelovin). Každá experimentální skupina byla třikrát opakována. Test probíhal v šesti 50 l akváriích napájených vodou z recirkulačního systému s celkovým objemem vody 1,8 m³ s mechanickou a biologickou filtrací vody. Celková délka odchovu byla 126 dní (šest období po 21 dnech).

Dvakrát denně (v 7 a 15 h) byla měřena teplota vody $T = 20,7 \pm 0,10$ °C (19,7– 22,0 °C) a množství ve vodě rozpuštěného kyslíku $O_2 = 7,1 \pm 0,35$ mg.l⁻¹ (6,3–8,8 mg.l⁻¹). Do každého akvária bylo vysazeno 100 ks plůdku podoustve říční, tj. hustota obsádky 2 ks na 1 litr. Počáteční průměrná kusová hmotnost plůdku byla $1,15 \pm 0,19$ g a celková délka $55,45 \pm 3,20$ mm, hodnota koeficientu vyživenosti dle Fultona při nasazení byla $0,67 \pm 0,05$. Krmivo bylo předkládáno ručně 4 x denně (v 7, 11, 15 a 19 h). Zvolen byl světelný režim 13 h světlo, 11 h tma. Při zahájení experimentu a dále vždy po 21 dnech odchovu byla všechna akvária slovena. Při kontrolním slovení byla u jednotlivých akvárií zjištěna individuální hmotnost a celková délka u reprezentativního vzorku 33 odchovávaných jedinců. Vedle individuální biometrie byla zjišťována hmotnost celé obsádky za účelem stanovení výše krmné dávky a přežití odchovávaného plůdku.

Růst a přežití byly mezi jednotlivými skupinami statisticky porovnávány jednofaktorovou analýzou (Anova Tukey HSD testem, z programu Statistika 6).

VÝSLEDKY A DISKUSE

Na konci experimentu po 126 dnech odchovu dosáhl plůdek krmený polským krmivem ASTA průměrné kusové hmotnosti $5,06 \pm 0,36$ g. Statisticky průkazně menší hmotnosti $2,00 \pm 0,04$ g.k⁻¹ dosáhl plůdek, kterému bylo předkládáno krmivo KarpiCo. Plůdek odkrmený krmivem KarpiCo přirostl v průměru jen o 0,85 g i přesto se jeho konečná kusová hmotnost statisticky lišila od hmotnosti při nasazení. Hmotnostní růst plůdku obou sledovaných skupin v průběhu odchovu je patrný z obr. 1.



Obr. 1: Hmotnostní růst podouství v průběhu zimního odchovu (Poznámka: různá písmena znamenají statisticky průkazný rozdíl mezi skupinami)

Celková průměrná délka plůdku odkrmeného na krmivu ASTA na konci experimentu dosáhla hodnot $87,49 \pm 5,88$ mm, u krmiva KarpiCo to bylo pouze $65,33 \pm 3,61$ mm. Průměrná hodnota koeficientu kondice dle Fultona na konci experimentu byla u plůdku krmeného krmivem ASTA též vyšší a dosáhla hodnoty $0,75 \pm 0,06$ oproti plůdku odkrmaného krmivem KarpiCo, kde hodnota koeficientu kondice $0,67 \pm 0,06$ byla stejná jako na počátku experimentu.

Rovněž průměrné kumulativní přežití plůdku za celou dobu odchovu u skupiny ASTA bylo vysoké $91,34 \pm 6,01$ %, oproti $74,58 \pm 4,5$ % dosažených u krmiva KarpiCo. U skupiny ryb krmených krmivem ASTA byly ztráty způsobené téměř výhradně vyskočením ryb z nádrží. U skupiny ryb krmených krmivem KarpiCo se na ztrátě podílel i úhyn způsobený horším kondičním stavem ryb. Průměrná specifická rychlost růstu za celou dobu odchovu dosáhla u plůdku krmeného krmivem ASTA $1,20 \pm 0,07$ %·d⁻¹ u krmiva KarpiCo pak jen hodnoty jen $0,44 \pm 0,02$ %·d⁻¹.

Podle Baruše a kol. (1995) roste podoustev v závislosti na toku a stanovišti s různou intenzitou a dorůstá v prvním roce průměrně do velikosti 47-84 mm. Jurkiewicz a kol. (1953) uvádějí celkovou délku plůdku podoustve na podzim prvního roku života okolo 5 cm. Bontemps (1971) porovnává délku těla podouství z dolního a středního toku Wisly. V dolním toku dosahovali v prvním roce života mličáci 48-51 mm a jikernačky 49-52 mm, oproti 51-53 mm u mličáků a 56 mm u jikernaček ze středního toku. Námi zjištěná počáteční celková délka plůdku odchovávaného přes vegetační období v rybníčních podmínkách ($55,45 \pm 3,20$ mm) odpovídala těmto autorům uvedeným hodnotám. Křivanec a Pecha (1984) porovnávali růst plůdku podoustve ve Zlaté Koruně v lipanové odchovně na studené vodě s příkrmováním, kde dosáhl na podzim velikosti necelé 3 cm s růstem plůdku z koupaliště na stoce z Bezdrevského potoka, který dosáhl až 11 cm.

Myszkowski a kol. (2000) sledovali růst a pohlavní dozrávání u parmy, podoustve a tlouště od počátku života v kontrolovaných podmínkách prostředí s použitím komerčně dostupných krmných směsí. U podoustve zjistili, že první měsíc života rostla rychleji než další dva uvedené druhy, což je v rozporu s názorem, že podoustev je druh pomalu rostoucí. V následujícím období se její růst zpomalil, ale i přes to byl v kontrolovaných podmínkách dosažen rychlejší růst než v podmínkách přírodních. U podoustve nebylo ve srovnání s dalšími dvěma sledovanými druhy dosaženo pohlavní zralosti do věku 42 měsíců.

Kladné výsledky s použitím krmiva ASTA u raných stadií různých kaprovitých druhů ryb jsou uvedeny například v publikacích autorů Wolnicki (2000) Wolnicki a kol. (2000), Policar a kol. (2004), Hamáčková a kol. (2004, 2005 a v tisku), Lepičová a kol. (2004 a editováno). Wolnicki a kol. (2006) testovali 4 různá startérová krmiva při odkrmu juvenilních línů. Kontrolní skupina byla krmena mraženými larvami *Chironomidae*. Na konci experimentu u plůdku ve věku 11 měsíců zjistili vysoké procento deformací u ryb krmených krmivy Uni Starter, Carp Starter a Perla Plus. U plůdku krmeného krmivem ASTA a larvami *Chironomidae* bylo zjištěno 0 % deformací. Autoři konstatují, že jen ASTA startér může být krmen efektivně a bezpečně u juvenilních línů

chovaných v intenzivních podmínkách. V našem testu jsme rovněž s krmivem ASTA dosáhli lepších výsledků než s krmivem KarpiCo.

ZÁVĚR:

Na základě dosažených výsledků lze konstatovat, že roční plůdek podoustve říční velmi dobře roste v kontrolovaných podmínkách prostředí pokud je zvoleno vhodné krmivo. Krmivo polské výroby ASTA lze doporučit pro odchov násadového materiálu podoustve říční.

Při odchovu podouství je nutné zabezpečit odchovné nádrže před možným únikem ryb. Podoustve ve srovnání s ostatními druhy ryb velmi skáčí a dokáží uniknout i sebemenším otvorem v krytu nádrže. V našem případě ztráty, ke kterým došlo, byly způsobeny především vyskočením ryb z akvárií i přes jejich zakrytí.

SOUHRN

V kontrolovaných podmínkách prostředí byl přes zimní období proveden odchov ročního plůdku podoustve říční (*Vimba vimba* L.) původem z rybničního chovu. Odchov probíhal v šesti 50 l akváriích po dobu 126 dnů, tj. 6 období po 21 dnech. Testovány byly ve třech opakováních dvě krmné směsi: ASTA polské výroby a krmivo KarpiCo START PREMIUM EX holandské firmy Coppens International. Růst a přežití byly mezi jednotlivými skupinami statisticky porovnávány jednofaktorovou analýzou (Anova a Tukey testem HSD, Statistika 6). Na konci odchovu bylo dosaženo statisticky průkazně lepších výsledků s krmivem ASTA. Průměrné hodnoty ze tří opakování u každé skupiny byly následující: hmotnost $5,06 \pm 0,36$ g resp. $2,00 \pm 0,04$ g, celková délka $87,49 \pm 5,88$ mm a $65,33 \pm 3,61$ mm, kumulativní přežití $91,34 \pm 6,01$ % resp. $74,58 \pm 4,5$ %, koeficient kondice dle Fultona $0,75 \pm 0,06$ a $0,67 \pm 0,06$ a specifická rychlosti růstu $1,20 \pm 0,07$ %. d^{-1} resp. $0,44 \pm 0,02$ %. d^{-1} .

PODĚKOVÁNÍ

Tato práce byla finančně podpořena výzkumným záměrem VÚRH JU č. MSM6007665809 a projektem MZe QF3028.

LITERATURA:

- Baruš, V., Bauerová, Z., Kokeš, J., Král, B., Lusk, S., Pelikán, J., Sládek, J., Zejda, J., Zima, J., 1989: Červená kniha ohrožených a vzácných druhů rostlin a živočichů ČSSR (2). Kruhoústí, ryby, obojživelníci, plazi, savci. SZN Praha, 1989, 133 s.
- Baruš, V., Oliva, O. (eds.) 1995. Míhulovci a ryby (2), Fauna ČR a SR, Academia Praha. 698 s.
- Bontemps, S. 1971. Cert. Panstwowe wydawnictwo rolnicze i lesne, Katowice, 216 s.
- Hamáčková, J., Lepičová, A., Lepič, P., Kozák, P., Policar, T., Stanny, L. 2005. Odkrm larev podoustve říční (*Vimba vimba*) naupliemi zábronožky solné a startérovým krmivem v experimentálních podmínkách – předběžné výsledky. Ve Sb. Spurný, P. red. VIII. Česká ichtyologická konference, MZLU Brno 14.-15. září 2005. s.209-214.
- Hamáčková, J., Lepičová, A., Prokeš, M., Lepič, P., Kozák, P., Policar, T., Stanny, L.A., Success of nursing the ide (*Leuciscus idus*) fry related to the period of feeding with live food, Aquaculture International.(v tisku).
- Hamáčková, J., Lepič, P., Stanny, L.A., Policar, T., Kozák, P., 2004: Podchów wylęgu jazia (*Leuciscus idus* L.) paszami starterowymi. Streszczenia III. Konferencji „Karpowate ryby reofilne“ 30.06.-02.07.2004 Warszawa, SGGW, p.9.
- Jurkiewicz, A., Pliszka, F., Terlecki, W. 1953. Sztuczne rozmnozanie certy, podchów jej potomstva i zarybienie wód. Gospodarka Rybna 5:5-7.
- Křivanec, K. a Pecha, O. 1984. Umělý výtěr a odchov podouství. Rybářství, 4:80-81.
- Lepičová, A., Hamáčková, J., Kozák, P., Policar, T., Lepič, P., Stanny, L.A. 2004. Podchów wylęgu jelce (*Leuciscus leuciscus* L.) przy karmieniu starterami. Streszczenia III. Konferencji „Karpowate ryby reofilne“ 30.06.-02.07.2004 Warszawa, SGGW, p.9.
- Lepičová, A., Hamáčková, J., Lepič, P. Controlled rearing of dace, *Leuciscus leuciscus*, larvae using live food and dry feed. Aquacult. Int., (editováno).
- Lusk, S. Halačka, K. 1995. Anglers' catches as an indicator of population size of the nase, *Chondrostoma nasus*. Folia Zool., 44: 185-192.
- Lusk, S., Hanel, L., Lusková, V., 2004, Red List of the ichthyofauna of the Czech Republic: Development and present status. Folia Zool. 53:215-226.
- Lusk, S., Lusková, V. Halačka, K. 1996. Podoustev říční (*Vimba vimba*) – současný stav. Ve: (Kozák, P., Hamáčková, J. eds.) Sb. ref. z II. české ichtyologické konference, Vodňany 2.-3. května 1996, s. 17-22.
- Myszkowski, L., Wolnicki, J., Kaminski, R. 2000. Wzrost i dojrzewanie brzany, certy i klenia w warunkach kontrolowanych. Komunikaty rybackie, 3:6-8.

- Policar, T., Kozák, P., Hamáčková, J., Lepičová, A., Lepič, P., Stanny, A. 2004. Odchov juvenilní parmy obecné (*Barbus barbus* L.) při použití různých startérových krmiv..._Ve. Sb. Vykusová, B.(ed.) VII česká ichtyologická konference, Vodňany 6.-7.5.2004, VÚRH JU Vodňany, s.234-238.
- Wolnicki, J. 2000. Możliwości produkcji materiału obsadowego karpiozawodnych ryb reofilnych w warunkach kontrolowanych (Podsumowanie wyników badań z lat 1992-1999). Ve: Sb konference (red. Jakuciewicz, H. a Wojda, R.) Karpiozawodne ryby reofilne, II krajowa konferencja hodowców i producentów karpiozawodnych ryb reofilnych Brwinów. s. 165-173.
- Wolnicki, J., Myszkowski, L., Kamiński, R., Kwiatkowski, S. 2000. Kontrolowany podchów stadiów larwalnych i młodocianych certy (*Vimba vimba* L.). Ve: Sb konference (red. Jakuciewicz, H. a Wojda, R.) Karpiozawodne ryby reofilne, II krajowa konferencja hodowców i producentów karpiozawodnych ryb reofilnych Brwinów. s. 111-116.
- Wolnicki J, Myszkowski L, Korwin-Kossakowski M, Kaminski R, Stanny LA. 2006. Effects of different diets on juvenile tench, *Tinca tinca* (L.) reared under controlled conditions. *Aquaculture International* 14 (1-2): 89-98.

Adresa autorů:

Ing. **Jitka Hamáčková** (hamackova@yurh.jcu.cz), Ing. **Pavel Lepič**, Ing. **Pavel Kozák**, Ph.D., Ing. **Tomáš Policar**, Ph.D. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, Zátíší 728/II, 389 25 Vodňany, Česká Republika.
 Mgr. Inż. **Leon Andrzej Stanny**, Zakład Ichtiobiologii i Gospodarki Rybackiej PAN w Gołyszach, 43-520 Chybie, Poland (asta@box43.gnet.pl)

CHOVÁNÍ KAPROVITÝCH RYB POD JEZEM URČENÉ METODOU RADIOTELEMETRIE

Behavioural pattern in cyprinid fish below the weir as detected by radio telemetry

HORKÝ P., SLAVÍK O.

ABSTRACT

*The behaviour of chub *Leuciscus cephalus* (L.), Prussian carp *Carassius auratus gibelio* (Bloch 1783), bream *Abramis brama* (L.) and white bream *Blicca bjoerkna* (L.) was observed below a weir restricting upstream fish migrations in the upper Elbe River, Czech Republic between May and July. Fish position was recorded every 12 min using an automatic data logger (ALS); data were further supported by weekly manual tracking along the longitudinal profile of the river. The hypotheses that fishes' ability to negotiate the obstacle refer to fish weight, species-specific habitat preference and diurnal activity were tested. Larger fish attempted to negotiate the weir for longer periods than small individuals, and the specimens belonging to rheophilous group performed more efficient tactics of the attack in comparison to eurytopic species.*

ÚVOD

Schopnost dosáhnout odpovídající třecí plochy je u kaprovitých ryb závislá na souhrnu vnitřních a vnějších faktorů, které můžeme označit jako pohybovou výkonnost (Videler, 1993). Z vnějších faktorů ovlivňují pohybovou výkonnost ryb zejména teplota a průtok. Se zvyšující se teplotou a klesajícím průtokem pohybová výkonnost roste, ale zároveň dochází k nárůstu relativní energetické náročnosti migrace (Glebe & Leggett, 1981). Načasování migrací má díky tomu výrazný vliv na množství spotřebované energie a nepřímo působí i na produkci pohlavních produktů (Koch & Wieser, 1983).

Mezi hlavní vnitřní faktory ovlivňující pohybovou výkonnost ryb lze zařadit velikost a tvar těla, celkový objem svalstva, zastoupení červených svalů a množství energetických zásob (např. Addink et al., 1989; Kaufmann, 1990). Zejména důsledkem rozdílů ve tvaru těla a v metabolismu vznikají mezidruhové odlišnosti v pohybové výkonnosti ryb (Webb, 1984). Tyto rozdíly jsou vytvářeny dlouhodobým vývojem, během kterého jednotlivé druhy přizpůsobují svoje vlastnosti charakteru prostředí ve kterém se vyskytují (Videler, 1993). Charakter prostředí průmyslově využívaných řek byl ale v důsledku kanalizace, stavby jezů a jiných úprav v průběhu relativně krátké doby zásadním způsobem pozměněn a jednotlivé druhy tak musí na tyto změny reagovat novými adaptacemi (Cowx & Welcomme, 1998).

Na druhou stranu jsou známy obecné trendy, které platí napříč druhovým spektrem. Jako příklad lze uvést kladnou závislost mezi velikostí jedince a jeho rychlostí a vytrvalostí (např. Videler & Wardle, 1991). Nevýhodou těchto obecných závislostí je, že byly stanoveny v laboratorních podmínkách. Jejich platnost v přirozeném prostředí, zejména pokud v něm dochází k turbulencím jako např. pod jezem, tak může být omezená (Lucas & Baras, 2001).

Cílem této studie bylo porovnat pohybovou aktivitu a chování čtyř druhů kaprovitých ryb během reprodukčních migrací v kanalizovaném toku pod jezem a odhadnout tak jejich přizpůsobivost. Očekávali jsme, že s rostoucí velikostí jedince poroste i schopnost vzdorovat proudu a že se bude lišit taktika druhů ryb podle zařazení do ekologických skupin, které zahrnují vliv faktorů jako je tvar těla, preferované prostředí atd. (viz. výše).

MATERIÁL A METODIKA

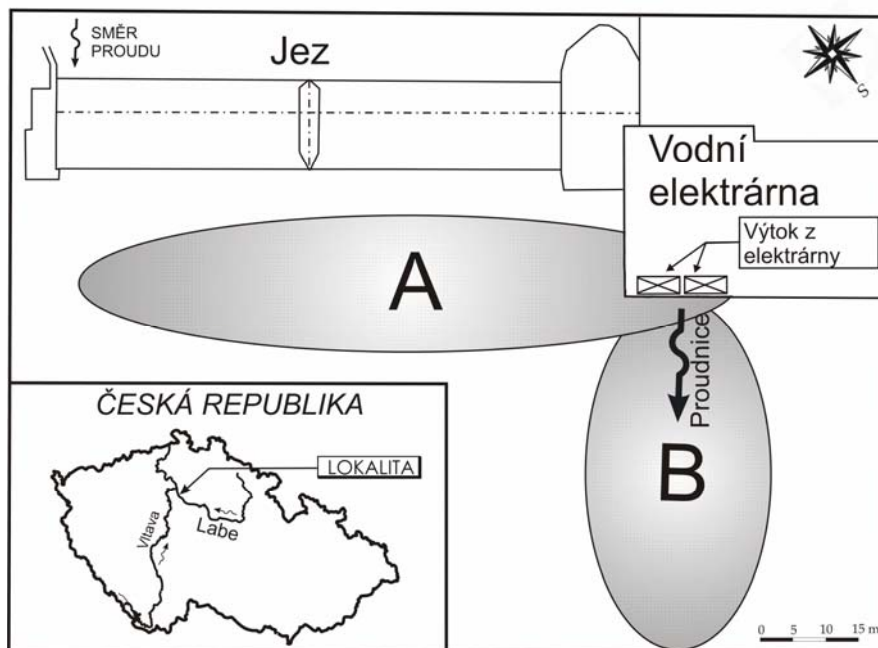
Sledování proběhlo od května do července 2000 na vodním díle Obříství nacházejícím se na středním toku řeky Labe (116 říční km; 50°17'N, 14°28'E). Na levém břehu jezu je umístěná vodní elektrárna (viz. obr. 1). Labe je v úseku pod vodním dílem kanalizované se zpevněnými břehy. Pro monitoring chování ryb byla zvolena radiotelemetrická metoda. Jedinci pro implantaci vysílačů byli získáni pomocí hlubinného agregátu. Do tělní dutiny ryb byly pod celkovou anestézií 2-fenoxy-etanolem implantovány vysílačky MCFT – 3D s životností 68 dní. Hmotnost vysílačky nepřesáhla 2% hmotnosti ryby na vzduchu (Winter 1983). Celkově bylo označováno 5 tloušťů (váha 340 – 1236 g), 5 karasů stříbřitých (váha 540 – 674 g), 4 cejni (váha 381 – 981 g) a 6 cejnků (204 – 464 g). Pozice ryb byla zaznamenávána ve dvanáctiminutových intervalech pomocí automatického přijímače Lotek SRX_400 (Lotek, Kanada) napojeného na soustavu tří antén. Na základě experimentálního měření s vysílačkou přichycenou na dřevěnou lať byl stanoven vztah mezi silou signálu z jednotlivých antén a pozicí ryby (Hiscock et al., 2002). Na jeho základě byla provedena lokalizace jedince v prostoru pod jezem. Pro doplnění údajů z automatické stanice byla v pravidelných týdenních intervalech sledována i pozice ryb v podélném profilu. Teplota byla měřena přenosnou sondou WTW oxi 323.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Většina jedinců bez rozdílu druhu se pokoušela překonat jez po dobu jednoho měsíce (květen) a po opakovaných neúspěšných pokusech prostor pod jezem opustila. Podobné chování kaprovitých ryb pod jezem popsali i Lucas & Frear (1997).

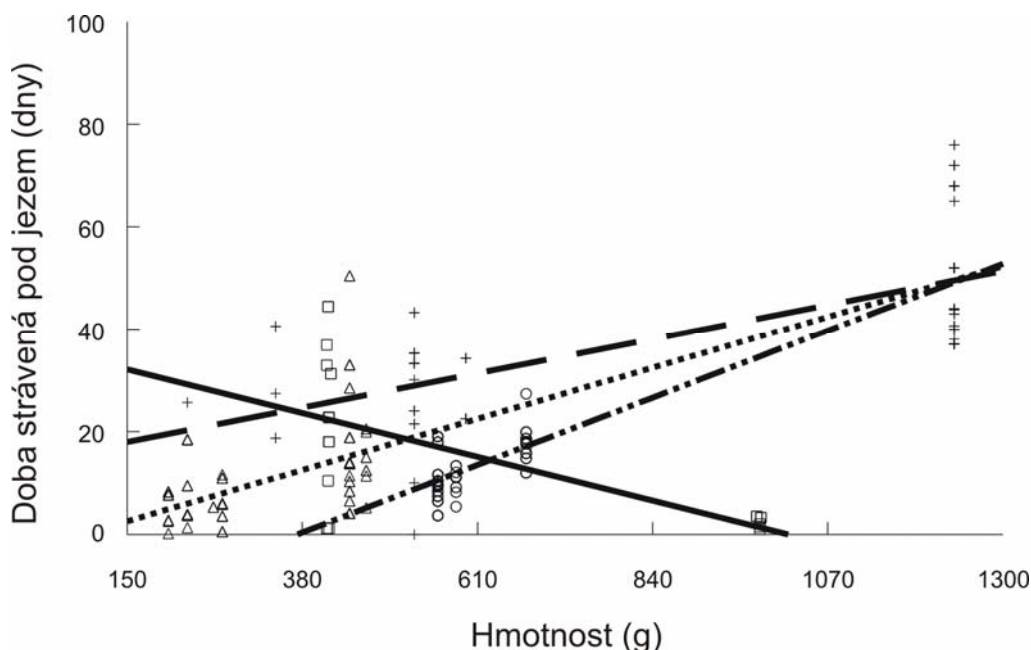
Migrující ryby se orientují linií břehu a vzestupným prouděním (Larinier, 2002). Zástupci eurytopních druhů (cejn, cejnek a karas) vykazovali během snahy překonat jez podobnou strategii (obr. 1) a většinou se vyskytovali v hlavní proudnici pod výtokem z elektrárny. Nicméně eurytopní druhy obvykle proudné prostředí

neobývají (Schiemer & Waidbacher, 1992) a tak všichni zástupci v důsledku vysokých energetických ztrát v silném proudu (Brown et al., 2002) v průběhu května prostor pod jezem opustili.



Obr. 1: mapa lokality znázorňující výskyt reofilních (A) a eurytopních (B) druhů

Naproti tomu tloušť patřící do skupiny reofilních ryb zůstal pod jezem až do června. Reofilní druhy obývající proudné úseky (Schiemer & Waidbacher, 1992) mají vysokou a poměrně stálou pohybovou výkonnost (Webb, 1984). Tloušť navíc vykazoval během překonávání jezu odlišnou strategii (obr. 1). Na rozdíl od eurytopních druhů se převážně vyskytoval pod tělesem jezu a do proudů u výtoku z elektrárny najížděl pouze na relativně krátké časové úseky. Jezová struktura tak byla pravděpodobně tlouštěm využívána jako náhrada za úkryty, které obvykle obsazuje v proudných úsecích toků (Allouche et al., 1999). Na základě toho se lze domnívat, že tloušť projevil větší přizpůsobivost novým podmínkám prostředí než eurytopní druhy. Pomocí strategie, kdy po většinu času využíval alternativních úkrytů a jez se pokoušel překonat pouze v omezených časových úsecích, šetřil energii a byl tak schopný jez překonávat po delší dobu.



Obr. 2: vztah mezi hmotnostmi cejna (—), cejnka (---), karase (····) a tlouště (-.-.-) a dobou strávenou pod jezem.

V turbulentních podmínkách které panovaly pod jezem rostla s velikostí tlouště, cejnka a karase i jejich vytrvalost. Jinými slovy měla velikost těla kladný vliv na dobu po kterou jedinec setrval pod jezem (obr. 2). Naše výsledky tak souhlasí s předchozími laboratorními experimenty (např. Curtin & Woledge, 1988). Stejně tak

největší jedinec z celkového vzorku zůstal pod jezem po nejdelší dobu. Velcí jedinci jsou zvýhodněni efektivnějším metabolismem vyjádřeným energií vydanou na jednotku hmotnosti (Beamish, 1978) a zároveň mají více energetických zásob, které jsou důležité pro pohyb proti silnému proudu pod jezem (Lucas & Baras, 2001).

Odlišné chování bylo zaznamenáno u cejna. Jeho vytrvalost naopak s rostoucí velikostí klesala (obr. 2). Jednu z možných příčin této odlišnosti lze odvodit z tvaru těla. V proudném prostředí lze za ideální považovat proudnicový tvar těla, který má nejnižší odpor při největšímu objemu (Videler, 1993). Nicméně cejn má spíše kratší a vyšší tělo, které mu sice umožňuje velmi dobře manévrovat v prostorově strukturovaném prostředí (Webb, 1984), ale zároveň zvyšuje odpor, který odpovídá povrchu těla v proudu vody (Videler, 1993). Lze tak usuzovat, že menší jedinci cejna byli vystaveni nižšímu odporu, což jim v turbulentních podmínkách zvýšilo pohybovou výkonnost.

SOUHRN

Chování kaprovitých ryb pod jezem během reprodukčních migrací bylo ovlivněno velikostí a druhovou příslušností jedince. Z našich výsledků vyplývá, že tloušť patřící do skupiny reofilních druhů byl v prostředí kanalizované řeky schopen opakovat pokusy o překonání jezu déle než zástupci eurytopních druhů. Tento mezidruhový rozdíl byl způsoben zejména odlišnou strategií při překonávání jezu. Lze se tak domnívat, že schopnost druhu přizpůsobit svoje chování změně podmínek prostředí může být jedním z faktorů ovlivňujících druhovou skladbu v kanalizovaných řekách.

LITERATURA

- Addink, A.D.F.; Waversveld, F. van; Thillart, G. van den; Bonn, J. van der; Lugtenburg, J.; Waarde, A. van, (1989): Direct and indirect calorimetry and nuclear magnetic resonance spectroscopy on intact fish during normoxia and anoxia. In: Energy Transformations in Cells and Organisms. Eds: W. Wieser; E. Gnaiger, Stuttgart, Georg Thieme, pp. 140 – 144.
- Allouche, S.; Thévenet, A.; Gaudin, P., (1999): Habitat use by chub (*Leuciscus cephalus* (L.)) in a large river, the French Upper Rhône, as determined by radiotelemetry. Archiv fur Hydrobiologie 145, pp. 219–236.
- Beamish, F.W.H., (1978): Swimming capacity. In: Fish Physiology. Eds: W.S. Richter; D.J. Randall, New York: Academic Press, pp. 101–187.
- Brown, R.S.; Geist, D.R.; Mesa, M.G., (2002): The use of electromyogram (EMG) telemetry to assess swimming activity and energy use of adult spring Chinook salmon migrating through the tailraces, fishways and forebays of Bonneville Dam 2000 and 2001. US Army Corps of Engineers, Portland District, Report No. W66QK10432368, Contract DE-AC0676RL01830, 94 pp.
- Cowx, I.G.; Welcomme, R.L., (eds) (1998): Rehabilitation of Rivers for Fish. Oxford: FAO and Fishing News Books, Blackwell Science Ltd, pp. 10 – 44.
- Curtin, N.A.; Woledge, R.C., (1988): Power output and force - velocity relationship of live fibres from silver myotomal muscle of the dogfish, *Scyliorhinus canicula*. Journal of Experimental Biology 140, pp. 187 – 197.
- Glebe, B.D.; Leggett, W.C., (1981): Temporal, intrapopulation differences in energy allocation and use by American shad (*Alosa sapidissima*) during the spawning migration. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic sciences 38, pp. 795 – 805.
- Hiscock, M.J.; Scruton, D.A.; Brown, J.A.; Pennell, C.J., (2002): Diel activity pattern of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in early and late winter. In: Aquatic Telemetry. Eds: E.B. Thorstad; I.A. Fleming; T.F. Næsje, Hydrobiologia 483, pp. 161–165.
- Kaufmann, R., (1990): Respiratory cost of swimming in larval and juvenile cyprinids. Journal of Experimental Biology 150, pp. 343 – 366.
- Koch, F.; Wieser, W., (1983): Partitioning of energy in fish: can reduction of swimming activity compensate for the cost of production? Journal of Experimental Biology 107, pp. 141–146.
- Larinier, M., (2002): Location of fishways. Bulletin Francais de La Peche et de la Pisciculture 364, pp. 39–53.
- Lucas, M.C.; Baras, E., (2001): Migration of Freshwater Fishes, Oxford: Blackwell Science Ltd., pp. 38–52.
- Lucas, M.C.; Frear, P.A., (1997): Effects of a flow gauging weir on the migratory behaviour of adult barbel, a riverine cyprinid. Journal of Fish Biology 50, pp. 382–396.
- Shiomer, S.; Waidbacher, H., (1992): Strategies for conservation of a Danubian fish fauna. In: River Conservation and Management. Eds: P.J. Boon; P. Calow; G.E. Petts, Wiley, Chichester, pp. 363–382.
- Videler, J.J., (1993): Fish Swimming. Chapman & Hall, pp. 71 – 92, 185 – 203.
- Videler, J.J.; Wardle, C.S., (1991): Fish swimming stride by stride: speed limits and endurance. Reviews in Fish Biology and Fisheries 1, pp. 23 – 40.
- Webb, P.W., (1984): Form and function in fish swimming. Scientific American 251, pp. 58–68.
- Winter, J.D., (1983): Underwater biotelemetry. In: Fisheries Techniques. Eds: L.N. Nielsen; D.L. Johnson. Bethesda, MD: American Fisheries Society, pp. 371–395.

Adresy autorů:

Ing. **Pavel Horký**, e-mail: pavel.horky@vuv.cz; Mgr. **Ondřej Slavík**, Ph.D., e-mail: ondrej_slavik@vuv.cz, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., Podbabská 30, Praha 6, 160 62,

POROVNÁNÍ ÚČINNOSTI DVOU TYPŮ PLŮDKOVÉ ZÁTAHOVÉ SÍTĚ

Efficiencies of two types of seine net for 0+ fish sampling

JANÁČ M., JURAJDA P.

ABSTRACT

Young of the year (YOY) fish assemblages are used as indicators of a river ecological state. Though, some aspects of YOY fish sampling methodics are still not definitely solved. Present study compared YOY sampling efficiency of 5 m beach seine net and 10 m beach seine net. Study took place in a regulated upstream weir stretch of Morava River near the Lanžhot town (83. r. km) in September 2002. Shore line consisted of submerged bank vegetation, maximum shore depth was 80 cm and maximum current velocity 0.1 m/s. Ten localities were sampled by both types of net. Simultaneously, comparative electrofishing survey was conducted in the same river stretch.

*Both types of net caught the same species, but relative proportion of species differed significantly. Bleak (*Alburnus alburnus*) dominated in assemblage obtained by 10 m net (80%). In assemblage obtained by 5 m net, roach (*Rutilus rutilus*), bitterling (*Rhodeus sericeus*) and stone moroko (*Pseudorasbora parva*) co-dominated along with bleak. Therefore assemblage obtained by 5 m net was more similar to the assemblage obtained by electrofishing than to one obtained by 10 m net. Difference was caused by difficult hauling of the 10 m net lead line through submerged vegetation, missing this way YOY fish sheltering in vegetation (e.g. roach, bitterling, stone moroko). No significant difference was found in size structure of species obtained by seine nets. Ten meter net appeared as a selective gear, having underestimated density (inds/m) of species sheltering in submerged vegetation. Therefore 5 m seine net seems to be more appropriate gear for sampling YOY fish assemblages in slow flowing rivers with submerged vegetation.*

ÚVOD

Společenstva plůdku (0+ juvenilní ryby) často slouží jako indikátory ekologického stavu toků. Výzkum juvenilních ryb také poskytuje důležité informace o složení adultního společenstva, které je na alespoň na velkých tocích prakticky nemožné reprezentativně vzorkovat. Přes množství metodologických studií (Garner 1997, Perrow et al. 1996, Cowx et al. 2001, Janáč & Jurajda 2005), zůstávají některé aspekty odlovu 0+ juvenilních ryb nedořešeny. Plůdková záťahová síť je vedle elektrolovu nejpoužívanější metodou odlovu 0+ ryb. Použití sítě je v tekoucích vodách omezeno především v úsecích s překážkami na dně (kamenný zához, větve, viz Hayes et al. 1996). Na úsecích, kde je záťah lépe proveditelný, poskytuje záťahová síť dobré výsledky, srovnatelné např. s elektrolovem (Cowx et al. 2001). Při odlovu pětímetrovou plůdkovou sítí může docházet jak k nezachycení ryb vyskytujících se dále od břehu, tak k vyplašení ryb v blízkosti žezel, což může vzhledem k délce zatažené plochy zkreslit výsledky. Záťahy 10 m záťahovou sítí by měly teoreticky lovit i ryby vzdálenější od břehu a větší délka zatažené oblasti by měla snížit vliv ryb unikajících při okraji záťahu. Cílem této práce bylo proto porovnat odhady plůdkových společenstev dosažené pomocí 5 m a 10 m záťahové sítě.

MATERIÁL A METODIKA

Studie byla provedena 2. září 2002 v regulovaném nadjezovém úseku řeky Moravy poblíž obce Lanžhot (83. ř. km). Břehová linie je v tomto úseku tvořena zatopenou břehovou vegetací, maximální hloubka při břehu je 80 cm a maximální rychlost proudu 0,1 m/s. Břehová linie je v loveném úseku homogenní, bez překážek na dně. Vzhledem k tomu, že studie proběhla v rámci jednoho dne, nelišily se výrazně podmínky na jednotlivých lokalitách.

Oběma typy sítí bylo proloveno po deseti lokalitách. Zároveň se záťahy byl v témže úseku na třech lokalitách proveden kontrolní průzkum pomocí bodového elektrolovu (3 lokality, každá po deseti bodech). K odlovům byla použita 5 m záťahová síť se žezly (velikost ok 1 mm) a 10 m záťahová síť bez žezel (velikost ok 1 mm). Odlovy 5 m sítí byly prováděny ze břehu, odlovy 10 m sítí ze člunu. Záťah ze člunu byl prováděn vždy směrem po proudu. Lovené lokality na sebe navazovaly (ve směru proti proudu) s rozestupy zaručujícími, že předchozí odlovy neovlivní ty následující. Lokality lovené 5 m a 10 m sítí se střídaly, kontrolní odlovy elektrolovem navazovaly na poslední odlovy sítí. Ryby byly na místě určeny do druhu, změřeny s přesností na 1 mm a vráceny na stejné místo do toku tak, aby neovlivňovaly další odlovy.

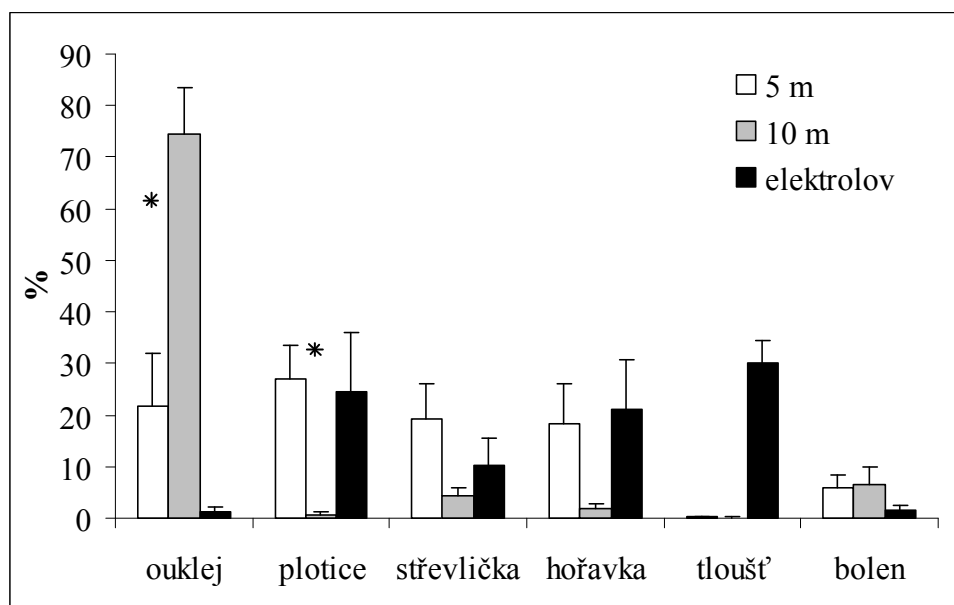
Získané počty ryb ulovených sítěmi byly přepočítány na metr prolovené břehové linie a získané hustoty jednotlivých druhů byly porovnány pomocí Mann-Whitney testů. Pro účely porovnání složení společenstev získaných pomocí 5 m a 10 m sítě a elektrolovu byla vytvořena matice vzdáleností mezi lokalitami. Vzdálenosti mezi lokalitami byly vypočítány pomocí Sørensenova indexu podobnosti (vzdálenost = 1 – So) aplikovaného na relativní zastoupení druhů na lokalitách. Ze získané matice byl pomocí metody multidimensional scaling (MDS) vytvořen dvourozměrný graf. Pro zjištění případné velikostní selektivity 5 m či 10 m sítě byly porovnány velikosti druhů Kolmogorov-Smirnov testy. K analýze velikostí byly použity pouze druhy, které byly zastoupeny v odlovech oběma sítěmi nejméně 10 jedinci. Toto kritérium splňovaly pouze tři druhy: ouklej obecná, bolen dravý a střevlička východní.

Tab. 1. Počet druhů a průměrné hustoty (počet ks/m prolovené břehové linie; v závorce SE) jednotlivých druhů 0+ juvenilních ryb dosažené 5 metrovou a 10 metrovou záťahovou sítí a statistika (Z-hodnota (Z) a stupeň významnosti (p)) Mann-Whitney testů jejich rozdílů. „Ryby v úkrytech“ = druhy plůdku, které se ukrývají v zatopené vegetaci (hořavka, střevlička, plotice, cejnek, perlín, tloušť).

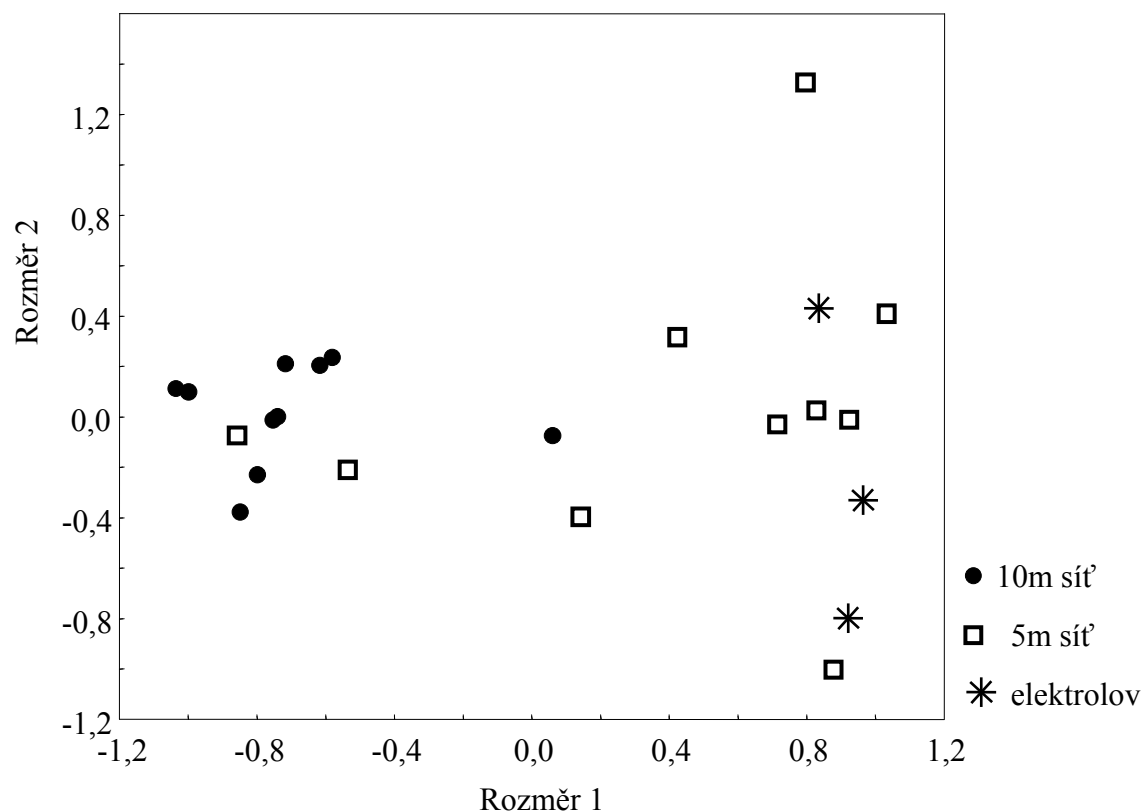
český název	vědecký název	5 m síť	10 m síť	Z	p
plotice obecná	<i>Rutilus rutilus</i>	0,82 (0,27)	0,01 (0,01)	3,37	<0,001
jelec proudník	<i>Leuciscus leuciscus</i>		0,02 (0,02)	-0,38	0,71
jelec tloušť	<i>Leuciscus cephalus</i>	0,02 (0,02)	0,02 (0,01)	-0,31	0,76
perlín ostrobřichý	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>		0,01 (0,01)	-0,38	0,71
bolan dravý	<i>Aspius aspius</i>	0,18 (0,07)	0,11 (0,05)	0,60	0,55
střevlička východní	<i>Pseudorasbora parva</i>	0,60 (0,30)	0,09 (0,03)	1,25	0,21
ouklej obecná	<i>Alburnus alburnus</i>	1,02 (0,52)	1,33 (0,22)	-1,55	0,12
cejnek malý	<i>Abramis bjoerkna</i>	0,08 (0,04)	0,01 (0,01)	0,87	0,38
hořavka duhová	<i>Rhodeus sericeus</i>	0,36 (0,14)	0,03 (0,02)	1,81	0,07
celkem		3,08 (0,71)	1,63 (0,28)	0,87	0,38
"ryby v úkrytech" (= bez oukleje, bolena a proudníka)		1,88 (0,62)	0,19 (0,07)	3,48	<0,001
počet druhů		3,60 (0,40)	2,80 (0,59)	1,06	0,29

VÝSLEDKY A DISKUZE

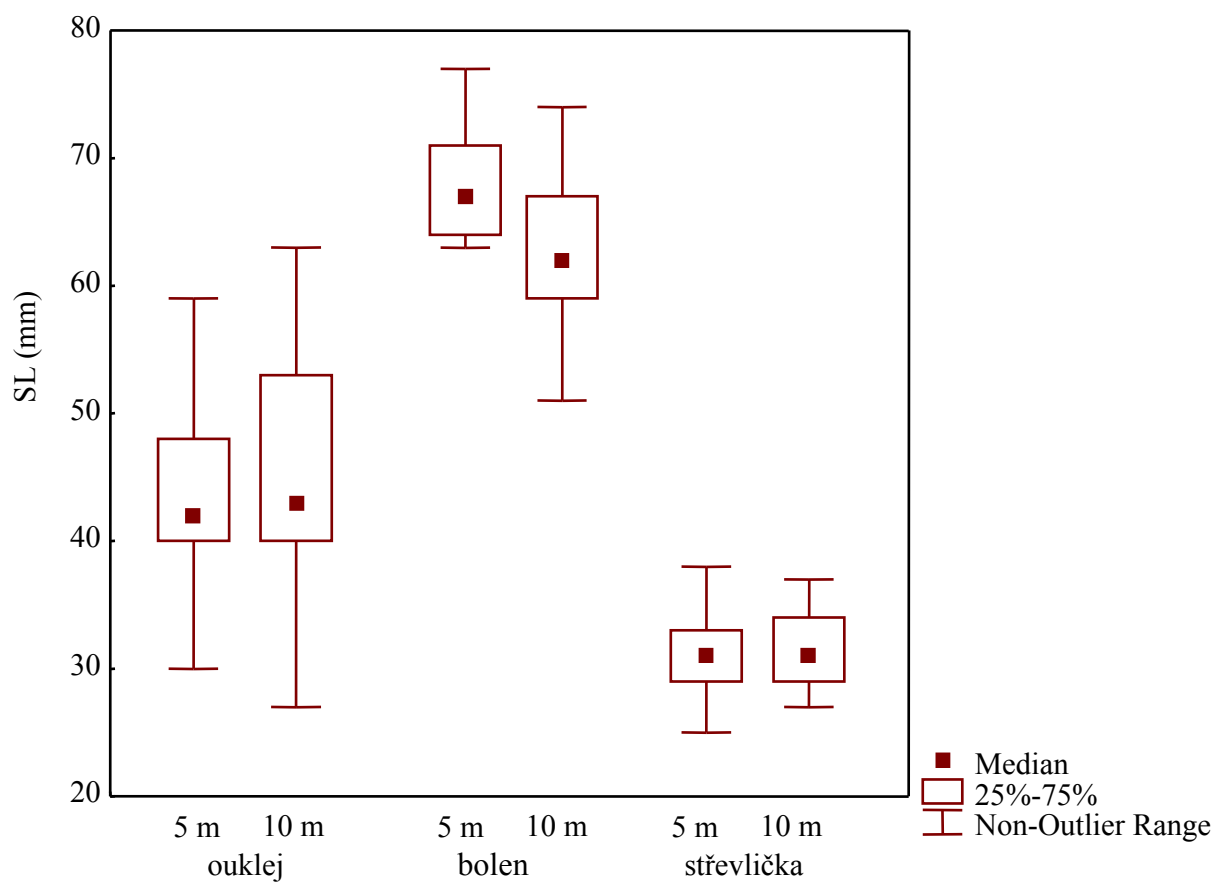
Celkem bylo 5 m sítí odloveno 7 druhů plůdku, 10 m sítí pak 9 druhů. Rozdíl v celkovém počtu druhů byl způsoben pravděpodobně dvojnásobnou délkou úseku proloveného 10 m sítí. V průměrném počtu druhů na lokalitu nebyl nalezen mezi sítěmi statisticky významný rozdíl (Mann-Whitney test, $p = 0,29$). Procentuální zastoupení jednotlivých druhů ve společenstvech dosažených 5 m a 10 m sítí bylo odlišné (Obr. 1). Desetimetrová síť zachytila významně vyšší podíl oukleje obecné (*Alburnus alburnus*) a nižší podíl ryb ukrývajících se ve vegetaci: především plotice obecné (*Rutilus rutilus*), střevličky východní (*Pseudorasbora parva*) a hořavky duhové (*Rhodeus sericeus*). To způsobilo, že společenstvo zachycené 5 m sítí se více podobalo společenstvu zachycenému elektrolovem než společenstvu zachycenému 10 m sítí (Obr. 2). Pětimetrová síť poskytovala vyšší relativní hustoty (ks/m proloveného úseku) většiny druhů než 10 m síť (Tabulka 1), statisticky průkazný rozdíl byl však nalezen pouze u plotice obecné a u skupiny druhů plůdku ukrývajících se ve vegetaci. Rozdíly byly dány především obtížnějším vedením spodní žíně 10 m sítě bez želez přes zatopenou vegetaci. Ryby ve vegetaci tak často nebyly zachyceny, o čemž svědčí i fakt, že 10 m síť zachytila celkově méně jedinců těchto druhů než 5 m síť. Ve velikostech tří druhů, u nichž bylo možno provést statistické testy, nebyl mezi sítěmi nalezen statisticky významný rozdíl (Kolmogorov-Smirnov testy, Obr. 3).



Obr. 1. Průměrné relativní zastoupení (v %) jednotlivých druhů zachycených 5 metrovou a 10 metrovou sítí a elektrolovem. Chybové úsečky znázorňují střední chybu odhadu průměru. Hvězdička znázorňuje statisticky významný rozdíl (Mann – Whitney test, $p < 0,05$) v zastoupení druhu ve společenstvu získaném 5 metrovou a 10 metrovou sítí. Společenstvo získané elektrolovem nebylo do analýz zahrnuto kvůli malému vzorku ($n = 3$).



Obr. 2. Graf zobrazující vzdálenosti (= nepodobnosti na základě Sørensenova indexu podobnosti aplikovaného na relativní zastoupení jednotlivých druhů na lokalitách) lokalit lovených 5 metrovou zátahovou sítí, 10 metrovou zátahovou sítí (obě po 10 lokalitách) a elektrolovem (3 lokality).



Obr. 3. Velikosti těla vybraných druhů 0+ juvenilních ryb ulovených 5 metrovou a 10 metrovou zátahovou sítí.

ZÁVĚR

Při odloveh na řece Moravě podhodnocovala desetimetrová záťahová síť bez žezel oproti 5 m záťahové síti se žezly hustotu plůdku druhů ukrývajících se v příbřežní vegetaci, především pak plotice obecné. To bylo dáno především obtížnějším vedením spodní žíně 10 m sítě přes zatopenou vegetaci. Ve společenstvu zachyceném 10 m sítí výrazně dominovala ouklej obecná, ve společenstvu zachyceném 5 m sítí se ve vyšší míře vyskytovaly i plotice obecná, střevlička východní a hořavka duhová. Pětimetrová síť poskytovala odhad společenstva, který byl více podobný elektrolovu než 10 m síti. V konečném důsledku 10 m síť podhodnocovala hustotu (ks/m) druhů plůdku ukrývajících se ve vegetaci. Proto se jeví 5 metrová síť se žezly vhodnějším lovným prostředkem pro odlov 0+ ryb v pomalu tekoucích řekách s příbřežní vegetací než 10 metrová síť bez žezel.

PODĚKOVÁNÍ

Rádi bychom poděkovali M. Dávidové, E. Mazurové a Z. Valové za pomoc při terénních pracích, představitelům Moravského rybářského svazu a Místní organizaci MRS v Lanžhotě za umožnění výzkumu v revíru, který obhospodařují. Studie byla podporována projektem „Ichthyoparazitologie – centrum základního výzkumu (LC522)“ podporovaným MŠMT.

LITERATURA

- Cowx I.G., Nunn A.D. & Harvey J.P. 2001. Quantitative sampling of 0-group fish populations in large lowland rivers: point abundance sampling by electric fishing versus micromesh seine netting. *Archiv für Hydrobiologie* 151:369-382.
- Garner, P. 1997. Sample sizes for length and density estimation of 0+ fish when using point sampling by electrofishing. *Journal of Fish Biology* 50:107-119.
- Hayes D.B., Ferreri C.P. & Taylor W.W. 1996. Active Fish Capture Methods. Pages 193-220 in B.R.Murphy, and D.W. Willis, editors. *Fisheries Techniques*, 2nd edition. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Janáč M. & Jurajda P. 2005. Inter-calibration of three electric fishing techniques to estimate 0+ fish densities on sandy river beaches. *Fisheries Management and Ecology* 12:161-167.
- Perrow, M.R., Jowitt A.J.D. & Zambrano González 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.

Adresy autorů:

Mgr. Michal Janáč, Ústav botaniky a zoologie, Přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity v Brně, Kotlářská 2, 611 37 Brno; Ústav biologie obratlovců AV ČR v Brně, Květná 8, 603 65 Brno, janac@ivb.cz
Ing. Pavel Jurajda, Dr., Ústav biologie obratlovců AV ČR v Brně, Květná 8, 603 65 Brno, jurajda@brno.cas.cz

**GENETICKÁ DIVERZITA KARASE STŘÍBŘITÉHO (*CARASSIUS 'GIBELIO'*,
BLOCH, 1846) NA ÚZEMÍ ČESKÉ REPUBLIKY**
*Genetic diversity of Silver Prussian Carp (*Carassius 'gibelio'*, Bloch, 1782) in the territory of
the Czech Republic*

L. KALOUS, V. ŠLECHTOVÁ, V. ŠLECHTA

SUMMARY

*In this study we present our findings in genetic diversity of Silver Prussian carp (*C. 'gibelio'*) studied by analysis of the allozymes. We defined a hypothesis that the genetic diversity will be rather small and the territory will be occupied by small number of successful clones mainly due to following reasons: gynogenetic reproduction, female biased sex ratio and restricted number of individuals which penetrated waters of the Czech Republic. Surprisingly we found quite high diversity. Among 76 individuals of *C. 'gibelio'* we discovered 43 different phenotypes. There were found private alleles in 9 of the investigated fish. Population of *C. 'gibelio'* in the Czech Republic shows high genetic diversity and seems to be very variable complex of triploid and diploid individuals, which most probably can combine bisexual and gynogenetic reproduction. The offspring, which arose from sexual reproduction, accomplished genetic recombination and have the ability to reproduce clonally by gynogenesis.*

ÚVOD

Karas stříbřitý (*Carassius 'gibelio'*) je již nejméně 30 let součástí ichtyofauny České republiky. Zprávu o proniknutí karase stříbřitého na území Moravy v roce 1976 podali Lusk *et al.* (1977). Studie fylogenetických vztahů mezi jednotlivými populacemi v Eurasii jednoznačně potvrdila, že se jedná o rybu introdukovanou, tedy pro Střední Evropu nepůvodní (Kalous *et al.* 2004). Vzhledem ke způsobu rozmnožování (gynogenezi) a převaze samic především v populacích v různých vodních nádržích, se obecně předpokládalo, že na území České republiky se bude vyskytovat několik úspěšných klonů. Sexuální parazitizmus, a ekologická plasticita dala karasovi stříbřitému potenciál k jeho rychlému osídlení vhodných biotopů jak popisuje např. Halačka *et al.* 2003. Hlavním důvodem rozšiřování jsou pak především rybářské aktivity (Slavík & Bartoš 2004).

Gynogeneze, je forma rozmnožování, kdy je vajíčko k dělení pouze iniciováno spermií samce jiného rybního druhu. Genetický materiál samce se na následném vývoji jedince nepodílí a potomstvem jsou identické kopie matky, tedy klon. Pokud budeme analyzovat jednotlivé jedince klonu pomocí alozymových dat, měli by mít všechny nalezené znaky stejné. U karase stříbřitého takto použili alozymy pro identifikaci klonů např. Yang *et al.* (2001). Sledovali alozymové znaky (fenotyp) jednotlivých klonů po tři generace. Všechny generace vykazovaly stálý fenotyp.

Cílem našeho projektu bylo identifikovat jednotlivé klony a jejich výskyt na území ČR.

MATERIÁL A METODIKA

Celkem bylo analyzováno 76 karasů stříbřitých z různých lokalit a 2 jedinci karase gimbuny viz Tab. 1

Ryby byly po převozu po různou dobu přechovávány v akváriích či nádržích v objektu UŽFG AVČR v Liběchově. Po usmrcení byly odebrány vzorky tkání (játra, sval) v množství cca 1 g do kryokonzervačních zkumavek, které byly uloženy v mrazicím boxu při teplotě -80° C do doby vlastních analýz. Z odebraných tkání byly připraveny homogenáty, které byly analyzovány metodou horizontální elektroforézy v 11% škrobovém gelu v příslušném pufru. Po ukončení elektroforézy byl každý gel rozříznut na 3 vrstvy o tloušťce 2 mm a barvený metodou probarvovací agarové vrstvy (Valenta *et al.* 1971). Obarvené gely byly fotografovány, odečtené fenotypy byly označeny podle dohodnutých pravidel (Shaklee *et al.* 1990). Genetická variabilita byla studována v 11 enzymových systémech, které jsou kódovány 31 lokusy.

Pro vyhodnocení získaných alozymových dat nebylo možné použít standardních geneticko-statistických programů jako např. Biosys nebo Genetix apod. Důvodem je polyploidie a hybridní charakter genomu analyzovaných jedinců, kdy některé lokusy se jeví jako trialelické. Pro vyhodnocení alozymových dat byl proto vytvořen program "VENDULA". Tento program převádí standardní alozymová data (data zapsaná podle relativní pohyblivosti alozymů v gelu) do binární matice. (<http://www.af.czu.cz/kzt/natural/personal/kalous.html>)

VÝSLEDKY A DISKUSE

Z 31 lokusů bylo 6 monomorfních: ME-2, m-MDH-2*, LDH-B1*, LDH-B2*, G3PDH-1* a G3PDH-2*.

Průměrný počet alel na lokus (A) = aritmetický průměr alel na všech zkoumaných lokusech byl 2,42 (zahrnuje i 2 jedince karase gimbuny).

Počet polymorfních lokusů (P) = poměrné zastoupení polymorfních lokusů v celkovém vzorku zkoumaných lokusů 24 z 31, P = 0,774 (zahrnuje i 2 jedince karase gimbuny).

U lokusu 6-PGD 2 bylo v celém vzorku (76+2 jedinců) nalezeno pět různých alel, v lokusech GPI-A2*, GPI-B*, PGM2*, s- AAT 2* po čtyřech různých alelách, v lokusech GPI-A3*, GPI-A4*, ME 1*, LDH C2*, m-IDH 1,2*, s-MDH-1*, CK*, 6-PGD 1*, s-SOD-2* byly nalezeny vždy tři různé alely. Dvě alely se vyskytovaly

v lokusech GPI-A1*, LDH-A*, s-IDH 1*, s-IDH 2*, s-AAT 1*, m-AAT 1*, m-AAT 2*, AK*, s-MDH-2*, m-MDH 1*.

Zastoupení jednotlivých alel (číslo v závorce) s nejvyšší frekvencí výskytu (číslo za závorkou) v polymorfních lokusech bylo: GPI-A2*(100) 0,95; GPI-A3*(100) 0,96; GPI-A4*(111) 0,83; GPI-B*(100) 0,86; ME-1*(095) 0,56; LDH-A*(100) 0,98; LDH-C2*(100) 0,99; PGM-2* (100) 0,54; s-AAT-1*(100) 0,99; s-AAT-2*(140) 0,54; m-AAT-1*(100) 0,84; m-AAT-2*(100) 0,99; AK*(100) 0,98; m-IDH-1,2*(100) 0,94; s-IDH-1*(100) 0,53; s-MDH-1*(100) 0,59; m-MDH-1*(100) 0,98; CK*(100) 0,50; 6-PGDH-1*(100) 0,91; 6-PGDH-2*(100) 0,78; SOD-2*(100) 0,91.

Tab.1 Lokality, odkud byly získány ryby pro alozymovou studii

Lokalita	Počet
Milevsko, rybářství	1
Pohořelice, rybářství	9
řeka Nisa, Stráž nad Nisou	1
Vlašim, rybníček	1
Dolní Benešov, rybářství	15
Božice, říčka Jevišovka	2
Bojanov, říčka Chrudimka	2
Hradec nad Svitavou, rybníček	8
Praha - Vinoř, rybník	1
Hluboká na Vltavou, rybářství	5
Lázně Bohdaneč, rybářství	5
Strkov nad Lužnicí, rybářství	10
Balgova tůň, řeka Dyje	7
Radvaň nad Dunajem, řeka Dunaj	5
Liběchov Vacek, rybářství	2
Podkozí, rybářství	1
Borohrádek, rybník	1
Karas ginbuna (<i>Carassius langsdorfii</i>)	
Bojanov, říčka Chrudimka	2

Na základě shodnosti fenotypů ve všech lokusech bylo u 76 jedinců identifikovaných jako karas stříbrný pozorováno celkem 43 různých fenotypových skupin. Našli jsme i 34 jedinců se zcela individuálními fenotypy (do této skupiny byly zařazeny i dva jedinci určení jako karas ginbuna), zbývající jedince bylo možné rozdělit do 10 skupin. Dvě největší skupiny "A" a "B" obsahovaly vždy po 7 jedincích sdílejících stejný fenotyp. Skupina "C" obsahovala 6 jedinců se stejným fenotypem. Čtyři skupiny "D", "E", "F", "G" obsahovaly vždy po 4 jedincích se stejným fenotypem. Dvě skupiny "H" a "I" obsahovaly vždy 3 jedince se stejným fenotypem a v jedné skupině "J" sdíleli dva jedinci stejný fenotyp.

Do fenotypové skupiny "A" bylo zařazeno 5 jedinců z Radvaň nad Dunajem ulovených v roce 1999 (všichni) a dva jedinci z rybářství Vacek Liběchov. Do fenotypové skupiny "B" bylo zařazeno 7 jedinců ze tří lokalit: Hluboká (2), Lázně Bohdaneč (3), Strkov nad Lužnicí (2). Do fenotypové skupiny "C" bylo zařazeno 5 jedinců z Pohořelice a 1 jedinec z Milevska. Do fenotypové skupiny "D" byli zařazeni 3 jedinci z Hradce nad Svitavou a 1 jedinec z Pohořelice. Do fenotypové skupiny "E" byli zařazeni 4 jedinci ze Strkova nad Lužnicí. Do fenotypové skupiny "F" byli zařazeni celkem 4 jedinci ze tří lokalit: Jevišovka (2), Hradec nad Svitavou (1), Vinoř (1). Do fenotypové skupiny "G" byli zařazeni 4 jedinci z Dolního Benešova. Do fenotypové skupiny "H" byli zařazeni 3 jedinci z Hradce nad Svitavou. Do fenotypové skupiny "I" byli zařazeni 3 jedinci z Hluboké nad Vltavou. Do fenotypové skupiny "J" byli zařazeni 2 jedinci z Pohořelice.

U několika jedinců určených morfologicky jako karas stříbřitý byly nalezeny jedinečné alely vyskytující se nanejvýš u dvou analyzovaných jedinců:

Dolní Benešov: LDH-C2* (-50),

Nisa: GPI-B* (010), LDH-A* (067), m-AAT-2* (-150), AK* (135), m-IDH-1,2* (112),

Borohrádek: GPI-A2* (117), GPI-A3* (090), PGM-2* (090), s-AAT-2* (070),

Lázně Bohdaneč a Podkozí: GPI-A3* (098),

Balgova tůň: SOD* (360),

Balgova tůň: SOD* (250),

Strkov n. L.: s-AAT-1* (110), s-AAT-2* (110),

Pohořelice: s-AAT-2* (105).

U dvou analyzovaných karasů ginbun z Chrudimky byly nalezena privátní alela: PGM-2* (080).

Složitost při vyhodnocování alozymových analýz je částečně odlišná genetická struktura populací karase stříbřitého vyskytujícího se na našem území, než je tomu u normálně bisexuálně se množících druhů, a volné rekombinace rodičovských genomů. U karase stříbřitého se jedná se o polyploidní komplex, ve kterém se vyskytují diploidní jedinci evolučně tetraploidního původu a jedinci triploidní - evolučně hexaploidní, navíc zřejmě dochází ke kombinacím několika druhových genomů v hybridních sestavách s možností „přirozené“ hybridizace s jinými druhy za vzniku kříženců. Různá ploidie značně komplikuje vyhodnocování alozymových dat, protože jednotlivé elektromorfy se vyskytují v různém počtu u jedinců s různou úrovní ploidie. Rozmnožování u karase stříbřitého se rovněž odlišuje od normálního bisexuálního způsobu, protože kombinuje sexuální a asexuální způsob rozmnožování a tedy i dědičnosti (Zhou *et al.* 2000). Při předpokladu gynogenetického rozmnožování by měli mít potomci shodné alozymové znaky ve všech analyzovaných lokusech. Je však potřeba vzít v úvahu i jev tzv. allogynogeneze (subgenomická inkorporace genetického materiálu iniciujícího otce (Tóth *et al.* 2005; Zhou *et al.* 2000)). V případě, že se jedná o sexuální reprodukci u tzv. "triploidních" jedinců, dochází k syngamii a rekombinaci a vzniklý jedinec se od svých rodičů liší (Zhou *et al.* 2000). Na území České republiky se podle dostupné literatury (Lusk *et al.* 1977) dostalo poměrně omezené množství jedinců karase stříbřitého migrací z Dunaje. Vzhledem k jeho prokázanému gynogenetickému způsobu rozmnožování (Peňáz *et al.* 1979; Flajšhans *et al.* 2004) a ojedinělému výskytu samců se předpokládalo, že na území ČR se bude vyskytovat jen několik úspěšných klonů, které k nám pronikly z Dunaje (Holčík & Žitňan 1978; Lusk 1986). K hypotéze o výskytu takových klonů vedlo několik logických úvah. Rozšiřování karase stříbřitého po území ČR se dělo a děje především převozy násad kapra (Slavík & Bartoš 2004; Vetešník *et al.* 2005). Na novou lokalitu se tak většinou dostává jen několik jedinců, kteří dají základ nové populaci. Naprostá většina ryb jsou samice. Navíc jedinci ve zkoumaném vzorku byli z větší části zajištěni z rybářských provozů. Výlovy představují pro karase stříbřitého rovněž drastické snížení velikosti populace (efekt "hrdla láhve" - "bottleneck"), kdy v rybnících přežívá jen několik málo jedinců, kteří dávají základ dalším generacím. Jedná se v zásadě jen o samice, potomstvo by mělo být podle předpokladu gynogetického rozmnožování klonální.

Objevení 43 různých fenotypů alozymových sestav u 76 jedinců karase stříbřitého však spíše vyvrací předpoklad o klonálním charakteru našich populací. Diverzita karase stříbřitého není omezena na několik málo klonů obývajících území ČR.

Zajímavým objevem je frekvence nejčastěji se vyskytujícími alel, která dosahuje vysokých hodnot - v 11 lokusech přesahuje hodnotu 0,90. Přesto se většina jedinců od sebe odlišuje právě výskytem ojedinělých alel, které jsou rovnoměrně rozmístěny po celém analyzovaném vzorku ryb. Navíc bylo objeveno 9 jedinců karase stříbřitého se vzácnými alelami.

Vysvětlení pro tak velkou diverzitu mohou být zatím pouze předběžná: 1) předpokládaný hybridní původ, tj. kombinace genomů druhů, které zatím nejsme schopni identifikovat; 2) možná introgrese od samců jiných druhů, které iniciují vývoj jikry při procesu allogynogeneze.

SOUHRN

Na základě alozymové analýzy lze konstatovat, že genetická diverzita karase stříbřitého na území ČR je velká. Nejedná se jen o několik klonů, ale o značně variabilní komplex především triploidních a diploidních jedinců, kteří zřejmě mohou kombinovat bisexuální a gynogenetické rozmnožování. Při sexuálním rozmnožování vznikají jedinci s rekonbinantním genomem, kteří se dále mohou množit klonálně (gynogeneticky). Genom karase stříbřitého u nás je komplikovaným způsobem modifikován zřejmě hybridním původem, různou úrovní polyploidie, procesem allogynogeneze, introgrese a možností rekombinace takto modifikovaného genomu při homospecifickém páření.

PODĚKOVÁNÍ

Tato studie vznikla za podpory: VZ UŽFG č. AVOZ5450515, VZ FAPPZ, ČZU č. MSM 6046070901 a grantu GAČR 206/05/2159. Rádi bychom poděkovali všem kteří nám poskytli materiál pro analýzy.

LITERATURA

- Flajšhans, M., Lusková, V., Vetešník, L., Halačka, K., Rodina, M., Lusk, S., Gela, D. (2004): Diploidní, triploidní a tetraploidní karas stříbřitý *Carassius auratus* z dolního toku Dyje: první výsledky reprodukční charakteristiky a experimentální hybridizace, *Biodiverzita ichtyofauny ČR* (V), p. 35-43.
- Halačka, K., Lusková, V., Lusk, S. (2003): *Carassius "gibelio"* in the fish communities of the Czech Republic, *Ecology and hydrobiology*, 3 [1] 133-138.
- Holčík, J. & Žitňan, R. (1978): On the Expansion and Origin of *Carassius auratus* in Czechoslovakia, *Folia Zoologica* 27(3): p. 279-288.
- Kalous, L., Šlechtová V. jr., Bohlen, J., Doadrio, I. (2004): Původ a identifikace ryb rodu *Carassius* v Evropě pomocí molekulárně-genetických dat, *Sborník ze VII. České ichtyologické konference*, Vodňany, 6-5.5. 2004, p.64-68
- 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. (1986): Problem of *Carassius auratus* under the conditions of Czechoslovakia. *Živ. Vyr.*, 31: p. 945-951.
- 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.
- Shaklee, J. B., Allendorf, F. W., Mortitz, D. C., Whitt, G. S. (1990): Gene nomenclature for protein-coding loci in fish, *Trans.Amer. Fish. Soc.*, 119: p. 2-15.
- Slavík, O. & Bartoš, L. (2004): What are the reasons for the Prussian carp expansion in the upper Elbe River, Czech Republic?, *Journal of Fish Biology*, 65 (Supplement A), p. 240-253.
- Tóth, B., Várkonyi, E., Hidas, A., Edviné Meleg, E. & Váradi, L. (2005): Genetic analysis of offspring from intra- and interspecific crosses of *Carassius auratus gibelio* by chromosome and RAPD analysis, *Journal of Fish Biology* 66: p. 784-797.
- Valenta, M., Hylgaard-Jensen, J., Jensen, E. S. (1971): Interaction of veronal, pyrophosphate, citrate and protein with lactate dehydrogenase isozyme determination and kinetics, *Acta Veterinaria Scandinavia* 12: p. 15-35.
- Vetešník, L. (2005): Biologické charakteristiky karasa stříbřího (*Carassius auratus* L.) s aspektem různé ploidie v podmínkách České republiky, *Doktorská práce*, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně.
- Yang, L., Shu-Ting, Y., Xue-Hong, W., Gui, J. F. (2001): Genetic Diversity Among Different Clones of the Gynogenetic Silver Crucian Carp *Carassius auratus gibelio*, Revealed by Transferrin and Isozyme Markers, *Biochemical Genetics*, Vol.39, Nos. 5/6: p. 213-225.
- Zhou, L., Wang, Y., Gui, J. F. (2000): Genetic evidence for gonochoristic reproduction in gynogenetic silver crucian carp (*Carassius auratus gibelio* Bloch) as revealed by RAPD assays, *J. Mol. Evol.*, 51: (5) p. 498-506.

ADRESY AUTORŮ

Lukáš Kalous (1;2)

e-mail: kalous@af.czu.cz

Věra Šlechtová (2)

e-mail: slechtova@iapg.cas.cz

Vlastimil Šlechta (2)

e-mail: slechta@iapg.cas.cz

(1) katedra zoologie a rybářství, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, Česká Zemědělská Univerzita v Praze, 165 21 Praha 6 – Suchbát

(2) laboratoř genetiky ryb, Ústav Živočišné Fyziologie a Genetiky Živočichů, Akademie Věd ČR, 277 21 Liběchov

COMPARATIVE BIOMETRIC ANALYSIS OF YOUNG RUSSIAN STURGEONS A. GUELLENSTAEDTII IN AGE GROUP 0+ FROM CAGES IN POST COOLING WATERS AND EXPERIMENTAL CONDITIONS. A STEP TO DOMESTICATION, OR REACTION FOR CHANGE OF ENVIRONMENT?

ANALIZA PORÓWNAWCZA CECH BIOMETRYCZNYCH JESIOTRA ROSYJSKIEGO A. GUELLENSTADTII W GRUPIE WIEKU 0+ W CHOWIE W WODACH POCHŁODNICZYCH I W CHOWIE W WARUNKACH EKSPERYMENTALNYCH. POCZĄTEK DOMESTYFIKACJI GATUNKU, CZY REAKCJA NA ZMIANĘ ŚRODOWISKA?

KESZKA S., RACZYŃSKI M.

Abstract

*Russian sturgeons (*Acipenser gueldenstaedtii*), imported to Poland as fertilized eggs and then reared to juveniles (age group 0+). Sturgeons were analysed for 9 meristic and 35 mensural characters in two experimental groups: first reared in cages in warm water canal (123 specimens), and second in experimental conditions in mean temperature 20°C (154 specimens). The results of morphological examinations and statistical tests and analysis suggest even an important influence of conditions of artificial aquaculture on the values of some mensural and meristic characters, but can't be considered domestication of this species. Juvenile sturgeons from warm water aquaculture have a much shorter head, longer trunk and lower head depth, and lower mean values in most of meristic characters.*

WSTĘP

Jesiotrowate są obecnie obiektem hodowli i chowu w wielu krajach m.in. USA, Rosji, Iranie, Kanadzie, Niemczech, Włoszech, Hiszpanii, Węgrzech, Japonii, Czechach i Polsce (Amerio i in. 1997, Bronzi in. 1997, Moeller 1992, Purves 1992, Rezanova, Tihonova, 1997, Kolman i in. 1999, Morgan 1998).

Mimo iż techniki chowu i hodowli jesiotorowatych są wciąż doskonałe znajomość tej grupy ryb jest wciąż niewystarczająca. Wiedza systematyczna na ich temat jest daleka od kompletności a większość danych jest czasami całkowicie bezużyteczna dla szczegółowych porównań i analiz (Krylova 1997, Vasil'eva 1997). Dla większości gatunków nie są nawet opisane i zgromadzone holotypy (Holčík 1989). Wciąż także nierozstrzygnięty jest status taksonomiczny wielu gatunków (Birstein 1993a, Birstein i in. 1997). Stałe problemy z identyfikacją gatunków z rodzaju *Acipenser* są powodowane przez duże podobieństwo pomiędzy gatunkami i plastyczność, której kierunki są nie do końca poznane (Ruban, Sokolov, 1986; Sokolov i in., 1986; Ruban, Panaiotidi 1994, Paaver 1997). Dodatkowo identyfikacja jest komplikowana poprzez indywidualną zmienność, oraz przez wpływ interwencji ludzkiej, takiej jak manipulacje w akwakulturze czy hybrydyzacja (Loy i in. 1997).

Przy założeniu, że na zmienność cech biometrycznych u ryb mają wpływ warunki środowiska jak i genetyczne uwarunkowania (Leary i inni 1992), krańcowo zmienne warunki akwakultury mogą odpowiedzieć na pytanie o zasięg możliwości przystosowawczych gatunków oraz stopień zróżnicowania morfologicznego, będący wyrazem plastyczności ekologicznej.

CEL PRACY

Celem niniejszej pracy było przeprowadzenie kompletnej analizy biometrycznej młodzieży jesiotra rosyjskiego *Acipenser gueldenstaedtii* w pierwszym roku życia oraz stwierdzenie czy i w jaki sposób zmieniają się cechy biometryczne tych ryb w czasie wzrostu w warunkach akwakultury. Służyło temu porównanie stopnia zróżnicowania morfologicznego ryb w chowie w wodzie pochlodniczej i w warunkach eksperymentalnych poprzez prześledzenie zmian cech w czasie wzrostu. Różnorakie warunki tam panujące umożliwiają uchwycenie szerokiego spektrum wahań cech morfometrycznych.

MATERIAŁ I METODA

Jesiotry rosyjskie *Acipenser gueldenstaedtii* pozyskane do badań zostały sprowadzone do Polski z ośrodka wylęgarniczego w Krasnodarze (Rosja) w stadium zaoczkowanej ikry w marcu 1995 roku.

Podchów wylęgu dokonany został w gospodarstwie rybackim w Oleśnicy koło Chodzieży. Zapłodnioną ikrę inkubowano przez 2-3 dni w aparatach Weissa, w wodzie o temperaturze ok. 20°C. W gospodarstwie stosuje się pasze firmy Aller Mölle o zawartości białka 53,0%, tłuszczu 14,0%, wzbogacone w witaminy A i D₃.

Jesiotry rosyjskie w liczbie 450 sztuk trafiły do sadzów 27 lipca a doświadczenie zakończono 7 września. Powierzchnia dna sadzów wynosiła 1,5 m² a objętość początkowo wynosząca 0,5 m³ została zwiększona do 1-1,5 m³. Ryby karmione były paszą firmy Aller Mölle (Safir) zawierającą 45,6% białka, 17,6 % tłuszczu, 19,3 % węglowodanów, 10,3% popiołu. Temperatura wody pochlodniczej w czasie podchowu zmieniała się w zakresie 22-33 °C, ale przez dłuższą część trwania podchowu miała 28°C. Przepływ wody w kanale zrzutowym elektrowni jest uzależniony od liczby użytkowanych bloków energetycznych, zwykle jednak oscyluje wokół wartości 1-1,5 m/s, wewnątrz sadzów jest mniejszy i wynosi ok. 0,3 m/s. W tej grupie zaanalizowano 123 sztuki.

W celu umożliwienia bieżącej obserwacji zmian cech biometrycznych przeprowadzono doświadczenie z eksperymentalnym podchowem narybku jesiotra rosyjskiego w 550 litrowych zbiornikach rotacyjnych zasilanych wodą z sieci wodociągowej po uprzednim odstaniu w odstojnikach.

Na każdy z 2 zbiorników przypadały dwa filtry typu Fluval 3200, każdy o wydajności 1500 l/godz. Filtry miały trójwarstwowy, wymienny wkład: górna warstwa zawierała sztuczną watę polietylenową do zatrzymywania zanieczyszczeń, warstwa środkowa zawierała pochłaniacz amoniaku, a dolna keramzyt, bądź rurki z węglanu wapnia. Dodatkowo natleniano baseny za pomocą sprężonego powietrza poprzez oksydatory kostkowe oraz za pomocą deszczownicy będącej ujściem przefiltrowanej wody. Uchodząca w ten sposób przefiltrowana woda wywoływała rotacyjny ruch wody od powierzchni do dna o prędkości przepływu ok. 0,1 m/s zmierzonej eksperymentalnie za pomocą pływaka.

W każdym z 4 zbiorników obsadzono na początku po 100 sztuk jesiotra rosyjskiego.

Jesiotry rosyjskie miały na początku doświadczenia średnią masę 7,4 g. Ryby były karmione pstragową paszą granulowaną firmy Dana Feed typu Dan-ex 4.85 w dawkach 3% masy ciała, kilka razy dziennie, paszę zadawano ręcznie. W celu ustalenia kontrolowanych dawek paszy ryby ważono. Wagi i pomiary biometryczne odbywały się w okresach co 10 dni. Ze względu na dużą liczbę materiału (200 szt.), pomiary prowadzono przez kilka dni po ważeniach kontrolnych izolując wcześniej partię ryb przeznaczoną do analiz, a pozostałe karmiono dawką paszy zmniejszoną o liczbę osobników wziętych do pomiarów. Średnia temperatura podchowu wyniosła 19,1°C. W tej grupie zanalizowano łącznie 154 sztuki.

Rybam w dniu przeprowadzania wagi i pomiarów nie podawano paszy. Wagi i pomiary wykonywano po uspianiu ryb preparatem Propiscin (etomidat) opracowanego w Instytucie Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie, w Pracowni Patologii i Immunologii Ryb.

Badania morfometryczne prowadzono według metody Krylovej, Sokolova (1981). Łącznie zanalizowano 35 cech wymierzalnych i 9 przeliczalnych.

Cechy wymierzalne wyrażono dwoma sposobami: przy zastosowaniu wskaźników procentowych wyliczonych w stosunku do długości całkowitej (l.t.) lub długości bocznej głowy (C) oraz za pomocą współczynników korelacji i prostych regresji.

Zbadano również zmienność tzw. indeksu Soljana (Soljan 1975), który zdefiniować można jako iloraz odległości od początku rostrum do chrzęstnego sklepienia otworu gębowego (rr) do szerokości otworu gębowego (SO) (SOLJ = {(rr):SO}). Ponadto za Arlatim i in. (1997) i Hernando i in. (1997) określono względną pozycję wąsów CA = {(rl-rc)} oraz indeks względnej szerokości rostrum FB = {(rr): (SRc)}. Indeksy te wyrażono w wartościach bezwzględnych.

Pomiary przeprowadzono z dokładnością do 0.1 cm przy pomocy suwmiarki elektronicznej VIS, natomiast dłuższe pomiary za pomocą suwmiarki z tradycyjnym odczytem. Masy ryb uzyskiwano ważąc je na wadze elektronicznej z dokładnością do 0,1 g. Cechy przeliczalne takie jak liczba promieni w płetwach i liczba wyrostków filtracyjnych ze względu na słabą ich czytelność analizowano przy użyciu mikroskopu stereoskopowego.

Do opisanie zmienności proporcji ciała ryb zależnej od wielkości osobników zaadaptowano model matematyczny opracowany przez zespół Metelski i in. (1980) oraz zmodyfikowany później przez Podsiadło, Olech (1994). Model ten pozwala zwizualizować dokładne charakterystyki związku zachodzącego między dwiema cechami, których zmiany zachodzą z różną intensywnością. Pozwala to naświetlić te cechy, których wzrost jest izometryczny oraz te, których zmienność wynika z allometrycznego wzrostu.

$$\frac{y}{x} = A + \frac{D}{x},$$

$$\text{gdzie: } A = \frac{\text{cov } xy}{d_x^2},$$

$$\text{ i } D = \bar{y} - b \bar{x}, \quad b \bar{x} = A * \bar{x},$$

x, y - zmienne (np. : x = długość rostrum; y = długość całkowita),

$$d_x^2 = \frac{\sum (x_i - \bar{x})^2}{n-1},$$

$$\text{cov } xy = \frac{1}{n-1} \sum (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y}).$$

Ocenę stanu odżywienia ryb dokonano używając współczynnika kondycji Fultona

$$K = \frac{W * 100}{l^3}$$

Gdzie: W- masa ryby (w gramach); l - długość całkowita (w centymetrach).

Współczynniki kondycji obliczono dla każdej ryby oddzielnie.

Dodatkowo do oceny charakteru wzrostu wykorzystano funkcje potęgową określającą zależność pomiędzy długością i masą wg wzoru (Lagler, Vibert 1961):

$$W = k L^n$$

gdzie:

W – masa

L – długość

k, n – parametry charakterystyczne dla danego gatunku określone na podstawie danych empirycznych

WYNIKI I DISKUSJA

Cechy merystyczne

Najbardziej zmiennymi cechami wśród ryb w chowie w wodach pochłódniczych, których współczynnik zmienności (V) miał wartość powyżej 10 % były liczba tarcz w rzędach grzbietowym (SD), bocznym (SLL) i brzuszonym (SVL) oraz liczba promieni w płetwie piersiowej (P). Pozostałe cechy wykazywały się względną stałością, chociaż współczynniki zmienności dla tych cech w granicach 8,67-9,74 należy uznać za wysokie. Znamienne jest, że rozstęp kwartylny zawierał ryby charakteryzujące się wartościami cech merystycznych mniej więcej po środku ich szerokich zakresów (min. -maks.) ich dystrybucji. Najczęściej w tej grupie materiału jesiotry rosyjskie posiadały 12 tarcz grzbietowych, 31 tarcz bocznych, 9 tarcz brzusznych.

W chowie eksperymentalnym mediana dla liczby tarcz w rzędzie grzbietowym (SD) wyniosła 14, w lewym i prawym bocznym (SLL, SLP) 41, a w lewym i prawym bocznym (SVL, SVP) 10. Brak jest wyraźnych różnic w wartościach średniej pomiędzy liczbą tarcz bocznych i brzusznych (SLL, SLP, SVL, SVP) liczonych po obu stronach ciała. Również zakresy analizowanych cech parzystych są zbliżone dla tarcz bocznych a dla tarcz brzusznych identyczne.

Należy zwrócić uwagę, że wartość współczynnika zmienności dla tej próby badanych ryb dla żadnej z badanych cech nie przekroczyła wartości 10 %.

Porównanie cech merystycznych

Analizę porównawczą pomiędzy próbami z wód pochłódniczych i chowu eksperymentalnego przeprowadzoną za pomocą testu ANOVA Kruskala-Wallisa i U-Manna Whitneya objęto 3 najbardziej informatywne cechy: liczbę tarcz w rzędzie grzbietowym (SD), bocznym lewym (SLL) i brzuszonym lewym (SVL).

Oba testy wykazały statystycznie istotne różnice dla wszystkich trzech porównywanych cech merystycznych. Średnie wartości cech przeliczalnych w wodach pochłódniczych były istotnie niższe niż te u jesiotrów hodowanych w warunkach eksperymentalnych. Porównując inne wskaźniki analizowanych cech w obu grupach (SD, SLL, SVL), widać iż u jesiotrów w chowie eksperymentalnym cechy merystyczne charakteryzowały się mniejszym rozrzutem niż w wodach pochłódniczych. Świadczą o tym niższe rozstępy kwartylny. Natomiast zakresy cech - zarówno minimum jak i maksimum mają wyższe wartości w grupie w warunkach eksperymentalnych.

Test na istotność różnic pomiędzy grupami

Wyniki testów U-Manna Whitneya i Kolmogorova-Smirnova przeprowadzonego w celu weryfikacji istotności różnic dla względnych związków cech wymierzalnych znajdują się w tabeli 23. Test wykazał istotne statystycznie różnice pomiędzy badanymi grupami w 33 na 37 porównywanych względnych związków.

Najbardziej charakterystyczne wydają się różnice w zakresie cech liniowych $L_1, L_2, L_2-C, aD, aA, PV, VA$. Wszystkie wymienione cechy mają istotnie statystycznie wyższe wartości u ryb z chowu sadzowego w wodach pochłódniczych. Spośród nich największe różnice zanotowano w długości korpusu ciała (L_2-C). Przeciwnie, ryby z chowu sadzowego mają w stosunku do ryb z chowu w warunkach eksperymentalnych wyraźnie krótszą głowę (C), co jak się wydaje, jest wynikiem wyraźnie krótszego rostrum (R). Generalnie ryby z chowu sadzowego charakteryzują się wyższą głową (HC) oraz odmiennymi proporcjami przedniej (R) i tylnej części głowy (OP).

Wyniki analizy funkcji dyskryminacyjnej pomiędzy próbami ryb z wód pochłódniczych i podchowu eksperymentalnego

Przystępując do analizy funkcji dyskryminacyjnej należy podkreślić, iż poprawność wyników otrzymanych za jej pomocą dla macierzy klasyfikacji była stuprocentowa. Jako cechę mającą największy udział w odróżnianiu badanych grup, analiza wyłoniła wysokość głowy (HC), która to cecha, już we wcześniej analizowanych testach wykazywała znaczne różnice w badanych grupach. Osobniki z chowu w wodach pochłódniczych miały wyraźnie wyższą głowę od ryb z chowu eksperymentalnego.

Cechy wymierzalne

Jesiotry rosyjskie, których cechy wymierzalne analizowano w grupach długości całkowitej charakteryzowały się różnokierunkową zmiennością cech w miarę wzrostu. Najpierw w najniższej klasie długości 10-19,9 cm niestabilne były cechy określające wysokość i długość płetw, co obrazował wysoki współczynnik zmienności, natomiast w wyższej klasie długości 20,29 cm nastąpiła stabilizacja cech określających płetwy. Prawdopodobną przyczyną zmienności tych elementów budowy są niewielkie rozmiary

badanych ryb. W tym miejscu pojawia się pytanie jak w związku z różnicowaniem się wielkości i co za tym idzie - kształtu płetw, zakwalifikować badane osobniki. Czy jest to już stadium młodociane, czy też były one w fazie przejściowej pomiędzy fazą „alevin” (Balon za Castelnau i in. 1991) a stadium juvenilnym. Według Holčika (1989) i Balona (za Castelnau i in. 1991) o fazie juvenilnej mówimy w przypadku pełnego wykształcenia płetw, szczególnie ogonowej i ogólnie ustalenia się fenotypu. Castelnau i in. (1991) podaje, że następuje to u jesiotra zachodniego do długości 25 cm. Wydaje się więc, że stabilizacja fenotypu zachodziła nieco wcześniej u badanych jesiotrów rosyjskich (do 20 cm), niż w porównywanych danych dla jesiotra zachodniego, przynajmniej w odniesieniu do kryteriów zastosowanych przez Castelnau i in. (1991). Powyższy pogląd zdają się potwierdzać wyniki Snydera (1988) dla gatunków północnoamerykańskich.

Ciekawych danych na temat zmienności dostarcza analiza współczynników równań regresji dla związków bezwzględnych cech wymierzalnych z długością całkowitą bądź długością głowy. Większość cech charakteryzuje się wzrostem nieproporcjonalnym wraz z wymiarami liniowymi o czym świadczą współczynniki „b” tych równań dalekie od wartości zero. Przy czym cechy, które wykazują proporcjonalny wzrost w jednej grupie badanych ryb nie wykazują go w grupie drugiej. Do podobnych obserwacji mogą doprowadzić analizy współczynników równań regresji dla związków względnych cech wymierzalnych z długością całkowitą bądź długością głowy. Współczynniki tych równań różnią się zarówno wartościami jak i istotnością współczynników korelacji określonych cech. Otrzymane wyniki mogą być spowodowane zróżnicowanym tempem wzrostu w obu badanych próbach, stąd obserwowana nierównomierność wzrostu poszczególnych odcinków ciała. Przeprowadzone testy nieparametryczne potwierdzają tę hipotezę. Ryby z chowu sadzowego w cieplej wodzie mają w stosunku do ryb z chowu w warunkach eksperymentalnych porównywalnie większe wartości wymiarów liniowych ($L_1, L_2, L_2-C, aD, aA, PV, VA$) w związku z tym następuje skrócenie głowy (C) oraz jej cech szczególnych, oraz proporcji pomiędzy jej częścią rostralną i zaoczną.

Skrócenie głowy, kosztem wydłużenia tułowia zostało stwierdzone u ryb karpiowatych przez Kozharę (1997) a także u szypa w porównywanych populacjach z J. Bałchasz i M. Aralskiego przez Pečnikovą (1970). Wydaje się, że przyczyną tego typu zmian w badaniach własnych jest szybsze tempo wzrostu w wodach pochlódniczych, co powoduje szybszy wzrost odcinka tułowiowego kosztem głowy. Ruban, Sokolov (1986) szukając przyczyn zmian proporcji ciała u hodowlanych jesiotrów syberyjskich, wyrażonej w przesunięciu względnego położenia płetw (aD, aA, PV, AV), wskazują na brak silnego prądu wody w hodowli. W badaniach własnych zaobserwowano powyższe różnice pomiędzy próbami w warunkach chowu sadzowego i chowu eksperymentalnego, które to warunki w zasadzie nie różniły się wielkością przepływu, a nawet, w chowie sadzowym, gdzie wystąpiło skrócenie rozstawów, prąd wody był nieco większy. Podstawowymi różnicami pomiędzy badanymi próbami było właśnie tempo wzrostu i temperatura. Z tymże ten drugi czynnik działał, jak się wydaje, addytywnie wraz ze wzrostem ryb na powyższe zmiany.

Przeprowadzona dodatkowo analiza dyskryminacyjna pomiędzy badanymi grupami pozwoliła wyodrębnić wysokość głowy (HC) jako cechę najistotniejszą przy wyróżnieniu badanych grup. Jesiotry z chowu sadzowego miały wyraźnie wyższą głowę od tych, z chowu w warunkach eksperymentalnych. Różnice w średnich wartościach tej cechy potwierdzają również testy nieparametryczne. Wydaje się, że przyczyną różnic pomiędzy badanymi grupami, które tak wyraźnie wyodrębniła analiza funkcji dyskryminacyjnej, są różnice w kondycji ryb. A zatem względna wysokość głowy wydaje się istotnym markerem wskazującym na kondycję ryby.

Współczynnik kondycji Fultona miał wartości niższe w przypadku ryb w podchowcie eksperymentalnym w stosunku do ryb z chowu sadzowego w wodach pochlódniczych. Są to różnice rzędu 10 % wartości tego współczynnika. Wydaje się, że podstawowym czynnikiem mogącym mieć tu znaczenie jest stres któremu podlegały ryby w eksperymentach.

Dane o kondycji ryb jesiotrowatych w czasie trwania doświadczeń hodowlanych są podawane niezwykle rzadko w literaturze. Wyniki Prokeša i in. (1996, 1997) są nieco lepsze; współczynniki kondycji mają tam wartości o średnio ponad 10 % wyższe niż w badaniach własnych w chowie eksperymentalnym. Natomiast wartości współczynnika u ryb z chowu w wodach pochlódniczych w badaniach własnych zasadniczo pokrywają się z wynikami wyżej wymienionych autorów. Nieco wyższe średnie współczynniki kondycji niż w badaniach własnych i doświadczeniach Prokeša i in. (1996, 1997a) uzyskali Amerio i in. (1997) w podchowcie jesiotra syberyjskiego. W pracy Prokeša i in. (1997b) autorzy stwierdzają zależność współczynnika kondycji od zawartości tłuszczu w paszy. Rezultaty badań tych autorów wykazały lepszą kondycję ryb karmionych paszą pstrągową zawierającą więcej tłuszczu niż paszą karpiową o mniejszej zawartości tego składnika. W badaniach własnych, zarówno jesiotry w chowie wodach pochlódniczych jak i w chowie w warunkach eksperymentalnych żywione były paszami pstrągowymi, wydaje się więc, że na różnice w zakresie współczynnika kondycji pomiędzy badanymi grupami ryb były spowodowane innymi czynnikami.

ABSTRAKT:

W czasie doświadczenia hodowlanego w chowie sadzowym (n=139) i w zimnowodnym chowie w warunkach eksperymentalnych (n=184) badano metodą przeżyciową (po uśpieniu ryb preparatem Propiscin) cechy biometryczne młodocianych jesiotrów rosyjskich pochodzący z tarła osobników z rzeki Wołgi. Ryby kilkakrotnie ważono i mierzono, a następnie opracowano wyniki za pomocą statystycznych testów nieparametrycznych oraz metod analizy wielowymiarowej. Porównań dokonywano w klasach długości co 10 cm. Ryby w obu grupach eksperymentalnych różniły się istotnie statystycznie większością cech wymierzalnych jak i

policzalnych. W obu grupach ryby różniły się istotnie kondycją, na którą wskazywała wysokość głowy (HC) wskazana przez analizę dyskryminacyjną jako wskaźnik biometryczny. Wykazane różnice mogą być reakcją na odmienne od naturalnych warunki chowu. Większość cech wymierzalnych jesiotra rosyjskiego wykazała się wzrostem allometrycznym pogłębianym w wyniku oddziaływania warunków akwakultury.

Literatura

- Amerio M., C.Rugii, C.Badini, 1997: Performance of *Acipenser baeri* reared at two water temperatures. W: Bookled of abstracts. 3rd International Symposium on Sturgeon, Piacenza, Italy, July 8-11, 1997.
- Arlati G., J.A. Hernando, L.A. Poliakova-Belyseva, 1997: Statistical analysis of some meristical characters from AL hybrids (*Acipenser naccarii* x *Acipenser baerii*). W: Bookled of abstracts. 3rd International Symposium on Sturgeon, Piacenza, Italy, July 8-11, 1997.
- Birstein V.J., 1993a: Is *Acipenser medirostris* one or two species? Sturgeon Quarterly, Vol. 1, 2: 8.
- Birstein V.J., W.E. Bemis, 1997: How many species are there within the genus *Acipenser*? Environmental Biology of Fishes 48: 157-163.
- Birstein V.J., W.E. Bemis, J.R. Waldman 1997: The threatened status of acipenseriform species: a summary. Environmental Biology of Fishes 48: 427-435.
- Bronzi P., G. Arlati, H. Rosenthal, P. Williot, 1997: Status and prospects of sturgeon farming in Western Europe. W: Bookled of abstracts. 3rd International Symposium on Sturgeon, Piacenza, Italy, July 8-11, 1997.
- Castelnaud G., E. Rochard, P. Jatteau, M. Lepage, 1991: Données Actuelles sur la Biologie D' *Acipenser sturio* Dans L'Estuaire De La Gironde. W: Williot P. (red.), 1991: *Acipenser*. Actes du premier colloque international sur l'esturgeon. Bordeaux 3-6 octobre 1989: 251-275.
- Hernando J.A., G. Arlati, A. Domezain, M.C. Soriguer, L.A. Poliakova-Belyseva, J. Domezain, C. Vallespin, R. Bravo, 1997: Morphometric study of *Acipenser naccarii* (Bonaparte, 1836) in fish farm individuals. 1997: Bookled of abstracts. 3rd International Symposium on Sturgeon, Piacenza, Italy, July 8-11, 1997.
- Holčík J. (red.), 1989: The freshwater fishes of Europe. General Introduction to fishes, Acipenseriformes. Aula-Verlag. Wiesbaden, V.1/II, 469 s.
- Kolman R., 1999: Jesiotry. Wydawnictwo IRS. Olsztyn: 9-10.
- Kozhara A., 1997: Zmienność cech morfologicznych i struktura populacyjna gatunków niektórych ryb karpiowatych Wschodniej Europy i pogranicznych regionów. Systematyka ryb karpiowatych Cyprinidae III sesja Sympozjum Olsztyn-Kortowo: 81-95.
- Krylova V.D., 1997: On the problem of universal methodology of morphological analysis of sturgeons (Acipenseridae). W: Bookled of abstracts. 3rd International Symposium on Sturgeon, Piacenza, Italy, July 8-11, 1997.
- Krylova V.D., L.I. Sokolov, 1981: Metodicheskie rekomendacii. Morfologičeskie issledovaniâ osetrovyyh ryb i ih gibridov. VNIRO. Moskva, 18 s.
- Lagler K.F., R.Vibert, 1961: Pêches Continentales. Biologie et Amenagment. Dunod. Paris.
- Leary R.B., Allendorf F. W., Knudsen K.L., 1992: Genetic, environmental, and developmental causes of meristic variation in rainbow trout. Acta Zool. Fennica 191: 81-95.
- Loy A., S.Molteni, P.Bronzi, 1997: Geometric in the characterisation of the cranial growth pattern of *Acipenser naccarii*. W: Bookled of abstracts. 3rd International Symposium on Sturgeon, Piacenza, Italy, July 8-11, 1997.
- Metelski K., Suchodolska-Rytel E., 1980: Matematyczny model przyrostów szczypiec u raka szlachetnego *Astacus astacus* (L.). Zeszyty naukowe SGGW-AR Zootechnika. 16. Hydrobiol. Trop. Vol.20. No.1: 65-72.
- Moeller G., 1992: German farms breed their own sturgeon. Fish Farming Internat. 19: 9-10.
- Morgan S., 1998: New prospects for sturgeon on Canada's east coast. Fish Farmer. International File. Vol. 12. No.2. : 16.
- Paaver T., 1997: Distribution of native and introduced species of sturgeons in Estonia. W: Bookled of abstracts. 3rd International Symposium on Sturgeon, Piacenza, Italy, July 8-11, 1997.
- Parker R.E., 1978: Wprowadzenie do statystyki dla biologów. PWN. Warszawa. 163 s.
- Pecnikova N.V., 1970: Izmenenie morfologii sipa (*Acipenser nudiventris*) Aral'skogo morâ i ozero Balhaş w svâzi s akklimatizaciej ryb i kormovyh životnyh. Zool. Zhurnal. XLIX, 1: 96-105.
- Podsiadło E., Olech W., 1994: Variability of some body proportions in noble crayfish – *Astacus astacus* (L.) depending on the size of individuals and their sex. Annals of Warsaw Agricultural University SGGW. Animal Science. 30: 3-14.
- Prokeš M., V. Baruš, M.Peňáz, 1996: Growth of larvae and juveniles 0+ of Siberian sturgeon (*Acipenser baeri*) in aquaculture and experimental conditions of the Czech Republic. Folia Zoologica 45 (3): 259-270.
- Prokeš M., V. Baruš, M.Peňáz, 1997a: Growth of juveniles Russian sturgeon (*Acipenser gueldenstaedti*) in experimental basin conditions. Folia Zoologica 46 (4): 337-351.
- Prokeš M., V. Baruš, M.Peňáz, 1997b: Growth of juvenile Siberian sturgeon (*Acipenser baeri*) fed two types of pelleted feed under trough farming conditions. Folia Zoologica 42 (11): 501-510.
- Purves M., 1992: Iran grows its sturgeons. Fish Farming Intern. 19, 9: 2.
- Ruban G.I., Sokolov L.I., 1986: Morfologičeskaâ izmenčivost sibirskogo osetra *Acipenser baeri* Brandt reki Lena v svazi s vyrašivaniem ego na teplyh vodah. Vopr. Ihtiol., 26, 3: 470-475.

- Ruban G.I., A.I. Panaiotidi, 1994: Sravnitelnyj analiz podvidov sibirskovo osetra *Acipenser baeri stenorrhynchus* i *A.baeri chatys* (Acipenseridae) rek Jenisej i Lena. Vopr.Ihtiol., 34, 4: 469-478.
- Sokolov L.I., B.V. Košelev, O.V.Kalatân, G.I. Ruban, N.V.Akimova, E.L. Sokolova, 1986: Ecomorphological characteristics of Siberian sturgeon *Acipenser baeri* from Aldan River. J. Ichthyol., 6: 55-64.
- Snyder D. E., 1988: Description and Identification of Shortnose and Atlantic Sturgeon Larvae. American Fisheries Society Symposium 5: 7-30.
- Vasil'eva E.D., 1997: Morphological characters and modern problems of acipenserid systematics: their variability and taxonomic value. W: Bookled of abstracts. 3rdInternational Symposium on Sturgeon, Piacenza, Italy, July 8-11, 1997.
- Vlasenko A.D., A.V. Pavlov, L.I. Sokolov, V.P Vasil'ev, 1989: *Acipenser gueldenstaedtii* Brandt, 1833. w: Holčík (red.) The freshwater fishes of Europe. General Introduction to Fishes, Acipenseriformes. Aula - Verlag. Wiesbaden. V.1/ II: 294-344.

