

Biologické centrum AV ČR, v. v. i.
Hydrobiologický ústav

MANAGEMENT A PODPORA POPULACÍ VYBRANÝCH REOFILNÍCH KAPROVITÝCH RYB VE VOLNÝCH VODÁCH



RNDr. Petr Blabolil, Ph.D.
RNDr. Michaela Holubová, Ph.D.
Ing. Tomáš Kolařík
RNDr. Marek Šmejkal, Ph.D.

České Budějovice, 2021

Biologické centrum AV ČR, v. v. i.
Hydrobiologický ústav

**MANAGEMENT A PODPORA
POPULACÍ VYBRANÝCH
REOFILNÍCH KAPROVITÝCH RYB
VE VOLNÝCH VODÁCH**

RNDr. Petr Blabolil, Ph.D.
RNDr. Michaela Holubová, Ph.D.
Ing. Tomáš Kolařík
RNDr. Marek Šmejkal, Ph.D.

České Budějovice, 2021

Metodika vznikla za finanční podpory programu aplikovaného výzkumu Ministerstva zemědělství na období 2017-2025 ZEMĚ, projektu QK1920326 „Akvakultura reofilních druhů ryb“.

Podíl projektu: QK1920326 100 %.

Klíčová slova:

odchov, rybářství, akvakultura, tekoucí vody, umělý výtěr, zarybňování

Odborní oponenti:

RNDr. Milan Hladík, Ph.D.

Vodohospodářský rozvoj a výstavba a.s., Kněžská 354/34, 370 01 České Budějovice
Český rybářský svaz, z. s., Jihočeský územní svaz, Rybářská 237, 373 82 Boršov nad Vltavou

RNDr. Milan Muška, Ph.D.

Biologické centrum AV ČR, v. v. i.,
Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 702/7, 370 05 České Budějovice
Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Kaplanova 1931/1, 148 00 Praha 11 - Chodov

Ing. Ján Regenda, Ph.D.

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod,
Na Sádkách 1780, 370 05 České Budějovice

Oponent za státní správu:

RNDr. Pavel Punčochář, CSc.

Ministerstvo zemědělství, Sekce vodního hospodářství
Těšnov 17, 117 05 Praha 1

Osvědčení Ministerstva zemědělství č.j. MZE-67819/2021-15000

Obrázek na titulní straně: Třecí hejno bolenů dravých v řece Želivce (foto: Marek Šmejkal)

Adresa:

Biologické centrum AV ČR, v. v. i.
Hydrobiologický ústav
Na Sádkách 702/7
370 05 České Budějovice

ISBN 978-80-86668-92-5

Obsah

I. Cíl metodiky	1
II. Popis metodiky	1
1. Úvod do problematiky	1
1.1 Využití ryb	1
1.2 Legislativní rámec	2
1.3 Úlovky z volných vod	4
2. Vybrané druhy ryb	4
2.1 Bolen dravý	5
2.2 Ostroretka stěhovavá	7
2.3 Parma obecná	9
2.4 Podoustev říční	11
3. Odchov ryb	13
3.1 Počty ryb	13
3.2 Věkové skupiny	19
3.3 Odchov cílových druhů	20
3.4 Příprava na přírodní podmínky	21
3.5 Transport	26
3.6 Vysazování ryb	28
3.7 Ověření úspěšnosti	30
4. Prostředí reofilních ryb	33
4.1 Úpravy koryt vodních toků	33
4.2 Bariéry na vodních tocích	35
4.3 Vliv energetického průmyslu	36
4.4 Zemědělské využívání krajiny a znečištění vod	38
III. Srovnání novosti postupů	40
IV. Popis uplatnění certifikované metodiky	40
V. Ekonomické aspekty	40
VI. Seznam použité související literatury	41
VII. Seznam publikací, které předcházely metodice	49
VIII. Poděkování	51

