



SBORNÍK REFERÁTŮ Z II. ČESKÉ ICHTYOLOGICKÉ KONFERENCE

Vodňany 2. – 3. května 1996

**Editori: Pavel Kozák
Jitka Hamáčková**

**Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický Jihočeské univerzity
se sídlem ve Vodňanech**

Za finanční podporu vydání sborníku v rámci programu
"Rozšiřování výsledků výzkumu a vývoje – PREZENTACE"
děkujeme Ministerstvu školství, mládeže a tělovýchovy ČR, odboru výzkumu a vývoje v Praze.

*II. česká ichtyologická konference byla uspořádána a sborník referátů
vydán u příležitosti 75. výročí založení Výzkumného ústavu rybářského a hydrobiologického.*

Poznámka redakce:

Za jazykovou a věcnou stránku referátů plně odpovídají jednotliví autoři.
Editoři provedli pouze úpravy nezbytné pro přípravu referátů k tisku.

Kozák, P. a Hamáčková, J. (red.), 1996. SBORNÍK REFERÁTŮ Z II. ČESKÉ ICHTYOLOGICKÉ KONFERENCE

Vydal Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický Jihočeské univerzity se sídlem ve Vodňanech,
Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany, Česká republika jako svou neperiodickou účelovou publikaci

copyright:

Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický Jihočeské univerzity se sídlem ve Vodňanech

ISBN 80 - 85887 - 05 - 3

Tisk: PTS s.r.o., 389 01 Vodňany, 1996

Obsah

Obsah	3
O SLAVIK	
Vyskyt ryb v plavebním kanálu Podbaba na řece Vltavě	5
S LUSK K HALACKA V LUSKOVA	
Rybi přechod na jezu v Breclavi v řece Dyji	11
S LUSK V LUSKOVA, K HALACKA	
Podoustev říční (<i>Vimba vimba</i>) – současný stav	17
P SPURNÝ, D SCUKA J MAREŠ	
Populační dynamika a biologická hodnota lipana podhorního (<i>Thymallus thymallus</i>) v řece Svratce pod Tišnovem	23
E HOHAUSOVA, P JURAIDA	
Prostorová aktivita vybraných druhů ryb v systému revitalizovaného slepeho ramene	30
J JIRASEK L ŠTERCL J MAREŠ	
Konzumní hodnota tolstolobiků z rybníčních podmínek jižní Moravy	37
V LUSKOVA	
Sezonnost hematologických ukazatelů u některých druhů ryb	44
K HALAČKA, V LUSKOVA	
Metodické poznámky ke stanovení hematokritu a leukokritu	50
S NAVRATIL, M PAVLIKOVÁ, V VAJCOVÁ, F TICHÝ F ŠTERBA	
Vliv toxinů samic na kapři nasadu po perorální aplikaci	56
V BARUŠ, M PROKEŠ, K HALAČKA	
Charakteristika rozšíření hlístice (<i>Anguillicola crassus</i>) u uhore říčního v povodí Moravy	62
M PROKEŠ, V BARUŠ, M PEŇAZ	
Biologická charakteristika jesetera sibiřského (<i>Acipenser baeri</i>) importovaného do České republiky v roce 1995	68
M FLAJŠHANS, J KŘÍŽEK, V ŠLECHTOVÁ, V ŠLECHTA	
První pokusy o založení živé genové banky čistých druhů síhovitých ryb	74
J MATĚNA, M PEŠTA	
Potravní selektivita plůdku plotice a okouna – srovnání laboratorních pokusů s terenními výsledky	81
Z ADAMEK, M A SIDDIQUI	
Predační tlak okounka pstruhového (<i>Microphterus salmoides</i>) na střevlíčku východní (<i>Pseudorasbora parva</i>) ve srovnání s ostatními druhy ryb	87
P VLACH, M ŠVATORA	
Jelec proudník (<i>Leuciscus leuciscus</i>) v potoce Upoř	95
P LEPIČ, J MAREŠ, J JIRASEK, I SUKOP	
Odchov plůdku sumce velkého (<i>Silurus glanis L.</i>) v příkopových rybníčkách	101
J FIALA, J JIRASEK J MAREŠ	
Ověření produkční účinnosti různých krmiv při odchovu rocka sumce velkého (<i>Silurus glanis L.</i>) v recirkulačním systému	107
I STIBRANYIOVÁ J PAROVÁ	
Využití syntetických aminokyselin pro snížení N-látěk v krmné směsi sumceka afrického (<i>Clarias gariepinus</i>) a redukce zatížení vody dusíkem	113
S SEBELOVÁ M GELNAR L DUŠEK B KOUBKOVÁ, S ZAHRADKOVÁ, P JURAIDA	
Diverzita vícebuněčných cizopasníků jelce tlouště (<i>Leuciscus cephalus L.</i>) v podmínkách různé antropogenní zátěže vodního prostředí	119

I MATĚJUSOVÁ M GELNAR Pseudodactylogyrus anguillae a P. bini – zavlečení žaberní cizopasnici uhoře (<i>Anguilla anguilla</i> L.) a jejich aklimatizace ve střední Evropě	129
M PENAZ V BENECH Litorální společenstva ryb řeky Nigeru na území Mali	138
J KŘÍZEK O ALBERTOVÁ Hodnocení reprodukčních možností strevličky východní (<i>Pseudorasbora parva</i> Schlegel) a vlivu její populace na společenstvo zooplanktonu	144
E HOHAUSOVÁ, D KLIVAR, M PROKEŠ Růst larev a juvenilních jedinců O ₃ vyzy velke (<i>Huso huso</i>) v akvakulturních podmínkách České republiky	150
D KLIVAR Růst plůdku jesetera hvězdnatého (<i>Acipenser stellatus</i>) v akvakulturním chovu	156
E BRZUSKA, J ADAMEK Stymulowanie owulacji u samic suma europejskiego (<i>Silurus glanis</i> L.) przy zastosowaniu LHRH-a. Ovaprimum oraz przysadki karpia	162
J HAMAČKOVÁ J KOUŘIL, M ZAJIC, P KOZAK, M PROKEŠ Prežití a růst larev lina obecného (<i>Tinca tinca</i> L.) při různém konstantním pH	169
M PROKEŠ, J HAMAČKOVÁ J KOUŘIL, M ZAJIC, P KOZAK Larvalní vývoj lina obecného (<i>Tinca tinca</i>) při různém pH	176
M ZAJÍC, J KOUŘIL, J HAMAČKOVÁ, J V MIKODINA Odolnost plůdku lina obecného ke krátkodobým poklesům teploty vody	182
P KOZAK, J HAMAČKOVÁ, J KOUŘIL Vliv nízké teploty na konverzi dvou různých krmiv u pstruha duhového (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	188
J KOUŘIL, J HAMAČKOVÁ, P KOZAK Vliv různé úrovně výživy generacních sumců obojího pohlaví v předvytěřovém období na produkci a reprodukční ukazatele	195
K PIVNIČKA Index biotické integrity	201
O LINHART Fyziologie spermií u ryb	206
P DRABEK, M MACHALA, Z SVOBODOVÁ Biochemické markery kontaminace v rybách	212
Z SVOBODOVÁ, L DUŠEK, M HEJTMANEK B VYKUSOVÁ V PIAČKA, J KOLAROVÁ, A KOCOVA Porovnání jednotlivých lokalit UN Orlík a UN Kamyk z hlediska zatížení ryb rtuťí	218
Adresář členů ichthyologické sekce České zoologické společnosti (stav k prosinci 1995)	225

VÝSKYT RYB V PLAVEBNÍM KANÁLU POODBABA NA ŘECE VLTAVĚ

O. SLAVÍK

Souhrn

Během 14 měsíců v letech 1994-95 byla v pražském úseku řeky Vltavy sledována populace ryb na dvou lokalitách plavebního kanálu navzájem oddělených zdymadlem. Za použití dvou typů tenatových sítí byly sledovány dvě délkové skupiny ryb. V úseku kanálu, který je spojen s dolní částí toku bylo uloveno 14 druhů vyšší délkové skupiny, 7 druhů nižší délkové skupiny a byly zde prokázány vyšší hodnoty relativní abundance obou délkových skupin než v úseku kanálu, který je spojen s horní částí toku. Zde bylo zjištěno 11 druhů ve vyšší délkové skupině a 11 druhů v nižší délkové skupině. V horní části kanálu byl index diversity vyšší délkové skupiny 0.72, u nižší délkové skupiny byl 0.69 a ve spodní části kanálu byl index diversity pro vyšší délkovou skupinu 0.6 a pro nižší délkovou skupinu 0.5. Proměnlivost sledovaných parametrů společenstev lze vztahovat k rozdílnosti habitatu obou částí kanálu. Odlišné druhové a délkové složení obou společenstev naznačuje, že migrace ryb přes plavební komory je omezena.

Úvod

Charakter společenstva ryb v pražském úseku řeky Vltavy odpovídá vlivu městské aglomerace. Rozšíření jednotlivých druhů je zde nesouvislé a je velký rozdíl mezi druhovým složením společenstev na jednotlivých lokalitách (Vostradovský et al. 1973). Charakter společenstva ryb je ovlivněn chladnou vodou, která je vypouštěna z hypolimnia přehrad vltavské kaskády (Brandl et al. 1989). Kromě regulace koryta a chladné vody je pro výskyt ryb určující

i vliv znečištění, které Vltava přibírá především na spodním okraji Prahy. Chladná voda však některé důsledky organického zatížení snižuje, např. případné hypoxie, ke kterým tak může docházet níže po proudu (Vostradovský 1994), především ve stagnujícím prostředí. Kombinace chladné vody a znečištění tak způsobuje, že se vzdáleností od kaskády přehrad, tedy se zvyšujícím se organickým zatížením a teplotou, vzrůstá i biomasa společenstva ryb (Kubečka a Vostradovský 1995). Stejně se zvyšuje i abundance a podobně diverzita společenstva tohoročních ryb (0+) (Slavík 1995). V letech 1994-95 byly v plavebním kanálu Podbaba, který se nalézá na konci pražské části toku řeky Vltavy, sledovány změny v diverzitě a relativní početnosti společenstva.

Materiál a metodika

Odlovy ryb v plavebním kanále byly prováděny od května 1994 do června 1995. Kanál je 3,4 km dlouhý a v průměru 2,5 m hluboký. Po 500 m od svého spodního konce je přehrazen vraty zdymadla. Maximální spád plavebních komor je 5.4 m (180.5 - 175.1 m n. m.). Na kanále byly vybrány dvě lokality. Lokalita A byla v horním úseku a lokalita B ve spodním úseku. Průměrná šířka kanálu na lokalitě A byla 39 m a na lokalitě B 60 m. Na obou lokalitách byly v měsíčních intervalech loveny ryby pomocí tenat dvou typů (typ I : délka 40 m, výška 2 m a velikost ok 50 mm, typ II : délka 40 m, výška 2 m a velikost ok 20 mm). Sítě byly položeny napříč kanálem a délka jejich expozice byla 24 hodin. Sít typu II byla na lokalitě B použita pouze v květnu a prosinci 1994. Diverzita společenstva byla hodnocena indexem diversity (Simpson 1949). Bylo uloveno celkem 2371 ks ryb.

Výsledky

Na lokalitě A bylo za použití sítí typu I zjištěno celkem 11 a na lokalitě B 14 druhů ryb. Při použití sítí typu II bylo na lokalitě A zjištěno celkem 11 a na lokalitě B 7 druhů ryb. Index diversity byl pro sítě typu I na lokalitě A 0.72 na lokalitě B 0.6 a pro sítě typu II na lokalitě A 0.69 a na lokalitě B 0.5. Průměrný roční úlovek (počet ryb/hod expozice sítě) do sítě typu I byl na lokalitě A 0.53 a na lokalitě B 3.49 a do sítě typu II pro lokalitu A 2.18 a pro lokalitu B 26.1.

Nejpočetnějšími druhy uloveným do sítě typu I byla na obou lokalitách plotice obecná (*Rutilus rutilus* L.) a cejn velký (*Abramis brama* L.). Nejpočetnějšími druhy ulovenými do sítě typu II byly na lokalitě A plotice (41%), ouklej obecná (*Alburnus alburnus* L.) (37 %) a na lokalitě B ouklej (58 %) a plotice (39,5%). Některé druhy byly opakovaně zjištěny pouze na jedné z lokalit. Na lokalitě A to byly např. kapr obecný (*Cyprinus carpio* L.), perlín ostrobřichý (*Scardinius erythrophthalmus* L.), lín obecný (*Tinca tinca* L.) a karas obecný (*Carassius carassius* L.). Na lokalitě B byl prokázán výskyt např. sumce velkého (*Silurus glanis* L.), candáta obecného (*Stizostedion lucioperca* L.) a síha severního marény (*Coregonus lavaretus maraena* B.).

Diversita společenstva ryb ulovených do sítí typu I na lokalitě A jednorázově vzrůstala v jarním období (Obr. 1), zatímco na lokalitě B je vzestup diversity patrný už koncem zimního období. Podobně diverzita společenstva na lokalitě A klesala během letních měsíců rychleji než na lokalitě B, kde naopak v letním období diversita dosahovala maxima. Během zimního období se na lokalitě A udržovaly nízké hodnoty diversity v delším časovém intervalu než na lokalitě B. Hodnoty relativní abundance na obou lokalitách vzrůstaly v jarním období . Po tomto období na lokalitě A následoval prudký pokles, zatímco na lokalitě B byl pokles relativní abundance pozvolnější (obr. 2).

Zjištěné rozdíly v počtu druhů, jejich početnosti a četnosti obou délkových skupin mezi oběma lokalitami lze vztahovat k omezené migraci ryb přes zdymadlo plavebního kanálu. Do lokality B, tedy do spodního úseku kanálu, ryby migrovaly především v jarním období v důsledku reprodukčně podmíněných tahů. Vyskytovaly se zde v delším období než na lokalitě A (horní část kanálu) a také zde byl zjištěn vyšší počet druhů ve vyšší délkové skupině. Migrace kaprovitých ryb jsou obecně známy (Lelek a Libosvářský 1960, Lelek 1989) a jsou závislé nejen na reprodukčním cyklu ryb, ale také na změnách potravní nabídky v různých částech toku nebo stresu v důsledku změny abiotických faktorů (Zalewski et al. 1990). V horní části kanálu byla zjištěna nižší relativní početnost ryb ulovených do obou typů sítí. V nižší délkové skupině bylo v horní části kanálu zjištěno více druhů a byl zde zjištěn i vyšší index diversity. Lze tedy usuzovat, že z horních úseků řeky do kanálu migrují častěji ryby nižších délkových skupin než ryby vyšších délkových skupin. Omezenou průchodnost kanálu dokládají i opakované úlovky některých druhů ryb, které se vyskytovaly vždy pouze na jedné z lokalit. Horní část kanálu je úzká a ryby se zde mohou často dostávat do kontaktu s plovoucími loděmi. Spodní úsek je širší než horní a ryby se tak mohou projíždějícím lodím snáze vyhnout. Struktura břehů spodního úseku kanálu je porušená, břehy jsou často zastíněné vegetací a poskytují tak rybám více úkrytů. To je pravděpodobně důvod, proč populace ryb v dolním úseku kanálu vykazovala během roku menší rozdíly v početnosti, druhovém složení a diversitě.

Literatura

- Brandl, Z. Desortová, B., Hrbáček, J., Komárkova, J., Vyhnálek, V., Sed'a, J., and Straškraba, M. 1989. Seasonal changes of zooplankton and phytoplankton and their mutual relations in some Czechoslovak reservoirs. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 33 : 597-604.
- Kubečka, J. and Vostradovský, J., 1995. Effect of dams, regulation and pollution on fish stocks in the Vltava river in Prague. Regulated Rivers: Research management 11: 93-98
- Lelek, A., and Libosvářský, J., 1960. The occurrence of fish in a fish ladder in Dyje River near Břeclav. Zool. Listy 9:293-308.
- Lelek, A., 1989. The Rhine River and some of its tributaries under human impact in the last two centuries, p. 469-487. In D. P. Dodge (ed.) Proceedings of the International Large River Symposium. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 106.
- Simpson, E., H., 1949. The measurement of diversity. Nature 163 : 163-688.
- Slavík, O., 1995. Vztah mezi charakterem společenstev juvenilních ryb (0+) a mikrohabitatem v regulovaném úseku řeky Vltavy. Ve Sb.z konf. Zool. dny, Brno, (abstr.)
- Vostradovský, J. Leontovych, I., Vostradovská, M., 1973. Ichtyofauna pražské Vltavy v letech 1970-1972 . Bull. VÚRH Vodňany (2): 19-26.
- Vostradovský, J., 1994. Impact of urbanisation on the fish community of River Vltava upstream and downstream of Prague, Czechoslovakia in Cowx, I. G. (Ed.). Rehabilitation of Freshwater Fisheries. Fishing News Books, Blackwell, Oxford : 458-466.

Zalewski, M., Frankiewicz, P., Przybylski, M., Babura, J., Nowak, M., 1990. Structure and dynamics of fish communities in temperate rivers in relation to the abiotic-biotic regulatory continuum concept. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 37 (1-2): 151-176.

Mgr. Ondřej Slavík

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka

Podbabská 30, Praha 6, 160 62

RYBÍ PŘECHOD NA JEZU V BŘECLAVI V ŘECE DYJI

S.LUSK, K.HALAČKA, V.LUSKOVÁ

Souhrn

Ve studii jsou podány výsledky výzkumu funkce rybího přechodu na jezu řeky Dyje v Břevclavi v letech 1978-80 a 1994-1995. V současné době, i když byla provedena oprava přechodu, tento je nefunkční, vzhledem k zásadní změně průtokových poměrů, vlivem provozu vybudované malé vodní elektrárny a vlivem těžby štěrkopísku.

Úvod

Rybí přechody byly u nás budovány již před sto lety jako součást jezů na tocích Labe a dolní Vltavy, jež měly zlepšit podmínky pro plavbu. Byly však vybudovány i v jezových objektech na jiných řekách.

Význam a funkce rybích přechodů však nebyly u nás objektivně vyhodnoceny a ani nebyla této problematice věnována větší pozornost. V 60 tých letech při posuzování jejich významu pro rybí osídlení vodních toků s ohledem na tehdejší negativní vývoj kvality vody i prioritizaci účelových hospodářských přístupů, převládl neutrální až pesimistický názor na tato zařízení. Proto na nových objektech již nebyly rybí přechody budovány vůbec a v řadě případů při rekonstrukci a opravách starých jezů došlo k jejich zrušení (viz Libý et al. 1995).

Se změnou názorů na funkci vodních toků z pohledu tzv. říčního kontinua i s prioritizací nutnosti zachování biodiverzity včetně rybí fauny, se změnily i názory na funkci a úlohu rybích přechodů. Významně k tomu přispěl i "Projekt Labe", kde jsou rybí přechody považovány za významný prvek, který by mohl přispět k restauraci původní druhové diverzity rybích společenstev v jednotlivých částech Labe. V souvislosti s těmito aktivitami, jsme se začali věnovat i posouzení stavu a funkce rybího přechodu na jezu v Břevclavi v řece Dyje.

Materiál a metodika

Funkce rybího přechodu na stupni v Břevclavi (ř.km 26,77 řeky Dyje) byla sledována po jeho vybudování v letech 1957-1959

(viz Lelek, Libosvářský 1960). Další nepublikované poznatky máme z let 1977-1980 a poslední z let 1994-1996. Při kontrole funkce rybího přechodu bylo používáno elektrolovu při různé manipulaci s vodou.

Stručný popis přechodu

Na toku Dyje v ř.km 26,77 byl v roce 1957 uveden do provozu nový jez (náhrada za starý). V tělese pilíře jezu na pravém břehu byl vybudován rybí přechod, tzv. komůrkového typu. Délka žlabu (kanálu) je celkem 44 m, šířka 1,5 m. Přechod překonává výškový rozdíl 2,9 m. Vlastní kanál přechodu je rozdělen hradíci dřevěnými deskami na 14 stejných komor o délce 2,65 m. V hradící stěně o výšce 1,12 m z dřevěných desek byly dva otvory (výřezy) situovány v protipoloze. V horní desce výřez 30 x 40 cm, v dolní desce výřez 10 x 15 cm. Situování dvojic výřezů se v každé hradící stěně střídalo. Dnem přechodu procházela roura o světlosti 20 cm. Nabírala vodu v horní vstupní komoře ze dna (kryto roštem), a končila v dolní části před ústím kanálu do řeky. Jejím účelem bylo zvýšit proudovou atraktivitu přechodu. Strop přechodu tvoří železný rošt. Vstup (dolní konec) a výstup (horní) konec přechodu byl uzavíratelný lopatovitým uzávěrem na šroubovnicovém táhlu. Horní vstup do řeky je řešen otvorem 140 x 85 cm, dolní vyústění do řeky je řešeno otvorem o rozměru 200 x 85 cm. Průtok vody v přechodu je ovlivněn stavem vody v řece a otvíráním horního uzávěru. Přechod je projektován tak, aby rychlost vody v přechodu nepřekročila nikde hodnotu 1,85 m.s (viz Václavík 1955, Lelek, Libosvářský 1960). Rybí přechod byl vyprojektován na základě modelu odzkoušeném na VUT v Brně (Dr.Procházka). Původně jez v Břeclavi nesloužil žádnému většímu odběru vody a celý průtok v řece přetékal přes jezový stupeň.

Stav v letech 1977-79: Přechod byl průtočný, nebylo možno úplně uzavřít horní uzávěr, chyběly jednotlivé hradící desky, zcela chyběl dolní uzávěr.

Stav v letech 1994-95: V roce 1994 byl přechod nefunkční, na podzim téhož roku byly obnoveny hradící dřevěné přepážky a funkce horního uzávěru. Nebyla obnovena funkce potrubí, které původně zvyšovalo atraktivitu proudu vody ve vyústi přechodu. V obou letech probíhala těžba šterkopísku v levé

polovině koryta Dyje pod jezem. V roce březnu 1995 byla uvedena do provozu nově vybudovaná elektrárna v oblasti levobřežního jezového pilíře.

Výsledky a diskuse

Výsledky výzkumu funkce přechodu v prvních letech (1957-1959) po jeho vybudování jsou obsaženy ve studii Lelek, Libosvářský (1960). Z této uvádíme stručné výsledky z důvodů získání celkového přehledu. V průběhu 3-letých výzkumů bylo v přechodu zastiženo celkem 20 druhů ryb. Největší část tvořily tři druhy - plotice obecná, cejnek malý a ouklej obecná. Přechod hodnotili autoři jako vysoce selektivní, který láká a umožňuje migrační překonání stupně pouze některým druhům. Hospodářsky (rybářsky) významné druhy se v přechodu vyskytovaly pouze ojediněle. Hodnocení přechodu autory nebylo jednoznačné, i když poukazovali i na perspektivní aspekty, které nelze při hodnocení těchto objektů pomíjet.

Období 1977-1980

Funkce rybího přechodu byla v uvedeném období kontrolována s výjimkou roku 1978 pouze náhodně (viz tab. 1). V rybím přechodu jsme během 4 let při 10 kontrolách zastihli celkem 20 druhů ryb. Největší výskyt ryb jsme zjistili v přechodu v druhé polovině měsíce května. V roce 1988, kdy jsme přechod kontrolovali nejčastěji (7 kontrol), jsme v přechodu zastihli celkem 588 ks ryb. Z toho největší podíl tvořily následující druhy: ouklej obecná (47,28 %), cejnek malý (18,88 %), cejn siný (16,67%) a plotice obecná (8,33 %). U všech čtyř druhů se jednalo o třetí migrace. Výskyt dalších druhů s výjimkou jelce jesena, byl pouze náhodný. V ostatních letech bylo provedeno vždy po jedné kontrole ve druhé polovině května a výsledky byly shodné, převládaly uvedené druhy s tím, že chyběl cejn siný (viz tab. 1).

Období 1994-1995

Na jaře 1994 byl přechod v nefunkčním stavu, chyběly dřevěné přepážky, horní stavidlo bylo uzavřené, zanesené a nefunkční. Na podzim r. 1994 pracovníci Povodí Moravy a.s. obnovili dřevěné přepážky, funkci horního stavidla a zpřístupnili vlastní přechod. Na jaře 1995 došlo k závažné změně průtokových poměrů na jezovém stupni. Byla uvedena do provozu MVE vybudovaná

na opačném levém břehu. Podle povolení může odebírat 5,0 až 2 4 m³.s a přes jezové těleso by měl být zachován minimální asanační průtok 4,69 m . s -1. Po celý rok probíhala při levém břehu pod výtokem vody z MVE těžba štěrkopísku. Proto došlo k zásadní změně proudových poměrů, když hlavní proudnice probíhala v levé třetině (polovině) koryta.

Tab. 1. Výskyt ryb (kusy) v rybím přechodu na jezu v Břeclavi v letech 1977–1980.

D r u h	1977	1978 ^{1/}			1979	1980
	19.5.	24.5.	0.5.	21.8.	26.5.	26.5.
<i>Salmo trutta m. fario</i>	-	-	-	-	-	1
<i>Thymallus thymallus</i>	-	1	-	-	-	1
<i>Esox lucius</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Rutilus rutilus</i>	-	38	9	1	36	55
<i>Leuciscus leuciscus</i>	-	-	-	-	-	3
<i>Leuciscus cephalus</i>	2	1	-	-	-	2
<i>Leuciscus idus</i>	-	8	1	-	3	29
<i>Scardinius erythr.</i>	-	1	-	-	-	-
<i>Tinca tinca</i>	1	1	1	-	-	-
<i>Chondrostoma nasus</i>	-	-	-	1	-	-
<i>Barbus barbus</i>	3	2	-	6	-	-
<i>Alburnus alburnus</i>	2	155	123	-	112	18
<i>Blicca bjoerkna</i>	43	89	22	-	32	27
<i>Abramis brama</i>	4	3	-	-	-	4
<i>Abramis sapa</i>	-	4	-	-	-	-
<i>Abramis ballerus</i>	-	86	12	-	-	3
<i>Vimba vimba</i>	1	-	-	-	-	-
<i>Anguilla anguilla</i>	-	-	-	1	1	-
<i>Lota lota</i>	-	12	2	-	-	2
<i>Perca fluviatilis</i>	-	1	-	-	1	-

V roce 1978 byly uskutečněny ještě kontroly s následujícím výsledkem: 31.3.-1 ex. *Esox lucius*, 2 ex. *Leuciscus cephalus*, 10.4. - žádná ryba, 27.4. - 1 ex. *Rutilus rutilus*, 1 ex. *Anguilla anguilla*, 2 ex. *Lota lota*.

Při 21 kontrolách v průběhu celého roku 1995 jsme v přechodu zastihli pouze ojediněle ryby, převážně menší velikosti (celkem 107 jedinců). Zjištěné ryby patřily ke 13 druhům a jejich výskyt byl omezen až na výjimky pouze na první 2-4 komory. Časový výskyt i druhová skladba je blíže patrná z tab. 2. S ohledem na tato zjištění, rybí přechod je nutno hodnotit jako nefunkční.

Tab.2. Výskyt ryb v rybím přechodu v r. 1995.

D r u h	15. 02.	1. 03.	18. 04.	20. 04.	24. 05.	11. 07.	14. 07.	6. 09.
<i>Rutilus rutilus</i>	-	-	-	1	3	1	-	3
<i>Leuciscus idus</i>	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Tinca tinca</i>	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Barbus barbus</i>	8	2	3	-	-	-	2	-
<i>Blicca bjoerkna</i>	-	-	1	2	8	3	3	9
<i>Abramis brama</i>	-	-	-	-	-	18	-	-
<i>Carassius auratus</i>	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Anguilla anguilla</i>	-	-	1	1	-	-	-	-
<i>Lota lota</i>	-	1	-	2	-	-	-	-
<i>Silurus glanis</i>	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Perca fluviatilis</i>	-	-	5	-	1	-	-	3
<i>Acerina cernuus</i>	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Zingel zingel</i>	-	-	-	-	-	1	-	-

Poznámka: Přechod bez ryb ve dnech: 25.2., 17.3., 7.4., 3.5., 10.5., 9.6., 29.6., 26.7., 8.8., 20.8., 19.9., 6.10., 7.11.

Základní příčiny špatné funkce rybího přechodu na stupni v Břeclavi (Dyje) v roce 1995 spatřujeme v následujícím:

a/ Změny proudových poměrů. Vybudování a provoz malé vodní elektrárny na opačné straně než je rybí přechod vedlo k tomu, že podstatná část vodního průtoku protékala levou polovinou koryta, tj. na opačné straně, než je umístěn rybí přechod. Tento hlavní proud přitahoval ryby k levému břehu a k levému podjezí, které je s ohledem na možnost překonání jezu "slepé".

b/ Nedostatečná proudová atraktivita rybího přechodu. Např. za průtoku v řece 27 m³.s⁻¹, při plném otevření protékalo přechodem pouze 0,2 m³.s⁻¹. Za této situace rychlost vody na vyústění přechodu do řeky byla max. 0,23 m.s⁻¹. Rychlost proudu v řece, 1,5 m od břehu a 1,5 m nad ústím přechodu byla 0,35 m.s⁻¹.

c/ Nevhodné vyústění přechodu do toku pod jezem z rovné linie břehu, rovněž nepřispívá k zvýšení proudové atraktivity. Pod vyústěním rybího přechodu níže po toku (asi 15 m) se vytvářela rozsáhlá mělčina v důsledku nánosů. Ta vytvářela proudovou clonu v pravobřežní příbřežní zóně.

V našich podmínkách byly obvykle budovány rybí přechody tzv. komůrkového typu. Jedná se o objekty vybudované většinou před rokem 1950. Komůrkový typ přechodu se pro větší toky

jeví jako nevyhovující. Většina rybích přechodů je na větších tocích z hlediska průtoku v poměru k průtoku v řece naprosto nedostatečně kapacitně dimenzovaná. Domníváme se, že tento poměr by měl být v průměru 1:10. U většiny přechodů u nás vybudovaných nebylo provedeno vyhodnocení jejich funkce a tak nebylo posouzeno ani jejich stavebně-technické řešení, které zůstalo stejné jako před sto lety. Rovněž udržování, resp. neudržování provozuschopnosti rybích přechodů u nás většinou vedlo k jejich vyřazení z funkce (Lusk et al. 1995, Libý et al. 1995).

Poděkování

Studie byla zpracována v rámci výzkumů vlivů fragmentace říčního kontinua na populace nativních druhů ryb. Tato problematika je řešena v grantovém projektu č. A 687 402 podpořeném Grantovou agenturou Akademie věd České republiky. V roce 1994 byl výzkum podpořen finančně z úkolu č. 308 řešeném VÚV TGM Praha pro MŽP ČR.

Literatura

- Lelek, A., Libosvářský, J., 1960. Výskyt ryb v rybím přechodu na řece Dyji při Břeclavi. Zool. listy, 8: 20-32.
- Libý, J., Slavík, O., Vostradovský, J., 1995. Rybí přechody na regulovaných a kanalizovaných vodních tocích. Záv.výzk. zpráva ú.č. 308, VÚV T.G.M., Praha, č.A, pp. 291.
- Lusk, S., Halačka, K., Lusková, V., 1995. Řeka Dyje-diversita rybí fauny dolního toku a rybí přechod na stupni v Břeclavi. Záv.zpráva, ÚEK AV ČR Brno, pp.30.
- Václavík, B., 1955. Rybí přechod na řece Dyji u Břeclavi. Čs. rybářství, 1955 (10): 148-149.

Adresa autorů

Ing. Stanislav Lusk, CSc, Ing. Karel Halačka, CSc. ,
RNDr. Věra Lusková,
Ústav ekologie krajiny AV ČR, Květná 8, 603 65 BRNO

PODOUSTEV ŘÍČNÍ (VIMBA VIMBA) - SOUČASNÝ STAV

S.LUSK, V.LUSKOVÁ, K.HALAČKA

Souhrn

Ve studii jsou uvedeny některé nové poznatky o rozšíření a statutu podoustve říční ve vodách České republiky. V tocích umoří Černého moře a Baltického moře je tento druh hodnocen jako "kriticky ohrožený". V tocích spadajících do umoří Severního moře je statut hodnocen jako "zranitelný". V období po roce 1950 došlo v povodí Labe k výraznému omezení areálu podoustve (především v důsledku výstavby přehrad a znečištění) a rovněž k poklesu početnosti jednotlivých populací. Úlovky tohoto druhu poklesly na třetinu původní hodnoty. Podoustev říční se jeví jako vhodný modelový druh pro demonstraci možností uchování původní vnitrodruhové diverzity. Jsou uvedeny některé populační (věkové složení, pohl. dospělost, plodnost) a genetické charakteristiky tohoto druhu u populace z horního úseku toku Dyje.

Úvod

Podoustev říční patřila v minulosti k základním druhům rybích společenstev parmového a cejnového pásma (Jetteles 1863, Kitt 1905, Fric 1908, Dyk 1956). S velkou pravděpodobností výskyt podoustve říční u nás nebyl podmíněn migracemi tohoto druhu z dolních částí Labe, Odry, Dunaje, případně až z moře. Naše dosavadní poznatky o biologii a ekologii tohoto druhu jsou prozatím nedostatečné, jak lze odvodit z údajů ve Fauně (Baruš, Oliva 1995), které jsou převážně převzaté ze zahraničních pramenů.

Změny, které postihly vodní toky v uplynulých 100 letech v řadě povodí způsobily, že tam podoustev buď zcela vymizela (zejména na Moravě) a nebo se stala málo početným druhem. V říčních systémech patřících k umoří Černého moře (povodí řek Dyje a Moravy) a k umoří Baltického moře (povodí Odry) je současný statut tohoto druhu hodnocen podle klasifikace IUCN jako "kriticky ohrožený" (Lusk 1996). Prozatím méně nepříznivý stav tohoto druhu je v umoří Severního moře (povodí Labe), kde v některých tocích (např. Sázava, Berounka)

je podoustev dosud často lovenou rybou. Ale i v povodí Labe je zaznamenán pokles početnosti populací tohoto druhu. Za této situace se podoustev stala objektem výzkumných projektů, které by měly přinést podklady pro objektivní posouzení stávajícího statutu, získat základní populační charakteristiky tohoto druhu a současně podat vědecké podklady pro případnou intervenci ve prospěch zlepšení situace.

V tomto příspěvku na základě literárních i vlastních poznatků uvádíme některé podněty k problematice podoustve říční a to především ve vztahu k ochrannému managementu, i některé údaje z charakteristiky zkoumané populace v horní části toku Dyje.

Materiál a metodika

Ke zpracování tohoto příspěvku jsme využili údajů a informací, které byly v průběhu let publikovány v odborném a vědeckém tisku. Další podklady jsme získali při výzkumech, které jsme v uplynulých 35 letech prováděli převážně na moravských tocích, v poslední době i na vodách v Čechách, většinou za využití elektrolovu. Další data jsme získali ze statistik, které vedly složky Rybářského svazu. Plodnost, věk byly zjišťovány klasickými metodami, genetická variabilita byla zjišťována pomocí elektroforézy na škrobovém gelu, blíže viz Lusková et al. (1995).

Výsledky a diskuse

Přehled o výskytu a rozšíření podoustve říční na základě literárních údajů je přehledně shrnut v části věnované tomuto druhu ve Fauně (Baruš, Oliva 1995). Většina tam uvedených údajů pochází z období před rokem 1960. Podkladů pro objektivní posouzení současného areálu tohoto druhu v našich vodách je prozatím nedostatek. Následně jsme se pokusili o zachycení současného stavu na základě aktuálních poznatků, které jsme měli k dispozici.

Umoří Černého moře

Výskyt a stav jednotlivých druhů ryb v říční síti patřící k umoří Černého moře známe poměrně nejlépe na základě vlastních výzkumů. Současný stav výskytu a případně stavu

populací podoustve říční lze souhrnně označit jako "katastrofální". Původně druh, který podle pamětníků, vytvářel početné populace (např. dolní a střední tok Svratky až nad Brno, Dyje, Morava), se vyskytuje v současnosti pouze ojediněle. Při intenzivním výzkumu vlastního toku řeky Moravy v posledních letech, byl tento druh uloven pouze v několika exemplářích (Peňáz, Jurajda 1993). Před sto lety tam tvořila podoustev říční významnou část úlovků rybářů (Jeitteles 1863, Kitt 1905). Při výzkumech v dolní části řeky Dyje jsme v průběhu 2 let (1994-1995) ulovili pouze 3 exempláře (!) tohoto druhu. Jedinou početnější populaci podoustve jsme zjistili v Dyji nad údolní nádrží Vranov, která je v současnosti vzhledem ke své separaci objektem našich výzkumů. Ojedinělé úlovky podoustve říční jsme zaznamenali při našich výzkumech na řece Rokytne během posledních 35 let. Vždy se však jednalo o úlovky pouze jednotlivých exemplářů. Ještě v letech 1978-80 se podoustev vyskytovala v říčce Jevišovce (Lohniský, písemné sdělení), ale v roce 1994 jsme ji při našich výzkumech již nezjistili.

Umoří Baltického moře

Z vodních toků v povodí Odry postrádáme aktuální údaje. Lze předpokládat, že výskyt podoustve je tam v současnosti velmi řídký.

Umoří Severního moře

Jedná se o povodí Labe a Vltavy. Výstavba údolních nádrží vedla k fragmentaci původně jednotné říční sítě, a zániku říčního toku ve značné délce (tok Vltavy). Došlo k separaci jednotlivých hydrologických oblastí (Lusk et al. 1994). V rámci České republiky je v povodí Labe situace podoustve poměrně nejlepší, i když i tam je zaznamenán citelný úbytek tohoto druhu. Nejhojněji se podoustev vyskytuje (podle informací rybářů) v dolních úsecích toků Berounky a Sázavy, dále v některých úsecích Labe, v dolní části Orlice, v Ohři, v Lužnici, v Otavě.

V rámci Červeného seznamu (Lusk, Haněl 1996) je podoustev říční hodnocena souhrnně jako druh "ohrožený" (E) s tím, že stav v umoří Černého moře a Baltského moře je hodnocen jako "kriticky ohrožený" (CE) a v řekách umoří Severního moře jako "zranitelný" (VU).

Vnitrodruhová diverzita

Podoustev říční je druh, jehož areál zaujímá u nás všechny tři umoří. Dosud nebyl ve větší míře zaveden umělý chov tohoto druhu a následné intervenční vysazování odchovaných násad. Je proto ještě zachována původní struktura populací v rámci areálu druhu na našem území a tedy reálná šance uplatněním zásad pro ochranu původní vnitrodruhové diverzity (Lusk et al. 1995) prokázat, že i v podmínkách intenzivního rybářského obhospodařování volných vod lze udržet původní vnitrodruhovou biodiverzitu.

V současné době jsme zahájili výzkum biologických a genetických charakteristik populací podoustve v jednotlivých úmořích na území České republiky. Určité morfologické rozdílnosti dávají předpoklad i difference populací na genetické úrovni v jednotlivých úmořích. Umělý výtěr a odchov násad podoustve podle Křivance, Pechy (1984) i podle našich poznatků není obtížnou záležitostí.

Zatím máme předběžné výsledky z výzkumu populace podoustve říční z toku Dyje nad údolní nádrží Vranov. Jedná se o ojedinělou populaci, kterou jsme zjistili v říční síti patřící v umoří Černého moře. Její areál je omezen na několika kilometrový úsek toku Dyje. Výstavbou údolní nádrže Vranov v letech 1930-34 byl tok Dyje trvale rozdělen. Tam žijící populace pravděpodobně vznikla z poměrně malé části větší populace, žijící v tehdejší době v toku Dyje.

Stávající populace je málo početná, třetí část sestává odhadem ze 300-500 jedinců. Třetí hejno v roce 1993 tvořili převážně (76,1 %) 5-letí jedinci. Průměrný věk samců ($n = 93$) v třetím hejnu byl 5,02 roků a samic ($n = 35$) 5,90 roků. Nejmladší pohlavně dospělí byli samci ve věku 4 roků ($n = 13$), samice ve věku 5 let ($n = 14$). Pouze 3 samci a 6 samic bylo starších než 6 roků. U samic jsme zjistili pouze jednodávkový výtěr. Relativní plodnost samic ($n = 8$) se pohybovala v rozmezí 115-150 tisíc jiker na 1 kg jejich hmotnosti. Předběžná analýza pomocí ELFO (analyzováno 12 proteinových systémů, zjištěno 19 lokusů) svědčí o tom, že se jedná o populaci téměř monomorfní. Této populaci vzhledem k její jedinečnosti je potřebí věnovat zvláštní pozornost i v rámci ochrannářských aktivit a cílů v blízkém NP Podyjí.

Úlovky

České republice je těžba ryb v tzv. volných vodách prováděna výhradně lovem na udici. Systém evidence úlovků sportovních rybářů je dobře zaveden a jsou k dispozici dlouhodobé řady (od r. 1950). Z našich dosavadních poznatků (Lusk, Halačka 1995) vyplývá, že pokles úlovků je v úzké korelaci s poklesem početnosti populací hodnoceného druhu. Uvedené statistické údaje o úlovcích podoustve se týkají vod v povodí Labe. Případné ojedinělé úlovky tohoto druhu z území Moravy, kde se původně vyskytovala i ostroretka stěhovavá, nelze rozlišit, neboť rybáři tyto dva druhy zaměňují. V roce 1950 byl vykázán celkový úlovek podoustve říční ve výši 38.400 ks, v roce 1957 - 30.200 ks, v roce 1973 - 29.700 ks. V následujících letech dochází k výraznému poklesu úlovků podoustve. V roce 1976 to bylo ještě 21.100 ks, v roce 1980 pouze 13.000 ks, v roce 1985 - 9.800 ks, v roce 1990 - 13.100 ks. Největší část úlovků je dosahována stejně jako v minulosti na dolních úsecích Berounky, Sázavy, příp. Vltavy a Labe. V omezené míře jsou vysazovány do některých vod násady podoustve získané odchovem v rybnících, prozatím se jedná o několik tisíc jedinců ročně.

Poděkování

Tato studie byla vypracována v rámci grantového projektu č. A 867 402 finančně podporovaného Grantovou agenturou Akademie věd České republiky a grantového projektu č. 514/95/0203 podporovaného Grantovou agenturou České republiky.

Literatura

- Baruš, V., Oliva O., (eds) 1995. Mihulovci a ryby (2). Fauna ČR a SR, Academia Praha: 193-204.
- Dyk, V., 1956. Naše ryby. SZN Praha, pp. 339.
- Fric, A., 1908. České ryby a jich cizopasníci. Nákl. Vlastní v komisi F.Řivnáče, Praha, pp.80.
- Jeitteles, L.H., 1863. Die Fische der March bei Olmütz. I. Abth. Jahres-Bericht über das kaisler.-konigl. Gymnasium in Olmütz während des Schuljahres 1863: 3-33.

- Kitt, M., 1905. Die Fische der March bei Olmütz. Bericht der Naturwiss. Sect, des Ver. "Botanischer Garten in Olmütz" 1905: 1-15.
- Křivanec, K., Pecha, O., 1984. Umělý výtěr a odchov podoustve. Rybářství, 1984 (4): 80-81.
- Lusk, S., 1996. The statut of the fish fauna in the Czech Republic. In: Kirchhofer, A., Hefti, D. (eds). Conservation of endangered freshwater fish in Europe, Bern: 89-98.
- 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, K., 1996. Červený seznam mihulí a ryb České republiky - Verse 1995. Sb. Biodiverzita '95 - Ichtyofauna České republiky. Brno ÚEK AV ČR: v tisku.
- Lusk, S., Lohniský, K., Vostradovský, J., 1994. Červený seznam mihulí a ryb České republiky. Sb. referátů z ichtyol. konference, Vodňany 1994: 187-193.
- Lusk, S., Lusková, V., Šlechta, V., Šlechtová, V., 1995. Násady a populační genetika divoce žijících druhů ryb. Sb. Produkce násad perspektivních druhů ryb, ÚRH MZLU Brno: 20-25.
- Lusková, V., Šlechtová, V., Šlechta, V., Lusk, S., 1995. The population genetic diversity of *Chondrostoma nasus* from Moravian and Slovak rivers. Folia Zool., 44 (suppl.1): 91-98.
- Peňáz, M. , Jurajda, P., 1993. Fish assemblages of the Morava River: Longitudinal zonation and protection. Folia Zool., 42: 317-328.

Adresa autorů

Ing. Stanislav Lusk, CSc, RNDr. Věra Lusková,

Ing. Karel Halačka, CSc.

Ústav ekologie krajiny AV ČR, Květná 8, 603 65 BRNO

POPULAČNÍ DYNAMIKA A BIOLOGICKÁ HODNOTA LIPANA PODHORNÍHO (THYMALLUS THYMALLUS L.) V ŘECE SVRATCE POD TIŠNOVEM

P. SPURNÝ, D. ŠČUČKA, J. MAREŠ

Souhrn

Prosperita lipana podhorního v řece Svatce byla sledována v letech 1993-1994 na 3 lokalitách říčního úseku mezi Tišnovem a Kníničskou údolní nádrží. Kondiční stav druhu byl charakterizován koeficientem vyživenosti podle Fultona v rozmezí 1,26-1,77 a koeficientem vyživenosti podle Clarka v rozsahu 1,13-1,54. Gonadosomatický index byl nejvyšší na lokalitě Tišnov, kde dosahoval v září 1993 u samic hodnoty 5,41% a u samců 2,01%. Dominance lipana podhorního se pohybovala mezi 8,0 a 23,9%, abundance druhu dosahovala 189-487 ks . ha⁻¹. Nejvyšší druhová diverzita ichtyocenózy, charakterizovaná výskytem 12 rybích druhů byla zjištěna na lokalitě ve Veverské Bítýšce. Index diverzity se na jednotlivých lokalitách pohyboval mezi 2,260 a 2,550. Index ekvitability byl zjištěn v rozmezí 0,711-0,783 s nejvyšší hodnotou pro lokalitu Tišnov.

Úvod

Lipan podhorní se postupně stal jedním z hospodářsky nejvýznamnějších druhů našich pstruhových revírů, jehož areál rozšíření se výrazně zvětšil vysazováním odchovaných násad. Početní zastoupení lipana, zejména v sekundárních pstruhových revírech, však vykazuje v posledních letech kolísavý charakter, související zřejmě s narůstajícím rybářským tlakem, kvalitou vody a klimatickými a hydrologickými podmínkami. Naše práce byla zaměřena na zhodnocení prosperity lipana podhorního v úseku řeky Svatky mezi Tišnovem a Kníničskou údolní nádrží. V tomto úseku doznívá sekundární pstruhové pásmo, vzniklé výstavbou Vírské údolní nádrže a sledovaný úsek byl navíc přes 40 let (až do roku 1991) silně degradován nečištěnými odpadními vodami tišnovského závodu Brněnských papíren.

Biologii lipana podhorního, zvláště potravním studiím tohoto druhu se věnovala celá řada autorů. Početnost a růst lipana v řece Svatce sledoval Lusk (1975). Lusk (1978) také

studoval rybářské využití středního úseku řeky Svratky. Problematice rybářského obhospodávání pstruhových revírů se věnovali Libosvářský, Lusk a Krčál (1971). Biologickou degradaci znečišťovaného úseku řeky Svratky pod Tišnovem monitorovali Spurný a Sukop (1984). Komplexní ichtyologický průzkum celého toku řeky Svratky provedli Libosvářský et al. (1954).

Materiál a metodika

Biologická hodnota a populační dynamika lipana podhorního byla sledována na třech lokalitách řeky Svratky mezi Tišnovem a Kníničskou údolní nádrží v letech 1993 a 1994. Lokalita č. 1 byla vybrána v obci Veverská Bítýška nad ústím toku do Kníničské nádrže, lokalita č. 2 asi 3 km proti toku nad první lokalitou v oblasti zvané "Šárka" (obě lokality jsou součástí mimo-pstruhového revíru Svratka 6) a lokalita č. 3 ve městě Tišnově pod vyústěním odpadních vod papírenského závodu (pstruhový revír Svratka 7-8). Odlov vzorků ryb na uvedených lokalitách byl prováděn pomocí elektrického agregátu broděním řekou a postupným prolovováním všech partií toku. V roce 1993 bylo od měsíce června do konce září provedeno celkem 9 odlovů. V červenci 1994 byla na všech sledovaných lokalitách provedena inventarizace rybí obsádky. U odebraných vzorků lipana byla zjišťována základní délko-hmotnostní charakteristika, věk ryb podle přírůstků na šupinách, kondiční charakteristika (koeficient vyživenosti dle Fultona, dle Clarka a hepatosomatický index) a také gonadosomatický index. Druhová diverzita ichtyofauny, zjišťovaná v roce 1994, byla vyhodnocena z hlediska dominance jednotlivých rybích druhů, indexu diverzity a indexu ekvitability. Současně byl proveden odhad celkové abundance ryb a abundance lipana podhorního. Ze statistiky úlovků Moravského rybářského svazu v Brně byly v desetileté řadě vyhodnoceny úlovky lipana v revírech Svratka 6 a Svratka 7-8. Součástí provedeného sledování bylo také stanovení základní hematologické charakteristiky lipana podhorního a provedení potravních analýz zažívad. Výsledky těchto šetření jsou předmětem samostatných publikací.

Výsledky a diskuze

Tab. 1 Délko-hmotnostní a kondiční charakteristika lipana podhorního na 3 lokalitách řeky Svratky v průběhu roku 1993 lokalita č. 1 - Veverská Bítýška

DAT.	pohlaví	n	věk	TL	SL	W	K _F	K _C	HSI	GSI
2.6.	samice	6	3-5	308	265	289,0	1,51	1,27	1,42	0,93
	samec	1	4	316	264	311,8	1,69	1,35	1,31	-
7.7.	samice	8	3-4	268	229	189,1	1,54	1,36	1,07	1,13
	samec	2	3	263	222	164,7	1,52	1,36	0,92	0,66
30.9.	samice	2	2-4	244	203	150,5	1,77	1,54	1,44	2,34
	samec	6	2-3	254	213	162,0	1,50	1,27	1,51	1,15

lokalita č. 2 - Šárka

2.6.	samice	3	4	304	264	233,1	1,41	1,24	1,54	0,93
	samec	2	3-4	300	251	244,9	1,60	1,38	0,86	-
7.7.	samice	4	2-3	225	191	99,8	1,41	1,36	1,07	0,79
	samec	6	2-4	251	212	136,8	1,44	1,29	0,91	0,23
30.9.	samice	6	3-5	286	241	199,1	1,42	1,18	1,40	4,97
	samec	2	4	304	255	207,7	1,26	1,13	0,71	1,47

lokalita č. 3 - Tišnov

2.6.	samice	4	3-4	275	235	213,0	1,63	1,41	1,33	0,82
	samec	3	3-5	301	254	269,0	1,62	1,43	0,97	-
7.7.	samice	6	3-5	281	237	205,0	1,48	1,29	1,02	1,13
	samec	4	2-3	251	213	162,5	1,62	1,46	1,01	0,22
30.9.	samice	5	4-5	289	245	232,6	1,57	1,35	1,41	5,41
	samec	5	3-5	301	256	237,0	1,39	1,24	0,86	2,01

Poznámka: TL - celková délka těla v mm

SL - délka těla v mm

W - individuální hmotnost v g

K_F - koeficient vyživenosti dle Fultona

K_C - koeficient vyživenosti dle Clarka

HSI - hepatosomatický index v %

GSI - gonadosomatický index v %

Z údajů v tab. 1 je patrné, že kondiční charakteristika lipanů byla na všech lokalitách poměrně vyrovnaná. K se pohyboval v rozmezí 1,26-1,77 ; K v intervalu 1,13-1,54. HSI dosahoval prakticky ve všech případech vyšších hodnot u samic. GSI vykázal nejvyšší hodnoty na konci září 1993 u lipanů na lokalitě č. 3 (5,41% pro samice a 2,01% pro samce), potom na lokalitě č. 2 (4,97% pro samice a 1,47% pro samce). Celkový poměr pohlaví byl u lipana podhorního

zjištěn 1 : 1,7 3 ve prospěch samic, což v podmínkách řeky Svratky odpovídá dříve zjištěnému poměru 1 : 1,66 (Lusk, 1975).

Druhá diverzita ichtyocenóz sledovaných lokalit je patrná z tab. č. 2. Na lokalitách č. 1 a 2 představuje lipan podhorní dominantní druh s dominancí 8,0 a 9,8%, na lokalitě č. 3 potom eudominantní druh s dominancí 23,9%. Odhadnutá abundance lipana se pohybovala v rozmezí 189-487 ks . ha⁻¹, což představuje s výjimkou tišnovské lokality suboptimální početnost. Na lokalitě č. 1 bylo zjištěno celkem 12 rybích druhů, na lokalitách 2 a 3 po 9 druhích. Index diverzity se pohyboval v rozmezí 2,260-2,550. Index ekvitability dosahoval hodnot 0,711-0,783 s nejvyšší hodnotou pro lokalitu č. 3. Na lokalitách č. 1 a 2 byl eudominantním druhem zjištěn jelec tloušť, významný je také registrovaný výskyt parmy obecné na všech sledovaných lokalitách v dominanci 2,8-20,5%. Potěšující je zjištěné subdominantní zastoupení ouklejky pruhované na lokalitě č. 2 v dominanci 2,8%. Ichtyologický průzkum řeky Svratky provedený v 50. letech (Libosvářský et al., 1954) ještě před výstavbou Vířské údolní nádrže uvádí pro lokalitu ve Veverské Bítýšce (shodná s lokalitou č. 1) výskyt 15 rybích druhů. Dominantním druhem byl jelec tloušť, dále byl zaznamenán slabý výskyt parmy obecné, ostroretky stěhovavé a ojedinělý výskyt ouklejky pruhované. Výskyt lipana podhorního zaznamenán nebyl, v této době však byly jeho početní stavy velmi nízké i v horních úsecích Svratky.

Dosahované úlovky lipana podhorního sportovním rybolovem v letech 1986-1995 v revírech Svratka 6 a Svratka 7-8 znázorňuje obr. 1. Nejvyšší úlovky byly zaznamenány v roce 1990 (47 kg.ha⁻¹ Svratka 7-8 a 10 kg.ha⁻¹ Svratka 6). Od tohoto roku dochází k postupnému poklesu úlovků až do roku 1995 (12 kg.ha⁻¹ Svratka 7-8 a 1,5 kg.ha⁻¹ Svratka 6). Do revíru Svratka 6 je v desetiletém průměru každoročně vysazováno 63,5 ks.ha⁻¹ ročka lipana a do revíru Svratka 7-8 105 ks.ha⁻¹.

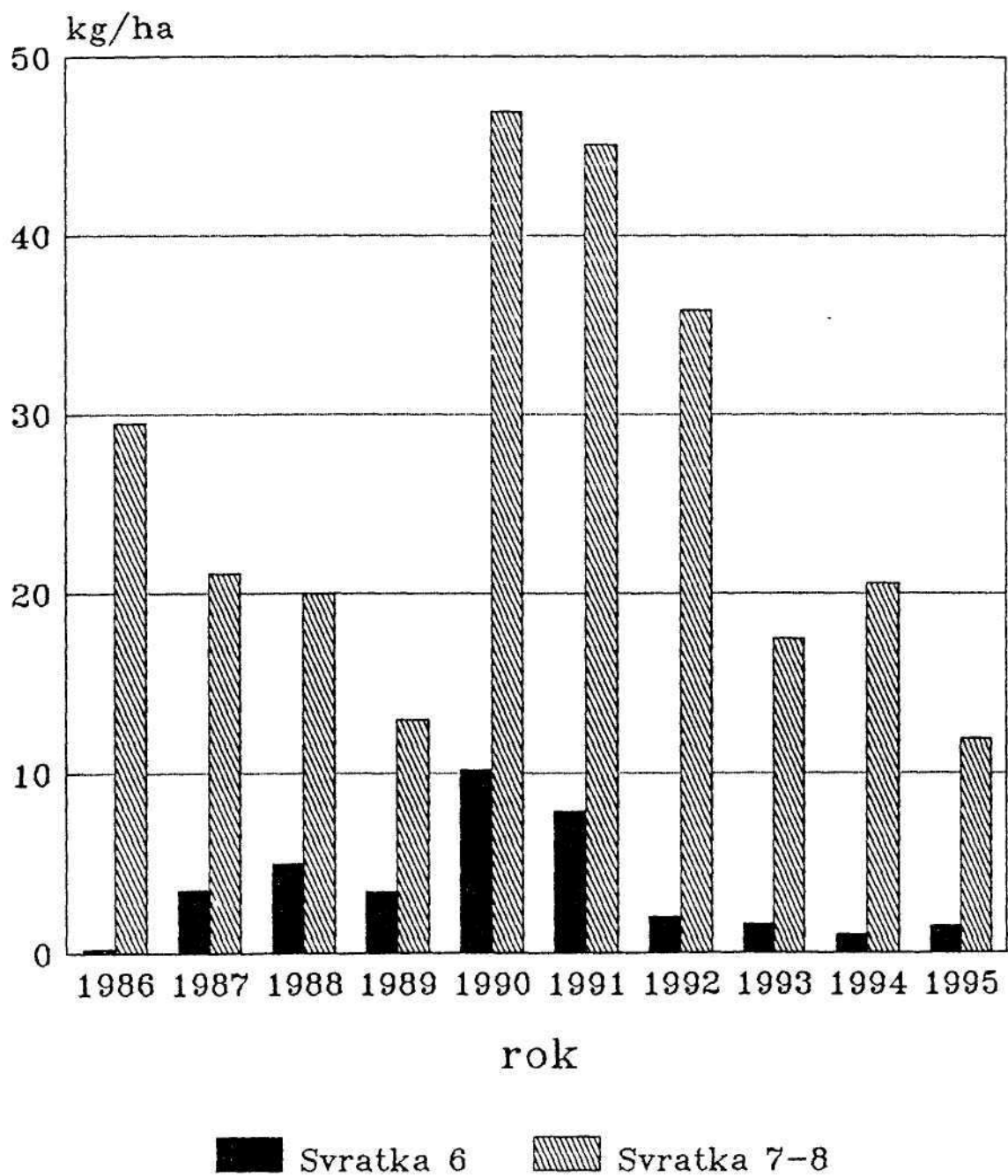
Lipan podhorní je ve sledovaných úsecích řeky Svratky eudominantním až dominantním druhem, přestože lokality č. 1 a 2 jsou již obhospodařovány jako voda mimopstruhová. Jeho abundance je zde však suboptimální a bylo by vhodné uvažovat

Tab. 2 Druhová diverzita ichtyocenózy řeky Svratky pod Tišnovem, zjištěná v roce 1994

species/lokalita	1	2	3
	dominance (%)		
<i>Leuciscus cephalus</i>	19,6	44,4	8,0
<i>Chondrostoma nasus</i>	2,0	2,8	-
<i>Barbus barbus</i>	3,0	2,8	20,5
<i>Salmo trutta m. fario</i>	7,5	10,3	8,0
<i>Thymallus thymallus</i>	8,0	9,8	23,9
<i>Rutilus rutilus</i>	10,6	1,9	6,3
<i>Leuciscus leuciscus</i>	-	-	0,4
<i>Leuciscus idus</i>	0,5	-	-
<i>Gobio gobio</i>	10,1	24,8	31,0
<i>Alburnus alburnus</i>	1,0	-	1,7
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	-	2,8	-
<i>Cyprinus carpio</i>	0,5	-	-
<i>Noemacheilus barbatulus</i>	-	0,5	-
<i>Anguilla anguilla</i>	0,5	-	0,4
<i>Perca fluviatilis</i>	36,7	-	-
počet kusů	199	214	239
počet druhů	12	9	9
index diverzity (H')	2,550	2,260	2,482
index ekvitability (E)	0,711	0,713	0,783
abundance celková (ks.ha ⁻¹)	2 355	2 071	2 043
abundance lipana (ks.ha ⁻¹)	189	203	487

o zvýšeném zarybnování tímto druhem. Po zprovoznění čistírny odpadních vod tišnovských papíren v roce 1991 se ve sledovaném úseku výrazně zlepšila kvalita vody (dříve byla v některých úsecích β-mezosaprobni - Spurný a Sukop, 1984) a na jednotlivých lokalitách nebyly zjištěny výraznější rozdíly v kondičních ukazatelích lipana. Také druhová diverzita sledovaných lokalit je velmi podobná a na lokalitě č. 2 byl dokonce prokázán výskyt ouklejky pruhované. Vyšší hodnoty GSI zjištěné u lipanů na tišnovské lokalitě budou zřejmě souviset s odlišnými teplotními poměry. Diskutabilní bude úspěšnost přirozené reprodukce lipana v mimostruhovém úseku, protože na lokalitách č. 1 a 2 byli jedinci do TL 200 mm zjišťováni pouze ojediněle (na lokalitě č. 3 37 exempl.).

Obr. 1 Úlovky lipana podhorního v revírech Svratka 6
a Svratka 7-8 v letech 1986-1995 (v $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)



Literatura

- Libosvářský, J., Bilík, L., Jirásek, J., Zikmund, A., 1954. Zpráva o ichtyologickém průzkumu řeky Svratky. Československé rybářství, 8: 122-123
- Libosvářský, J., Bilík, L., Jirásek, J., Zikmund, A., 1954. Zpráva o ichtyologickém průzkumu řeky Svratky. Československé rybářství, 9: 132-133
- Libosvářský, J., Lusk, S., Krčál, J., 1971. Hospodaříme na pstruhových vodách. Účelová publikace ÚPVO ČSAV Brno, 156 s.
- Lusk, S., 1975. Distribution and growth rate of grayling (*Thymallus thymallus*) in the drainage of the Svratka river. Zool. listy, 18: 81-92
- Lusk, S., 1978. Fish stock and angling in the middle course of the Svratka river. Folia Zool., 27: 71-84
- Spurný, P., Sukop, I., 1984. K čistotě řeky Svratky. Rybářství, 2: 33-34

Adresa autorů

Doc. Ing. Petr Spurný, CSc, Ing. Jan Mareš,

Ing. David Ščučka

Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně

Ústav rybářství a hydrobiologie

Zemědělská 1, 613 00 BRNO

PROSTOROVÁ AKTIVITA VYBRANÝCH DRUHŮ RYB V SYSTÉMU REVITALIZOVANÉHO SLEPÉHO RAMENE

E. HOHAUSOVÁ, P. JURAJDA

Souhrn

V odstaveném rameni reky Moravy byla studována prostorová aktivita čtyř druhů ryb. Jedinci štiky obecné, plotice obecné, perlina ostrobřichého a okouna říčního o velikosti nad 80mm délky těla byli označováni zastříháváním ploutví v závislosti na místě ulovení. V rameni proběhlo od března do listopadu devět odlovů ryb elektrickým agregátem. Bylo označeno 447 ryb, z toho zpětně bylo uloveno 39% kusů. Štika a perlín byly druhy na lokalitě stálé, ale s rozdílnou pohybovou aktivitou v rámci ramene. Plotice a okoun byly druhy s vyšší tendencí ke změně lokality.

Úvod

Pohyb živočichů je hojně studovanou problematikou. Z ryb je věnována pozornost většinou typickým migrantům (Salmonidae, Acipenseridae) než netáhnoucím druhům. Pohybem plůdku našich ryb se zabývali Černý a Pivnička (1973), Peňáz (1971). V údolních nádržích sledovali pohyb ryb Holčík (1966, 1970), Vostradovský (1968) .

Tato studie se zabývá pohybovou aktivitou čtyř druhů ryb na malé ploše slepého ramene pomocí zpětných odchytů značených ryb.

Popis studovaného území

Kurfürstovo rameno je odstavený meandr řeky Moravy (24 5 ř. km) u obce Chomoutov v okrese Olomouc (nadm. výška 220 m n.m.). Rameno je podkovovitého tvaru a s řekou Moravou je trvale spojeno na svém dolním konci. Před revitalizačním zásahem (podzim 1994) byla vodní plocha ramene omezena pouze na jeho dolní třetinu. Zásah spočíval v odtěžení sedimentů ze zaneseného ramene. V současné době je rameno tvořeno pěti tůněmi, v dalším textu označované jako "tůně 1-5". Tůně jsou v řadě za sebou propojeny 5-30m dlouhými a 2-3m širokými spojovacími kanály. Velikost tůní je od 12 x 13m do 126 x 35m.

Za vysokého stavu vody v řece se voda rozlévá do celé plochy ramene, tak že některé tůně splývají (jarní záplavy), naopak v letních měsících může, při nízkém stavu vody, dojít až k vyschnutí některých tůní (tůň 3). Rameno je stíněno stromy, dno tvoří bahnitý nános na pevném štěrkovitém podkladu. V tůních 1 a 2 se v průběhu vegetačního období silněji rozvíjí měkká vodní vegetace (Cerytophyllum, Myriophyllum, apod.)

Materiál a metodika

Bylo provedeno celkem 9 odlovů (březen až listopad) v každé tůni zvlášť pomocí elektrického agregátu (220V, 3A, 100Hz). Všechny ulovené ryby byly určeny, změřeny (SL-délka těla) a puštěny zpět do vody. Pro značení byli vybíráni jedinci o min. délce SL=80 mm. Ryby byly značeny zastříháváním ploutví (Vostradovský a Vostradovská, 1972) a pro odlišení ryb z tůní 1-5 bylo stanoveno 5 značek, tj. zastřižena jiná ploutev. Zpětně chycení označení jedinci (retrapy) ze všech odlovů byli registrováni s údajem ve které tůni byli chyceni a opět pouštěni zpět do vody. Při každém odlovu byly všechny dosud neoznačené ryby opatřeny značkou příslušné tůně. V případě silné regenerace byla značka rybě obnovena. Kurfürstovo rameno je vyhlášeno za chráněné území, proto teoreticky žádná ryba nemohla být ulovena sportovními rybáři.

Výsledky

Štika obecná. Za sledované období bylo označeno celkem 130 kusů ze všech pěti tůní. Nejvíce ryb bylo z 1. a 2. tůně, (43% resp. 29%). Štika se v úlovcích vyskytovala hojně již od března s maximem od června do září. Velikost značených jedinců se pohybovala v rozmezí od 93 do 530mm s průměrnou hodnotou 200mm. U štiky, jako u jediného druhu, byli zahrnuti do značení i tohoroční jedinci, kteří dosáhli minimální požadované délky pro značení. První tohoroční kusy byly označeny v srpnu. Zpětně bylo chyceno celkem 51 kusů, tj. 39,2% označených štik (Obr.1). První označení jedinci byli v zaznamenávání již od dubna (2. odlov). Retrapy byly nacházeny častěji v těch tůních, kde byly prvně označeny (84,3%), pouze 15,7% bylo zjištěno mimo "domovskou tůň". Až na dvě výjimky se pohyb štik omezil na přesun mezi sousedními tůněmi (Obr.1).

Perlín ostrobřichý. U perlina bylo označeno celkem 51 kusů a to především v 1. a 5. tůni. Ve 4. tůni nebyl za celé období uloven a označen žádný kus, byli zde zachyceni pouze jedinci se značkami z jiných tůní. Zpětně bylo získáno 18 značek, tj. 35,3% (Obr.2). Perlín byl chytán po celý rok s vrcholem v srpnu a v září. Velikost značených ryb se pohybovala od 89 do 219 mm, s průměrem 124 mm. u perlina byly zaznamenány pohyby jedinců v rámci celého ramene a to nejen do sousedních tůní, ale i přes celé rameno (Obr.2). Ze zpětně odchycených jedinců jich bylo pouze 44% zjištěno ve stejné tůni, kde byli původně uloveni, zbylých 56 % se přemísťovalo do jiných tůní. Pohyby byly zaznamenávány již od července, tedy od doby kdy byli zachyceni první značkovaní jedinci, až do listopadu.