Adresa autorů:

dr inż. *Sławomir Keszka*, dr inż. *Mariusz Raczyński*, Zakład Systematyki Ryb WnoŻiR, Akademia Rolnicza w Szczecinie, K. Królewicza 4, 71-550 Szczecin, Polska

SEZÓNÍ VARIABILITA VZORKŮ RYBÍHO SPOLEČENSTVA

Seasonal variability of fish samples

KONEČNÁ G., JANÁČ M., JURAJDA P.

ABSTRACT

Recently, fish monitoring became a relevant topic, according to implementation of EU Water Framework Directive. Fish are the most movable component included in the monitoring program (plankton, macrophytes, benthic macroinvertebrates, fish), making representative sampling difficult in many cases. In this contribution we focused on seasonal variability of fish sample on small submontane stream. Study took place on Vlára stream in Bohuslavice town. One identical section was sampled monthly from April to November 2005. The section was 100 m long (river width 11 m, maximal depth 80 cm), bounded by a weir upstream and a stop net downstream. Section included both pools and shallow riffles. Sampling was carried out using electrofishing. Two anode operators (with fishing gears) and four assistants with dip nets surveyed the section continually. Fish species were identified, fish were measured to nearest 1 mm and returned to the river.

Totally, 8238 individuals belonging to 18 species were caught. Number of species was constant during the year (mean $\pm$ SE, 10.5 ± 0.38). Species divided into two groups according to frequency: stabile and rare ones. Nine most common species were caught each month. On the other hand, in most cases the rest of species was found just once. Gudgeon (*Gobio gobio*), roach (*Rutilus rutilus*) and chub (*Leuciscus cephalus*) were dominant species. Also minnow (*Phoxinus phoxinus*), nase (*Chondrostoma nasus*), spiralin (*Alburnoides bipunctatus*), stone loach (*Barbatula barbatula*) and perch (*Perca fluviatilis*) occurred regularly. Rare species probably came from lentic waters in the river basin (common bream, Prussian carp, crucian carp, common carp, stone moroko, sunbleak) and did not make stable populations in the river. Loach was the most variable (in terms of relative proportion in assemblage) species, gudgeon and roach were the least variable. Assemblage density varied during the year, being influenced by hydrological factors.

ÚVOD

Problematika monitoringu ryb se stala v současnosti aktuálním tématem vzhledem k zavádění rámcové směrnice Evropské unie. V této směrnici je zahrnuto hodnocení planktonu, makrofyt, makrozoobentosu a ryb. Ryby jsou nejpohyblivější složkou zahrnutou do monitoringu a zachycení reprezentativního vzorku rybiho společenstva v hodnoceném úseku řeky je tedy provázáno mnohými nesnázemi, o nichž je třeba diskutovat. Tato studie se zaměřila na jeden dílčí problém, a tím je sezónní variabilita vzorků rybiho společenstva na menším podhorském toku.

Problém variability se týká jak druhového spektra vzorku, tak celkové velikosti úlovků, která je v průběhu sezóny proměnlivá, a to i při dodržení stejných metodických postupů. Proměnlivost složení rybiho společenstva v průběhu roku je v určité míře samozřejmá a souvisí především s potravním a reprodukčním chováním jednotlivých druhů ryb.

Rozdílná velikost uloveného vzorku je rovněž dána podmínkami prostředí, které se na toku v průběhu roku mění (průtok, teplota vody, průhlednost vody), a které také ovlivňují úspěch odlovu.

MATERIÁL A METODIKA

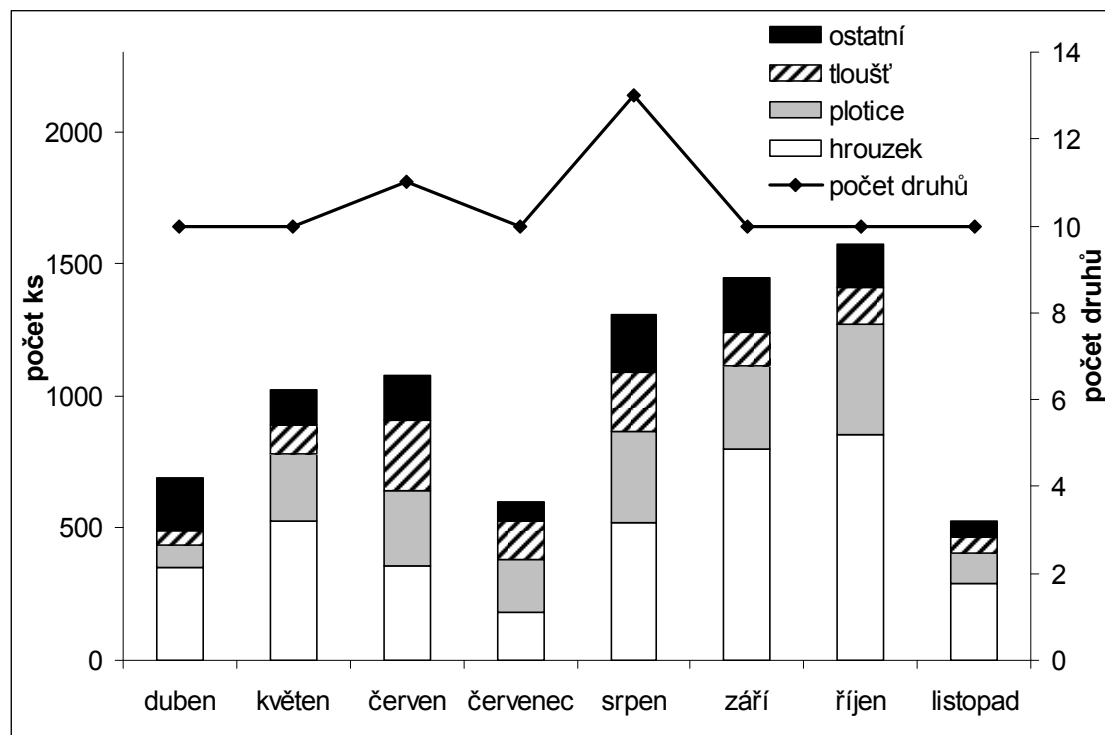
Odlovy byly prováděny během roku 2005 v měsíčních intervalech od dubna do listopadu, vždy v jednom dni v rozmezí mezi 14. – 22. dnem daného měsíce. Vybraný úsek leží na středním toku řeky Vlára v Bílých Karpatech v obci Bohuslavice. Úsek řeky můžeme charakterizovat jako střední podhorský tok, jehož šířka byla v průměru 11 m a v nejhlubších místech dosahoval hloubky 80 cm. V úseku se vyskytovaly jak přejezdné úseky, tak klidná místa s charakterem tůň. Lovili jsme vždy na stejném vyznačeném úseku řeky o délce 100 m, nahoře ohraničeném jezem a dole stavěcí sítí (průměr ok 6 mm).

K odlovům jsme používali bateriové agregáty typu LENA 220 – 240 V, 1,5 – 2 A, 100 Hz a kruhovou anodu o průměru 25 cm. Úsek byl proloven kontinuálně vždy dvakrát. Na odlovu se podíleli dva lovci s agregáty a čtyři asistenti s podběráky a pomocný personál na odebírání a měření ryb. Každý jedinec byl druhově určen a byla u něj změřena délka těla. Poté byl šetrně vrácen do řeky, a to pod stavěcí sítí, abychom vyloučili jeho opětovné ulovení, které by zkreslovalo výsledky a znemožnilo jejich kvantitativní hodnocení. Do hodnocení byly zahrnuty pouze ryby starší jednoho roku.

VÝSLEDKY A DISKUZE

Celkem bylo v průběhu roku zachyceno 8238 jedinců (1 rok a starší). Ulovené ryby náležely k 18 druhům, navíc se v úlovcích vyskytl jeden mezidruhový hybrid. Celková druhová početnost v jednotlivých měsících se výrazně nelišila (průměr $\pm$ SE = $10,5 \pm 0,38$) (Obr. 1). Druhy se rozdělily na dvě skupiny: stabilní a doplňkové. Stabilní druhy byly zaznamenány v každém odlovu. Doplňkové druhy se vyskytovaly většinou jen v jednom odlovu a v malém množství, většinou byl v každém měsíci zachycen jiný doplňkový druh. Dle frekvence výskytu jsme zaznamenali devět konstantně se vyskytujících druhů (Tabulka 1) – štika obecná (*Esox lucius*), plotice obecná (*Rutilus rutilus*), jelec tloušť (*Leuciscus cephalus*), střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*),

ostroretka stěhovavá (*Chondrostoma nasus*), hrouzek obecný (*Gobio gobio*), ouklejka pruhovaná (*Alburnoides bipunctatus*), mřenka mramorovaná (*Barbatula barbatula*) a okoun říční (*Perca fluviatilis*).



Obr. 1. Sezónní variabilita ve velikosti úlovků nejvíce zastoupených druhů a v počtu druhů při odlovech na řece Vláře.

Vzácně se vyskytující, většinou limnofilní druhy pocházely pravděpodobně z výše položených stojatých vod v povodí (slunka obecná (*Leucaspius delineatus*), lín obecný (*Tinca tinca*), střevlička východní (*Pseudorasbora parva*), ouklej obecná (*Alburnus alburnus*), cejn velký (*Abramis brama*), karas obecný (*Carassius carassius*), kapr obecný (*Cyprinus carpio*). Pouze karas stříbřitý (*Carassius gibelio*) byl častějším doplňkovým druhem, byl zaznamenán ve čtyřech odlovech (Tabulka 1).

Početně dominantními druhy ve společenstvu byli hrouzek obecný (47%), plotice obecná (24%) a jelec tloušť (14%), kteří byli nejdominantnějšími v každém měsíčním odlovu a zároveň společně tvořili 85% všech úlovků. Další početné druhy byly mřenka mramorovaná (8%), ouklejka pruhovaná (4%) a ostroretka stěhovavá (1%). Ostatní druhy nedosahují počtem odchycených jedinců hranice jednoho procenta v součtu všech úlovků (Tabulka 1). Nejméně proměnlivými stabilními druhy co do procentuálního zastoupení ve společenstvu byl hrouzek obecný, jehož dominance kolísala mezi 33-55% (koeficient variance CV = 22 %) a plotice obecná (12-34%, CV = 25%). Nejvíce variabilní bylo zastoupení mřenky mramorované (3-26%, CV = 80%).

Velikost celkových úlovků v jednotlivých měsících kolísala daleko výrazněji, než počet druhů nebo dominance. Celkově bychom mohli mluvit o trendu nárůstu velikosti měsíčního úlovku od dubna do října. V dubnu bylo uloveno celkem 689 ryb, kdežto v říjnu 1571 jedinců v totožném 100 metrovém úseku (Obr. 1). Červencový vzorek byl poznamenán vyšším průtokem v řece a mírně zakalenou vodou, což s velkou pravděpodobností snížilo velikost úlovku. Nicméně počet druhů ani dominance se výrazně nelišily.

ZÁVĚR

Osm ze zaznamenaných 18 druhů se vyskytovalo pravidelně ve všech měsících (duben-listopad). Doplňkové druhy se vyskytovaly v toku jen příležitostně a jejich početnost byla malá. Relativní složení rybiho společenstva se v průběhu roku měnilo jen málo. Početnost vzorku byla mezi jednotlivými měsíci více variabilní a mírně vzrůstala od května do října. Nejmenší úlovky jsme zaznamenali v chladných měsících (duben, listopad) a v měsíci červenci, při snížené průhlednosti a zvýšeném průtoku. Výskyt hlavních druhů a relativní složení společenstva je stabilní, hustota společenstva se během sezóny mění a hydrologické faktory významně ovlivňují výsledek odlovu.

PODĚKOVÁNÍ

Autoři děkují MRS MO Slavičín za umožnění výzkumu v jejím revíru a všem kolegům za pomoc při terénních pracích. Studie byla podporována projektem GAČR 524/04/1115.

Tab. 1. Procentuelní zastoupení druhů v jednotlivých měsících a frekvence výskytu druhů na řece Vláře.

český název	vědecký název	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	total	frekvence
pstruh obecný f. potoční	<i>Salmo trutta m. fario</i>			<1						<1	1
štika obecná	<i>Esox lucius</i>	<1	<1	<1		<1	<1	<1	<1	<1	7
plotice obecná	<i>Rutilus rutilus</i>	12	25	26	34	26	22	26	22	24	8
jelec tloušť	<i>Leuciscus cephalus</i>	8	11	25	24	17	9	9	11	14	8
střevle potoční	<i>Phoxinus phoxinus</i>	1	1	1	1	1	1	1	<1	1	8
slunka obecná	<i>Leucaspis delineatus</i>					<1				<1	1
lín obecný	<i>Tinca tinca</i>							<1		<1	1
ostroretka stěhovavá	<i>Chondrostoma nasus</i>	1	1	1	<1	1	1	<1	2	1	8
střevlička východní	<i>Pseudorasbora parva</i>			<1						<1	1
hrouzek obecný	<i>Gobio gobio</i>	51	51	33	30	40	55	54	55	47	8
ouklej obecná	<i>Alburnus alburnus</i> <i>Alburnoides</i>						<1			<1	1
ouklejka pruhovaná	<i>bipunctatus</i>	<1	3	2	1	6	7	5	6	4	8
cejn velký	<i>Abramis brama</i>					<1				<1	1
karas obecný	<i>Carassius carassius</i>					<1				<1	1
karas stříbřitý	<i>Carassius gibelio</i>	<1	<1		<1				<1	<1	4
kapr obecný	<i>Cyprinus carpio</i>				<1	<1				<1	2
mřenka mramorovaná	<i>Barbatula barbatula</i>	26	8	11	9	7	5	3	3	8	8
okoun říční	<i>Perca fluviatilis</i>	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	8
hybrid			<1							<1	1
počet druhů		10	10	11	10	13	10	10	10	18	

Adresy autorů:

Gabriela Konečná, Mgr. **Michal Janáč**, Ústav botaniky a zoologie, Přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity v Brně, Kotlářská 2, 611 37 Brno; Ústav biologie obratlovců AV ČR v Brně, Květná 8, 603 65 Brno, for.ever.young@seznam.cz; janac@ivb.cz

Ing. **Pavel Jurajda**, Dr., Ústav biologie obratlovců AV ČR v Brně, Květná 8, 603 65 Brno, jurajda@brno.cas.cz

ZMĚNY VE SLOŽENÍ RYBÍ SVALOVINY U RYB CHOVANÝCH V PROSTŘEDÍ SINIC VODNÍHO KVĚTU

Muscle compositions changes at fish reared in cyanobacteria water blooms environment

KOPP, R., MAREŠ, J., KRÁČMAR, S., TICHÝ, T., NAVRÁTIL, S., HLÁVKOVÁ, J., FIALOVÁ, M., ZIKOVÁ A.

ABSTRACT

The object of this work was to verify cyanobacteria water blooms influence on muscle composition of common carp (*Cyprinus carpio*) and silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) reared in natural conditions without additional feeding. Experimental fish were placed into the metal cages in store-pond with cyanobacteria water blooms (genus *Microcystis*) for 28 respectively 65 days. Control fish were placed to the metal cages in store-pond without cyanobacteria water blooms. Indices of chemical muscle composition (dry matter, proteins, fat and ash matter), contents of fatty acids (FA) and amino acids (AA) were used for interpretation of the experiment. Common carp reared in cyanobacteria water blooms reflected no significant changes of chemical muscle composition indices compared to control group. Muscle composition changes of silver carp were more expressive. The increase of total fat, dry matter and weight of silver carp cultivated in cyanobacteria were significantly higher ($p \leq 0,01$) compared to control group. Contents of fatty acids and amino acids were also significantly changed. Water blooms of cyanobacteria present indispensable part of feeding contents of silver carp. Cyanobacteria water blooms influence to the changed muscle composition of silver carp is so expressive in comparison with common carp that do not digest cyanobacteria water blooms at all.

ÚVOD

Chemické složení svaloviny ryb se u jednotlivých druhů mění ve vztahu k velikosti ryby a podmínkám životního prostředí. Důležitou roli hraje množství a druh přijímané potravy. Sinice vodního květu jsou dominantní složkou fytoplanktonu eutrofních vod a jejich metabolity mohou rybí organizmus ovlivňovat (Malbrouck a Kestemont, 2006). Sinice v závislosti na podmínkách prostředí produkují množství biologicky aktivních látek. K zhodnocení specifického rizika sinic je nutné rozumět jejich chemickým a fyzikálním vlastnostem a monitorovat jejich výskyt ve vodách užívaných člověkem (Chorus et al., 2000).

Chemické složení sinic a řas je značně závislé na podmínkách prostředí a výrazně se liší i mezi jednotlivými druhy. Sinice rodu *Microcystis* jsou poměrně bohaté na některé mastné kyseliny (16:0, 16:1, 18:3, 18:4), jejich celkový obsah je však nižší než u zelených řas a rozsivek (Ahlgren, 1992; Dunstan a kol., 1994). Spektrum aminokyselin je u sinic i řas podobné. Jejich obsah kolísá v širokém rozmezí (14-61 % sušiny) v závislosti na druhu a podmínkách prostředí (Ahlgren 1992).

Využití sinic rodu *Microcystis* v potravě tolstolobika bílého je pro jejich nízkou stravitelnost pochybné. Rozsivky, skrytěnky a zvláště zooplankton jsou jako potrava hodnotnější (Domaizon a kol., 2000). U ryb, které jsou schopny sinice účinně trávit (*Oreochromis niloticus*) jsou sinice jako hlavní složka potravy použitelné (Tadesse a kol., 2003; Takeuchi a kol., 2002).

Složení lipidů ve svalovině tilapie (*Oreochromis niloticus*) přijímající v potravě sinici *Spirulina platensis* se měnilo v závislosti na jejím spektru mastných kyselin (Takeuchi a kol., 2002). Změny chemického složení svaloviny tolstolobika bílého přijímající v potravě sinice závisí na míře stravitelnosti sinicové populace, která je nejnižší v období exponenciálního růstu sinic (Domaizon a kol., 2000).

MATERIÁL A METODIKA

K experimentům byla použita násada tolstolobika bílého (*Hypophthalmichthys molitrix*) a plůdek kapra obecného (*Cyprinus carpio*). Před začátkem a po skončení pokusů byly zjištěny základní délkohmotnostní charakteristiky pokusných ryb. Experimenty s rybami byly prováděny na sádkách Rybníkářství Pohořelice a.s. Ryby byly umístěny do kovových klecí (1 m²) po dobu 65 dnů (srpen až říjen) bez příkrmování. Do dvou klecí byla nasazena násada tolstolobika bílého (60 ks/klec o průměrné kusové hmotnosti 201 g) a do dvou plůdek kapra obecného (60 ks/klec o průměrné kusové hmotnosti 125 g). Dvě klece byly umístěny v sádce s přirozeným výskytem vodních květů sinic (*Microcystis aeruginosa*, *M. ichthyoblabe* a *M. viridis*), druhé dvě sloužily jako kontrolní a byly umístěny do sádky bez výskytu vodních květů sinic.

V průběhu experimentu byly v týdenních intervalech sledovány základní fyzikálně-chemické parametry vody. Zjišťována byla koncentrace O₂, procentuální nasycení vody kyslíkem, pH, teplota vody, vodivost, množství N-NO₂⁻, N-NO₃⁻, N-NH₄⁺ a průhlednost.

Ve všech populacích fytoplanktonu bylo stanoveno kvalitativní i kvantitativní zastoupení jednotlivých taxonů sinic a řas (1x týdně). Ke kvantitativnímu stanovení sinic a řas, které má určitá specifika, byla využita jedna z nejčastěji používaných metod, založená na mikroskopickém počítání buněk v počítacích komůrkách (Bürker) a stanovení chlorofylu a.

Populace sinic byly odeslány k stanovení toxicity do výzkumného centra MU, RECETOX (Research Centre for Environmental Chemistry and Ecotoxicology), kde byly zjišťovány hladiny microcystinů.

V přibližně měsíčním intervalu (po 28 a 65 dnech) byly odebírány vzorky svaloviny 10 ryb z obou sledovaných druhů zchlazeny a přepraveny do laboratoře k provedení požadovaných analýz. Pro vyhodnocení experimentu byly použity standardní ukazatele chemického složení svaloviny (sušina, obsah proteinů, tuků a popelovin), spektrum aminokyselin (AA) a mastných kyselin (FA). Analýzy svaloviny byly provedeny ze vzorku levých filet bez kůže. Obsah lipidů byl stanoven metodou dle Soxhleta s 12h extrakcí diethyleterem. Spektrum mastných kyselin bylo stanoveno na plynovém chromatografu HP 4890D po extrakci směsí methanolu a chloroformu (Folsch a kol., 1957).

Vzorky pro stanovení aminokyselin byly hydrolyzovány oxidativně kyselou hydrolyzou HCl ($c = 6 \text{ mol.dm}^3$). Vlastní stanovení aminokyselin bylo provedeno na AAA 400 (f. INGOS Praha) pomocí sodnocitrátových pufrů a ninhydrinovou detekcí (Kráčmar *et al.*, 1998). Metody vychází ze směrnice Official Journal (1978).

Výsledky byly statisticky vyhodnoceny (ANOVA) za využití statistického programu Unistat 5.1. Výsledky byly posuzovány vícefaktorovou analýzou rozptylu, kdy jako hlavní faktor byla posuzována přítomnost sinic a jako kovariáta bylo posuzováno časové hledisko.

VÝSLEDKY A DISKUZE

Základní fyzikálně-chemické parametry

Sledované hydrochemické parametry se s výjimkou hodnoty pH (nasycení vody kyslíkem, teplota vody, průhlednost, vodivost, množství N-NO_2^- , N-NO_3^-) pohybovaly v rozmezí optimálních hodnot pro uvedené druhy ryb.

Hodnota pH byla především v pokusných nádržích díky intenzivní fotosyntéze sinic vysoká, byly zjištěny i hodnoty nad pH 10. Takto vysoké hodnoty jsou v průběhu vegetačního období na lokalitách s výskytem sinic vodního květu běžné. V ojedinělých případech docházelo k mírnému zvýšení hodnot amoniaku nad max. přípustnou hodnotu $0,05 \text{ mg.l}^{-1} \text{ NH}_3$, zvýšení bylo pouze krátkodobé v počátcích experimentu, a proto nepředpokládáme výrazný vliv tohoto faktoru na sledované ukazatele.

Fytoplankton

V průběhu experimentu docházelo u pokusné skupiny ke snižování abundance sinic ke konci pokusu. Počet buněk sinic byl od $2,6 \text{ mil. buněk.ml}^{-1}$ (chlorofyl a $712,67 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$) na počátku do $250 \text{ tisíc buněk.ml}^{-1}$ (chlorofyl a $387,68 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$) na konci experimentu. Fytoplankton kontrolních lokalit byl tvořen převážně zástupci zelených řas a rozsivek (chlorofyl a $16,02 \text{ až } 40,05 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$). Sinice se na kontrolních lokalitách vyskytovaly velmi zřídka, a pokud byla jejich přítomnost zaznamenána, jednalo se vždy o druhy netvořící vodní květy. Na počátku pokusu byly v pokusných nádržích zjištěny tři typy microcystinů o celkové koncentraci $539,1 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$ sušiny. Tato koncentrace se postupně snižovala, v polovině experimentu činila $425 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$ sušiny a na konci experimentu $182,4 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$ sušiny. U kontrolních skupin nebyla toxicita fytoplanktonní populace prokázána.

Analýzy tkání

Průměrné hodnoty sledovaných parametrů u jednotlivých druhů ryb jsou uvedeny v tab. 1, 2 a 3.

Chemické složení svaloviny a délkohmotnostní charakteristiky kapra nebyly přítomností sinic vodního květu signifikantně ovlivněny. Hlavním důvodem změn ve složení svaloviny byla možnost příjmu jen omezeného množství přirozené potravy. Celkové množství lipidů bylo nízké a pohybovalo v rozmezí 1,5-2,7 %. U kapra s dostatkem potravy jsou hodnoty celkového množství lipidů ve svalovině v průběhu vegetace přes 5 % (Kmínková a kol. 2001). Spektrum mastných kyselin odpovídalo hodnotám ryb z přírodních vod přijímajících pouze přirozenou potravu (Steffens, 1997), kdy ve srovnání s běžně udávaným složením mastných kyselin u kapra s příkrmováním (Vácha 1996; Kmínková a kol. 2001; Fajmonová a kol. 2003) jsou nižší hodnoty u MUFA a vyšší u PUFA.

Složení aminokyselin je u kapra poměrně stálé, i v případě hladovění jsou pozorovány pouze menší, jen výjimečně signifikantní změny (Ščerbina a Grižajev, 1990). Obsah bílkovin u kapra byl v našem experimentu nižší 14-15 %, běžné hodnoty se pohybují v rozmezí 16-19 % (Vácha 1996). Nižšímu obsahu proteinů odpovídala i nižší hodnota sušiny (17-19 %), ve srovnání s údaji uváděnými v rozpětí 21-26 % (Furuichi a kol., 1987; Vácha, 1966; Fajmonová a kol., 2003).

Chemické složení svaloviny tolstolobika bílého, který sinice aktivně přijímá v potravě, je i přes diskutabilní schopnost účinně tuto potravní složku trávit ovlivněno. Celkové množství lipidů u kontrolní skupiny bylo podobně jako u kapra nízké a pohybovalo v rozmezí 1,6-2,0 %. U ryb v prostředí sinic vodního květu byly hodnoty signifikantně vyšší (2,0-3,5 %) a spíše se blížily rozpětí hodnot udávaných jinými autory 4,3-6,7 % (Vácha, 1996; Domaizon a kol., 2000). Spektrum mastných kyselin přibližně odpovídalo hodnotám ryb živících se sinicemi rodu *Microcystis* (Domaizon a kol., 2000). Experimentální skupina oproti kontrolní skupině měla signifikantně zvýšenou hodnotu kyseliny palmitoolejové a α -linolenové.

Sinice rodu *Microcystis* mají vyšší obsah kyseliny palmitové a palmitoolejové a vyšší obsah FA řady n-3, převážně α -linolenové, ale pouze ve stopách je obsah EPA (20:5 n-3). Celkové množství FA se pohybuje v rozmezí 1,5-2,5 % v sušině vzorku (Ahlgren, 1992). Ryby kontrolní skupiny byly chovány v prostředí zelených řas a rozsivek, které ve srovnání se sinicemi mají vyšší celkový obsah FA (5,2-8,9 %) v sušině vzorku, a oproti sinicím i vyšší obsah kyseliny linolové a olejové. Složení FA u sinic a řas závisí na růstové kondici,

v exponenciální fázi růstu stoupá i množství FA (Ahlgren, 1992, Dunstan a kol., 1994). S prodlužující se dobou experimentu byl u experimentální skupiny tolstolobika bílého zřetelný nárůst celkového obsahu lipidů. Tento nárůst u sinic s podstatně nižším obsahem lipidů a horší stravitelností ve srovnání se zelenými řasami a rozsivkami u kontrolní skupiny lze vysvětlit jejich extrémně vysokou biomasou. Počet buněk sinic se v průběhu pokusu snižoval, lze tedy předpokládat jejich vyšší stravitelnost, která stoupá u starších populací na konci vegetačního období (Kopp, 2005). Vysoká biomasa sinic se projevila i v přírůstku ryb, který byl u experimentální skupiny tolstolobika bílého statisticky průkazně vyšší.

Obsah bílkovin u tolstolobika byl v našem experimentu nižší 16-18 %, běžné hodnoty se pohybují kolem 19 % (Vácha 1996). Nižšímu obsahu proteinů odpovídala i nižší hodnota sušiny (21-23 %), běžné jsou vyšší hodnoty sušiny kolem 24 % (Vácha 1966). Spektrum aminokyselin se u ryb výrazně lišilo, u pokusné skupiny byl obsah cystinu, methioninu, glutamové kyseliny, prolinu, valinu, isoleucinu a argininu signifikantně vyšší a obsah glycinu signifikantně nižší ve srovnání se skupinou kontrolní.

Na základě výsledků experimentu, je zřejmé, že vliv sinic vodního květu na chemické složení svaloviny kapra, který sinice v potravě nepřijímá a netráví je minimální. V žádném případě to však neznamená, že nemůže docházet ke kumulaci biologicky aktivních látek sinic (toxinů) v rybí svalovině. Svalovina tolstolobika byla vodním květem sinic výrazně ovlivněna i přes jejich velmi nízkou stravitelnost. Přestože se jednalo o toxickou populaci sinic, nebyl na experimentálních rybách pozorován žádný negativní vliv.

Tab. 1. Spektrum mastných kyselin svaloviny kapra (K) a tolstolobika bílého (Tb). Uvedené údaje jsou v g.kg⁻¹ sušiny vzorku. Tučným písmem jsou označeny statisticky signifikantní rozdíly (p<0,01), n=5.

Datum	3.8. vstup		31.8. sinice		31.8. kontrola		7.10. sinice		7.10. kontrola	
FA	K	Tb	K	Tb	K	Tb	K	Tb	K	Tb
C14:0	0,48	0,77	0,34	1,00	0,73	1,18	1,58	1,10	0,50	0,31
C16:0	12,04	9,79	11,35	13,21	18,14	12,79	13,79	17,83	13,34	8,59
C16:1	2,35	3,28	1,70	5,13	3,48	5,23	2,45	7,79	2,56	1,67
C18:0	5,41	5,27	5,33	4,55	7,96	5,51	5,76	5,78	5,58	3,50
C18:1	12,04	9,39	10,65	12,35	19,02	11,68	15,42	18,46	13,98	9,17
C18:2n-6	4,43	1,21	4,43	2,14	7,35	1,17	8,63	2,43	6,53	4,24
C18:3n-6	0,15	0,19	0,14	0,15	0,21	0,16	0,20	0,16	0,19	0,12
C18:3n-3	0,78	1,03	0,46	2,48	1,06	0,67	1,07	3,17	0,75	0,46
C20:1	0,54	0,43	0,56	0,58	1,04	0,50	0,82	0,90	0,93	0,61
C20:4n-6	3,26	4,02	3,67	3,04	5,20	3,30	5,24	4,51	6,09	3,98
C20:5n-3	2,45	7,09	2,16	5,08	3,79	6,92	3,19	8,50	3,82	2,44
C22:4n-6	0,25	0,28	0,33	0,24	0,58	0,25	0,41	0,26	0,50	0,33
C22:5n-6	0,73	1,58	0,77	1,07	1,09	1,12	0,99	1,52	1,09	0,71
C22:5n-3	1,03	2,22	0,94	1,57	1,63	2,00	1,42	2,61	1,48	0,96
C22:6n-3	5,18	6,46	5,32	5,51	7,78	5,92	7,42	9,85	7,27	4,66
Σ FA	51,11	53,02	48,16	58,10	79,07	58,39	68,38	84,87	64,60	41,76
Σ SFA	17,94	15,83	17,03	18,76	26,84	19,48	21,13	24,70	19,43	12,40
Σ MUFA	14,93	13,10	12,92	18,06	23,54	17,41	18,69	27,16	17,47	11,45
Σ PUFA	18,24	24,09	18,22	21,28	28,69	21,50	28,56	33,01	27,70	17,90
Σ (n-6)	8,81	7,28	9,34	6,63	14,43	5,99	15,47	8,88	14,39	9,38
Σ (n-3)	9,44	16,80	8,88	14,66	14,26	15,51	13,10	24,13	13,31	8,52
Σ (n-3)/(n-6)	0,55	1,23	0,46	1,29	0,78	1,51	0,57	2,32	0,60	0,38

Tab.. 2. Průměrné hodnoty chemického složení svaloviny, délka těla a hmotnost kapra (K) a tolstolobika bílého (Tb). Údaje v g.kg⁻¹ jsou uvedeny v sušině vzorku, tučným písmem jsou označeny statisticky signifikantní rozdíly (p≤0,01), n=10.

Datum	3.8. vstup		31.8. sinice		31.8. kontrola		7.10. sinice		7.10. kontrola	
	K	Tb	K	Tb	K	Tb	K	Tb	K	Tb
Proteiny (g.kg ⁻¹)	799,7	790,1	808,7	795,2	787,5	758,1	806,7	796,5	810,0	801,9
Lipidy (g.kg ⁻¹)	76,3	79,0	90,1	89,5	117,3	91,7	142,4	149,7	146,3	81,6
Popeloviny (g.kg ⁻¹)	60,5	56,4	53,8	58,2	51,6	53,4	58,1	52,3	58,1	51,2
Sušina (g.kg ⁻¹)	190,0	207,4	190,1	218,8	187,4	216,7	187,9	232,5	172,6	214,5
Délka těla (mm)	154	226	162	253	159	251	160	256	160	240
Hmotnost (g)	125	202	127	319	123	299	128	324	116	251

Tab. 3. Spektrum aminokyselin svaloviny kapra (K) a tolstolobika bílého (Tb). Uvedené údaje jsou v g.kg⁻¹ sušiny vzorku. Tučným písmem jsou označeny statisticky signifikantní rozdíly (p≤0,01), n=10.

Datum	3.8. vstup		31.8. sinice		31.8. kontrola		7.10. sinice		7.10. kontrola	
	K	Tb	K	Tb	K	Tb	K	Tb	K	Tb
AA										
Cystin	8,32	8,57	8,73	8,97	8,64	8,25	8,79	8,90	8,78	8,82
Asparagová k.	80,86	78,17	81,31	78,31	78,63	74,79	80,07	78,94	80,90	79,56
Methionin	18,53	18,54	18,72	18,55	18,85	17,49	19,07	19,17	19,03	18,50
Threonin	38,69	39,69	44,55	41,24	39,53	35,67	40,56	41,86	40,55	47,64
Serin	41,32	40,40	40,53	40,24	40,09	38,41	41,48	40,22	40,84	39,71
Glutamová k.	121,90	118,54	120,97	121,74	118,58	113,64	121,08	120,83	121,69	120,78
Prolin	20,60	22,87	23,53	26,90	23,98	21,48	24,13	25,87	23,99	24,87
Glycin	66,01	62,37	63,41	59,44	60,31	62,36	61,81	59,02	63,39	61,73
Alanin	64,48	61,56	62,95	60,80	61,19	58,88	62,56	60,97	63,16	61,14
Valin	35,73	36,07	36,71	37,14	36,45	34,67	37,32	37,52	36,95	36,82
Isoleucin	28,52	28,23	28,77	28,84	28,58	26,91	29,28	29,35	28,97	28,64
Leucin	55,75	54,91	55,56	53,92	54,53	53,00	55,93	54,66	56,26	54,13
Tryptofan	2,63	2,59	2,54	3,02	2,68	2,34	2,69	2,89	2,50	2,81
Phenylalanin	2,30	0,87	0,83	0,67	0,82	0,91	0,87	0,73	0,85	0,69
Histidin	18,82	18,34	18,26	17,05	17,16	18,82	18,85	16,93	18,97	17,96
Lysin	117,85	117,50	119,02	114,38	116,27	113,41	119,53	115,73	120,50	115,49
Arginin	77,42	80,87	82,33	84,00	81,25	77,05	82,66	82,89	82,72	82,64

SOUHRN

Byl sledován vliv vodního květu sinic (rod *Microcystis*) na kvalitu rybiho masa ročka kapra obecného (*Cyprinus carpio*) a násady tolstolobika bílého (*Hypophthalmichthys molitrix*). Ryby byly umístěny po dobu 28 resp. 65 dnů do kovových klecí v přírodním prostředí rybích sádek bez příkrmování. Kontrolní skupina ryb byla umístěna do sádky bez výskytu vodních květů sinic. Pro vyhodnocení experimentu byly použity ukazatele chemického složení svaloviny (sušina, obsah proteinů, tuků a popelovin), spektrum aminokyselin (AA) a mastných kyselin (FA). Statisticky průkazné změny (p≤0,01) nebyly u kapra chovaného v sinicích vodního květu pozorovány. Změny ve složení svaloviny u tolstolobika bílého byly mnohem výraznější. Statisticky průkazné (p≤0,01) bylo zvýšení celkového obsahu tuků a hodnota sušiny, průkazně vyšší byla i hmotnost ryb. Statisticky průkazné (p≤0,01) byly i změny ve složení aminokyselin a mastných kyselin. Sinice vodního květu tvoří nezanedbatelnou část potravního spektra tolstolobika bílého a proto je jejich vliv na složení jeho svaloviny výraznější než u kapra, který sinice v potravě nepřijímá.

PODĚKOVÁNÍ

Tato práce vznikla za finanční podpory výzkumného záměru MSM 62 15712402 a IGA MZLU Brno 26/2005.

LITERATURA

- Ahlgren, G. (1992): Fatty acid content and chemical composition of freshwater microalgae. *J. Phycol.* 28, 37-50
- Domaizon, I., Desvillettes, C., Debroas, D., Bourdier, G. (2000): Influence of zooplankton and phytoplankton on the fatty acid composition of digesta and tissue lipids of silver carp: mesocosm experiment. *Journal of Fish Biology* 57, 417-432
- Dunstan, G.A., Volkman, J.K., Barrett, S.M., Leroi, J.M., Jeffrey, S.W. (1994): Essential polyunsaturated fatty acids from 14 species of diatom (Bacillariophyceae). *Phytochemistry*, 35, 155-161
- Fajmonová, E., Zelenka, J., Komprda, T., Kladroba, D., Šarmanová, I. (2003): Effect of sex, growth intensity and heat treatment on fatty acid composition of common carp. *Czech J. Anim. Sci.* 48, 85-92
- Folch, J., Lees, M., Sloane-Stanley, G.H. (1957): A simple methods for the isolation and purification of total lipids from animal tissues. *J.Biol.Chem.*, 226: 497-509.
- Furuichi, M., Ito, G., Yone, Y. (1987): Effect of β -Starch on Growth, Feed Efficiency, and Chemical Components of Liver, Muscle, and Blood of Carp and Red Sea breams. *Nippon Suisan Gakkaishi* 53, 1437-1442
- Chorus, I., Falconer, I.R., Salas, H.J., Bartram, J. (2000): Health risk caused by freshwater cyanobacteria in recreation waters. *J Toxicol Environ Health Part B* 3:361-377
- Kmínková, M., Winterová R., Kučera, J. (2001): Fatty acids in lipids of carp (*Cyprinus carpio*) tissues. *Czech J. Food Sci.*, 19: 177-181
- Kopp, R. (2005): Nepřímá kyslíková metoda ke zjištění schopnosti tolstolobika bílého trávit sinice. In Spurný, P. *VIII. Česká ichtyologická konference*. 1. vyd. Brno: MZLU v Brně, Oddělení rybářství a hydrobiologie, s. 265--269.
- Kráčmar, S., Gajdůšek, S., Kuchník, J., Zeman, L., Horák, F., Doupovcová, G., Matějková, R., Kráčmarová, E., (1998): Changes in amino acid composition of ewe's milk during the first month of lactation. *Czech J. Anim. Sci.*, 43, pp. 369 – 374.
- Malbrouck, C., Kestemont, P. (2006): Effects of microcystins on fish. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25 (1), pp. 72-86
- Official Journal L 206: Eighth Commission Directive 78/633/EEC of June 15, 1978 Establishing Community Methods of Analysis for the Official Control of Feeding Stuffs, July 29, 1978, pp. 0043–0055.
- Steffens, W. (1997): Effects of variation in essential fatty acids in fish feeds on nutritive value of freshwater fish for humans. *Aquaculture* 151, 97-119
- Ščerbina, M.A., Girjajev, A.S. (1990): Effects of combined overwintering on survival and metabolisms in the carp, *Cyprinus carpio*, and bighead, *Aristichthys nobilis*. *J. Ichthyol.*, 30,5: 154-160
- Tadesse, Z., Boberg, M., Sonesten, L., Ahlgren, G. (2003): Effects of algal diets and temperature on the growth and fatty acid content of the cichlids fish *Oreochromis niloticus* L. – A laboratory study. *Aquatic Ecology* 37, 169-182
- Takeuchi, T., Lu, J., Yoshizaki, G., Satoh, S. (2002): Effect on the growth and body composition of juvenile tilapia *Oreochromis niloticus* fed raw *Spirulina*. *Fisheries Science*, 68, 34-40
- Vácha, F. (1996): Kvalitativní parametry masa sladkovodních ryb. In: Flajšhans, M. *Sborník vědeckých prací k 75. výročí založení VÚRH. Vodňany*, s. 169-176

Adresy autorů:

Ing. **Radovan Kopp**, Ph.D. (fcela@seznam.cz), Dr. Ing. **Jan Mareš** (mares@mendelu.cz), Ing. **Tomáš Tichý** (tichy.tom@volny.cz), Ing. **Andrea Ziková** (Andrea.Zikova@seznam.cz), **Jana Hlávková** (xhlavkov@node.mendelu.cz), Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Ústav zoologie, rybářství, hydrobiologie a včelařství, +420 545 133 268,
doc. Ing. **Stanislav Kráčmar**, DrSc., Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Ústav výživy zvířat a pícninářství, +420 545 133 168, kracmar@mendelu.cz
Ing. **Milada Fialová**, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Ústav chemie a biochemie, +420 545 133 280, +420 545 136 017, milada.fialova@seznam.cz
Doc. MVDr. **Stanislav Navrátil** CSc., Veterinární a farmaceutická univerzita Brno, Ústav veterinární ekologie a ochrany životního prostředí, (FVHE) +420 54156 2650 navratils@vfu.cz

PRÍSPEVOK K POZNANIU EKOLÓGIE INVÁZNYCH DRUHOV RODU *NEOGOBIOUS* V SLOVENSKOM ÚSEKU DUNAJA

*Contribution to knowledge of the ecological features of invasive fish species in genus
Neogobius from Danube River, Slovakia*

KOŠČO J., KOŠUTH P., KOŠUTHOVÁ L., MANKO P., STRAKA M., ANDREJI J., STRÁŇAI I.

ABSTRACT

The recent invasion of Genus *Neogobius* can endanger Slovakian native fish species. This fact initiated the necessity to investigate their ecology. We analyzed 75 fish, belonging to three species: *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814) - monkey goby, *Neogobius kessleri* (Günther, 1861) – big-head goby and *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) – round goby, caught by electric aggregate in Danube River, Štúrovo, 20.9.2004.

The length structure of examined individuals of *N. fluviatilis* ranged from 43 to 85 mm of standard length (SL). SL of *N. kessleri* species was 76 – 114 mm and SL of *N. melanostomus* varied from 55 to 96 mm. The sex ratio of big-head goby was equal, in the other two species more female were observed. The representative scales from all three species were separated, and growth rate was calculated. Morphological characteristic was based on the measurements of 4 meristic and 32 plastic features. Moreover, the analysis of gastrointestinal tract of all fish was realised. The food spectrum of monkey goby was poor in variability – it was composed only of Chironomid species (larvae and 1 pupa) and Copepods. The same poor variability was in the diet composition of big-head goby, with the dominancy of Amphipods. The rest was composed from larvae of Chironomidae and Anostraca. The big part of digestive tract was filled with unidentified digested mass. Diet spectrum of round goby was the widest, more frequent components were Gastropoda and Amphipoda, less frequent were the larvae of Chironomidae and Copepoda, rarely Bivalvia and Trichoptera larvae.

Metazoan parasites were investigated in all surveyed fish species. In total, 87% of fish were infected. The abundance of endoparasites – 100% in big-head goby, 94% in round goby and 38% in monkey goby was observed. Mainly, Gobies served as paratenic hosts for larval stages of acanthocephalan *Pomphorhynchus laevis*, with high intensity of infection. The adult trematodes *Nicola skrjabini* were isolated from intestine of *N. kessleri* with prevalence 73% and *N. fluviatilis* – 7,7%.

ÚVOD

Proces šírenia sa viacerých druhov rýb mimo hranice svojho pôvodného areálu vyvoláva rýchlu evolúciu sladkovodných rybích spoločenstiev, ktorú viacerí autori nazývajú globalizáciou (Bianco et Ketmaier 2001, Bertolino et Ingegno 2004). Od druhej polovice 90-tych rokov minulého storočia sa na Slovensku začali postupne objavovať spontánne sa šíriaci zástupcovia čeľade Gobiidae (býčkovité) z dolnej časti Dunaja (Copp et al., 2005). Býčko piesočný (*Neogobius fluviatilis*) sa po prvýkrát objavil v ústi Hrona do Dunaja v roku 2001 (Stráňai et Andreji 2001). Pomaly sa šíri hore Dunajom a do jeho prítokov (Holčík et al. 2003). V roku 2003 bol zaznamenaný jeho výskyt od ústia Ipľa až po Komárno, pričom najvyššia početnosť bola zistená v ústi Ipľa (Jurajda et al. 2005). Býčko hlavatý (*Neogobius kessleri*) bol prvýkrát zistený v Dunaji v roku 1997 (Stráňai, 1997), odkiaľ sa postupne dostal do spodných častí jeho prítokov (Ipeľ, Hron, Váh, Malý Dunaj). Hoci areál tohoto druhu sa stále zväčšuje, v samotnom Dunaji sa jeho početnosť už znižuje. Býčko čieroušty (*Neogobius melanostomus*) sa vyskytuje na Slovensku od roku 2003, kedy bol ulovený v ústi Hrona do Dunaja (Stráňai et Bitter 2003). V súčasnosti sa správa z býčkov najexpanzívnejšie a na niektorých habitatoch litorálu patrí k eudominantným druhom (Koščo et al., 2005).

Z územia Slovenska sa venovali ontogenetickej variabilite býčkov Kováč et Siryová (2005) a Ľavrinčíková et al. (2005), morfometrickú štúdiu býčka hlavatého spracoval Stráňai (1998). Z aspektov ekológie je spracovaná plodnosť býčka hlavatého (Stráňai, 1999), výskytom metazoárnych parazitov u býčkov sa zaoberali Ondračková et al. (2004, 2005).

MATERIÁL A METODIKA

Ryby boli lovené motorovým elektrickým agregátom v ripáli Dunaja pri Štúrove, 20.9.2004. Celkove sme analyzovali 75 kusov rýb, z toho bolo najviac jedincov býčka čierouštyho (32 ks), potom býčka hlavatého (30 ks) a najmenej bolo býčka piesočné (13 ks). Zo všetkých jedincov boli odobraté reprezentačné šupiny, z ktorých sme stanovili vek rýb a vypočítali rýchlosť rastu, pomocou programu ICTHYO (Makara, 1990). Morfológickú charakteristiku sme stanovili na základe meraní 4 meristických a 32 plastických znakov. Symboly jednotlivých znakov boli prevzaté z Holčíka (1998). Analýzu potravy sme robili v laboratórnych podmienkach u fixovaných rýb. Po vypreparovaní sme tráviaci trakt na Petriho miske pozdĺžne otvárali a potravu sme z neho vyplachovali. Komponenty sme triedili, determinovali a počítali pod binokulárnou lupou. Ichtyoparazitologický prieskum bol zameraný na výskyt endohelminťov u sledovaných druhov. Helminťologickou pitvou bolo vyšetrovaných všetkých 75 kusov rýb. Nájdene helminťy boli izolované, fixované v 4% formalíne a následne determinované.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Morfometrická charakteristika

Býčko hlavatý má zo sledovaných druhov najdlhšiu hlavu a predplutvové a medziplutvové vzdialenosti, pričom dĺžka jeho plutiev a výška chvostového stebľa patrili k najmenším (tab. 1). Býčko čiernoústý má zase najvyššiu hlavu a telo a najdlhšie a najvyššie chvostové steblo. Rovnako aj väčšina jeho plutiev bola najvyššia a najdlhšia, až na plutvy pred chvostovým stebľom (druhá chrbtová a análna). Pre býčka piesočného je charakteristická malá hlava (dĺžka aj výška), malá výška tela a predplutvová a medziplutvová vzdialenosť. Pre tento druh sú charakteristické aj dlhšie a nižšie plutvy pred chvostovým stebľom. Oproti ostatným dvom druhom má najmenšie ústa a oči posunuté dopredu a blízko seba. Naopak, najväčšie ústa má býčko hlavatý, ktorý má aj najväčšie oči, posadené najďalej od seba (tab. 2).

Charakteristika potravy

Najširšie potravné spektrum (10 potravných zložiek), sme zaznamenali pri býčkovi čiernoústom. Ostatné druhy mali zhruba iba polovičný počet potravných komponentov (tab. 3). *N. melanostomus* mal aj najvyššiu frekvenciu týchto zložiek, pričom najvyššie hodnoty mali *Amphipoda* (84%) a *Gastropoda* (56%). Významnou zložkou boli aj *Copepoda* s 50%-nou frekvenciou a dominanciou až 68%. Býčko hlavatý mal v potrave najčastejšie kriváky (47%), ktoré v jeho potrave aj dominovali (63%). Ostatné potravné zložky sa vyskytovali iba zriedkavo, frekvenciu vyššiu ako 10% dosiahli ešte *Anostraca* (15%) a *Chironomidae* (11%). Pakomáre boli najčastejšou zložkou v potrave býčka piesočného (77%), vysokú frekvenciu výskytu mali aj cyklopy, ktoré v jeho potrave dominovali (86%) (tab. 3).

Štruktúra populácií a rast

Dĺžková štruktúra sledovaných jedincov druhu *N. fluviatilis* sa pohybovala od 43 do 85 mm dĺžky tela, dĺžky druhu *N. kessleri* bola v rozsahu 76 – 114 mm a dĺžka tela druhu *N. melanostomus* sa pohybovala od 55 do 96 mm. Pomer pohlaví jedincov býčka hlavatého bol vyrovnaný, u ostatných dvoch druhov mierne prevažovali samice. Z hľadiska vekovej štruktúry bola populácia býčka hlavatého charakteristická pyramídovým tvarom, s tromi vekovými kategóriami. Pri absencii tohoročnej mlade mali dominantné zastúpenie ryby v druhom roku života (1+). Býčko čiernoústý mal zastúpené rovnaké vekové kategórie, ale vo vekovej štruktúre prevažovali starší jedinci. Tohoročná mladá tvorila dominantnú zložku populácie u býčka piesočného. Najrýchlejší rast sme zaznamenali u býčka hlavatého najpomalší u býčka piesočného (tab. 4).

Invadovanosť parazitickými helmintami

Z celkového počtu rýb bolo parazitovaných 87%, pričom najvyššia prevalencia endohelmintov bola u býčka hlavatého - 100% a u býčka čiernoústeho - 94%, nižšiu hodnotu sme zistili u býčka piesočného - 38%. Predovšetkým sme zaznamenali vysokú invadovanosť rýb larválnymi štádiami háčikohlavca druhu *Pomphorhynchus laevis* (Acanthocephala: Pomphorhynchidae), pre ktorých je rod *Neogobius* paratenickým hostiteľom. Celková prevalencia tohto helminta bola 82,6% (62/75), u *N. melanostomus* – 93,8% (30/32), *N. kessleri* – 100% (30/30) a *N. fluviatilis* – 15,4% (2/13). Encystované larválne štádiá boli lokalizované voľne v telovej dutine alebo na seróze čreva, pečene, gonád, prípadne na ďalších vnútorných orgánoch. Ďalším zisteným endohelmintom je motolica *Nicolla skrjabini* (Trematoda: Opecoelidae), ktorej adultní jedinci boli izolovaní z čreva s prevalenciou 73% (22/30) u *N. kessleri* a 7,7% (1/13) u *N. fluviatilis*. Celková prevalencia bola 30,7% (23/75). Maximálna intenzita infekcie bola 25 exemplárov, priemerná intenzita infekcie – 5.

ZÁVER

Morfometrickou analýzou boli potvrdené známe morfologické rozdiely medzi sledovanými druhmi. Širšie potravné spektrum býčka čiernoústeho potvrdzuje jeho momentálne stále rastúcu inváziu, veľkostná štruktúra jednotlivých potravných zložiek je ovplyvnená veľkosťou hlavy a úst. Sledované vzorky populácií býčkov mali prirodzený pomer pohlaví, populáciu býčka piesočného tvorila prevažne tohoročná mladá, aj u ostatných dvoch druhov sa potvrdila ich krátkovekosť. Rozdiely v raste jednotlivých druhov zodpovedajú ich morfológii a štruktúre potravy. Parazitologickým šetrením bola zistená vysoká invadovanosť endohelmintami *Pomphorhynchus laevis* (Acanthocephala: Pomphorhynchidae) a *Nicolla skrjabini* (Trematoda: Opecoelidae), najmä u býčka hlavatého a býčka čiernoústeho, čo korešponduje so zisteniami Ondračkovej (2004).

Výsledky majú iba predbežný charakter, vzhľadom na charakter a početnosť skúmaných vzoriek populácií jednotlivých druhov býčkov. Prinášajú však prvé poznatky z niektorých oblastí biológie týchto invázných druhov na novoosídlenom území.

Tab. 1: Proporcie morfometrických znakov tela u sledovaných druhov

Parameter	<i>Neogobius kessleri</i>	<i>Neogobius melanostomus</i>	<i>Neogobius fluviatilis</i>
	v % dĺžky tela	v % dĺžky tela	v % dĺžky tela
TI	116,09	119,43	117,60
lc	30,20	28,47	25,69
hc	15,81	17,98	13,38
H	18,34	21,15	16,27
pD	36,74	34,28	31,20
pA	58,98	57,45	51,18
pV	31,19	30,98	26,90
pP	28,08	28,19	24,94
P-V	3,04	2,83	1,88
P-A	31,40	29,50	26,46
V-A	28,37	26,67	24,58
lpc	14,87	20,21	19,08
h	8,24	10,71	7,35
hpc	8,45	11,96	8,21
ID1	14,53	17,44	15,64
ID2	34,31	31,30	37,10
IA	26,86	25,23	32,55
IP	21,39	23,27	21,65
IV	15,80	17,76	16,61
IC	16,99	18,17	16,09
hD1	12,68	14,45	12,34
hD2	13,60	14,35	12,74
hA	9,31	11,78	7,91

Tab. 2: Proporcie morfometrických znakov hlavy sledovaných druhov

Parameter	<i>Neogobius kessleri</i>	<i>Neogobius melanostomus</i>	<i>Neogobius fluviatilis</i>
	v % dĺžky hlavy	v % dĺžky hlavy	v % dĺžky hlavy
lac	79,08	78,84	65,82
laco	56,24	60,91	48,75
prO	26,36	26,95	22,26
poO	47,91	45,07	46,56
Oh	17,94	23,42	21,40
io	12,01	14,69	9,22
lmx	38,34	28,56	22,57
lmd	45,44	33,69	30,01

Tab. 3: Dominancia a frekvencia potravných zložiek sledovaných druhov (v %)

Dominancia	<i>Cop</i>	<i>Iso</i>	<i>Hyd</i>	<i>Gas</i>	<i>Biv</i>	<i>Amp</i>	<i>Dip</i>	<i>Chir</i>	<i>Tri</i>	<i>Ano</i>	<i>Oli</i>
<i>Ne.me.</i>	68%	1%	0%	9%	2%	10%	0%	6%	3%	0%	1%
<i>Ne.ke.</i>	4%	4%	0%	0%	0%	63%	0%	11%	4%	15%	0%
<i>Ne.fl.</i>	86%	0%	0%	0%	0%	1%	0%	12%	1%	0%	0%

Frekvencia	<i>Cop</i>	<i>Iso</i>	<i>Hyd</i>	<i>Gas</i>	<i>Biv</i>	<i>Amp</i>	<i>Dip</i>	<i>Chir</i>	<i>Tri</i>	<i>Ano</i>	<i>Oli</i>	Pies
<i>Ne.me.</i>	50%	13%	3%	56%	16%	84%	60%	25%	13%	0%	3%	31%
<i>Ne.ke.</i>	3%	3%	0%	0%	0%	47%	0%	10%	3%	10%	0%	0%
<i>Ne.fl.</i>	38%	0%	0%	0%	0%	15%	0%	77%	15%	8%	0%	0%

Legenda: *Cop* = Copepoda, *Iso* = Isopoda, *Hyd* = Hydracarina, *Gas* = gastropoda, *Biv* = Bivalvia, *Amp* = Amphipoda, *Dip* = Diptera larva, *Chir* = Chironomidae larva, *Tri* = Trichoptera larva, *Ano* = Anostraca, *Oli* = Oligochaeta, Pie = piesok

Tab. 4: Veková štruktúra a lineárny rast sledovaných druhov

Neogobius kessleri

Vek	Sl v čase ulovenia	Počet rýb	Dĺžky tela v jednotlivých rokoch		
1+	96,5	21	85,4	0	0
2+	107,4	5	85,2	99,8	0
3+	84	1	69,8	77,4	82,8
Spolu	98,1	27	84,8	96	82,8

Neogobius melanostomus

Vek	Sl v čase ulovenia	Počet rýb	Dĺžky tela v jednotlivých rokoch		
1+	65	5	60,4	0	0
2+	74,7	15	50,5	68,6	0
3+	83,8	12	55,8	69,6	79,1
Spolu	76,6	32	54,1	69	79,1

Neogobius fluviatilis

Vek	Sl v čase ulovenia	Počet rýb	Dĺžky tela v jednotlivých rokoch		
0+	53,1	9	0	0	0
1+	61	1	47,4	0	0
2+	85	1	44,1	0	0
Spolu	56,7	11	45,7	70	0

SÚHRN

Invázia zástupcov rodu *Neogobius* v povodí Dunaja v posledných rokoch iniciovala nutnosť výskumu ich ekológie, keďže ide o potenciálnu hrozbu pre naše natívne druhy rýb. Analyzovali sme 75 kusov rýb, patriacich k trom druhom: *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814) – býčko piesočný, *N. kessleri* (Günther, 1861) – býčko hlavatý a *N. melanostomus* (Pallas, 1814) – býčko čiernoústy, ulovených v Dunaji pri Štúrove, 20.9.2004, pomocou motorového elektrického agregátu.

Dĺžková štruktúra sledovaných jedincov druhu *N. fluviatilis* sa pohybovala od 43 do 85 mm dĺžky tela, dĺžky druhu *N. kessleri* bola v rozsahu 76 – 114 mm a dĺžka tela druhu *N. melanostomus* sa pohybovala od 55 do 96 mm. Pomer pohlaví jedincov býčka hlavatého bol vyrovnaný, u ostatných dvoch druhov mierne prevažovali samice. Zo všetkých jedincov boli odobraté reprezentatívne šupiny, z ktorých sme stanovili vek rýb a vypočítali rýchlosť rastu. Morfológickú charakteristiku sme stanovili na základe meraní 4 meristických a 32 plastických znakov.

Analýzou tráviaceho traktu sledovaných druhov rodu *Neogobius* sme zistili, že býčko piesočný mal potravné spektrum menej pestré, potravu tvorili výlučne Chironomidae (larvy a 1 kukla) a Copepoda. Býčko hlavatý mal rovnako málo pestrú potravu, dominovali Amphipoda, zvyšok tvorili larvy Chironomidae a Anostraca, veľkú časť obsahu tráviacich traktov tvorila neidentifikovateľná natrávená hmota. Potravné spektrum býčka čiernoústého bolo najširšie, najfrekvencovanejšie zložky potravy boli Gastropoda a Amphipoda, menej časté boli larvy čelade Chironomidae a Copepoda, výnimočne Bivalvia a larvy Trichoptera.

Sledovaní jedinci boli vyšetrovaní helmintologickou pitvou. Celkovo bolo parazitovaných 87% rýb, pričom najvyššia prevalencia endohelminthov bola u býčka hlavatého (100%) a u býčka čiernoústého 94%, nižšiu hodnotu sme zistili u býčka piesočného 38%. Zaznamenali sme vysokú invadovanosť rýb larválnymi štádiami háčikohlavcov (*Pomphorhynchus laevis*), pre ktorých je rod *Neogobius* nešpecifickým hostiteľom.

POĎAKOVANIE

Práca bolo podporená grantovými prostriedkami VEGA č. 1/2360/05, 1/2406/05 a 1/3490/06.

LITERATÚRA

- Bianco, P.G., Ketmaier, V. (2001) Anthropogenic changes in the freshwater fish fauna of Italy, with reference to the central region and *Barbus graellsii*, a newly established alien species of Iberian origin. Journal of Fish Biology, 59 (Suppl. A), 190-208.
- Bertolino, S., Ingegno, B. (2004). Homogenisation of the European freshwater fish faunas. XI European Congress of Ichthyology. Abstract Volume, September 6-10, 2004, Tallin, Estonia: 96-97.
- Copp, G.H., Bogutskaya, N.G., Erős, T., Falka, I., Ferreira, M.T., Fox, M.G., Freyhof, J., Gozlan, R.E., Kostrzewa, J., Kováč, V., Moreno-Amich, R., Naseka, A.M., Pawson, M.G., Povž, M., Przybylski, M., Robillard, Russell, I.C., Stakėnas, S., Šumer, S., Vila-Gispert, A., Wiesner, C. (2005). To be, or not to be, a non-native freshwater fish? J. Appl. Ichthyol., 21(4): 242-262.

- Holčík, J., 1998: Ichtyológia. Bratislava, Príroda, 310 pp.
- Holčík, J., Stráňai, I., Andreji, J. (2003). The further advance of *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814) (Pisces, Gobiidae) upstream of the Danube. *Biologia*, Bratislava, 58 (5): 967-973.
- Jurajda, P., Černý, J., Polačik, M., Valová, Z., Janáč, M., Blažek, R., Ondračková, M., 2005: The recent distribution and abundance of non-native *Neogobius* fishes in the Slovak section of the River Danube. *J. Appl. Ichthyol.*, 21(4): 319-323.
- Kováč, V., Sírýová, S., 2005: Ontogenetic variability in external morphology of bighead goby *Neogobius kessleri* from the Middle Danube, Slovakia. *J. Appl. Ichthyol.*, 21(4): 312-315.
- Ľavrinčíková, M., Kováč, V., Katina, S., 2005: Ontogenetic variability in external morphology of round goby *Neogobius melanostomus* from the Middle Danube, Slovakia. *J. Appl. Ichthyol.*, 21(4): 328-334.
- Makara, A., 1990: Ichtyologické výpočty (užívateľská príručka k programu ICHTYO).
- Ondračková, M., Dávidová, M., Pečínková, M., Blažek, R., Valová, Z., Gelnar, M., Černý, J., Jurajda, P., 2004: Vícebuněční paraziti ryb rodu *Neogobius*, invazních druhů středního Dunaje. *Zoologické dny Brno 2004*, Sborník abstraktů z konference, 114-115.
- Ondračková, M., Dávidová, M., Pečínková, M., Blažek, R., Gelnar, M., Valová, Z., Černý, J., Jurajda, P., 2005: Metazoan parasites of *Neogobius* fishes in the Slovak section of the River Danube. *J. Appl. Ichthyol.*, 21(4): 345-349.
- Stráňai, I., 1997: *Neogobius kessleri* v Dunaji. *Pol. a ryb.* 49 (8): 33
- Stráňai, I., Andreji, J., 2001: Býčko riečny – (zatiaľ) posledný invázny druh z čeľade býčkovitých. *Pol. a ryb.*, 53 (11): 43-45.
- Stráňai, I., Bitter, P., 2003: Býčko čiernoústý (v poradí štvrtý z rodu *Neogobius*) v našich vodách. *Pol. a ryb.*, 55 (10): 52.
- Stráňai, I., 1998: Morfometry study on *Neogobius kessleri* (Günther, 1861) from the main stream of the Danube river. *Czech Jour. Of Anim. Sci.*, 43 (6): 289-292.
- Stráňai, I., 1999: Fertility of *Neogobius kessleri* (Günther, 1861) from the Slovak part of the Danube river. *Czech Jour. Of Anim. Sci.*, 44 (5): 215-218.

ADRESA AUTOROV:

Dr. **Ján Koščo**, PhD., Mgr. Peter Manko, Katedra ekológie, Fakulta humanitných a prírodných vied, Prešovská univerzita, ul. 17. novembra 1, Prešov 080 16, kosco@unipo.sk, manko@unipo.sk

MVDr. **Peter Košuth**, PhD., MVDr. Lenka Košuthová, Katedra infekčných a parazitárnych chorôb, Univerzita veterinárskeho lekárstva, Komenského 73, Košice 040 81, kosuth@uvm.sk, kosuthova@yahoo.com

Ing. **Jaroslav Andreji**, doc. Ing. Ivan Stráňai, CSc., Katedra hydinarstva a malých hospodárskych zvierat, FAPZ SPU v Nitre, Tr. A. Hlinku 2, Nitra 949 76, Jaroslav.Andreji@uniag.sk, Ivan.Stranai@uniag.sk

Mgr. **Martin Straka**, Katedra zoológie a fyziológie živočíchov, Prírodovedecká fakulta, Univerzita P. J. Šafárika, Moyzesova 16, Košice 041054, matotope@gmail.com

SÚČASNÝ STAV ROZŠÍRENIA ZÁSTUPCOV ČELADE OSTRIEŽOVITÉ (PERCIDAE) V SLOVENSKOM POVODÍ TISY

The present state of distribution of family Percidae in the Slovak Tisa River basin

KOŠUTH P., KOŠČO J., KOŠUTHOVÁ L., PEKÁRIK L.

ABSTRACT

*At present, seven species of the family Percidae occur in Slovakia. Five of them are considered as threatened. In this paper are summarized data about distribution of these species from Slovak Tisa River basin from 1985 to 2005. The species *Gymnocephalus baloni* occurs in the most types of biotopes of all watersheds in east part of Tisa drainage area, mainly in their lowland parts, where it prefers the rivers. The striped ruffe *Gymnocephalus schraetser* inhabits mostly rivers and old river arms, in the ichthyocenoses with reophilous species of bream's zone of rivers in the east part of investigated area of Tisa river basin. The occurrence of species *Zingel streber* is mainly concentrated in streaming sections a rapids with gravel banks in submountain zone, sometimes in the main stream of lowland rivers of east part of Tisa drainage area. The fragmentation of rivers and the dams building reduced their occurrence, the availability of suitable habitat places has diminished and the abundance of the streber has sunk. The same factors declined the populations of zingel *Zingel zingel*, which occurs mainly in the lowland parts of big rivers of the east part of Tisa drainage area. The species *Stizostedion volgense* survives at present only in few localities and it is the rarest species from all investigated fish.*

ÚVOD

Čeľaď Percidae z veľkého radu Perciformes, je na území Slovenska zastúpená 8 druhmi, patriacimi do dvoch podčeľadi: Percinae a Luciopercinae. Až 5 z nich patrí medzi druhy chránené našou legislatívou (Vyhláška MŽP SR č. 24/2003 k zákonu č. 543/2002 O ochrane prírody a krajiny), ako aj medzinárodnou ochranou (Bernský dohovor, Európska direktíva HD 92/43/EHS). Sú to:

Gymnocephalus baloni Holčík et Hensel, 1974 – hrebenačka vysoká

Gymnocephalus schraetser (Linnaeus, 1758) – hrebenačka pásavá

Stizostedion volgense (Gmelin, 1788) – zubáč volžský

Zingel streber (Siebold, 1863) – kolok vretenovitý

Zingel zingel (Linnaeus) – kolok veľký.

Stav väčšiny týchto druhov na území Slovenska, k roku 1978 zaznamenal Hensel (1979). V predloženej práci sme sa zamerali na zhodnotenie súčasného stavu rozšírenia týchto druhov v slovenskom povodí Tisy.

MATERIÁL A METODIKA

Do práce sme zahrnuli výsledky vlastných ichtyologických prieskumov za posledných 20 rokov (od roku 1985 do roku 2005). V priemere išlo o približne 50 prelovených lokalít ročne, s tým, že na niektorých lokalitách sa odlovy opakovali aj v rámci roka, aj v rokoch po sebe. Celkový počet prelovených lokalít presiahol číslo 500, zmapované boli všetky čiastkové povodia Tisy. Odlovy boli robené prevažne pomocou motorového elektrického agregátu (cca 95% odlovov), doplnené záťahmi vatkou a lovmi na udicu (len výnimočne).

Celé povodie Tisy sme rozdelili na východnú časť (čiastkové povodie Tople, Ondavy, Uhu, Laborca, Latorice, Bodrogu a Tisy) a západnú časť (čiastkové povodie Slanej, Bodvy, Hornádu a Torysy). Východnú časť povodia charakterizuje rozsiahla oblasť Východoslovenskej nížiny s minimálnymi spádovými pomermi a teplou klímou, v západnej časti prevládajú horské a podhorské toky s výraznejšími spádovými pomermi a nižšími teplotami.

Druhovú (cenologickú) afinitu sme vypočítali pomocou Agrellovho indexu koordinácie (Losos et al. 1985), afinitu k biotopu sme vyjadrili ako percentuálne zastúpenie každého druhu na jednotlivých typoch biotopu.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Gymnocephalus baloni – hrebenačka vysoká

Areál tohto druhu, v sledovanom povodí, je nížinná oblasť východnej časti povodia Tisy, kde sa vyskytuje vo všetkých čiastkových povodiach (Uh, Laborec, Ondava, Latorica, Bodrog a Tisa), okrem čiastkového povodia Tople. Hrebenačku vysokú sme ako jediný druh zistili až na štyroch typoch biotopov, pričom v preferencii prevládala rieka, z ostatných biotopov mali výraznejšie zastúpenie ťažobné jamy, menej mŕtve ramená a kanále (tab. 1). Najvyššiu relatívnu abundanciu (15 – 22 % podiel na úlovku) sme zaznamenali na špecifických habitatoch v Uhu. S druhmi, s ktorými sa tento druh hrebenačky vyskytuje v ichthyocenózach, dosahuje nízke hodnoty indexu koordinácie. Zo 42 spoločných druhov iba na štyri druhy bola hrebenačka vysoká viazaná indexom vyšším ako 50%, pričom išlo prevažne o druhy euryekné. V tomto ukazovateli sa obidve druhy hrebenačiek výrazne líšia od ichthyocenóz obidvoch kolkov (tab. 2).

Vzhľadom na pomerne nedávny popis tohto druhu (1974), historické údaje zo sledovanej oblasti sú obmedzené na jediný doklad: Holčíkom a Henselom (1974) preurčený nález Olivu (1956) z Latorice pri Vojanoch, kde sme hrebenačku vysokú potvrdili aj my. Výskyt tejto hrebenačky v západnej časti povodia Tisy

nebol zaznamenaný ani v minulosti. Neuvádzajú ju ani Harka a Sallai (2004) z Hornádu, Bodvy a Slanej na maďarskej strane. Ďalej na západ, v susednom povodí Dunaja sa vyskytuje v povodí Ipľa a v samotnom Dunaji a kanáloch do neho ústiach (Hensel, 1979). Doklady o výskyte tohto druhu v povodí Dunaja sú aj z dolných úsekov Moravy, Váhu a Hrona (Koščo, 2005).

Tab. 1: Preferencia biotopov u sledovaných druhov (v %)

Biotop	Rieka	Rieka pod haťou	Kanál	Mŕtve rameno	Ťažobná jama
<i>Gymnocephalus baloni</i>	50	4,5	9,1	9,1	27,3
<i>Gymnocephalus schraetser</i>	79,2	8,3	0	12,5	0
<i>Zingel streber</i>	77,8	22,2	0	0	0
<i>Zingel zingel</i>	75	25	0	0	0
Všetky druhy	70	13,7	2,5	6,3	7,5

Gymnocephalus schraetser – hrebenačka pásavá

Aj túto hrebenačku sme zaznamenali iba vo východnej časti povodia Tisy, rozdiel medzi nimi je v absencii hrebenačky pásavej v Uhu a v jej výskyte v dolnom úseku Tople. Zo sledovaných chránených ostriežovitých druhov rýb sme ju v úlovkoch zaznamenali najčastejšie (24 x). Obe dva druhy sa líšili aj v preferencii biotopov, na rozdiel od predchádzajúceho druhu sa tento nevyskytoval v ťažobných jamách a kanáloch, ale iba v rieke a hlbších starých ramenách (tab. 1). V Agrellovom indexe koordinácie sa od hrebenačky vysokej líšila vyššou preferenciou reofilných druhov spoločenstiev pleskáčového pásma, ako aj častejším spoločným výskytom s druhmi typickými pre hlbšie vody (*Silurus glanis*, *Stizostedion lucioperca*) (tab. 2).

V porovnaní s historickými údajmi (Koščo, 1991), sme výskyt tejto hrebenačky nepotvrdili v Uhu, ale navyše sme ju zistili v dolnej Topli, pod haťou v Božčiciach. Zo západnej časti povodia Tisy sú iba staré údaje Jeittelesa (1861), vyskytuje sa však južnejšie, v maďarskej časti povodia Bodvy (Vásárhelyi, 1961) a novšie aj v Hornáde a Slanej (Harka, Sallai, 2004). V slovenskom povodí Dunaja je častejšia ako predchádzajúci druh. Hensel (1979) ju uvádza z Dunaja a jeho ramien, z Moravy, Dudváhu, Váhu, Turca, Nitry, Žitavy, Hrona a Ipľa.

Tab. 2: Agrellov index koordinácie u sledovaných druhov

Druh	Ch na	Ba ba	Le ce	Al bi	Bt bt	Go al	Sa ba	Ba pe	Al al	Si gl	Pe fl	Gy ce	Es lu	Ab br	St lu	Ab bj	Počet pozitívnych vzoriek	Počet spoločných druhov
<i>Zi st</i>	72,2	94,4	77,8	83,3	72,2	55,5	50	50	66,7	22,2	44,4	16,7	31,2	11,1	11,1	11,1	18	42
<i>Zi zi</i>	43,7	62,5	62,5	50	50	50	50	50	62,5	50	75	25	16,7	25	37,5	37,5	16	46
<i>Gy ba</i>	13,6	9,1	45,4	22,7	4,5	40,9	18,2	9,1	54,5	27,3	81,8	54,5	50	40,9	36,4	27,3	22	42
<i>Gy sch</i>	20,8	33,3	41,7	16,7	12,5	33,3	12,5	8,3	91,6	54,2	75	58,3	50	70,8	62,5	58,3	24	46

Zingel streber – kolok vretenovitý

Počet lokalít s výskytom tohto druhu je o niečo nižší, ako počet pozitívnych lokalít hrebenačiek. Podobne ako hrebenačky aj kolka vretenovitého sme potvrdili iba vo východnej časti povodia Tisy, kde sa však na rozdiel od hrebenačiek nevyskytuje vo väčších nížinných tokoch (Tisa, Bodrog), ale jeho areál je posunutý vyššie, do podhorských úsekov riek. Prevláda však jeho výskyt v riekach nížinnej oblasti. V preferencii biotopov je kolok vretenovitý typický reofil s výskytom iba v riekach (tab. 1). Výrazne sa líši v cenologickej afinitě, vyhranenou preferenciou k druhom typickým pre mrenové a podustvové úseky tokov (*Barbus barbus*, *Alburnoides bipunctatus*, *Leuciscus cephalus*, *Chondrostoma nasus*) (tab. 2).

Tento druh patrila v minulosti k najbežnejším zo sledovaných druhov v skúmanej oblasti (Koščo, 1991). My sme jeho výskyt nepotvrdili v Tise ani v Uhu. Kedysi jeho široký výskyt v podhorskej zóne Ondavy (Dorko, 1963; Weisz, Kux, 1962) bol výstavbou Vodného diela (VD) Domaša zlikvidovaný. Podobne aj hať na Laborci pri Michalovciach, pre odber vody do VD Zemplínska Šírava, negatívne ovplyvnila jeho výskyt vo vyšších úsekoch Laborca. V súčasnosti je v tejto časti povodia najčastejší v podhorskom úseku Tople a v nížinnom úseku Ondavy. V západnej časti povodia Tisy sa tento druh vyskytoval v Hornáde, kde však po výstavbe VD Ružín pravdepodobne vymizol (Holčík, 1966), vyskytuje sa však v maďarskom úseku Hornádu (Harka, Sallai, 2004). Niekdajší výskyt v susednom čiastkovom povodí Torysy (Kux, Weisz, 1964) sa nám nepodarilo potvrdiť. V

Bodve sa nachádza iba v jej maďarskej časti (Koščo et al., 2006), v najzápadnejšom čiastkovom povodí Tisy – v Slanej sa v súčasnosti už nenachádza ani v jeho maďarskej časti (Harka, Sallai, 2004). Zo susedného povodia Dunaja je najviac údajov o jeho výskyte z Dunaja a Turca, ale vyskytuje sa aj v Hrone, Ipli, Nitre, Váhu a Morave (Hensel, 1979).

Zingel zingel – kolok veľký

Pozitívnych lokalít s týmto druhom bolo ešte menej (16), pričom sme ho zistili tiež iba vo východnej časti povodia. Oproti predchádzajúcemu druhu, jeho areál bol posunutý dole, do väčších riek nížiny. Vyskytoval sa v Topli, Ondave, Latorici a Bodrogu. Rovnako ako kolok vretenovitý, aj kolok veľký je typický reofil (tab. 1). U obidvoch druhov kolkov sme zaznamenali ich častejší výskyt pod haťami (20 – 25% lokalít výskytu). Z druhov v spoločných ichtyocenózach, s ktorými má index vyšší ako 50%, sa od kolka vretenovitého tento druh líši iba menším spoločným výskytom s podustvou severnou, ale častejším výskytom so sumcom veľkým a ostriežom zelenkavým (tab. 2).

Výskyt tohto druhu nebol bežný ani v minulosti (Hensel, 1979). Vo východnej časti povodia Tisy sa vyskytoval vo všetkých čiastkových povodiach okrem Tople (Koščo, 1991). My sme ho síce v Topli zistili v jej dolnom úseku (pod haťou v Božčiciach), ale nepodarilo sa nám potvrdiť jeho výskyt v Tise, Laborci a Uhu. Z Tisy sú novšie údaje iba z jej maďarskej časti (Harka, Sallai, 2004). Zo západnej časti povodia Tisy existujú iba staršie údaje, tiež z maďarského územia (Bodva – Vásárhelyi, 1961; Slaná – Vutskits, 1913), novšie doklady chýbajú. V susednom povodí Dunaja sú údaje o jeho výskyte v Dunaji, Morave, Váhu, Nitre, Hrone a Ipli (Hensel, 1979). Novších údajov je však podstatne menej (Koščo, 2005).

Stizostedion volgense – zubáč volžský

Rovnako ako ostatné druhy, aj tento druh sme potvrdili iba vo východnej časti povodia Tisy. Ulovili sme ho iba v ťažobnej jame v inundačnom území Latorice, kde sa vyskytoval spolu s druhmi *Rutilus rutilus*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Aspius aspius*, *Alburnus alburnus*, *Abramis bjoerkna*, *A. brama*, *A. ballerus*, *A. sapa*, *Carassius carassius*, *Cobitis elongatoides*, *Ameiurus nebulosus*, *Esox lucius*, *Lepomis gibbosus*, *Perca fluviatilis*, *Gymnocephalus cernuus* a *Stizostedion lucioperca*.

Rovnako ako v minulosti, aj teraz je to najzriedkavejší druh z čeľade ostriežovitých. Vo východnej časti povodia Tisy boli ojedinelé úlovky z Latorice, Bodrogu a Tisy (Koščo, 1991). Zo západnej časti povodia Tisy údaje nie sú známe, ani z maďarského územia (Harka, Sallai, 2004). V susednom povodí Dunaja bol zubáč volžský zistený v Dunaji, Malom Dunaji, Morave a v dolnom toku Váhu a Hronu (Hensel, 1995).

ZÁVER

Ťažiskom výskytu chránených druhov čeľade Percidae v slovenskom povodí Tisy je jej východná časť. Zo sledovaných druhov sme zaznamenali nárast lokalít výskytu hrebenačky vysokej, čo je síce ovplyvnené neskorým popisom tohto druhu, ale schopnosť tejto hrebenačky prežiť aj v sekundárnych biotopoch, v ťažobných jamách a kanáloch, nasvedčuje na jej širšiu ekologickú valenciu. Pri hrebenačke pásavej sme nezaznamenali výraznú zmenu areálu ani početnosti jej populácií, čo však nemôžeme konštatovať pri kolkovi vretenovitom, na úbytku ktorého sa pravdepodobne podpísala výstavba vodárenských nádrží a fragmentácia tokov, podobne ako aj v prípade úbytku kolka veľkého. Aj napriek tomu sú ešte vo východnej časti povodia Tisy úseky tokov, kde tieto druhy, najmä kolok vretenovitý, vytvárajú stabilné populácie.

SÚHRN

Čeľaď Percidae, z radu Perciformes, je v ichtyofaune Slovenska zastúpená ôsmymi druhmi, z ktorých 5 patrí medzi druhy chránené našou (Vyhláška MŽP SR č. 24/2003), alebo medzinárodnou (Bern III, HD 92/43/EHS) legislatívou. Sú to:

Gymnocephalus baloni Holčík et Hensel, 1974 – hrebenačka vysoká

Gymnocephalus schraetser (Linnaeus, 1758) – hrebenačka pásavá

Stizostedion volgense (Gmelin, 1788) – zubáč volžský

Zingel streber (Siebold, 1863) – kolok vretenovitý

Zingel zingel (Linnaeus, 1758) – kolok veľký.

Hydrologický systém Tisy patril v minulosti k oblastiam s ich pravidelným výskytom. Aj v súčasnosti táto časť Slovenska predstavuje povodie s najväčším počtom lokalít zaradených do Sústavy NATURA 2000 pre tieto druhy. Výrazné sú však rozdiely medzi východnou časťou povodia Tisy (čiastkové povodia Uhu, Laborca, Tople, Ondavy, Latorice, Bodrogu a Tisy) a západnou časťou povodia Tisy (čiastkové povodia Bodvy, Hornádu, Torysy a Slanej). Pokiaľ vo východnej časti sú zastúpené všetky uvedené druhy a väčšina z nich sa bežne vyskytuje vo viacerých čiastkových povodiach, v západnej časti je výskyt týchto druhov iba sporadický a lokalizovaný skôr do dolných, hraničných úsekov s Maďarskom.

Z chránených zástupcov čeľade Percidae sú najbežnejšie hrebenačka pásavá a hrebenačka vysoká, ktoré sme zaznamenali na najväčšom počte lokalít, vo väčšine čiastkových povodí a vo viacerých typoch biotopov. Kolok vretenovitý a kolok veľký sa vyskytujú tiež vo väčšine čiastkových povodí, ale iba v tečúcich vodách. Prvý z nich je bežnejší a vyskytuje sa skôr vyššie proti prúdu, kolok veľký je menej bežný a vyskytuje sa v nižších úsekoch riek, areály obidvoch druhov sa však aj prekrývajú. Najmenej známych lokalít výskytu má zubáč volžský, ktorý sa vyskytuje iba v dolných úsekoch najväčších riek východnej časti slovenského povodia Tisy.

POĎAKOVANIE

Práca bolo podporená grantovými prostriedkami VEGA č. 1/2360/05, 1/2406/05 a 1/3490/06.

LITERATÚRA

- Dorko, J., 1963: Príspevok k ichtyofaune Ondavy. Zb. Ped. Inšt. Prešov, Prír. vedy, 4:45-67.
- Harka, Á., Sallai, Z., 2004: Magyarország halfaunája. Képes határozó és elterjedési tájékoztató tájékoztató. Nimfea Természettudományi Egyesület, Szarvas, 269 s.
- Hensel, K., 1979: Geographical distribution of percoid genera *Gymnocephalus* and *Zingel* (Osteichthyes, Percidae) in Slovakia. Folia Zool. Brno, 28 (1): 85-94.
- Hensel, K., 1995: *Stizostedion volgense* (Gmelin, 1788), in: Baruš, V., Oliva O., et al.: Mihulovci *Petromyzontes* a ryby *Osteichthyes*, Fauna ČR a SR, Svazek 28/2, AV ČR Praha, 698 pp.
- Holčík, J., 1966: Ichtyologický výskum Karpatského oblúka. 4. Ichtyofauna rieky Hornád so zreteľom na vybudovanie vodného diela Ružín. Biol. práce SAV, Bratislava, 12 (1): 76-117.
- Holčík, J., Hensel, K., 1974: A new species of *Gymnocephalus* (Pisces, Percidae) from the Danube, with remarks on the genus. Copeia, 1974 (2): 471-486.
- Jeitteles, L., H., 1861: Verzeichnis der Fische der Hernád und einiger seiner Zuflüsse. Verh. k. k. zool. Bot. Ges. Wien, 1861: 373-374.
- Koščo, J., 1991: Ryby Východoslovenskej nížiny a príľahlých povodí na území východného Slovenska. Minimová práca k doktorandskej skúške. Prešov – Bratislava, 156 pp.
- Koščo, J., 2005: Ryby: 457-487. In: Polák P., Saxa A., (eds.): Priaznivý stav biotopov a druhov európskeho významu. ŠOP SR Banská Bystrica, 738 pp.
- Koščo, J., Juhász, L., Košuth, P., Košuthová, L., Pekárik, L., 2006: Stav chránených a invázných druhov rýb v ichtyocenózach Bodvy. Natura Carpatica, 47, (in press).
- Kux, Z., Weisz, T., 1964: Příspěvek k poznání ichtyofauny slovenských řek. Čas. Mor. Musea, Brno, 49: 191-246.
- Losos, B., Gulička, J., Lellák, J., Pelikán, J., 1985: Ekologie živočichů. SPN, Praha, 320 pp.
- Oliva, O., 1956: Příspěvky k systematické revisi některých našich ryb. Čas. Nár. musea, Praha, odd. přír., 125: 53-65.
- Vásárhelyi, I., 1961: Magyarország halai irásban és képekben. Borsodi szemle Könyvtára, Miskolc, 135 pp.
- Vutskits, G., 1913: Classis pisces. In: Fauna Regni Hungariae pars I – Vertebrata. Reg. Soc. Scient. Natur., Budapest, 1-42.
- Weisz, T., Kux, Z., 1962: Ichtyofauna Ondavy a Hornádu. Čas. Mor. Musea, vědy přír., Brno, 47: 181-200.

ADRESA AUTOROV:

MVDr. **Peter Košuth**, PhD., MVDr. **Lenka Košuthová**, Katedra infekčných a parazitárnych chorôb, Univerzita veterinárskeho lekárstva, Komenského 73, Košice, 040 81, kosuth@uvm.sk, kosuthova@yahoo.com

Dr. **Ján Koščo**, PhD., Katedra ekológie, Fakulta humanitných a prírodných vied, Prešovská univerzita, ul. 17. novembra 1, Prešov, 080 16, kosco@unipo.sk

Mgr. **Ladislav Pekárik**, Ústav zoológie, Slovenská akadémia vied, Dúbravská cesta 9, Bratislava, 845 06, ladislav.pekarik@savba.sk

NOVÉ NÁLEZY PARAZITICKÝCH HELMINTOV U INVÁZNYCH DRUHOV RÝB NA SLOVENSKU

Present findings of helminth parasites in invasive fish species of Slovakia

KOŠUTHOVÁ L., KOŠUTH P., KOŠČO J., LETKOVÁ V., MANKO P.

ABSTRACT

The introduction of non-native species of fish into ecosystems may influence the communities by changing species diversity, new parasite transmissions and also by development of new relationships between host and parasites. For River Danube basin are typical the invasions of three fish species of Genus *Neogobius*. In Slovakian part of Tisa River basin the spreading of fishes Amur sleeper and black bullhead represents a serious threat to the health and survival of susceptible native fish populations. Establishment of new host-parasite relationships in the new geographical area is well known from previous introductions of invasive species. A total of 120 fish of pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) and 298 Amur sleepers (*Perccottus glenii*) from Slovakian part of Tisa River basin and 75 fish (*N. fluviatilis*, *N. melanostomus*, *N. kessleri*) from River Danube, were examined by helminthological section. As the main result is the finding of cestode *Nippotaenia mogurndae* in Amur sleeper, apparently introduced with its fish host. During the years of examination (2003 - 2005), the prevalence and number of positive localities increased. The adult cestodes of *Proteocephalus* sp., larval cestodes *Triaenophorus nodulosus* and the adults of *Acanthocephalus anguillae* in pumpkinseed, were found in this fish host, in Slovakia, for the first time. In three Gobiid species, 87% of fish were infected. The abundance of endoparasites - 100% in big-head goby, 94% in round goby and 38% in monkey goby was observed. The Gobies served mainly as the paratenic hosts for larval stages of acanthocephalan *Pomphorhynchus laevis*, with high intensity of infection. The adults of trematode *Nicola skrjabini* were isolated from intestine of *N. kessleri* with prevalence 73% and in *N. fluviatilis* - 7,7%.

ÚVOD

Výskyt nových druhov rýb v našej ichtyofaune so sebou nesie riziko zavlečenia nových parazitov, prípadne vznik nových parazito-hostiteľských vzťahov. Vo vodách rieky Tisa sa v minulosti aklimatizovalo celkom 6 neúmyselne introdukovaných druhov rýb *Lepomis gibbosus*, *Ameiurus nebulosus*, *Carassius auratus*, *Pseudorasbora parva*, *Ameiurus melas* a *Perccottus glenii*, ktorých správanie sa v nových ekosystémoch považujeme za invázne (Kováč *et al.*, 2006). Pre povodie Dunaja je typická invázia troch spontánne šíriacich sa druhov rodu *Neogobius* – *N. melanostomus*, *N. kessleri* a *N. fluviatilis*. Introdukcie nepôvodných druhov do nových ekosystémov môžu ovplyvňovať pôvodné spoločenstvá zmenou ich druhovej diverzity, štruktúry ichtyocenózy a vzájomných interakcií medzi organizmami (Ramakrishnan, Vitousek, 1989). Kompetičné vzťahy pôvodných a nepôvodných druhov sú v centre štúdia biologických invázií, pričom zbavenie sa parazitov, napríklad absenciou medzihostiteľa v nových podmienkach, môže hrať dôležitú úlohu pri spustení mechanizmu invázie u introdukovaného druhu (Torchin *et al.*, 2003). Prenos chorôb taktiež predstavuje vážne ohrozenie zdravia a prežívania populácií pôvodných druhov (Bauer, 1991).

Prvý ichtyoparazitologický prieskum vo vodách Tisy vykonal Zachvatkin (1951), neskôr (1962-1967) sa uskutočnil detailný parazitologický prieskum pôvodných aj introdukovaných druhov rýb v spolupráci ústavov viacerých štátov (Ergens *et al.*, 1975) a úlohou helmintov v aklimatizačnom procese nepôvodných rýb v Karpatom regióne sa zaoberal taktiež Žitňan (1974, *et al.* 1976 a i.). Aktuálne sú parazitologické práce týkajúce sa inváznych druhov rodu *Neogobius* z povodia Dunaja (Ondračková *et al.*, 2004, 2005).

MATERIÁL A METODIKA

Z povodia Tisy sme analyzovali 120 ks rýb slnečnice pestrej a 332 ks býčkovca amurského, vyšetrovaných v priebehu rokov 2003-2005. Ryby pochádzali väčšinou z melioračných kanálov, materiálových jám a slepých ramien. Z povodia Dunaja (Štúrovo, 20.9.2004) bolo celkovo vyšetrených 75 kusov rýb, z toho 32 ks jedincov býčka čiernoústeho, 30 ks býčka hlavatého a 13 ks býčka piesočného. Ryby boli lovené motorovým elektrickým agregátom, vyšetrované helmintologickou pitvou. Nájdene helminty boli izolované, zafixované a následne determinované.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Doposiaľ najvýznamnejším výsledkom nami uskutočneného prieskumu bol nález pásomnice *Nippotaenia mogurndae* (Cestoda: Nippotaeniidea) u býčkovca amurského *P. glenii*. Tento nález je vôbec prvým záznamom o výskyte tohto druhu parazita v Európe (Košuthová *et al.*, 2004) zjavne zavlečeného so svojím rybím hostiteľom z pôvodného areálu - povodia rieky Amur. Pásomnice radu Nippotaeniidea boli doteraz nájdené iba u sladkovodných rýb Japonska, Ruska, Číny a Nového Zélandu. Prevalencia *N. mogurndae*

u býčkovca bola 43,7% (tab. 1), s maximálnou intenzitou infekcie 32 pásomníc a priemernou intenzitou 3. Počas sledovaného obdobia rokov 2003-2005 bol pozorovaný prudký nárast prevalence pásomnice na pozitívnych lokalitách. V lokalite Hrušov – Svätá Mária, kde bola zaznamenaná najvyššia prevalencia, táto stúpala z 56,4% (117/66) v roku 2003 na 80,95% (21/17) v roku 2005. Rovnako stúpol aj počet pozitívnych lokalít, čomu pravdepodobne napomohli aj anastomózy tokov, slepých ramien a melioračných kanálov počas sezónnych záplav v tejto oblasti. Patogénny vplyv *N. mogurndae* na býčkovca a prípadný prenos na iné druhy rýb je zatiaľ v štádiu skúmania.

Pozoruhodný je taktiež nález helmintov u *L. gibbosus*, predovšetkým nález pásomnice z rodu *Proteocephalus* (Cestoda: Proteocephalidae) (tab. 1). Dospelé jedince parazitujú v čreve poikilothermných živočíchov - predovšetkým rýb. Hoci rod *Proteocephalus* zahŕňa 11 druhov pásomníc parazitujúcich u širokého spektra našich rýb (Scholz, Hanzelová, 1998), u slnečnice pestrej však doteraz nebola zistená.

Larválne štádiá (plerocerkoidy) pásomnice *Triaenophorus nodulosus* (Cestoda: Triaenophoridae) s prevalenciou 12,5% (tab. 1), boli lokalizované prevažne v pečeni, v encystovanej forme. Definitívnym hostiteľom *T. nodulosus* je štika prípadne úhor, plerocerkoidy pásomnice boli u nás zistené doteraz u 9 druhov rýb (Moravec, 2001), slnečnica pestrá je podľa nášho zistenia pre tohto parazita novým medzihostiteľom. Ide o najčastejšie sa vyskytujúci druh z rodu *Triaenophorus*, ktorého prevalencia u medzihostiteľov je väčšinou ohraničená areálom definitívneho hostiteľa - šľuky. V Nemecku popísal prvý výskyt *T. nodulosus* u *L. gibbosus* Brinker a Hamers (2000).

Háčikohlavec *Acanthocephalus anguillae* (Acanthocephala: Echinorhynchidae) bol izolovaný z čreva 3 jedincov *L. gibbosus* (tab. 1). Jedná sa o parazita s častým výskytom u našich rýb, avšak u slnečnice pestrej doteraz zistený nebol.

Z celkového počtu rýb rodu *Neogobius* bolo parazitovaných 87%. Najvyššia prevalencia endohelmintov bola u býčka hlavateho - 100% a u býčka čiernoústeho - 94%, nižšiu hodnotu sme zistili u býčka piesočného - 38% (tab. 1). Predovšetkým sme zaznamenali vysokú invadovanosť rýb larválnymi štádiami háčikohlavca druhu *Pomphorhynchus laevis* (Acanthocephala: Pomphorhynchidae), pre ktorých je rod *Neogobius* paratenickým hostiteľom (tab. 1). Encystované larválne štádiá boli lokalizované voľne v telovej dutine, na seróze čreva, pečene a gonád, prípadne na ďalších vnútorných orgánoch. Ďalším zisteným endohelmintom je motolice *Nicolla scrjabini* (Trematoda: Opecoelidae), ktorej adultní jedinci boli izolovaní z čreva u *N. kessleri* a *N. fluviatilis* (tab. 1). Maximálna intenzita infekcie bola 25 exemplárov. Oba zistené helminty parazitujú u veľkého počtu druhov rýb v našich vodách. Vysoká prevalencia *P. laevis* bola pravdepodobne spôsobená veľkým podielom *Amphipoda* v potrave býčkov, ktoré slúžia ako medzihostitelia pre tohto parazita.

ZÁVER

V predloženej práci sú prezentované predbežné výsledky prieskumu zameraného na prevalenciu endohelmintov u invázných druhov rýb tak z povodia Tisy, ako aj z povodia Dunaja.

Popísali sme nález pásomnice *Nippotaenia mogurndae* u býčkovca amurského v slovenskom úseku povodia Tisy, ako prvý výskyt tohto druhu parazita v Európe; taktiež sme zaznamenali prítomnosť troch druhov parazitov – *Triaenophorus nodulosus*, *Acanthocephalus anguillae* a *Proteocephalus* sp. u nového hostiteľa, ktorým je slnečnica pestrá. Prezentované výsledky parazitologického vyšetrenia rýb rodu *Neogobius*, korešpondujú so zisteniami Ondračkovej (2004).

SÚHRN

Výskyt nových druhov rýb v našej ichtyofaune so sebou nesie riziko zavlečenia nových parazitov, prípadne vznik nových parazito-hostiteľských vzťahov, ktoré sú známe aj u ďalších, skôr zavlečených invázných druhov rýb.

Pokiaľ pre povodie Dunaja je charakteristická invázia druhov rodu *Neogobius*, pre slovenské povodie Tisy je charakteristické šírenie býčkovca amurského a sumčeka čierneho. Helmintologickou pitvou sme vyšetrili 75 kusov býčkov (*Neogobius fluviatilis*, *N. kessleri*, *N. melanostomus*) z Dunaja, 120 kusov slnečnice pestrej (*Lepomis gibbosus*) a 332 býčkovcov amurských (*Perccottus glenii*) zo slovenského povodia Tisy. Doposiaľ najvýznamnejším nálezom nami uskutočneného prieskumu je nález pásomnice *Nippotaenia mogurndae* u býčkovca amurského, ktorý je prvým záznamom o výskyte tohto parazita v Európe, zjavne zavlečeného so svojim hostiteľom. V priebehu rokov 2003 – 2005 bol pozorovaný prudký nárast prevalence tejto pásomnice, stúpol aj počet pozitívnych lokalít. Nepochybne zaujímavý je tiež nález adultov pásomnice rodu *Proteocephalus* a háčikohlavca *Acanthocephalus anguillae*, ako aj larválnych štádií pásomnice *Triaenophorus nodulosus* u slnečnice pestrej, pričom *L. gibbosus* je pre tieto helminty na Slovensku novým hostiteľom. Pre všetky druhy rodu *Neogobius* bola príznačná vysoká invadovanosť telovej dutiny rýb larválnymi štádiami háčikohlavca *Pomphorhynchus laevis*, pre ktorých je rod *Neogobius* paratenickým hostiteľom. Z čreva *N. kessleri* a *N. fluviatilis* boli izolované dospelé motolice druhu *Nicolla skrjabini*.

POĎAKOVANIE

Práca bolo podporená grantovými prostriedkami VEGA č. 1/2360/05, 1/2406/05 a 1/3490/06.

LITERATÚRA

- Bauer, O. N. (1991). Spread of parasites and diseases of aquatic organisms by acclimatization: a short review. *J. Fish. Biol.*, 39: 679-686.
- Brinker, A., Hamers, R. (2000). First description of pumpkinseed *Lepomis gibbosus* (L.) as a possible second intermediate host for *Triaenophorus nodulosus* (Pallas, 1781) (Cestoda, Pseudophyllidea) in Germany. *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists*, 20 (2): 83-86.
- Ergens, R., Gussev, V. A., Izyumova N. A., Molnár, K. (1975). Parasite fauna of fishes of the Tisa River basin. Academia, Prague, 117 s.
- Košuthová, L., Letková, V., Koščo, J., Košuth, P. (2004). First record of *Nippotaenia mogurndae* Yamaguti and Miyata, 1940 (Cestoda: Nippotaeniidea), a parasite of *Perccottus glenii* Dybowski, 1877, from Europe. *Helminthologia* 41: 54-56.
- Kováč, V., Hensel, K., Černý, J., Kautman, J., Koščo, J. (2006). Invázne druhy rýb v povodiach Slovenska – aktualizovaný zoznam 2004. In: Invázie a invázne organizmy V., Nitra, 26.-28.10. 2004, Zborník príspevkov, (in press).
- Moravec, F. (2001). Checklist of the Metazoan Parasites of Fishes of the Czech Republic and the Slovak Republic (1873-2000). Academia, Nakladatelství AV ČR Praha, 168 s.
- Ondračková, M., Dávidová, M., Pečínková, M., Blažek, R., Valová, Z., Gelnar, M., Černý, J., Jurajda, P. (2004). Vícebuněční paraziti ryb rodu *Neogobius*, invazních druhů středního Dunaje. Zborník abstraktov z konferencie Zoologické dny, Brno 12.-13.2. 2004, 114-115.
- Ondračková, M., Dávidová, M., Pečínková, M., Blažek, R., Gelnar, M., Valová, Z., Černý, J., Jurajda, P. (2005). Metazoan parasites of *Neogobius* fishes in the Slovak section of the River Danube. *J. Appl. Ichthyol.* 21: 345-349.
- Ramakrishnan, P. S., Vitousek P. M. (1989). Ecosystem level processes and the consequences of biological invasions. In: Biological invasions: a global perspective. SCOPE 37. J. A. Drake, H. A., Mooney, F. di Castri, R. H. Groves, F. J., Kruger, M., Rejmanek, M., Williamson (Eds). John Wiley and Sons, Chichester, 281-300.
- Scholz, T., Hanzelová, V. (1998). Tapeworms of the genus *Proteocephalus* Weinland, 1858 (Cestoda: Proteocephalidae), parasites of fishes in Europe. Studie AV ČR 2/98, ACADEMIA Praha, 118 s.
- Torchin, M. E., Lafferty, K. D., Dobson, A. P., McKenzie, V. J., Kuris, A. M. (2003). Introduced species and their missing parasites. *Nature*, 421: 628-630.
- Zachvatkin, V. O. (1951). Paraziti ryb vodojm Zakarpatskoj oblasti. Nauk. Zap. Lviv. Nauk. – Prir. Muzeju AN URSR I., 119-149.
- Žitňan, R. (1974). Acclimatization of fish in the Carpathian region of Czechoslovakia and the role of helminths in this process. *Ichthyologia*, 6 (1): 143-155.
- Žitňan, R., Avramova, D., Molnár, K. (1976). Helminths of fishes of epizootological importance from the Czechoslovak, Hungarian and Bulgarian stretches of the Danube River. Third Int. Symp. of the Helminthol. Inst. Košice. Tatranská Lomnica, 12.-15.10.1976, Unpubl. MS.

ADRESA AUTOROV:

MVDr. **Lenka Košuthová**, MVDr. **Peter Košuth**, PhD., Prof. MVDr. **Valéria Letková**, PhD., Katedra infekčných a parazitárnych chorôb, Univerzita veterinárskeho lekárstva, Komenského 73, Košice, 040 81, kosuthova@uvm.sk, kosuth@uvm.sk, letkova@uvm.sk
Dr. **Ján Koščo**, PhD., Mgr. **Peter Manko**, Katedra ekológie, Fakulta humanitných a prírodných vied, Prešovská univerzita, ul. 17. novembra 1, Prešov, 080 16, kosco@unipo.sk, manko@unipo.sk

INDUKOVANÁ OVULACE A UMĚLÝ VÝTĚR JIKERNAČEK PARMY ŘÍČNÍ (*Barbus barbus*) PŘI POUŽITÍ RŮZNÝCH DÁVEK ANALOGU GnRH *Induced ovulation and artificial propagation of barbel (*Barbus barbus*) females using different doses of GnRH analogue*

KOUŘIL J., HÁJEK J., BARTH T.