I. Cíl metodiky

Cílem této metodiky je popsat alternativní rybářské hospodaření ve volných vodách zaměřené na podporu populací vybraných reofilních druhů ryb zařazených do čeledi kaprovití (*Cyprinidae*). Jedná se o druhy: bolen dravý (*Leuciscus aspius*), ostroretka stěhovavá (*Chondrostoma nasus*), parma obecná (*Barbus barbus*) a podoustev říční (*Vimba vimba*), které by měly být ve vhodných podmínkách podporovány pro zachování jejich populací pro další generace. Naší motivací je vytvoření inovativních postupů směřujících k efektivnějšímu posilování původních populací reofilních druhů ryb zarybňováním. Metodika zároveň upozorňuje na kritické body v procesu zarybňování rybářských revírů a nabízí jejich bezpečné řešení. V metodice jsou rovněž popsány důvody ohrožení a úbytku jejich populací. Na to navazuje popis možností podpory populací těchto ryb včetně příkladů dobré praxe. Čtenář má možnost výběru jednotlivých kroků k podpoře populací ryb, tedy zajištění kvalitní násady umělou reprodukcí, zvolení početnosti a věkových skupin násady. Relativně novými částmi jsou příprava násady na přirozené podmínky, zajištění vhodných podmínek při transportu ryb, výběr strategie při vysazení a ověření úspěšnosti vysazování.

II. Popis metodiky

1. Úvod do problematiky

1.1 Využití ryb

Lidstvo je spojeno s rybolovem od pradávna, nejprve se jednalo o zdroj obživy pro jedince či rodinu, posléze zájmovou činnost i profesí. V mnoha oblastech (především přímořských) jsou ryby hlavním zdrojem živočišných bílkovin. Od druhé poloviny 20. století do současnosti došlo k rozvoji technických rybolovných prostředků, což lokálně vedlo k přelovení populací ryb. Podpora populací ryb vysazováním má v lidské společnosti dlouhou tradici. První písemné záznamy o chovu ryb pochází z 5. století př. n. l. z Číny, lze však předpokládat, že cílené využívání ryb sahá do období před 6000 lety do Číny a rovněž Egyptské říše. Na Evropském území máme četné doklady o chovu ryb od období Římské říše, přičemž největšího rozmachu dosáhl během středověku (Balon 1995).

Po mnoho desítek a stovek let dochází k cílené podpoře ryb typických pro stojaté vody, pro něž byla budována rybochovná zařízení. Druhy, u nichž docházelo k přirozené reprodukci (např. kapr obecný (*Cyprinus carpio*)), byly cíleně chovány, šlechtěny a domestikovány (Balon 1974, 2004). Naopak reofilní druhy byly loveny z přirozených populací, a to především v období třecích migrací, čímž mnohdy došlo ke kolapsu i velmi početných populací (např. losos obecný (*Salmo salar*) v Čechách, v Německu jeseteři velcí (*Acipenser sturio*)) (Anderska 1972, 1997). Až později došlo ke zvládnutí umělého výtěru komerčně významných reofilních ryb - Frič vytíral lososy obecné v letech 1853–1869 (Podubský a Štědronský 1967). Během minulého století byla rozšířena umělá reprodukce na mnohé další druhy ryb, přičemž u některých byla optimalizována až v posledních dekádách (Pfau a kol. 2012a, Kouřil a kol. 2018). Možnosti převozu ryb v krátkém čase na dlouhé vzdálenosti začaly být běžné od přelomu 19. a 20. století. Tím došlo k mísení populací stejných druhů mezi povodími jakož i úmyslnému či neúmyslnému šíření nových druhů (např. invazní karas stříbřitý (*Carassius gibelio*), střevlička východní

(*Pseudorasbora parva*) a hlaváč černoústý (*Neogobius melanostomus*). Při transportu bývají zavlečeny i jiné organismy včetně patogenů, nemocí a parazitů. Introdukované druhy většinou hůře prosperují (např. okounek černý (*Micropterus dolomieu*) a síh malý (*Coregonus albula*)), některé druhy se však novým podmínkám přizpůsobily a zdomácněly zpravidla na úkor druhů původních (např. slunečnice pestrá (*Lepomis gibbosus*) a sumeček americký (*Ameiurus nebulosus*)) (Lusk a kol. 2011).

1.2 Legislativní rámec

V případě rybářských revírů vyhlášených v souladu s § 4 zákona č. 99/2004 Sb. o rybářství, výkonu rybářského práva, rybářské strážní, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů (dále jen zákon o rybářství) vysazování ryb může provést pouze uživatel revíru (§ 11), anebo jím pověřená osoba nebo subjekt. Vypouštění ryby a ostatní vodní živočichy nepůvodních, geneticky nevhodných a neproověřených populací přirozených druhů do vodních toků a vodních nádrží bez souhlasu příslušného vodoprávního úřadu je zakázáno (§ 35, odst. 3 zákona č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů). V případě vypouštění nepůvodních druhů je zapotřebí rovněž stanovisko orgánů ochrany přírody dle zákona č. 114/1992 Sb. Pokud bude nakládáno či zasaženo do populace zvláště chráněného druhu, je nezbytné aplikovat zákon č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny, tedy získat stanovisko dle § 50, případně žádat i o výjimku dle § 45i, pokud se objekt dotkne předmětů ochrany soustavy Natura 2000.