Plotice obecná. Bylo označeno celkem 159 jedinců. Plotice byla lovena hojně po celou dobu pozorování, s maximem v srpnu. Převaha jedinců byla ulovena v 1. tůni (62%). Velikost značených kusů byla v rozmezí od 80 do 222 mm, s průměrem 125 mm. Zpětně bylo chyceno 10 jedinců (tj. 6,3%). Posun byl zaznamenán pouze jeden, z 1. do 2.tůně, tedy ve směru k řece (Obr.3).

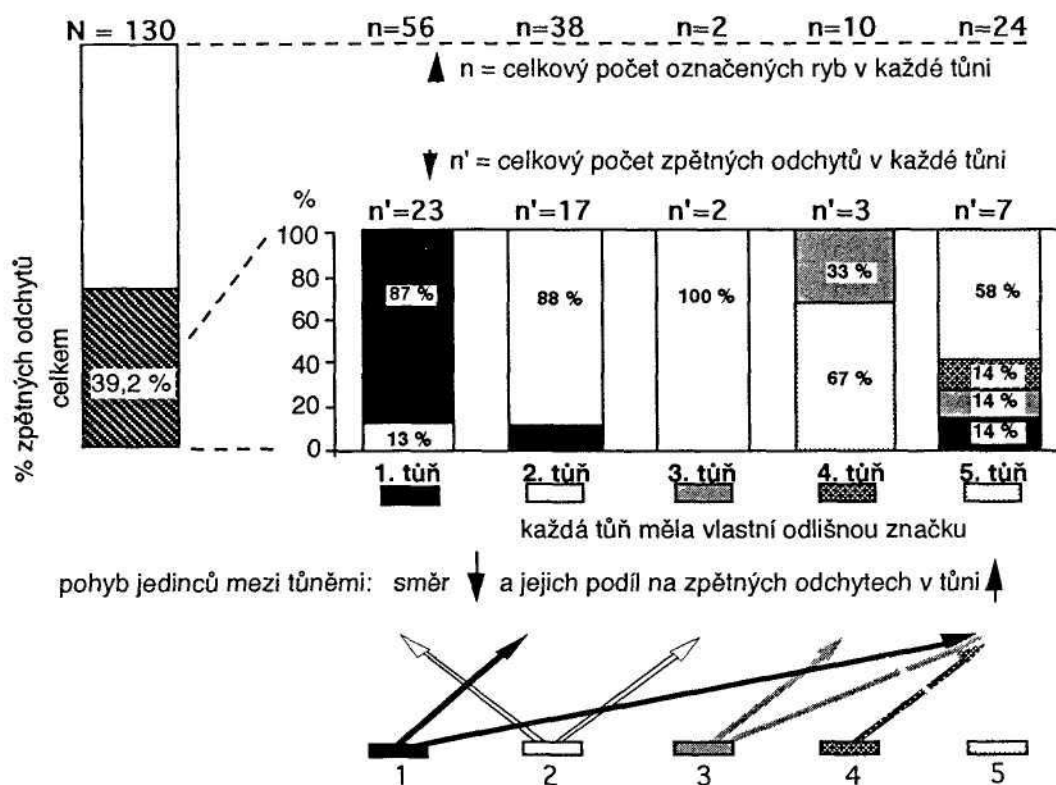
Okoun říční. Označeno bylo celkem 39 jedinců a to ponejvíce v 1. tůni (59%). Převaha kusů byla ulovena od května do srpna. Velikost značených jedinců se pohybovala od 90 do 218 mm s průměrem 143 mm. Návratnost značek byla velice nízká (2,6%), tzn. 1 kus. Tento jediný kus byl označen v 5. tůni, avšak uloven byl ve 4. tůni., tedy blíže k řece (Obr.4).

Diskuse

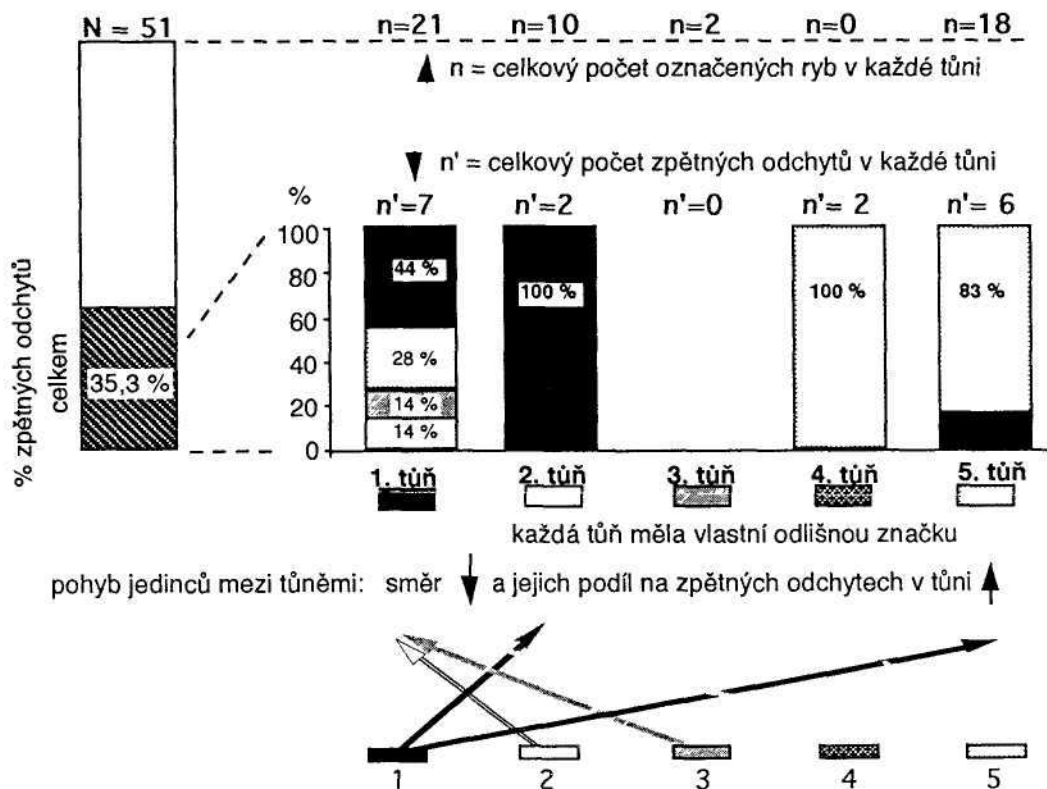
Štika obecná je považována za rybu stanovištní, zdržující ve svém životním okrsku (Lusk a Krčál, 1982). Při sledování v Lipenské nádrži bylo zjištěno, že 80% označovaných štik zůstalo i po třech letech do 2 km a 6 2% do 1 km od místa původního vypuštění. Ve vzdálenosti do 30 km byly chyceny jen ojedinělé exempláře samců (Baruš a Oliva, 1995).

Uvedená studie potvrzuje vysokou stálost štiky na domovské lokalitě, zároveň je však patrná pohybová aktivita v rámci lokality.

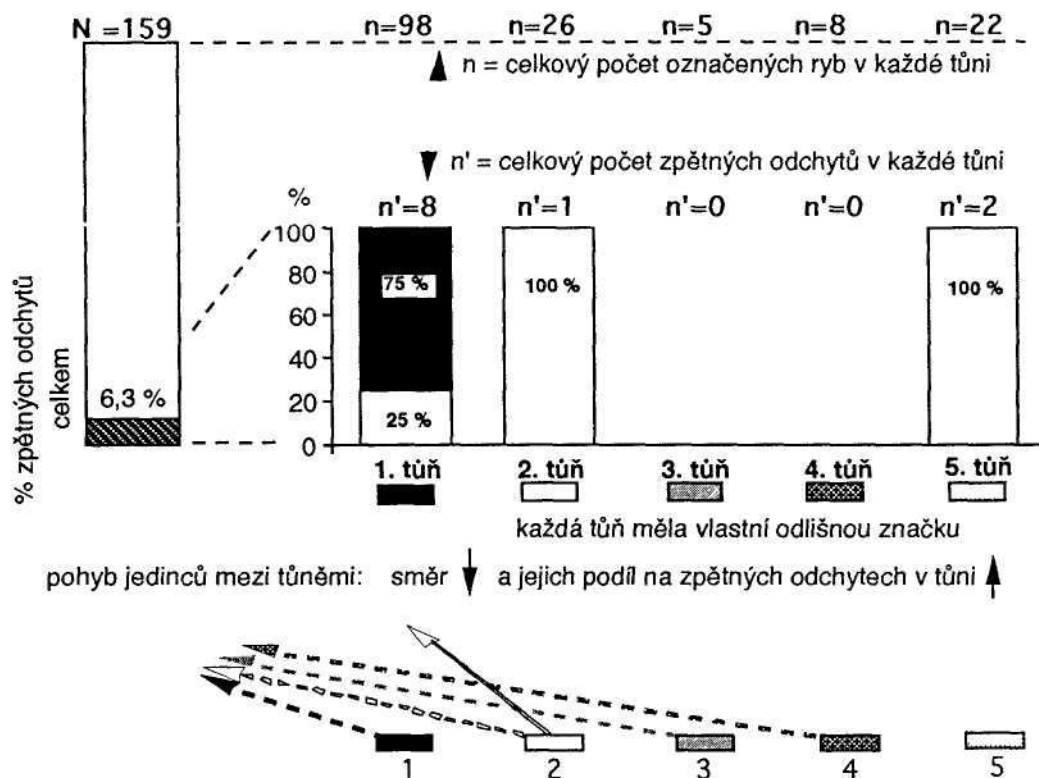
Obrázek 1. Pohybová aktivita **štiky obecné** (*Esox lucius*). Vlevo: celková návratnost značených jedinců (v %); vpravo: procentuální návratnost značek z jednotlivých tůň s vyznačením místa zpětného odchyty; dole: znázornění pohybu jedinců mezi tůňmi.



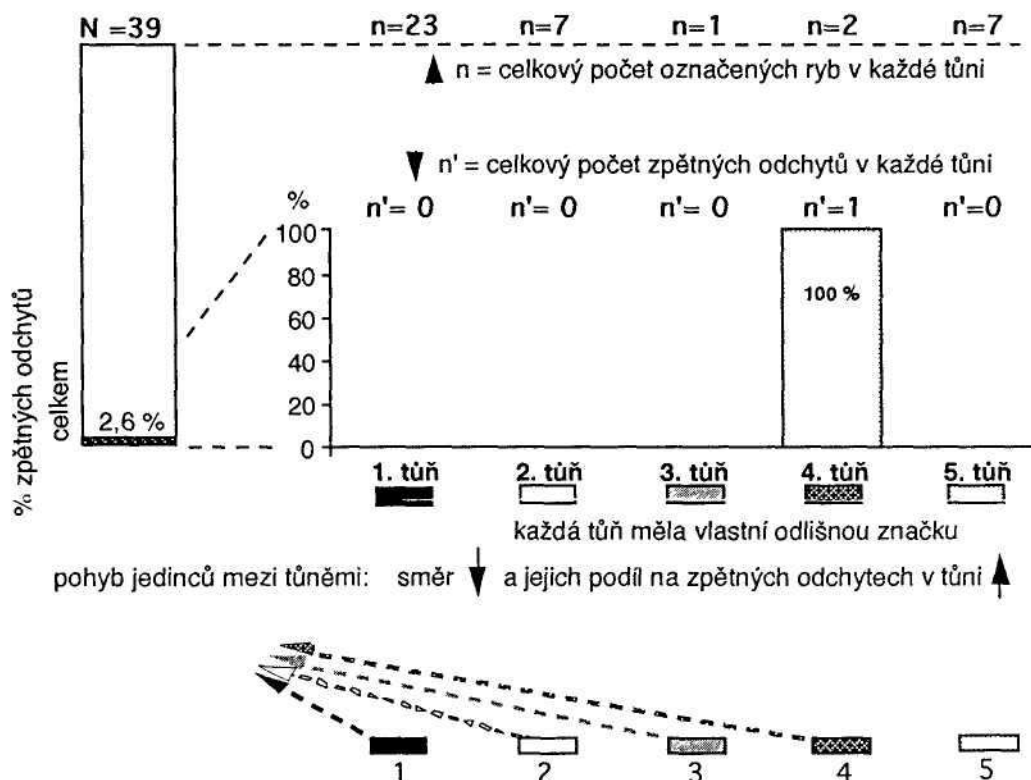
Obrázek 2. Pohybová aktivita **perlína ostrobřichého** (*Scardinius erythrophthalmus*). Vlevo: celková návratnost značených jedinců (v %); vpravo: procentuální návratnost značek z jednotlivých tůň s vyznačením místa zpětného odchyty; dole: znázornění pohybu jedinců mezi tůňmi.



Obrázek 3. Pohybová aktivita plotice obecné (*Rutilus rutilus*). Vlevo: celková návratnost značených jedinců (v %); vpravo: procentuální návratnost značek z jednotlivých tůň s vyznačením místa zpětného odchyty; dole: znázornění pohybu jedinců mezi tůňmi.



Obrázek 4. Pohybová aktivita okouna říčního (*Perca fluviatilis*). Vlevo: celková návratnost značených jedinců (v %); vpravo: procentuální návratnost značek z jednotlivých tůň s vyznačením místa zpětného odchyty; dole: znázornění pohybu jedinců mezi tůňmi.



Perlín se řadí k limnofilním druhům (Balon, 1975). Přesuny hejn mimo období tření jsou pouze za účelem vyhledávání potravy (Holčík, 1970). Tým autor uvádí, že hejna perlina byla v místě označení poměrně stálá a teprve od září byly registrovány pohyby na větší vzdálenosti v rámci Klíčavské nádrže.

Perlín je, podobně jako štika, vázán na lokalitu, jestliže je na ní dosti potravy, avšak prostorová aktivita na lokalitě je ve srovnání se štikou podstatně vyšší.

Plotice obecná se řadí ke druhům eurytopním (Balon, 1975). Její populace jsou označovány jako stacionární, konající jen krátké migrace (Holčík, 1966). Dospělí jedinci jsou značně přizpůsobiví a využívají celou vodní nádrž či úsek řeky (Baruš a Oliva, 1995). U plotice stejně jako u okouna říčního (viz níže) lze, díky malému počtu retrapů předpokládat, silnou fluktuaci jedinců mezi ramenem a řekou, neboť při každém novém odlovu byl zjištěn vysoký podíl neoznačených ryb. Vostradovský (1968) uvádí plotici jako vysoce citlivou k mechanickým způsobům značkování (dochází k hynutí). Při značení zastříháváním ploutví v této studii nebyl doložen úhyn žádného druhu, ale díky vysokému počtu dravců je pravděpodobnost nálezu velmi nízká.

Okoun říční je považován za stanovištní druh (Vostradovský, 1968, Černý a Pivnička, 1973).

Výzkumy byly prováděny především na velkých jezerech (Lind a kol., 1974) nebo údolních nádržích (Vostradovský, 1968). Tito autoři udávají pohyb okouna pouze na tzv. krátké vzdálenosti (do 3 km). Migrace na delší vzdálenosti nejsou vyloučeny (Vostradovský, 1968).

Literatura

Balon, E., 1975. Reproductive guilds of fishes. A proposal and definition. J. Fish. Res. Board Can. 32, s. 821-864.

Baruš, V., Oliva, O. (ed.), 1995. Mihulovci a ryby - Petromyzontes a Osteichthyes I. a II. Academia Praha, 698 a 623 s.

Černý, K., Pivnička, K., 1973. Abundance and mortality of the perch fry (*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758) in the Klíčava reservoir. Věst. čs. Společ. zool. 37 (1), s. 1-13.

Holčík, J., 1966. Vývoj a formovanie ichtyofauny v Oravskej

- priebrade. Biol. práce SAV, Bratislava, 12 (1): s. 5-75.
- Holčík, J., 1970. The Klíčava reservoir (an ichthyological study). Biol. práce SAV, Bratislava, 15 (3): s. 1-94.
- Lind, E.A., Ellonen, T., Keranen, M., Kuhko, O., 1974. Population structure and production of the perch *Perca fluviatilis* L., in the Lake Kiutarvi, NE-Finland. Ichtyol, Fenn. Borealis. 1974, 3, s. 116-159.
- Lusk, S., Krčál, J., 1982. Štika obecná. Vyd. ČRS (v nakl. Naše vojsko), Praha, 77 s.
- Peňáz, M., 1971. Pohybová aktivita plůdku hrouzka obecného, *Gobio gobio*. Sb. Přír. Kl. Západo-mor. muz. v Třebíči, 8, s. 59-65.
- Vostradovský, J., 1968. Výsledky značkování *Abramis brama*, *Tinea tinea*, *Perca fluviatilis* a dalších v Lipenské údolní nádrži. Práce VÚRH Vodňany, 1968 (8), s. 149-163.
- Vostradovský, J., Vostradovská, M., 1972. Značení a značkování ryb. Metodiky pro zavádění výsledků výzkumu do praxe. Praha UVTI, 5-6, 20. s.

Adresa autorů

Mgr. Eva Hohausová, Dr. Ing. Pavel Jurajda, Ústav ekologie krajiny AV ČR, Květná 8, 603 65 Brno

KONZUMNÍ HODNOTA TOLSTOLOBIKŮ Z RYBNÍČNÍCH PODMÍNEK JIŽNÍ MORAVY.

JIRÁSEK, J., ŠTERCL, L., MAREŠ, J.

Souhrn

V práci jsou sumarizovány základní údaje zjištěné při stanovení konzumní hodnoty 28 kusů tolstolobika bílého a 21 kusu tolstolobika pestrého tržní hmotnosti, pocházejících z rybníčního chovu v klimatických a produkčních podmínkách jižní Moravy. Mezi oběma druhy byly zjištěny vysoce průkazné rozdíly v hodnotách koeficientů vyživenosti (KF, KC), HSI, výtěžnosti, hmotnostního podílu hlavy, vnitřností, ploutví a kůže. Výtěžnost u všech analyzovaných ryb byla vyšší, než požaduje norma. Při stanovení podílu filetu bez kůže nebyl zjištěn rozdíl mezi oběma druhy. Oba druhy tolstolobiků se vyznačují vysokým podílem viscerálního tuku a vyšší tučností masa ve filetu z břišní partie těla. Vyšší obsah bílkovin byl zjištěn ve svalovině tolstolobika bílého. Tolstolobici z rybníčního chovu představují dietetickou potravinu a vhodnou surovinu pro zpracování.

Úvod

Tolstolobik bílý (*Hypophthalmichthys molitrix*) a tolstolobik pestrý (*Aristichthys nobilis*) patří k hospodářsky významným herbivorním rybám, které mohou za příznivých teplotních a potravních podmínek podstatně zvýšit produkci tržních ryb v rybnících. Z produkčního hlediska je významný specifický charakter jejich potravní biologie, neboť oba druhy se živí sestonem tvořeným fytoplanktonem, zčásti i zooplanktonem (tolstolobik pestrý). V rybnících přijímají i suspendované organické látky, což zvyšuje příjem energie a ovlivňuje obsah tělního tuku (Herzberg a Pasteur, 1981). Tolstolobici jsou schopni přeměňovat rostlinnou potravu v živočišnou bílkovinu na nejnižším článku potravního řetězce, bez nároků na krmiva a bez potravní konkurence vůči kaprovi. Jsou považováni za hodnotné konzumní ryby a jejich maso se vyznačuje vysokým obsahem tuku s vyšším podílem polyenových mastných kyselin řady n-3. Příznivé dietetické účinky konzumu masa tolstolobiků

souvisejí s prevencí vzniku kardiovaskulárních chorob (Steffens et al.,1989). Objem tržní produkce tolstolobiků v ČR neodpovídá produkčním a dietetickým přednostem těchto ryb. Příčinou tohoto stavu jsou především problémy s odbytem zapříčiněné nižší poptávkou trhu. K řešení tohoto problému by přispělo, vedle informovanosti spotřebitelů, především průmyslové zpracování a výroba produktů z filetů těchto ryb. Pro realizaci těchto záměrů je nezbytné získání objektivních údajů o konzumní hodnotě tržních tolstolobiků z našich rybníčních chovů jako potraviny a suroviny pro zpracovatelské účely.

Literární údaje vztahující se ke konzumní hodnotě tolstolobiků nižší kusové hmotnosti (do 800 g) z různých ekologických podmínek sumarizoval Jähnichen (1971). Srovnání konzumní hodnoty tolstolobika bílého z rybníčních a jezerních podmínek Izraele provedli Herzberg a Pasteur (1981). Užitekhou hodnotu tolstolobika bílého ve věku 3+ (průměrná kusová hmotnost 2.150 g) pocházejících ze stabilizačních rybníků, určených k biologickému čištění komunálních odpadních vod, stanovil Naumovski (1991). Biochemické složení různých tělních částí tolstolobiků o kusové hmotnosti 1-3 kg stanovili Steffens et al. (1991). V našich podmínkách sledovali Přikryl a Janeček (1991) vliv různé hustoty obsádky a odpovídající intenzifikaci chovu kapra a býložravých ryb v experimentálních rybníčních polykulturách na výtěžnost a podíl tělních částí tolstolobika bílého a pestrého.

Cílem námi provedené studie bylo získání základních údajů o konzumní hodnotě tržních tolstolobiků získaných polokulturním chovem v rybníčních podmínkách jižní Moravy.

Materiál a metody

K analýzám byl použit materiál tolstolobika bílého (Tb) a pestrého (Tp), který byl získán při podzimních výloveh (19.10 - 11.11.1993) jihomoravských rybníků. Jednalo se o rybníky obhospodařované Rybníkářstvem Pohořelice, a.s. (Starý, Novoveský, Jaroslavický) a rybník Zámecký (ŠZP Lednice na Moravě). Údaje charakterizující produkční výsledek ve sledovaných rybnících jsou uvedeny v tab. 1.

Tab. 1: Sledované rybníky

rybník	kat.plocha [ha]	výlovek		
		celkem [kg.ha ⁻¹]	kapra [kg.ha ⁻¹]	Tb+Tp [kg.ha ⁻¹]
Starý	130.7	2.725	2.493	232
Novoveský	138.7	2.136	2.015	121
Jaroslavický	185.7	1.116	1.075	41
Zámecký	30.0	907	807	100

Konzumní hodnota byla stanovena u 49 exemplářů ryb, z toho u 28 kusů tolstolobika bílého a 21 kusu pestrého. Výtěžnost byla určena postupem uvedeným v ČSN 46 6802, novelizované v roce 1989, jako procentický podíl hmotnosti těla ryby k hmotnosti ryby. Hlava byla oddělena obloukovitým řezem za skřelovou kostí tak, aby pletenec prsních ploutví zůstal u trupu. Ploutve byly odděleny od těla řezem vedeným těsně při bázi těla. Vnitřnostní komplex zahrnoval intestinální trakt a všechny orgány uložené v dutině břišní, včetně viscerální tukové tkáně. Z kondičních ukazatelů byl stanoven koeficient Fultona (KF), Clarka (Kc), hepatosomatický index (HSI), obsah jaterního a viscerálního tuku.

Vedle výtěžnosti dle ČSN byl zjištěn procentický podíl hlavy, ploutví, vnitřností, šupin, kůže, filetů s kůží a bez kůže k hmotnosti ryby.

Nutriční hodnota masa byla stanovena na základě jeho biochemického složení (průměrná hodnota analýz homogenátů trupu, filetů s kůží a filetů bez kůže) ze směsných vzorků odebraných od tří kusů ryb z každé lokality. Obsah sušiny byl stanoven gravimetricky, tuk extrakční metodou dle Soxhleta. Jako bílkoviny jsou označovány N-látky stanovené z veškerého dusíku metodou Kjeldala a vynásobené faktorem 6.25. Obsah popela byl stanoven vyžíháním zbytků po spálení organických látek v elektrické peci při 550°C. Energetická hodnota byla stanovena na základě obsahu bílkovin a tuku nepřímou metodou výpočtem, pomocí koeficientů dle Brodyho (1945).

Zjištěné hodnoty byly podrobeny statistickému zpracování. Pro porovnání průkaznosti rozdílů průměrných hodnot jednotlivých ukazatelů mezi oběma druhy bylo použito t-testu, pro porovnání průkaznosti rozdílů hodnot mezi rybníky uvnitř druhů byla použita analýza variance a následné testování metodou dle Scheffeho.

Výsledky

Délko-hmotnostní charakteristika a kondiční ukazatele analyzovaných ryb jsou uvedeny v tab. 2. Průměrné hodnoty K_F (2.17) a K_q (1.94) zjištěné u Tb byly vysoce průkazně nižší ve srovnání s hodnotami Tp (2.50 resp. 2.26). Rovněž hodnoty HSI u Tb (1.43%) vykazovaly vysoce průkazný rozdíl ve srovnání s hodnotami Tp (2.40%). U výše uvedených ukazatelů byly zaznamenány pouze u tolstolobika bílého průkazné až vysoce průkazné rozdíly mezi jednotlivými rybníky. Vyšší relativní hmotnost jater u Tp souvisí s vyšší depozicí tuku.

- tolstolobik pestrý (průměrné hodnoty)

rybník	počet ryb	dc	mc	K_F	K_C	HSI
Starý	7	518,00	2325,57	2.50	2.26	2.29
Novoveský	7	520,86	2333,86	2.50	2.29	2.36
Jaroslavický	7	527,14	2607,57	2.49	2.25	2.54

dc.....celková délka těla (mm)

mc.....celková hmotnost (g)

Z dalších ukazatelů byl hodnocen obsah jaterního tuku a tuku viscerálního, který charakterizuje úroveň biosyntézy

tukové tkáně v těchto tělních částech. Průměrný obsah tuku v jaterní tkáni Tb činil 7.90% a ve vnitřnostním komplexu 53.19%, kdežto u Tp 9.92% a 41.60%. Vysoký obsah viscerálního tuku je typický pro oba druhy tolstolobiků. Nejvyšší depozice tuku byla u obou druhů zjištěna ve vnitřnostech, střední ve svalové tkáni a nejnižší v játrech. Při hodnocení užitkové hodnoty tvoří nejvýznamnější požitelnou část svalovina očištěného trupu, který odpovídá u tolstolobiků výtěžnosti. Průměrná výtěžnost činila u Tb 64.3% a u Tp 59.9%. Všechny zpracované ryby vykazovaly výtěžnost vyšší, než požaduje příslušná norma tj. 58% resp. 56% (tab.3). Nižší výtěžnost Tp (přibližně o 5%) je způsobena vyšším hmotnostním podílem hlavy, který je průkazný. Relativní hmotnost hlavy byla statisticky průkazně ovlivněna i původem, a to u obou druhů. Statisticky průkazné až vysoce průkazné rozdíly byly zjištěny i u podílů ploutví a vnitřností jak mezi oběma druhy, tak i uvnitř druhů mezi rybíky.

Tab. 3: Srovnání výtěžnosti a relativního podílu částí těla tolstolobika bílého (Tb) a pestrého (Tp) (procentický podíl z hmotnosti ryby - mc)

druh	n	mc [g]	výtěžnost	hlava	ploutve
Tb	28	1.509±173	64.34±1.59	20.08±0.96	1.86±0.18
Tp	21	2.422±340	59.90±1.23	25.61±1.20	2.16±0.16
druh	n	šupiny	vnitřnosti	filety	kůže
Tb	28	3.38±0.92	10.36±1.33	40.11±2.72	4.13±0.90
Tp	21	3.08±0.78	9.25±1.04	40.77±2.04	3.44±0.52

(hodnoty jsou udány ve formě průměr±SD)

Pro účely zpracování je důležitá i výtěžnost ve formě filetů bez kůže, která byla u obou druhů tolstolobiků téměř shodná (cca 40%). Vysoce průkazný rozdíl byl zjištěn v podílu kůže (Tb 4.13%; Tp 3.44%), rozdíl mezi druhy v podílu šupin (Tb 3.37%; Tp 3.08%) byl statisticky neprůkazný.

Údaje o biochemickém složení svaloviny charakterizující nutriční hodnotu masa tolstolobiků pocházejících z různých rybníků jsou souhrnně uvedeny v tab. 4.

Tab. 4: Nutriční hodnota masa analyzovaných ryb
(hodnoty v % čerstvé hmoty)
- tržních tolstolobiků bílých

rybník	n	AS	bílkoviny	tuk	popel
Starý	8	31,04	19,27	11,86	1,25
Zámecký	6	26,62	14,70	11,84	0,93
Novoveský	7	29,05	14,40	14,21	1,40
Jaroslavický	7	27,78	21,51	5,68	1,44

- tržních tolstolobiků pestrých

rybník	n	AS	bílkoviny	tuk	popel
Starý	7	26,01	13,99	11,42	0,96
Novoveský	7	24,26	12,43	12,13	1,16
Jaroslavický	7	26,65	18,03	8,79	1,18

n..... počet ryb

AS..... absolutní sušina

Ve svalovině Tb byl zjištěn v průměru vyšší obsah bílkovin (17.47%), než u Tp (14.82%), zatím co obsah tuku byl shodný (10.90%, resp. 10.78%). U obou druhů se vyznačuje svalovina odebraná z filetu (bez kůže) břišní partie vyšší tučností (21.68%) než svalovina hřbetní (6.45%). Nejvyšší obsah tuku byl zjištěn v břišní části filetu Tb (24.72%). S ohledem na zjištěný obsah tuku ve svalovině lze zařadit oba druhy tolstolobiků podle klasifikace Klejmenov (1962) mezi ryby tučné. Vyšší tučnost Tb se odráží i v energetické hodnotě, která odpovídá v průměru 844 kJ/100 g svaloviny, u Tp pak 777 kJ/100 g.

Srovnání získaných údajů s literárními je problematické z důvodu použití rozdílných metodických postupů při zpracování, různé individuální hmotnosti ryb a rozdílných podmínek chovu.

Celkově lze hodnotit maso tolstolobiků z rybníčního chovu jako dietetickou potravinu a vhodnou surovinu k výrobě polotovarů či hotových výrobků. Vzhledem k vysokému obsahu tuku ve vnitřnostech lze uvažovat o výrobě lipidových koncentrátů bohatých na polyenové mastné kyseliny.

Literatura

- Brody,S.,1945. Bioenergetics and growth. Reinhold, New York, 1.023 s.
- Herzberg,A.,Pasteur,R.,1981. Proximate composition and preliminary data on freshness determination of Silver Carp (*Hypophthalmichthys molitrix*).*Bamidgeh*,33(9):87-99
- Jähnichen,H.,1971. Organmassen und chemische Zusammensetzung des Fleisches von Grasskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*) und Silverkarpfen (*Hypophthalmichthys molitrix*). *Dtsch. Fisch.Ztg.*,18(2):3 5-40
- Klejmenov,I.Ja.,1962. *Chimičeskij i vėsovoj sostav ryb v vodojemach SSSR i zarubėžnych stran*.Moskva,142 s.
- Naumovski,M.,1991. Randman bijelog glavaša (*Hypophthalm-ichthys molitrix* Val.) uzgajnog u posebnim uvetima. *Rib. Jugosl.*,46(3-6):57-60
- Přikryl,I.,Janeček,V.,1991. Vliv intenzifikace chovu ryb v rybnících na výtěžnost býložravých ryb.*Bul.VÚRH Vodňany*, 27(4) :87-93
- Steffens,W.,Lieder,U.,Wirth,M.,Mieth,G.,1991. Die Bedeutung von Silber-und Marmorkarpfen als diätetische Nahrungsmittel zur Prophylaxe und Therapie von Herz Kreislauf Erkrankungen. *Fischer u.Teichwirt*,(3):70-71
- ČSN 46 6802 Sladkovodní tržní ryby, 1989, Vydavatelství norem, Praha

Adresa autorů

Prof. Ing. Jiří Jirásek, DrSc. a Ing. Jan Mareš
Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně
Ústav rybářství a hydrobiologie
Zemědělská 1, 613 00 BRNO
Ing. Ladislav Štercl Rybářství Kardašova Řečice, spol.s r.o.
378 2143

SEZÓNNOST HEMATOLOGICKÝCH UKAZATELŮ U NĚKTERÝCH DRUHŮ RYB.

V. LUSKOVÁ

Souhrn

Bylo provedeno vyhodnocení vlivu sezónnosti na časovou dynamiku hemogramu ryb v průběhu roku. U všech zkoumaných modelových druhů se tento faktor projevil, ale bylo obtížné jej jednoznačně determinovat. Zejména u ukazatelů červeného krevního obrazu se vedle sezónních vlivů významně uplatňoval i vliv erytropoiesy. Jednoznačnější průběh měly ukazatele bílého krevního obrazu, kde sezónnost (zejména teplota vody) se projevila jednoznačněji. Pojem sezónnosti se nedá jednoduše ohraničit at: již z hlediska působících faktorů ani časově, proto je nutné při tomto hodnocení přihlížet ke globálním trendům.

Úvod

Vhodnost a použitelnost hematologických ukazatelů ryb pro bioindikaci a diagnostiku je akceptována jak v oblasti vědecko-výzkumné tak i v oblasti provozně-praktické. Podmínkou, zvyšující vypovídací hodnotu a využitelnost hematologických ukazatelů je znalost základních faktorů, které určují jejich přirozenou proměnlivost. Vzhledem k poikilothermii ryb, patří vnější prostředí k nejvýznamnějším vlivům určujícím jejich základní biologické charakteristiky. Proto v přírodních podmínkách je sezónnost jedním z významných faktorů určujících roční průběh i absolutní hodnoty jednotlivých hematologických parametrů.

Sezónnost je zde chápána jako změna podmínek vnějšího prostředí v důsledku působení klimatu v průběhu roku. Sezónnost je ve středoevropských podmínkách charakterizovaná především cyklem čtyř ročních období, které mají bezprostřední vliv na teplotu vody i fotoperiodu. Aspekty komplexu sezónnosti jednotlivě i ve vzájemném spojení, přímo nebo nepřímo (přes biologické projevy), hematologické ukazatele ovlivňují. Poznání vlivu sezónnosti na hematologické hodnoty je základním předpokladem pro stanovení tzv. normálů či referenčních hodnot. Vliv fenoménu sezónnosti zkoumala řada autorů ve

svých studiích zabývajících se hematologií ryb, např. Fourie, Hattingh (1976), Van Vuren, Hattingh (1978, 1978a), Sandström (1989), Denton, Yousef (1975), Lane (1979) a další. Ve svém příspěvku jsem se pokusila determinovat sezónní změny hematologických ukazatelů u pstruha obecného f. potoční, lipana podhorního a u ostroretky stěhovavé.

Materiál a metodika

Vliv sezónnosti na hematologické ukazatele byl zkoumán u souborů jedinců ryb odlovovaných v průběhu roků 1987 až 1994 z přirozeného prostředí vodních toků Svratky, Oslavy a Bílého potoka. Hematologické parametry byly měřeny u 506 jedinců pstruha obecného (167 samců, 339 samic), 305 jedinců lipana podhorního (134 samců, 171 samic) a 174 exemplářů ostroretky stěhovavé (97 samců, 77 samic). Všechny zkoumané ryby byly adultní a visuelně zdravé, z čistých antropogenně minimálně zatížených toků. Materiál byl odlovován v průběhu celého roku, počet ryb v jednotlivých odběrech se pohyboval mezi 8 až 16 jedinci. Podrobnější popis metodiky stanovení hematologických parametrů, včetně popisu loveného materiálu ryb a matematického vyhodnocení lze najít v pracích (Hlavová 1993, 1993a).

U zkoumaných jedinců byly měřeny základní hematologické ukazatele, tj. počet erytrocytů (ER) a leukocytů (LEU), hematokrit (HC) a leukokrit (LC) a koncentrace hemoglobinu (HB). Vedle základních ukazatelů červeného krevního obrazu byly hodnoceny i odvozené ukazatele hemoglobin erytrocytů (MCH), střední objem erytrocytů (MCV) a střední barevná koncentrace (MCHC).

Za sezónnost považuji při svém hodnocení trend dynamiky parametru v průběhu roku, podmíněný hlavními sezónními charakteristikami (především teplotou vody a fotoperiodou). Jako kritérium sezónnosti jsem zvolila podobnost trendu časových řad v jednotlivých letech nebo podobnost trendu u samců a samic v určitém roce. Bylo přihlédnuto ke dvěma až třem ročním cyklům, k dokumentaci byly vybrány obrázky pstruha obecného a lipana podhorního, které měly určitou vypovídací hodnotu (obr.1).

Výsledky a diskuse

Parametry červeného krevního obrazu

Roční dynamika těchto ukazatelů se u všech sledovaných druhů vyznačovala výraznými výkyvy, jejichž příčiny bylo obtížné jednoznačně stanovit, neboť jsou obvykle výsledkem synergického působení několika faktorů různorodého charakteru. Vedle externích sezónních vlivů se výrazně uplatňují i tzv. vnitřní faktory, vedle erytropoese je to rozmnožování, pohlaví, aj.

Počet erytrocytů měl během roku cyklický charakter se dvěma až třemi maximy, v jarním a podzimním období u lipana, u pstruha a ostrorečky navíc i v letním období. Počet erytrocytů výrazně poklesl u pstruha a ostrorečky v červnu a srpnu, u lipana v srpnu a u ostrorečky i v říjnu (blíže obr. 1).

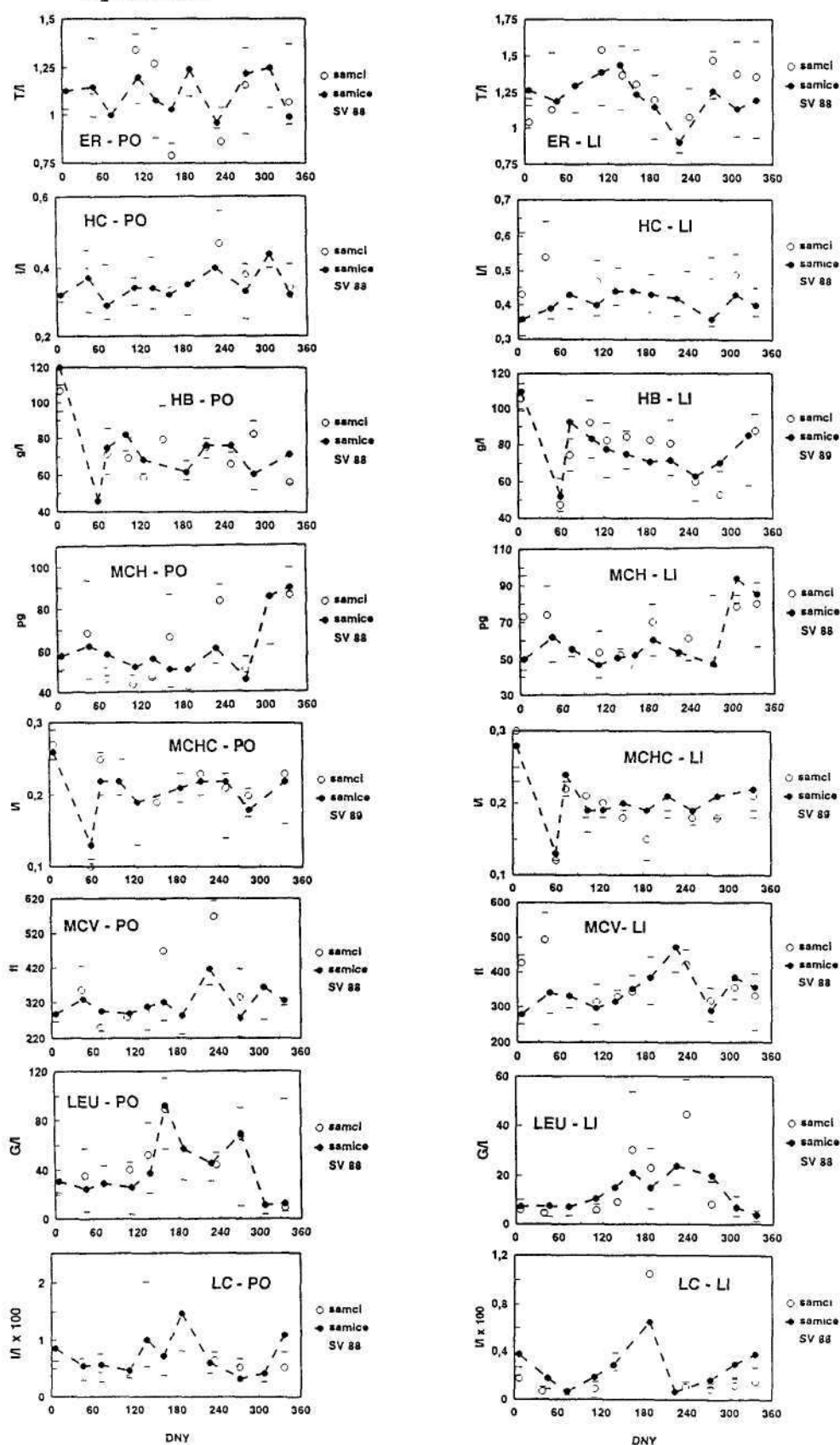
Hodnota hematokritu se lišila podle pohlaví u všech sledovaných druhů. Vyšší průměrné hodnoty měli samci. U samců pstruha a lipana byly hodnoty rozkolísanější než u samic. U samic pstruha i lipana měl průběh tvar vln, u samic pstruha se hodnoty nelišily z hlediska roků a byly velmi vyrovnané ($VK = 16\%$). Průběh hodnot hematokritu samců i samic u ostrorečky se vyznačoval zvýšenými hodnotami v letních měsících.

Koncentrace hemoglobinu vykazovala v průběhu roku tvar vln s vyššími hodnotami v zimních měsících. Hodnoty se lišily podle pohlaví u všech druhů, rozdíl v absolutních velikostech ve prospěch samců však nebyl výrazný. U tohoto ukazatele se velmi významně projevil vliv stresu způsobený déletrvajícími vysokými průtoky vody v měsíci březnu 1994 v řece Oslavě a v únoru 1989 ve Svatce výrazným poklesem hodnot koncentrace hemoglobinu u všech sledovaných druhů. V letech 1988 ve Svatce a v 1989 v Bílém potoce k tomuto jevu nedošlo. Trendy u lipana i pstruha z hlediska roků byly velmi blízké.

Dynamika koncentrace hemoglobinu v erytrocytu (MCH) velmi přesně odrážela průběh základních hodnot od nichž byla odvozena u všech druhů. U pstruha i lipana byla velmi blízká, vyznačovala se výrazným pikem v zimním období a opisovala průběh koncentrace hemoglobinu v daném roce. Respektovala však i maxima zachycená u počtu erytrocytů, 2 u lipana a 3 u pstruha. Zachytila i pokles hemoglobinu v předjaří.

Dynamika střední barevné koncentrace (MCHC) byla velmi blízká průběhu ukazatele MCH a rovněž koncentraci hemoglobinu

Obr. 1. Sezonní dynamika hematologických ukazatelů u pstruha obecného a lipana podhorního ve vybraných ročních cyklech.



a počtu erytrocytů u všech sledovaných druhů. Stejně jako jmenované ukazatele má i MCHC charakteristické zvýšení hodnot v zimním období, projevující se nejvyšším pikem buď v prosinci nebo v lednu. Respektuje pokles hemoglobinu vlivem vysokých průtoků vody v předjaří, kolísání ve zbývajících částech roku však nebylo tak výrazné jako u základních ukazatelů.

Dynamika středního objemu erytrocytů (MCV) se vyznačovala dvěma až čtyřmi cykly zvýšených hodnot, z nichž nejvyšší byl v srpnu u pstruha i lipana, u nichž byl průběh velmi podobný. Podobnost s ukazatelem počtu erytrocytů byla vzdálená.

Parametry bílého krevního obrazu

Počet leukocytů byl pozitivně statisticky významně závislý na teplotě vody u všech druhů. Roční průběh zaznamenal široké maximum v letním období s určitými výkyvy, a nízké hodnoty na podzim a v zimě.

Leukokritová hodnota měla průběh blízký počtu leukocytů, ale s minimy na jaře a na podzim a vzrůstem hodnot v zimním období.

V souvislosti se sezónností je v literatuře věnována největší pozornost teplotě vody. Např. Smit et al. (1981) pokusně prokázali vliv zvyšující se teploty vody na hematokrit a hemoglobin. Publikované výsledky o vlivu sezónnosti nejsou vždy jednoznačné, vliv sezóny je u shodných parametrů různých druhů ryb rozdílný, někdy se liší i výsledky u téhož druhu. Významně se může projevovat i vliv jednotlivých ekosystémů či lokalit (Van Vuren, Hattin 1978).

Nejvýraznější sezónní změny jsou většinou zjišťovány u hematokritu a počtu červených krvinek (McKnight 1969). Sands-trom (1989) v souvislosti se sezónní dynamikou hematokritu a hemoglobinu u okouna říčního, vedle externích faktorů (teplota, salinita) poukazuje na dosud minimální znalosti v oblasti erythropoiesy a procesu dozrávání červených krvinek v souvislosti se sezónními změnami ročního hematologického rytmu. Sandness et al. (1988) při výzkumu hematologie u lososa obecného v chovu zjistili, že obsah hemoglobinu je ovlivněn podílem různě velkých erytrocytů, který se mění v závislosti na délce dne - fotoperiodě. Lane (1979) poukázal na

možnost redukce erytropoese v souvislosti s poklesem teplot vody a tedy depresí metabolismu.

Poděkování

Studie byla vypracována v rámci grantových projektů č. A687402 Grantové agentury Akademie věd ČR a č. 514/95/0203 Grantové agentury České republiky.

Literatura

- Denton, J. E., Yousef, M. K., 1975: Seasonal changes in hematology of rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Comp. Biochem. Physiol.*, 51A: 151-153.
- Fourie, N., Hattingh, J., 1976: A seasonal study of the haematology of carp (*Cyprinus carpio* L.) from a locality in Transvaal South Africa. *Zool. afric.*, 11: 75-80.
- Hlavová, V., 1993: Reference values of the haematological indices in grayling (*Thymallus thymallus* Linnaeus). *Comp. Biochem. Physiol.*, 105A: 525-532.
- Hlavová, V., 1993a: Reference values of the haematological indices of brown trout, *Salmo trutta morpha fario*. *Folia Zool.*, 42: 47-62.
- Lane, H. C., 1979: Progressive changes in haematology and tissue water of sexually mature trout, *Salmo gairdneri* Richardson during the autumn and winter. *J. Fish Biol.*, 15: 425-436.
- McKnight, I. M., 1966: A hematological study on the mountain whitefish *Prosopium williamsoni*. *J. Fish. Res. Bd. Canada*, 23: 45-64.
- Sandnes, K., Lie, O., Waagbø, R., 1988: Normal ranges of some blood chemistry parameters in adult farmed atlantic salmon, *Salmo salar*. *J. Fish Biol.*, 32: 129-136.
- Sandström, O., 1989: Seasonal variations in some blood parameters in perch, *Perca fluviatilis* L., *J. Appl. Ichthyol.* 5: 80-84.

Adresa autora

RNDr. Věra Lusková,

Ústav ekologie krajiny AV ČR, Květná 8, 603 65 Brno

METODICKÉ POZNÁMKY KE STANOVENÍ HEMATOKRITU A LEUKOKRITU

K. HALAČKA a V. LUSKOVÁ

Souhrn

S použitím literárních podkladů byla provedena studie v oblasti pracovního a metodického postupu stanovení hematokritu a leukokritu v krvi u ryb. Na konkrétních výsledcích stanovení hematokritu a leukokritu u pstruha obecného je demonstrována proměnlivost zjištěných hodnot v závislosti na časovém odstupu náběru resp. množství vyteklé krve při kardiopunkci. Je zdůrazněna nezbytnost jednotného metodického postupu při stanovování hematokritu a leukokritu.

Úvod

Při výzkumu hematologie ryb jsou používány metodiky převzaté z humánní a veterinární medicíny s určitými modifikacemi (Hesser 1960). Studium prací s hematologickou tematikou jsme zjistili, že jednotliví autoři používají při zjišťování hodnot téhož hematologického parametru metodické postupy, které se v některých konkrétních detailech liší. Tato skutečnost ztěžuje a možná do jisté míry vylučuje srovnání jednotlivých výsledků a zcela znemožňuje případnou kumulaci dat získaných různými autory. Rozdíly jsme našli v oblastech odběru krve, náběru krve pro rozbor, časových dimenzích, použitého materiálu i vlastním stanovením. V našem příspěvku chceme ukázat na rozdílnosti stanovení hematokritu a leukokritu, které mohou způsobit rozdílnost naměřených dat. Hematokrit a leukokrit jsou považovány za významné parametry indikující stres, kondici a zdravotní stav ryb (Barton, Iwama 1991 aj.). Proto by mělo být užíváno shodných metodických postupů.

Metodické postupy

Na základě vyhodnocení řady studií, zabývajících se stanovením hematokritu a leukokritu u ryb, jsme zjistili následující významné rozdílnosti v pracovním a metodickém postupu, které mohou ovlivnit naměřené hodnoty a tedy vlastně znemožnit srovnatelnost dosažených výsledků.

a) Odběr krve je prováděn obvykle dvěma způsoby a to ze srdce kardiopunkcí, přičemž krev volně vytéká z jehly a nebo z ocasní cévy, kdy je krev natahována injekční stříkačkou. Méně často je získávána volně vytékající krev z cév po oddělení hlavy nebo ocasního násadce.

b) Náběr krve do hematokritových kapilár je prováděn buď z vytékající krve (při kardiopunkci) a nebo z celkového objemu odebrané krve (celkový směsný vzorek).

Časový faktor se může projevit v několika směrech. Při náběru přímo z vytékající krve (kardiopunkce) je to problém, kdy náběr provést (s jakým časovým odstupem od začátku výtoku, resp. v které části objemu vytékající krve). Další problém časového fenoménu je, jak dlouho je odebraná krev přechovávána, než je provedeno naplnění mikrokapilár, dále s jakým časovým odstupem od náběru je provedena centrifugace. V souvislosti s centrifugací se objevuje i otázka délky odstředění, následně pak doba mezi ukončením odstředění a odečtením hodnot. Použité pomůcky tj. hematokritové kapiláry mohou mít nes tejnou délku (do 75 mm), rovněž průměr kapilár není jednotný (1,3-1,5 mm) a dalším faktorem je i síla skleněné stěny kapiláry. Podle Svobodové et al. (1985) mikrokapiláry s větší silou stěny a větším vnitřním průměrem jsou nevhodné pro stanovení leukokritu. Kapiláry jsou někdy heparizinované, v jiných případech nikoli.

Dalším problematickým faktorem je centrifugace, při níž vedle již zmíněné rozdílné doby odstředění, jsme zjistili i rozdíly v počtu otáček použitého zařízení. Rovněž poloměr odstředovacího kotouče má vliv na konečné G. Při popisu metody centrifugace někteří autoři přesně udávají parametry, které mohou být různé, jiní se spokojí pouze s odvoláním na jinou studii, další pouze uvedou typ použité centrifugy .

Základní metodický postup stanovení hematokritu u ryb je obvykle odvozován ze studie Hesser (1960), resp. Snieszko (1961). Hesser (1960) uvádí kapiláry o délce 75 mm, vnitřním průměru 1,2-1,4 mm, u malých ryb vnitřní průměr 0,5 mm, ucpání pomocí plasteliny, centrifugaci po dobu 3 minut při otáčkách 11500. min⁻¹. Jednotné metody hematologického vyšetřo-

vání ryb (Svobodová et al. 1986) pro stanovení hematokritu uvádí délku kapilár 75 mm, náběr krve pro stanovení nejdéle do 4 hodin po odběru (přechovávat při teplotě 4 °C). Kapiláry uzavírat buď zatavením - potom však vlastní sloupec krve je výrazně zkrácen, a nebo ucpáním plastelinou. Odstředění provést při otáčkách 14 000/min po dobu 3 minut.

Jako demonstrační objekt jsme použili pstruha obecného. Celkem u 12 samců (průměrné hodnoty SL=251 mm, W=220 g) jsme po vyvolání elektronarkózy provedli kardiopunkci heparinizo-vanou injekční jehlou č. 16. Z vytékající krve jsme prováděli náběry krve s odstupem 10 kapek do 0,5 min. a následně s odstupem 3-4 kapek, do hematokritových kapilár (výrobce Kavalier Ltd., délka 75 mm, vnější průměr 1,5 mm, vnitřní průměr 1,00 mm, heparinizované). Kapiláry byly na dolním konci utěsněny plastelinou o výšce okolo 5 mm. Po skončení výtoku krve (obvykle se podařilo provést 9-17 náběrů, celkem 146 kapilár) byla provedena centrifugace. Centrifuga typ MPW 310, 11-12 tisíc otáček, G=15.700 g po dobu 5 minut. Ihned po centrifugaci bylo provedeno odečtení hematokritu pomocí šuplery a leukokritu pod binokulárem pomocí okulárového měřítka.

Výsledky a diskuse

Průměrné hodnoty hematokritu (HC) v časové řadě (interval 30 s) od prvního do posledního náběru jsou uvedeny v tab. 1. První náběr vykazoval nejvyšší hodnotu HC, 2. až 4. hodnota poklesla a byla téměř shodná, poslední dvě vykazaly výrazný pokles. Pokud jsme vyhodnotili jednotlivé náběry s ohledem na objemový odstup od začátku náběru, měly průměrné hodnoty HC rovněž klesající tendenci, ale pokles byl v podstatě plynulý (tab. 1).

Změny hodnot leukokritu (LC) s postupným časovým a objemovým odstupem od začátku náběrů jsou sestaveny do tab. 2. I u LC průměrné hodnoty klesají jak s časovým tak i objemovým odstupem od začátku nabírání krve do mikrokapilár.

Ze 146 hodnocených kapilár se LC nediferencoval ve 23 případech (15,7 %), z čehož 13 případů bylo u jednoho jedince (ze 14 náběrů). Zbývajících 10 negativních výsledků bylo u dalších 5 ryb (1-4 negativní výsledky). Je zajímavé, že se

negativní případy střídaly s pozitivním výsledkem v náběrové řadě u téhož jedince. Příčiny tohoto zjištění nedovedeme vysvětlit, chyby či nedostatky v metodickém postupu lze vyloučit.

Tab. 1. Změny hematokritu (průměrné hodnoty) v časové řadě náběrů (interval po 30 s) a v objemové řadě náběrů (1/6 objemu) od začátku náběrů.

Časová řada	30	60	90	120	150	180
n (kapil.)	36	36	27	25	16	6
průměr (%)	44,4	40,5	39,3	39,8	36,6	37,7
sm.odchyl.	12,3	9,9	9,9	9,5	10,1	9,6
Objem.řada	1/6	2/6	3/6	4/6	5/6	6/6
n (kapil.)	13	15	17	24	34	43
průměr (%)	44,2	42,9	41,0	40,7	39,7	38,0
sm.odchyl.	10,6	10,5	10,9	10,8	10,3	9,5

Tab. 2. Změny leukokritu (průměrné hodnoty) v časové řadě náběrů (interval 30 s) a v objemové řadě náběrů (1/6 objemu) od začátku náběru.

Časová řada	30	60	90	120	150	180
n (kapil.)	31	29	23	20	14	6
průměr (%)	1,25	1,13	0,93	1,10	1,02	0,87
sm.odchyl.	0,67	0,66	0,46	0,57	0,50	0,49
Objem.řada	1/6	2/6	3/6	4/6	5/6	6/6
n (kapil.)	13	14	12	20	28	36
průměr (%)	1,16	1,16	1,11	1,08	1,04	1,11
sm.odchyl.	0,65	0,52	0,55	0,59	0,62	0,63

Stanovení hematokritu a leukokritu je u ryb prováděno postupem, který pro ryby rozpracoval Hesser (1960). Jednotliví autoři však používají tuto metodiku s určitými odchylkami, což může mít vliv na naměřené hodnoty. Hille, Pöllnitz (1980) zjistili pokles hodnoty HC po odběru určitého množství krve. Vyšší hodnoty HC vykazovala krev získaná po oddělení ocasního násadce z ocasních cév. Rovněž způsob usmrcení měl vliv na hodnotu HC. Používané mikrokapiláry vykazují v některých

studiích rozdílné parametry. Vedle obvyklé délky 75 mm, se vyskytují i kratší 70 mm. Rovněž vnitřní průměr je vedle obvyklých 1,0-1,5 mm, někdy menší 0,5-0,9 mm (např. McKnight 1966). Rozdílné parametry jsou používány při centrifugaci. Délka centrifugace použitá jednotlivými autory kolísala od 3 do 15 minut, počet otáček od 1000 do 12.500 ot./min., přetížení od 5.400 do 14.000 g (např. Blaxhall, Daisley 1973, Martinez et al. 1994, McKnight 1996, Allen 1993, McLeay, Gordon 1977 aj.). Do jaké míry mají vliv parametry centrifugace na hodnotu HC a LC by bylo velmi potřebné zjistit. Náběr krve do kapilár bývá prováděn buď přímo z výtoku při kardiopunkci, nebo z celkového odebraného množství (směsný vzorek), pomocí injekční stříkačky. Allen (1993) zjistil průkazně nižší hodnoty HC v heparinizované krvi oproti krve bez heparinu.

Pro stanovení LC doporučují Svobodová et al. (1985) zvýšit počet otáček ze 3000 (používaných pro HC) na 5000 za minutu. Náběr krve pro centrifugaci je nutno provést nejpozději do 1 hodiny po odběru ze srdce. Autoři rovněž zjistili, že pro stanovení LC jsou vhodnější mikrokapiláry s menším vnitřním průměrem a slabším sklem (absolutní hodnoty však neuvádějí). Diferenciace LC při dodržení všech předpokladů se v některých případech, nebo obdobích nemusí podařit. Ojediněle se s tímto jevem setkáváme a v některých případech k diferenciaci nedojde i v celém vzorku vyšetřovaných ryb, např. u lipana podhorního v červnu (Hlavová et al. 1989). Velmi často jsme tento jev zaznamenali u jelce tlouště.

Poděkování

Studie byla vypracována v rámci grantového projektu č. A 687402 podporovaného Grantovou agenturou Akademie věd ČR.

Literatura

- Allen, P., 1993: Determination of haematological parameters of *Oreochromis aureus* Steindachner and the effect of heparin on these. *Comp. Biochem. Physiol.*, 106A: 355-358.
- Barton, B.A., Iwama, G.K., 1991. Physiological changes in fish from stress in aquaculture with emphasis on the response and effect of corticosteroids. *Ann. Rev. Fis. Dis.*, 1: 3-26.

- Blaxhall,P.C.,Daisley,K.W.,1973. Routine haematological methods for use with fish blood. J.Fish Biol., 5: 771-781.
- Hesser,E.F.,1960. Methods for routine fish hematology. Prog. Fish-Cult., 22(4): 164-171.
- Hille,S.,Póllnitz,Chr.,1980. Methodik hámatologischer und biochemischer Untersuchungen an der Regenbogenforelle. Tierärztl. prax. 8: 521-534.
- Hlavová,V.,Jurajda,P.,Pravda,D.,1989. Změny bílého kreniho obrazu pstruha obecného (*Salmo trutta*) a lipana podhorniho (*Thymallus thymallus*) v průběhu roku. Živ.Výr.,34:949-958.
- Martinez,F.J.,García-Riera,M.P.,Canteras,M.,De Costa,J., Zámora, S., 1994. Blood parameters in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): simultaneous influence of various factors. Comp.Biochem.Physiol., 107A: 95-100.
- McKnight,I.M.,1966.A hematological study on the mountain whitefish, *prosopium williamsoni*. J. Fish. Res. Bd. Canada, 23: 45-64.
- McLeay,D.J.,Gordon,M.R.,1977. Leucocrit: A simple hematological technique for measuring acute stress in salmonid fish, including stressful concentrations of pulpmill effluent. J.Fish.Res., Board Can. 34: 2164-2175.
- Snieszko,S.F.,1961. Microhematocrit values in rainbow trout, brown trout, and brook trout. Prog. Fish-cult., 23 (3): 114-119.
- Svobodová,Z.,Přikryl,L.,Pečená,M.,Štěpanovič,M.,1985: Vztah mezi počtem leukocytů a leukokritovou hodnotou u kapra. Buletin VÚRH Vodňany, 1985 (3): 17-20.
- Svobodová,Z.,Pravda,D.,Paláčeková,J.,1986. Jednotné metody hematologického vyšetření ryb. Edice metodik VÚRH Vodňany, č. 22, 3 6 pp.

Adresa autorů:

Ing. Karel Halačka, CSc. a RNDr. Věra Lusková,
Ústav ekologie krajiny AV ČR, Květná 8, 603 6 5 Brno.

VLIV TOXINŮ SINIC NA KAPŘÍ NÁSadU PO PERORÁLNÍ APLIKACI S. NAVRÁTIL, M. PALÍKOVÁ, V. VAJCOVÁ, F. TICHÝ, F. ŠTĚRBA

Souhrn

Bylo prokázáno toxické působení microcystinu LR a biomasy sinic s obsahem cyanotoxinů na kapří násadu po perorální aplikaci. Intoxikované ryby byly plaché, apatické, shlukovaly se do hejna a ztrácely reflexy. Hepatopankreas intoxikovaných ryb měl nažloutlé až nazeleňalé zbarvení, v těžších případech jsme zjišťovali četné hemoragie a čirou až hemoragickou tekutinu v dutině tělní. V hepatopankreatu a ledvinách jsme zjišťovali dystroficko-nekrobiotické změny hepatocytů, ložiskové nekrózy a krváceniny, edém, dystroficko-nekrobiotické změny tubulů, leukocyty v luminu kanálků, kulatobuněčnou infiltraci v intersticiu ledvin a siderózu. Ultrastrukturální studium pomocí TEM potvrdilo výrazné poškození hepatocytů a buněk ledvinných tubulů, těžší po aplikaci biomasy s obsahem microcystinu LR a jiných toxinů. U některých hematologických ukazatelů byla zjištěna tendence k odchylkám (vyšší hladiny AST, ALT, LDH, eosinofilie, vyšší výskyt nezralých krevních elementů).

Úvod

Sinice jsou fotosyntetizující gram-negativní eubakterie schopné produkovat toxiny (cyanotoxiny) (MARŠÁLEK a TURÁNEK, 1995).

Hepatotoxiny produkují sinice různých rodů (CARMICHAEL, 1992). Jedná se o cyklické, velmi termostabilní peptidy. Nejrozšířenějším a nejčastěji studovaným hepatotoxinem je cyklický heptapeptid microcystin LR (MARŠÁLEK a TURÁNEK, 1995). Působení na kapra studovali RÁBERGH a kol. (1991). Po intraperitoneální aplikaci microcystinu LR kaprům (*Cyprinus carpio*) v subletálních dávkách zjišťovali těžké poškození jater, v ledvinách pak dilataci Bowmanových váčků. Po aplikaci letálních dávek došlo ke ztrátě architektury jaterního

parenchymu a degeneraci ledvinných tubulů. TEM jater prokázala těžké cytologické poškození. V krevní plasmě byly zvýšené hladiny ALT, AST a LDH.

Materiál a metodika

Vliv cyanotoxinů byl studován na základě dvou pokusů. V prvním pokusu bylo použito 15 kusů kapří násady, o průměrné hmotnosti 157 g. Pěti kusům byl aplikován perorálně sondou čistý microcystin LR, dalším pěti kusům biomasa sinic se známým obsahem microcystinu LR, zbylé kusy byly kontrolní. Dávky microcystinu LR (60 ng na kus) vycházely z hodnot LD pro kapra obecného po intraperitoneální aplikaci, jak ji uvádějí RÁBERGH a kol. (1991). Uvedená dávka byla pokusným rybám aplikována rozděleně 1. a 2. den pokusu. Pokus byl ukončen po sedmi dnech usmrcením zbylých pokusných ryb a ryb kontrolních. Těsně před usmrcením byly rybám odebrány kardiální punkcí nebo z ocasních cév asi 2 ml krve pro hematologické vyšetření podle "Jednotných metod hematologického vyšetřování ryb" (SVOBODOVÁ a kol., 1986). Byly sledovány ukazatele tzv. zkráceného hematologického kondičního testu (ZHKT) - hematokritová hodnota (Hk, PCV), množství hemoglobinu (Hb), střední barevná koncentrace (MCHC), celkové bílkoviny (TP) a dále leukokritová hodnota (Lk) a hladiny alanin-aminotranferázy (ALT), aspartát-aminotranferázy (AST) a laktát-dehydrogenázy (LDH).

Po usmrcení nebo úhynu byly ryby ohledány a vypitvány podle publikace LUCKÝ (1982) a zároveň byly odebrány vzorky jater a ledvin k histologickému vyšetření. U tří ryb (z každé skupiny 1 kus) byly odebrány vzorky jater a ledvin k vyšetření transmisivní elektronovou mikroskopií (TEM).

Ve druhém pokusu bylo použito 15 kusů kapří násady o průměrné hmotnosti 161 g. Pokusným rybám (10 ks) byla jednorázově aplikována biomasa sinic se známým obsahem microcystinu LR. Množství aplikované biomasy odpovídalo dávce 50 µg . kg⁻¹ ž.hm. (1. sk. - 5 ks) a 60 µg microcystinu LR na kus (2. sk. - 5 ks). Kontrolní skupině

(5 ks) byla aplikována pitná voda v objemu 0,5 ml. Metody vyšetřování byly, s výjimkou TEM, shodné jako u 1. pokusu.

Výsledky

Pokusy prokázaly toxické působení microcystinu LR a biomasy sinic s obsahem cyanotoxinů na kapři násadu po perorální aplikaci. Klinické příznaky intoxikace byly charakterizovány zvýšenou plachostí, shlukováním do hejna, apatií a ztrátou reflexů. Patologicko-anatomické změny byly charakterizovány nažloutlým nebo nazelenalým zbarvením hepatopankreatu a v těžších případech výskytem hemoragií v kůži, přední komoře oční, hepatopankreatu, plynovém měchýři, obsahem čiré až hemoragické tekutiny v dutině tělní, výhřezem řiti, překrvením střevní sliznice, čirým až hemoragickým střevním obsahem a bledostí zaber. Histologické změny hepatopankreatu a ledvin byly charakterizovány dystroficko-nekrobiotickými změnami hepatocytů, drobnými ložiskovými nekrózami, ložiskovými krváceninami, edémem, dystroficko-nekrobiotickými změnami tubulů s deskvamací epitelu, nálezem leukocytů v luminu kanálků, kulatobuněčnou infiltrací v intersticiu ledvin a siderózou. Po aplikaci nižších dávek byly změny charakterizovány degenerativními změnami hepatocytů a ledvinných kanálků. Ultrastrukturální studium pomocí TEM potvrdilo výrazné poškození hepatocytů a buněk ledvinných tubulů, které korespondovalo s histologickými nálezy. Těžší cytologické poškození bylo zjištěno po aplikaci biomasy s obsahem microcystinu LR a ještě dalších cyanotoxinů. U některých hematologických ukazatelů byla zjištěna tendence k odchylkám (vyšší hladiny AST, ALT, LDH - viz tabulka č. 1 a č. 2, eosinofilie, vyšší výskyt nezralých krevních elementů).

Diskuze

Klinické příznaky intoxikace v 1. pokusu se shodovaly s klinickými příznaky popisovanými po intraperitoneálním

podání letálních dávek microcystinu LR rockům pstruha duhového (TENCALLA a kol., 1994). Patologicko-anatomické nálezy u uhynulých nebo po ukončení pokusu usmrčených pokusných ryb byly charakteristické především hemoragiemi a obsahem hemoragické tekutiny v dutině tělní. Podobné změny se však objevují i u hospodářsky nejzávažnějšího onemocnění kaprů v našich podmínkách, jarní virémie kaprů (např. LUCKÝ, 1986). Histologické nálezy v játrech a ledvinách odpovídaly literárním údajům (RÁBERGH a kol. 1991, RODGER a kol. 1994). Ultrastrukturální změny jater také (RÁBERGH a kol., 1991). Těžší charakter ultrastrukturálních změn v játrech ryb, kterým byla podána biomasa, lze vysvětlit spolupůsobením dalších cyanotoxinů.