ABSTRACT

An experiment was conducted to induce ovulation in barbel (*Barbus barbus*) originated from river by a single injection of preparate Supergestran (contains GnRH analogue Lecirelin) in three different dosis and carp pituitary (control group). Water temperature was 19.0 °C. With the use of carp pituitary (6 mg.kg⁻¹) the ovulation was induced 60 % females within 21.8 ± 0,1 hours. Partially succesful stripping was achieved after low doses of Lecirelin (5 and 25 µg.kg⁻¹ of GnRH): 40 % females spawned within 36.1 ± 0.1 resp. 38.1 ± 1.9 hours. The best results were found in the highest dose of Lecirelin (125 µg.kg⁻¹ of GnRH analogue): 80% females spawned within 35.9 ± 0.1 hours. The relative weight of eggs obtained from the females treated with pituitary and low doses of Lecirelin were 3.47 ± 1.90 %, resp. 5.71 ± 4.00 and 3.97 ± 2.60 %, and in 10.54 ± 4.51 % females treated with the highest dose of Lecirelin.

ÚVOD

K přirozenému rozmnožování parmy říční v podmínkách střední Evropy dochází od května do začátku července při teplotách 15 - 18 °C (Hochman 1983; Krupka 1983). Jikry jsou vytírány v jedné, většinou ale ve více dávkách, podíl jiker v první dávce dosahuje 37,6 – 54,4 % z celkové absolutní plodnosti Hochman (1965). Gonadosomatický index (GSI) jikernaček v období těsně před výtěrem se podle Hochmana (1983) pohybuje mezi 14,2 - 16,1%, podle Krupky (1983) mezi 4,4 - 16,1%. Hochman (1983) uvádí absolutní plodnost ve výši 6 081 – 71 671 kusů jiker a relativní plodnost 23 831 – 48 706 ks.kg⁻¹. Krupka (1983) zjistil průměrnou absolutní plodnost ve výši 20 547 (variační rozpětí 12 269 – 35 506) jiker a relativní plodnost 36 – 85 tis. ks.kg⁻¹.

Umělý výtěr spontánně ovulujících palem, odlovených na trdlištích, popisují Podubský a Štědranský (1967), Bodareu (1977), Vinklarčík (1977), Krupka (1985) a Peňáz (1987). Philippard *et al.* (1987) uvádí dlouhodobý odchov generačních palem v průtočném bazénu s vodou o teplotě 18 °C. Průměrná pracovní plodnost spontánně ovulujících a uměle vytíraných jikernaček kolísala od 2 do 10 tis. jiker (při délce ryb 180, resp. 500 mm), v průměru 8 tis. jiker. V průběhu výtěrové sezóny bez hormonální indukce ovulace dosahovala průměrná celková absolutní plodnost jednotlivých jikernaček 80 tis. jiker. Úspěšnou hormonálně indukovanou ovulaci pomocí dvou dávek kapří hypofýzy (v celkové výši 15 – 18 mg.kg⁻¹) u jikernaček odlovených v řece uvádí Dvořák (1982). Rovněž Kouřil *et al.* (1988) úspěšně ověřili použití kapří hypofýzy ve dvou dílčích dávkách (1 + 5, resp. 1 + 10 mg.kg⁻¹). Ovulace a umělého výtěru bylo dosaženo u 60, resp. 80% jikernaček. Podobně jako řady dalších druhů ryb (viz přehled Kouřil *et al.* 2006), ukázala se u i parmy jako vhodná metoda hormonální indukce ovulace, použití přípravku Kobarelin, funkčního analogu spouštěcího hormonu gonadotropinu (GnRH_a). Jak je patrné z tab. 1., liší se od základního savčího hormonu záměnou aminokyseliny glycín v poloze 6 a zkrácením karboxyterminální části. Kouřil *et al.* (1988) zjistili při teplotě 15,1 - 16,5 °C jako částečně účinné jednorázové dávky Kobarelinu ve výši od 30 – 100 µg.kg⁻¹, po nichž ovulovalo a bylo uměle vytřeno 40, resp. 20 % jikernaček. Průměrná výše relativní hmotnosti vytřených jiker byla při použití GnRH_a vyšší (4,75, resp. 9,45 %), než při použití hypofýzy (3,24, resp. 3,27 %).

Tab. 1. Sekvence aminokyselin u savčího GnRH a dvou funkčních analogů GnRH (podle Kouřil *et al.* 2006).

Pořadí aminokyselin									
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Savčí GnRH									
pGlu	His	Trp	Ser	Tyr	Gly	Leu	Arg	Pro	GlyNH ₂
Analog savčího GnRH <i>des</i> Gly ¹⁰ , D-Ala ⁶ mGnRH ProNH ₂ (Kobarelin)									
pGlu	His	Trp	Ser	Tyr	D-Ala	Leu	Arg	NH ₂	
Analog savčího GnRH <i>des</i> Gly ¹⁰ , D-Tle ⁶ mGnRH ProNH ₂ (Lecirelin)									
pGlu	His	Trp	Ser	Tyr	D-Tle	Leu	Arg	NH ₂	

METODIKA A MATERIÁL

K pokusu byly použity pohlavně zralé, ale spontánně neovulující jikernačky o hmotnosti v rozpětí 560 – 1930 g odlovené elektrickým agregátem na trdlišti v řece Jihlava (lokalita Dolní Kounice). Po jednodenním přechovávání na líhni v průtočném žlabu byly jikernačky náhodně rozděleny do 5 skupin po 5 jedincích.

Jednotlivé skupiny byly odděleně umístěny v samostatných klecích instalovaných ve velké průtočné nádrži s vodou o teplotě 19,0 °C při přirozeném světelném režimu. Poté byly jikernačky anestetizovány (použit hřebíčkový olej při koncentraci 0,04 ml.l⁻¹) a jednotlivým pokusným skupinám intramuskulárně injikován veterinární přípravek Supergestran, obsahující účinnou látku Lecirelin, syntetický funkční analog spouštěcího hormonu gonadotropinu – GnRHa (tab. 1), ve 3 různých dávkách (5, 25 a 125 µg.kg⁻¹). První kontrolní skupina byla injikována kapří hypofýzou (6 mg.kg⁻¹), druhá kontrolní skupina nebyla injikována. Hormonálními přípravky byly injikovány jednorázově ve fyziologickém roztoku. Hodnoceny byly % vytřených jikernaček, průměr a střední chyba (SD, vč. significance rozdílů mezi skupinami) u relativní hmotnosti vytřených jiker a délky intervalu latence.

VÝSLEDKY

Při nejvyšší použité dávce analogu GnRH 125 µg.kg⁻¹ ovulovalo a bylo úspěšně vytřeno 80 % jikernaček (tab. 2). U dalších dvou skupin jikernaček, jímž byly aplikovány nižší dávky (25 a 5 µg.kg⁻¹) ovulovalo jen 40 % jikernaček.

Tab. 2. Výsledky hormonálně indukovaného umělého výtěru jikernaček parmy

Přípravek (dávka)	Počet jikernaček		Hmotnost jikernaček průměr±SD g	Relativní hmotnost vytřených jiker; průměr±SD; g	Délka intervalu latence průměr±SD	
	injik. ks	vytř. %			h	h°
Kontrola	5	0	899 ± 225	0	-	-
Hypofýza (6 mg.kg ⁻¹)	5	60	1014 ± 265	3,47 ± 1,90 ^A	21,8 ± 0,1 ^A	415 ± 2 ^A
Lecirelin (5 µg.kg ⁻¹)	5	40	906 ± 101	5,71 ± 4,00 ^{AB}	36,1 ± 0,1 ^{BC}	686 ± 2 ^{BC}
Lecirelin (25 µg.kg ⁻¹)	5	40	934 ± 306	3,97 ± 2,60 ^{AB}	38,1 ± 1,9 ^C	724 ± 36 ^C
Lecirelin (125 µg.kg ⁻¹)	5	80	868 ± 224	10,54 ± 4,51 ^B	35,9 ± 0,1 ^B	683 ± 2 ^B

Legenda: Shodnými písmeny označené hodnoty znamenají, že rozdíly mezi nimi nejsou statisticky signifikantní.

V kontrolní skupině, injikované extraktem kapří hypofýzy (6 mg.kg⁻¹) ovulovalo 60 % jikernaček. V další kontrolní skupině, hormonálně neošetřené, k ovulaci jikernaček nedošlo (tab. 2). Při nejvyšší použité dávce účinné látky byla současně zjištěna 2 - 3 násobně vyšší průměrná relativní hmotnost vytřených jiker (10,54 ± 4,51 %), ve srovnání s hodnotami zjištěnými u ostatních skupin jikernaček (3,47 ± 1,90 až 5,71 ± 4,00 %). Rozdíly mezi relativní hmotností vytřených jiker u jikernaček ošetřených kapří hypofýzou a nejvyšší dávkou Lecirelinu jsou statisticky signifikantní. Průměrná délka intervalu latence (časového intervalu od injekce do ovulace) činila při použití Lecirelinu 35,9 ± 0,1 až 38,1 ± 1,9 h, při použití kapří hypofýzy 21,8 ± 0,1 h (tab. 2). Zjištěné rozdíly mezi délkou intervalu latence u jikernaček ošetřených kapří hypofýzou a Lecirelinem jsou statisticky signifikantní.

DISKUSE

Dosažené výsledky experimentu ukazují, že ze třech použitých výší dávky funkčního analogu GnRH Lecirelinu v rozpětí 5 – 125 µg.kg⁻¹ (obsaženého v přípravku Supergestran), bylo u obou nejdůležitějších sledovaných parametrů (jak % ovulujících a úspěšně uměle vytřených jikernaček, tak relativní hmotnosti vytřených jiker) dosaženo nejlepších výsledků při použití nejvyšší dávky. Jako srovnatelné nebo účinnější než podání rybí hypofýzy se u mnoha druhů (jeseter malý, lipan podhorní, štika obecná, lín obecný, kapr obecný, jelec jesen, amur bílý, perlín ostrobřichý, hrouzek obecný, podoustev říční, sumec velký, okoun říční, candát obecný a cípál dálněvýchodní) ukázalo použití analogů GnRHa (Kouřil *et al.* 2006). Efektivní výše dávek jednotlivých analogů GnRH pro vyvolání ovulace mezi jednotlivými druhy ryb se liší až o 2 řády. Nejvyšší potřebné dávky 100 - 125 µg.kg⁻¹ analogu GnRH Kobarelinu, byly zjištěny pro jesetera malého a okouna říčního (Kouřil a kol. 2006). U parmy zjištěná optimální účinná dávka Lecirelinu (125 µg.kg⁻¹) k indukci ovulace jikernaček parmy je nejvyšší z námi v jiných pokusech nalezených optimálních dávek tohoto přípravku pro další druhy ryb. Ve výši optimálních dávek analogu GnRH Lecirelin následují okoun říční (50 µg.kg⁻¹), lipan podhorní, sumec velký a jelec jesen (10 - 20 µg.kg⁻¹), perlín ostrobřichý a lín obecný (1 - 5 µg.kg⁻¹) (Kouřil *et al.* 2006).

Námi zjištěné hodnoty relativní hmotnosti vytřených jiker u optimální dávky analogu GnRH (10,54 ± 4,51 %), jsou v souladu s rozpětí úrovně GSI udávaného Krupkou (1983) (4,4 - 16,1%) a blízko dolní hranice rozpětí uváděného Hochmanem (1983) (14,2 - 16,1 %). V našem případě se vzhledem k umělému výtěru, jedná pouze o hmotnost jiker vytřené první porce jiker, na rozdíl od hodnot uváděných oběma výše uvedenými autory, jež navíc zahrnují i hmotnost dalších výtěrových porcí jiker. Námi dosažená průměrná relativní hmotnost vytřených jiker u optimální výše dávky je vyšší, než průměrné hodnoty dosažené v našich dřívějších pokusech (Kouřil *et al.* 1988) s jiným analogem GnRH (4,75 – 9,45 %), resp. kapří hypofýzou (3,24 – 3,27 %).

Průměrná délka intervalu latence v našem sledování u kontrolní skupiny při použití kapří hypofýzy dosáhla 21,8 h (415 h°), při podání Lecirelinu činila u jednotlivých skupin 35,9 – 38,1 h (tj. 683 – 724 h°). Tento rozdíl představuje navýšení přibližně 60 - 70 % délky časového intervalu. Na rozdíl od našeho zjištění, bývá u jiných druhů ryb (u nichž lze k dosažení ovulace alternativně použít oba přípravky), tato diference menší, např. u lina dosahuje jen 40 – 50 % (Kouřil *et al.* 2006). Zjištěná průměrná délka intervalu latence u jikernaček injikovaných GnRHa je v souladu s našimi dřívějšími výsledky pokusů s výtěrem parmy (541 – 724 h°), realizovaných při nižší teplotě (15,1 – 16,5 °C) (Kouřil *et al.* 1988).

Vzhledem ke zpravidla nepřiliš vysokému počtu na trdlištech přítomných a odlovených jikernaček parmy odpovídající kvality schopných výtěru je uskutečnění rozsáhlejší jednorázových pokusů s umělou reprodukcí u tohoto druhu velmi obtížné.

PODĚKOVÁNÍ

Autoři děkují vedoucímu rybí líhně v Třebíči ing. Mižďochovi a jeho spolupracovníkům za pomoc při realizaci experimentu. Pokus byl realizován s podporou výzkumného záměru VÚRH JU Vodňany (MSM 6007665809) a projektů NAZV (QF3028 a QF 3029).

SOUHRN

*Byl proveden pokus s indukovanou ovulací jikernaček parmy obecné (*Barbus barbus*) původem ze řeky při použití jednorázového injekčního podání přípravku Supergestran (obsahujícího analog GnRH Lecirelin) ve třech různých výších dávky a kapří hypofýzy (kontrola). Teplota vody byla 19,0 °C. Po podání kapří hypofýzy (6 mg.kg⁻¹) ovulovalo 60 % jikernaček za 21,8 ± 0,1 h. Dílčího úspěchu bylo dosaženo při podání dvou nízkých dávek Lecirelinu (5 a 25 µg.kg⁻¹ analogu GnRH). Ovulace bylo dosaženo u 40% jikernaček za 36,1 ± 0,1 resp. 38,1 ± 1,9 h. Nejlepšího výsledku bylo dosaženo po podání nejvyšší dávky Lecirelinu (125 µg.kg⁻¹ analogu GnRH), kde došlo k výtěru 80% jikernaček za 35,9 ± 0,1 h. Relativní hmotnost vytřených jiker dosahovala u jikernaček ošetřených hypofýzou a dvěma nižšími dávkami Lecirelinu 3,47 ± 1,90 %, resp. 5,71 ± 4,00 a 3,97 ± 2,60 %. U jikernaček jimž byla podána nejvyšší dávka Lecirelinu dosáhla úrovně 10,54 ± 4,51 %.*

LITERATURA

- Bodareu, N.N. 1977. Biologia usača (*Barbus barbus* L.) bassejna Dnestera i puti vosproizvodstva jeho zapasov v svjazi s gidrostroitel'stvom. Autoreferát disertace, Leningrad, 24 s.
- Dvořák J. 1982. Umělý výtěr a odchov parmy. Rybářství, 3: 53-54.
- Gyurko, S. 1957. Reproducera artificiala a clenaului si mrenei la Manastur-Cluj. Bul. Inst. Cerc. Pisc. 16(2): 46-52.
- Hochman, L. 1963. Zkusme získat vlastní plůdek parmy. Čs. rybářství. 2: 23-24.
- Kouřil, J., Barth, T., Hamáčková, J. 2006. Hormonálně indukovaná umělá reprodukce ryb. In: Sb. Konf. Biotechnologie, České Budějovice, 3 s.
- Kouřil, J., Filla, V., Šandera, K., Barth, T., Flegel, M. 1988. Hormonálně indukovaný umělý výtěr jikernaček parmy obecné (*Barbus barbus* L.) pomocí kapří hypofýzy a analogu LH-RH. Bul. VÚRH Vodňany, 3: 18-25.
- Krupka, I. 1985. Umelé rozmnožovanie a odchov plůdika mreny obyčajnej (*Barbus barbus* Linnaeus, 1758). Práce LRH Bratislava, 5: 178-197.
- Krupka, I. 1987. Umělý výtěr a odchov plůdku parmy. Metodiky VÚRH Vodňany, č. 23, 13 s.
- Peňáz, M. 1973. Embryonic development of the *Barbus barbus* (Linnaeus, 1758). Folia Zoologica, 22(4): 363-374.
- Podubský, E., Štědranský, E. 1967. Pstruhařství a umělý chov ryb. Praha, SZN, 250 s.
- Philippard, J.C., Melard, Ch., Poncin, P. 1987. Intensive culture of the common barbel, *Barbus barbus* (L.) for restocking. In: Proc. of Aquaculture Europe, 87: 1-13.
- Vinklarčík, O. 1977. Umělý výtěr tlouště a parmy. Čs. Rybářství, 8: 150-151.

Adresy autorů

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

Jiří Hájek, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, České Budějovice, Studentská 13, 370 05 České Budějovice

RNDr. **Tomislav Barth**, DrSc., Ústav organické chemie a biochemie, Akademie věd České republiky, Flemingovo nám 2, 166 10 Praha

POROVNÁNÍ RŮSTU A PŘEŽITÍ JUVENILNÍHO RAKA ŘÍČNÍHO *ASTACUS ASTACUS* A RAKA PRUHOVANÉHO *ORCONECTES LIMOSUS* V LABORATORNÍCH PODMÍNKÁCH

The growth and survival of Astacus astacus and Orconectes limosus juveniles under laboratory conditions

KOZÁK, P., BUŘIČ, M., POLICAR, T., HAMÁČKOVÁ, J., LEPIČOVÁ, A.

ABSTRACT

Juvenile noble crayfish, *Astacus astacus* and spiny-cheek crayfish, *Orconectes limosus* were reared since the 2nd developmental stage and the 3rd developmental stage (i.e. since the stage of independence), respectively, till the end of a growing season. Both species were reared separately, as well as in a communal stock in 1:1 ratio. The body size and weight of *A. astacus* at the second developmental stage were 11.1 ± 0.60 mm (10-12 mm) and 44.37 ± 3.201 mg (37.1-51.5 mg), respectively in comparison to the body size and weight of 7.1 ± 0.73 mm (7-8 mm) and 8.83 ± 1.816 mg (5.8-11.8 mg), respectively for the *O. limosus* at the third developmental stage. There was statistical difference between sizes (and weights) of both species. The first period revealed very low survival rate of *O. limosus* in both (the communal and separately reared) stocks. In general, both the significant effect of bigger size of *A. astacus* than that of *O. limosus* and higher intra-specific cannibalism of *O. limosus* were reflected during the first phase of rearing. At the end of the growing season *O. limosus* gained higher mean size and weight but more variable in the group (29.3 ± 5.17 mm and 616.4 ± 412.53 mg) than *A. astacus* (21.2 ± 1.82 mm and 229.9 ± 59.45 mg). The maximum size and weight of *O. limosus* and *A. astacus* gained 46 mm a 2578 mg and 26 mm a 425 mg, respectively.

ÚVOD

Rak pruhovaný *O. limosus* je nejrozšířenějším nepůvodním druhem raka v České Republice (Kozák *et al.*, 2004; Petrusek *et al.*, in review). Tento druh byl poprvé introdukován do Evropy v roce 1890, (Kossakowski 1966; Hamr 2002) a od té doby se buď přirozenou cestou nebo za pomoci člověka rozšířil do více než 15 evropských zemí včetně České republiky (Henttonen a Huner, 1999; Holdich, 2003). Rak pruhovaný se vyskytuje v Labi, Vltavě, některých dalších přítocích a na dalších lokalitách, převážně zatopených lomech. Většina českých populací je stále významným přenašečem plísně *Aphanomyces astaci*, která u původních evropských druhů raků způsobuje onemocnění račí mor (Kozubíková *et al.*, in review). Prozatím neexistuje informace o dlouhodobém soužití raka pruhovaného a původního raka říčního *Astacus astacus* v tekoucích vodách. Zaznamenali jsme pouze výskyt několika jedinců původních druhů raků na několika lokalitách stojatých vod, převážně zatopených lomů se stabilizovanou početnou populací raka pruhovaného. S největší pravděpodobností se zde jedná o důsledek vysazení sportovními potápěči, rybáři apod. (Petrusek *et al.*, in review).

Kromě přenosu račího moru jsou důležitými faktory ve vzájemné konkurenci u raků agresivita a potravní konkurence (Söderback, 1991). Rak pruhovaný ukazuje na rozdíl od raka říčního několik charakteristik tzv. r-stratéga jako je rychlejší pohlavní dospívání, kratší délka života, větší plodnost a druhé období páření. (Brink *et al.*, 1988; Holdich a Lowery, 1988; Hamr 2002; Stucki 2002; Kozák & Policar, in press; Kozák *et al.*, in review).

Prostorové uspořádání a chování raků všech druhů je ovlivněné různou velikostí raků v dané populaci vyskytující se na určité lokalitě. V případě společného obsazení lokality s omezeným zdrojem potravy, úkrytů a prostoru obvykle u raků vítězí větší jedinci nad menšími (Momot, 1984). Velikost těla je základním parametrem určujícím dominanci u raků (Butler a Stein, 1985). Rychleji rostoucí jedinci jsou schopni vytlačit menší jedince ať již stejného nebo jiného druhu raků (Momot 1984; Mather a Stein, 1993). Rozdíl ve velikosti může být tedy jedním ze základních znaků určujícím mezidruhovou interakci.

Cílem experimentu bylo porovnat růst a přežití raka říčního a raka pruhovaného v první vegetační sezóně a to jak v samostatné, tak ve smíšené obsádce v laboratorních podmínkách.

MATERIÁL A METODIKA

Ráčata byla získána od samic raka říčního a raka pruhovaného odlovených v jarním období na přírodních lokalitách. Lihnutí ráčat raka říčního proběhlo v období od 20. května do 19. června a raka pruhovaného mezi 11. a 16. červnem. První vývojové stádium je u obou druhů nesamostatné, pevně spojené se samicí, využívající k výživě pouze žloutkový váček. Ráčata raka říčního se osamostatňují a začínají přijímat potravu ve druhém vývojovém stádiu, na rozdíl od raka pruhovaného, kde k tomu dochází až ve 3. vývojovém stádiu (Reynolds, 2002; Muck *et al.*, 2002; Andrews, 1907). Do experimentu byla použita ráčata, u kterých došlo ke svlékání do prvního stádia nezávislosti (druhé u raka říčního a třetí u raka pruhovaného) dne 28. června. Vlastní experiment započal dne 9. července, tedy 11 dní po svlékání, kdy ráčata přešla do druhého respektive třetího vývojového stádia. Ráčata raka říčního byla při nasazení statisticky prokazatelně větší ($11,1 \pm 0,60$ mm a $44,37 \pm 3,201$ mg) než ráčata raka pruhovaného ($7,1 \pm 0,73$ mm a $8,83 \pm 1,816$ mg).

Ráčata byla vysazena celkem do 9 patnáctilitrových akvárií s úkryty ve formě cihel (2 cihly $28,5 \times 13,5 \times 6,5$ cm v každém akváriu, každá se 40 otvory 1×3 cm). Počáteční hustota ráčat byla 40 raků na akvárium (333

ráčat.m⁻²). Raci byli nasazeni do 3 experimentálních skupin, každá 3x opakovaná. První tvořila samostatná obsádka raka říčního, druhá samostatná obsádka raka pruhovaného a třetí smíšená obsádka obou druhů v poměru 1:1. Odchov byl rozdělen na dvě osmitýdenní fáze během nichž byli raci ve dvoutýdenních intervalech (období) pravidelně přepočítáváni, měřeni a váženi. První fáze odchovu trvala do dosažení stejné průměrné velikosti obou druhů (celkem 4 dvoutýdenní období – 8 týdnů odchovu). Po každém přelovení byli raci doplňováni na původní obsádku 40 raků na akvárium z důvodu velmi nízkého přežití raka pruhovaného. Druhá fáze odchovu trvala opět 8 týdnů (4 dvoutýdenní období), hustota raků byla snížena na polovinu (20 raků na akvárium) z důvodu větší velikosti raků a raci již nebyli po přelovení doplňováni na původní hustotu, z důvodu zjištění vlivu mezidruhové konkurence na kumulativní přežití a růstu raků. Experiment byl ukončen na konci měsíce října.

Raci byli krmeni mraženým zooplanktonem dvakrát denně v dávce 30% počáteční hmotnosti obsádky při každém přelovení. Teplota vody během experimentu byla 20,6±1,2 °C. Obsah rozpuštěného kyslíku neklesl během experimentu pod 7,5 mg.l⁻¹. Světelný režim byl 12h světlo :12h tma.

Rozdíly v přežití a růstu byly porovnány pomocí testu Anova, Tukeyho HSD a Kruskal-Wallisova testu programu Statistica software (verze 6.1.), StatSoft, Inc.

VÝSLEDKY

První fáze odchovu

1. období

Nejvyššího přežití bylo dosaženo u raků říčních odchovávaných společně s rakem pruhovaným a to v průměru 90±7,1 %, které se však statisticky nelišilo od přežití raků říčních odchovávaných samostatně (86±3,1%). Oproti tomu přežití raků pruhovaných odchovávaných samostatně bylo statisticky významně nižší 49±9,2% než u raka říčního. Statisticky nejnižší přežití (7±6,2%) bylo u raka pruhovaného, který byl odchováván společně s rakem říčním (Obr. 1). Rozdíl ve velikosti a hmotnosti raků byl stále statisticky významný. Raci říční odchovávaní společně s raky pruhovanými dosáhli vyšší hmotnosti než raci říční odchovávaní samostatně. Tyto dosažené výsledky ukázaly, že větší velikost raka říčního žijícího společně s rakem pruhovaným významně negativně ovlivňuje přežití raka pruhovaného. U oddělených odchovů obou druhů raků byl prokázán vyšší vnitrodruhový kanibalismus u raka pruhovaného oproti raku říčnímu.

2. období

U raků pruhovaných odchovávaných samostatně bylo dosaženo signifikantně nejnižšího přežití, a to 41±4,7%. Při společném odchovu obou druhů bylo statisticky nižší přežití u raka pruhovaného (72±10,2%) než u raka říčního (93±6,2%). Při samostatném odchovu raka říčního bylo přežití 93±3,5%. Tyto výsledky opět potvrdily vysoký vnitrodruhový kanibalismus u raka pruhovaného. Na konci tohoto období byl stále rozdíl ve velikosti a hmotnosti raka říčního a pruhovaného. Největší velikosti a hmotnosti dosáhli raci říční při společném odchovu a dále raci říční odchovávaní samostatně. Mezi velikostí a hmotností těchto dvou skupin raků nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl. Oproti prvnímu období nejmenší velikosti dosáhli raci pruhovaní odchovávaní samostatně, ale bez statisticky zjištěného rozdílu s raky pruhovanými ve společném odchovu. V tomto období byla zaznamenána změna v chování u raka pruhovaného. Někteří jedinci přestali vyhledávat úkryt a zdržovali se během dne mimo úkryt.

3. období

Byl zjištěn statisticky významný rozdíl mezi přežitím raka říčního (87±6,12% a 88±6,2%) a raka pruhovaného (53±6,2% a 53±12,0%). Rozdíl v přežití při samostatném a společném odchovu v rámci druhu nebyl zjištěn. Průměrná velikost raků ve všech skupinách byla vyrovnaná a hmotnost téměř také. Rak pruhovaný ve společném odchovu dosáhl statisticky nižší hmotnosti než rak říční. Zajímavá je ale skladba velikostí raků uvnitř skupin. Obecně lze říci, že velikost raka říčního byla velmi vyrovnaná a pohybovala se na konci třetího období od 11 do 20 mm, přičemž více jak 75 % raků bylo mezi 17-19 mm. Oproti tomu populace raka pruhovaného byla značně rozrostlá a velikost se pohybovala od 11 do 29 mm a 80% raků bylo v rozmezí 14-20 mm.

4. období

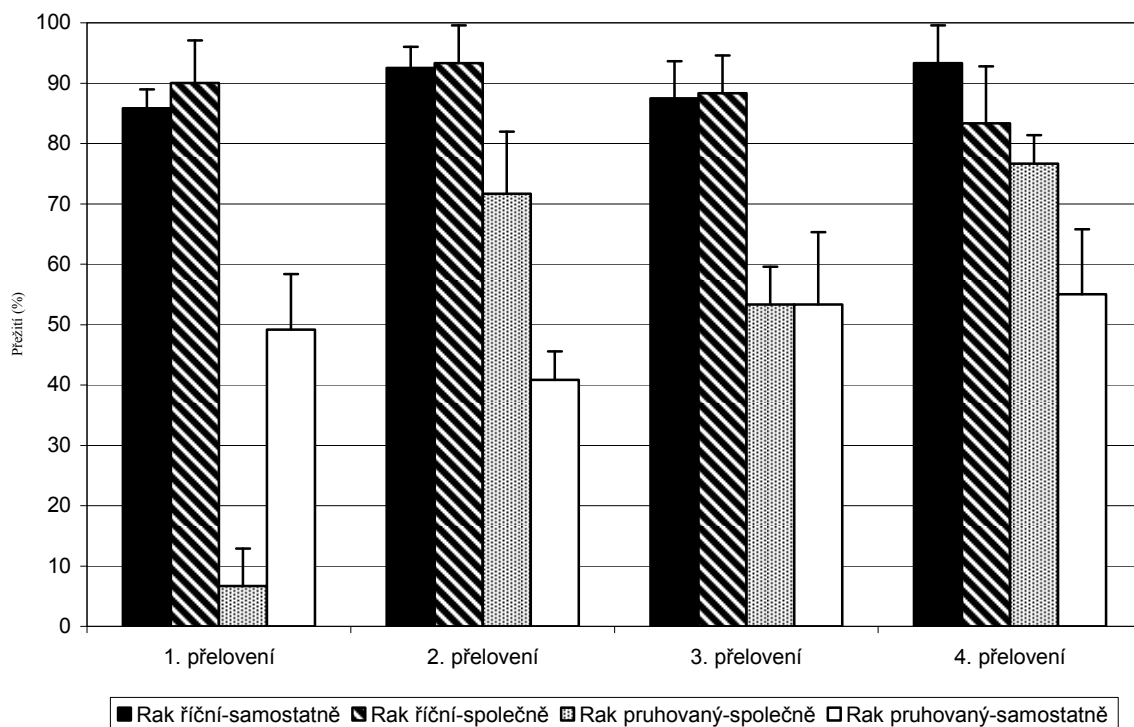
V závěrečném období první fáze odchovu bylo dosaženo opět nejnižšího přežití v samostatném odchovu raka pruhovaného (55±10,8%) ve srovnání s vysokým přežitím raka říčního v obou variantách (93±6,2% a 83±9,4%). Přežití raka pruhovaného ve společné obsádce s rakem říčním bylo 77±4,7%. Pokračoval stále trend velkého rozrůstání raků pruhovaných uvnitř každé skupiny. Ačkoli se průměrná velikost i hmotnost obou druhů na konci období statisticky nelišila, variabilita těchto ukazatelů byla různá (Obr. 2). Velikost raka říčního se pohybovala v rozmezí od 15 do 23 mm oproti raku pruhovanému, kde byla velikost v rozmezí od 12 do 36 mm. Jedinci raka pruhovaného s oběma klepety ve společné obsádce byli větší než jedinci bez klepet.

Druhá fáze odchovu

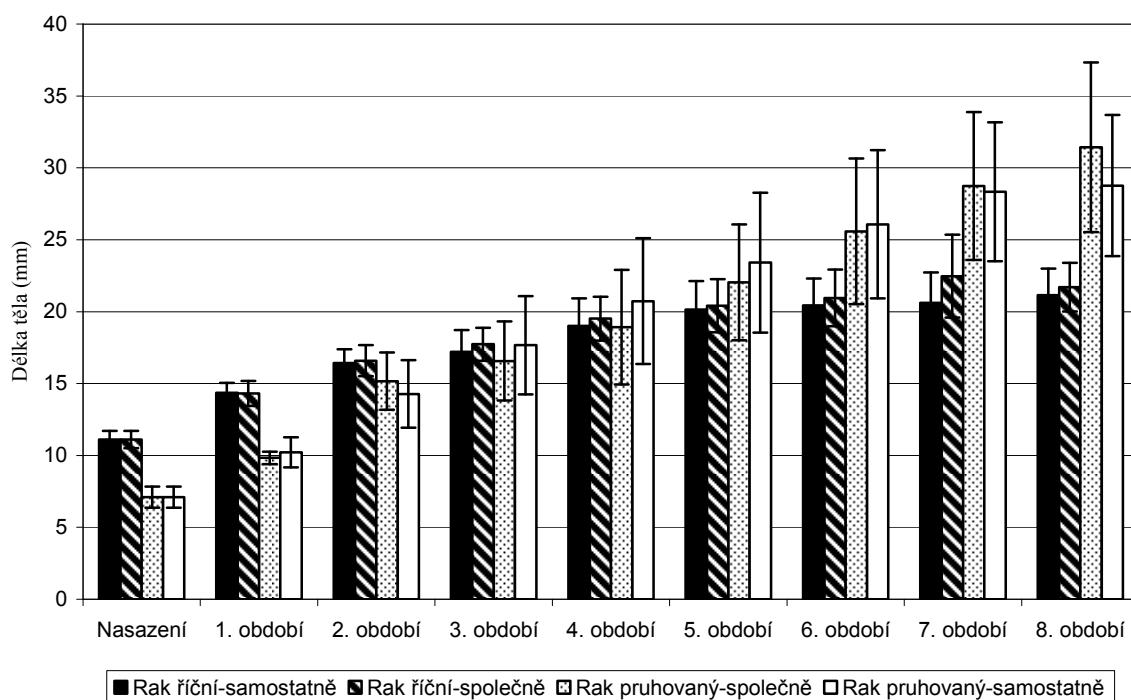
V průběhu druhé fáze odchovu nebyl nalezen rozdíl v přežití obou druhů raků chovaných společně i odděleně v jednom období, s výjimkou sedmého období. Zde bylo zaznamenáno vyšší přežití v samostatných obsádkách u obou druhů (rak říční 98±2,5% a rak pruhovaný 92±6,0%) oproti společné obsádce (rak říční 65±2,1% a rak pruhovaný 56±6,2%). Od konce 5. období byla průměrná velikost a hmotnost raka

pruhovaného vyšší než raka říčního. Na konci vegetační sezóny ve věku 19 týdnů (od vylihnutí) dosáhl rak pruhovaný vyšší velikosti a hmotnosti ($29,3 \pm 5,17$ mm a $616,4 \pm 412,53$ mg) než rak říční ($21,2 \pm 1,82$ mm a $229,9 \pm 59,45$ mg). U raka říčního byla dosažena maximální velikost a hmotnost pouze 26 mm a 425 mg oproti 46 mm a 2578 mg dosažených u raka pruhovaného. Velikost a hmotnost obou druhů raků v samostatné a společné obsádce se statisticky nelišily. Nejvyššího kumulativního přežití bylo dosaženo u samostatné obsádky raka říčního (90 %) a nejnižší u obou druhů ve společné obsádce (méně než 50 %) (Obr. 3). Největší jedinci raka pruhovaného v každém akváriu byly vždy samice.

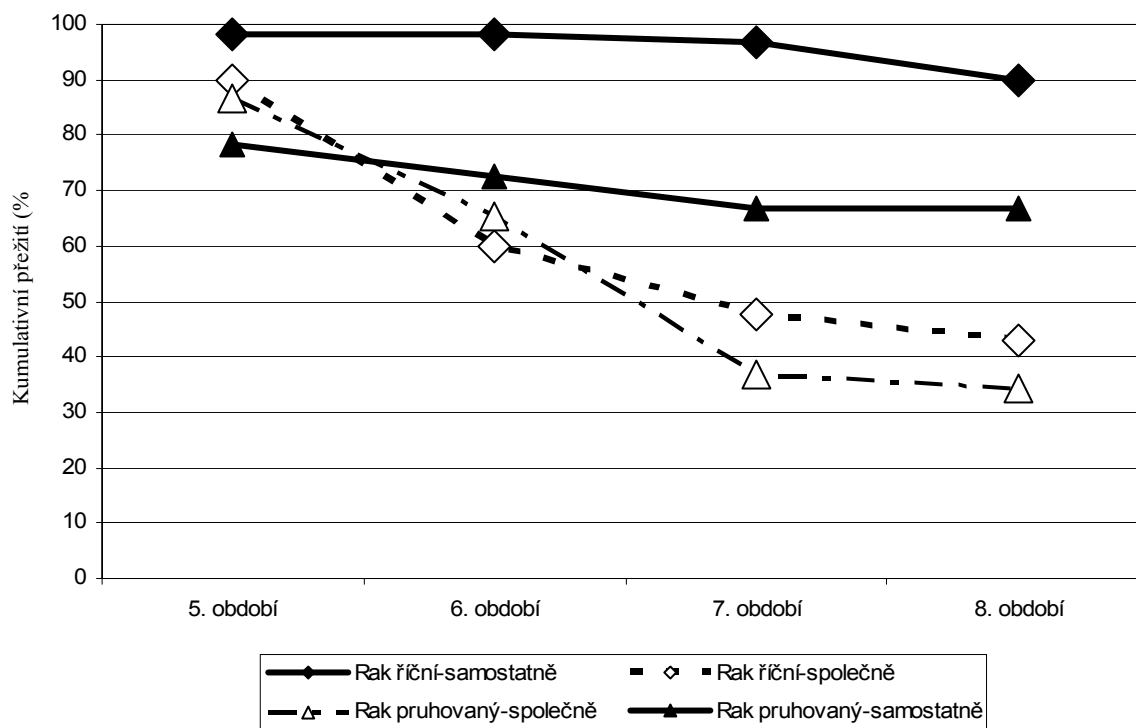
Obr. 1: Přežití raka říčního a raka pruhovaného v samostatné a společné obsádce během první fáze odchovu.



Obr. 2: Průměrná délka raka říčního a raka pruhovaného v samostatné a společné obsádce při jednotlivých přeloveních.



Obr. 3: Kumulativní přežití raka říčního a raka pruhovaného v druhé fázi odchovu.



DISKUZE

Vysoké procento mortality na počátku odchovu bylo dáno zřejmě nedostatečnou výší krmné dávky, jež tvořila 30% z hmotnosti obsádky. Tato krmná dávka nebyla *add libitum* a projevila se v této první fázi odchovu jako nedostatečná pro juvenilní jedince obou druhů. Gydemo a Westin (1993) uvádějí průměrnou mortalitu způsobenou kanibalismem u raků říčních na úrovni 37 %, přičemž může vrst až na 94 % v případě hladovění. Velmi nízké přežití raka pruhovaného ve společné obsádce bylo velmi pravděpodobně způsobeno predací větším rakem říčním. Velikost raků je jedním ze základních faktorů určující dominanci u raků (Butler a Stein, 1985), větší raci většinou zvítězí nad menšími jedinci (Momot 1984). Mazlum a Eversole (2005) uvádějí, že juvenilové raka *Procambarus acutus acutus* (Girard), vysazení společně s menšími juvenilmi *P. clarkii* dosáhly prokazatelně vyššího přežití a rychlejšího růstu. Stejně tak se projevila větší velikost raka říčního na jeho vyšším přežití až do poloviny našeho experimentu, kdy došlo k vyrovnání velikosti obou druhů. Rak říční ve společné obsádce dosáhl v počáteční fázi experimentu větší hmotnosti, což může dokládat jeho predaci na menším raku pruhovaném, stejně jako dokládá Ahvenharju *et al.* (2005). Nízké přežití raka pruhovaného v druhém období v při samostatném odchovu mohlo být způsobené změnou jeho chování. V tomto období přestala některá ráčata raka pruhovaného vyhledávat úkryty a začala se zdržovat mimo úkryt i přes den. Toto chování je pro tento druh typické ve srovnání s převládající noční aktivitou raka říčního. Vzhledem k tomuto chování mohlo docházet k větší konkurenci při obstarávání potravy mezi oběma druhy.

Po 9 týdnech od vylíhnutí ráčat (8 týdnů odchovu) došlo k vyrovnání průměrné velikosti a hmotnosti obou druhů, u raka pruhovaného byl však zaznamenán velký rozdíl mezi jednotlivými jedinci, který se ještě prohloubil na konci experimentu. Dosažená velikost raka říčního byla srovnatelná s ráčaty tohoto druhu odchovávanými v kontrolovaných podmínkách prostředí (Ackefors *et al.*, 1995; Policar *et al.*, 2004). V našem experimentu jsme nezaznamenávali počet ani dobu svlékání ráčat. Jedna z mála informací týkající se růstu raka pruhovaného v prvním roce života pochází od Andrewse (1907). Ten zjistil na konci vegetační sezóny velké rozdíly ve velikosti juvenilů (23-63 mm), což odpovídá námi zjištěným výsledkům. Muck *et al.* (2002) zjistil, že 63% samců a 55% samic raka *Orconectes ozarkae* (Williams) je pohlavně dospělá již během prvního roku života.

Ackefors *et al.* (1995) nezjistili rozdíly v růstu mezi juvenilními samci a samicemi raka říčního, kteří byli odchováni individuálně. Gydemo a Westin (1989) uvádí tendenci rychlejšího růstu samců oproti samicím po 6 a 9 měsících odchovu. To může indikovat vyšší aktivitu a větší agresivitu samců raka říčního oproti samicím. Vzhledem k tomuto je zajímavé zjištění u raka pruhovaného, že v našem experimentu byli největší jedinci v akváriu vždy samice. Oproti tomu Muck *et al.* (2002) uvádí stejný růst samců a samic raka *O. ozarkae* v prvním roce života.

Velmi důležitým faktorem, určujícím vnitro- a mezidruhovou interakci u raků je velikost klepet. Druhy raků s většími klepety jsou většinou úspěšnější v konkurenci se srovnatelně velkými druhy s menšími klepety (Gherardi, 2002). Rutherford *et al.* (1995) uvádí délku klepete jako důležitý indikátor dominance u raků. Zjistil, že u samců raka *Orconectes rusticus* (Girard) byl dominantní vždy jedinec s delšími klepety. Větší hustota raků

má vždy za následek větší ztráty klepet (Savolainen *et al.*, 2004). V našem experimentu byl rak pruhovaný s oběma klepety ve společné obsádce větší než raci bez klepet. Stejně tak Nyström (1994) a Savolainen *et al.* (2003) uvádějí, že jedinci, kteří ztratili klepeta dosáhli menší velikosti než juvenilové s oběma klepety. Uvádějí, že menší jedinci odchovávaní dohromady s většími měli více zranění, pravděpodobně způsobené agresivním chováním větších dominantních jedinců. Naproti tomu u menších jedinců odchovávaných samostatně byl zjištěn rychlejší růst, i když u nich bylo zjištěno větší procento ztrát klepet než u velkých jedinců (Ahvenharju *et al.*, 2005). Po ztrátě klepet musí raci využít energetické rezervy na jejich regeneraci, což se může odrazit v pomalejším růstu (Aiken a Waddy 1992). Ztráta klepet a velikost raků má tedy velký vliv na chování a sociální postavení raků v populaci. Mason (1979) uvádí, že absence klepet u raka signálního zvýšila mortalitu raků v důsledku kanibalismu způsobeným jedinci s oběma klepety.

Copp (1986) uvádí, že dominantní hierarchie mezi raky se po vzájemném souboji rychle stabilizuje po tom co se jeden (největší) jedinec stane superdominantním. To může vysvětlovat relativně vysoké přežití v obou samostatných obsádkách v druhém období experimentu. Nízké přežití obou druhů ve společné obsádce může indikovat negativní mezidruhovou interakci obou druhů, která může ovlivnit i sociální chování jedinců uvnitř druhu.

ZÁVĚR

- Rak říční dosáhl vyššího přežití než rak pruhovaný v samostatné i společné obsádce. Na počátku odchovu se projevil vliv větší velikosti raka říčního na jeho vyšší přežití a také vyšší vnitrodruhový kanibalismus u raka pruhovaného.
- V druhé fázi odchovu bylo přežití obou druhů vyšší v samostatných obsádkách než ve společné obsádce.
- Rak pruhovaný roste v prvním roce života rychleji než rak říční. Ačkoli je po vylíhnutí mnohem menší, velikost obou druhů se vyrovnala 11 týdnů po vylíhnutí (8 týdnů odchovu).
- Na konci vegetační sezóny dosáhl rak pruhovaný (věk 19 týdnů) větší průměrné velikosti a hmotnosti ($29,3 \pm 5,17$ mm a $616,4 \pm 412,53$ mg), ale zároveň s větší variabilitou než rak říční ($21,2 \pm 1,82$ mm a $229,9 \pm 59,45$ mg).

SOUHRN

Byl proveden odchov rácat raka říčního a raka pruhovaného od 2.vývojového stádia resp.3. vývojového stádia (osamostatnění od samic) do konce vegetační sezóny (4 měsíce). Raci byli odchovávaní jednak každý druh samostatně a dále ve společné obsádce při poměru 1:1. Průměrná délka raka říčního při nasazení byla $11,1 \pm 0,60$ mm (10-12 mm) a hmotnost $44,37 \pm 3,201$ mg (37,1-51,5 mg) a průměrná délka raka pruhovaného byla $7,1 \pm 0,73$ mm (7-8 mm) a hmotnost $8,83 \pm 1,816$ mg (5,8-11,8 mg). Rozdíl ve velikosti raků při nasazení byl statisticky průkazný. V prvních fázích odchovu bylo zjištěno velmi nízké přežití raka pruhovaného oproti raku říčnímu a to jak při samostatném tak společném odchovu. Projevil se zde jednak statisticky významný vliv větší velikosti raků říčních oproti raku pruhovanému a dále také větší vnitrodruhový kanibalismus u raka pruhovaného. Na konci odchovu již nebyly v přežití staticky významné rozdíly. Rak pruhovaný však dosáhl na konci vegetační sezóny vyšší velikosti a hmotnosti ($29,3 \pm 5,17$ mm a $616,4 \pm 412,53$ mg) než rak říční ($21,2 \pm 1,82$ mm a $229,9 \pm 59,45$ mg). Maximální dosažená velikost a hmotnost u raka říčního byla dosažena 26 mm a 425 mg oproti 46 mm a 2578 mg dosaženým u raka pruhovaného.

PODĚKOVÁNÍ

Tato práce vznikla za podpory postdoktorského grantu GAČR 206/03/D064, grantu Ministerstva zemědělství QF 3028 a výzkumného záměru VÚRH JU MSM6007665809.

LITERATURA

- Ackefors, H. 1999. Observations on the yearly life cycle of *Astacus astacus* in a small lake in Sweden. *Freshwater Crayfish* 12: 413-429.
- Ackefors, H., Gydemo, R., Keyser, P. 1995. Growth and moulting in confined juvenile noble crayfish *Astacus astacus* (L.) (Decapoda, Astacidae). *Freshwater Crayfish* 10: 396-409.
- Ahvenharju, T., Savolainen, R., Tulonen J., Ruohonen, K. 2005. Effects of size grading on growth, survival and cheliped injuries of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus* Dana) summerlings (age 0+). *Aquaculture Research* 36: 857-867.
- Aiken, D. E., Waddy, S. L. 1992. The growth process in crayfish. *Reviews in Aquatic Sciences* 6: 335-381.
- Andrews, E. A. 1907. The young of the crayfishes *Astacus* and *Cambarus*. *Smithsonian Contribution to Knowledge*. Part of Volume XXXV, No. 1718. Smithsonian Institution. Washington. 79 pp.
- Brink, F. W. B., Velde, G., Geelen, J. F. M. 1988. Life history parameters and temperature-related activity of an American crayfish, *Orconectes limosus* (Rafineque, 1817) (Crustacea, Decapoda), in the area of the major rivers in The Netherlands. *Archiv fur Hydrobiologie* 114: 275-289.

- Butler, M. J., Stein, R. A. 1985. An analysis of mechanism governing species replacement in crayfish. *Oecologia* 66: 168-177.
- Copp, N. H. 1986. Dominance hierarchies in the crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) and the question of learned individual recognition (Decapoda, Astacidea). *Crustaceana* 51: 9-24.
- Gherardi, F. 2002. Behaviour. D.M. Holdich (ed), *Biology of Freshwater Crayfish*, pp. 152-191, Blackwell Science Ltd., London.
- Gydemo, R., Westin, L. 1989. Growth and survival of juvenile *Astacus astacus* L. in optimized water temperature. In: *Aquaculture – a biotechnology in progress*. De Pauw, N., E. Jaspers, H. Ackefors & N. Wilkins (eds), pp. 383-391, European Aquaculture Society, Bredene, Belgium.
- Gydemo, R., Westin, L. 1993. Effects of starvation, constant light and partial dactylotomy on survival of noble crayfish, *Astacus astacus* (L.), under high density laboratory conditions. *Freshwater Crayfish* 9: 79-83.
- Hamr, P. 2002. *Orconectes*. In: D.M. Holdich (ed), *Biology of Freshwater Crayfish*. pp. 585-608. Blackwell Science Ltd., London.
- Henttonen P., Huner J.V. 1999. The introduction of alien species of crayfish in Europe: A historical introduction. In: *Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation?* Gherardi F. & D. M. Holdich (Eds), 13-22. A.A. Balkema, Rotterdam, Brookfield.
- Holdich, D. M., Lowery, R. S. 1988. *Freshwater Crayfish Biology, Management and Exploitation*. Chapman & Hall, London & Sydney, Timber Press, Portland, Oregon, 498 pp.
- Holdich, D. M. 2003. Crayfish in Europe – an overview of taxonomy, legislation, distribution, and crayfish plague outbreaks. In: *Management & Conservation of Crayfish, Proceedings of a conference held on 7th November 2002 at the Nottingham Forest Football Club, Nottingham, UK*. Holdich D. M. & P. J. Sibley (Eds), pp. 15-34. Environment Agency, Bristol, UK.
- Kossakowski, J. 1966. Raki. [Crayfish.] Państwowe wydawnictwo rolnicze i lesne, Warszawa. (in Polish).
- Kozák, P., Policar, T. Annual course of gonad development in *Orconectes limosus*. *Freshwater Crayfish* 15. in press
- Kozák, P., Buřič, M., Policar, T. The fecundity and juveniles production in spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus*). *Bulletin Francais de la Pêche et de la Pisciculture*. in review
- Kozák, P., Policar, T., Ďuriš, Z. 2004. Migration ability of *Orconectes limosus* through a fishpass and notes on its occurrence in the Czech Republic. *Bulletin Francais de la Pêche et de la Pisciculture*. 372-373: 367-373.
- Kozubíková, E., Petrusek, A., Ďuriš, Z., Kozák, P., Geiger, Sh., Hoffmann, R., Oidtmann, B. Detection of the crayfish plague fungus *Aphanomyces astaci* in the Czech Republic: a pilot study. *Bulletin Francais de la Pêche et de la Pisciculture*. in review
- Mack, R. N., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Evans, H., Clout, M., Bazzaz, F. A. 2000. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecologica Applications* 10: 689-710.
- Mason, J. C. 1979. Effects of temperature, photoperiod, substrate and shelter on survival, growth and biomass accumulation of juvenile *Pacifastacus leniusculus* culture. *Freshwater Crayfish* 4: 73-82.
- Mather, M. E., Stein, R. A. 1993. Using growth/mortality trade-offs to explore a crayfish species replacement in stream riffles and pools. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50: 88-96.
- Mazlum, Y., Eversole, A. G. 2005. Growth and survival of *Procambarus acutus acutus* (Girard, 1852) and *P. clarkii* (Girard, 1852) in competitive settings. *Aquaculture Research* 36: 537-545.
- Momot, W. T. 1984. Crayfish production: a reflection of community energetics. *Journal of Crustacean Biology* 4: 35-54.
- Muck, J. A., Rabeni, Ch. F., DiStefano, R. J. 2002. Life-history characteristics of the crayfish *Orconectes ozarkae* in a Missouri Ozark stream. *Freshwater Crayfish* 13: 359-370.
- Nyström, P. 1994. Survival of juvenile signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in relation to light intensity and density. *Nordic Journal of Freshwater Research* 69: 162-166.
- Nyström, P., Brönmark, C., Granéli, W. 1996. Patterns in benthic food webs: a role for omnivorous crayfish? *Freshwater Biology* 36: 631-646.
- Petrusek, A., Filipová, L., Ďuriš, Z., Horká, I., Kozák, P., Policar, T., Štambergová, M. Distribution of the invasive spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus*) in the Czech Republic: history and present. *Bulletin Francais de la Pêche et de la Pisciculture*. in review
- Policar, T., Simon, V., Kozák, P. 2004. Egg incubation in the noble crafish (*Astacus astacus* L.): the effect of controlled laboratory and outdoor ambient condition on hatching success, growth and survival rate of juveniles. *Bulletin Francais de la Pêche et de la Pisciculture*. 372-373: 411-423.
- Reynolds, J.D. 2002. Growth and reproduction. In: D.M. Holdich (ed), *Biology of Freshwater Crayfish*, pp. 152-191, Blackwell Science Ltd., London.
- Rutherford P. L., Dunham, D. W., Allison, V. 1995. Winning agonistic encounters by male crayfish *Orconectes rusticus* (Girard) (Decapoda, Cambaridae): chela size matters but chela symmetry does not. *Crustaceana* 68: 526-529.
- Savolainen, R., Ruohonen, K., Tulonen, J. 2003. Effects of bottom substrate and presence of shelter in experimental tanks on growth and survival of signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus* (Dana) juveniles. *Aquaculture Research* 34: 289-297.

- Savolainen, R., Ruohonen, K., Railo, E. 2004. Effect of stocking density on growth, survival and cheliped injuries of stage 2 juvenile signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* Dana. *Aquaculture* 231: 237-248.
- Söderback, B. 1991. Interspecific dominance relationship and aggressive interactions in the freshwater crayfishes *Astacus astacus* (L.) and *Pacifastacus leniusculus* (Dana). *Canadian Journal of Zoology* 69: 1321-1325.
- Stucki, T. 2002. Differences in live history of native and introduced crayfish species in Switzerland. *Freshwater crayfish* 13: 463-476.

Kontaktní adresa:

Ing. **Kozák Pavel**, Ph.D., Ing. **Polícar Tomáš**, Ph.D., Ing. **Hamáčková Jitka**, Ing. **Lepičová Andrea**, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany, e-mail: kozak@vurh.jcu.cz

Buřič Miloš, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, Branišovská 13, České Budějovice

ÚHYNY RYB V SOUVISLOSTI S HAVARIJNÍMI ÚIKY KYANIDŮ – PŘEHLED

Accidental fish kills caused by wastewater spillage containing cyanides - a review

KROUPOVÁ H., SVOBODOVÁ Z., KOLLER J., REDERER L., MÁCHOVÁ J.

ABSTRACT

This article is a reaction to recent cyanide poisoning of fish on the river Elbe. On 9 February 2006, cyanide-containing wastewater from the factory Lučební závody Draslovka a.s. Kolín escaped to the river Elbe. Cyanide affected 83,5 km of the watercourse and c. 9 tonnes of fish was killed. Watercourses are often endangered by wastewater spillage from industry producing or using cyanides. Several historical cases of cyanide poisoning of fish in Czech Republic are briefly mentioned in the text. Basic data on sources of cyanides, chemical properties of cyanides in water, and their toxicity to fish, mechanism of toxic action, and symptomatology is summarised.

KYANIDY VE VODNÍM PROSTŘEDÍ

Kyanidy vyskytující se ve vodním prostředí jsou obvykle antropogenního původu, v neznečištěných přírodních vodách jejich přítomnost prokazuje kontaminací některými průmyslovými odpadními vodami a kaly. Kyanidy jsou používány zejména v metalurgii pro extrakci zlata a stříbra z rudy, pro povrchové a tepelné úpravy kovů, tepelné zpracování uhlí, výrobu karbidu vápenatého, výrobu některých polymerů, detergentů, hnojiv a herbicidů (Pitter, 1999; Eisler, 1991). V přírodě se mohou vyskytovat také kyanidy přirozeného původu, jakožto produkt některých druhů bakterií, řas, hub a vyšších rostlin.

Ve vodním prostředí se mohou kyanidy vyskytovat v několika formách, a to jako jednoduché, komplexně vázané a organické sloučeniny obsahující CN skupinu. Termín celkové (veškeré) kyanidy označuje součet všech výše zmíněných forem výskytu. Pro vodní živočichy jsou toxické především jednoduché (volné) kyanidy, které se vyskytují buď jako anion CN^- nebo jako nedisociovaná molekula HCN (kyselina kyanovodíková). Rovnováha mezi oběma formami se ustavuje podle rovnice: $\text{HCN} \leftrightarrow \text{H}^+ + \text{CN}^-$, $\log K = -9,2$ ($T = 25^\circ\text{C}$). Z rovnice vyplývá, že kyselina kyanovodíková patří mezi slabé kyseliny. Při pH nižším než 7 dominuje nedisociovaná molekula HCN, anion CN^- převažuje až při pH vyšším než 9,2. Toxičtější z obou forem je nedisociovaná molekula HCN, která prochází buněčnými membránami snáze než ion CN^- (Pitter, 1999). To znamená, že toxicita kyanidů je závislá na hodnotách pH vody, avšak v oblasti hodnot 6,8 – 8,7, které se v přírodních podmínkách běžně vyskytují, není vliv pH tak významný (Meinelt et al., 1998). Uvádí se, že koncentrace jednoduchých kyanidů od 0,03 mg.l^{-1} mohou být pro ryby letální (Smith et al., 1979; Leduc, 1984; Svobodová et al., 1987; Schäperclaus et al., 1990). Hodnoty letálních koncentrací jsou silně ovlivněny fyzikálně chemickými vlastnostmi vody, ve kterých se kyanidy vyskytují. Toxicitu kyanidů ovlivňuje zejména teplota a koncentrace kyslíku (Schäperclaus et al., 1990; Leduc, 1984; Kovacs a Leduc, 1982). Kovacs a Leduc (1982) zjistili, že se snižující se teplotou roste toxicita kyanidů pro ryby. Uvedení autoři získali při třech různých teplotách (6°C , 12°C a 18°C) následující střední letální koncentrace HCN (96hLC50) pro pstruha duhového (*Oncorhynchus mykiss*): 0,028 mg.l^{-1} , 0,042 mg.l^{-1} a 0,068 mg.l^{-1} . Alabaster et al. (1983) sledoval toxicitu HCN při různých koncentracích kyslíku ve vodě. Při nižších koncentracích kyslíku ve vodě byla zjištěna vyšší toxicita HCN pro lososa (*Salmo salar*): 0,024 mg.l^{-1} 24hLC50 HCN při 3,5 mg.l^{-1} O_2 a 0,073 mg.l^{-1} 24hLC50 HCN při 10 mg.l^{-1} O_2 . Při studiu citlivosti různých vývojových stádií ryb ke kyanidům bylo zjištěno, že nejcitlivější jsou juvenilní a dospělí jedinci, vyšší odolnost naopak vykazovala embrya a včerkový plůdek (Smith et al., 1978; EPA, 1980). Rovněž byla prokázána rozdílná individuální citlivost ryb (EPA, 1980). Jako bezpečná pro sladkovodní ryby je uváděna koncentrace 3 – 5 $\mu\text{g.l}^{-1}$ HCN (Leduc, 1978).

Jednoduché kyanidy nejsou ve vodách příliš stabilní, snadno podléhají hydrolyze, biochemické degradaci a odvětrávání ve formě plynného HCN. Z odpadních vod se kyanidy obvykle odstraňují oxidací chlorem v alkalické oblasti na méně toxické kyanatany. Mezi další metody patří např. odvětrávání, expozice ultrafialovému záření, ozonizace, elektrolytický rozklad, katalytická oxidace atd. (EPA, 1980; Eisler, 1991).

Toxicita komplexně vázaných kyanidů je závislá na stabilitě komplexu. Některé málo stabilní kyanokomplexy zinku, kadmia a případně i mědi mohou za určitých podmínek uvolňovat kyselinu kyanovodíkovou (Pitter, 1999). Na druhé straně stabilní hexakynoželeznatany, hexakynoželezitany a komplexní kyanidy kobaltu podléhají rozkladu až teprve v silně kyselém prostředí a jsou tudíž mnohem méně toxické (Pitter, 1999; Schäperclaus et al., 1990).

Nejvyšší přípustná koncentrace veškerých kyanidů v povrchových vodách podle vyhlášky č. 61/2003 Sb. je 0,7 mg.l^{-1} . Zmíněná vyhláška navíc uvádí limit 0,01 mg.l^{-1} pro tzv. kyanidy snadno uvolnitelné. Jedná se o formu kyanidů, ze které lze uvolnit HCN při hodnotě pH 4.

MECHANISMUS TOXICKÉHO ÚČINKU A PŘÍZNAKY OTRAVY

Kyanidy jsou po vstupu do těla rychle přenášeny krví do všech orgánů a tkání. Nejzávažnějším toxickým účinkem kyanidů je blokáda cytochromoxidázy v mitochondriích. Blokáda je způsobena navázáním kyanidu na trojmocné železo v tomto enzymu. V důsledku inhibice cytochromoxidázy pak dochází k přerušení oxidativní fosforylace, čímž je přerušen celý dýchací řetězec a buňky nejsou schopny přijímat kyslík. V důsledku

toho, že kyslík nemůže přecházet z krve do tkání, dochází k arterializaci venózní krve, což se projevuje její světlou červenou barvou (Piskač a Kačmár, 1985). Nápadně jasně červenou barvu vykazují i žábry ryb. V důsledku inhibice cytochromoxidázy je také přerušeno aerobní využívání glukózy. Anaerobní glykolýzou se proto tvoří laktát a rozvíjí se metabolická acidóza. Hypoxií a acidózou je nejvíce postižen centrální nervový systém (Eisler, 1991). Kyanidy navíc blokují další enzymy a biologické systémy, např. enzymy obsahující kovy, nitrát reduktázu, myoglobin, methemoglobin, různé peroxidázy, katalázy atd. Kyanidy také nepříznivě ovlivňují reprodukci ryb snižováním množství a životaschopnosti jejich jiker (Lesniak a Ruby, 1982).

Při přemístění otrávených ryb, které nejsou ještě nevratně poškozeny, do čisté vody, dochází k rychlému odbourání kyanidů z těla a regeneraci ryb. Detoxikační mechanismus kyanidů je zprostředkován enzymem thiosulfát sulfotransferázou, známým též jako rhodanáza. Rhodanáza detoxikuje volný kyanidový ion vazbou se sírou na téměř netoxický thiokyanát (rhodanid, SCN^-) (Leduc, 1984).

Kromě jasně červené barvy krve a žaber, patří mezi další příznaky otravy ryb kyanidy zvýšená ventilace, nouzové dýchání u hladiny, nekoordinované pohyby a tonicko-klonické křeče.

PŘÍPADY OTRAV RYB KYANIDY V ČR

Labe 2006 – Lučební závody Draslovka a.s. Kolín

Lučební závody Draslovka a.s. Kolín jsou společností zabývající se chemickou výrobou, zejména výrobou a dalším zpracováním základního polotovaru, jímž je kyanovodík. V pondělí 9.1.2006 v časných ranních hodinách v tomto podniku, pravděpodobně v důsledku mrazu, selhal plovák signalizace maximální hladiny v detoxikační jámě. Tato závada způsobila přeplnění detoxikační jámy a nečištěná odpadní voda se po zpevněné ploše dostala do podnikové kanalizace a poté do řeky Labe (<http://www.draslovka.cz>).

Během postupu toxické vlny řekou Labe byl zaznamenán úhyn ryb ve třech etapách:

1) První nepřírozené známky chování rybí populace byly pozorovány den po havárii 10.1.2006 na jezu v Kolíně (řešil MěÚ Kolín).

2) Masové úhyny ryb byly zaznamenány 12.1.2006 na vodním díle Poděbrady (17,7 km od Draslovky) a na vodním díle Nymburk (25,8 km od Draslovky). Byl zahájen systematický odběr vzorků vody (tab. 1) a uhynulých ryb. Rozbor vody prokázal nadlimitní obsah celkových i toxických kyanidů. Veterinární nález prokázal, že ryby hynuly v přítomnosti blíže nespecifikovaného krevního jedu. Na první vodní elektrárně pod Nymburkem v Kostomlátkách, však bylo druhý den (13.2.2006) pozorováno pouze pět kusů nepřírozně se chovajících ryb blíže neurčeného druhu. Z toho bylo možné usuzovat, že znečištění v noci dle očekávání dorazilo na jez Kostomlátky. Podle reakce ryb i jejich minimálního počtu se však zdálo, že důsledky havárie zatím neznámého původu mají **výrazně sestupný gradient**.

3) Po zdánlivém uklidnění situace však nastaly velké úhyny v úseku od Lysé nad Labem (44,2 km) přes Brandýs n. Labem, Kostelec n. Labem (64,7 km), Lobkovice (71,9 km) až po Obříství (78,8 km) ve dnech 15. až 17. ledna 2006.

Na žádost Povodí Labe byl od 17.1. navýšen průtok Vltavy ze 120 na 160 m³/s odpouštěním vody ze zásob vltavské kaskády po dobu dvou dní. Tím došlo k snížení koncentrace kyanidů v Labi jejich naředěním a od profilu Mělník již nebyl v dolním Labi úhyn ryb zaznamenán. V profilu Schmilka (4 km od státní hranice s SRN, vzdálenost od Kolína 199 říčních km) kulminovala koncentrace celkových kyanidů na hodnotě 0,029 mg/l ve večerních hodinách dne 20.1 (maximální přípustná koncentrace celkových kyanidů je v tomto profilu 0,05 mg.l⁻¹) (<http://www.pla.cz>). Podle odhadů Českého rybářského svazu (<http://www.rybsvaz.cz>) došlo k úhynu 9 tun ryb a škoda se odhaduje na 1,6 milionů korun.

Jednu z příčin nerovnoměrného vývoje toxicity s přibývajícím vzdáleností od zdroje, je možné hledat v působení dvou procesů. Příznivě působil proces přirozeného odvětrávání a odbourávání kyanidů. Ale na druhé straně bylo celé období kyanidové kontaminace poznamenáno stálým poklesem teplot pod bod mrazu (i pod – 10 °C). Velmi chladný teplotní režim vyústil v období kolem 15. ledna v úplné uzavření vodního sloupce ledovým příkrovem. Tím došlo k výraznému omezení úniku plynného kyanovodíku (HCN) do ovzduší. Tato situace byla pravděpodobně příčinou třetí fáze letálních důsledků kyanidové havárie.

Odhad celkového množství kyanidu v Labi (doc. Jan Koller, CSc.)

Odhad celkového množství kyanidů v Labi vychází z koncentrací celkových a toxických kyanidů, uvedených v informačních zprávách, které publikovalo Povodí Labe na svých internetových stránkách. Podstatně více údajů je o obsahu celkových kyanidů, pro hodnocení obsahu toxických kyanidů byly použity zejména hodnoty v rozhodujících profilech Nymburk, Kostelec nad Labem a Obříství, kdy ještě říční voda nebyla příliš naředěna. Z hydrochemického hlediska je třeba uvést, že některé vzorky odebírané v prvních dnech havárie, kdy ještě nebyla zjištěna toxická látka, nebyly konzervovány pro stanovení kyanidů, a proto mohla být stanovena o něco nižší hodnota. Vzhledem k teplotě a pH vody a také proto, že analýzy konzervovaných i nekonzervovaných vzorků v zásadě mezi sebou korespondují, domníváme se, že možná chyba analýz není podstatná a považujeme výsledky za dostatečně reprezentativní pro provedení výpočtu, zejména vzhledem k rozptylu dalších rozhodujících faktorů. Ve většině profilů není zachycen úplný průběh vlny znečištění ani její kulminace. Navíc docházelo ke kolísání průtoku v průběhu přechodu toxické vlny. Z výsledků analýz je zřejmé, že se jedná buď o vzestupnou, nebo sestupnou část koncentrační vlny. Úplná vlna je zachycena pouze v profilu

Obříství, kde ale v období kulminace kolísal průtok (25 – 50 m³/s), a v profilu Schmilka, kde již byly koncentrace velmi nízké. Pro rozhodující profil Nymburk je proto průběh znečištění odhadnut ve dvou variantách, první považujeme za prokázanou, druhou za pravděpodobnou.

Tab. 1. Labe – koncentrace kyanidů (<http://www.pla.cz>).

Odběrné místo	Říční kilometr	Vzdálenost od Kolína	Datum a čas odběru	CN _{celk} mg.l ⁻¹	CN _{tox} mg.l ⁻¹	Poznámka
Labe nad Draslovkou			13.1.2006 12:00	0,022	0,005	
Draslovka odtok	195	0	13.1.2006 11:00	2,4	0,309	
			16.1.2006 11:20	0,637	0,136	
Poděbrady	177,2	17,7	12.1.2006 12:30	0,579	0,089*	úhyn ryb
Nymburk	169,1	25,8	12.1.2006 8:00	0,688	0,316*	úhyn ryb
Kostomlátky	164	30,9	12.1.2006 16:25	0,467		úhyn ryb
Lysá n/L	150,7	44,2	16.1.2006 13:00	0,120	0,036	úhyn ryb
Kostelec n/L	130,2	64,7	16.1.2006 15:00	0,244	0,077	úhyn ryb
Obříství	116,2	78,8	17.1.2006 14:00	0,245	0,084	úhyn ryb
Mělník	109,3	85,7	17.1.2006 12:00	0,130	0,053	
Hřensko	0	195	20.1.2006 16:50	0,035	0,004	
			22.1.2006 7:25	0,010	0,006	

* analyzováno z nefixovaného vzorku

Tab. 2. Celkové a toxické kyanidy v profilu Nymburk (<http://www.pla.cz>).

datum a čas odběru	koncentrace kyanidů CN _{CELK} mg.l ⁻¹	koncentrace kyanidů CN _{TOX}	poměr CN _{TOX} /CN _{CELK}
		mg.l ⁻¹	%
12.1. 7:45	0,676	0,304	45
12.1. 8:00	0,688	0,316	46
12.1. 10:00	0,57	0,23	40
12.1. 11:45	0,483	0,212	44

Odhad množství celkových a volných (toxických) kyanidů, které protekly vybranými profily v řece Labi po havarijním úniku nečištěné odpadní vody z podniku Lučební závody Draslovka Kolín byl proveden podle následujících výpočtů, přičemž použitý vzorec vychází z faktu, že tvar kontaminované vlny lze znázornit přibližně trojúhelníkem.

$$M = T \times c \times Q \times 3,6$$

kde

M je množství celkových kyanidů v kg, *T* je doba průtoku kontaminované vlny v hodinách, *c* je průměrná koncentrace celkových kyanidů v g.m⁻³ (číselně shodné s koncentrací vyjádřenou v mg.l⁻¹ a vypočtená jako zjištěná C_{MAX} × 0,5),

Q je průtok v Labi v době průchodu kontaminované vlny v m³.s⁻¹,

3,6 je přepočítávací faktor 3600/1000 (1 hodina - 3600 sekund, 1000 g – 1 kg).

Tab. 3. Množství celkových kyanidů (<http://www.pla.cz>).

lokality	T hod.	C _{MAX} g.m ⁻³	c g.m ⁻³	Q m ³ .s ⁻¹	M kg
Nymburk (prokázaná)	32	0,688	0,344	24	950
Nymburk (pravděpodobná)	32	0,85	0,425	24	1175
Obříství	85	0,25	0,125	25	960
Schmilka	75	0,029	0,0145	237	930

Podle poměru mezi koncentrací celkových a toxických kyanidů, který je uveden v tabulce 2 lze odhadnout celkové množství toxických kyanidů v profilu Nymburk pravděpodobně na 470 kg (1175 × 0,4), minimálně na 285 kg (950 × 0,3).

Další případy otrav ryb kyanidy v ČR

- ♦ 1998 – při zhášení pece ve Vítkovických železárnách, a.s. se dostaly kyanidy obsažené v odplynech přes pračku plynů do odpadních vod a následně až do řeky Ostravice. V řece pod závodem pak došlo k úhynu ryb a ke splavení části uhynulé obsádky Odrou až do Polska. Havárii ukončil vydatný déšť, který zvýšil průtok a zředil kyanidy ve vodě na neškodné koncentrace.

- ♦ 1986 – na řece Svitavě pod Adamovem došlo k úhynu ryb v důsledku otravy kyanidy a zinkem. Příčinou havárie byl únik odpadních vod ze závodu Adast Adamov. O rok později byl zaznamenán další únik odpadních vod s obsahem kyanidů, tentokrát bez následků na rybí obsádku.
- ♦ 1979 – galvanovně n.p. Tesla Rožnov pod Radhoštěm došlo k úniku kyanidové lázně do kanalizace, do řeky Bečvy, kam ústily odpadní vody ze závodu, se dostalo 64,5 kg kyanidů. Pod závodem pak nastala hromadná otrava ryb v úseku dlouhém 7 km.
- ♦ 1976 (říjen) – v n.p. Šroubárny Trutnov došlo k havarijnímu úniku kyanidů a zinku a k následnému hromadnému úhynu ryb v řece Jizeře. Mimořádná závažnost případu byla zvýrazněna ohrožením vodárenského odběru pro Prahu v profilu Kárané (provoz úpravny vod byl v důsledku havárie zastaven na 37 hodin).
- ♦ 1969 (prosinec) – došlo k vypuštění odpadních vod s obsahem kyanidů z národního podniku Blatná do řeky Lomnice, která napájí sádky v Blatné. Tržní ryby v sádce vykazovaly typické příznaky otravy kyanidy (třešňově červená barva žaber), ve vodě ze sádek byly prokázány kyanidy. Rybáři okamžitě ryby slovíli a odvezli do sádek Tchořovice, které jsou napájeny z jiného zdroje. Po přemístění došlo k regeneraci změn u všech kusů tržních kaprů.
- ♦ 1967 – ze závodu Tatra, n.p. Kopřivnice došlo k úniku odpadních vod s obsahem kyanidů. V důsledku havárie došlo k otravě ryb v řece Lubině od vyústění Kopřivničky až po soutok Lubiny s Odrou.
- ♦ 1964 – z národního podniku Tona Jihlava vyteklo do řeky Jihlavy cca 150 kg kyanidů, kyanidy kontaminovaly cca 60 km toku. (Svobodová, 2000).

Z uvedeného výčtu vyplývá, že havarijní úhyny ryb v důsledku otravy kyanidy nejsou ojedinělé. Navíc předpokládáme, že seznam není úplný a existuje řada dalších havárií, které nebyly vůbec zjištěny nebo nahlášeny. Havárie tohoto druhu nejsou ojedinělé ani ve světě, příkladem může být rozsáhlá katastrofa v Rumunsku na řekách Somes, Tisa a Dunaji v roce 2000.

ZÁVĚR

Ze zjištěných výsledků a literárních údajů jednoznačně vyplývá, že úhyn ryb v řece Labi byl vyvolán havarijním únikem kyanidů z Lučebních závodů Draslovka, a.s. Kolín. Koncentrace toxických kyanidů prokazatelně naměřené v úseku Labe Kolín – Obříství, kde byl pozorován úhyn ryb, dosahovaly hodnot 0,036 až 0,316 mg.l⁻¹. To jsou hodnoty, které dosahují a převyšují minimální koncentraci toxických kyanidů, která se udává jako pro ryby letální. Navíc lze předpokládat, že ryby v některých úsecích byly vystaveny podstatně vyšším koncentracím kyanidů, neboť odebrané vzorky vody nemusely zachytit (a pravděpodobně nezachytily) čelo toxické vlny. Vzhledem k tomu, že havarijní úniky kyanidů do vodního prostředí nejsou ojedinělé, bylo by vhodné lépe propracovat metodiku diagnostiky otrav ryb kyanidy na základě vyšetření poškozených ryb, aby bylo možné jednoznačně určit příčinu otravy i v případě, že únik kyanidů nevyvolá tak rozsáhlou katastrofu a při vzorkování se nepodaří zachytit toxickou vlnu.

SOUHRN

Přeložený přehled je reakcí na havarijní úhyn ryb v řece Labi způsobený únikem kyanidů. Dne 9.1.2006 v podniku Lučební závody Draslovka a.s. Kolín došlo k úniku kyanidových vod do kanalizace a posléze i do Labe (říční km 83). Havarijní únik se projevil dne 12.1. rozsáhlým úhynem ryb v úseku Poděbrady až Nymburk (říční km 67 – 58) a dále po toku až k Mělníku, kde došlo k naředění kontaminované vody čistou vodou z Vltavy. Celkové množství uhynulých ryb se odhaduje na 9 tun. Ve vzorcích, odebraných v profilu Nymburk byly zjištěny koncentrace celkových kyanidů 0,5 - 0,7 mg.l⁻¹, toxických 0,2 – 0,3 mg.l⁻¹. Z časového průběhu znečištění ve vodním toku lze odhadnout celkové množství uniklých kyanidů řádově na stovky kilogramů. V předložené práci jsou popsány účinky kyanidů a shrnuty faktory ovlivňující citlivost ryb vůči těmto látkám a dále jsou zde uvedeny stručné informace o dalších havarijních úhynech ryb v ČR vyvolaných kyanidy.

PODĚKOVÁNÍ

Tato práce byla finančně podpořena výzkumným záměrem VÚRH JU č. MSM6007665809.

LITERATURA

- Alabaster, J. S., D. G. Shurben, and M. J. Mallett. 1983. The acute lethal toxicity of mixtures of cyanide and ammonia to smolts of salmon, *Salmo salar* L. at low concentrations of dissolved oxygen. J. Fish Biol. 22:215-222.
- Český rybářský svaz [online]. <http://www.rybsvaz.cz> [cit. 2006-18-01].
- Eisler, R. 1991. Cyanide Hazards to Fish, Wildlife, Invertebrates: A Synoptic Review. Contaminant Hazard Review report 23, US Fish Wildlife Service, Biological Report 85 (1.23), 58 pp.
- Environmental Protection Agency. 1980. Ambient water quality criteria for cyanides. U.S. Environ. Prot. Agency Rep. 440/5-80-037. 72 pp.
- Kovacs, T. G., and G. Leduc. 1982. Acute toxicity of cyanide to rainbow trout acclimated at different temperatures. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39:1426-1429.

- Leduc, G. 1978. Deleterious effects of cyanide on early life stages of Atlantic salmon (*Salmo salar*). J. Fish. Res. Board Can. 35:166-174.
- Leduc, G. 1984. Cyanides in water: toxicological significance. Pages 153- 224 in L. J. Weber, ed. Aquatic toxicology, Vol. 2. Raven Press, New York.
- Lesniak, J. A., and S. M. Ruby. 1982. Histological and quantitative effects of sublethal cyanide exposure on oocyte development in rainbow trout. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 11:343-352.
- Lučební závody Draslovka a.s. Kolín [online]. <http://www.draslovka.cz> [cit. 2006-18-01].
- Piskač, A., Kačmár, P. et al., 1985. Veterinární toxikologie. SZN Praha, 254 pp.
- Pitter, P., 1999. Hydrochemie. Vydavatelství VŠCHT, Praha.
- Povodí Labe [online]. <http://www.pla.cz> [cit. 2006-23-01].
- Schäperclaus W. et al. 1990. Fischkrankheiten. 5. Auflage, Akademie-Verlag Berlin, 1889 pp.
- Smith, L. L., Jr., S. J. Broderius, D. M. Oseid, G. L. Kimball, W. M. Koenst, and D. T. Lind. 1979. Acute and chronic toxicity of HCN to fish and invertebrates. U.S. Environ. Prot. Agency Rep. 600/3-79-009. 129 pp.
- Smith, L. L., S. J. Broderius, D. M. Oseid, G. L. Kimball, and W. M. Koenst. 1978. Acute toxicity of hydrogen cyanide to freshwater fishes. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 7:325-337.
- Svobodová, Z. et al. 1987. Toxikologie vodních živočichů. SZN Praha, 261 pp.
- Svobodová, Z., 2000. Účinky kyanidů na ryby. Veterinářství 9, 364-366.

Adresy autorů:

- Ing. **Hana Kroupová**, kroupova@vurh.jcu.cz, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, Zátíší 728/II, 389 25 Vodňany.
- Prof. MVDr. **Zdeňka Svobodová**, zsobod@vurh.jcu.cz, Veterinární a farmaceutická univerzita Brno, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech.
- Doc. Ing. **Jan Koller**, CSc., jan.koller@vscht.cz, Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Ústav technologie vody a prostředí, Technická 5, 16628 Praha 6 - Dejvice
- Ing. **Luděk Lederer**, rederer@pla.cz, Povodí Labe, a.s., Víta Nejedlého 951, 500 03 Hradec Králové.
- Ing. **Jana Máchová**, machova@vurh.jcu.cz, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech.

ICHTYOCENÓZY MALÝCH VODNÍCH TOKŮ V OBLASTI ČERCHOVSKÝCH HVOZDŮ

KŘÍŽEK J.

ABSTRAKT:

V rámci projektu VaV 620/2/03 „Inventarizace národních kategorií maloplošných zvláště chráněných území“ byl v letech 2004 a 2005 proveden ichtyologický průzkum na 52 lokalitách třinácti toků v oblasti Čerchovských hvozďů – na potoku Pivoňka a přítocích 10 lokalit, na Teplé Bystřici 4, na Chladné Bystřici 4, Rybničním potoku a přítocích 7, Myslivském potoku a přítoku 5, na potoku Kouba 3, na Černém potoku I 3, na Černém potoku II 3, na Nemanickém potoku 3, na Novosedelském potoku 4, na Slatinném potoku 1, na Chladné Bystřici 4 a na horní Radbuze 4 lokality. Ichtyologický materiál ze všech lokalit zahrnoval 1 143 ryby deseti druhů – pstruha obecného (*Salmo trutta m. fario*), sivena amerického (*Salvelinus fontinalis*), pstruha duhového (*Oncorhynchus mykiss*), štika obecnou (*Esox lucius*), jelce proudníka (*Leuciscus leuciscus*), jelce tlouště (*Leuciscus cephalus*), plotici obecnou (*Rutilus rutilus*), hrouzku obecného (*Gobio gobio*), mřenku mramorovanou (*Barbatula barbatula*), okouna říčního (*Perca fluviatilis*), vranku obecnou (*Cottus gobio*), mníka jednovousého (*Lota lota*) a mihuli potoční (*Lampetra planeri*). Většina sledovaných toků prošla v minulosti devastujícími úpravami koryta (dolní tok Pivoňky a její přítoky, horní tok Kouby s přítoky, větší část Rybničního a Myslivského potoka, dolní tok Teplé Bystřice, horní tok Radbuzy, část Novosedelského, Nemanického a Černého potoka II). Díky tomu měly zjištěné hodnoty početnosti a biomasy ichtyocenóz z jednotlivých lokalit značné rozpětí. Ichtyocenózy téměř všech toků a jejich přítoků si jsou druhovým složením a strukturou podobné (pstruh obecný s vrankou obecnou či případně s hrouzkem obecným nebo mřenkou mramorovanou), výjimkou byl pouze dolní tok Kouby s početným zastoupením jelců (tlouště, proudníka), plotice a okouna. Odchylky hodnot abundance a biomasy odrážely míru poškození původní, přirozené morfologie toku a intenzitu rybářského obhospodařování či nelegálního lovu.

Adresa autora:

RNDr. **Josef Křížek**, Laboratoř ichtyologie a ekologie ryb, 250 84 Sibřina 82; jkrizeklife@iol.cz

POUŽITÍ PŘÍPRAVKU DIAZINON 60 EC V RYBÁŘSKÉ PRAXI A JEHO TOXICITA PRO RYBY A DALŠÍ VODNÍ ORGANISMY

Using of biocide Diazinon 60 EC in fish farming and its toxicity for fish and another water organisms

MÁCHOVÁ, J., PROKEŠ, M., FAINA, R., KROUPOVÁ, H., SVOBODOVÁ, Z., PEŇÁZ, M., BARUŠ, V.

ABSTRACT

*Diazinon 60 EC (chemical insecticide, organophosphate, active substance diazinon at a concentration of 600 g l⁻¹) is used in fish-farming in well-founded cases as a biocide to suppress excessive propagation of coarse daphnian zooplankton (used concentration of Diazinon 60 EC 0,010 mg.l⁻¹). Diazinon 60 EC is highly toxic for daphnian zooplankton (48hEC50 = 0,00029 mg.l⁻¹ by the using of artificially prepared adulterating water according to the standard and 48hEC50 = 0,0029 mg.l⁻¹ by the using of pond water). Toxicity of Diazinon 60 EC is markedly lower for other water organisms (96hLC50 for *Poecilia reticulata*, *Cyprinus carpio* and *Oncorhynchus mykiss* are in the range 3 - 10 mg.l⁻¹ and 72hIC50 for *Desmodesmus subspicatus* = 10 mg.l⁻¹). At the concentration of 0,01 mg.l⁻¹ (i.e. 100 g per 1 ha at 1 m mean depth of the pond), Diazinon 60 EC can highly selectively eliminate daphnian zooplankton, causes no harm to fish and is relatively quickly decomposed in the aquatic environment. As demonstrated by embryonic and larval tests of toxicity for the common carp, Diazinon 60 EC at this concentration causes no harm to the tested individuals even in these sensitive (critical) stages of ontogeny.*

ÚVOD

Biocidní přípravek Diazinon 60 EC se v rybářské praxi používá k tlumení nadměrného rozvoje hrubého dafniového zooplanktonu. Tento přípravek tak nahradil přípravek Soldep, který byl k tomuto účelu využíván od roku 1984. Metodika jeho použití byla zpracována v tehdejší Výzkumném ústavu rybářském a hydrobiologickém ve Vodňanech (Svobodová a Faina, 1984). V následujících letech však byla účinná látka Soldepu - trichlorfon uvedena v seznamu zakázaných látek a používání Soldepu bylo zakázáno. V roce 1999 byla zastavena jeho výroba. Z toho důvodu bylo nutno hledat adekvátní náhradu. Za finanční podpory Rybářského sdružení ČR a projektu MZe ČR, NAZV QF3029 byl na pracovišti Jihočeské univerzity Výzkumného ústavu rybářského a hydrobiologického ve Vodňanech hledán přípravek, který by Soldep nahradil. V průběhu řešení této problematiky bylo z hlediska akutní toxicity pro ryby a perloočky otestováno 12 přípravků a po dvou letech hledání byl jako nejvhodnější vybrán přípravek Diazinon 60 EC. S tímto přípravkem byl kromě laboratorních testů akutní toxicity na vodních organizmech proveden také pokus v poloprodučních podmínkách, při kterém byl zaznamenán účinek diazinonu na vodní organismy v přirozených podmínkách a také jeho přetrvávání ve vodě, sedimentech a rybách (Máchová et al. 2003). Na základě podkladů, které byly na našem pracovišti zpracovány, provedlo Ministerstvo zdravotnictví ČR, oznámení biocidního přípravku Diazinon 60 EC v souladu s § 35 zákona č. 120/2002 Sb. Použití Diazinonu je ale dále vázáno, v souladu s vodním zákonem, na povolení výjimky udělené příslušným krajským úřadem (Metodický pokyn MŽP z roku 2003 pro posuzování žádosti o výjimku z ustanovení § 39 ods. 1 zákona č. 254/2001 Sb. o vodách a k imisním hodnotám daným nařízením vlády č. 61/2003 Sb.). Za předpokladu splnění výše uvedených podmínek tak mohou rybáři přípravek Diazinon 60 EC používat v případě nebezpečí vzniku kyslíkového deficitu ke tlumení nadměrného rozvoje hrubého dafniového zooplanktonu v množství 100 ml na 1 ha rybníční plochy při průměrné hloubce nádrže 1 m, tj. ve výsledné koncentraci 0,010 mg.l⁻¹. Pro zajištění co možná nejvyšší bezpečnosti a šetrnosti použití přípravku Diazinon 60 EC vůči vodním organismům byly na pracovišti VÚRH JU Vodňany provedeny toxikologické testy na dalších druzích ryb a dále na raných vývojových stádiích kapra obecného. Výsledky těchto zkoušek jsou uvedeny v předloženém příspěvku.

MATERIÁL A METODIKA

Testovaný přípravek

Přípravek Diazinon 60 EC je postřikový a zálivkový přípravek ve formě emulgovaného koncentrátu s účinnou látkou diazinon /o,o-diethyl-o-(2-isopropyl-6-methyl-4-pyrimidinyl)-thiofosfát/ o koncentraci 600 g.l⁻¹. Přípravek je určený pro postřiky chmele, cibule, cukrovky, česneku, proti mšicím, květilce řepné a cibulové a proti dalším škůdcům (Kupec et al. 2001). Výrobce přípravku je japonská firma NIPPON KAYAKU Co., LTD., dovozce NICHIMEN Europe plc.

A) Testy akutní toxicity

Testovací organismy

Živorodka duhová *Poecilia reticulata*: použity ryby ve věku do 6 měsíců, homogenní, dobrého zdravotního stavu o průměrné délce těla 17,0 ± 1,58 mm.

Pstruh duhový *Oncorhynchus mykiss*: použity juvenilní ryby, homogenní, dobrého zdravotního stavu o průměrné hmotnosti 2,4 ± 0,25 g a průměrné délce těla 55 ± 42,8 mm.

Kapr obecný *Cyprinus carpio*: použity juvenilní ryby, homogenní, dobrého zdravotního stavu o průměrné hmotnosti 67,6 ± 4,28 g a průměrné délce těla 118 ± 27,8 mm.

Perloočka *Daphnia magna*: použity perloočky z vlastního chovu ve stáří do 24 hodin.
Zelená sladkovodní řasa *Desmodesmus subspicatus* (dříve *Scenedesmus subspicatus*) byla získána v Botanickém ústavu AV ČR v Třeboni.

Metodika

Test na rybách byl prováděn podle ČSN EN ISO 7346-2 Jakost vod – Stanovení akutní letální toxicity látek pro sladkovodní ryby /*Brachydanio rerio* Hamilton Buchanan (Teleostei, Cyprinidae)/ Část 2: Obnovovací metoda s tím rozdílem, že v průběhu testu nebyla prováděna výměna lázně. Důvodem této změny v postupu je charakter účinné látky diazinon, která se rozkládá na diazooxon, který je více toxický a výměna lázně by tudíž mohla zkreslit výsledky testu. Doba trvání testu byla 96 hodin. Jako ředící voda byla použita uměle připravená ředící voda podle výše uvedené normy a dále byla použita voda vodovodní (základní parametry: pH = 8,3; $\text{KNK}_{4,5} = 1,2 \text{ mmol l}^{-1}$; $\text{CHSK}_{\text{Mn}} = 1,1 \text{ mg l}^{-1}$; $\text{NH}_4^+ < 0,05 \text{ mg l}^{-1}$; $\text{NO}_3^- = 9,7 \text{ mg l}^{-1}$) a voda rybníční (základní parametry: pH = 8,3; $\text{KNK}_{4,5} = 0,8 \text{ mmol l}^{-1}$; $\text{CHSK}_{\text{Mn}} = 8,7 \text{ mg l}^{-1}$; $\text{NH}_4^+ = 0,05 \text{ mg l}^{-1}$; $\text{NO}_3^- = 8,0 \text{ mg l}^{-1}$). Specifikace použité ředící vody je uvedena ve výsledcích testu (Tab. 1).

Test na perloočkách byl prováděn podle ČSN ISO 6341 Jakost vod – Zkouška inhibice pohyblivosti *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea), doba trvání testu byla 48 hodin. Jako ředící voda byla použita voda připravená podle uvedené normy a dále voda rybníční (základní parametry použité rybníční vody: viz výše). Specifikace použité ředící vody je uvedena ve výsledcích testu (Tab. 1).

Test na sladkovodní řase byl prováděn podle ČSN EN 28692 Jakost vod - Zkouška inhibice růstu sladkovodních řas *Scenedesmus subspicatus* a *Selenastrum capricornutum*, doba trvání testu byla 72 hodin.

B) Embryonální test

Test byl proveden na embryích kapra obecného získaného z vlastního chovu z Oddělení genetiky a šlechtění ryb VÚRH JU Vodňany. Metodicky bylo postupováno dle normy OECD Guideline for Testing of Chemicals 210 Fish, Early-life Stage Toxicity Test, s tím rozdílem, že jikry byly do testu nasazeny 24 hodin po oplození. Důvodem byla snaha vyloučit z testování jikry, které nebyly v důsledku špatné oplozenosti životaschopné. V průběhu testu nebyla vyměňována lázeň, aby byla umožněna přeměna účinné látky diazinon na toxičtější metabolit diazooxon. Jako ředící voda byla použita uměle připravená voda podle uvedené normy.

Jikry kapra obecného byly nasazeny po 100 kusech do krystalizačních misek s objemem lázně 300 ml. Testované koncentrace Diazinonu 60 EC byly: 0,01; 0,05; 0,10; 0,50 a 1,00 mg l^{-1} . Průběh testu byl dvakrát denně kontrolován, byli odlovováni a zaznamenáváni uhynulí jedinci a po spotřebě žloutkového vřáčku byl test ukončen. Teplota vody během testu se pohybovala v rozmezí 19 – 22 °C. Doba expozice činila 144 hodin.

C) Larvální test

Test byl proveden na larvách kapra obecného získaného z vlastního chovu z Oddělení genetiky a šlechtění ryb VÚRH JU Vodňany. Metodicky bylo postupováno dle normy OECD Guideline for testing of Chemicals 210 s tím rozdílem, že testovací organizmy byly nasazeny do testu v období po spotřebování žloutkového vřáčku a doba expozice přípravku činila 10 dnů. Důvodem byla snaha zjistit, do jaké míry může být ovlivněn plůdek kapra po jeho vysazení do rybníka, kde by byla ještě rezidua Diazinonu 50 EC po předchozí aplikaci. Vzhledem k tomu, že se jedná o přípravek, jehož účinná látka diazinon se rozkládá na toxičtější diazooxon, byly v den nasazení testu paralelně připraveny 10x koncentrovanější zásobní roztoky, ze kterých byly dvakrát denně připravovány pracovní koncentrace testované látky – 0,01; 0,10; 1,0 a 3,0 mg l^{-1} . Jako ředící voda byla použita uměle připravená voda podle uvedené normy. Larvy byly do testu nasazeny po rozplavání a spotřebování žloutkového vřáčku. Délka expozice testované látky činila 10 dnů, poté byly larvy chovány ve vodě bez přidavku testované látky. (Jednalo se o simulaci jednorázové aplikace diazinonu s následným vysazením plůdku ryb do rybníka). Během testu byly larvy krmeny čerstvě vylíhlými artémiiemi (*Artemia salina*) dvakrát denně ad libitum.

Na počátku a v průběhu testu byly odebírány vzorky larev na sledování ontogenetického vývoje a délkohtnostního růstu, dvakrát denně byly prováděny kontroly a odlovováni uhynulí jedinci. Test byl ukončen po dosažení juvenilního stadia vývoje ryb (po 28 dnech trvání testu).

VÝSLEDKY

Testy akutní toxicity

Výsledky testů akutní toxicity na rybách, perloočkách a zelených řasách jsou uvedeny v Tab. 1. Z uvedených výsledků vyplývá vysoká akutní toxicita přípravku Diazinon 60 EC pro vodní organismy a současně jeho výrazně vyšší specifická toxicita po perloočky *Daphnia magna*.

V období 72 hodin po nasazení jiker do testu (96 hodin od oplození) se začal kulit vřákový plůdek. Během dalších 24 hodin byla většina vřákového plůdku v kontrolní nádobě i v pokusných nádobách vykulena – v kontrole zůstaly 4 jikry nevykulené, v jednotlivých koncentracích testované látky zůstalo 1 – 8 nevykulených jedinců. Po následujících 24 hodinách došlo k rozplavání plůdku a spotřebě žloutkového vřáčku. Následující den byl ve všech koncentracích a v kontrole zjištěn počet živých jedinců (výsledky jsou uvedeny v Tab. 2) a poté byl test ukončen.

Larvální test na kapru obecném

Sledování mortality larev v průběhu testu prokázalo, že larvy exponované v roztoku Diazinonu 60 EC v koncentraci 3 mg.l⁻¹ vykazovaly signifikantně vyšší mortalitu ($P < 0,05$). Výrazně vyšší podíl uhynulých jedinců byl zaznamenán 3. a 7. den expozice v koncentracích 1 a 3 mg.l⁻¹ (Obr. 1). Larvy exponované v koncentraci 3 mg.l⁻¹ vykazovaly signifikantní zpomalení ontogeneze (Tab. 3). Celkový výskyt morfologických anomálií (malformací) byl velmi nízký a činil 1,67 % z celkového počtu 599 vyšetřených fixovaných larev a nebyly prokázány rozdíly mezi kontrolními a pokusnými skupinami (Tab. 3). V tabulce 4 jsou uvedeny průměrné hmotnosti a délky larev zjištěné na konci testu.

Tab. 1: Výsledky testů akutní toxicity na rybách, perloočkách a zelených řasách.

Test	Testovací organismus	Výsledek testu	Poznámka (použitá ředící voda)
Test akutní toxicity na rybách	Živorodka duhová (<i>Poecilia reticulata</i>)	96hLC50 = 3 mg.l ⁻¹	ISO
		96hLC50 = 5 – 10 mg.l ⁻¹	vodovodní
		96hLC50 = 10,6 mg.l ⁻¹	rybníční
	Kapr obecný (<i>Cyprinus carpio</i>)	96hLC50 = 6,8 mg.l ⁻¹	vodovodní
	Pstruh duhový (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	96hLC50 = 5,3 mg.l ⁻¹	vodovodní
Akutní imobilizační test na perloočkách <i>Daphnia magna</i>	Perloočky (<i>Daphnia magna</i>)	48hEC50 = 0,00029 mg.l ⁻¹	ISO
	Perloočky (<i>Daphnia magna</i>)	48hEC50 = 0,0029 mg.l ⁻¹	rybníční
Test inhibice růstu sladkovodních řas	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	72hIC50 _μ = 10,2 mg.l ⁻¹ *)	ISO

Vysvětlivky: *) inhibiční účinky byly hodnoceny na základě růstové rychlosti.

Embryonální test na kapru obecném

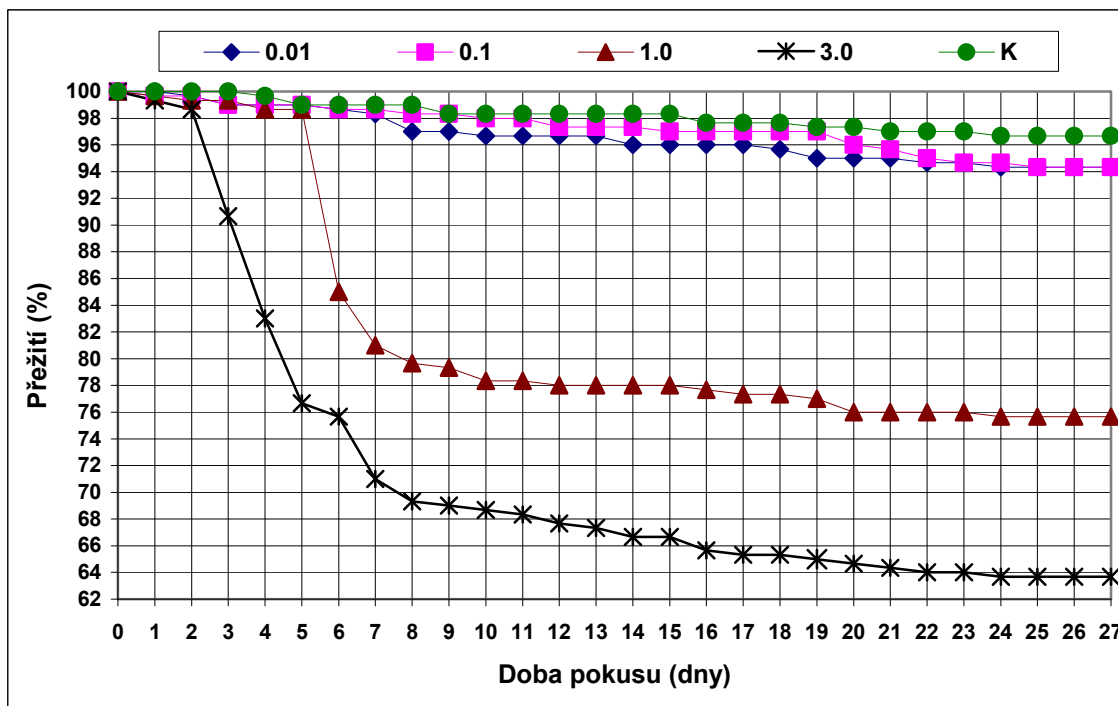
Tab. 2: Přežití embryí na konci embryonálního testu.

Koncentrace Diazinonu 60 EC	Kontrola	0,010 mg.l ⁻¹	0,050 mg.l ⁻¹	0,100 mg.l ⁻¹	0,500 mg.l ⁻¹	1,000 mg.l ⁻¹
Přežití (%)	91	87	95	92	84	90

Na základě těchto výsledků je zřejmé, že žádná z testovaných koncentrací Diazinonu 60 EC neovlivnila negativně průběh kulení a přežití embryí kapra obecného.

Tab. 3: Vývojová charakteristika larev kapra obecného a výskyt morfologických malformací během testu v kontrole a v jednotlivých koncentracích Diazinonu 60 EC. Vysvětlivky: Stupeň = stupeň (úroveň) vývoje, L1-L6 - etapy vývoje v období larvální periody, J1-J2 - etapy vývoje v období juvenilní periody; M - výskyt malformací; n - počet vyšetřených jedinců)

Čas (dny)	Kontrola			0,01 mg.l ⁻¹			0,10 mg.l ⁻¹			1,0 mg.l ⁻¹			3,0 mg.l ⁻¹		
	Stupeň	M	n	Stupeň	M	n	Stupeň	M	n	Stupeň	M	n	Stupeň	M	A
0	L2	0	10												
2	L3	0	8	L3	0	10	L3	0	10	L3	0	10	L2-L3	0	10
4	L3	0	30	L3	1	27	L3	1	30	L3	2	30	L3	1	27
10	L4-L5	0	10	L4-L5	0	10	L3-L5	0	9	L3-L4	0	8	L3-L4	0	10
17	L4-L5	2	30	L4-L5	2	30	L4-L5	1	30	L4-L5	0	30	L3-L5	0	30
22	L5-L6	0	10	L5-L6	0	10	L5-L6	0	10	L5	0	10	L5-L6	0	10
28	L6-J1	0	30	L6-J1	0	30	L6-J1	0	30	L6-J1	0	30	L5-J1	0	30
Σ		2	128		3	117		2	119		2	118		1	117
%		1,56			2,56			1,7			1,69			0,85	



Obr. 1: Kumulativní přežití larev a juvenilních jedinců kapra obecného v průběhu testu toxicity. Vysvětlivky: K = kontrola; 0,01; 0,10; 1,0 a 3,0 jsou koncentrace Diazinonu 60 EC v mg.l^{-1} .