Převážení násad mezi povodími či dokonce úmořímí může mít množství negativních aspektů. Nepůvodní vysazené ryby se mohou zapojit do rozmnožování, a tím znečistit populaci původní (*Antognazza* a kol. 2016). Ve většině případu by měly být upřednostňovány metody přirozeného výtěru ryb a vytvoření či posílení stabilní populace zájmového druhu. Právě úspěšnost přirozeného výtěru může být značně variabilní. Ryby jsou typičtí r-stratégové produkující velké množství potomstva, které v raných stádiích vykazuje vysokou úmrtnost. V klimaticky nepříznivých obdobích může proběhnout odchov nejcitlivějších raných stádií v kontrolovaných podmínkách rybích líhní (obrázek 1). Ve specifických případech nemusí být hlavním cílem rybářských hospodářů vytvoření trvale udržitelné populace konkrétního druhu ryb, ale jen doplnění jedinců pro sportovní rybolov (např. pstruh duhový (*Oncorhynchus mykiss*)). V rámci Jihočeského územního svazu Českého rybářského svazu, z. s. jsou rybářské revíry rozděleny podle typu hospodaření na tři skupiny (Hýbner a kol. 2021):

► **Vodní toky přirozené** – bezzásahové horské toky nebo vodní toky, kde dochází k podpoře přirozených populací komerčně významných druhů raných stádiích místního původu a nejsou zde vysazovány druhy nepůvodní. Na tyto revíry by mělo být vydáváno méně povolenek, povoleno pouze využití šetrných metod lovu a ulovené ryby by neměly být odebrány z populace. Tyto vody jsou méně úživné, a proto zde ryby rostou pomaleji, čímž jsou náchylnější k vyššímu rybářskému tlaku před dosažením pohlavní dospělosti.

► **Ovlivněné toky** – sekundární pstruhové pásmo, kam jsou vysazovány původní druhy ve starších věkových kategoriích, u kterých není dbán takový zřetel na místní původ, i když násady místního původu převažují. Pro původní druhy jsou zvýšeny lovné míry a nepůvodní druhy jsou vysazovány v omezené míře. I na těchto revírech by se mělo uvažovat o zavedení horní míry k ochraně generačních ryb před vyšším rybářským tlakem.



Obrázek 1: Zařízení rybí líhně (foto: Ján Regenda).

► **Komerčně orientované revíry** – sekundární pstruhové pásmo až parmové pásmo a nádrže, kde převažuje vysazování komerčních druhů ryb o mírových velikostech. Vysazování se provádí opakovaně během sezóny podle návštěvnosti lokality.

Obecně mají rybářští hospodáři k dispozici mnoho nástrojů k ochraně populací ryb, a to vyhlášením chráněných oblastí (např. pod jezy, přítoky, tůně), doby ochrany hájením (před a během rozmnožování) i způsobu lovu (např. počty návazců, háčky bez protihrotu, typ nástrahy, omezení víceháčkových systémů, zákaz brodění, šetrné zacházení s rybami), také mohou zvýšit nejmenší míru ryb či omezit množství ponechaných ryb – denně i v rámci sezóny. Lokálně mohou být lovné míry nižší či zkrácena doba hájení, a to na základě udělení výjimky orgánem státní správy rybářství. Souhrnně mohou stanovit bližší podmínky výkonu rybářského práva, podle zákona o rybářství (99/2004 Sb.) a jeho prováděcí vyhlášky (197/2004 Sb.). Další možností je zacílení na osvětu a popularizační činnost s tematikou ochrany ryb, která se díky početné rybářské základně čítající celorepublikově nižší stovky tisíc členů sdružených do místních organizací se stovkami až tisíci členy rychle a efektivně rozšiřuje.