Zjištěný nárůst hladin ALT, AST a LDH měl signifikantní charakter a odpovídal publikovaným údajům (RÁBERGH a kol., 1991). Ostatní hematologické ukazatele neměly v 1. pokusu signifikantní charakter. Vyšší výskyt mladých forem leukocytů a erytrocytů u jedné pokusné ryby z 1. skupiny lze vysvětlit reakcí organismu na ztrátu hemoragiemi. Eosinofilii by bylo možné u pokusných ryb vysvětlit toxickým působením cyanotoxinů. Zvýšený počet eosinofilních granulocytů byl však zjištěn i u kontrolních ryb.

Klinické příznaky intoxikace byly ve 2. pokusu pozorovány pouze u 2. skupiny ryb, které byla aplikována vyšší dávka biomasy, po třech dnech však vymizely. Při pitvě usmrčených ryb po ukončení pokusu byly patologické změny zjištěny u 2. skupiny ryb a jedné ryby kontrolní (nazelenalé zbarvení jater). Změny ve druhé skupině ryb však byly nevýrazné (zelené zbarvení kůže jedné ryby, nažloutlá až zelenožlutá játra, v dutině tělní jedné ryby malé množství čiré tekutiny) a nebyly charakterizovány hemoragiemi.

Lehčí průběh intoxikace lze vysvětlit použitím biomasy, která představovala čistý microcystin LR a jiné toxiny se nemohly uplatnit a zároveň tím, že biomasa působila jako určitý ochranný faktor bránící vstřebávání toxinu. U obou skupin pokusných ryb však byly zjišťovány při histologickém vyšetření jater a ledvin dystroficko-nekrobiotické změny hepatocytů a ledvinných tubulů, i když u ryb s nižší dávkou

Toxicity of *Microcystis aeruginosa* peptide toxin to yearling rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Aquat. Tox., 30: 215 - 224

Tab. č. 1: Hematologické ukazatele ryb z prvního pokusu

Ryba č.	Hk l.l ⁻¹	Lk l.l ⁻¹	TP g.l ⁻¹	Hb g.l ⁻¹	MCHC l.l ⁻¹	ALT μkat.l ⁻¹	AST μkat.l ⁻¹	LDH μkat.l ⁻¹
4	0,18	0,0036	30,35	34,87	0,19	94,6	42,9	243,2
5	0,03	0,003	2,3	5,08	0,17	23,54	26,07	235,2
8	0,17	-	25,25	38,6	0,23	21,12	18,37	65,34
9	0,12	0,0071	22,7	19,64	0,16	30,58	20,13	130,5
10	0,16	0,0047	30,35	25,73	0,16	43,12	33,77	244,4
11	-	-	-	-	-	0,2	2,65	10,39
12	0,20	0,0099	27,8	36,9	0,18	0,33	1,6	4,36
13	0,23	0,0092	20,15	31,83	0,14	-	-	-
14	-	-	-	-	-	1,61	6,61	19,03
15	0,15	0,0085	25,25	22,35	0,15	-	-	-

Pozn.: Rybám č. 4 a 5 byl aplikován čistý microcystin LR, rybám č. 8, 9 a 10 byly aplikovány biomasa, ryby č. 11, 12, 13, 14 a 15 byly kontrolní.

Tab. č. 2: Hematologické ukazatele ryb ze druhého pokusu

Ryba č.	Hk l.l ⁻¹	Lk l.l ⁻¹	TP g.l ⁻¹	Hb g.l ⁻¹	MCHC l.l ⁻¹	ALT μkat.l ⁻¹	AST μkat.l ⁻¹	LDH μkat.l ⁻¹
1	0,35	0,003	48,2	-	-	3,45	3,95	11,4
2	0,245	0,0014	43,1	30,19	0,2	1,30	2,59	18,39
3	0,295	0,0013	53,3	49,05	0,17	1,21	3,11	13,85
4	0,22	0,0038	43,1	41,51	0,19	1,58	4,45	24,12
5	0,325	0,0013	48,2	30,19	0,1	1,77	2,45	20,28
6	0,17	0,0016	35,5	26,41	0,16	24,39	11,87	72,26
7	0,175	0,0030	48,2	41,51	0,24	5,93	7,21	27,78
8	0,33	0,0014	48,2	75,46	0,23	86,95	47,85	81,14
9	0,305	0,0028	-	52,83	0,17	2,00	3,08	9,42
11	0,24	0,003	-	41,51	0,17	3,71	4,6	37,92
12	0,27	0,0015	32,9	45,28	0,17	2,07	2,45	5,17
13	0,225	0,0014	25,3	41,51	0,18	4,63	3,45	5,89
14	0,285	0,0016	40,6	45,28	0,16	5,08	6,89	63,15
15	0,195	0,004	40,6	37,73	0,19	1,43	4,88	10,74

Pozn.: Rybám č. 1, 2, 3, 4 a 5 byla aplikována nižší dávka biomasy, rybám č. 6, 7, 8 a 9 byla aplikována vyšší dávky biomasy, ryby č. 11, 12, 13, 14 a 15 byly kontrolní.

MVDr. Stanislav Navrátil, CSc., MVDr. Miroslava Palíková, MVDr. Veronika Vajcová, Doc. MVDr. František Tichý, CSc., Doc. MVDr. František Štěrba, CSc. - Veterinární a farmaceutická univerzita Brno, Palackého 1 - 3, 612 42 Brno

biomasy méně výrazné. Nález degenerativních změn ledvinných tubulů po podání subletálních dávek microcystinu LR neodpovídá sdělení RÁBERGH a kol. (1991). Hematologické ukazatele neměly (včetně nárůstu hladin AST, ALT a LDH a diferenciálního rozpočtu) signifikantní charakter.

Poděkování

Autoři děkují všem spolupracovníkům, především pak Ing. B. Maršálkovi, CSc. za přípravu biomasy sinic a microcystinu LR a paní A. Pleskačové za přípravu histologických preparátů.

Literatura

- CARMICHAEL, W. W., 1992. Cyanobacteria secondary metabolites. A review. J. Appl. Bacteriol., 72
- LUCKÝ, Z., 1982. Metodické návody k diagnostice nemocí ryb. 4. vyd. Praha, SPN, 150 s.
- LUCKÝ, Z., 1986. Choroby chovných ryb. 2. vyd. Praha, SPN, 201 s.
- MARŠÁLEK, B., TURÁNEK, J., 1995. Biologicky aktivní látky produkované sinicemi vodního květu. Ve: Vodní květy sinic. Ed. MARŠÁLEK, B., KERŠNER, V., MARVAN, P., Brno, Nadatio Flos-aquae, s. 89 - 104 (v tisku)
- RÁBERGH, C. M. I., BYLUND, G., ERIKSSON, J. E., 1991. Histopathological effects of microcystin-LR, a cyclic peptide toxin from the cyanobacterium (blue-green alga) *Microcystis aeruginosa* on common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Aquatic Toxicology*, 20: 131 - 146
- RODGER, H. D., TURNBULL, T., EDWARDS, C, CODD, G. A., 1994. Cyanobacterial (blue-green algal) bloom associated pathology in brown trout, *Salmo trutta* L., in Loch Leven, Scotland. *J. Fish Diseases*, 17: 177 - 181
- SVOBODOVÁ, Z., PRAVDA, D., PALÁČKOVÁ, J., 1986. Jednotné metody hematologického vyšetřování ryb. Vodňany, VÚRH, 36 s.
- TENCALLA, F. G., DIETRICH, D. R., SCHLATTER, CH., 1994.

CHARAKTERISTIKA ROZŠÍŘENÍ HLÍSTICE *ANGUILLICOLA CRASSUS* U ÚHOŘE ŘÍČNÍHO V POVODÍ MORAVY

V. BARUŠ, M. PROKEŠ, K. HALAČKA

Souhrn

V letech 1994 a 1995 byla prokázána u úhoře říčního (*Anguilla anguilla*) invaze hlístic (*Anguillicola crassus*) v povodí Moravy (revírech MRS) celkem na 10 lokalitách z celkového počtu 24 sledovaných. Extenzita a intenzita invazí u hostitelů dosahovala pravidelně vysokých hodnot, zvláště u vyšších délkových skupin (TL 40 - 80 cm). Invaze tohoto parazita byla hodnocena jako celoroční. Ztráta na těžbě úhoře říčního sportovním rybolovem ve Vranovské údolní nádrži jeden rok po masivním úhynu na anguillikózu dosáhla nejméně hodnot 1130 ks a hmotnosti 1,3 t. Hlístice *A. crassus* je parazitem v povodí Moravy již plně naturalizovaným.

Úvod

Cestu rychlého rozšíření hlístice *Anguillicola crassus* Kuwahara, Niimi et Itagaki, 1974 v evropských zemích, cizopasíci v adultním stádiu v plynovém měchýři úhoře říčního (*Anguilla anguilla* L.), popisují Belpaire a kol. (1989), Kennedy a Fitch (1990) a Moravec (1994). V České republice, z Labe u Hřenska v roce 1991, oznámil první nález tohoto specifického parazita úhořů Moravec (1992). Z povodí Moravy popsal výskyt této hlístice poprvé Baruš (1994, 1995a,b), v souvislosti s masovým úhynem úhořů v důsledku invaze tohoto parazita na Vranovské ÚN v roce 1994. Mimořádná patogenita této hlístice pro hostitelský druh ryby byla důvodem pro zjištění jejího aktuálního výskytu v povodí Moravy.

Materiál a metodika

V roce 1994 a zvláště 1995 byli z iniciativy Moravského rybářského svazu, pod koordinací zemského hospodáře Doc. Ing. P. Spurného, CSc, shromažďováni jedinci úhoře říčního z vybraných revírů Místních organizací MRS. Celkem bylo vyšetřeno 100 jedinců

ze 24 lokalit v povodí Moravy. Pitva ryb, fixace a determinace parazita byla provedena podle Moravce (1994). U úhořů s invazí *A. crassus* jsme vyjádřili hodnoty prevalence invaze (v %) a intenzity invaze (v ks parazitů). Poznamenáváme, že hodnota intenzity invaze v našem případě vyjadřuje pouze počet jedinců *A. crassus* větší délky těla než 3 mm. Počet larev hlístice nebyl přesně kvantitativně zjišťován.

Podle evidence úlovků úhoře říčního, vedených sekretariátem MRS od roku 1990, jsme zhodnotili důsledek masového úhynu tohoto druhu ryb ve Vranovské ÚN v roce 1994 na jeho těžbu sportovním rybolovem v roce 1995.

Výsledky a diskuse

Distribuce invazí a jejich parametry

Invaze úhoře říčního hlísticí *A. crassus* jsme analyzovali podle charakteristických typů vodních biotopů. Z celkového počtu 24 vyšetřených lokalit bylo 7 přehradních nádrží, 6 říčních toků a průtočných ramen a 9 menších uzavřených nádrží (např. trvale oddělená říční ramena a vodní plochy vzniklé po těžbě písku).

Invaze hlísticí *A. crassus* byla zjištěna u úhořů na 4 přehradních nádržích: Vranovská ÚN (1994), Brněnská ÚN, Plumlovská ÚN a Koryčanská VN (všechny 1995). Hodnoty prevalence invazí byly v rozmezí 40-100%, intenzity invazí 1-32 hlístic v hostiteli. Z řek a průtočných ramen byly v roce 1995 zjištěny invaze *A. crassus* na 3 lokalitách: Kyjovka a dolní tok Dyje (2 lokality). Hodnoty prevalence invazí byly v rozmezí 45-100%, intenzity invaze 1-17.

Z uzavřených menších nádrží byla invaze *A. crassus* zjištěna v roce 1995 na 3 lokalitách, které uvádíme podle nomenklatury příslušných rybářských revírů: Bečva Chropynská 1A, Morava 9A (v obou revírech byl registrován úhyn úhořů na invazi parazita) a Dyje 4A. Ve všech těchto případech byly hodnoty prevalence invaze 100%, intenzity invaze 4-27. Vzhledem k malému počtu vyšetřených úhořů v jednotlivých měsících jsme nemohli hodnotit sezónní dynamiku invazí *A. crassus*. Pouze konstatujeme, že adultní exempláře této hlístice jsme zjišťovali v plynovém měchýři prakticky během celého roku (z ledna, května a června jsme neměli k dispozici hostitele k vyšetření). Toto

naše zjištění koresponduje s údaji Molnára a kol. (1994).

Pro další monitoring výskytu invazí *A. crassus* v povodí Moravy je důležité zjištění o vysokých hodnotách prevalence (přes 50%) u úhořů v délkových skupinách TL 60-80 cm. V této souvislosti lze vyslovit předpoklad, že k identifikaci invaze *A. crassus* by pro parazitologické vyšetření mohl být dostačující počet 7-8 jedinců úhořů v jednom vzorku z jedné lokality, o výše uvedené TL (60-80 cm) .

Zjištění invazí *A. crassus* v plynovém měchýři u úhořů v přehradních nádržích na řekách Dyje, Svratka, Hloučela a Kyjovka je důležité z epidemiologického hlediska pro další šíření parazita do dolních toků těchto řek. Z uzavřených neprůtočných nádrží se invaze do jiných biotopů přirozenou cestou šířit nemůže. Vážné nebezpečí však představuje lovení nástražných rybek v těchto biotopech a jejich převoz a použití k lovu dravců na lokalitách anguillikolózou dosud nezasažených. Je totiž prokázáno, že malé "plevelné" rybky mohou jako parateničtí hostitelé invazních larev *A. crassus* (L3) ve svém organismu larvy kumulovat a uchovávat schopné invaze po velmi dlouhou dobu (Moravec 1994, Moravec a Konečný 1994, Székely 1994).

Vliv invaze a úhynu úhořů na jejich těžbu

V literatuře jsou k dispozici podrobné údaje o masovém úhynu úhořů na invazi hlísticí *A. crassus* v jezeru Balaton (Molnár 1993; Molnár a kol. 1991, 1993, 1994; Biró 1992). Odhad biomasy uhynulých úhořů byl v roce 1991 celkem 200 t a v roce 1992 dalších 40 t. Množství na anguillikolózu uhynulých úhořů ve Vranovské ÚN v roce 1994 odhadl Baruš (1994, 1995a) na více než 3,5 t. Dosud však nikde nebyl vyhodnocen přímý důsledek úhynu úhořů na tuto helmintózu ve vztahu ke kvantitativním výsledkům těžby sportovním rybolovem v následném období. Proto jsme provedli toto zhodnocení podle evidence rybářských úlovků na Vranovské ÚN, vedené na sekretariátu MRS (Ing. A. Kotulán). V tab. 1 porovnáváme údaje o úlovcích úhořů v tomto revíru v letech před úhynem (1990-1993), v roce s masovým úhynem úhořů (1994) a s následující rybolovnou sezónou (1995), bez prokázaného úhynu.

Porovnáme-li celkovou plochu mimopstruhových revírů MRS (6720

ha) s plochou revíru Vranovská ÚN (537 ha) je její podíl pouze 8 %. Hodnoty těžby úhoře říčního z této nádrže s ohledem na selektivitu sportovního rybolovu v letech 1990-1994 (v početnosti i hmotnosti) naznačují na jeho vysokou populační hustotu. Po masovém úhynu úhořů na anguillikolózu v roce 1994 došlo k výraznému snížení jeho populační hustoty v nádrži (stav 1995), což dokumentuje průkazné snížení jeho úlovků (Tab. 1).

Tab. 1. Kvantitativní údaje o úlovcích úhoře říčního ve Vranovské ÚN v letech 1990-1995.

Roky	Počet docházek	Uloveno celkem		Prům. w 1 ks.kg ⁻¹	Prům. w kg.ha ⁻¹	Podíl na úlovcích MRS	
		ks	kg			ks (%)	kg (%)
1990	47 670	2315	2549,9	1,10	4,75	24,30	32,68
1991	53 010	1796	1933,2	1,08	3,60	21,67	26,71
1992	49 918	1459	1621,7	1,11	3,03	19,35	24,74
1993	51 553	1873	2017,0	1,08	3,76	24,84	30,42
1994	60 873	1450	1664,8	1,15	3,10	20,84	27,00
1995	59 714	311	340,1	1,09	0,63	5,15	6,80

Jak je obvyklé v systémech parazit-hostitel, dochází při helmintózách končících mortalitou vždy k podstatnému zředění populace hostitele, nikdy však k jeho úplné eliminaci z ekosystému. Zjistíme, že po epidemii anguillikolózy došlo ve Vranovské ÚN k meziročnímu poklesu úlovků úhoře (1994 versus 1995) nejméně o 1130 ks a hmotnosti 1,3 t (= 80%). Ve srovnání s průměrnou hodnotou úlovků úhořů vyjádřených v kg.ha⁻¹ ze všech ostatních mimopstruhových revírů MRS v roce 1995 (0,74 kg) byl úlovek z Vranovské ÚN mírně pod tímto průměrem (0,63 kg). Pro sportovní rybáře však zůstal lov úhořů ve Vranovské ÚN i nadále atraktivní (Sadílek 1996).

Poděkování

Autoři vyslovují poděkování rybářským hospodářům Místních organizací Moravského rybářského svazu a pracovníkům sekretariátu MRS za dodání úhořů k parazitologickému vyšetření. Tento výzkum byl proveden s finanční podporou GA AV ČR, grant č. A 6087 503.

Literatura

- Baruš,V., 1994: Úhořům hrozí smrt. Rybářství, 1994(11): 328-329.
- Baruš,V., 1995a: Hlístice *Anguillicola crassus* - vážný cizopasník úhoře říčního v České republice. In: Spurný,P. (ed.), Production of stocks material in perspective fish species. Brno, s. 144-150.
- Baruš,V., 1995b: First record on *Anguillicola crassus* (Nematoda) in the Morava River drainage basin. Helminthologia, 32(1-2): 89.
- Belpaire,C, Charleroy De,D., Grisez,L. & Ollivier,F., 1989: Spreading mechanism of the swimbladder nematode *Anguillicola crassus* in the European eel *Anguilla anguilla*, and its distribution in Belgium and Europe. EIFAC (FAO) Working Group on Eel, Porto, Portugal, May 29 - June 3, 1989, 13 s.
- Biró,P., 1992: Die Geschichte des Aals (*Anguilla anguilla* L.) in Plattensee (Balaton). Österreichs Fischerei, 45: 197-207.
- Kennedy,C.R. & Fitch,D.J., 1990: Colonization, larval survival and epidemiology of the nematode *Anguillicola crassus*, parasitic in the eel, *Anguilla anguilla*, in Britain. J. Fish Biol., 36(2) : 117-131.
- Molnár,K., 1993: Effect of decreased oxygen content on eels (*Anguilla anguilla*) infected by *Anguillicola crassus* (Nematoda: Dracunculoidea). Acta Vet. Hung., 41: 349-360.
- Molnár,K., Székely,C. & Baska,F., 1991: Mass mortality of eel in Lake Balaton due to *Anguillicola crassus* infection. Bull. Eur. Ass. Fish Pathol., 11: 211-212.
- Molnár,K., Baska,F., Csaba,G., Glávits,R. & Székely,C, 1993: Pathological and histopathological studies of the swimbladder of eels *Anguilla anguilla* infected by *Anguillicola crassus* (Nematoda: Dracunculoidea). Dis. Aquat. Org., 15: 41-50.
- Molnár,K., Székely,C. & Perényi,M., 1994: Dynamics of *Anguillicola crassus* (Nematoda: Dracunculoidea) infection in eel of Lake Balaton, Hungary. Folia parasit., 41: 193-202.
- Moravec,F., 1992: Spreading of the nematode *Anguillicola crassus* (Dracunculoidea) among eel populations in Europe. Folia parasit., 39: 247-248.

- Moravec,F., 1994:Parasitic Nematodes of Freshwater Fishes of Europe. Academia, Praha, 476 s.
- Moravec,F. & Konečný,R., 1994: Some new data on the intermediate and paratenic hosts of the nematode *Anguillicola crassus*
- Kuwahara, Niimi et Itagaki, 1974 (Dracunculoidea), swimbladder parasite of eels. *Folia parasit.*, 41: 65-70.
- Sadilek,J., 1996: Úhoři na Vranově jsou! *Kajman – rybářské noviny*, 3(2): 13.
- Székely,C., 1994: Paratenic host for the parasitic nematode *Anguillicola crassus* in Lake Balaton, Hungary. *Dis. Aquat. Org.*, 18: 11-20.

Adresa autorů:

Prof. Ing. Vlastimil Baruš, DrSc, Ing. Miroslav Prokeš, CSc, Ing. Karel Halačka, CSc,
Ústav ekologie krajiny AV ČR, Květná 8, 603 65 Brno

BIOLOGICKÁ CHARAKTERISTIKA JESETERA SIBIŘSKÉHO (ACIPENSER BAERI) IMPORTOVANÉHO DO ČESKÉ REPUBLIKY V ROCE 1995

M. PROKEŠ, V. BARUŠ, M. PEŇÁZ

Souhrn

V roce 1995 byl poprvé v České republice proveden výzkum ontogeneze, ekologie a etologie plůdku jesetera sibiřského (*Acipenser baeri* Brandt, 1869), který byl 12. února 1995 dovezen z Ruska ve formě oplozených jiker. Produkční chov tohoto druhu probíhá v líhni Mydlovary (Rybníkářství Hluboká, a.s.) a experimentální chov byl v roce 1995 realizován v Ústavu rybářství a hydrobiologie MZLU a v Ústavu ekologie krajiny AV ČR v Brně. U jesetera sibiřského byly zjištěny velmi příznivé biologické vlastnosti, zejména intenzivní růst, dobré využití používaných krmiv, dobrý zdravotní stav, nízká mortalita, značná odolnost vůči mechanickému poškození a velmi dobrá nutriční hodnota svalové tkáně, které tento chondrosteidní druh předurčují k produkčnímu využití v akvakulturních a rybníčních podmínkách České republiky. Výzkum byl proveden s finanční podporou GA ČR, Grant č. 507/94/0345.

Úvod

Jeseter sibiřský (*Acipenser baeri* Brandt, 1869), se v dřívějším období na území České republiky nikdy nevyskytoval. Přirozeně se před rokem 1952 nevyskytoval (až na výjimku vzácného výskytu v řece Pečoře) ani v evropských vodních ekosystémech. Systematicky je tento druh řazen do nadřádu Chrupavčití {Chondrostei}, řádu Jeseteři (*Acipenseri formes*), čeledi Jeseterovití (*Acipenseridae*) a rodu Jeseter (*Acipenser*). Na nejnižší zoologické taxonomické úrovni jsou podle různých autorů presentovány minimálně dva a maximálně pět poddruhů (*Acipenser baeri baeri*, *A. baeri oxyrhinchus*, *A. baeri baicalensis*, *A. baeri chatys* a *A. baeri shrenki*).

Údaje o aklimatizaci tohoto druhu na území bývalého SSSR jsou uvedeny v článku Berdičevskij a kol. (1983) a aktuální přehled o jeho biologických vlastnostech zpracoval Sokolov & Vasilev (1989)

Vzhledem ke skutečnosti, že se jedná o velmi perspektivní druh pro naše akvakulturní a rybniční prostředí, považujeme za vhodné předložit touto formou stručnou informaci o prvních výsledcích výzkumu jeho základních biologických vlastností v podmínkách České republiky.

Materiál a metodika

První dovoz 80 000 ks oplozených jiker jesetera sibiřského z Ruska byl proveden dne 12.2.1995. Import byl organizačně i finančně zajištěn akciovou společností Rybníkářství Hluboká nad Vltavou. Produkční inkubace jiker a odchov plůdku byl proveden v líhni Mydlovary. Tato líheň je součástí akciové společnosti a je zde využíváno oteplené vody z místní tepelné elektrárny. Jikry byly vyprodukovány v teplovodní produkční farmě Rybnoje, která se nachází v Dmitrovském regionu (Moskevská oblast). Podle informací pracovníků Rybníkářství Hluboká, Ing. Lud'ka Štěcha, P. Balouna a L. Zvonaře, byla produkční linie chovaná v Mydlovarech v roce 1995 získána zkřížením samce, který příslušel k subspecii *A. baeri oxyrhinchus* a samice, která příslušela k subspecii *A. baeri baicalensis*. Zástupci subspecie *A. baeri oxyrhinchus* žijí přirozeně v říčním systému řeky Leny, zástupci subspecie *A. baeri baicalensis* se přirozeně vyskytují v jezeře Bajkal.

Kromě akvakulturního chovu v Mydlovarech byly početně menší vzorky jesetera sibiřského experimentálně chovány v Ústavu rybářství a hydrobiologie Mendelovy zemědělské a lesnické univerzity v Brně (akvariijní chov) a v Ústavu ekologie krajiny AV ČR v Brně (akvariijní a bazénový chov). Akvariijní chov v Ústavu ekologie krajiny AV ČR (dále pouze ÚEK) probíhal v semi recirkulačním systému s automatickým čištěním a doplňováním vody z vodovodní sítě a s automatickou regulací teploty (nastaveno na 20°C). Ve stojanovém uspořádání byly použity dva velikostní typy akvárií (45 x 35 x 35 cm a 80 x 41 x 40 cm). Granulovaná krmiva byla dávkována automaticky pomocí krmítek vlastní konstrukce (Peňáz a kol. 1988) s možností dávkování 1x až 24 x za 24 hod.

Při obecně zaměřeném experimentálním chovu bylo ověřováno využití několika běžně dostupných druhů granulovaného krmiva firmy Alma (Storfutter A2, Stór brutfutter a Welsfutter 2 mm) a pěti druhů živého a sušeného krmiva (živí červi - *Tubifex tubifex*, *Eisenia foetida*, *Lumbricus terrestris*, živé a sušené larvy pakomárů Chironomidae a sušený zooplankton). Odchov v akváriích probíhal od 30.3. do 25.5.1995 a v bazénu od 25.5. do 1.11.1995. V neprůtočném bazénu, který byl napuštěn vodovodní vodou dne 10.5.1995 byla vytvořena přirozená potravní nabídka samovolným vývojem.

Velikost bazénu (12.3 x 6.0 x 1.5 m) umožnila vytvoření plochy vodní hladiny 73.8 m a objemu (při výšce vodního sloupce 50 cm) 36,9 m³ vody. V době odchovu jeseterů kolísal objem vody v bazénu od 21,771 do 45,387 m³ (průměr činil 35,867 m³), hloubka od 29,5 do 61,5 cm (průměr = 48,6 cm) a objem vody připadající na jednoho exempláře od 466,1 do 1335,0 l (průměr = 944,7 l). Průměrné denní teploty vody dosahovaly v jarním a letním období hodnoty 18,4 - 22,0 °C. V podzimním období postupně klesaly až na hodnotu 10,5 °C. Hodnoty kyslíku nejčastěji kolísaly v rozmezí 6-13 mg a hodnoty pH v rozmezí 7,1 - 9,0. Pouze v posledních dnech chovu od 23.10. do 2.11.1995 se nasycení vody kyslíkem snížilo až na hodnotu 20%, tj. 3,3 mg v důsledku odumírání a rozkladných procesů fytoplanktonu. V závěrečném období chovu plůdku jesetera sibiřského v bazénu bylo prováděno příkrmování granulemi (D 203-D261).

Za účelem vyhodnocení růstu bylo zpracováno 755 ks larev a juvenilních jedinců jesetera sibiřského. Byly měřeny maximálně 3 základní délky (TL, FL a SL) a zjištěna celková hmotnost (w). Při hodnocení regresí zkoumaných parametrů byly použity tři typy rovnic: $y = a + bx$, $y = ax^b$ a $y = a + bx + cx^2 + dx^3$. Etologická charakteristika byla zjišťována pozorováním celého chovaného vzorku. V rámci hodnocení růstu byly k analýze použity následující parametry: denní krmný racion (DFR), v % váhy těla; denní přírůstky (DI), v mm TL a v g w; potravní konverze (FCR); hmotnostní kondice (FWC) a specifická rychlost růstu (SGR).

Výsledky

V raném období po vylíhnutí, až do začátku juvenilní periody vývoje (16.2.-23.3.1995 = D1-D38), byla zjištěna průměrná hodnota denních přírůstků TL 2,03 mm. Hodnoty specifické rychlosti růstu (SGR) činily 4,09-12,2. Nejvyšší hodnoty byly zjištěny v průběhu larvální periody vývoje. období D39-D101 (juvenilní perioda vývoje) byla zjištěna průměrná hodnota DI 2,18 mm.d-1. Hodnoty SGR se postupně snižovaly až na úroveň 0,88. Během chovu plůdku v bazénu (D101-D261) činila průměrná hodnota DI 1,14 mm TL.d-1 a nejnižší hodnota SGR 0,14.

Pro vztah mezi TL a SL (platnost pro TL 55-470 mm) byla vypočtena následující rovnice: $SL = 1,035767 + 0,780582 \cdot TL$, $R = 0,9984$, $n = 20$ AVE.

Nejvyšší intenzita hmotnostního růstu byla obdobně jako u délkového růstu zjištěna v období larvální periody a na začátku juvenilní periody vývoje, tj. během prvních 38 dnů vývoje (DI = 0,040 - 1,2410 g.d-1, průměr 0,0979 g.d-1 SGR = 89,28 - 14,74). V období D52-D101 byla zjištěná intenzita hmotnostního růstu podstatně vyšší, než v předchozím období (DI = 0,1118 - 0,9586 g.d-1, průměr 0,5687 g.d-1; SGR = 2,25 - 6,67).

Při denním krmeném racionu 12% granulovaného krmiva a 5% živého krmiva, byla hodnota konverze potravy v hodnoceném intervalu (D38-D52) 6,01. Jednalo se o období zahájení akvarijního chovu v ÚEK, které následovalo po převozu živého materiálu z líhně Mydlovary. V závěrečném období akvarijního chovu (D92-D101) při denním krmeném racionu 3% granulovaného a 3% živého krmiva byla hodnota konverze krmiv 2,27. Během akvarijního chovu juvenilní jedinci jesetera sibiřského konzumovali bez problémů všechny druhy použitého krmiva.

V období chovu plůdku jeseterů v bazénu (D101-D261) byly zjištěny denní přírůstky hmotnosti 0,30 - 1,64 g.d-1 (průměr = 1,17 g.d-1). Specifická rychlost růstu se během vývoje a růstu jeseterů a s poklesem teploty vody postupně snižovala (1,45 - 0,65).

Při výpočtu hmotnostní kondice (FWC) bylo použito celkové délky (TL). Nejvyšší hodnota FWC (0,613) byla zjištěna ve 22. dni

stáří. V dalším období chovu až do stáří D73, se FWC postupně, ale výrazně snižovala ($R = 0,9865$). Od stáří D73 až do konce chovu v ÚEK (D261) se průměrná hodnota FWC již neměnila ($R = 0,0035$). Pro vztah mezi délkou a hmotností (platný pro $TL = 26,5 - 470$ mm) byla vypočtena následující rovnice: $w = 0,000016 \cdot TL^{2.740709}$, $R = 0,9992$, $n = 77$. Průměrná mortalita za celé období chovu v ÚEK (D45-D261) činila 3,13.

U plůdku jesetera sibiřského bylo zjištěno odlišné chování, než je běžné např. u cyprinidů, nebo jiných kostnatých druhů ryb. Jedinci jesetra sibiřského se vyznačovali poměrně pomalými reakcemi, což umožňovalo snadnou manipulaci při jejich odchytu, vážení, měření a jiných úkonech prováděných při produkčním a experimentálním chovu. Specifické postavení úst na spodině hlavy a poměrně dlouhý rypec podmiňovalo u jeseterů zvláštní sled pohybů před a při uchvácení kořisti (potravy). Přijímání jednotlivých potravních soust bylo limitováno jejich tvrdostí a velikostními rozměry (délkou), protože při průchodu potravy ústy do hltanu a jícnu dochází k 90° lomu potravní cesty. Z uvedeného důvodu zřejmě přijímají jeseteři přednostně pouze měkkou potravu, nebo mnohem menší sousta, než je velikost jejich ústního otvoru. Změny početnosti a velikostní struktury skupiny chovaných jeseterů v akváriích, změny umístění akvárií v prostoru a změny vizuálního kontaktu mezi jedinci zapříčinily kvantitativní změny v příjmu potravy a změny v intenzitě délkového a hmotnostního růstu.

Diskuse

Růst larev a juvenilních jedinců (0+) jesetera sibiřského byl v akvakulturních a experimentálních podmínkách České republiky obdobný, jako v zařízeních podobného typu v jiných evropských zemích. Obecně se jedná o velmi rychlý růst, který ve srovnání s růstem v přirozeném prostředí je mnohonásobně intenzivnější (Akimova a kol. 1979, Sokolov a Vasilev 1989, Ronyai a kol. 1991, Prokeš a kol. 1996). Mimořádně vhodné biologické vlastnosti, např. snadná reprodukce a dobrý růst, polymorfní potravní nároky, nízká mortalita, dobrý zdravotní stav, vysoká odolnost při mechanické manipulaci a velmi kvalitní svalová tkáň z hlediska

konzumního, předurčují budoucí významnou exploataci tohoto druhu v České republice.

Literatura

- AKIMOVA,N.V., MALYUTIN,V.S., SMOLYANOV,.I.I. & SOKOLOV,L.I., 1979: Growth and gametogenesis of the Siberian sturgeon (*Acipenser baeri* Brandt) under experimental and natural conditions. In: Proc. 7th Japan-Soviet Joint Symp. Aquaculture, Sept. 1978. Tokyo, 1979, pp. 179-183.
- BERDIČEVSKIJ,L.S., MALYUTIN,V.S., SMOLYANOV,1.1., SOKOLOV,L.I., AKIMO-VA,N.V. & KOKAREV,A.V., 1983: Itogi rybovodno-akklimati-zatsionnyh rabot s sibirskim osetrom. In: Biologicheskie osnovy osetrovodstva. Publ. House Nauka, Moskva, pp. 259-270.
- PEŇÁZ,M., WOHLGEMUTH,E., ŠTOURAČOVÁ,I. & PROKEŠ,M., 1988: Influence of water temperature upon the growth and mortality rates of glass eels, *Anguilla anguilla* using water recirculation. *Folia Zool.*, 37(3): 263-272.
- PROKEŠ,M., BARUŠ,V. & PEŇÁZ,M., 1996: Growth of larvae and juveniles 0+ of Siberian sturgeon (*Acipenser baeri*) in aquaculture and experimental conditions of the Czech Republic. *Folia Zool.*, 44: in print
- RONYAI,A., RUTTKAY,A. & VARADI,L., 1990: Growth of Siberian sturgeon (*Acipenser baeri* B.) and that of its both hybrids with the sterlet (*Acipenser ruthenus* L.) in recycling system. In: Willot,P. (ed.) - *Acipenser*, CEMAGREF Publ., 1990, pp. 423-427.
- SOKOLOV,L.I. & VASIL'LEV,V.P., 1989: *Acipenser baeri* Brandt, 1869. In: Holčík,J. (ed.) - *The Freshwater Fishes of Europe*. Vol. 1, Part. II. General introduction to fishes. *Acipenseriformes*. AULA - Verlag Wiesbaden, pp. 263-284.

Adresa autorů:

Ing. Miroslav Prokeš, CSc., Prof.Ing. Vlastimil Baruš, DrSc., Ing. Milan Peňáz, DrSc,
Ústav ekologie krajiny AV ČR, Květná 8, 603 65 Brno

PRVNÍ POKUSY O ZALOŽENÍ ŽIVÉ GENOVÉ BANKY ČISTÝCH DRUHŮ SÍHOVITÝCH RYB

M. FLAJŠHANS, J. KŘÍŽEK, V. ŠLECHTOVÁ, V. ŠLECHTA

Souhrn:

Na základě dlouhodobého výzkumu druhové genetické čistoty síhovitých ryb v letech 1895 - 1995 na celkem 20 lokalitách chovů a volných vod byl čistý druh síh severní maréna, *Coregonus lavaretus maraena* potvrzen biochemicky pomocí diagnostických lokusů pouze v 1 dosud existujícím rybníkářském chovu a v 1 vodárenské nádrži. Čistý druh síh peled', *Coregonus peled* byl obdobně potvrzen jen ve 3 vodárenských nádržích. Studium exteriérových ukazatelů hybridů ukázalo značnou exteriérovou plasticitu v závislosti na stupni mezidruhové hybridizace. Za účelem založení živé genové banky čistého druhu byly dále studovány populace síhů z vybraných vodárenských nádrží. Na lokalitě VN Žlutice byl proveden odlov generačních ryb do tenat v době tření, podle exteriérových ukazatelů vyselektovány čisté generační marény, proveden umělý odběr gamet a odebrány vzorky krve a tkání na biochemickou analýzu. Párovým způsobem bylo provedeno umělé oplození, inkubovány jikry a odchováno potomstvo v izolovaném rybníčním chovu. V roce 1993 tak byla získána geneticky čistá F1 populace síha severního marény. Všech cca. 15 tis. ks marény (Ma1) však uhynulo v roce 1994 vlivem deficitu O₂ v extrémních letních teplotách. Pokus byl zopakován v roce 1995, v současné době je odchovávána F-, generace v počtu cca. 12 tis. MaQ.

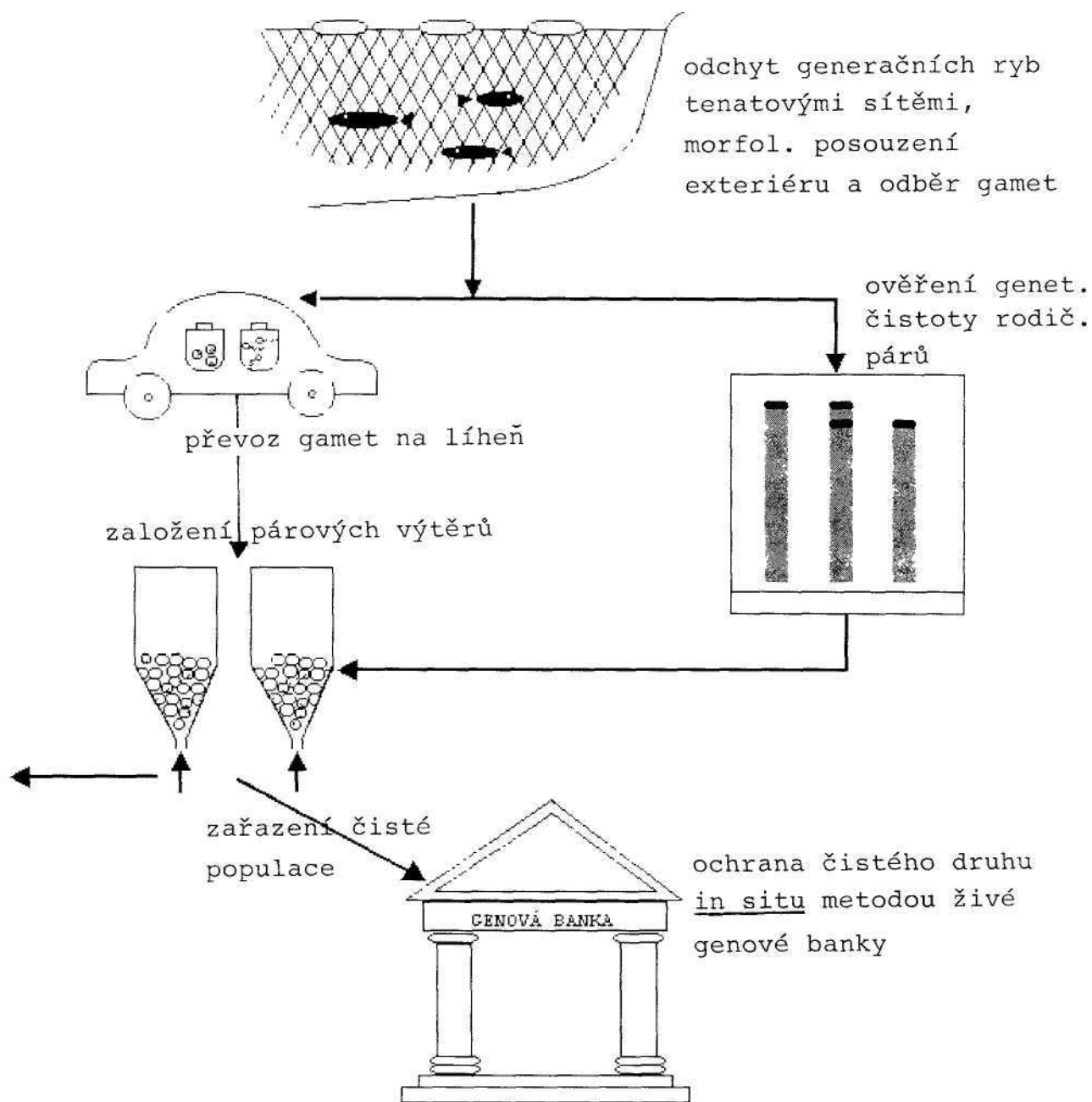
Úvod:

V letech 1985 - 1995 byly v rámci řady projektů studována morfologie exteriéru a druhová genetická čistota biochemicky pomocí elektroforetických proteinových markerů v populacích síha severního marény, *Coregonus lavaretus maraena* (dále marény, Ma), síha peledě, *Coregonus peled* (dále peledě, Pe), resp. v populacích mezidruhových hybridů (tab.I). U většiny populací síhů chovaných na rybářských podnicích v ČR a dosud analyzovaných se jedná o hybridní populace v různém stupni hybridizace, tj. o hybridy dalších F generací, se značnou exteriérovou plasticitou a se všemi negativními důsledky, včetně nižší rychlosti růstu a předčasné pohlavní zralosti.

Z tohoto důvodu jsme považovali za důležité vyhledávat a ověřovat možné zdroje čistých druhů síhů, především z lokalit přehradních nádrží, nekontaminovaných záměrným vysazováním hybridů. Studovány byly populace síhů z vodárenské nádrže (VN) Žlutice, VN Želivka a VN Hamry. Ověřování genetické čistoty síhovitých druhů biometrickými charakteristikami a metodou biochemické detekce vybraných polymorfních proteinů nabývá principiální důležitosti pro další chov síhovitých ryb v republice. Pouze ověřenou čistou populací druhu je možné chránit in situ formou živé genové banky druhu a založit rozmnožovací chov pro zpětné rozšíření čistého druhu pro produkční účely.

Erratum

k příspěvku Flajšhanse, M. a kol.: První pokusy o založení živé genové banky čistých druhu síhovitých ryb
(s. 74 - 80)



Obr.1 Schéma postupu při zakládání populace

vyřazení hybridní populace

Tab.1 Výsledky dlouhodobého průzkumu genetické čistoty síhovitých ryb

MARÉNA

Rok	Lokalita	Kategorie	Čistota druhu
1985	Telč	tržní	NE
1985	Štrbské pleso	?	ANO 1)
1986	Žďár n. Sáz.	generační	NE
1987	XXX 2)	generační	ANO 3)
1987	XXX 2)	roček	ANO 3)
1988	Jindř. Hradec	tržní	NE
1989	XXX 2)	roček	NE
1989	Teplá	roček	ANO 4)
1992	Blatná	dvouleté	NE
1992	Milevsko	tříleté	NE
1992	Vavříneč	tříleté	NE
1992	Tábor	tříleté	NE
1993	XXX 2)	roček	ANO 3)
1993	Žlutice	generační	ANO
1993	Želivka	generační	NE
1995	Hamry	generační	? 5)
1995	Žlutice	generační	ANO 6)

PELEŘ

Rok	Lokalita	Kategorie	Čistota druhu
1986	Náměšť n. Osl.	dvouleté	NE
1986	Žďár n. Sáz.	generační	NE
1987	Milevsko	generační	NE
1987	Toužim	půlroček	NE
1988	Jesenice	tržní	ANO
1988	Kard. Řečice	tržní	NE
1988	Podhora	generační	NE
1988	Želivka	generační	ANO
1989	Jindř. Hradec	roček	NE
1992	Vavříneč	tříleté	NE
1992	Milevsko	?	NE
1993	Žlutice	generační	ANO
1993	Želivka	generační	NE
1995	Hamry	generační	? 5)
1995	Žlutice	generační	ANO 6)

1) nyní mimo území ČR

2) chovatel žádal o dodržení anonymity

3) nejasný osud populace po transformaci chovatelského subjektu

4) populace zlikvidována chovatelem před r. 1993

5) podle morfologických ukazatelů hybridní populace, biochem. analýzy prováděny v současnosti

6) v populaci též výskyt ryb o různém stupni hybridizace

Materiál a metodika:

V říjnu, listopadu a prosinci 1993 a 1995 byly z VN Žlutice, VN Želivka a VN Hamry odloveny generační síhovité ryby do tenatových sítí. Posloupnost prací při zakládání populace potomstva probíhala podle schématu (obr.1). Základní morfologická charakteristika exteriéru zahrnovala tyto biometrické ukazatele: celková délka těla (CD) v mm, délka těla (DT) v mm, délka hlavy (DH) v mm, výška tělní (VT) v mm a hmotnost v g. Orientačně bylo sledováno postavení úst, počet žaberních tyčinek na 1. oblouku, počet šupin v postranní čáře, počty tvrdých a měkkých paprsků ve hřbetní a řitní ploutvi a typ zbarvení hřbetní a řitní ploutve. Bylo rovněž orientačně sledováno stáří odběrem šupin a zjištěny růstové charakteristiky, schopnost a připravenost k výtěru. Byly odebrány vzorky krve a tkání na biochemickou analýzu elektroforézou polymorfních proteinů na škrobovém gelu (Šlechtová a kol., 1992).

Generační ryby z VN Želivka již byly v průběhu odlovu vytřené. Generační ryby z VN Hamry nebyly ještě připraveny k výtěru, navíc jejich morfologická charakteristika

ukazovala na hybridní populaci. Jednotlivé pohlavně zralé generační ryby z populace ve VN Žlutice, které odpovídaly exteriéru marény, byly uměle vytřeny. Jikry s ovariální plazmou a sperma byly odebrány do jednotlivě číslovaných vychlazených (0 až +4°C) termosových lahví. V roce 1993 a 1995 byly gamety takto odebrány vždy pěti párům generačních ryb. Gamety byly převezeny do líhně Milevsko, Rybářství Tábor, a.s., kde bylo provedeno umělé oplození, aktivace gamet a inkubace jiker v Zugských lahvích. Plůdek byl odchováván izolovaně v rybníčním chovu.

Výsledky a diskuse:

Morfologická charakteristika

Poměr mezi délkou těla a největší výškou těla se zcela překrývá u peledě a kříženců. Výrazně větších hodnot dosahuje u marény s průměrem 3.87. Ve srovnání s peleděm dochází k překrývání hodnot tohoto parametru na dolní hranici u marény a horní u peledě zhruba z 8.9 %.

Růst (na příkladu čistých populací marény, peledě a jejich kříženců) byl charakterizován průměrnými hodnotami délkového růstu a na základě vztahu délky těla k hmotnosti podle Rounsefella a Everharta ($\log w = a - b \cdot \log L$). Hodnoty průměrného délkového růstu jsou uvedeny v tab. 2, hodnoty konstant vztahu délka-hmotnost jsou shrnuty v tab. 3.

Tab. 2 Průměrné hodnoty délkového růstu síha marény, síh peledě a kříženců ve VN Žlutice v r. 1993 a 1995 (Lc délka těla v mm, N počet).

		N	Lc ₁	Lc ₂	Lc ₃	Lc ₄	Lc ₅	Lc ₆	Lc ₇	Lc ₈	Lc ₉	Lc ₁₀
Maréna 1993	samci	32	93	176	257	333	402	450	484	508	528	
	samice	22	100	178	251	323	384	432	452	480	492	485
	suma	54	93	177	254	330	393	441	468	494	510	485
Maréna 1995	samci	2	97	175	272	373	416					
	samice	4	103	194	234	355	408	431				
	suma	6	101	188	230	361	406	431				
Peledě 1993	samci	22	130	201	290	360	402	430	451	470		
	samice	3	113	182	293	335	396					
	suma	25	125	192	292	349	399	430	451	470		
Peledě 1995	samci	7	113	177	279	358	398	410	439	442		
Kříženci 1993	samci	5	120	198	291	363	403	428	452			
	samice	4	93	168	228	279	336	357	398	431	450	
	suma	9	109	183	260	321	370	393	425	431	450	
Kříženci 1995	samci	4	95	150	277	352	422	454				
	samice	2	105	209	212	398	432					
	suma	6	100	185		375	427	454				

Tab. 3 Konstanty závislosti mezi délkou těla (L_c) a celkovou hmotností ($\log W = a - b \cdot \log L_c$) u souboru síha marény, síha peledě a kříženců z VN Žlutice v r. 1993 a 1995.

		a	b	N
Maréna 1993	samci	-4.558	2.882	32
	samice	-4.171	2.730	22
	suma	-4.337	2.795	54
Maréna 1995	samci	-3.848	2.625	2
	samice	-5.911	3.400	4
	suma	-5.73	3.333	6
Peled' 1993	samci	-4.335	2.868	22
	samice	-3.822	2.685	3
	suma	-4.051	2.762	25
Peled' 1995	samci	-3.723	2.652	7
Kříženci 1993	samci	-2.204	2.071	5
	samice	-7.517	4.090	4
	suma	-5.893	3.464	9
Kříženci 1995	samci			
	samice			
	suma			

Ze srovnání průměrného délkového růstu vyplývá, že rychlost růstu peledě je v prvních čtyřech letech života výrazně rychlejší. V pátém roce se růstové hodnoty peledě a marény vyrovnávají a počínaje šestým rokem života je délkový růst marény podstatně rychlejší. Hodnocení hmotnostního růstu ukazuje jednoznačně rychlejší růst peledě než marény, přičemž s přibývajícím věkem a velikostí se tento rozdíl zvětšuje. Růstové charakteristiky kříženců jsou téměř shodné s hodnotami zjištěnými u peledě. Ve srovnání s růstem z jiných lokalit v ČR (Křížek, nepubl.) jsou hodnoty délkového i hmotnostního růstu obou druhů z lokality VN Žlutice průměrné.

Počty tyčinek síha marény na prvním levém žaberním oblouku se pohybovaly v intervalu od 26 do 38 s průměrem 31.96. U síha peledě byl nejnižší zjištěný počet tyčinek 4 a nejvyšší 64, průměr činil 56.6. Zjištěné počty tyčinek u kříženců se téměř shodovaly s údaji zjištěnými u peledě. Nejnižší počet byl 41, nejvyšší 59, průměr 50.67. Počtem žaberních tyčinek se maréna jednoznačně odlišuje od peledě či kříženců, u nichž se z 56.6% tento znak shoduje. Počty paprsků ve hřbetní ploutvi se zcela překrývají jak u obou druhů tak i u kříženců. V počtech paprsků v řitní ploutvi dochází rovněž ke značnému překrývání, u marény je počet měkkých paprsků nižší (9 - 14), u peledě vyšší (11 - 16). Lze tedy konstatovat, že

v případě, kdy je počet měkkých paprsků v řitní ploutvi nižší než 11, jedná se o marénu. Postavení úst je charakteristickým znakem pro oba druhy. V případě marény byla zjištěna pouze spodní ústa s horní čelistí výrazně přesahující spodní. U peledě byla zjištěna výhradně ústa koncová. Kříženci těchto druhů měli buď ústa koncová nebo v poloze polospodní s méně výrazně vytvořeným rypcem, než je tomu u marény. Byl tedy vytvořen jakýsi přechodný typ postavení úst mezi oběma druhy. Postavení úst tedy výrazně odlišuje marénu od peledě a kříženců. Peledě však na základě tohoto znaku nelze od kříženců jednoznačně odlišit. Rovněž bylo sledováno zbarvení hřbetní a řitní ploutve černými skvrnami. Intenzita tohoto zbarvení na hřbetě a hlavě byla v případě marény zpravidla nižší ovšem se značnou variabilitou u různých jedinců. Řitní ploutev nebyla u marény v žádném případě zbarvena černým tečkováním, v případě peledě se tečkování vyskytlo u 44 % jedinců. Hřbetní ploutev byla u marén tečkována nejvýš do poloviny její výšky, u peledě bylo v 52 % případů tečkování po celé ploše ploutve, v 16 % případů nebylo na ploutvi tečkování a u zbylých jedinců bylo tečkování v rozsahu od 1/3 do 3/4 výšky ploutve.

Biochemická analýza polymorfních proteinů

Výsledky analýz diagnostických a pomocných diagnostických lokusů ukazuje na příkladu vzorku 19 generačních sítí z VN Žlutice v r. 1995 tab.4.

Tab. 4 Výsledky biochemických analýz diagnostických lokusů 19 sítí z lokality VN Žlutice z r. 1995

Číslo ryby	Diagnostické lokusy						Pomocné diagnostické lokusy			Výsledný fenotyp
	Sod	Mdh 3,4	Mep 3	Mep 4	Pgm 1	Gpi 3	Gpi 4	Pgm 2	Idh 4	
1	125125	115115	100100	120120	100100	138138	100100	100100	113113	Ma
2	125125	115115	100100	120120	100100	138138	100100	100100	100100	Ma
3	125125	115115	100100	135135	100100	138138	100100	66100	100113	Ma
4	125125	100115	100100	120120	100100	138138	100100	100100	100100	Ma/lxhybrid
5	125125	115115	100100	120120	100100	138138	100100	66100	100100	Ma
6	125125	115115	100100	135135	100100	138138	100100	66100	100100	Ma
7	125125	115115	100100	135135	100100	138138	100110	100100	100100	Ma
8	100125	100115	065065	120120	100100	100138	100100	66100	100113	hybrid
9	100100	100100	065065	135135	001100	?	?	100100	100100	Pe
10	100100	100115	065065	135135	001001	100100	100100	100100	100100	Pe/lxhybrid
11	100100	100100	065100	100135	001001	100100	100100	100100	100100	Pe
12	100100	100100	065065	135135	001001	100100	100100	100100	100100	Pe
13	100100	100115	065065	135135	001001	100100	100100	100100	100100	Pe/lxhybrid
14	100100	100115	065065	135135	001001	100100	100100	100100	100100	Pe/lxhybrid
15	100125	100115	065100	100135	001001	100100	100100	100100	100100	Pe/2xhybrid
16	100100	100100	065065	135135	001001	100100	100100	100100	100100	Pe
17	100100	100100	065065	135135	001001	100100	100100	100100	100100	Pe
18	100100	100115	065065	135135	001001	100100	100100	100100	100100	Pe/lxhybrid
19	100100	100100	065065	135135	001001	100100	100100	100100	100100	Pe

Všechny analyzované proteinové systémy pak shrnuje tab.5. Celkem bylo studováno 14 proteinů, 32 lokusů; z toho 6 proteinů (7 lokusů) diagnostických. U chovných ryb je na základě srovnávací analýzy možné diagnostikovat druhovou čistotu tzv. "neinvazivní metodou", ze vzorku krve a bioptického vzorku svaloviny, tj. bez nutnosti rybu zabít a odebrat vzorky dalších tkání (Šlechtová a Šlechta, 1995).

Tab.5 Analyzované proteiny/lokusy u souborů sáhů (podle Šlechtové a Šlechty, 1995).

Protein		Lokus	Pufr /*	Tkáň				
				sval	játra	ploutve	erytr.	sérum
transferrin	D	Tf	F	.	.	.	.	+++
albumin-like protein	D	ALB1	F	.	.	.	.	+++
superoxide dismutase	D	SOD-1*	V	.	+++	.	+++	.
malate dehydrogenase		sMDH-1,2*	PH	.	+++	.	+++	.
	D	sMDH-3,4*	PH	+++	.	.	++	.
glucosephosphate isomerase		GPI-1*	V	+++	+++	++	++	.
	D	GPI-2*	V	+++	+++	++	++	.
		GPI-3*	V	+++	.	.	.	.
creatine kinase		CK-1*	TEB	+++	.	+	.	.
		CK-2*	TEB	+++	.	+	.	.
esterase	D	EST-1*	R	.	.	.	+++	.
phosphoglucutase		PGM-1*	V	.	++	.	.	.
		PGM-2*	V	+++	+++	.	++	.
		PGM-3*	V	+++	.	.	++	.
isocitrate dehydrogenase		sIDH-1*	V	+++	.	+	.	.
		sIDH-2*	V	+++	.	+	.	.
		sIDH-3*	V	.	+++	.	++	.
		sIDH-4*	V	.	+++	.	++	.
lactate dehydrogenase		LDH-A1,A2*	V	+++	.	.	.	.
		LDH-B1,B2*	V	+++	+++	+++	+++	.
malic enzyme		sMEP-1,2*	PH	+++	++	+	+	.
		sMEP-3,4*	PH	+	+++	.	.	.
6-phosphogluconic dehydrogenase		PGD-1*	V	.	+++	.	+++	.
aspartate aminotransferase		AAT-1*	V	+++	.	.	.	.
		AAT-2*	V	.	+++	.	.	.
glycerol-3-phosphate dehydrogenase		G3PDH	V	++	++	.	.	.

/* F Ferguson a Wallace, 1961

V Valenta et al., 1971

R Ridgway et al., 1970

PH Phillip et al., 1979 (tris-citrát)

TEB dtto. (tris-EDTA-borát)

(ex Šlechtová, Šlechta, 1995)

D lokusy diagnostické

Zakládání populací z gamet druhově čistých generačních ryb

V roce 1993 byla z odběrů gamet 10 generačních ryb po biochemické analýze a potvrzení genetické čistoty marény založena první populace na líhni Milevsko, Rybářství Tábor, a.s.

Cílem bylo tuto populaci izolovaně dochovat do pohlavní

dospělosti a rozmnožit ji prováděním hromadného umělého výtěru. Předpokladem udržení variability bylo vyloučení selekce, provádění periodických kontrol genetické struktury populace a perspektivně též přilítí krve dalších, nově analyzovaných generačních ryb z populace téže nádrže. V extrémních teplotních podmínkách léta 1994 však všech cca. 15 tis. ks Ma1 uhynulo vlivem deficitu O₂.

V roce 1995 byl pokus zopakován za podobných podmínek. Výsledky biochemických analýz opět potvrdily, že na základě morfologických ukazatelů exteriéru byly k výtěru vybrány geneticky čisté generační marény. K 28.3.1996 bylo na líhni Milevsko, Rybářství Tábor, a.s. inkubováno cca. 12 tis. jiker marény ve stadiu očních bodů. Rovněž cílem tohoto druhého pokusu je udržet tuto populaci formou živé genové banky, která bude založena ve dvou chovech, postupně pak založit rozmnožovací chov čisté marény k reintrodukci do rybničních chovů.

Poděkování

Práce, publikovaná v tomto příspěvku byla umožněna díky projektům MZe ČR č. R-329-156 (1992-1993) a E-95-3130-0039 (1995).

Literatura

- Šlechtová, V., Šlechta, V., Valenta, M., 1992: Biochemical markers in coregonids in Czechoslovakia, Pol. Arch. Hydrobiol. 39: 563 - 570.
- Šlechtová, V., Šlechta, V., 1995. Species identification of brood coregonids using isozyme analysis of low - risk tissues. In: Luczynski et al. (Eds): Biology and Management of Coregonid Fishes, Pol. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 46: 25 - 31.

Adresa autorů:

M. FLAJŠHANS, J. KŘÍŽEK, VÚRH Vodňany

V. ŠLECHTOVÁ, V. ŠLECHTA UŽF AV ČR Liběchov

POTRAVNÍ SELEKTIVITA PLŮDKU PLOTICE A OKOUNA - SROVNÁNÍ LABORATORNÍCH POKUSŮ S TERÉNNÍMI VÝSLEDKY

J. MATĚNA, M. PEŠTA

Souhrn

V laboratorních pokusech byla sledována potravní výběrovost plůdku plotice a okouna. Potvrdila se pozitivní selekce perlooček rodu *Daphnia* oběma druhy a negativní selekce buchaneček (*Cyclopidae*) ploticí pozorovaná v terénu. Plůdek obou druhů je schopen přijímat potravu i v absolutní tmě. Plotice je tmou mnohem méně hendikepována než okoun.

Úvod

Plotice obecná (*Rutilus rutilus* (L.)) a okoun říční (*Perca fluviatilis* L.) patří k dominantním druhům ryb ve většině našich údolních nádrží (Kubečka 1993). Mezi oběma druhy dochází často ke kompetici o planktonní potravu (Persson 1983, 1987).

Potrava plůdku obou druhů v pelagiálu a litorálu údolní nádrže Římov byla popsána v dřívějších publikacích (Matěna 1994, 1995). V terénních podmínkách byla u obou druhů zjištěna výrazná preference perlooček rodu *Daphnia*. Hlavní rozdíly byly nalezeny ve vztahu ke klanonožcům (*Copepoda*). Okoun je při hojnějším výskytu přijímal proporcionálně jejich zastoupení v zooplanktonu, zatímco plotice je zcela opomíjela. Naopak byla plotice schopna konzumovat rostlinnou potravu. Cílem předkládané práce bylo ověřit výběrovost obou druhů ryb k hlavním formám zooplanktonu v definovaných laboratorních podmínkách.

Materiál a metodika

Plůdek obou druhů byl odchován v laboratoři z jiker sebraných v ÚN Římov. Během odchovu byl krmen výlučně živým velikostně tříděným zooplanktonem. Tím bylo zajištěno, že ryby byly dokonale aklimatizované na pokusné podmínky a nebyly stresovány běžnou manipulací - výměna vody, čištění nádrží.

Vlastní krmné pokusy byly prováděny ve 100 litrových nádržích, které byly rovnoměrně osvětleny, aby se zabránilo kon-

centrování zooplanktonu u stěn přivrácených ke světlu. Intenzita osvětlení na hladině se pohybovala v rozmezí 270-350 luxů. Dva pokusy prováděné v temné komoře byly zaměřeny na zjištění schopnosti příjmu potravy hladovými rybami v absolutní tmě. Před každým pokusem byly ryby ponechány 24-36 hod bez potravy. Do 100 l pokusné nádrže bylo nasazováno současně 5 jedinců obou druhů. Veškeré pokusy byly prováděny v rozmezí teplot 20-22°C. Krmné pokusy trvaly 15-30 min, poté byly ryby usmrceny předávkováním narkotika (MS 222). Koncentrace zooplanktonu se během pokusů výrazně neměnila. Přijatá potrava byla vyhodnocena numericky a pro významné potravní složky byl spočten index selektivity E (Ivlev 1961).

Celkem bylo provedeno 10 pokusů. Abundance zooplanktonu se v jednotlivých pokusech pohybovala v rozmezí hodnot nalézajících běžně v údolních nádržích (36-480 ind.l⁻¹).

Výsledky

Výsledky laboratorních pokusů potvrdily selektivní předáci plůdku okouna a plotice (Tab. 1), zejména výraznou preferenci perlooček rodu *Daphnia* u okouna. Ve dvou pokusech, kdy nebyla zjištěna významná pozitivní selekce rodu *Daphnia* činil podíl této potravní složky v nabídce 80%. Buchanky (*Cyclopidae*) byly okounem přijímány proporcionálně jejich zastoupení v potravní nabídce nebo pozitivně selektovány. U plotice nebyla pozitivní selektivita vůči perloočkám rodu *Daphnia* tak výrazná jako u okouna. Přestože perloočky byly velikostně tříděny před pokusy tak, aby byla předkládána pouze velikostní frakce, kterou byly pokusné ryby schopny konzumovat, preferoval v některých případech plůdek plotice menší kořist - vířníky rodu *Brachionus*, perloočky rodu *Bosmina*. A to i ve velikosti 20-25 mm. Jednalo se vždy o pokusy, kdy tyto formy zooplanktonu dominovaly v potravní nabídce. Výrazně negativní selektivitu projevoval plůdek plotice vůči buchankám (*Cyclopidae*) ve všech pokusech, bez ohledu na procentuální zastoupení buchank v potravní nabídce. Vznášivky (*Diaptomidae*) konzumoval proporcionálně jejich zastoupení v nabídce pouze při jejich hojném zastoupení.

Tab. 1: Selektivita plůdku okouna a plotice vůči dominantním složkám zooplanktonu (v závorce je uveden počet pokusů, kdy byla tato složka významně zastoupena v nabídce).
P - pozitivní selektivita, 0 - neutrální selektivita,
N - negativní selektivita

	Okoun			Plotice		
	P	0	N	P	0	N
Daphnia (10)	8	2	-	3	5	2
Bosmina (7)	-	2	5	-	4	3
Cyclopidae (10)	4	4	2	-	-	10
Diaptomidae (4)	-	3	1	-	1	3
Brachionus (6)	-	2	4	2	4	-

Tab. 2: Potravní selektivita plůdku okouna a plotice za světla (S) a ve tmě (T). Celková abundance zooplanktonu 100 ind.l⁻¹. Velikost pokusných ryb okoun $l_C = 19,5-25,0$ mm, plotice $l_C = 17,0-23,5$ mm. Tučně vyznačené hodnoty E_i reprezentují významnou selektivitu.

	% nabídky	Okoun E_i		Plotice E_i	
		S	T	S	T
Daphnia	80,0	0,08	-0,01	0,02	0,10
Cyclopidae	2,8	-0,41	0,02	-1,00	-1,00
Diaptomidae	11,8	-0,50	0,15	-1,00	-0,59

Tab. 3: Potravní selektivita plůdku okouna a plotice za světla (S) a ve tmě (T). Celková abundance zooplanktonu 470 ind.l⁻¹. Velikost pokusných ryb okoun $l_C = 20,5-27,0$ mm, plotice $l_C = 20,0-25,0$ mm. Tučně vyznačené hodnoty E_i reprezentují významnou selektivitu.

	% nabídky	Okoun E_i		Plotice E_i	
		S	T	S	T
Daphnia	5,0	0,72	0,69	0,67	-0,44
Bosmina	38,4	-0,58	-0,28	0,02	0,27
Cyclopidae	21,8	-0,31	-0,01	-0,79	-0,89
Brachionus	28,1	-0,25	-0,06	0,19	-0,17

Krmné pokusy prováděné za světla a za tmy potvrdily schopnost obou druhů ryb přijímat potravu i za absolutní tmy, tj. s vyloučením zrakové orientace. Jestliže preferovaná potrava (*Daphnia*) tvořila 80% nabídky, nebyl u plotice pozorován žádný rozdíl v selektivitě mezi světlem a tmou (Tab. 2). U okouna byla potvrzena převážně vizuální orientace při lovu kořisti. Za tmy konzumoval jednotlivé složky zooplanktonu proporcionálně jejich nabídce, zatímco za světla se orientoval na perloočky a pomíjel buchanky a vznášivky (Tab. 2). Příjem potravy poklesl ve tmě u okouna o 87%, u plotice o 82% ve srovnání s pokusem na světle. Při čtyřnásobné koncentraci zooplanktonu (Tab. 3) okoun za světla preferoval výrazně perloočky (*Daphnia*), zatímco rod *Bosmina* a buchanky opomíjel. Za tmy přetrvávala preference rodu *Daphnia* a ostatní složky potravy byly konzumovány proporcionálně jejich zastoupení v nabídce. U plotice byla pozorována změna selektivity od pozitivní preference rodu *Daphnia* za světla k negativní preferenci za tmy, kdy plotice konzumovala dominantní složku potravní nabídky (*Bosmina*) proporcionálně. Zůstala však zachována významná negativní selekce buchaneček. Příjem potravy za této abundance zooplanktonu poklesl ve tmě u okouna o 98%, u plotice o pouhých 46%.