Z uvedených výsledků je zřejmé, že přežití larev a juvenilních jedinců v larválním testu nebylo negativně ovlivněno desetidenní expozicí organismů Diazinonu 60 EC v koncentracích 0,01 a 0,10 mg.l^{-1} . U juvenilních jedinců, kteří v tomto testu přežili, nebyl v závěru testu zaznamenán vliv expozice na délkový ani hmotnostní růst, naopak byl prokázán signifikantně vyšší Fultonův koeficient vyživenosti ve srovnání s kontrolou u skupin vystavených koncentraci 0,10 mg.l^{-1} ($P \leq 0,05$) a koncentracím 1,0 a 3,0 mg.l^{-1} ($P \leq 0,01$).

Tab. 4: Délka, hmotnost a Fultonův koeficient vyživenosti larev kapra obecného zjištěné na konci (28. den) v kontrole a v jednotlivých testovaných koncentracích Diazinonu 60 EC.

Parametr		K	0,01	0,10	1,00	3,00
TL (mm)	min-max	16,12-21,05	15,25-22,79	16,04-20,79	14,38-23,36	13,92-20,70
	průměr	18,75	18,59	18,60	18,10	17,85
	SD	1,6087	1,5813	1,2923	2,3302	1,8132
	P		0,7074	0,6901	0,2178	0,0475*
w (mg)	min-max	52-148	50-172	55-139	37-229	37-151
	průměr	95,33	95,70	96,53	100,60	90,27
	SD	27,0852	28,8171	23,5963	48,0579	30,7895
	P		0,9597	0,8555	0,6036	0,5013
FK	min-max	1,1108-1,6050	1,2621-1,5892	1,2083-1,7475	1,1719-1,8058	1,3393-1,7410
	průměr	1,4078	1,4462	1,4715	1,5856	1,5231
	SD	0,1056	0,1107	0,1326	0,1530	0,1261
	P		0,1756	0,0442*	3E-06**	0,0003**

Vysvětlivky: K = kontrola; 0,01; 0,10; 1,0 a 3,0 = koncentrace Diazinonu 60 EC v mg.l^{-1} ; TL = celková délka těla; w = hmotnost; FK = Fultonův koeficient vyživenosti; SD = směrodatná odchylka; P = pravděpodobnost statisticky významného rozdílu při použití Studentova t-testu (* $P \leq 0,05$, ** $P \leq 0,01$).

Z uvedených výsledků je zřejmé, že přežití larev a juvenilních jedinců v larválním testu nebylo negativně ovlivněno desetidenní expozicí organismů Diazinonu 60 EC v koncentracích 0,01 a 0,10 mg.l^{-1} . U juvenilních jedinců, kteří v tomto testu přežili, nebyl v závěru testu zaznamenán vliv expozice na délkový ani hmotnostní růst, naopak byl prokázán signifikantně vyšší Fultonův koeficient vyživenosti ve srovnání s kontrolou u skupin vystavených koncentraci 0,10 mg.l^{-1} ($P \leq 0,05$) a koncentracím 1,0 a 3,0 mg.l^{-1} ($P \leq 0,01$).

DISKUSE

V předloženém příspěvku je dokumentován vliv biocidního přípravku Diazinon 60 EC na ryby a další vodní organismy. Jedná se o přípravek na bázi thiofosfátu, který je pro ryby vysoce toxický, jak také uvádějí ve svých pracích Goodman et al. (1979); Gill et al. (1990); Hamm et al. (1998). Dosažené výsledky rovněž potvrzují vysokou specifickou toxicitu tohoto přípravku pro vodní korýše, která je v souladu s daty, která uvádí Geest et al. (1997). Řádově vyšší citlivost korýšů vůči Diazinonu 60 EC ve srovnání s citlivostí ostatních vodních organismů umožňuje použití tohoto přípravku v rybníčních ekosystémech, kde se aplikuje v koncentraci $0,010 \text{ mg.l}^{-1}$. V poloprovozním pokusu s tímto přípravkem bylo prokázáno, že se ve vodním prostředí velmi rychle rozkládá. Již po 24 hodinách po aplikaci poklesla jeho koncentrace ve vodě na méně než polovinu a po 10 dnech klesla jeho koncentrace na hodnotu $0,0004 \text{ mg.l}^{-1}$. V sedimentech nebyla rezidua diazinonu prokázána a ve svalovině ryb byla po 14 dnech zaznamenána jeho koncentrace $0,012 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Máchová et al., 2003). Z toho vyplývá, že vodní organismy v přirozeném prostředí jsou při dodržení doporučené aplikační koncentrace $0,010 \text{ mg.l}^{-1}$ vystaveny účinku toxikantu pouze velmi krátkou dobu (řádově několik hodin) a poté koncentrace diazinonu velmi rychle klesá. Jak dokládá uvedený příspěvek, koncentrace $0,010 \text{ mg.l}^{-1}$ Diazinonu 60 EC neovlivňuje negativně ani raná vývojová stadia kapra obecného, která jsou vůči působení cizorodých látek vysoce citlivá. Podrobnější údaje o vlivu Diazinonu 60 EC na raná vývojová stadia kapra obecného uvádí Máchová et al. (2006).

Přes tyto dosažené příznivé výsledky je třeba si uvědomit, že za stávajících legislativních podmínek je plošné paušální používání Diazinonu 60 EC vyloučeno. To znamená, že přednostním opatřením rybářské praxe musí být prevence (tj. využití všech možností snížení trofie i saprobity vody a úplné vyloučení mnohdy zcela neopodstatněného přihnojování rybníků). K aplikaci Diazinonu je třeba přistupovat velmi zodpovědně, podle zásad uvedených v práci Svobodová a Faina (1984), s ohledem na možnost narušení populace ohrožených druhů organismů (Zákon č. 114/1992 Sb.) a s vědomím, že jeho použití vede k výraznému úbytku přirozené potravní nabídky pro vodní ptactvo a jeho mláďata.

ZÁVĚR

Na základě výsledků testů akutní toxicity na rybách (*Poecilia reticulata*, *Cyprinus carpio*, *Oncorhynchus mykiss*), řasách (*Desmodesmus subspicatus*), embryonálního a larválního testu na kapru obecném (*Cyprinus carpio*) je dokumentováno, že koncentrace Diazinonu 60 EC $0,01 \text{ mg.l}^{-1}$, která je doporučena pro aplikaci s cílem redukovat nadměrný rozvoj hrubého dafníhového zooplanktonu, nepoškozuje uvedené necilové organismy. Použití tohoto přípravku v rybářské praxi je vázáno na udělení výjimky příslušným krajským úřadem a zcela vyloučeno je jeho plošné paušální použití.

SOUHRN

Biocidní preparát Diazinon 60 EC (účinná látka diazinon v koncentraci 600 g.l^{-1}) se v rybářské praxi používá k tlumení nadměrného rozvoje hrubého dafníhového zooplanktonu. Tento přípravek vykazuje vysokou toxicitu pro dafňový zooplankton ($48\text{hEC}_{50} = 0,00029 \text{ mg.l}^{-1}$ při použití uměle připravené ředící vody, $48\text{hEC}_{50} = 0,0029 \text{ mg.l}^{-1}$ při použití rybníční vody) a výrazně nižší toxicitu pro ryby (hodnoty 96hLC_{50} pro *Poecilia reticulata*, *Cyprinus carpio* a *Oncorhynchus mykiss* se pohybují v rozmezí 3 až 10 mg.l^{-1}) a pro zelené řasy (72hIC_{50} pro *Desmodesmus subspicatus* = 10 mg.l^{-1}). Přípravek Diazinon 60 EC se aplikuje v množství 100 ml na 1 ha rybníční plochy při průměrné hloubce nádrže 1 m , tj. výsledná koncentrace $0,010 \text{ mg.l}^{-1}$. To je koncentrace, která neohrožuje ani raná vývojová stadia ryb, což prokázaly výsledky embryonálního a larválního testu na kapru obecném (*Cyprinus carpio*).

PODĚKOVÁNÍ

Tato práce byla provedena za finanční podpory Rybářského sdružení ČR, příspěvek byl zpracován v rámci řešení projektu MZe ČR, NAZV QF3029 (Harmonizace s EU v uplatňování principů farmakovigilance v akvakulturních chovech v ČR) a výzkumného záměru VÚRH JU č. MSM6007665809. Za technickou pomoc autoři děkují kolegyním Ing. J. Čížkové a A. Kocové. Dále děkují MVDr. Jitce Kolářové, z jejíž iniciativy byly práce spojené s hledáním náhrady Soldepu v rybářství zahájeny, a která při zpracování uvedeného příspěvku přispěla řadou konstruktivních připomínek.

LITERATURA

- Gill T. S., Pande J., Tesari H., 1990: Sublethal effects of an organophosphorous insecticide on certain metabolite levels in a freshwater fish, *Pontius conchoni* Hamilton. *Pestic. Biochem. Physiol.* 36: 290-299.
- Goodman L.R., Hansen D.J., Coppage D.L., Moore J.C., Matthews E., 1979: Diazinon: chronic toxicity and brain acetylcholinesterase inhibition in the sheepshead minnow, *Cyprinodon variegatus*. *Trans. Am. Fish Soc.* 108: 479-488.
- Hamm J.T., Wilson B. W., Hinton D. E., 1998: Organophosphate-induced acetylcholinesterase inhibition and embryonic retina cell necrosis in vivo in the teleost (*Oryzias latipes*). *Neurotoxicology* 19: 853-870.
- Kupec et al., 2001: Seznam registrovaných přípravků na ochranu rostlin 2001. Státní rostlinolékařská správa v Agrospoj Praha, 258 s.
- Máchová J., Faina R., Svobodová Z., Randák T., 2003: Toxicological evaluation of Diazinon 60 EC. In: Dočkal, P., Máchová, J. (eds.), *Proceedings Toxicity and biodegradability of substances and wastes important in*

- water environment. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, Aquachemie Ostrava, 2003, pp. 149-158
- Máchová, J., Prokeš, M., Svobodová, Z., Žlábek, V., Peňáz, M., Baruš, V., 2006: Toxicity of Diazinon 60 EC for *Cyprinus carpio* and *Poecilia reticulata*. Aquaculture International, submitted.
- Svobodová Z., Faina R., 1984: Použití přípravku Soldep v rybářství. Edice metodik č. 12, VÚRH Vodňany, 15 s.
- Van Der Geest H.G., Stuijzand S.C., Krsal M.H.S., Admiraal W., 1997: Impact of diazinon calamity in 1996 on the aquatic macroinvertebrates in the River Mesae, The Netherlands. *Neth. J. Aquat. Exil.* 30: 327-330.
- ČSN EN ISO 28692 Jakost vod. Zkouška inhibice růstu sladkovodních řas *Scenedesmus subspicatus* a *Selenastrum capricornutum* (ISO 8692:1989). ČNI Praha, 1995, 12 s.
- ČSN EN ISO 6341 Jakost vod. Zkouška inhibice pohyblivosti *Daphnia magna* Straus (*Cladocera*, *Crustacea*) – Zkouška akutní toxicity. ČNI Praha, 1997, 16 s.
- ČSN EN ISO 7346-2 Jakost vod. Stanovení akutní letální toxicity látek pro sladkovodní ryby *Brachydanio rerio* Hamilton-Buchanan (Teleostei, Cyprinidae). Část 2: Obnovovací metoda. ČNI Praha, 1999, 16 s.
- OECD Guideline for Testing of Chemicals 210 Fish, Early-life Stage Toxicity Test. 1992, 18 pp.

Adresy autorů:

Ing. **Jana Máchová** (e-mail: machova@vurh.jcu.cz), Ing. **Hana Kroupová** (e-mail: kroupova@vurh.jcu.cz), Prof. MVDr. **Zdeňka Svobodová**, DrSc. (e-mail: svobod@vurh.jcu.cz), Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, Zátíší 728, 389 25 Vodňany;
 Ing. **Miroslav Prokeš**, CSc. (e-mail: prokes@brno.cas.cz), Ing. **Milan Peňáz**, DrSc. (e-mail: penaz@brno.cas.cz), Prof. Ing. **Vlastimil Baruš**, DrSc. (e-mail: barus@ivb.cz), Ústav biologie obratlovců, AV ČR, Květná 8, 603 65 Brno;
 RNDr. **Richard Faina** (e-mail: faina@enki.cz), ENKI, o.p.s., Dukelská 145, 379 01 Třeboň.

ZHODNOCENÍ PRODUKČNÍ ÚČINNOSTI KRMIVA S DIFERENCOVANOU ÚROVNÍ TUKU PŘI PRODUKCI ROČKA LÍNA OBECNÉHO (*TINCA TINCA*) V PODMÍNKÁCH INTENZIVNÍHO CHOVU

*The production efficiency evaluation of feed with differentiated fat level during tench yearling (*Tinca tinca*) production under the intensive aquaculture conditions*

MAREŠ J., JIRÁSEK J., BRABEC T., VÍTEK T., TICHÝ T.

ABSTRACT

*The aim of feeding test, performed at tench fingerling (*Tinca tinca*) with initial individual weight of 7 g, was to evaluate the production effect of feeds with differentiated energy level at 35 % protein content level. Fish were placed into flow tanks connected to the recirculation system. The test proceeded at the temperature of 23,5 °C in average. Fat level in particular variants was 8,2; 10,4; and 12,6 %. Fat level adjustment was achieved by rape oil addition. The values of food conversion ratio (FCR) and specific growth rate (SGR) were used to production efficiency evaluation, Fulton coefficient (K_F) was used as a supplementary index. Following values were achieved during 42-day period: FCR – 8,84, 6,53 and 7,49 and SGR – 0,34, 0,46 and 0,36 %·d⁻¹. Analogous trend was detected also at K_F values – 2,21, 2,23 and 2,16. The feed of self-prescriptions derived from carp production mixture with the portion of 35 % wheat flour and 25 % fish flour was used for mentioned test. High feed coefficient and relatively low growth intensity confirm worse nutrient utilisation of single components. The best results of production indices were achieved with 35 % protein and 10,5 % fat content.*

Úvod

Využití produkčního potenciálu lína v rybníkářství předpokládá provádění vhodných chovatelských postupů a zajištění potřebných potravních podmínek (Füllner, 1995; Arlinghaus a Rennert, 2000). Při nedostatku přirozené potravy a nižší schopnosti využívat šrot obsažený v obilovinách je růst lína v rybníční polykultuře s kaprem pomalý (Hofmann *et al.*, 1987; Torrès *et al.*, 1995; Füllner a Pfeifer, 1998). Plůdek lína roste pomalu v rybnících (Lukowicz *et al.*, 1986; Steffens, 1995) i v kontrolovaných podmínkách intenzivní akvakultury (Wolnicki a Korwin-Kossakowski, 1993; Kamler *et al.*, 1995; Sierra *et al.*, 1995; Wolnicki a Myszkowski, 1998). Fleig a Gottschalk (2001; 2003) došli k závěru, že doplňková krmiva používaná pro kapra nejsou z nutričního hlediska pro lína vhodná. Lepší růst zjistili Torrès *et al.*, (1995), Füllner a Pfeifer (1998) u plůdku lína příkrmovaného krmnou směsí s vyšším obsahem proteinu. Chovatelské a nutriční aspekty intenzivní akvakultury lína uvádějí přehledně Jirásek a Mareš (2005). Quirós *et al.*, (2003) zdůrazňují potřebu vývoje komerčního krmiva vhodného pro krmení nebo příkrmování lína. Výrobu speciálního krmiva však limituje nedostatek informací o nutričních potřebách lína.

Cílem provedené studie bylo zjištění produkčního účinku různé úrovně tuku v isonitrogenní krmné směsi při odchovu juvenilního lína v kontrolovaných podmínkách.

MATERIÁL A METODIKA:

Experimentální odchov plůdku lína obecného probíhal v termínu 13.6.-26.7.2005 v průtočných nádržích o objemu 32 l napojených na recirkulační zařízení na odd. rybářství a hydrobiologie MZLU v Brně. Teplota vody se pohybovala v rozpětí 20,5-25,0 °C s průměrnou hodnotou 23,5 °C, hodnota pH kolísala od 7,6 do 8,3 a nasycení vody kyslíkem v rozpětí 95-107 %. Do každé z nádrží bylo nasazeno 32 ks ryb (1 ks.l⁻¹) o průměrné celkové délce těla 80,9±9,25 mm a kusové hmotnosti 6,65±3,28 g. Použitý materiál pocházel z umělého výtěru na líhni Rybníkářství Pohořelice, a.s. a do zahájení experimentu byl odchován v podmínkách intenzivního chovu s použitím kompletních krmných směsí.

Testovány byly tři krmné směsi (s označením LRO0 LRO2 a LRO4) vlastní receptury s obsahem proteinu na úrovni 35% a rozdílnou úrovní tuku – 8,2; 10,4 a 12,6 %. Experimentální krmné směsi byly sestaveny na bázi pšeničné mouky (35 %) a rybí moučky (25 %), s podílem sojového šrotu, sulfitových kvasnic, sušené syrovátky, lecitinu a vitamino-minerálního premixu. Diferencovaná úroveň tuku byla dosažena přidávkou řepkového oleje v množství 0, 2 a 4 %. Každá směs byla aplikována ve dvou opakováních. Denní krmná dávka činila 3 % hmotnosti obsádky a byla předkládána ve třech porcích v průběhu v průběhu devíti hodin, denně od 8 do 17 h. Základní hydrochemické parametry (teplota, obsah rozpuštěného kyslíku a hodnoty pH) byly stanovovány denně, hmotnost obsádky pro upřesnění krmné dávky v týdenních intervalech. Na počátku a konci experimentu byly stanoveny individuálně délkohmotnostní charakteristiky vzorků ryb jednotlivých variant (po 20 ks ryb) a odebrán vzorek tkání ryb pro chemickou analýzu (obsah sušiny, proteinu a tuku). Pro hodnocení výsledků byly použity vedle dosažených délkohmotnostních parametrů (celková délka těla a individuální hmotnost), přírůstek a koeficientů pro hodnocení exteriéru a kondice (K_F , Iv, Iš), základní ukazatele produkční účinnosti krmiva – krmný koeficient (FCR) a specifická rychlost růstu (SGR). Pro statistické zhodnocení dosažených výsledků byla použita ANOVA a Scheffého metoda mnohonásobného porovnávání.

Tab. 1: Výsledky chemické analýzy krmiv (v % čerstvé hmoty)

	Sušina	Protein	Tuk
LRO0	89,99	36,43	8,18
LRO2	90,36	35,33	10,40
LRO4	90,32	34,42	12,60

VÝSLEDKY

V průběhu šesti týdnů experimentálního odchovu byl dosažen celkový hmotnostní přírůstek obsádky v rozmezí 73 – 99 g v závislosti na použitém krmivu, což odpovídá přírůstku 15,2 – 20,6 % původní hmotnosti. Nejvyšších hodnot délkohmotnostních parametrů bylo dosaženo se směsí LRO2 obsahující 10,4 % tuku. Rozdíly v konečné délce celkové, pohybující se od 88,3±10,1 mm (LRO0) do 90,9±10,8 mm (LRO2), nedosáhly statisticky průkazné úrovně. Obdobný trend jsme zjistili i u dosažené hmotnosti. Nejvyšší hodnota průměrné kusové hmotnosti (10,16±4,54 g) byla dosažena u krmiva LRO2, nejnižší (8,98±3,10 g) pak při použití LRO0, bez statisticky průkazných rozdílů. Pouze u koeficientů hodnotících exteriér a kondici byly nejnižší hodnoty zjištěny u varianty odkrmované směsí LRO4, tedy s přidavkem 4 % řepkového oleje a obsahem tuku přesahujícím 12 %. Nejlepší výsledky byly opět dosaženy s dietou LRO2. Rozdíly však nedosáhly statisticky významných hodnot (tab. 2).

Hodnoty sledovaných produkčních ukazatelů se pohybovaly v rozmezí 6,53 (LRO2) až 8,83 (LRO0) u krmeného koeficientu, v případě specifické rychlosti růstu pak v rozpětí od 0,34 %.d⁻¹ (LRO0) do 0,46 %.d⁻¹ (LRO2). Podrobné výsledky obsahuje tabulka 3.

Složení těla ryb je uvedeno v tabulce 4. Nejvyšší obsah sušiny i tuku byl zjištěn u varianty LRO4, a to na úrovni přesahující hodnotu 25 %, resp. 9,5 %. Nejnižší úroveň uvedených ukazatelů byla zjištěna u varianty odkrmované dietou LRO2 (24,42 a 7,73 %).

Tab. 2: Vliv použitého krmiva na délkohmotnostní parametry a exteriérové a kondiční ukazatele (průměr±SD; Vx)

	Celková délka těla (mm)	Průměrná kusová hmotnost (g)	Iv	Iš	K _F
Vstup	80,9±9,25 11,43	6,65±3,28 49,25	3,80±0,28 7,39	16,96±1,28 7,52	1,99±0,40 20,30
LRO0	88,30±10,05 11,38	8,98±3,10 34,52	4,18±0,25 5,91	15,49±1,28 8,26	2,21±0,21 9,52
LRO2	90,90±10,81 11,89	10,16±4,54 44,64	4,10±0,19 4,52	15,63±0,92 5,91	2,23±0,16 7,19
LRO4	88,90±11,21 12,61	9,25±3,75 40,54	4,13±0,32 7,69	15,03±0,98 6,49	2,16±0,18 8,39

Tab. 3: Vliv použitého krmiva na produkční ukazatele

Var.	Počáteční hmotnost (g)	Konečná hmotnost (g)	Celkový přírůstek		FCR	SGR (%.d ⁻¹)
			(g)	(%)		
LRO0	482	555	73	15,15	8,84	0,34
LRO2	480	579	99	20,63	6,53	0,46
LRO4	486	571	85	17,49	7,49	0,36

Tab. 4: Vliv použitého krmiva na chemické složení ryb (v % čerstvé hmoty)

	Celá ryba		
	Sušina	N-látky	Tuk
Vstup	25,28	15,26	8,28
LRO0	24,47	17,14	8,50
LRO2	24,42	15,27	7,73
LRO4	25,49	15,34	9,70

DISKUZE

Nejvyšší celkový přírůstek (21 %) a nejrychlejší růst (SGR 0,46 %.d⁻¹) byl dosažen u ryb varianty LRO2, krmených dietou s 35 % proteinu a 10,4 % tuku. Kontrolní plůdek (var. LRO0), krmený dietou s 8,2 % tuku vykazoval nejnižší hodnoty růstových ukazatelů (celkový přírůstek 15 %, SGR 0,34 %.d⁻¹). Rozdíly hodnot zjištěné u ryb jednotlivých krmených variant nebyly statisticky průkazné. S dietou obsahující 35 % proteinu a 10 % tuku získali De Pedro *et al.*, (2001) u plůdku lína nižší celkový přírůstek (13 %) i intenzitu růstu (SGR 0,16 %.d⁻¹).

Relativně nejlepší konverze krmiva byla zjištěna u ryb varianty LRO2 (FCR 6,5) a nejhorší (FCR 8,8) u plůdku kontrolního. Horší konverzi krmiva (FCR 5,0) zjistili u plůdku lína v kontrolovaných podmínkách i

Kamler *et al.*, (1995), nebo v klecových podmínkách (FCR 4,3) Torr s Navaro *et al.*, (1995).  patn  vyu iv n  krmiva na tvorbu p r stku může souviset s ni  i schopností lína trávit nativn  škrob obsa en  v obilovinách (Hidalgo *et al.*, 1999). Arlinghaus *et al.*, (2003) se domn v j ,  e stravitelnost energie (85 %) by se u lína mohla zvy  it při sni  en  podílu sacharidů a zvy  en  obsahu tuku v krmivu. Stravitelnost tuků (94 %) odpov d  podle Arlinghaus *et al.*, (2003) u lína horní hranici stravitelnosti uv d n  v NRC (1993). Pokud l n vyu iv  pro potřeby energetického metabolismu u inn ji tuk, je d le it  stanovit jeho optimální zastoupen  v dietě.

Z literárních u ad  v pl v , že obsah proteinu v krmivu pro juvenilního lína by neměl být ni  i než 35 %, ale De Pedro *et al.*, (2001) nezjistili signifikantn  rozdíl v růstu plůdku krmeného dietou s 35 % a 50 % proteinu. Při srovnání s dietou obsahující 10 % se zvy  en  obsahu tuku na 20 % projevilo sni  en m intenzity růstu plůdku lína (De Pedro *et al.*, 2001). Stejn  autoři se domn v j ,  e zvy  en  podílu sacharidů v krmné sm  i nad 50 % zhoršuje u juvenilního lína produk n  výsledek.

V proveden m pokusu se produk n  nejučinněji projevila krmn  sm   LRO2 obsahující 14,8 MJ.kg⁻¹ straviteln  energie, tvo en  p bli n  38 % energie sacharidů. Je mo n , že produk n  výsledek by se zlepšil při zvy  en  obsahu proteinu (na u rove  40%, p p. vy   i) a vyšším podílu tuku na celkov m podílu neproteinov  energie. Obsah tuku (7,7-8,5 %) byl vy   i, než zjistili u plůdku lína De Pedro *et al.*, (2001), a odpovídal spíše obsahu tuku ve svalovině tr  n ho lína (Füllner, 1996).

Kromě nutričních aspektů mohou být produk n  výsledky ovlivněny i specifickými behaviorálními požadavky lína, kter  zt   uj  prov d n  a vyhodnocování výsledků krmných pokus  v kontrolovaných podmínkách. Plachost, vyhledávání u kryt  a citlivost ke stresu sni  uje ingesci krmiva i jeho konverzi (Wolnicki a Myszkowski, 1998; Fleig a Gottschalk, 2001; R nnert *et al.*, 2003). P  i inou pomale   ho růstu plůdku mohla být i suboptimální teplota vody, kter  by u juvenilního lína neměla být ni  i než 24 C (Wolnicki a Myszkowski, 1998). Optimální podmínky prostředí pro intenzivn  akvakulturu lína obecného bude třeba je  e definovat.

SOUHRN

Cílem krmného testu provedeného u plůdku lína obecného o po  ate n  kusov  hmotnosti 7 g bylo zhodnotit produk n  u inek krmných sm  i s diferencovanou u rovn  energie při obsahu proteinů na u rovn  35 %. Ryby byly um   ten  v p to n ch n dr  ich napojených na recirkulační systém. Test prob  hl při p um rn  teplotě 23,5 C. Obsah tuku v jednotlivých variantách byl 8,2; 10,4 a 12,6 %.  prava u rovn  tuku byla dosažena přidávkem řepkového oleje. Pro hodnocen  produkčního u inku byla použita hodnota krmného koeficientu (FCR) a specifick  rychlosti růstu (SGR). Jako doplňující ukazatele slou ili Fultonův koeficient (K_F), Index vysokohřbetosti (I_h) a Index  irokohřbetosti (I_w). V p ub hu 42 dn  testu byly dosaženy následující hodnoty: FCR - 8,84; 6,53 a 7,49 a SGR - 0,34; 0,46 a 0,36 %. d^{-1} . Obdobn  trend byl zji   en i u hodnot K_F -2,21; 2,23 a 2,16. Pro uveden  krmn  test byla použita krmn  sm   vlastní receptury odvozen  od produk n  sm  i pro kapra s podílem 35 % p  en  n  mouky a 25 % rybí moučky. Vysok  krmn  koeficient a pom rn  n zk  intenzita růstu potvr uje horší využití živin jednotlivých krmných komponent . Nejlepší výsledky produkčních ukazatelů byly dosaženy s obsahem 35 % NL a 10,5 % tuku.

PODĚKOVÁNÍ

Práce byla realizována v rámci ře en  a za finan n  podpory projektu NAZV QF 4118 „Rozvoj produkce ryb s využitím technických akvakultur a jejich kombinace s rybni n mi chovy“. Poděkování pat i i v  m studentům a pracovníkům Oddělení rybářství a hydrobiologie MZLU v Brně, kter  se podíleli na realizaci experimentu.

LITERATURA:

- Arlinghaus, R., Wirth, M., Rennert, B., 2003. Digestibility measurements in juvenile tench (*Tinca tinca*) by using a continuous filtration device for fish faeces. J. Appl. Ichthyol., 19: 152-156.
- Arlinghaus, R., Rennert, B., 2000. Die Schleien (*Tinca tinca*) – ein potenter Aquakulturfisch f r Deutschland. Fischer u. Teichwirt, 51, 9: 342-345
- De Pedro, N., Guijarro, A.I., Delgado, M.J., López-Pti o, M.A., Pinillo, M.L., Alonso Bedate, M., 2001. Influence of dietary composition on growth and energy reserves in tench (*Tinca tinca*). J. Appl.- Ichtyol. 17: 25-29
- Fleig, R., Gottschalk, T., 2001. Schleien im Karpfenteich. Fischer u. Teichwirt, 52: 129-131.
- Fleig, R., Gottschalk, T., 2003. St rkehaltiges Getreide und proteinreiche Ölsaaten als Futter im Einzeltest mit Karpfen- und Schleien-brut. Fischer u. Teichwirt, 4: 128-129.
- F llner, G., 1996. Aufzucht von Speiseschleien in Teichen. Fischer u. Teichwirt., 10:402-404
- F llner, G., Pfeifer, M., 1998. Aufzucht von Wels und Schleie in Karpfenteichen. Abschlussbericht zum Forschungsthema „Aufzucht wirtschaftlich wichtiger Nebenfische in Karpfenteichen“, Dresden.
- Hidalgo, M. C., Urea, E., Sanz, A., 1999. Comparative study of digestive enzymes in fish with different nutritional habits. Proteolytic and amylase activities. Aquaculture, 170: 267-283.
- Hofmann, J., Geldhauser, F., Gerstner, P. 1987. Der Teichwirt. 6. ed. Hamburg. Paul Parey. 253 pp.
- J r sek, J., Mare , J. 2005. Technologick  a nutri n  aspekty chovu l na obecného (*Tinca tinca* L.) (prev.). Bulletin V RH Vod any. 2005. sv. 41,  . 1, s. 32-43. ISSN: 0007-389X.

- Kamler, E., Szlamińska, M., Hamáčková, J., Kouřil, J., Vachta, R., Stibranyiová, I., Asenjo, C. M., 1995. Growth and metabolism during development of tench (*Tinca tinca*) embryos and larvae at 22°C. Pol. Arch. Hydrobiol., 42: 97-108.
- Lukowics, M. V., Tamás, G., Horváth, L., 1986. Aquaculture of tench. In: Billard, R., Marcel, J., (Eds.), Aquaculture of Cyprinids, INRA Paris: 357-368.
- Nutrient Requirements of Fish (NRC) 1993. National Academy Press, Washington, D.C., 114 s.
- Quirós, M., Nicodemus, N., Alonso, M., Bartolomé, M., Écija, J.L., Alvariño, J.M.R. 2003. Survival and growth of juvenile tench (*Tinca tinca*) fed defined diets commonly used to culture noncyprinid species. J. Appl. Ichthyol., 19: 149-151
- Rennert, B., Kohlmann, K., Hack, H., 2003. A performance test with five different strains of tench (*Tinca tinca* L.) under controlled warm water conditions. J. Appl. Ichthyol. 19: 161-164.
- Sierra, A., Saéz Roynela, M., Carral, J. M., Celada, J. D., Gaudioso, V. R., Muñoz, C., Pérez, J. R., 1995. Response of tench fed different diets under intensive conditions. Pol. Arch. Hydrobiol., 42: 207-210.
- Steffens, W., 1995. The tench (*Tinca tinca* L.) a neglected pond fish species. Pol. Arch. Hydrobiol., 42: 161-180.
- Torres Navaro, J., Pérez Regadera, J. J., Lázaro Santos, I., Fallola Sánchez, C., Cancho Alfonso, M., 1995. Intensive rearing of tench, *Tinca tinca* L., in floating cages on the reservoir of Zujar (Spain). Pol. Arch. Hydrobiol., 42: 187-195.
- Wolnicki, J., Korwin-Kossakowski, M., 1993. Survival and growth of larval and juvenile tench, *Tinca tinca* L., fed different diets under controlled conditions. Aquacult. Fish Man., 24: 707-713.
- Wolnicki, J., Myszkowski, L., 1998. Evaluation of four commercial diets for intensive production of tench juveniles under controlled conditions. Pol. Arch. Hydrobiol., 45: 453-458.

Adresa autorů:

Dr. Ing. **Jan Mareš**, Prof. Ing. **Jiří Jirásek**, DrSc., **Tomáš Brabec**, Ing. **Tomáš Vítek**, Ing. **Tomáš Tichý**
 Odd. rybářství a hydrobiologie, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Zemědělská 1, 613 00
 Brno, Česká republika, mares@mendelu.cz

BROMOVANÉ ZPOMALOVAČE HOŘENÍ: TOXICKÉ ÚČINKY A VÝSKYT V ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍ

Brominated flame retardants: Toxic effects and the occurrence in the environment

MIKULA P., SVOBODOVÁ Z., DOBŠÍKOVÁ R.

ABSTRACT:

Brominated flame retardants are organic substances used in many industries in order to lower the risk of fire formation and/or propagation. The most important group of these substances are polybrominated diphenylethers. Polybrominated diphenyl ethers are very stable in the environment and they are able to bioaccumulate in living organisms. Due to these properties polybrominated diphenylethers represent health risk not only for animals but also for human. Toxic effects of brominated flame retardants were demonstrated in many in vitro and in vivo studies. Present paper briefly summarizes knowledge about toxic effects of brominated flame retardants and deals with issue of their occurrence in the environment with a view to the aquatic environment.

Bromované zpomalovače hoření (BFRs) jsou organické látky používané v mnoha odvětvích průmyslu. Jedná se o poměrně různorodou skupinu látek, pro kterou je charakteristický obsah různého počtu atomů bromu. Bromované zpomalovače hoření jsou součástí stavebních materiálů (polymerních pěn, tepelných izolací), spotřební elektroniky (televizorů, videorekordérů atp.), izolací drátů elektrického vedení a také některých textilií. Pro své vlastnosti jsou BFRs přidávány do velkého množství plastických hmot. Působením tepla dochází k uvolňování atomů bromu z matrix polymeru a následnému vychytávání vysokoenergetických radikálů vznikajících během hoření. Tímto mechanismem je průběh hoření do značné míry znesnadněn. Nejdůležitější skupinou BFRs jsou tzv. polybromované difenylétery (PBDEs). Jedná se o látky podobné svou strukturou i vlastnostmi polychlorovaným bifenylym (PCBs). Aromatické kruhy polybromovaných difenyléterů mohou být substituovány až deseti atomy bromu, celkový počet kongenerů PBDEs je tedy 209. PBDEs jsou používány v komerčně vyráběných směsích kongenerů. V minulosti byly hojně používány zejména směsi na bázi pentabromovaných difenyléterů (penta-BDE) a octabromovaných difenyléterů (octa-BDE). Z důvodu prokázaných toxických účinků se však od používání těchto komerčně vyráběných směsí upustilo (v Evropě bylo jejich používání zakázáno) a tak se dnes v Evropě používají pouze komerčně vyráběné směsi na bázi decabromovaného difenyléteru (deca-BDE). Vedle PBDEs se dnes velmi často používají také přípravky na bázi tetrabromobisphenolu A (TBBPA) a hexabromocyklohexanu (HBCD) (Darnerud et al. 2001; BSEF 2005). Roční produkce BFRs ve světě dosahuje několika desítek až stovek tisíc tun (viz Tab. 1).

Tab. 1: Produkce BFRs ve světě v roce 2001 [t]

druh BFRs	Amerika	Evropa	Asie	zbytek světa	svět celkem
TBBPA	18000	11600	89400	600	119700
HBCD	2800	9500	3900	500	16700
deca-BDE	24500	7600	23000	1050	56100
octa-BDE	1500	610	1500	180	3790
penta-BDE	7100	150	150	100	7500
celkové BFRs	53900	29460	117950	2430	203790

pozn. převzato z Bromine Science Environmental Forum (BSEF) – www.bsef.com

Jak již bylo uvedeno, z hlediska možného ohrožení zdraví zvířat i člověka je velká pozornost věnována polybromovaným difenyléterům (PBDEs). Příčinou je především jejich rozsáhlé průmyslové využití, vysoká stabilita v životním prostředí (stabilita stoupá se zvyšujícím se počtem atomů bromu v molekule PBDEs) a dále jejich podobnost s PCBs. Toxicita PBDEs byla zkoumána v celé řadě studií. Bylo zjištěno, že expozice některých živočichů PBDEs může u nich vyvolat vážné narušení procesů hormonální regulace. Především je uváděno snížení koncentrací hormonu štítné žlázy - thyroxinu (T4) v séru exponovaných hlodavců (Fowles et al. 1994; Hallgren et al. 2001; Zhou et al. 2001). Možnou příčinou této hormonální dysbalance je soutěžení PBDEs s T4 o jeho transportní protein transthyretin (Meerts et al. 2000). Dalším nepříznivým účinkem pozorovaným po expozici hlodavců polybromovanými difenylétery je jejich neurotoxicita (Eriksson et al. 2002; Viberg et al. 2003 a,b; Kuriyama et al. 2005). Toxické účinky PBDEs zkoumali také Stoker et al. (2005), kteří uvádějí antiandrogenní působení PBDEs *in vitro* i *in vivo*. Vedle výše popsaných účinků PBDEs byl v pokusech *in vitro* zjištěn také estrogení účinek nejen samotných PBDEs, ale také TBBPA resp. jeho derivátů (Meerts et al. 2001; Samuelson et al. 2001; Nakari and Pesala 2005).

Není pochyb o tom, že BFRs a zejména PBDEs představují nebezpečí ohrožení zdraví nejen pro zvířata, ale i pro člověka. Přestože se většinou jedná o chemické látky s velmi vysokou molekulovou hmotností a tudíž s omezenou absorpcí z gastrointestinálního traktu, PBDEs jsou zcela běžně detekovány nejen v biologických

materiálech, ale i v živých organismech. Množství PBDEs detekované v živých organismech je ovlivňováno řadou faktorů.

Nejdůležitějšími faktory jsou bezesporu původ organismů (v případě ryb lokalita jejich odlovu) a délka jejich expozice (věk ryb). Eljarrat et al. (2005) měřili koncentrace některých kongenerů PBDEs a HBCD v homogenátech celých těl ouklejí obecných (*Alburnus alburnus*) pocházejících z řeky Cinca ve Španělsku. Autoři uvádějí, že nejvyšší koncentrace BFRs byly detekovány u adultních ryb odebraných bezprostředně pod vysoce industrializovanou oblastí (Σ PBDEs = 555 $\mu\text{g/kg ww}$, HBCD = 1501 $\mu\text{g/kg ww}$), zatímco velmi nízké koncentrace BFRs byly zjištěny u ryb odebraných na horním toku řeky, tedy nad místem možné kontaminace (Σ PBDEs = 4,69 $\mu\text{g/kg ww}$, HBCD < ld.). Relativně nižší koncentrace BFRs jsou detekovány u ryb juvenilních (např. u juvenilních ryb odlovených pod vysoce industrializovanou oblastí byla naměřena průměrná koncentrace Σ PBDEs = 445 $\mu\text{g/kg ww}$ a koncentrace HBCD = 381 $\mu\text{g/kg ww}$). K obdobným závěrům dospěli také Allchin et al. (1999), kteří zkoumali kontaminaci vod a potravních řetězců PBDEs ve Velké Británii. Koncentrace PBDEs v játrech ryb odlovených na nejvíce kontaminovaných lokalitách dosahovaly několika stovek $\mu\text{g/kg ww}$ (např. maximální zjištěná koncentrace Σ PBDEs v játrech platýše bradavičnatého (*Platichthys flesus*) odloveného v zálivu Tees byla 1532 $\mu\text{g/kg ww}$). Velmi vysoké koncentrace PBDEs byly detekovány také v sedimentech dna odebraných v této oblasti (maximální zjištěná koncentrace Σ PBDEs = 1270,8 $\mu\text{g/kg dw}$). Oproti tomu koncentrace PBDEs v sedimentu dna z kontrolní lokality byly zcela zanedbatelné (< ld.).

Dalším důležitým faktorem ovlivňujícím koncentrace BFRs v živých organismech je jejich druhová příslušnost. Erdogru et al. (2005) provedli měření koncentrací vybraných polutantů v játrech či ve svalovině ryb z povodí řeky Ceyhan v Turecku. Nejvyšší koncentrace PBDEs byla naměřena u karnivorních druhů např. u sumce velkého (*Silurus glanis*) (Σ PBDEs = 6,7 $\mu\text{g/kg ww}$ svaloviny). Koncentrace PBDEs u omnivorních druhů ryb byly podstatně nižší (např. maximální zjištěná hodnota Σ PBDEs u kapra (*Cyprinus carpio*) byla 1,3 $\mu\text{g/kg ww}$ svaloviny). Dále bylo zjištěno, že koncentrace BFRs ve tkáních ryb přepočtené na obsah lipidů jsou největší u sumce, zatímco nejnižší koncentrace byly naměřeny u ostroretek (*Chondrostoma regium*), tedy u ryb s relativně vysokým podílem rostlinné složky v potravě.

Nezanedbatelný je také vliv způsobu chovu. HITES et al. (2004) zkoumali obsah PBDEs ve svalovině lososů chovaných na farmách a odlovených v přírodě. Autoři dospěli k závěru, že svalovina lososů chovaných na farmách obsahuje větší množství PBDEs než svalovina ryb volně žijících. Vysvětlením pro tuto skutečnost je fakt, že ryby z farmových chovů jsou krmeny především komerčně vyráběnými krmivy s vysokým podílem rybího masa a tuku.

Nejběžnější zjišťovanými kongenery PBDEs v životním prostředí resp. v živých organismech jsou kongenery BDE-47, BDE-99, BDE-100, BDE-153 a BDE-154. Kongenerový profil PBDEs detekovaných ve tkáních živých organismů koresponduje s použitím tohoto druhu BFRs v průmyslu a do značné míry je také ovlivňován metabolismem BFRs v tělech živočichů. Kongenerový profil PBDEs resp. složení komerčně vyráběných směsí PBDEs udává Tab. 2. Specifickým kongenerem je BDE-209. Jeho podíl v živých organismech je zcela zanedbatelný, na druhou stranu je však tento kongener dominantním kongenerem sedimentů a odpadních vod. Příčinou nízké dostupnosti BDE-209 pro vodní organismy je především jeho stabilita, nerozpustnost ve vodě a jeho velmi nízká absorpce v GIT živočichů. Srovnání kongenerového profilu PBDEs v rybách a v sedimentech odebraných v řece Cinca uvádí Tab. 3. Relativně vysoké hodnoty koncentrací vysokobromovaných kongenerů PBDEs detekované ve svalovině ouklejí naznačují, že v průmyslové oblasti, ve které byl proveden odběr vzorků, se používaly příp. používají komerčně vyráběné octa-BDE směsi. Zároveň tato data naznačují poměrně vysokou dostupnost kongenerů BDE-153 a BDE-154 pro oukleje obecné (*Alburnus alburnus*) (Eljarrat et al. 2005). Výskyt PBDEs v rybách ve státu Washington v USA zkoumali Johnson and Olson (2001). Autoři upozorňují na velmi nízkou akumulaci penta-BDE kongenerů (BDE-99 a BDE-100) u pakaprovce velkošupinného (*Catostomus macrocheilus*) a kapra obecného (*Cyprinus carpio*) oproti jiným druhům ryb. Na základě výsledků studie Stapletonové et al. (2004) se můžeme domnívat, že příčinou nízké akumulace penta-BDE kongenerů ve tkáních kapra je metabolická přeměna těchto kongenerů. Autoři uvádějí, že vysokobromované kongenery PBDEs podléhají ve tkáních kapra debrominaci. Výsledkem této metabolické debrominace je potom vznik nízkobromovaných kongenerů PBDEs (např. BDE-47 či BDE-28) (Stapleton et al. 2004a,b).

Vedle jednotlivých kongenerů PBDEs bývají ve tkáních ryb detekovány také jejich deriváty. Vysoké koncentrace methoxylovaných derivátů PBDEs byly zaznamenány ve svalovině štik obecných (*Esox lucius*) odlovených v jezeře Bolmen ve Švédsku (Kierkegaard et al. 2004). Zdroj methoxylovaných derivátů detekovaných v živých organismech není znám, s největší pravděpodobností se však nejedná o vedlejší produkty výroby směsí PBDEs. Vzhledem k tomu, že naměřené koncentrace methoxylovaných derivátů PBDEs nekorelují s koncentracemi jednotlivých kongenerů těchto BFRs, předpokládají autoři, že tyto deriváty PBDEs nejsou produkty metabolismu ryb, ale pocházejí pravděpodobně z jiných zdrojů. Není vyloučeno, že tyto deriváty mohou být produkovány nižšími organismy (zelenými řasami či vodními houbami).

Tab. 2: Složení komerčně vyráběných směsí PBDEs

kongenery PBDEs	podíl kongenerů PBDEs v komerčně vyráběných směsích [%]		
	penta-BDE směs	octa-BDE směs	deca-BDE směs
tri-BDE kongenery	0-1		
tetra-BDE kongenery ^a	24-38		
penta-BDE kongenery ^b	50-62		
hexa-BDE kongenery ^c	4-8	10-12	
hepta-BDE kongenery ^d		43-44	
octa-BDE kongenery		31-35	
nona-BDE kongenery		9-11	0,3-3
deca-BDE kongenery ^e		0-1	97-98

^anapř. BDE-47, ^bnapř. BDE-99 a BDE-100, ^cnapř. BDE-153 a BDE-154, ^dnapř. BDE-183, ^eBDE-209

pozn. DARNERUD et al. (2001)

Tab. 3: Kongenerový profil PBDEs v rybách a v sedimentech.

kongener PBDE	ryby - homogenáty těl		sedimenty	
	koncentrace PBDE [μg/kg] ww	podíl kongeneru [% ze ΣPBDEs]	koncentrace PBDE [μg/kg] dw	podíl kongeneru [% ze ΣPBDEs]
BDE-47	20	3,6	0,1	0,24
BDE-153	228	41,1	0,5	1,21
BDE-154	273	49,2	0,3	0,72
BDE-183	33,8	6,1	0,6	1,45
BDE-209	<ld.		39,9	96,38
ΣPBDEs	554,8	100	41,4	100

pozn. ELJARRAT et al. (2005) – koncentrace kongenerů BDE-99 ani BDE-100 nebyly zjišťovány

Tab. 4: Trendy vývoje kontaminace štik z jezera Bolmen PBDEs

kongener PBDE	koncentrace PBDEs v homogenátech těl ryb [ng/kg ww]					
	1975 ^{PE}	1980 ^{PE}	1985 ^{PE}	1990 ^{PE}	1995 ^M	2000 ^M
BDE-47	66	170	630	560	500	270
BDE-99	26	100	340	310	290	60
BDE-100	26	56	150	150	140	78
BDE-153	3	n.a.	22	43	46	18
BDE-154	1,7	n.a.	28	57	57	33
meO-BDE-47	970	880	650	460	760	360
meO-BDE-68	160	200	700	300	470	110

PE - koncentrace PBDEs ve směsném vzorku, M - průměrná koncentrace PBDEs z jednotlivých vzorků, n.a. – neanalyzováno, meO-BDE-47 – methoxy-BDE-47, meO-BDE-68 – methoxy-BDE-68

pozn. KIERKEGAARD et al. (2004)

Přestože do dnešní doby nejsou toxické účinky BFRs resp. PBDEs zcela objasněny, je potěšitelné, že koncentrace PBDEs ve tkáních evropských ryb v poslední době znatelně klesají. Kolísání koncentrací kongenerů PBDEs a jejich derivátů detekovaných ve štikách během posledních 25 let popisuje Tab. 4. Je zřejmé, že po nárůstu těchto koncentrací pozorovanému až do poloviny 80. let minulého století, začaly koncentrace PBDEs v rybách od počátku 90. let klesat. Současně s poklesem koncentrací PBDEs ve tkáních ryb dochází také ke změnám profilu detekovaných kongenerů PBDEs (relativní zvýšení koncentrací vysokobromovaných kongenerů PBDEs oproti kongenerům s menším počtem atomů bromu) (Kierkegaard et al. 2004). Příčinou těchto změn je především omezení produkce nízkobromovaných směsí PBDEs v Evropě, které vyvrcholilo úplným zákazem používání penta- i octa-BDE směsí ve všech výrobcích určených pro evropský trh k 15.8. 2004 (BSEF 2005). Přes tato opatření se dnes PBDEs v prostředí vyskytují ubikvitárně. Byly detekovány nejen ve vodním prostředí, ale také v prostředí terestrickém (Lindberg et al. 2004; Jaspers et al. 2005) a někteří autoři dokonce potvrdili přítomnost PBDEs ve tkáních živočichů pocházejících z oblastí bez zjevného průmyslového zatížení (např. z Grónska) (Christensen et al. 2002; Vorkamp et al. 2004). Zcela běžně jsou pak tyto látky detekovány také v plasmě člověka (Sjödin et al. 2004) či v mateřském mléce (Meironyté et al. 1999; Kazda et al. 2004). Intenzivní výzkum týkající se problematiky bromovaných zpomalovačů hoření stále probíhá. Je velmi pravděpodobné, že se v blízké budoucnosti bude přistupovat k dalším opatřením vedoucím k omezení rizika poškození zdraví v důsledku expozice zvířat či člověka bromovanými zpomalovači hoření.

SOUHRN:

Bromované zpomalovače hoření jsou organické látky používané v mnoha průmyslových odvětvích ke snížení rizika vzniku či šíření požáru. Nejdůležitější skupinou těchto látek jsou polybromované difenyletery. Polybromované difenyletery představují v důsledku své stability a schopnosti bioakumulace v živých organismech zdravotní riziko nejen pro zvířata, ale i pro člověka. Toxicita bromovaných zpomalovačů hoření byla prokázána v četných *in vitro* i *in vivo* studiích. Předložený příspěvek stručně shrnuje poznatky o toxických účincích bromovaných zpomalovačů hoření a zabývá se problematikou výskytu těchto látek v životním prostředí se zaměřením na vodní prostředí.

PODĚKOVÁNÍ:

Práce byla realizována v rámci výzkumného záměru MSM 6215712402.

LITERATURA:

- Allchin, C.R., Law, R.J., Morris, S., 1999. Polybrominated diphenylethers in sediments and biota downstream of potential sources in the UK. *Environ. Pollut.*, 105: 197-207.
- BSEF, 2005. Legislation – regulatory overview in the EU. www.bsef.com (6.2.2006).
- Darnerud, P.O., Eriksen, G.S., Jóhannesson, T., Larsen, P.B., Viluksela, M., 2001. Polybrominated diphenyl ethers: occurrence, dietary exposure, and toxicology. *Environ. Health Perspect.*, 109(suppl. 1): 49-68.
- Eljarrat, E., de la Cal, A., Raldua, D., Duran, C., Barcelo D., 2005. Brominated flame retardants in *Alburnus alburnus* from Cinca River Basin (Spain). *Environ. Pollut.*, 133: 501-508.
- Erdogru, Ö., Covaci, A., Schepens, P., 2005. Levels of organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in fish species from Kahramanmaraş, Turkey. *Environ. Int.*, 31: 703-711.
- Eriksson, P., Viberg, H., Jakobsson, E., Örn, U., Fredriksson, A., 2002. A brominated flame retardant 2,2',4,4',5-pentabromodiphenyl ether: uptake, retention and induction of neurobehavioral alterations in mice during a critical phase of neonatal brain development. *Toxicol. Sci.*, 67: 98-103.
- Fowles, J.R., Fairbrother, A., Baecher-Steppan, L., Kerkvliet, N.I., 1994. Immunologic and endocrine effects of the flame-retardant pentabromodiphenyl ether (DE-71) in C57BL/6J mice. *Toxicology*, 86: 49-61.
- Hallgren, S., Sinjari, T., Håkansson, H., Darnerud, P.O., 2001. Effects of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) on thyroid hormone and vitamin A levels in rats and mice. *Arch. Toxicol.*, 75: 200-208.
- Hites, R.A., Foran, J.A., Schwager, S.J., Knuth, B.A., Hamilton, M.C., Carpenter, D.O., 2004. Global assessment of polybrominated diphenyl ethers in farmed and wild salmon. *Environ. Sci. Technol.*, 38: 4945-4949.
- Christensen, J.H., Glasius, M., Pécseli, M., Platz, J., Pritzl, G., 2002. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in marine fish and blue mussels from southern Greenland. *Chemosphere*, 47: 631-638.
- Jaspers, V., Covaci, A., Maervoet, J., Dauwe, T., Voorspoels, S., Schepens, P., Eens, M., 2005. Brominated flame retardants and organochlorine pollutants in eggs of little owls (*Athene noctua*) from Belgium. *Environ. Pollut.*, 136: 81-88.
- Johnson, A., Olson, N., 2001. Analysis and occurrence of polybrominated diphenyl ethers in Washington state freshwater fish. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 41: 339-344.
- Kazda, R., Hajšlová, J., Poustka, J., Čajka, T., 2004. Determination of polybrominated diphenyl ethers in human milk samples in the Czech Republic - comparative study of negative chemical ionisation mass spectrometry and time-of-flight high-resolution mass spectrometry. *Anal. Chim. Acta*, 520: 237-243.
- Kierkegaard, A., Bignert, A., Sellström, U., Olsson, M., Asplund, L., Jansson, B., de Wit, C.A., 2004. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and their methoxylated derivatives in pike from Swedish waters with emphasis on temporal trends, 1967-2000. *Environ. Pollut.*, 130: 187-198.
- Kuriyama, S.N., Talsness, C.E., Grote, K., Chahoud, I., 2005. Developmental exposure to low-dose PBDE-99: effects on male fertility and neurobehavior in rat offspring. *Environ. Health Perspect.*, 113: 149-154.
- Lindberg, P., Sellström, U., Haggberg, L., de Wit, C.A., 2004. Higher brominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane found in eggs of peregrine falcons (*Falco peregrinus*) breeding in Sweden. *Environ. Sci. Technol.*, 38: 93-96.
- Meerts, I.A.T.M., van Zanden, J.J., Luijckx, E.A.C., van Leeuwen-Bol, I., Marsh, G., Jakobsson, E., Bergman, Å., Brouwer, A., 2000. Potent competitive interactions of some brominated flame retardants and related compounds with human transthyretin *in vitro*. *Toxicol. Sci.*, 56: 95-104.
- Meerts, I.A.T.M., Letcher, R.J., Hoving, S., Marsh, G., Bergman, Å., LemMeN, J.G., van der Burg, B., Brouwer, A., 2001. *In vitro* estrogenicity of polybrominated diphenyl ethers, hydroxylated PBDEs, and polybrominated bisphenol A compounds. *Environ. Health Perspect.*, 109: 399-407.
- Meironyté, D., Norén, K., Bergman, Å., 1999. Analysis of polybrominated diphenyl ethers in Swedish human milk. A time-related trend study, 1972-1997. *J. Toxicol. Environ. Health A*, 58:329-341.
- Y., 2005. *In vitro* estrogenicity of polybrominated flame retardants. *Aquat. Toxicol.*, 74: 272-279.
- Samuelsen, M., Olsen, C., Holme, J.A., Meussen-Elholm, E., Hongso, J.K., 2001. Estrogen-like properties of brominated analogs of bisphenol A in the MCF-7 human breast cancer cell line. *Cell Biol. Toxicol.*, 17: 139-151.

- Sjödin, A., Jones, R.S., Focant, J.F., Lapeza, C., Wang, R.Y., McGahee III, E.E., Zhang, Y., Turner, W.E., Slazyk, B., Needham, L.L., Patterson jr., D.G., 2004. Retrospective time-trend study of polybrominated diphenyl ether and polybrominated and polychlorinated biphenyl levels in human serum from the United States. *Environ. Health Perspect.*, 112:654–658.
- Stapleton, H.M., Letcher, R.J., Li, J., Baker, J.E., 2004a. Dietary accumulation and metabolism of polybrominated diphenyl ethers by juvenile carp (*Cyprinus carpio*). *Environ. Toxicol. Chem.*, 23: 1939-1946.
- Stapleton, H.M., Letcher, R.J., Baker, J.E., 2004b. Debromination of polybrominated diphenyl ether congeners BDE 99 and BDE 183 in the intestinal tract of the common carp (*Cyprinus carpio*). *Environ. Sci. Technol.*, 38: 1054-1061.
- Stoker, T., Cooper, R.L., Lambright, C.S., Wilson, V.S., Furr, J., Gray, L.E., 2005. *In vivo* and *in vitro* anti-androgenic effects of DE-71, a commercial polybrominated diphenyl ether (PBDE) mixture. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 207: 78-88.
- Viberg, H., Fredriksson, A., Jakobsson, E., Örn, U., Eriksson, P., 2003a. Neurobehavioral derangements in adult mice receiving decabrominated diphenyl ether (PBDE 209) during a defined period of neonatal brain development. *Toxicol. Sci.*, 76: 112-120.
- Viberg, H., Fredriksson, A., Eriksson, P., 2003b. Neonatal exposure to polybrominated diphenyl ether (PBDE 153) disrupts spontaneous behaviour, impairs learning and memory, and decreases hippocampal cholinergic receptors in adult mice. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 192: 95-106.
- Vorkamp, K., Christensen, J.H., Riget, F., 2004. Polybrominated diphenyl ethers and organochlorine compounds in biota from the marine environment of East Greenland. *Sci. Total Environ.*, 331: 143-155.
- Zhou, T., Ross, D.G., DeVito, M.J., Crofton, K.M., 2001. Effects of short-term *in vivo* exposure to polybrominated diphenyl ethers on thyroid hormones and hepatic enzyme activities in weanling rats. *Toxicol. Sci.*, 61: 76-82.

Adresa autorů:

MVDr. **Přemysl Mikula**, Prof. MVDr. **Zdeňka Svobodová**, DrSc., MVDr. **Radka Dobšíková**, PhD., Veterinární a farmaceutická univerzita Brno, Ústav veřejného veterinárního lékařství a toxikologie, Palackého 1-3, 612 42, Brno; e-mail: pmikula@vfu.cz, svobodovaz@vfu.cz, dobsikovar@vfu.cz

REVITALIZÁCIA RIEKY HRON (2005)

MUŽÍK, V., MARTINCOVÁ, M., BACULÍK, J.

Abstrakt:

Práca je zameraná na monitoring priechodnosti hatí na reke Hron a ichtyologický prieskum prilahlých lokalít okolo hatí. Technické návrhy spriechnenia prekážok sú zamerané na dve najvýraznejšie – hat' Veľké Kozmálovce a Šalková. Výstupom projektu bude získanie financií na investičnú výstavbu biokoridorov.

Projekt pokračuje aj v r. 2006.

Adresa autora:

RNDr. **Vladimír Mužík**, Slovenská agentúra životného prostredia (SAŽP), Tajovského 28, 975 90 Banská Bystrica, Slovensko

PARAZITOFAUNA OSTRORETKY STĚHOVAVÉ (*CHONDROSTOMA NASUS*) NA VYBRANÝCH LOKALITÁCH ŘEKY BEČVY

Parasites of the nase (Chondrostoma nasus) in selected localities of the Bečva river

S. NAVRÁTIL, L. REČEK, M. PALÍKOVÁ

ABSTRACT

Species of parasites such as Myxobolus sp., Dactylogyrus ergensi, Diplostomum spathaceum, Paradiplazoon homoion homoion, Ichthyophthirius multifiliis were confirmed by parasitological examination of the nase from the Bečva river. Dactylogyrus ergensi and Diplostomum spathaceum were detected in all three localities and certain differences in their prevalence among localities were found. The intensity differed in Diplostomum spathaceum in Grymov locality, where it was higher. Myxobolus sp. was detected in Grymov locality. Paradiplazoon homoion homoion, Ichthyophthirius multifiliis were detected in Choryně locality. Bacteriological cultivation was performed in indicated cases from Grymov and Rybáře localities. This examination confirmed the occurrence of three bacterial species (Aeromonas sp., Flavobacterium sp. Bacillus sp.).

ÚVOD

Početnost populací reofilních druhů ryb žijících převážně v parmovém pásmu řek, kam se řadí i ostroretky stěhovavé (*Chondrostoma nasus*), se v České republice za posledních několik desítek let snížila (Lusk a kol., 1998). Přistoupilo se proto k umělému výtěru a odchovu násadového materiálu těchto reofilních druhů s cílem doplnění a stabilizace. Generační materiál je v převážné většině případů získáván odlovem z volných vod pomocí el. agregátů. Jedním z faktorů úspěšnosti chovu je pak kvalita generačních ryb, jejíž součástí je i zdravotní stav.

Významným faktorem ovlivňujícím zdravotní stav volně žijících ryb je přítomnost parazitů a dalších patogenních organismů v jejich přirozeném životním prostředí. Zastoupení parazitů u jednotlivých druhů ryb včetně ostroretky stěhovavé uvádějí přehledové publikace (např. Ergens a Lom, 1970; Lom a kol., 1989), z novějších Navrátil (1991).

V roce 2001, 2004 a 2005 jsme měli možnost zúčastnit se ichtyologického průzkumu řeky Bečvy prováděného pracovníky Ústavu zoologie, rybářství, hydrobiologie a včelařství Mendlovy zemědělské a lesnické univerzity. Při tomto průzkumu jsme v roce 2001 a 2004 získali ze čtyř lokalit k parazitologickému vyšetření materiál parmy obecné (Navrátil a kol., 2004), v roce 2005 jsme se následně zaměřili na ostroretku stěhovavou, kterou se podařilo získat na třech lokalitách.

Cílem vyšetření bylo zjistit druhové zastoupení parazitů ostroretky stěhovavé (*Chondrostoma nasus*), porovnat jejich výskyt na jednotlivých lokalitách řeky Bečvy, zhodnotit intenzitu napadení a zdravotní stav odlovených ryb.

MATERIÁL A METODIKA

Vzorky ryb byly získány na třech lokalitách parmového úseku řeky Bečvy označených vždy podle nejbližší obce – Grymov (lokalita č. 1), Rybáře (lokalita č. 2), Choryně (lokalita č. 3). Jednotlivé lokality jsou od sebe vzdáleny přibližně 5-15 km. Ryby byly na uvedených lokalitách odloveny dne 19. 7., 28. 7. a 13. 10. 2005. Vždy se jednalo o 6 – 8 kusů ostroretky stěhovavé z každé lokality. Odlov byl prováděn elektrickým agregátem. Ryby byly pro parazitologické vyšetření usmrceny a převezeny ve zchlazeném stavu do laboratoře, kde byly co nejdříve vyšetřeny. Při vlastním vyšetření jsme usmrcené ryby zevně makroskopicky a pomocí lupy ohledali (kůže těla, ploutví, žaberní dutina, žábry, oko, tělní otvory), vypitvali a parazitologicky vyšetřili jednotlivé orgány. Metodicky jsme se řídili standardními postupy uvedenými v publikacích věnovaných diagnostice chorob ryb (např. Ergens a Lom, 1970; Lom a kol., 1989; Lucký, 1982; Musselius a kol., 1983). Pro mikroskopické vyšetření kůže jsme použili seškraby z levé poloviny těla. Pro mikroskopické vyšetření žaber jsme použili první dva pravé žaberní oblouky. Intenzitu parazitů jsme vyjadřovali absolutním počtem ve vyšetřovaném vzorku nebo počtem cizopasníků v zorném poli mikroskopu při určitém zvětšení (100x). Identifikaci původců jsme prováděli podle různých odborných publikací a klíčů, např. Ergens a Lom (1970), Gusev a kol. (1985), Chotenovskij (1985), Lom a kol. (1989), Lom a Dyková (1992), Lucký (1982), Noga (1995), Šulman a kol. (1984) a dalších. Hmotnostní, velikostní a věkové údaje jsou uvedeny v tabulce č. 1.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Podrobné výsledky jsou uvedeny v tabulkách 2 - 5. Z výsledků je patrné, že intenzita u všech zjištěných parazitů byla s výjimkou metacerkarie motolice oční (*Diplostomum spathaceum*) z lokality Grymov na nízké úrovni. Prevalence zachycených parazitů se v jednotlivých lokalitách lišila, ale jelikož intenzita napadení byla nízká, nepovažujeme tyto rozdíly za závažné. Hlavní rozdíl mezi jednotlivými lokalitami byl v kvalitativním zastoupení daných cizopasníků. Zástupce monogeneí *Dactylogyrus ergensi* a metacerkarie motolice oční (*Diplostomum spathaceum*) byli zjištěni na všech třech lokalitách. Rybomorky rodu *Myxobolus* byl zjištěn pouze na lokalitě Grymov. Kožovec rybí (*Ichthyophthirius multifiliis*) a zástupce monogeneí *Paradiplazoon homoion*

homoion byli zjištěni jen na lokalitě Choryně. Celkově bylo spektrum parazitů, kteří nepředstavují vážné riziko úzké a i prevalence a intenzita byla nízká.

Tab.1: Hmotnostní, velikostní a věkové složení ostroretky stěhovavé na jednotlivých lokalitách v roce 2005

Lokalita/datum	Ryba	Hmotnost (g)	Celková délka (mm)	Věk (roky)
Grymov/19. 7. 2005	1	655	420	9+
	2	575	402	7+
	3	545	385	6+
	4	365	336	6+
	5	570	390	7+
	6	355	327	5+
	7	200	272	4+
	8	235	279	4+
Rybáře/19. 7. 2005	1	490	372	6+
	2	685	397	8+
	3	60	192	3+
	4	850	427	6+
	5	385	333	5+
	6	35	166	3+
Choryně/28. 7. 2005	1	383	337	8+
	2	236	277	7+
	3	143	251	4+
	4	178	255	5+
	5	78	194	3+
	6	67	180	3+
Choryně/13. 10. 2005	1	95	230	5+
	2	87	222	3+
	3	83	213	5+
	4	81	217	4+
	5	94	220	4+
	6	84	212	4+

Velikostní i věkové složení vyšetřovaných ryb je široké, protože jsme měli jen omezené možnosti pro získání vyšetřovaného materiálu. V průběhu života se může zastoupení parazitů i jejich prevalence a intenzita měnit. Důležitými faktory jsou pak také podmínky prostředí a zdravotní stav ryb, které mohou snižovat odolnost vůči parazitům.

Za závažnější problém považujeme výskyt lézí na tělech vyšetřovaných ryb z lokality Grymov, které měly povahu drobných krvácenin v šupinových pouzdrech až zarudlých erozí vyskytujících se na skřelovém víčku, na bocích a u báze prsní, břišní a ocasní ploutve. Tyto léze se na lokalitě Grymov vyskytovaly u 50 % vyšetřovaných ryb. Na lokalitě Rybáře se u jedné vyšetřované ryby vyskytovala obdobná eroze na levém skřelovém víčku jenž byla porostlá zelenou řasou. Tato ryba měla také vystouplou a zarudlou řiť. U třech ryb z lokality Grymov a jedné z lokality Rybáře jsme provedli bakteriologickou kultivaci na krevním agaru a na selektivním agaru dle Anackera a Ordala. Tato kultivace potvrdila výskyt bakterie *Aeromonas hydrophila* a *Flavobacterium* sp. z obou lokalit (tab. 6)

Tabulka 2: Nálezy cizopasníků *Chondrostoma nasus* na lokalitě č. 1, 19. 7. 2005
(r – průměr hodnot)

Cizopasník	Lokalizace	Intenzita	Prevalence %
<i>Dactylogyrus ergensi</i>	2 žaberní obl.	1	25.0
<i>Myxobolus</i> sp.	2 žaberní obl.	3	12.5
<i>Diplostomum spathaceum</i>	oko	2-21, r = 10	87.5

Tabulka 3: Nálezy cizopasníků *Chondrostoma nasus* na lokalitě č. 2, 19. 7. 2005

Cizopasník	Lokalizace	Intenzita	Prevalence %
<i>Dactylogyrus ergensi</i>	2 žaberní obl.	1	50.0
<i>Diplostomum spathaceum</i>	oko	2-3, r = 2.5	33.4

Tabulka 4: Nálezy cizopasníků *Chondrostoma nasus* na lokalitě č. 3, 28. 7. 2005

Cizopasník	Lokalizace	Intenzita	Prevalence %
<i>Ichthyophthirius multifiliis</i>	kůže	1	16.7
<i>Dactylogyrus ergensi</i>	2 žaberní obl.	1-2, r = 1.5	25.0
<i>Paradiplozoon homoion homoion</i>	2 žaberní obl.	1	16.7
<i>Diplostomum spathaceum</i>	oko	1-3, r = 1.6	50.0

Tabulka 5: Nálezy cizopasníků *Chondrostoma nasus* na lokalitě č.3, 13. 10. 2005

Cizopasník	Lokalizace	Intenzita	Prevalence %
<i>Dactylogyrus ergensi</i>	2 žaberní obl.	1	16.7
<i>Diplostomum spathaceum</i>	oko	1	33.4

Tabulka 6: Bakteriologická kultivace (KA – krevní agar, ORD – agar dle Anackera a Ordala)

Lokalita	Lokalizace	Půda	Bakterie
Rybáře	skřelové víčko	KA	<i>Aeromonas hydrophila</i> <i>Bacillus</i> sp.
		ORD	<i>Flavobacterium</i> sp.
Rybáře	řít'	KA	<i>Aeromonas hydrophila</i> <i>Bacillus cereus</i>
		ORD	žluté kolonie
Grymov	kůže	KA	<i>Aeromonas hydrophila</i>
		ORD	<i>Flavobacterium</i> sp.

ZÁVĚRY

Ze získaných výsledků parazitologického a bakteriologického vyšetření vyplývá, že parazitární promořenost ostrorečky stěhovavé (*Chondrostoma nasus*) byla na sledovaných lokalitách nízká a nepředstavuje pro populaci vážnější zdravotní riziko. Bakteriologickou kultivací byly zachyceny tři bakteriální kmeny (*Aeromonas hydrophila*, *Flavobacterium* sp. *Bacillus* sp.). Záchyt *Bacillus* sp. považujeme za nevýznamný, mohl být důsledkem kontaminace vyšetřovaného materiálu při jeho odběru a následném přenesení kultivační kličkou. Za významný považujeme nález smíšené infekce *Aeromonas hydrophila* a *Flavobacterium* sp., která se projevovala výše uvedenými klinickými příznaky na kůži. V úvahu přicházejí dvě nosologické jednotky (kolumnaróza a erythrodermatitida). Tyto dvě choroby se projevují změnami na kůži a jako podmiňující faktory se uvádí poranění kůže, celkové oslabení hostitele, špatná kondice. U kolumnarózy ještě vyšší teplota a organické znečištění.

SOUHRN

Parazitologické vyšetření ostroretek stěhovavých na třech lokalitách řeky Bečvy potvrdilo výskyt 5 druhů cizopasníků (*Myxobolus* sp., *Dactylogyrus ergensi*, *Diplostomum spathaceum*, *Paradiplozoon homoion homoion*, *Ichthyophthirius multifiliis*). Na všech třech lokalitách byl zastoupen *Dactylogyrus ergensi* a *Diplostomum spathaceum*. V jejich prevalenci byly zjištěny určité rozdíly v jednotlivých lokalitách. Intenzita zastoupení se lišila u *Diplostomum spathaceum* na lokalitě Grymov, kde byla vyšší. *Myxobolus* sp. byl zachycen na lokalitě Grymov. *Paradiplozoon homoion homoion*, *Ichthyophthirius multifiliis* byli zachyceni na lokalitě Choryně. U indikovaných případů z lokality Grymov a Rybáře se přistoupilo k bakteriální kultivaci. Byly zjištěny 3 bakteriální kmeny *Aeromonas* sp., *Flavobacterium* sp. *Bacillus* sp..

PODĚKOVÁNÍ

Práce vznikla díky finanční podpoře Ministerstva zemědělství ČR, Národní agentury pro zemědělský výzkum, číslo projektu GF3028.

LITERATURA

- Ergens, R., Lom, J. *Původci parazitárních nemocí ryb*. 1. vyd. Praha: Academia, 1970. 383 s.
- Gusev, A. V. a kol. *Opredělitel parazitov presnovodnykh ryb fauny SSSR*. Red. Bauer, O. N. Sv. 2. Parazitičeskije mnogokletočnyje. Leningrad: Nauka, 1985. 425 s.
- CHotenovskij, I. A. *Fauna SSSR. Monogenei. Podotряд Octomarinea Khotenovsky*. Leningrad: Nauka, 1985. 263 s.
- Lom, J. a kol. *Protozoární paraziti užitečných ryb. Diagnostika, patogenita a hlavní zásady thumení*. Praha: ČRS – SZN, 1989. 103 s.
- Lom, J., Dyková, I. *Protozoan Parasites of Fishes*. Amsterdam: Elsevier, 1992. 315 p.
- Lucký, Z. *Metodické návody k diagnostice nemocí ryb*. 4. vyd. Praha: SPN, 1982. 150 s.
- Lusk, S. a kol. Trends and production of a fish communities of the barbel zone in a stream of the Czech Republic. *Folia zoologica*. 1998, vol. 47, p. 67-72
- Musselius, V. A. a kol.: *Laboratornyj praktikum po boleznyam ryb*. Moskva: Legkaja piščevaja promyšlennost', 1983. 296 s.
- Navrátil, S. Parasitoses in the fry of selected freshwater fish species under the conditions of stripping and rearing. *Acta Vet. Brno*, 1991, vol. 60, p. 357-366
- Noga, E. J.: *Fish disease*. Mosby, 1995. 367 p.
- Šulman, S. S. a kol.: *Opredělitel parazitov presnovodnykh ryb fauny SSSR*. Red. Bauer, O. N. Sv. 1. Parazitičeskije prostějšije. Leningrad: Nauka, 1984. 432 s.

Adresy autorů

Doc. MVDr. **Stanislav Navrátil**, CSc. – navratils@vfu.cz

MVDr. **Miroslava Palíková**, Ph.D. – palikovam@vfu.cz

MVDr. **Lukáš Reček** – recekl@vfz.cz

Ústav veterinární ekologie a ochrany životního prostředí, Fakulta veterinární hygieny a ekologie, Veterinární a farmaceutická univerzita Brno, Palackého 1 – 3, 612 42 Brno

ZDROJE A RIZIKA ESTROGENŮ V POTRAVNÍM ŘETĚZCI

Sources and risks of estrogens in the food chain

NEKVAPIL, T., SMUTNÁ, M., SVOBODOVÁ, Z.

ABSTRACT

Estrogens are not only female sex hormones but also male sex hormones. Female sex hormones are produced in the ovaries and the placenta. Estrogens are produced when androgens are aromatized in the liver, fat tissues and the skin. Recent studies have demonstrated the existence of two different types of estrogen receptors in the human body, i.e. ER_{α} and ER_{β} . Although both receptors have the ability to bind estrogens, just as other agonists and antagonists, they occupy different locations in the human body (and their quantitative representations are different, too).

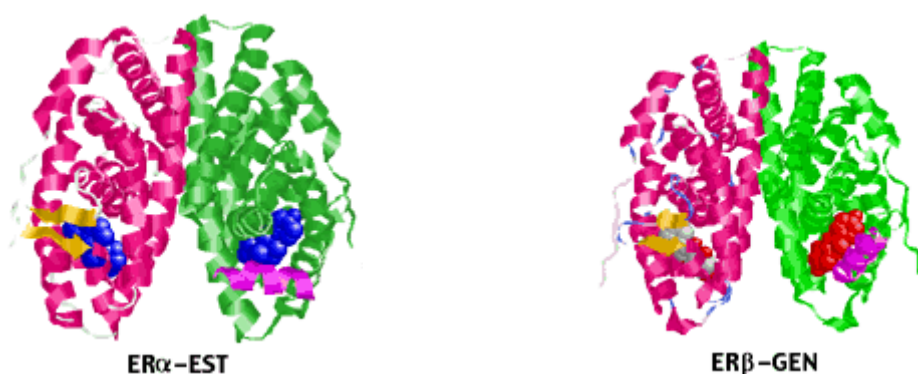
Estrogens are generally considered endogenous (endocrine) disruptors. They have been demonstrated to negatively influence the inner environment of not only animals but also of humans. Their negative effect is demonstrated by changes in various endocrine systems. Environmental estrogens have received considerable attention because of their assumed carcinogenic effects in people (most frequently in breast cancer), as well as other negative effects on human health and reproduction.

There is more and more evidence that contemporary waste water treatment plants are unable to sufficiently eliminate estradiol and ethinylestradiol, or to reduce their concentrations to levels that would be biologically harmless (opposite results were obtained in studies in Germany, which showed 98% elimination of estrogens /estron, 17 β -estradiol/ and 90% decrease in 17 α ethinylestradiol level in waste water after passage through a sewerage plant). The substances not captured in waste water treatment plants get to the drinking water main and subsequently in contact with man.

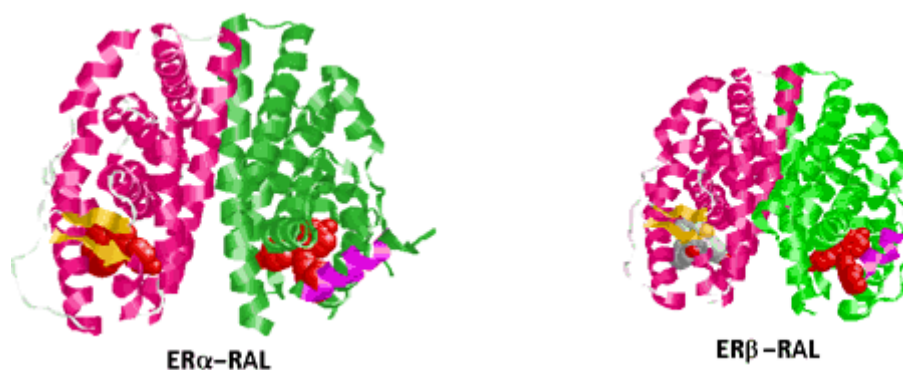
There are many inconsistencies and even contradictory claims and studies relating to estrogens. In our projects, we would like to throw some light on at least some of them regarding, e.g., the incidence of estrogens in water main and possibilities for the entry and build-up of estrogens in the human food chain.

Estrogenní receptor:

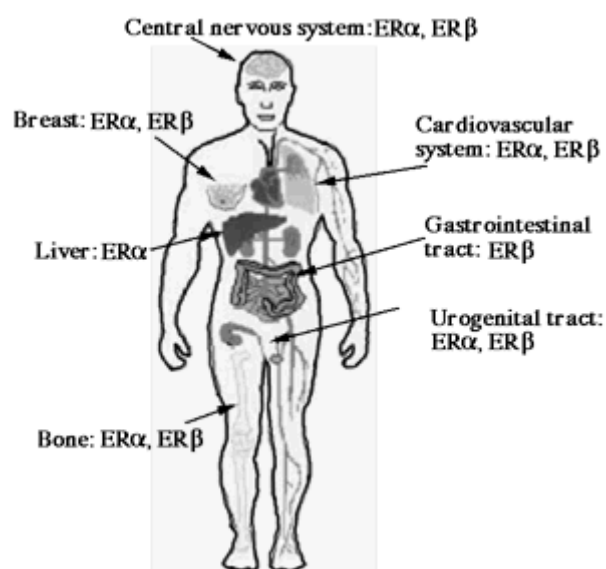
Nedávné studie poukázaly na existenci dvou odlišných receptorů v lidském těle: ER_{α} a ER_{β} (viz obr. č.1 a 2). I když oba dva receptory mají schopnost vázat estrogeny, stejně tak i jiné agonisty a antagonisty, jejich lokalizace v lidském těle je odlišná (i co se týká jejich rozdílného početního zastoupení) – Obr. č.3. Na receptoru můžeme nalézt dvě nejvýznamnější místa – jsou to doména vázající ligand (LBD), jinak známá také jako AF-2 a doména vázající růstový faktor, jinak známá také jako AF-1 (<http://www.bio.cmu.edu/courses/biochemMols/ER/ErIntro.html>).



Obr.1: Estrogenní receptor – doména vázající ligand v komplexu s estradiolem a genisteinem



Obr.2: Estrogenní receptor – doména vázající ligand v komplexu s Raloxifenem.

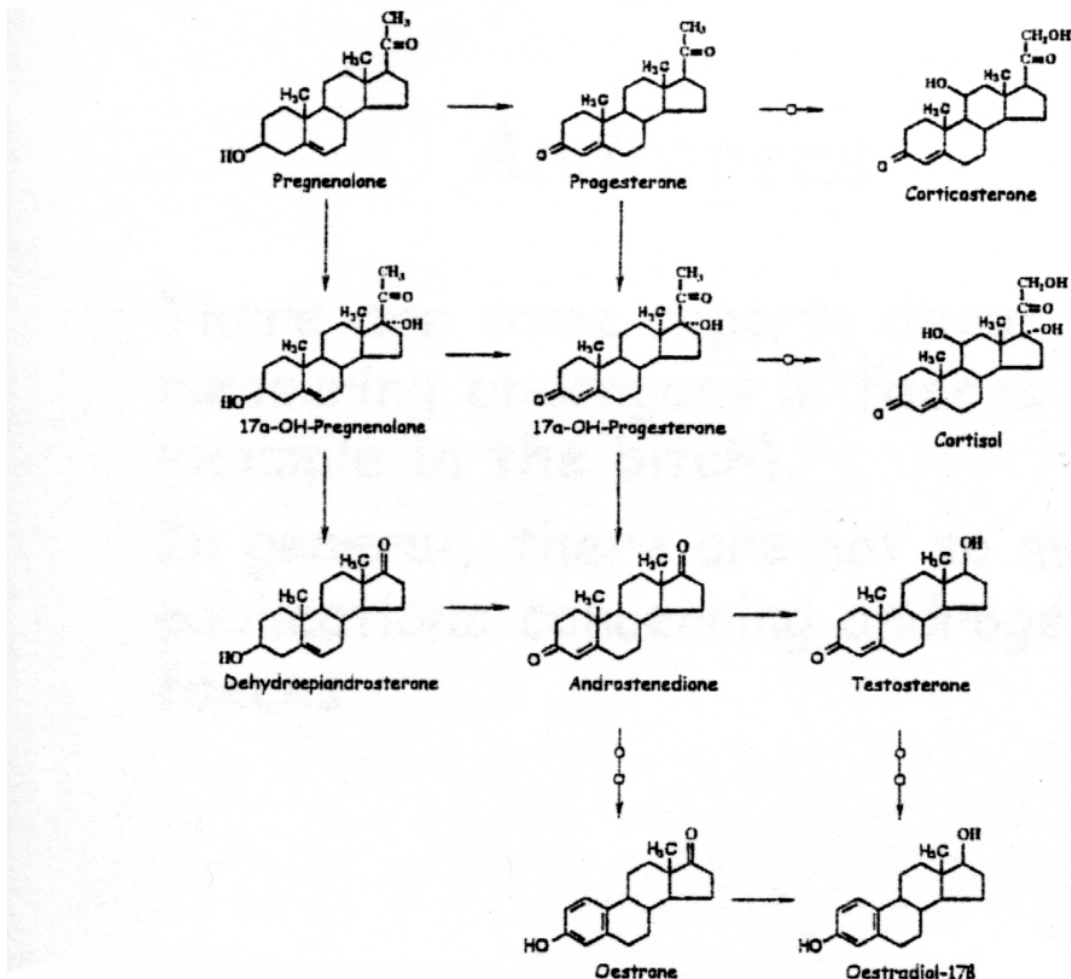


Obr.3: Distribuce ER α a ER β receptorů v lidském těle.

Estrogeny jsou obecně považované za endogenní (endokrinní) disruptory. Můžeme je rozdělovat z různých hledisek do různých skupin. Dle výskytu se mohou dělit na estrogeny pocházející přímo z prostředí (přírodní, environmentální estrogeny) a estrogeny uměle vyrobené (syntetické, antropogenní estrogeny). Dle původu je můžeme také rozdělit na estrogeny endogenní a exogenní (Holouek a Čadová 2000).

Je dokázáno, že negativně působí nejen na vnitřní prostředí zvířat, ale také člověka. Tento negativní účinek se projevuje změnou různých endokrinních systémů (nejlépe pozorováno u ryb - feminizace samců, výskyt vitellogeninu).

Environmentální estrogeny můžeme rozdělit do dvou skupin-fytoestrogeny (rostlinného původu) a antropestrogeny (produkované člověkem do vnějšího prostředí). Environmentální estrogeny iniciují svůj účinek v živém organismu podobně jako endoestrogeny interakcí s jaderným receptorovým systémem. Výsledný estrogen-receptorový komplex interaguje s nukleotidovou sekvencí známou jako "estrogen response elements" (EREs) a tím zahájí transkripci DNA. Všechny estrogeny (jak environmentální, tak i vnitřní) působí přes receptor tak, že ho z inaktivní formy převedou na formu aktivní. Toxicita environmentálních estrogenů zahrnuje celou řadu faktorů a může se projevit několika mechanismy. První typ toxicity je dán vazbou environmentálních estrogenů na estrogenový receptor a následnou zvýšenou estrogenní odpovědí, která se projeví hyperestrogenismem - nadměrnými fyziologickými efekty estrogenních hormonů. Druhý typ toxicity zahrnuje spíše účinek chemický než účinek hormonální (např. tvorba DNA aduktů). Třetí typ toxicity je dán nerovnováznou estrogenní odpovědí v cílové tkáni (kdy vazba environmentálního estrogenu na receptor vyvolá odlišnou výslednou konformaci od konformace vzniklé s vnitřním estrogenem - tzn. že transkripce i výsledný efekt jsou odlišné (Holouek a Čadová 2000)).



Obr.4: Syntéza steroidních hormonů od intermediátu pregnenolonu.

Velká pozornost je environmentálním estrogenům věnována díky jejich pravděpodobným efektům (účasti) na vzniku rakoviny u lidí (nejčastěji rakovina prsu), ale i dalším negativním účinkům na zdraví a reprodukci lidského organismu. Estrogenní látky mohou procházet také placentou nebo mohou přecházet do mateřského mléka a z něj do novorozence a být tak potenciálním rizikem vzniku různých abnormalit cílových tkání pro estrogeny a to u obou pohlaví. Tyto abnormality zahrnují rakovinu prsu, endometriosu, často také PCOS (Polycystic Ovarian Syndrome), adenokarcinom dělohy, nadváhu (v důsledku nadměrného přísunu estrogenů), ale i běžnými faktory jako je přejídání, účinek léčiv, hepatotoxických látek dojde k narušení a snížení funkce jater, jakožto orgánu eliminujícím estrogeny; ty potom zůstávají v organismu, stimulují zvýšenou tvorbu tukových buněk v oblasti hypogastria a v oblasti zvýšené koncentrace estrogenů a tím vyvolávají obezitu. Obezita je estrogeny ovlivněna také jejich schopností ovlivňovat zadržení sodíku v těle a tím i vody u samčího pohlaví. Estrogeny dále podmiňují změny v pohlavní diferenciaci a u samčího pohlaví snížení počtu spermií, benigní hyperplasii prostaty, rakovinu prostaty a varlat a s tím spojené reprodukční problémy. Jako modelová látka se často používá diethylstilbestrol (DES), u kterého byly prokázány genové mutace a inhibice mitosy. Jako biologický materiál se nejčastěji používají myši z důvodu velice dobré korelace mezi získanými daty u myši a člověka (<http://www.sensiblehealth.com/estrogen.html>).

O výskytu estrogenních látek v životním prostředí nás informuje řada prací. Některé studie se zabývaly i jejich stanovením v živočišných produktech. V Německu se stanovovalo celé spektrum steroidních látek pregnenolonem počínaje a steroidními hormony konče-výsledkem tohoto stanovení bylo zjištění, že všechny steroidní látky jsou v živočišných produktech obsaženy a to v různém množství, nicméně jeden zástupce převyšoval všechny ostatní-touto látkou byl 17β estradiol).

Estrogenní látky je možné stanovovat v různých biologických materiálech, včetně živočišných produktů a to nejčastěji metodami: ELISA, HPLC, GC, GC-MS.

Čím dál více je zřejmé, že současné čističky odpadních vod nejsou schopny v dostatečné míře eliminovat estradiol a ethinylestradiol a to ani v množství, jehož biologický účinek by byl neškodný (studie v Německu oproti tomu dokázaly naprostý opak, kdy po průchodu odpadní vody kalovou čističkou došlo k eliminaci estrogenů /estron, 17β-estradiol/ až z 98 % a hladina 17αethinylestradiolu byla snížena o 90 %). Toto množství, které projde čističkou odpadních vod se potom dostává do vodovodního řádu a tím do kontaktu s člověkem. Další způsob, jak se k člověku tyto estrogenní látky dostanou je jejich kumulace ve vodním prostředí

jako takovém, tzn. povrchové vody, odpadní vody...a odtud i řeky, potoky atd. Zde pak přecházejí do organismu ryb...významného článku potravního řetězce člověka. Jak již bylo popsáno výše, účinek estrogenních látek na ryby se projevuje nejčastěji jejich feminizací, prokazatelnou jak pitvou, tak stanovením množstvím vitellogeninu (Jedná se o fosfolipoglykoprotein, sloužící jako hlavní prekurzor proteinů vaječného žloutku). Ten je tvořen v játrech pod kontrolou estrogenů zpravidla u dospělých samic. Pod vlivem většího množství estrogenů a po feminizaci samců je nalézán v krevním séru i u samců (Andersen et al., 2003).

V souvislosti s estrogeny se objevuje také řada nesrovnalostí. Jedny studie např. tvrdí, že existují tzv. protektivní estrogeny, kam se zařazují fytoestrogeny (rostlinné estrogeny). Jejich význam spočívá v kompetici s endogenními estrogeny, v obsazení estrogenového receptoru pro tyto endogenní estrogeny a snížení tak jejich negativního účinku. Jsou ale popsány i studie, kdy ženy s endometrií braly léky obsahující fytoestrogeny. Účinek těchto preparátů byl zpočátku velmi příznivý, došlo i k poklesu bolesti, nicméně později se bolest vrátila a to dokonce ve zvýšené míře. Je tedy možné považovat prvně zmiňované studie za nesprávné, nebo je účinek těchto preparátů pouze dočasný? Navíc se objevily i studie, které prokázaly negativní vliv fytoestrogenů (obsažených např. v sóji) v biosyntéze tyroidálních hormonů inhibicí peroxidasy účastnící se jejich biosyntézy. Jiný rozpor se týká estriolu, který by měl ve zvýšené koncentraci působit jako protektor rakoviny prsu u žen. Tohoto zjištění bylo dosaženo průzkumem u žen z orientu, u kterých byl prokázán snížený procentuální výskyt rakoviny prsu (ve srovnání se západoevropskými ženami). Původně se mělo za to, že je to způsobeno zvýšenou konzumací sóji (obsahující fytoestrogeny), další protektivní složky proti rakovině prsu u žen. Později byla tato teorie vyvrácena zvýšením výskytu rakoviny prsu i u těchto žen a byl stanoven závěr, že hlavní příčinou nízkého výskytu rakoviny prsu byla nízká (až velmi nízká) konzumace léků na bázi analgetik. S jejich zvýšenou konzumací vzrostl i výskyt rakoviny prsu.

Neinvasivním monitoringem steroidních hormonů se zabýval mimojiné kolektiv kolem dr. Ericha Möstla na Vídeňské univerzitě veterinární medicíny. Steroidní hormony stanovovali u různých druhů zvířat (skot, prase, koza, kůň, ovce, pes, kočka) a to v moči, mléce a výkalech. Zaměřili se zejména na stanovení progesteronu, testosteronu, kortizolu a estronu. Výskyt těchto hormonů u různých druhů zvířat ukazuje následující tabulka (Möstl 2003).

Tab. 1: Exkrece steroidních hormonů u různých druhů zvířat

	ovce	kůň	prase	pes	kočka
	faeces / moč [%]				
progesteron	77 / 23	75 / 25	34 / 66	-	-
testosteron	44 / 56	28 / 72	15 / 85	-	-
kortizol	28 / 72	41 / 59	7 / 93	23 / 77	82 / 18
estron	89 / 11	2 / 98	4 / 96	-	-

V souvislosti s estrogeny se vyskytuje řada nesrovnalostí, hodně protichůdných tvrzení i studií. Rádi bychom v našem projektu přispěli k vyřešení aspoň některých z nich, např. výskyt estrogenů ve vodovodním řádu a možnost vstupu estrogenů a kumulace estrogenů v potravním řetězci člověka.

ABSTRACT

Estrogeny jsou hormony samičího, ale i samčího pohlaví. Samičí pohlavní hormony jsou produkovány v ovariích a placentě. Estrogeny vznikají aromatizací androgenů v játrech, v tukové tkáni a v kůži. Nedávné studie poukázaly na existenci dvou odlišných estrogenních receptorů v lidském těle: ER_α a ER_β. I když oba dva receptory mají schopnost vázat estrogeny, stejně tak i jiné agonisty a antagonisty, jejich lokalizace v lidském těle je odlišná (i co se týká jejich kvantitativního zastoupení).

Estrogeny obecně jsou považované za endogenní (endokrinní) disruptory. Je dokázáno, že negativně působí nejen na vnitřní prostředí zvířat, ale také člověka. Tento negativní účinek se projevuje změnou různých endokrinních systémů. Velká pozornost je environmentálním estrogenům věnována díky jejich pravděpodobným efektům (účasti) na vzniku rakoviny u lidí (nejčastěji rakovina prsu), ale i dalším negativním účinkům na zdraví a reprodukci lidského organismu.

Čím dál více je zřejmé, že současné čističky odpadních vod nejsou schopny v dostatečné míře eliminovat estradiol a ethinylestradiol a to ani na množství, jehož biologický účinek by byl neškodný (studie v Německu oproti tomu dokázaly naprostý opak, kdy po průchodu odpadní vody kalovou čističkou došlo k eliminaci estrogenů /estron, 17β-estradiol/ až z 98 % a hladina 17aethinylestradiolu byla snížena o 90 %). Toto množství, které projde čističkou odpadních vod se potom dostává do vodovodního řádu a tím do kontaktu s člověkem.

V souvislosti s estrogeny se vyskytuje řada nesrovnalostí, hodně protichůdných tvrzení i studií. Rádi

bychom v našem projektu přispěly k vyřešení aspoň některých z nich, např. výskyt estrogenů ve vodovodním řádu a možnost vstupu a kumulace estrogenů v potravním řetězci člověka.

PODĚKOVÁNÍ:

Článek vznikl za podpory Výzkumného záměru MSM 6215712402.

LITERATURA:

Andersen, H., Siegrist, H., Halling-Sorensen, B., Ternes, Thomas A.: The fate of the estrogens in a municipal sewage treatment plant, Environ. Sci. Techn. 37, 4021-4026 (2003).
Holoubek, I., Čadová, L. (2000): Estrogeny v životním prostředí. Klinická onkologie, Brno, 13, 1, s. 21-23. 2000
Smutná, M., Ágh, L. (2005): Multimediální studijní materiály pro předmět Biochemie-slovem i obrazem, 91s.
Erich Möstl – Institut biochemie University veterinární medicíny Vídeň, prezentace 2003.
Internet: <http://www.bio.cmu.edu/courses/biochemMols/ER/ErIntro.html>
<http://www.sensiblehealth.com/estrogen.html>

Adresa autorů:

Nekvapil, T., Smutná, M., Svobodová, Z., Veterinární a farmaceutická univerzita Brno, Fakulta veterinární hygieny a ekologie, Palackého 1 – 3, 612 42 Brno

CHANGES OF ECTOPARASITE *PARADIPLOZOOON HOMOION* (MONOGENEA) MORPHOLOGY AND ITS RELATIONSHIP WITH HOST FISH

*Změny v morfologii ektoparazita *Paradiplozoon homoion* a jeho vztah s hostitelskou rybou*

PEČÍNKOVÁ, M., KOUBKOVÁ, B., GELNAR, M.

ABSTRACT:

*Gudgeon (*Gobio gobio*; Cyprinidae) were collected monthly from the Vlára stream (Czech Republic) during 2004 and examined for the presence of the metazoan parasites. The locality is downstream of the Slavičín town and the military factory outlet. The monogenean ectoparasites *Gyrodactylus* spp., *Dactylogyrus cryptomeres* and *Paradiplozoon homoion* were abundant species. *P. homoion* is fish ectoparasites with a direct life cycle, where the adults live attached to fish gills using two haptors with four pairs of clamps and a pair of central hooks. Over 26% of *P. homoion* showed abnormalities, indicating either a stressful environment or that the quality of the fish host was suboptimal for parasite development. The abnormalities of diplozoids are categorized into seven types and are related to the attachment apparatus. There was seasonal effect on *P. homoion* abundance being the lowest during from April to July (from 2.4 to 3.0 parasites per host) and the highest in October (6.65 parasites per host). However, the proportion of parasites with abnormalities did not vary among seasons. There are no reports about mass death of fish host caused by this type of parasite. It is assumed that abnormalities are mainly caused by environmental pollution. Here we investigate the relationship between host asymmetry and the proportion of parasite abnormalities.*

Adresa autorů:

Pečínková, M., Koubková, B., Gelnar, M.

Institute of Botany and Zoology, Faculty of Science, Masaryk University Brno, Czech Republic

JESENNE ZMENY V ŠTRUKTÚRE ICHTYOFAUNY HORSKÝCH A PODHORSKÝCH ÚSEKOV TOKOV VÝCHODNÝCH KARPÁT NA SLOVENSKU

Autumnal fish assemblage changes in Eastern Carpathian streams in Slovakia

PEKÁRIK L., KOŠČO J., ŠVÁTORA M., LAJBNER Z.

ABSTRACT

Eastern Carpathian streams form a native fish assemblage in the Laborec river drainage (Tisza basin). In this paper we compare fish assemblages of the two similar streams Udava and Ulička in summer and autumn. In each stream we sampled four sites (in epirithron, metarithron, hyporithron and epipotamon zone) using the point sampling method in October 2005. Using Principal Component Analysis (PCA) and cluster analysis of Sorensen's similarity index, we analysed the similarity of the study sites. In the Eastern Carpathian stream 14 fish species and one lamprey species occur in autumn. Comparing to the results obtained in the summer, the species number is constant with replacement of *Chondrosoma nasus* with *Barbus barbus* in autumn. The changes between summer and autumn are mostly visible in the dominant species. The most evident changes in fish assemblage are the decrease of species distribution of *Phoxinus phoxinus* in the study sites (in rithron zone) and the changes in species distribution of *Barbus carpathicus*, *Alburnoides bipunctatus* a *Leuciscus cephalus* in the hyporithron and epipotamon zone. PCA analyses generate several groups of sites. In the epirithron zone, the sites in the Ulička drainage (UL1) are evidently separated from the sites in the Udava drainage (UD1). These sites are characterised by the dominance of *C. poecilopus*. Sites in the Udava drainage are in transition to the sites in the metarithron zone (UD2, UL2), which are characterised by the dominance of *P. phoxinus*. The last group of sites belongs to the hyporithron and the epipotamon zone and are characterised by the dominance of *Barbus carpathicus*, *Alburnoides bipunctatus* a *Leuciscus cephalus*. In the cluster analysis, both the summer and autumn analyses form two large groups of sites. The sites in the epipotamon and the hyporithron zone, and one site in the metarithron of the Ulička drainage belong to the first group. The sites in the epirithron and one site in the metarithron of the Udava drainage belong to the second group. In general, there are no major changes in the summer and autumn study sites. In published results confrontations the new species (*Gobio gobio*) occurs in the site Udava-Iľovnica (UD3) in autumn. The point sampling method seems to be an interesting additional method to the classic methods of analysing seasonal dynamics, although it was originally developed for fish habitat use studies.

ÚVOD

Horské a podhorské toky v povodí Laborca vytvárajú cenné a v rámci Slovenska zatiaľ stále relatívne málo narušené ichtyocenózy. Sledované toky v minulosti skúmali Kux & Weisz (1964) a Kirka et al. (1981). V recentnej dobe sledovali povodie študovaných tokov Koščo & Košuth, (1996, 1998) a Pekárik et al. (2002, 2006). V najvyšších úsekoch sa vyskytuje *Cottus poecilopus*, ku ktorému sa postupne pridávajú *Phoxinus phoxinus* a *Barbatula barbatula*. Len v nízkom zastúpení sa objavuje *Salmo trutta* a ojedinele *Thymallus thymallus* aj napriek tomu, že sú pomerne často vysádzované rybárskymi organizáciami. V stredných úsekoch sa objavuje *Barbus carpathicus* a končí tu výskyt *C. poecilopus*, ktorého v Uličke nahrádza *Cottus gobio*. Postupne sa pridávajú *Alburnoides bipunctatus* a *Leuciscus cephalus*, v nižšom zastúpení aj *Sabanejewia balcanica*. V spodných úsekoch sa objavujú zástupci rodu *Gobio* (*G. gobio*, *G. Kesslerii*, *G. uranoscopus*) a druhy, ktoré majú ťažisko rozšírenia v tokoch, do ktorých ústia (*Barbus barbus*, *Chondrostoma nasus*). V celom povodí okrem najvyšších úsekov sa vyskytujú minohy *Eudontomyzon danfordi*. Sezónna dynamika týchto tokov bola hodnotená len minimálne, väčšina prác bola zameraná na letné obdobie. V tejto práci sledujeme rozdiely v ichtyocenózach v letnom a jesennom období na totožných lokalitách povodí riek Udava a Ulička.

MATERIÁL A METÓDY

Výskum prebiehal na dvoch charakterom podobných riekach v povodí Laborca. Rieka Udava je ľavostranným prítokom rieky Laborec (tok 5. rádu) s plochou povodia 214,239 km² a dĺžkou 38 km. Rieka Ulička je pravostranným prítokom rieky Uh (tok 6. rádu) s plochou povodia 210,02 km² a dĺžkou 27 km. Geologické podložie sledovaných tokov je tvorené prevažne flyšom. Napriek vysokému zalesneniu územia (60 – 70 %) sú tieto toky charakteristické rýchlym odtokom vody, nízkymi prietokmi v letnom a jesennom období a vysokými teplotami vody (pramenná oblasť Udavy s teplotou vyššou ako 20°C).