Složení rybí obsádky v rybářských revírech obhospodařovaných nejčastěji Českým rybářským svazem, z. s. (ČRS) a Moravským rybářským svazem, z. s. (MRS), odpovídá „kvalitě“ a typu vodního toku a je rovněž závislé na preferovaných druzích, které jsou vysazovány. Uživatel rybářského revíru může vznést podnět k úpravě zarybňovacího plánu, přičemž orgán státní správy rybářství následně návrh posoudí a rozhodne. V zarybňovacím plánu je stanoveno kolik ryb, v jakém druhovém složení a věkové kategorii do tohoto revíru musí každoročně uživatel revíru minimálně vysadit. Ryby musí být vysazeny tak, aby nebyly narušeny parametry stanovené v § 12 zákona o rybářství (99/2004 Sb.). V případě nemožnosti zajištění konkrétní věkové kategorie určitého druhu lze počty vysazovaných ryb přepočítat podle přílohy 4 vyhlášky č. 197/2004 Sb. a vysadit do revíru jiné věkové kategorie. Cílem zarybňovacích plánů je doplnění druhů ryb, jejichž výskyt v rybářských revírech poklesl, a to důsledkem rybářského tlaku, ale také činností rybožravých predátorů, ztrátou přirozených podmínek pro rozmnožování či ztrátou migrační propustnosti a dalších faktorů.

1.3 Úlovky z volných vod

Stav populací ryb ve volných vodách České republiky lze do jisté míry odvozovat ze statistik úlovků ČRS a MRS, kteří jsou s více než 250 000 členy hlavními (nikoli však výhradními) uživateli rybářských revírů (Lusk a kol. 2003, Spurný a kol. 2017). Statistiky úlovků jsou u nás založeny na evidenci úlovků zapisovaných do povolenek k lovu, což jsou unikátní údaje v celosvětovém měřítku. Rybáři mají za povinnost zapisovat docházky (datum a číslo revíru), jednotlivě přisvojené úlovky (počty, délky a hmotnosti) vyjmenovaných druhů ryb a sumární úlovky ponechaných ostatních druhů ryb. V úlovcích se tak neobjevují ryby vrácené (ryby, které nedosahují nejmenší lovné míry, byly uloveny v době hájení, nebo jsou chráněny podle zvláštních právních předpisů).

V průběhu času dochází ke změnám chování rybářů. Mladí rybáři často cestují za rybolovem na vzdálenější revíry včetně zahraničí a část vyhledává soukromé revíry s nabídkou trofejních ryb nebo lososovitých ryb odchovaných v akvakultuře. Celkově se mění zájmy lidí, na což má vliv i sociální struktura obyvatelstva, posuzování populačních trendů z úlovkových lístků je tak třeba brát s obezřetností (Spurný a kol. 2017). Dnes je rybaření bráno především jako forma aktivního odpočinku člověka v úzkém kontaktu s přírodou.

2. Vybrané druhy ryb

Pro účely této metodiky byly vybrány reofilní druhy kaprovitých ryb, které byly definovány pro povodí řeky Dunaj Schiemerem a Waidbacherem (1992). Konkrétní vybrané druhy jsou: bolen dravý, ostroretka stěhovavá, parma obecná a podoustev říční (tabulka 1). Tyto druhy jsou zároveň vyjmenovány v zákonu o rybářství. Rovněž tvoří významnou část přirozených společenstev ryb našich vod, a tak změny v jejich populacích reflektují změny našich vod parmového a v menší míře lipanového a cejnového pásma (Baruš a Oliva 1995). Jedná se o ekologicky cenné druhy, které by bez cílené podpory nahradily eurytopní druhy (druh s širokou ekologickou valencí) s vysokou reprodukční schopností (např. ouklej obecná, plotice obecná). Vybrané druhy jsou rovněž zařazeny mezi typové v Metodice hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (kategorie řeka) pomocí biologické složky ryby (Janáč a kol. 2019).

Tabulka 1: Vybrané části vyhlášky č. 197/2004 Sb. k provedení zákona č. 99/2004 Sb., o rybářství, výkonu rybářského práva, rybářské strážní, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů (zákon o rybářství). Uvedeny jsou nejmenší zákonné míry. Zkratky: MPR = mimopstruhový revír a PR = pstruhový revír.