Diskuse

Pro předběžné vyhodnocení potravní selektivity obou druhů ryb byl použit jednoduchý index selektivity $E^{\wedge}$ (Ivlev 1961). Tento index hodnotí každou potravní složku odděleně porovnáním jejího zastoupení v nabídce a potravě sledovaného druhu, nezohledňuje tedy ostatní složky potravy (Chesson 1983). Laboratorní pokusy potvrdily výsledky terénních sledování (Matěna 1994, 1995), tj. pozitivní preferenci perlooček rodu *Daphnia* oběma druhy ryb, zejména výraznou u okouna. U plotice byla laboratorními pokusy potvrzena negativní výběrovost ve vztahu ke klanonožcům (*Copepoda*), zejména buchankám (*Cyclopidae*). Ve všech deseti pokusech byly hodnoty indexu selektivity významně negativní (Tab. 1). Shodné výsledky z terénu nelze tedy vysvětlit rozdílnou prostorovou distribucí plůdku plotice a buchaneček v nádrži, ani vyšší únikovou schopností buchaneček ve srovnání s ostatními zástupci zooplanktonu. I ve

značně prostorově omezených podmínkách pokusných akvárií plůdek plotice konzumoval buchanky v zanedbatelné míře. Plůdek plotice je schopen i ve velikosti kolem 20 mm konzumovat velmi malou potravu - vířníky rodu *Brachionus*, velikostně srovnatelná naupliová stádia buchanek však pomíjí.

V terénních podmínkách bylo u plůdku obou druhů pozorováno téměř úplné zastavení příjmu potravy v nočních hodinách (Macháček, Matěna 1996). Laboratorní pokusy prokázaly, že vyhladovělý plůdek obou druhů je schopen přijímat potravu i v absolutní tmě. Při nižší koncentraci zooplanktonu (100 ind.l) bylo snížení rychlosti příjmu potravy ve tmě proti světlu o obou druhů srovnatelné (cca o 80-90%). Při vyšší koncentraci zooplanktonu (470 ind.l) byla plotice schopna ve tmě přijímat potravu zhruba poloviční intenzitou než za světla, zatímco u okouna poklesl příjem potravy ve tmě o 98%. To potvrzuje převážně vizuální orientaci okouna při příjmu potravy a naopak významnou roli ostatních smyslů (čich, hmat, proudový orgán) u plotice.

Poděkování

Studie byla financována z grantu GA AVČR, reg. č. 617 105.

Literatura

- Chesson, J., 1983. The estimation and analysis of preference and its relationship to foraging models. *Ecology* 64: 1297-1304.
- Ivlev, V.S. 1961. Experimental ecology of the feeding of fishes. Yale University Press, New Haven, 302 pp.
- Kubečka, J., 1993. Succession of fish communities in reservoirs of Central and East Europe. In: Straškraba, M., Tundisi, J.G. and Duncan, A.(eds.), *Comparative Reservoir and Water Quality Management*, pp. 153-168.
- Macháček, J., Matěna, J. 1996. Diurnal feeding patterns of YOY perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in a canyon-shaped reservoir. *Arch. Hydrobiol.* (in press).
- Matěna, J., 1994. Potravní biologie plůdku okouna a plotice v pelagiálu údolní nádrže Římov. In: Mikešová, J., Adámek, Z. (eds.), *Sborník referátů z Ichtyologické konference, VÚRH*

- Vodňany, 4.-5.5.1994, pp. 81-84.
- Matěna, J., 1995. The role of ecotones as feeding grounds for fish fry in a Bohemian water supply reservoir. *Hydrobiologia* 303: 31-38.
- Persson, L., 1983. Effects of intra- and interspecific competition on dynamics and size structure of a perch, *Perca fluviatilis*, and roach, *Rutilus rutilus*, population. *Oikos* 41: 126-132.
- Persson, L., 1987. Effects of habitat and season on competitive interactions between roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*). *Oecologia (Berl.)* 73: 170-177.

Adresa autorů:

J. Matěna, Hydrobiologický ústav AV ČR, Na sádkách 7, 370 05 České Budějovice

M. Pešta, Biologická fakulta Jihočeské univerzity, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice

PREDAČNÍ TLAK OKOUNKA PSTRUHOVÉHO (*MICROPTERUS SALMOIDES*) NA STŘEVLIČKU VÝCHODNÍ (*PSEUDORASBORA PARVA*) VE SROVNÁNÍ S OSTATNÍMI DRUHY RYB

Z.ADÁMEK, M.A.SIDDIQUI

Úvod

Okounek pstruhový [*Micropterus salmoides* Lacépède 1802) k nám byl dovezen na přelomu století za účelem obohacení druhového spektra naší ichtyofauny jak v rybníčním chovu, tak pro potřeby sportovního rybolovu (Baruš, Oliva a kol., 1995). V současné době jsme svědky pokusů o jeho znovuzavedení do chovu s perspektivou především pro exportní účely. Přehledovou studii o chovu okounka publikovali s ohledem na naše podmínky Kouřil a Berka (1981). Okounek je podle nich aktivním predátorem, který se od velikosti 50-100 mm, v závislosti na potravní nabídce, živí rybami odpovídající velikosti. Při příslovečné dravosti okounka je přitom rozhodující velikost tlamky v poměru k délce kořisti (Shireman a kol. ex Kouřil, Berka, 1981).

Střevlička východní [*Pseudorasbora parva* (Schlegel 1842)] k nám byl zavlečena v sedmdesátých letech a v průběhu následujících 10-15 let prodělala silnou populační expanzi, při níž kolonizovala prakticky všechny vhodné biotopy po celém území České republiky. Intenzita její expanze v posledních letech slábne, velkým dílem v důsledku "adaptace" dravců na tento druh jako na kořist vhodné velikosti. Právě její velikost a snadná dostupnost ve velkém množství byla a je důvodem proč je využívána jako krmná ryba pro candáta a štika a převážena po celém území našeho státu (Adámek a kol., in press), což přispívá k jejímu dalšímu šíření.

Cílem práce bylo posoudit intenzitu predáčního tlaku okounka pstruhového na střevličku a míru její případné preference ve srovnání s jinými velikostně i morfologicky srovnatelnými původními druhy naší ichtyofauny (perlín

ostrobřichý - *Scardinius erythrophthalmus* a slunka obecná - *Leucaspis delineatus*). Spolu s nimi byl použit plůdek tilapie nilské (*Oreochromis niloticus*), který sloužil pro posouzení vhodnosti okounka pstruhového jako predátora plůdku tilapie z nežádoucích výtěrů při rybničním chovu (Adámek, 1995).

Materiál a metodika

K pokusům bylo použito hejno okounků pstruhových 1+ (TL 84 ± 9 mm, W 7.9 ± 2.3 g), adaptovaných na podmínky akvarijních pokusů po dobu 2 měsíců. Ryby, představující predatory (5 ks) i kořist (10-14 ks každého ze čtyř druhů), byly nasazeny společně do stolitrové nádrže se silnou aerací bez úkrytů. Experiment měl pět opakování a výsledky jsou prezentovány souhrnně. V průběhu 10 dnů, po které měli okounci k dispozici jako kořist plůdek střevličky, tilapie, slunky a perlina byl zachován laboratorní teplotní a kyslíkový režim ($21.9 \pm 1.3^\circ\text{C}$, $9.46 \pm 0.43 \text{ mg.l}^{-1} \text{ O}_2$). Početní a velikostní složení potravních ryb uvádějí Tab.1 - 3 jako "Počáteční stav".

Okounci i potravní ryby byly nasazeny současně, aby byl vyloučen stimulační účinek dopadu kořisti na hladinu, který je u okounka pstruhového velice silný (Lewis a kol., 1961). Potravní ryby srovnatelného kvalitativního i kvantitativního složení sloužily okounkům jako potrava po dobu 2 týdnů před pokusem. Použité potravní ryby byly všechny ve velikostním rozsahu dostupném pro okounka (Lewis, Helms, 1964). Před nasazením nebyli okounci krmeni po dobu 48 hodin. Úbytek potravních ryb byl individuálně registrován denně v narkóze chinaldinem. Po rekonvalescenci byly vpuštěny do nové nádrže, kam k nim byli následně přisazeni okounci.

Preference jednotlivých druhů kořisti byla hodnocena podle Ivlevova indexu selektivity E (Jacobs, 1974).

$$E = \frac{r - p}{r + p},$$

kde r = procentický podíl hodnocené složky v přijaté potravě
a p = procentický podíl hodnocené složky v potravní nabídce.

Kladné hodnoty (0 až +1) signalizují, že složka je přednostně přijímána, záporné (-1 až 0) znamenají, že je odmítána. Hodnoty kolem nuly svědčí o tom, že zájem ryb o daný potravní komponent odpovídá potravní nabídce v okolním prostředí.

Výsledky

Během prvních tří dnů zkonzumovali okouni 74 % střevliček a téměř polovinu slunek a perlínek, které měli k dispozici jako kořist (Obr.1). Plůdek tilapie konzumovali v tomto časovém úseku pouze ojediněle. V následujícím období 4.-7.dne soustředili predční tlak na slunky a perlínky, zatímco tilapie a střevličky byly téměř opomíjeny. Ve zbylém časovém úseku 8.-10.dne byly střevličky, perlínky i slunky konzumovány se stejnou intenzitou, takže byly prakticky vyžrány zcela. Naproti tomu tilapie byly i nadále přijímány jen málo. Průměrná velikost (TL) potravních ryb vzhledem k TL predátorů se pohybovala okolo 50% (tilapie 47.6%, slunka 51.2%, perlín 52.4% a střevlička 46.4%). U všech druhů byly v první polovině experimentu konzumovány menší ryby, zatímco nevyužitá kořist byla s výjimkou jediného exempláře tilapie (37 mm) vždy větší než průměrná velikost nabízeného vzorku příslušného druhu. Tento trend je patrný i při hodnocení hmotnosti konzumovaných ryb.

Tab.1: Počty zkonzumovaných ryb v jednotlivých dnech (sumarizace)

Druh	Počáteční stav	1.den	2.den	3.den	4.den	5.den	6.den	7.den	8.den	9.den	10.den	Zbylé ryby
<i>O.niloticus</i>	50	3	2	4	4	1	0	1	2	2	4	27
<i>L.delineatus</i>	64	12	10	9	0	9	6	6	6	3	0	3
<i>S.erythrophthalmus</i>	55	7	7	10	0	3	9	7	6	0	2	4
<i>P.parva</i>	50	16	6	15	0	0	0	3	3	1	2	4

Tab.2: Průměrné hodnoty délky (TL v mm) zkonsumovaných ryb a jejich rozsah

Druh	Počáteční stav	1.den	2.den	3.den	4.den	5.den	6.den	7.den	8.den	9.den	10.den	Zbylé ryby
O.niloticus	40±4 27-46	30 30	29 28-30	32 27-36	37 37	38 38		39 39	43 42-46	39 35-41	39 36-41	42 37-46
L.delineatus	43±6 30-58	40 30-45	43 35-55	47 42-53		41 35-45	42 37-46	55 52-58	41 40-42	45 41-47	50 43-56	58 58
S.erythrophthalmus	44±4 38-55	42 41-45	41 38-45	43 42-46		45 43-46	43 41-46	46 41-52	47 43-55		48 43-51	51 51
P.parva	39±5 28-50	35 28-47	36 33-38	41 36-44				41 40-42	46 43-48	34 34	45 42-47	50 50

Šířka tlamky okounků činila 10.6 ± 1.8 mm, zatímco u potravních ryb byla naměřena výška těla 10.9 ± 0.9 mm u tilapie, 4.8 ± 0.7 mm u slunky, 5.7 ± 1.2 mm u perlína a 5.5 ± 1.1 mm u střevličky. Také pro výšku konzumovaných ryb platí, že ryby s hodnotami nižšími než činil průměr pro příslušný druh, byly vyžírány přednostně.

Tab.3: Průměrné hodnoty hmotnosti (v g) zkonsumovaných ryb

Druh	Počáteční stav	1.den	2.den	3.den	4.den	5.den	6.den	7.den	8.den	9.den	10.den	Zbylé ryby
O.niloticus	0.9±0.3	0.5	0.4	0.5	0.8	0.9		1.0	1.3	0.9	0.9	1.1
L.delineatus	0.5±0.2	0.4	0.5	0.5		0.4	0.5	1.0	0.4	0.6	0.8	1.3
S.erythrophthalmus	0.6±0.2	0.5	0.5	0.5		0.7	0.5	0.6	0.7		0.8	0.9
P.parva	0.4±0.2	0.3	0.3	0.5				0.5	0.6	0.2	0.6	0.7

Indexy selektivity E (Tab.5) jsou trvale negativní pro tilapii, naopak téměř vždy pozitivní pro slunku, střevličku a perlína. Hodnota E za celé pokusné období činí pro všechny posledně jmenované druhy ryb $+0.05$. Koeficient konverze potravních ryb jako poměr mezi jejich hmotností a přírůstkem okounka činil 7.25.

Tab.4: Průměrné hodnoty výšky (v mm) zkonzumovaných ryb

Druh	Počáteční stav	1.den	2.den	3.den	6.den	7.den	8.den	9.den	10.den	Zbylé ryby
<i>O.niloticus</i>	10.9±0.9 9-12							9.5 9-10	10.3 10-11	11.3 10-12
<i>L.delineatus</i>	4.8±0.7 4-6	4.8 4-6	4.7 4-5		4.6 4-5		5.0 4-6	5.0 4-6		
<i>S.erythrophthalmus</i>	5.7±1.2 4-7	4.8 4-6	4.3 4-5		6.5 6-7	7.0 7	7.0 7			
<i>P.parva</i>	5.5±1.1 4-7	4.5 4-5	4.3 4-5	5.9 4-7						

Diskuse

V přirozených podmínkách se okounek živí v prvním roce hlavně zooplanktonem a zoobentosem (Clady, 1974), později využívá také náletovou potravu a především ryby (Baruš,

Tab.5: Index selektivity (E) okounka pro jednotlivé druhy potravních ryb a jeho srovnání se selektivitou predáčního tlaku tilapií *Oreochromis niloticus* (Adámek, 1993) a sumečka *Clarias batrachus* (Adámek, unpubl.) na střevličku *Pseudorasbora parva*

Kořist	Predátor	1.-3. den	4.-7. den	8.-10. den	Total
<i>O.niloticus</i>	<i>M.salmoides</i>	-0.43	-0.45	-0.29	-0.24
<i>L.delineatus</i>	<i>M.salmoides</i>	+0.01	+0.17	+0.19	+0.05
<i>S.erythrophthalmus</i>	<i>M.salmoides</i>	-0.02	+0.18	+0.19	+0.05
<i>P.parva</i>	<i>M.salmoides</i>	+0.24	-0.29	+0.18	+0.05
	<i>O.niloticus</i>	-0.09	-1.00	-0.28	-0.22
	<i>C.batrachus</i>	-1.00	-0.31	+0.11	-0.13

Oliva a kol., 1995). Často je zmiňována schopnost silné predace okounka vůči pulcům (Lewis, Helms, 1964) i žábám (Bade, 1902 a Walter, 1913 ex Baruš, Oliva a kol., 1995).

Okounek pstruhový (*Micropterus salmoides*) je velmi aktivní predator, který se orientuje při lovu především zrakem (Howick, O'Brien, 1983, Baruš, Oliva a kol., 1995). O tom svědčí také pozorování Savino a Steina (1982), kteří simulovali hustotu makrovegetace pomocí umělých stébel. Se vzrůstem hustoty stébel klesala potravní aktivita okounka, protože byl redukován vizuální kontakt s kořistí (slunečnice pestrá - *Lepomis macrochirus*). Ta se naučila také úspěšně využívat vyšší hustotu stébel (makrovegetace) jako úkryt. Podobně Bettoli a kol. (1992) registrovali výrazný vzrůst predací potravní aktivity okounka po likvidaci makrofyt amurem v jezeře Conroe (Texas).

V popsaném experimentu neměly potravní ryby možnost úkrytu a jediným mechanismem umožňujícím potravní selektivitu byla preference predátorem, případně ve velmi omezeném rozsahu schopnost úniku před ním.

Jako nejvýznamnější faktor se uplatnila výška těla ve vztahu k šířce tlamky okounka. Štíhlé kaprovité ryby (perlín, slunka a střevlička) byly konzumovány prakticky stejně intenzivně (Tab.1 a 5). Hlavním faktorem negativní selektivity pro plůdek tilapie byla pravděpodobně výška těla. V této souvislosti bylo ověřeno, že okounek (TL 90 mm) o šířce tlamky 11 mm je schopen chytit a vsunout do tlamky kořist o výšce těla 13 mm, ale není ji schopen polknout a hrozí mu udušení. Vzhledem k tomu, že jako významný potravní druh pro okounka je často uváděn plůdek slunečnice (Godinho, Ferreira, 1994), jehož morfologie i charakter povrchu těla je velmi podobný tilapii, je pravděpodobné, že se nejedná o odmítání tohoto typu kořisti okounkem, ale že mu v předáči větších ryb brání tvar (výška) těla kořisti v poměru k šířce tlamky predátora. Lewis a Helms (1964) naproti tomu uvádějí, že plůdek kapra byl v podobném experimentu, prováděném v malém rybníčku, okounkem nejvíce vyžírán mezi více druhy potravních organismů (raci, larvy mloka, pulci, ryby). Hmotnost pokusného okounka se však pohybovala mezi 718 a 1047 g. Ve sledování Godinha a Ferreiry (1994) kapr a jiné kaprovité ryby dna v potravě

okounka v nádržích jižního Portugalska chyběl. Podobně karas byl nejméně žádanou kořistí mezi celkem 4 druhy použitými v pokusech Espinosy a kol. (1973).

O výběrovosti (selektivitě) v příjmu jednotlivých druhů potravních ryb svědčí nejlépe zjištěné koeficienty E (Tab.5). V počátečním období vyvinul okounek selektivní predanční tlak na střevličku (+0.24), zatímco slunko a perlina konzumoval v podílu odpovídajícím jejich zastoupení v nabídce. V navazujícím období 4.-7.dne střevličku téměř vynechal (-0.29) a soustředil svou pozornost na slunko a perlina (+0.17, resp. +0.18). Příčinou byla pravděpodobně nízká "hustota" střevličky v důsledku její rozsáhlé konzumace na začátku pokusu. Ve finální fázi, kdy hustota všech tří potravních druhů ryb byla srovnatelná, rozložil svůj predanční tlak rovnoměrně mezi ně (+0.18-+0.19).

Tilapie *Oreochormis niloticus* a asijský sumeček *Clarias batrachus*, kteří nejsou vyhraněnými predátory, vykazují vůči hbité a odolné střevličce negativní výběrovost. V případě tilapie je příčinou to, že loví výpadem do "naslepo" a její kořistí se stávají přednostně méně pohyblivé ryby žijící u dna v pořadí preference lín, kapr a hrouzek (Adámek, 1993). Sumeček je velmi neobratný lovec, který na kořist neútočí, ale vyhledává ji hmatem (vousy) a snaží se ji uchopit čelistmi. Požírá až ryby, které opakovanými "útoky" zranil nebo oslabil natolik, že mu neuniknou. Proto se jím preferovanou kořistí stávaly především sice hbité ale snadno zranitelné druhy (perlín a slunko), zatímco střevlička a tilapie byly konzumovány výrazně méně (Adámek, Sukop, 1995).

Délka kořisti v použitém velikostním rozmezí (okolo 50% délky dravce) měla menší, avšak patrný vliv na preferenci. Přednostně byly v prvních 2-3 dnech vyžrány potravní ryby menších velikostí (Tab.2, 3a 5), jejichž průměrná celková délka činila 34.5% (tilapie) až 48.8% (perlín). Také v experimentech Stoeckela a Heidingerera (1992) bylo prokázáno, že menší jedinci dvou testovaných

severoamerických druhů ryb byli okounkem přednostně konzumováni. Espinosa a kol. (1973) soudí, že v případě okounka má dosažitelnost, atraktivita a chování kořisti na preferenci větší vliv než poměr mezi velikostí predátora a potravní ryby.

Velikost námi použitých potravních ryb v poměru k dravci se blíží hodnotám, které Shireman a kol. (ex Kouřil, Berka, 1981) považují za maximální pro amura bílého jako krmnou rybu (v podmínkách Floridy). Pro velikostní rozsah srovnatelný s našimi okounky (TL 75-100 mm) uvádějí TL amura 39-51 mm a šířku tlamky 7-10 mm. Námi použití okounci stejného velikostního spektra (TL 75-100 mm) měli tlamku širší (8-13 mm), avšak maximální velikost zkonsumovaných ryb jen ojediněle (slunka v pěti a perlín ve dvou případech) překročila uvedený limit 51 mm.

Zjištěný koeficient konverze potravních ryb (7.25) je vyšší než potřeba, kterou předpokládají Heidinger a Snow (ex Kouřil, Berka, 1981). Podle nich je k produkci 1 kg přírůstku generačního okounka zapotřebí 5 kg potravních ryb. Námi zjištěný vyšší koeficient byl pravděpodobně způsoben akvarijními podmínkami spojenými s kontinuálním stresem (přelovování) a skutečností, že ryby byly jediným a výlučným zdrojem potravy okounka.

Poděkování

Tato práce vznikla jako součást projektu NAZV MZe ČR 4008 "Expanze střevličky východní (*Pseudorasbora parva*) v našich vodách a její role v rybníčných ekosystémech". Autoři vyslovují poděkování rovněž p. Janu Klimešovi (Školní pokusnictví SRŠ Vodňany) a Rybníkářství Pohořelice a.s. za poskytnutí pokusných ryb.

Adresa autorů:

Doc.RNDr.Zdeněk Adámek, CSc; Mohammad Asif Siddiqui, PhD;
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický JČU se sídlem ve
Vodňanech, prac.Pohořelice, Vídeňská 717, 691 23 Pohořelice

JELEC PROUDNÍK (*Leuciscus leuciscus*) V POTOCE ÚPOŘ

P. VLACH, M. ŠVÁTORA

V práci je hodnocena lokální populace jelce proudníka (*Leuciscus leuciscus*, L.) z potoka Úpoř na Křivoklátsku. Hodnocen je růst a podíl biomasy jelce proudníka na celkové biomase ryb. V souvislosti s růstem jsou zpracovány délkové a hmotnostní přírůstky, délko-hmotnostní vztahy, index produkce. Hodnocena byla i migrace jedinců této populace v sledovaném 4 km úseku potoka.

Růst byl shledán poměrně vyváženým, postupně se zpomalujícím u vyšších věkových skupin. V důsledku migrace je zastoupení biomasy jelce proudníka v různých úsecích potoka nestejnoměrné. Migrace ryb byla prokázána zatím pouze v závislosti na vodním stavu.

potok; jelec proudník; růst; biomasa; migrace

Úvod

Potok Úpoř je pravostranný přítok řeky Berounky, do které se vlévá nedaleko vesnice Skryje. Jedná se o typický pstruhový potok, rozdělený malým rybníkem uprostřed vesnice Broumy na dvě části. Plocha povodí potoka je 39,5 km², délka toku 11,2 km, průměrný průtok v ústí je 0,08 m³. Na horním toku jsou dominantními druhy pstruh obecný (*Salmo trutta m. fario*) a střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*). V dolní části pak zcela chybí střevle a spolu se pstruhem zde dominují jelec tloušť (*Leuciscus cephalus*) a jelec proudník (*Leuciscus leuciscus*). Situaci poněkud komplikuje parma říční (*Barbus barbus*), která sem migruje při povodňových stavech. V proudivých úsecích je spolu se pstruhem dominantní vranka obecná (*Cottus gobio*). Tyto druhy jsou pak doplňovány mřenkou mramorovanou (*Noemacheilus barbatulus*),

ploticí obecnou (*Rutilus rutilus*) a hrouzkem obecným (*Gobio gobio*). Za raritní můžeme považovat výskyt kapra obecného (*Cyprinus carpio*), štiky obecné (*Esox lucius*) a lína obecného (*Tinca tinca*).

Potok je typicky fragmentován na tůň a proudivé úseky. Oba druhy jelců jsou vázány především na tůň. Potok bývá za nízkého stavu vody často téměř izolován od Berounky (dolní část toku mizí ve štěrkovitých náplavech) a populace ryb mají po část roku značně omezenou možnost migrace do řeky.

Materiál a metoda

V letech 1993-95 byly pomocí el. agregátu TR 1 prolovovány vybrané tůň a proudivé úseky potoka Úpoř. Údaje o ulovených rybách byly použity k stanovení celkové biomasy a zjištění podílu jelce proudníka na této biomase.

Dále byl u 141 ex. z uvedeného období studován růst metodou Leeové a regresní analýzou vypočteny hmotnostní přírůstky. Jako srovnávací kritérium byl použit index produkce pro 2.-6.věkovou skupinu a délko-hmotnostní vztah.

V roce 1995 bylo označeno 71 ryb značkami s barevným kódem umístěnými pod prvním paprskem hřbetní ploutve. Přímým pozorováním jsme pak rozlišovali jednotlivé značky a hodnotili migrace u takto označeného vzorku populace.

Výsledky a diskuse

Pozornost byla věnována podílu biomasy jelce proudníka na celkové biomase ryb. Téměř veškerá biomasa proudníka byla koncentrována do tůní a ve sledovaném období se pohybovala v rozmezí 330-4195 kg/ha v různých tůních. Velký rozdíl byl zjištěn též v procentuálním zastoupení proudníka na celkové biomase, které se pohybovalo od 0% do 75% (viz Tab. 1., Obr. 1.). Biomasa proudníka kolísala nejen v rámci celého toku ale i v rámci jedné tůně během sezóny i mezi sezónami. To souvisí s jeho migrací, která byla prokázána.

Tab. 1. Přehled biomasy ve vybraných tůních na potoce Úpoř
v letech 1993-1995

tůň	plocha (m ²)	datum	celk. biomasa (kg) (kg/ha)		biomasa <i>L. leuc.</i> (kg) (kg/ha)		podíl (%)
F	41	17.5.95	1.48	363	0.327	79.8	22.0%
		12.7.95	17.20	4195	1.498	365.4	8.7%
H	36	17.5.95	1.18	330	0.206	57.2	17.3%
M	22	12.7.95	5.21	2371	0.227	103.2	4.4%
Q	55	23.9.93	9.21	1674	4.302	782.2	46.7%
		11.10.94	5.52	1003	0.531	96.5	9.6%
		12.7.95	5.27	959	0.351	63.8	6.7%
S	25	8.8.95	2.13	853	0.143	57.2	6.7%
U	36	8.8.95	4.24	1180	0.819	227.5	19.3%
X	31	8.8.95	4.25	1372	0.281	90.6	6.6%
		23.9.93	10.54	3400	1.612	520.0	15.3%
		11.10.94	2.09	674	0	0.0	15.3%
AF	18	11.10.94	0.72	400	0.54	300.0	75.0%
		8.8.95	0.77	430	0	0.0	0.0%

Růst byl hodnocen u 141 ex. z let 1993-1995. Vzhledem k nehomogennímu vzorku, postrádajícímu některé délkové skupiny, nebyla vypočtena korekční hodnota, ale podobně jako v případě Hanela (1984) byla použita hodnota 18 mm.

Růst byl pak zhodnocen jako vyrovnaný, nicméně postupně se zpomalující, především počátkem čtvrté věkové skupiny, v souladu s údaji Švátory a Pivničky (1989) (viz Tab. 2).

Tab. 2. Růst jelce proudníka (*Leuciscus leuciscus*) v potoce
Úpoř v letech 1993-1995 (Lc - mm, W - g)

Věk.sk	n	Lc	l ₁	l ₂	l ₃	l ₄	l ₅	l ₆	l ₇
1+	7	99	69						
2+	4	125	71	106					
3+	22	145	65	103	131				
4+	5	173	63	98	132	159			
5+	6	182	69	97	124	148	166		
6+	3	189	58	90	111	137	156	175	
7+	2	190	60	97	121	142	158	172	180
TOTAL	49		65	98	124	146	160	174	180
W	30		4	15	31	53	70	91	103

$$\log w = -5.14441 + 3.171597 \times \log Lc$$

$$P_I(2-6) = 76 \text{ g}$$

Velikový růst jelce proudníka z potoka Úpoř je ve srovnání s údaji Vostradovského (1961), Leontovyče (1974), Hanela (1984) a Švátory a Pivničky (1986, 1989) zřetelně pomalejší (viz Tab. 3 a Obr. 2). Srovnání růstu pomocí indexu produkce $P_i(2-6)$ s populací jelce proudníka z Vltavy, která dosáhla hodnoty $P_i(2-6)$ 89 g (Švátora a Pivnička, 1989), nám pomalejší růst také potvrzuje.

Naproti tomu při srovnání délko-hmotnostních vztahů mají jedinci úpořské populace relativně vyšší hmotnostní přírůstky vzhledem k délkovým.

Tab. 3. Srovnání růstu jelce proudníka (*Leuciscus leuciscus*) na různých lokalitách

lokalita	n	l_1	l_2	l_3	l_4	l_5	l_6	l_7
Želivka	124	49	81	114	139	157	172	185
Vltava	129	57	96	130	154	174	187	195
Švihov	10	62	74	101	126	142	164	178
Bystřice	33	54	90	128	164	194	210	-
Temže	-	41	72	90	107	122	134	143
Úpoř	49	65	98	124	146	160	174	180

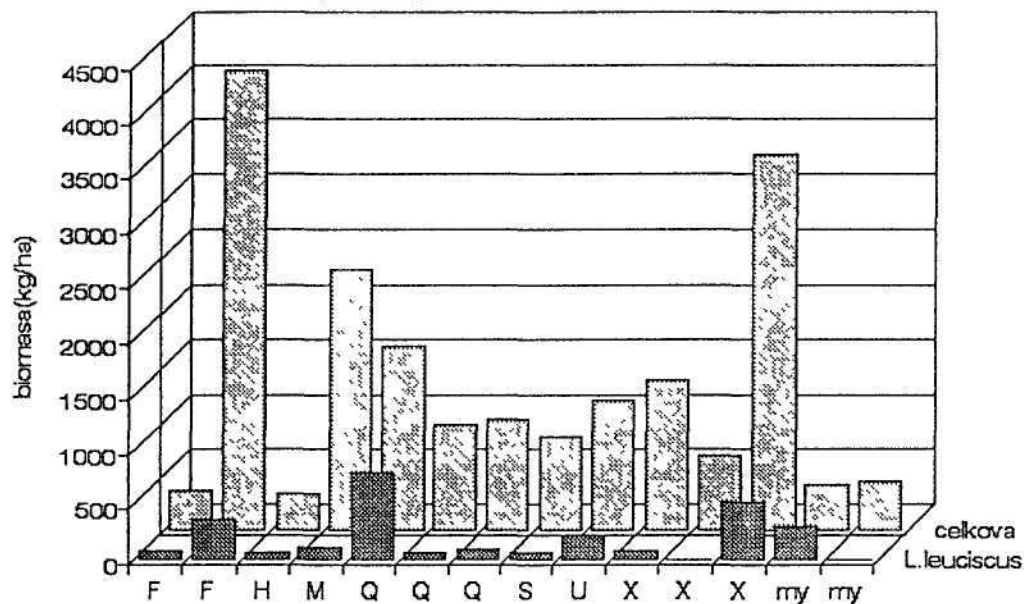
Určitá izolovanost populace proudníka přímo vybízela k tomu, abychom se pokusili sledovat její migraci v dolní části toku. Pokus ulehčila skutečnost, že v tomto pstruhovém potoce jsou proudníci vázáni především na tůň, zatímco proudivých úseků využívají právě jen při migracích.

Vzorek populace byl pak označen značkami s barevným kódem, který umožňuje přímým pozorováním jednotlivé ryby identifikovat.

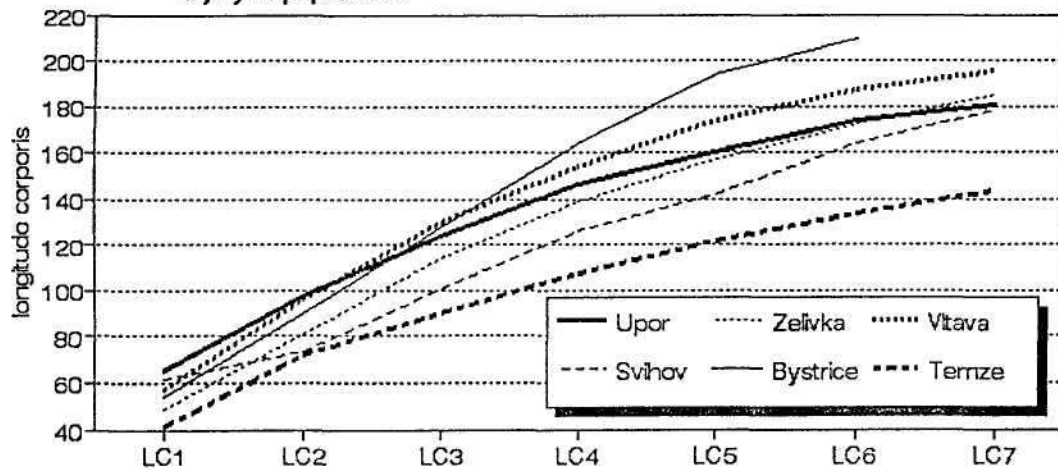
Při jednotlivých kontrolách (11 kontrol v průběhu května až října 1995) pak byli pozorovaní označení jedinci rozděleni do kategorií migrant po proudu, migrant proti proudu, nemigrující. Tato data byla vyhodnocována a posléze byla prokázána závislost migrace na stavu vody (viz Obr.3).

Při nízkém vodním stavu (normální vodní stav zatím vztažen ke dni 17.5.95) ryby migrují jen velmi málo, a to pouze po proudu, při zvyšování hladiny pak počet migrantů po

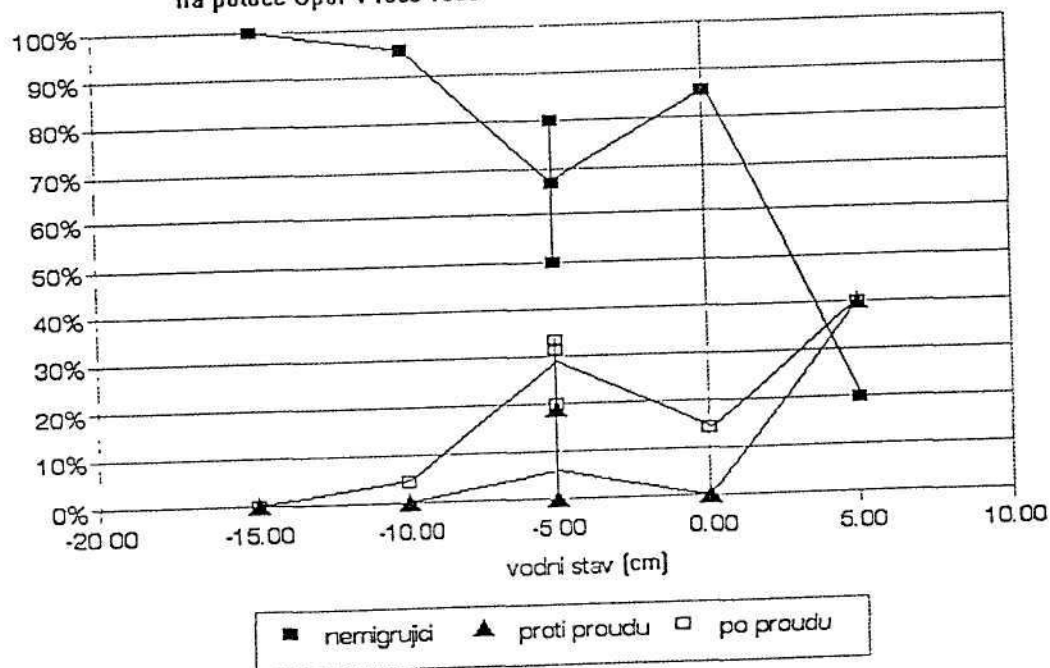
Obr. 1. Podíl biomasy jelce proudníka na celkové biomase
na potoce Úpoř v letech 1993-1995



Obr. 2. Srovnání růstu populace jelce proudníka z potoka Úpoř
s jinými populacemi



Obr. 3. Závislost migrace jelce proudníka na vodním stavu
na potoce Úpoř v roce 1995



i proti proudu vzrůstá a při maximálním vodním stavu jsme zjistili velmi nízké procento nemigrujících jedinců. Počet migrantů proti a po proudu je v tomto případě téměř shodný.

Seznam použité literatury

- Baruš V. a kol., 1995: Mihulovci a ryby (2). In: Fauna ČR a SR. Academia, Praha, 691 s.
- Hanel L., 1984: Notes on the age and growth of the chub (*Leuciscus cephalus*), dace (*L. leuciscus*), and orfe (*L. idus*) (*Pisces, Cyprinidae*) in the rivulet Bystřice (Northeastern Bohemia). Věst. Čs. Společ. Zool., 48: 81-89.
- Holčík J., Hensel K., 1972: Ichtyologická příručka. Obzor, Bratislava, 217 s.
- Lelek A., 1963: Příspěvek k poznání kvantitativního výskytu ryb v několika úsecích toku řeky Rokytne. Zool. listy, 12(1): 25-42.
- Leontovyč I., 1974: Růst jelce proudníka (*Leuciscus leuciscus*), jelce tloušťě (*L. cephalus*) a cejna velkého (*Abramis brama*) v údolní nádrži Švihov v prvních letech po napuštění. Živočiš. Výr., 19(9): 689-702.
- Švátora M., Pivnička K.: Růst plevelných ryb v řece a nádrži Želivka v letech 1970-1985. Živočiš. Výr., 31(10): 911-920.
- Švátora M., Pivnička K.: Růst devíti druhů ryb v pražském úseku Vltavy. Živočiš. Výr., 34(10): 939-948.
- Vostradovský J., 1961: K biologii a růstu kapra obecného, okouna říčního a jelce proudníka v nové údolní nádrži Lipno. Živočiš. Výr., 6(4): 287-294.

Bc. Pavel VLACH, Katedra zoologie PŘF UK Praha Viničná 7, 128 44 Praha 2

RNDr. Miroslav ŠVÁTORA CSc., Katedra zoologie PŘF UK Praha, Viničná 7, 128 44 Praha 2

ODCHOV PLŮDKU SUMCE VELKÉHO (*SILURUS GLANIS* L.) V PŘÍKOPOVÝCH RYBNÍČCÍCH

P. LEPIČ, J. MAREŠ, J. JIRÁSEK, I. SUKOP

Souhrn

V roce 1994 byl realizován pokus zaměřený na porovnání produkční účinnosti pokusné polovlhké směsi a přirozené potravy při odchovu plůdku sumce velkého v příkopových rybníčcích.

Pokus probíhal na dvou příkopových rybníčcích, jejichž délka byla 58 m a 62 m. Oba rybníčky byly nasazeny 7 dní starým Su₀ v množství 30 000 ks. Prvních 33 dnů pokusu (40 dní věku) byl plůdek sumce v obou rybníčcích odchováván výhradně na přirozené potravě. V druhé fázi sledování, která trvala 47 dní se na prvním rybníčku přikrmovalo pokusnou polovlhkou směsí a do druhého rybníčku byl dále přidáván plankton.

Za první období bylo dosaženo přežití 15 % u první a 9.3 % u druhé pokusné skupiny. Průměrné hmotnosti dosáhly hodnot 0.62 g a 0.77 g. Hlavní potravní složkou v tomto období byli zástupci skupiny *Chironomidae* a *Ephemeroptera*.

V průběhu druhé fáze odchovu došlo k hromadnému úhynu ryb, způsobenému masovým napadením obsádky parazitem *Ichthyophthirius multifiliis*. V důsledku tohoto hromadného úhynu nelze považovat výsledky dosažené ve druhém období za objektivně zhodnotitelné.

Úvod

Sumec velký (*Silurus glanis* L.) patří mezi hospodářsky velmi cenné druhy ryb pro svou vysokou kvalitu masa i poměrně jednoduchou technologii chovu. Stejně jako u ostatních druhů ryb je základem úspěšné produkce dostatek násadového materiálu pro rybniční hospodaření, vysazování do volných vod i pro speciální zařízení. Problematikou počátečního odchovu sumce velkého se v posledních letech zabývala řada autorů. Jednou z možností odchovu plůdku, případně i ročka sumce je využití příkopových rybníčků. Na tuto problematiku se zaměřili např. Lusk a Krčál (1988), Haukvic et al. (1995), Ondra a Šutovský (1995).

Materiál a metodika

Realizace vlastního pokusu probíhala na příkopových rybníčkách Rybníkářství Pohořelice a.s. středisko Jaroslavice, a to v době od 22.6.1994 do 30.8.1994. V průběhu pokusu bylo testováno pokusné krmivo v porovnání s přirozenou potravou.

Jako pokusný materiál byl použit Su_0 z umělého výtěru. Plůdek sumce ve věku 7 dní byl vysazen v množství 30 000 ks na jeden příkopový rybníček v hustotě obsádky 357 ks . m u rybníčku č. 1 a 335 ks.m² u rybníčku č. 2 .

V první fázi odchovu byl plůdek odkrmován přirozenou potravou. V 33. dnu sledování bylo na rybníčku č. 1 započato s příkrmováním polovlhkou směsí, přičemž plůdek na rybníčku č.2 byl nadále odkrmován přirozenou potravou a to až do ukončení pokusu (70 dní odchovu).

Polovlhká směs složená z rybího masa, rybí moučky, masokostní moučky, řepkového oleje a doplňku biofaktorů pro pstruhy byla podávána dvakrát denně na zastíněná krmná místa. Velikost počáteční krmné dávky byla stanovena v rozmezí 0.8 - 1.5 % hmotnosti obsádky a průběžně upravována podle teploty vody. V průběhu odchovu se denní krmná dávka postupně zvýšila až na 4 % hmotnosti obsádky.

Každý den byla na obou rybníčkách sledována teplota vody a stanoveny parametry kvality vody (kyslík, pH, acidita, alkalita, amonné ionty, dusitany, oxidovatelnost). Vzorky planktonu a bentosu byly odebírány v první fázi pokusu každý třetí den. Rovněž vzorky ryb byly v průběhu celého sledování odebírány jedenkrát za tři dny. Po ukončení pokusu byl proveden rozbor potravy v zažívacím traktu plůdku za období, kdy přijímal přirozenou potravu a byla zjištěna preferovaná skupina přirozené potravy.

Výsledky

Teplota vody v příkopových rybníčkách se pohybovala v rozmezí od 13 °C do 30 °C při značných rozdílech mezi teplotami naměřenými ráno v 6 a odpoledne v 17 hodin. Průměrná teplota vody za celé období dosáhla hodnoty 22.9 °C.

Hodnoty koncentrace obsahu kyslíku rozpuštěného ve vodě se nacházely v intervalu 0.9 -23.2 mg O₂ l⁻¹, což odpovídá

procentickému nasycení 11-295 % (při aktuálních teplotách).

Limity pro pH, aciditu, alkalitu, amonné ionty, dusitany nebyly v průběhu odchovu překročeny. Pouze hodnota oxidovatelnosti několikrát přesáhla limitní hranici 15 mg O₂.l-1.

Vyhodnocením složení potravy v zažívacím traktu plůdku jsme zjistili, že hlavními potravními organismy do věku 3 4 dní (26 dní odchovu) byli zástupci skupiny *Chironomidae*. Od 37 dne věku se hlavní potravní složkou stávají zástupci skupiny *Ephemeroptera*, přičemž zastoupení *Chironomidae* je 1 nadále vysoké.

Přirozenou potravou byl plůdek krměn do 40 dní věku (33 dní odchovu). Za toto období bylo u pokusné skupiny č.1 dosaženo průměrné kusové hmotnosti 0.62 g, celkové délky těla 40.5 mm a přežití 15 %. U druhé pokusné skupiny jsme dosáhli průměrné kusové hmotnosti 0.77 g, celkové délky těla 43.6 mm a přežití 9.3 %.

Druhá fáze pokusu probíhala od 41. do 77. dne věku (34.- 70. dne odchovu). Skupina č. 1 byla přikrmována pokusnou polovlhkou směsí a skupina č. 2 byla nadále odkrmována přirozenou potravou.

Z důvodu masového napadení plůdku sumce parazitem *Ichthyophthirius multifiliis* a následného hromadného úhynu, uvádíme jen orientačně hodnoty dosažené po ukončení celého pokusu. Za 70 dní celého odchovu bylo u skupiny č. 1 dosaženo průměrné kusové hmotnosti 10.72 g, celkové délky těla 108.8 mm a SGR 10.31 % . d⁻¹. U skupiny odkrmované přirozenou potravou dosáhla průměrná kusová hmotnost hodnoty 6.3 2 g, délka 84.4 mm a SGR 9.48 % . d⁻¹.

Diskuse

Průměrná teplota vody v našem pokusu odpovídala spodní hranici rozmezí doporučeného Tamásem a Horváthem (1976) 22 - 22 °C. Jiní autoři doporučují teploty vody okolo 27 °C Hochman, 196 9; Hilge, 198 5; Jungwirth, 1986). Tyto hodnoty jsou však pro příkopové rybníčky nereálné.

Teplotě vody i jejím rozdílem během dne byla přizpůsobena velikost denní krmné dávky i její rozdělení. Ráno bylo krmeno 30 % a odpoledne, kdy je teplota vody vyšší, 70 % celodenní dávky krmiva.

Neméně důležitý, pro stanovení optimální denní krmné dávky, je i obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě. V našem případě se pohyboval v intervalu $0.9-23.2 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ což v převedení na procentické nasycení vody kyslíkem odpovídá 11 - 295 %. Takto velké rozdíly byly způsobeny přítomností planktonu a zelených řas v příkopových rybníčcích. Kouřil a Hamáčková (1986) považují za optimální koncentraci $4-6 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$. Haukvic et al. (1995) uvádí jako optimální minimálně 50 % nasycení vody kyslíkem. I když byly tyto hodnoty v průběhu odchovu nižší, nedocházelo k výraznému poklesu příjmu potravy. Dokonce ani při koncentraci $0.9 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ nedošlo k úhynu plůdku.

Z hydrochemických ukazatelů pouze oxidovatelnost překročila udávanou limitní hranici ($15 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$). Její vyšší hodnoty, naměřené hlavně na počátku odchovu byly zapříčiněny nedostatečnou přípravou příkopových rybníčků.

Velikost doporučené obsádky na příkopových rybníčcích se pohybuje v rozmezí $200-300 \text{ ks} \cdot \text{m}^{-2}$ (Lusk a Krčál, 1988). Námi zvolená obsádka překročila horní hranici tohoto rozmezí ($357 \text{ ks} \cdot \text{m}^{-2}$ a $335 \text{ ks} \cdot \text{m}^{-2}$) a také se projevila jako příliš vysoká. Proto doporučujeme směřovat velikost obsádky ke spodní hranici uvedeného rozmezí, čímž částečně omezíme některé faktory podmiňující výskyt masových nákaz a vznik kanibalismu.

Většina autorů doporučuje počáteční odkrm plůdku sumce přirozenou potravou a v kontrolovaných podmínkách (např. Kouřil a Hamáčková, 1986; Jungwirth, 1986). V našem pokusu byl počáteční odkrm prováděn přirozenou potravou přímo v příkopových rybníčcích stejně jako u Haukvice et al. (1995). Rovněž námi dosažené výsledky jsou podobné těm, jakých dosáhl výše zmíněný autor.

Po ukončení odkrmu plůdku přirozenou potravou byla jedna pokusná skupina převedena na příkrmování polovlhkou směsí. V té době dosahoval plůdek této skupiny průměrné hmotnosti 0.62 g . Jungwirth (1986) doporučuje pomalý přechod na náhradní krmivo až po dosažení kusové hmotnosti sumce g . Haukvic et al. (1995) uvádí vyšší hodnoty - až 0.8 prům.věk 30 dní. Délku navykání na náhradní krmivo uvádí tento autor 10 dní. Časový interval 10 dnů se projevil i v našem sledování jako dostatečně dlouhý a po této době plůdek

sumce dobře přijímal předkládanou polovlhkou směs.

Velmi vysoké ztráty u obou pokusných skupin byly způsobeny masovým napadením obsádky *Ichtyoftiriózou*. Také kanibalismus a výskyt žab měly na ztrátách svůj velký podíl. V zažívadlech uhynulých žab byly ve většině případů nalezeni sumci ve velikosti až 75 mm.

Proti *Ichtyoftirióze* doporučuje řada autorů koupele v malachitové zeleni nebo v roztoku FMC. V průběhu odchovu byl do příkopových rybníčků několikrát aplikován roztok FMC, ale bez výrazného účinku.

K omezení kanibalismu doporučujeme zajištění dostatečného množství potravy a velikostní třídění obsádky minimálně jedenkrát za tři týdny od dosažení délky 30 - 40 mm. Haukvic et al. (1995) doporučuje třídění jedenkrát za 14 dní od stáří 40 dní.

Pro řešení nežádoucí přítomnosti žab byla kolem celé soustavy příkopových rybníčků vybudována zábrana z PVC vysoká 40 cm. Tato se projevila jako nedostatečná a bylo by potřeba ji zvýšit minimálně o 10 cm.

Z výsledků našeho sledování vyplývá reálná možnost využití příkopových rybníčků k odchovu plůdku sumce velkého při dodržení uvedených podmínek.

Literatura

Haukvic, J., Mareš, J., Jirásek, J., Sukop, I., Ondra, R., 1995.

Využití příkopových rybníčků k produkci ročka sumce velkého. Ve: Sb. z konf. Produkce násad perspektivních druhů ryb, MZLU Brno:70-74

Hilge, V., 1985. Anfutterung von Welsbrut. Ihrbrt. Bundesforschungsanstalt f. Fischerei:128-130

Hochman, L., 1969. Možnosti hromadného odkrmu sumčího plůdku. Publ. zootech. oboru AF VŠZ Brno - rybářská specializace: 107 - 118.

Jungwirth, M., 1986. Temperatur - und Nahrungsansprüche verschiedener Altersstadien des Welses (*Silurus glanis*) bei Intensivaufzucht. Óster. Fisch., 39(5/6):174-185

Kouřil, J., Hamáčková, J., 1986. Odchov raného plůdku sumce ve žlabech. Ve: Sb. konf. Odchov plůdku dravých druhů ryb. ČSVTS, Vodňany:48-53 .

- Lusk, S., Krčál, J., 1988. Příkopové rybníčky. Edice metodik, č. 28, VÚRH Vodňany, 15 s.
- Ondra, P., Šutovský, I., 1995. Využití příkopových rybníčků k produkci násadových ryb. Ve: Sb. z konf. Produkce násad perspektivních druhů ryb, MZLU Brno: 38-44
- Tamás, G., Horváth, L., 1976 Intensive Welsbrutvorstreckung (*Silurus glanis* L.) in Kunststofffrinnen und Becken. Inf. f. d. Fischwirt, 26(7): 41-42

Adresa autorů

Pavel Lepič, Ing. Jan Mareš, Prof. Ing. Jiří Jirásek, DrSc,
Doc. RNDr. Ivo Sukop, CSc.,
Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně
Ústav rybářství a hydrobiologie
Zemědělská 1, 613 00 BRNO

OVĚŘENÍ PRODUKČNÍ ÚČINNOSTI RŮZNÝCH KRMIV PŘI ODCHOVU ROČKA SUMCE VELÉHO (*SILURUS GLANIS* L.) V RECIRKULAČNÍM SYSTÉMU

J.FIALA, J.JIRÁSEK, J.MAREŠ

Souhrn

Cílem tohoto sledování bylo porovnání produkčních účinků suchých a polovlhkých krmných směsí při intenzivním odchovu ročka sumce velkého v recirkulačním systému. Byly provedeny dva pokusy. V prvním pokusu jsme po dobu 49 dnů sledovali ve třech variantách intenzity růstu a úroveň přežití při odchovu plůdku sumce od kusové hmotnosti 0.5 g na bázi suchých směsí ALMA a experimentálně vyrobené polovlhké směsi. Produkční výsledky (SGR 7.52-7.80 % $\cdot$ d⁻¹; FCR 0.89-1.04) i hodnoty přežití (53.3-66.4%) byly u jednotlivých variant srovnatelné. Druhý pokus byl zaměřen na odchov sumce s počáteční kusovou hmotností 16 g s použitím krmiva ALMA Welsfutter a polovlhké směsi vlastní výroby. Experiment probíhal po dobu 76 dnů. V hodnotách sledovaných produkčních ukazatelů nebyly mezi variantami zjištěny významné rozdíly (SGR 2.33 a 2.22 % $\cdot$ d⁻¹; FCR 0.86 a 0.90). Z dosažených výsledků vyplývá, že v intenzivním odchovu sumce velkého lze s použitím vhodných polovlhkých směsí docílit obdobných produkčních výsledků, jako při použití komerčních suchých směsí.

Úvod

Význam sumce velkého (*Silurus glanis* L.) v produkci intenzivních chovů na oteplených vodách stále roste. Na zahraničním trhu stoupá jeho obliba pro vysokou kvalitu masa bez svalových kůstek (Linhart, 1996). Pro účely vysazování do tekoucích vod se s úspěchem využívá intenzivního odchovu násadového materiálu do stadia zvýšené odolnosti vůči podmínkám prostředí.

Ve výzkumné oblasti se v současnosti klade důraz na zjištění nutričních požadavků sumce v jednotlivých fázích odchovu. Literární prameny poskytují poměrně široké spektrum informací o chovu sumce při různém stupni intenzity. Údaje o nutričních požadavcích sumce na náhradní krmiva publikovali např. ilge (1983), Jungwirth (1986), Hamáčková et al.

(1993), Zkušenosti s intenzivním chovem sumce na oteplené vodě uvádějí Kohde (1992) a Bercsenyi et al. (1994). Využití klecí k odchovu ročka sumce sledovali Müller a Váradí (1980), Bogut et al. (1989), Stevič et al. (1993) a Treer et al. (1994). Kombinované způsoby chovu tržního sumce testovali Müller a Müller (1994) a Mareš et al. (1995).

Vzhledem k současné situaci, kdy zajištění optimálního množství kvalitního krmiva tvoří největší podíl výrobních nákladů a v podstatě rozhoduje o ekonomice chovu, jsme se zaměřili na porovnání produkčního účinku průmyslově vyráběných suchých krmných směsí a experimentálně vyrobených polovlhkých směsí.

Materiál a metodika

V rámci sledování byly v experimentálním zařízení ústavu rybářství a hydrobiologie MZLU v Brně provedeny dva pokusy se sumci o rozdílné počáteční kusové hmotnosti. Ryby byly umístěny v průtočných nádržích napojených na recirkulační systém s částečnou výměnou vody. Dostatečné množství rozpuštěného kyslíku zajišťovala aerace v nádržích a přítoku. Čištění vody bylo prováděno pomocí filtračních náplní v sedimentačním žlabu.

V prvním pokusu byla obsádka plůdku sumce, rozkrmeného suchou směsí, vysazena do 6 akvárií o objemu vody 33 l s horním přítokem přibližně 2.5 l.min⁻¹. Fyzikální parametry přítokové vody byly zjišťovány 2 krát denně. V průběhu pokusu činila průměrná teplota vody 26.8 °C, obsah rozpuštěného kyslíku neklesl pod hranici 80% nasycení. V pokusu jsme testovali tři krmné varianty. Každá varianta byla sledována ve dvou nádržích souběžně. Dvě varianty byly zaměřeny na odchov plůdku na bázi suchých krmiv ALMA Forellenfutter B1, B2, A1, A2. Časový vývoj změn diet v jednotlivých variantách byl odlišný a je znázorněn v tab. č. 3. Ve třetí variantě byla testována polovlhká směs (PVS) vlastní receptury. Jako komponenty k její přípravě byly použity krmná mouka ALMA Welsfütter 00 a mleté filety tolstolobika bílého. Obsah N-látek, tuku a popela zjištěný v použitých krmivech uvádí tab.1.

Tab.1: Procentický obsah základních živin v testovaných krmivech ALMA a polovlhké směsi (PVS)

Krmivo	AS	N-látky	tuk	popel
ALMA B1	92.8	45.2	14.8	9.6
ALMA B2	92.8	45.2	14.8	9.6
ALMA A1	93.3	49.4	16.8	8.4
ALMA A2	91.9	48.9	15.1	9.5
PVS	57.6	34.8	9.5	6.1

Krmiva byla podávána denně ve třech dávkách v průběhu 10 hodin. Hmotnost obsádek a procento přežití v jednotlivých nádržích byly zjišťovány v pravidelných týdenních intervalech.

Ve druhém pokusu byl použit roček sumce odchovaný v příkopových rybníčcích. Do zahájení uvedeného pokusu byl přechováván v průtočných nádržích ústavu rybářství. Obsádka byla rozdělena do dvou variant a umístěna do nádrží o objemu vody 153 l s horním přítokem ($3.5 \text{ l} \cdot \text{min}^{-1}$). Fyzikální parametry vody byly měřeny 2 krát denně. V průběhu pokusu činila průměrná teplota vody 23.0 °C, obsah rozpuštěného kyslíku neklesl pod hranici 80%.

Testovány byly suchá směs ALMA Welsfutter č.6445 a polovlhká směs vlastní výroby. Při její přípravě bylo použito 50% krmné mouky ALMA Forellenmehlmix a 50% mletých rybích filet. V průběhu experimentu byla po dobu 33 krmných dnů rybám předkládána PVS s podílem tolstolobika bílého (PVS-Tb) a 16 krmných dnů byla zkrmována PVS se zastoupením cejna (PVS-C). Obsah N-látek, tuku a popela uvádí tab.2.

Průměr granulí všech použitých krmiv byl 3 mm. Obsádky byly krmeny od pondělí do pátku dvakrát denně v intervalu 8 hodin. Denní krmná dávka činila 3 % průběžně sledované aktuální hmotnosti obsádky.

Tab.2: Obsah základních živin v testovaných krmivech ALMA a PVS

Krmivo	AS	N-látky	tuk	popel
ALMA	96.0	49.0	21.0	6.8
PVS-Tb	59.7	30.7	10.6	5.2
PVS-C	55.9	32.3	7.1	5.3

Pro vyhodnocení produkčních výsledků byla použita specifická rychlost růstu (SGR) a krmný koeficient (FCR). Dalším hodnotícím kritériem bylo přežití ryb v jednotlivých variantách. Tyto údaje byly ve druhém pokusu doplněny hodnotou PER.

Výsledky

Odchov plůdku sumce na bázi suchých krmiv vykázal při hodnocení celého období o 12.5 % vyšší přežití ve srovnání s odchovem plůdku krmeného PVS (tab. 4). Při testování suchých směsí jsme zaznamenali relativně vysoký úhyn u krmiva ALMA B2 (týdenní ztráty vždy překročily 10%). U varianty krmené PVS byly zjištěny vysoké ztráty (okolo 20%) v prvních dvou týdnech pokusu. V dalším období bylo přežití v této variantě srovnatelné s hodnotami dosaženými u variant krmených ALMOU (podrobně uvedeno v tab.3).

Tab.3: Časový vývoj změn diet a přežití ryb v jednotlivých variantách (v týdnech trvání pokusu)

Var.		1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.
I.	krmivo přežití %	B1 90.6	B2 88.9	B2 89.8	A1 97.1	A1 93.9	A1 96.4	A2 100
II.	krmivo přežití %	B2 82.0	A1 95.4	A1 95.0	A1 95.3	A2 95.5	A2 96.2	A2 97.2
III.	krmivo přežití %	PVS 75.8	PVS 83.1	PVS 95.7	PVS 95.8	PVS 95.2	PVS 97.7	PVS 99.4

Tab.4: Souhrnné produkční výsledky pokusu č. 1

Produkční ukazatele	I.	II.	III.
počáteční ks. hmotnost (g)	0.45	0.54	0.61
počet dnů trvání pokusu	49	49	49
konečná ks. hmotnost (g)	17.84	18.89	22.76
SGR ($\%.d^{-1}$)	7.80	7.52	7.67
FCR	0.89	0.95	1.04
kumulativní přežití (%)	65.20	66.40	53.30

V pokusu č.2 jsou produkční výsledky obou krmiv srovnatelné. V prvním měsíci experimentu vykazovaly sledované parametry odchovu příznivější hodnoty u varianty krmené PVS (SGR 2.14 $\%.d^{-1}$ a FCR 0.85) oproti variantě krmené ALMOU (SGR 1.87 $\%.d^{-1}$ a FCR 0.99). V dalším průběhu pokusu krmivo ALMA dosaženými produkčními výsledky předčilo polovlhkou směs. V průběhu pokusu nedošlo k žádným kusovým ztrátám.

Tab.5: Souhrnné výsledky pokusu č.2

ukazatel	ALMA	PVS
počáteční hmotnost [g]	15.04	18.15
počet krmných dnů	49	49
konečná hmotnost [g]	86.87	96.57
SGR [$\%.d^{-1}$]	2.33	2.22
FCR	0.86	0.90
PER	2.37	3.58

Uvedené výsledky ukazují, že při intenzivním odchovu testovaných hmotnostních kategorií sumce velkého je možné dosáhnout použitím polovlhké směsi vhodného složení produkčních výsledků srovnatelných s výsledky odchovu na bázi komerčně vyráběných granulovaných krmných směsí.

Z hlediska přežití ryb krmených výše uvedenými typy krmiv, byly dosažené výsledky srovnatelné u všech pokusných variant. Rozdíly byly zjištěny pouze v počáteční fázi odchovu sumců, v hmotnostní kategorii do 1 g. V tomto období jsme u některých kusů pozorovali zvýšenou agresivitu, projevující se poškozováním menších jedinců (okusování ocasní partie), kteří následně uhynuli. Agresivní jedinci byli z obsádek průběžně vyřazováni.

Pro komplexní zhodnocení vhodnosti použití polovlhlých směsí je třeba stanovit náklady na jejich výrobu a případné krátkodobé skladování.

Výzkum byl řešen za finanční podpory NAZV jako součást grantového projektu č. 5139.

Literatura

- Bercsenyi, M., Schultze, H.-J., Menzel, U., Garádi, P., 1994. Growth and feeding of Wels (*Silurus glanis*) in closed system with recirculation. In: BASIL-Resumes, Montpellier: s.69
- Bogut, I., Stevič, I., Opačák, A., 1989. Kavezni tov sóma (*Silurus glanis* L.) u jezeru Bistarac. In: Zbor.radova sa "Savjetovanja o ribarstvu na hidroakumulacijama", Mostar: 231-238
- Hamáčková, J., Kouřil, J., Adámek, Z., Vachta, R., Stibranyiová, I., 1993. Testování krmiva ALMA Welsfutter u sumce velkého (*Silurus glanis*) při výkrmu v sílech. Bul.VÚRH Vodňany(1): 3-9
- Hilge, V., 1983. Futterversuche an Welsen. Jhrbrt. Bundesforsch. f. Fischerei, Hamburg: 28
- Jungwirth, M., 1986. Temperatur - und Nahrungsansprüche verschiedener Altersstadien des Welses (*Silurus glanis*) bei Intensivaufzucht. Öster. Fisch., 39(5/6):174-185
- Kohde, M., 1992. Bemerkungen zu zwei Aufzuchtversuchen von Welsen (*Silurus glanis*) unter den Bedingungen in einem Braunkohlenkraftwerk der Vereinigten Energiewerke AG. Fischer u. Teichwirt (6): s.217
- Linhart, O., 1996. Francouzské produkční rybářství. Rybníkářství (2): s. 5
- Mareš, J., Jirásek, J., Ondra, R., 1995. Technologie výroby dvouletého sumce velkého (*Silurus glanis* L.) při kombinovaném způsobu chovu. Ve: Sb.z konf. MZLU Brno: 64-69
- Müller, F., Müller, T., 1994. Intensive european catfish (*Silurus glanis* L.) production in combined basin-fishpond system. In: BASIL-Resumes, Montpellier: s.171
- Muller, F., Varadi, L., 1980. The results of cage fish culture in Hungary. Aquacultura Hungarica (Szarvas), vol.11.: 157-167
- Stević, I.-Bogut, I.-Opačák, A., 1993. Petogodišnji rezultati kaveznog uzgoja soma (*Silurus glanis* L.) u jezeru Modrac. Ribarstvo, (48): 67-76
- Treer, T., Safner, R., Anieie, I., 1994. The cage culture of european catfish (*Silurus glanis*) in shallow mediterranean lake. In: BASIL-Resumes, Montpellier: s.185

Adresa autorů

Jiří Fiala, Prof.Ing. Jiří Jirásek, DrSc., Ing. Jan Mareš
Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně
Ústav rybářství a hydrobiologie
Zemědělská 1, 613 00 BRNO

VYUŽITÍ SYNTETICKÝCH AMINOKYSELIN PRO SNÍŽENÍ N-LÁTEK V KRMNÉ SMĚSI SUMEČKA AFRICKÉHO (*CLARIAS GARIEPINUS*) A REDUKCI ZATÍŽENÍ VODY DUSÍKEM.

I. STIBRANYIOVÁ, J. PÁROVÁ

Souhrn

Během 10-týdenního akvarijního odkrmu sumečka afrického bylo testováno sedm isoenergetických krmných směsí s odstupňovaným obsahem N-látek (rybí moučky) a přídatkem syntetických esenciálních aminokyselin (A) - lysinu, methioninu a threoninu - varianty 45% (kontrolní směs), 40%, 40%+A, 35%, 35%+A, 30% a 30%+A. Aplikace aminokyselin se ve všech sledovaných ukazatelích a skupinách projevila pozitivně. Hmotnostní růst, přírůstky biomasy, SRR a konverze krmiva nebyly negativně ovlivněny ($p > 0.05$) snížením N-látek na 40%, 40%+A a 35%+A oproti kontrole. Obsah N-látek a popele v těle ryb všech pokusných skupin se statisticky významně nelišil ($p > 0.05$), vyšší ukládání tuku oproti kontrole bylo zaznamenáno ve skupinách s nízkým obsahem N-látek (35%, 35%+A, 30%, 30%+A). Nejvyšší retence N-látek byla dosažena u ryb ve skupině odkrmované 35%+A N-látek (51.3%), nejnižší při 35% (44.7%). Ve všech variantách s redukováným obsahem N-látek (vyjma 35%) byla snížena zátěž vodního prostředí dusíkem na jednotku hmotnostního přírůstku ryb.

Úvod

Sumeček africký (*Clarias gariepinus*) je teplomilná ryba s dobrými předpoklady pro odchov jak v rybníční kultuře, tak ve vysoce intenzivních průmyslových odchovných systémech. Právě v těchto intenzivních chovech je limitujícím faktorem kvalita podávaného krmiva, ať už z pohledu produkčních výsledků, či zátěže vodního prostředí odpadními látkami. Hlavním problémem je exkrece dusíkatých látek jako důsledek

proteinového metabolismu. Z dostupných literárních údajů vyplývá, že proteinové potřeby sumečka afrického jsou patrně vyšší než 40 % a energetické potřeby mezi 13-17 kJ.kg⁻¹ (Van Weerd, 1995). V této práci byla ověřována možnost využití dietárního přídatku syntetických esenciálních aminokyselin pro snížení hladiny N-látek (rybí moučky) a redukci zatížení vodního prostředí dusíkem v chovu sumečka afrického.

Materiál a metody

Sumeček africký (21.1 ± 4.2 g) byl odkrmován po dobu 10 týdnů v sedmi 100 l neprůtočných akváriích, opatřených provzdušňováním (min. 50 % nasycení vody O₂), teplotou (25.3 ± 1.0 °C), filtrací vody a podle potřeb i její výměnou. Ryby v jednotlivých akváriích byly na začátku, v průběhu (12-14 denní intervaly) a na konci pokusu individuálně zváženy, současně byl odebrán reprezentativní vzorek ryb pro analýzu těla (sušina, N-látky, tuk, popel) a stanoveny produkční ukazatele (výsledky viz tab. 2). Složení krmných směsí zařazených do sledování je patrné z tab. 1. Kontrolní směs (K) byla formulována na základě komerční směsi s obsahem 45% N-látek, přičemž obsah tuku byl zvýšen z 12% na 15% pro obohacení energetického obsahu (16.5 kJ.g brutto energie). V dalších variantách byl obsah N-látek krmné směsi (rybí moučka) snižován na 40% (1, 1A), 35% (2, 2A) a 30% (3, 3A). Směsi označené písmenem A byly obohaceny premixy s esenciálními aminokyselinami- lysinem, methioninem a threoninem, a to na úroveň obsahu těchto aminokyselin v kontrolní směsi. Energetický obsah krmných směsí byl vyrovnáván na kontrolní úroveň zvyšováním podílu sójového oleje. Krmivo bylo rybám denně podáváno ve výši 2 % z biomasy ve dvou až třech dávkách.