V povodí riek Udava a Ulička sme sledovali totožné lokality ako sledoval Pekárik et al. (2006) v auguste 2005. V zóne epirithrálu sme sledovali lokality UD1 – Udava nad Osadným, UL1 – Ulička pod Runinou. Túto zónu vytvárajú horské toky v nadmorských výškach 700 – 400 m s kamenistým dnom a priemernou šírkou do 3 m. V zóne mezorithrálu sme sledovali lokality UD2 – Udava nad Nižnou Jablonkou, UL2 – Ulička Príslop. Túto zónu vytvárajú toky v nadmorských výškach od 450 – 300 m s kamenistým, až kamenisto-štrkovitým dnom a priemernou šírkou do 5 m. V zóne hyporithrálu sme sledovali lokality UD3 – Udava Iľovnica, UL3 – Ulička nad Uličom. Túto zónu vytvárajú podhorské toky v nadmorských výškach 350 – 250 m so štrkovito-kamenistým až štrkovitým dnom a priemernou šírkou do 10 m. V zóne epipotamálu sme sledovali lokality UD4 – Udava Udavské, UL4 – Ulička št. hranica. Túto zónu vytvárajú najnižšie úseky sledovaných tokov v nadmorských výškach 250 – 150 m so štrkovitým dnom a priemernou šírkou nad 10 m. Pri odlove rýb, ktorý sa vykonával

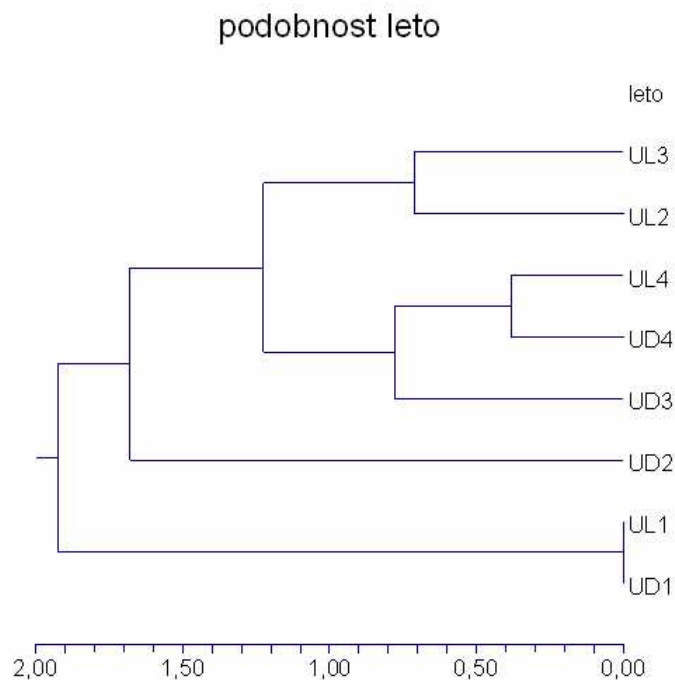
v októbri 2005 bola použitá bodová metóda (Persat & Olivier, 1991) modifikovaná na podmienky horských a podhorských tokov. Táto metóda bola pôvodne vyvinutá pre štúdium vzťahov ichtyofauny a prírodných podmienok. Napriek tomu nás zaujímalo, či je táto metóda vhodná k zachyteniu zmien v štruktúre ichtyofauny počas sezóny. Na každej lokalite bolo zaznamenaných približne 30 bodov. Ryby boli po determinácii pustené späť na lokalite, kde boli ulovené. Zo získaných údajov bolo vypočítané relatívne zastúpenie jednotlivých druhov na lokalite. Tieto údaje môžu byť skreslené rôznorodosťou náhodne vybraných bodov na lokalite. Toto skreslenie však nie je možné vylúčiť ani pri použití klasických odhadov Leslieho & Davisa (Ricker, 1975), keďže diverzita a tým aj relatívne zastúpenie jednotlivých druhov je korelované s diverzitou mikrohabitátov (Gorman & Karr, 1978). Porovnanie podobnosti lokalít sme hodnotili programom Canoco for Windows analýzou hlavných komponent (PCA – Principal Component Analysis), v ktorej sme použili relatívne zastúpenie jednotlivých druhov na lokalite. Na porovnanie podobnosti jednotlivých lokalít sme súčasne použili Sorensenov index podobnosti (Losos et al., 1984), ktorý sme vyhodnotili clusterovou analýzou (metóda vážených priemerov) programom NCSS 2000.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Na skúmaných lokalitách Udavy a Uličky bolo zistených 14 druhov rýb a jeden druh mihule (Tab. 1). V porovnaní s letným obdobím je počet druhov rovnaký. V jeseni sme zaznamenali navyše druh *Barbus barbus*, ktorý nahradil druh *Chondrostoma nasus*.

Zóna epiritrálu je charakteristická výskytom druhov *Cottus poecilopus* a v povodí Udavy aj *Phoxinus phoxinus*. V porovnaní s letným obdobím stúpa zastúpenie *C. poecilopus* na úkor ďalších druhov. Zónu metaritrálu Táto zóna je charakteristická dominantným výskytom *P. phoxinus*. Zastúpenie ďalších druhov je nízke s najvýraznejším výskytom druhu *Barbatula barbatula*. V tejto zóne začína výskyt lariev mihule *Eudontomyzon danfordi*, ktorá sa pravidelne objavuje vo vhodných náplavoch. V povodí Uličky končí v tejto zóne výskyt druhu *C. poecilopus*, ktorého ďalej nahrádza *Cottus gobio*. Pri porovnaní zmien s letným obdobím nenastali väčšie zmeny. Zóna hyporitrálu je charakteristická výskytom *Barbus carpathicus*, *Alburnoides bipunctatus* a *Leuciscus cephalus*, ku ktorým sa pridáva *P. phoxinus*. V povodí Udavy sa významne prejavuje zastúpenie *Sabanejewia balcanica*. V porovnaní s výsledkami z leta je viditeľný pokles početnosti *B. carpathicus*, v povodí Udavy aj *P. phoxinus* a mierny vzostup zastúpenia *A. bipunctatus* a *L. cephalus*. Zóna epipotamálu je charakteristická výskytom druhov z vyšších úsekov (najmä *B. carpathicus*, *A. bipunctatus* a *L. cephalus*), ktoré dopĺňajú najmä druhy rodu *Gobio* a *S. balcanica*. Tieto úseky sú ovplyvnené migráciou rýb z tokov do ktorých ústia (Uh, resp. Laborec). V porovnaní s letom v povodí Udavy výrazne kleslo zastúpenie *A. bipunctatus* a mierne stúplo zastúpenie *B. carpathicus* a *L. cephalus*. V povodí Uličky nastali zmeny, ktoré sa prejavili poklesom zastúpenia *P. phoxinus* a nárastom zastúpenia *B. carpathicus* a *L. cephalus*.

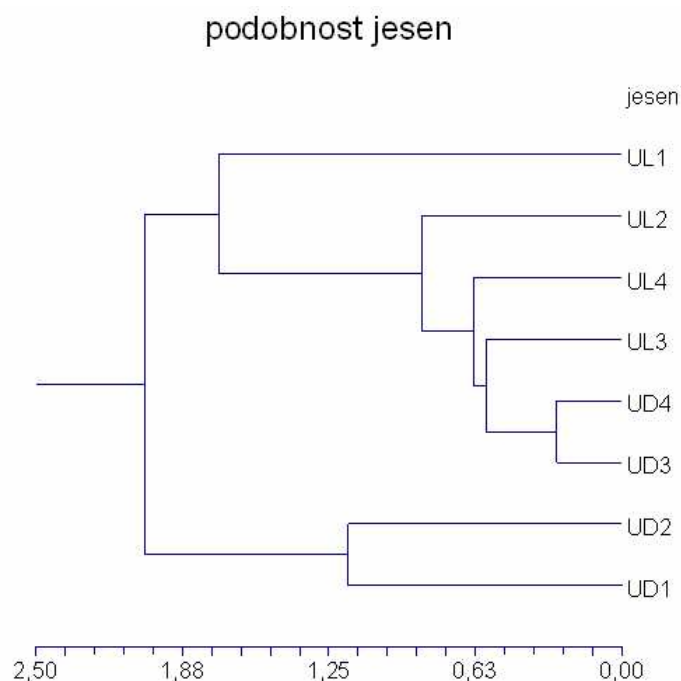
Pri porovnaní počtu druhov na jednotlivých lokalitách sú medzi letným a jesenným odberom malé rozdiely. Rozdiely sme zaznamenali u druhov, ktorých relatívne zastúpenie klesá pod 5 % a použitou metódou nemuseli byť zaznamenané. Celkový pokles v zastúpení *P. phoxinus* je pravdepodobne spôsobený nižším zastúpením 0+ vekovej skupiny v jesennom období, ktorá v sledovaných populáciách dominuje. Zmeny v zastúpení dominantných druhov *B. carpathicus*, *A. bipunctatus* a *L. cephalus* môžu byť spôsobené migráciami medzi jednotlivými zónami (medzi hyporitrálom a epipotamálom), ako aj migráciami z tokov, do ktorých sledované povodia ústia.



Obr. 1: Clustetová analýza Sorensenovho indexu podobnosti v letnom období (popis lokalít v texte).

Porovnaním clusterovej analýzy Sorensenovho indexu podobnosti lokalít v lete (Obr. 1) a na jeseň (Obr. 2) sme nezistili výrazné rozdiely v rozdelení lokalít do väčších skupín. Vysoká podobnosť bola v oboch odberoch zaznamenaná medzi zónami epipotamálu a hyporitrálu. K tejto skupine je možné pričleniť aj zónu metaritrálu v povodí Uličky. Táto skupina je charakteristická výskytom *B. carpathicus*, *A. bipunctatus* a *L. cephalus*, ktoré v menšej miere dopĺňa *P. phoxinus* a v povodí Uličky *C. gobio*. Vnútna štruktúra tejto skupiny poukazuje na vysokú podobnosť spodných úsekov sledovaných tokov (zóna epipotamálu a hyporitrálu). Ďalšie 3 lokality patria do zóny epiritrálu a metaritrálu. Tieto lokality sú charakteristické výskytom *P. phoxinus* a *C. poecilopus*, ktoré dopĺňa najmä *B. barbatula*.

Biplot PCA analýzy (osi PC1 a PC2 vysvetľujú spolu 92,2 % variability) vytvára niekoľko výrazných skupín (Obr. 3). V zóne epiritrálu je výrazne oddelená lokalita v povodí Uličky (UL1) od lokality v povodí Udavy (UD1), ktorá tvorí prechod k lokalitám v zóne metaritrálu. Tieto lokality sú charakteristické výskytom *C. poecilopus* a v povodí Udavy sa pridáva aj *Salmo trutta*. Lokality v metaritrále (UD2, UL2) tvoria spolu kompaktnú skupinu a sú charakteristické výskytom *P. phoxinus*. Ďalšie lokality tvoria rozvoľnené skupiny, v ktorých sa javí trend k spájaniu do menších podskupín po dvoch lokalitách. Kompaktnú podskupinu tvoria lokality v hyporitrále Uličky (UL3 – letný a jesenný lov), ktoré sú charakteristické najmä výskytom druhov *B. barbatula* a *E. danfordi*. Ďalšiu kompaktnú skupinu tvoria lokality v epipotamále Udavy (UD4 – letný a jesenný lov). Zaujímavé je zoskupenie lokality v hyporitrále Udavy (UD3) s lokalitou v epipotamále Uličky (UL4) a to tak v letnom, ako aj v jesennom zbere. Všetky tieto skupiny je charakteristická najmä výskytom *B. carpathicus*, *A. bipunctatus* a *L. cephalus*. Pri porovnaní s clusterovou analýzou Sorensenovho indexu tieto lokality netvoria susedné skupiny. Je to pravdepodobne spôsobené použitou porovnávaciou metódou. Pokiaľ je analýza PCA založená na relatívnom zastúpení jednotlivých druhov, použitá clusterová analýza porovnáva lokality na základe výskytu spoločných druhov.

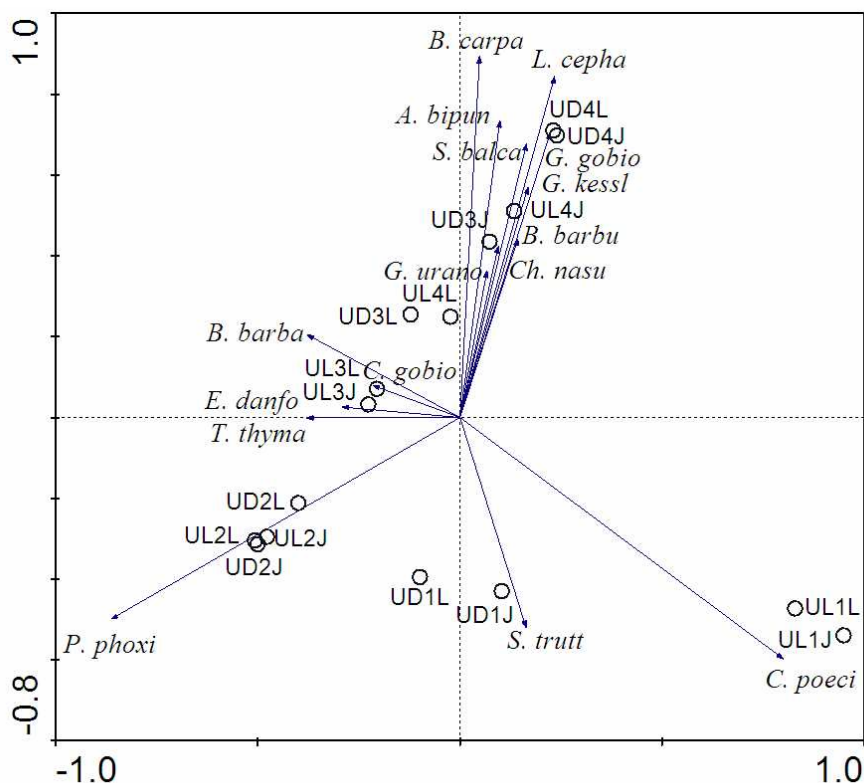


Obr. 2: Clustetová analýza Sorensenovho indexu podobnosti v jesennom období (popis lokalít v texte).

Súhrn

Horské a podhorské úseky tokov Východných Karpát na Slovensku vytvárajú relatívne nenarušené ichthyocenózy. V tejto práci porovnávame ichthyofaunu dvoch podobných tokov, Udavy a Ublianky v letnom a jesennom období. V každom povodí boli sledované 4 lokality (v zóne epiritrálu, metaritrálu, hyporitrálu a epipotamálu) bodovou metódou v októbri 2005. Podobnosť sledovaných lokalít sme vyhodnotili analýzou hlavných komponentov (Principal Component Analysis – PCA) a clusterovou analýzou Sorensenovho indexu podobnosti. Na sledovaných lokalitách sme zaznamenali 14 druhov rýb a jeden druh mihule. Pri porovnaní s letom je počet druhov konštantný, pričom druh *Ch. nasus* je nahradený druhom *B. barbus*. Zmeny v zastúpení jednotlivých druhov sú najviac viditeľné pri dominantných druhoch. Zaujímavý je pokles zastúpenia *P. phoxinus* na lokalitách v zóne ritrálu a fluktuácia v početnosti *B. carpathicus*, *A. bipunctatus* a *L. cephalus* v zóne hyporitrálu a epipotamálu. Analýza PCA vytvára niekoľko skupín lokalít. V zóne epiritrálu je lokalita v povodí Uličky (UL1) oddelená od lokality v povodí Udavy (UD1). Tieto lokality sú charakteristické dominanciou druhu *C. poecilopus*. Lokalita v povodí Udavy tvoria prechod k zóne metaritrálu (UD2, UL2), ktoré sú charakteristické dominanciou druhu *P. phoxinus*. Posledná skupina lokalít patrí do zóny hyporitrálu a epipotamálu. Tieto lokality sú charakteristické dominanciou druhov *B. carpathicus*, *A. bipunctatus* a *L. cephalus*. Pri porovnaní clusterovej analýzy, lokality sledované v letnom a jesennom období vytvárajú 2 hlavné skupiny. Do prvej patria lokality v zóne epipotamálu, hyporitrálu a jedna lokalita v zóne metaritrálu v povodí Uličky. Do druhej skupiny

patria lokality v zóne epiritrálu a jedna lokalita v zóne metaritrálu v povodí Udavy. Na lokalite Udava Il'ovnica (UD3) sme zistili nový druh (*Gobio gobio*), ktorý predtým na tejto lokalite zaznamenaný nebol (Pekárik et al. 2002, 2006). Použitá bodová metóda, ktorá bola vyvinutá na výskum vzťahov rýb a prírodných podmienok, sa javí ako vhodný doplnok ku klasickým metódam pri zisťovaní druhovej štruktúry ichtyofauny a jej dynamiky.



Obr. 3: Biplot PCA analýzy sledovaných lokalít. Popis lokalít v texte, UD-Udava, UL-Ulička, J-jeseň, L-leto.

POĎAKOVANIE

Autori ďakujú 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 terénnych prácach. Projekt bol podporený z prostriedkov Výskumného záměru MŠMT ČR 0021620828 a Vega grantu č. 1/2360/05.

Tab. 1: Relatívne zastúpenie jednotlivých druhov (%) na sledovaných lokalitách. Popis lokalít v texte, UD-Udava, UL-Ulička, J-jeseň, L-leto.

	epiritrál				mezoritrál			
	UD1J	UD1L	UL1J	UL1L	UD2J	UD2L	UL2J	UL2L
<i>E. danfordi</i>	-	-	-	-	-	15,789	-	1,9355
<i>A. bipunctatus</i>	-	-	-	-	-	-	0,8475	-
<i>B. barbus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>B. carpathicus</i>	-	-	-	-	-	-	1,6949	5,1613
<i>B. barbatula</i>	-	-	-	-	6,3492	10,526	5,0847	1,2903
<i>C. gobio</i>	-	-	-	-	-	-	1,6949	0,6452
<i>C. poecilopus</i>	42,857	28,571	100	88	-	-	-	1,9355
<i>G. gobio</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>G. kesslerii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>G. uranoscopus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ch. nasus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>L. cephalus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>P. phoxinus</i>	52,381	64,286	-	4	87,302	73,684	88,136	86,452
<i>S. balcanica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>S. trutta</i>	4,7619	7,1429	-	8	6,3492	-	0,8475	-
<i>T. thymallus</i>	-	-	-	-	-	-	1,6949	2,5806

Pokrač. tab. 1:

	hyporitrál				epipotamál			
	UD3J	UD3L	UL3J	UL3L	UD4J	UD4L	UL4J	UL4L
<i>E. danfordi</i>	1,1407	-	5,8394	-	-	0,6711	2,809	8,2437
<i>A. bipunctatus</i>	25,475	18,211	1,4599	0,5556	3,3557	19,463	21,348	23,656
<i>B. barbus</i>	-	-	-	-	0,6711	-	-	-
<i>B. carpathicus</i>	17,49	31,31	16,788	24,444	36,913	28,859	26,966	7,1685
<i>B. barbatula</i>	1,1407	-	13,869	6,1111	2,6846	-	12,921	12,903
<i>C. gobio</i>	-	-	6,5693	16,111	-	-	1,6854	2,509
<i>C. poecilopus</i>	-	-	-	0,5556	-	-	-	-
<i>G. gobio</i>	0,3802	-	-	-	2,6846	1,3423	0,5618	-
<i>G. kesslerii</i>	-	-	-	-	-	1,3423	0,5618	0,3584
<i>G. uranoscopus</i>	-	-	-	-	-	-	5,0562	2,8674
<i>Ch. nasus</i>	-	-	-	-	-	5,3691	-	5,7348
<i>L. cephalus</i>	18,631	7,3482	0,7299	0,5556	44,295	38,255	14,045	5,7348
<i>P. phoxinus</i>	19,772	42,812	52,555	51,111	2,6846	1,3423	10,674	28,674
<i>S. balcanica</i>	11,787	0,3195	-	-	6,0403	3,3557	3,3708	2,1505
<i>S. trutta</i>	1,5209	-	-	-	0,6711	-	-	-
<i>T. thymallus</i>	2,6616	-	2,1898	0,5556	-	-	-	-

LITERATÚRA

- Gorman O. T., Karr J. R., 1978: Habitat Structure and Stream Fish Communities. Ecology 59 (3): 507 – 515.
- Kirka A., Mészáros J., Nagy S., 1981: Ichtyocenózy a bentos v riekach východného Slovenska vo flyšovom pásme. Poľnohospodárska veda 1: 1 - 127.
- Koščo J., Košuth p., 1995: Ichtiofauna dorzecza Ublianky i Stuzyckiej rzeki. Roczniki Bieszczadzke 4: 155 – 161.
- Koščo J., Košuth P., 1998: Štrukturálne a kvantitatívne charakteristiky ichtyofauny povodia Zbojského potoka a Uličky. Natura Carpatica 39: 199 – 210.
- Kux Z., Weisz T., 1964: Příspěvek k poznání ichtyofauny slovenských řek. Časopis moravského musea 49: 191 – 203.
- Losos B., Gulička J., Lellák J., Pelikán J., 1984: Ekologie živočichů. SPN Praha; 316 s.
- Pekárik L., Švátora M., Černý J., Pepich K., 2002: Ryby povodia rieky Udava. In: Spurný P. (ed): Sborník referátů z vědecké konference s mezinárodní účastí "V. Česká ichtyologická konference". Brno: MLZU, 2002: 45-50.
- Pekárik L., Švátora M., Černý J., 2006: Druhovú štruktúru horských a podhorských tokov Východných Karpát na Slovensku. In: Lusk S.(ed.): Biodiverzita ichtyofauny České republiky (VI). Brno: (in press).
- Persat H., Olivier J. M., 1991: The point abundance sampling, a fishing strategy for large rivers: short presentation of the concept, its appliance and some results. In: Penaz M. (ed.): Proceednigs of Biological monitoring of large rivers. Brno; 104-113.

Adresy autorov

Mgr. **Ladislav Pekárik**, Ústav zoológie SAV, Dúbravská cesta 9, 845 06 Bratislava, Slovensko; Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, katedra zoologie, Viničná 7, 128 43 Praha 2, Česká republika; ladislav.pekarik@savba.sk

Dr. **Ján Koščo**, PhD., Katedra ekológie, Fakulta humanitných a prírodných vied, Prešovská Univerzita, ul. 17. novembra 1, Prešov, 080 16, Slovensko; kosco@unipo.sk

RNDr. **Miroslav Švátora**, CSc. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, katedra zoologie, Viničná 7, 128 43 Praha 2, Česká republika; svatora@natur.cuni.cz

Mgr. **Zdeněk Lajbner**, Ústav živočišné fyziologie a genetiky AV ČR, Laboratoř genetiky ryb, Rumburská 89, 277 21 Liběchov; Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, katedra zoologie, Viničná 7, 128 43 Praha 2, Česká republika; z.lajbner@seznam.cz

SÚČASNÉ ROZŠÍRENIE BÝČKOV RODU *NEOGOBIOUS* (GOBIIDAE) V POZDĹŽNOM PROFILE DUNAJA

Recent distribution of gobies of the genus Neogobius in the longitudinal profile of the River Danube

POLAČIK M., JANÁČ, M., JURAJDA P.

ABSTRACT

The distribution and population density of invasive *Neogobius* species was investigated using electrofishing in Bulgarian, Croatian, Slovak and Austrian sections of the River Danube, in Bulgarian and Croatian sections also by beach seining. Slovak section was sampled in October 2004, the remaining 3 sections in October and November 2005.

All of the four species, spreading currently in the Danube River basin, were collected only in Bulgarian and Croatian sections. Monkey goby *N. fluviatilis* was not recorded in Austrian section and was observed to reach as far as the town of Komárno in Slovakia. Racer goby *N. gymnotrachelus* was not confirmed in Slovak section of the River Danube. Bighead goby *N. kessleri* seemed to occur more frequently on rocky substrates, whereas monkey goby dominated on beaches. In Croatia, *N. melanostomus* and *N. gymnotrachelus* reached only very low population densities, whereas these species occur more or less constantly in Bulgaria and Austria. This fact suggests that both species spread from two separated centres – from their native range in lower Danube and from disjunctive centre in Upper Middle Danube (probably Austria).

The highest *Neogobius* density was in Austria (571 inds/km), followed by Slovakia (318 inds/km), Croatia (176 inds/km) and Bulgaria (56 inds/km).

ÚVOD

V posledných dekádach bola pozorovaná zvýšená tendencia k zmene geografických areálov rôznych druhov rýb, pričom najmä druhy považované za invázne môžu predstavovať riziko negatívneho ovplyvňovania novoosadených ekosystémov. Súčasne so zmenami životného prostredia spôsobenými ľudskou činnosťou predstavujú invázne druhy stále významnejší potenciálny problém.

Pôvodnou oblasťou rozšírenia rodu *Neogobius* je pontokaspická oblasť. Pred niekoľkými desaťročiami sa však v povodí Dunaja začali konjuktívne i disjunktívne šíriť 4 druhy rodu – *N. kessleri*, *N. fluviatilis*, *N. gymnotrachelus* a *N. melanostomus*, pričom najmä *N. kessleri* a *N. melanostomus* sú schopné v nepôvodnej oblasti výskytu dosiahnuť vysoké populačné hustoty (Jurajda et al. 2005).

V r. 1995 bol publikovaný nález *N. kessleri* (Spindler & Chovanec 1995) z rakúskeho Dunaja, stovky kilometrov ďaleko od hraníc pôvodného rozšírenia (dolný tok Dunaja po Srbsko). Podobne bol krátko nato disjunktívne zaznamenaný v nepôvodnom areáli výskytu *N. gymnotrachelus* (Ahnelt et al. 2001), *N. fluviatilis* (Stráňai 2001) a *N. melanostomus* (Wiesner et al. 2000).

Súčasne s disjunktívnym šírením sa rod *Neogobius* šírila i konjuktívne, tzn. z pôvodnej oblasti rozšírenia v dolnom toku Dunaja smerom proti prúdu do oblasti stredného toku Dunaja. Zostáva nejasné, kam až presne zasahovala hranica pôvodného rozšírenia *N. kessleri* a *N. fluviatilis*, je však zrejme, že minimálne niekoľko desaťročí sa oba druhy vyskytujú aj nad Železnými vrátami (Iron Gate) v Srbskom úseku Dunaja (P. Simonovič, pers. comm.) čiže sú považované za pôvodné druhy pre Srbsko. Naproti tomu na územie Srbska pôvodne nezasahoval *N. gymnotrachelus*, ktorého nález z tohto územia bol prvýkrát publikovaný v r. 1991 (Hegediš et al. 1991), a ani *N. melanostomus*, prvýkrát zaznamenaný až v r. 1997 (Simonovič et al. 1998).

Cieľom našej práce bolo získať informáciu o aktuálnom rozšírení a populačných hustotách zástupcov rodu *Neogobius* vo vybraných častiach pozdĺžneho profilu Dunaja.

MATERIÁL A METÓDY

Výskum bol vykonávaný 4. - 8. októbra 2004 v slovenskom úseku Dunaja (r. km 1706 – 1783) a v spodných častiach jeho prítokov, 5. – 12. októbra 2005 v Bulharsku (r. km 376 – 836), 20. – 21. októbra 2005 v Rakúsku (r. km 1899 – 1903) a 5. – 11. novembra v Chorvátsku (r. km 1327 – 1423). V Chorvátsku, na Slovensku a v Rakúsku prevažoval vo všeobecnosti substrát skalnatého typu, v Bulharsku naopak pláže. V každom úseku sme lovili elektrickým agregátom (LENA 220-240 V, 1,5 – 2,0 A, 100 Hz, resp. EL63GI 4,5kW, 12 A, 350 V, jednosmerný prúd) a v Bulharsku a Chorvátsku i 7 m záťahovou sieťou s veľkosťou ôk 6 mm, ťahanou dvoma lovcami. Počet vzorkovaných lokalít a celkové dĺžky prelovených úsekov sú uvedené v Tabuľke 1. Dĺžka jednotlivých úsekov prelovených el. agregátom sa pohybovala od 12 m do 344 m a dĺžka záťahov 7 m sieťou od 13 do 30 m. Rybám sme po ulovení zmerali dĺžku tela (SL), zaznamenali sme substrát dna a časť úlovku bola fixovaná na ďalšie analýzy.

Počty rýb ulovených el. agregátom aj sieťou boli prepočítané na 100 m rybolovného úsilia danou metódou (CPUE).

Tabuľka 1. Počet lokalít a celková dĺžka preloveného úseku v závislosti od lokalizácie a použitej metódy lovu.

	spôsob lovu	Bulharsko	Chorvátsko	Slovensko	Rakúsko
počet lokalít	agregát	34	3	36	3
	7m sieť	28	3	–	–
celková dĺžka preloveného úseku (km)	agregát	4,10	0,55	3,44	0,74
	7m sieť	1,71	0,22	–	–

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Výskyt všetkých štyroch druhov rodu, ktoré sa v súčasnosti šíria v povodí Dunaja, bol potvrdený iba v Bulharsku a Chorvátsku (Tab. 2). Na Slovensku nebol počas nášho výskumu zaznamenaný *N. gymnotrachelus* a v Rakúsku sa zatiaľ nevyskytuje *N. fluviatilis* (Wiesner 2005), ktorý v čase konania výskumu obsadil len menej ako polovicu slovenského úseku Dunaja a vyskytoval sa zriedkavo len v spodnom toku po mesto Komárno. V pôvodnej oblasti rozšírenia (Bulharsko) je však možno považovať tento druh za dominantný (Tab. 3).

Graf frekvencií výskytu (t.j. percentuálneho podielu lokalít, na ktorých sa druh vyskytoval, ku všetkým vzorkovaným lokalitám) naznačuje, že na kamenitom substráte sa častejšie ako na plážach vyskytuje *N. kessleri* a naopak, *N. fluviatilis* sa s vyššou frekvenciou ako na kameňoch vyskytuje na plážach (Obr. 1). Toto zistenie je v súlade s celkovým vyšším podielom *N. kessleri* na abundancii rodu v nepôvodnom areáli (prevaha skalnatého substrátu) a vyšším podielom *N. fluviatilis* na abundancii rodu v pôvodnom areáli (prevaha plážového habitatu) (Tab. 3)

Tabuľka 2. Prezencia a absencia jednotlivých druhov rodu *Neogobius* v toku Dunaja vo vzorkovaných krajinách.

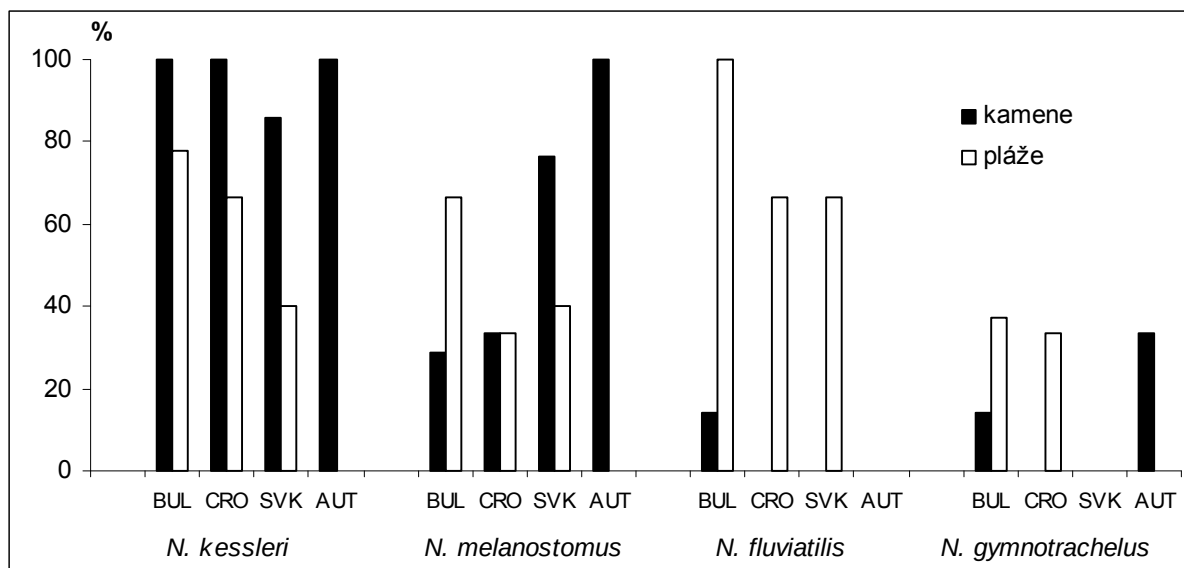
	Bulharsko	Chorvátsko	Slovensko	Rakúsko
<i>Neogobius kessleri</i>	+	+	+	+
<i>Neogobius melanostomus</i>	+	+	+	+
<i>Neogobius fluviatilis</i>	+	+	+	–
<i>Neogobius gymnotrachelus</i>	+	+	–	+

Už z hrubého prepočtu početnosti zástupcov rodu *Neogobius* ulovených el. agregátom na 1 km toku je zrejmé, že hustota rodu sa v štyroch skúmaných krajinách značne odlišuje. Najvyššia hustota bola zistená v Rakúsku (571 ks/km), potom nasledovalo Slovensko (318 ks/km), Chorvátsko (176 ks/km) a Bulharsko (56 ks/km). Najvyššia hustota populácií v Rakúsku môže byť dôsledkom faktu, že *N. kessleri* a *N. melanostomus* (ktoré pri elektrolove tvoria podstatnú časť početnosti rodu) boli prvýkrát disjunktívne zaznamenané v tejto krajine (Spindler & Chovanec 1995, Wiesner et al. 2000). Rakúsko je teda pravdepodobne centrom rozširovania *N. kessleri* a *N. melanostomus* do horného a stredného Dunaja. S výnimkou *N. melanostomus* v Chorvátsku, výrazne vyššie priemerné CPUE dosahujú oba druhy v nepôvodnej oblasti rozšírenia (Obr. 2), pravdepodobne z dôvodu prevažujúceho skalnatého substrátu s množstvom intersticiálnych priestorov poskytujúcich úkryt, resp. neresový substrát. V chorvátskom úseku Dunaja je okrem *N. melanostomus* veľmi zriedkavý i *N. gymnotrachelus* (Tab. 3). Oba druhy sa však relatívne konštantne vyskytujú v Rakúsku a Bulharsku. Tento fakt naznačuje, že oba druhy by sa mohli šíriť z dvoch centier – proti prúdu z dolného Dunaja (pôvodná oblasť) a po prúde z oblasti Rakúska (prvé disjunktívne záznamy, Wiesner et al. 2000, Ahnelt et al. 2001). V chorvátskom (strednom) toku Dunaja ešte zrejme nevytvorili početné populácie.

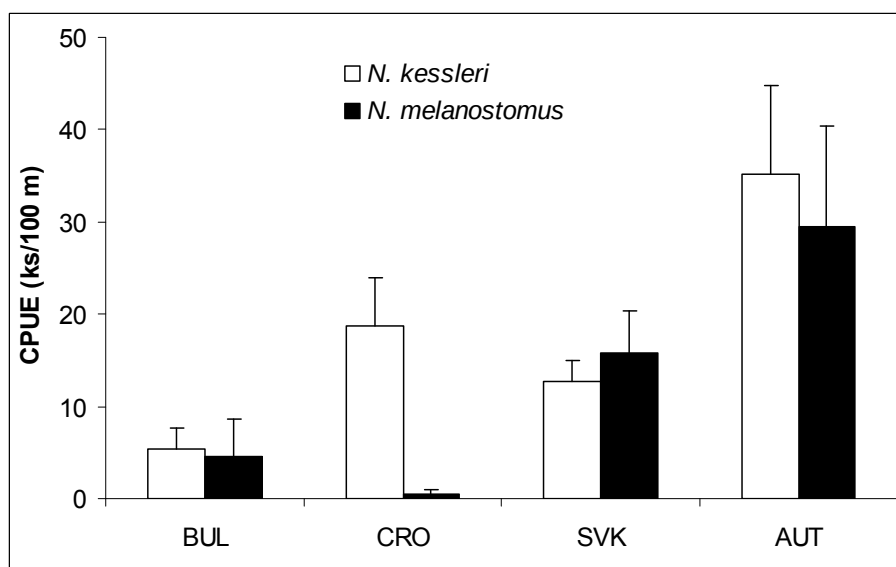
Tabuľka 3. Percentuálny podiel druhov rodu *Neogobius* vo vzorkovaných krajinách.

%	Bulharsko	Chorvátsko	Slovensko	Rakúsko
<i>Neogobius kessleri</i>	8,2	68,9	44,9	46,1
<i>Neogobius melanostomus</i>	11,9	2,0	52,5	50,4
<i>Neogobius fluviatilis</i>	75,3	28,6	2,6	–
<i>Neogobius gymnotrachelus</i>	4,7	0,5	–	3,5

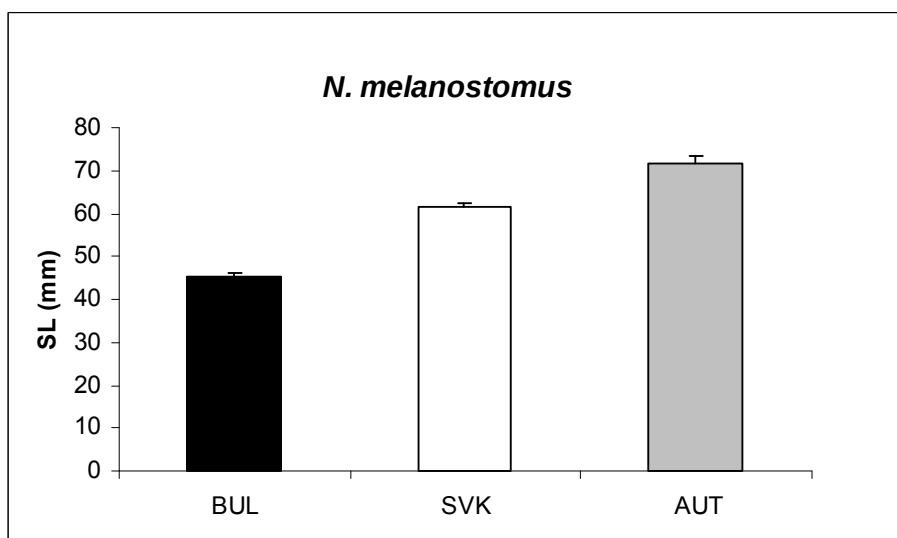
Štatisticky významne vyššia oproti pôvodnému areálu rozšírenia (Bulharsko) bola priemerná dĺžka tela (SL) vo všetkých oblastiach nepôvodného areálu u *N. melanostomus* (Obr. 3) a *N. kessleri* (Obr. 4) (Mann – Whitney test, $P > 0.05$). Vzhľadom na nízky počet ulovených jedincov (*N. gymnotrachelus*) alebo nepomer v ich počtoch medzi jednotlivými krajinami (*N. fluviatilis*) nebolo možné relevantne porovnať SL aj u zostávajúcich 2 druhov.



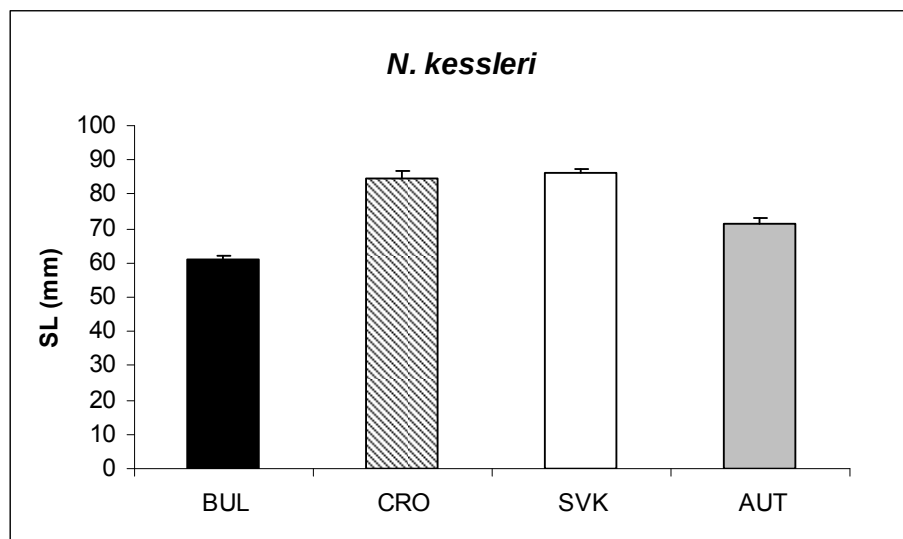
Obr. 1. Frekvencia výskytu druhov rodu *Neogobius* v štyroch vzorkovaných krajinách podľa typu substrátu. Kamenitý substrát bol vzorkovaný el. agregátom, pláže v Bulharsku a Chorvátsku boli vzorkované 7 m sieťou, na Slovensku el. agregátom. V Rakúsku neboli pláže vzorkované.



Obr. 2. Priemerné CPUE (+ S.E.) *N. kessleri* a *N. melanostomus* v balvanitom substráte v jednotlivých krajinách.



Obr. 3. Priemerná SL (+ SE) jednotlivých populácií *N. melanostomus*.



Obr. 4. Priemerná SL (+ SE) jednotlivých populácií *N. kessleri*.

SÚHRN

Na základe vykonaného výskumu je možné konštatovať, že populácie druhov rodu *Neogobius* sa viacmenej úspešne udržiavajú a šíria v rámci toku Dunaja. Zdá sa, že najúspešnejšie v nepôvodnej oblasti rozšírenia invadovali vzhľadom k dosiahnutým populačným hustotám *N. kessleri* a *N. melanostomus* (ktoré tu aj dosahujú vyššiu priemernú dĺžku tela). Proti prúdu naďalej preniká *N. fluviatilis*, zasahujúci zatiaľ do slovenského úseku Dunaja a spolu s *N. gymnotrachelus* sa ich populačná hustota v skúmanej časti nepôvodného areálu udržiava (okrem Chorvátska, kde je hustota *N. melanostomus* zatiaľ nízka) na podstatne nižšej úrovni ako u predchádzajúcich dvoch druhov. *N. gymnotrachelus* sa relatívne zriedkavo vyskytuje i v pôvodnom areáli výskytu, naproti tomu *N. fluviatilis* tvoril v pôvodnom areáli až ¾ úlovku celého rodu, pravdepodobne z dôvodu preferencie habitatu plážového typu, ktorý v pôvodnom areáli rozšírenia dominuje a v nepôvodnom je zriedkavý.

Zriedkavejší výskyt *N. melanostomus* a *N. gymnotrachelus* v Chorvátsku (čiže v „strede“ toku Dunaja, medzi pôvodným a nepôvodným areálom rozšírenia) ako v Rakúsku a Bulharsku naznačuje, že expanzia týchto dvoch druhov mohla začať z dvoch centier šírenia.

POĎAKOVANIE

Úprimne ďakujeme všetkým, ktorý nám akýmkoľvek spôsobom pomohli s uskutočnením nášho výskumu, najmä však doc. M. Vassilevovi a Dr. T. Trichkovej z Bulharskej akadémie vied v Sofii, P-rof. I. Bogutovi z Univerzity v Osijeku a Dr. H. Keckeisovi z Univerzity vo Viedni.

Výskum bol finančne podporený projektom MŠMT „Ichtyoparazitologie – centrum základného výskumu“ (LC 522)

LITERATÚRA

- Ahnelt, H., Duchkowsitch, M., Scattolin, G., Zweimüller, I. & A. Weissenbacher, A. 2001: *Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857) (Teleostei: Gobiidae), die Nackthals-Grundel in Österreich. Österreichs Fischerei, 54: 262-266.
- Hegedis, A., Nikčević, M., Mičković, B., Janković, D. & Anus, R.K. 199: Discovery of the goby *Neogobius gymnotrachelus* in Yugoslav fresh waters. Arch. Biol. Sci. Belgrade 43, 39–40.
- Jurajda, P., Černý, J., Polačik, M., Valová, Z., Janáč, M., Blažek, R., & Ondračková, M. 2005: The recent distribution and abundance of non-native *Neogobius* fishes in the Slovak section of the River Danube. Journal of Applied Ichthyology 21 (2005), 319 – 323.
- Spindler, T. & Chovanec, A. 1995: Fischfauna in Österreich. Umweltbundesamt, Wien, Monographien 53, 1–120.
- Stráňai, I. & Andreji, J. 2001: Býčko riečny (zatiaľ) posledný invázny druh z čeľade býčkovitých. Pol'ovníctvo a rybárstvo 53, 44–45.
- Wiesner, C., Spolwind, R., Waidbacher, H., Guttman, S. & Dobliger, A. 2000: Erstenachweis der Schwarzmundgrundel *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) in Österreich. Österreichs Fischerei 53, 330–331.
- Wiesner, C. 2005: New records of non – indigenous gobies (*Neogobius* spp.) in the Austrian Danube. Journal of Applied Ichthyology 21 (2005), 324 – 327.

Adresy autorov:

Mgr. **Matej Polačik** (polacik@ivb.cz), Mgr. **Michal Janáč** (janac@ivb.cz), Ústav botaniky a zoologie, Přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity v Brně, Kotlářská 2, 611 37 Brno; Ústav biologie obratlovců AV ČR v Brně, Květná 8, 603 65 Brno,
Ing. **Pavel Jurajda**, Dr., Ústav biologie obratlovců AV ČR v Brně, Květná 8, 603 65 Brno, jurajda@brno.cas.cz

KOMPLEXNÍ PRŮZKUM RYBÍ OBSÁDKY NÁDRŽE ŽELIVKA, NEJVĚTŠÍ VODÁRENSKÉ NÁDRŽE V ČR, V LETECH 2004 A 2005

Complex assessment of the fish assemblage of the Želivka reservoir, the biggest water supply reservoir in the ČR, in years 2004 and 2005

PRCHALOVÁ, M., KUBEČKA, J., JŮZA, T., ŘÍHA, M., JAROLÍM, O., TUŠER, M., PETERKA, J.,
VAŠEK M.

Abstract

In the summer 2004 and 2005, the complex assessment of the fish assemblage of the Želivka reservoir (1432 ha) was carried out by gillnetting, adult and fry seining, adult and fry pelagic trawls and hydroacoustic sampling. Detailed picture of the fish assemblage of every important reservoir habitat was composed from every fishing gear from every depth strata of the open water as well as from the littoral zone. During two-years survey, 40.168 fish of 19 species and one hybrid were captured. The fish assemblage was dominated by cyprinid species in both years – bleak prevailed in the open water together with roach and bream; perch was abundant in the littoral zone. Proportion of the planktivorous fish was 97%. Proportion of piscivorous fish was less than 1% in numbers and 10% in biomass. In the littoral zone it was around 25%. The assemblage of the Želivka reservoir was found to be in the stable cyprinid phase. The average abundance was app. 1.700 ind.ha⁻¹ and average biomass was app. 110 kg.ha⁻¹. In the fish spatial distribution, the general gradients could be found – higher abundance and number of species in the tributary area and in the epilimnion and littoral.

ÚVOD

Údolní nádrž Želivka (Švihov) se nachází na dolním toku řeky Želivky a se svými 1 432 ha za normálního stavu představuje největší zásobník pitné vody v České republice. Nádrž se začala napouštět v roce 1971 a v napouštění se pokračovalo několik následujících let. Zásobní objem nádrže je 246 mil. m³ a max. hloubka je 55,7 m. Délka vzdutí činí 38 km původního toku řeky.

Jako nádrž na pitnou vodu podléhá Želivka ichtyologickému sledování už od prvního roku napouštění, a to jak pracovníky Povodí Vltavy a.s. (Ziegler, 1977; Ziegler a Novotný, 1989, tak i dalšími organizacemi (VÚRH: Vostradovský, 1975; 1977; Vostradovský a kol., 1974; 1987; Vostradovský a Křížek, 19992; Zpráva 1992, 1993 a 1994; HBÚ: Čech a kol., 1998) či soukromou firmou Life (RNDr. Josef Křížek: Křížek, 1997; 1998; 1999; 2000). Většina dosavadních studií nebyla schopna postihnout složení rybí obsádky v hlavních objemech nádrže. Cílem této studie bylo provést odhad množství a složení ryb ve všech důležitých habitatech nádrže kombinací několika metod. Jedná se pravděpodobně o nejucelenější pokus o odhad rybí obsádky v dějinách české ichtyologie.

MATERIÁL A METODY

Klasifikace lokalit a habitatů

Nádrž byla rozdělena na několik typických oblastí, které byly zvoleny tak, abychom postihli podélný gradient a rozdělili tak nádrž na část horní (Přítok a Vojslavice), střední (Ježov a Paseka) a hrázovou (Budeč a Hráz; Obr. 1). Samostatně pak byla posuzována Čechtická zátoka (dále jen Zátoka). Rozdělení na lokality je směrodatné pro síťové i akustické průzkumy. Dále byla nádrž rozdělena na příbřežní pás a volnou vodu, přičemž příbřežní pás byl definován jako plocha u břehu zasahující do hloubky 10 m (Obr. 2). V jednotlivých oblastech bylo loveno na jedné či více lokalitách (Obr. 1). Na každé lokalitě pak byly prováděny odlovy v předem definovaných habitatech příbřežního pásu – litorál, horní sloup 1 a 2; a volné vody – horní, střední a spodní volná voda, střední svah dna, spodní svah a říční koryto (viz Obr. 2).

Hydroakustický průzkum

Hydroakustický průzkum byl proveden s horizontálně a vertikálně naměřeným kuzelem za denního světla. Pro horizontální pozorování byl použit čtyřkuželový eliptický vysílač ES120 4 s nominálním úhlem 4,3° a 9,2° a pro vertikální pozorování kruhový vysílač ES122 7G s nominálním úhlem kruhového kužele 7,1°. Oba vysílače byly ovládány vědeckým echolotem SIMRAD EY 500, který byl řízen osobním přenosným počítačem Acer Extensa 355. Sonarový systém pracoval s ultrazvukem o frekvenci cca 120 kHz a byl nakalibrován standardní wolfram-karbidovou koulí (průměr 32 mm).

Přímé odlovy

Pro výzkum byla použita tenata zhotovená podle norského standardu Nordic Multimesh Gillnets (Appelberg a kol., 1995; European Standard document CEN/TC 230, TC 230 WI 00230172, May 2003). Základní jednotkou sítě je panel, který se skládá z 2,5 m širokých bloků tenatoviny dílčích velikostí oček. Oček je v každém panelu 16 velikostí - 5,5 mm, 6, 8, 10, 12,5, 16, 19,5, 24, 29, 35, 43, 55, 70, 90, 110 a 135 mm (velikost od uzlíku k uzlíku).

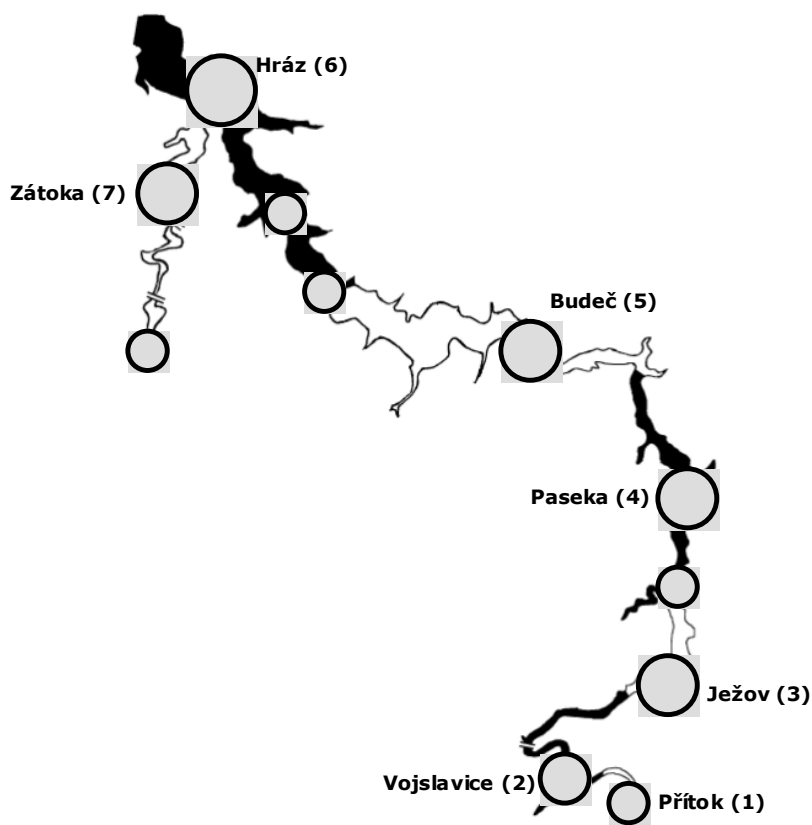
K zátahům zaměřeným na ryby starší 0+ byla používána záťahová síť o délce 200 m, výšce 4 m a velikosti oček 10 mm. Zatahování bylo prováděno v nočních hodinách (mezi 22 a 4 hodinou ranní). Plůdková záťahová síť byla 10 m dlouhá, 2 m vysoká, ze silonového tylu s úhlopříčkou oček 1,6 mm. K bočním úvazům byla přivázána 20 m dlouhá tažná lana. Síť byla vyvezena a rozdána cca 15 m od břehu a s pomocí lan přitahována

ke břehu. Lov probíhal v denních i nočních hodinách vždy na stejných místech nádrže. Prolovená plocha jedním zátahem byla přibližně 100 m².

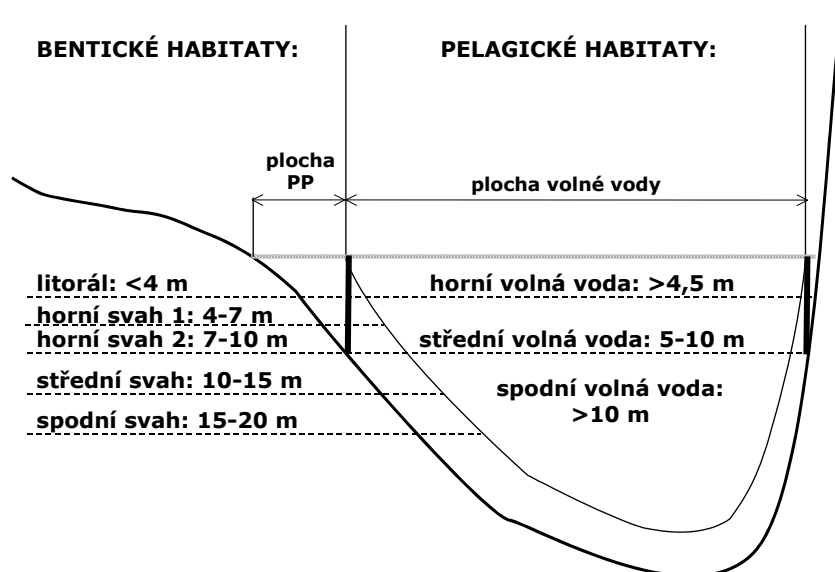
Noční plůdkové tralování probíhalo traly čtyř velikostí – 1,5 x 1,5 m, 1,5 x 3 m, 3 x 3 m a 6 x 3 m. Konstrukce vlastní síťoviny tralu je následující: celková délka sítě je 8 m, velikost oček 7 mm, avšak v komoře se síťovina zjemňuje na 3 mm. Rychlost tažení tralu se pohybovala kolem optimální hodnoty 0,75 m/s.

Lovné úsilí všemi prostředky při výzkumu v obou letech je uvedeno v Tabulce 1.

Sestavení druhového složení ryb celé nádrže bylo provedeno váženou metodou, kdy se pro každou část nádrže váží ulovené druhové složení, relativní početnost (úlověk na 1000 m² tenatních sítí) a podíl lokality na ploše celé nádrže. Pro sestavení celkového druhového složení bylo použito všech údajů z tenatních sítí pro ryby starší 0+ (tenata byla jediný lovný prostředek použitý ve všech habitatech).



Obr. 1: Znázornění plochy jednotlivých vzorkovaných oblastí. Kruhy značí lokality odlovů.



Obr. 2: Přehled zkoumaných habitatů spolu s obecným znázorněním plochy příbřežního pásu (PP) a volné vody.

Tab. 1. Lovné úsilí v obou letech výzkumu. Počty za lomítkem značí počet tenat či zátahů. Lovné úsilí je u tenat uvedeno v m² sítě, u zátahových sítí jsou to m² prolovené plochy a u tralů to jsou m³ proloveného objemu. Počet ryb je absolutní úlovek daným prostředkem.

	2004	2005	Počet ryb	
			2004	2005
Tenata	14 303 / 130	18 435 / 180	9 839	10 098
Zátahové sítě	15 262 / 20	19 507 / 9	2 674	2 595
Plůdkové zátahy	5 200 / 52	4 700 / 47	3 741	10 685
Traly	74 057 / 17	250 515 / 39	1 391	7 217

VÝSLEDKY A DISKUZE

Tab. 2 uvádí přehled druhů ulovených jednotlivými metodami. Celkový úlovek činil 40.168 ryb 19 druhů (plus 1 kříženec). Nejširší druhové spektrum bylo uloveno do tenat, která jsou schopna vzorkovat všechny habitaty nádrže a zároveň dosti široké velikostní spektrum ryb (plůdek i dospělce). O poznání nižší počet druhů (7) byl zjištěn pelagickými traly. Meziroční rozdíly pro stejnou metodu nejsou velké.

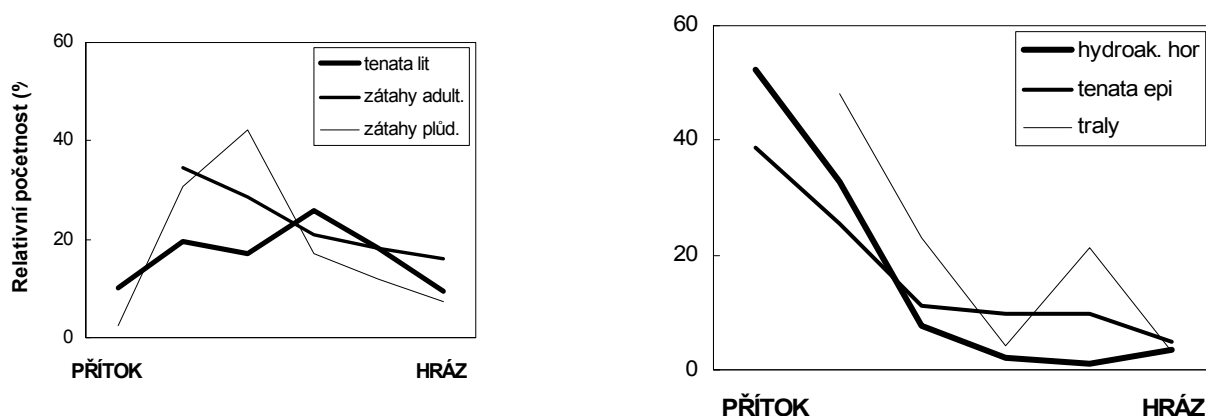
Tab. 2. Přehled ulovených druhů všemi odlovnými prostředky v obou letech výzkumu. 04 je zkratka pro rok 2004, 05 pro rok 2005.

Druhy	Vědecký název	Tenata		Zátahové sítě		Plůdkové zátahy		Traly	
		04	05	04	05	04	05	04	05
Kaprovité	Cyprinidae								
plotice ob.	<i>Rutilus rutilus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
cejn velký	<i>Abramis brama</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
ouklej ob.	<i>Alburnus alburnus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
bolen dravý	<i>Aspius aspius</i>	x	x	x	x	x	x		
perlín ostrobřichý	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	x	x	x	x	x			
jelec tloušť	<i>Leuciscus cephalus</i>	x	x			x			
jelec proudník	<i>Leuciscus leuciscus</i>		x	x	x	x		x	x
hybrid	<i>Abramis x Rutilus</i>	x	x	x	x	x		x	x
kapr obecný	<i>Cyprinus carpio</i>		x						
karas obecný	<i>Carassius carassius</i>		x						
karas stříbřitý	<i>Carassius auratus</i>	x							
tolstolobik pestrý	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>		x						
lín obecný	<i>Tinca tinca</i>						x		
Okounovité	Percidae								
okoun říční	<i>Perca fluviatilis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
ježdík ob.	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	x	x	x	x	x			
candát ob.	<i>Stizostedion lucioperca</i>	x	x	x	x		x	x	x
Štikovité	Esocidae								
štika ob.	<i>Esox lucius</i>	x	x	x	x		x		
Síhovitě	Coregonidae								
síh sp.	<i>Coregonus sp.</i>	x	x						
Lososovité	Salmonidae								
pstruh potoční	<i>Salmo trutta morpha fario</i>	x							
Sumcovití	Siluridae								
sumec velký	<i>Silurus glanis</i>	x	x						
Celkem druhů		15	17	11	11	10	8	7	7

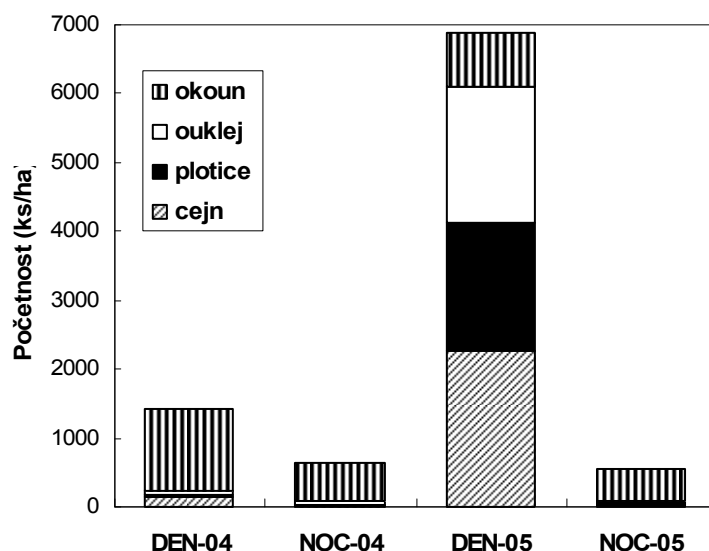
V letech 2004 a 2005 bylo druhové složení obsádky velmi podobné, kdy jednoznačně nejpočetnějším druhem nádrže byla ouklej, která tvořila 50% resp. 43% úlovku. Dalšími významnými druhy byly plotice (32 resp. 36%), okoun (9 resp. 12%) a cejn (7 resp. 5%). V biomase bylo pořadí druhů následující: plotice (37 resp. 52%), ouklej (25 resp. 4%), cejn (18 resp. 10%) a okoun (9 resp. 23%). Velký rozdíl v podílech oukleje na biomase mezi oběma lety byl způsoben tím, že v roce 2004 byly nejčastěji lovenými ouklejemi jedinci ve stáří 3+ (cca 140 mm standardní délky) a v roce 2005 to byly oukleje 1+ (cca 100 mm). Pro krátkověkost tohoto druhu zřejmě většina jedinců 3+ nepřežila do roku 2005.

Průměrná početnost a biomasa ryb v litorále (zátahy plůdkové i adultní) byla opět podobná mezi jednotlivými roky. V roce 2004 byl průměrný úlovek v litorále 5 844 ks/ha při biomase 90,5 kg/ha a v roce 2005 5 101 ks/ha při 87 kg/ha. Výsledky Hydroakustického průzkumu k uzávěrci tohoto sborníku jsou k dispozici pouze pro rok 2004. Abundance a biomasa ryb ve volné vodě činila 957 ks/ha a 112,5 kg/ha. Průměrná hodnota abundance a biomasy pro celou nádrž byla spočtena jako průměr příbřežních a pelagických hodnot vážený podílem příbřežních a pelagických partií na ploše nádrže (1 663 ks/ha a 109,4 kg/ha).

Odhadnuté rybí společenstvo je v nádrži rozmístěno velmi nenáhodně. Velmi výrazný je vertikální gradient rozmístění množství ryb (Prchalová a kol., 2006). Obr. 3 ukazuje velmi výrazný podélný gradient množství ryb, který je zřejmý zejména ve volné vodě. V litorální oblasti je tento gradient méně patrný, avšak v obou případech je zřejmé, že množství ryb klesá směrem ke hrázi.



Obr. 3: Podélný gradient v množství ryb zjištěný různými prostředky v příbřežním pásu (litorální tenata, zátahy adultní a plůdkové) a ve volné vodě (horizontální hydroakustický průzkum, tenata v epilimniu a traly).



Obr. 4: Druhové složení denních a nočních (DEN resp. NOC) úlovků plůdkovou zátahovou sítí v roce 2004 a 2005 (04 resp. 05).

ZÁVĚRY

Rybí obsádka nádrže Želivka je typickým příkladem cyprinidní obsádky. Srovnání údajů z obou let, předchozích dat i dlouhodobých časových řad z nádrží Klíčava (Pivnička a Švátora, 2002) a Římov (Seďa a Kubečka, 1997) ukazují, že tento druh obsádky je mimořádně stabilní. Stabilita však nutně neznamená úplnou neměnnost. Obr. 4 ukazuje, že množství plůdku může meziročně značně kolísat, vodný rok 2005 s vysokou vodní hladinou byl pravděpodobně příčinou vzniku podstatně silnějšího ročníku kaprovitých ryb. Kaprovité ryby zřejmě odcházejí na noc do volné vody a proto jsou noční plůdkové zátahy v obou letech stejné. Cyprinidní

obsádka je nejméně vhodná pro vodárenské využití, neboť zde potenciálně planktonožravé ryby dosahují největších hustot a jsou schopny persistentně odolávat biomanipulačním snahám (Sed'a a Kubečka, 1997). Absolutní množství plevných ryb však není na Želivce příliš vzdálené od biomanipulačního předělu. Současné účelové hospodaření je založeno především na vysazování plůdku dravých ryb. Pro další snižování množství plevných ryb je nezbytné zjistit příčiny nevelkého přežívání těchto násad, omezit nežádoucí odlovy dravců pytláky, a dopracovat metody přímých odlovů rybích agregací. Srovnání let 2004-5 ukazuje též význam kolísání úrovně hladiny, jeho využití je však na Želivce výrazně omezeno nízkou průtočností nádrže.

PODĚKOVÁNÍ

Autoři děkují kolegům z HBÚ AV ČR za pomoc při terénním sběru dat a pracovníkům Povodí Vltavy a.s. za všestrannou podporu průzkumů.

LITERATURA

- Appelberg, M., Berger, H.-M., Hesthagen, T., Kleiven, E., Kurkilahti, M., Raitaniemi, J., Rask, M., 1995. Development and intercalibration of methods in Nordic freshwater fish monitoring. *Water, Air and Soil Pollution* 85, 401-406.
- Čech, M., Kubečka, J., Frouzová, J., Matěna, J., Prachař Z., Peterka, J. a Vožechová, M., 1998. Ichtyologický průzkum údolní nádrže Švihov v r. 1997. HBÚ AV ČR, České Budějovice, pp. 20.
- Jůza, T., 2003. Růst vybraných druhů ryb v různých typech vod ČR. Bakalářská práce. Biologická fakulta Jihočeské Univerzity, České Budějovice, pp. 75.
- Křížek, J., 1997. Zpráva o výsledcích monitorování zimní distribuce ryb ve VN Želivka 12.-28. prosince 1996. pp. 10.
- Křížek, J., 1998. Litorální společenstva tohoročků ve vodárenských nádržích Nýrsko, Lučina a Žlutice v roce 1998 a VN Želivka v letech 1995, 1996 a 1998, pp. 27.
- Křížek, J., 1999. Síhové v nádržích Želivka a Žlutice v roce 1999, pp. 6.
- Křížek, J., 2000. Průzkum populací síhů v nádrži Želivka v roce 2000, pp. 4.
- Pivnička, K., Švátora, M., 2000. Cyclic changes and synchrony of fish growth in the Kličava Reservoir (1963 - 1995). *Folia Zoologica* 49, 231-240.
- Prchalová, M., Kubečka, J., 2006: Změny druhového složení na hloubkovém gradientu kaňonovité nádrže. Biodiverzita VI, in press.
- Říha, M., 2004. Účinnost záťahové sítě pro vzorkování rybích populací. Bakalářská práce. Biologická fakulta Jihočeské Univerzity, České Budějovice, pp. 35
- Sed'a, J. a Kubečka, J., 1997. Long term biomanipulation of Rimov Reservoir (Czech Republic). *Hydrobiologia* 345, 95-105.
- Vašek, M. a kol., 2004. Longitudinal and vertical spatial gradients in the distribution of fish within a canyon-shaped reservoir. *International Review of Hydrobiology* 89, 352-362.
- Vostradovský, J., 1975. Ryby v nové vodárenské nádrži na Želivce. *Sborník vlastivědných prací z Podblanicka* 16, 81-85.
- Vostradovský, J., 1977. Další možnosti rybářského využití nádrže Švihov na Želivka. *Sborník vlastivědných prací z Podblanicka* 18, 63-67.
- Vostradovský, J., Leontovyč, I., Vostradovská, M., 1974. K vývoji rybářských poměrů ve vodárenské údolní nádrži Švihov (Želivka) s posouzením lovného účinku tenat, záťahové sítě a elektrického agregátu. *Bulletin Výzkumného ústavu rybářského a hydrobiologického Vodňany* 2, 25-36.
- Vostradovský, J. a kol., 1989. The changes in fish communities and biomanipulation in water supply reservoirs. *Arch. Hydrobiol., Ergebn. Limnol.* 33, 587-594.
- Vostradovský, J. a kol., 1987. Zpráva o výsledcích šetření na vodárenské údolní nádrži Želivka za období 1985-1986. *VÚRH Vodňany*, pp. 7.
- Vostradovský, J. a Křížek, J., 1992. K poměrům v ichtyocenózách některých vybraných vod v Čechách 1. Nádrže Karhov, Lučina, Nýrsko, Staviště, Želivka a Žlutice. *Bulletin VÚRH Vodňany*, 67-77.
- Ziegler, R., 1977. Zpráva o rybářském obhospodařování vodárenské nádrže VD Želivka v letech 1971 – 1977. Povodí Vltavy, Praha, pp. 7.
- Ziegler, R. a Novotný, J., 1989. Účelové rybářské hospodaření na vodárenské nádrži Želivka. Povodí Vltavy, Praha, 207-222.
- Zpráva 1992, 1993, 1994. Zpráva o výsledcích ichtyologických hydrobiologických šetření provedených na vodárenských nádržích Želivka, Římov, Lučina, Žlutice, Kličava, Nýrsko, Staviště, Karhov v roce 1991, 1992 a 1993. *VÚRH Vodňany*.

Adresa autorů

RNDr. **Marie Prchalová** (marie.prchalova@bf.jcu.cz); Doc. RNDr. **Jan Kubečka**, CSc. (kubecka@hbu.cas.cz); Mgr. **Tomáš Jůza** (tomas.juza@seznam.cz); Bc. **Milan Říha** (riha.milan@centrum.cz); **Oldřich Jarolím** (olda.jarolim@centrum.cz); Bc. **Michal Tušer** (micker@centrum.cz); Mgr. **Jiří Peterka** (jpeterkacz@yahoo.com); Mgr. **Mojmír Vašek**, PhD. (mojmir.vasek@seznam.cz); Biologické centrum AV ČR, Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, Biologická fakulta JU, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice

CHARAKTERISTIKA EXPLOATACE PARMY OBECNÉ, OSTRORETKY STĚHOVAVÉ, JELCE TLOUŠTĚ A JELCE JESENA V ŘÍČNÍM A JEZERNÍM EKOSYSTÉMU

Exploitation characteristic of barbel, nase, chub and ide in the riverine and lake ecosystems

PROKEŠ, M., BARUŠ, V., PEŇÁZ, M.

ABSTRACT

*The exploitation characteristics of four potamodromous fish species, barbel (*Barbus barbus*), nase (*Chondrostoma nasus*), chub (*Leuciscus cephalus*) and ide (*L. idus*) obtained in the riverine and so-called lacustrine (man-made lake) ecosystem, exemplified on the fishing ground Dyje 7 on the river Dyje, is documented. In the riverine period of this fishing ground, prior to construction of the Mušov reservoir (1953-1978), all four mentioned fish species were dominant with respect to the production obtained. In the period after the new Mušov reservoir (Nové Mlýny – I) was impounded creating thus a “lacustrine” ecosystem (1981-2003), a minimum catch has been registered by sport fishermen of the rheophilic fish species (barbel, nase and chub). On the contrary, a higher catch, enabling to utilize its production, was only documented in the eurytopic ide. Based on the analyse of many-year catch data of mentioned fish species, the influence of stream fragmentation was revealed upon the abundance reduction of natural populations of rheophilic fish species of concerning Dyje river section (located at the Mušov reservoir), as well as a necessity of strengthening these populations in the adjacent stream sections, especially by stocking of artificially produced fry, and in near future also by the construction of the new functional fish ladders.*

ÚVOD

Charakteristika exploatace 4 původních říčních druhů ryb ve spodním úseku řeky Dyje (ř. km. 58,1 – 82,5) v období původního, tzv. říčního ekosystému (1953-1978) a po výstavbě Mušovské nádrže (NM-I) v období tzv. přehradního (jezerního) ekosystému (1981-2003) zatím nebyla podrobně analyzována s výjimkou publikací Baruše a kol. (2002, 2004), které jsou však zaměřeny na celkový vývoj úlovků 22 evidovaných druhů ryb. Poznatky o úlovcích jelce jesena v povodí řeky Moravy publikovali Prokeš a kol. (2005) a údaje o úlovcích parmy obecné a ostrorečky stěhovavé v revírech MRS publikoval Spurný (2004). Z námi předložených údajů a závěrů je zřejmý vliv změněného prostředí toku řeky výstavbou přehradní Mušovské nádrže (a návazně celé soustavy tří Novomlýnských nádrží) na původní populace říčních druhů ryb – parmy obecné (*B. barbus*), ostrorečky stěhovavé (*Ch. nasus*), jelce tlouště (*L. cephalus*) a jelce jesena (*L. idus*). I když došlo v důsledku výstavby a provozování Mušovské nádrže a následně celé Novomlýnské soustavy nádrží k významnému rozšíření a zkvalitnění rybářství v dané oblasti jižní Moravy (Baruš a kol. 2004, Lusk 2000, Lusk a kol. 1994, Prokeš a Baruš 1994, Spurný 1998 a další), nesmí se opomíjet také analýza negativních vlivů a rizik pro některé původní říční druhy ryb, jejich druhovou a vnitrodruhovou diverzitu (Lusk 1995a,b, Lusk a kol., 2002, 2004).

Tematicky je z hlediska hodnocení prostoru (úseku toku) a času (období 1953-2003) navázáno na poznatky prezentované v minulých letech Barušem a kol. (2002, 2004) a Prokešem a kol. (2004). Populace všech uvedených říčních druhů ryb byly v České republice v důsledku fragmentace dotčených toků (způsobené výstavbou přehradních nádrží a jezů ve druhé polovině minulého století) významně ovlivněny, zejména z hlediska úspěšnosti přirozené reprodukce a početnosti. Z uvedeného důvodu je většina našich významných říčních druhů ryb v současnosti uměle reprodukována za účelem produkce násad k vysazování do tzv. volných vod (např. Fiala 2000). Je tak částečně eliminováno snížení početnosti populací, které je důsledkem změn přirozeného prostředí a nadměrné exploatace adultních jedinců formou poměrně účinného sportovního rybolovu. Metody umělé reprodukce a odchovu násad jsou u nás i v zahraničí průběžně zdokonalovány, viz např. současně řešený projekt MZe ČR („Vývoj nových technologií odchovu hospodářsky významných říčních druhů ryb a raků ohrožených degradací přírodního prostředí“).

CHARAKTERISTIKA RYBÁŘSKÉHO REVÍRU DYJE 7

Rybářský mimopstruhový revír Moravského rybářského svazu (MRS) Dyje 7 byl v letech 1953-1978 (tzv. říční perioda, říční prostředí) tvořen úsekem řeky Dyje dlouhým 14 km (50 ha vodní plochy) a šesti samostatnými vodními plochami včetně oddělených říčních ramen o celkové rozloze 10 ha. Sumární plocha revíru byla 60 ha. Po vybudování Mušovské nádrže (Nové Mlýny – I) a jejím uvedení do provozu (od roku 1978) zahrnoval revír pouze tuto nádrž (450 ha; 16,5 km). Od roku 1987 tvoří revír Mušovská nádrž a úsek řeky nad nádrží až ke státní hranici s Rakouskem (530 ha; 22,4 km). Maximální hloubka nádrže je 4,3 m, průměrná hloubka při maximálním nadržení je 2,3 m a při minimálním objemu je 1,6 m. Hlavní (příčná) hráz nádrže se nachází na 58,085 říčním km řeky Dyje. Období provozu nádrže (1981-2003) prezentujeme jako tzv. přehradní (jezerní) periodu s existencí převážně jezerního (lotického) prostředí. Podrobnější údaje o nádrži a revíru (včetně rybářského hospodaření) jsou uvedeny v publikacích Baruše a kol. (2004), Matějčíčka (1996) a v rybářských řádech a soupisech revírů MRS (dříve ČRS).

METODIKA A MATERIÁL

Byly použity údaje o úlovcích ryb v rybářském mimopstruhovém revíru MRS Dyje 7 za období 1953-2003 a dále poznatky z ichtyologického výzkumu Novomlýnských nádrží z období 1978-2004 (Lusk a kol. 1994, Peňáz 1999, Prokeš a Baruš 1994, Prokeš a kol. 1998). V současné době je průběh a úspěchy společenstev obsažena ve více než 200 ichtyologických publikacích o Novomlýnských nádržích. Podrobně byly hodnoceny čtyři původní říční druhy ryb, z toho tři reofilní (parma obecná, ostroretka stěhovavá, jelec tloušť) a jeden eurytopní (jelec jesen). Doplňkově byly zpracovány údaje o všech zbývajících druzích u nichž je vedena evidence rybářských úlovků. Část získaných výsledků již byla publikována Barušem a kol. (2004). Ekologická charakteristika vztahující se ke zkoumaným druhům ryb byla převzata z publikací Baruše, Olivy a kol. (1995) a Holčíka (1999). Stupeň ohrožení uvedených druhů byl uveden podle našeho posledního národního červeného seznamu ohrožených druhů ryb (Lusk a kol. 2004). Použité ekologické metody byly aplikovány podle Lososa a kol. (1984). Při statistickém zpracování byl použit procesor Excel 2000.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Frekvence výskytu úlovků hodnocených druhů ryb v revíru Dyje 7 v období tzv. říční periody (1953-1978) byla nejnižší u ostroretky stěhovavé (84,6%), vyšší u parmy obecné (92,3%) a nejvyšší u jelce jesena a jelce tlouště (shodně 100%). V námi sledovaném období existence Mušovské nádrže (1981-2003) se frekvence výskytu snížila u ostroretky stěhovavé na 43,5%, u parmy obecné na 82,6% a u jelce jesena na 94,1%. U jelce tlouště zůstala maximální hodnota 100% (Obr. 1). Z uvedeného je zřejmá dominance výskytu v obou hodnocených časových periodách revíru u jelce tlouště, jelce jesena a parmy obecné. U ostroretky stěhovavé byly hodnoty zejména v období přehradní periody podstatně nižší. Jelec jesen se vyskytoval po celé ploše nádrže, ostatní druhy téměř výlučně na začátku nádrže (na konci vzdutí), tj. v místech, kde prostředí bylo téměř lotické. K výraznému snížení frekvence výskytu došlo u všech druhů kromě jelce tlouště v posledních třech letech výstavby nádrže (1976-1978).

Kvantitativní hodnoty úlovků a kusová hmotnost jsou pro obě hodnocená období uvedeny v Tab. 2. Hmotnostní podíl úlovků hodnocených druhů ve vztahu k celkovým úlovkům všech druhů je uveden na Obr. 2. Podle těchto údajů je zřejmé, že hodnota úlovků (v absolutním i relativním vyjádření) poklesla v období existence nádrže u ostroretky stěhovavé a parmy obecné na minimální hodnoty. U jelce tlouště byly hodnoty kvantity úlovků přibližně pětinašobně vyšší než u předešlých druhů. Nejvyšší hodnoty (průměrně 0,182 ks.ha⁻¹; 0,103 kg.ha⁻¹ a 0,14% hmotnostního podílu z celkových úlovků) byly zjištěny u jelce jesena. Z uvedeného je zřejmé, že pouze jelec jesen, který je eurytopním druhem (Tab. 1) se přizpůsobil loticko-lenitickému až lenitickému prostředí nádrže a je možno jeho přirozenou produkci využívat formou sportovního rybolovu. U všech čtyřech uvedených druhů však došlo ke snížení průměrné kusové hmotnosti ulovených jedinců z nádrže ve srovnání s řekou.

Výše uvedené skutečnosti plně potvrzují dosavadní poznatky o těchto druzích ryb při analýzách úspěchu společenstva ryb v nově vybudovaných nádržích mírného pásma. Dokumentují také vztah mezi našimi výsledky a ekologickou charakteristikou uvedených druhů ryb. Proto je nutné realizovat opatření k zajištění existence populací dotčených druhů ryb. Námi získané výsledky jsou v souladu se závěry autorů: Baruš, Oliva a kol. (1995), Holčík (1999), Lusk (1995b), Peňáz a kol. (2002), Prokeš a Baruš (1995), Prokeš a kol. (2005), Spurný (2004), Vostradovský (2004) a dalších.

Tab.1. Ekologická charakteristika uvedených druhů ryb (podle Baruše, Olivy a kol. 1995 a Holčíka 1999, aktualizováno). Stupeň ohrožení je uveden podle posledního národního červeného seznamu (Lusk a kol. 2004).

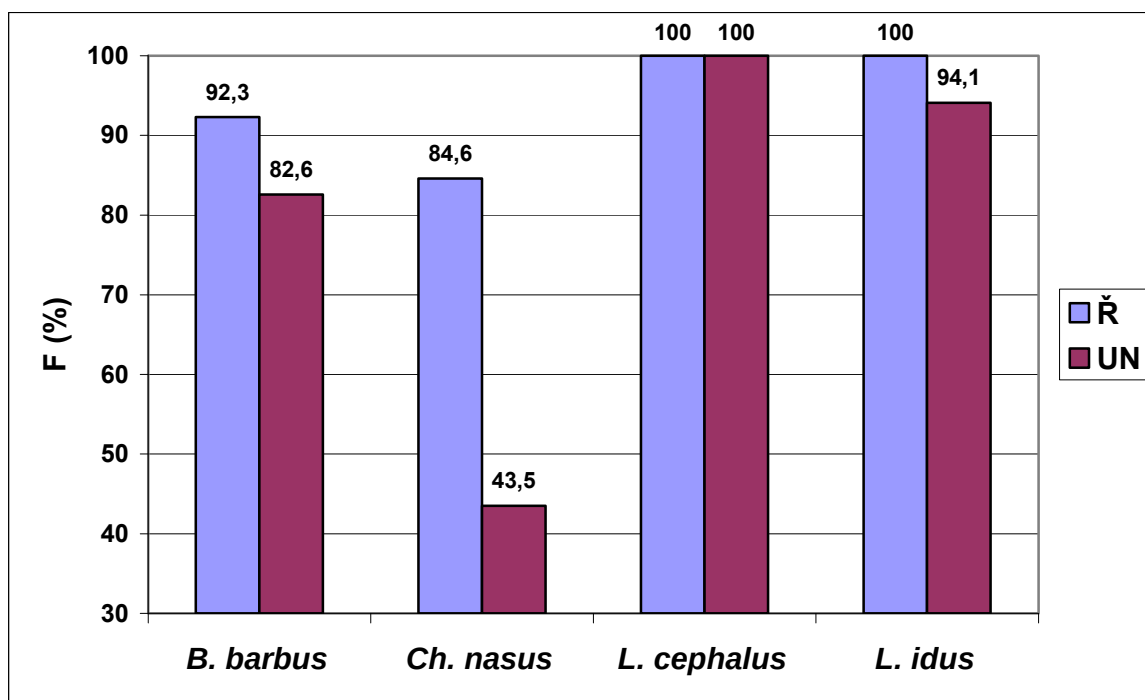
Druh	Potravní charakteristika	Reprodukční charakteristika	Vztah k proudu toku	Migrační potenciál	Stupeň ohrožení	Pozn.
<i>B. barbus</i>	Ca.1 (masožr., nesp.)	A.1.3 (litofilní)	Re (reofilní)	SD (tahy do 100 km)	NT	UR
<i>Ch. nasus</i>	He.2.2 (mikrofytofilní)	A.1.3 (litofilní)	Re (reofilní)	LD (tahy nad 100 km)	EN	UR
<i>L. cephalus</i>	Eu (všežravý)	A.1.3 (litofilní)	Re (reofilní)	?SD (tahy do 100 km)	LC	UR
<i>L. idus</i>	Eu (všežravý)	A.1.4 (fytolitofilní)	Et (eurytopní)	?SD (tahy do 100 km)	VU	UR

Výsvětlivky: UR = umělá reprodukce a vysazování plůdku a násad, EN = ohrožený (endangered), VU = zranitelný (vulnerable), NT = téměř ohrožený (near threatened), LC = málo dotčený (last concern).

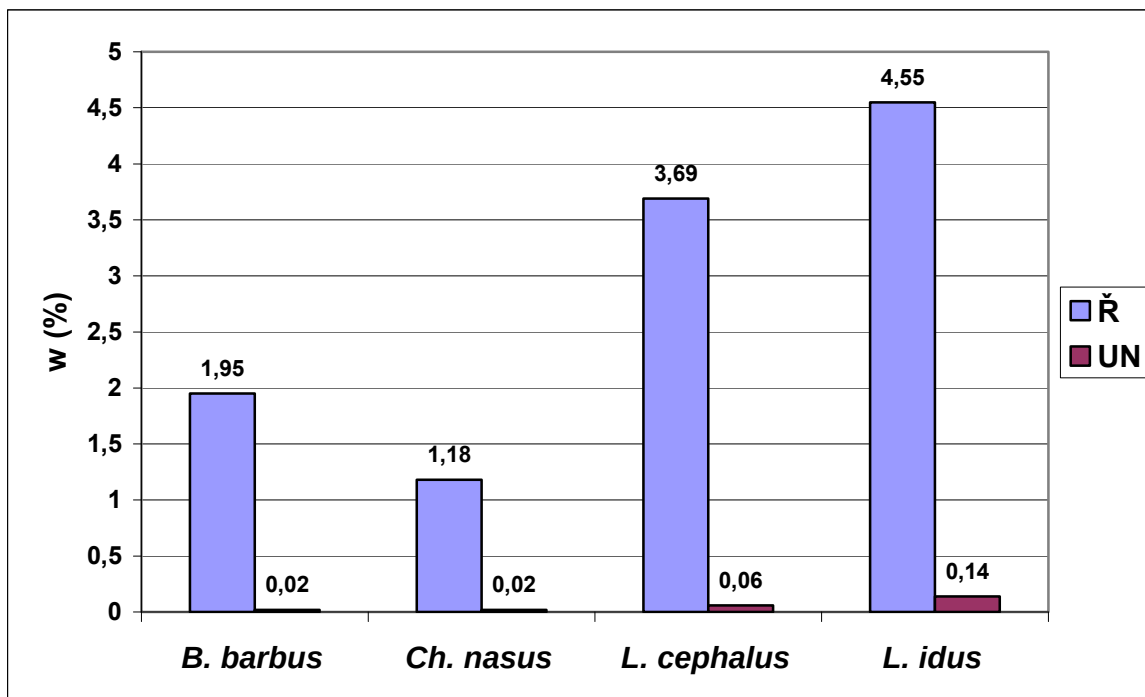
Tab. 2. Hodnoty úlovků a kusová hmotnost u uvedených druhů ryb dlouhodobě monitorovaných v mimopstruhovém revíru Dyje 7 v období říčního ekosystému (1953-1978) a tzv. jezerního (přehradního) ekosystému (1981-2003).

Druh	Období	n (ks) (min.-max.) prům. ± S.D.	w (kg) (min.-max.) prům. ± S.D.	n (ks.ha ⁻¹) (min.-max.) prům. ± S.D.	w (kg.ha ⁻¹) (min.-max.) prům. ± S.D.	Kusová hm. (kg) (min.-max.) prům. ± S.D.
<i>B. barbus</i>	A	0-124 30,6±30,79	0,0-143,7 41,99±38,40	0,0-2,1 0,51±0,51	0,00-2,40 0,70±0,64	0,00-4,30 1,63±0,66
	B	0-93 7,6±18,94	0,0-31,6 7,21±8,15	0,0-0,2 0,01±0,04	0,00-0,06 0,01±0,02	0,00-4,00 1,57±0,69
<i>Ch. nasus</i>	A	0-172 42,5±53,47	0,0-86,7 22,70±26,87	0,0-2,9 0,71±0,89	0,00-1,45 0,38±0,45	0,0-2,0 0,73±0,37
	B	0-42 6,8±12,53	0,0-29,0 3,97±7,78	0,0-0,9 0,01±0,03	0,00-0,06 0,01±0,02	0,00-2,29 0,69±0,61
<i>L. cephalus</i>	A	4-439 129,4±95,97	2,0-295,0 99,63±76,80	0,1-7,3 2,16±1,60	0,03-4,92 1,66±1,28	0,28-1,07 0,77±0,18
	B	6-162 35,4±34,93	3,5-134,0 23,07±25,63	0,0-0,3 0,07±0,07	0,01-0,25 0,04±0,05	0,23-1,29 0,71±0,28
<i>L. idus</i>	A	6-386 100,3±124,90	5,9-296,4 84,35±97,36	0,1-6,4 1,67±2,08	0,10-4,94 1,41±1,62	0,61-1,26 0,97±0,17
	B	2-1224 96,4±301,55	1-608 54,5±149,00	0,0-2,3 0,18±0,57	0,00-1,15 0,10±0,28	0,42-1,39 0,84±0,25

Vysvětlivky: A = říční ekosystém, B = tzv. jezerní (přehradní) ekosystém, S.D. = standardní odchylka.



Obr. 1. Frekvence výskytu ročních úlovků (F v %) uvedených druhů ryb v období tzv. říčního (Ř:1953-1978) a přehradního, jezerního (UN:1981-2003) mimopstruhového revíru (ekosystému) MRS Dyje 7.



Obr. 2. Hmotnostní podíl průměrných ročních úlovků uvedených druhů ryb vyjádřený v procentech celkových úlovků všech druhů ryb v revíru MRS Dyje 7 v období říčního (Ř: 1953-1978) a přehradního (UN: 1981-2003) mimopstruhového revíru MRS Dyje 7.

SOUHRN

V příspěvku je dokumentována charakteristika exploatace 4 říčních druhů ryb, parmy obecné (*Barbus barbus*), ostroretky stěhovavé (*Chondrostoma nasus*), jelce tloušť (*Leuciscus cephalus*) a jelce jesena (*L. idus*) v říčním a tzv. jezerním (přehradním) ekosystému na příkladu rybářského mimopstruhového revíru Dyje 7 na řece Dyji. V období říčního mimopstruhového revíru byly v letech 1953-1978 všechny výše jmenované druhy ryb z hlediska využitelné produkce dominantní. V období po vybudování Mušovské přehradní nádrže (Nové Mlýny – I) byly v tzv. jezerním ekosystému v letech 1981-2003 registrovány u reofilních druhů (parmy obecné, ostroretky stěhovavé a jelce tloušť) minimální hodnoty úlovků sportovním rybolovem. Pouze u eurytopního jelce jesena byly úlovky vyšší, umožňující jeho produkční využití. Na základě výsledků víceleté analýzy úlovků uvedených druhů ryb byl dokumentován vliv fragmentace toku na snižování početnosti přirozených populací reofilních druhů ryb v uvedeném úseku řeky Dyje (v místě Mušovské přehradní nádrže) a z toho vyplývající nutnost posilování těchto populací v navazujících úsecích řeky, zejména formou vysazování uměle vyprodukovaných násad ryb a perspektivně vybudováním funkčních rybích přechodů.

PODĚKOVÁNÍ

Autoři děkují pracovníkům a členům Moravského rybářského svazu za pomoc při realizaci projektu. Při zpracování příspěvku bylo využito finanční podpory z MZe ČR, NAZV, projekt č.: QF 3028.

LITERATURA

- Baruš, V., Oliva, O. (eds.), 1995: Mihulovci *Petromyzontes* a ryby *Osteichthyes*. Fauna ČR a SR, sv. 28/2. Academia Praha 1995, 698 s.
- Baruš, V., Peňáz, M., Prokeš, M., 2002: Fáze „ontogeneze“ Mušovské nádrže VD Nové Mlýny – těžba ryb a kondiční parametry cejnka malého. In: Sb. referátů V. české ichtyologické konference, MZLU Brno, s. 114-119.
- Baruš, V., Prokeš, M., Peňáz, M., 2004: Minulost a současnost „rybářského ráje“ (revír MRS Dyje 7). In: Spurný, P. (ed.), Sb. „55 let výuky rybářské specializace na MZLU v Brně“. Ústav rybářství a hydrobiologie MZLU v Brně. Brno 2004, s. 161-167.
- Holčík, J., 1999: Ichtyologie. Příroda, Bratislava 1998, 310 s.
- Fiala, J., 2000: Možnosti intenzivního chovu plůdku vybraných reofilních druhů ryb. Dokt. dis. práce, MZLU Brno, 133 s.
- Losos, B., Gulíčka, J., Lellák, J., Pelikán, J., 1984: Ekologie živočichů. SPN Praha 1984, 316 s.
- Lusk, S., 1995a: The status of *Chondrostoma nasus* in waters of the Czech Republic. Folia Zool., 44(1): 1-8.
- Lusk, S., 1995b: Influence of valley dams on the changes in fish communities inhabiting streams in the Dyje River drainage area. Folia Zool., 44(1): 45-46.

- Lusk, S., 2000: Ryby a rybářství v oblasti soutoku řek Dyje, Jihlavy a Svratky pod Pálavou. Knižnice sborníku Jižní Morava, č. sv. 22, pp. 49-67.
- Lusk, S., Halačka, K., Lusková, V., 1994: Ichthyological and fishery knowledge about waterwork Nové Mlýny on the Dyje River. In: Pellantová, J., Franek, M. (eds.), Research for the Nové Mlýny reservoirs area for the period 1988-1993 (in Czech). Proceedings Český ústav ochrany přírody, Praha, 123-134.
- Lusk, S., Hanel, L., Lusková, V., 2004: Red list of the ichthyofauna of the Czech Republic. Development and present status. Folia Zool., 53(2): 215-226.
- Lusk, S., Lusková, V., Dušek, M., 2002: Biodiverzita ichthyofauny České republiky a problematika její ochrany. Biodiverzita ichthyofauny ČR (IV): 23-28.
- Matějčík, J., 1996: Hospodaření s vodou v povodí 1966-1996. Povodí Moravy, a.s., Brno 1996, 96 pp. + přílohy: Přehrady v povodí Moravy.
- Peňáz, M., 1999: Restoration of fish habitat and hydrobiological conditions of the lower Dyje/Morava Rivers. Phare – Baseline studies. Institute of Vertebrate Biology AS CR, Brno (unpubl.).
- Peňáz, M., Baruš, V., Prokeš, M., Svobodová, Z., 2002: Změny některých atributů populace parmy obecné v řece Jihlavě během posledních 25 let a jejich příčiny. In: Sb. ref. V. česká ichthyologická konference. Brno 2002, s. 5-10.
- Prokeš, M., Baruš, V., 1995: Surviving fragments of *Chondrostoma nasus* population under extreme conditions in the Mohelno Reservoir (Czech Republic). Folia Zool., 44 (Suppl. 1): 63-67.
- Prokeš, M., Baruš, V., 1994: Monitoring of ichthyocenosis in the waterwork Nové Mlýny. In: Pellantová, J., Franek, M. (eds.), Research for the Nové Mlýny reservoirs area for the period 1988-1993 (in Czech). Proceedings Český ústav ochrany přírody, Praha, 113-122.
- Prokeš, M., Baruš, V., Peňáz, M., 1998: Characterization of the fish communities in the selected water reservoirs of the Morava river basin. Biodiverzita ichthyofauny ČR II: 93-98.
- Prokeš, M., Baruš, V., Peňáz, M., 2004: Výskyt a charakteristika úlovků jelce jesena (*Leuciscus idus* Linnaeus, 1758) v povodí řeky Moravy. In: Spurný, P. (ed.), Sb. VIII. česká ichthyologická konference. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Brno 2004, s. 147-153.
- Prokeš, M., Baruš, V., Peňáz, M., 2004: Výsledky hospodaření se sumcem velkým (*Silurus glanis*) ve vybraných nádržích (revírech MRS). In: Spurný, P. (ed.), Sb. „55 let výuky rybářské specializace na MZLU v Brně“, MZLU Brno, s.168-175.
- Spurný, P., 1998: Rybářské využití nádrží Nové Mlýny. Rybářství, 1998(11), s. 522-523.
- Spurný, P., 2004: Frekvence úlovků parmy obecné a ostroretky stěhovavé v revírech Moravského rybářského svazu. In: Vykusová, B. (ed.), Sb. VII. Česká ichthyologická konference. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, Vodňany 2004, s. 28-31.
- Vostradovský, J., 2004: Ostroretka a podoustev: dva druhy s podobným významem pro rybáře. Rybářství, listopad 2004, s. 4-7.

Adresa autorů:

Ing. **Miroslav Prokeš**, CSc. (e-mail: prokes@brno.cas.cz), Prof. Ing. **Vlastimil Baruš**, DrSc. (e-mail: barus@ivb.cz), Ing. **Milan Peňáz**, DrSc. (e-mail: penaz@brno.cas.cz), Ústav biologie obratlovců AV ČR, Květná 8, 603 65 Brno.

POROVNÁVÁNÍ MORFOLOGIE A ULTRASTRUKTURY SPERMIÍ ZÁSTUPCŮ KOSTNATÝCH A CHRUPAVČITÝCH RYB; LÍNA OBECNÉHO *TINCA TINCA* A JESETERA SIBIŘSKÉHO *ACIPENSER BAERII*

Morphology and ultrastructure of sperm in fish: A comparative study between teleost (tench Tinca tinca) and chondrost (Siberian sturgeon Acipenser baerii)

PŠENÍČKA M., ALAVIS. M. H., RODINA M., NEBESÁŘOVÁ J., LINHART O.

ABSTRACT:

Morphology and ultrastructure of Siberian sturgeon Acipenser baerii (Brandt, 1869) and tench Tinca tinca (Linnaeus, 1758) sperm was examined using scanning and transmission electron microscopy. Sperm of Siberian sturgeon had a head with a distinct acrosome, a midpiece and a single flagellum surrounded by the flagellar plasma membrane. The average length of the head including the acrosome and the midpiece estimated $7.01 \pm 0.83 \mu\text{m}$. Ten posterolateral projections derived from acrosome on a subacrosomal region with $0.95 \pm 0.17 \mu\text{m}$ and $0.93 \pm 0.12 \mu\text{m}$ length and width, respectively. The nucleus consisted of electrodense homogeneous nuclear chromatin. Three intertwining endonuclear canals bounded by membranes traversed the nucleus from the acrosomal and to the basal nuclear fossa region. Three to six mitochondria, two types of centrioles (proximal and distal) located in the midpiece as well two vacuoles composed of lipid droplets. The flagellum ($44.75 \pm 4.93 \mu\text{m}$ length), originated from centriole apparatus, presents a typical eukaryotic flagellar organization (9+2). In addition, an extracellular cytoplasm canal was found between cytoplasmic sheath and flagellum.

Tench spermatozoa of $26.1 \pm 3.80 \mu\text{m}$ total length possessed typical primitive simple structure, called "aqua sperm", without acrosomal head structures. It was probably the smallest spermatozoon described among cyprinid fishes. Heads were mostly composed of dense and slightly granular material which appeared to be fairly homogeneous except for the occasional appearance of vacuoles. The midpiece remained separated from the flagellum by the cytoplasmic channel; it was cylindric/cone-shaped, $0.86 \pm 0.27 \mu\text{m}$ in length and $1.17 \pm 0.24 \mu\text{m}$ in width at proximal part. The proximal centriole was located in the "implantation fossa". It had an orientation of 140° with respect to the distal centriole. The sperm flagellum with $25.45 \pm 2.47 \mu\text{m}$ of total length had no any fin. The diameter of the flagellum perpendicular to the plane of the doublet of central microtubules was $173.67 \pm 20.45 \text{ nm}$ and horizontal plane of the central microtubules was $200.71 \pm 20.45 \text{ nm}$. Peripheral doublets and the central doublet of microtubules measured 23.39 ± 3.18 and $35.88 \pm 4.44 \text{ nm}$ in width, respectively. The diameter of a microtubule was $9.14 \pm 2.97 \text{ nm}$. A vesicle was attached to the most basal region of the flagellum and located just under plasma membrane of the flagellum.

ÚVOD

Spermie kostnatých ryb (*Teleostea*), ke kterým patří právě i lín obecný *Tinca tinca*, postrádají akrosom, což je váček na přední části hlavičky sloužící k průniku přes vaječné obaly. Jejich absence je u ryb kompenzována přítomností mikropyle, což je otvor ve vajíčku sloužící k průniku spermie (Gisburg, 1968). Zajímavostí je skutečnost, že spermie chrupavčitých ryb (*Chondrostea*), jako je jeseter sibiřský *Acipenser baerii*, jsou opatřeny akrosomem a nejsou tedy fylogeneticky příliš vzdáleny spermiím savčím. Na druhé straně, jako u ostatních druhů ryb, jsou vajíčka opatřena mikropylárními otvory. Paradoxně je množství mikropylárních otvorů pro průnik spermií u jiker chrupavčitých ryb vyšší a velmi variabilní, jak v rámci jedince, tak i druhu, než u kostnatých ryb (Dettlaf a kol., 1993). Tudíž akrosom teoreticky k vlastnímu průniku nepotřebují.

Spermie jeseterovitých ryb

Mají protáhlou druhově specifickou hlavičku s akrosomem, jasně diferencovaným středním oddílem tvořeným mitochondriální částí s elektrocentními měchýřky a krčkem neboli centriolami. Pohybový aparát spermie je představován architekturou devíti dublet periferních a jedním párem centrálních mikrotubulů v bičíku (9+2), který nazýváme axonema (Cosson, 1996; Gagnon, 1995). Spermie jeseterů formují jeden nebo dva lemy, které vedou podél hlavní části bičíku (Nicander, 1970; Billiard, 1970; Stein, 1981; Suquet, a kol., 1993) a jsou kolmé na rovinu centrálních mikrotubulů (Billard, 1970).

Akrosom se skládá z vlastního akrosomu v anteriorní části a subakrosomu, který nasedá na jadernou membránu. Intermediárně přechází akrosom v tzv. posterolaterální výběžky (PLV). Neznáme jejich funkci, ale DiLauro a kol. (1998) se domnívá, že slouží jako kotva při fertilizaci v rychle tekoucí vodě. Nejtypičtější je tato struktura vyvinuta u lopatonose *Scaphirhynchus albus*, který má 8 PLV dlouhých 760 nm směřujících mírně do spirály (DiLauro a kol., 2000).

U spermií většiny jeseterů jsou vedeny středem jádra od implantační jamky hlavičky k jaderné membráně u akrosomu 3 endonukleární kanály (ENK), ovšem spermie jesetera ostrorypého *Acipenser oxyrinchus* mají jen 2 ENK. Jeho spermie jsou nápadně malé a tedy kompaktnější. Jsou tedy v evolučním nebo genetickém smyslu považovány za vyspělejší (DiLauro a kol., 1998).

Nukleární neboli implantační jamka (fossa region) je dutinka v centrální poloze posteriorní části jádra,

která má funkci spojení mezi ENK a proximální centriolou ve středním oddílu. Kolmo na proximální centriolu je napojena distální centriola, z které polymerizuje bičík. Obě jsou tvořeny devíti periferními tripletami mikrotubulů (Cherr a Clark, 1985; Ginsburg, 1977; DiLauro a kol., 2000).

Spermie kostnatých ryb

Kostnaté ryby mají primitivní strukturu spermií bez akrosomu (Franzen, 1956), hovoříme o tzv. „aqua sperm“ (Jamieson, 1991).

Podle Baccettiho (1984), který porovnával více spermií kaprovitých ryb, můžeme říci, že hlavičky spermií mají obecně ovoidní tvar a jsou relativně malé ($1.6 - 4 \mu\text{m}$) s asymetricky napojeným bičíkem s klasickým uspořádáním axonémy 9+2. Rozložení organel ve střední části je rovněž asymetrické, včetně mitochondrií a centriol zajišťující spojení hlavičky s bičíkem. Dále střední oddíl obsahuje glykogenní granule a elektrolucentní měchýřky. Bičík neformuje žádné lemy.

METODIKA

A) Elektronová mikroskopie

Čerstvé sperma mličáků v případě lina jsme ředili 1:50 modifikovaným roztokem kurokura (Rodina a kol., 2004) a v případě jesetera sibiřského roztokem obsahující 50 mM sacharóza a 20 mM tris o pH 7.6. Později jsme fixovali 2.5 % glutaraldehydem a 0.1 M fosfátovým pufrům (pH 7.2). K postfixaci byl použit oxid osmičelý. Dehydratace vzorku proběhla v acetonové řadě.

Vzorky pro skenování elektronový mikroskop (SEM) byly dále:

- sušeny metodou kritického bodu pomocí dryer pelco CPD 2 (Ted Pella, Inc., Redding, Calif.)
- přilepeny na kovový terčik
- pozlaceny pomocí SEM Coating Unit E5100 (polyfon Equipment Ltd., England)
- pozorovány Jeol 6300 SEM s CCD kamerou (JEOL Ltd., Akishima, Tokyo, Japan)

Vzorky pro transmisní elektronový mikroskop (TEM) byly dále:

- zality do pryskyřice Polybed 812
- řezány na ultratenké řezy ultramikrotomem Leica UCT (Leica Mikrosysteme GmbH, Austria)
- kontrastovány uranylacetátem a citrátem olova
- pozorovány Jeol 1010 TEM (JEOL Ltd., Tokyo, Japan)

Snímky se vyhodnocovaly analýzou obrazu Olympus MicroImage software (verze 4.0.1. pro Windows).

VÝSLEDKY

Popis struktury spermie jesetera sibiřského

Jeho spermie se skládaly z protáhlé válcovité hlavičky obsahující akrosom, válcovité k bičíku se zužující střední části tvořící cytoplasmatický kanál a jednoho bičíku s lemem a terminální částí (obr. 1,2,3).

Hlavička

Válcovitá hlavička obsahovala v anteriorní části akrosom a postakrosom a v posteriorní části začínal hlavičku obklopotvat střední oddíl obsahující především mitochondrie. Hlavička byla včetně akrosomu a střední části dlouhá $7.01 \pm 0.83 \mu\text{m}$ a široká za akrosomem $0.87 \pm 0.13 \mu\text{m}$, v mediální části $1.12 \pm 0.14 \mu\text{m}$ a těsně před napojením středního oddílu $1.14 \pm 0.18 \mu\text{m}$.

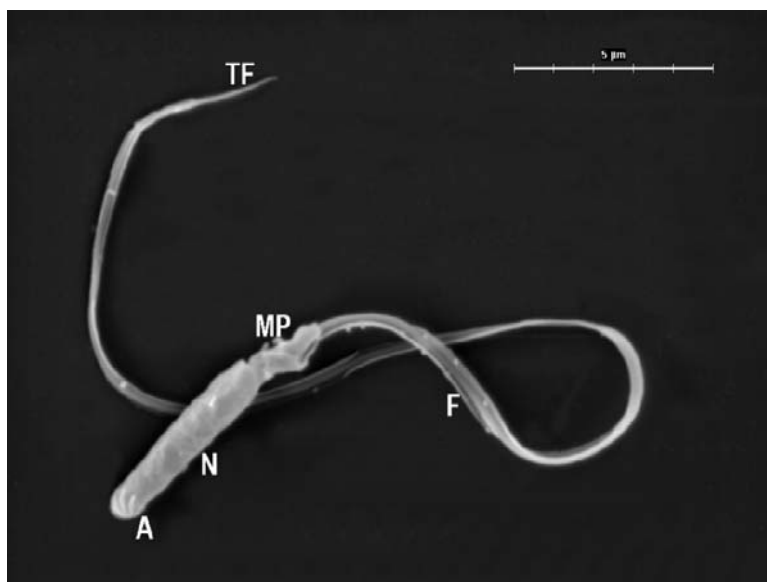
Akrosom byl $0.93 \pm 0.12 \mu\text{m}$ široký a $0.95 \pm 0.17 \mu\text{m}$ dlouhý. V intermediární oblasti přecházel akrosom v 10 pravotočivých PLV.

Středem jádra jsou od implantační jamky po jadernou membránu u akrosomu spirálovitě vedeny tři ENK (obr. 2).

Střední oddíl

Střední oddíl $1.09 \pm 0.43 \mu\text{m}$ dlouhý měl kónický tvar, který se směrem k bičíku zužoval ze šířky $0.81 \pm 0.28 \mu\text{m}$ za jádrem na $0.57 \pm 0.19 \mu\text{m}$ před bičíkem. Obsahoval krček či centriolový oddíl a 3-6 mitochondrií rozptýlených rovnoměrně po celém obsahu. Do určité míry se fyzicky dotýkal bičíku, až dále pak se začínal formovat cytoplasmatický kanál $422.28 \pm 42.74 \text{ nm}$ široký, který bičík od středního oddílu odděloval.

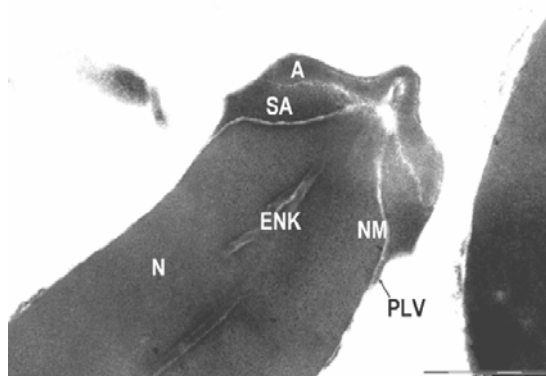
Proximální centriola mírně vejčitého tvaru ($185.28 \times 147.42 \text{ nm}$), zajišťovala spojení hlavičky s bičíkem. Vkládala se kolmo do implantační jamky mezi jádrem a distální centriolou. Zatímco distální centriola, ze které se tvořila axonéma, byla ve stejné rovině jako bičík i jádro (obr. 3).



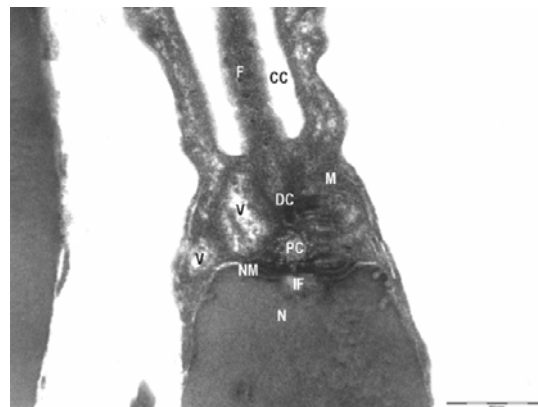
Obr. 1 Fotografie spermie jesetera sibiřského ze SEM s akrosomem (A), jádrem (N), středním oddílem (MP) a bičíkem (F) s terminální částí (TF). Měřítko 5 μ m.

Bičík

Byl 44.75 ± 4.93 μ m dlouhý. Napojoval se na hlavičku pomocí centriolového komplexu, dále procházel cytoplasmatickým kanálem a tvořil hlavní a terminální oddíl. Axonéma měla klasické uspořádání devět periferních dublet mikrotubulů 35.53 ± 5.93 nm a jeden pár centrálních mikrotubulů 52.94 ± 5.50 nm širokých. Periferní dublet se skládal z kompletního mikrotubulu obsahujícího 13 protofilament a světlého s průřezem tvaru písmene „C“, který na první mikrotubulus svými okraji nasedal a obsahoval pouze 10 protofilament. Periferní dublety měly tedy společnou stěnu. Spojení mezi dublety zajišťovala dvě dyneínová raménka a nexínová spojka. Spojení centrálních mikrotubulů byla zajištěna prostřednictvím tzv. můstků a každý mikrotubul z páru byl kompletní (obr. 4). Samotný mikrotubul měl průměr 21.41 ± 4.83 nm. Šířka bičíku v rovině kolmé na centrální pár mikrotubulů byla 217.13 ± 25.64 nm. V rovině mikrotubulů se podél bičíku spirálovitě nezávisle na sobě formovaly 2 lemy široké 705.87 ± 220.04 nm (obr. 5).



Obr. 2: longitudinální řez hlavičkou spermie jesetera sibiřského v oblasti akrosomu s měřítkem 500 nm foceného pomocí TEM s akrosomem (A), subakrosomem (SA), jádrem (N), endonukleárními kanály (ENK), jadernou membránou (NM) a posterolaterální výběžky (PLV).



Obr. 3: Fotografie longitudinálního řezu středním oddílem spermie jesetera sibiřského z TEM s jádrem (N), implantační jamkou (IF), jadernou membránou (NM), proximální centriolou (PC), distální centriolou (DC), elektrolucentními měchýřky (V), mitochondriemi (M), bičíkem (F) a cytoplasmatickým kanálem (CC). Měřítko 500 nm.

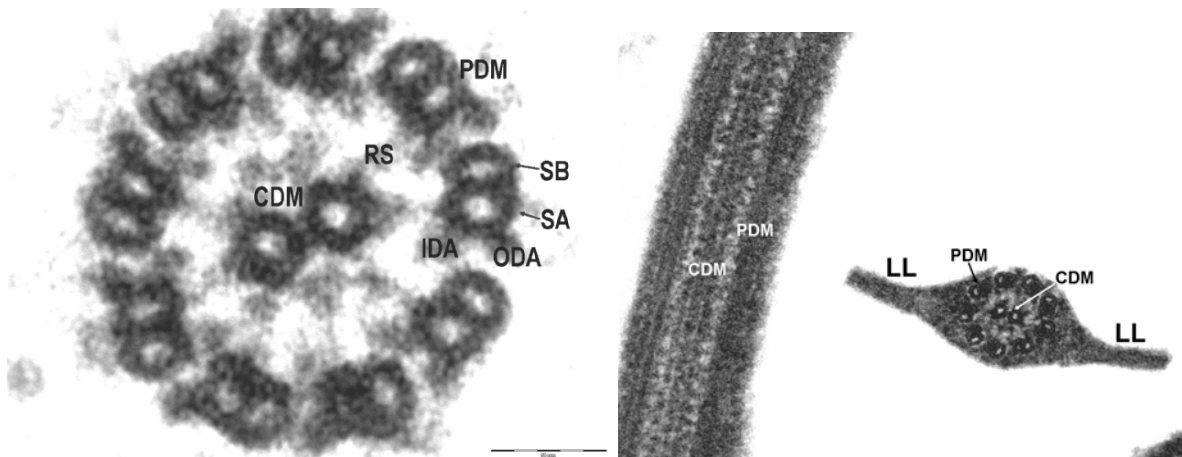
Popis struktury spermie lína obecného

Spermie lína obecného byla relativně malá jednobíčíkatá bez lemů se středním konickým oddílem a kulatou asymetricky napojenou hlavičkou bez akrosomu (obr. 6,7).

Hlavička

Hlavička spermie lína byla 2.27 ± 0.30 μ m se středním oddílem a 1.27 ± 0.24 μ m bez středního oddílu dlouhá a 1.71 ± 0.09 μ m široká.

V řezu jádrem některých spermií byly pozorovány elektrolucentní měchýřky či vakuoly (obr. 7).



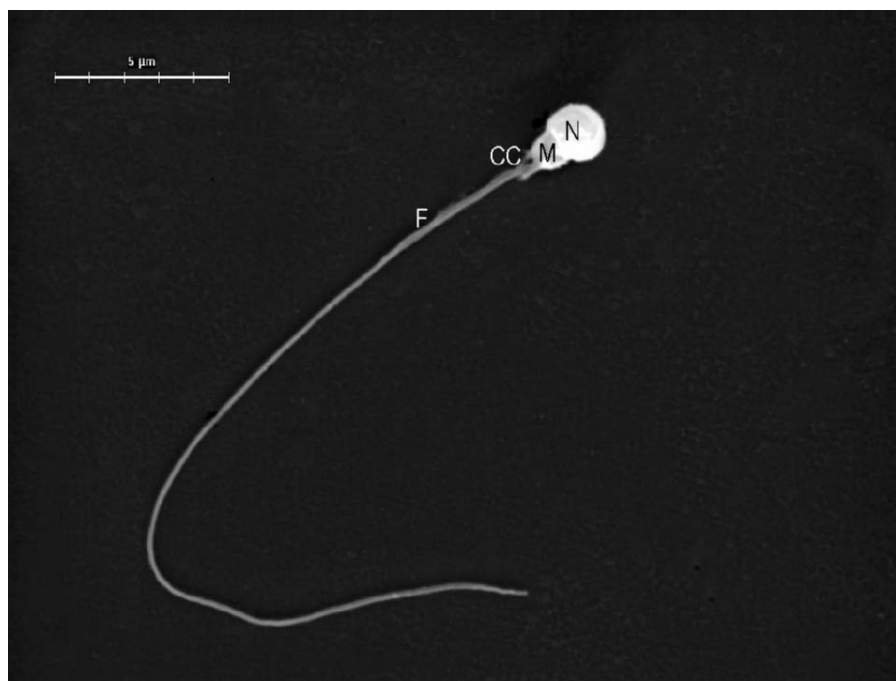
Obr. 4: Fotografie transverzálního řezu axonérou (měřítko 50 nm)

Obr. 5 s měřítkem 200 nm s rozvinutým laterálním lemem spermie jesetera sibiřského s centrálními dublety mikrotubulů (CDM), periferními dublety mikrotubulů (PDM), radiálními spojkami (RS), subjednotkami A a B (SA a SB) a vnějšími a vnitřními dyneinovými raménky (IDA a ODA).

Střední oddíl

Střední oddíl spermie vykazoval střední šířku $0.86 \pm 0.27 \mu\text{m}$. Tvar této části byl kónický se širší základnou v anteriorní části. Vtlačením membrány středního oddílu se tvořil cytoplasmatický kanál, který od středního oddílu odděloval bičík, takže s ním nebyl nikde, kromě centriolárního komplexu, ve fyzickém kontaktu.

Centriolový oddíl neboli krček tvořila proximální centriola napojená na implantační jamku a distální centriola. Napojení bičíku k hlavičce bylo shledáno asymetrické s úhlem, který svírají centrioly 140° . Všechny mitochondrie v počtu od 2 do 6 přiléhaly k bičíku pouze z jedné strany (obr. 9).



Obr. 6: Fotografie spermie lína obecného ze SEM s hlavičkou (N), cytoplasmatickým kanálem (CC), středním oddílem (MP) a bičíkem (F). Měřítko 5 μm .

Bičík

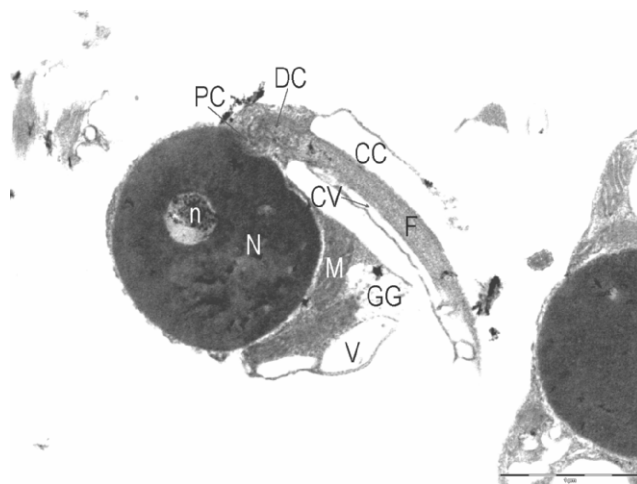
Délka bičíku byla, stejně jako hlavička relativně malá ($25.41 \pm 2.47 \mu\text{m}$). Bičík byl v celé délce v rovině kolmé na osu mikrotubulů zploštělý s šířkou $173.67 \pm 20.45 \text{ nm}$ a v ose centrálních mikrotubulů $200.71 \pm 15.81 \text{ nm}$. Fibrilární část bičíku neboli axonéma se skládala z typického uspořádání devíti periferních dublet mikrotubulů $23.39 \pm 3.18 \mu\text{m}$ širokých a jednoho centrálního páru mikrotubulů $35.88 \pm 4.44 \text{ nm}$ širokých (obr. 8) při šířce jednoho mikrotubulu $9.14 \pm 2.97 \text{ nm}$. Bičík lína neměl žádné laterální lemy.

DISKUSE

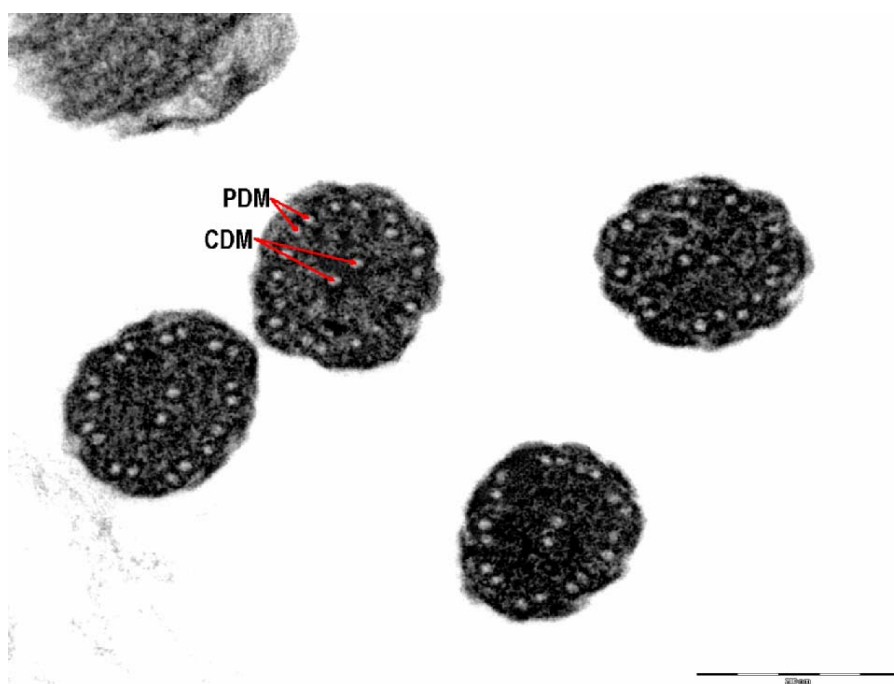
Spermie lína obecného jsou příkladem primitivního typu spermií (Pšenička a kol., 2006) naopak spermie jesetera sibiřského patří ke strukturovanějším spermiím s akrosomem.

Jako spermie kaprovitých ryb podle Billard (1970), Emeljanova a Makeeva (1985) Baccetti a kol. (1984) měla spermie lína obecného kulaté až mírně eliptické jádro, kónický střední oddíl obsahující proximální a distální centriolu, mitochondrie glykogenní granule a elektrolucentní měchýřky. Bičík byl na hlavičku napojen, jako u spermií ostatních kaprovitých ryb podle Baccettiho a kol. (1984), asymetricky (Pšenička a kol., 2006).

Naopak spermie jesetera sibiřského, které byly typické jako ostatní spermie chrupavčitých podle prací DiLauro a kol. (1998, 1999, 2000, 2001), Gibbons a kol. (1983), Ginsburg (1968, 1977), Xu a Xiong (1988), Cherr a Clark (1984, 1985) a Ciereszko a kol. (1994) měly hlavičku protáhlou, válcovitou, střední oddíl s centriolami, mitochondriemi, elektrolucentními měchýřky a relativně symetrickým napojením bičíku s lemem.



Obr. 7: Fotografie longitudinálního řezu spermie lína obecného z TEM s jádrem (N), cytoplasmatickou membránou (CM), jaderným měchýřkem (n), proximální centriolou (PC), distální centriolou (DC), implantační jamkou (IF), mitochondriemi (M), elektrolucentními měchýřky (V), glykogenními granulemi (GG), cytoplasmatickým kanálem (CC) a bičíkem (F). Měřítko 1 μm .



Obr. 8: Fotografie transverzálního řezu bičíkem s centrálním (CDM) a periferním dubletem mikrotubulů (PDM) z TEM. Měřítko 200 nm.

Podle naměřených hodnot byla spermie lína obecného pravděpodobně nejmenší popsanou spermií kaprovitých ryb. Např. spermie oukleje obecné *Alburnus alburnus alborella* má hlavičku dlouhou 2 μm (Baccetti a kol., 1984), kdežto lína pouze 1.27 μm (Pšenička a kol., 2006).

Spermie lína obecného měla v jádře elektrolucentní měchýřky, vzniklé pravděpodobně nedokonalou dehydratací chromatinu při spermiogenezi (Pšenička a kol., 2006), jak popisuje Massanyi (1990) u spermií býka.

Střední oddíl lína obecného se od středního oddílu jesetera sibiřského lišil tím, že byl asymetrický a kromě krčku se fyzicky bičíku nedotýkal (Pšenička a kol., 2006). U jesetera sibiřského byl objeven částečný fyzický kontakt. Lín obecný měl mitochondrie přiložené k bičíku pouze z jedné strany (Pšenička a kol., 2006), kdežto spermie jesetera sibiřského měly mitochondrie rozmístěné různě v celém obsahu středního oddílu.

Centrioly jsou spolu spojeny v závislosti na druhu ryby v různých úhlech. Např. spermie karase stříbrného *Carassius auratus* 125° (Baccetti a kol., 1984), kdežto centrioly spermie lina obecného 140° (Pšenička a kol., 2006). Centrioly jeseterů byly vždy kolmé (DiLauro a kol., 2001).

Zatím co bičík jesetera sibiřského měl, při srovnání s již popsányými spermii jeseterů, např. jesetera ostrorypého 37.08 μm (DiLauro a kol., 1998), téměř největší průměrnou délku (44.75±4.93 μm), tak bičík spermie lina obecného měl podle Pšeničky a kol. (2006) s 25.41±2.47 μm pravděpodobně nejkratší popsaný bičík spermii kaprovitých ryb (36-60 μm podle Baccettiho a kol. (1984)). Bičíky tvoří u všech zmiňovaných druhů typickou strukturou axonémy (9+2). Známou výjimku tvoří *Anguilliformes* a *Elopiformes* má „9+0“, u kterých je axonéma tvořena pouze periferními mikrotubuly (bez centrálních) (Billard a Ginsburg, 1973; Mattei a Mattei, 1975).

Spermie čeledi *Poeciliidae*, *Janysiidae*, *Patolontidae* a *Embiotocidae* formují podél hlavního oddílu bičíku jeden nebo dva lemy (Nicander, 1970; Billard, 1970; Lanhsteiner, a kol., 1997; Suquet a kol., 1993), jak je tomu i u spermie jesetera sibiřského. Tyto lemy mají podle Afzelia (1978) funkci efektivnějšího pohybu ve vodním prostředí. Lemy jsou orientovány vždy v rovině centrálního dubletu mikrotubulů (Billard, 1970). Spermie lina obecného podobné struktury postrádá.

PODĚKOVÁNÍ

Práce byly provedeny v rámci řešení výzkumného záměru MSM 6007665809 Biologické, environmentální a chovatelské aspekty v rybářství, projektu GA ČR 203/06/0888 Ultrastruktura, energie a kompetice spermii: Komparativní studie s využitím dvou modelových druhů chrupavčitých a kostnatých ryb a projektu GA Jihočeské univerzity 2/2005/P-VÚRH Ultrastruktura spermii jesetera sibiřského *Acipenser baeri* a lina obecného *Tinca tinca*.

LITERATURA:

- Afzelius, B. A. (1978). Fine structure of the garfish spermatozoan. *Journal of Ultrastructure Research* **64**, 309-314.
- Baccetti, B., Burrini, A. G., Callaini, G., Gibertini, G., Mazzini, M. & Zerunian, S. (1984). Fish germinal cell. I. Comparative spermatology of seven cyprinid species. *Gamete Research* **10**, 373-396.
- Billard, R. (1970). Ultrastructure comparée de spermatozoïdes de quelques poissons téléostéens. In: Comparative spermatology. (B. Baccetti ed.). Academic Press, New York. pp. 71-79.
- Billard, R. (1986). Biology of the gametes of some teleost species. *Fish Physiology and Biochemistry* **2**, 115-120.
- Billard, R. and Ginsburg, A. S. (1973). La spermiogenèse et le spermatozoïde d'Anguilla anguilla L. Etude ultrastructurale. *Ann. Biol. Anim. Biochem. Biophys.* **13**, 523-534.
- Ciereszko, A., Dabrowski, C., Lin, F. & Doroshov, S. (1994). Identification of trypsin-like activity in sturgeon spermatozoa. *Journal of Experimental Zoology* **268**, 486-491.
- Cosson J. (1996). A moving image of flagella: news and views on the mechanisms involved in axonemal beating. *Cell Biol. Int.* **20**, 83-94.
- Dettlaff, T. A., Ginsburg, A. S. & Schmalhausen, O. I., (1993): Sturgeon Fishes. *Developmental Biology and Aquaculture*. Berlin: Springer-Verlag.
- DiLauro, M. N., Kaboord, W. & Walsh, R. A. (1998). Sperm-cell ultrastructure of North American sturgeons. I. The Atlantic sturgeon (*Acipenser oxyrinchus*). *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* **76**, 1822-1836.
- DiLauro, M. N., Kaboord, W. S. & Walsh, R. A. (1999). Sperm-cell ultrastructure of North American sturgeons. II. The shortnose sturgeon (*Acipenser brevirostrum*, Lesueur, 1818). *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* **77**, 321-330.
- DiLauro, M. N., Kaboord, W. S. & Walsh, R. A. (2000). Sperm-cell ultrastructure of North American sturgeon I. The Atlantic sturgeon (*Acipenser oxyrinchus*) *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* **78**, 438-447.
- DiLauro, M. N., Walsh, R.A. & Peiffer, M. (2001). Sperm-cell ultrastructure of north american sturgeons. IV. The pallid sturgeon (*Scaphirhynchus albus* Forbes and Richardson, 1905)
- Emaljanova, N. G. & Makeeva, A. P. (1985). Ultrastructure of spermatozooids of some cyprinid fishes (Cyprinidae). *Journal of Apply Ichthyologie* **25**, 137-144.
- Franzen, A. (1956). On spermiogenesis, morphology of the spermatozoon and biology of fertilization among invertebrates. *Zoology Bidrag Uppsala*. **31**, 355-482.
- Gagnon C. (1995). Regulation of sperm motility at the axonemal level. *Reprod. Fertil. Dev.* **7**, 189-198.
- Gibbons, B. H., Gibbons, I. R. & Baccetti, B. (1983). Structure and motility of the 9+0 flagellum of eel spermatozoa. *Journal of Submicroscopic Cytology and Pathology* **15**, 15-21.
- Ginsburg, A.S. (1968). Fertilization in fishes and the problem of polyspermy. Moskova, Izdatelnaya Nauka.. 354 pp. (in Russian)
- Ginsburg, A.S. (1977). Fine structure of the spermatozoon and acrosome reaction in *Acipenser stellatus*. In Problemy eksperimentalnoj biologii. Beljaev D.K. ed, Nauka, Moscow. pp. 246-256.
- Cherr, G. N. & Clark, W.N. (1984). An acrosome reactions in sperm from the white sturgeon, *Acipenser transmontanus*. *Journal of Experimental Zoology* **232**, 129-139.

- Cherr, G. N. & Clark, W. N. (1985). Gamete interaction in the white sturgeon *Acipenser transmontanus*: a morphological and physiological review. *Environmental Biology of Fishes* **14**, 11-22.
- Jamieson, B. G. M. (1991). Fish evolution and systematics: evidence from spermatozoa. Cambridge Univ Press. Cambridge, pp. 230-295.
- Lahnsteiner, F., Berger, B., Weismann, T. and Patzner, R. (1997). Sperm structure and motility of the freshwater teleost *Cottus gobio*. *J. Fish Biol.* **50**, 564-574.
- Massanyi, L. (1991). Funkčná morfológia spermie. VEDA-Vydavateľstvo Slovenskej Akadémie Vied.
- Mattei, C. & Mattei, X. (1975). Spermiogenesis and spermatozoa of the Eipomorpha (teleost fish). In *The Functional Anatomy of the Spermatozoon* (Afzelius, B. A., ed.), pp. 211-221. Pergamon Press: Oxford.
- Nicander, L. (1970). Comparative studies on the fine structure of vertebrate spermatozoa. In *Comparative Spermatology* (Baccetti, B., ed.), pp. 47-56. Rome: Academia Nazionale Dei Lincei.
- Psenicka, M., Rodina, M., Nebesarova, J. and Linhart, O. (2006). Ultrastructure of spermatozoa of tench *Tinca tinca* observed by means of scanning and transmission electron microscopy. *Theriogenology*, in press.
- Suquet, M., Dorange, G., Omnes, M.H., Normant, Y., Le Roux, A. & Fauvel, C. (1993). Composition of the seminal fluid and ultrastructure of the spermatozoon of turbot (*Scophthalmus maximus*). *Journal of Fish Biology* **42**, 509-516.
- Xu, Y. & Xiong, Q. (1988). The process of fertilization of *Acipenser sinensis* Grey observed by SEM. *Acta Zoologica Sinica* **34**, 325-328.

Adresa autorů:

Ing. **Martin Pšenička**, Ing. **Sayyed Mohammad Hadi Alavi**, doc. Ing. **Otomar Linhart**, DrSc., Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, Zátisí 728/II, 389 25 Vodňany (psenicka@vurh.jcu.cz)

Ing. **Jana Nebesářová**, CSc., Parazitologický ústav akademie věd České Republiky, Laboratoř elektronové mikroskopie, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice

GROWTH RATE OF BROWN TROUT *SALMO TRUTTA M. FARIO* CATCHED BY ANGLERS IN RIVERS IN LOWER SILESIA AND WEST POMERANIA (POLAND)

Tempo wzrostu pstrąga potokowego (Salmo trutta m. fario L.) pochodzącego z połowów wędkarskich z rzek Dolnego Śląska i Pomorza Zachodniego

RACZYŃSKI M., PRZESMYCKI M., KESZKA S.

Abstract

The studies have been based on materials (scales) taken from 96 specimens caught by anglers (by spinning method) in rivers with different environmental conditions in year 2004. Area of investigations was streams and rivers in Lower Silesia and West Pomerania. Back-calculations of fish lengths have served to characterize their growth rates by means of the von Bertalanffy's, Dahl-Lea, Ford-Walford, Rosa Lee and second order polynomial equation. A comparison between the results obtained by using this methods showed which one of them is the best to provide as accurate the results in investigated streams. The results of investigations suggest that measurements protective estimated for fishes in West Pomerania is adequate, but in Lower Silesia must be increase to better protect it to 280 or 300 mm total length.

INTRODUCTION

Pstrąg potokowy należy do rodziny ryb łososiowatych, zamieszkuje wody czyste, dobrze natlenione i zimne. Duże osobniki tego gatunku można spotkać również w ciekach zanieczyszczonych należących do II lub nawet III klasy czystości pod warunkiem, że woda jest bogata w tlen oraz ma niską temperaturę. Jednak takie wody wykluczają możliwość odbycia tarła, jak również prawidłowego rozwoju wylęgu i narybku (Krajewski 1986). W rzekach górskich dochodzi do wysokości 2500m nad poziomem morza (Elliot 1994). W ciekach nizinnych jego występowanie ogranicza temperatura wody, która w okresie lata nie może przekraczać przez dłuższy czas 25°C. Największą liczebność mają pstrągi w niewielkich górskich i podgórskich strumieniach. Najlepsze warunki do wzrostu stwarzają pstrągom średnie i duże rzeki krainy lipienia (Błachuta i Zacharczyk 2000). Pstrąg potokowy posiada smaczne i delikatne mięso o lekko różowym zabarwieniu. Dzięki wysokiej wartości kulinarnej, jak również sportowej, pstrąg jest cennym trofeum wędkarskim, co niewątpliwie wywiera dużą presję wędkarską na rzeki zasobne w ten gatunek. Ryba ta należy niestety również do gatunków zagrożonych wyginieciem, których liczebność zależy od działań ochronnych, czyli od stałego zasilania populacji przez zarybienia (Witkowski i inni 1999).

Pomimo pewnej powszechności występowania, do tej pory w literaturze polskiej ukazały się stosunkowo nieliczne publikacje na temat wzrostu pstrąga potokowego i dotyczyły w zasadzie populacji występujących w południowej części Polski. Celem niniejszej pracy było więc wykazanie ewentualnych różnic w tempie wzrostu pstrągów potokowych z cieków o odmiennych warunkach środowiskowych i z różnych obszarów geograficznych. Ponadto wyniki uzyskane w tej pracy, w związku ze sposobem pozyskiwania materiału (wyłącznie połowy wędkarskie) mogą wskazać czy obecnie istniejące wymiary ochronne są uzasadnione i przyczyniają się do ochrony tego cennego gatunku ryb.

MATERIALS AND METHODS

Teren badań

Teren badań stanowiły cieki z województwa Dolnośląskiego i Zachodniopomorskiego (rys. 1). Województwo Dolnośląskie reprezentowały rzeki płynące głównie w zachodniej części Kotliny Kłodzkiej tj. Ścinawka i Włodzica oraz w południowej części - Dzika Orlica. Materiał do badań w województwie Zachodniopomorskim pozyskano w takich rzekach jak Krapiel, Gowienica, Rega oraz Grabowa i Wieprza, która przepływa też przez województwo Pomorskie. Ze względu na małą ilość materiału badawczego pochodzącego z niektórych rzek, do celów statystycznych połączono materiał z kilku cieków tzn. Włodzica i Dzika Orlica zostały określone wspólną nazwą rzeki Dolnego Śląska, natomiast Rega, Gowienica, Grabowa i Wieprza występują razem pod nazwą rzeki Zachodniopomorskie lub Pomorskie.

Oznaczanie wieku i tempa wzrostu

Materiał do badań stanowiły pstrągi potokowe pozyskane na wędkę metodą spinningową od lutego do końca sierpnia 2004r., z czego najliczniej reprezentowały próbę ryby złowione latem. Najwięcej ryb zostało złowionych na przynęty takie jak wobler i błystka obrotowa, niewielką liczbę ryb złowiono na przynęty miękkie typu twister i ripper. Powyższe przynęty cechują się dość znaczną selektywnością. W sumie do badań pozyskano 96 wymiarowych pstrągów potokowych tzn. o długości powyżej 300 mm, w wypadku trzech ryb nie udało się oznaczyć wieku. Najbardziej reprezentatywna próba pochodziła z rzek: Krapieli 45 szt. i Ścinawki 22 szt. Na każdej rybie dokonano pomiaru długości, był on jednak wykonany niezgodnie z przyjętymi zasadami dotyczącymi ryb łososiowatych a mianowicie była mierzona długość całkowita (*longitudo totalis*) a nie jak zalecają inni autorzy długość ogonowa (*longitudo caudalis*) lub długość ciała (*longitudo corporis*) (Żarnecki 1954, Solewski 1962a i b, Wojno 1961, Bieniarz 1967). Sposób mierzenia był natomiast zgodny z pomiarem wyznaczającym wymiar ochronny według Rozporządzenia Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 12 listopada 2001 (Dz.U. Nr138 poz. 1559) i ogólnie przyjęty przy pomiarach wędkarskich. Pomiar był dokonywany miarką z dokładnością do 1mm. Analizę danych przeprowadzono przy użyciu programu Excel

2000 i programu STATISTICA wersja 5.1 G firmy Stat Soft. Ze względu, na to że łuski były pozyskiwane przez różne osoby nie dokonano pomiaru masy, której to mierzenie nie jest popularne wśród wędkarzy łowiących pstrągi. Do oznaczania wieku pobierano od 15 do 20 łusek. Łuski były pobierane nad linią naboczną z miejsca pomiędzy płetwą grzbietową a płetwą tłuszczową. Wiek odczytywano z przyrostów rocznych pierścieni na rzutniku mikrofilmu w powiększeniu siedemnastokrotnym, w świetle przechodzącym. Pomiary promieni łuski dokonywano przy użyciu komputera z programem Multiscan podłączonego do kamery na binokularze, w powiększeniu od 2 do 6,3.

Obliczanie tempa wzrostu długości ryb wykonano na podstawie łusek metodą odczytów wstecznych Dahl - Lea i przy zastosowaniu wzoru Rosy Lee (zastosowano tutaj c z literatury wynoszące 27,5855 mm), a następnie przedstawiono wzrost długości w postaci różnych funkcji matematycznych tzn. przeprowadzono matematyczne modelowanie wzrostu ryb metodami von Bertalanffy'ego, Forda – Walforda, wielomianu 2-go stopnia, Gompertza, oraz przy pomocy zmodyfikowanej funkcji potęgowej. Taka ilość zastosowanych metod pozwoliła określić, który model najlepiej odwzoruje tempo wzrostu długości pstrąga potokowego w danym cieku.

RESULTS

Ocena wiarygodności oznaczeń wieku

Zakładanie pierścieni rocznych nie następuje w całej populacji ryb z danej rzeki jednocześnie. W celu odróżnienia pierścieni nowo założonych od zeszłorocznych, w porze formowania się pierścieni u populacji, należy zastosować badanie przyrostów krawędziowych. Według Żarneckiego (1954) pierścienie roczne u pstrąga zakładają się podobnie jak u troci i w październiku około 90% ma już założony pierścień. Badana próba była pozyskiwana głównie w okresie wiosny i lata. Duża część ryb złowionych w sierpniu miała już założony lub prawie założony nowy pierścień, co powodowało konieczność stosowania badania przyrostu krawędziowego i wprowadzenia odpowiednich poprawek.

Pierścienie roczne u pstrąga potokowego nie są zbyt wyraźne ich prawidłowe odczytanie wymaga dużo wprawy (Backiel 1964). Niewyraźny obraz łusek może uniemożliwić zastosowanie metody odczytów wstecznych do określania tempa wzrostu, w takiej sytuacji oznacza się tylko wiek w grupach wiekowych i na tej podstawie oblicza średnie długości (Ligaszewski 1993). Trudności w odczytach wieku powodują także łuski zregenerowane, które mogą stanowić do 90% wszystkich łusek (Backiel 1964). Solewski (1963) badając pstrągi z potoku Rogoźnik ustalił, że stosunek łusek zregenerowanych do normalnych przedstawia się następująco u ryb jednorocznych 1,4:1, dwuletnich 2,0:1, u trzyletnich 4,4:1. W wypadku 3 pstrągów w badanej próbie, pochodzących ze Ścinawki, wystąpiły wszystkie łuski zregenerowane (ok. 30 szt. z każdego osobnika) co uniemożliwiło odczytanie wieku u tych ryb. Takie zmienione łuski występowały również u ryb z innych cieków, jednak w mniejszej ilości i z reguły w preparacie z 15-20 łusek przynajmniej jedna umożliwia odczyt wieku. Znaczna ilość tego typu łusek pojawiała się u ryb przekraczających 400 mm długości. Metoda łuskowych oznaczeń wieku daje wyniki obciążone błędami w wypadku gdy pierścienie nie mają wyraźnie zdefiniowanego wyglądu. Błędy skutecznie eliminuje trzykrotne badanie tych samych łusek, co uczyniono w tej pracy.

Struktura wiekowa próby

Analiza próby pozwala zauważyć, że najczęściej poławiane były ryby w wieku 3+ i 4+. W wieku 3+ najwięcej pstrągów złowiono w Krapieli 25 szt., natomiast z rzek Dolnośląskich nie pozyskano ani jednej sztuki z tego rocznika. Wszystkie rzeki były reprezentowane przez ryby w wieku 4+, z czego na Ścinawkę i Krapiel przypadło po 13 szt., a na rzeki Dolnośląskie 2 szt. Zmiana struktury wyraźnie następuje w wieku 6+ tu najwięcej jest ryb z rzek Dolnośląska 3 szt. i tylko jedna sztuka z Krapieli, nie występują już pstrągi z pozostałych cieków. Siedem lat osiągnął tylko jeden pstrąg potokowy złowiony w Krapieli.

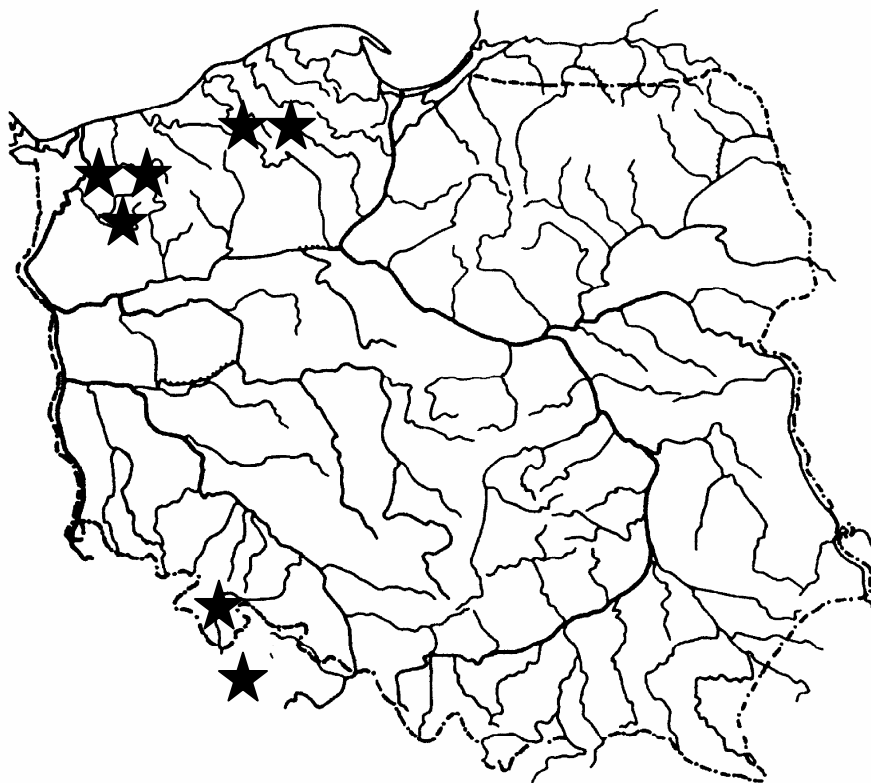
Średnie długości w grupach wieku

W wieku 3+ długość pstrągów jest podobna we wszystkich rzekach ze zmiennością od 289 do 319 mm - odpowiednio Ścinawka i Krapiel. W czwartym roku zaczyna być widoczne wyraźne zróżnicowanie długości osobników z różnych cieków, różnica długości pomiędzy największym i najmniejszym osobnikiem w tym roczniku wynosi 68 mm. Jeszcze większe zróżnicowanie występuje u przedstawicieli 5 grupy wiekowej. Tu różnica zawiera się między 304 a 372 mm długości. Największe w grupach wieku, pstrągi potokowe reprezentuje próba pochodząca z Krapieli, a najmniejsze z rzek Dolnośląska, jednak w wieku 5+ pstrągi ze Ścinawki i cieków Dolnośląskich wykazują taką samą średnią długość jednostkową 341 mm. Wiek 6+ to jeszcze większe zróżnicowanie wzrostu ryb z północy i południa kraju wynoszące aż 140 mm. Najstarszy pstrąg w wieku 7+ osiągnął długość 560 mm i został złowiony w Krapieli.

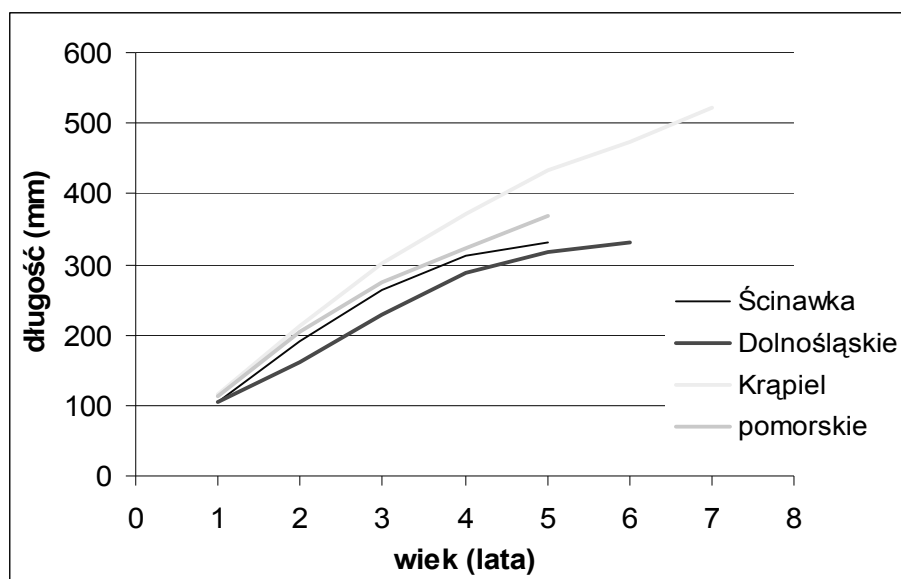
Tempo wzrostu długości pstrągów potokowych

W tabelach 1, 2, 3 i 4 przedstawiono parametry niezbędne do obliczenia średnich długości całkowitych (l.t.) w poszczególnych latach życia uzyskanych przy użyciu matematycznych modeli wzrostu ryb. Przy zastosowaniu metod odczytów wstecznych większe średnie długości uzyskano metodą Rosy Lee niż Dahl-Lea, co wynika z różnic w założeniach obu sposobów. Największe różnice występują w początkowych latach życia poczym ulegają stopniowemu zmniejszaniu. Porównanie tempa wzrostu ryb w badanej próbie przedstawia rys 2. Porównując średnie długości obliczone metodą Rosy Lee widać, że ryby do drugiego roku rosną podobnie,

wyjątek stanowią osobniki z rzek Dolnośląska. Te pstrągi wykazują zbliżony wzrost tylko do pierwszego roku życia. Od wieku 2+ ryby z Krapieli zaczynają rosnać szybciej niż pozostałe o około 32mm rocznie, co stanowi prawie 12%, a w porównaniu do Dolnośląskich różnica wynosi 72mm czyli około 24%. Od wieku 4+ następuje jeszcze bardziej wyraźne zróżnicowanie tempa wzrostu między poszczególnymi ciekami. Pstrągi z Krapieli i rzek Zachodniopomorskich zaczynają przyrastać szybciej, ryby ze Ścinawki wykazują już wyraźne załamanie wzrostu, podobna tendencja występuje u osobników z Dolnośląska. W wieku 5+ pojawia się wyraźny podział. Najlepiej rosną ryby z Krapieli a o 69mm (15%) słabiej przyrastają ryby z rzek Zachodniopomorskich, natomiast wzrost w Ścinawce zaczyna być porównywalny ze wzrostem ryb z rzek Dolnośląska, różnica między nimi wynosi zaledwie 14mm tj. (4%). W porównaniu do Krapieli tempo wzrostu jest mniejsze o 101mm tj. (23%). Dalej wzrost pstrągów w Krapieli jest szybki, ale występuje już zachwianie przyrostów między 5+ a 6+. Długość ryb w Krapieli i rzekach Dolnośląskich ulega jeszcze większemu zróżnicowaniu, które wynosi aż 142mm czyli około 30%.



Rys. 1. Miejsca poboru prób



Rys. 2. Porównanie tempa wzrostu pstrągów z różnych cieków, obliczone metodą Rosy Lee

DISCUSSION

Badanie wzrostu ryb, z uwagi na liczne ekologiczne zależności jakim to zjawisko podlega, dostarcza licznych informacji na temat stanu populacji. Dlatego też wzrost jest jednym z najczęściej badanych elementów biologii ryb (Dębowski 1989). Do badań tempa wzrostu pstrąga potokowego wykorzystuje się materiał pozyskany metodą elektropołowów. Metoda ta jest stosunkowo mało selektywna i najlepiej nadaje się do pozyskania urozmaiconego materiału badawczego. Ryby pozyskane do przedstawionych tutaj badań zostały złowione na wędkę metodą spinningową. Metoda ta uważana jest za dość selektywną (Hesse 1992, Błachuta i Kuszniarz 1992), jednakże może być wykorzystywana do połowu materiału w celu porównania tempa wzrostu w różnych ciekach. Taki sposób pozyskiwania materiału wykorzystał do badań wzrostu pstrągów Ligaszewski (1993), jednak używał zarówno przynęt sztucznych, jak i naturalnych, a próby gromadził aż przez 8 lat, dzięki czemu pozyskał liczny i reprezentatywny materiał.

Tabela 1: Parametry niezbędne do obliczenia długości ryb w poszczególnych latach życia w rzece Ścinawce

Ford-Walford	von Bertalanffy	Gompertz	wielomian 2-stopnia	funkcja potęgowa
$l_1 = 110,330$ $k = 0,748$	$L_{\infty} = 436$ $K = 0,3005$ $t_0 = 0,0316$	$A = 439,138$ $B = 0,14102$ $C = 0,69384$	$a = -1,73$ $b = 117,88$ $c = -10,114$	$A = 984,7428$ $B = 0,133798$ $C = -882,215$

Tabela 2: Współczynniki niezbędne do obliczenia długości ryb w poszczególnych latach życia w rzekach Dolnośląskich

Ford-Walford	von Bertalanffy	Gompertz	wielomian 2-stopnia	funkcja potęgowa
$l_1 = 100,3964$ $k = 0,755209$	$L_{\infty} = 409$ $K = 0,29371$ $t_0 = 0,092384$	$A = 487,3788$ $B = 0,163986$ $C = 0,76013$	$a = 3,4849$ $b = 97,7$ $c = -7,074$	$A = 1042,721$ $B = 0,116743$ $C = -949,535$

Tabela 3: Współczynniki niezbędne do obliczenia długości ryb w poszczególnych latach życia w rzece Krapiele

Ford-Walford	von Bertalanffy	Gompertz	wielomian 2-stopnia	funkcja potęgowa
$l_1 = 116,4013$ $k = 0,847008$	$L_{\infty} = 762$ $K = 0,16453$ $t_0 = -0,01573$	$A = 603,9201$ $B = 0,083471$ $C = 0,666274$	$a = 8,3724$ $b = 113,94$ $c = -5,8606$	$A = 256,0297$ $B = 0,493092$ $C = -141,321$

Tabela 4: Współczynniki niezbędne do obliczenia długości ryb w poszczególnych latach życia w rzekach Zachodniopomorskich

Ford-Walford	von Bertalanffy	Gompertz	wielomian 2-stopnia	funkcja potęgowa
$l_1 = 114,3355$ $k = 0,777772$	$L_{\infty} = 515$ $K = 0,24968$ $t_0 = -0,01059$	$A = 583,4023$ $B = 0,086258$ $C = 0,69384$	$a = 2,2675$ $b = 117,96$ $c = -9,0717$	$A = 183,4531$ $B = 0,627064$ $C = -68,2464$

Tabela 5: Klasy szybkości wzrostu pstrągów potokowych z rzek Polski wyliczone według kryterium Szczerbowskiego na podstawie wzrostu 59 populacji z różnych rzek (za Błachuta i Zacharczyk 2000)

Klasa szybkości wzrostu	Długość całkowita pstrągów w mm w kolejnych latach życia				
	1 rok	2 rok	3 rok	4 rok	5 rok
Bardzo wolna	< 76	<127	<165	<189	< 239
Wolna	76-88	127-144	165-195	189-231	239-289
Przeciętna	89-106	145-175	196-245	232-290	290-343
Szybka	107-127	176-206	246-298	291-351	344-403
Bardzo szybka	>127	>206	>298	>351	>403
Zakres zmienności	60-145	100-260	131-349	164-442	191-495

Do oceny tempa wzrostu korzystnie jest posiadać możliwie jak najwięcej materiału do badań. Jednak ze względu na trudności z jego pozyskaniem, niektórzy próbują obliczyć tempo wzrostu w oparciu o materiał z kilku osobników. Błachuta i Kuszniarz (1992) oznaczali wiek pstrągów pochodzących z połowów wędkarskich, gdzie przebadany materiał liczył od 3 do 44 sztuk. Z badań Żarneckiego (1954) wynika, że próby z ryb 3-letnich

i 4-letnich liczące 171 i 88 osobników dawały dużą zbieżność wyników obliczonych z pomiarów empirycznych i odczytów wstecznych. Własna próba była w różnym stopniu reprezentatywna i wahała się od 8 sztuk z rzek Dolnegośląska do 45 z rzeki Krapieli. Analizując otrzymane średnie długości w grupach wieku obliczone metodą odczytów wstecznych Rosy Lee i z danych empirycznych wywnioskowano, że największa zbieżność wyników występuje u pstrągów z rzeki Krapieli i Ścinawki różnica średnio wynosi 4,25% i 4,93%. Wyniki z rzek Zachodniopomorskich i Dolnośląskich, z których pochodzi odpowiednio 18 i 8 ryb różnią się średnio o 5,25% oraz 7,19%.

Połowy wędkarskie charakteryzują się głównie wylawianiem ryb, które niedawno przekroczyły wymiar ochronny (Augustyn 2002, Cieśla i Konieczny 2005). Próba pozyskana do badań najliczniej była reprezentowana przez ryby w wieku 3+ i 4+ stanowiące 81,5% (3+ 43,5% i 4+ 38%) wszystkich ryb, co niewątpliwie jest związane ze sposobem pozyskiwania materiału. Potwierdzają to również badania Błachuty i Kusznierza (1992) prowadzone w Kaczawie gdzie pstrągi w wieku 3+ i 4+ stanowiły 81% (3+ 39% i 4+ 42%).

Zróżnicowanie tempa wzrostu pstrąga potokowego według kryteriów Szczerbowskiego (1977) przedstawia tabela 5. Pstrągi z rzek Dolnegośląska w każdej z grup wiekowych wykazują przeciętne tempo wzrostu, natomiast ze Ścinawki mają takie tempo tylko w pierwszej i piątej grupie wieku w pozostałych jest ono szybkie. Ryby łowione w rzekach Zachodniopomorskich charakteryzują się szybkim wzrostem, natomiast w Krapieli szybki wzrost jest tylko u najmłodszych ryb, a już u dwulatków występuje bardzo szybki wzrost. Młode pstrągi potokowe odżywiają się głównie fauną bezkręgową zarówno żyjącą na dnie jak również unoszona tzw. dryft, taki pokarm ma swoje odzwierciedlenie w tempie wzrostu. W badanej próbie u ryb najmłodszych nie występują znaczące różnice we wzroście w poszczególnych ciekach. W rzekach Zachodniopomorskich i Krapieli występuje trochę lepszy wzrost niż w ciekach na południu kraju, ale może to być spowodowane pewnymi czynnikami środowiskowymi, takimi jak większa odległość od źródeł, szybkość prądu, głębokość, urozmaicenie dna. Dębowski i Radke (1998) zauważyli, że młode pstrągi rosną szybciej na odcinkach oddalonych od źródeł i cechujących się większą głębokością i urozmaiconym dnem, ponadto lepsze są cieki szerokie i nie zacienione o wolniejszym przepływie. W drugim roku zaczynają pojawiać się większe rozbieżności we wzroście ryb mimo iż pobierają nadal podobny pokarm. Na takie zmiany wpływa wielkość cieku. Starsze ryby zaczynają spływać do coraz niższych odcinków rzek gdzie są dla nich korzystniejsze warunki do wzrostu (Penczak i Monterzen 1988, Dębowski 1991, Aalto i inni 1996). To może tłumaczyć występowanie najmniejszych ryb w ciekach Dolnegośląska, które są stosunkowo małe w porównaniu do pozostałych badanych, znacznego zróżnicowania wzrostu nie obserwujemy natomiast w ciekach porównywalnych wielkościami takich jak rzeki pomorskie i Ścinawka, wyjątek stanowi Krapiel, co sugeruje, że jest to woda bardzo żyzna. Po trzecim roku u badanych ryb zaczyna być zauważalne załamanie wzrostu, wyjątek stanowią osobniki z rzek Dolnegośląska, prawdopodobnie ma to związek z dojrzewaniem płciowym. Według Żarneckiego (1954) pstrąg dojrzewa w trzecim roku życia a Solewski (1965) wskazuje na wiek trzy i cztery lat, co potwierdzają wyniki przedstawione w niniejszej pracy. W czwartym roku następuje zdecydowane zróżnicowanie wzrostu pomiędzy osobnikami złowionymi w rzekach pomorskich i dolnośląskich, prawdopodobnie jest to związane ze zmianą pobieranego pokarmu, mianowicie pstrągi o długości 230-300mm zazwyczaj przechodzą na odżywianie się rybami (Frankiewicz i Zalewski 1990), w pokarmie pstrągów w rejonach podgórskich i górskich przeważają nadal jednak bezkręgowce i pokarm chwytany z powietrza. Wzrost pstrągów w obrębie jednego cieku charakteryzuje się dużą dyspersją, można to tłumaczyć przypadkowością zdobywanego pokarmu oraz niechęć ryb do opuszczania zajętych stanowisk i występowaniem zjawiska terytorializmu (Solewski 1964, Bieniarz 1967, Krajewski 1986). Takie zróżnicowanie wzrostu obserwowane jest też w badanej próbie, z tym że w kolejnych latach życia powstaje coraz większa zmienność tempa wzrostu. Dla przykładu w Krapieli w 3 grupie wieku najmniejszy badany osobnik charakteryzował się długości 225mm a największy 349mm tj. 124mm różnicy. Natomiast w 4 grupie wieku dla tego samego cieku ta różnica wynosiła już 127mm ponieważ najmniejszy miał 291mm, a największy posiadał długość 418mm.

Najlepsze przyrosty wykazują pstrągi w rzece Krapiel, a najsłabsze w rzekach Dolnegośląska. Na różnicę we wzroście mogą mieć wpływ, poza wymienionymi wyżej, jeszcze takie czynniki jak temperatura wody oraz zarośnięcie cieku. Badania Monterzena i innych (1988) wskazują na duży i pozytywny wpływ temperatury i porośnięcia roślinnością naczyniową części koryta cieku, na szybkość wzrostu. W Kotlinie Kłodzkiej jak i na całym pogórzu sudeckim średni rozkład temperatur w lipcu waha się między 15-17°C, natomiast na nizinie szczecińskiej gdzie płynie Krapiel średnia temperatura w tym okresie wynosi 19-21°C, ponadto ciek ten charakteryzuje się występowaniem licznych miejsc porośniętych makrofitami, czego zupełnie brak w rzekach Dolnegośląska. Ścinawka znajduje się w takim samym zakresie temperatur co inne cieki z Dolnegośląska, ale jest od nich większa i w dużej części ma odsłonięte brzegi, co może sprzyjać nagrzewaniu się wody ponad średnią, a ponadto występują tu miejscami kępy roślinności. Takie warunki mogą tłumaczyć zbliżone tempo wzrostu pstrągów z tej rzeki, do ryb z obszaru Pomorza.

Bieniarz (1967) stwierdził, że pstrągi z wód płynących nawet w odległych geograficznie i różnych fizjograficznie obszarach wykazują zbliżone tempo wzrostu. Porównanie tempa wzrostu badanych ryb z danymi z literatury dla różnych cieków, potwierdza podobny wzrost w różnych obszarach geograficznych. Występowanie ewentualnych różnic może wynikać ze szczególnie korzystnych lub niekorzystnych warunków środowiskowych w danym cieku. Najmniej zróżnicowane tempo wzrostu występuje u ryb do trzeciego roku życia, natomiast z wiekiem zaczynają powstawać coraz większe różnice, co może być spowodowane przejściem na typowo drapieżny sposób odżywiania a przyrosty mogą w dużej mierze zależeć od liczebności ryb

stanowiących pokarm. W populacjach pstrąga stwierdzono ciekawe zjawisko tzw. dużych pstrągów, u których nie obserwuje się załamania tempa wzrostu po trzecim i czwartym roku życia, a związane jest z przejściem na typowo drapieżny tryb życia (Bieniarz 1967 za Wentem). Podobne zjawisko zostało zaobserwowane w Krapieli, gdzie w trzecim roku występuje niewielkie załamanie tempa wzrostu.

Do badania tempa wzrostu pstrąga potokowego i innych ryb łososiowatych najczęściej wykorzystuje się metodę odczytów wstecznych Rosy Lee. W wypadku występowania niewyraźnych pierścieni można stosować oznaczanie wieku i obliczać średnią długość w grupach wieku (Dębowski 1989, Ligaszewski 1998), jednak badanie tempa wzrostu różnymi metodami pozwala pokazać różnice wyników i dobrać odpowiedni sposób, tak aby jak najlepiej odpowiadał wartości uzyskanym na podstawie określania wieku. W badanej próbie za podstawę porównywania wyników przyjęto metodę Rosy Lee. Porównując ją z innymi metodami można stwierdzić, że największe różnice wyników dawała metoda Gompertza. Również zastosowanie zmodyfikowanej funkcji potęgowej i wielomianu 2-stopnia powodowało, co najmniej połowie prób, otrzymanie wyników znacznie różniących się od metody Rosy Lee. Małe różnice wyników dają metody Forda-Walforda i von Bertalanffy'ego. Matematyczny model wzrostu von Bertalanffy'ego można wykorzystać w celu wygładzenia krzywych wzrostu w wypadku posiadania niewielkiej ilości ryb do badań (Błachuta i Kuszniarz 1992).

Pstrągi stanowią poszukiwany obiekt wędkarstwa rekreacyjnego, Czerwiński i inni (2005) szacują średnio udział, tego gatunku w połowach wędkarskich na 17,4%. Duże zainteresowanie tym gatunkiem powinno zwrócić także uwagę na problem jego ochrony. Podstawowym narzędziem w ochronie ryb jest wyznaczanie limitów połowu i wymiarów ochronnych. Zadaniem wymiaru ochronnego jest umożliwienie odbycia tarła, przynajmniej raz w życiu, każdemu osobnikowi. Aby wyznaczyć długość do jakiej ryba powinna być chroniona niezbędne jest posiadanie informacji o jej tempie wzrostu oraz wieku, w którym osiąga dojrzałość płciową. Badana próba dostarcza tylko informacji o tempie wzrostu pstrągów z wybranych cieków, jednak na podstawie danych z literatury i dokładnej analizie szybkości wzrostu, można wyciągnąć wniosek, że pstrągi dojrzewają płciowo w trzecim roku życia. Powoduje to osłabienie tempa wzrostu co jest dobrze widoczne na rysunku 2. Wyjątek mogą stanowić osobniki z rzek Dolnośląskich, u których załamanie wzrostu występuje po czwartym roku. Solewski (1964) zwraca uwagę na późniejsze dojrzewanie pstrągów żyjących w trudnych warunkach co odpowiada powyższym spostrzeżeniom. Pstrągi w rzekach Zachodniopomorskich po trzecim roku osiągają 275mm, a w Krapieli 301mm, natomiast w Ścinawce 262mm i po czwartym roku w rzekach Dolnośląskich 277mm. Obecnie na terenie Pomorza obowiązuje wymiar ochronny wynoszący 300mm a na Dolnym Śląsku 250mm. Uzyskane wyniki wskazują, że wymiar ochronny obowiązujący na Dolnym Śląsku jest niewystarczający i należałoby podnieść go do 280mm lub nawet 300mm celem umożliwienia odbycia choć jednego tarła rybnym trzyletnim.

ABSTRACT

Celem pracy było wykazanie ewentualnych różnic w tempie wzrostu pstrągów potokowych z cieków o odmiennych warunkach środowiskowych i z różnych obszarów geograficznych, pozyskanych w czasie połowów wędkarskich. Materiał do badań stanowiły pstrągi potokowe pozyskane na wędkę metodą spinningową w sezonie 2004 tj. od lutego do końca sierpnia, z czego najliczniej reprezentowały próbę ryby złowione latem (w sumie 96 ryb). Teren badań stanowiły cieki z województwa Dolnośląskiego i Zachodniopomorskiego. Obliczanie tempa wzrostu długości ryb wykonano na podstawie łusek metodą odczytów wstecznych Dahl - Lea, metodą von Bertalanffy'ego, Forda - Walforda, wielomianu 2-go stopnia, Gompertza, przy pomocy zmodyfikowanej funkcji potęgowej oraz przy zastosowaniu wzoru Rosy Lee. Taka ilość zastosowanych metod pozwoliła określić, który model najlepiej odwzoruje tempo wzrostu długości pstrąga potokowego w danym cieku. W połowach wędkarskich, z których pochodzi badana próba, dominują ryby w pierwszych dwóch latach życia po przekroczeniu wymiaru ochronnego. Tempo wzrostu pstrągów potokowych do trzeciego roku jest podobne w różnych ciekach. Pstrągi przechodzące wcześniej na drapieżny sposób odżywiania nie wykazują znacznego załamania wzrostu. Największe niedokładności w badaniu tempa wzrostu analizowanej próby pstrągów daje metoda Gompertza. Najdokładniej tempo wzrostu w Ścinawce oddaje metoda zmodyfikowanej funkcji potęgowej, w rzekach Dolnośląskich wielomian 2-stopnia, w Krapieli - Forda-Walforda i wielomian 2-stopnia, a w rzekach Zachodniopomorskich Forda-Walforda i zmodyfikowana funkcja potęgowa. Wymiar ochronny dla ryb z Pomorza jest wystarczający aby je skutecznie chronić, jednak na Dolnym Śląsku zalecane byłoby podniesienie go do 280 lub 300mm.

REFERENCES

- Aalto J., Julkunen M., Erkinaro J., Niemela E., 1996: The status of juvenile brown trout (*Salmo trutta* L.) in Different Parts of the Luttojoki river system in Northern Finland. Pol. Arch. Hydrobiol. 43, 1, 87-101
- Augustyn L., 2002: Wpływ zarybień na strukturę populacji łownej pstrąga potokowego. Kom. Ryb. 5, 4-7.
- Backiel T., 1964: Pstrągi. PWRiL, Warszawa.
- Bieniarz K., 1967: Wiek i tempo wzrostu pstrąga potokowego (*Salmo trutta* m. *fario* L.). Roczn. Nauk. Rol., 90, H, 15-43.
- Błachuta J., Kuszniarz J., 1992: Tempo wzrostu pstrąga potokowego w Kaczawie. Acta. Univ. Wratisl., Prace zool., 26, 126-136.
- Błachuta J., Zaczarczyk K., 2000: Pstrąg i lipień. Wyd. Multico Warszawa

- Cieśla M., Konieczny P., 2005: Wpływ utworzonego łowiska specjalnego na liczebność i strukturę populacji pstrąga potokowego (*Salmo trutta* m. *fario* L.) i lipienia (*Thymalus thymalus*) w rzece San w okolicach Zwierzyńca. W: Mickiewicz M., Wołos A., Rybactwo w jeziorach, rzekach i zbiornikach zaporowych w 2004 roku. Olsztyn 2005.
- Czerwiński T., Wołos A., Wiśniewolski W., 2005: Połowy wędkarskie w rzekach użytkowanych przez Polski Związek Wędkarski okręg Zielona Góra. W: Mickiewicz M., Wołos A., Rybactwo w jeziorach, rzekach i zbiornikach zaporowych w 2004 roku. Olsztyn
- Dębowski P., 1989: Wzrost pstrąga potokowego (*Salmo trutta* m. *fario* L.) w dwóch dopływach rzeki Pasłęki. Rocz. Nauk. PZW, 2, 45-60.
- Dębowski P., 1991: Production of brown trout (*Salmo trutta* m. *fario* L.) in two tributaries of the Pasłęka river. Pol. Arch. Hydrobiol., 38, 2, 283-294
- Dębowski P., T., Radtke, 1998: Denisity and growth of young brown trout (*Salmo trutta* m. *fario* L.) in streams of Northern Poland Versus habitat attributes. Pol. Arch. Hydrobiol., 45, 1, 7-89
- Elliot J.M., 1994: Quantitative ecology and the brown trout. Oxford University. Ss 286
- Frankiewicz P., Zalewski M., 1990: The shift in feeding strategy of brown trout (*Salmo trutta* m. *fario* L.) introduced to successive stream orders of an upland river. Pol. Arch. Hydrobiol. 37, 1-2, 109-117
- Hesse T. 1992: Optymalizacja metody określania tempa wzrostu ryb za pomocą odczytów wstecznych. Wydaw. Wyż. Szk. Inż., Koszalin
- Krajewski J., 1986: Wzrost ryb (*Salmo trutta* m. *fario* L., *Thymallus thymallus* (L.), *Phoxinus Phoxinus* (L.)) w wybranych ciekach Kotliny Kłodzkiej. Acta. Univ. Wratisl., Prace zool., 15,
- Ligaszewski M., 1993: Tempo wzrostu pstrąga potokowego (*Salmo trutta* m. *fario* L.) żyjącego w biotopach Wysokogórskich. Praca doktorska. Instytut Zootechniki Kraków
- Ligaszewski M., 1998: Growth and food of brown trout, (*Salmo trutta* m. *fario* L.) in montain biotopes of Europe. Acta Hydrobiol., 40, 2, 75-82
- Mortensen E., Penczak T., 1988: Characteristic of fish in a small stream. Ekol. Pol. 36, 3-4
- Mortensen E., Geertz-Hansen P., Marcus E., 1988: The significance of temperature and food as factors affecting the growth of brown trout, *Salmo trutta* L., in four Danish streams., Pol. Arch. Hydrobiol. 35, 3-4, 533-544
- Solewski W. 1962a: Die Bachforelle (*Salmo trutta* m. *fario* L.) im Flussgebiet des oberem San. Acta Hydrogiol., 4, 1, 47-57
- Solewski W., 1962b: Die Bachforelle (*Salmo trutta* m. *fario* L.) des Prądnik Baches. Acta Hydrogiol., 4, 3-4, 267-275
- Solewski W., 1963: Brown trout (*Salmo trutta* m. *fario* L.) in the Rogoźnik stream. Acta Hydrogiol., 5, 4, 353-366
- Solewski W. 1964: Pstrąg potokowy (*Salmo trutta* m. *fario* L.) niektórych rzek karpaccich: Acta Hydrobiol. 6, 3
- Solewski W. 1965: The ichtiofauna of Białka Tratrzańska stream with special respect to the characteristics of brown trout (*Salmo trutta* m. *fario* L.) Acta Hydrobiol. 7, 2-3
- Szczerbowski J. A., 1977: Próba określenia kryteriów oceny tempa wzrostu ryb. Gosp. Rybna, 4, 8-11.
- Witkowski A., Błachuta J., Kotusz J., Hesse T., 1999: Czerwona lista słodkowodnej ichtiofauny Polski. Chroń. Przyr. Ojcz. 55, 4, 5-19
- Wojno T., 1961: Wzrost troci (*Salmo trutta* m. *lacustris* L.) z jez. Wdzydze. Rocz. Nauk Rol. T-93-D
- Żarnecki S., 1954: Poglówie tarlaków pstrąga z Wisły Śląskiej. Pol. Arch. Hydrobiol. 4(17), 208-217

Adresa autorů:

dr inż. **Mariusz RACZYŃSKI**, Department of Fisheries Managements in Inland Waters, dr inż. **Sławomir KESZKA**, Department of Fish Systematics, Agricultural University of Szczecin, Kazimierza Królewicza 4, 71-550 Szczecin, Poland

mgr inż. **Marcin PRZESMYCKI**, Polish Angling Association, Kościelna 6a, 58-300 Wałbrzych, Poland

ZDRAVOTNÍ PROBLEMATIKA ODCHOVU PLŮDKU OSTRORETKY STĚHOVAVÉ (*CHONDROSTOMA NASUS*) ZE DVOU CHOVŮ Z POVODÍ ŘEKY JIHLAVY

*The issue of health status of the nase fry (*Chondrostoma nasus*) in two breeding facilities of the Jihlava River*

REČEK L., PALÍKOVÁ M., NAVRÁTIL S.

ABSTRACT:

*The issue of health status of the nase fry was studied in two breeding facilities in 2005. These facilities differ in the breeding intensity and the source of water. In all, 117 specimens collected on 12 occasions were examined parasitologically. A total of 26 samples of blood were also collected for purposes of immunological exam. The occurrence of four parasitological species (*Ambiphrya ameiuri*, *Apiosoma piscicolum*, *Trichodina* sp., *Diplostomum spathaceum*) was confirmed. *Aeromonas hydrophila* was detected on bacteriological cultivation. More a considerably higher intensity and prevalence of *Ambiphrya ameiuri* was found in both examined localities in summer. Both breeding facilities also differ in immunological parameters.*

ÚVOD

Ostrorečka stěhovavá patří do skupiny tzv. reofilních druhů ryb, jejichž populace ve volných vodách doznala za několik posledních desítek let poklesu početnosti. Z tohoto důvodu se musí doplňovat uměle odchovávaným plůdkem, který je chován v rozdílných podmínkách a při různém stupni intenzifikace. Důležitou podmínkou, která ovlivňuje nebo limituje využití umělého výtěru a odchovu reofilních ryb, je zdravotní stav jednotlivých věkových kategorií. Ten závisí na samotné použité technologii výtěru a odchovu, na kvalitě a vydatnosti dostupných zdrojů a také na přítomnosti původců chorob. Velmi důležitým faktorem je kvalita a odolnost generačních ryb proti nejzávažnějším chorobám (Lucký a Navrátil, 1986). Největší přínos umělého výtěru spočívá v zabránění přenosu původců při dodržení všech technologických zásad. Určité nebezpečí však představuje přenos virových původců nákaz (Lucký, 1986; Lucký a Navrátil, 1986; Navrátil a kol., 2000). Zdravotní stav vyhláhlého plůdku je ovlivňován především kvalitou vody a kvalitou přikrmování (Lucký a Navrátil, 1986). Při vlastním odchovu raných kategorií plůdku spočívá největší nebezpečí v protozoárních ektoparazitózách, kdy dochází k rychlému šíření s možností zvýšeného, někdy až totálního úhynu obsádky (Kouřil a kol., 1984), v důsledku vysoké koncentrace ryb.

Tyto rozdílné vlivy okolí a způsobu odchovu se pak mohou projevit v rozdílných hodnotách sledovaných imunologických parametrů. Fagocytární aktivita je u ryb hlavním imunitním mechanismem zejména za nižších teplot, kdy je zpomalena nebo zcela zastavena tvorba specifických protilátek. Celkově je imunitní odpověď závislá i na sezónních vlivech a intenzitě stresové zátěže.

Na potlačení fagocytární aktivity se podílí celá řada faktorů. Působí-li zároveň, mohou snížit fagocytární aktivitu natolik, že se mohou uplatnit i podmíněně patogenní mikroorganismy (Boleza a kol., 2001). Ke snížení fagocytární aktivity dochází u ryb stresovaných odchovem v přeplněných nádržích (Vazzana a kol., 2002).

V současné době se ke zjišťování fagocytární aktivity používá několik testů, k nimž patří mikroskopický test pohlcování částic, test redukce tetrazoliových solí, chemiluminiscenční test a testy indigescence a baktericidie, kdy je výsledek zjišťován kultivací nebo barvením roztokem akridinové oranže (Toman a kol., 2000).

Cílem této studie bylo srovnat zdravotní problematiku těchto chovů, zhodnotit kvalitu plůdku z hlediska vybraných imunologických parametrů a zjistit do jaké míry se podmínky prostředí odrážejí v těchto parametrech u klinicky zdravých ryb.

MATERIÁL A METODIKA

Vyšetřovaný materiál pocházel ze dvou lokalit z povodí řeky Jihlavy. První rybochovné zařízení se nachází přímo u řeky Jihlavy, která slouží jako hlavní zdroj vody. Rozkládá se na ploše 3,8 ha, kde se nachází správní budova, líheň, soustava příkopových rybníčků, několik rybníčků pro chov násad a generačních ryb a pomocné hospodářské budovy. Generační materiál ostrorečky stěhovavé je získáván odlovem pomocí elektrického agregátu z povodí řeky Jihlavy. Druhé rybochovné zařízení se nachází výše proti proudu a je tvořeno líhni a několika obdélníkovými rybníčky sloužícími k chovu násady a přechovávání generačních ryb. Voda pro líheň a rybníčky se získává z průtočného rybníka nad líhni sloužícího k chovu generačního materiálu ostrorečky stěhovavé. K chovu násad slouží rovněž několik rybníků o výměře cca 0,5 – 1 ha, které se nenacházejí přímo v objektu líhne. Tyto rybníky jsou napájeny potoky z povodí řeky Jihlavy. K výtěru slouží generační ryby z vlastního chovu i ryby odlovené el. agregátem z povodí řeky Jihlavy.

První chov odebírá vodu pro rybníčky přímo z řeky Jihlavy. Netrpí tedy nedostatkem vody, ale pravidelně se na rybníčkách objevuje zelený zákal. Další nevýhodou je možný přenos původců chorob z populace říčních ryb. Intenzita odchovu plůdku je v porovnání s druhým chovem vyšší. U druhého chovu dochází v letním období na chovných rybnících ke kolísání intenzity přítoku a zarůstání řasou. Výhodou je, že rybníky se nacházejí v pramenné oblasti potoků. Není zde tudíž riziko přenosu původců chorob z volně žijících ryb.

Vyšetřovaný materiál tvořil plůdek ostroretky stěhovavé (*Chondrostoma nasus*) od vykulení až do stáří několika měsíců. V průběhu jejich odchovu nebyly v žádné formě aplikovány léčivé přípravky. Odběr byl prováděn v počtu 6 – 16 kusů. K vyšetření se ryby převážely v polyetylenových pytlích na Ústav veterinární ekologie a ochrany životního prostředí FVHE VFU Brno. Ryby byly vyšetřeny nativně, v případě potřeby se zhotovovaly trvalé preparáty k úplné determinaci parazitů. V indikovaných případech jsme provedli bakteriologické vyšetření na krevním agaru a kultivační půdě dle Anackera a Ordala. Nejmenší věkové kategorie se vyšetřovaly kompresně. U starších stádií se kůže vyšetřovala seškrabem z poloviny těla na podložní skříčko, ze žaber se připravoval kompresní preparát dvou odstřižených žaberních oblouků. Vyšetření očí a orgánů se rovněž provádělo kompresní metodou. Intenzita je uváděna absolutním počtem nebo počtem v zorném poli mikroskopu při určitém zvětšení. Hodnoty jsou udány v absolutním počtu nebo v relativní hodnotě vztažené k určité ploše a zvětšení mikroskopu (ks/100x). Parazitologicky bylo vyšetřeno 117 ks plůdku ostroretky stěhovavé.

Na konci sledovaného období jsme provedli odběr krve u 26 kusů plůdku. Odběr krve jsme provedli punkcí srdce pomocí skleněné kapiláry o objemu 60 μ l s přídavkem 0.5 μ l heparinu. Z odebrané krve se zhotovil krevní nátěr obarvený panoptickou metodou dle Papanheima pro stanovení leukogramu, stanovil se počet leukocytů a erytrocytů pomocí Bürkerovy komůrky (Svobodová a kol., 1986). Dalším sledovaným parametrem byla hodnota fagocytární aktivity stanovená chemiluminiscenční metodou po opsonizaci zymozanem (Kubala a kol., 1996).

VÝSLEDKY A DISKUSE

Parazitologickým vyšetřením jsme u plůdku ostroretky stěhovavé (*Chondrostoma nasus*) zjistili přítomnost čtyř druhů parazitů: nálevníky *Ambiphrya ameiuri*, *Apiosoma piscicolum*, brousilků z rodu *Trichodina* a metacerkarie motolice oční (*Diplostomum spathaceum*) viz tabulka 1 a 2. Nejvyšší intenzita i prevalence byla zjištěna u nálevníka *Ambiphrya ameiuri* v letním období na obou sledovaných chovech. V tomto období se vyskytl v odchovných rybníčkách prvního chovu výrazný zelený zákal. V druhém chovu, kde probíhá odchov plůdku ostroretky stěhovavé v chovných rybníčkách o větší výměře se začaly rozkládat vyšší zelené řasy, které tyto rybníky zarůstají z důvodu minimální meliorační schopnosti plůdku ostroretky. *Ambiphrya ameiuri* však samotné nepředstavuje pro plůdek v dobré kondici vážnější zdravotní riziko. Způsobem výživy a fixace není žaberní epitel nebo epidermální buňky poškozován. Její případné patogenní působení spočívá při masivním přemnožení v dráždění buněk a zhoršení zdravotního stavu primárně oslabeného nebo nemocného hostitele. Námi zjištěná intenzita invaze nezpůsobovala klinicky viditelné změny na kůži plůdku.

Tabulka 1: Parazitofauna ostroretky stěhovavé v chovu č. 1

	17.5.2005		15.6.2005		30.6.2005		26.7.2005		12.8.2005		14.9.2005		7.10.2005	
	Int.	Prev.%	Int.	Prev.%	Int.	Prev.%	Int.	Prev.%	Int.	Prev.%	Int.	Prev.%	Int.	Prev.%
<i>Ambiphrya ameiuri</i> kůže	0	0	4-50	100	0	0	0-1	12,5	0	0	0	0	0	0
<i>Trichodina</i> sp. kůže	0	0	0	0	0-1	30	0-1	50	0	0	0	0	0	0

Tabulka 2: Parazitofauna ostroretky stěhovavé v chovu č. 2

	19.5.2005		1.7.2005		19.8.2005		11.10.2005	
	Int.	Prev. %	Int.	Prev. %	Int.	Prev. %	Int.	Prev. %
<i>Ambiphrya ameiuri</i> kůže	0	0	0-30	100	0	0	0	0
<i>Apiosoma piscicolum</i> kůže	0	0	0-1	10	0	0	0	0
<i>Diplostomum spathaceum</i> oko	0	0	0	0	0	0	2	20

Dále jsme provedli u dvou kusů bakteriologickou kultivaci z kůže, které předcházela mikroskopická detekce bakterií ve světelném mikroskopu. Touto kultivací byla zachycena bakterie *Aeromonas hydrophila*. Vzhledem k tomu, že na kůži vyšetřovaných ryb nebyly známky patologického procesu, nepovažujeme tento nález za významný. Bakterii *Aeromonas hydrophila* lze vykultivovat i z povrchu zdravých ryb a uplatní se až v případě ztráty kondice, zhoršení podmínek prostředí a při poranění.

Ze vzorků odebrané krve jsme zjistili, že chov č. 1 se výrazně liší v hodnotě absolutního počtu leukocytů a oproti chovu č. 2 má i vyšší hodnotu absolutního počtu fagocytů, zde není rozdíl tak výrazný. Naproti tomu, má chov č. 2 výrazně vyšší hodnoty fagocytární aktivity, které jsme přepočítávali na 1000 fagocytujících buněk viz. tabulka 4. V námi zjištěných relativních počtech jednotlivých typů buněk bílé krevní řady nebyly zjištěny významné změny viz. tabulka 3.

Tabulka 3: Diferenciální rozpočet leukocytů

Diferenciální rozpočet %	Lymfocyty	N myelocyty	N metamyelocyty	N tyčky	N segmenty	Monocyty	Promonocyty
Chov č. 1	85,0 ± 4,5	7,8 ± 3,0	3,0 ± 2,1	2,9 ± 1,7	0,7 ± 0,7	0,5 ± 0,4	0,1 ± 0,2
Chov č. 2	83,3 ± 9,7	10,3 ± 6,2	2,7 ± 1,3	2,1 ± 2,0	0,5 ± 0,6	0,6 ± 0,6	0,3 ± 0,6

Tabulka 4: Absolutní počet leukocytů, fagocytů, přepočtené hodnoty fagocytární aktivity

Veličiny	chov č. 1	chov č. 2
Σ leukocytů ($G \times l^{-1}$)	68,3 ± 25,1**	35,7 ± 11,3**
Σ fagocytů ($G \times l^{-1}$)	10,1 ± 4,4*	6,0 ± 4,3*
peak /1000	0,6 ± 0,3**	2,7 ± 1,6 **
integrál/1000	1186,9 ± 571,6**	4717,4 ± 2762,4**

* rozdílů statisticky významné ($p = 0,05$)** rozdílů vysoce statisticky významné ($p = 0,01$)

ZÁVĚRY

Z hlediska kondice a zdravotního stavu se vyšetřovaný plůdek z obou chovů nelišil. Nebyly zaznamenány žádné závažné případy napadení plůdku parazity, ani patogenními mikroorganismy. Plůdek byl v dobré kondici a v průběhu jeho odchovu nedošlo k případu úhynu.

Rozdíl však spočíval v absolutním počtu leukocytů, fagocytů a v hodnotě fagocytární aktivity. Chov č. 1 měl významně vyšší počet leukocytů a více fagocytů, kteří oproti chovu č. 2 vykazovali významně nižší hodnotu fagocytární aktivity. To může být způsobeno tím, že při typu odchovu v rybochovném zařízení č. 1 je plůdek více stresován. Hlavní rozdíl je zřejmě v kvalitě vodního zdroje, kdy voda z řeky Jihlavy bude více antropogenně zatížena.

SOUHRN

V roce 2005 byla sledována zdravotní problematika plůdku ostroretky stěhovavé (*Chondrostoma nasus*) na dvou chovných zařízeních. Tato dvě zařízení se liší jednak typem intenzity odchovu plůdku, jednak zdrojem vody pro chovná zařízení. Celkem bylo parazitologicky vyšetřeno 117 ks plůdku ve 12 odběrech vzorků od vykultivace po expedici plůdku odběrateli. Dále bylo odebráno 26 vzorků krve pro stanovení vybraných imunologických parametrů. Byly zachyceny 4 druhy parazitů (*Ambiphrya ameiri*, *Apiosoma piscicolum*, *Trichodina* sp., *Diplostomum spathaceum*). Bakteriologickou kultivací byla zachycena *Aeromonas hydrophila*. Výraznější nárůst intenzity a prevalence byl zaznamenán v letním období u *Ambiphrya ameiri* u obou sledovaných lokalit. Oba sledované chovy se pak lišily i v imunologických parametrech.

PODĚKOVÁNÍ

Práce vznikla díky finanční podpoře Ministerstva zemědělství ČR, Národní agentury pro zemědělský výzkum, číslo projektu GF3028.

LITERATURA

- Boleza, K. A., Burnett, L. E., Burnett, K. G., Hypercapnic hypoxia compromises bactericidal activity of fish anterior kidney cells against opportunistic environmental pathogens. *Fish & Shellfish Immunology*, 2001, vol. 11, no. 7, p. 593-610.
- Kouřil, J., Svobodová, Z., Vykusová, B., Hamáčková, J. Antiparazitární koupele raného plůdku kapra, býložravých ryb a sumce. *Metodika VÚRH Vodňany*, 1984, 8 s.
- Kubala, L., Lojek, A., Číž, M., Vondráček, J., Dušková, M., Slavíková, H. Determination of phagocyte activity in whole blood of carp (*Cyprinus carpio*) by luminol-enhanced chemiluminescence. *Veterinary Medicine-Czech*, 1996, vol. 41, no. 10, p. 323-327.
- Lucký, Z. Péče o zdraví a prevence chorob ryb. Naše vojsko, 1986, 188 s.
- Lucký, Z., Navrátil, S. Veterinární zásady při řízení reprodukci ryb. In *Reprodukce a genetika ryb. Sborník referátů z vědecké konference*. Vodňany, Slovenská zoologická společnost, 1986, s. 204 – 210.
- Navrátil, S., Svobodová, Z., Lucký, Z. Choroby ryb. Brno: VFU, 2000. 155s.
- Svobodová, Z., Pravda, D., Paláčková, J. Jednotné metody hematologického vyšetřování ryb. *Edice metodik VÚRH ve Vodňanech*, Vodňany, 1986,
- Toman, M. aj. Veterinární imunologie. GRADA Publishing, Praha, 2000. 416 s.
- Vazzana, M., Cammarata, M., Cooper, E. L., Parrinello, N. Confinement stress in sea bass (*Dicentrarchus labrax*) depresses peritoneal leukocyte cytotoxicity. *Aquaculture*, 2002, vol. 210, no. 1-4, p. 231-243.

Adresy autorů

Doc. MVDr. **Stanislav Navrátil**, CSc., navratils@vfu.cz; MVDr. **Miroslava Palíková**, Ph.D., palikovam@vfu.cz; MVDr. **Lukáš Reček**, recekl@vfz.cz, Ústav veterinární ekologie a ochrany životního prostředí, Fakulta veterinární hygieny a ekologie, Veterinární a farmaceutická univerzita Brno, Palackého 1 – 3, 612 42 Brno

CRYOPRESERVATION OF TENCH SPERM (*TINCA TINCA* L.)

*Zmrazování spermií lína (*Tinca tinca* L.)*

RODINA M. GELA D., MARTIN K., LINHART O.

ABSTRACT

In this study, cryopreservation methods were elaborated for ex situ conservation of Bohemian tench during three experiments. Sperm was collected directly into immobilizing solution of Kurokura and equilibrated at 4 °C for 2.5 h. Collected sperm was transferred to 2 ml cryotubes or straws (0.5, 1 and 5 ml) and cryoprotectants as DMSO or mixture of DMSO with propandiol were added. Then the cryotubes/straws were directly transferred to pre-programmed PLANER Kryo 10 series III and cooled either using a long cooling programme K4 (from +4 °C to -9 °C at a rate of 4 °C . min⁻¹, then from -9 °C to -80 °C at a rate of 11 °C . min⁻¹, held for 6 min at -80 °C), or a rapid cooling programme L1 (from +4 °C to -80 °C at a rate of 20 °C . min⁻¹, held for 6 min at -80 °C) and finally transferred into liquid N₂. The spermatozoa were thawed in a water bath 40 °C according to the frozen volume and checked for fertilization and hatching rates. Sperm motility was evaluated for the percentage and velocity of motile spermatozoa from video frames. ANOVA showed in all cases significant influence of frozen and fresh sperm. The best method for cryopreservation of tench sperm was when sperm was collected to Kurokura extenders containing 180 mmol of NaCl filled with mixture of cryoprotectant (5 % of DMSO and 5 % of propandiol from total volume) into straws of 5 ml and cooled at programme L1. With using 100 000 spermatozoa per egg for fertilization, the fertilization rate was 33.8 % in frozen sperm and 71.0 % in fresh sperm, hatching rate was 33.8 % and 70.7 %, respectively.

Thanks are expressed to GACR no. 524/03/0178, GACAS no. S5045314 and MSMT CR no. 126100001.

ABSTRAKT

V této práci byly testovány metody zmrazování spermatu pro potřeby ex-situ uchování genofundu lína obecného chovaného v ČR. Sperma lína bylo odebíráno do imobilizačního roztoku Kurokura 180 a uchováno při 4°C po dobu 2,5 hodiny. Ke spermatu byl přidán jako kryoprotektant DMSO nebo směs DMSO a propandiolu a sperma bylo naplněno do kryotub nebo pejet (o objemu 0,5, 1 a 5 ml). Následovalo přenesení dávek do naprogramovaného zmrazovacího automatu PLANER Kryo 10 a mražení dávek podle dvou programů: delšího K4 (ze startovní teploty +4°C do -9°C rychlostí -4°C za minutu, od -9°C do -80°C rychlostí -11°C za minutu, výdrž při teplotě -80°C 6 min) a rychlejšího L1 (ze startovní teploty +4°C do -80°C rychlostí -20°C za minutu, výdrž při teplotě -80°C 6 min). Poté byly dávky přeneseny do tekutého dusíku. Rozmrazování spermatu probíhalo na vodní lázni teploty 40°C (různou dobu podle objemu dávky) a rozmražené sperma bylo použito v testu oplzenosti a líhnivosti. Dále byly u rozmraženého spermatu sledovány parametry pohyblivosti - motilita a rychlost zjišťované z videozáznamu mikroskopického obrazu pohybu spermií.

Anova výsledků prokázala ve všech případech průkazný vliv mražení spermií (oproti čerstvému spermatu). Jako nejúspěšnější způsob se jevila následující varianta: sperma odebrané do roztoku Kurokura 180, jako kryoprotektant použitá směs DMSO a propandiolu v poměru 1:1 ve finální koncentraci 10% (tedy 5% DMSO + 5% propandiolu), mražení v pejetě 5ml programem L1. Při použití dávky 100 000 spermií na jikru bylo u rozmraženého spermatu dosaženo oplzenosti i líhnivosti 33,8% a oproti 71,0% oplzenosti a 70,7% líhnivosti u čerstvého spermatu.

Tato práce vznikla za podpory projektů GAČR no. 524/03/0178, GACAS no. S5045314 a MŠMT ČR no. 126100001

Adresa autorů

Ing. **Rodina Marek.**, Ph.D., Ing. **Gela David.**, Ph.D., Ing. **Kocour Martin**, doc. Ing. **Linhart Otomar**, DrSc., Joint Laboratory of Genetics, Physiology and Reproduction of Fish, Institute of Animal Physiology and Genetics, Academy of Sciences of the Czech Republic, University of South Bohemia, Research Institute of Fish Culture and Hydrobiology, 38925 Vodnany

MONOGENEA SLADKOVODNÍCH AKVARIJNÍCH RYB V ČESKÉ REPUBLICE – SOUČASNÝ STAV A PERSPEKTIVY

Monogeneans of freshwater aquarium fishes in the Czech Republic – current state and prospects

ŘEHULKOVÁ E., GELNAR M.

ABSTRACT

A total of 60 species of freshwater aquarium fish in the Czech Republic were examined for metazoan parasites during 2000–2004. The majority of the fishes were imported from tropical regions, mainly from Southeast Asian farms. The survey revealed the presence of 40 species of helminth parasites on/in 33 species of aquarium fishes. The helminth fauna found was composed predominantly of the members of the Monogenea (33 species) represented by 16 genera: *Archidiplectanum*, *Dactylogyrus*, *Diaphorocleidus*, *Gussevia*, *Gyrodactylus*, *Heteronchocleidus*, *Macrogyrodactylus*, *Mastacembelocleidus*, *Notopterodiscoides*, *Quadriacanthus*, *Sciadicleithrum*, *Thaparocleidus*, *Thylacicleidus*, *Trianchoratus*, *Urocleidoides* and *Dactylogyridae* gen. sp. *Dactylogyridae* was the most diverse family with 28 species, followed by *Gyrodactylidae* with 4 species and *Diplectanidae* with 1 species. The largest number of monogenean species belonged to *Dactylogyrus* (9 species), *Thylacicleidus* (4 species), *Gyrodactylus* (3 species), *Urocleidoides* (3 species), *Thaparocleidus* (2 species) and *Trianchoratus* (2 species). Five monogenean species were described as new to science: *Dactylogyrus coartatus*, *Dactylogyrus macrocolpius* and *Dactylogyrus melanopteri* from the gills of the bala sharkminnow (*Balantiocheilos melanopterus*), *Thylacicleidus brunensis* from the gills of the figure-eight puffer (*Tetraodon biocellatus*) and *T. latus* from the gills of the spotted green puffer (*T. nigroviridis*). The majority of the monogenean species found were situated on the gills, the only monogeneans recorded from the skin and fins were *Gyrodactylus bullatarudis* from *Poecilia reticulata*, *Gyrodactylus rasini* from *Xiphophorus helleri* and *X. maculatus*, *Gyrodactylus* sp. from *Pantodon buchholzi*, *Macrogyrodactylus polypteri* from *Erpetoichthys calabaricus* and post-larval stages of *Thylacicleidus* spp from *Tetraodon nigroviridis*. Nine species of the examined aquarium fish represent new hosts for the following monogenean species: siamese fighting fish (*Betta splendens*) for *Heteronchocleidus buschkieli*, reedfish (*Erpetoichthys calabaricus*) for *Macrogyrodactylus polypteri*, flame tetra (*Hyphessobrycon flammeus*) for *Diaphorocleidus armillatus*, peacock eel (*Macrogynathus siamensis*) and spiney eel (*M. circumcinctus*) for *Mastacembelocleidus bam*, blue discus (*Symphysodon aequifasciatus*) for *Sciadicleithrum variabilum*, thick lipped gourami (*Trichogaster labiosus*) for *Trianchoratus acleithrium*, threestripe gourami (*Trichopsis schalleri*) for *Heteronchocleidus buschkieli*, and southern platyfish (*Xiphophorus maculatus*) for *Urocleidoides vaginoclastrum*. The most heavily infested fish (prevalence = 100 %; intensity > 100 specimens/fish) were the black tetra (*Gymnocorymbus ternetzi*) infested with *Diaphorocleidus armillatus*, reedfish (*E. calabaricus*) with *Macrogyrodactylus polypteri*, sutchi catfish (*Pangasius hypophthalmus*) with *Thaparocleidus siamensis*, figure-eight puffer (*T. biocellatus*) with *Thylacicleidus brunensis*, spotted green puffer (*T. nigroviridis*) with *T. latus*, and barred sorubim (*Pseudoplatystoma fasciatum*) with *Dactylogyridae* gen. sp. As follows from the above results, current imports of the fish from tropical regions represent a dangerous source of parasitic helminths and, in particular, monogeneans. It is therefore necessary to enhance the knowledge concerning the spread of these parasites in the areas where their hosts naturally occur and to apply such knowledge in quarantining the fish imported for aquaristic purposes.

This study was supported by the Research Project of the Masaryk University (MSM 0021622416) and the Ichthyoparasitology Research Centre of the Ministry of Education, Youth and Sports of the Czech Republic (LC 522).

ABSTRAKT

Za účelem studia fauny mnohobuněčných cizopasníků akvarijských ryb dostupných na území České republiky bylo v letech 2000 – 2004 vyšetřeno 60 sladkovodních druhů ryb, z nichž většina pocházela z importů a asi čtvrtina z dlouhodobých akvarijských chovů v ČR. Celkem bylo nalezeno 40 druhů parazitických helmintů na 33 druzích akvarijských ryb, přičemž největší zastoupení měla třída Monogenea reprezentovaná 33 druhy náležejících do 16-ti rodů: *Archidiplectanum*, *Dactylogyrus*, *Diaphorocleidus*, *Gussevia*, *Gyrodactylus*, *Heteronchocleidus*, *Macrogyrodactylus*, *Mastacembelocleidus*, *Notopterodiscoides*, *Quadriacanthus*, *Sciadicleithrum*, *Thaparocleidus*, *Thylacicleidus*, *Trianchoratus*, *Urocleidoides* a *Dactylogyridae* gen. sp. Druhově nejbohatší čeledi těchto cizopasníků byla čeleď *Dactylogyridae* (28 druhů), následovala čeleď *Gyrodactylidae* (4 druhy) a nejmenší zastoupení měla čeleď *Diplectanidae* (2 druhy). Největší počet druhů byl zaznamenán u rodu *Dactylogyrus* (9), *Thylacicleidus* (4), *Gyrodactylus* (3), *Urocleidoides* (3), *Thaparocleidus* (2) a *Trianchoratus* (2). Pět druhů monogeneí bylo popsáno jako druhy nové pro vědu: *Dactylogyrus coartatus*, *D. macrocolpius* a *D. melanopteri* ze žaber parmičky žraločí (*Balantiocheilos melanopterus*), *Thylacicleidus brunensis* ze žaber čtverzubce skvrnoocasého (*Tetraodon biocellatus*) a *T. latus* ze žaber čtverzubce skvrnitého (*T. nigroviridis*). Převážná část nalezených monogeneí byla lokalizována na žábrách, pouze 4 druhy živoročných

monogeneí (tj. *Gyrodactylus* spp., *Macrogyrodactylus polypteri*) a juvenilní jedinci rodu *Thylacicleidus* byli zjištěni na kůži a ploutvích hostitelských ryb. Celkem 9 druhů akvariálních ryb představuje nové hostitelé pro následující druhy monogeneí: bojovnice pestrá (*Betta splendens*) pro *Heteronchocleidus buschkieli*, bichir kalabárský (*Erpetoichthys calabaricus*) pro *Macrogyrodactylus polypteri*, tetra červená (*Hyphessobrycon flammeus*) pro *Diaphorocleidus armillatus*, hrotočelec čínský (*Macrogynathus siamensis*) a hrotočelec prstenčitý (*M. circumcinctus*) pro *Mastacembelocleidus bam*, terčovec zelený (*Symphysodon aequifasciatus*) pro *Sciadicoleithrum variabilum*, čichavec pyskatý (*Trichogaster labiosus*) pro *Trianchoratus acleithrium*, vrčivka Schillerova (*Trichopsis schalleri*) pro *Heteronchocleidus buschkieli* a plata skvrnitá (*Xiphophorus maculatus*) pro *Urocleidoides vaginoclastrum*. Mezi druhy s vysokou prevalencí (100 %) a intenzitou invaze (100 až několik set exemplářů na rybě) patřily: *Diaphorocleidus armillatus* na žábřích tetry černé (*Gymnocorymbus ternetzi*), *Macrogyrodactylus polypteri* na kůži a ploutvích bichira kalabárského (*Erpetoichthys calabaricus*), *Thaparocleidus siamensis* na žábřích sumečka žraločího (*Pangasius hypophthalmus*), *Thylacicleidus brunensis* na žábřích čtverzubce skvrnoocasého (*Tetraodon biocellatus*), *T. latus* na žábřích čtverzubce skvrnitého (*T. nigroviridis*) a *Dactylogyridae* gen. sp. na žábřích anténovce pruhovaného (*Pseudoplatystoma fasciatum*). Z výše uvedených výsledků vyplývá, že současné importy ryb ze zahraničí představují pro akvaristiku nebezpečný zdroj parazitických helmintů, zejména však monogeneí. Proto je třeba prohlubovat znalosti o výskytu těchto cizopasníků v oblastech přirozeného rozšíření jejich hostitelů a aplikovat tyto informace při karanténování importovaných ryb pro akvaristické účely.