Výsledky

Jak je patrné z tab. 2, aplikace aminokyselin v krmných směsích s odstupňovaným obsahem N-látek se projevila ve

Tab.1: Složení experimentálních krmných směsí (v %)

Krmivo	K 45%	1 40%	1A 40%+A	2 35%	2A 35%+A	3 30%	3A 30%+A
Komponent							
rybí moučka	35.2	25.6	25.6	16	16	6.3	6.3
masokostní moučka	20	20	20	20	20	20	20
sójový extrudát	29	29	29	29	29	29	29
pšeničná mouka	4.3	12	8	19.4	11.4	27.3	15.4
sójový olej	11	11.5	11.5	12.4	12.4	12.8	12.8
premix s lysinem	-	-	2.7	-	5.1	-	7.7
premix s methioninem	-	-	0.8	-	1.8	-	2.6
premix s threoninem	-	-	0.5	-	1.1	-	1.6
dikalciumpfosfát	-	0.9	0.9	1.7	1.7	2.5	2.5
doplněk biofaktorů BIOVITAN [†]	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
mletý vápenec	-	0.5	0.5	1	1	1.6	1.6
Analýza (v % sušiny)							
sušina	92.07	92.08	92.20	92.13	92.39	92.14	92.50
protein	45.01	40.07	40.07	35.09	35.08	30.11	30.11
tuk	15.01	14.91	14.91	15.20	15.20	15.01	15.01
popel	11.27	10.89	11.62	10.60	11.32	10.06	10.98
vláknina	2.34	2.30	2.68	2.56	2.58	2.71	2.53
Ca (g.kg-1)	27.21	27.27	27.26	27.10	27.27	27.27	27.24
P (g.kg-1)	14.59	14.69	14.62	14.60	14.43	14.51	14.27
lysin (g.kg-1)	33.10	29.10	33.30	25.10	33.00	21.10	33.00
threonin (g.kg-1)	14.28	11.82	14.13	9.34	14.23	6.87	14.32
methionin (g.kg-1)	10.52	8.92	10.42	7.32	10.69	5.71	10.58

[†]vit.A 4 000 000 m.j., vit.D3 400 000 m.j., vit.E 40 000 mg, vit.K3 1000 mg, vit.B1 2000 mg, vit.B2 2000 mg, vit. B6 3200 mg, vit. B12 5 mg, niacin 10 000 mg, kys.pantotenová 10 000 mg, cholin 60 000 mg, kys.listová 500 mg, vit.C 100 000 mg, Biotin 50 mg, Inositol 100 000 mg, DL-methionin 100 000 mg, L-lysin HCl 100 000 mg

všech sledovaných ukazatelích číselně pozitivně, nicméně statisticky významně jen při 35% hladině N-látek (skupiny 2 a 2A) v krmné směsi (významný a nevýznamný rozdíl od kontroly). Zatímco se individuální hmotnosti testovaných ryb na počátku pokusu a i konci prvního období odkrmu (14.den) v jednotlivých skupinách signifikantně nelišily ($p > 0.05$), v závěrečném období odkrmu (65. den) bylo dosaženo srovnatelného hmotnostního růstu s kontrolou (45%) jen u variant 1 (40%), 1A (40%+A) a 2A (35%+A). Hodnocení SRR i přírůstku biomasy v jednotlivých skupinách během pokusného období se shoduje a spolu s konverzí krmiva potvrzuje výsledky hmotnostního růstu ryb. Statisticky neprůkazný ($p > 0.05$) číselný rozdíl mezi skupinami 2 (35%) a 2A (35%+A) byl zjištěn jen na hladině významnosti $p = 0.07$. Obsah

N-látek a popele v těle ryb všech pokusných skupin se statisticky významně nelišil ($p > 0.05$). Dotace aminokyselin (1A, 2A, 3A) se projevila mírným zvýšením N-látek v těle ryb v porovnání se stejnými skupinami bez přídatku aminokyselin (1, 2, 3). U analyzovaných ryb ze skupin 2, 2A (35%) a 3, 3A (30%) byla zaznamenána významně vyšší deposice tuku v porovnání s kontrolou (45 %). Aplikace aminokyselin se pozitivně projevila vyšší retencí N-látek v těle ryb, a to zejména u skupin 2 a 2A s 35% obsahem N-látek v krmné směsi (44.7 a 51.1%). Všechny varianty s redukováným obsahem N-látek vyjma 2 (35 %) snížily zátěž vodního prostředí dusíkem na jednotku hmotnostního přírůstku oproti kontrole. Ryby ve skupině 2A (35%+A) zatížily vodní prostředí nejmenším množstvím dusíku, naopak ve skupině 2 (35%) největším. Relativně vysoké hodnoty nezadržených N-látek byly zjištěny v obou variantách s 30% N-látek (3 a 3A).

Tab. 2: Výsledky sledovaných ukazatelů (průměr $\pm$ SD) během odkrmu experimentálními dietami

Krmivo	K 45%	1 40%	1A 40%+A	2 35%	2A 35%+A	3 30%	3A 30%+A
Individ.hmotnost							
počáteční (g.ks-1)	21.2 $\pm$ 4.9 ^a	22.2 $\pm$ 5.7 ^a	21.2 $\pm$ 4.0 ^a	21.0 $\pm$ 3.8 ^a	20.6 $\pm$ 3.7 ^a	20.6 $\pm$ 2.6 ^a	20.9 $\pm$ 4.3 ^a
konečná (g.ks-1)	94.2 $\pm$ 21.2 ^a	96.6 $\pm$ 19.9 ^a	96.0 $\pm$ 25.2 ^a	69.6 $\pm$ 20.0 ^b	81.3 $\pm$ 18.0 ^{ab}	62.7 $\pm$ 15.2 ^b	67.9 $\pm$ 10.4 ^b
Přežití (%)	100.0 ^a	100.0 ^a	100.0 ^a	100.0 ^a	100.0 ^a	100.0 ^a	100.0 ^a
Přírůstek biomasy (%)	37.2 $\pm$ 13.8 ^a	35.1 $\pm$ 11.9 ^a	36.1 $\pm$ 10.1 ^a	28.6 $\pm$ 10.3 ^{bc}	32.9 $\pm$ 12.2 ^{ab}	26.5 $\pm$ 8.4 ^c	27.9 $\pm$ 11.1 ^c
SRR ¹ (%.d-1)	2.40 $\pm$ 0.70 ^a	2.29 $\pm$ 0.62 ^a	2.35 $\pm$ 0.51 ^a	1.91 $\pm$ 0.59 ^{bc}	2.16 $\pm$ 0.69 ^{ab}	1.80 $\pm$ 0.48 ^c	1.86 $\pm$ 0.62 ^c
Konverze krmiva	0.76 $\pm$ 0.13 ^a	0.79 $\pm$ 0.13 ^a	0.76 $\pm$ 0.08 ^a	0.97 $\pm$ 0.16 ^b	0.86 $\pm$ 0.16 ^a	1.06 $\pm$ 0.13 ^b	1.04 $\pm$ 0.22 ^b
Složení těla							
protein (%)	15.57 $\pm$ 0.69 ^a	15.41 $\pm$ 0.72 ^a	14.82 $\pm$ 0.95 ^a	14.98 $\pm$ 0.69 ^a	15.08 $\pm$ 0.79 ^a	14.51 $\pm$ 0.44 ^a	15.00 $\pm$ 0.61 ^a
tuk (%)	5.40 $\pm$ 0.41 ^a	6.98 $\pm$ 0.34 ^{ab}	6.90 $\pm$ 0.91 ^{ab}	8.51 $\pm$ 1.64 ^{bc}	7.54 $\pm$ 1.04 ^{bc}	9.20 $\pm$ 1.88 ^c	8.33 $\pm$ 0.60 ^{bc}
popel (%)	3.65 $\pm$ 0.30 ^a	3.76 $\pm$ 0.23 ^a	3.70 $\pm$ 0.28 ^a	3.80 $\pm$ 0.49 ^a	3.77 $\pm$ 0.35 ^a	3.73 $\pm$ 0.44 ^a	3.71 $\pm$ 0.33 ^a
Retence N-látek ² (%)	46.6 $\pm$ 6.5	49.4 $\pm$ 5.7	48.7 $\pm$ 3.3	44.7 $\pm$ 6.0	51.3 $\pm$ 8.6	45.7 $\pm$ 3.8	49.2 $\pm$ 7.9
Nezadržené N-látky/hmotn. přírůstek ryb ³ (g.kg-1)	185 $\pm$ 54	163 $\pm$ 46	158 $\pm$ 25	191 $\pm$ 48	150 $\pm$ 51	175 $\pm$ 34	164 $\pm$ 61

a,b,c - rozdílná písmena označují statisticky významný rozdíl ($p < 0,05$)

¹ - SRR = 100 (ln konečná individ. hmotnost - ln počáteční individ. hmotnost)/ dny

² - Retence N-látek: přírůstek N-látek v rybách/příjem v krmivu

³ - Nezadržené množství N-látek: příjem N-látek v krmivu - přírůstek v rybách/ přírůstek čerstvé hmotnosti ryb

Diskuse

Specifická rychlost růstu a konverze krmiva dosažená během experimentální odkrmu pokusných ryb (25°C, 2% krmná dávka) dobře koresponduje s údaji, jež pro sumečka afrického uvádí Hogendoorn a kol. (1983), Uys (1989), Degani a kol. (1988, 1989). Dietární proteinová potřeba sumečka afrického byla patrně plně saturována v krmných směsích s 45% (kontrola) i 40% N-látek (1, 1A), neboť zásahem (přídavek aminokyselin) nedošlo k významnému ovlivnění produkčních ukazatelů, ani složení těla. V literatuře lze nalézt u některých autorů dokonce i vyšší úroveň dietárních N-látek pro optimální růst a využití plůdkem a juvenilním sumečkem africkým, a to na úrovni 49% (Henken a kol. 1986, Trzebiatowski a kol. 1993) i 50% (Buttle a kol., 1994). Nižší proteinové potřeby plůdku a juvenilního sumečka afrického korespondující s naším pozorováním uvádí Degani a kol. (1989) a Balogun (1994). Degani a kol. (1989) preferuje úroveň 40% N-látek, výsledky Baloguna (1994) označují jako neoptimálnější hladinu 40% ve velikosti plůdku, 35%, příp. 30-35% dietárních N-látek v juvenilní velikosti. V této práci nedošlo k negativnímu ovlivnění sledovaných parametrů při snížení N-látek ještě na 35% při aplikaci aminokyselin (2A). V případě 35% N-látek bez aplikace aminokyselin (2) a především obou směsí s 30% N-látek (3, 3A), u nichž se přídavek opět statisticky významně neprojevil, byla signalizována deficiencie některé esenciální aminokyseliny nebo porucha bílkovinného metabolismu v důsledku nedostatku této živiny v dietě. Významně vyšší ukládání tuku v těle ryb oproti kontrole u směsí s nízkým obsahem N-látek (35%, 30%) bylo způsobeno pravděpodobně suboptimálním poměrem protein/energie, jak dokládají autoři Henken a kol. (1986), Machiels a Henken (1985), Uys (1989), Degani a kol. (1989).

Poděkování

Tento úkol byl řešen za finanční podpory Grantové agentury ČR (projekt č. 505/94/0662).

Literatura

- BALOGUN, A, 1994. Protein and amino acid requirement studies of the African mudcatfish (*Clarias gariepinus*) using practical diets. In: Resume of Intern, workshop on the biological bases for aquaculture of Siluriformes, Montpellier, France, 24-27 May 1994: 68.
- BUTTLE, L.G.- UGLOW, R.F.- COWX, I.G., 1994. Effects of dietary protein on the growth rate and nitrogen metabolism of the African catfish, *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822). In: Résumé of Intern, workshop on the biological bases for aquaculture of Siluriformes, Montpellier, France, 24-27 May 1994: 72.
- DEGANI, G.- BEN-ZVI, Y.- LEVANON, D., 1988. The effect of different dietary protein sources and temperatures on growth and feed utilization of African catfish *Clarias gariepinus* (Burchell). *Isr. J. Aquac.*-Bamidgeh, 40: 113-117.
- DEGANI, G.- BEN-ZVI, Y.- LEVANON, D., 1989. The effect of different protein levels and temperatures on feed utilization, growth and body composition of *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822). *Aquaculture*, 76 (3-4):293-301.
- HENKEN, A.M.- MACHIELS, M.A.M.- DEKKER, W.- HOGENDOORN, H., 1986. The effect of dietary protein and energy content on growth rate and feed utilization of the African catfish, *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822). *Aquaculture*, 58(1-2): 55-74.
- HOGENDOORN, H.- JANSEN, J.A.J.- KOOPS, W.J.- MACHIELS, M.A.M.- VAN EWIJK, P.H.- VAN HEES, J.P., 1983. Growth and production of the African catfish, *Clarias lazera*. II.Effects of body weight, temperature and Frediny level in intensive tank culture. *Aquaculture*, 34: 265-285.
- MACHIELS, M.A.M.- HENKEN, A.M., 1985. Growth rate, feed utilization and energy metabolism of the Afričan catfish, *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822), as affected by dietary protein and energy content. *Aquaculture*, vol. 44: 271-284.
- TRZEBIATOWSKI, R.- FILIPIAK, J.- SADOWSKI, J., 1993. Determination of the most effective protein level in feeds for African catfish, *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) Carrillo M., Dahle L., Morales J., Sorgeloos P., Svennevig N., Wyban J. (eds.): From discovery to commercialization. Oostende, Belgium, European Aquaculture Soc, no. 19: 278.
- UYS, W., 1989. Aspects of the nutritional physiology and dietary requirements of juvenile and adult sharptooth catfish, *Clarias gariepinus* (Pisces:Clariidae).PhD Thesis, Rhodes University, South Africa: 190pp.
- VAN WEERD, J.H., 1995. Nutrition and growth in *Clarias* species - a review. *Aquat. Living Resour.*, 8: 395-401.

Adresa autorů:

Ing. Ivana Stibranyiová, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický Jihočeské univerzity se sídlem ve Vodňanech, pracoviště Pohořelice, Vídeňská 717, 691 23 Pohořelice

Ing. Jana Párová, CSc, Výzkumný ústav výživy zvířat, Vídeňská 699, 691 23 Pohořelice

DIVERZITA VÍCEBUNĚČNÝCH CIZOPASNÍKŮ JELCE TLOUŠTĚ (L.CEPHALUS L.) V PODMÍNKÁCH RŮZNÉ ANTROPOGENNÍ ZÁTĚŽE VODNÍHO PROSTŘEDÍ.

Š. ŠEBELOVÁ, M. GELNAR, L. DUŠEK, B. KOUBKOVÁ, S. ZAHRÁDKOVÁ, P. JURAJDA

SOUHRN

Lze konstatovat, že porovnání šíře druhového spektra parazitocenóz jelce tlouště pocházející z rozdílně znečištěných lokalit, je velice vhodnou charakteristikou pro posouzení vlivu antropogenní zátěže vodního prostředí na cizopasníky ryb. Z celkového počtu 31 druhů cizopasníků nalezených na obou sledovaných lokalitách bylo na kontrolní neznečištěné lokalitě Brodské zjištěno 28 druhů, na znečištěné lokalitě Bolelouc jen 21 druhů, tedy o 7 druhů méně.

Společný výskyt na obou lokalitách byl zaregistrován u 18 druhů cizopasníků. Rozdílný výskyt na jedné, či druhé lokalitě, byl tak zjištěn celkem u 13 druhů. V případě ektoparazitů bylo nápadné zejména zvýšení podílu monogeneí rodu *Paradiplozoon* na celkovém množství cizopasníků uvedeného druhu hostitele na znečištěné lokalitě. Neméně markantní byl v těchto podmínkách úbytek glochidií - larválních stádií měkkýšů. V případě endohelminthů bylo výrazné ochuzení druhového spektra cizopasníků na znečištěné lokalitě kompenzováno většími procentuálními podíly zbylých druhů. Mimo změn ve složení a struktuře společenstva cizopasníků (tzv. component community) lokálních populací jelce tlouště byly velmi výrazné vlivy antropogenní zátěže vodního prostředí zjištěny také v případě složení společenstva cizopasníků jednotlivých individuí hostitelských ryb (tzv. infracommunity).

ÚVOD

Je nepochybné, že jedním z faktorů, které bezprostředně ovlivňují zdravotní stav ryb, jsou jejich cizopasníci. Samotný zdravotní stav ryb je v současné době jedním z významných kritérií při posuzování vlivu antropogenní zátěže vodního prostředí na integritu vodních ekosystémů (Bucke, 1993, Williams a Jones, 1994). Paraziti ryb se v těchto souvislostech a zejména díky svému postavení na vrcholu trofické pyramidy stávají perspektivními indikátory stupně degradace trofické struktury biocenózy dané lokality (Khan a Thulin, 1991, MacKenzie a kol., 1995). Cílem tohoto příspěvku je prokázat souvislost mezi stupněm antropogenní zátěže vodního ekosystému a složením společenstva vícebuněčných cizopasníků jelce tloušť a posoudit možnost využití cizopasníků jako biologických indikátorů.

MATERIÁL A METODIKA

Sledování vlivu znečištění vodního prostředí na složení společenstva cizopasníků ryb probíhalo na 2 lokalitách hlavního toku řeky Moravy, které byly vybrány na základě plošného monitoringu parazitofauny ryb uvedeného toku prováděného v letech 1991 až 1993 (Gelnar a kol., 1994). Lokalita Brodské nacházející se na dolním toku řeky Moravy (80. říční kilometr, v katastru obce Lanžhot) představovala tzv. pozad'ovou (kontrolní, neznečištěnou) lokalitu. Naproti tomu úsek řeky v blízkosti obce Bolelouc (střední tok řeky Moravy, 225. říční kilometr, oblast Litovelského Pomoraví pod Olomoucí) byl zvolen jako lokalita znečištěná.

Míra znečištění vodního prostředí na obou zvolených lokalitách byla kvantifikována prostřednictvím hydrobiologického a ichthyologického výzkumu (Zahrádková, Fiala a Zahrádka, 1995, Peňáz a Jurajda, 1995). Informace o složení společenstev makrozoobentosu a ryb sloužily jako podklady

pro srovnání s údaji týkající se složení společenstev rybích cizopasníků.

Parazitologickou pitvou se zaměřením na vícebuněčné cizopasníky (Ergens a Lom, 1970) bylo v průběhu roku 1994 a 1995 vyšetřeno celkem 129 jedinců jelce tlouště (*Leuciscus cephalus* L.), z toho 73 jedinců z lokality Brodské a 56 z lokality Bolelouc.

Základní statistické hodnocení získaných dat bylo prováděno běžnými metodami popisné statistiky. Dle potřeby byla prováděna korelační analýza a výpočet Spermanova korelačního koeficientu.

VÝSLEDKY

Změny druhového spektra cizopasníků

Vliv znečištění vodního prostředí na druhové spektrum (species richness) je patrný z tabulky č. 1, která představuje údaje o prezenci a absenci jednotlivých druhů cizopasníků na sledovaných lokalitách. Dohromady bylo u jelce tlouště na obou lokalitách zjištěno 31 cizopasníků (*Dactylogyrus crucifer*, *D. fallax*, *D. folkmanovae*, *D. micracanthus*, *D. nanoides*, *D. naviculoides*, *D. prostae*, *D. vistulae*, *D. vranoviensis*, *G. carassii*, *G. gracilihamatus*, *G. laevis*, *P. ergensi*, *P. homoion*, *P. megan*, *P. rutili*, *A. imitans*, *S. bramae*, *R. donicum*, *D. spathaceum*, *P. cuticola*, *C. brachycolis*, *C. fennica*, *P. abdominalis*, *P. ovata*, *P. tomentosa*, *A. anquillae*, *P. laevis*, *P. geometra*, *E. sieboldi*, *Glochidium* sp.).

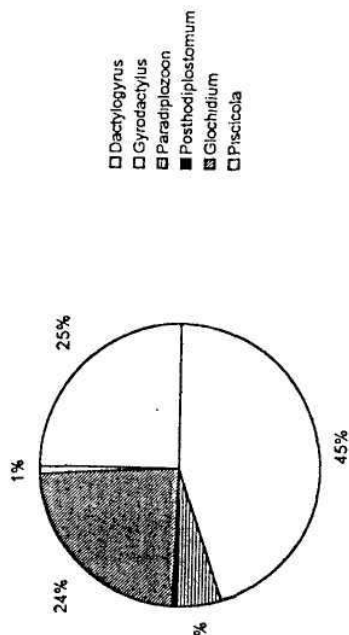
Na kontrolní neznečištěné lokalitě Brodské bylo nalezeno 28 druhů, na znečištěné lokalitě Bolelouc 21 druhů, tedy o 7 druhů méně. Společný výskyt na obou lokalitách byl zaregistrován u 18 druhů (*D. folkmanovae*, *D. naviculoides*, *D. prostae*, *D. vistulae*, *D. vranoviensis*, *G. carassii*, *G. laevis*, *P. ergensi*, *P. homoion*, *P. megan*, *D. spathaceum*, *P. cuticola*, *C. brachycolis*, *P. abdominalis*, *A. anquillae*, *P. laevis*, *P. geometra*, *Glochidium* sp.). Rozdílný výskyt na jedné, či druhé lokalitě, byl pak zjištěn celkem

u 13 druhů (*D. crucifer*, *D. fallax*, *D. micracanthus*, *D. nanoides*, *G. gracilihamatus*, *P. rutili*, *A. imitans*, *S. bramae*, *R. donicum*, *C. fennica*, *P. ovata*, *P. tomentosa*, *E. sieboldi*), což představuje 41.9% rozdíl ve složení společenstev na obou modelových lokalitách.

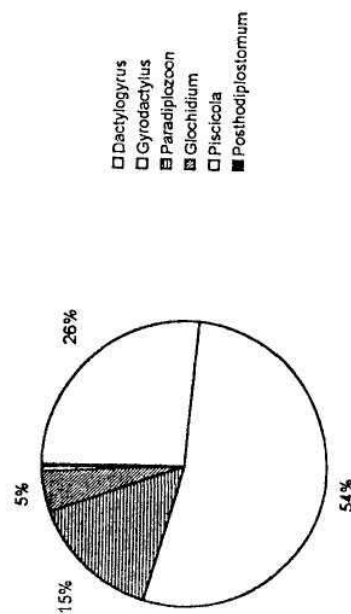
Změny struktury společenstva cizopasníků

Při srovnání struktury tzv. component community, tj. společenstva cizopasníků parazitujících v lokálních populacích jelce tloušť, jsou zřejmé tyto rozdíly mezi sledovanými lokalitami. Procentuální vyjádření počtu jedinců cizopasníků náležejících do zjištěných rodů ektoparazitů ukazuje, že na obou lokalitách byli nejpočetnější zástupci třídy Monogenea (Brodské = 75%, Bolelouc = 95%). Tento rozdíl byl však tvořen především zástupci rodu *Paradiplozoon*, kteří představovali na lokalitě Brodské pouze 5 % podíl, zatímco na lokalitě Bolelouc 15%. Opačná situace byla zjištěna v případě Glochidií - larválních stádií měkkýšů. Ty na neznečištěné lokalitě tvořily 24% celkového počtu nalezených jedinců ektoparazitů, zatímco na lokalitě znečištění byl jejich podíl pouze 5%. Larvální stadia motolic druhu *Posthodiplostomum cuticola* jsou do grafu ektoparazitů řazena z důvodu lokalizace těchto metacerkárií na povrchu těla invadovaných ryb (graf č.1).

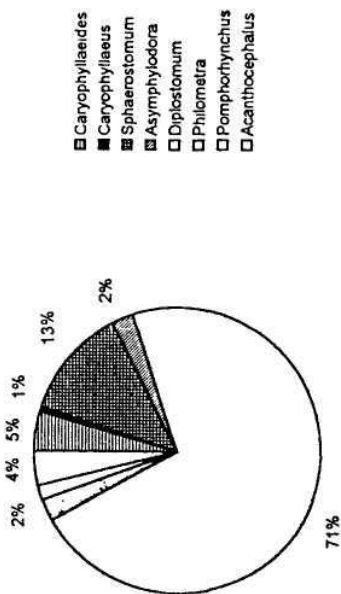
Rovněž v případě endoparazitů byly zjištěny výrazné rozdíly ve struktuře této složky parazitocenózy. Na neznečištěné lokalitě Brodské byli zjištěni zástupci 8 rodů endohelminthů. Početně převládaly metacerkárie motolic rodu *Diplostomum* (71%), výrazný byl také podíl motolic rodu *Sphaerostomum* (13%). Na znečištěné lokalitě Bolelouc bylo spektrum rodů vnitřních cizopasníků chudší. Nalezeni byli zástupci pouze 5 rodů. Početně převládaly opět oční metacerkárie rodu *Diplostomum*. Dospělé motolice na této lokalitě zcela chyběly. Počty zástupců ostatních nalezených rodů endohelminthů však byly ve srovnání s lokalitou Brodské výrazně vyšší (graf č.2).



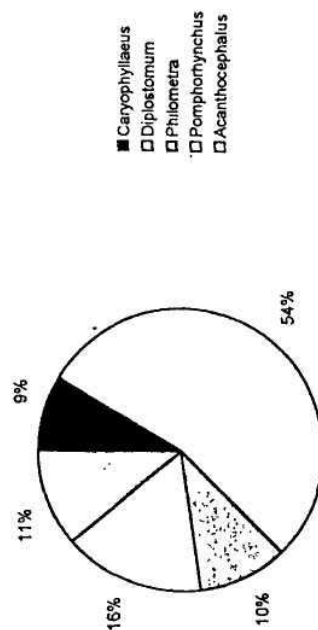
Graf č. 1a. Procentuální vyjádření počtu zjištěných jedinců ektoparazitických rodů (Brodské)



Graf č. 1b. Procentuální vyjádření počtu zjištěných jedinců ektoparazitických rodů (Bolelouc)



Graf č. 2a. Procentuální vyjádření počtu zjištěných jedinců endoparazitických rodů (Brodské)



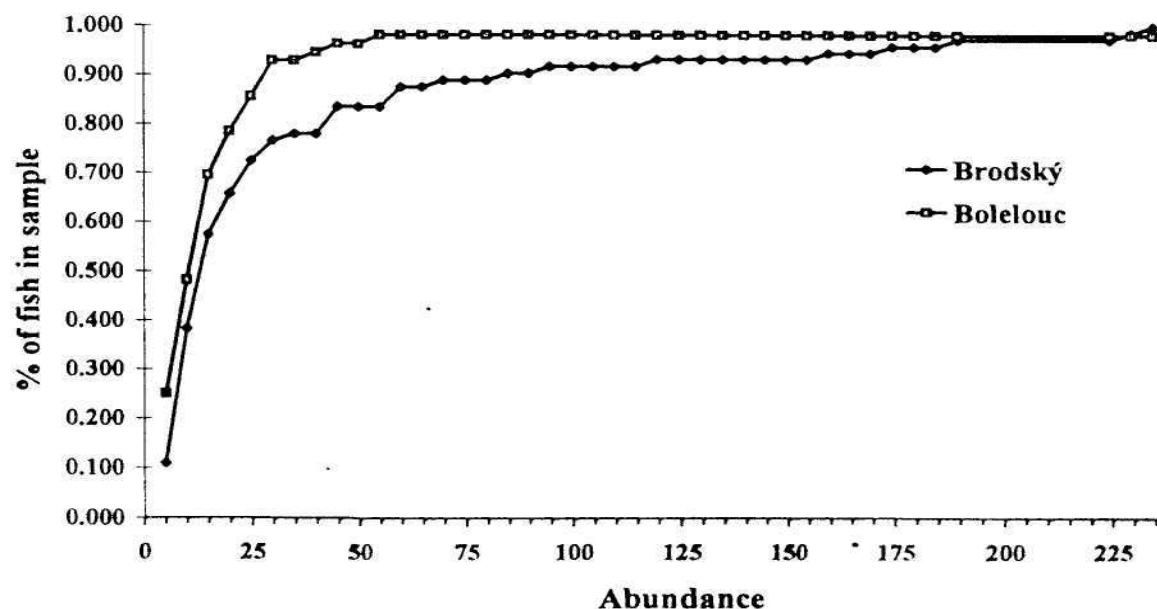
Graf č. 2b. Procentuální vyjádření počtu zjištěných jedinců endoparazitických rodů (Bolelouc)

livých napadených rybách, tedy na tzv. úrovni infracommunity. Graf č.3. je sestaven z originálních dat a vyjadřuje vztah mezi počtem cizopasníků na jednotlivých hostitelských rybách (bez rozlišení na jednotlivé druhy) a procentem ryb ve vzorcích pocházejících z obou lokalit napadených těmito počty parazitů. Z grafu je zřejmé, že při abundanci nižší než 20 parazitů na rybu nebyl podstatný rozdíl v jejich napadení na obou porovnávaných lokalitách. Naproti tomu v rozmezí hodnot abundance od 20 do 70 cizopasníků na rybu byl rozdíl již velmi výrazný. Pouze jedna ryba pocházející z lokality Bolelouc byla napadena větším počtem cizopasníků než 50 druhů. Na neznečištěné lokalitě Brodské bylo více než 20% ryb napadeno větším počtem než 50 kusů cizopasníků. Maximální rozdíl v napadení ryb na obou lokalitách tedy byl v rozmezí 30 až 50 cizopasníků na organismus hostitelské ryby.

Další graf č. 4. vyjadřuje vztah mezi počtem zjištěných druhů cizopasníků a počtem jedinců. Také tento graf představuje originální údaje. Lze říci, že na obou lokalitách nebyl podstatný rozdíl v počtu druhů cizopasníků přítomných současně na jedné rybě. Na lokalitě Brodské bylo v jednom případě zjištěno až 11 druhů cizopasníků, na znečištěné lokalitě Bolelouc jen o dva druhy méně. Můžeme však říci, že v případě neznečištěné lokality bylo poměrně velké množství ryb napadených současně 4,5,6,7 a dokonce 8 druhy cizopasníků. Na zatížené lokalitě Bolelouc se většina ryb pohybuje v intervalu 4 až 6 druhů cizopasníků současně. Navíc je z obrázku zřejmý i podstatný rozdíl v celkové abundanci. Na neznečištěné lokalitě bylo poměrně mnoho ryb napadených více než 50 jedinci cizopasníků. Na lokalitě znečištěné tomu bylo zcela naopak, pouze jedna ryba byla napadena silněji, napadení všech ostatních bylo nižší než 50 cizopasníků na jedné rybě. Výpočet Spearmanova korelačního koeficientu byl použit pro testování významnosti zjištěných rozdílů a lze konstatovat, uvedená zjištění se

Tab.č. 1. Přehled presence (+) a absence (-) jednotlivých druhů cizopasníků na lokalitě Brodské a Bolelouc

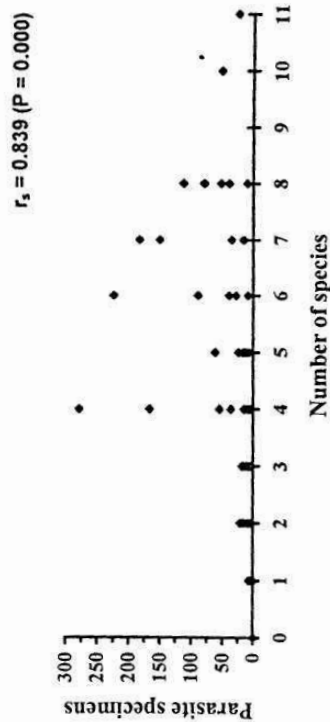
DRUH CIZOPASNÍKA	BRODSKÉ	BOLELOUC
<i>Dactylogyrus crucifer</i>	+	-
<i>Dactylogyrus fallax</i>	-	+
<i>Dactylogyrus folkmanovae</i>	+	+
<i>Dactylogyrus micracanthus</i>	+	-
<i>Dactylogyrus nanoides</i>	+	-
<i>Dactylogyrus naviculoides</i>	+	+
<i>Dactylogyrus prostrae</i>	+	+
<i>Dactylogyrus vistulae</i>	+	+
<i>Dactylogyrus vranoviensis</i>	+	+
<i>Gyrodactylus carasii</i>	+	+
<i>Gyrodactylus gracilihamatus</i>	+	-
<i>Gyrodactylus laevis</i>	+	+
<i>Paradiplozoon ergensi</i>	+	+
<i>Paradiplozoon homoion</i>	+	+
<i>Paradiplozoon megan</i>	+	+
<i>Paradiplozoon rutili</i>	+	-
<i>Asymphyllodora imitans</i>	+	-
<i>Sphaerostomum bramae</i>	+	-
<i>Rossicotrema donicum</i>	+	-
<i>Diplostomum spathaceum</i>	+	+
<i>Posthodiplostomum cuticola</i>	+	+
<i>Caryophyllaeides fennica</i>	+	-
<i>Caryophyllaeus brachycollis</i>	+	+
<i>Philometra abdominalis</i>	+	+
<i>Philometra ovata</i>	-	+
<i>Pseudocapillaria tomentosa</i>	-	+
<i>Acanthocephallus anguillae</i>	+	+
<i>Pomphorhynchus laevis</i>	+	+
<i>Piscicola geometra</i>	+	+
<i>Ergasilus sieboldi</i>	+	-
<i>Glochidium</i> sp.	+	+
CELKEM (31)	28	21



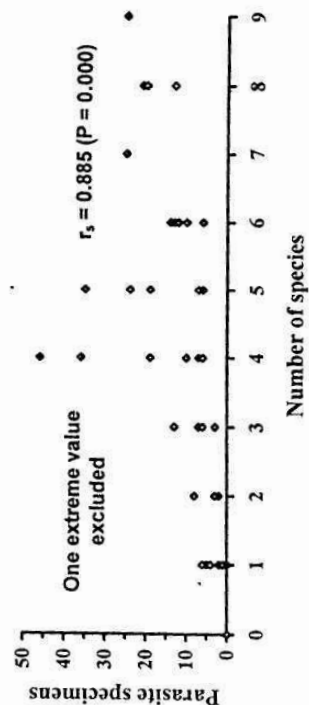
Graf č. 3 Vztah mezi celkovým počtem cizopasníků na rybě (abundance) a procentem ryb tímto počtem napadených

Graf č. 4 Vztah mezi počtem jedinců a počtem druhů cizopasníků vyskytujících se současně na jedné rybě (a - Brodské, b - Bolelouc)

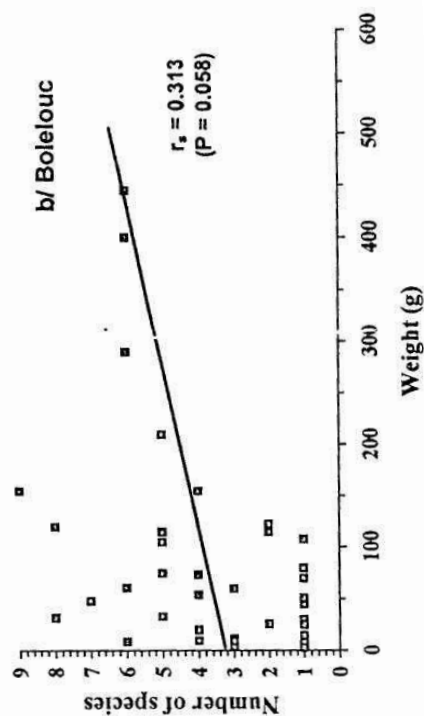
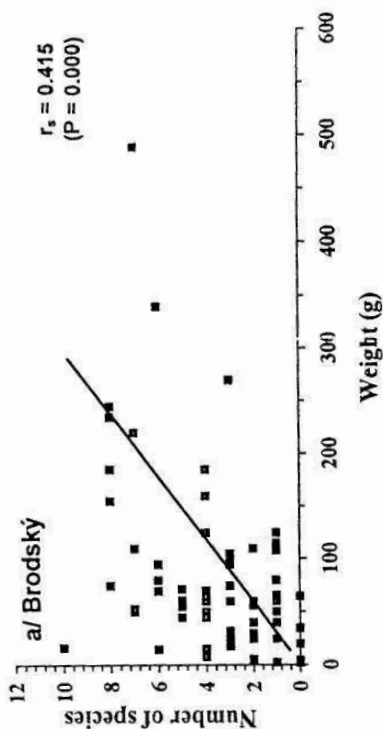
a/ Brodský: Spring - Autumn 1994



b/ Bolelouc: Spring - Autumn 1994



Graf č. 5 Vztah mezi počtem druhů cizopasníků vyskytujících se současně na hostitelských rybách a jejich hmotností (a - Brodské, b - Bolelouc)



vyznačují vysokou signifikanci při velmi vysoké hladině pravděpodobnosti. Lze tedy uzavřít, že na neznečištěné lokalitě Brodské byla, při srovnání se situací na lokalitě zatížené, jasná tendence k současnému napadení jednotlivých ryb větším počtem druhů cizopasníků. Tento závěr dobře doplňuje předchozí zjištění, že na této lokalitě je mnohem větší druhové spektrum cizopasníků.

Poslední z této série grafů č. 5 vyjadřuje vztah mezi počtem cizopasníků na jednotlivých rybách a jejich hmotností (v g). Je zřejmé, že na lokalitě Brodské byla silná pozitivní korelace mezi počtem druhů cizopasníků a hmotnosti napadených ryb. Hodnota Spearmanova koeficientu byla opět velmi vysoká, při vysoké míře pravděpodobnosti. Na zatížené lokalitě Bolelouc byl tento trend mnohem méně výrazný.

PODĚKOVÁNÍ

Finanční podpora byla tomuto výzkumu poskytnuta z prostředků Grantové agentury ČR, číslo projektu: 508/93/2049.

Literatura

- Bucke D., 1993 Aquatic pollution: effects on the health of fish and shellfish. *Parasitology*, 106: 25-37.
- Ergens R., Lom J, 1970: Původci parazitárních nemocí ryb. Academia Praha, ss. 384.
- Gelnar M., Koubková B., Plaňková H., Jurajda P., 1994: Report on metazoan parasites of fishes of the river Morava with remarks on the effects of water pollution. *Helminthologia*, 31: 47 - 56.
- Khan R. A., Thulin J., 1991: Influence of Pollution on Parasites of Aquatic Animals. *Advances in Parasitology*, 30: 201-239.
- MacKenzie K., Williams H. H., Williams B., McVicar A. H., Siddall R., 1995: Parasites as Indicators of Water Quality and the Potential Use of Helminth Transmission in Marine Pollution Studies. *Advances in Parasitology*, 35: 86- 144.
- Peňáz M., Jurajda P., 1995: Antropogenous Impact of the River Habitat Degradation upon Ichthyocoenoses of the River Morava. *Folia Fac. Sci Nat. Univ. Masarykianae Brunensis, Biologia* 91, 121 - 127.
- Williams H., Jones A., 1994: Parasitic worms of fish. Taylor and Francis Ltd., London, pp. 593.

Zahrádková S., Fiala M., Zahrádka J., 1995: The Morava River Benthic Macroinvertebrates and Water Quality. *Folia Fac. Sci Nat. Univ. Masarykianae Brunensis, Biologia* 91, 159 - 172. 127.

ADRESY AUTORŮ:

RNDr. Milan Gelnar, CSc., RNDr. Božena Koubková, Mgr. Šárka Šebelová, RNDr. Světlana Zahrádková: Katedra zoologie a ekologie, Přírodovědecká fakulta, Masarykova Univerzita, Kotlářská 2, 611 37 Brno

Dr. Ladislav Dušek: Katedra ochrany životního prostředí, Přírodovědecká fakulta, Masarykova Univerzita, Kotlářská 2, 611 37 Brno

Dr.Ing. Pavel Jurajda: Ústav ekologie krajiny AV ČR, Květná 8, 603 65 Brno

PSEUDODACTYLOGYRUS ANGUILLAE A P. BINI - ZAVLEČENÍ ŽABERNÍ CIZOPASNÍCI ÚHOŘE (*ANGUILLA ANGUILLA* L.) A JEJICH AKLIMATIZACE VE STŘEDNÍ EVROPĚ

I. MATĚJUSOVÁ, M. GELNAR

SOUHRN

Příspěvek obsahuje přehled dosavadních nejdůležitějších poznatků o žaberních monogeneích *Pseudodactylogyrus anguillae* (Yin, Sproston, 1948) a *P. bini* (Kikuchi, 1929) parazitujících u úhořů (*Anguilla anguilla* L.), týkajících se základních životních projevů, včetně jejich patogenního působení a možnosti účinného léčení jimi vyvolaného onemocnění.

ÚVOD

Onemocnění úhořů pseudodactylogyriázou, jejímiž původci jsou dva druhy žaberních monogeneí *Pseudodactylogyrus anguillae* a *P. bini*, je příčinou značných škod a ekonomických ztrát na úhořích farmách v řadě zemí Evropy (Buchmann, 1988a, 1988b, 1990, Buchmann, Møllergaard, 1988, Buchmann, Møllergaard, Koie, 1987).

Vzhledem k tomu, že oba uváděné druhy byly zaznamenány na území Polska (Dzika a kol., 1995), Maďarska (Molnár, 1984) i Rakouska (nepublikovaná data), předpokládá se jejich výskyt i u nás (Ergens, 1989, osobní sdělení).

VÝSLEDKY

Původ a rozšíření cizopasníků

P. anguillae a *P. bini* byli původně popsáni z Japonska a Číny, kde tyto cizopasníci parazitují na žábrech úhořů *Anguilla japonica*. Známé jsou i nálezy obou druhů u *Anguilla reihardti* z Austrálie (Gusse, 1965). Na žábrech i u nás se vyskytujícího úhoře *Anguilla anguilla* byli oba cizopasníci poprvé zjištěni na úhořích farmách v Japonsku (Ogawa, Egusa, 1976), odkud se pravděpodobně v důsledku exportu úhořů dostali do nových oblastí.

Za první nález v Evropě lze považovat nález *P. anguillae* v Kalininské oblasti bývalého Sovětského svazu (Golovin, 1977). V současné době je výskyt obou druhů doložen ve většině evropských zemí. (Anglie, Dánsko, Francie, Itálie, Maďarsko, Polsko, Portugalsko, Španělsko, Švédsko)

Morfologická stavba cizopasníků

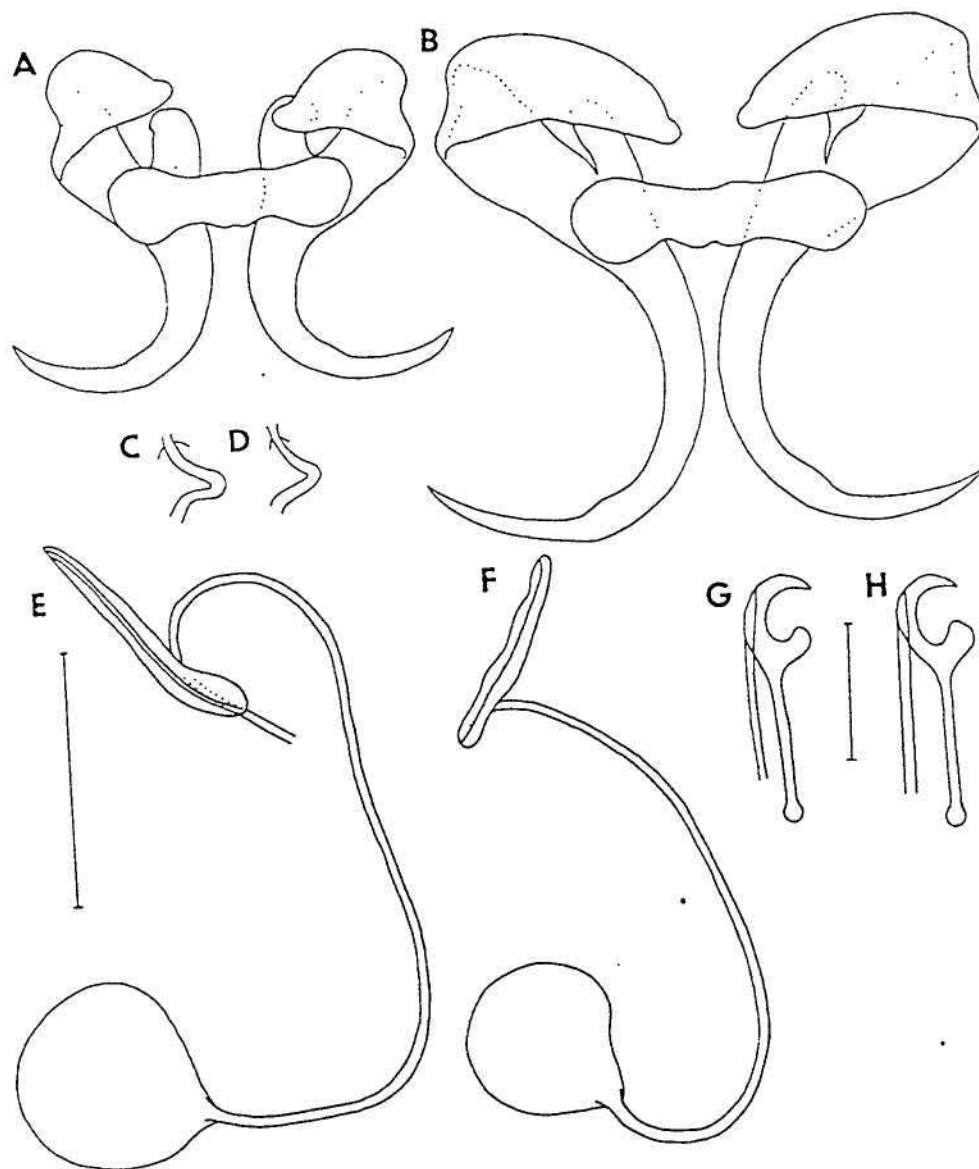
Morfologická stavba obou cizopasníků se principiálně neodlišuje od morfologie většiny tzv. daktylogyridních monogeneí (Ergens, Lom, 1970). Rozdílem je pouze umístění haptoru na ventrální straně těla, přítomnost pouze jednoho rezervoáru prostatických žláz a marginální háčky larválního typu.

P. anguillae a *P. bini* jsou poměrně velkých rozměrů (Tab.1), z hlediska druhové determinace je důležitý tvar a velikost tvrdých struktur opisthaptoru, jako je střední a marginální háček (Obr.1). Jistou taxonomickou váhu mají i útvary, které slouží k vyztužení kopulačního aparátu a vaginy nebo vnitřní orgány, jako je testis, ovarium nebo semenný váček.

Vývojový cyklus cizopasníků

P. anguillae a *P. bini* jsou hermafroditi, patřící do skupiny vejcorodých monogeneí, čemuž odpovídá i průběh jejich vývojového cyklu. Dospělí, pohlavně zralí jedinci žijí na žaberním aparátu svého rybího hostitele, zde produkují vajíčka oválného tvaru, která odcházejí s proudem vody protékajícím žaberní dutinou. Po několika dnech se líhne volně plovoucí larva - oncomiracidium. Larva, která právě opustila vaječné obaly se nejprve pohybuje přímočaře, je kladně fototropická a není ještě schopna přichycení. Přímočarý pohyb trvá pouze několik minut a zabezpečuje rozšiřování larev. Tato fáze postembryonálního vývoje se označuje jako preinvazní fáze. Následuje fáze invazní, charakteristická ztrátou pozitivního fototropismu a schopností infikovat hostitele. Po uchycení larvy začíná

Obr.1 Taxonomicky významné struktury *P. anguillae*
 (B,D,F,H) a *P. bini* (A,C,E,G), měřítko 50 μ m (A-F) a
 10 μ m (G-H)



parazitární fáze života, larva odvrhuje řasinkový epitel, začíná aktivně přijímat potravu a vyvíjí se v dospělého jedince, který pohlavně dozrává a začíná produkovat další vajíčka. Tím se celý cyklus uzavírá.

Působení teploty vody na průběh životního cyklu

Teplota vody je jedním z nejvíce limitujících faktorů výrazně ovlivňující průběh životního cyklu cizopasníků vodních organismů, zejména pak cizopasníků vnějších. S ohledem na určité odlišnosti uvádíme údaje týkající se závislosti některých životních projevů *P. anguillae* a *P. bini* na teplotě vodního prostředí odděleně.

P. anguillae (Yin, Sproston, 1948)

Maximální počet vajíček je v případě *P. anguillae* odkládán při teplotě vody 25°C. Vývoj vajíček probíhá nejrychleji při teplotě vody 30°C (3 dny), přičemž nutno poznamenat, že při vyšší teplotě (34°C) se sice vajíčka vyvíjejí o poznání rychleji, ale nedochází již k jejich líhnutí. Naproti tomu při teplotě vody 10°C se interval zvýšil na 46 dní. Rovněž dozrávání mladých jedinců a celková délka života pohlavně zralých jedinců významně koreluje se změnami teploty vodního prostředí. Při teplotách 25°C a 30°C dosahují cizopasnici pohlavní zralosti již 7 dní po invazi, při teplotě 10°C se doba prodlužuje až na 36 dní. Podobně celková délka života parazitů byla při 34°C 14 dní, při 20°C 62 dní a při 10°C dokonce 200 dní.

P. bini (Kikuchi, 1929)

Tento druh žaberního cizopasnika je více teplomilný. Největší intenzita odkládání vajíček byla zaznamenána při teplotě vody 30°C a podobně jako u *P. anguillae* byla vajíčka vypouštěna i při teplotě 34°C, avšak bez jejich následného vylíhnutí. Nejrychlejší dozrávání mladých jedinců byla pozorováno při teplotě 30°C. Dospělí, pohlavně zralí cizopasnici se dožívali 17 dní při teplotě 34°C, při 10°C 150 dní.

Vzájemná interakce *P. anguillae* a *P. bini*

Experimentálně bylo dokázáno, že poškození vznikající v důsledku fixace *P. bini* na žaberní aparát jsou výraznější než v případě *P. anguillae*. Přestože *P. bini* má kratší střední háčky, je schopen mnohem hlubšího zanoření do tkáně hostitele, přičemž může pronikat až k samotným chrupavkám žaberních oblouků. V průběhu společné invaze obou druhů dochází k postupnému snižování počtu *P. anguillae* na žábrech napadené ryby a později i jeho úplnému vytlačení.

Patogenní působení cizopasníků

Podle současných poznatků spočívá patogenní působení obou druhů především v poškození žaberního aparátu invadovaných ryb. V důsledku fixace cizopasníků dochází v žaberní tkáni k rozsáhlým hyperplaziím, ke zvýšené sekreci slizu nebo až k úplné destrukci žaberního epitelu. Údaje o vlivu invaze *P. anguillae* či *P. bini* na změnu krevního obrazu hostitelských ryb nejsou doposud známy. Nutno však poznamenat, že vzniklá poranění mohou sloužit jako otevřená brána pro vznik sekundárních infekcí.

Používané léčebné prostředky

V dostupné odborné literatuře nacházíme údaje o používání některých chemoterapeutických prostředků, úspěšně aplikovaných proti běžným helmintózám. V případě pseudodactylogryzy je to běžně manganistan draselný, chlorid sodný, amoniak, formaldehyd (Tab.2) nebo různá benzimidazolová antihelmintika (Tab.3) či vysoce specificky působící neurotoxiny (Tab.4).

Přesný mechanismus působení některých léčiv není zcela znám. Mebendazol, nejpoužívanější benzimidazolový přípravek, působí na rozvoj vajíček a předpokládáme, že inhibuje syntézu glukózy a mikrotubulárního systému. Jiné prostředky mohou inhibovat např. aktivitu sukcinát-dehydrogenázy (SDH) nebo NADH-oxidázy, čímž cizopasnici ztrácejí pohybovou aktivitu a hynou. Neurotoxiny působí negativně na aktivitu

TAB. 1 Srovnání velikosti (mm) některých taxonomicky významných struktur *Pseudodactylogyrus anguillae* a *Pseudodactylogyrus bini* (Gussev, 1985, upraveno)

	P. anguillae	P. bini
délka těla	0,582-0,1168	0,639-0,1626
délka středních háčků	0,091-0,121	0,053-0,081
délka marginálních háčků	0,014-0,016	0,015-0,018
šířka spojovací destičky	0,048-0,064	0,035-0,047
délka oporné části kop. aparátu	0,032-0,047	0,029-0,050
délka vaječníku	0,036-0,092	0,030-0,114
šířka vaječníku	0,043-0,104	0,032-0,108
délka semeníku	0,100-0,154	0,067-0,265
šířka semeníku	0,068-0,132	0,052-0,184

TAB. 2 Vliv různých koncentrací běžně používaných léčiv na intenzitu invaze *Pseudodactylogyrus* spp. u pigmentovaných úhořů *Anguilla anguilla* (Buchmann, Møllergaard, Koié, 1987, Buchmann, 1987, upraveno)

Chem. látka	Teplota vody	Koncentrace	Doba působení	Účinek
KMnO ₄	22°C	20 ppm	20 minut	50%
NaCl	22°C	1%	9 dní	76,9/23,9*
	19°C	2%	10 dní	55,8/22,0*
	22°C	4%	5 dní	76,9/18,3*
NH ₃	24°C	0,05%	8 minut	41%
HCHO	22°C	100 ppm	2 dny	76,9/38,0*
praziquantel		10-30 µg/l	8 hodin	80-90 %**
		1 µg/l	8 hodin	60 %**

* číslo v čitateli udává počet cizopasníků na žábrech ryb před koupelí, číslo ve jmenovateli, počet cizopasníků po její aplikaci

** procentuální počet cizopasníků bez pohybové aktivity

TAB. 3 Vliv různých koncentrací benzimidazolových přípravků na intenzitu invaze *Pseudodactylogyrus* spp. u pigmentovaných úhořů *Anguilla anguilla* (8-16 cm) (Buchmann, Bjerregaard, 1990, upraveno)

Chem. látka	Teplota vody	Počet úhořů	Koncentrace mg/l	Prevalence po aplikaci	Abundance po aplikaci
Albendazol	24-25°C	10	1	100%	28,3±26,2
(Valbazen)	24-25°C	10	10	0	0
Fenbendazol	24-25°C	10	1	100%	45,6±43,0
(Panacur)	24-25°C	8	10	63%	6,0±10,5
Flubendazol	24-25°C	10	1	100%	16,7±8,9
(Flubenol)	24-25°C	9	10	33%	10,9±17,5
Mebendazol (Vermox)	24-25°C	9	1	0	0
Parbendazol	24-25°C	10	5	100%	50,2±47,8
(Helmatac)	24-25°C	8	50	88%	4,9±4,7
Oxibendazol	24-25°C	8	1	100%	35,3±15,7
(Loditac)	24-25°C	6	10	100%	16,6±10,1
Thiabendazol	24-25°C	10	10	100%	87,0±28,8
(Equizole)	24-25°C	9	100	100%	60,2±26,6
Triclabendazol	24-25°C	10	1	100%	74,2±40,9
(Fasinex)	24-25°C	10	10	100%	58,0±44,8
Kontrola 1	24-25°C	10		100%	86,6±50,4
Kontrola 2	24-25°C	9		100%	77,4±27,9

TAB. 4 Srovnání velikosti (mm) některých taxonomicky významných struktur *Pseudodactylogyrus anguillae* a *Pseudodactylogyrus bini* (Gussev, 1985; upraveno)

Hostitel	Druh parazita	Teplota vody	Doba aplikace	Koncentrace		
				0,27	0,45-0,5	0,9-1,0
A. anguilla	P. anguillae	25,5-28°C	1 x 24 hodin		79/9*	79/5*
			2 x 24 hodin			
		25,5-28°C	(1 den)**		193/4*	
			2 x 24 hodin			
		25,5-28°C	(2 dny)**		193/39*	
					39/0*	39/0*
		25,5-28°C	7dny			
A. japonica	Pseudodactyl. spp.	19°C	2 x 24 hodin			55,8/0*
		19°C	(2 dny)**			
		24°C	9 dní	204/0*	55,8/0*	

* číslo v čitateli udává počet cizopasníků na žábrech ryb před koupelí, číslo ve jmenovateli počet cizopasníků po její aplikaci

** údaje v závorkách představují časové intervaly mezi jednotlivými koupelemi

cholinesterázy a zabraňují tak inaktivaci cholinu po přenosu vzruchu.

Při podávání některých léčiv se však nevyhneme jejich negativním účinkům na hostitelský organismus. Při nepatrně vyšších koncentracích chloridu sodného (4 %, po dobu 5 minut) může dojít k zesílenému vylučování slizu, trichlorfon (5 ppm, po dobu 4 dnů; vyvolává křeče a koupel v 0,1 % amoniaku způsobuje dokonce celkovou paralýzu s následným úhynem. Pokud se zaměříme na toleranci úhořů vůči mebendazolu zjistíme, že při koncentraci 1-100mg/l přežívají 72 hodin, při koncentraci 500mg/l pouze 52 hodin. "Sklenění úhoří" jsou méně tolerantní, 100 % mortalita se projevuje při koncentraci 500 mg/l za 20 hodin, 20 % mortalita při 1 mg/l za 72 hodin, při 10-100 mg/l pozorujeme 25-40 % mortality za 72 hodin. Nebezpečí hrozí i při rutinním používání benzimidazolových přípravků, neboť zvyšujeme pravděpodobnost vytvoření benzimidazol-resistentních druhů.

Preventivní opatření

Preventivní opatření vůči této parazitoze se ve své podstatě shodují s obecnými pravidly zoo-veterinární hygieny, spočívající především v důsledném sledování zdravotního stavu ryb a v zajištění jejich optimálních životních podmínek. Šíření nákazy je možno účinněji čelit také při důsledném chovu různých věkových skupin ryb odděleně a dodržování zoohygienických zásad při importu úhořího monté.

LITERATURA

- Buchmann K., Møllergaard S. a Kojima M., 1987. Pseudodactylogyrus infections in eels: review. Diseases of Aquatic Organisms, 3: 51-57
- Buchmann K., 1988a. Temperature-dependent reproduction and survival of Pseudodactylogyrus bini (Monogenea) on the European eel (Anguilla anguilla L.). Parasitol. Res., 75: 162 - 164

- Buchmann K., 1988b. Interactions between the gill-parasitic monogeneans *Pseudodactylogyrus anguillae* and *P. bini* and the fish host *Anguilla anguilla*. Bull. Eur. Ass. Fish Pathol. 8(5): 98-100
- Buchmann K., 1990. Influence of temperature on reproduction and survival of *Pseudodactylogyrus anguillae* (Monogenea) from the european eel. Folia parasitologica, 37: 59 - 62
- Buchmann K., Møllergaard S., 1988. Histochemical demonstration of the inhibitory effect of NUVAN and NEGUVON on Cholinesterase activity in *Pseudodactylogyrus anguillae* (Monogenea). Acta vet. scand. 29: 51-55
- Dzika E., Wlasow T., Gomulka P., 1995. The first recorder case of the occurrence of two species of the genus *Pseudodactylogyrus* on the eel *Anguilla anguilla* (L.) in Poland. Acta Parasitol., 40: 165-167
- Ergens R., Lorn J., 1970. Původci parazitárních nemoci ryb. Academia, Praha, 3 84 stran
- Golovin P.P., 1977. Monogeneans of eel during its culture using heated water. In: Investigation of monogenoidea in USSR (Zoological Institute USSR edit.) Academy of Sciences, Leningrad: 144 - 150
- Gusev A.V., 1965. A new genus of monogenetic trematodes from the eel, genus *Anguilla*(Trudy Zoology Institute of Leningrad 25: 119 - 125
- Molnar K., 1984. Occurrence of new monogeneans of Far-East origin of the gills of fishes in Hungary. Acta Vet. Hung., 32: 153-157
- Ogawa K., Egusa S., 1976. Studies on eel *Pseudodactylogyrosis* - I. Morphology and classification of three dactylogyrids with a proposal of a new species, *Pseudodactylogyrus microrchis*. Bull.Jap.Soc.Sci.Fish 42: 395 - 404

ADRESY AUTORU

1. Matějsová, M. Gelnar Katedra zoologie a ekologie Přírodovědecká fakulta MU Kotlářská 2, 611 37 Brno telefon: 05-41 12 95 70 fax: 05-41 21 12 14 e-mail: gelnar@sci.muni.cz

LITORÁLNÍ SPOLEČENSTVA RYB ŘEKY NIGERU NA ÚZEMÍ MALI

M. PEŇÁZ¹ a V. BENECH²

1.ÚSTAV EKOLOGIE KRAJINY AV ČR, BRNO a

2. ORSTOM, INSTITUT FRANCAIS DE RECHERCHE SCIENTIFIQUE POUR LE DÉVELOPPEMENT EN COOPERATION, PARIS

Souhrn

Společenstvo ryb litorálních biotopů v hlavním toku řeky Nigeru a jeho velkém přítoku Bani v oblasti Centrální delty na území Mali je na základě celoročního stacionárního výzkumu tvořeno pouze 28 druhy. Dominantní postavení mají druhy převážně sedentární, rozmnožující se v hlavním toku (*Micralestes elongatus*, *Rhabdalestes septentrionalis*, *Chelaethiops bibie*) anebo druhy co do místa rozmnožování indiferentní (*Pellonula leonensis*). Téměř 97 % z celkového prošetřeného počtu tvoří zástupci "malých" druhů, jejichž maximální délka nepřesahuje 10 cm. menší, nikoliv však zanedbatelný, podíl byl tvořen plůdkem větších a hospodářsky významných druhů, např. *Brycinus leuciscus* a *B. nurse* migrujícími v hlavním toku jen po určitou část roku. Celoroční průměr celkové abundance v řece Bani činil 160.3 ks.m² a biomasy 52.1 g.m².

Úvod

V rámci rozsáhlého projektu ORSTOM Paris "Studies halietiques, Delta Central du Niger" bylo v pravidelných intervalech období 1991-92 sledováno i složení společenství ryb osídlující litorální biotopy hlavních toků dvou velkých západoafrických řek v systému Nigeru. Byly tak získány zajímavé a cenné údaje o celoroční dynamice kvantitativního i kvalitativního složení, o vývoji velikosti ryb a nepřímo i o období a úspěšnosti rozmnožování jednotlivých druhů ryb v tomto významném biotopu centrální delty Nigeru, z nichž některé jsou prezentovány v tomto předběžném sdělení.

Materiál a metodika

Výzkumné odlovy byly prováděny v 1-2 týdenních intervalech během období od 3.7.1991 do 22.10.1992 na dvou stacionárních lokalitách: na pravém břehu řeky Bani (přítok Nigeru) ve městě Mopti a na pravém břehu řeky Niger v osadě Barigondaga, cca 5 km pod soutokem s Nigerem (cca 8 km pod první lokalitou). Na obou místech se mělký břeh vyznačoval pozvolným spádem, tvořen byl kompaktními písčitými nánosy a prost jakýchkoliv překážek a úkrytů. Jako většina biotopů v systémech tropických velkých řek s povodňovým režimem, i obě námi zkoumané lokality zvolené na hlavním toku se vyznačovaly vysokou nestabilitou. V průběhu našeho sledování a v závislosti na povodni se totiž břehová linie postupně posouvá v rozmezí několika set metrů. Povodeň zde zpravidla počíná na počátku července, kulminuje na rozhraní září a října, pak opět postupně voda v obou tocích opadá na svůj minimální stav trvající od dubna do června.

K odlovům ryb byl použit malý plůdkový nevod o délce 8 m a výšce 100 cm, zhotovený z tylové síťoviny o velikosti ok 1.5 x 1.5 mm (Bénech et al. 1992). Výsledky odlovů byly vyjádřeny i na jednotku lovného úsilí jako CPUE, t.j. na jeden standardní zátah. Odlovy byly prováděny vždy v denní dobu, před západem slunce a vzhledem k vysokému počtu vyskytujících se ryb vždy pouze jediným zátahem, jímž byla slovena plocha cca 30 m². Celkem bylo provedeno 77 odlovů (47 v řece Bani, 30 v Nigeru). Úlovek byl vždy ihned konzervován v 5% formaldehydu a zpracováván po co nejkratší době: určení bylo provedeno do úrovně druhu (Lévque & Paugy 1984, Lévque et al. 1990) s výjimkou malých druhů rodu *Barbus*, na nahořilOm vzorku 30 jedinců od každého druhu byla měřena délka (SL) s přesností na 1 mm a skupinově hmotnost všech jedinců (na 0.01 g).

Výsledky

Druhová skladba

V litorálním společenstvu řeky Bani jsme zjistili výskyt celkem 28 druhů a 18 druhů v Nigeru (Tab. 1), což činí jen zlomek druhového spektra 160 druhů známého pro systém Nigeru (Welcomme 1986b). Ichtyofauna tohoto říčního systému patří do

sudánsko-sahelského komplexu, je velmi podobná ichtyofauně některých jiných severoafrických řek, zejména Nilu, nicméně počtem vyskytujících se druhů je relativně chudá ve srovnání s jinými tropickými řekami srovnatelné velikosti (Welcomme 1986b).

Denzita a biomasa

Litorální společenstvo ryb obou sledovaných lokalit bylo překvapivě málo diverzifikované a vyznačovalo se eudominantním výskytem ($f > 10 \%$) characidy *Micralestes elongatus* (56.85 % v Bani, 46.77 % v Nigeru) a skupiny malých párem r. *Barbus* (21.28, 26.31 %). Dalšími nejpočetnějšími druhy byly *Chelaethiops bibie* 6.34, 16.45 %) a *Pellonula leonensis* (8.70, 2.78 %).

Převážná většina zjištěných druhů ryb, zejména těch vyznačujících se nejvyšší frekvencí výskytu, patří ke druhům dorůstajícím jen malých rozměrů (<10 cm) a nemajícím žádný význam v místním rybářství (*Micralestes elongatus*, *Barbus* spp., *Chelaethiops bibie*, *Pellonula leonensis* a *Micropanchax pfaffi*, viz Tab. 2).

Z hospodářsky významných druhů se v nejvyšším počtu vyskytovaly characidy *Brycinus leuciscus* (3.01, 1.48 %) a *Alestes baremoze*, dále pak některé cichlidy (*Tilapia zillii*, *Oreochromis niloticus* a *Sarotherodon galilaeus*).