Práce byla podpořena výzkumným záměrem MSM 0021622416 a centrem základního výzkumu LC 522.

Adresa autorů

Mgr. **Eva Řehulková**, Ph.D. (evar@sci.muni.cz); Doc. RNDr. **Milan Gelnar**, CSc. (gelnar@sci.muni.cz), Ústav botaniky a zoologie, Přírodovědecká fakulta MU, Kotlářská 2, 611 37 Brno

ESTIMATION OF QUALITY OF CARP MALES AND FEMALES ACCORDING TO HAEMATOLOGICAL PARAMETERS

SERPUNIN G.

ABSTRACT:

As a result of three-year researches of carp females and males at factory reproduction was established: females of carp, adequate on hypophysis extract by injection at factory reproduction by maturing oocytes, have concentration TP 33,54-41,94 g l⁻¹, percent neutrophils and foamy cells accordingly 4,63-7,93 and 0,31-0,69 %; for males of carp, positively adequate on hypophysis extract by injection at factory reproduction, the following limits of parameters of blood are characteristic: TP 42,71-49,29 g l⁻¹; rotundity erythrocytes 0,729-0,753; an index of elongation erythrocytes 1,35-1,41; an index of shift of leukocytes 0,02-0,06; neutrophils 1,62-2,31 %.

INTRODUCTION:

It is Necessary to research the physiological condition of the producers (carp), their blood condition is dictated by practical inquiries of fish culture and modern ecological factors. Cultivation of fishes, and the formation of motherly herds on fish-breeding farms, definition of quality of producers has a big practical value, as the morphological and fish-breeding parameters (the sizes of fishes, their fruitfulness, the size of oocytes), are not always precisely characterize quality of producers.

Studying of changes in blood system, the process of maturing sexual cells, promotes reception of objective parameters for the physiological condition of producers and their gonads. Blood studying is one of the methods of complex research about producers, allows estimating reproductive ability of a fish (Badenko et al., 1981; Popov, 1975, 1976a; Fourie, Hattingh, 1976).

Carrying out selection works on carp fish culture alongside with mass selection- individual selection (Burlakova, 1977) is widely applied also. As one of methods can serve an individual estimation and selection of producers is to estimation quality of producers on hematological parameters (Popov, 1976b). This method allows to reform motherly herd depends on physiological condition of each individual.

By O.P.Popova's (1972) opinion to estimate producers on parameters of blood expediently in the spring, that allows to avoid an anemia and injuries fishes before wintering besides before crossing it is necessary to have not only genetic, but also functional characteristics females and males. O.P. Popov (1972) has proved, that taking 1,0-1,5 ml blood from captured females and males of carp weighting more than 2 kg of directly before crossing does not render negative influence on their fish-breeding parameters.

The analysis of the literary data shows, that attempt to estimate the physiological status of producers at the moment of their selection for fish-breeding purposes on the basis of the limited number of parameters, frequently does not give desirable result. By connection the task to the given work consist in that on the basis of complex studying hematological parameters, to state probably a full estimation hematological status of producers, guaranteeing thus a positive effect at their selection for the fish-breeding purposes.

MATERIAL AND METHODS:

Research of blood for producers used for factory to get larva in early stages, carried out in April - May during three fish-breeding seasons (1998-2000) on studying-skilled fish-breeding facilities of Kaliningrad state technical university (Kaliningrad state of Russia). Before injection with hypophysis extract and after injections, males and females maintained in fiberglass pools. The temperature of water in pools gradually raised up to spawning using electric heaters and a temperature regulator. Blood took from living fishes using medical syringes from hematological tail channel before hypophysis extract injections. Concentration of hemoglobin determined by hemoglobin-cyanide method on spectrum, the total fibers in whey of blood – refracto meter. Concentrations of erythrocytes – test tube method, concentration of leukocytes - an indirect method. Speed of erythrocytes settlement (SES) - by the standard technique.

Leukocytes formulas and measurements erythrocytes made calculation on dry slide, painted with Papengima. Blood cells identified by N.T.Ivanov's classification (1983). For studying cytometers parameters erythrocytes fishes used automatic system of the analysis of images "Videotest" (Serpunin, 1995).

Statistical processing of the received results, carried out with using software packages "Microsoft Exel 7.0", "Video Test - Morpho". In work authentic distinctions of parameters of blood were analyzed only at $p < 0,05$ and $0,01$.

RESULTS AND DISCUSSION:

Association the results of three-year researches has allowed to establish, that fluid females from not fluid differed authentically big index by thickness of body and smaller Total Protein (TP), percent of foamy cells (leukocytes with cytoplasm gaps) and the big percent neutrophils (tab. 1). The weight investigated for fluid and not fluid females authentically did not differ. As females were in identical conditions and stimulation of maturing oocytes was carried out using hypophysis extract by injections equally, it is possible to assume, that the most productive became fluid females which have as much as possible mobilized internal resources of an organism on formation oocytes, that is females, having best conditions for fish-breeding qualities.

This assumption proves to literary data be true the. It is known, that at high parameters TP percent of maturing females, inseminated oocytes and the survival rate of embryos and larvae are significantly lower (Alieva, 1984). During maturing sexual cells at Acipenser females (from III-IV to IV uncompleted and IV completed stage maturity gonads (SMG), TP is reduced according to 54 up to 41 and 33 g · l⁻¹ (Badkina et al., 1981). Also *Salmo trutta caspius* kept with industrially conditions is reduced TP, reaching a minimum on V SMG (Abbasov et al., 1988). The TP decrease to the minimal values on V SMG is marked at *Coregonus* (Logackova, 1988). The decrease in the given parameter during spawning is established also for sea fishes (Kondrateva, 1977).

On given A.S.Shuruhina (1988), at females sterlets in process of maturing oocytes naturally reduces concentration TP (factor of correlation $r = 0,72$ at $p = 0,05$). Ripened the first females have the lowest concentration TP - on the average 16,8 g · l⁻¹. Females, ripened the last, are characterized by the highest concentration TP - on the average 38,0 g · l⁻¹. Changes of character of maturing females occur on a background of the significant physiological reorganizations reflecting a degree of an exhaustion of an organism (Shorokhin, 1988). Thus, the more by the moment of an injection the organism females is exhausted, the greater degree suffers ovary an exchange. At decrease concentration TP up to 11,0 g · l⁻¹ there is an irreversible infringement of processes of maturing and ovulation oocytes (Badenko et al., 1972).

In our research about the best physiological condition female carp, answered using hypophysis extract by injection gave maturing oocytes, authentically smaller percent of foamy cells, which, on our data (Serpunin, 2001 testifies also; Serpunin, Likhatcheva, 1998), appear in peripheral blood at fishes at deterioration of a physiological condition as a result of influence of adverse conditions of environment.

The increase in percent neutrophils at carp females testified to maturing oocytes, this proves to literary data be true the. In process of maturing gonads in fishes the percent neutrophils in peripheral blood increases (Malishieva, 1967; Ranzani-Paiva, 1996).

Tab. 1: Average hematological parameters carp females with a different gonads condition at factory reproduction in 1998-2000.

Parameters	Fluid Females		Not fluid Females	
	M±m	Cv	M±m	Cv
Er, T · l ⁻¹	1,490±0,106	21,3	1,507±0,070	19,0
Leuco, G · l ⁻¹	81,36±17,85	17,8	79,61±13,30	68,9
Er: Leuco	18,31±1,22	19,6	18,93±2,07	44,0
Hb, g · l ⁻¹	62,91±6,23	29,7	61,77±3,39	22,6
SES, mm/h	3,70±0,37	22,6	3,17±0,36	38,9
MCH, pg	41,53±2,52	18,2	41,54±2,01	20,0
F.I.	1,25±0,08	18,2	1,25±0,06	20,0
TP, g · l ⁻¹	37,74±4,20 ¹	33,4	49,99±3,08 ¹	23,8
Total number young Er, %	5,40±1,07	59,2	5,76±1,28	91,6
Lycogram, %:				
Myelocytes neutrophils	3,11±1,55	149,4	0,76±0,32	68,9
Metamyelocytes neutrophils	1,72±0,42	72,7	1,85±0,51	113,2
Bacillarynucleus neutrophils	0,67±0,40	179,8	0,56±0,22	160,9
Segmentnucleus neutrophils	0,78±0,54	208,6	0,32±0,10	121,5
The total number of neutrophils	6,28±0,73 ²	152,6	3,49±0,29 ²	116,1
Pseudoioisophil	0,56±0,31	165,0	1,24±0,27	90,6
Pseudobasophil	0,61±0,45	223,2	0,82±0,33	167,6
Monocytes	2,72±1,62	178,8	1,97±0,53	110,8
Foamy cells	0,50±0,19 ¹	111,8	1,53±0,46 ¹	124,7
Big lymphocytes	12,72±2,95	69,9	18,01±1,83	42,0
Small lymphocytes	76,61±4,49	17,6	72,94±2,60	14,7
Index of shift of leukocytes	0,09±0,04	134,7	0,06±0,02	112,8
Index of shift нейтрофилов	6,56±3,84	175,8	4,00±1,92	197,9
S, a micron	102,80±4,17	11,5	95,75±4,55	19,0
P, a micron	36,68±0,73	5,6	34,22±1,58	18,4
Fk - the factor of the form of a circle	0,952±0,011	3,3	0,948±0,011	4,4
Fe - the factor of the form of an ellipse	0,992±0,001	0,3	0,992±0,001	0,3
Fo - rotundity	0,741±0,014	5,4	0,734±0,014	7,7
A- big axis Er	13,32±0,32	6,8	12,93±0,29	8,8
B - small axis Er	9,87±0,23	6,5	9,44±0,26	11,2
A/B	1,36±0,03	5,6	1,39±0,03	7,3
Weight, g	3690,00±325,45	26,46	4485,29±308,99	28,4
Index of thickness of a body	19,00±0,27 ¹	4,3	17,83±0,45 ¹	28,4
K _f - factor of fatness by Fulton	2,63±0,13 ¹	15,3	2,90±0,12 ¹	16,6
n	9		19	

^{1,2} - here and in tab. 2 of distinction are authentic accordingly at $p < 0,05$ and $0,01$.

For fluid Females a carp maximal values SES (tab. 1) were characteristic. The similar data are established for Acipenser females the ambassador hypophysis extract injections (Malisheva, 1965). It is known also, that at half maturity fishes in comparison with non half maturity SES it is raised (Banerjee, 1989).

At fluid and not fluid females distinctions hematological parameters have been found out authentic distinctions on seven parameters of blood (tab. 2). At the first were TP essentially more, rotundity erythrocytes and is less percent myelocytes and metamyelocytes neutrophils, bacillary nucleus neutrophils, an index of shift of leukocytes, an index of elongation erythrocytes

Tab. 2: Average hematological parameters carp males a with a different gonads conditions at factory reproduction in 1998-2000.

Parameters	Fluid males		Not fluid males	
	M±m	Cv	M±m	Cv
Er, T · l ⁻¹	1,672±0,068	14,6	1,737±0,095	15,4
Leuco, G · l ⁻¹	88,83±15,51	57,9	97,64±16,05	46,5
Er: Leuco	18,82±1,82	36,2	17,79±1,95	31,0
Hb, g · l ⁻¹	81,47±4,34	19,2	74,53±3,49	13,2
SES, mm/h	2,50±0,32	44,3	2,19±0,19	24,2
MCH, pg	49,11±2,63	19,3	43,47±2,51	16,3
F.I.	1,47±0,08	19,3	1,30±0,08	16,3
TP, g · l ⁻¹	46,00±3,29 ¹	22,6	36,38±2,67 ¹	20,8
Total number young Er, %	5,83±1,79	106,2	2,98±1,05	99,5
Leucogram, %:				
Myelocytes neutrophils	0,71±0,31 ²	151,9	3,63±0,90 ²	70,2
Metamyelocytes neutrophils	0,96±0,34 ³	122,8	3,75±0,62 ³	46,7
Bacillarynucleus neutrophils	0,25±0,13 ¹	180,9	1,19±0,41 ¹	97,9
Segmentnucleus neutrophils	0,17±0,11	233,5	0,88±0,43	139,1
The total number of neutrophils	2,09±0,22 ³	172,3	9,45±0,59 ³	88,6
Pseudoiounophil	0,42±0,16	133,8	0,56±0,24	120,6
Pseudobasophil	1,42±0,66	161,3	1,13±0,51	127,4
Monocytes	2,33±0,83	123,4	4,63±0,97	59,1
Foamy cells	1,46±0,38	90,7	0,75±0,27	100,8
Big lymphocytes	18,29±1,62	30,6	11,88±2,72	64,8
Small lymphocytes	73,99±1,90	8,9	71,60±3,48	13,7
Index of shift of leukocytes	0,04±0,02 ¹	126,3	0,13±0,03 ¹	60,5
Index of shift neutrophils	0,33±0,33	346,4	3,23±1,41	123,3
S, a micron	101,38±6,26	19,5	102,07±7,85	21,7
P, a micron	36,16±1,26	11,0	36,65±1,35	10,5
Fk - the factor of the form of a circle	0,963±0,008	2,6	0,940±0,010	3,0
Fe - the factor of the form of an ellipse	0,991±0,001	0,2	0,992±0,001	0,2
Fo - rotundity	0,741±0,012 ¹	5,2	0,697±0,013 ¹	5,2
A- big axis Er	13,27±0,39	9,3	13,69±0,54	11,1
B - small axis Er	9,73±0,35	11,5	9,48±0,38	11,3
A/B	1,38±0,03 ¹	6,2	1,46±0,03 ¹	5,1
Weight, g	2857,14±409,33	53,6	3672,75±752,91	58,0
Index of thickness of a body	16,47±0,32 ²	7,3	18,01±0,28 ²	4,4
K _f - factor of fatness by Fulton	2,70±0,07	9,1	2,34±0,16	19,5
n	14		8	

^{1,2,3} - here and in tab. 2 of distinction are authentic accordingly at p < 0,05; 0,01 and 0,001.

Our data testify, that at females with come to the end maturing sexual cells intensity neutrophilopoiesis authentically fades. Males at which process of maturing of sexual cells proceeds differ authentically the greater intensity neutrophilopoiesis, that proves to be true in high percent neutrophils at early stages of development and authentically big index of shift of leukocytes.

As against fluid females at fluid males concentration TP was authentically more, and an index of thickness of a body is authentic less, than at not fluid самцов (tab. 2). It testifies, in our opinion, on various characters of exchange processes at males and females during the prespawning and spawning period, caused sexual dimorphism.

CONCLUSIONS:

1. We determined the hematological status carp female and males in April - May and dynamics hematological parameters females with a various condition gonads at factory reproduction in conditions of the Kaliningrad area of Russia.

2. We determined hematological criteria of lifetime definition of fish-breeding quality females and

males a carp at factory reproduction.

3. Females of carp, adequate on hypophysis extract by injection at factory reproduction by maturing oocytes, have concentration TP 33,54-41,94 g · l⁻¹, percent neutrophils and foamy cells accordingly 4,63-7,93 and 0,31-0,69 %.

4. For males of carp, positively adequate on hypophysis extract by injection at factory reproduction, the following limits of parameters of blood are characteristic: TP 42,71-49,29 g · l⁻¹; rotundity erythrocytes 0,729-0,753; an index of elongation erythrocytes 1,35-1,41; an index of shift of leukocytes 0,02-0,06; neutrophils 1,62-2,31 %.

5. The forecasting effectiveness of an outcome hypophysis extract injections to producers in factory conditions reproduction can be highly by established using hematological criteria.

6. Diagnostics deferent qualities producers during the prespawning period on the parameters of blood established by us allows to determine optimum terms of keeping of producers of a carp industrially, to conduct individual selection physiologically high-grade females and males a carp at formation motherly herds.

7. The received data are recommended to be used as an express train - method for carrying out of lifetime diagnostics and individual selection of producers of a carp at the fish-breeding enterprises.

REFERENCES:

- Abbasov R.J., Gadzhiev R.V., V.I.research's Hooks of changes сывороточного fiber and hemoglobin at male *Salmo trutta caspius* Kessl. at keeping industrially // *Izv. / AS AzSSR. Sulfurs. биол. н.*-1988.- N 5.-P. 111-116.
- Aliev D.M.research of communication (connection) of fish-breeding quality of manufacturers sturgeon with biochemical parameters of blood // *Izv. / AS AzSSR. Sulfurs. Bio. Sciences*, 1984.- N 5.-P. 76-81.
- Badenko J.I.B., Golovanenko L.F., Grondanova S.D. About influence of a physiological condition males *Acipenser stellatus* Pallas on quality of caviar and posterity // *Tp./the Center. sturgeon. farm.*-1972.-T. IV. - P.. 191-199.
- Badenko J.I.B., Kornienko G.G., Chihacheva V.P., Altukhov L.A. Method of lifetime diagnostics of fish-breeding quality of manufacturers males sturgeon (on an example *Acipenser stellatus* Pallas) the rivers Kuban // *Aquaculture.*-1981.-T. 21.-term. 1 (126).-P. 104-111.
- Borlakova A. Using of physiological parameters at selection // *Fishes And fisharry.*-1977 N 2.-P.. 13-14.Ivanov N.T.atlas of fish blood cells.-M.: Has lain. And food production, 1983.-184 P.
- Kondrateiva T.P.change of the general fiber and fractional structure of fibers of whey of blood of some Black Sea fishes during spawning // *Hydro-Bio.*-1977.- N 4.-P. 75-79.
- Logaskova N.V. ecological conditionality of parameters of blood Courageous fishes in pool of the bottom Ob: Report. PhD. Science of Biology.-Sverdlovsk., 1988.-22 P.
- Malisheva G.I.change of parameters of blood севрюги *Acipenser stellatus* Pallas during natural spawning and at pituitary injections // *Physiological bases of evolution water animals.*-Sevastopol, 1965.-P. 63-65.
- Malisheva G.I.physiological an estimation of manufacturers *Acipenser stellatus* Pall on parameters of blood in connection with natural spawning and hypophysis injection / *Works./ the Center of the sturgeon farm.*-M., 1967.-T. 1.-P.. 216-221.
- Popov O.P.. influence's priests of a capture of blood at manufacturers of a sazan on their fish-breeding parameters // *Fishes. хоз-во.*-1972.- N 12.-P. 28.
- Popov O.P/ About value of some physiological parameters (the maintenance of hemoglobin and stability to hypox) for breeding carp breeding// *Materials hole united meeting on the organization of selection breeding work and improvement of the maintenance motherly. Herds in country fish farms.*-M., 1975.-P. 123-132.
- Popov O.P. Forecasting effectiveness priests of an outcome hypophysis injections female carp and a sazan on parameters of blood // *Fish farm. Researches KaspNIRH per 1974 Astrakhan: Kasp. fishe farm*, 1976a.-P. 91-92.
- Popov O.P. Estimation's priests of fish-breeding parameters female a sazan and a carp on concentration of hemoglobin // *Works. / hole united meeting fishes. farm and oceangrphy.*-1976b.-T. 117.-P. 73-80.
- Serpunin G.G. Use hematological parameters of adaptations of fishes in aquaculture // *VIII congress of the Hydrobiological society of the Russian Academy of Science: Tez. report., Kaliningrad, 16-23 Sept.. 2001 Kaliningrad*, 2001.-T. 2.-P. 64-65.
- Shurukhin A.S. Law of maturing *самок* sterlets after hypophysis injections // *Folder. Sci. Works. / Gos NIO RH.* - L., 1988.-Term. 275.-P. 81-91.
- Banerjee V. Haematology of *Rita rita* and *Mystus vittatus* with relation to maturity and sex // *Geobios (India.)* 1989.-V. 16.- N 4.- P. 149-152.
- Fourie F.R., Hattingh J. A. A seasonal study of the haematology of carp (*Cyprinus carpio*) from a locality in the Transvaal, South Africa // *Zool. Afr.*-1976.-V. 11.- 1.-P. 75-80.
- Ranzani-Paiva V.J.T. Cellulas sanguineas e contagem diferencial de leucocitos em pirapitinga-do-sul, Brycon sp., sob condicoes experimentais de criacao intensiva // *Rev. ceres / Univ.fed. Vicosa.*-1996.-V. 43.-1 250.-P. 685-696.

Serpunin G.G. Using of image analyses system "Videotest" in ichthyohaematology // 4th International Ichthyogematology conferece. Czech. Republic, 1995b.-P. 23.
Serpunin G.G., Likhatchyova O.A. Use of the ichthyohaematological studies in ecological monitoring of the reservoirs // Acta veter. - Brno.-1998.-V. 67.-P. 339-345.

Authors address:

Gennadiy Serpunin, Prof., Dr. Sc., Kaliningrad state technical university. Russia, 236000 Kaliningrad, Sovetskiy Avenue, 1, E-mail:serpunin@klgtu.ru

THE COMPOSITION AND THE BIOTOPIC STRUCTURE OF SIERRA-LEONIAN SEA AREA

SERPUNINA E.

ABSTRACT

As the result of the zoogeographic analysis it was established for the first time that Sierra-Leonean ichthyofauna consists of 194 fish species belonging to 158 genera, 98 families, 25 orders and 2 subclasses. The most numerous group of species is widetropic in which the eastern Atlantic endemics dominate. Their amount has a stable level and does not increase with depth. All the species can be subdivided into three groups: pelagic, benthopelagic and benthic. The number of the benthopelagic species increases with the depth while pelagic and benthic ones decrease. The Sierra-Leonian ichthyofauna is of demersal character because their share equals to 84,0%.

INTRODUCTION

Nowadays, the usage and protection of nature resources, including biological ones, is the matter of vital and international importance. The complex and rational development of them is one of the urgent problems of sustainable development of human society that is related to the provision population with food products.

Central-Eastern Atlantics is one of the main fisheries regions. In spite of the 200 miles economic zones, this area (according to FAO it is called region 34) is still very important for different countries' fish industries.

In the present conditions the issue of fishery ecological studies and the applying of their results affects both the interests of African and the countries that conduct fishing there [1]. Each country competes for the best quotas to fish in the international sea area of every African country that leads to disagreements between the sides [2].

Many countries of the European Union are interested in using and studying the biological resources of Western Africa countries, including those of Sierra-Leonia. That is why the ecological studies of this area are so important.

So the aim of the paper is to study the ichthyofauna of Sierra-Leonean sea area, namely to define the species diversity and to define and analyse the biotopic structure of the ichthyofauna.

MATERIALS AND METHODS

During 1976-1993 Atlantic Research Institute of Marine Fisheries and Oceanography conducted 40 expeditions in the sea area of Sierra-Leone. The material was collected within the sea borders of Sierra-Leone (between 7° and 10° of northern latitude and 10° and 14° of western longitude).

The trawling was made above the continental shelf and coastal area in possession of the country in the range of depths between 16 and 520 metres. The trawling on the wide scale was made in the cold season during 17 years and systematized by the author, including the register data and the literature data.

The author has processed the results of 53 trawling catches and made the annotated list of all fish species occurred in this area.

The changes are made according to the modern systematics and all the species are ecologically categorised according to N.Parin into three groups. The fish species were also subdivided into four groups according to their occurrence at the certain depth. Thus the biotopic structure of Sierra-Leone ichthyofauna is defined [6].

RESULTS AND DISCUSSION

First of all we should give definitions to the terms used in the paper. The biotop is the area of the oceanic environment populated with the definite amount of species (biocenosis).

The system of oceanic biotops is situated above the sea bottom and includes the water above the nearest coast, continental shelf (benthopelagial) and the waters beyond it. Thus all the species can be divided into three groups according to their way of life and ecological niche.

The pelagic species are not connected with the sea bottom, while the habitants of the continental shelf depend on it. The species that spend their whole life near the bottom are called benthic. The benthopelagic ones use bottom only as their nursing ground.

The sea zone of Sierra-Leone possesses a great variety of species. The zoogeographic analysis was made on the basis of 194 fish species of sierra-Leonean water zone that belong to 158 genera, 98 families, 25 orders and 2 subclasses. (see table 1).

The order Perciformes includes the most amount of families in itself. It consists of 36 families, represented by 66 genera and 78 species. The order Scorpaeniformes has less number of families compared with Salmoniformes (only five – Scorpaenidae, Tryglidae, Peristediidae, Acanthocephalidae, Platycephalidae, while the Salmoniformes has 8 families – Chlorophthalmidae, Myctophidae, Nemichthyidae), but has more genera (nine) and especially species (16), since the order Salmoniformes has only 10 species out of 8 genera. The order Pleuronectiformes is quite numerous, too. There are 5 families in this order: Soleidae, Cynoglossidae,

Psettidae, Bothidae, Citharidae, 8 genera, 11 species. The order Tetraodontiformes is represented with 12 species within 8 genera and 4 families, namely: Monacanthidae, Balistidae, tetraodontidae, Diodontidae.

Table 1: Taxonomic structure of Sierra-Leonean ichthyofauna

subclass	Biotopic groups	The amount of taxonomic units			
		orders	families	genera	species
Hondrichthyes	BP	4	5	9	12
	B	2	4	4	5
	P	1	3	4	4
	Total	7	12	17	21
Osteichthyes	BP	12	46	83	96
	B	4	25	33	50
	P	2	15	25	27
	Total	18	86	141	173
Total	BP	16	51	92	108
	B	6	29	37	55
	P	3	18	29	31
	Total	25	98	158	194

The contribution of these 5 orders to the ichthyofauna equals to 59,18% on the level of families, 62,66% and 65,40% on the level of genera and species respectively, that is more than the half the taxons of each range.

The rest 20 orders are represented with not more than 3 families that include 2-3 genera in their turn. 4 families (Scyliorhinidae, Sphyrnidae, Triakidae, Carcharhinidae) are only in the order of Carcharhiniformes and Stomiiformes – Phothichthyidae, Astronestidae, Argentinidae, Melanostomatidae.

The number of 6 species belongs to the Squalidae family, *Squalus acanthias*, *Centrophorus granulosus* among them. The family of Serranidae has five, like *Serranus scriba*, *Epinephelus aeneus*. The Carangidae family numbers as much as 12 species like *Trachurus trecae*, *Vomer setapinnis*, *Decapterus punctatus*, etc. 8 species are registered within the family of Sparidae, *Boops boops*, *Dentex filiosus*, *Pagellus coupei* among them. Scorpaenidae has 8 species like *Pontinus kuhli*, *Setarches guentheri*, for instance. The Tryglidae, Bothidae and Tetraodontidae families have five species each.

It is important to note that 116 genera are represented with the one and the only species each. Among them are, for example, the genus *Stromateus* with the species *Stromateus fiatola*, the genus *Bothus* (*Bothus podas*), the genus *Diodon* (*Diodon maculatus*), the genus *Antennarius* (*Antennarius occidentalis*), etc.

As you can see from the table the Sierra-Leonian ichthyofauna is characterised by the great variety of species.

It also has a certain vertical zonality depending on biotops (pelageal and benthal), the biodiversity of genera and families, the differences in the ecosystems and other peculiarities. All the species can be placed into pelagic, benthic or benthopelagic category.

The pelagic species number 31 (18,5% from the total amount) out of 11 families, including Brotulidae (4 species), Serranidae и Bothidae (5 species each), Squalidae (6 species), Sparidae и Scorpaenidae (8 species) .

The most numerous family among all is the one of Carangidae (12 species are registered in the area).

The species are scattered as follows: the shallow waters have 14 species, the range of 31-75 m has 15 species – *Sphyrna tudes*, *Mobula mobula*, *Trachurus trecae*. The range of 76-150 m registeres only 5 species with *Spicara macrophthalmus*, *Vomer setapinnis* among them, while the coastal shelf has 10 species, for example, *Diretmus argenteus* и *Brama raji*. (see the table 2).

Table 2 :The biotopic structure of Sierra-Leonean ichthyofauna, %

Biotops	The amount of species, m				Total amount
	< 30	31-75	76-150	> 150	
Pelagic	18,5	6,1	8,2	12,5	31
Benthopelagic	52,6	51,6	35,7	58,8	108
Benthic	28,9	32,3	36,1	28,7	55

The number of species decreases with the depth but above the continental shelf it increases to some extent. The most number of species (15) is registered in the ichthyocene of the middle shelf (31-75 m), for instance, *Dentex angolensis* and *Sparus ehrenbergi* from the family of Sparidae.

From the described above, we can conclude that about one sixth of the tjtal ichthyofauna the pelagic species comprise. Their number decreases with the depth.

The families of Myctophidae, Sparidae, Scorpaenidae (eight benthopelagic species each), Bothidae (7), Squalidae (6), Macrouridae and Serranidae (5 species each) predominate in this region. The ichthyocenes of upper and middle shelf have almost equal number of species in their range that is 40 and 48 (52,6 and 51,6% respectively), the ichthyocene of the lower shelf has 34 species (35,7%), the number of benthopelagic species above the continental shelf equals to 47 species or 58,8% (see table 2).

The benthopelagic species belong to the families of Fistularidae (*Fistularia tabacaria*), Lutjanidae (*Lutjanus agennes*), Carangidae (*Caranx chrysos*) and some others. The number of the benthopelagic species increases with the depth (see the table 2).

The biggest amount of fish species in the Sierra-Leonean waters (108 species or 55,7%) are benthopelagic, their amount surpluses the sum of pelagic and benthic ones together and equals to half of the total number of species. The number of the benthopelagic species is rather stable (51,6-58,8%), while only above the continental shelf it abruptly decreases to 35,7%.

The ichthyofauna has 55 benthic species, among them 22 are registered in the range of less than 30 m (like *Rhinobatus rhinobatus*, *Dasyatis centroura*, *D. radis*), 30 species in the range of 31-75 m (*Mobula mobula*, for instance), 22 species in the range of 76-150 m and 23 species above the shelf.

Some species are registered in all the biotops, they are *Torpedo torpedo*, *Saurida brasiliensis*, *Raja miraletus*, *Uranoscopus cadenati*, that is the everibionts.

Thus the biotopic structure of Sierra-Leonean ichthyofauna is characterised by the following tendencies: the predominance of the benthopelagic species in all the biotops and the relative increase of benthopelagic and the decrease of pelagic and benthic species.

Here our data agree with those of K.Beklemeshev, C.Maurin, T.Rass and P.Moiseev [3, 4, 5, 6], that the ichthyofauna of the Western Africa Coast has distinct demersal (benthopelagic) character. And the ichthyofauna of sierra-Leonean water is no exception to that. The share of benthopelagic species is 84,0% from the total amount that is more than four fifths of all the species.

CONCLUSIONS

1. The sea zone of Sierra-Leone possesses a great variety of species. The zoogeographic analysis was made on the basis of 194 fish species of Sierra-Leonean water zone that belong to 158 genera, 98 families, 25 orders and 2 subclasses. The most numerous group of species is widetropic in which the eastern Atlantic endemics dominate. Their amount has a stable level and does not increase with depth.

2. All the species can be subdivided into three groups: pelagic, benthopelagic and benthic. The number of the benthopelagic species increases with the depth while pelagic and benthic ones decrease.

3. The Sierra-Leonian ichthyofauna is of demersal character because their share equals to 84,0%.

ACKNOWLEDGEMENTS

The author greatly appreciates P.Bukatin, PhD for providing me with materials and also for advice and help.

REFERENCES

- 1.Domanevsky L. The fishes and fishery in the Central Atlantics. AtlantNIRO, Kaliningrad, 1998. pp. 25 - 35.
- 2.Krylova G, Makarova I. The prospects of African fisheries development Moscow, Vnierkh, 1994. – 28p.
- 3.Beklemeshev K. Some notions applied to the studies of sea habitats// The proceedings of the Hydrobiological society. Moscow, 1963. Vol.13. - pp. 274 - 285.
- 4.Maurin C. Ecologie ichthyologique des fonds chalutables atlantiques (de la baie ibero-marocaine a la Mauritanie et de la Mediterranee occidentale) // Revue de travaux de l'Institut des Peches maritimes, 1968.-Vol. 32(1). - 147 p.
- 5.Fischer W., Bianchi G. and Scott W.B. (eds). FAO species identification sheets for fishery purposes. Eastern Central Atlantic; fishing areas 34, 37 (in part). Canada Funds-in-Trust. Ottawa: Department of Fisheries and Oceans, Canada by arrangement with the Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1981. - V. 1.
- 6.Moiseev P. The biological resources of the Ocean. - Moscow, Agropromizdat, 1989. 368 p.

Adresa autora

Elena Serpunina, MSc, Russia 236000 Kaliningrad Sovetsky Avenue 1, eileen2002@mail.ru

VLIV PRŮTOKU NA REPRODUKČNÍ MIGRACE KAPROVITÝCH RYB

SLAVÍK O., HORKÝ P., VOSTRADOVSKÝ J.

ABSTRAKT:

Telemetrické studie dokládají, že intenzita a délka reprodukčních migrací kaprovitých ryb není ovlivňována průtokem, avšak jsou známy údaje, že nárůst průtoku byl příčinou zvýšeného počtu ryb v rybích přechodech. Proto byl testován předpoklad, že výskyt kaprovitých ryb v přechodech může být důsledkem vlivu průtoku na jejich prostorovou distribuci v říčním korytě. Variabilita vzorků kaprovitých ryb v 10 rybích přechodech a přilehlých úsecích pod jezy byla hodnocena na řece Labi. Počet druhů a jejich početnost byla sledována během období reprodukčních migrací kaprovitých od dubna do června v letech 1996, 2000 – 2001. Pro analýzu bylo použito 25 445 kusů kaprovitých ryb. V rybích přechodech celkový počet druhů ve vzorku, početnost ryb a jejich délka vždy vzrůstala, když průtok v řece stoupal. Naopak ve vzorcích pod jezy s rostoucím průtokem chyběly ryby menších velikostí a jak se průtok přibližoval k maximálním hodnotám, poklesl počet druhů i jejich početnost. Početnost dvou nejpočetnější druhů oukleje a plotice v přechodu negativně korelovala s jejich početností pod jezem. To napovídá, že ryby mohou vstupovat do přechodů i v důsledku změn hydraulických parametrů v říčním korytě.

Adresa autorů:

Ondřej Slavík, Mgr, Ph.D., **Pavel Horký**, Ing. **Jiří Vostradovský**, CSc., Výzkumný ústav vodohospodářský TGM Praha, Podbabská 30, Praha 6, 160 62, ondrej_slavik@vuv.cz

ZHODNOCENÍ PROSPERITY PSTRUHA OBECNÉHO A LIPANA PODHORNÍHO V HORNÍM ÚSEKU ŘEKY MORAVICE

Evaluation of the brown trout and grayling prosperity in the upper course of the Moravice River

SPURNÝ, P., MAREŠ, J., SUKOP, I., KOPP, R., FIALA, J.

ABSTRACT:

In late July 2004, the complete both hydrobiological and ichthyologic study was realized in the Moravice River section upstream the Slezská Harta Reservoir up to Karlov district (6 sampling sites between river kms. 69.8 and 91.6). In the monitored section, the riverbed shows natural character with a very high diversity of the water environment, characterized by oxygen saturation 104-111%, pH value 7.56-7.85, conductivity 11.4-16.4 mS.m⁻¹ and by the saprobity index (according to zoobenthos species representation) 0.96-1.61 (oligo and β-mesosaprobity).

Ichthyologic researches were provided using electrofishing and applying two-run method in river section long from 112.5 to 193.5 metres. Juvenile specimens of the brown trout (below minimum size limit) were predominant in all of localities (excepting protected section in Břidličná). Occurrence of the grayling was only rare in the lower part of the Moravice 7 fishery (sampling sites 1-3). A_T coefficient ranged from 4.85 to 18.50% on the localities 1, 2, 4 and 6, on the locality 5 was zero. Brown trout contributed 42.02-81.73% to total abundance and 72.70-96.67% to total fish biomass, in dependence on the locality. Total year's sport fishing catches of the salmonid fishes reached 4.5 kg.ha⁻¹ only in 2002. Absolute predominance of juvenile brown trout in population does not make possible a regular fishery exploitation of monitored river section.

ÚVOD

Pstruhové vody České republiky, ale i dalších evropských zemí jsou v posledních desetiletích postihovány postupující degradací salmonidních společenstev, na níž se podílí celý komplex negativních faktorů. Stavem těchto rybích společenstev v tocích Čech a Moravy se v posledních letech zabývali například Pivnička *et al.*, (1995), Spurný a Heimlich (2005) a Vítek a Spurný (2005). Předložená studie si klade za cíl vyhodnotit současný stav a prosperitu salmonidního společenstva v horním úseku řeky Moravice (rybářské revíry Moravice 7 a 8) z hlediska nepříznivých faktorů, omezujících řádný management těchto pstruhových revírů. Předmětný úsek řeky Moravice nebyl od doby výstavby ÚN Slezská Harta ichtyologickému průzkumu podroben.

MATERIÁL A METODIKA

Území výzkumu

Řeka Moravice pramení ve Velkém kotli na jihovýchodním svahu Vysoké hole ve výšce 1.170 m nad mořem a ústí zprava do řeky Opavy u města Opavy v nadmořské výšce 240 m. Plocha povodí činí 901,1 km², délka toku 105,1 km a průměrný průtok u ústí dosahuje 7,63 m³.s⁻¹. Nejhořejší část toku, nacházející se v Pradělské hornatině, je součástí CHKO Jeseníky. Horní tok řeky až po ÚN Slezská Harta je rybářsky klasifikován jako voda pstruhová. V úseku od konce vzduť této ÚN po obec Karlov bylo vybráno 6 výzkumných lokalit, lok. 1-3 se nacházely v rybářském revíru Moravice 7 a lok. 4-6 v revíru Moravice 8:

Lokalita 1 (říční km 69,8) se nachází ve spodní části revíru Moravice 7 nad říčním jezem, ohraničujícím konec vzduť nádrže Slezská Harta. Jedná se o neupravený říční úsek se šterkovitě-kamenitým substrátem dna s velkými soliterními kameny v řečišti, dobře zastíněný lesním porostem po obou březích.

Lokalita 2 (říční km 76,6) byla zvolena v blízkosti osady Břidličná-lesy. Říční úsek se vyznačuje neupravenými břehy a přírodním korytem se šterkovitým až kamenitým dnem a dobře zapojeným porostem listnatých dřevin.

Lokalita 3 (říční km 79,4) se nacházela v obci Břidličná proti proudu toku nad silničním mostem v chráněné rybí oblasti (se zákazem sportovního rybolovu). Jedná se o horní část revíru Moravice 7. Substrát dne je tvořen šterkem a menšími kameny, tok je napřímen.

Lokalita 4 (říční km 86,1) se nachází ve spodní části revíru Moravice 8 v odlehle zalesněné a relativně nepřístupné oblasti. Tok přirozeně meandruje, mělčí peřejnaté úseky se střídají s hlubšími proudy a hlubokými tůňemi.

Lokalita 5 (říční km 89,7) byla vybrána v lesnatém úseku nad obcí Dolní Moravice. Říční koryto i břehové linie vykazují vysokou přirozenou členitost.

Lokalita 6 (říční km 91,6) se nacházela v hodní části revíru Moravice 8 pod obcí Karlov, bezprostředně nad soutokem s Bělokaenným potokem. Jedná se o bystrinný tok s již větším spádem koryta, dno a břehy jsou neupravené, v přírodním stavu. Úsek je dobře zastíněn břehovým porostem listnatých stromů a keřů, místy zcela neprostupným.

Metodika odběrů vzorků a prováděných analýz

Během terénního průzkumu, prováděného ve dnech 26. a 27. 7. 2004, byla na všech sledovaných lokalitách měřena teplota vzduchu a vody, pH vody, koncentrace O₂, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻, PO₄³⁻ a konduktivita. K měření těchto ukazatelů byly použity přenosné přístroje firmy Hanna. Koncentrace dusičnanového dusíku byla pro nedostatek speciální reagentie stanovena pouze na lokalitě 1. Odběr vzorků

zoobentosu proběhl na sledovaných lokalitách kvalitativně i kvantitativně, byly vypočteny saprobní indexy a provedeno zařazení říčních úseků do pásem saprobity (Zelinka a Marvan, 1961).

Metodika ichtyologického průzkumu

Ichtyologický průzkum probíhal s využitím elektrického agregátu typu Honda EX 1000 (230 V, 0,75-0,90 kW). Elektrolov byl prováděn kvantitativně, tzn. opakovaným průchodem lovnou elektrodou v celé šíři říčního koryta v úsecích dlouhých 112,5-193,5 m.

Tab. 1: Parametry ichtyologického průzkumu horního toku řeky Moravice v roce 2004

úsek	1	2	3	4	5	6
říční km	69,8	76,6	79,4	86,1	89,7	91,6
datum odlovu	26.7.	26.7.	26.7.	27.7.	27.7.	27.7.
délka úseku (m)	112,5	165,0	187,5	193,5	159,0	112,5
šířka toku (m)	14,5	7,0	7,0	5,5	5,0	4,0
výška vodního sloupce (m)	0,15-1,20	0,15-1,50	0,15-1,50	0,15-1,70	0,15-1,30	0,15-0,80
prolovená plocha (ha)	0,1631	0,1155	0,1313	0,1064	0,0795	0,0450
počet průchodů	2	2	2	2	2	2
účinnost odlovu (%)	95	95	80	95	95	95

Odlovené ryby byly druhově determinovány, u hospodářsky významných druhů (pstruh obecný, lipan podhorní, pstruh duhový a siven americký) byly individuálně zjišťovány následující parametry: celková délka těla (TL), standardní délka těla (SL), výška a šířka těla a hmotnost. Ze zjištěných údajů plastických znaků byl posouzen kondiční stav hospodářsky významných druhů a vypočtena abundance (v ks.ha⁻¹) a biomasa (v kg.ha⁻¹) rybího společenstva pro každou lokalitu. Z druhového zastoupení odlovených jedinců byla vypočtena početnostní a hmotnostní dominance a koeficient A_T, který udává poměrné zastoupení (hmotnostní %) rybích jedinců lovné velikosti v celém rybím společenstvu.

VÝSLEDKY A DISKUZE

Kvalita vody sledovaných říčních úseků nevykazuje žádné negativní výkyvy a plně odpovídá vysokým nárokům lososovitých ryb. Teplota vody ani v letním období nedosahuje povoleného maxima pro pstruhové vody (21°C). V termínu průzkumu v poslední dekádě července se pohybovala v rozmezí 12,0-18,0°C v závislosti na nadmořské výšce lokality, zastínění říčního úseku a denní době měření. S tímto zjištěním koresponduje i zařazení úseků do pásem saprobity na základě saprobní valence zastoupených druhů zoobentosu (Tab. 3). Kvantitativní hodnoty společenstva zoobentosu korespondují s obvyklými hodnotami zjišťovanými v tomto ročním období ve pstruhových vodách podhorských oblastí. Abundance společenstva zoobentosu v rozmezí 317-605 ks.m⁻² a biomasa 4,1-6,5 g.m⁻² vytvářejí dostatečnou potravní základnu pro příslušná rybí společenstva.

Tab. 2: Hydrochemická charakteristika sledovaných lokalit horního toku řeky Moravice v roce 2004

úsek	1	2	3	4	5	6
datum odběru	26.7.	26.7.	26.7.	27.7.	27.7.	27.7.
hodina odběru	14:30	16:20	18:20	09:50	11:40	14:20
teplota vzduchu (°C)	22,0	18,0	18,0	14,5	15,0	17,0
teplota vody (°C)	17,5	18,0	16,5	13,0	12,0	12,5
pH	7,85	7,81	7,56	7,72	7,70	7,73
koncentrace O ₂ (mg.l ⁻¹)	10,55	10,15	10,10	11,24	11,72	11,79
nasycení vody O ₂ (%)	111,0	108,0	104,0	107,0	109,0	111,0
N-NH ₄ ⁺ (mg.l ⁻¹)	0,17	0,18	0,37	0,10	0,03	0,07
N-NO ₂ (mg.l ⁻¹)	0,01	0,02	0,01	0,01	0,00	0,00
N-NO ₃ (mg.l ⁻¹)	1,90	-	-	-	-	-
PO ₄ ³⁻ (mg.l ⁻¹)	0,50	0,48	0,43	0,19	0,25	0,16
konduktivita (mS.m ⁻¹)	15,5	16,4	15,9	16,0	12,9	11,4

Tab. 3: Hydrobiologická charakteristika sledovaných úseků horního toku řeky Moravice v roce 2004

úsek	1	2	3	4	5	6
datum odběru	26.7.	26.7.	26.7.	27.7.	27.7.	27.7.
index saprobity	1,47	1,61	1,61	1,15	0,96	1,12
saprobity	oligo	β-mezo	β-mezo	oligo	oligo	oligo
abundance zoobentosu (ks.m ⁻²)	390	435	317	605	399	434
biomasa zoobentosu (g.m ⁻²)	4,6	6,5	4,1	5,9	4,7	6,3

Ichtyologickými průzkumy byl zjištěn výskyt 9 rybích druhů zastoupených v 6 čeledích. Ve všech úsecích je eudominantním druhem pstruh obecný, avšak v rozhodujícím podílu se jedná o juvenilní jedince nedosahující lovné velikosti, průměrná TL se v závislosti na lokalitě pohybuje v rozmezí 49,3 (lok. 5) – 236,3

mm (lok. 3 s největším uloveným jedincem 355 mm). S tímto zjištěním koresponduje i průměrná kusová hmotnost odlovených exemplářů v intervalu 38,35 (lok. 5) – 156,2 g (lok. 3). Lipan podhorní se vyskytuje pouze ojediněle v dolní části sledovaného úseku Moravice (lok. 1-3, pouze 2-4 jedinci na lokalitě). Na všech sledovaných lokalitách byl potvrzen hojný výskyt vranky pruhoploutvé, vranka obecná se vyskytovala pouze na lokalitách 1 a 2.

Z hlediska atraktivity těchto rybářských revírů pro sportovní rybolov, ale i z hlediska výskytu pohlavně dospělých jedinců pstruha obecného a lipana podhorního pro doplňování jejich populací přirozenou reprodukcí, je důležitým ukazatelem koeficient A_T . Ten by se měl v optimálních hodnotách pohybovat v rozmezí 60-85%, přičemž hodnoty do 40% jsou považovány za příliš nízké, i když v některých případech lze rybí společenstvo hodnotit jako vyvážené již při $A_T \geq 33\%$ (Holčík a Hensel, 1972). Tuto podmínku ze sledovaných úseků však splňuje pouze lokalita 3 s hodnotou 44,41%. Uvedený úsek je ale součástí chráněné rybí oblasti (Břidličná). Na ostatních lokalitách se hodnota tohoto ukazatele pohybuje v rozmezí 4,85-18,50% (lok. 1, 2, 4 a 6), na lokalitě 5 dosahuje dokonce nulové hodnoty. Přičemž ještě hodnota 6,77% vypočítaná pro lokalitu 1 byla dosažena jediným exemplářem pstruha duhového v lovné velikosti. Kromě chráněné rybí oblasti v Břidličné sledované říční úseky délkově-hmotnostní charakteristikou populace pstruha obecného připomínají spíše průměrně obhospodařované odchovné potoky než rybářské revíry určené ke sportovnímu rybolovu.

V tabulkách 4 a 5 jsou sledovaná rybí společenstva charakterizována z hlediska dominance zastoupených druhových populací, abundance a biomasy. Početnostní dominance pstruha obecného se v závislosti na lokalitě pohybovala v rozmezí 42,02% (lok. 3) - 81,73% (lok. 4), hmotnostní dominance v intervalu 72,70% (lok. 3) - 96,67% (lok. 4). Početnostní dominance lipana podhorního (výskyt pouze na lokalitách 1-3) dosahovala hodnot 1,68-3,77%, hmotnostní dominance 0,10-14,09%. Populace pstruha obecného dosahovala nejnižší abundance 200 ks.ha⁻¹ na lokalitě 1, nejvyšší na lokalitě 6 (2.362,5 ks.ha⁻¹), biomasa se pohybovala v intervalu 16,61 kg.ha⁻¹ (lok. 1) - 134,22 kg.ha⁻¹ (lok. 6). Abundance celého rybiho společenstva byla nejnižší (413,5 ks.ha⁻¹) na lokalitě 1, nejvyšší (4.090 ks.ha⁻¹) na lokalitě 6. Biomasa rybiho společenstva se pohybovala v rozmezí 21,22 kg.ha⁻¹ (lok. 1) a 151,56 kg.ha⁻¹ (lok. 6). Hodnoty abundance populace pstruha obecného dosahují uspokojivých hodnot na lokalitách 4 a 5, optimálních (až příliš vysokých) na lokalitě 6, na lokalitách 1 a 2 jsou příliš nízké. Z hlediska biomasy této druhové populace lze považovat za uspokojivý pouze stav na lokalitách 3 a 6.

Celkové úlovky ryb v revíru Moravice 7 dosahovaly v roce 2001 9,5 kg.ha⁻¹ a byly tvořeny ze 42% pstruhem obecným, z 33% pstruhem duhovým, z 24% lipanem podhorním a z 1% sivenem americkým. V roce 2002 došlo k jejich propadu na 4,6 kg.ha⁻¹, v roce 2003 k mírnému zvýšení na 6,3 kg.ha⁻¹. Úlovky pstruha obecného a lipana podhorního klesly zhruba o 50%. Obdobně nízké úlovky jsou v letech 2001 (4,8 kg.ha⁻¹) a 2002 (4,5 kg.ha⁻¹) vykazovány v revíru Moravice 8, úlovky jsou téměř výhradně tvořeny pstruhem obecným.

Tab. 4: Početnostní (P) a hmotnostní (H) dominance (v %) zastoupených rybích druhů na sledovaných lokalitách řeky Moravice v roce 2004

species / lokalita	1		2		3		4		5		6	
Dominance	P	H	P	H	P	H	P	H	P	H	P	H
<i>Salmo trutta m. fario</i>	58,49	82,95	59,62	79,41	42,02	72,70	81,73	96,67	69,66	87,43	68,24	92,43
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	1,89	6,77	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Salvelinus fontinalis</i>	-	-	-	-	0,84	2,13	-	-	-	-	-	-
<i>Thymallus thymallus</i>	3,77	0,10	3,85	14,09	1,68	5,50	-	-	-	-	-	-
<i>Rutilus rutilus</i>	-	-	-	-	37,82	15,64	-	-	-	-	-	-
<i>Barbatula barbatula</i>	1,89	0,32	2,88	0,50	6,72	,69	-	-	-	-	-	-
<i>Perca fluviatilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,68	0,08
<i>Cottus gobio</i>	11,32	2,35	19,23	2,81	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cottus poecilopus</i>	22,64	7,51	14,42	3,18	10,92	2,34	18,27	3,33	30,34	12,57	31,08	7,49
počet druhů	6		5		6		2		2		3	

ZÁVĚR

Sledovaný úsek řeky Moravice poskytuje optimální podmínky prostředí pro prosperující salmonidní společenstvo, zejména pro populace pstruha obecného, spodní úsek revíru Moravice 7 také pro lipana podhorního. Tok řeky vykazuje přírodní charakter s vysokou členitostí a úkrytovou kapacitou. Všechny ryby vykazovaly velmi dobrý kondiční stav. Na všech sledovaných lokalitách výrazně převažují populace pstruha obecného v juvenilní periodě života. Populace pstruha obecného by v takto středně úživném toku měla dosahovat abundance 700-1.500 ks.ha⁻¹ (Baruš, Oliva *et al.*, 1995). Tomuto rozpětí však odpovídá pouze stav na lokalitách 4 a 6, na lokalitě 6 dokonce dosahuje hodnot na horní hranici únosnosti (2.360 ks.ha⁻¹). Výskyt lipana podhorního je pouze ojedinělý, přičemž za vhodný úsek pro rozvoj životaschopné populace tohoto druhu lze považovat pouze dolní část revíru Moravice 7 po obec Břidličná. Pstruh obecný by měl být vysazován v každoročním množství alespoň 400 ks.ha⁻¹ dvou až tříleté násady, a to rovnoměrně v celém úseku. Úlovky lososovitých ryb jsou v obou revírech v posledních letech velmi nízké a představují zhruba 10% celostátního průměrného hektarového výlovku ze pstruhových vod. Je obtížné objektivně zhodnotit, do jaké míry se na tomto stavu podílí úroveň obhospodařování, úroveň rybářského tlaku (nebylo možné vyhodnotit pro neposkytnutí údajů o docházkách sportovních rybářů) a případné ztráty způsobené rybožravými predátory.

Tab. 5: Abundance (A, ks.ha⁻¹) a biomasa (B, kg.ha⁻¹) zastoupených druhových populací rybiho společenstva na sledovaných lokalitách řeky Moravice v roce 2004

species / lokalita	1		2		3		4		5		6	
abundance / biomasa	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
<i>Salmo trutta</i> m. fario	200	16,61	565	50,68	476	74,35	841	43,98	821	31,49	2.362,5	134,22
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	6,5	1,36	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Salvelinus fontinalis</i>	-	-	-	-	9,5	2,18	-	-	-	-	-	-
<i>Thymallus thymallus</i>	13	0,02	36,5	9,00	19	5,63	-	-	-	-	-	-
<i>Rutilus rutilus</i>	-	-	-	-	428,5	15,99	-	-	-	-	-	-
<i>Barbatula barbatula</i>	10	0,10	43	0,51	122	2,77	-	-	-	-	-	-
<i>Perca fluviatilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	23,5	0,12
<i>Cottus gobio</i>	61	0,75	288,5	2,84	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cottus poecilopus</i>	123	2,38	216,5	3,22	198	3,82	297,5	2,40	566	7,17	1.704	17,22
rybí společenstvo	413,5	21,22	1.149,5	66,25	1.253	104,74	1.138,5	46,38	1.387	38,66	4.090	151,56

SOUHRN:

Ve dnech 26. a 27.7.2004 byl proveden kompletní hydrobiologicko-ichtyologický průzkum řeky Moravice nad údolní nádrží Slezská Harta až po obec Karlov (6 lokalit mezi říčními km 69,8 a 91,6). Řeka Moravice ve sledovaném úseku vykazuje přírodní charakter koryta s vysokou členitostí vodního prostředí, charakterizovaného nasycením O₂ 104-111%, hodnotou pH 7,56-7,75, konduktivitou 11,4-16,4 mS.m⁻¹ a indexem saprobity dle druhového zastoupení zoobentosu 0,96-1,61 (oligo až β-mezosaprobity).

Ichtyologické průzkumy sledovaných lokalit probíhaly elektrolovem v úsecích o délce 112,5-193,5 m dvojím průchodem lovnou elektrodou. Na všech lokalitách (s výjimkou chráněného úseku v Břidličné) převažují juvenilní jedinci pstruha obecného nedosahující lovné velikosti. Lipan podhorní se vyskytuje pouze ojediněle v dolní části revíru Moravice 7 (lok. 1-3). Hodnota koeficientu A_T se pohybuje na lokalitách 1, 2, 4 a 6 v rozmezí 4,85-18,50%, na lokalitě 5 dosahuje dokonce nulové hodnoty. Početnostní dominance pstruha obecného se v závislosti na lokalitách pohybuje v rozmezí 42,02-81,73%, hmotnostní dominance v intervalu 72,70-96,67%. Celkové úlovky ryb sportovním rybolovem dosahovaly v roce 2002 pouze 4,5 kg.ha⁻¹. Naprostá převaha juvenilních jedinců pstruha obecného neumožňuje řádné rybářské využití sledovaného říčního úseku.

PODĚKOVÁNÍ

Práce byla realizována v rámci řešení projektu Národní agentury pro zemědělský výzkum QF 3028. Autoři rovněž děkují za finanční a technickou podporu Českému rybářskému svazu, výboru Územního svazu pro Severní Moravu a Slezsko se sídlem v Ostravě.

LITERATURA

- Baruš, V., Oliva, O., (eds.), 1995. Fauna ČR a SROV. Mihulovci Petromyzontes a ryby Osteichthyes. Academia Praha, 1. a 2. díl, 623 a 698 s.
- Holčík, J., Hensel, K., 1972. Ichtyologická příručka. Obzor, Bratislava, 220 s.
- Pivnička, K., Poupě, J., Švátora, M., 1995. Druhová diverzita ryb v malých tocích Čech a Moravy. Živočišná výroba, 40: 46-49
- Spurný, P., Heimlich, R., 2005. Stav rybiho společenstva řeky Svitavy na Boskovicku. In: Sbor. Ref. „VIII. České ichtyologické konference“, Brno, s. 168-174, ISBN 80-7157-885-1
- Vítek, T., Spurný, P., 2005. Současný stav populace pstruha potočního a lipana podhorního v řece Louče. In: Sbor. Ref. „VIII. České ichtyologické konference“, Brno, s. 175-181, ISBN 80-7157-885-1
- Zelinka, M., Marvan, P., 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Rheinheit fliessender Gewässer. Arch. Hydrobiol., 57: 389-407

Adresa autorů

Prof. Ing. **Petr Spurný**, CSc. (fishery@mendelu.cz), Doc. RNDr. **Ivo Sukop**, CSc. (ivosukop@seznam.cz), Dr. Ing. **Jan Mareš** (mares@mendelu.cz), Ing. **Radovan Kopp**, Ph.D. (kopp@mendelu.cz), Ing. **Jiří Fiala**, Ph.D. (jifi@email.cz), Ústav zoologie, rybářství, hydrobiologie a včelařství MZLU v Brně, Zemědělská 1, CZ-613 00 Brno

DIVERZITA ICHTYOFAUNY RIEKY NITRA V REGIÓNE HORNÉHO PONITRIA

Diversity of the Nitra River ichthyofauna in the Upper Ponitrie region

STRÁŇAI, I., ANDREJL, J.

ABSTRACT:

The Upper Ponitrie region was formed by concentrated mining industry, chemical engineering and power-plant complex, which activity affected environment, including Nitra River. In this paper a species composition from spring to 148th r. km at five sites was monitored. In total, the 13 fish species belong to 6 families (Cyprinidae, Balitoridae, Salmonidae, Thymallidae, Anguillidae, and Cottidae) were recorded. Characteristic species for upper Nitra River are Cottus poecilopus and Salmo trutta m. fario, at other sites the ichthyofauna composition varied between 6 – 12 species. Although the monitored localities belong to salmon waters, at the site 5 the cyprinids are dominant and brown trout in individual dominance reaches 2.4 % only. Following this finding and management system, the site 5 should belongs to carp water.

ÚVOD

Región Horného Ponitria sa rozprestiera v Hornonitrianskej kotline. Hlavnou osou tejto kotliny je rieky Nitra s početnými prítokmi, ktoré uložili mohutné náplavové kužele, najmä pod Vtáčnikom. V treťohorných uloženinách sa vyskytujú uhoľné sloje, sústredené v Nováckej a Handlovskej panve. Jedná sa o región so sústredeným banským, elektrárenským a chemickým priemyslom, čo silne ovplyvňuje aj biocenózy rieky a celého povodia. Vývojom spoločnosti však dochádza k radikálnym zmenám v prevádzkovaní jednotlivých podnikov a tým sa mení aj kvalita s kvantitou odpadových vôd, ktoré značne ovplyvňujú biotu toku.

V literatúre sú údaje o ichtyofaune Nitry v prácach Sedlára (1969), neskoršie spracoval povodie Stráňai (1989). Snahou autorov je podchytiť druhové zloženie rýb na jednotlivých častiach hornej Nitry od prameňa po Prievidzu (r. km 145,0).

Základná charakteristika rieky Nitra a popis lokalít

Rieka Nitra pramení pod juhozápadným úpäťm Reväna v Lúčanskej Malej Fatre v nadmorskej výške 770 m. Horný tok rieky oddeľuje masív Strážovských vrchov, ktoré tvoria výbežok Malej Magury od fatranského masívu, ktorý za sedlom Vyšehradu pokračuje pohorím Žiar. V oblasti Hornonitrianskej kotliny má rieka Nitra len dva prítoky, ktoré odvodňujú rozlohou významnejšie územia. Západne od hlavného toku je to Nitrica, na východe Handlovka. Ostatné toky prítoky majú charakter potokov, ktoré sa po niekoľkých kilometroch vlievajú do niektorých z uvedených tokov.

Lokalita 1 – Nitra nad obcou Kľačno pod horárňou (r. km 164,0) tečie Nitra ako prirodzený členitý tok lemovaný pásom ihličnatého a listnatého lesa. Šírka koryta bola 1,5 – 3,5 m, hĺbka vody 0,1 – 0,2 m, v priehlbínach do 0,4 m, dno kamenité.

Lokalita 2 – v dolnej časti obce Kľačno (r. km 160,2) regulovaná. Z pravej časti lemovaná štátnou cestou, po ľavej obecnou komunikáciou. Dno štrkovité, s nánosmi, breh čiastočne lemovaný sporadickým porastom listnatých stromov. Šírka koryta v priemere 5,7 m, hĺbka 0,25 – 0,6 m.

Lokalita 3 – Nitrianske Pravno (r. km 156,6) lemuje záhrady v strede obce. Meandrovitý tok so šírkou 3,5 – 5 m, s upravovaným brehom na stranách prebiehajúcej prúdnice. Hĺbka vody 0,1 – 0,7 m, dno štrkovité s piesčitými nánosmi.

Lokalita 4 – Poluvsie (r. km 152,3) tvorí 31-ročná regulácia na začiatku obce. V súčasnosti je v regulácii vytvorený meandrovitý tok lemovaný hustou pobrežnou vegetáciou. Dno štrkovité až kamenité s nánosmi. Šírka toku 5 – 8 m s hĺbkou 0,2 – 0,65 m. V toku sa vyskytujú roztrúsené veľké kamene vytvárajúce perejný charakter toku s dostatkom úkrytov.

Lokalita 5 – pod obcou Nedožery (r. km 148,5) predstavuje koniec starej regulácie. Šírka toku takmer vyrovnaná v rozmedzí 6,8 – 8,3 m s hĺbkou 0,1 – 1,0 m (max 1,3 m). Dno štrkovito-piesčité s hliníťmi nánosmi, z pravej strany brehy spevnené kamenným závalom umiestneným v sieťovine, so súvislým brehovým porastom, z ľavej strany nesúvislý porast.

MATERIÁL A METODIKA

Na odlov rýb sa použil prenosný elektrický agregát typu ELT 60 II GI (203 – 400 V, 2,8 – 5,2 A) s benzínovým motorom Honda GXV50 (1,8 kW), jednotlivé lokality sa trojnásobne prelovili (Libosvársky 1967). Kvantitatívne zhodnotenie abundancie a ichtyomasy sa vypočítalo metódou Laslie – Davis (1939), dominancia a konštantnosť podľa Losos et al. (1984), index diverzity podľa Shannon – Weaver (1949) a ekvibilita Sheldona (1969). Vodivosť vody bola meraná prístrojom DiSt 4 (Hanna Instruments, USA), pH na prístroji pHep 4 (Hanna Instruments, USA). GPS súradnice boli zisťované prístrojom Etrex Summit (Garmin International, USA) a sú uvádzané v súradnicovom systéme WGS-84.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Na sledovaných úsekoch sme zistili celkom 14 druhov rýb patriacich do 6 čeľadí (*Cyprinidae*, *Balitoridae*, *Salmonidae*, *Thymallidae*, *Anguillidae*, *Cottidae*), pričom počet zistených druhov na jednotlivých lokalitách kolísal v rozpätí od 2 do 12 druhov.

Z hľadiska konštantnosti výskytu je jeden druh (pstruh potočný) hodnotený ako druh vždy prítomný, hlaváč pásopltvý ako prevažne sa vyskytujúci druh. Skupinu často sa vyskytujúci druh zastupuje lípeň tymianový a čerebľa pestrá, zriedkavo sa vyskytujúcim druhom je hrúz škvrnitý a ostatných osem druhov sa vyskytuje vzácnne.

Najvyšší index diverzity (2,51) sa zistil na lokalite 5, t.j. pod obcou Nedožery. Na lokalitách 3 a 4 pri rovnakom počte druhov je tento index vyšší na lokalite 4 (2,11). Najnižší index diverzity bol zistený na lokalite 1 pri dvoch druhoch. Hodnota ekvitality na jednotlivých sledovaných úsekoch dosahovala hodnoty od 0,68 – 0,99, pričom najvyššia hodnota sa zistila na lokalite s najvyšším počtom druhov (lokalita 5).

Tabuľka 1. Charakteristika jednotlivých sledovaných lokalít na hornej Nitre

Lokalita	r. km	GPS	Prelovená plocha (m ²)	Teplota vody (°C)	pH	Vodivosť (mS/cm)
1 – nad Kľačnom	164,0	48° 55.668' N 18° 38.520' E	368	11,9	8,4	0,46
2 – Kľačno	160,2	48° 54.069' N 18° 38.992' E	690	15,4	8,4	0,48
3 – Nitrianské Pravno	156,5	48° 52.467' N 18° 38.482' E	304	12,8	8,3	0,48
4 – Poluvsie	152,3	48° 50.623' N 18° 38.546' E	838	17,2	8,3	0,50
5 – Nedožery	148,5	48° 48.746' N 18° 38.442' E	635	16,4	8,1	0,48

Údaje abundancie sa pohybovali v rozpätí 2001 – 10707 ks.ha⁻¹ (v priemere 5262 ks.ha⁻¹), resp. 1140 – 7815 ks.km⁻¹ (v priemere 2980 ks.km⁻¹). Ichtyomasa po prepočte na 1 ha činila 66,8 – 238,4 kg.ha⁻¹ (v priemere 145 kg.ha⁻¹). V prepočte na 1 km sú hodnoty nižšie 31 – 140 kg.km⁻¹ (priemerne 81 kg.km⁻¹). Porovnateľné výsledky abundancie a ichtyomasy uvádzajú vo svojich prácach Holčík et al. 1997, Géci 2005, 2006, Macura – Škrinár 2003.

Uvedené lokality sú situované na rybárskom revíry Nitra č. 6, ktorý je charakterizovaný ako lososový a siaha od 144 r. km po pramene. Z výsledkov však je zrejmé, že typické pstruhové úseky predstavujú prvé štyri lokality a to od prameňa po lokalitu 4 (Poluvsie). V nich je prítomný hlaváč pásopltvý s kusovou dominanciou od 6,4 % (lokalita 4) do 75 % (lokalita 1) a predovšetkým pstruh potočný, ktorého kusová dominancia vykazuje hodnoty 25 – 58 %. Hmotnostná dominancia pstruha potočného je však na prvých štyroch lokalitách výrazná a predstavuje 62 – 81 %.

Tabuľka 2. Prehľad zistených druhov rýb na jednotlivých lokalitách hornej Nitre

Druh	1. lok	2. lok	3. lok	4.lok	5.lok	F (%)
čerebľa pestrá (<i>Phoxinus phoxinus</i>)			+	+	+	60
hrúz škvrnitý (<i>Gobio gobio</i>)			+		+	40
hrúzovec malý (<i>Pseudorasbora parva</i>)					+	20
jalec hlavatý (<i>Leuciscus cephalus</i>)					+	20
mrena severná (<i>Barbus barbus</i>)					+	20
ploska pásavá (<i>Alburnoides bipunctatus</i>)					+	20
plotica červenooká (<i>Rutilus rutilus</i>)					+	20
slíž severný (<i>Barbatula barbatula</i>)			+	+	+	60
pstruh potočný (<i>Salmo trutta</i> m. <i>fario</i>)	+	+	+	+	+	100
pstruh dúhový (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)					+	20
sivoň potočný (<i>Salvelinus fontinalis</i>)				+		20
lípeň tymianový (<i>Thymallus thymallus</i>)			+	+	+	60
úhor sťahovavý (<i>Anguilla anguilla</i>)					+	20
hlaváč pásopltvý (<i>Cottus poecilopus</i>)	+	+	+	+		80

Posledná lokalita už svojou druhovou pestrosťou nezapadá do pstruhového úseku, aj keď sa tu pstruh vyskytuje (2,4 % kusová dominancia), v úseku prevládajú druhy z čeľade Cyprinidae, ktoré sa však z toku neexploatujú, alebo len v malej miere kvôli používaniu len umelých nástrah športovými rybármi. V 90.-tych

rokoch minulého storočia sa jednalo o mimopstruhový úsek (Stráňai 1992), s podobným druhovým zložením, pričom navyše sa vyskytovala podustva severná a v obsádke chýbal pstruh dúhový, plotica červenooká a hrúzovec malý. V 80.-tych rokoch na tomto úseku prežíval aj kolok malý a hlavátka.

Aj keď prvé štyri úseky predstavujú typické pstruhové pásma, prvé dva možno zaradiť do horného pstruhového pásma (epiritrál), druhé dva do dolného pstruhového pásma (metaritrál). K zmenám v druhovej diverzite oproti 90.-tym rokom došlo na lokalitách 3 a 4. Je to spôsobené zníženou prietoknosťou a následne zmenou fyzikálno-chemických vlastností vody, čím sa umožnil postupný pomalý prienik sprievodných druhov rýb smerom proti toku. Kým v tom období obsádka na lokalite 3 tvoril iba pstruh potočný, hlaváč pásoplutvý a lipeň tymianový, v súčasnosti je reprezentovaná šiestimi druhmi. K zmene dochádza aj na lokalite 4, kde v minulosti absentoval hlaváč pásoplutvý a sivoň potočný, ktorého MsO SRZ sporadicky nasádza do vyšších úsekoch.

Sledovaná horná časť rieky Nitry si aj napriek niektorým negatívnym vplyvom (prehrievanie, znižovanie prietokov a pod.) udržiava svoju produkčnú kapacitu a ako tok s umelo vytváranou obsádkou (pravidelné vysadzovanie – pstruh potočný, pstruh dúhový, sivoň potočný, lipeň tymianový) sa vyznačuje pomerne stabilnými parametrami. Kým podiel pstruha potočného na početnosti na lokalitách 3 – 5 bol v 90.-tych rokoch vyšší (takmer dvojnásobný 94 – 15 %) oproti súčasnému stavu (43 – 2 %), jeho podiel na biomase je skoro vyrovnaný (v 90.-tych rokoch 87 – 21 %, v súčasnosti 68 – 11 %).

Tabuľka 3. Vybrané charakteristiky ichtyofauny hornej Nitry

Lokalita	Počet druhov	Diverzita (H')	Ekvitabilita (E)	Abundancia (ks.ha ⁻¹)	Biomasa (kg.ha ⁻¹)	Abundancia (ks.km ⁻¹)	Biomasa (kg.km ⁻¹)
1	2	0,81	0,81	4897	90,2	1715	31,6
2	2	0,99	0,99	2001	66,8	1140	38,1
3	6	1,71	0,68	6283	223,8	2513	89,5
4	6	2,11	0,82	2423	104,1	1719	73,9
5	12	2,51	0,70	10707	238,4	7815	174,0

Tabuľka 4. Dominancia ichtyofauny rieky Nitry

Kusová dominancia		Stupeň dominancie	Hmotnostná dominancia	
%	Druh		Druh	%
49,65	slíž severný	superdominantný (> 30)	pstruh potočný	38,15
19,23	hrúz škvrnitý	eudominantný (10 - 30)	slíž severný	27,36
15,76	čerebľa pestrá		hrúz škvrnitý	16,70
13,38	pstruh potočný	dominantný (5 - 10)	jalec hlavatý	7,82
			čerebľa pestrá	7,40
1,09	jalec hlavatý	recedentný (1 - 2)	ostriež zelenkastý	1,68
0,79	ostriež zelenkastý	subrecedentný (< 1)	sivoň americký	0,90
0,10	sivoň americký			

POĎAKOVANIE

Tento príspevok vznikol vďaka finančnej podpore projektov GA MŠ SR VEGA 1/2141/05 a VEGA 1/2413/05.

SÚHRN:

Región Horného Ponitria v minulosti predstavoval sústredený banský, chemický a elektrárenský priemysel, ktorého činnosť ovplyvňovala životné prostredie, vrátane rieky Nitry. V práci sme sledovali druhové zloženie rieky od prameňa po 148. r. km na piatich lokalitách pstruhového charakteru. Celkom sa zistilo 13 druhov rýb, patriacich do 6 čeladi (Cyprinidae, Balitoridae, Salmonidae, Thymallidae, Anguillidae, Cottidae). Typickými druhmi pre hornú časť sú *Cottus poecilopus* a *Salmo trutta m. fario*, na ostatných úsekoch je ichtyofauna tvorená 6 – 12 druhmi. Aj keď celý sledovaný úsek patrí medzi vody pstruhové, na úseku č. 5 sú početnejšie kaprovité druhy rýb a pstruh potočný podľa kusovej dominancie predstavuje len 2,4 % a skôr by patril podľa obhospodarovania medzi úseky mimopstruhového charakteru.

LITERATÚRA:

- Géci, S. 2005. Na Myslavskom potoku. In: Poľovníctvo a rybárstvo, 57 (9), 2005, s. 54 – 55.
- Géci, S. 2006. Ichtyofauna Velického potoka. In: Poľovníctvo a rybárstvo, 58 (1), 2006, s. 40.
- Holčík, J., Macura, V., Kohnová, S. 1997. The impact of hydraulic structures upon mountain stream fish. In: Slovak Journal of Civil Engineering, 5 (1-2), 1997, s. 12 – 19.
- Leslie, P.H., Davis, D.H.S. 1939. An attempt to determine the absolute numbers of rats on a given area. In: Journal of animal ecology., 8, 1939, s. 94–113.
- Libosvársky, J. 1967. Odhady populací ryb v toku pomocí elektrolovu. In: Vertebratologické zprávy, 2, 1967, s. 3 – 10.
- Losos, B. et al. 1984. Ekológia živočíchů. Praha : SPN, 1984. 316 s.
- Macura, V. – Škrinár, A. 2003. Analýzy vplyvu úprav tokov na akvatický ekosystém. In: Acta horticulturae et regiotecturae, 6, 2003, s. 43 – 48.
- Sedlár, J. 1969. Súčasný stav zarybnenia povodia rieky Nitry. In: Biol. Práce SAV – séria B, 15, 1969, s. 5 – 78.
- Shannon, C.E. – Weaver, W. 1949. The mathematical theory of communication. Urbana – Illinois : The University of Illinois. 1949. 187 s.
- Sheldon, A.L. 1969. Equitability indices: Dependence on the species count. In: Ecology, vol., 50, 1969, s. 466 – 467.
- Stráňai, I. 1992. Ichtyofauna horného toku rieky Nitra. Habilitačná práca. VŠP Nitra, 1992, 111 s.

Adresa autorov

doc. Ing. **Ivan Stráňai**, CSc., Ing. **Jaroslav Andreji**, Katedra hydinárstva a malých hospodárskych zvierat, FAPZ SPU v Nitre, Tr. A. Hlinku 2, 949 76 Nitra, Slovenská republika, e-mail: Ivan.Stranai@uniag.sk; Jaroslav.Andreji@uniag.sk

TYPOVÝ MATERIÁL TAXONŮ POPSANÝCH VADIMEM VLADYKOVEM ZE ZAKARPATSKÉ UKRAJINY VE SBÍRCE NÁRODNÍHO MUZEA V PRAZE

Type material of taxa described by Vadim Vladykov from the Subcarpathian Russia in the collection of the National Museum in Prague

R. ŠANDA, J. VUKIĆ

ABSTRACT

Vladykov collection of fishes from Subcarpathian Russia in the National Museum in Prague contains altogether 450 specimens of 18 species. All specimens came from the catchment of the Tisza River. This collection was donated to the Museum in 1927 under the accession number 3847. Recently, the material is deposited under the catalogue numbers MNP6V 5079, 6237, 8730-8773, 8775-8947, 8949-8989, 31802-31811 and 80728-80806.

*The most important part of the collection are the following types: three syntypes of *Lampetra bergi* Vladykov 1925; 13 syntypes of *Gobio gobio carpathicus* Vladykov, 1925; 12 syntypes of *Cobitis montana* Vladykov, 1925; one paralectotype of *Leuciscus leuciscus roulei* Bertin et Esteve, 1948, and 26 paralectotypes of *Cottus gobio pellegrini* Bacescu et Bacescu-Mester, 1964.*

ÚVOD

Ichtyologická sbírka Národního muzea v Praze se v současnosti skládá z několika desítek tisíc exemplářů mnoha druhů rybových obratlovců, od mihulí, přes paryby, až po nejvíce zastoupené paprskoploutvé ryby. Nejstarší dochované exempláře pocházejí z období kolem roku 1860, kdy v muzeu působil již několik let významný zoolog Antonín Frič, který v roce 1866 sestavil první podrobný soupis sbírky ryb (Štěpánek 1975). Starší sběry, i když existovaly, se nezachovaly nebo je není možné identifikovat.

Přes stáří sbírky i poměrně vysoký počet v ní zastoupených exemplářů, pocházejících z celého světa, nebyl doposud znám žádný ichtyologický typový materiál, který by zde byl deponován.

Podrobná revize ichtyologické sbírky a pátrání v literárních pramenech odhalilo, že ve sbírce ryb ze Zakarpatské Ukrajiny, kterou Národnímu muzeu daroval v roce 1927 Vadim Vladykov (Štěpánek 1975), se nachází i několik typových exemplářů taxonů popsaných Vladykovem v letech 1925 - 1931.

MATERIÁL A METODIKA

Veškerý materiál je uložen v ichtyologické sbírce Národního muzea v Praze. U typového materiálu je uvedeno evidenční číslo, lokalita, datum ulovení, pohlaví (pokud se dalo určit), celková velikost v mm (TL). Veškerý materiál sbíral Vadim Vladykov na Zakarpatské Ukrajině a proto není dále uváděn jednotlivě u každého exempláře sběratel ani země.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Sbírka ryb Zakarpatské Ukrajiny od Vadima Vladykova byla Národnímu muzeu darována v roce 1927 a zaevidována pod přírůstkovým číslem 3847. V současnosti je v ichtyologické sbírce Národního muzea uložena pod evidenčními čísly MNP6V 5079, 6237, 8730-8773, 8775-8947, 8949-8989, 31802-31811 a 80728-80806. Celkem se jedná o 450 exemplářů 18 druhů ryb, vesměs z lokalit v povodí Tisy.

Vladykov za svého působení na Zakarpatské Ukrajině v letech 1923 – 1928 shromáždil rozsáhlou sbírku ryb této oblasti, čítající celkem 3395 exemplářů (Vladykov 1931). V Národním muzeu v Praze je tedy uloženo jen 13 procent Vladykovovy sbírky. Další malé části Vladykovovy sbírky se nacházejí na katedře zoologie Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy v Praze (Švátora pers. com.) a v Museum National d'Histoire Naturelle v Paříži (Pruvost pers. com.). Početnější materiál je uložen v Royal Ontario Museum v Torontu a v Canadian Museum of Nature v Otavě (Renaud & Coad 1997).

Z vědeckého hlediska je nejvýznamnější částí sbírky objev typového materiálu několika taxonů, které Vladykov popsal z této oblasti. Z celkem 10 taxonů, které Vladykov ze Zakarpatské Ukrajiny popsal (Vladykov 1925a, 1925b, 1930, 1931) šlo o nomenklatoricky použitelné popisy v 6 případech: *Lampetra bergi* Vladykov, 1925, *Gobio frici* Vladykov, 1925, *Gobio gobio carpathicus* Vladykov, 1925, *Gobio uranoscopus carpathorossicus* Vladykov, 1925, *Cobitis montana* Vladykov, 1925 a *Rutilus rutilus carpathorossicus* Vladykov, 1930. Popis natií *Scardinius erythrophthalmus natio rutiloides* Vladykov, 1931, *Leuciscus leuciscus natio roulei* Vladykov, 1931, *Acerina cernua natio danubica* Vladykov, 1931 a *Cottus gobio natio pellegrini* Vladykov, 1931 je pro nomenklatoru z originálního popisu nepoužitelné, protože se jedná o infrasubspecifickou kategorii (ICZN Art. 45.5.).

Protože Vladykov ve svých popisech z této doby neuvedl, kde je materiál uložen, bylo až dosud známo jen několik typových exemplářů deponovaných v Museum National d'Histoire Naturelle v Paříži (Kottelat 1997).

Typový materiál identifikovaný v ichtyologické sbírce Národního muzea v Praze *Lampetra bergi* Vladykov, 1925

Jde o synonymum *Eudontomyzon danfordi* Regan, 1911. Vladykov (1925a) nestanovil holotyp, takže všichni jedinci, které použil k popisu jsou syntypy. Jejich počet však není přesně uveden. Vladykov (1925a)

uvedl jen to, že jich je kolem 100, a to jak larev, tak i dospělců. Neuvedl ani přesnou typovou lokalitu, ale v úvodu článku (Vladykov 1925a) uvedl, že materiál byl sbírán v roce 1923 a především v roce 1924 na Zakarpatské Ukrajině. V Národním muzeu v Praze jsou uloženi tři jedinci *Eudontomyzon danfordii*, kteří podle známých údajů o lokalitě a datu sběru patří mezi typový materiál *Lampetra bergi*:

NMP6V 8949 - Novoselica, 1923, dospělec, TL 183 mm

NMP6V 8950 - Novoselica, 1923, dospělec, TL 161 mm

NMP6V 80728 - Plajuk, 23.8.1923, dospělec, TL 213 mm

Protože dosud nebyl stanoven lektotyp, jsou všechny tři exempláře syntypy.

Dále je v ve sbírce Národního muzea dalších 11 exemplářů *Eudontomyzon danfordii* ze sbírky V. Vladykova ze Zakarpatské Ukrajiny, které jsou originálně označeny štítkem *Lampetra bergi*. Protože však u nich není znám přesný datum ulovení, není možné s jistotou stanovit, zda se jedná o syntypy. Vladykov působil na Zakarpatské Ukrajině až do roku 1928 (Vladykov 1931) a není tedy vyloučeno, že tito jedinci byly uloveny až po roce 1924.

Gobio gobio carpathicus Vladykov, 1925

Jde o synonymum *Gobio gobio* (Linnaeus, 1758). Vladykov (1925a) nestanovil holotyp, takže všichni jedinci, které použil k popisu jsou syntypy. Jejich počet však není přesně uveden. Vladykov (1925a) uvedl jen to, že jich je několik set. Jako typovou lokalitu uvedl povodí Tisy na Zakarpatské Ukrajině. Materiál byl sbírán v roce 1923 a především v roce 1924. V Národním muzeu v Praze je uloženo 13 jedinců *Gobio gobio*, kteří podle známých údajů o lokalitě a datu sběru patří mezi typový materiál *Gobio gobio carpathicus*:

NMP6V 8938 - Podpleša, 16.4.1924, TL 84 mm

NMP6V 8939 - Podpleša, 16.4.1924, TL 95 mm

NMP6V 8940 - Podpleša, 16.4.1924, TL 108 mm

NMP6V 8941 - Podpleša, 16.4.1924, TL 110 mm

NMP6V 8942 - Podpleša, 16.4.1924, TL 114 mm

NMP6V 8943 - Podpleša, 16.4.1924, TL 123 mm

NMP6V 8944 - Neresnice, říjen až prosinec 1923, TL 65 mm

NMP6V 8945 - Neresnice, říjen až prosinec 1923, TL 68 mm

NMP6V 8946 - Neresnice, říjen až prosinec 1923, TL 70 mm

NMP6V 8947 - Neresnice, říjen až prosinec 1923, TL 75 mm

NMP6V 80739 - Horní Apša, Apšice, 9.8.1923, TL 48 mm

NMP6V 80740 - Horní Apša, Apšice, 9.8.1923, TL 48 mm

NMP6V 80741 - Horní Apša, Apšice, 9.8.1923, TL 65 mm

Protože dosud nebyl stanoven lektotyp, jsou všechny exempláře syntypy.

Existují ještě dva další známé syntypy *Gobio gobio carpathicus* z Museum National d'Histoire Naturelle v Paříži (evidenční čísla 1930-0195 a 1930-0196) (Kottelat 1997). Protože však není znám datum ulovení těchto dvou exemplářů, nelze vyloučit, že jde o exempláře ulovené po roce 1924 a je nutné je z typové série vyloučit.

Cobitis montana Vladykov, 1925

Jde o synonymum *Sabanejewia balcanica* (Karaman, 1922). Vladykov (1925b) nestanovil holotyp, takže všichni jedinci, které použil k popisu jsou syntypy. Typová lokalita je přesně vymezena. Jde o řeku Tisu mezi obcemi Akna-Slatina a Buštino a přítoky Tisy Apšica, Teresovka, Terešulka, Lužanka a Tereblja. Materiál byl sbírán v roce 1923 a 1924. Celkem Vladykov použil k popisu 236 jedinců, nikoliv jen 219, jak uvádí Kottelat (1997). V roce 1923 získal Vladykov 17 jedinců (15 samců a 2 samice) a v roce 1924 pak dalších 219 jedinců (89 samců, 80 samic a 50 pohlavně nedospělých jedinců).

V Národním muzeu v Praze je uloženo 12 jedinců *Sabanejewia balcanica*, kteří podle známých údajů o lokalitě a datu sběru patří mezi typový materiál *Cobitis montana*:

NMP6V 8932 - Horní Apša, Apšica, 9.8.1923, TL 68 mm, samec

NMP6V 8933 - Horní Apša, Apšica, 9.8.1923, TL 60 mm, samec

NMP6V 8934 - Horní Apša, Apšica, 9.8.1923, TL 53 mm, samice?

NMP6V 8936 - Podpleša, září 1924, TL 83 mm, samec

NMP6V 8937 - Terešva, srpen 1924, TL 68 mm, samec

NMP6V 80742 - Podpleša, září 1924, TL 82 mm, samice

NMP6V 80743 - Terešva, srpen 1924, TL 68 mm, samice

NMP6V 80744 - Tereblja, 4.5.1924, TL 80 mm, samec

NMP6V 80745 - Tereblja, 4.5.1924, TL 75 mm, samec

NMP6V 80746 - Tereblja, 4.5.1924, TL 78 mm, samice

NMP6V 80746 - Tereblja, 4.5.1924, TL 75 mm, samice

NMP6V 80746 - Tereblja, 4.5.1924, TL 58 mm, juvenil

Protože dosud nebyl stanoven lektotyp, jsou všechny exempláře syntypy.

Leuciscus leuciscus roulei Bertin & Esteve, 1948

Jde o synonymum *Leusiscus leuciscus* (Linnaeus, 1758). Vladykov (1931) popsal tento taxon původně jako natio - *Leuciscus leuciscus natio roulei*. To je však infrasubspecifické jméno, které není použitelné pro nomenklaturu. Avšak použití jména jako *Leuciscus leuciscus roulei* v Bertin & Esteve (1948) toto jméno zvalidizovalo jako *Leuciscus leuciscus roulei* Bertin & Esteve, 1948 (ICZN art. 45.5.1.) s odkazem na Vladykovem použitý typový materiál.

Vladykov (1931) nestanovil holotyp, takže všichni jedinci, které použil k popisu jsou syntypy. Jde o 13 exemplářů velikosti 123-201 mm. Typovou lokalitou jsou horní úseky povodí Tisy, Terešvy, Tereblji, Rieky, Boržavy, Latorice, Agu a Laborce. Není přesně vymezeno období, kdy byl materiál sbírán. Jde však o dobu, kdy Vladykov na Zakarpatské Ukrajině působil, tedy období 1923-1928, případně až do období, kdy vyšla práce Vladykov (1931).

V Národním muzeu v Praze je uložen jediný exemplář *Leuciscus leuciscus*, který podle známých údajů o lokalitě a datu sběru patří mezi typový materiál *Leuciscus leuciscus roulei*:

NMP6V 8817 – Střední Apša, srpen 1923, TL 173 mm

Protože jako lektotyp již byl stanoven jedinec MNHN 1930-0206 z Museum National d'Histoire Naturelle v Paříži (Kottelat 1997), jde o paralektotyp.

Cottus gobio pellegrini Bacescu & Bacescu-Mester, 1964

Jde o synonymum *Cottus gobio* Linnaeus, 1758. Vladykov (1931) popsal tento taxon původně jako natio - *Cottus gobio natio pellegrini*. To je však infrasubspecifické jméno, které není použitelné pro nomenklaturu. Avšak použití jména jako *Cottus gobio pellegrini* v Bacescu & Bacescu-Mester (1964) toto jméno zvalidizovalo jako *Cottus gobio pellegrini* Bacescu & Bacescu-Mester, 1964 (ICZN art. 45.5.1.) s odkazem na Vladykovem požitý typový materiál.

Vladykov (1931) nestanovil holotyp, takže všichni jedinci, které použil k popisu jsou syntypy. Také typová lokalita není přesně stanovena, jsou to horní úseky toků Zakarpatské Ukrajiny. Není ani přesně vymezeno období, kdy byl materiál sbírán. Jde však o dobu, kdy Vladykov na Zakarpatské Ukrajině působil, tedy období 1923-1928, případně až do období, kdy vyšla práce Vladykov (1931). Počet syntypů je 203, z čehož je 16 juvenilů. Dospělci měří 60-106 mm.

V Národním muzeu v Praze je uloženo 26 jedinců *Cottus gobio*, kteří podle známých údajů o lokalitě a datu sběru patří mezi typový materiál *Cottus gobio pellegrini*:

NMP6V 8904 - Dubovy, Umšová, Gerosof, 13.9.1923, TL 86 mm

NMP6V 8969 - Podpleša, Teresovka, 2.5.1924, TL 85 mm

NMP6V 8970 - Podpleša, Teresovka, 2.5.1924, TL 75 mm

NMP6V 8971 - Podpleša, Teresovka, 2.5.1924, TL 76 mm

NMP6V 8972 - Podpleša, Teresovka, 2.5.1924, TL 72 mm

NMP6V 8973 - Podpleša, Teresovka, 2.5.1924, TL 63 mm

NMP6V 8974 - Podpleša, Teresovka, 2.5.1924, TL 70 mm

NMP6V 8975 - Podpleša, Teresovka, 2.5.1924, TL 66 mm

NMP6V 8976 - Podpleša, Teresovka, 2.5.1924, TL 55 mm

NMP6V 8977 - Podpleša, Teresovka, 2.5.1924, TL 56 mm

NMP6V 8978 - Ganiči, září až říjen 1924, TL 97 mm

NMP6V 8978 - Ganiči, září až říjen 1924, TL 82 mm

NMP6V 31802 - Podpleša, 2.5.1924, TL 70 mm

NMP6V 31803 - Podpleša, 2.5.1924, TL 80 mm

NMP6V 31804 - Podpleša, 2.5.1924, TL 72 mm

NMP6V 31805 - Podpleša, 2.5.1924, TL 60 mm

NMP6V 31806 - Podpleša, 2.5.1924, TL 71 mm

NMP6V 31807 - Podpleša, 2.5.1924, TL 50 mm

NMP6V 31808 - Podpleša, 2.5.1924, TL 57 mm

NMP6V 31809 - Podpleša, 2.5.1924, TL 62 mm

NMP6V 31810 - Podpleša, 2.5.1924, TL 53 mm

NMP6V 31811 - Podpleša, 2.5.1924, TL 50 mm

NMP6V 80803 - Ganiči, září až říjen 1924, TL 57 mm

NMP6V 80804 - Neresnice, 1923, TL 91 mm

NMP6V 80805 - Neresnice, 1923, TL 84 mm

NMP6V 80806 - Neresnice, 1923, TL 65 mm

Protože jako lektotyp již byl stanoven jedinec MNHN 1930-222 z Museum National d'Histoire Naturelle v Paříži (Freyhof et al. 2005), jde o paralektotypy.

SOUHRN

Sbírka ryb Zakarpatské Ukrajiny od Vadima Vladykova, uložená v Národním muzeu v Praze, čítá 450 exemplářů 18 druhů ryb, vesměs z lokalit v povodí Tisy. Vladykov tuto sbírku věnoval Národnímu muzeu v roce 1927 a zaevidována byla původně pod přírůstkovým číslem 3847. V současnosti je uložena pod evidenčními čísly MNP6V 5079, 6237, 8730-8773, 8775-8947, 8949-8989, 31802-31811 a 80728-80806.

Nejvýznamnější částí sbírky je následující typový materiál: tři syntypy *Lampetra bergi* Vladykov 1925; 13 syntypů *Gobio gobio carpathicus* Vladykov, 1925; 12 syntypů *Cobitis montana* Vladykov, 1925; jeden paralektotyp *Leuciscus leuciscus roulei* Bertin & Esteve, 1948 a 26 paralektotypů *Cottus gobio pellegrini* Bacescu & Bacescu-Mester, 1964.

PODĚKOVÁNÍ

Tato práce vznikla za finanční podpory projektů Ministerstva kultury RK04P03OMG016, DE06P04OMG008 a MK00002327201.

LITERATURA

- Bacescu, M. & Bacescu-Mester, L. 1964. *Cottus petiti* sp. n., un chabot nouveau récolté en France. Considérations zoogéographiques et données comparatives sur d'autres *Cottus* d'Europe. Vie Milieu 17 (Suppl.): 431-446
- Bertin, L. & Estéve, R. 1948. Catalogue des types de poissons du Muséum National d'Histoire Naturelle. 4e partie. Ostariophysaires (Cypriniformes). Mus. Nat. Hist. Nat., Paris, 117 pp.
- Freyhof, J., Kottelat, M. & Nolte, A. 2005. Taxonomic diversity of European *Cottus* with description of eight new species (Teleostei: Cottidae). Ichthyological Exploration of Freshwaters 16 (2): 107-172
- International Code on Zoological Nomenclature [ICZN]. 1999. International Code of Zoological Nomenclature. Fourth edition. International Trust for Zoological Nomenclature, London, 306 pp.
- Kottelat, M. 1997. European freshwater fishes. Biologia (Bratislava), 52, Supplement 5: 1-271
- Renaud, C.B. & Coad, B.W. 1997. Vadim V. Vladykov (1898-1980): Lampreys, labels, and loans. pp. 553-557 in Pietsch, T.W. and Anderson, W.D., Jr. (eds.): Collection building in ichthyology and herpetology. American Society of Ichthyologists and Herpetologists, Special Publication No. 3.
- Štěpánek, O. 1975. Stopadesát let zoologie Národního muzea v Praze. – Časopis Národního Muzea, Oddíl Přírodovědný, 138–139: 1–159
- Vladykov, V. 1925a. Über einige neue Fische aus der Tschechoslowakei (Karpathorußland). Zoolog. Anzeiger 72: 248 – 252
- Vladykov, V. 1925b. Über eine neue Cobitis-Art aus der Tschechoslowakei: *Cobitis montana* n. sp. Zoologische Jahrbücher 50: 320 – 338
- Vladykov, V. 1930. Sur une nouvelle forme de gardon de la Russie Sous-Carpathique (bassin du Danube) *Rutilus rutilus carpathorossicus* subsp. n. Bulletin de la Société Zoologique de France 55 (2): 103-107
- Vladykov, V. 1931. Poissons de la Russie Sous-Carpathique (Tchécoslovaquie). Mémoires de la Société Zoologique de France 29: 217-374

Adresa autorů:

Mgr. **Radek Šanda** - Národní muzeum, Václavské nám. 68, 115 79 Praha 1, rsanda@seznam.cz

RNDr. **Jasna Vukić**, Ph.D. – Katedra ekologie PřF UK, Viničná 7, 128 44 Praha 2

MHC CLASS IIB GENES IN CYPRINID FISH: A LINK BETWEEN THEIR VARIABILITY AND PARASITE DIVERSITY

Gény mhc třídy ii b u kaprovitých ryb: vztahy mezi jejich variabilitou a diverzitou parazitů.

ŠIMKOVÁ A., STEINEROVÁ M., OTTOVÁ E.

ABSTRACT:

The highly polymorphic MHC (major histocompatibility complex) genes play a central role in controlling immunological self and non-self recognition, and they permit to recognize the foreign antigens. The MHC variability is maintained by balancing selection potentially caused by pathogens and parasites, and a link between diversity of the MHC genes and pathogens or parasites have been hypothesised.

*In this study, we presented three different levels of analyses investigating a potential link between MHC variability and parasite diversity: (1) a comparative study using a large number of cyprinid fish; (2) a population study of chub (*Leuciscus cephalus*); (3) within population analysis using males of common bream (*Abramis brama*).*

(1) Considering the fact that host immune system evolves through life history trade-offs, one could hypothesize that the variability of genes related to host immune defence may be associated with life history traits and parasitism. MHC genes represent a suitable candidate to test this hypothesis. We supposed that metazoan parasite diversity could be a selective force driving the MHC polymorphism in cyprinid fish. The prediction, that fish species exposed to the high parasite pressure (especially represented by specific ectoparasite species) maintain the more diverse MHC, was tested. Moreover, we analysed potential associations between the MHC variability and fish life-history traits, using independent contrasts method. Our results suggest that fish species exposed to high parasite species richness, maintain a high genetic variability of the exon 2 of the MHC genes (presenting the peptide binding regions), allowing them to decrease their natural mortality rate.

(2) The potential role of the metazoan parasites on the differentiation of MHC genes was investigated in six populations of the chub collected from the different water basins not historically connected. We found that more similar fish populations in parasite communities (i.e. using the presence data) tended to be more similar in their MHC variability calculated for exon 2. Geographically separated populations were more different using microsatellites markers but the more similar when analyzing non-synonymous substitutions of MHC genes.

(3) The potential associations between the following host traits: immunocompetence, expression of resistance genes, sexual ornamentation, condition status and parasitism were predicted and tested in fish males following the hypotheses of (1) sexual selection, (2) immunocompetence handicap, and (3) trade-offs in energy allocation. We found that MHC diversity is associated with metazoan parasites (predominantly ectoparasites) in males of common bream. The type of expressed alleles (i.e. allelic groups) was important for fish condition status and level of parasitism, i.e. the expression of different allelic groups seems to be advantageous for fish males. Moreover, MHC diversity reflects a status of host vigour measured by condition factor. A support for the connection between sexual ornamentation and MHC diversity was also provided when fish with a single type of alleles expressed more intensively their ornamentation (i.e. the number and size of breeding tubercles).

This study was founded by the Grant Agency of the Czech Republic, Project No. 524/04/1128, and Research Project MSM 0021622416 of Masaryk University, Brno.

Adresa autora

RNDr. *Andrea Šimková*, PhD., Katedra zoologie a ekologie, Přírodovědecká fakulta MU, Brno, Kotlářská 2, 611 37 Brno, simkova@sci.muni.cz

ŠTRUKTÚRA POPULÁCIE RÝB V RIEKE JIHLAVE V ÚSEKU OVPLYVNENOM PREVÁDZKOU ENERGETICKÉHO KOMPLEXU DUKOVANY – DALEŠICE

*Structure of fish population in the Jihlava River, the stretch affected by power station
Dukovany – Dalešice*

ŠOVČÍK P., SPURNÝ P., PEŇÁZ, M.

ABSTRACT

*The grayling - barbel zone changed into secondarily trout zone after the start of the power complex Dukovany – Dalešice, in 1977 – 1978. The species diversity and population equitability decreased, 18 fish species live in the middle stretch of the Jihlava River at the present time. More than 85% of fish frequency and 84% of weight dominancy is formed by: trout (*Salmo trutta m. fario*) – 28% resp. 20%, barbel (*Barbus barbus*) – 31% resp. 34% and chub (*Leuciscus cephalus*) – 27% resp. 31%. The best acclimatisation from the original fish population under new conditions characterized by different temperature distribution proved barbel (*B. barbus*) that (in the Jihlava River) made one of the strongest population in the Czech republic. On the other hand, grayling (*Thymallus thymallus*) and beaked carp (*Chondrostoma nasus*) almost became extinct due to predators, especially due to cormorants that are decimating fish population in ice-free stretch of the Jihlava River below power complex in winter time. It would be suitable to change fishing management, due to cormorant (predacy), and start stocking two-year-old trout fry.*

ÚVOD

Populácia rýb v rieke Jihlave pod energetickým komplexom Dukovany – Dalešice je vďaka špecifickým životným podmienkam sledovaná už od obdobia pred uvedením energetického komplexu v rokoch 1977 – 1978 do trvalej prevádzky. Energetický komplex je tvorený Jadrovou elektrárnou Dukovany (JE Dukovany) a prečerpávacou vodnou elektrárnou Dalešice (PVE – Dalešice). Systém PVE je tvorený dvomi bezprostredne na seba naväzujúcimi nádržami (hlavnou Dalešickou – 480 ha a prečerpávacou Mohelnskou 118 ha). Po výstavbe nádrží sa zmenili teplotné podmienky rieky Jihlavy pod nádržami. Tento fakt spolu s odberom a vypúšťaním chladickej oteplenej vody z JE Dukovany do sústavy nádrží spôsobuje špecifické podmienky pre rozmnožovanie, rast a rozmiestnenie rýb v nádržiacich a v samotnom toku rieky Jihlavy pod nádržami až po mesto Ivančice. Čiastočná zmena podmienok po výstavbe PVE Dalešice sa pravdepodobne dotýka celého toku, až po vtok do Věstonické nádrže vrátane tejto nádrže (Prokeš *et al.* 1998). V poslednej dobe, hlavne v nezaťažovaných častiach riek pod vodnými nádržami, negatívne ovplyvňuje a destabilizuje spoločenstvo rýb kalamitný stav rybožravých predátorov (Spurný 2003). Záujmovou oblasťou stredného toku rieky Jihlavy sa zaoberala celá rada autorov (Peňáz 1980, 1999; Peňáz *et al.* 1999, 2002, 2003; Peňáz a Wohlgemuth 1981; Prokeš 1999; Prokeš *et al.* 1997, 1998; Spurný a Mareš 1991; Šovčík 2003; Šovčík *et al.* 2004a, 2004b; Wohlgemuth 1980; Wohlgemuth *et al.* 1987). Podrobný popis systému fungovania prevádzky energetického komplexu Dukovany – Dalešice zhrňuje Šovčík 2003.

V rámci dlhodobého sledovania (1999 – až doteraz) populácie mreny severnej (*Barbus barbus*) boli v rokoch 2001 a 2004 prevedené kvantitatívne odlovy celého spoločenstva rýb. Práve vyhodnotenie týchto odlovov je predmetom predloženého príspevku.

MATERIÁL A METODIKA

Rieka Jihlava je spoločne s riekou Svratkou ľavostranným prítokom rieky Dyje. Pramení u obce Jihlávka v n. v. 660 m. Celková dĺžka toku je 184,5 km a relatívny spád činí 2,67 ‰ (absolútny spád = 492 m). Najväčšími prítokmi sú z ľavej strany Oslava a z pravej strany Rokytná (Prokeš *et al.* 1998). Z hľadiska rybárskeho obhospodarovania je rieka Jihlava rozdelená na 15 revírov MRS. Nami sledovaný úsek spadá do revíru Jihlava 5B – MO MRS Nová Ves u Oslavan (od jezu v Hrubšicích až po Lhánický jez). Prietokové pomery v strednom toku rieky boli pred zahájením prevádzky PVE v priebehu roku veľmi nerovnomerné. Priemerný ročný prietok dosahoval 6,39 m³·s⁻¹. V súčasnosti je tento prietok znížený o množstvo, ktoré nevratne odoberá JE z Mohelnskej nádrže. Teplota vody meraná v stanici Ptáčov kolísala v rokoch 1956 – 1972 v rozmedzí od 0,0 do 27,0 °C. Po vybudovaní VD Dalešice sa teplota vody v strednom toku výrazne zmenila a ovplyvnila ichtyofaunu v úseku od Vladislavi až po Ivančice. Podobne sa zmenil aj chemizmus vody (Prokeš *et al.* 1998). Podrobne tieto zmeny študovali Kočková a Kříž (1991) a Peňáz *et al.* (1999).