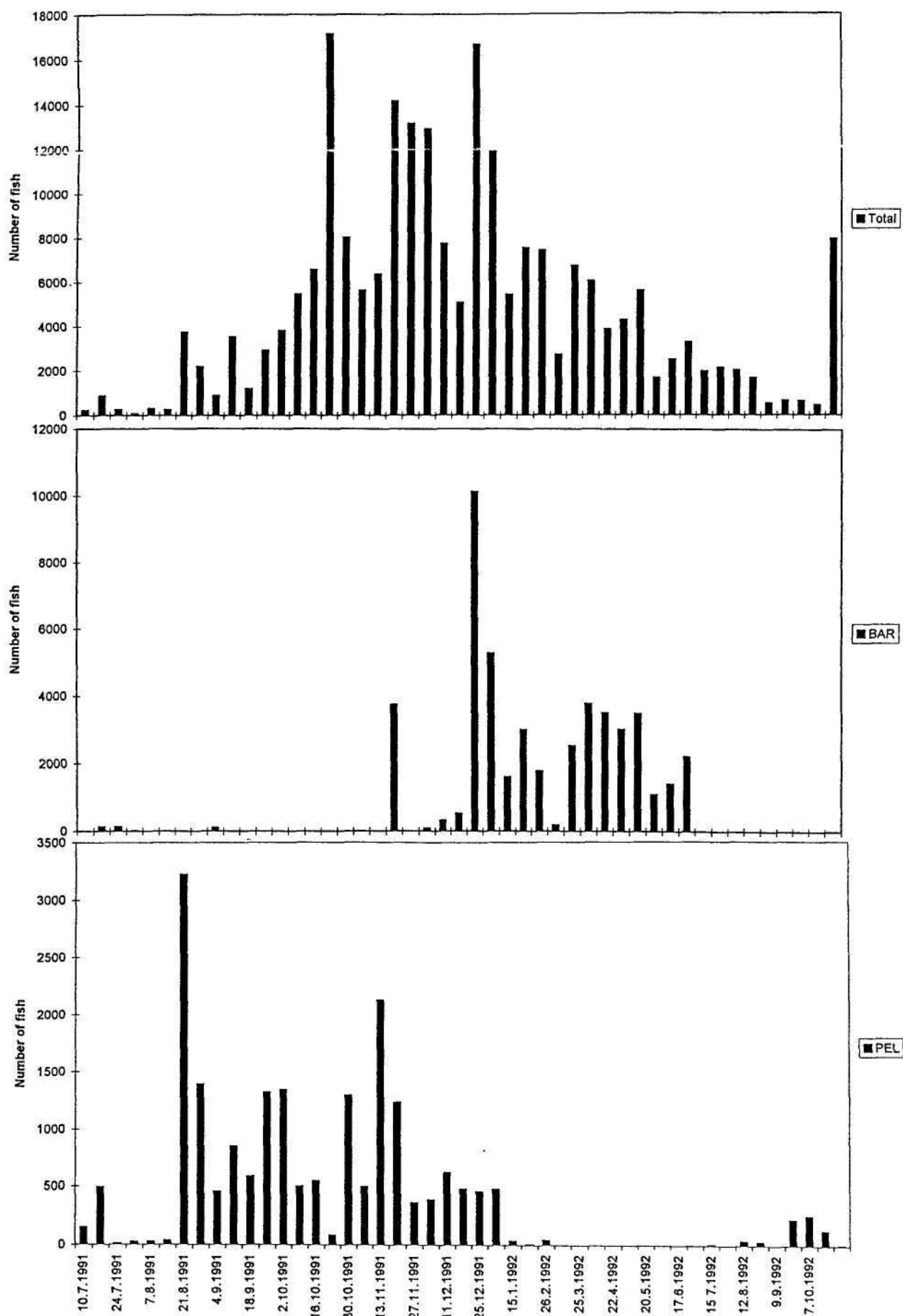
Roční dynamika výskytu ryb

Celkové množství vyskytujících se ryb výrazně kolísá v závislosti na cyklu a intenzitě záplav a úspěšnosti rozmnožování: z minima na rozhraní srpna a září počet i biomasa ryb prudce vzůstají a to téměř o dva řády a dosahují maximálních hodnot v období od října do prosince, pak opět pozvolna klesají. Tento charakter frekvenční křivky je určen samozřejmě především stavem u dvou dominantních taxonů: *Micralestes elongatus* a *Barbus* spp. Výskyt některých jiných druhů se ale vyznačoval časově mírně posunutou nebo omezenou kulminací výskytu, např. *Brycinus leuciscus* (IX-X) či *Micropanchax pfaffi* (obr. 1).

Tab. 1. Celkové složení úlovků litorálního společenstva ryb

Čeleď a druh	BANI (47 odlovů)			NIGER (30 odlovů)		
	n	w (g)	f (%)	n	w (g)	f (%)
CLUPEIDAE						
<i>Pellonula leonensis</i>	19658	4297.66	8.70	2971	919.89	2.780
MORMYRIDAE						
<i>Petrocephalus bovei</i>	1	2.71		1	1.32	.001
CHARACIDAE						
<i>Alestes baremoze</i>	435	254.48	.19	5	2.34	.005
<i>Alestes dentex</i>	1	1.02				
<i>Brycinus leuciscus</i>	6809	3362.99	3.01	1580	1122.06	1.478
<i>Brycinus nurse</i>	161	114.29	.08	448	141.94	.419
<i>Brycinus macrolepidotus</i>	7	2.59				
<i>Hydrocynus brevis</i>	1	8.12		2	8.26	.002
<i>Hydrocynus forskalii</i>	8	17.44				
<i>Micralestes elongatus</i>	128495	35245.10	56.85	49985	16964.72	46.766
<i>Rhabdalestes septentrionalis</i>	6462	1235.52	2.86	3514	410.65	3.288
DISTICHODONTIDAE						
<i>Nannocharax occidentalis</i>	1	.20				
<i>Nannocharax ansorgii</i>	9	3.87				
CYPRINIDAE						
<i>Barbus macrops</i>	133	110.85	.06	506	244.49	.473
<i>Barbus</i> sp.	48090	22422.98	21.28	28118	12966.20	26.307
<i>Chelaethiops bibie</i>	14336	5936.44	6.34	17792	11179.16	16.646
<i>Leptocypris niloticus</i>	37	31.02	.02	65	101.31	.061
<i>Raiamas senegalensis</i>	30	56.65	.01	8	22.46	.007
BAGRIDAE						
<i>Bagrus bayad</i>	1	5.94				
SCHILBEIDAE						
<i>Physallia pellucida</i>	11	3.14		197	77.70	.184
<i>Schilbe mystus</i>	7	7.27		39	70.91	.036
CYPRINODONTIDAE						
<i>Micropanchax pfaffi</i>	1228	89.41	.54	1633	99.43	1.528
CICHLIDAE						
<i>Sarotherodon galilaeus</i>	9	56.39				
<i>Oreochromis niloticus</i>	30	27.41	.01			
<i>Tilapia zillii</i>	43	107.42	.02	11	23.64	.010
<i>Hemichromis fasciatus</i>	1	8.25				
<i>Hemichromis bimaculatus</i>	5	28.61		1	2.64	.001
<i>Chromidotilapia guentheri</i>	1	8.96				
ÚLOVEK CELKEM	226010	73446.73	100	106876	44359.12	100
CPUE	4808.7	1562.7	—	3562.5	1478.6	—
Abundance a biomasa na m ²	160.3	52.1	—	118.7	49.3	—

Obř. 1. Roční dynamika početnosti litorálního společenstva ryb v ř. Bani, Mopti. (Nahoře celkový počet všech druhů, uprostřed, druhy r. *Barbus*, dole *Pellonula leonensis*)



Tab. 2. Rozdělení litorálního společenstva do skupin druhů podle maximální dosažitelné velikosti (podle Lévque & Paugy 1984).

Druh	počet druhů	podíl z abundance %	podíl z biomasy %
Druhy < 10 cm	12	96.66	94.46
Druhy 10-20 cm	6	3.03	4.73
Druhy > 20 cm	9	0.31	0.81

Literatura

- BÉNECH,V., PEŇÁZ, M., WUILLOT, J., 1992: Juvenile fish assemblages of a tropical floodplain river - the Central Delta of Niger, Mali - A preliminary study. *Folia Zool.*,41 (2): 161 - 174.
- BÉNECH,V., PEŇÁZ, M., 1995: An outline on lateral fish migrations within the Central Delta of the Niger River, Mali. *Hydrobiologia*, 303: 149-157.
- LÉVEQUE,C, PAUGY, D., TEUGELS,G.G., 1990: Faune des poissons d'eaux douces et saumâtres de l'Afrique de l'Ouest. Vol. 1, ORSTOM/MRAC, Faune tropicale, 28: 3 84 pp.
- LÉVEQUE, C, PAUGY, D., 1984: Guide des poissons d'eau douce de la zone du Programme de lutte contre l'onchocercose en Afrique de l'Ouest. Convention ORSTOM-OMS, 393 pp.
- WELCOMME, R. L., 1986: Fish of the Niger system. In B.R. Davis & K.F. Walker (eds.): The ecology of river systems. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht: 25-48.

Adresa autorů

Ing. Milan Peňáz, DrSc.

Ústav ekologie krajiny AV ČR, Květná 8, 603 65 Brno

Dr. Vincent Bénech

ORSTOM, Hydrobiologie et Océanographie, 213, rue La Fayette 75480 PARIS Cedex 10, FRANCE

HODNOCENÍ REPRODUKČNÍCH MOŽNOSTÍ STŘEVLIČKY VÝCHODNÍ (*Pseudorasbora parva* Schlegel) A VLIVU JEJÍ POPULACE NA SPOLEČENSTVO ZOOPLANKTONU

J. KRÍŽEK, O. ALBERTOVA Souhrn

V roce 1995 byl proveden experiment zaměřený na sledování migrace třecího hejna střevličky východní v Hoštickém potoku a vyhodnocení přirozené reprodukce generačního hejna v pokusném rybníku. Třecí migrace proběhla v době od 23.5. do 18.7. Během migrace bylo odloveno 1 550 ryb velikosti (Lc) od 29 mm do 70mm. Zjištěný poměr pohlaví byl 1,8 : 1 ve prospěch samců. Do pokusného rybníku bylo vysazeno generační hejno 714 kusů ryb (poměr pohlaví samci : samice - 2:1). Po slovení 30. října byla celková početnost populace odhadnuta na 124 020 ks na 1 ha, což odpovídalo biomase 70,6 kg/ha. Narůstající početností a tím i zvyšujícím se predacním tlakem byla negativně ovlivněna kvalitativní a kvantitativní struktura společenstva zooplanktonu.

Úvod

Vysoká reprodukční schopnost střevličky východní (*Pseudorasbora parva* Schlegel, 1842) je obecně známa, avšak konkrétní hodnoty abundance a biomasy zjištěné v našich klimatických podmínkách chybějí. Z tohoto důvodu byl v roce 1995 proveden na pokusném rybníku experiment zaměřený na vyhodnocení přirozené reprodukce vysazeného generačního hejna střevličky východní a vlivu její narůstající početnosti na společenstvo zooplanktonu.

Materiál a metodika

Pokusný rybník je postaven v údolí Hoštického potoku, z něhož je náhonem přiváděna voda přes napouštěcí zařízení,

kteře umožňuje regulovat množství přitékající vody. Plocha rybníku je 0,3 ha při objemu 4000 m³ s maximální hloubkou 3 m u výpusti.

Rybník byl napuštěn ve dnech 22. - 24. května. Během napouštění a dále až do 31. srpna byla přitékající voda přepouštěna přes odlovné síťové zařízení s velikostí ok 4 mm. Odlovená střevlička byla po zjištění délky těla, hmotnosti a určení pohlaví vypuštěna do rybníku. Po stabilizaci poměrů v rybníku byly v období od 22.6. do 11.10. odebírány, většinou v týdenních intervalech, kvalitativní vzorky zooplanktonu. Vypouštění rybníku a slovení střevličky proběhlo v období od 15. do 30. října. Voda byla vypouštěna přes dvě síťová odlovná zařízení s velikostí ok 4 mm a 1 mm.

Výsledky

Odlovným zařízením umístěným před ústím náhonu do rybníku bylo během třetí migrace odloveno celkem 1 550 střevliček. Migrace proběhla v období od 23.5. do 18.7., kdy byly uloveny poslední čtyři ryby. Od tohoto dne až do ukončení odlovu 31.8. nebyl uloven ani jediný exemplář. Od 1.9. byl přítok vody do rybníku uzavřen. Nejpočetnější migrace byla zaznamenána ve dnech 6.6. až 9.6., kdy bylo uloveno celkem 711 střevliček. Nejvyšší intenzity dosahovala migrace v ranních hodinách, mezi 4. - 9. hod. SEČ.

Poměr pohlaví zjištěný v celém úlovku byl 1,8 : 1 ve prospěch samců, přičemž nejvyšší zastoupení samců bylo zaznamenáno 31.5. (3,5 : 1), nejnižší pak 6.6. (1 : 1,4).

Velikostní struktura odloveného generačního hejna je zachycena na Obr. 1. Nejmenší ulovený jedinec měl délku těla 29 mm, největší 70 mm. U samců se délka těla pohybovala v rozptí 30 - 70 mm, u samic 30 - 62 mm. Velikostní struktura byla u samců vyrovnanější, s nejpočetnější délkovou skupinou od 35 mm do 55 mm. U samic byly zjištěny dvě výrazně početnější délkové skupiny 32 - 37 mm a 42 - 47 mm.

Do rybníku bylo vysazeno generační hejno o početnosti 714 ks a poměru pohlaví 2 : 1 ve prospěch samců.

Slovením rybníku 30. října byla zjištěna celková početnost obsádky střevličky 37 240 ks o celkové biomase 21,2 kg. V přepočtu na 1 ha odpovídají tyto hodnoty početnosti 124 020 kusů a biomase 70,6 kg, v přepočtu na 1 m³ pak 18,6 ks a 35,1 g. Velikostní struktura populace, početnost a biomasa jednotlivých velikostních skupin jsou uvedeny v tab. 1. Velikost ryb se pohybovala v rozmezí od 11 mm do 85 mm délky těla, přičemž nejpočetnější byly nejmenší věkové skupiny. Hodnoty biomasy jednotlivých délkových skupin měly opačný průběh. Z velikostní struktury populace vyplývá, že po prvním výtěru zjištěném 29. května probíhalo tření opakovaně, průběžně s narůstající intenzitou tak, jak dosahovaly menší velikostní skupiny pohlavní dospělosti. Ryby stáří 0+ dosahovaly maximální délky těla 60 - 65 mm, věková skupina 1+ délek 70 - 75 mm a věková skupina 2+ délky těla přes 80 mm.

Tab. 1

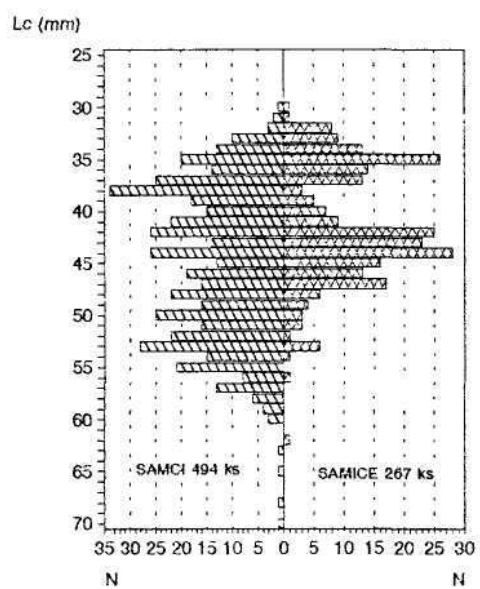
Výsledná početnost a biomasa střevličky východní v rybníku v Dole v roce 1995

Délková skupina Lc (mm)	N tis. ks	B kg	N ks/ha	B kg/ha
11 - 20	12,18	0,9	40,56	3,0
21 - 25	8,81	1,6	29,34	5,3
26 - 30	7,47	2,4	24,88	8,0
31 - 40	4,25	3,1	14,15	10,3
41 - 60	3,56	5,9	11,86	19,7
61 - 85	0,97	7,3	3,23	24,3
Celkem	37,24	21,2	124,02	70,6

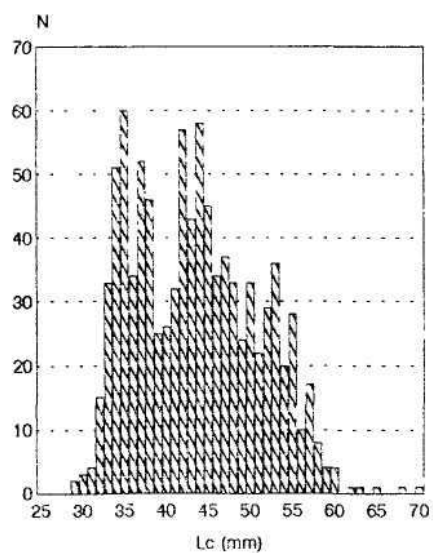
Narůstající početnost obsádky střevličky v důsledku přirozené reprodukce vyvolala kvantitativní i kvalitativní změny ve společenstvu zooplanktonu. Nejvýznamnější změnou bylo

Obr. 1

Délkové složení migrujícího třecího hejna střevličky východní



SAMCI+SAMICE 930 ks



vymizení *D. longispina* ze společenstva po 15. srpnu. Změny ve společenstvu zooplanktonu byly provázeny výskytem vodního květu a snížením průhlednosti.

Diskuse

Průměrné zastoupení samců a samic v migračním hejnu (1,8 ku 1,0) je blízké pozorování Adámka a kol. (1996), který zjistil dvojnásobně vyšší počet samců v populaci střevličky ve stoce pod rybníkem Jaroslavický dolní. Kozlov (1974) však uvádí, že obvykle je poměr pohlaví blízký hodnotě 1 : 1. Obdobný poměr zjistil Baruš a kol. (1984) na lokalitě Chl'aba, kde celkový poměr zastoupení pohlaví (samice : samci) byl 1,2 : 1, pouze u věkové skupiny 1+ výrazně převažovaly samice v poměru 1,7 : 1. Lze předpokládat, že zjištěná dvojnásobně vyšší početnost samců je pravděpodobně typická jen pro třetí migrační hejna a ne pro stabilizované populace.

Charakter růstu střevličky z rybníku v Dole je blízký údajům, které uvádějí Baruš a kol. (1984), Kozlov (1974), Movčan a Kozlov (1978) a Nikolskij (1956).

Reprodukci generačního hejna (714 ks) vzrostla celková početnost na 37 240 ks o biomase 21,2 kg. Od poloviny srpna se tento nárůst početnosti projevil kvantitativními i kvalitativními změnami ve společenstvu zooplanktonu. Tato skutečnost je v souladu s výsledky potravních analýz (Muchačeva, 1950, Nikolskij, 1956), které prokázaly u střevličky velikostní skupiny do 25 mm dominantní podíl planktonu v potravě.

Seznam literatury :

- Adámek, Z., Navrátil, S., Palíková, M., Siddiqui, M.A., 1996. Střevlička východní (*Pseudorasbora parva*): biologie nepů vodního druhu v podmínkách České republiky. Sborník prací VÚRH JU ve Vodňanech, (v tisku).
- Baruš, V., Kux, Z., Libosvářský, J., 1984. On *Pseudorasbora parva* (Pisces) in Czechoslovakia. Fol. Zool., 33(1): 5-18.

- Kozlov, V.I., 1974. Amurskij čebačok - *Pseudorasbora parva* (Schl.) - novyj vid ichtiofauny bassejna Dněstra. Vest. zool., 8(1):77-78.
- Movčan, J.V., Kozlov, V.I., 1978. Morfologičeskaja charakteristika i někatoryje čerty ekologii amurskovo čebačka (*Pseudorasbora parva* Schlegel) v vodojemach Ukrajiny. Gidrobiol. ž., 14(5):42-48.
- Muchačeva, V.A., 1950. K biologii amurskovo čebačka (*Pseudorasbora parva* Schlegel). Trudy Amursk. ichtiol. ekspedicii 1945-1949 gg., 1:365-374.
- Nikolskij, G.V., 1956. Ryby bassejna Amura. Izd. AN SSSR, Moskva, 551 pp.

Adresa autorů:

RNDr. Josef Křížek, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický Jihočeské univerzity, oddělení ekologie a ochrany vod, Libčice nad Vltavou - Dol, 252 66.

RNDr. Olga Albertova, Wassermannova 928, Praha 5 - Hlubočepy, 152 00.

RŮST LAREV A JUVENILNÍCH JEDINCŮ 0+ VYZY VELKÉ (HUSO HUSO) V AKVAKULTURNÍCH PODMÍNKÁCH ČESKÉ REPUBLIKY

E. HOHAUSOVÁ, D. KLÍVAR, M. PROKEŠ

Souhrn

V červnu 1934 byla do České Republiky importována vyza velká (*Huso huso* Linnaeus, 1758) z řeky Volhy ve stadiu oplozených jiker. Umělý odchov tohoto druhu do stadia juvenilních jedinců byl proveden na lihni Mydlovary (Rybníkářství Hluboká nad Vltavou a.s.). Růst plůdku vyzy velké byl v této lihni podobný jako v akvakulturních systémech jiných zemí. Při srovnání s jinými druhy jeseterů se jedná o nejrychleji rostoucí druh, který je velmi vhodný pro produkční chov v České republice.

Úvod

Vyza velká obývá Kaspické, Černé, Azovské a Jaderské moře. V dřívějším období se vyskytovala také na území bývalé ČSFR. Studium růstu vyzy velké se zabývali Ambrož (1960), Čugunov a Čugunova (1964), Gricenko a Larina (1979) a další autoři. Údaje o růstu larev a juvenilních jedinců (0+) jsou uvedeny v pracích Gordienka (1953), Babuškina (1964), Geršanoviče a kol. (1987) a Pirogovského a kol. (1989). Tato studie pojednává o růstu larválních a juvenilních jedinců vyzy velké v akvakulturních podmínkách ČR. Pro tuto studii bylo využito podpory GA ČR, číslo grantu 507/94/0345.

Materiál a metodika

Import vyzy velké do České Republiky byl proveden dne 8.5. 1994, dovozem 200 000 ks oplodněných jiker. Generační ryby byly vyloveny v řece Volhy u Astrachaně (Rusko). Získané jikry byly převedeny do líhně Mydlovary (Rybníkářství Hluboká nad Vltavou a.s.), kde byla dokončena inkubace a proveden následný odchov plůdku. Hlavní období líhnutí proběhlo ve dnech 10-11.5. 1994. Jako den vylíhnutí plůdku pro tuto studii bylo stanoveno datum 11.5.1994 (Dl). Během prvních 140 dnů růstu bylo provedeno 22 odběrů plůdku. Rozmezí odběrových intervalů činilo 1-29 dnů. Bylo

získáno celkem 183 jedinců, kteří byli fixováni ve 4% roztoku formaldehydu.

U všech vybraných jedinců vyzy velké byly změřeny základní délky (TL, FL, SL) v mm a hmotnost (w) v 0.0001 g. Základní získaná data byla použita k výpočtu statistických hodnot, absolutních a relativních přírůstků délky a hmotnosti (DI), specifické rychlosti růstu (SGR), faktoru hmotnostní kondice (FWC), délko-hmotnostního vztahu a růstových křivek (t:TL a t:w). Pro výpočet denního přírůstku délky byla použita TL v mm. Specifická rychlost růstu byla vypočtena podle vzorce

$$SGR = \frac{(w_t - w_o) / 1\% w_o}{t}$$

kde w_t = hmotnost na konci hodnoceného intervalu, w_o = hmotnost na začátku hodnoceného intervalu, t = doba trvání intervalu ve dnech.

Faktor hmotnostní kondice, či také koeficient kondice, byl vypočten podle vzorce

$$FWC = \frac{w \cdot 10^5}{TL^3}$$

Pro zjištění délko-hmotnostního vztahu bylo použito vzorce $w = a \cdot TL^b$ a pro růstové křivky (časové řady) rovnice:

$TL = a + b \cdot t + c \cdot t^2 + d \cdot t^3$, nebo $w = a + b \cdot t + c \cdot t^2 + d \cdot t^3$.

Výsledky a diskuse

Délkový růst larev vyzy velké probíhal v období od zahájení příjmu exogenní výživy až do 29. dne stáří (D8-D29) rovnoměrně, ale poměrně pomalu. Průměrná hodnota denních přírůstků činila 1,49 mm a průměrná hodnota specifické rychlosti růstu (SGR) 4,96 (Tab. 1). V období D30-D41 se intenzita růstu výrazně zvýšila (DI = 2,61-8,53, průměr 5,81mm TL.d-1; SGR = 4,3 3-16,47, průměr 9,60.

V následujících 20 dnech D41-D60 došlo k zastavení růstu, zřejmě z produkčních důvodů (TL=100 mm). Od D70 až do konce sledování (D139), pak již probíhal intenzivní délkový růst bez dalšího přerušení (DI = 1,53-4,91; průměr 3,14 mm TL.d-1; SGR = 1,04-5,01, průměr 5,22). Vypočtená celková délka v D30, D60, D90,

Tabulka 1. Délkový růst larev a juvenilních jedinců 0+ vyzy velké (Huso huso) v akvakulturních podmínkách České republiky v roce 1994. Použité zkratky - viz. metodika, Int. = interval mezi dvěma měřeními.

Dat.	Věk (dny)	n	TL (mm)			Int. (dny)	DI (mm)	SGR1
			rozmezí	prům.	S.D.			
19.5.	8	10	20,00- 22,00	21,20	0,67	-	-	-
21.5.	10	10	22,00- 24,00	22,80	0,75	2	0,80	3,77
23.5.	12	10	22,00- 26,00	24,05	1,38	2	0,63	2,74
25.5.	14	10	23,00- 26,00	25,05	0,98	2	0,50	2,08
26.5.	15	10	25,00- 31,00	28,60	1,71	1	3,55	14,17
29.5.	18	8	31,00- 37,00	33,81	2,36	3	1,74	6,07
31.5.	20	10	30,00- 41,00	35,80	4,08	2	1,00	2,94
2.6.	22	10	40,00- 47,00	43,50	2,59	2	3,85	10,75
4.6.	24	10	36,00- 46,00	39,20	2,78	2	-2,15	-4,94
6.6.	26	10	40,00- 49,00	43,90	3,14	2	2,35	5,99
9.6.	29	10	45,00- 61,00	51,80	5,07	3	2,63	6,00
10.6.	30	9	51,00- 73,00	60,33	7,50	1	8,53	16,47
17.6.	37	5	67,00- 87,00	78,60	7,57	7	2,61	4,33
21.6.	41	9	95,00-111,00	103,78	6,20	4	6,30	8,01
30.6.	50	15	88,00-130,00	104,73	12,48	9	0,11	0,10
10.7.	60	5	87,00-108,00	98,00	8,80	10	-0,67	-0,64
20.7.	70	15	110,00-217,00	147,13	34,90	10	4,91	5,01
18.8.	99	8	115,00-244,00	191,38	46,20	29	1,53	1,04
22.8.	103	1	265,00	265,00	-	4	-	-
7.9.	119	6	180,00-335,00	243,83	69,51	16	2,62	1,37
27.9.	139	2	291,00-337,00	314,00	32,53	20	3,51	1,44

D120 a D140 byla následující: 62,5; 122,3; 191,3; 264,6 a 313,2 mm). Koeficienty křivek délkového růstu jsou uvedeny v tabulce 3.

Průběh hmotnostního růstu je možné rozdělit na stejné úseky jako v případě délkového růstu (Tab. 2). V prvním úseku (D8-D29) se denní přírůstky hmotnosti postupně zvyšovaly z hodnoty 0,0049 až na 0,1126 g.d⁻¹, průměr = 0,0510 g.d⁻¹. Zjištěné hodnoty SGR byly poměrně vysoké (7,30-56,96, průměr = 18,73). Ve druhém období (D30-D41) byla průměrná hodnota DI = 0,53 g.d⁻¹ a SGR 28, 64. V období zastavení růstu činila průměrná hodnota DI = -0,09g.d⁻¹, a průměr SGR = -1,36). V posledním sledovaném období (D70-D139) se DI a SGR významně zvýšily (1,39 g.d⁻¹ a 9,75). Celková vypočtená hmotnost (w) v D30, D60, D90, D120 a D140 byla následující: 2,52; 9,72; 36,16; 76,98 a 109,77g. Koeficienty křivek hmotnostního růstu jsou uvedeny v tabulce 3.

Tabulka 2. Hmotnostní růst larev a juvenilních jedinců 0+ vyzy velké (*Huso huso*) v akvakulturních podmínkách České republiky v roce 1994. Použité zkratky - viz. metodika, Int. = interval mezi dvěma měřeními.

Dat.	Věk (dny)	n	w (g)			Int. (dny)	DI (g)	SGR1	FWC
			rozmezí	prům.	S.D.				
19.5.	8	10	0,0612 - 0,0748	0,0671	0,0041	-	-	-	0,7042
21.5.	10	10	0,0677 - 0,0942	0,0769	0,0082	2	0,0049	7,3025	0,6488
23.5.	12	10	0,0726 - 0,1228	0,1003	0,0168	2	0,0117	15,2146	0,7210
25.5.	14	10	0,0828 - 0,1609	0,1243	0,0250	2	0,0120	11,9641	0,7908
26.5.	15	10	0,1252 - 0,2404	0,1951	0,0414	1	0,0708	56,9590	0,8340
29.5.	18	8	0,2957 - 0,5343	0,4253	0,0862	3	0,0767	39,3303	1,1004
31.5.	20	10	0,2887 - 0,6511	0,4977	0,1352	2	0,0362	8,5116	1,0847
2.6.	22	10	0,5724 - 0,8986	0,7579	0,1091	2	0,1301	26,1402	0,9208
4.6.	24	10	0,5948 - 0,7874	0,6719	0,0729	2	-0,0430	-5,6736	1,1154
6.6.	26	10	0,7657 - 1,0421	0,8672	0,0950	2	0,0977	14,5334	1,0250
9.6.	29	10	0,9381 - 1,9453	1,2051	0,3157	3	0,1126	12,9882	0,8670
10.6.	30	9	0,9700 - 2,7300	1,7767	0,5722	1	0,5716	47,4317	0,8091
17.6.	37	5	1,9400 - 4,0700	2,8980	0,8324	7	0,1602	9,0159	0,5968
21.6.	41	9	4,2600 - 7,3600	6,3156	0,9775	4	0,8544	29,4824	0,5650
30.6.	50	15	3,2700 -13,1300	6,3927	2,7773	9	0,0086	0,1356	0,5565
10.7.	60	5	3,7700 - 5,6400	4,5680	0,8421	10	-0,1825	-2,8543	0,4853
20.7.	70	15	8,1700 -43,2000	17,2447	11,5333	10	1,2677	27,7511	0,5414
18.8.	99	8	6,1000 -66,2500	36,2938	22,9722	29	0,6569	3,8091	0,5178
22.8.	103	1	68,8500	68,8500	-	4	-	-	0,3700
7.9.	119	6	26,0000-144,3000	69,7667	51,8106	16	1,6736	4,6114	0,4813
27.9.	139	2	98,6000-119,4000	109,0000	14,7078	20	1,9617	2,8117	0,3521

Tabulka 3. Regresní (a,b,c,d) a determinační (R) koeficienty vypočtených polynomických a logaritmických regresí u plůdku vyzy velké. Vysvětlivky: t = doba stáří ve dnech od vylíhnutí, u TL : w je platnost rovnice pro TL = 21.2 - 314 mm.

Záv. Znak	t : TL		t : w		TL : w	
	t=1-29	t=29-139	t=8-29	t=29-139	predikt.	funkční
a	-10,008560	17,246270	0,345607	19,429730	2,53E-05	2,42E-05
b	1,246597	1,212736	-0,075834	-1,019637	2,685208	2,696100
c	- 0,005246	0,010857	0,005449	0,016101	-	-
d	0,000376	- 3,16E-05	-6,42E-05	-3,01E-05	-	-
R	0,9718	0,9538	0,9735	0,9658	0,9960	0,9960
n	12 AVE.	11 AVE.	11 AVE.	11 AVE.	21 AVE.	21 AVE.

Podle vypočtených hodnot hmotnostní kondice uvedených v tabulce 2 je možné konstatovat, že k intenzivnímu příjmu exogenní potravy došlo od 10. dne stáří. Od tohoto dne se hodnota FWC postupně zvyšovala až do D24 a D26 (1,11; 1,03). V dalším období růstu až do konce sledování docházelo k postupnému, ale trvalému, poklesu FWC (při D139 byla hodnota FWC +0,3521). Z uvedeného je zřejmé, že dávky krmiva nepokryly optimálně nároky plůdku vyzy velké. Tuto skutečnost dokazuje i hodnota b koeficientu (2,685) z prediktivní rovnice délko-hmotnostního vztahu, jejíž tvar je následující: $w = 2,530 \cdot 10^{-5} + TL \cdot 2,685$, $R = 0,9960$, platnost pro $TL = 21,2 - 139$ mm. Hodnota b koeficientu z funkční regrese (2,6961) je velmi podobná. Geršanovič a kol. (1987) citují údaje Nikolajeva (1985), který u ročka vyzy velké odchovaného v rybnících zjistil hodnotu b koeficientu 3,016. Podle sumarizovaných údajů Geršanoviče a kol. (1987) dosahoval plůdek vyzy velké v Dunaji ve druhé dekádě července 325 mm (Ambrož, 1960), v Donu ve třetí dekádě července 286 mm (Korobičkina, 1951, 1953), a ve Volžsko-kaspické oblasti ve druhé dekádě září 275 mm (Čugunov, 1928) nebo 417 mm (Pirogovskij, 1974). Hmotnost u plůdku 0+ činila v Kaspickém moři 500 g (Babuškin, 1964) nebo 410 g (Pirogovskij, 1974), v Azovském moři 620-980 g (Naumov a Smirnov, 1967) nebo 500 g (Balandina, 1983) a v Černém moři 250 g (Ambrož, 1960).

Z uvedených údajů je opět zřejmé, že jestliže se hodnoty délkového růstu vyzy velké v akvakulturním chovu přibližovaly hodnotám zjištěným v přirozeném prostředí, pak hodnoty hmotnostního růstu byly mnohem nižší. Opačná charakteristika existuje u jesetera sibiřského, který v akvakulturním prostředí s oteplenou vodou roste mnohem rychleji než v přirozených podmínkách. Při srovnání růstu vyzy velké a jesetera sibiřského v líhni Mydlovary jsme zjistili (porovnáno s údaji Prokeš a kol., 1996), že intenzita délkového růstu jesetera sibiřského byla téměř stejná jako intenzita délkového růstu vyzy velké, hodnota hmotnostního růstu však byla u vyzy velké větší. Z hlediska růstových vlastností je možné vyzu velkou považovat za velmi vhodný druh pro akvakulturní prostředí České republiky.

Literatura

- Ambrož,A.I., 1960. Beluga Černogo morja. Učenyje zapiski Kišiněvskogo Universiteta, 56, s. 5-200.
- Babuškin,N.Ja., 1964. Biologija i promysel kaspijskoj belugi. Trudy VNIRO, 52. s. 183-258.
- Čugunov,N.L., Čugunova,N.I., 1964. Sravnitel'naja promyslovo -biologičeskaja charakteristika osetrovych Azovskogo morja. Trudy VNIRO, 52, s. 87-183.
- Gricenko,B.N., Larina,V.D, 1979. Podraščivanie molodi belugi v sadkach-odin iz sposobov povyšenia effektivnosti osetrovodstva. Trudy VNIRO, 137, s. 92-95.
- Geršanovič,A.D., Pegasov,V.A., Šatunovskij, M.I., 1987. Ekologija i fyziologija molodi osetrovych. M., Agropromizdat, 215 s.
- Gordienko, O.L., 1953. Vyraščivanie molodi belugi. GIZLEGPIŠČE-PROM, Moskva, 83 s.
- Pirogovskij,M.I., Sokolov,L.I.,
- Vasilev,V.P., 1989. Huso huso (Linnaeus, 1758). In: Holčík,J. (ed.), The freshwater fishes of Europe. General introduction to fishes. Acipenseriformes. Vol.I., Part II. AULA - Verlag Wiesbaden, s. 395-443.1
- Prokeš,M., Baruš,V. & Peňáz,M., 1996: Growth of larvae and juveniles 0+ of Siberian sturgeon (Acipenser baeri) in aquaculture and experimental conditions of the Czech Republic. Folia Zool., 46: v tisku

Adresy autorů:

- Mgr. Eva Hohausová 1, Ing. Miroslav Prokeš, CSc.,1 Daniel Klívar 2,
1.Ústav ekologie krajiny AV ČR, Květná 8, 603 65 Brno
2.Ústav rybářství a hydrobiologie MZLU, Zemědělská 1, 613 00 Brno

RŮST PLŮDKU JESETERA HVĚZDNATÉHO (ACIPENSER STELLATUS) V AKVA-KULTURNÍM CHOVU

D. KLÍVAR

Souhrn

Byl studován růst plůdku jesetera hvězdnatého (*Acipenser stellatus*) pocházejícího z řeky Volhy (Astrachaň, Rusko). Dovezené oplozené jikry byly doinkubovány v líhni Mydlovary (Rybníkářství Hluboká nad Vltavou, a.s.). Sledování probíhalo od vylíhnutí do 113 dnů stáří (7.6. - 27.9.1994). Byly vyhodnoceny relativní a absolutní přírůstky délky a hmotnosti (DI), specifická rychlost růstu (SGR), faktor hmotnostní kondice (FWC), délko-hmotnostní vztah (TL:w) a růstové křivky (t:TL, t:w). Bylo zjištěno, že růst jesetera hvězdnatého byl v našich akvakulturních podmínkách v roce 1994 pomalejší, než v obdobných podmínkách v bývalém SSSR. Ke stejnému výsledku vede srovnání s dalšími druhy jeseterů, u kterých byl růst sledován ve stejném prostředí a při použití stejné metodiky (vyza velká, jeseter sibiřský a veslonos americký).

Úvod

Jeseter hvězdnatý je po jeseteru ruském, jeseteru malém, vyze velkém, jeseteru sibiřském a veslonosu americkém, dalším jeseterovitým druhem chovaným v akvakulturních podmínkách ČR. Údaje o růstu tohoto druhu z přirozených i umělých podmínek jsou sumarizovány ve studii Šubina a kol. (1989).

Areál výskytu jesetera hvězdnatého zahrnuje Černé, Azovské, Kaspické a Egejské moře a řeky do nich vtékající. Na území Slovenské republiky byly v minulosti doloženy některé exempláře z Dunaje u Bratislavy a Komárna (Baruš a Oliva, 1995). Mahen (1927) uvádí nedoložený údaj z ústí Moravy. V současné době jsou však úlovky jesetera hvězdnatého u nás nepravděpodobné.

Cílem této studie bylo ověřit růstové vlastnosti jesetera hvězdnatého v akvakulturních podmínkách České republiky a srovnat intenzitu růstu tohoto druhu s jinými druhy jeseterů u nás chovaných. Při řešení tohoto výzkumu bylo použito finanční podpory GA ČR, číslo grantu 507/94/0345.

Materiál a metodika

Dne 5.6.1994 bylo dovezeno z Ruska 320 000 ks oplozených jiker jesetera hvězdnatého, které byly získány umělým výtěrem generačních ryb ulovených v řece Volze poblíž Astrachaně. Jikry byly inkubovány v líhni Mydlovary, která je součástí akciové společnosti Rybníkářství Hluboká nad Vltavou a je zde využívána oteplená voda ze sousední tepelné elektrárny. V této líhni byl proveden také produkční odchov plůdku, během něhož byly v roce 1994 odebrány vzorky larev a juvenilních jedinců použité pro růstovou studii.

Hlavní líhnutí proběhlo v době od 5. do 7.6.1994. Vylíhnutí plůdku použitého v této studii bylo stanoveno na 6.6.1994 (DI = 7.6.1994). K odchovu plůdku bylo použito různě velkých žlabů ve kterých protékala tepelně a fyzikálně upravená voda. Teplota namixované vody byla nastavena na 21°C a nasycení kyslíkem na 8 mg. Plůdek byl krmen ad libitum, zpočátku zooplanktonem a později startérovým granulovaným krmivem firmy Alma.

Sledování růstu bylo provedeno v době od 7.6. do 27.9.1994. Celkem bylo analyzováno 10 vzorků plůdku, které byly složeny ze 171 ks eleuterembryí, larev a juvenilních jedinců. Odběry vzorků zajišťovali pracovníci líhně.

Zpracování fixovaného materiálu bylo provedeno v Ústavu ekologie krajiny Akademie věd České republiky, v Oddělení vodních ekosystémů. U každého zkoumaného jedince byly změřeny základní délky (TL, FL, SL v mm) a zjištěna hmotnost (w v O, 0001 g). Základní získaná data byla použita k výpočtu statistických hodnot, absolutních a relativních přírůstků délky a hmotnosti (DI), specifické rychlosti růstu (SGR), faktoru hmotnostní kondice (FWC), délko-hmotnostního vztahu a růstových křivek (t:TL a t:w). K výpočtu denního přírůstku délky bylo použito TL v mm.

Specifická rychlost růstu byla vypočtena pomocí vzorce

$$SGR = \frac{(w_t - w_o) / 1\% w_o}{t}$$

kde w = hmotnost na konci hodnoceného intervalu, w_o = hmotnost na začátku hodnoceného intervalu, t = doba trvání intervalu ve dnech.

Faktor hmotnostní kondice, označovaný také jako koeficient kondice, byl vypočten podle vzorce

$$FWC = \frac{w \cdot 10^5}{TL^3}$$

Při výpočtu délko-hmotnostního vztahu bylo použito vzorce $w = a \cdot TL^b$ a k výpočtu růstových křivek (časových řad) bylo použito následujících rovnic: $TL = a + b \cdot t + c \cdot t^2 + d \cdot t^3$, nebo $w = a + b \cdot t + c \cdot t^2 + d \cdot t^3$.

Ontogenetická klasifikace jesetera hvězdnatého byla převzata z práce Aljavidina (1951) a taxonomicko-morfologická charakteristika byla převzata z práce Prokeš a kol. (1995), včetně vzorců pro přepočet délek: $TL = -0,066711 + 1,280306 \cdot SL$, $r = 0,9995$; $FL = 0,228180 + 0,827593 \cdot TL$, $r = 0,9994$.

Výsledky a diskuse

Podle průběhu hodnot DI, SGR a FWC (Tab. 1, 2) je zřejmé, že plůdek jesetera hvězdnatého začal intenzivně přijímat potravu v 5. až 6. dni po vylíhnutí (D5 až D6), při průměrné TL 15 mm a v 0,012 2 g. V D5 byly zjištěny maximální hodnoty DI (1,9 mm TL.d-1) a SGR (16,9) a minimální hodnota FWC (0,361). V dalším období vývoje až do D113 (27.9.1994) kolísaly denní přírůstky TL od 0,11 do 1,80 mm.d-1 a SGR od 0,70 do 6,23. Ve 30., 60., 90. a 120. dni po vylíhnutí byla zjištěna TL 28,3; 60,1; 97,9 a 131,9 mm. Podrobně jsou hodnoty TL uvedeny v tabulce 1 a koeficienty křivky délkového růstu (časové řady) v tabulce 3 (t:TL). Intenzita hmotnostního růstu byla rozdílná v průběhu larvální periody vývoje a na začátku juvenilní periody vývoje. Inflexní bod (úsek) křivky hmotnostního růstu (při TL 56-60 mm) je totožný se zásadní změnou morfologického vývoje (Aljavidina 1951). Konkrétní hodnoty jsou uvedeny v tabulce 2 a 3. V D30, D60, D90 a D120 byla zjištěna w 0,1778; 0,7568; 2,9360 a 7,9516 g.

Při srovnání intenzity růstu jesetera hvězdnatého v našich podmínkách a v jiných podmínkách (Aljavidina 1951), je patrné, že v Mydlovarech byla intenzita růstu menší. Pokud provedeme

Tabulka 1. Délkový růst larev a juvenilních jedinců 0+ jesetera hvězdnatého (*Acipenser stellatus*) v akvakulturních podmínkách České republiky v roce 1994. Použité zkratky - viz. metodika, Int. = interval mezi dvěma měřeními.

Dat.	Věk (dny)	n	TL (mm)			Int. (dny)	DI (mm)	SGR1
			rozmezí	prům.	S.D.			
7.6.	1	30	7,98- 10,30	8,92	0,62	-	-	-
9.6.	3	10	11,02- 11,46	11,21	0,16	2	1,15	12,84
11.6.	5	10	14,00- 16,00	15,00	0,55	2	1,90	16,90
13.6.	7	30	14,00- 16,50	15,22	0,57	2	0,11	0,73
1.7.	25	7	19,00- 24,40	21,53	1,86	18	0,35	2,30
13.7.	37	30	24,50- 50,50	37,63	6,00	12	1,34	6,23
20.7.	44	30	35,60- 54,60	44,02	4,93	7	0,91	2,43
13.8.	68	5	50,00- 77,00	62,60	13,03	24	0,77	1,76
7.9.	93	9	72,00-135,00	107,56	25,09	25	1,80	2,87
27.9.	113	10	77,70-171,00	122,65	40,15	20	0,75	0,70

Tabulka 2. Hmotnostní růst larev a juvenilních jedinců 0+ jesetera hvězdnatého (*Acipenser stellatus*) v akvakulturních podmínkách České republiky v roce 1994. Použité zkratky - viz. metodika, Int. = interval mezi dvěma měřeními.

Dat.	Věk (dny)	n	w (g)			Int. (dny)	DI (g)	SGR1	FWC
			rozmezí	prům.	S.D.				
7.6.	1	30	0,0043- 0,0123	0,0093	0,0019	-	-	-	1,310
9.6.	3	10	0,0099- 0,0141	0,0120	0,0015	2	0,0014	14,52	0,852
11.6.	5	10	0,0076- 0,0157	0,0122	0,0022	2	0,0001	0,83	0,361
13.6.	7	30	0,0133- 0,0217	0,0175	0,0021	2	0,0027	21,72	0,496
1.7.	25	7	0,0320- 0,0782	0,0530	0,0150	18	0,0020	11,27	0,531
13.7.	37	30	0,0904- 0,5547	0,2949	0,1183	12	0,0202	38,03	0,553
20.7.	44	30	0,2641- 0,7551	0,4820	0,1360	7	0,0267	9,06	0,565
13.8.	68	5	0,4003- 1,4838	0,9202	0,4848	24	0,0183	3,79	0,269
7.9.	93	9	1,1800- 6,0000	3,4189	2,0325	25	0,0999	10,86	0,275
27.9.	113	10	1,4500-13,0000	6,4260	4,3928	20	0,1504	4,40	0,348

Tabulka 3. Regresní (a,b,c,d), determinační (R) a korelační (r) koeficienty vypočtených regresí u plůdku jesetera hvězdnatého. Vysvětlivky: t = doba sledování ve dnech (platnost pro t = 1-113 u vlastních výsledků a pro t = 1-35 podle Aljavdiny, platnost pro TL = 8,92 - 122.65 u délko-hm. vztahu), p = prediktivní regrese, f = funkční regrese.

Znak	Koeficienty					n	pozn.
	a	b	c	d	R(r)		
vlastní výsledky							
t : TL	11,237150	0,221081	0,013248	-5,59E-05	0,9912	10 AVE.	-
t : w	- 0,037386	0,014845	-4,85E-04	7,63E-06	0,9975	10 AVE.	-
TL : w	1,80E-05	2,630070	-	-	0,9923	10 AVE.	p.
TL : w	1,68E-05	2,650382	-	-	0,9923	10 AVE.	f.
podle Aljavdiny (1951)							
t : TL	- 9,151693	1,127097	-0,029314	9,35E-04	0,9971	8 AVE.	-

srovnání intenzity růstu jesetera hvězdnatého s jinými druhy jeseterů, např. jeseterem sibiřským, nebo vyzou velkou (Hochleithner 1993, Čugunov & Čugunova 1964, Lagunová 1981, Prokeš a kol. 1996, Šubina a kol. 1989, Hohausová a kol. - tento sborník), pak můžeme jednoznačně konstatovat nejpomalejší růst u tohoto druhu (vyjma jesetera malého). Také přechod na výživu granulovaným krmivem byl problematický, zejména při srovnání s jeseterem sibiřským. Vzhledem k uvedeným skutečnostem a diadromní vlastnosti tohoto druhu (podle Lagunové, 1981) a jiných autorů citovaných Šubinou a kol. (1989), dochází k migracím již během larvální a začátkem juvenilní periody vývoje a proto se jeseter hvězdnatý nejeví jako příliš vhodný druh pro produkční účely v akvakultuře v České republice.

Literatura

- Aljavdina, L.A., 1951. K biologii i sistematike osetrovych ryb na ranních stadijach razvitija. Trudy Saratovsk. otd. Kasp. fil. VNIRO, 1951 (1), s. 33-73.
- Baruš, V. & Oliva, O. (eds.), 1995. Mihulovci - Petromyzontes a Ryby - Osteichthyes. Fauna ČR a SR - svaz. 28/1. Academia Praha, 6 23 s.

- Hochleithner, M., 1993. Early growth of different sturgeon species (Acipenseridae) under aquaculture condition. In: Abstract Bulletin - International Symposium on Sturgeons. Moscow, VNIRO, s. 72-73.
- Čugunov, N.L., Čugunova, N.I., 1964. Sravnitel'naja promyslovo-biologičeskaja charakteristika osetrovych Azovskogo morja. Trudy VNIRO, 52, s. 87-133.
- Lagunová, V.S., 1981. O razmerno-vesovom sostave molodi osetrovych v r. Volge. In: Racionalnyje osnovy vedenija osetrovogo chozjajstva. Tezisy dokladov naučno-praktičeskoj konferencii. Volgograd, s. 139-140.
- Mahen, J., 1927. Částečná revise ryb dunajské oblasti. Sb. klubu přírodověd, v Brně (za r. 1926), 9, s. 56-59.
- Prokeš, M., Baruš, V. & Peňáz, M., 1995. Morphometry of young stellate sturgeon (Acipenser stellatus) imported to the Czech Republic in 1994. Folia Zool., 44(4), s. 349-362.
- Prokeš, M., Baruš, V. & Peňáz, M., 1996. Growth of larvae and juveniles 0+ of Siberian sturgeon (Acipenser baeri) in aquaculture and experimental conditions of the Czech Republic. Folia Zool., 46, v tisku.
- Šubina, T.V., Popova, A.A. & Vasilev, V.P., 1989. Acipenser stellatus Pallas, 1771. In: Holčík, J. (ed.), 1989. The freshwater fishes of Europe. General introduction to fishes. Acipenseriformes. Vol. I., Part II. AULA - Verlag Wiesbaden, s. 395-443.

Adresa autora: Daniel Klívar,

Ústav ekologie krajiny AV ČR, Květná 8, 603 65 Brno

Ústav rybářství a hydrobiologie MZLU, Zemědělská 1, 613 00 Brno

Stymulowanie owulacji u samic suma
europejskiego (*Silurus glanis* L.) przy
zastosowaniu LHRH-a, Ovaprimu oraz
przysadki karpia

E. BRZUSKA, J. ADAMEK

Abstract

Przeprowadzono stymulowanie owulacji w czterech grupach samic suma europejskiego, stosując iniekcje des-Gly¹⁰, [D-Ala⁶]-LHRH Ethylamide (20 µg kg⁻¹) i pimozydu (10 mg kg⁻¹), Ovaprimu (0.33 ml kg⁻¹) oraz przysadki karpia (4 mg kg⁻¹; podane w jednej lub w dwóch dawkach). Wyższy procent owulujących samic (mających jaja zadawalającej jakości) odnotowano po podaniu LHRH-a i Ovaprimu (100 % i 80 %) w stosunku do ryb, którym podano przysadkę (60% i 66,67%). Najwyższą masę jaj pozyskano po dwukrotnej hypofizacji i po LHRH-a (odpowiednio 1299,69g i 1298,57g), a najniższą po jednokrotnej hypofizacji (1144,08g). Najlepszą jakością jaj po 60 godzinach inkubacji charakteryzowała się grupa, której podano Ovaprim (62,9% żywych zarodków), a najłabszą obie grupy ryb hypofizowanych (50,41% i 50,75%). Nie stwierdzono statystycznie istotnego wpływu zastosowanej substancji stymulującej owulację na cechy charakteryzujące ilość i jakość pozyskanych jaj.

Wstęp

Indukowanie owulacji u samic suma europejskiego przy zastosowaniu hypofizacji przeprowadzali Fijan (1976), Littak i Okoniewski (1975), Horváth i Tomás (1976), Kořil i Hamáčková (1977, 1982). W latach późniejszych podjęte zostały próby stymulowania owulacji u samic tego gatunku przy zastosowaniu GnRH i ich analogów (Epler 1986, Kouřil et al. 1987, 1995, Proteau et al. 1994).

Celem przedstawianych badań było określenie efektywności działania analogu ssaczego GnRH podanego z pimozydem oraz Ovaprimu, będącego kompleksem łososiowego GnRH z domperidonem, w stosunku do efektów uzyskanych po hypofizacji.

Materiał i metody

Eksperyment przeprowadzony był w Zakładzie Ichtiobiologii i Gospodarki Rybackiej PAN w Gołyszach w czerwcu 1995r. na trzydziestu samicach, których masa ciała wahała się w granicach 5.5-14.6 kg. Ryby te po przewiezieniu ze stawu podzielono na 4 grupy i umieszczono w sześciu basenach wylęgarni o pojemności 3m³ każdy, w wodzie o temperaturze 21-22 °C. Substancje stymulujące owulację użyte w doświadczeniu, sposób ich podania i wysokość zastosowanych dawek podano w Tab. 1.

Kontrolę owulacji w grupach I, II, IV rozpoczęto 12 godzin po wykonaniu iniekcji, a w grupie III po upływie 12 godzin od drugiej hypofizacji. Dalszą kontrolę przeprowadzono co 2 godziny aż do czasu nastąpienia owulacji. Owulowane jaja, pobierane od każdej samicy oddzielnie i ważone, zapładniane były mleczem mieszanym, uzyskanym z jąder z zabitych samców, które uprzednio hypofizowano dawką $3,6 \text{ mg}^{-1}$. Inkubacja zapłodnionej ikry przeprowadzona była indywidualnie od każdej samicy, w aparatach Weissa, w wodzie o temp. $23-24^{\circ}\text{C}$. Procent żywych zarodków obliczono po 24, 48 i 60 godzinach inkubacji jaj.

Otrzymane w doświadczeniu dane podano analizie statystycznej. W celu oszacowania wpływu czynnika klasyfikacji głównej (grupy) na badane cechy (masę jaj w gramach, masę jaj wyrażoną jako procent masy ciała samic oraz procent żywych zarodków po 24, 48 i 60 godz. inkubacji jaj) przeprowadzono analizę wariancji metodą najmniejszych kwadratów (Harvey, 1987) wg następującego modelu liniowego:

$$Y_{ij} = \mu + g_i + b_{(c)}(W_{ij}) + e_{ij}$$

gdzie: μ -średnia

g_i -wpływ i-tej grupy $i = 1...4$

b -regresja na masę ciała samicy

W_{ij} -masa ciała samicy

e_{ij} -błąd losowy, związany z j-tą obserwacją

Istotność wpływu grupy na badane cechy sprawdzano testem F.

Wyniki

Czas pomiędzy iniekcją hormonów a wystąpieniem owulacji dla samic z grupy I wahał się od 26 do 30 godz., a z grupy II od 24 do 30 godz. Wszystkie ryby z grupy III wytarły się 12 godz. po drugiej hypofizacji, a z grupy IV 18-19 godz. po podaniu przysadki.

W Tab. 2 umieszczono procent samic, u których po iniekcjach nastąpiła owulacja oraz średnie najmniejszych kwadratów (ś.n.k.) dla masy pozyskanej ikry oraz dla procentu żywych zarodków, charakteryzujące wyniki przeprowadzonego rozrodu w czterech badanych grupach.

Masa pozyskanych jaj

Najwyższą masę jaj w gramach pozyskano od samic z grupy I i III. Wartości ś.n.k. dla tych grup odchyłały się od średniej generalnej dla tej cechy odpowiednio o +52,50g i +53,62g. Najniższą masę jaj wykazano w grupie IV;

odchylenie od średniej generalnej wynosiło -104,99g. Ś.n.k. dla grupy II była niemal równa średniej generalnej. Ś.n.k. dla masy jaj przedstawionej jako procent masy ciała samic z grup I, II i III wahały się w granicach 12.40% - 12.80%, przy średniej generalnej wynoszącej 12.1%. Jedynie ś.n.k. dla grupy IV przyjęła niższą wartość, odchylając się od średniej generalnej o -1.18%.

Jakość pozyskanych jaj

Po 24 godz. inkubacji najlepszą jakością charakteryzowały się jaja samic grup I i II; ś.n.k. dla tych grup odchyłały się od średniej generalnej odpowiednio o +15,18 % i +9,65 %. Ś.n.k. obliczone dla tej cechy dla grup III i IV odchyłały się od średniej generalnej in minus (odpowiednio o -11,89% i -12,95%). Po 48 godz. inkubacji nadal najlepszej jakości były jaja od samic grupy I i II (odchylenie od średniej generalnej wynosiło +14,15 dla grupy I i +8,14 % dla grupy II). Jaja samic z grup III i IV były znacznie słabszej jakości - ś.n.k. dla tych grup odchyłały się od średniej generalnej odpowiednio o -13.53% i - 8.75%. Po 60 godz. inkubacji najlepszą jakość wykazywały jaja od samic z grupy II i jedynie ś.n.k. dla tej grupy odchyłała się od średniej generalnej in plus (o 5,53 %). Ś.n.k. dla grupy I zbliżała się do średniej generalnej, a ś.n.k. dla grup III i IV odchyłały się od niej odpowiednio o -6.97% i -6.58%.

Wyniki przeprowadzonej analizy wariancji nie wykazały statystycznie istotnego wpływu substancji zastosowanej do stymulowania owulacji na żadną z badanych cech, charakteryzujących efekty kontrolowanego rozrodu.

Dyskusja

Na podstawie uzyskanych wyników można stwierdzić, że po podaniu syntetycznych hormonów podwzgórza efekty tarła były lepsze niż po hypofizacji. Na podkreślenie zasługuje fakt, że w grupie ryb, które zainiektowano LHRH-a wszystkie samice wytarły się, dając wysoką masę jaj o bardzo dobrej jakości. Po podaniu tej substancji można było jednak zauważyć, że jakość jaj znacznie pogorszyła się w okresie trwania inkubacji. Po zastosowaniu Ovaprimu również nastąpił spadek jakości jaj w czasie ich inkubowania, ale nie tak znaczny jak po LHRH-a. Po hypofizacji (zarówno jedno- jak i dwukrotnej) jakość jaj po 24 godz. była znacznie słabsza, ale w okresie trwania inkubacji procent żywych zarodków nie spadał tak znacznie jak po zastosowaniu substancji syntetycznych.

Tab. 1. Substancje, którymi stymulowano owulację u samic suma europejskiego oraz zastosowane dawki

Grupa	Liczba samic	Substancja	Dawka na 1 kg masy ciała samicy
I	5	des-Gly ¹⁰ , [D-Ala ⁶] LHRH - Ethylamide* pimozyd*	20 ug (dootrzewnowo) 10 mg (dootrzewnowo)
II	5	Ovaprim** (D-Arg ⁶ , Pro ⁹ -NET) sGnRH + domperidon	0.33 ml (dootrzewnowo)
III	5	przysadka karpia	0.4 mg po 12h 3.6 mg (domięśniowo)
IV	15	przysadka karpia	4 mg (domięśniowo)

* udostępnione bezpłatnie przez Sigma-Aldrich, przedstawicielstwo w Polsce (Poznań)

** udostępnione bezpłatnie przez Syndel Laboratories Ltd., Vancouver B.C. (Canada)

Tab. 2. Wyniki kontrolowanego rozrodu samic suma europejskiego, uzyskane po zastosowaniu różnych metod stymulowania owulacji; procent samic przystępujących do rozrodu oraz średnie najmniejszych kwadratów oszacowane dla badanych cech.

Grupa I - LHRH-a; Grupa II - Ovaprim; Grupa III - przysadka karpia w dwóch dawkach;

Grupa IV - przysadka karpia w jednej dawce

* po 24 godzinach inkubacji; dane nie wzięte do obliczeń.

Badana cecha	Grupa				Średnia
	I	II	III	IV	
Procent samic, od których pozyskano jaja po stymulacji hormonalnej:					
-jaja zadowalającej jakości	100.00	80.00	60.00	66.67	76.66
- jaja o procencie żywych zarodków wynoszącym 0 - 20%*	0.00	20.00	40.00	26.67	21.66
Masa pozyskanych jaj:					μ
-w gramach	1 298.57	1 244.96	1 299.69	1 141.08	1 246.07
-w procencie masy ciała samic	12.51	12.80	12.40	11.00	12.18
Średni procent żywych zarodków:					
po 24h	87.68	82.15	60.61	59.55	72.50
po 48h	80.16	74.14	52.48	57.26	66.01
po 60h inkubacji jaj	56.43	62.90	50.41	50.75	57.37

Mankamentem stosowania GnRH-a jest to, że owulacja u poszczególnych samic nie następuje w tym samym czasie po iniekcji (Kouřil et al., 1987, 1995); znalazło to potwierdzenie w przedstawianych badaniach. Również zgodne z wynikami eksperymentów Kouřil et.al.(1987, 1995) jest fakt, że czas pomiędzy iniekcją a owulacją jest dłuższy po podaniu GnRH-a w porównaniu z tym samym czasem po hypofizacji.

Rozpatrując efekty tarła po podaniu 4 mg⁻¹ przysadki (w jednej lub dwóch dawkach) to można stwierdzić, iż po jednokrotnej hypofizacji więcej ryb dawało jaja dobrej jakości mimo że w mniejszej masie niż po dwukrotnej iniekcji.

Reasumując należy podkreślić, iż za najlepsze można uznać wyniki, które otrzymano stosując Ovaprim. Po iniekcji tej substancji (najtańszej z zastosowanych, użytej w niskiej dawce i najłatwiejszej w podaniu, dzięki bardzo dobremu przygotowaniu przez firmę produkującą) wysoki procent samic przystąpił do rozrodu, otrzymano wysoką masę jaj, a ich ilość była najlepszej jakości. Wyniki są tym bardziej interesujące, że w materiałach przesłanych przez firmę Syndel Laboratories Ltd. (instrukcja cytowana w literaturze) brak jest danych dotyczących stymulowania owulacji tym preparatem u *Silurus glanis* L.

Literatura

- Epler P., Bieniarz K., Sokołowska M., Popek W., Mikołajczyk T., Motyka K., 1986. Hormonal stimulation of artificial spawning of sheat fish without pituitary homogenate. Gosp. Ryb., 4 (414): 10-11.(in Polish).
- Fijan N., 1976. Induced spawning, larval rearing and nursery operations (*Silurus glanis*). In: EIFAC, Technical Papers FAO, Roma, No.25, pp.133-138.
- Harvey W., 1987 User's guide for LSMLMW PC-Version
- Horváth L., Tomás G., 1976. The reproduction of the sheat fish (*Silurus glanis* L.) and raising of the sheat fish forced fry. Halasz. Tudom. Marllek.,(2):11-13 (in Hungarian)
- Kouřil J., Hamačková J., 1977. The first artificial spawning of sheat fish in ČSSR. Rybářství,(12): 268-268 (in Czech).
- Kouřil J., Hamačková J., 1982. Artificial spawning, eggs incubation and forced fry rearing of the sheat fish (*Silurus glanis* L.) Prace VVRH Vodňany, (2):119-126.

- Kouřil J., Barth T., Hamáčková., 1987. Stripping the females of sheat fish (*Silurus glanis* L.) with LH-RH analog induction. *Prace VURH Vodňany*, 16:62-68
- Kouřil J., Hamáčková J., Linhart O., Barth T., Glubokov A.I., Haffray P., 1995. Induced ovulation of European catfish (*Silurus glanis* L.) by carp pituitary GnRH anaioque and/or dopomine inhibitor „Isofloxytnepin“ (in press).
- Littak A., Okoniewski Z., 1975. First experiment on propagation of sheat fish under artificial conditions. *Gosp.Ryb.* 11 (292): 3-6 (in Polish)
- Protean J.P., Schlumberger O., Albiges C., 1994. Influence de la temperature sur la naturation gonadique finale du silure glane: Application a la reproduction hors saison naturelle. In: *Int.Workshop on the Biological Bases for Aquaculture of Siluriformes*, M. Legendre, Protean I.P., eds., Montpellier, pp.39.
- Instruction of Syndel Laboratories Ltd. (Vancouver, B. C. Canada) how to use Ovaprim in fish reproduction and selected Ovaprim field results, 1995.

Adres autorów:

Doc.dr hab. Elżbieta Brzuska, mgr inż. Jerzy Adamek
Polska Akademia Nauk
Zakład Ichtiobiologii i Gospodarki Rybackiej w Gołyszu,
43520 Chybie, Polska .

PŘEŽITÍ A RŮST LAREV LÍNA OBECNÉHO (TINCA TINCA L.) PŘI RŮZNÉM KONSTANTNÍM pH

J. HAMÁČKOVÁ, J. KOUŘIL, M. ZAJÍC, P. KOZÁK, M. PROKEŠ

Úvod:

Pro chov ryb se všeobecně jako vhodné udává rozpětí pH od 5 do 9, přičemž rezistence různých druhů ryb k nízkému pH se zvyšuje se zvyšujícím se stářím, může být ale fixována rovněž geneticky. Burmakin a Kalinina (1972) zjistili, že pro larvy peledě byly letální hodnoty pH 4,8. Pro larvy lososa uvádí Daye a Garside (1977) jako letální hodnotu pH 4,0. Rozdílnou citlivost larev kapra k pH v souvislosti s věkem a klesající teplotou vody zjistila Jezierska (1988), která také připomíná, že extrémní hodnoty pH zvyšují rovněž nárok ryb na množství rozpuštěného kyslíku. Kuczynski a kol. (1995) upozorňují na sníženou aktivitu příjmu potravy u sumečka afrického při pH pod 6,0 a výrazně snížený růst sumečka při pH 5,0-5,5 a jen mírně nižší růst při pH 9,0-9,5 oproti neutrálnímu prostředí. Korwin-Kosakowski (1988) uvádí hodnotu pH 5,0-5,2 pro larvy kapra jako mezní hodnotu pro vývoj larev. Máchová a kol. (1995) upozorňují na vyšší variabilitu hmotnostního a délkového růstu larev kapra při pH 6,3 na rozdíl od pH 7,5. Máchová a kol. (1983) zjistili vyšší přežití i rychlost růstu larev kapra při pH 8,75 - 9,18 než při pH 5,75 - 6,20.

Cílem našeho sledování bylo posoudit účinky široké škály hodnot pH vody na přežití a růst raného plůdku lína a nalezení letálních a mezních hodnot.

Materiál a metodika

Pokusy byly provedeny v laboratorních podmínkách v roce 1995. Použit byl váčkový plůdek získaný z umělého výtěru. Před zahájením exogenní výživy byl plůdek individuálně napočítán do osmi průtočných patnáctilitrových

akvárií po 1 000 ks. Následující den byl zahájen vlastní experiment, který trval 25 dnů. Počáteční individuální hmotnost plůdku byla 0,58 mg.

V jednotlivých akváriích bylo kontinuálně udržováno pH na úrovni 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10 a 11. Skutečně dosažené hodnoty se jen málo lišily od hodnot předpokládaných. Hodnoty pH byly v retenčních předřazených akváriích, o objemu vody 50 l periodicky doplňovaných vodovodní vodou upravovány, pomocí zásobních roztoků 1 % NaOH a 5 % H₂SO₄ do získání potřebných hodnot pH. Průtok vody v experimentálních akváriích umožňoval výměnu přibližně jedenkrát za 2 h.

Měření pH bylo prováděno po dobu 24 h denně pomocí pH-metru, kyslík a teplota byly měřeny oximetrem ve dvouhodinových intervalech od 7 do 21 h. V pětidenních intervalech byly odebírány vzorky vody na chemickou analýzu.

Plůdek byl krmen živým velikostně tříděným zooplanktonem ve dvouhodinových intervalech (v 8 dílčích dávkách) od 7 do 21 h s využitím vlastního počítačového programu.

Vlastní odchov byl rozdělen na 5 dílčích pětidenních období. Na konci každého období byl proveden v každé skupině odběr 30 ks plůdku za účelem zjištění průměrné hmotnosti a následně i individuální kusové hmotnosti a celkové délky. Dále bylo zjištěno přežití, vypočten přírůstek biomasy, specifická rychlost růstu, koeficient konverze a na základě aktuální biomasy pro následující období vypočteny krmné dávky.

Pro sledování ontogenetického vývoje byly odebírány vzorky ve všech skupinách po 5 kusích každý den, pravidelně v 10 h a fixovány 4 % formaldehydem. Při každém přelovení ryb byly ze všech skupin odděleně odebírány vzorky na sledování zdravotního stavu.

Předložená publikace je zaměřena pouze na růst a přežití plůdku, sledování ontogenetického vývoje v průběhu tohoto experimentu uvádí následující příspěvek Prokeš a kol. (1996).

Výsledky

Po napočtení ryb bylo následující den od časných ranních hodin zahájeno napouštění akvárií upravenou vodou na jednotlivé hodnoty pH, v průběhu prvního dne odkrmu bylo ve všech akváriích dosaženo předpokládané hodnoty.