Nami sledovaný úsek korešponduje s lokalitou vytýčenou v rámci dlhodobého sledovania populácie mreny severnej (*B. barbus*) ktorý prevádzajú pracoviská ÚBO AV ČR a MZLU v Brne. Jedná sa o úsek stredného toku rieky Jihlavy nad obcou Hrubšice dlhý asi 2,7 km (RK 46,00–48,68), rozdelený prirodzenými stupňami, prahmi a prekážkami na 6 sektorov (A–F, čiastočná charakteristika vid'. Tab. 2). Pre štúdiu kvantitatívneho zloženia populácie boli v roku 2001 prelovené dvojitém priechodom všetky sektory (A–F) a v roku 2004 pre vysokú abundanciu a časovú náročnosť len úseky A a B. Pri každom z odlovov nám dispečing PVE znižoval prietok vody až na 2 m³·sec⁻¹. Vďaka zníženému prietoku a rozdeleniu úsekov prirodzenými hranami, zúženiami a prekážkami predpokladáme minimálnu migráciu rýb medzi sektormi v rámci odlovu. Vzorky rýb boli odlovované elektrickým agregátom (Honda EX 1000, 0,9 kW, 250 V, 1,5–2 A, 50 Hz). Po ulovení boli zistené základné rozmery (TL, SL, výška, šírka) a hmotnosť.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Pred zahájením prevádzky PVE v roku 1977 sa v strednom toku rieky Jihlavy vyskytovalo 27 druhov rýb (Tab.1). Prevažne cyprinidné spoločenstvo sa po roku 1977 pretransformovalo na zmiešané salmoidno – cyprinidné spoločenstvo s výraznou prevahou troch eudominantných druhov – pstruha potočného, jalca hlavatého a mreny severnej (Tab. 2). Vznikom sekundárneho pstruhového pásma sa znížila druhová diverzita a ekvitalita spoločenstva. Celá rada druhov sa už v strednom toku Jihlavy nevyskytuje, pribudli len dva nové druhy – karas striebřistý (*Carrasius gibelio*), čo sa vďaka jeho invázii do povodia Moravy dalo očakávať a jalec tmavý (*Leuciscus idus*) – jedná sa o 3 kusy ulovené športovým rybolovom z roku 2004, ktoré však nie sú podložené a mohlo sa jednáť o zámenu s jalcom hlavatým (*Leuciscus cephalus*) (Tab. 1). V súčasnosti sa v strednom toku Jihlavy vyskytuje asi 18 druhov rýb, pričom výskyt niektorých z nich [úhor európsky (*Anguilla anguilla*), plotica červenooká (*Scardinius erythrophthalmus*), karas striebřistý (*C. gibelio*), ...] je podmienený splavovaním prevažne tzv. jalovou vodou zo sústavy Dalešice - Mohelno. Je zaujímavé, že sa nikdy v rámci odlovov rýb elektrickým agregátom nepodarilo uloviť druhy ako kapor pontokaspický (*Cyprinus carpio*), pleskáč vysoký (*Abramis brama*) a ostriež zelenkastý (*Perca fluviatilis*), napriek tomu že sa v sumároch úlovkov opakovane vyskytujú a kapor s pleskáčom boli dokonca pri jednom z odlovov vizuálne pozorované z mosta nad Hrubšicami. Jediné možné vysvetlenie je, že tieto druhy boli vždy pri odlovoch v dvoch najhlbších úsekoch lokality (až cca 160 cm hĺbky pri zníženom prietoku), kde aj keby boli elektrickým agregátom omráčené, nebolo by ich možné pri dne spozorovať a vyloviť.

Medzi eudominantné a dominantné druhy (Tab. 2 - tučne zvýraznené) patrili takmer vo všetkých sektoroch a v obidvoch sledovaných obdobiach pstruh potočný, mrena severná a jalec hlavatý. V plytších mierne prúdiacich úsekoch sa medzi dominantné druhy zaradili aj ploska pásavá (*A. bipunctatus*) a hrúz škvrnitý (*G. gobio*). V hlbších a kľudnejších partiách bola početnostne dokonca eudominantná plotica červenooká (*R. rutilus*) čo len svedčí o adaptabilite a všadeprítomnosti tohoto druhu. Ostatné druhy okrem pstruha dúhového, ktorého prítomnosť je závislá na časovom odstupe odlovu po jeho vysadení, sa dajú charakterizovať skôr ako recedentné (Tab. 2).

Tab. 1: Druhy rýb v strednom toku rieky Jihlavy

Druh	pred r. 1977 (Prokeš <i>et al.</i> 1998)	2001 - 2004 Športový rybolov	1999 - 2005 Vlastné odlovy	2001 Kvantitatívne odlovy	2004
<i>Salmo trutta m. fario</i>	x	x	x	x	x
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	x	x	x	x	x
<i>Salvelinus fontinalis</i>	x	x	x		
<i>Thymallus thymallus</i>	x	x	x	x	x
<i>Esox lucius</i>	x	x	x	x	
<i>Rutilus rutilus</i>	x		x	x	x
<i>Leuciscus leuciscus</i>	x		x		x
<i>Leuciscus cephalus</i>	x	x	x	x	x
<i>Leuciscus idus</i>		x			
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	x				
<i>Aspius aspius</i>	x				
<i>Tinca tinca</i>	x	x	x	x	
<i>Chondrostoma nasus</i>	x	x	x	x	x
<i>Gobio gobio</i>	x		x	x	x
<i>Gobio albipinnatus</i>	x				
<i>Barbus barbus</i>	x	x	x	x	x
<i>Alburnus alburnus</i>	x				
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	x		x	x	x
<i>Abramis brama</i>	x	x			
<i>Vimba vimba</i>	x				
<i>Rhodeus sericeus</i>	x				
<i>Carrasius carrasius</i>	x				
<i>Carrasius gibelio</i>		x	x		
<i>Cyprinus carpio</i>	x	x			
<i>Barbatula barbatula</i>	x				
<i>Silurus glanis</i>	x				
<i>Anguilla anguilla</i>	x	x	x	x	x
<i>Perca fluviatilis</i>	x	x			
<i>Sander lucioperca</i>	x				
Suma	27	15	15	12	11

Tab. 2: Početnostná (D%) a hmotnostná (w%) dominancia

Sektor	A				B				C		D		E		F		Celkom	
Dĺžka (m)	480				780				330		320		520		250		2680	
Plocha (ha)	0,97				1,58				0,75		0,70		1,05		0,57		5,62	
Rok	2001		2004		2001		2004		2001		2001		2001		2001		Priemer	
Dominancia	D%	w%	D%	w%	D%	w%	D%	w%	D%	w%	D%	w%	D%	w%	D%	w%	D%	w%
<i>Sa.tr.</i>	4,19	2,74	25,86	28,19	13,94	7,48	38,25	39,52	22,86	1,68	45,98	31,12	36,80	29,49	32,12	16,36	27,50	19,57
<i>On.mi.</i>			4,52	7,72	0,33	0,58	0,68	0,75	0,95	1,50					0,92	0,22	1,48	2,15
<i>Sa.fo.</i>							0,98	0,13									0,98	0,13
<i>Th.th.</i>	0,30	0,53	1,29	1,78	0,33	0,26	0,39	0,30					0,40	0,40			0,54	0,65
<i>Es.lu.</i>													0,40	0,99			0,40	0,99
<i>Ba.ba.</i>	64,72	59,41	12,26	27,72	17,58	3,45	8,65	22,63	42,86	47,69	29,41	4,24	39,20	41,68	35,78	64,22	31,31	33,88
<i>Le.le.</i>							0,29	0,29									0,29	0,29
<i>Le.ce.</i>	25,75	33,90	25,16	28,44	46,36	53,28	23,40	26,61	29,52	39,25	25,49	28,64	18,00	23,67	22,94	15,26	27,08	31,13
<i>Ru.ru.</i>	2,99	1,38			14,24	6,33	1,49	7,24					2,00	1,59	1,83	0,80	4,51	3,47
<i>Al.bi.</i>	1,20	0,37	5,16	0,14	1,52	0,22	3,59		1,95	0,32			2,80	1,34	5,55	0,30	3,11	0,45
<i>Go.go.</i>	0,30	0,13	23,88	1,75	3,94	0,63	13,79	1,73	0,95	0,89							8,57	1,03
<i>Ti.ti.</i>	0,30	0,78															0,30	0,78
<i>Ch.na.</i>	0,60	1,45	0,65	2,23	1,82	1,44	0,19	0,29	0,95	0,77							0,84	1,23
<i>An.an.</i>	0,30	0,65	1,29	2,84			0,19	0,50					0,40	0,83	0,92	2,95	0,62	1,55

Tučne zvýraznené čísla - hodnoty dominancie nad 5 % [kategória eudominantný a dominantný druh (Losos *et al.* 1984)]

V absolútnom vyjadrení dosahujú najvyšších hodnôt samozrejme vyššie popísané eudominantné a dominantné druhy (Tab. 2 a 4). Za povšimnutie stojí extrémne vysoká abundancia a biomasa pstruha potočného v sektore „A“ a hlavne „B“ v roku 2004 ktorá korešponduje s jeho zvýšeným vysadením v tomto roku (Tab. 3 a 4) a to hlavne v kategóriách polrôčka a rôčka. Dôkladné spracovanie nečakane veľkého vzorku pstruha potočného nám z časových dôvodov znemožnilo kvantitatívne preloviť zostávajúce sektory „C“ až „F“. Naopak veľmi nízkej abundancie v strednom toku rieky Jihlavy dosahuje lípeň tymianový (*T. thymallus*) a podustva severná (*Ch. nasus*) – priemerne len 1,44, resp. 1,90 ks.ha⁻¹. Pravidelne vysádzovaný lípeň v kategórii rôčka je pravdepodobne úplne zdecimovaný kormoránom v nezamrzajúcej Jihlave hneď počas prvej zimy a jeho kusová návratnosť sa pohybuje len okolo 0,7 %. Podustva sa do roku 2001 vysádzovala pravidelne ale vďaka nízkej kusovej návratnosti a predácnému tlaku kormorána sa od vysádzovania tohoto druhu upustilo (Tab. 4). Hlavný dôvod úbytku podustvy však zrejme bude nedostatočná adaptabilita ku zmeneným podmienkam pre reprodukciu (výrazne nižšia teplota). Jej výskyt sa dá predpokladať v nižších častiach rieky Jihlavy, ktoré zamrzajú a kde môže na jar tiahnuť na neres do prítokov. Mrena severná sa z pôvodného spoločenstva rýb stredného toku Jihlavy najlepšie aklimatizovala a vytvorila tu silnú populáciu s priemernou abundanciou 72 ks.ha⁻¹ a biomasou 17 kg.ha⁻¹, k čomu prispieva okrem pravidelného vysádzovania a úspešného prirodzeného nerusu hlavne, aj keď zvyšujúci sa, stále však relatívne nízky rybársky tlak (Tab. 5) a nešpecializovanosť športových rybárov na lov tohoto druhu v pstruhových vodách. Vysoký početný stav a úspešná reprodukcia tohoto druhu sú výnimočné a neboli pozorované na iných podpriehradných úsekoch riek v ČR. Rieka Jihlava slúži dokonca ako prirodzená zásobáreň generačných mrien, ktoré sú každoročne odlovované a umelo vytierané na rybej liahni v Třebíči. Jalec hlavatý podobne ako mrena vytvoril silnú populáciu (66 ks.ha⁻¹ a 13,6 kg.ha⁻¹). Jeho väčšie exempláre sú však v pstruhových vodách nežiadúce a všetky jeho vekové kategórie potravne konkurujú hospodársky cenným druhom rýb. Z tohoto dôvodu sú väčšie exempláre z pstruhových revírov Jihlavy pravidelne odlovované a presádzované do iných lokalít.

Tab. 3: Abundancia a biomasa

Sektor	A				B				C		D		E		F		Priemer	
Rok	2001		2004		2001		2004		2001		2001		2001		2001		Priemer	
Ukazovateľ	ks.ha ⁻¹	kg.ha ⁻¹	ks.ha ⁻¹	kg.ha ⁻¹	ks.ha ⁻¹	kg.ha ⁻¹	ks.ha ⁻¹	kg.ha ⁻¹	ks.ha ⁻¹	kg.ha ⁻¹	ks.ha ⁻¹	kg.ha ⁻¹	ks.ha ⁻¹	kg.ha ⁻¹	ks.ha ⁻¹	kg.ha ⁻¹	ks.ha ⁻¹	kg.ha ⁻¹
<i>Sa.tr.</i>	14,43	1,64	41,24	6,69	29,11	2,96	249,37	40,57	32,00	3,52	32,86	3,76	87,62	8,47	61,40	3,94	68,50	8,94
<i>On.mi.</i>			7,22	1,83	0,63	0,23	4,43	0,77	1,33	0,49					1,75	0,05	3,07	0,68
<i>Sa.fo.</i>							0,63	0,14									0,63	0,14
<i>Th.th.</i>	1,03	0,04	2,06	0,24	0,63	0,10	2,53	0,31					0,95	0,11			1,44	0,16
<i>Es.lu.</i>													0,95	0,29			0,95	0,29
<i>Ba.ba.</i>	220,62	47,03	19,59	6,57	36,71	11,86	56,33	23,24	60,00	15,72	21,43	4,86	93,33	11,97	68,42	15,51	72,05	17,10
<i>Le.le.</i>							1,90	0,30									1,90	0,30
<i>Le.ce.</i>	88,66	26,84	40,21	6,75	96,84	20,94	152,53	27,32	41,33	12,94	18,57	3,46	42,86	6,80	43,86	3,69	65,61	13,59
<i>Ru.ru.</i>	10,31	1,09			29,75	2,50	68,35	7,44					4,76	0,46	3,51	0,19	23,34	2,34
<i>Al.bi.</i>	4,12	0,24	8,25	0,03	3,16	0,09	23,42		2,67	0,01			6,67	0,39	10,53	0,07	8,40	0,14
<i>Go.go.</i>	1,03	0,01	38,14	0,41	8,23	0,25	89,87	1,78	1,33	0,03							27,72	0,50
<i>Ti.ti.</i>	1,03	0,62															1,03	0,62
<i>Ch.na.</i>	2,06	1,14	1,03	0,53	3,80	0,57	1,27	0,30	1,33	0,25							1,90	0,56
<i>An.an.</i>	1,03	0,52	2,06	0,67			1,27	0,51					0,95	0,24	1,75	0,70	1,41	0,53
Celkom	344,33	79,17	159,79	23,73	208,86	39,49	651,90	102,67	140,00	32,96	72,86	12,07	238,10	28,72	191,23	24,15	250,88	42,87

Z chránených druhov rýb žije v rieke Jihlave ploska pásavá (*A. bipunctatus*) ktorej sa v plytších úsekoch darí, dokonca v sektoroch „A“ a „F“ patrila medzi eudominantné druhy. Celkovo najvyššie hodnoty abundancie a biomasy vykazujú sektory „A, B“ a „E“. Tieto sektory sa vyznačujú najrozmanitejším pozdĺžnym profilom, nachádzajú sa v nich veľmi hlboké, pomaly prúdiace úseky, rýchlo prúdiace kamenité úseky, prahy, rozsiahle kľudné aj prúdiace plytčiny. Rieka býva navyše silne porastená lukušnikom, ktorý poskytuje okrem úkrytov tiež množstvo potravy. Naopak sektory „C, D“ a „F“ sú menej rozmanité, majú skôr charakter lipňového úseku – plytké až stredne hlboké a široké partie s relatívne malou priechnou aj pozdĺžnou rozmanitosťou dna.

Tab. 4: Násady do revíru Jihlava 5B

Rok	Druh Plán (ks)	Sa.tr.1/2	Sa.tr.1	Sa.tr.2 8 000	Sa.tr.3	On.mi.1	On.mi.2 500	On.mi.3	Th.th.1 4 000	Th.th.2	Sa.fo.1	Sa.fo.2	Ch.na.1	Ba.ba.1 1 000	Ba.ba.2
2001	ks		640	6 161		275	1 800		2 265				5 000	1 500	
2002	ks		4 600	5 828		520	2 350		8 675					1 500	
2003	ks		4 670	3 680	401	3 100	1 100	38	9 080		1 500	483		1 000	
2004	ks	18 000	6 350	690	471	2 300	1 550		7 200					400	300
2005	ks	7 800	8 212	573	408		2 840		6 000					1 240	

Plánovanému vysádzovaniu podliehajú v revíre Jihlava 5B lososovité ryby a mrena (Tab. 4). Nasádzovací plán je dlhodobododržíavaný, za posledných 10 rokov bola vyradená z nasádzovania podustva a oddelením malého mŕtveho ramena z revíru Jihlava 5B aj kapor. Úlovky pstruha športovým rybolovom vykazujú v posledných rokoch klesajúci trend (Tab. 5). Naopak ichtyologický prieskum v roku 2004 ukázal na vysokú abundanciu tohoto druhu. Vysvetlenie tohoto protikladu poskytuje Tab. 4, kde je vidieť výrazné oslabovanie dvojročnej násady pstruha. Čiastočná kompenzácia formou trojročnej násady je kusovo nedostačujúca. Významné posilnenie polročnej a ročnej násady pstruha sa v sumároch úlovkov prejaví až v roku 2006 – 2007, otázka je, do akej miery sa na tejto násade prejaví predačný tlak kormorána.

Tab. 5: Sumarizácia úlovkov za posledné 4 roky

Rok	Druh	Cy. ca.	Ti. ti.	Ab. br.	Le. ce.	Pe. fl.	Ba. ba.	Ch. na.	Es. lu.	An. an.	Sa. tr.	On. mi.	Th. th.	Sa. fo.	Ca. gi.	Le. id.	ostatné	Celkom	výlov/ha	výlov/ dochádzka
2001	ks	9	2	5	200	1	101	4	4	5	2371	1415	93	3			36	4249	214,6	0,98
	kg	14,3	1,8	7,5	117,3	0,4	87,6	4,5	3,5	2	652,4	490,5	26,8	0,8			13,2	1422,6	71,8	0,33
2002	ks	7	2	2	101		74		5	6	2578	1777	101	6	1		1	4661	235,4	1,03
	kg	22,5	1	1	51,2		67,9		8,2	4	733,9	621	32,9	1,8	0,2		0,5	1546,1	78,1	0,34
2003	ks	1			85	1	63	3	6	6	1153	2193	19	416			3	3949	199,4	0,93
	kg	1,9			63,6	0,3	88,6	3,3	12,5	3	332,8	719,9	8,2	133,4			3,6	1371,1	69,2	0,32
2004	ks	1	1	1	91		21		3	8	1039	1836	32	249		3	1	3286	166,0	0,70
	kg	2,4	0,8	0,6	78,2		22,8		7,5	4	313,2	682,1	10,4	79,8		1,6	0,3	1203,7	60,8	0,26

Mierne stúpajú úlovky pstruha dúhového a vďaka nepravidelnému vysádzovaniu aj sivoňa amerického. V poslednej dobe tieto dva druhy kompenzujú pokles úlovkov pstruha potočného. V rokoch 2003 a 2004 sa ulovilo dvojnásobné množstvo pstruha dúhového oproti pstruhovi potočnému. V rokoch 1991 – 2002 bol tento pomer opačný, dokonca úlovky pstruha potočného boli niekoľkonásobne vyššie. Z hľadiska prirodzenej produkcie toku a športového rybolovu by bolo vhodnejšie zachovať v úlovkoch dominanciu pstruha potočného. Situáciu však opäť komplikuje kormorán, pre ktorého je pstruh dúhový menej dosiahnuteľnou korisťou – len málo jedincov sa pri silnom rybárskom tlaku, ktorý na revíri Jihlava 5B je (asi 220 – 240 dochádzok.ha⁻¹), dožije do zimného obdobia. Mierny pokles v celkovom úlovku rýb v rokoch 2003 a 2004 korešponduje so znižujúcimi sa úlovmi pstruha potočného. Podobne sa znížili aj úlovky mreny a jalca hlavateho (Tab. 5).

ZÁVER

V minulosti bola druhová štruktúra spoločenstva rýb v sledovanom riečnom úseku ovplyvňovaná hlavne zmenami spojenými s výstavbou a začiatkom prevádzky energetickej sústavy Dukovany – Dalešice. Po depresii sa situácia postupne stabilizovala a v súčasnosti sa formovanie populácie rýb v strednom toku rieky Jihlavy dá priradiť štyrom základným faktorom:

- 1). Samotná zmena podmienok po výstavbe PVE (hlavne teplotných a prietokových) a adaptácia niektorých pôvodných druhov na novo vzniknuté podmienky
- 2). Aktívne vysádzovanie a hospodárske zásahy rybárskym managementom
- 3). Rybársky tlak a jeho selektivita
- 4). Negatívny vplyv rybožravých predátorov, hlavne kormorána veľkého

Do budúcnosti bude nutné prispôbiť vysádzovacie plány hlavne čo sa týka veľkostnej štruktúry násad. Pokiaľ sa nezmení legislatívny systém a neklesnú stavy kormorána, je zbytočné vysádzovať do nezamŕzajúcich úsekov našich riek druhy ako lípeň tymianový a podustva severná. I u menej zraniteľného pstruha potočného by sa mala do nezamŕzajúcich častí vysádzovať aspoň dvojročná násada.

Rieka Jihlava je vďaka zmenám, ktoré na nej prebiehajú a sú podchytené dlhodobým ichtyologickým výskumom unikátnou lokalitou ukazujúcou na prispôsobivosť a dynamickosť spoločenstva rýb v súvislosti so zmenami environmentálnych faktorov.

SÚHRN:

Po spustení energetického komplexu Dukovany - Dalešice v rokoch 1977 – 1978 do trvalej prevádzky sa typické lipňovo – mrenové pásmo zmenilo v sekundárne pstruhové pásmo. Ďalej sa znížila druhová diverzita a ekvitabilita spoločenstva, v súčasnosti v strednom toku rieky Jihlavy žije asi 18 druhov rýb a viac ako 85% rýb v početnostnej a 84% v hmotnostnej dominancii tvoria: pstruh potočný (*Salmo trutta m. fario*) - 28% resp. 20%, mrena severná (*Barbus barbus*) – 31% resp. 34% a jalec hlavatý (*Leuciscus cephalus*) – 27% resp. 31%. V nových podmienkach charakterizovaných hlavne iným teplotným rozložením a ustálenými prietokovými pomermi sa z pôvodnej populácie najlepšie aklimatizovala mrena severná (*B. barbus*), ktorá v rieke Jihlave vytvorila jednu z najsilnejších populácií tohoto druhu v rámci Českej republiky. Naopak druhy ako lipieň tymianový (*Thymallus thymallus*) a podusta severná (*Chondrostoma nasus*) z lokality až na občasné náhodné úlovky takmer vymizli a to hlavne predáčnym tlakom kormorána, ktorý hlavne v zimnom období decimuje spoločenstvo v nezamrzutej časti rieky Jihlavy pod energetickým komplexom. Kvôli predáčnemu tlaku kormorána by bolo do budúcnosti vhodné pozmeniť rybársky management a vysadzovať aspoň dvojročnú násadu pstruha potočného.

POĎAKOVANIE

Výskum prebiehal za finančnej podpory projektu NAZV no. QF 3028. Autori ďakujú hospodárovi MO MRS Nová ves u Oslavan p. Melkusovi, hráznemu PVE p. Suchánkovi, pracovníkom ÚBO AVČR v Brne, MZLU v Brne a sekretariátu MRS v Brne za pomoc pri odlovoch rýb.

POUŽITÁ LITERATÚRA

- Kočková, E., Kříž, P., 1991: Vliv povodí a chladících vod jaderné elektrárny Dukovany na jakost vody v řece Jihlavě a nádržích Dalešice a Mohelno. *Sborník IX. konference ČSLS při ČSAV, Znojmo, 1991*, s. 75 – 84.
- Losos, B., Gulička, J., Lellák, J., Pelikán, J., 1984: Ekologie živočichů. *Státní pedagogické nakladatelství Praha 1984*, 316 s.
- Peňáz, M., 1980: Fish cultures in the area of the Nuclear Power Station Dukovany and their prospects. *Folia Zool.*, vol. 29, no. 1, pp. 87-96.
- Peňáz, M., 1999: Hermaphroditic barbel, *Barbus barbus* from the Jihlava River, Czech Republic. *Folia Zool.*, vol. 48, no. 3, pp. 219-226.
- Peňáz, M., Baruš, V., Prokeš, M., 1999: Changes in the structure of fish assemblages in a river used for energy production. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 15. pp. 169 – 180.
- Peňáz, M., Baruš, V., Prokeš, M., Svobodová, Z., 2002: Změny některých atributů populace parmy obecné v řece Jihlavě během posledních 25 let a jejich příčiny. *Sborník referátů, V. Česká ichtyologická konference, Brno: 5 – 10*.
- Peňáz, M., Pivnička, K., Baruš, V., Prokeš, M., 2003: Temporal changes in the abundance of barbel, *Barbus barbus* in the Jihlava River, Czech Republic. *Folia Zool.*, vol. 52, no. 4, pp. 441- 448.
- Peňáz, M., Wohlgemuth, E., 1981: Fauna obratlovců. In: Kolektiv, 1981, Studie vlivu energetické soustavy Dukovany Dalešice na okolní prostředí. Třebíč, s. 92-105.
- Prokeš, M., 1999: Vliv energetické soustavy Dukovany – Dalešice na cenózy ryb v zájmovém území. *Sborník přednášek ze semináře, O vlivu provozu jaderných elektráren na životní prostředí. Česká nukleární společnost a Česká vědeckotechnická společnost, Praha 1999*, s. 38–47.
- Prokeš, M., Baruš, V., Peňáz, M., 1997: Vliv provozu přečerpávací vodní elektrárny Dalešice na ichtyocenózy Mohelnské nádrže a řeky Jihlavy pod nádrží. *Sborník referátů z 8. konference Chelčice 1997, Toxicita a biodegradabilita odpadů a látek významných ve vodním prostředí, VÚRH Vodňany, Vodňany 1997*, s.367-374.
- Prokeš, M., Baruš, V., Peňáz, M., 1998: Společenstva ryb ve vodách oblasti energetické soustavy Dukovany – Dalešice. *Přírodovědný sborník Západomoravského muzea v Třebíči, Třebíč, vol. 33*, s. 1-48.
- Šovčík, P., 2003: Charakteristika spoločenstiev rýb nádrží ovplyvňovaných prevádzkou energetického komplexu Dukovany – Dalešice. *Diplomová práca na Agronomickej fakulte Mendelovej zemědělské a lesnické univerzity na ústavu rybářství a hydrobiologie, Brno 2003*, 89 s., 11 s. příloh. Vedúci diplomovej práce Doc. Ing. Petr Špurný, CSc.
- Šovčík, P., Peňáz, M., Špurný, P., Baruš, V., Prokeš, M., 2004a: Rast mreny severnej (*Barbus barbus*) v rieke Jihlave študovaný dvomi rozdielnymi metódami (predbežné výsledky). *Vědecká konference - 55 let výuky rybářské specializace na MZLU v Brně, Brno 2004*, s.209 – 214.
- Šovčík, P., Špurný P., 2004b: Barbel (*Barbus barbus*) populations structure in the Bečva and Jihlava rivers. *Konference posluchačů doktorandského studia – MendelNet'04 Agro, Brno 2004*, s. 121.
- Špurný, P., 2003: Vliv predátorů na rybí společenstva pstruhových vod. In: *Sb. referátů odbor. semináře „Rybářství a predátoři“*. ČRS Praha, s. 41-47.

- Spurný, P., Mareš, J., 1991: Ichtyologické aspekty provozu vodního díla Dalešice na řece Jihlavě. *Sborník IX. konference ČSLS při ČSAV, Znojmo 1991*, s. 188-192.
- Wohlgemuth, E., 1980: Přirozené radioaktivní pozadí ryb řeky Jihlavy. *Vertebratologické zprávy 1980*, s. 42 – 68.
- Wohlgemuth, E., Staněk, Z., Peňáz, M., 1987: Total β - activity and the content of most important artificial radionuclides in tissues of fishes from the Jihlava river basin. *Folia Zool.*, 1987, vol. 36, no. 2, pp. 183-191.

Adresy autorov

Ing. **Pavol Šovčík**, Prof. Ing. **Petr Spurný**, CSc., Oddelení rybářství a hydrobiologie MZLU v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno, e-mail: pavol.sovcik@seznam.cz; fishery@mendelu.cz

Ing. **Milan Peňáz**, DrSc., Ústav biologie obratlovců AV ČR, Květná 8, 603 65 Brno, e-mail: penaz@brno.cas.cz

RYBÍ SPOLEČENSTVO ZNEČIŠTĚNÉHO ÚSEKU LABE NA PARDUBICKU

Fish assemblage of the polluted middle part of Elbe River

ŠVANYGA J., VALOVÁ Z., JANÁČ M., BIALEK M., MACHALA M., JURAJDA P.

ABSTRACT

Most of the Czech part of the Elbe River is channelized and regulated by many weirs and relatively high water level. Despite the significant water quality improvement in the last decade, there are two important pollution sources: Spolana Neratovice and Pardubice industrial zone. The objective of this study was to survey the river stretch near Pardubice industrial zone and compare it with three reference river stretches. Increased levels of dioxin-like compounds, polycyclic aromatic hydrocarbons and other aromatics were found at the polluted site using combined chemical and in vitro bioassay analysis. In July 2005, the four stretches (downstream ordered) were surveyed: partly regulated and unpolluted reference stretch I (Vysoká-Pardubice), regulated and unpolluted reference stretch II (Pardubice-Srnojedy), regulated and polluted objective stretch III (Srnojedy-Přelouč), and partly regulated and polluted reference stretch IV (Přelouč-Týnec). In each river stretch, three sections were sampled: under the weir, middle zone and above the weir. Adult fish were sampled by boat electrofishing, juvenile fish by seine netting and electrofishing. Totally, 22 species of adult fish were caught. Bleak, chub and roach were the most abundant adult species. Species richness was similar in all river stretches. Fish abundance decreased slightly downstream, both between and within river stretches. Fourteen species of juvenile fish were caught, most of them represented by a few individuals. Bleak and bitterling were the most common juvenile species. Chub and common bream were co-dominant species in some sections (I and III, and II, respectively).

Fish assemblage of the surveyed sections was relatively poor with a negligible natural reproduction. Despite of the strong pollution source, geomorphological and hydrological stream character seems to be the most important for fish assemblage.

ÚVOD

Řeka Labe je jedním z našich nejvýznamnějších vodních toků, ale současně také nejvíc pozměněným lidskou činností. Většina českého úseku toku je kanalizovaná a regulovaná četnými jezy s relativně stálou výškou vodní hladiny. I přes celkové významné zlepšení kvality vody v posledních deseti letech, jsou v současné době na Labi dva významné zdroje znečištění, Spolana Neratovice a průmyslový park u Pardubic (Fuksa 2002).

Cílem této studie bylo navázat na monitoring ryb v rámci projektu Labe a provést detailnější průzkum znečištěného úseku u Pardubic. V rámci prováděného ichtyologického průzkumu byl vybrán jeden úsek jako modelový (průmyslově zatížený) a tři úseky referenční.

MATERIÁL A METODIKA

Ichtyologický průzkum středního toku Labe probíhal v červenci roku 2005. Lovilo se na čtyřech mezijezerových úsecích od obce Vysoká po obec Řečany. První z nich, referenční úsek Pardubice-Vysoká, byl vybrán jako částečně neregulovaný a neznečištěný, druhý referenční úsek Pardubice-Srnojedy jako regulovaný a neznečištěný. Třetí, zatížený úsek Srnojedy-Přelouč, byl posouzen jako regulovaný a znečištěný a poslední referenční úsek Přelouč-Týnec jako částečně neregulovaný a znečištěný. V rámci každého úseku jsme rozlišovali tři typy lokalit: podjezovou, s relativně nižší hladinou vody a silnějším proudem, střední část a nadjezovou lokalitu s relativně vyšší hladinou vody a minimálním prouděním.

Odlovy společenstev adultních ryb byly prováděny kontinuálně z lodi pomocí hlubinného elektrického agregátu (typ EL63GI, 4,5 kW, 12 A, 350 V). Chycené ryby byly na místě určeny do druhů, změřeny a puštěny zpět do vody. Délka každého proloveného úseku byla změřena a počty ulovených jedinců přepočítány na ks/100 m pobřežní linie.

Společenstva 0+ juvenilních ryb byla lovena jen v příbřežní zóně pomocí plůdkové záťahové sítě délky 5m s velikostí ok 1 mm a pomocí bateriového elektrického agregátu (LENA 220-240 V, 1,5-2,0 A, 100 Hz). Ulovený plůdek byl fixován 4% roztokem formaldehydu pro pozdější laboratorní determinaci.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Chemická analýza a in vitro toxikologická analýza více než 100 organických kontaminantů akvatického prostředí v deminetech a částečně i ve vybrané skupině jelce tlouště (*Leuciscus cephalus*) byla provedena ve čtyřech úsecích řeky pro charakterizaci typu a rozsahu chemického znečištění. Bylo nalezeno vyšší množství látek s dioxinovou toxicitou a zdá se, že hlavní podíl toxicity byl dán nikoliv přítomností persistentních organických polutantů jako jsou PCB nebo dioxiny, ale polycyklickými aromatickými uhlovodíky. Dále bylo identifikováno velké množství dalších aromatických sloučenin, jejichž toxikologická charakterizace dosud nebyla provedena. Zdá se však, že se výsledky budou shodovat se zjištěními obdobných studií (Randák et al. 2004, Šířková et al. 2005).

Tabulka 1. Hustoty (ks/100 m) jednotlivých druhů adultních ryb ve čtyřech sledovaných sekcích středního toku Labe (podtrženy jsou hustoty vyšší než 1ks/100 m).

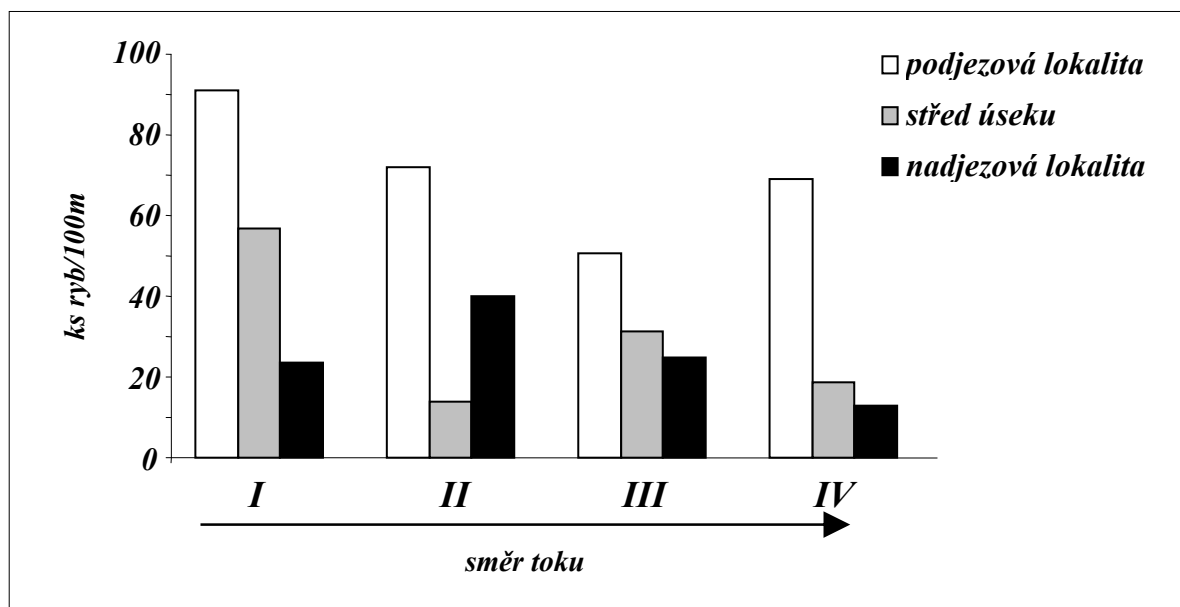
český název	vědecký název	I	II	III	IV
štika obecná	<i>Esox lucius</i>	<u>0,4</u>	<u>0,5</u>	<u>0,3</u>	<u>0,1</u>
plotice obecná	<i>Rutilus rutilus</i>	<u>17,7</u>	<u>15,3</u>	<u>7,6</u>	<u>5,8</u>
jelec proudník	<i>Leuciscus leuciscus</i>			<0,1	0,1
jelec tloušť	<i>Leuciscus cephalus</i>	<u>5,3</u>	<u>2,5</u>	<u>15,0</u>	<u>9,1</u>
jelec jesen	<i>Leuciscus idus</i>	0,4	0,1	0,3	0,3
perlín ostrobřichý	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	<u>1,0</u>	<u>1,4</u>	<u>1,0</u>	0,2
bolen dravý	<i>Aspius aspius</i>	0,4			
lín obecný	<i>Tinca tinca</i>	0,3	0,3	<0,1	
ostroretka stěhovavá	<i>Chondrostoma nasus</i>	0,3	0,4	<0,1	
hrouzek obecný	<i>Gobio gobio</i>	<u>2,3</u>		0,6	1,1
parma obecná	<i>Barbus barbus</i>	0,6		0,1	0,2
ouklej obecná	<i>Alburnus alburnus</i>	<u>20,5</u>	<u>8,6</u>	<u>7,1</u>	<u>8,8</u>
cejnek malý	<i>Abramis bjoerkna</i>	<u>1,5</u>	<u>9,5</u>	0,1	2,6
cejn velký	<i>Abramis brama</i>	0,8	0,2	0,1	0,1
hořavka duhová	<i>Rhodeus sericeus</i>			0,3	0,1
karas obecný	<i>Carassius carassius</i>	0,3			
kapr obecný	<i>Cyprinus carpio</i>	0,1			0,1
hybrid (plotice x ouklej)				0,1	
sumec velký	<i>Silurus glanis</i>	<0,1	0,4	0,4	0,1
sumeček americký	<i>Ictalurus nebulosus</i>		0,1		0,2
úhoř říční	<i>Anguilla anguilla</i>	<0,1	0,1		0,3
mník jednovousý	<i>Lota lota</i>	0,1			
okoun říční	<i>Perca fluviatilis</i>	0,2	0,3		0,1
CELKEM		52,3	39,7	33,4	29,2
počet druhů		19	14	15	17

Celkem bylo na 12 stanovištích (4 úseky po 3 lokalitách) uloveno 2951 kusů adultních ryb náležejících do 22 druhů. Relativní hustota byla v prvním referenčním úseku (52,3 ks/100 m), ve druhém (39,7 ks/100 m), ve třetím-zatíženém (33,4 ks/100 m) a ve čtvrtém (29,2 ks/100 m). Nejvyšší tedy byla v prvním úseku a směrem po proudu postupně klesala. Podobný trend vykazovalo i srovnání jednotlivých lokalit v rámci každého úseku (Obr. 1), kde nejvyšší hustotu vykazovaly lokality podjezové, menší úseky střední a nejmenší nadjezové. Jedinou výjimkou byla střední část druhého úseku, kde byla hustota v rámci všech 12 stanovišť nejmenší.

Druhová pestrost se mezi jednotlivými úseky významně nelišila. Dominantní část společenstva tvořili ouklej obecná (*Alburnus alburnus*), jelec tloušť (*Leuciscus cephalus*) a plotice obecná (*Rutilus rutilus*). Tyto druhy se vyskytovaly v nejvyšších hustotách ve všech sledovaných úsecích (Tabulka 1). Relativně vyšší hustotu (>1ks/100m) vykazovali ještě perlín ostrobřichý (*Scardinius erythrophthalmus*) - úseky I,II,III; hrouzek obecný (*Gobio gobio*) - úsek I; a cejnek malý (*Abramis bjoerkna*) - úseky I, II.

Dále bylo odloveno 3459 kusů 0+ juvenilních jedinců ze 14 druhů. U většiny z nich se při tom jednalo jen o ojedinělé nálezy. Ve všech úsecích dominoval plůdek oukleje obecné, který však v prvním úseku významně doplňoval jelec tloušť spolu s hrouzkiem obecným ve druhém úseku cejn velký (*Abramis brama*) a ve třetím a čtvrtém úseku hořavka duhová (*Rhodeus sericeus*). Počet druhů se mezi jednotlivými úseky významně nelišil (Tabulka 2). Na základě malé početnosti jednotlivých druhů juvenilních jedinců lze hovořit o nízké přirozené reprodukci v celém úseku. Věkové složení některých druhů (např. plotice obecná), kde chybí kromě plůdku i některé starší ročníky (1+, 2+), naznačuje, že řeka zde nevytváří vhodné prostředí pro výtěr a odrůstání plůdku a populace je doplňována pravděpodobně z přítoků.

Ze získaných dat se nepodařilo prokázat významný vliv znečištění na rybí společenstva. Ačkoliv hustota směrem po proudu klesala, sestupný trend byl jen pozvolný. Stejně tak sledované znečištění významně neovlivňuje druhovou skladbu společenstva adultních ani 0+ juvenilních ryb. Hlavní úlohu v tomto případě bude hrát pravděpodobně geomorfologický a hydrologický charakter toku.



Obr. 1. Hustoty (ks/100 m) adultních ryb ve čtyřech sledovaných meziježových sekcích středního toku Labe u Pardubic v roce 2005.

Tabulka 2. Relativní zastoupení (v %) jednotlivých druhů 0+ juvenilních ryb ve čtyřech sledovaných sekcích středního toku Labe (podtrženy jsou hodnoty dominance >10%).

český název	vědecký název	I	II	III	IV
štika obecná	<i>Esox lucius</i>	3	<1	<1	<1
plotice obecná	<i>Rutilus rutilus</i>	5		1	2
jelec tloušť	<i>Leuciscus cephalus</i>	<u>55</u>	1	2	3
perlín ostrobřichý	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	1	3		<1
bolen dravý	<i>Aspius aspius</i>			<1	
hrouzek obecný	<i>Gobio gobio</i>	<u>11</u>		<1	1
parma obecná	<i>Barbus barbus</i>	2			
ouklej obecná	<i>Alburnus alburnus</i>	<u>16</u>	<u>55</u>	<u>48</u>	<u>52</u>
cejnek malý	<i>Abramis bjoerkna</i>		3	1	
cejn velký	<i>Abramis brama</i>	1	<u>30</u>	2	1
hořavka duhová	<i>Rhodeus sericeus</i>		6	<u>45</u>	<u>41</u>
sumec velký	<i>Silurus glanis</i>		<1		
koljuška třístná	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	1		<1	
okoun říční	<i>Perca fluviatilis</i>	6			
počet druhů		10	8	10	8

SOUHRN

V červenci 2005 byl proveden ichtylogický průzkum na čtyřech meziježových úsecích středního toku Labe, a to od obce Vysoká po obec Řečany. Celkem bylo vzorkováno 12 stanovišť (4 úseky po 3 lokalitách), na kterých bylo odloveno 2951 kusů adultních a 3459 kusů 0+ juvenilních jedinců.

Ve vzorku adultních ryb bylo zaregistrováno 22 druhů, ale pouze tři druhy tvořily dominantní část společenstva: ouklej obecná, jelec tloušť a plotice obecná. Hustota směrem po proudu pozvolna klesala, a to jak mezi jednotlivými úseky, tak ve většině meziježových úseků.

Výskyt plůdku byl prokázán u 14 druhů ryb, přičemž u většiny z nich šlo pouze o ojedinělé nálezy. Ve vzorku dominovala ouklej obecná, kterou v jednotlivých úsecích významně doplňovali hořavka duhová, jelec tloušť či cejn velký.

Druhová pestrost adultních i 0+ juvenilních ryb se mezi úseky významně nelišila.

Rybí společenstvo sledovaného úseku je poměrně chudé s minimální přirozenou reprodukcí. I přes velmi silný zdroj znečištění především aromatickými látkami se zdá, že hlavní vliv na charakter společenstva má spíše geomorfologický a hydrologický charakter toku.

PODĚKOVÁNÍ

Autoři děkují Východočeskému územnímu svazu ČRS za umožnění výzkumu v jejich revírech a jmenovitě V. Horákoví, J. Cimickému a J. Pohlovi za pomoc při terénních pracích.

Studie je součástí projektů „MODELKEY“ financovaném EU v rámci 6. Rámcového programu (511237 GOCE) a „Ichtyoparazitologie - centrum základního výzkumu MŠMT LC522“.

LITERATURA

- Fuksa, J.K. 2002. Biomonitoring českého Labe – výsledky z let 1993-1996-1999. Výzkumný ústav vodohospodářský TGM Praha, 106s.
- Randák T., Žlábek V., Kolářová J., Svobodová Z., Hajšlová J., Šíroká Z. 2004. Contamination assessment of Elbe river and its tributaries by means of biomarker detection and chemical analyses in chub (*Leuciscus cephalus* L.). Toxicology and Applied Pharmacology 197(3): 188.
- Šíroká Z., Krijt J., Randák T., Svobodová Z., Pešková G., Fuksa J., Hajšlová J., Jarkovský J., Jánská M. 2005. Organic Pollutant Contamination of the River Elbe as Assessed by Biochemical Markers. Acta Veterinaria, 74: 293-303.

Adresy autorů:

Bc. **Jan Švanyga**¹ (dudak@mail.muni.cz), Mgr. **Zdenka Valová**^{1,2}, Mgr. **Michal Janáč**^{1,2}, Ing. **Miroslav Bialek**³, RNDr. **Miroslav Machala**, CSc.⁴, Ing. **Pavel Jurajda**, Dr.² (jurajda@brno.cas.cz)

¹Ústav botaniky a zoologie, Přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity v Brně, Kotlářská 2, 611 37 Brno

² Ústav biologie obratlovců AV ČR v Brně, Květná 8, 603 65 Brno

³Sekretariát ČRS, Východočeský územní svaz, Na Zahradkách 233, 503 41 Hradec Králové

⁴ Výzkumný ústav veterinárního lékařství Brno, Hudcova 70, 621 32 Brno

VLIV TEPLOTY VODY NA VELIKOST KRMNÉ DÁVKY JUVENILNÍ OSTRORETKY STĚHOVAVÉ (*CHONDROSTOMA NASUS* L.) V PODMÍNKÁCH INTENZIVNÍHO CHOVU

The effect of water temperature on daily feeding rate of juvenile nase (Chondrostoma nasus L.) in intensive rearing

TICHÝ T., FIALA J., MAREŠ J., SPURNÝ P.

ABSTRACT:

The aim of this study was to specify the daily feeding rate (DFR) value for intensive reared juvenile nase. 8-months old nase (TL 93.7 ± 5.7 mm, w 6.3 ± 1.1 g) was reared during a 28-day period in 6 flow-through tanks (125 dm^3 , fish density 1.0 dm^{-3}), supplied from two recirculation water systems with different water temperature (17 and 22°C). Dry feed Coppens TroCo Crumble HE – Ex (54,28 % N-substances, 18,12 % fat) was applied in all groups by using a mechanical belt-feeders. Three different daily feeding rate was selected for each of temperature variants. Specific growth rate (SGR), Food Conversion Ratio (FCR), FCR/SGR, Fulton's condition coefficient (C_F), and individual weight and length increment was the basic investigated parameters.

The highest values of SGR ($1,53 \text{ \%} \cdot \text{d}^{-1}$) and the most positive FCR/SGR rate (0,74) were achieved in variant $22^\circ\text{C} - 2,00 \text{ \% DFR}$ of fish group mass. The lowest values FCR (1,14) were achieved in variants $22^\circ\text{C} - 2,00 \text{ \% DFR}$ and $17^\circ\text{C} - 1,20 \text{ \% DFR}$. Fulton's condition coefficient was recorded between 0,73 (variant $17^\circ\text{C} - 0,80 \text{ \% DFR}$) and 0,81 (variant $22^\circ\text{C} - 2,00 \text{ \% DFR}$).

ÚVOD

Ostroretka stěhovavá je významným zástupcem původních úseků řek parmového pásma. Má nezastupitelný ekologický význam díky své potravní specializaci. Tato vlastnost ji umožňuje přijímat a zhodnocovat i ty složky potravy, které jsou pro ostatní druhy ryb nedostupné. V minulosti ve vhodných podmínkách představovala produkčně významný druh. Jedinci vyšší hmotnostní kategorie dodnes patří k vyhledávaným a oblíbeným objektům zájmu sportovního rybolovu. Ve druhé polovině 20. století byl zaznamenán výrazný pokles početnosti ostroretky ve většině tekoucích vod střední Evropy. Za hlavní příčiny ústupu ostroretky považuje Lusk (1995) fragmentaci toků příčnými stavbami, změny hydrologického režimu toků pod údolními nádržemi, kontaminaci vod toxickými látkami a eutrofizaci vod, ovlivňující jejich chemismus.

Nízká početnost ostroretky v tekoucích vodách vyvolala potřebu vyřešit problematiku její umělé reprodukce a následného odchovu násadového materiálu. Odchov plůdku reofilních druhů ryb v příkopových rybníčkách doporučují Lusk a Krčál (1988). Intenzivním odchovem plůdku v kontrolovaných podmínkách se zabývali u ostroretky stěhovavé Wolnicki a Górny (1994), Spurný *et al.* (2004) a Fiala (1998, 1999, 2004). Intenzivní odchov tohoto druhu v kontrolovaných podmínkách je jednou z perspektivních cest ke zvýšení stavů ostroretky v tekoucích vodách. Nezbytnou podmínkou úspěšného vyřešení uvedené problematiky je specifikace optimálních parametrů odchovného prostředí a zjištění dietetických požadavků jednotlivých věkových kategorií.

Cílem provedeného experimentu bylo stanovení optimální velikosti krmné dávky juvenilní ostroretky stěhovavé, intenzivně odchovávané v odlišných teplotních podmínkách.

MATERIÁL A METODIKA

Pokus probíhal po dobu 28 dní v 6 průtočných nádržích o objemu vody 125 l , které byly součástí dvou recirkulačních chovných systémů. Vstupním biologickým materiálem byla juvenilní ostroretka stěhovavá ve věku 8 měsíců, adaptovaná po dobu 3 měsíců na podmínky intenzivního chovu. Do nádrží bylo vysazeno po 123 jedincích ryb (hustota obsádky $1 \text{ ks} \cdot \text{l}^{-1}$). Denně byly zjišťovány základní hydrochemické parametry vody: teplota vody, obsah rozpuštěného kyslíku, úroveň nasycení vody kyslíkem a pH. Žádný ze sledovaných parametrů vody neměl vliv na výsledky intenzivního odchovu ostroretky stěhovavé. Během celého pokusu nedošlo ke zvýšení úrovně NH_4^+ nad $0,26 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ a NO_2^- nad $0,11 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$.

Tab. 1: Základní hydrochemické parametry chovných systémů

	17°C	22°C
Teplota (°C)	$17,3 \pm 0,5$	$22,3 \pm 0,4$
Obsah O_2 (%)	$102,3 \pm 3,3$	$98 \pm 1,9$
Nasycení vody O_2 ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	$8,1 \pm 0,3$	$7,1 \pm 0,1$
pH	$7,68 \pm 0,1$	$7,57 \pm 0,1$

Experiment probíhal při dvou teplotách vody 17 a 22°C a třech úrovních intenzity krmení. Při teplotě 17°C byly stanoveny krmné dávky o velikosti $0,8 \text{ \%}$, $1,2 \text{ \%}$ a $1,6 \text{ \%}$ hmotnosti obsádky a při 22°C krmné dávky $1,2 \text{ \%}$, $1,6 \text{ \%}$ a $2,0 \text{ \%}$ hmotnosti obsádky. Použitým krmivem byla směs Coppens TroCo Crumble HE – Ex (54,28

% NL, 18,12 % tuk – hodnoty vlastních analýz) o velikosti částic 0,8 – 1,2 mm. Krmná směs byla aplikována kontinuálně 12 hodin denně pomocí pásových krmných zařízení.

V průběhu experimentu byly v intervalu 7 dnů zjišťovány počty ryb a změny hmotnosti obsádek jednotlivých variant. Při zahájení pokusu byly zjištěny průměrné hodnoty celkové délky těla (TL) a individuální hmotnosti (w) u 30 exemplářů ryb, stejné plastické znaky byly při ukončení experimentu determinovány u 30 jedinců z každé varianty.

Základními sledovanými parametry byla specifická rychlost růstu (SGR), konverze krmiva (FCR), FCR/SGR, přírůstek z jednoho kg krmiva (FCE), Fultonův koeficient (K_F), index vysokohřbetosti (I_v), index širokohřbetosti (I_s) a individuální hmotnostní a délkový přírůstek.

VÝSLEDKY A DISKUZE

Během provedeného experimentu nedošlo ke kusovým ztrátám ani u jedné pokusné varianty.

Dosažené hodnoty sledovaných produkčních ukazatelů ostroretky stěhovavé (*Chondrostoma nasus*) jsou uvedeny v tab. 2 a 3.

Tab. 2: Základní délko-hmotnostní ukazatele, koeficienty pro hodnocení exteriéru a kondice

	TL (mm)	SL (mm)	W (g)	K_F^*	I_v^{**}	I_s^{**}
Vstup	93,7±5,7 ^A	75,8±4,6 ^A	6,3±1,1 ^A	0,76±0,04 ^{AB}	5,23±0,25 ^B	10,65±0,43 ^A
17 °C - 0,8 %	99,6±5,6 ^{AB}	80,5±4,7 ^{AB}	7,32±1,6 ^{AB}	0,73±0,04 ^A	5,36±0,26 ^B	10,87±0,54 ^{AB}
17 °C - 1,2 %	100,5±8,2 ^{AB}	81,2±6,9 ^{AB}	8,00±2,1 ^{ABC}	0,77±0,04 ^{AB}	5,06±0,18 ^{AB}	11,76±0,54 ^{BC}
17 °C - 1,6 %	102,4±5,4 ^{BC}	82,9±4,4 ^{BC}	8,41±1,4 ^{BCD}	0,78±0,06 ^{AB}	5,09±0,24 ^{AB}	11,56±0,48 ^{BC}
22 °C - 1,2 %	106,1±5,0 ^{BC}	86,1±4,5 ^{BC}	9,10±1,4 ^{BCD}	0,76±0,04 ^{AB}	5,06±0,16 ^{AB}	11,55±0,46 ^{BC}
22 °C - 1,6 %	105,8±6,2 ^{BC}	86,0±5,1 ^{BC}	9,41±1,4 ^{CD}	0,79±0,05 ^B	5,09±0,21 ^B	11,48±0,47 ^{BC}
22 °C - 2,0 %	107,4±7,0 ^C	87,5±6,1 ^C	10,12±2,4 ^D	0,81±0,04 ^B	4,89±0,18 ^B	11,96±0,52 ^C

Poznámka: Pro označení statistické průkaznosti rozdílů v tabulce 2 na úrovni $p < 0,01$ jsou použita velká písmena, u hodnot označených shodnými písmeny nejsou statisticky významné rozdíly. * Pro výpočet K_F byla použita hodnota TL. ** Pro výpočet indexů byla použita hodnota SL.

Nejvýraznější nárůst hodnot délko-hmotnostních parametrů byl zaznamenán u varianty 22 °C – 2,0 %. U těchto hodnot byl nárůst statisticky vysoce významný u variant 17 °C – 1,6 % a všech variant s teplotou 22 °C. Hodnoty Fultonova koeficientu vykazují nárůst jak v průběhu experimentu, tak i v závislosti na množství zkrmeného krmiva, s výjimkou varianty 17 °C – 0,80 % denní krmné dávky, která se jeví jako nedostačující. Při statistickém zpracování je u hodnot Fultonova koeficientu vysoce průkazný rozdíl mezi variantou 17 °C - 0,8 % a variantami 22 °C - 1,6 % a 22 °C – 2,0 %. Zjištěné hodnoty K_F jsou ve shodě s publikovanými údaji Fiala (2000; 2004) a Tichý *et al.* (2005).

Denní přírůstek TL se v našem experimentu pohyboval v rozmezí 0,21 – 0,49 mm.d⁻¹. Obdobných výsledků dosáhli Wolnicki a Myszkowski (1998) při odchovu juvenilní ostroretky stěhovavé v kontrolovaných podmínkách (0,23 – 0,43 mm.d⁻¹ v závislosti na použité krmné směsi). Rovněž Tichý *et al.* (2005) uvádí obdobné rozmezí hodnot (0,2 – 0,4 mm.d⁻¹).

Tab. 3: Produkční ukazatele intenzivního odchovu juvenilní ostroretky stěhovavé

Varianta	17 °C 0,80%	17 °C 1,20%	17 °C 1,60%	22 °C 1,20%	22 °C 1,60%	22 °C 2,00%
Zahájení experimentu 4. 1. 2006						
Celková délka těla (mm)	93,7	93,7	93,7	93,7	93,7	93,7
Individuální hmotnost (g)	6,15	6,11	6,10	6,28	6,43	6,36
Hmotnost obsádky (g)	757	752	750	772	791	782
Ukončení experimentu 1. 2. 2006						
Celková délka těla (mm)	99,6	100,5	102,4	106,1	105,8	107,4
Individuální hmotnost (g)	7,15	8,03	7,99	8,02	8,94	9,76
Hmotnost obsádky (g)	880	988	983	986	1100	1201
Úroveň přežití (%)	100	100	100	100	100	100
Relativní přírůstek TL (%)	6,3	7,3	9,3	13,2	12,9	14,6
Relativní přírůstek W (%)	16,3	31,4	31,0	27,7	39,0	53,5
SGR (%.d ⁻¹)	0,54	0,97	0,97	0,87	1,18	1,53
FCR	1,27	1,14	1,35	1,27	1,23	1,14
FCR/SGR	2,35	1,17	1,39	1,45	1,04	0,74
FCE	0,79	0,88	0,74	0,79	0,81	0,88

V provedeném experimentu se jako nejlepší ukázala varianta 22°C – 2,00 % denní krmné dávky, a to ve všech hodnocených ukazatelích. Při srovnání krmné dávky 1,20 % hmotnosti obsádky vychází jako jednoznačně lepší použití teploty 17°C a naopak při velikosti krmné dávky 1,60 % je příznivější použití teploty odchovného prostředí 22 °C. Fiala (2000) uvádí u téměř stejné věkové kategorie při teplotě vody okolo 22°C a denní krmné dávce 1,5 % hmotnosti obsádky srovnatelné hodnoty SGR, FCR, FCR/SGR, Fultonova koeficientu vyživenosti a relativního přírůstku hmotnosti s hodnotami, které byly dosaženy u varianty 22°C – 1,6 % hmotnosti obsádky, při aplikaci krmné směsi s obsahem 45-47 % N-látek a 12 % tuku.

Nejpříznivější hodnoty SGR byly zaznamenány ve variantě 22°C – 2,00 % hmotnosti obsádky (SGR 1,53 %·d⁻¹), naopak nejnižší u varianty 17°C – 0,80 % hmotnosti obsádky (SGR 0,54 %·d⁻¹). FIALA (2004) uvádí nižší hodnoty (SGR 0,90 %·d⁻¹) při použití krmiv s 40 % N-látek a 14 % tuku v denní krmné dávce 2,5 % a Tichý *et al.* (2005) aplikující krmivo s obsahem 45 % N-látek a 12 % tuku v krmných dávkách 1,5 %, 2,0 % a 2,5 % aktuální hmotnosti obsádky (SGR 0,95; 1,01 a 0,78 %·d⁻¹) při teplotě prostředí cca 21°C. Hodnoty FCR se pohybovaly v rozmezí 1,14 – 1,35. Nejlepších výsledků dosáhly varianty 17°C – 1,2 % a 22°C – 2,0 % hmotnosti obsádky. Fiala (2004) uvádí při cca 22°C hodnoty FCR výrazně vyšší (2,18 - 3,45). Nejlepších hodnot FCE (0,88) obdobně jako u FCR bylo dosaženo u variant 17°C – 1,2 % a 22°C – 2,0 % hmotnosti obsádky.

ZÁVĚR

Na základě prezentovaných výsledků odchovu juvenilní ostroretky stěhovavé lze doporučit vyšší denní krmné dávky pro vyšší teploty chovného prostředí krmné dávky na úrovni 2,0 % hmotnosti obsádky. Při nižší teplotě odchovného prostředí lze využít nižší denní krmné dávky na úrovni 1,2 % hmotnosti obsádky. Pro teplotu 17°C se jeví jako optimální velikost denní krmná dávka 1,2 % hmotnosti obsádky. Nižší krmná dávka je i při této teplotě nedostačující, dochází k výraznému snížení rychlosti růstu, pravděpodobně jako reakce na nízký podíl produkční dávky z přijímaného množství krmiva.

SOUHRN

Cílem provedeného experimentu bylo stanovení optimální velikosti krmné dávky juvenilní ostroretky stěhovavé, intenzivně odchovávané v odlišných teplotních podmínkách. Jednoletá ostroretka (TL 93,7±5,7 mm, W 6,3±1,1 g) byla odchováвана po dobu 28 dní v šesti průtočných nádržích o objemu vody 125 l při hustotě obsádky 1 ks.l⁻¹, napojených na dva recirkulační systémy. Použitým krmivem byla směs Coppens TroCo Crumble HE – Ex (NL 56%, tuk 15%). V pokusu byly sledovány tři různé velikosti krmné dávky při dvou odlišných teplotách vody (17 a 22°C). Základními sledovanými parametry byly specifická rychlost růstu (SGR), konverze krmiva (FCR), FCR/SGR, Fultonův koeficient (K_F), index vysokohřbetosti (I_v), index širokohřbetosti (I_s) a individuální hmotnostní a délkový přírůstek.

Nejvyšší hodnota rychlosti růstu (SGR 1,53 %·d⁻¹) i nejpříznivější hodnota poměru FCR/SGR (0,74) byly zaznamenány u varianty 22°C – 2,00 % denní krmné dávky. Nejnižší hodnoty FCR (1,14) dosáhly varianty 22°C – 2,00 % a 17°C – 1,20 %. Hodnoty koeficientu Fultona se pohybovaly mezi 0,73 (varianta 17°C – 0,80 %) a 0,81 (varianta 22 °C – 2,00 %). Optimální úroveň intenzity krmení při teplotě 22°C se pohybuje okolo 2,00 % hmotnosti obsádky a u teploty 17°C okolo 1,20 % hmotnosti obsádky.

PODĚKOVÁNÍ

Předložená práce vznikl jako součást řešení výzkumného projektu QF 3028 Vývoj nových technologií odchovu hospodářsky významných říčních druhů ryb a raků ohrožených degradací přírodního prostředí, finančně podporovaného Ministerstvem zemědělství České republiky, Národní agenturou pro zemědělský výzkum.

POUŽITÁ LITERATURA

- Fiala J. (1998): Počáteční odkrm plůdku ostroretky stěhovavé (*Chondrostoma nasus* L.) s použitím startérových krmiv a přirozené potravy. In: Sborník referátů z III. České ichtyol. konf. Vodňany, č. 38, 16 p.
- Fiala J., Spurný P. (1999): Zkušenosti s intenzivním odchovem plůdku ostroretky stěhovavé (*Chondrostoma nasus*) a parmy obecné (*Barbus barbus*). In: Sb. 50. let výuky rybářské specializace na MZLU v Brně, MZLU, Brno, 123 – 129.
- Fiala J. (2000): Možnosti intenzivního chovu plůdku vybraných reofilních druhů ryb. Dokt. dis. práce, MZLU, Brno, 133 p.
- Fiala J., Spurný P. (2004): Intenzivní odchov juvenilní ostroretky stěhovavé (*Chondrostoma nasus* L.) v laboratorních podmínkách při použití krmných směsí s odlišným obsahem tuku. In: Sb. 55. let výuky rybářské specializace na MZLU v Brně, MZLU, Brno, 128 – 133.
- Lusk S. (1995): Influence of valley dams on the changes in fish communities inhabiting streams in the Dyje River drainage area. *Folia Zool.*, 44 (1):45 – 46.
- Lusk S., Krčál J. (1988): Příkopové rybníčky. Ed. Metodiky, VÚRH Vodňany, č. 28: 15 p.
- Spurný P., Fiala J., Mareš J. (2004): Intensive rearing of the nase *Chondrostoma nasus* (L.) larvae using dry starter feeds and natural diet under controlled conditions. *Czech J. Anim. Sci.*, 49 (10): 444 – 449.

- Tichý T., Fiala J., Spurný P. (2005): Vliv velikosti denní krmné dávky na produkční ukazatele intenzivního odchovu juvenilní ostroretky stěhovavé (*Chondrostoma nasus* L.). In: Sborník referátů z VIII. České ichtyol. konf. MZLU Brno, 234 – 238.
- Wolnicki J., Górny W. (1994): Podchów wylęgu świnki, *Chondrostoma nasus* L., w warunkach kontrolowanych. Komunikaty Rybackie, (3): 6 – 7.
- Wolnicki J., Myszkowski L. (1998): Kontrolowany podchów wylęgu klenia i świnki na paszy – wylęg podchowany jao materiał obsadowy. In: Sb. Karpiowate ryby reofilne, PZW, Warszawa, 79 – 84.

Adresa autorů

Ing. **Tomáš Tichý**, Ing. **Jiří Fiala** Ph.D., Dr. Ing. **Jan Mareš**, Doc. Ing. **Petr Spurný**, CSc., Mendelova zemědělská a lesnická universita v Brně, Oddělení rybářství a hydrobiologie, Zemědělská 1, 613 00 Brno
tichy.tom@volny.cz, jifi@email.cz, mares@mendelu.cz, fischery@mendelu.cz

AKTUÁLNÍ PROBLÉMY MANAGEMENTU PSTRUHOVÝCH VOD NA PŘÍKLADU ŘÍČKY LOUČKY

Actual problems of salmonid River fisheries management on the Loučka River example

VÍTEK T., SPURNÝ P.

ABSTRACT:

The main aim of River fisheries management is to prepare River fisheries with high attractivity for sport fishermen and with fish communities' ecological stability. This report evaluates River fisheries management effectivity of Loučka 4 and Loučka 2 salmonid River fisheries. There were realized five ichthyologic researches at six localities of mentioned river section during years 2003-2005. We compared basic ichthyologic parameters with last ten years Moravian angler's union farming evidence data.

Brown trout (*Salmo trutta m. fario*) was stocked regularly every year into Loučka 4 River fishery (311-899 indiv.ha⁻¹) as well as into Loučka 2 River fishery (370-1511 indiv.ha⁻¹) during 1993-2004 time periods. The fish stock structure consisted of yearling and two-years old individuals occasionally supplied by older fish. The sport fishermen catching rate (the amount of individuals being caught of stocked fish in percentage) was 11-86% (Loučka 4) and 4-21% (Loučka 2). Brown trout abundance of our ichthyologic researches reached 69-1443 indiv.ha⁻¹. Grayling (*Thymallus thymallus*) was stocked every year as well as brown trout in amount of 77-263 indiv.ha⁻¹ (Loučka 4) and 80-150 indiv.ha⁻¹ (Loučka 2) of yearling. This species abundance assessed by electrofishing was usually very low (0-508 indiv.ha⁻¹). Next occasionally stocked fish are rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and char (*Salvelinus fontinalis*). There was single stocked nase yearling into the Loučka 2 River fishery in 2004.

Proceeded comparison shows Loučka 4 and Loučka 3 River fisheries management system present situation not as effective as it could be, especially in the case of grayling stocking. Great fish stock system corrections should be realized.

ÚVOD:

Základním úkolem rybářského managementu je vytvářet atraktivní rybářské revíry při udržení ekologické stability jejich rybích společenstev. V posledních letech se Moravský rybářský svaz při obhospodařování zejména u pstruhových revírů potýká s řadou problémů (Spurný a Mareš, 2002). Nepravidelnost ve vysazování násad vede často k nestabilitě populací krátkověkých druhů ryb, především lipana podhorního (*Thymallus thymallus*, Vítek a Spurný, 2005). Přemnožení rybožravých predátorů jako je kormorán velký (*Phalacrocorax carbo*), vydra říční (*Lutra lutra*) a norek americký (*Mustela vison*) působí značné ztráty a rovněž přispívá k destabilizaci rybích společenstev (Spurný, 2003). Dalším problémem může být zvýšené množství specifických polutantů v ekosystémech toků, a to jak v souvislosti s chronickým stresem a přirozenou reprodukcí ryb, tak i s ohledem na bezpečnost konzumace ryb z hlediska hygienických limitů (Spurný a kol., 2002). Tyto problémy se odrážejí v nízkém zastoupení rybářsky atraktivních druhů ryb v rybích společenstvech, což může vést ke snížení zájmu sportovních rybářů o takové revíry, zejména v konkurenci s komerčním rybolovem, a v konečném důsledku by nebylo možné zajistit dlouhodobou funkčnost daného ekosystému. Příspěvek hodnotí efektivitu rybářského managementu v případě pstruhových rybářských revírů Loučka 4 a Loučka 2.

MATERIÁL A METODIKA:

Pstruhový rybářský revír Loučka 4 (délka 13,0 km, rozloha 6,5 ha) se nachází v horním úseku řeky Loučky a je obhospodařován MO MRS Nové Město na Moravě. Revír Loučka 2 o délce 9,8 km zaujímá plochu 6 ha ve střední části toku a hospodaření zde provádí MO MRS Dolní Rožinka. V letech 2003-2005 zde bylo realizováno naším pracovištěm pět ichthyologických průzkumů na čtyřech lokalitách, a to v následujících termínech: 21. 10. 2003, 7. 7. 2004, 6. 10. 2004, 26. 7. 2005 a 19. 10. 2005. Tři lokality se nachází v revíru Loučka 4 a jedna v revíru Loučka 2. V roce 2005 byly do sledování zařazeny další dvě lokality v horní části revíru Loučka 4. Pro lokalizaci v terénu byl použit GPS přístroj Garmin IQue 3600. Ryby byly odlovovány pomocí elektrického agregátu Honda EX 1000, 0,9 kW, a to dvojím průchodem (kvantitativně). Základní parametry sledovaných lokalit obsahuje tab. 1, bližší charakteristika viz. Vítek a Spurný (2004) a Vítek a Spurný (2005).

V červenci 2005 jsme navíc odebrali ze čtyř lokalit po sedmi exemplářích *S. trutta m. fario* na analýzy těžkých kovů ve svalovině (analyzované spektrum bylo Hg, Cu, Cd, Pb, Zn, Cr, Ni). Provedli jsme srovnání základních ichthyologických ukazatelů (abundance a biomasa) populací hospodářsky významných druhů ryb s údaji hospodářské evidence Moravského rybářského svazu za posledních dvanáct let (vysazování násad, úlovky sportovních rybářů, rybářský tlak na revír).

VÝSLEDKY A DISKUSE:

Ichthyologické průzkumy sledovaného úseku řeky Loučky potvrdily výskyt třinácti druhů ryb z pěti čeledí. Výrazněji byly zastoupeny hospodářsky významné druhy pstruh obecný f. potoční (*S. trutta m. fario*) a na lokalitě 4 také lipan podhorní (*T. thymallus*). Zachycen byl rovněž pstruh duhový (*Oncorhynchus mykiss*, na

lokalitě 1 při čtyřech odlovech). Abundanci a biomasu *S. trutta* m. *fario* a *T. thymallus* na sledovaných lokalitách řeky Loučky shrnuje tabulka 2. Vysoká abundance *S. trutta* m. *fario* na lokalitě N1 může být způsobena blízkostí přítoku odchovného pstruhového potoka a v případě odlovu 19. 10. 2005 se mohlo též jednat o navýšení vlivem podzimního vysazování násad vzhledem k termínu odlovu (zachyceny byly především menší exempláře).

Tab. 1: Základní parametry sledovaných lokalit řeky Loučky

Lok.	Rybářský revír	Prolovená plocha v m ²	Souřadnice WGS začátek	Souřadnice WGS konec	počet bodů pro výpočet délky
*N 1	Loučka 4	564,2	N49 31.616 E16 03.597	N49 31.702 E16 03.541	5
*N 2		540,0	N49 30.117 E16 05.219	N49 30.166 E16 05.276	7
1		372,0	N49 28.847 E16 05.511	N49 28.884 E16 05.468	4
*2		570,0	N49 28.533 E16 05.785	N49 28.557 E16 05.722	3
3		365,2	N49 28.632 E16 06.403	N49 28.591 E16 06.396	6
*4	Loučka 2	913,5	N49 26.855 E16 11.324	N49 26.903 E16 11.302	4

* Lokalita, kde byly odebrány vzorky na analýzy těžkých kovů

Grafy 1-4 udávají vývojový trend v úlovcích a ve vysazování násad hospodářsky významných druhů ryb ve sledovaných revírech řeky Loučky. V revíru Loučka 4 bylo dosaženo nejvyšších úlovků *S. trutta* m. *fario* a *O. mykiss* v roce 1998 (302, resp. 290 ks.ha⁻¹), od té doby dochází k trvalému poklesu až na 63 resp. 47 ks.ha⁻¹ v roce 2004. Úlovky *T. thymallus* jsou po celou dobu nízké (maximum 29 ks.ha⁻¹ v roce 1999). V revíru Loučka 2 úlovky *S. trutta* m. *fario* rovnoměrně klesají od roku 1993 (114 ks.ha⁻¹) do současnosti (27 ks.ha⁻¹ v roce 2004) s výjimkou vyšších hodnot v letech 1998 a 2002 (96 a 86 ks.ha⁻¹). V případě *T. thymallus* úlovky meziročně kolísají mezi maximem 91 ks.ha⁻¹ (1995) a minimem 12,5 ks.ha⁻¹ (2004). Úroveň úlovků *O. mykiss* je nízká (do 10,5 ks.ha⁻¹), pouze v posledním roce bylo uloveno více (27 ks.ha⁻¹).

Z hlediska obsahu těžkých kovů došlo v porovnání s hygienickými limity podle současně platných právních předpisů (Vyhláška MZ 446/2004 Sb.) k jejich překročení ve svalovině *S. trutta* m. *fario* pro olovo v osmi případech z 28, přičemž šestkrát se jednalo o lokalitu 4 situovanou nejnižší na toku (Tab. 3). Překročení je poměrně výrazné, existuje zde tudíž riziko spojené s konzumací pstruhů ze středních a dolních partií řeky Loučky. U ostatních těžkých kovů k překročení limitů nedošlo.

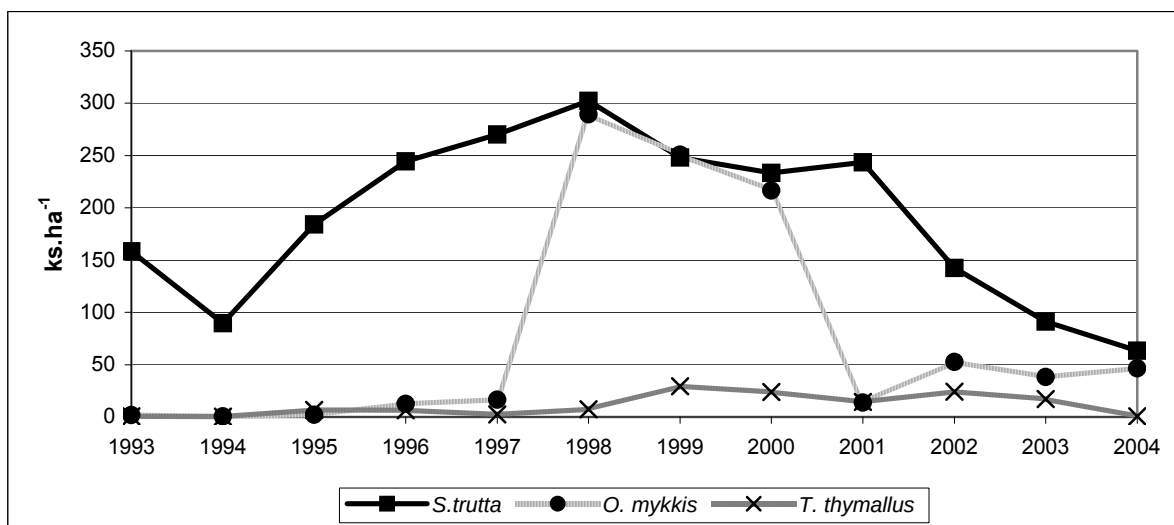
Kusová návratnost *S. trutta* m. *fario* je dlouhodobě výrazně vyšší v revíru Loučka 4, než v revíru Loučka 2 (Tab. 4). V případě revíru Loučka 4 bylo vyšších hodnot dosaženo v letech 1996-2001 (61,41-78,38%), v posledních třech letech došlo k poklesu až na pouhých 11,37% v roce 2004. U revíru Loučka 2 dochází k trvalému poklesu ze 32,35% (1993) na 7,39% (2004). Druh *O. mykiss* je vysazován do revíru Loučka 4 pouze příležitostně a jedná se o jedince v lovné velikosti, proto hodnoty kusové návratnosti meziročně kolísají (0,57-118,40%). Hodnoty 395,24% a 715,38% v letech 1997 a 2004 jsou překvapivě vysoké. U druhu *T. thymallus* je kusová návratnost z obou revírů nízká, a to zejména v posledních letech (v roce 2004 0,29% v revíru Loučka 4 a 2,50% pro revír Loučka 2). Dalšími příležitostně vysazovanými druhy jsou siven americký (*Salvelinus fontinalis*) a ostroretka stěhovavá (*Chondrostoma nasus*). Kusová návratnost druhu *S. fontinalis* byla vždy pod 1%, *Ch. nasus* byla vysazena pouze jednorázově v roce 2004 do revíru Loučka 2 v počtu 417 ks.ha⁻¹, což se v úlovcích dosud nemohlo projevit. Ani ichtyologický průzkum však tento druh nezachytil, proto nedoporučujeme jeho další vysazování do zmíněného revíru.

Rybářský tlak je v revíru Loučka 2 dlouhodobě nízký (63-143 docházek.ha⁻¹ v letech 1993-2004). Tomu odpovídá nízká úroveň úlovků a nízká abundance hospodářsky významných druhů ryb v tomto revíru. Podle podmínek prostředí se dle našeho názoru jedná o revír optimální pro salmonidní společenstvo ryb tvořené především druhy *S. trutta* m. *fario* a *T. thymallus*. Současný systém managementu tohoto revíru je neefektivní a bude třeba provést jeho výraznou korekci.

V případě revíru Loučka 4 se úroveň rybářského tlaku pohybovala v letech 1993-2000 v intervalu 645-915 docházek.ha⁻¹ a v té době byly i úlovky *S. trutta* m. *fario* vyšší než v současnosti. Poté však došlo k výraznému poklesu (v letech 2001-2004 na 86-145 docházek.ha⁻¹) a trend je stále klesající, což se projevilo ve výrazném poklesu úlovků. Množství vysazovaných násad *S. trutta* m. *fario* nepokleslo, přesto je jeho abundance s výjimkou horní lokality N1 nízká. Pokles atraktivitu tohoto revíru proto nelze spatřovat pouze v chybném managementu, i když i zde bude nutno korigovat. Dalším faktorem může být devastace populace *S. trutta* m. *fario* predátory, zejména vydrou říční (*L. lutra*), jejíž stopy výskytu jsme při ichtyologických průzkumech našli (Vítek a Spurný, 2005). V neposlední řadě je třeba brát v úvahu znečištění. Alarmující je zvýšený obsah Pb v rybí svalovině. Za posledních pět let došlo v revíru Loučka 4 k několika haváriím prováděným úhynem ryb v souvislosti s činností lihovaru firmy Uniglas v Radešíně. Tento lihovar má v současnosti zákaz činnosti. Situaci bude potřebné nadále sledovat.

Tab. 2: Abundance a biomasa populace *S. trutta m. fario* a *T. thymallus* na sledovaných lokalitách řeky Loučky

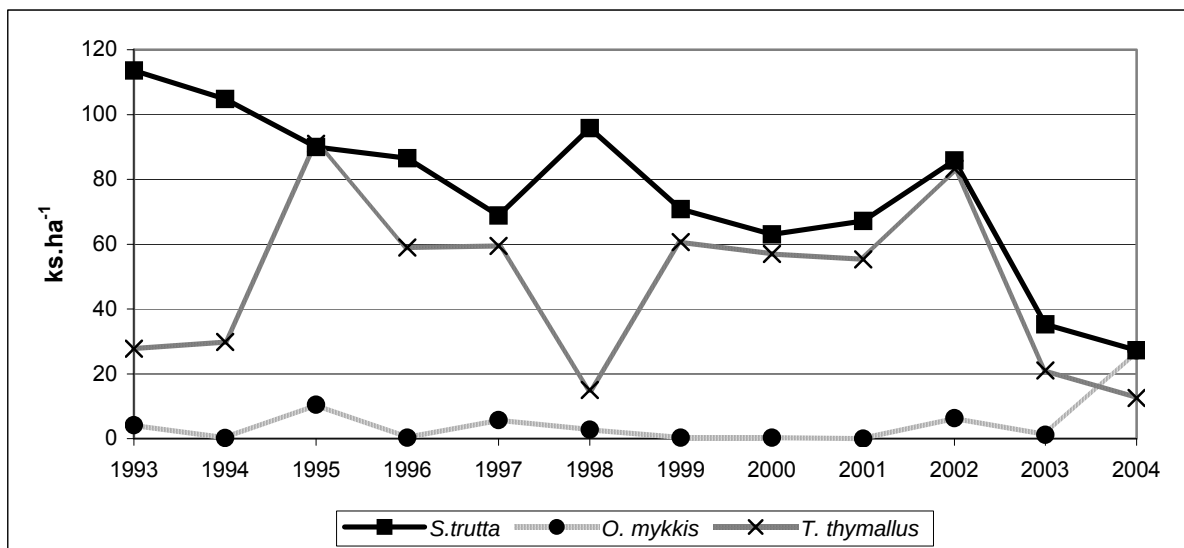
druh	parametr	Datum odlovu	*N1	*N2	1	*2	3	*4
<i>S. trutta m. fario</i>	Abundance v ks.ha ⁻¹	21.10.03	-	-	520	380	238	69
		7.7.04	-	-	298	181	131	122
		6.10.04	-	-	559	117	132	237
		26.7.05	1443	265	388	273	91	164
		19.10.05	4982	507	340	517	288	46
		průměr±SD	-	-	421±114	294±159	176±83	128±77
	Biomasa v kg.ha ⁻¹	21.10.03	-	-	41,08	24,01	13,47	6,31
		7.7.04	-	-	37,07	26,10	18,93	11,99
		6.10.04	-	-	89,51	17,44	20,96	23,94
		26.7.05	129,59	48,81	49,02	26,41	9,58	17,78
		19.10.05	436,15	49,96	43,30	49,75	23,34	5,57
		průměr±SD	-	-	52,00±21,41	28,74±12,29	17,26±5,63	13,12±7,80
<i>T. thymallus</i>	Abundance v ks.ha ⁻¹	21.10.03	-	-	36	0	0	31
		7.7.04	-	-	40	0	0	168
		6.10.04	-	-	39	19	53	489
		26.7.05	25	53	508	39	30	151
		19.10.05	118	663	57	74	29	184
		průměr±SD	-	-	136±208	26±31	22±23	205±170
	Biomasa v kg.ha ⁻¹	21.10.03	-	-	7,8	0	0	5,5
		7.7.04	-	-	8,0	0	0	21,8
		6.10.04	-	-	7,9	0,6	1,5	13,9
		26.7.05	2,8	6,1	1,8	0,3	6,4	12,0
		19.10.05	15,75	22,94	8,35	1,46	3,60	15,41
		průměr±SD	-	-	6,77±2,79	0,47±0,61	2,30±2,73	13,72±5,89



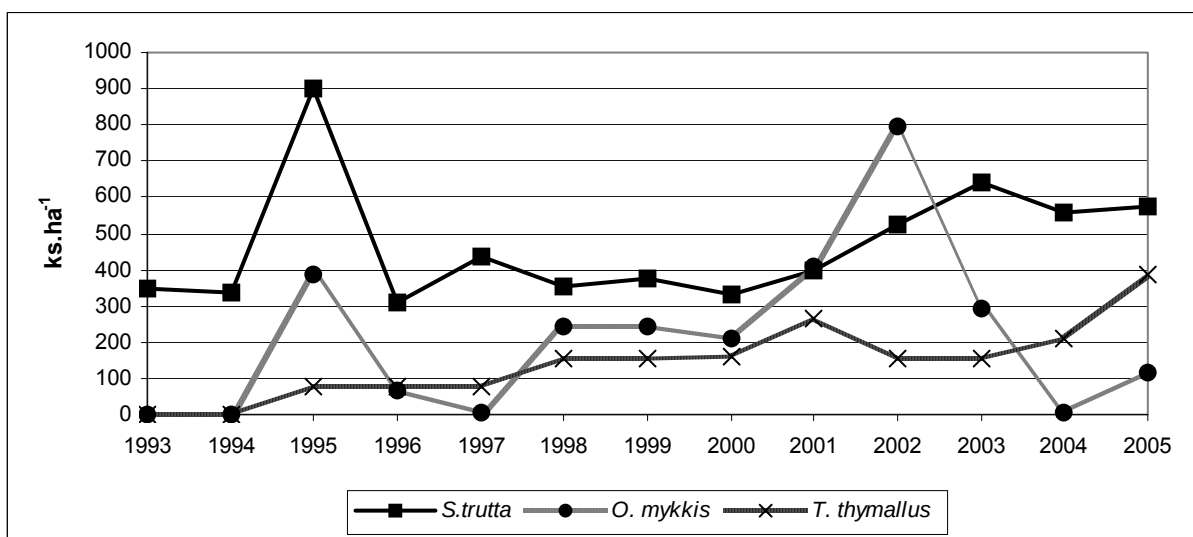
Graf 1: Úlovky hospodářsky významných druhů ryb v revíru Loučka 4

Tab. 3: Hodnoty koncentrace těžkých kovů ve svalovině *S. trutta m. fario* z řeky Loučky v červenci 2005 v mg.kg⁻¹ svalové hmoty (průměr ± SD)

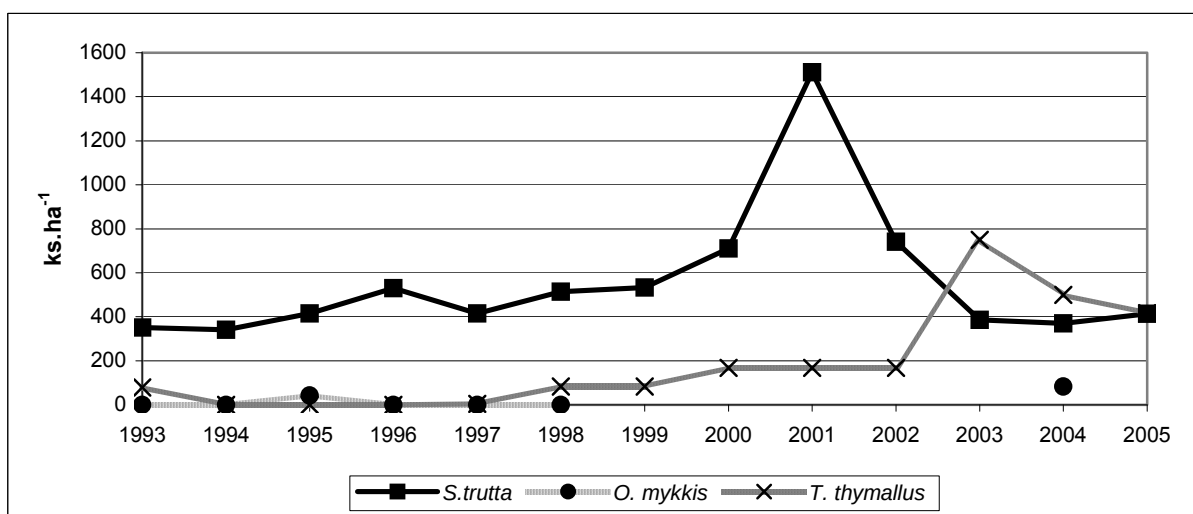
Lok.	Pb	Cd	Zn	Ni	Cr	Cu	Hg
N 1	0,390±0,311	0,023±0,028	5,531±0,530	0,058±0,018	0,041±0,023	0,399±0,163	0,065±0,008
N 2	0,108±0,073	0,007±0,004	4,631±0,639	0,080±0,043	0,059±0,030	0,437±0,064	0,089±0,017
2	0,281±0,322	0,004±0,002	5,801±1,718	0,079±0,020	0,073±0,039	0,329±0,079	0,088±0,013
4	1,010±0,506	0,026±0,022	3,956±7,226	0,102±0,046	0,028±0,005	0,386±0,043	0,106±0,047



Graf 2: Úlovky hospodářsky významných druhů ryb v revíru Loučka 2



Graf 3: Vysazování násad hospodářsky významných druhů ryb do revíru Loučka 4



Graf 4: Vysazování násad hospodářsky významných druhů ryb do revíru Loučka 2

Tab. 4: Kusová návratnost hospodářsky významných druhů ryb sportovním rybolovem z revírů Loučka 4 a Loučka 2 (v %)

rok	<i>S. trutta</i>		<i>O. mykiss</i>		<i>T. thymallus</i>	
	Loučka 4	Loučka 2	Loučka 4	Loučka 2	Loučka 4	Loučka 2
1993	45,29	32,35	-	-	-	35,50
1994	26,76	30,75	-	-	-	-
1995	20,50	21,69	0,57	25,18	8,58	-
1996	78,38	16,33	18,71	-	8,45	-
1997	61,63	16,58	395,24	-	2,99	-
1998	85,59	18,63	118,40	-	4,68	18,01
1999	66,22	13,28	102,62	-	19,12	72,83
2000	69,99	8,86	101,98	-	15,04	34,19
2001	61,41	4,45	3,36	-	5,44	33,17
2002	27,23	11,57	6,60	-	15,80	49,97
2003	14,29	9,15	13,07	-	11,12	2,80
2004	11,37	7,39	715,38	32,77	0,29	2,50

ZÁVĚR:

Provedené ichtyologické průzkumy a vyhodnocení údajů hospodářské evidence MRS u revírů Loučka 4 a Loučka 2 svědčí o nevhodném managementu těchto revírů, což je činí rybářsky nedostatečně atraktivními a málo navštěvovanými sportovními rybáři zejména v posledních třech letech. Stabilita rybích společenstev předmětných revírů je rovněž ohrožena, a to jak nedostatečným vysazováním vhodných rybích násad, tak i pravděpodobně nadměrnou predací vydry říční a kontaminací toku specifickými polutanty.

Pro optimalizaci situace navrhuje následující korekci managementu. Do revíru Loučka 4 vysazovat pouze druh *S. trutta* m. *fario* v počtu minimálně 800 ks.ha⁻¹ s převahou dvouleté násady. Revír Loučka 2 svými podmínkami vyhovuje pstruhovi potočnímu, proto bude vhodné jej vysazovat ve větším množství, než doposud (navrhujeme rovněž 800 ks.ha⁻¹). Druhým vhodným druhem je lipan podhorní, který by měl být vysazován pravidelně ve formě dvouleté násady (vzhledem k výskytu jelce tlouště není jednoletá násada příliš vhodná) v počtu alespoň 600 ks.ha⁻¹.

V revíru Loučka 4 bude třeba nadále sledovat výskyt vydry říční a dopady její predace na rybí společenstvo. Rovněž bude nutné odhalit zdroje znečištění toku a ve spolupráci s Českou inspekcí životního prostředí dostatečnými sankcemi zabránit jeho dalšímu znečišťování. Navrhovaná opatření by měla zajistit dlouhodobou udržitelnost rybího společenstva salmonidního typu v řece Loučce a podpořit zvýšení atraktivity rybářských revírů Loučka 4 a Loučka 2.

SOUHRN:

Základním úkolem rybářského managementu je vytvářet atraktivní rybářské revíry při udržení ekologické stability jejich rybích společenstev. Příspěvek hodnotí efektivitu rybářského managementu v případě pstruhových rybářských revírů Loučka 4 a Loučka 2. V letech 2003-2005 bylo v tomto úseku toku realizováno pět ichtyologických průzkumů elektrolovem na celkem šesti lokalitách. Provedli jsme srovnání základních ichtyologických ukazatelů s údaji hospodářské evidence Moravského rybářského svazu za posledních dvanáct let.

Pstruh obecný f. potoční byl vysazován v daném období pravidelně do revíru Loučka 4 (311-638) ks.ha⁻¹ i do revíru Loučka 2 (370-1511 ks.ha⁻¹). Jednalo se vesměs o jednoleté a dvouleté násady příležitostně doplněné staršími rybami. Kusová návratnost sportovním rybolovem činila 11-86% (Loučka 4) a 4-21% (Loučka 2). Abundance druhu se při našich ichtyologických průzkumech pohybovala v intervalu 69-1443 ks.ha⁻¹. Lipan podhorní byl vysazován rovněž každoročně, a to ve formě ročka v počtu 77-263 ks.ha⁻¹ (Loučka 4) a 80-150 ks.ha⁻¹ (Loučka 2). Jeho abundance zjištěná odlovy byla většinou velmi nízká (rozpětí ze všech sledování 0-508 ks.ha⁻¹). Dalšími příležitostně vysazovanými salmonidními druhy byli pstruh duhový (v lovné velikosti) a siven americký. V roce 2004 byla jednorázově vysazena do revíru Loučka 2 jednoletá násada ostroretky stěhovavé.

Z provedeného srovnání vyplývá, že současný management revírů Loučka 4 a Loučka 2 není příliš efektivní, a to především v případě zarybňování lipanem podhorním. Bude proto vhodné provést v systému zarybňování daných revírů výrazné korekce.

PODĚKOVÁNÍ:

Výzkum na řece Loučce probíhal za finanční podpory grantových projektů NAZV QF 3028 a 1528/G4 FRVŠ a také za významného přispění Moravského rybářského svazu v Brně.

LITERATURA:

- Spurný, P., 2003: Vliv predátorů na rybí společenstva pstruhových vod. In: *Sb. referátů odbor. semináře „Rybářství a predátoři“*. ČRS Praha, s. 41-47
- Spurný, P., Mareš, J., 2002: Úroveň zarybňování tekoucích vod České republiky. *Sb. referátů odborné konference s mezinárodní účastí „Produkce násadového materiálu ryb a raků“*. Vodňany, s. 3-6.
- Spurný, P., Mareš, J., Hedbávný, J., Sukop, I., 2002: Heavy metal distribution in the ecosystems of the upper course of the Jihlava River. *Czech Journal of Animal Science* 47 (4), s. 160-167.
- Vítek T., Spurný, P., 2005: Současný stav populace pstruha potočního a lipana podhorního v řece Loučce. *Sborník referátů z VIII. české ichtyologické konference*, Brno. s. 175-181.
- Vítek T., Spurný P., 2004. Ichtyocenóza horního a středního toku řeky Loučky. *55 let výuky rybářské specializace v Brně, sborník referátů*. Brno, s. 188-194.

Adresy autorů:

Ing. **Tomáš Vítek**, Oddělení rybářství a hydrobiologie Mendelovy zemědělské a lesnické univerzity, Zemědělská 1, 61300, Brno, tel. 545133272, e-mail - gabon@centrum.cz

Doc. Ing. **Petr Spurný**, CSc., Oddělení rybářství a hydrobiologie Mendelovy zemědělské a lesnické univerzity, Zemědělská 1, 61300, Brno, tel. 545133266, e-mail- fishery@mendelu.cz



**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický
ve Vodňanech**

Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany

Tel. 383 382 402, fax 383 382 396

e-mail vurh@vurh.jcu.cz, www.vurh.jcu.cz

Výzkumná oddělení ústavu (genetiky a šlechtění ryb, akvakultury a hydrobiologie, vodní toxikologie a nemoci ryb) provádějí a zajišťují pro odbornou veřejnost i jednotlivé komerční a nekomerční subjekty následující činnosti:

- poradenství a expertní činnost v akvakultuře a ve vztazích mezi akvakulturou a životním prostředím
- základní hydrochemické analýzy
- testování toxicity odpadů, chemických látek, přípravků, léčiv pro ryby a další vodní organismy podle národních i mezinárodních norem a předpisů
- testování produkční účinnosti krmiv a krmných doplňků pro ryby
- vyšetřování zdravotního stavu ryb (i akvarijních), včetně stanovení diagnózy a návrhu preventivních a léčebných postupů
- výroba a distribuce prostředků pro reprodukci ryb
- výroba a distribuce přenosných terénních „laboratoří“ pro analýzy vod
- odchov a prodej násadového a remontního materiálu (i šlechtěného)



Oddělení vědeckotechnických informací:

- vydává a distribuje Bulletin VÚRH Vodňany, příručky pro praxi (edice Metodik), sborníky z konferencí
- zpracovává literární rešerše, včetně využití dostupných databází

Kontakty:

Ředitel ústavu – **Prof. Ing. Otomar Linhart, DrSc.** (linhart@vurh.jcu.cz)

Oddělení genetiky a šlechtění ryb – **Ing. Martin Flajšhans** (flajshans@vurh.jcu.cz)

Oddělení akvakultury a hydrobiologie – **Ing. Pavel Kozák, Ph.D.** (kozak@vurh.jcu.cz)

Oddělení vodní toxikologie a nemoci ryb – **Ing. Tomáš Randák** (randak@vurh.jcu.cz)

Centrální analytická laboratoř – **Ing. Olga Valentová** (valentov@vurh.jcu.cz)

Oddělení vědeckotechnických informací – **Ing. Blanka Vykusová, CSc.**

(vykusova@vurh.jcu.cz)



VÝZKUMNÝ ÚSTAV RYBÁŘSKÝ A HYDROBIOLOGICKÝ
VE VODŇANECH

Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany

oddělení Akvakultury a hydrobiologie

Hlavní oblasti činnosti

- Produkce násadového materiálu různých druhů ryb včetně reofilních a okrasných.
- Testování krmiv u ryb.
- Výzkum vlivu biologicky účinných látek na ryby a jejich využití v akvakultuře (hormonální preparáty pro indukci ovulace, anestetika, protiplísňové a antiparazitární koupele jiker a raného plůdku).
- Vliv predátorů (vydra, kormorán) na ztráty v produkci ryb.
- Studium možnosti využití nových druhů ryb v akvakultuře.
- Provedení monitoringu výskytu raků na přírodních lokalitách, včetně odhadu velikosti populace, druhového složení popř. repatriace ohrožených druhů raků ve volných vodách ČR.
- Odchov račí násady a její vysazení na předem vytipované vhodné přírodní lokality.



Kontakt: Ing. Pavel Kozák, Ph.D. – vedoucí oddělení
tel. 383 382 402 (hlavní budova), 383 382 201 (experimentální hala)
fax 383 382 396
e-mail.: kozak@vurh.jcu.cz

oddělení Akvakultury a hydrobiologie

pracoviště Pohořelice

Oddělení se zabývá také monitoringem kvality prostředí tekoucích i stojatých vod včetně rybníků. Biologické vyhodnocení degradace habitatů je prováděno především na základě analýz makrozoobentosu a ichtyofauny. Zvláštní pozornost je věnována biomanipulačním a biomelioračním zásahům pro řízení vývoje prostředí vodních nádrží.

Hydrobiologie:

- Monitoring kvality vody v tocích a nádržích
- Studium biocenóz tekoucích i stojatých vod
- Biomanipulace a biomeliorace s použitím kontroly rybích obsádek
- Hydrobiologie rybníků s ohledem na kvalitu prostředí a potravní zdroje
- Potravní biologie ryb

Kontaktní adresa:

Doc. RNDr. Zdeněk Adámek, CSc.
Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech
Pracoviště Pohořelice
Vídeňská 717
691 23 Pohořelice

tel. 519 424 372, 728 006 599, e-mail adamek.zdenek@quick.cz



Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech

Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany

Tel.: 383 382 402 Fax: 383 382 396 vurh@vurh.jcu.cz

Oddělení vodní toxikologie a nemocí ryb

nabízí následující služby:

- Vyšetřování zdravotního stavu ryb (též ryb okrasných a akvarijních) včetně hematologického vyšetření
- Poradenská činnost v oblasti chovu lososovitých ryb
- Vodní toxikologie (terénní a laboratorní šetření v souvislosti s otravami ryb)
- Monitoring cizorodých látek ve vodním prostředí a vyhodnocování zátěží
- Hodnocení organoleptických vlastností a hygienické kvality rybího masa
- Biologická kontrola kvality vody
- Provádění poloprovozních pokusů na biocenózách na pokusných rybnících

Kontaktní osoby: Ing. Tomáš Randák, randak@vurh.jcu.cz
Prof. Zdeňka Svobodová, DrSc., zsvobod@vurh.jcu.cz
MVDr. Veronika Piačková, PhD., piackova@vurh.jcu.cz
Ing. Jana Máchová, machova@vurh.jcu.cz

Toxikologická laboratoř akreditovaná Českým institutem pro akreditaci o.p.s.

rutinně provádí

ekotoxikologické hodnocení látek, přípravků a odpadů (testy akutní toxicity na rybách, dafniích, sladkovodních řasách podle norem OECD a ISO)

Kontaktní osoby: Ing. Jana Máchová, machova@vurh.jcu.cz
Ing. Jindřiška Čížková
Ing. Olga Valentová, valentov@vurh.jcu.cz

Centrální laboratoř

zajišťuje

- základní chemické rozborů vody (pH, vodivost, amoniak, fosforečnany, celkový fosfor, dusičnany, dusitany, chloridy CHSK_{Mn} , CHSK_{Cr} , BSK, barva, rozpuštěné látky, nerozpuštěné látky)
- stanovení rtuti v biologických materiálech a sedimentech na AMA 254
- výrobu a servis terénních souprav pro základní chemický rozbor vody (souprava umožňuje stanovení orientačních hodnot pH, průhlednosti, kyselinové neutralizační kapacity (alkalita), obsahu rozpuštěného kyslíku, amoniaku a fosforečnanů přímo v terénu)
- přípravu oplozovacích a imobilizačních roztoků pro ryby

Laboratoř je držitelem OSVĚDČENÍ o účasti v mezilaboratorním porovnávání zkoušek č. 1000-292/02, které vydává ASLAB při VÚV T.G.M. v Praze.

Kontaktní osoba: Ing. Olga Valentová, tel.: 383 382 632, e-mail: valentov@vurh.jcu.cz