Průměrná teplota vody v průběhu odchovu byla 22,7 °C (min. 21,5 a max. 24,6 °C), hodnoty obsahu kyslíku za celé období se pohybovaly od 77,6 do 105,8 %. Průměrné předpokládané a skutečně dosažené hodnoty pH včetně směrodatných odchylek, minima a maxima pro jednotlivé skupiny za celou dobu odchovu uvádí tab. 1.

Tab. 1: Předpokládané a skutečně dosažené hodnoty pH při odchovu plůdku lína

Předpokládané hodnoty pH	Dosažené hodnoty pH				Počet dnů odkrmu
	průměr	S.D.	min.	max.	
4	3,90	0,05	3,88	4,04	2
5	5,07	0,06	4,98	5,28	25
6	6,09	0,04	6,03	6,23	25
7	7,00	0,05	6,91	7,15	25
8	7,95	0,07	7,81	8,13	25
9	8,95	0,05	8,86	9,07	25
10	9,91	0,05	9,80	9,99	25
11	10,90	0,08	10,80	11,00	4

Ostatní fyzikálně chemické parametry vody nevybočovaly z hodnot vhodných pro odchov ryb. Při sledování změny chování plůdku a zaznamenání úhynu v jednotlivých akváriích bylo zjištěno, že na konci prvního dne uhynulo v akváriích s pH 4 asi 30 % plůdku, u pH 11 asi 10 %. V průběhu druhého dne v pH 4 uhynul veškerý plůdek, ojedinělý úhyn byl zaznamenán i v pH 5, v pH 11 přežívalo asi 10 % obsádky. Čtvrtý den v pH 11 uhynul veškerý plůdek.

Během prvních deseti dnů bylo dosaženo nejvyšší kusové hmotnosti plůdku 2,45 mg při pH 8, dále 2,36 mg (pH 9) a 2,31 mg (pH 7). Při pH 5 bylo dosaženo kusové hmotnosti jen 1,05 mg. Po 25 dnech odkrmu bylo dosaženo nejvyšší kusové hmotnosti 27,82 mg u plůdku chovaném při pH 7, následovaly skupiny odchovávané při pH 8 a 9 se shodnou dosaženou individuální hmotností 25,60 mg, dále 21,66 mg u pH 10 a 18,49 mg u pH 6. Nejnižší dosažená kusová hmotnost 11,97 mg byla zjištěna u pH 5. Průběh průměrných kusových hmotností plůdku lína odchovávaného při různých hodnotách pH za jednotlivá dílčí období uvádí obr. 1.

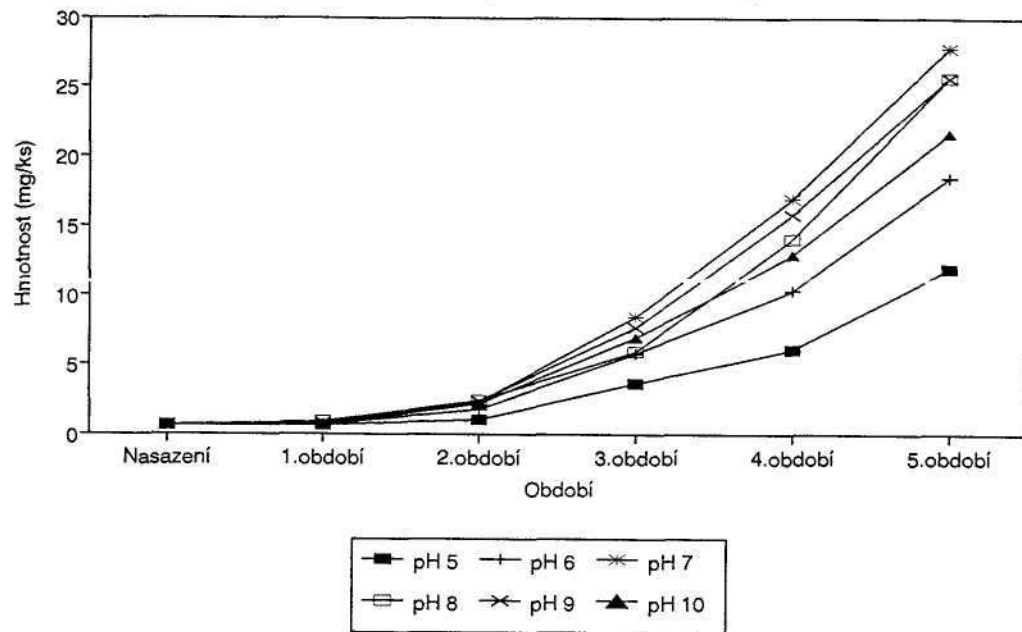
Mezi konečnými kusovými hmotnostmi byly nalezeny statisticky vysoce průkazné rozdíly ($P > 0,001$) mezi plůdkem chovaným v pH 5 a plůdkem chovaným v pH 6, 7, 8 a 9. Mezi pH 5 a 10 nebyl zjištěn statisticky průkazný rozdíl v konečné kusové hmotnosti. Rovněž bylo dosaženo statisticky vysoce významného rozdílu ($P > 0,001$) u konečné kusové hmotnosti mezi plůdkem chovaným v pH 6 a skupinami chovanými v pH 7, 8, 9 a 10. Statisticky průkazný rozdíl nebyl u konečné kusové hmotnosti dosažen mezi skupinami 7, 8, 9 a 10.

Jak je patrné z obr. 2 bylo za celou dobu odchovu dosaženo nejvyšší kumulativní přežití 73,05 % u skupiny chované při pH 7, následně pak 72,51 % (pH 8), 71,47 % (pH 9), 67,77 % (pH 6), dále pak 62,47 (pH 10) a nejnižší 33,71 % (pH 5).

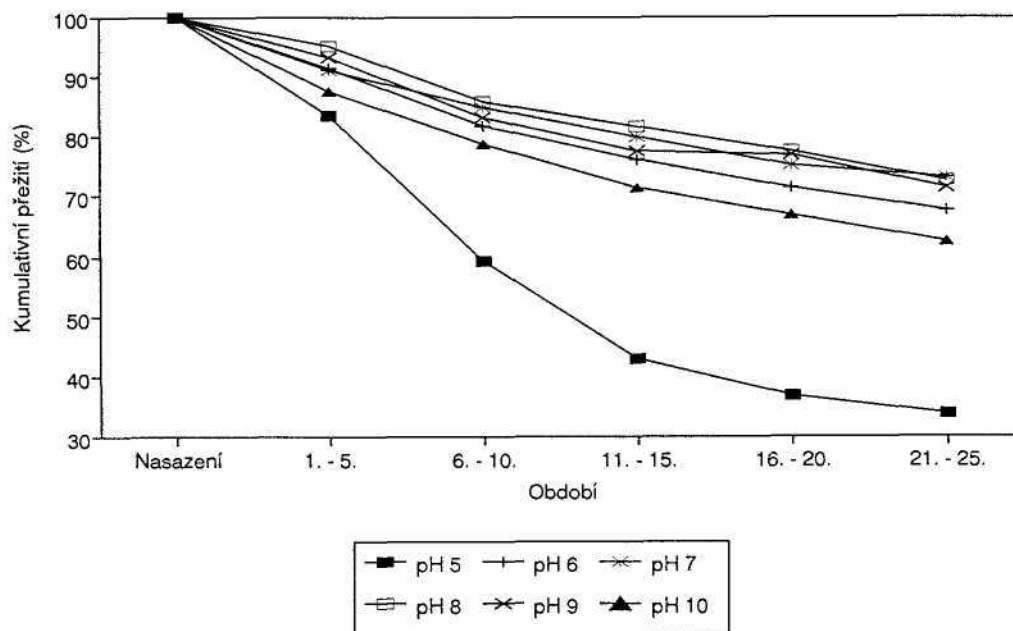
Diskuse

Korwin-Kossakowski (1988) při sledování vlivu acidity na růst larev kapra nezjistil větší rozdíly v hmotnostních a délkových přírůstcích při pH vody 8,1-8,4 a 6-6,4. Růst larev byl negativně ovlivněn až hodnotou pH 5-5,5. Výrazné zpomalení růstu plůdku kapra v alkalickém prostředí v porovnání s kontrolní skupinou uvádí Korwin-Kossakowski (1992). Zpomalen byl jak hmotnostní, tak i délkový růst, při čemž nebyly v alkalickém prostředí zjištěny významné rozdíly mezi pH 9,4 a 9,7 ani 10,3.

Obr. 1: Hmotnostní růst plůdku lína
odchovávaného při různých hodnotách pH



Obr. 2: Kumulativní přežití plůdku lína
odchovávaného při různých hodnotách pH



Máchová a kol. (1995) upozorňují Na vyšší variabilitu hmotnostního a délkového růstu larev kapra při pH 6,3 na rozdíl od pH 7,5. Máchová a kol. (1983) zjistili vyšší přežití i rychlost růstu larev kapra při pH 8,75 - 9,18 než při pH 5,75 - 6,20.

Pro odchov larev lína obecného byly námi zjištěny letální hodnoty pH vody 4 a 11. Při pH 5 a 10 byl značně zpomalen růst a byl vyšší výskyt zdravotních poruch i vyšší mortalita. Hranice optimálního rozmezí pH pro odchov larev se pohybuje v kyselé oblasti mezi hodnotami 6 a 7 a v zásadité oblasti mezi hodnotami pH 9 a 10. Střed optima se nachází mezi hodnotami 7 a 8.

Poděkování

Předložená publikace vznikla jako součást řešení výzkumného projektu č. 4011 Tolerance plůdku lína k nepříznivým faktorům prostředí spolufinancovaného Národní agenturou pro zemědělský výzkum.

Literatura

- Burmakin, Je. V., Kalinina, L. A.: Vlijaniye aktivním reakcii sredy na vyživaniye ličínok peljadi. In: Rybochozjajstvennyje izučeniije vnutrennich vodojemov, Leningrad, 1972, 10:13-14.
- Daye, P., G., Garside, E., T.: Lethal levels of pH for brook trout, *Salvelinus fontinalis* Mitchill. Can. J. Zool. 53, 1975, 5:639-641.
- Jezierska, B.: Wpływ odczynu wody na stadia młodociane karpia (*Cyprinus carpio* L.), Rozprawa naukowa nr. 25. Wydawnictwa Uczelniane WSRP, Siedlce, 1988, 92 s.
- Korwin-Kossakowski, M.: Larval development of carp, *Cyprinus carpio* L., in acidic water. J. Fish Biol. 32, 1988, 1:17-26.
- Korwin-Kossakowski, M.: Growth and survival of carp (*Cyprinus carpio* L.) larvae in alkaline water. J. Fish Biol. 40, 1992, 6:981-982.

- Kuczynski, M. A., Kryjak, P., Szumiec, J. : African catfish (*Clarias gariepinus*, Burchell 1822) tolerance to water pH changes. In: New fish species in aquaculture, Szczecin, 23 - 24 October 1995, s. 33-38.
- Máchová, J., Peňáz, M., Kouřil, J., Hamáčková, J., Macháček, J., Groch L. Vliv různých hodnot pH a zvýšené koncentrace amoniaku na růst a ontogenetický vývoj plůdku kapra. Bull. VÚRH Vodňany, 19, 1983, 3:3-14
- Máchová, J., Stibranyiová, I., Prokeš, M., Groch, L., Vykusová, B., Piačka, V., Svobodová, Z. : Vliv rozdílných hodnot pH na embryolarvalní vývoj plůdku kapra obecného. In: Sb. ref. ze 7. konference Toxicita a biodegradabilita odpadů a látek významných ve vodním prostředí, Milenovice, 1995, VÚRH Vodňany, s. 174-179.

Adresa autorů

Ing. Jitka Hamáčková, Ing. Jan Kouřil a Ing. Pavel Kozák, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický Jihočeské univerzity, 389 25 Vodňany
Ing. Miroslav Prokeš, CSc, Ústav ekologie krajiny AV ČR, Květná 8, 60 3 65 Brno
Milan Zajíc, Zemědělská fakulta Jihočeské univerzity, Studentská 13, 370 00 České Budějovice

LARVÁLNÍ VÝVOJ LÍNA OBECNÉHO (TINCA TINCA) PŘI RŮZNÉM pH

M. PROKEŠ, J. HAMÁČKOVÁ, J. KOUŘIL, M. ZAJÍC, P. KOZÁK

Souhrn

Při výzkumu vlivu pH na larvální vývoj lína obecného (*Tinca tinca*) bylo zjištěno, že pH 4 a 11 působí na larvy letálně. V obou případech larvy uhynuly během první larvální etapy vývoje. Při pH 5 a 10 byl vývoj mírně zpomalen (diff. 12 %, resp. 8 %), ale množství morfologických anomálií typu deformací i malformací bylo přibližně dvojnásobně až trojnásobně větší, než při optimálním pH. Optimální vývoj probíhal v rozmezí pH 7 a 8.

Velmi často se u larev lína obecného vyskytovaly deformace ploutevního lemu, oka a dorzální části hlavy (16,05 - 31,85 %). Dále bylo zjištěno odlupování pokožky, deformace těla a vyhřeznutí střeva (8.15-10.86%). Množství vývojových anomálií se úměrně snižovalo se zvyšujícím se stupněm ontogeneze. Kritické období chovu bylo stanoveno pro první až třetí larvální etapu vývoje.

Úvod

Lín obecný (*Tinca tinca* L.), patří mezi druhy, které mají z hlediska rybníčního chovu v ČR velký význam. Vliv pH na ontogenezi a růst lína obecného zatím ve VÚRH a ÚEK AV ČR podrobně zkoumán nebyl. Obecně však meze tolerance lína obecného vůči tomuto faktoru prostředí jsou podobné jako u kapra obecného a jiných kaprovitých druhů ryb (Dyk a kol. 1956, Korwin-Kossakowski 1988, 1992, Máchová a kol. 1983, 1994, Prokeš a kol. 1994, 1995 a další). První výsledky o vlivu pH na ontogenezi, růst a mortalitu larev lína obecného jsou uvedeny v tomto příspěvku a dále v práci Hamáčkové a kol. (1996).

Materiál a metodika

K ontogenetické analýze larev lína obecného byl použit materiál, odchovaný v experimentálním akvariijním zařízení ve VÚRH Vodňany v roce 1995. Larvy byly chovány v osmi sériích akvárií, označených čísly 4-11, ve kterých bylo stabilně udržováno pH vody 4-11. Čísla jednotlivých sérií byla totožná s hodnotami pH. Např. v sérii č. 7 byla udržována voda o hodnotě pH 7. Teplota vody (22,7°C), nasycení vody kyslíkem (78-106 %) a potravní nabídka byly udržovány ve všech akváriích shodně. Ke krmení byl použit živý, velikostně tříděný zooplankton, který byl larvám podáván v dávkách stanovených pomocí programu VÚRH. Metodika chovu a parametry prostředí jsou popsány v pracích Máchové a kol. (1995) a Hamáčkové a kol. (1996).

Celkově bylo vyhodnoceno 41 vzorků a 54 4 fixovaných exemplářů, eleuterembryí a larev lína obecného. Individuální zpracování každého exempláře zahrnovalo stanovení hodnoty (úrovně) ontogeneze a zjištění velikosti (TL, SL), hmotnosti (w) a množství morfologických anomálií (A). Hodnota ontogeneze (OH) byla presentována pomocí písmeno-číselného kódu, vyjadřujícího periodu a část etapy vývoje larev. Použitá klasifikace etap byla převzata podle Lange a kol. (1974), Peňáze (1992) a Peňáze a kol. (1981, 1982).

Pro výpočet průměrné ontogenetické hodnoty vzorků, která je vzájemně srovnávána, bylo použito následujícího postupu: eleuterembryím (E9C), nasazeným do pokusu dne 16.6.1995 byla přiřazena hodnota 0,01 a larvám (L6) byla přiřazena hodnota 6,5. Jinak bylo využito číselného značení larválních etap vývoje (1-6) tak, že LIA = 1,25; LIB = 1,75; LIAB = 1,5 a podobně dále. Průměrné číselné hodnoty jednotlivých vzorků byly dále použity při matematicko-statistickém zpracování. Množství morfologických anomálií bylo vyjádřeno číselně (počtem ex.) i procenticky ve vztahu k celkovému počtu jedinců v jednotlivých sériích i v celém pokusu.

Výsledky a diskuse

Vývojová charakteristika larev

Eleuterembrya a larvy lína obecného, nasazené do pokusu dne 18.6.1995 se vyvíjely pouze v prostředí, jehož hodnota pH se pohybovala v rozmezí 5-10. Při pH 4 larvy uhynuly v prvním dni pokusu (vývojová etapa LI). Velikost (TL) těchto hynoucích larev se pohybovala v rozmezí 5,42-5,61 mm, průměr činil 5,53. Průměrná hmotnost činila 0,64 mg. Při pH 11 se larvy vyvíjely 3 dny, od 18.6. do 20.6.1995. K úhynu došlo ve stejném stupni vývoje, jako při pH 4 (LI). Celková délka larev činila v době úhynu 5,13-5,70 mm, průměr byl 5,53 mm. Průměrná hmotnost činila 0,52 mg. V obou výše uvedených případech, při pH 4 i 11, se larvy prakticky nevyvíjely a nerostly.

Při pH 5-10 se larvy lína obecného vyvíjely po celou dobu trvání základního chovného pokusu. Nejrychlejší vývoj byl zjištěn při pH 7, středně rychlý vývoj při pH 8 a 9 a dále při pH 6 a 10. Pomalý vývoj probíhal při pH 5. Hodnota pH se jeví pro odchov larev lína obecného jako značně nevhodná a hodnoty pH 6 a 10 jako nevhodné. Hranice použitelného rozmezí pH pro odchov larev se pohybuje v kyselé oblasti mezi hodnotami 6 a 7 a v zásadité oblasti mezi hodnotami 9 a 10. Optimální hodnota pH pro vývoj a růst larev lína obecného se nachází v rozmezí 7 a 8.

Průměrná ontogenetická hodnota jednotlivých vzorků larev byla téměř ve všech případech nejvyšší při pH 7 a nejnižší při pH 5. Dále je zřejmé, že v době ukončení pokusu, t.j. dne 12.7.1995, nebyl ještě dokončen larvální vývoj, protože ve všech akváriích se nacházely larvy, zařazené do vývojové etapy 5, nebo 6. Juvenilní jedinci zjištěni nebyli.

Kritické období larválního vývoje trvalo celou první polovinu odchovného pokusu. Horní hranice tohoto období byla námi stanovena ontogenetickou hodnotou 3 až 4. Na této úrovni vývoje dochází u larev k tvorbě (vývoji) druhé komory plynového měchýře a k výrazným změnám ve struktuře paprsků

nepárových ploutví C, D a A.

U larev se významně zlepšují pohybové vlastnosti, což má za následek, při dostatečné nabídce potravy, výrazné zvýšení hmotnosti larev. V kritickém období vývoje a chovu larev by měly být zajištěny optimální podmínky prostředí, včetně optimálního pH.

Morfologické anomálie

Souhrnný přehled o výskytu zjištěných morfologických anomálií (A), typu malformací (M) a deformací (D), je uveden v tab. 1. Největší výskyt anomálií byl zjištěn u larev chovaných v sériích 5 a 10, t.j. při pH 5 a 10. V sériích 6 a 9 bylo množství zjištěných anomálií významně menší, než v sériích 5 a 10. Počty anomálií vztažené k počtu larev a vyjádřené v % činily 32,1 až 69,7%. Toto zjištěné množství anomálií je výrazně větší, než bylo zjištěno např. u kapra obecného (Prokeš a kol. 1994, 1995).

Tab. 1: Morfologické anomálie (A) a jiné zdravotní poruchy, zjištěné u larev lína obecného (*Tinca tinca*), chovaných při pH 4–11 ve VÚRH Vodňany v roce 1995.

pH (n larev v sérii)	4(5)		5(75)		6(79)		7(80)		78(76)		9(78)		10(79)		11(15)		4-11(487)	
Charakteristika (A)	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
Vyhřeznutí střeva	-	-	3	3.80	7	17.95	13	25.49	-	-	1	4.00	14	10.07	-	-	38	9.38
Vodnatelnost	-	-	1	1.27	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	11.11	2	0.49
Deformace oka	2	20.0	4	5.06	4	10.26	18	35.29	3	5.66	16	64.00	24	17.27	4	44.44	75	18.52
Deformace těla	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	8.0	3	2.16	-	-	5	1.23
Zaplísnění	-	-	-	-	-	-	6	11.76	-	-	-	-	-	-	-	-	6	1.48
Poruchy pl. lemu	-	-	63	79.75	2	5.13	7	13.73	10	18.84	4	16.00	39	28.06	4	44.44	129	31.85
Ohnutí těla	3	30.0	8	10.13	8	20.51	3	5.88	8	15.09	2	8.00	1	0.72	-	-	33	8.15
Odlupování pokožky	5	50.0	-	-	10	25.64	-	-	-	-	-	-	29	20.86	-	-	44	10.86
Deform. dorz. č. hl.	-	-	-	-	5	12.82	-	-	31	58.49	-	-	29	20.86	-	-	65	16.05
Dilatace stř.	-	-	-	-	3	7.69	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	0.74
Nalepené částice	-	-	-	-	-	-	4	7.84	-	-	-	-	-	-	-	-	4	0.99
Bílý útvar v těle	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1.89	-	-	-	-	-	-	1	0.25
Suma	10	100	79	100	39	100	51	100	53	100	25	100	139	100	9	100	487	100
Suma A : Suma n		200		105.3		49.4		63.8		69.7		32.1		175.9		60.0		83.16

Celkově nejvíce zasažen byl ploutevní lem, ve 31,85 % případů. Velmi často se vyskytovaly deformace oka a dorzální části hlavy a dále poruchy pokožky a vyhřeznutí střeva. Množství anomálií se úměrně snižovalo se zvyšujícím se stupněm ontogeneze. Je velmi pravděpodobné, že zvýšený výskyt anomálií souvisí i s realizací protiplísňových a protiparazitárních koupelí.

Poděkování

Předložená publikace vznikla jako součást řešení výzkumného projektu č. 4011 Tolerance plůdku lína k nepříznivým faktorům prostředí spolufinancovaného Národní agenturou pro zemědělský výzkum.

Literatura

- DYK, V., PODUBSKÝ, V., ŠTĚDRONSKÝ, E., 1956: Základy našeho rybářství. SZN, Praha 1956, 521 s.
- HAMÁČKOVÁ, J., KOUŘIL, J., ZAJÍC, M., KOZÁK, P., PROKEŠ, M., 1996: Přežití a růst larev lína obecného (*Tinca tinca*) při různém konstantním pH. In: Sb. referátů z 2. české ichtyol. konference, Vodňany 1996: v tisku
- KORWIN-KOSSAKOWSKI, M., 1988: Larval development of carp, *Cyprinus carpio* L., in acidic water. J. Fish Biol., 32(1): 17-26.
- KORWIN-KOSSAKOWSKI, M., 1992: Growth and survival of carp (*Cyprinus carpio*) larvae in alkaline water. J. Fish Biol., 40(6): 981-982.
- LANGE, N.O., DMITRIJEVA, E.N., SMIRNOVA, E.N., PEŇÁZ, M., 1974: Metodika issledovanija morfologičeskich osobennostej razvitija ryb v zarodyševyj, ličinočnyj a mal'kovyj periody. In: VOLSKIS, R.S. (ed.), 1974, Tipovyje metodiki issledovanija produktivnosti vidov ryb v predelach ich arealov. Vilnjus, B.: 56-71.

- MÁCHOVÁ, J., PEŇÁZ, M., KOUŘIL, J., HAMÁČKOVÁ, J., MACHÁČEK, J., GROCH, L., 1983: Vliv různých hodnot pH a zvýšené koncentrace amoniaku na růst a ontogenetický vývoj plůdku kapra. Buletin VÚRH Vodňany, 19(3):3-14.
- MÁCHOVÁ, J., STIBRANYIOVÁ, I., PROKEŠ, M., GROCH, L., VYKUSOVÁ, B., PIAČKA, V., SVOBODOVÁ, Z., 1995: Vliv rozdílných hodnot pH na embryolarvální vývoj plůdku kapra obecného. In: Máchová, J., Vykusová, B., Svobodová, Z. (eds.) - Sb. Toxicita a biodegradabilita odpadů a látek významných ve vodním prostředí. VÚRH Vodňany 1995: 174-179.
- PEŇÁZ, M., WOHLGEMUTH, E., HAMÁČKOVÁ, J., KOUŘIL, J., 1981: Early ontogeny of the tench, *Tinca tinca* I. Embryonic period. Folia Zool., 30(2): 165-176.
- PEŇÁZ, M., WOHLGEMUTH, E., HAMÁČKOVÁ, J., KOUŘIL, J., 1982: Early ontogeny of the tench, *Tinca tinca* II. Larval period. Folia Zool., 31(2): 175-180.
- PROKEŠ, M., PEŇÁZ, M., BARUŠ, V., 1994: Ontogenetická, somatická a zdravotní charakteristika larev a juvenilních jedinců kapra obecného (*Cyprinus carpio*) odchovaných při rozdílných hodnotách pH vody. Zpráva ÚEK AV ČR, Brno 1994, 26 s.
- PROKEŠ, M., PEŇÁZ, M., BARUŠ, V., 1995: Ontogenetická, somatická a zdravotní charakteristika larev kapra obecného (*Cyprinus carpio*) odchovaných při pH vody 6.5, 7.5 a 9.5. Zpráva ÚEK AV ČR, Brno 1995, 34 s.

Adresy autorů:

Ing. Miroslav Prokeš, CSc.,
Ústav ekologie krajiny AV ČR, Květná 8, 603 65 Brno

Ing. Jitka Hamáčková, Ing. Jan Kouřil a Ing. Pavel Kozák,
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický Jihočeské
univerzity, 389 25 Vodňany

Milan Zajíc, Zemědělská fakulta Jihočeské univerzity,
Studentská 13, 370 00 České Budějovice

ODOLNOST PLŮDKU LÍNA OBECNÉHO KE KRÁTKODOBÝM POKLESŮM TEPLoty VODY

ZAJÍC, M., KOUŘIL, J., HAMÁČKOVÁ, J., MIKODINA, Je, V.

Úvod

Vlivem teploty na průběh raného vývoje a růst lína se zabývali též Peňáz a kol. (1987). Zjistili, že rozpětí teplotní tolerance u vyvíjejících se zárodků je mnohem užší nežli u dospělých jedinců. V jejich pokusech se ukázaly být teploty 16 °C a na druhé straně 29 °C již vysoce letální pro embryonální vývoj.

I v larválním období je vliv teploty na rychlost vývoje stále ještě výrazný, ale bývá často zastřen jinými, zejména potravními faktory. Peňáz a kol. (1987) zjistili v larvální periodě výrazné ovlivnění rychlosti růstu délky a hmotnosti plůdku lína teplotou vody. Zvyšující se teplota má za následek opožďování rychlosti růstu za rychlostí vývoje,

O závislosti mortality plůdku lína na krátkodobém (několikadenním) poklesu teploty vody referují Hamáčková a kol. (1995). Na zvýšenou mortalitu plůdku měly výrazný vliv poklesy teploty vody na 14 a 16 °C v průběhu 2. až 4. dne exogenní výživy. Plůdek, který tyto poklesy teploty přežil, nebyl ve svém dalším vývoji nijak handicapován. Rovněž tak poklesy teploty až na hodnoty 14 °C neměly vliv na zvýšení mortality u plůdku ve druhém týdnu exogenní výživy.

Morawska (1992) v experimentech sledovala u mladých línů ve stáří do 1 roku závislost mezi jejich adaptací na různou teplotu vodního prostředí a rychlostí s jakou u nich docházelo k termoreakcím při postupném oteplování vody. Pokusy bylo dále zjištěno, že teplotní tolerance je snížena u ryb podprůměrné velikosti a předčasně vyzrálých jedinců.

Konstantinov a kol. (1990) prokázali, že plůdek chovaný při sinusoidně kolísající teplotě kolem optimální hodnoty prospíval po všech stránkách lépe než plůdek chovaný ve vodě se stabilní teplotou. Prokázali to na jeho rychlejším růstu, větší odolnosti k extrémním podmínkám prostředí, efektivnosti využívání potravy, lepších hodnotách erytrocytů a hemoglobinu v krvi a na skladbě tělesných bílkovin a lipidů.

Cílem našich pokusů bylo zjistit účinek krátkodobých, výrazných poklesů teploty vody na plůdek lína, zejména na jeho mortalitu.

Materiál a metodika

Byly provedeny dva pokusy, ke kterým byl použit plůdek dvojího původu a stáří.

Pokus číslo 1

K pokusu dne 6. 7. 1995 byl použit váčkový plůdek lína pocházející z umělého výtěru líhně v Mydlovarech Rybníkářství a.s. Hluboká nad Vltavou. Těsně před ukončením endogenní výživy byl plůdek nasazen po 20 kusech do 24 skleněných nádob o objemu 1 litr (8 skupin po 3 opakováních). Zároveň v 8 velkoobjemových zásobních nádržích byly připraveny lázně s různou hodnotou cílových teplot vody a to: 22, 20, 18, 16, 14, 12, 10 a 8 °C. Nízkých hodnot teploty vody bylo dosaženo přidáváním ledové tříště. Vlastní pokus trval 24 hodin a spočíval v náhlém ochlazení vodního prostředí plůdku na uvedené cílové teploty. Následné oteplování vody bylo kontrolováno rtuťovým teploměrem s přesností na 0,1 C a řízeno tak, aby pozvolný vzestup teploty na výchozích 22 C kopíroval předem stanovený průběh oteplování a konečné hodnoty bylo dosaženo během 24 hodin.

Plůdek byl po napočítání před zahájením experimentu umístěn do jednolitrových skleněných nádob jen s minimálním množstvím původní 22 C teplé vody a obsah nádoby byl doplněn vodou příslušné cílové teploty ze zásobní nádrže.

Za 24 hodin po ukončení pokusu, kdy byl plůdek již odchováván při teplotě 22 °C bylo spočítáno množství živého plůdku a následně vyhodnoceno jeho přežití pomocí počítačového programu Quatro PRO.4.0.

Pokus číslo 2

V pokusu dne 10. 7. 2013 byl použit plůdek získaný z umělého výtěru ve VÚRH Vodňany. Plůdek byl krmen živým velikostně tříděným zooplanktonem. Pokus probíhal s plůdkem po odkrmu v délce 23 dnů. Metodika tohoto pokusu byla shodná s pokusem č. 1, jen s tím rozdílem, že došlo k rozšíření o jednu skupinu sledovaných ryb s poklesem cílové teploty až na 6 °C.

U obou pokusů byl pro zjištění průměrné hmotnosti a celkové délky nasazeného plůdku odebrán vzorek 30 kusů. Ryby byly jednotlivě změřeny s přesností na 0,5 mm a zváženy na digitálních analytických vahách s přesností na 0.1 mg.

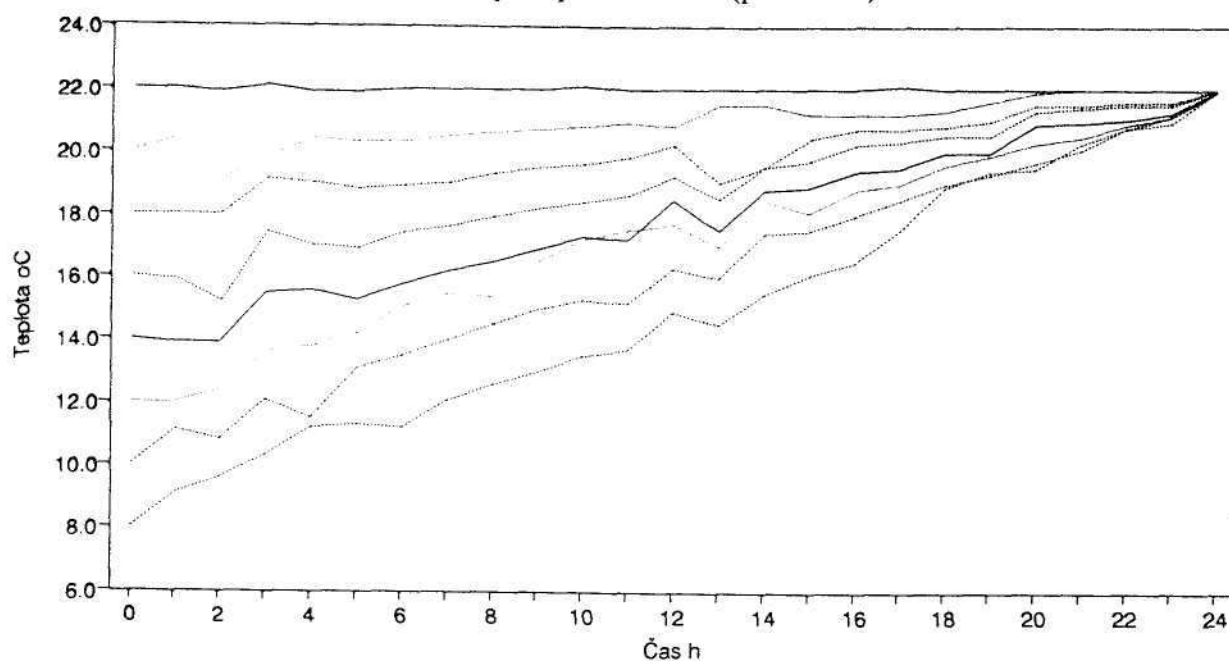
Výsledky

Pokus číslo 1

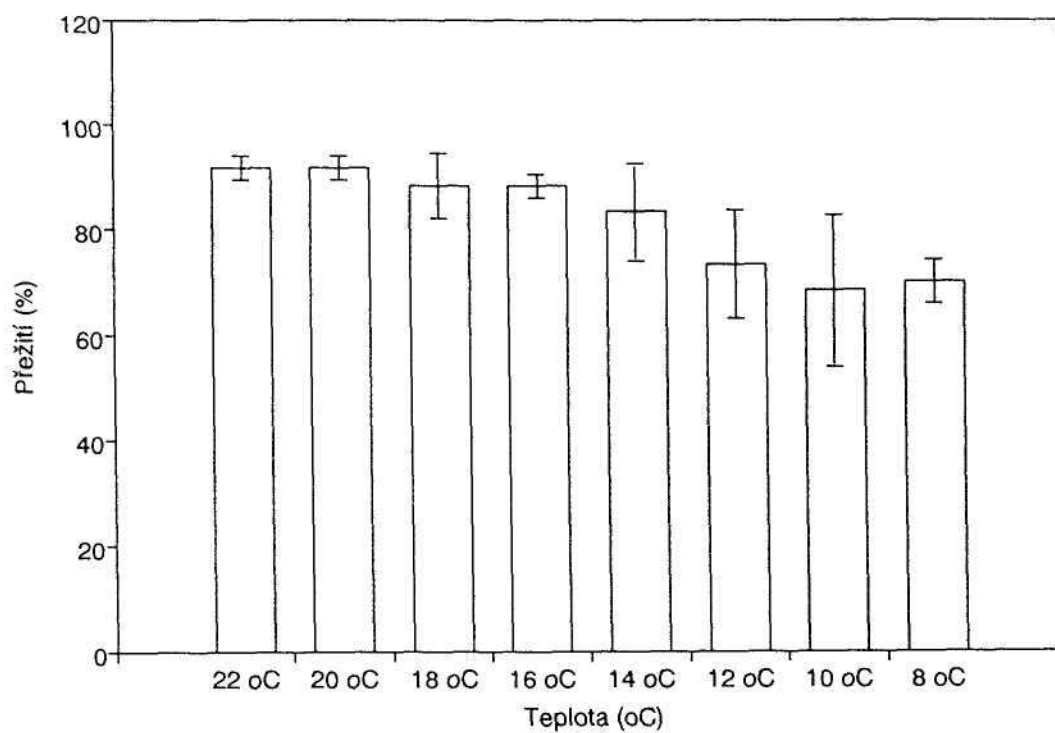
Průměrná kusová hmotnost plůdku použitého k pokusu činila 0,5 mg a průměrná kusová délka byla 5,1 mm. Průběh postupného zvyšování teplot, po předchozím náhlém zchlazení na cílové hodnoty (20, 18, 16, 14, 12, 10 a 8 °C) a průběh teploty u kontrolní skupiny (22 °C) během 24 hodin je znázorněn na obr.1.

Nejvyšší přežití bylo u skupiny zchlazené na 20 °C a činilo 91,67 %. Následovaly skupiny zchlazené na 18 a 16 °C kde přežití činilo shodně 88,33 %, dále skupina s cílovou hodnotou poklesu 14 °C (přežití 83,33 %) , potom 12 °C s přežitím 73,33 %. U skupiny s poklesem na teplotu 8 °C bylo přežití 70,00 %. Nejnižší přežití 68,33 % bylo u skupiny zchlazené na 10 °C. Přežití plůdku v kontrolní skupině (22 °C) bylo 91,67 %. Výsledky přežití plůdku jednotlivých skupin jsou patrné z obr. 2. Pokus číslo 2

Obr. 1 : Skutečný průběh teplot během
24 h po teplotním šoku (pokus č. 1)

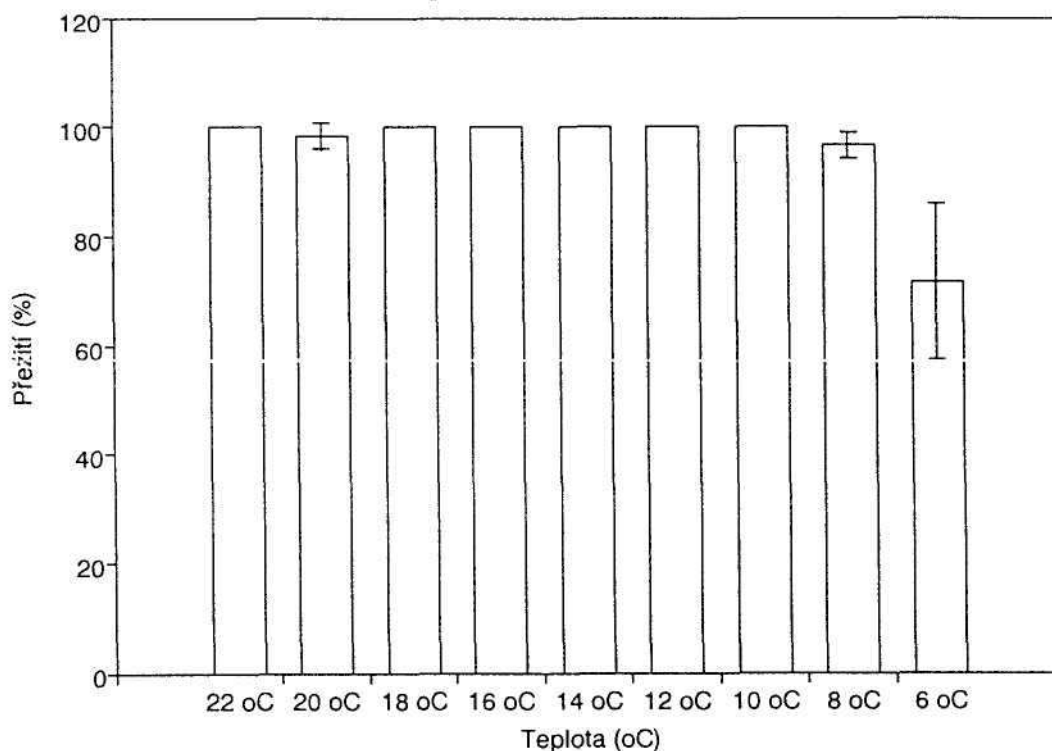


Obr. 2: Přežití plůdku lína za 48 h po
teplotním šoku (pokus č. 1)



Průměrná kusová hmotnost plůdku použitého k pokusu činila 10,96 mg a průměrná celková délka byla 11,37 mm. Průměrné přežití ryb se za 24 hodin po skončení pokusu pohybovalo v rozmezí od 71,67 do 100 %. U skupin ryb vystavených poklesu na cílové teploty 18, 16, 14, 12 a 10 °C přežilo 100 % jedinců. Při poklesu teploty na 20 °C bylo přežití rovno 98,33 %. Nižší % přežití bylo dosaženo u skupiny s poklesem teploty na 8 °C a činilo 96,67 %. Nejnížší % přežití (71,67 %) bylo u ryb vystavených poklesu teploty až na 6 °C viz obr. 3.

Obr. 3 . Přežití plůdku lína za 48 h po teplotním šoku (pokus č. 2)



Diskuse

Pokud jde o teplotu vodního prostředí je z literárních údajů zřejmé, že nejvyšší přežití a nejlepší vývoj a růst rybího plůdku je zajištěn při teplotě mírně kolísající kolem optima. V provedených pokusech jsme zjistili, že i strmý, ale krátkodobý pokles teploty vody až na 8 a 10 °C, kdy k vyrovnání teploty na původní hodnotu (22 °C) došlo

v průběhu 24 hodin, umožnil přežiti váčkového plůdku lína v 68,33 - 70,00 %. U plůdku staršího 25 dnů jsme při obdobném zchlazení vody tentokrát až na 6 °C zjistili nad očekávání, že přežilo 71,67 % a při zchlazení na 8 °C pak již 96,67 %.

Poděkování

Předložená publikace vznikla jako součást řešení výzkumného projektu č. 4011: Tolerance plůdku lína k nepříznivým faktorům prostředí, finančně podporovaného Národní agenturou pro zemědělský výzkum.

Literatura

- Hamáčková, J., Kouřil, J., Kamler, E., Szlaminska, M. : Influence of short-term temperature decreases on survival, growth and metabolism of tench (*Tinca tinca* L.) larvae. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 42, 1995, 1 - 2: 109 - 120.
- Konstantinov, A. S., Zdanovič, V. V., Šolochov, A. M. : Značenie kolebanij temperatury dlja vyraščivaniya, molodi ryb. *Ryb. Chozj.*, 1990, 11: 46 - 48.
- Morawska, B. : Niektore skutki ogrzania srodowiska wodnego w aspekcie hodowli lina. *Komunikaty Rybackie (IRS Olsztyn)*, 1992, 4:1 - 5.
- Peňáz, M., Prokeš, M., Kouřil, J., Hamáčková, J. : Vliv teploty na průběh raného vývoje a růstu lína obecného. Ve: *Sb. ref. zeměděl. spol. ČSVTS Brno, Moderní technologické postupy odchovu plůdku teplomilných ryb*, 1987, s. 106 - 113.

Adresy autorů

Milan Zajíc, Zemědělská fakulta JU, Studentská 13, 370 00 České Budějovice

Ing. Jan Kouřil a Ing. Jitka Hamáčková, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický Jihočeské university, 389 25 Vodňany

VLIV NÍZKÉ TEPLOTY NA KONVERZI DVOU RŮZNÝCH KRMIV U PSTRUHA DUHOVÉHO (ONCORHYNCHUS MYKISS)

P. KOZÁK, J. HAMÁČKOVÁ, J. KOUŘIL

Souhrn

V 54 denním pokusu bylo testováno krmivo fy BioMar s nejběžněji používaným krmivem na pstruzích farmách v České republice (kontrolní směs). Pokus probíhal na šesti průtočných žlabech na plůdku pstruha duhového (*Oncorhynchus mykiss*) s počáteční průměrnou kusovou hmotností 29,4 g. Zásadní rozdíl ve složení krmiv byl v obsahu tuku v krmivu. Testovaná směs obsahovala 22 % tuku (ME = 17,9 MJ), zatímco kontrolní směs pouze 13 % tuku (ME = 15,3 MJ). Obě směsi obsahovaly shodný obsah NL (42 %). Druhá polovina pokusu probíhala při extrémně nízkých (suboptimálních) teplotách. Právě při nich se testované krmivo projevilo výrazně nižším koeficientem konverze než krmivo kontrolní. Koeficient konverze za celé období činil v průměru u kontrolní skupiny 1,91 a u testované skupiny 1,61, přičemž v prvním období činil 0,99 resp. 0,94. K výraznému rozdílu došlo ve třetím období, kdy průměrná teplota vody byla 1,5 °C. V tomto období dosáhl koeficient konverze u testované skupiny hodnoty 1,94, zatímco u kontrolní skupiny nebylo krmivo téměř vůbec využito (koeficienty konverze - 2,88, 14,52, 23,52).

Materiál a metodika

Vlastní testy proběhly v šesti průtočných laminátových žlabech umístěných v areálu pokusnictví VÚRH Vodňany. Krmivo BioMar bylo podáváno pstruhům na žlabech č. 2, 3 a 6 (experimentální skupina, dále označovaná B) a kontrolní krmivo pak na žlabech 1, 4 a 5 (kontrolní skupina, označovaná K).

Přibližně v třítydenních intervalech byla při přelovování aktualizována hustota a hmotnost ob-
sádek. Na jejich základě byly vypočteny hodnoty přežití, hmotnostního růstu, koeficienty konverze (FQ) a specifické rychlosti růstu (SGR) za dílčí období i celkové období odkrmu. Pro výpočet specifické

fické rychlosti růstu byl použit následující vzorec :

$$SGR = [EXP \cdot (\frac{\ln W_t - \ln W_o}{t}) - 1] \cdot 100$$

$\ln$ = přirozený logaritmus

W_o = počáteční průměrná hmotnost v g

W_t = konečná průměrná hmotnost v g

t = počet dnů

Na začátku a na konci testu bylo provedeno biometrické měření ryb. Na jeho základě byly vypočítány koeficienty vyživenosti (KV) a ukazatele tělesného stavu (UTS).

$$KV = \frac{W}{Dt^3}$$

Dt - délka těla v cm

W - hmotnost ryby v g

$$UTS = \frac{W}{Dt}$$

K pokusům byl použit plůdek pstruha duhového (*Oncorhynchus mykiss*) s jarní formou výtěru ve stáří 1/2 roku. Počáteční průměrná délka těla byla 132 mm a průměrná kusová hmotnost 32 g. Pstruh byl zakoupen na pstruhařství Salmonides, s. r. o. Kaplice.

Měření teplot a kyslíku bylo prováděno pomocí oximetru na odtoku 2 krát denně. Každé tři týdny byl odebrán v místě odtoku ze žlabu vzorek vody na základní chemický rozbor, který provedla centrální laboratoř VÚRH. Bylo stanoveno pH, alkalita v mmol.l^{-1} , acidita v mmol.l^{-1} , $\text{NO}_2^- - \text{N}$ v mg.l^{-1} , $\text{NO}_3^- - \text{N}$ v mg.l^{-1} , $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ v mg.l^{-1} , CHSK podle Kubela v mg.l^{-1} a $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ v mg.l^{-1} .

Testováno bylo krmivo Aqualife 17 firmy BioMar. Deklarované množství NL - 42 % a tuku 22 % (metabolizovatelná energie - 17,9 MJ). Kontrolní směs (nejvíce používaná na pstruhařstvích v ČR) obsahovala deklarované množství NL - 42 % a tuku pouze 13 % (ME - 15,3 MJ). Obě směsi byly granulovány na shodnou velikost 2 a 3 mm.

Krmivo bylo podáváno ručně do přední poloviny žlabu,

frekvence krmení byla 3-5 krát denně v závislosti na teplotě a výši krmné dávky. Krmná dávka byla stanovena na základě tabulky dodané firmou BioMar. Krmeno bylo vždy na všech žlabech současně.

Ve dnech, kdy bylo provedeno přelovení obsádek, tj. zjištění hmotnosti a přežití, nebyly ryby krmeny.

Biometrické měření bylo provedeno u náhodně vybraného vzorku ryb na začátku experimentu u 50 ks, na konci u 30 kusů z každého žlabu.

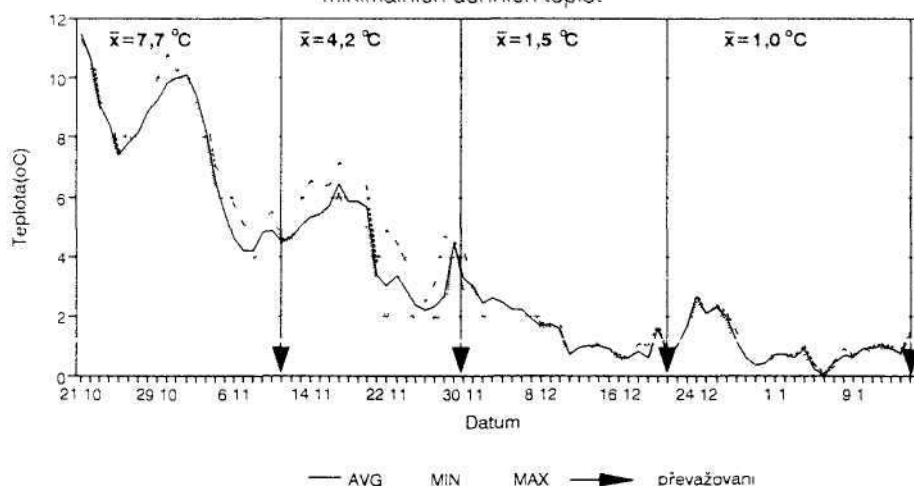
Výsledky a diskuse

Výsledky základního chemismu odtékající vody jsou uvedeny v tab. 1. Možno konstatovat, že uvedené hodnoty jednotlivých parametrů nevybočovaly od běžných hodnot pro chov ryb. Průběh průměrných, minimálních a maximálních hodnot teploty vody za celou dobu odkrmu je znázorněn na obr. 1. Z obrázku je patrný pokles teploty vody blížící se 2 °C již ve druhém období. Průměrná teplota vody dosahovala v I. odchovném období 7,7 °C, ve II. období 4,2 °C, ve III. období pak 1,5 °C a v posledním (IV.) dílčím období jen 1,0 °C.

Tab. 1: Základní chemické rozborů vody v průběhu odkrmu

UKAZATEL	DATUM				
	24.10.	21.11.	5.12.	19.12.	9.1.
pH	7.23	7.18	6.90	6.31	6.60
Alkalita v mval.1-1	1.20	0.90	0.85	1.15	0.70
Acidita v mval.1-1	0.02	0.08	0.10	0.05	0.08
CHSK v mg.1-1	8	6.3	9.9	8.2	5.2
NH ₄ ⁺ -N mg.1-1	0.32	0.10	0.20	0.25	0.18
NO ₃ ⁻ -N mg.1-1	2.96	4.10	2.50	1.62	5.22
NO ₂ ⁻ -N mg.1-1	0.020	0.024	0.023	0.024	0.024
PO ₄ 3 ⁻ -P mg.1-1	0.114	0.076	0.104	0.038	0.058

Obr 1 Průběh průměrných maximálních a minimálních denních teplot



Průměrná hmotnost nasazených pstruhů na žlabech krmených kontrolním krmivem i u pstruhů krmených testovaným krmivem BioMar byla shodná a to 29,4 g na kus. Počáteční průměrná individuální hmotnost pstruhů duhových dosahovala na jednotlivých žlabech hodnot od 28,7 do 30,2 g.ks-1. Ryby krmené kontrolním krmivem dosáhly konečné průměrné hmotnosti 41,38 g na kus (40,48 - 42,35 g) a ryby krmené krmivem BioMar 44,21 g. Ks-1 (43,03 - 45,45 g), tedy v průměru více o 2,83 g.ks-1, resp. 6,8 %.

Poslední krmné období (tedy posledních 25 dnů) se z důvodu nízkých teplot podávala krmná dávka jenom prvních 5 dnů, kdy se teplota vody pohybovala kolem 2 °C. Poté teplota vody klesla na 0,5 °C a zůstala na této nízké hodnotě do konce období. U obou skupin došlo v tomto období k úbytku hmotnosti pstruhů. Teplota vody dosahovala i nadále nízkých hodnot a z tohoto důvodu byl pokus po čtvrtém období ukončen.

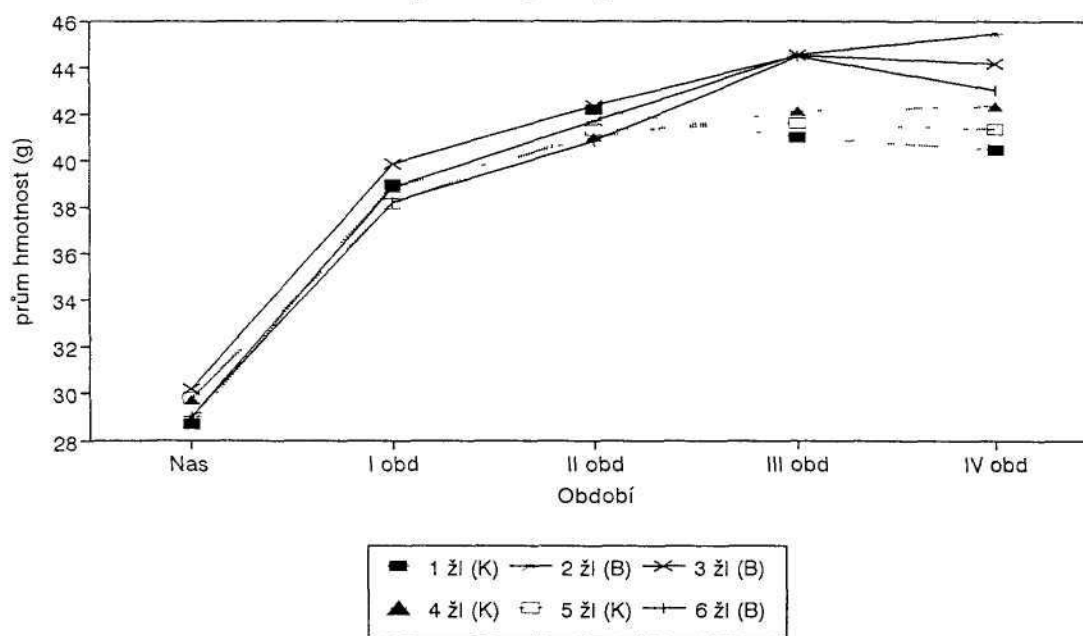
Pro srovnání uvádíme tedy hodnoty dosažené na konci třetího období: kontrolní skupina dosáhla na konci třetího období průměrné hmotnosti 41,58 g na kus a testovaná skupina 44,50 g na kus. Rozdíl zde tvoří 2,92 g (resp. 7,0 %) na kus ve prospěch testovaných skupin, tj. skupin krmených krmivem BioMar.

Výraznější rozdíl mezi skupinami nastal až ve 3. období (jak je patrné z obr. 2). Na tento rozdíl měl výrazný vliv

pokles teploty, a to hlavně ve druhé polovině období, kdy došlo k poklesu teploty vody pod 2 °C. Tato teplota je oběma výrobci krmiva udávána jako hraniční pro krmení. I přes tuto skutečnost jsme dále pokračovali s krmením při snížených krmných dávkách. Ukázalo se, že skupina krmená testovaným krmivem (BioMar), dokázala toto krmivo i za takto nízkých teplot využít oproti skupině krmené kontrolní směsí. Toto lze vysvětlit jednak lepší soudržností granulí a tím pomalejší rozpadavostí ve vodě a dále pak vyšší energetickou hodnotou krmiva vlivem vyššího obsahu tuku. Krmivo BioMar zůstávalo ve vodě déle ve svém původním stavu, tj. v granulích a tím se prodloužila doba, po kterou mohly ryby krmivo využít. Aby bylo možno tuto domněnku potvrdit, bylo by třeba pokus doplnit o sledování jednotlivých chemických ukazatelů vody na přítoku a odtoku na jednotlivých žlabech. Sledování těchto ukazatelů by bylo jistě zajímavé i z hlediska ekologického, tj. z hlediska zatížení odtekající vody organickými látkami.

Další hledisko, které mohlo výrazně ovlivnit výši produkčních ukazatelů u testovaných krmiv je rozdílný obsah tuků v krmivu. Kontrolní krmivo obsahovalo 13 % tuku (ME - 15,3 MJ), zatímco krmivo BioMar 22 % tuku (ME - 17,9 MJ). Ve třetím období, kdy došlo k výraznému poklesu teploty vody, se ukázala energetická složka krmiva velice důležitá.

Obr.2: Průměrné hmotnosti Pd v jednotlivých opakováních



Koeficient konverze za celý průběh pokusu činil u kontrolní skupiny 1,91 (na jednotlivých žlabech 1,90, 1,83, 2,02) a u krmiva BioMar 1,61 (1,50, 1,75, 1,61). Za první období dosáhl koeficient konverze u kontrolní skupiny hodnoty 0,99 a u krmiva Biomar 0,94. V dalších obdobích už docházelo vlivem klesajících teplot ke zhoršení konverze krmiva a koeficient konverze dosahoval vyšších hodnot. Zvláště pak ve "třetím období", kdy krmný koeficient u skupiny ryb krmených Biomarem byl v průměru 1,94 (2,12, 2,48, 1,23), ale u kontrolní skupiny krmivo nebylo skoro vůbec využito (koeficienty konverze -2,88, 14,52, 23,52). V posledním období dosáhly koeficienty konverze záporných hodnot. Bližší údaje jsou uvedeny v následující tab. 2.

Tab. 2: Koeficienty konverze v jednotlivých opakováních za dílčí období

SKUPINA	1 (K)	2 (B)	3 (B)	4 (K)	5 (K)	6 (B)
I.obd.	0.87	0.90	0.96	0.99	1.11	0.96
II.obd.	2.22	2.70	3.14	3.57	2.39	2.83
III.obd.	-2.88	2.12	2.48	14.52	23.52	1.23
IV.obd.	-1.09	-6.52	-1.04	4.44	-1.24	-0.65

Kontrolní skupina dosáhla specifické rychlosti růstu 0,41 % (na jednotlivých žlabech 0,41, 0,42, 0,39 %). Skupina krmená krmivem Biomar dosáhla specifické rychlosti růstu 0,49 % (0,54, 0,45, 0,47 %). V prvním období dosáhla spec. rychlost růstu u kontrolní skupiny 1,45 % u Biomaru 1,49 %, ve druhém období 0,37 % resp. 0,35 %, ve třetím období 0,01 % resp. 0,32 %, ve čtvrtém období dosáhla specifická rychlost růstu u obou skupin záporných hodnot.

Tab. 3: Specifická rychlost růstu v jednotlivých opakováních za dílčí období

SKUPINA	1 (K)	2 (B)	3 (B)	4 (K)	5 (K)	6 (B)
I.obd.	1.62	1.55	1.47	1.42	1.31	1.46
II.obd.	0.41	0.37	0.32	0.29	0.42	0.36
III.obd.	-0.13	0.32	0.24	0.13	0.04	0.41
IV.obd.	-0.05	0.08	-0.03	0.02	-0.03	-0.13

Závěr

Byla potvrzena vysoká produkční účinnost krmiva BioMar pro pstruha duhového ve srovnání s kontrolou. Za celou dobu odkrmu dosáhl koeficient konverze hodnoty 1,61 oproti kontrole 1,91. Ryby krmené kontrolním krmivem dosáhly konečné průměrné hmotnosti 41,38 g.ks a ryby krmené krmivem BioMar 44,21 g.ks-1, tedy v průměru o 2,83 g.ks-1 více, resp. o 6,8 %. Při extrémně nízkých teplotách v druhé polovině pokusu se krmivo BioMar projevilo výrazně nižším koeficientem konverze. V tomto období dosáhl koeficient konverze u testované skupiny hodnoty 1,94, zatímco u kontrolní skupiny nebylo krmivo téměř vůbec využito.

Adresa autorů:

Ing. Pavel Kozák ; Ing. Jitka Hamáčková ; Ing. Jan Kouřil Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický JU se sídlem ve Vodňanech

VLIV RŮZNÉ ÚROVNĚ VÝŽIVY GENERAČNÍCH SUMCŮ OBOJÍHO POHLAVÍ V PŘEDVÝTĚROVÉM OBDOBÍ NA PRODUKČNÍ A REPRODUKČNÍ UKAZATELE

J. KOUŘIL, J. HAMÁČKOVÁ, P. KOZÁK

Úvod

Úroveň výživy se projevuje nejen na rychlosti růstu ryb a jejich produkčních ukazatelích, ale i na kvalitě pohlavních produktů, případně i termínu výtěru. Vlivem úrovně výživy generačních ryb na jejich reprodukční ukazatele se u pstruha duhového zabývali Springate a kol. (1985) a u lína Vachta a kol. (1992). Fortunatova a Popova (1973) zjistily výrazně vysoký podíl přijatých krmných ryb v předvýtěrovém období adultními sumci na celoroční spotřebě. Zásadní význam dostatečné výživy v předvýtěrovém období u generačních sumců pro zdárnou reprodukci zdůrazňují Kouřil a kol. (1992).

Cílem našeho experimentu bylo posoudit vliv dvou rozdílných výší úrovně výživy, dané různou biomasou krmných ryb přisazenou k odděleně odchovávaným dvěma skupinám jikernaček a dvěma skupinám mlíčáků generačních sumců na produkční a reprodukční ukazatele. Studium bylo doplněno sledováním potravní výběrovosti, biometrických, kondičních, hematologických ukazatelů a hladin pohlavních hormonů. Tyto výsledky budou publikovány samostatně.

Metodika a materiál

Pokus byl zahájen 25. 4. 1995 nasazením čtyř rybníků o výměře 800 m generačními rybami sumce velkého (*Silurus glanis* L.) z rybníčního chovu a krmnými rybami. Do dvou rybníků bylo nasazeno po 8 jikernačkách a do dalších dvou rybníků po 8 mlíčácích, přičemž vždy do jednoho rybníka bylo přisazeno menší množství krmných ryb (přibližně o stejné biomase jako obsádka sumců) a do druhého rybníka větší množství krmných ryb (přibližně trojnásobek biomasy sumců). Rozlišení pohlaví generačních sumců bylo provedeno podle

tvaru urogenitální papily a velikosti urogenitálního otvoru (Kouřil a kol. 1992). Generační sumci byli před nasazením označeni intramuskulárně zavedenými čipovými značkami (FishEagle). Krmné ryby celkem 9 druhů (kapr obecný, karas zlatý, karas stříbřitý, karas obecný, lín obecný, plotice obecná, perlín ostrobřichý, okoun říční, cejn velký) byly do jednotlivých rybníků nasazeny v proporcionálně shodných druhových a velikostních poměrech. Přesné hodnoty biomasy do jednotlivých rybníků nasazených generačních sumců a krmných ryb, včetně vzájemných poměrů biomas jsou patrné z tab. 1.

Po dvou měsících od zahájení pokusu (24. 6. mlíčáci a 27. 6. jikernačky) byly rybníky sloveny a generační ryby, separované umístěny v jednotlivých odděleních laminátových žlabů s průtokem vody. Při nasazení i při výlovu jednotlivých rybníků bylo přesně evidováno množství a celková hmotnost jednotlivých druhů krmných ryb. Podle pozorování byl úhyn krmných ryb v průběhu experimentu zcela minimální, proto nebyl v kalkulacích spotřeby zahrnut. Vzhledem ke krátkosti sledovaného období ani nebylo kalkulováno s individuálním přírůstkem krmných ryb.

Anestezovaní generační sumci byli podle implantovaných značek s využitím scanneru individuálně identifikováni, zjištěna jejich individuální hmotnost a biometrické hodnoty. Poté byli generační sumci obou pohlaví z obou rybníků náhodně rozděleni na dvě skupiny.

První skupina sumců obojího pohlaví byla jednorázově intramuskulárně injikována přípravkem Kobarelin (syntetický analog GnRH /D-Ala6/ GnRH ProNH₂Et) v dávce 40 mg.kg⁻¹ (podle Kouřila a kol. - 1996). Při umělém výtěru bylo u jikernaček hodnoceno množství (%) vytřených ryb, absolutní a relativní pracovní plodnost, průměrná individuální hmotnost jiker a délka časového intervalu od injekce do ovulace. U mlíčáků bylo sperma odebíráno do imobilizačního roztoku a na základě odebraného objemu, zjištěné koncentrace spermií a hmotnosti mlíčáka bylo vypočteno relativní množství vytřených spermií (podle Kouřila a kol., 1992 a Linharta a Pokorného, 1984). U ryb druhé skupiny sumců obojího pohlaví byla po jejich usmrcení a pitvě zjištěna hmotnost gonád a jater,

odebrány vzorky tkání (hřbetní svalovina, gonády, játra) pro analýzy obsahu sušiny, N-látek, tuku a popelovin v sušině, jako doplněk byly vypočteny bezdusíkaté látky výťažkové (BNLV). Analýzy byly provedeny v centrální laboratoři VÚRH.

Výsledky

U jikernaček i mlíčáků odchovávaných při nižší úrovni výživy bylo dosaženo výrazně nižšího relativního denního přírůstku ($0,079$ a $0,050 \text{ \%} \cdot \text{d}^{-1}$) za sledované období, než u ryb odchovávaných při vyšší úrovni výživy ($0,253$ a $0,182$

Tab. 1: Přírůstek sumců, spotřeba krmných ryb a dosažené koeficienty konverze u jikernaček a mlíčáků při nižším a vyšším množství krmných ryb

Pohlaví		Jikernačky		Mlíčáci	
	parametr	úroveň výživy			
		nižší	vyšší	nižší	vyšší
Sumci	nasazeno kg	50,75	48,60	40,4	41,45
	vyloveno kg	53,35	57,00	41,6	46,10
	absolutní přírůstek kg	2,60	8,40	1,20	4,65
	relativ. přírůstek $\% \cdot d^{-1}$	0,079	0,253	0,050	0,180
Krmná ryba	nasazeno kg	46	126	43	131
	vyloveno kg	36	65	36	52
	úbytek kg	10	61	7	79
Poměr hmotností krmné ryby /sumci	při nasazení	0,9:1	2,6:1	1,1:1	3,2:1
	při výlovu	0,7:1	1,1:1	0,9:1	1,1:1
Koeficient konverze		3,9	7,3	5,8	17,0

$\text{\%} \cdot \text{d}^{-1}$). Při nižší úrovni výživy bylo dosaženo rovněž nižší hodnoty konverze potravy, u jikernaček 3,9 a u mlíčáků

5,8, na rozdíl od sumců chovaných při vyšší úrovni výživy 4,3 a 17,0.

Při chemické analýze tkání byl zjištěn vyšší podíl sušiny v gonádách u jikernaček a mlíčáků při nižší úrovni výživy ($39,24 \pm 1,01$ a $16,12 \pm 2,61$ %) ve srovnání se sumci na vyšší úrovni výživy ($36,94 \pm 1,65$ a $14,87 \pm 1,93$ %). Dále byly zjištěny rozdíly v obsahu N-látek ve svalovině ve prospěch jikernaček, v obsahu tuku ve prospěch mlíčáků v obou úrovních výživy a v obsahu sušiny ve tkáni jater ve prospěch mlíčáků u skupin s vyšší úrovní výživy (tab. 2).

Úroveň výživy se neprojevila v hodnotách gonadosomatického indexu u pitvaných ryb obou pohlaví (tab. 3). Při umělém výtěru ovulovaly 2 jikernačky ze 4 u skupiny z vyšší

Tab. 2: Sušina a chemické složení tkání v sušině (gonád, svaloviny a jater) u jikernaček sumce ve výtěrovém období po předcházejícím odchovu při nižší a vyšší úrovni výživy

Pohlaví		Jikernačky		Mlíčáci	
Tkáň	Para- metr	Úroveň výživy			
		nižší	vyšší	nižší	vyšší
		x±s	x±s	x±s	x±s
Goná- dy	sušina	39,24±1,01	36,94±1,65	16,12±2,61	14,87±1,93
	NL	69,56±0,31	69,50±1,43	67,16±8,49	70,39±4,49
	tuk	7,61±0,41	7,20±0,99	14,63±12,99	11,59±6,76
	popel	4,45±0,31	4,92±0,56	7,00±1,02	7,64±2,13
	BNLV	18,38±0,36	18,38±0,75	11,20±5,59	10,38±1,93
Sva- lo- vina	sušina	22,15±0,29	22,72±1,00	22,27±2,19	22,62±0,96
	NL	81,89±2,53	79,89±2,87	77,04±5,08	78,81±4,35
	tuk	5,05±3,45	6,89±3,21	12,44±6,49	7,85±2,83
	popel	5,24±0,44	4,74±0,32	4,51±0,30	4,94±0,32
	BNLV	7,81±1,13	8,49±0,83	6,01±1,35	8,82±2,75
Játra	sušina	25,55±0,60	25,08±2,10	25,25±4,75	29,74±1,51
	NL	51,52±2,67	50,68±10,02	43,63±9,25	37,48±6,17
	tuk	8,36±1,36	6,77±2,52	12,68±1,25	12,56±4,63
	popel	5,80±1,57	5,95±2,13	4,25±1,55	3,49±0,25
	BNLV	34,32±1,16	36,60±14,21	39,43±12,04	46,46±9,90

úrovně výživy, na rozdíl od 3 jikernaček ze 4 z nižší úrovně

Tab. 3: Gonadosomatický index a relativní hmotnost jater pitvaných jikernaček a mličáků sumce chovaných při vyšší a nižší úrovni výživy

Pohlaví	Úroveň výživy	Počet jedinců	Individ. hmotnost ryb kg $\bar{x} \pm s$	Gonado-somatický index % $\bar{x} \pm s$	Relativní hmotnost jater % $\bar{x} \pm s$
Jikernačky	vyšší	3	6,47 $\pm$ 3,20	13,27 $\pm$ 8,46	1,57 $\pm$ 0,72
	nižší	3	7,15 $\pm$ 3,60	14,25 $\pm$ 1,25	0,98 $\pm$ 0,10
Mličáci	vyšší	4	5,58 $\pm$ 2,09	0,58 $\pm$ 0,08	1,87 $\pm$ 0,35
	nižší	4	4,91 $\pm$ 0,72	0,46 $\pm$ 0,18	1,52 $\pm$ 0,13

výživy. Při porovnání relativní hmotnosti vytřených jiker u uměle reprodukováných jikernaček byly zjištěny statisticky neprůkazně vyšší hodnoty rovněž ve prospěch jikernaček z nižší úrovně výživy (tab. 4). Vysoce signifikantního rozdílu ($P > 0,001$) bylo dosaženo při umělém výtěru v počtu vytřených spermií $5\,333 \pm 2\,592$ a $1\,394 \pm 1\,119$ ks. 10^3 .kg⁻¹ ve prospěch mličáků odchovávaných na vyšší úrovni výživy na rozdíl od ryb odchovávaných při nižší úrovni výživy.

Tab. 4: Individuální hmotnost a reprodukční ukazatele uměle vytíraných jikernaček sumce

Úroveň výživy	Individ. hmotnost ryb kg $\bar{x} \pm s$	Počet jikernaček		Absolutní plodnost 10 ³ ks.ks ⁻¹ $\bar{x} \pm s$	Relativní plodnost 10 ³ ks.kg ⁻¹ $\bar{x} \pm s$	Hmotnost jedné jikry mg $\bar{x} \pm s$
		inj.	vytr.			
Vyšší	6,47 $\pm$ 2,61	4	2	104,1 $\pm$ 44,7	19,4 $\pm$ 11,3	6,64 $\pm$ 0,64
Nižší	7,15 $\pm$ 2,94	4	3	177,9 $\pm$ 78,3	25,6 $\pm$ 3,2	5,65 $\pm$ 1,09

Diskuse

Výsledky sledování rozdílné úrovně výživy generačních sumců obojího pohlaví v předvýtěrovém období se projeví na produkčních ukazatelích (zejména relativním přírůstkem). Vzhledem k tomu, že zvolená nižší úroveň výživy byla

v zásadě dostatečná, neprojevíly se rozdíly ve výživě zásadním způsobem v celé řadě sledovaných kondičních a reprodukčních ukazatelů, s výjimkou relativního množství vytřených spermií od mličkaů. Na základě dosažených výsledků lze v pokusu testovanou nižší uroveň biomasy krmých ryb považovat přibližně za minimální doporučenou. Zvyšování biomasy krmných ryb alespoň u jikernaček nevedlo ke zlepšení reprodukčních ukazatelů.

Poděkování

Předložená publikace vznikla jako součást řešení výzkumného projektu č. 5139: Biologické a technologické aspekty chovu sumce velkého (*Silurus glanis*) v podmínkách ČR finančně podporovaného Národní agenturou pro zemědělský výzkum.

Literatura

- Fortunatova, K.R., Popova, O.A.: Pitaniye i vzaimootnošenija chischnykh ryb v del'te Volgi. Moskva, izd. Nauka, 1973, 297 s.
- Linhart, O., Pokorný, J.: Hodnocení čerstvého rybího spermatu. Edice metodik č. 14, Vodňany, VÚRH, 1984, 13 s.
- Kouřil, J., Hamáčková, J., Linhart, O., Barth, T., Glubokov, A.I., Haffray, P.: Induced ovulation of European catfish (*Silurus glanis* L.) by carp pituitary, GnRH analogue and/or dopamine inhibitor isofloxyphepin. Živočiš. Výroba, 41, 1996, 5:205-207.
- Kouřil, J., Linhart, O., Hamáčková, J.: Umělý výtěr sumce. Edice metodik č. 39, Vodňany, VÚRH, 1992, 10 s.
- Springate, J.R.C., Bromage, N.R., Cumarantunga, P.R.T.: The effect of different ration on fecundity and eggs quality in the rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Ve: Cowey, C.B., Mackie, A.M., Bell, J.G. (eds.): Nutrition and feeding in fish; London, Acad. Press, 1985, s. 371-393.
- Vachta, R., Kouřil, J., Hamáčková, J.: Vliv rozdílných podmínek prostředí v odchovu jikernaček lína obecného (*Tinca tinca*) v předvýtěrovém období na kondiční ukazatele a výsledky indukovaného umělého výtěru pomocí kapří hypofýzy a syntetického analogu GnRH. Ve; Sb. Reprodukce ryb 92'; Vodňany, VÚRH, 1992, s. 53-58.

Adresa autorů

ing. J. Kouřil, ing. J. Hamáčková, ing. P. Kozák, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický Jihočeské univerzity se sídlem ve Vodňanech

INDEX BIOTICKÉ INTEGRITY

K. Pivnička

SOUHRN

V příspěvku jsou shrnuty důvody pro i proti využití ryb jako indikátorů biotické integrity toků (Karr, 1981). V prvním přiblížení byla navržena kritéria adaptována pro středoevropské tekoucí vody. Pro většinu z nich je třeba doplnit příslušné standardy.

ÚVOD

Prvenství při využití ryb k charakterizaci kvality toků (rybí pásma) u nás patří prof. Fričovi. S podobným dělení přišel Huet (1959) pro vody západní Evropy. Ve Spojených státech Karr (1981) použil ryby jako indikátory zdraví daného toku (biotická integrita).

IBI ve Spojených státech a v Evropě

Karr (l.c) uvádí následující důvody proč využívat ryby jako indikační organismy

1. Existuje řadu údajů o nárocích ryb na prostředí
2. Ichthyocenózy obsahují řadu trofických úrovní, převažují však druhy na vrcholu potravních řetězců u nichž se dobře integrují změny v povodí.
3. Relativně snadno se určují
4. Veřejnost vnímá změny prostředí indikované rybami
5. Ryby žijí i v těch nejmenších tocích
6. Velmi silná rybářská loby a speciální výbor je v kongresu

V původní verzi použil celkem 12 typů údajů. Z nich 7 se týká struktury posuzovaných společenstev (počet všech druhů, počet netolerantních druhů, druhové zastoupení čeledí Percidae, Catostomidae a Centrarchidae, zastoupení slunečnice *L. cyanellus*), zastoupení hybridů. Dalších pět údajů hodnotí funkční charakteristiky společenstva (počet ryb ve vzorku, proporce všežravců, proporce hmyzožravých cyprinidů, proporce rybožravých druhů, proporce ryb poškozených, s nádory či jinými anomáliemi. Z 12 položek lze každé přidělit 1,3 nebo 5 bodů celkem v nejlepším případě 60 bodů.

Postup navazuje na dřívější hodnocení kvality vody využívající především bezobratlé organismy a rostliny tzv. index saprobity Pantle a Buck (1955), nebo biotický index (B.I.) Hilse-nhoff (1977) využívající makrozoobentos. $B.I. = \sum n_i a_i / N$ kde „ n_i “ je počet jedinců daného druhu (rodu), „ a_i “ je tolerance (valence) daného druhu (rodu) předem stanovená, N celkový počet jedinců. Nevýhodou indexu je, že neváží indikační hodnotu jednotlivých druhů (rodů) jak je tomu u saprobního indexu (Sládeček, 1976; Marvan, Rothschein, Zelinka, 1975).

Předpoklady použití indexu :

1. Ryby ve vzorku představují svým druhovým složením i početním zastoupením společenstvo adaptované na dané prostředí. 2. Sledovaná lokalita (místo sběru) představuje průměrné prostředí daného typu pro větší oblast. 3. Hodnocení provádí osoba obeznámená s rybí faunou oblasti a znalá nároků ryb na prostředí.

Termín biologická integrita byl v USA již před rokem 1981 předmětem mnoha diskuzí na sympoziích a seminářích. Lze ji vztáhnout ke stavu společenstev v ekosystémech nedotčených činností člověka nebo jako standard sloužící jako základ k posuzování stavu domácích populací a společenstev. Biotická integrita se tedy vztahuje především k ekosystémům, které nebyly strukturálně ani funkčně ovlivněny člověkem (Hocutt, 1981)

Pojem zdravého ekosystému je často zavádějící. Zdravý může být malý podhorský potok s jedním nanejvýše s několika druhy s malou abundancí i biomasou a stejně tak potok z nížiny s vysokým počtem druhů, vysokou abundancí i biomasou. Termín znečištění je chápán ve spojení s jakoukoliv aktivitou člověka, která vede ke změně sledovaného ekosystému (Hocutt l.e.). Pokud zvýšíme přísun živin do již zmíněného podhorského potoka, kde se zvýší počet druhů, abundance i biomasa jde o znečištění tohoto toku. Podobně vypouštění chladné spodní vody z údolní nádrže a její osídlení v nějaké vzdálenosti od nádrže salmonidy je třeba označit za znečištění (tepelné) a nikoliv jako

zlepšení prostředí. Znečištění je i vysazování pstruha tam, kde by sám nikdy nevytvořil žádnou početnou a dominantní populaci.

Omezenost použití ryb vyplývá i z pohyblivost ryb, chybách při sběru dat, rozložení ryb v prostoru, kvalita a profesionalita výzkumného týmu. Faunistická minulost řady specialistů vede až k vědomému zvyšování počtu druhů, z nichž řada je ulovena jen v jediném exempláři díky zkušenosti hodnotitele.

Index biotické integrity byl původně vypracován na toky amerického středozápadu a postupně byl upravován pro další oblasti USA a Kanady (Miller et al.1988), i pro Evropu Oberdorff a Hughes (1992). Poslední úprava uvádí následující kritéria hodnocení IBI

1.Celkový počet druhů 2.Celkový počet druhů vodního sloupce 3.Celkový počet bentických druhů 4.Celkový počet netolerantních druhů 5. Relativní zastoupení plotice 6.Zastoupení věkových skupin pstruha a štiky 7.Relativní zastoupení omnivorů 8.Relativní zastoupení invertvorů 9.relativní zastoupení piscivorů 10. Relativní zastoupení litofilních druhů 11. Relativní zastoupení jedinců s anomáliemi 12. Úlovek za minutu lovu

Další úpravy hodnotí některá kritéria IBI podle toho jak se mění pro různě velká povodí, či různě dlouhé toky. Jedná se především o velikost lovu za čas, celkový počet druhů, celkový počet druhů v jednotlivých ekologických skupinách (Miller a ost.1988)

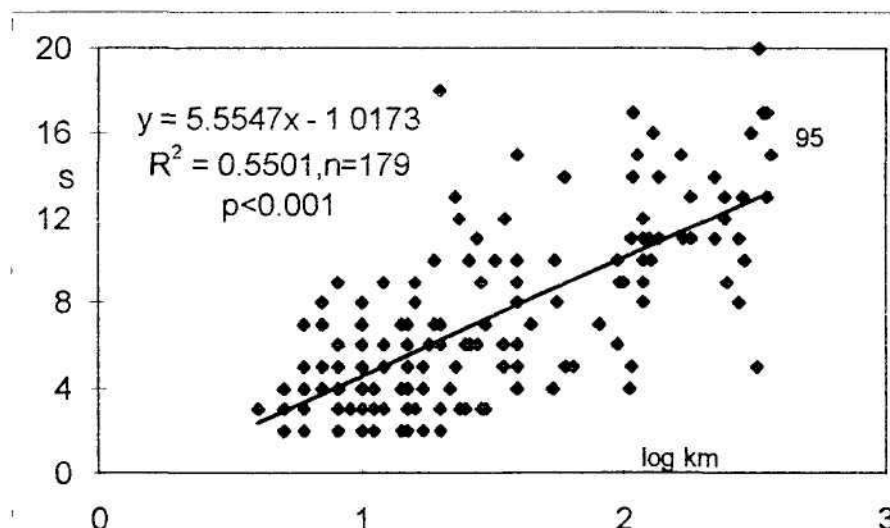
Příklad vztahu mezi délkou lokality od pramene a počtem v ní se vyskytujících druhů je na Obr.1. (Pivnička,v tisku). Plocha omezená průměrným počtem druhů a $\pm 95\%$ konfidenčními limity regresních koeficientů může být hodnocena 3 body, plocha nad 5 body a plocha pod 1 bodem. Jiná možnost je ta, kterou navrhli Oberdorff a Hughes (l.c.) tj. jednoduchý odhad od oka rozdělující plochu bodů závislosti mezi plochou povodí a závisle proměnnou (počet druhů) na tři části, kterým přiřazuje 5,3 a 1 bod.

Na základě zkušeností ze studia druhové diverzity ryb

v Čechách na Moravě i na Slovensku lze navrhnout následující kritéria k odhadu hodnot IBI.

počet bodů	5	3	1
1.Celkový počet druhů	nad +95%CL	±95%CL	pod - 95%
2.Druhy vázané na rybníky	nejdou	do 1/3	do 2/3
3.Počet bentických druhů			
4.Počet netolerantních druhů			
5.Zast.1a2 AG netoler.druhů	obě	pouze jedna	nejdou
6.Rel.B tlouště, plotice	<než 10%	10- 30%	>50%
7.Rel. zastoupení omnivorů			
8.Rel.zastoupení invertvorů			
9.Rel. zastoupení piscivorů			
10.Počet intr. druhů	žádný	1-3	> 3
11.Zastoupení hybridů	žádný	1	>1
12.Biomasa ichtyocenosa			

U většiny kritérií je nezbytné vymezit příslušnost našich druhů ke skupině(nám) respektovat změny v závislosti na délce toku či velikosti povodí



Obr. 1 Vztah mezi délkou toku a počtem druhů

LITERATURA

- Hilsenhoff W.L. 1982: Using a Biotic Index to Evaluate Water Quality in Streams. Tech. Bull.,132, Dept. of Nat. Res. Madison, WI:22pp.
- Hocutt Ch.H.,1981: Fish as indicators of biological integrity. Fisheries 6, 6:28-31
- Karr J.R.,1981 Assessment of biotic integrity using fish communities. Fisheries 6,6:21-27.
- Huet M.,1959: Profiles and biology of western European streams as related to fish management. Trans. Am.Fish.Soc.,88,3:115-163
- Marvan P. Rothschein J. Zelinka M.,1975: Diagnostická hodnota saprobiálních metod. Vodní hospodářství.25:107- 112.
- Miller D.L. et al.1988:Regional Applications of an Index of Biotic Integrity for Use in Water Resource management.Fisheries 13,5:12-20
- Oberdorff T. Hughes R.M.,1992: Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. Hydrobiologia 228:117-130.
- Pantle R. et Buck H.. 1955:Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. Gas und Wasserfach 96:604
- Pivnička K.,(v tisku) Standards for Fish Species Richness in Streams. Acta Universitatis Carolinae, Biologica.
- Sládeček V.,1976:Stanovení saprobiálního indexu.VÚVH, Praha 181 pp.

Adresa autora:

Doc. Karel Pivnička, Ústav pro životní prostředí PřFUK 12801 Praha 2, Benátská 2

FYZIOLOGIE SPERMIÍ U RYB

O.LINHART

Úvod

První údaje o studiu biologie rybích spermií uvádí Quatrefages (1853). Uvádí, že doba pohybu spermií kapra je kratší (15 minut) než u muže (8 hodin). Coste (1853) v podobě metodiky pro rybáře popisuje umělou reprodukci a Vrasski (1856; ex Vilkins, 1989) definoval suchou metodu osemenění tzn. nejprve smísení jiker se spermatem a následným přidáním vody. Hennequy (1877) upozornil na to, že spermie jsou ve spermatu (semeni) nepohyblivé a vlastní pohyblivost je velmi krátká. Na začátku 20. století se hlavní práce soustředily na spermie lososovitých ryb, především vlivy iontů (Scheuring, 1924; Gaschott, 1925; Schlenk a Kahman, 1938) a osmotického tlaku na motilitu spermií (Huxley, 1930; Ellis a Jones, 1939). V období od roku 1940 a 1950 se výzkum orientoval na gamony (Hartmann a kol., 1947; Medem a kol., 1949), oplozovací schopnost spermií (Hey, 1939; Smith a Quistorff, 1943; Shuman, 1950) a na motilitu spermií v různých médiích (Ginsburg 1968).

Hodnocení motility spermií

Spermie jsou obvykle nepohyblivé v genitálním traktu a jsou aktivovány po naředění ve vnějším médiu. Pro testování motility spermií je sperma naředěno ředidly a hodnoceno mikroskopicky. Především je nutné velké naředění spermatu (zhruba 1:1000). Vysoké naředění umožní synchronní iniciaci motility všech spermií. V nízkém naředění nejsou všechny spermie ihned aktivní a jejich aktivace je nastartována, například až několik minut po naředění (viz. např. některé práce informující o dlouhé pohyblivosti spermií u druhů, u kterých se běžně vykazuje velmi krátká pohyblivost spermií). Na druhé straně bylo experimentálně u mořského okouna (Chambéryon a Zohar, 1990) a u platýse (Suquet, 1992) ověřeno snížení úrovně pohyblivosti se snížením naředění spermatu. Sperma je viskózní a obtížně ředitelné, proto se před vlastním pozorováním provádí naředění spermatu imobilizačními roztoky. Mikrodávkovacem se připraví na podložní sklo mikroskopu několik kapek aktivačního roztoku o objemu 20 - 50 μ l.

Dalším mikrodávkořem je přidáváno sperma o objemu 0.5 - 2 jíl (podle druhu ryb) a pozorován pohyb spermií v tmavém poli mikroskopu, především s odhadem procenta motility spermií (Linhart a Pokorný, 1984; Billard a Cosson, 1992; Linhart, 1995b). V případě práce s nativním spermatem je obvykle do kapky vody (50 fil) přidáno 0,5-1 p.1 spermatu (Linhart a kol., 1995c). Rozšířenou metodou hodnocení pohybu spermií je hodnocení celkového pohybu spermií s členěním po stupních či známkách 0 - 5 (Goryczko a Tomasik, 1975) s případnou kombinací intenzity (Baynes a kol. 1981) nebo procenta pohyblivých spermií (Linhart a Pokorný, 1984). Dobu pohybu spermií včetně pohybu bičíku bez dopředného pohybu využíval Morisawa a kol. (1983), Billard a Cosson (1986). Rozdělení pohybu spermií na fáze použil Ginsburg (1968), později Linhart (1984, 1986) a Linhart a kol. (1993) se zaměřil na dobu postupného hromadného pohybu jako hlavního období pravděpodného průniku spermie do jikry. V posledních studiích byla pozornost soustředěna na procento pohyblivých spermií s vynecháním ostatních subjektivních ukazatelů (Billard, 1987; Cosson a kol., 1991; Linhart a Billard, 1994; Linhart, 1995a). Objektívni výsledky je ovšem možné získat při měření frekvence pohybu bičíku (Cosson a kol., 1985, Cvetkova a kol., 1996) z mikrosnímků nebo video záznamu hlaviček spermií a bičíku s vyhodnocením rychlosti spermií a dráhy spermie (Billard a Cosson, 1989, 1992; Cvetkova a kol., 1996).

Fyziologie spermií

a) Médium pro aktivaci spermií: Osmotický tlak, ionty a pH jsou velmi důležité faktory podmiňující aktivaci spermií. U mořských ryb např. u jednoho z druhů platýse jsou spermie pohyblivé v rozmezí od 400 do 1200 mOsmol.kg-1 (Billard a kol., 1993), kdeřto u sladkovodních ryb např. kapra jsou spermie pohyblivé od 0 do 320 mOsmol.kg-1 (Redondo a kol., 1991). U lososovitých ryb je imobilita spermií závislá na koncentraci K⁺ (Schlenk a Kahmann, 1938). Ca⁺⁺ je rovněž důležitý při iniciaci motility u lososovitých ryb (Morisawa a Morisawa, 1990, Cosson a kol., 1989) naopak u veslonosa nebyl potvrzen jeho vliv na motilitu (Cosson a Linhart,

nepublikováno). pH má velký vliv na aktivaci spermií např. veslonosa (Cosson a Linhart, nepublikováno) a především mořských druhů (Hines a Yashow, 1971; Billard s kol., 1993). Oplozovací kapacitu ovlivňuje pH, jak zjistil u kapra Saad a Billard (1987) s optimem pH 7-8. U štiky se optimální pH nachází na úrovni pH 8 (Duplinsky, 1982).

b) Analýza motility spermií: Na příkladu dvou jeseterů bude uvedena analýza motility spermií. U jesetera (*Scaphirhynchus platyrhynchus* R.) a jesetera sibiřského (*Acipenser baeri* B.) byla zjištěna pouze ojedinělá spontánní motilita spermií po dobu 5 - 10 s u veslonosa se spontánní motilita pohybovala na úrovni 5 % po dobu 10-20 s. Stoprocentní motilita spermií jesetera, *S. platyrhynchus* byla zjištěna v 40 mM Tris-HCl, pH 8,5 s progresivním pohybem spermií po dobu 2-3 minut, případně až 6 minut s úrovní 1-5 % pohyblivých spermií ($P > 0,05$). U veslonosa byla zjištěna 100 % motilita od 10 s po aktivaci v 10 mM NaCl s 20 mM Tris-HCl, pH 8,5 s dobou progresivního pohybu 2-3 minuty až do 6,2 min s 1-5 % pohyblivých spermií ($P > 0,05$). Spermie byly pohyblivé v roztocích NaCl o osmotické koncentraci od 0 do 110 mOsmol kg⁻¹ u jesetera, *S. platyrhynchus* a od 0 do 130 mOsmol kg⁻¹ u veslonosa (Linhart a kol., 1995). U jesetera sibiřského se rychlost pohybu spermií velmi rychle snižovala po aktivaci z 250 μm s⁻¹ po 5-8 s od aktivace na hodnotu 50-80 μm s⁻¹ po 1 minutě od aktivace. Po 5-7 minutách byla zaznamenána pohyblivost na úrovni 20 - 30 % spermií (Cosson a kol., 1995).

c) Mechanismus umožňující iniciaci pohybu spermií: Mechanismus byl studován zejména u lososovitých ryb, u kterých je motilita spermií inhibována extracelulárním K⁺ s možností aktivace po jeho naředění. Boitano a Omoto (1991) poukázal na možnost depolarizace po naředění, která má za následek nastartování motility spermií. Cosson a kol. (1989), Boitano a Omoto (1992), Boitano a kol. (1991) předpokládají velký extracelulární podíl Ca v motilitě spermií především při hyperpolarizaci membrány bičíku, který je maskován dalšími ionty. Morisawa a Morisawa (1990) zjistil vliv Ca⁺⁺ na zvýšení úrovně cAMP a iniciaci motility s interakcí úrovně cAMP a ATP

(Cosson a kol., 1991; Linhart a kol., 1991). Muira a kol., (1992) předpokládá, že progestagen (17 α , 20 β dihydroxy-4-pregnan-3-jedna) zvyšuje pH ve spermiálním energetickém kanálku, který zapíná zvýšení intracelulárního cAMP, jehož úroveň je svázána s hladinou Ca⁺⁺ a ATP ve spermiu.

d) Mechanismus kontrolující motilitu spermií: Respirační kapacita mitochondrií spermií u studovaných druhů je nízká a energie ve formě ATP využíváná k motilitě je nashromážděna z testes. Tato rezerva se snižuje v průběhu motility spermií. U pstruha a kapra použití KCN k zablokování respirace spermií nezablokovalo motilitu spermií, nicméně u pstruha KCN způsobilo po 15 minutách inkubace nové nabití energetické úrovně ATP (Christen a kol., 1987). Energetickou úroveň popsal především Billard a Cosson (1990) a Linhart a kol. (1991). Glykolytický mechanismus existuje ve spermatidách v průběhu spermiogeneze u ryb, ovšem s nižší úrovní ve spermiích. Na energetiku spermií má vliv cyklus kyseliny mléčné, Krebsův cyklus se svými specifickými enzymy jako jsou MDH a pyruvát kináza, které byly ve spermiích identifikovány (Linhart a kol., 1991). Energetické substráty, monosacharidy, lipidy a aminokyseliny jsou obsaženy v semenné plasmě, které se pravděpodobně spolupodílí na energetice spermie. Ve střední části bičíku jsou energetické zásoby, které pravděpodobně korespondují s úrovní motility spermií, např. motilita spermií u kaprovitých je kratší než u jeseterovitých což odpovídá velikosti střední části bičíku. Na druhé straně existuje hypotéza, která byla odvozena při výzkumu motility spermií platí se (Christen a kol., 1987), že v distální části bičíku je absence fosfokreatinu pro transport ATP. Tudíž ATP z energetických zásob střední části bičíku je transportována pouze difúzí do přední části bičíku. Další části o fyziologii spermií je možné nalézt v českém jazyce v některých publikacích Linharta (1995b,c).

Literatura

Baynes, S.M., Scott, A.P. and Dawson, A.P., 1981. Rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson, spermatozoa: effects of cations and pH on motility. *Journal of Fish Biology*, 19, 259-267.

- Billard, R., 1987. Testis growth and spermatogenesis in teleost fish; the problem of the large interspecies variability in testis size. Proceedings of the 3rd International Symposium on Reproductive Physiology of Fish. St John's, Newfoundland, 183-186.
- Billard, R. and Cosson, M.P., 1986. Sperm motility in rainbow trout. *Parasalmo mykiss*: effect of pH and temperature; reproduction in fish. Basic and applied aspects in endocrinology and genetics. INRA, Paris, les Colloques INRA, 44, 161-176.
- Billard, R. and Cosson, M.P., 1989. Measurement of sperm motility in trout and carp. In *Aquaculture and Biotechnology in Progress*, (eds N. De Pauw, E. Jaspers, H. Ackefors and N. Wilkins). European Aquaculture Society, Bredene, Belgium, pp. 499-503.
- Billard, R. and Cosson, M.P., 1990. The energetics aspects of fish sperm motility. In *Control of Sperm Motility, Biological and Clinical Aspects*, (ed. C. Gagnon), CRC Press, Boca Raton, FL., pp. 153-173.
- Billard, R. and Cosson, M.P., 1992. Some problems related to the assessment of sperm motility in freshwater fish. *Journal of Experimental Zoology*, 261, 122-131.
- Billard, R., Cosson, M.P. and Crim, L.V., 1993. Motility of fresh and aged halibut sperm. *Aquatic Living Resources*, 6, 67-75.
- Boitano, S. and Omoto, K.C., 1991. Membrane hyperpolarization activates trout sperm without an increase in intracellular pH. *Journal of Cell Science*, 98, 346-349.
- Boitano, S. and Omoto, C.K., 1992. Trout sperm swimming patterns and role of intracellular Ca^{++} . *Cell Motility and the Cytoskeleton*, 21, 74-82.
- Chambeyron, F. and Zohar, Y., 1990. A diluent for sperm cryopreservation of gilthead sea bream *Sparus aurata*. *Aquaculture*, 90, 345-352.
- Christen, R., Gatti, J.L. and Billard, R., 1987. Trout sperm motility. The transient movement of trout sperm is related to changes in the concentration of ATP following the activation of the flagellar movement. *European Journal of Biochemistry*, 166, 667-671.
- Cosson, M.P., Billard, R., Gatti, J.L. and Christen, R., 1985. Rapid and quantitative assessment of trout spermatozoa motility using stroboscopy. *Aquaculture*, 46, 71-75.
- Cosson, M.P., Billard, R. and Letellier, L., 1989. Rise of internal Ca^{2++} accompanies the initiation of trout sperm motility. *Cell Motility and the Cytoskeleton*, 14, 424-434.
- Cosson, M.P., Cosson, J. and Billard, R., 1991. cAMP dependence of movement initiation in intact and demembrated trout spermatozoa. *Proceeding of the Fourth International Symposium on the Reproductive Physiology of Fish*. University of East Anglia, Norwich, UK, 7-12/07/1991 (eds A.P. Scott, J.P. Sumpter, D.E. Kime and M.S. Rolfe), pp. 262-264.
- Cosson, J., Linhart, O., Billard, R., 1995. Motility of Siberian sturgeon (*Acipenser baeri*) spermatozoa. *The Sturgeon Quarterly*, 4(3): 9-10.
- Coste, J.M., 1853. *Instructions Pratiques sur la Pisciculture*. Librairie Victor Masson, Paris, 90 p.
- Cvetkova, L.I., Cosson, J., Linhart, O. and Billard, R., 1996. Motility and fertilizing capacity of intact and frozen-thawed spermatozoa *Acipenser baeri* and *Acipenser ruthenus*. *J. Appl. Ichthyol.*, (v tisku).
- Duplinsky, D., 1982. Sperm motility of northern pike and chain pickerel at various pH values. *Transactions of the American Fisheries Society*, 11, 768-771.
- Ellis, V.G. and Jones, J.V., 1939. The activity of the spermatozoa of *Salmo salar* in relation to osmotic pressure. *Journal of Experimental Biology*, 15, 530-534.
- Gaschott, O., 1925. Contributions to the physiology of movement of trout sperm. *Archives Hydrobiologie*, supplement 4, 441-478.
- Ginsburg, A.S., 1968. *Oplodotvorenije u ryb i problema polispermii*, Moskva, 354 pp.
- Goryczko, K. and Tomasik, L., 1975. An influence of males on the variability and fertilization degree of trout eggs. *Acta Ichthyology and Pisciculture*, 5, 3-11.
- Hartmann, M., Medem, F.G., Kuhn, R., and Biegel, H.J., 1947. Investigations on the gametes of the rainbow trout. *Zeitschrift Naturforschung*, 2, 330-349.
- Henneguy, L.F., 1877. Recherches sur la vitalité des spermatozoïdes de la truite. *Compte Rendus Academie de Science*, Paris, 84, 1333-1335.
- Hey, D., 1939. A preliminary report concerning the causes of the low fertility of trout eggs at the trout hatchery. *Annale University Stellenboschen*, 17, 1-20.
- Hines, R. and Yashow, A., 1971. Some environmental factors influencing the activity of spermatozoa of *Mugil capito* Cuvier, a prey mullet. *Journal of Fish Biology*, 3, 123-7.
- Huxley, J.S., 1930. The maladaptation of trout spermatozoa to fresh water. *Nature*, 125, 194.
- Linhart, O., 1984. Hodnocení spermatu u některých lososovitých ryb. *Bul. VÚRH Vodňany*, 20(1): 20-34.

- Linhart, O. a Pokorný, J., 1984. Hodnocení čerstvého spermatu ryb. Metodika VÚRH Vodňany, (14), 13 stran.
- Linhart, O., Kouřil, J. and Hamáčková, J., 1986. The motile spermatozoa of wels (*Silurus glanis* L.) and tench (*Tinca tinca* L.) after sperm collection without water activation. *Práce VÚRH Vodňany*, (15): 28-41.
- Linhart, O., Šlechta, V. and Slavík, A., 1991. Fish sperm composition and biochemistry. *Bull.Inst.Zool.Academia Sinica, Monograph*, 16: 285-311.
- Linhart, O., Billard, R., and Proteau, J.P., 1993. Cryopreservation of European catfish (*Silurus glanis* L.) spermatozoa. *Aquaculture*, 115: 347-359.
- Linhart, O. and Billard, R., 1994. Spermiation and sperm quality of European catfish (*Silurus glanis* L.) after GnRH implantation and injection of carp pituitary extracts. *J.Appl.Ichthyol.*, 10: 182-188.
- Linhart, O., 1995a. Ova management and optimization of artificial insemination in the European catfish (*Silurus glanis* L.). In: 5th Int. Symposium Reproductive Physiology of Fish, July 2-8 1995, Texas, 66.
- Linhart, O., 1995b. Vliv iontů K^+ a Na^+ na uchovatelnost motility spermií kapra. *Bull. VÚRH Vodňany*, 31(3):66-71.
- Linhart, O., 1995c. Spermiace u některých druhů ryb včetně hodnocení kvality a kvantity spermií. *Bull. VÚRH Vodňany*, 31(4):112-123.
- Linhart, O. and Billard, R., 1995. Survival of ovulated oocytes and ova in the European catfish (*Silurus glanis* L.) after in vivo and in vitro storage or exposure to various solutions. *Aquat.Liv.Res.*, 8: 317-322.
- Linhart, O., Mims, S.D., Shelton, V.L., 1995. Motility of spermatozoa from shovelnose sturgeon (*Scaphirhynchus platyrhynchus* Rafinesque, 1820) and paddlefish (*Polyodon spathula* Walbaum, 1792). *J.Fish Biol.*, 47: 902-909.
- Medem, F., Rotheli, A., and Roth, H., 1949. Biological evidence for gamones in whitefish and brook trout. *Schweizerische Zeitschrift Hydrobiologie*, 11, 361-377.
- Miura, T., Yamauchi, K., Takahashi, H. and Nagahama, Y., 1992. The role of hormones in the acquisition of sperm motility in salmonid fish. *Journal of Experimental Zoology*, 261, 359-363.
- Morisawa, M. and Morisawa, S., 1990. Acquisition and initiation of sperm motility. In *Controls of Sperm Motility: Biological and Clinical Aspects*. (ed. C. Gagnon). CRC Press. Boca Raton, FL, pp. 137-151.
- Morisawa, M., Suzuki, K., Shimizu, H., Morisawa, S. and Yasuda, K., 1983. Effects of osmolality and potassium on motility of spermatozoa from freshwater cyprinid fishes. *Journal of Experimental Biology*, 107, 95-103.
- de Quatrefages, A., 1853. Vitalité des spermatozoides de quelques poissons d'eau douce. *Annales des Sciences Naturelles*, 19, 341-369.
- Redondo, M.C., Cosson, M. and Billard, R., 1991. In vitro maturation of the Potential for movement of carp spermatozoa. *Mol.Reprod.Dev.*, 29: 259-270.
- Saad, A. and Billard, R., 1987. Composition et emploi d'un dilueur d'insémination chez la carpe *Cyprinus carpio*. *Aquaculture*, 66, 329-345.
- Scheuring, L., 1924. Biological and physiological studies on salmonid sperm. *Archives Hydrobiologie*, supplement 4, 181-318.
- Schlenk, V. and Kahmann, 1938. The chemical composition of seminal fluids and their physiological importance study with trout sperm. *Biochemical Zoology*, 295, 283-301.
- Shuman, R.F., 1950. On the effectiveness of spermatozoa of the pink salmon *Oncorhynchus gorbuscha*, at varying distances from the point of dispersal. *Fishery Bulletin Fish and Wildlife Service US*, 51, 359-363.
- Smith, R.T. and Quistorff, E., 1943. Experiments with the spermatozoa of the steelhead trout, *Salmo gairdneri*, and the chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*, Copeia, 3, 164-167.
- Suquet, M., 1992. La production de sperme chez le turbot; aspects descriptifs et expérimentaux. *Mémoire EPHE, Paris*, 90 p.
- Wilkins, N.P., 1989. Pond, Passes and Parks. *Aquaculture in Victorian Ireland*. Glendale, Dublin, 300 p.

Adresa autora:

Ing.Otomar Linhart, CSc., odd. genetiky a šlechtění ryb VÚRH
JU, 389 25 Vodňany

BIOCHEMICKÉ MARKERY KONTAMINACE V RYBÁCH P.

Drábek, M. Machala, Z. Svobodová

Souhrn

Práce představuje nový ekotoxikologický systém testů toxických efektů kontaminantů vodního prostředí a jejich diferenciaci měřením vybraných biochemických parametrů - tzv. biochemických markerů. Biochemické markery jsou primární, relativně specifické odpovědi organismu na vstup cizorodé látky určitého typu toxicity. Míra zvýšení hladiny daného biochemického markeru dobře koreluje se stupněm toxických efektů kontaminantů. V současné době je možné odlišit tyto významné třídy kontaminantů: 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) a z hlediska toxických efektů příbuzné kontaminanty - koplanární polychlorované bifenyly (PCB) a vysoce toxické polycyklické aromatické uhlovodíky (PAH). organochlorové pesticidy (OCP) a jejich rezidua, např. DDE, a nekoplanární PCB. 3. těžké kovy, především rtuť a kadmium.

Biochemickými markery pro uvedené skupiny kontaminantů jsou hladiny jaterních detoxikačních enzymů (cytochromů P450A, glutathion-S-transferáz) a metallothioneinů (peptidů detoxikujících těžké kovy). Použití biochemických markerů v rybách je komentováno v kontextu s analytickými metodami sledování kontaminace prostředí.

Současné monitorování kontaminace prostředí

Sledování kontaminace v životním prostředí se v současné době omezuje na stanovení hladin některých skupin cizorodých látek (PCB, OCP a těžké kovy, zřídka PAH) metodami instrumentální analytické chemie, převážně plynovou a kapalinovou chromatografií. V posledních letech byla

výrazně zvýšena specifita a citlivost těchto metod a byly stanoveny ekotoxikologické a hygienické limity koncentrací uvedených kontaminantů. Přesto ekotoxikologická interpretace analytických dat je poněkud obtížná: nejsou dobře popsány toxické efekty monitorovaných kontaminantů, celá řada dalších kontaminantů není vůbec analyticky sledována a nejsou známy efekty kontaminantů v "přirozených" směsích, jak se vyskytují v životním prostředí (Safe, 1989). Nejvýznamnější z hlediska ekotoxikologie a hygieny potravin, ale i chovu ryb jsou reálné toxické efekty cizorodých látek, tj. cytotoxicita, reprodukční poruchy, imunotoxicita, mutagenita. Proto se intenzivně hledají biochemické a biologické parametry, které odrážejí míru toxických efektů kontaminantů přítomných v daném prostředí.

Biochemické markery kontaminace

Biochemické markery jsou vybrané parametry (enzymové aktivity, hladiny určitých proteinů v tkáni apod.), které se mění - nejlépe specificky - jako první odpovědi organismu nebo buňky po vstupu určité cizorodé látky. Lze také stanovit primární toxické poškození, např. peroxidaci membránových lipidů, oxidaci nebo adukty DNA apod. (Huggett a kol., 1992).

Biochemickými markery organických kontaminantů jsou především enzymy, které tyto látky metabolizují. Nejlépe prozkoumány jsou tyto enzymy u savců: jaterní mikrosomální cytochromy P4501A a P4502B, cytosolové glutathion-dependentní enzymy účastníci se detoxikace metabolitů cizorodých látek a ochrany proti tzv. oxidativnímu stresu (přehled a reference viz Huggett a kol., 1992). U ryb bylo úspěšně zavedeno stanovení jaterních cytochromů P4501A, jejichž hladina odpovídá celkovému toxickému efektu "TCDD-typu", tzn., že tento parametr je přímo úměrný míře určitého souboru toxických efektů, které vykazují TCDD, koplánární kongenery PCB a některé

kontaminanty ze skupiny PAH. Nestanoví se tedy přesně, který určitý kongener PCB nebo polyaromatický uhlovodík je přítomen, nýbrž stupeň toxicity těchto příbuzných látek. Organochlorové kontaminanty a nekoplanární PCB tvoří další závažnou třídu cizorodých látek. Jsou výrazně méně toxické, ale při chronické expozici jsou tzv. promotéry karcinogeneze nebo "nekompletními karcinogeny". To znamená, že pokud jsou přítomny jiné karcinogeny v organismu, potencují vznik karcinomu z buněk, které mají poškozený genetický aparát. U savců jsou specifickými markery expozice těmito kontaminanty jaterní cytochromy P450 2B, v rybách však není hladina těchto enzymů po vstupu cizorodé látky indukována (Haasch a kol., 1994). V současné době se proto hledají jiné biochemické indikátory kontaminace OCP a nekoplanárními PCB. K úspěchům laboratoří autorů patří zjištění, že určité aktivity dalších detoxikačních enzymů, glutathion-S-transferáz v jaterním cytosolu pstruha se mění specificky po podání OCP (Petřivalský a kol., 1996). Pokud budou tato měření potvrzena i u jiných druhů ryb, bude možno stanovit míru kontaminace těmito cizorodými látkami. Metallothioneiny jsou polypeptidy, které jsou schopny vázat těžké kovy a tím detoxikovat buňku. Jejich hladiny v jaterním cytosolu jsou významně zvýšeny ("indukovány") po vstupu těžkého kovu do organismu, proto lze využít tento parametr jako biochemický indikátor kontaminace těžkými kovy (George, 1989), (Fórlin a kol., 1986). U indikátorových druhů ryb je nutno stanovit specifitu indukce a event, vliv organických kontaminantů. Pak bude možno zařadit tento biomarker do souboru základních biochemických stanovení toxických efektů kontaminantů vodního prostředí.

Podmínky a metody stanovení biochemických markerů

Podmínky stanovení biochemických markerů v rybách jsou následující:

- je nutno provést výběr druhu (dán povahou vodního prostředí a postavením v potravním

řetězci), je nezbytné se vyhnout reprodukčnímu období, odlov provádět nejlépe v letní sezóně, kdy měřené parametry vykazují největší rozdíly oproti kontrolním hodnotám (viz Machala a kol., 1996), vyvolání stresu u ryb je nutno omezit a také minimalizovat odbourávání enzymových aktivit po zabití ryby (jaterní tkáň po vyjmutí okamžitě zamrazit).

Po izolaci jaterní nebo hepatopankreatické tkáně je dalším krokem (už v laboratoři) homogenizace, oddělení mikrosomální a cytosolové frakce centrifugací a měření aktivit enzymů nebo hladiny metallothioneinů (fluorimetricky, spektrofotometricky, kapalinovou chromatografií nebo polarograficky).

Pokud jsou vyjmenované podmínky a omezení dodrženy, jsou minimalizovány nespecifické vlivy a biochemické markery se mohou stát významným nástrojem kontroly úrovně kontaminace vodního prostředí. Biochemické markery jsou v rámci EU prosazovány do legislativy. Je však třeba ještě mnoha měření a korelování s analytickými daty, vytvoření "limitů" hodnot pro jednotlivé biomarkery u jednotlivých species. Přesto však mohou stanovení biochemických markerů sloužit rybářské i zemědělské veřejnosti již v nejbližší době.

Výhody stanovení stupně a typu kontaminace měřením biochemických markerů

Stanovení biochemických markerů je relativně levné (náklady představují zhruba desetinu ve srovnání s plynovou chromatografií).

Jsou stanoveny skutečné toxické efekty (tedy v měření jsou zahrnuty možné synergické efekty cizorodých látek i důsledky přítomnosti kontaminantů, které nejsou sledovány analyticky, např. TCDD).

Mohou být nalezeny i efekty (např. na reprodukci) kontaminantů přítomných v podlimitních koncentracích.

Literatura

- Fórlin,L.,Haux,C.,Karlsson-Norrgren,L.,Runn,P.,Larsson,A., 1986.Biotransformation enzyme activities and histopathology in rainbow trout, *salmo gaidneri*, treated with cadmium. *A.Toxicoi.*,8:51-64.
- George,S.G.,1989.Cadmium effect on plaice liver xenobiotics and metal detoxication systems. *A.Toxicoi.*,15:303-310.
- Haasch,M.L.,Graf,W.K.,Quardokus,R.T.,Mayer,R.T.Lech,J.J., 1994.Use of 7-alkoxycoumarins and 7-alkoxyquinolines as fluorescent substrates for rainbow trout hepatic microsomes after treatment with various inducers. *Biochem. Pharm.*,47:893-903.
- Huggett,R.J.,Kimerle,R.A.,Mehrlé,P.M.Jr.,Bergman,H.L.,(ed.) 1992.Biomarkers biochemical,physiological,and histological markers of anthropogenic stress. *Lewis Publ.*,Boca Raton.
- Machala M.,Nezveda,K.,Petřivalský,M.,Jarošová,A.,Piačka,V.,Svobodová,Z.,1996.Monooxygenase activities in carp as biochemical markers of pollution by polycyclic and polyhalogenated aromatic hydrocarbons:Choice of substrates and effected of temperature,sex and unstocking of fish. *A. Toxicol.*,v tisku.
- Petřivalský,m.,Machala,M.,Nezveda,K.,Piačka,V.,Svobodová,Z., Drábek,P., 1996. Glutathione-S-transferases and glutathione reductase search for specific biochemical markers of chemical stress induced by phenobarbital-type contaminants in Fish. *Environ. Toxicoi. Chem.*,v tisku.
- Safe,S.,Mason,G.,Sawyer,T.,Zacharewski,T.,Harris,M.,Yao,C.,Keys,B., Farrell,K., Holcomb,M.,Davis,D.,Safe,L.,Piskorska-Pliszczyńska,J., Leece,B., Denomme,M.A., Hutzinger,O.,Thoma, H.,Chittim,B.,Madge,J.,1989.Development and validation of in vitro induction assays for toxic halogenated aromatic mixtures.A review. *Toxicol. Ind.Hlth.*,5:757-775.

Adresy autorů

MVDr. Petr Drábek, Veterinární a farmaceutická universita, Palackého 1-3, 612 42 Brno

RNDr. Miroslav Machala, CSc., Výzkumný ústav veterinárního lékařství, Hudcova 70, 621 32 Brno

MVDr. Zdenka Svobodová, DrSc., Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, 389 25 Vodňany, Veterinární a farmaceutická universita, Palackého 1-3, 612 42 Brno

Porovnání jednotlivých lokalit ÚN Orlík a ÚN Kamýk z hlediska zatížení ryb rtutí

Z. Svobodová, L. Dušek, M. Hejtmánek, B. Vykusová, V. Piačka, J. Kolářová, A. Kočová

Pro porovnávání stavu zatížení jednotlivých lokalit údolních nádrží a tekoucích vod jsou využívány tzv. indikátorové složky vodního prostředí. Např. pro řeku Labe jsou jako indikátorové složky využívány cejn velký, *Dreissena polymorpha* a sedimenty dna. Na řece Moravě využívá řada autorů jako indikátorovou rybu jelce tlouště. Jako indikátorové jsou využívány druhy ryb nejpočetnější a vyskytující se na všech lokalitách údolní nádrže nebo toku. U řady polutantů je však jejich obsah v tkáních ryb vedle stavu zatížení lokalit závislý i na hmotnosti a věku. Prosté porovnání jednotlivých lokalit údolních nádrží nebo toků, např. podle obsahu rtuti ve svalovině indikátorového druhu bez ohledu na věk a hmotnost ryb, není správné a je zavádějící. Z toho důvodu jsme se pokusili na případu ÚN Orlík a ÚN Kamýk provést porovnání stavu zatížení ryb rtutí na jednotlivých lokalitách pomocí matematicko-statistických modelů zohledňujících věk a hmotnost ryb.

Materiál a metodika:

Vzorky tkání ryb ke stanovení obsahu celkové rtuti byly odebrány na ÚN Orlík v průběhu roku 1994 na následujících lokalitách:

Vltava - Podolský most, Otava - Štědrónín, soutok, Chrást a hráz

Celkem bylo analyzováno 286 kusů ryb (227 nedravých a 59 dravých ryb) náležejících k 16 druhům (10 nedravých, 6 dravých druhů ryb). Ve všech sledovaných lokalitách se vyskytovaly následující druhy: plotice obecná, cejn velký, cejnek malý a okoun říční.

Na údolní nádrži Kamýk bylo odloveno a analyzováno 18 kusů ryb náležejících k 5 druhům. Nejpočetněji byla zastoupena plotice (12 kusů).

Po odlovu byly ryby změřeny, zváženy a na určení věku byly odebrány šupiny. K analýzám na Hg byly odebrány vzorky svaloviny, jater nebo hepatopankreatu a ledvin. Vzorky byly ihned po odběru zmrazeny na teplotu -18 C. Analýzy na obsah celkové rtuti byly provedeny technikou "studené páry" - AAS na zařízení popsáném v práci Studnické et al. (1974).

K matematicko-statistickému vyhodnocení byly použity výsledky obsahu celkové rtuti naměřené ve tkáních indikátorových druhů ryb. V případě nádrží Orlík a Kamýk byly

zvoleny následující druhy: plotice obecná, cejn velký, cejnek malý a z dravých druhů okoun říční.

Počty analyzovaných ryb na jednotlivých lokalitách jsou vedeny v tabulce 1. Tyto ryby byly různého věku a hmotností.

Tab:1. Počty indikátorových druhů ryb na jednotlivých sledovaných lokalitách ÚN Orlík a ÚN Kamýk

Lokalita	plotice obecná	cejn velký	cejnek malý	okoun říční
n				
Vltava - Podolský most	6	10	4	10
Otava - Štědronín	15	18	17	10
soutok	9	10	11	8
Chrást	18	17	1	9
hráz	12	10	11	3
Kamýk	12	0	1	1
Celkem	72	65	46	41

Při srovnávání jednotlivých lokalit bylo nezbytné uvažovat stejné věkové, příp. hmotnostní kategorie ryb. Z tohoto důvodu bylo pro srovnání lokalit využito významného korelačního vztahu mezi srovnávaným parametrem (obsahem Hg) a věkem nebo hmotností ryb. Vztah mezi těmito proměnnými byl vyjádřen regresním modelem vybudovaným metodou nejmenších čtverců. Modely vyjadřují významný nárůst např. koncentrace Hg ve svalovině s rostoucím věkem nebo hmotností a definuje " průměrný - typický " nárůst na jednotku hmotnosti nebo na jeden rok věku. Postavené modely byly pak dávány do vztahu k jednotlivým lokalitám s cílem kvantitativně zjistit, zda hodnoty na určité lokalitě byly významně zvýšené (tedy vyšší koncentrace Hg než odpovídá věku nebo hmotnosti zastoupených ryb) nebo snižené oproti " průměrnému " nárůstu hodnot. Byl tedy proveden průzkum náhodnosti reziduí modelu při zachování jejich identity ve vztahu k lokalitě. Kvalita vybudovaných regresních modelů byla hodnocena pomocí koeficientů determinace (R^2), náhodnosti reziduí a analýzou rozptylu reziduí (lack-of-fit statistic) (Anderson and McLean, 1974).

Porovnání jednotlivých lokalit ÚN Orlík a ÚN Kamýk z hlediska jejich zatížení rtutí bylo provedeno na základě výsledků analýz tkání indikátorových druhů ryb s přihlédnutím na věkové a hmotnostní kategorie. Pro porovnání lokalit bylo využito významného korelačního pozitivního vztahu mezi srovnávaným parametrem (obsahem Hg) a věkem a hmotností ryb (tabulka 2).

Modelové posouzení kontaminace tkání vybraných indikátorových druhů ryb odlovených na jednotlivých lokalitách ÚN Orlík a v ÚN Kamýk je provedeno v tab.3. Data uvedená v této tabulce představují modelové srovnání oproti průměrné "typické" regresní závislosti odvozené z původních dat.

Pouze hodnoty reziduí větší než 0.1 nebo nižší než -0.1 představují významnou odchylku od tohoto průměrného modelu. Proto byl proveden konečný rozbor, tzn. data z tabulky 3 byla seřazena podle příslušnosti k jednotlivým lokalitám a bylo jim přiděleno konečné pořadí (medián všech hodnot reziduí zjištěných u proměnné dané lokality). Výsledky jsou uvedeny v tabulce 4.

Z hlediska relevantnosti dat jsou nejreprezentativnější data popisující kontaminaci svaloviny. Lokalita Štědrónín patří mezi lokality s relativně nižší kontaminací svaloviny a dalších tkání ryb, především u cejna velkého. Kontaminace svaloviny ryb na lokalitě Podolský most je významně zvýšená v případě plotice obecné a cejnka malého; u ostatních druhů zhruba odpovídá modelové předpovědi. Rovněž kontaminace vnitřních orgánů na této lokalitě je významně zvýšená u druhů cejnek malý a plotice obecná. S výjimkou plotice obecné je kontaminace svaloviny ryb na lokalitě soutok významně zvýšená ve srovnání s modelovými předpověďmi. Kontaminace vnitřních orgánů na této lokalitě celkově významně zvýšené nejsou. Stupeň kontaminace svaloviny ryb na lokalitě Chrást vykazuje spíše nižší hodnoty než by odpovídalo věku a hmotnosti zde zastoupených ryb (především u okouna a cejnka malého). U ostatních druhů ryb je tento parametr na úrovni průměrné kontaminace předpovězené modelem. Kontaminace ostatních tkání ryb na této lokalitě odpovídá stupni kontaminace na lokalitě hráz a je spíše zvýšená, s výjimkou hodnot u okouna říčního, kde je významně pod úrovní předpovězenou modelem. Stupeň kontaminace svaloviny ryb na lokalitě hráz do jisté míry závisí na druhu ryby, ale významně zvýšená je pouze v případě cejna velkého, a to pouze u modelu s hmotností ryb. Jde tedy o lokalitu s relativně opět nižší kontaminací svaloviny ryb. Kontaminace ostatních tkání ryb se na lokalitě hráz jeví jako významně zvýšená téměř ve všech testovatelných případech.

Posouzení kontaminace lokality Kamýk je provedeno na základě hodnot především svaloviny plotice obecné (n = 12). V tabulce 3 jsou uvedeny i hodnoty pro cejnka malého. Ale protože se jednalo o 1 kus ryby, tak tyto hodnoty nejsou zohledňovány. Podle hodnot uvedených pro plotici obecnou (a to jak ve vztahu k věku, tak k hmotnosti) vykazuje lokalita Kamýk významné zatížení rtutí ve srovnání s lokalitou ÚN Orlík. Předpokládáme, že toto není způsobeno zvýšenou

Tab. 2: Korelační vztahy mezi vybranými parametry a odvozené regresní vztahy použité pro srovnání jednotlivých lokalit s ohledem na věk a hmotnost zastoupených ryb

Parametr	Korelace s věkem	Korelace s hmotností	Odvozené regresní rovnice **	R/2
Plotice obecná				
Hg ve svalovině	0,683*	0,612*	Log sval = -3,26 + 0,211.Věk - 0,0357.(Věk)/2	R/2 = 51,81
			Log sval = -4,819 + 0,496.(Log hmotnost)	R/2 = 36,60
Hg v játrech	0,598*	0,474*	Log játra = -3,35 + 0,131.Věk	R/2 = 32,70
			Log játra = -4,58 + 0,357.(Log hmotnost)	R/2 = 21,16
Cejn velký				
Hg ve svalovině	0,721*	0,631*	Log sval = -3,267 + 0,263. Věk	R/2 = 46,15
			Log sval = -7,512 + 0,927. (Log hmotnost)	R/2 = 38,88
Hg v játrech	0,535*	0,543*	Log játra = -4,94 + 0,914. Věk - 0,063. (Věk)/2	R/2 = 28,77
			Log játra = -7,89 + 0,970. (Log hmotnost)	R/2 = 28,26
Hg v ledvinách	0,504*	0,429*	Log ledv = -3,469 + 0,193. Věk	R/2 = 21,96
			Log ledv = -5,85 + 0,554. (Log hmotnost)	R/2 = 17,04
Cejnek malý				
Hg ve svalovině	0,311*	0,307*	Log sval = -2,456 + 0,124. Věk	R/2 = 9,53
			Log sval = -3,902 + 0,377 (Log hmotnost)	R/2 = 9,27
Hg v ledvinách	0,397*	0,504*	Log ledv = -3,000 + 0,096. Věk	R/2 = 12,64
			Log ledv = -4,55 + 0,369. (Log hmotnost)	R/2 = 22,69
Okoun říční				
Hg ve svalovině	0,531*	0,757*	Log sval = -2,166 + 0,158. Věk	R/2 = 26,33
			Log sval = -4,66 + 0,605. (Log hmotnost)	R/2 = 56,13
Hg v játrech	0,544*	0,751*	Log játra = -2,578 + 0,151. Věk	R/2 = 26,21
			Log játra = -8,02 + 1,087. (Log hmotnost)	R/2 = 54,96
Hg v ledvinách	0,674*	0,812*	Log ledv = -2,762 + 0,155. Věk	R/2 = 40,72
			Log ledv = -7,643 + 0,979. (Log hmotnost)	R/2 = 63,67

* Pearsonova korelace významná na hladině 1%. Potvrzeno Spearmanovou analýzou pořadové korelace.

** Log znamená hodnoty proměnné logaritmované z důvodu dosažení normality rozptylu. R/2 - koeficient determinace.

Tab. 3: Modelové posouzení kontaminace tkání vybraných druhů ryb odlovených na různých lokalitách ÚN Orlik a Kamýk

Lokalita	Modely ve vztahu k věku ryb											
	Plotice obecná**			Cejn velký**			Cejn malý**			Okoun říční**		
	Svalovina	Játra	Ledviny	Svalovina	Játra	Ledviny	Svalovina	Ledviny	Svalovina	Játra	Ledviny	Ledvina
Kamýk	0,300a	0,032a	-	-	-	-	-0,751a	-	-1,122a	-	-	-
hráz	-0,192c	0,178b	0,005a	0,282a	0,408b	0,088a	-0,218b	-0,048a	0,097b	0,288a	0,155a	0,155a
Chrást	-0,089b	0,188b	0,057a	0,408b	0,355c	0,273b	-0,165b	0,131b	-0,841c	-0,791b	-0,119b	-0,119b
Podolský most	0,288a	-0,042a	0,029a	-0,355c	-0,097c	-0,097c	0,235c	0,109b	0,184b	0,031c	-0,084b	-0,084b
soutok	0,016b	0,033a	0,146b	-0,019d	-0,042c	-0,042c	0,416d	0,066b	0,466d	0,095c	-	-
Štědrónín	-0,054b	-0,125c	-0,154c	-0,248e	-0,217d	-0,217d	-0,119b	-0,066a	0,090b	-0,005c	0,074a	0,074a

Lokalita	Modely ve vztahu k hmotnosti ryb											
	Plotice obecná**			Cejn velký**			Cejn malý**			Okoun říční**		
	Svalovina	Játra	Ledviny	Svalovina	Játra	Ledviny	Svalovina	Ledviny	Svalovina	Játra	Ledviny	Ledvina
Kamýk	0,571a	0,073a	-	-	-	-	-0,800a	-	-0,317a	-	-	-
hráz	-0,191b	0,144a	0,126a	0,374a	0,301a	0,270a	0,002b	-0,083a	-0,203b	-0,018a	-0,165a	-0,165a
Chrást	-0,085b	0,127a	0,061a	0,301a	0,295b	0,238a	-0,221c	0,047b	-0,395a	-0,566b	-0,051b	-0,051b
Podolský most	0,240c	-0,067b	-0,062b	-0,295b	-0,042c	-0,084b	0,182d	0,104b	0,164c	0,054a	0,024b	0,024b
soutok	-0,039b	-0,019b	-0,038b	-0,042c	-0,113b	-0,113b	0,381e	0,039b	0,350d	0,119c	-	-
Štědrónín	-0,189b	-0,111b	-0,105b	-0,195b	-0,202c	-0,202c	-0,236c	-0,015ab	-0,003e	-0,033a	0,051b	0,051b

* Data znamenají střední hodnoty reziduí u příslušných modelů (rezidua tříděná podle lokality). Modely jsou postaveny na logaritmizovaných datech a proto rezidua nemají vztah k původním jednotkám proměnných. Celkový průměr reziduí u každého modelu, tj. bez ohledu na lokality byl roven nule.

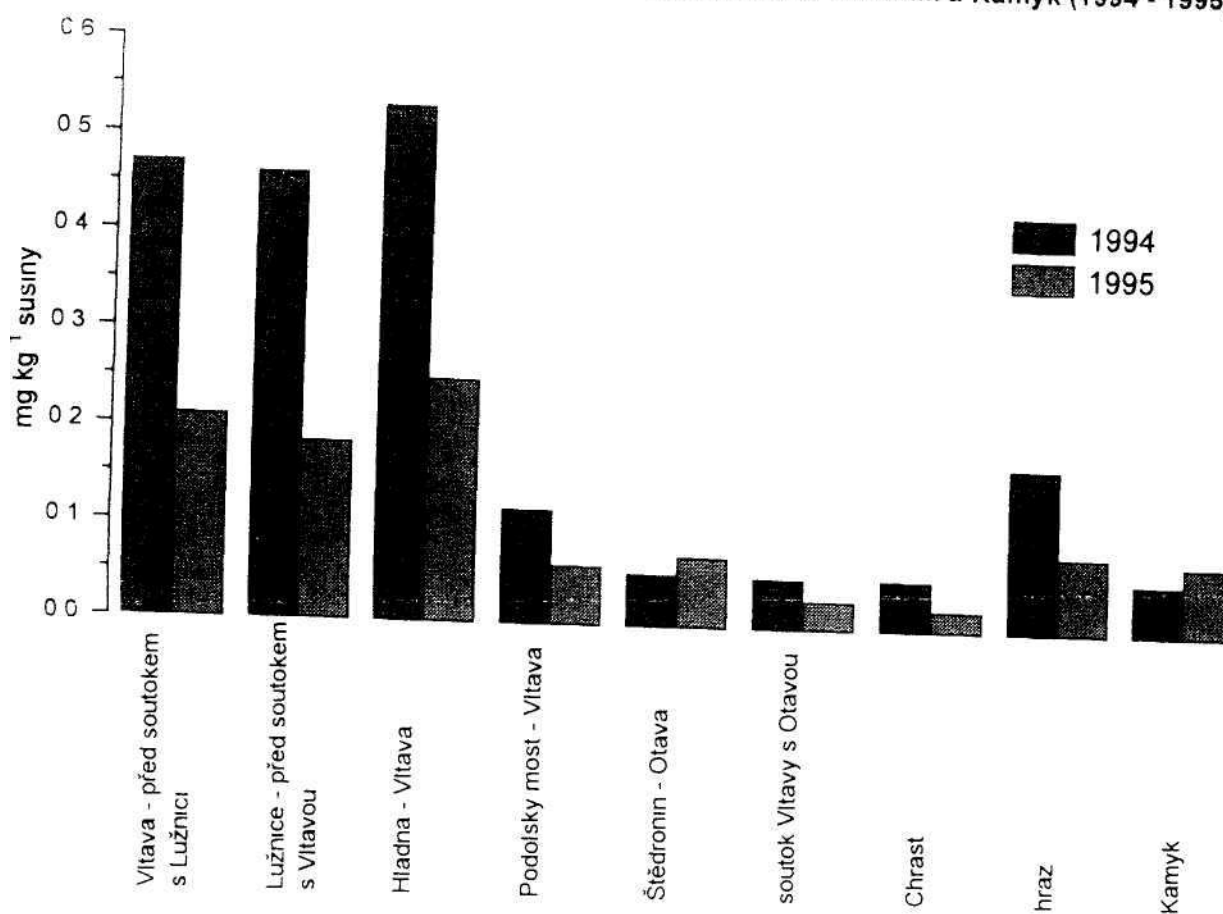
** Číslo v rámci jednoho sloupce následované různým písmenem se významně liší (ANOVA, Newman-Keuls test, kontrolováno Kruskal-Wallisovým testem) Kladný střed reziduí znamená vyšší hodnoty daného parametru na lokalitě, než lze očekávat podle věku nebo hmotnosti zastoupených ryb a naopak.

Tab 4 Shmující srovnání lokalit z hlediska kontaminace tkání ryb

Lokalita	Komentář k zařazení lokality podle modelu*					
	Podle závislosti na věku			Podle závislosti na hmotnosti		
	Hg ve svalovině	Hg v játrech	Hg v ledvinách	Hg ve svalovině	Hg v játrech	Hg v ledvinách
Kamýk	0 300a	0 032	-	0 571a	0 073	-
hráz	0 012	-0 095	0 155a	0 282a	0 144a	-0 083
Chrast	-0 127a	-0 153a	0 131a	0 188a	0 127a	0 047
Podolský most	0 209a	0 173a	-0 084	-0 042	-0 067	0 024
soutok	0 261a	0 156a	0 012	0 033	0 019	-0 037
Štědrónín	-0 090	-0 147a	-0 066	-0 125a	-0 111a	-0 015

* Kladný střed reziduí znamená vyšší hodnoty daného parametru na lokalitě, než lze očekávat podle věku nebo hmotnosti zastoupených ryb a naopak. Pouze hodnoty reziduí větší než 0,1 nebo nižší než -0,1 představují významnou odchylku od tohoto průměrného modelu - v tabulce označené znakem a

Obr. 1: Obsah celkové rtuti v sedimentech dna ÚN Orlík a Kamýk (1994 - 1995)



kontaminací nádrže rtutí, ale zvýšeným stupněm metylace rtuti a jejím intenzivnějším přechodem do potravního řetězce. Koncentrace kyslíku ve vodě ÚN Kamýk je velmi nízká, často jsou zde zjišťovány deficitní kyslíkové stavy. V takových podmínkách probíhá proces metylace rtuti mnohem intenzivněji-

Na základě modelového posouzení kontaminace ryb jednotlivých lokalit rtutí je možno uvést zhruba následující pořadí těchto lokalit: Podolský most > soutok > hráz > Chrást > Štědrónín. Lokalitu Kamýk je nutno hodnotit zcela samostatně. Pořadí jednotlivých lokalit je poměrně v dobré shodě s výsledky analýz sedimentů dna, které byly prováděny v roce 1994 a 1995 na ÚN Orlík a ÚN Kamýk (obr.1). Je evidentní, že převážnou část zatížení ÚN Orlík rtutí přináší řeka Vltava.

Závěr

V předložené práci bylo na základě modelového posouzení kontaminace tkání indikátorových druhů ryb provedeno srovnání zatížení jednotlivých lokalit ÚN Orlík a ÚN Kamýk rtutí. Jako indikátorové druhy byly použity plotice obecná, cejn velký, cejnek malý a okoun říční. Největší váha byla prisuzována datům popisujícím kontaminaci svaloviny ryb. V použitém modelu byly zohledněny dva významné faktory ovlivňující množství rtuti u ryb, a to věk a hmotnost. Tento použitý model nemůže být zatím zobecněn, musí být ověřen na lokalitách dalších úrodných nádrží a především na lokalitách tekoucích vod

Literatura

- Anderson, V.L. McLean, R.A. (1974) Design of experiments. A realistic approach. Marcel Dekker, INC. New York.
- Studnicka M., Hejtmánek M., Svobodová Z. (1974) Determination of mercury contents in muscles of fish from the river Vltava and its tributary streams. Acta Vet. Brno, 43, 145-151.

Poděkování

Práce byla provedena s podporou GA ČR, č. projektu 203/93/2387.

Adresy autorů

MVDr. Zdeňka Svobodová, DrSc., Ing. Blanka Vykusová, CSc., Ing. Vladimír Piačka, MVDr. Jitka Kolářová, Anna Kocová, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický Jihočeské univerzity se sídlem ve Vodňanech 389 25 Vodňany

Dr. Ladislav Dušek, Přírodovědecká fakulta MU, Kotlářská 2, 637 11 Brno

Doc. Ing. Dr. Miloš Hejtmánek, CSc., Vysoká škola chemicko-technologická, Trojanova 13, 120 00 Praha 2