Druh	Zákonná míra MPR (cm)	Zákonná míra PR (cm)	Doba hájení MPR	Doba hájení PR
Bolen dravý	40	-	1. leden - 15. červen	nevrací se do vody
Ostroretka stěhovavá	30	30	16. březen - 15. červen	16. březen - 15. červen
Parma obecná	40	40	16. březen - 15. červen	16. březen - 15. červen
Podoustev říční	25	25	16. březen - 15. červen	16. březen - 15. červen

2.1 Bolen dravý

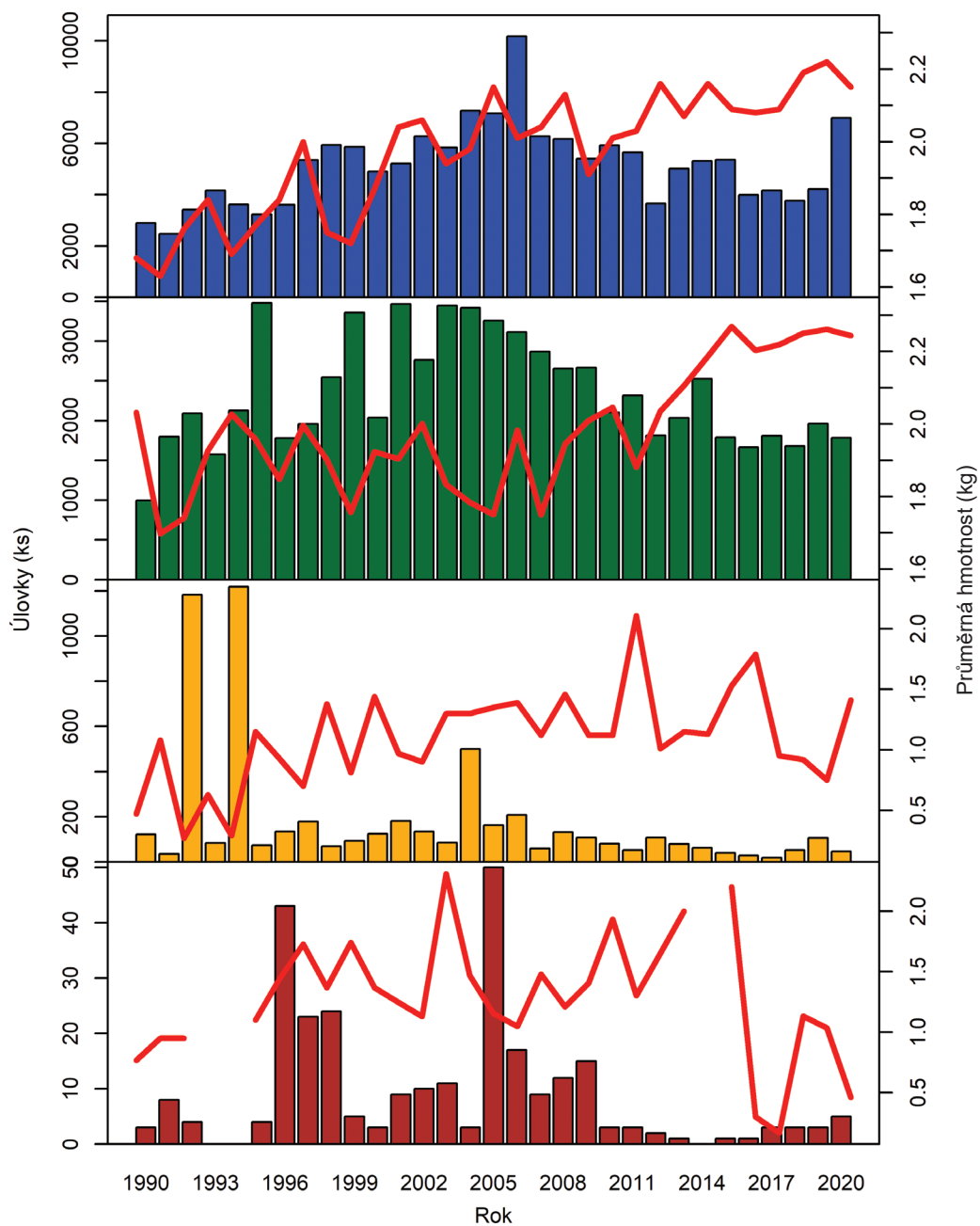
Bolen dravý je v našich vodách jedinou v dospělosti dravou kaprovitou rybu (obrázek 2). Boleni obývají střední a dolní úseky řek a dobře se adaptují i na vody stojaté (především v údolních nádržích). Mladí jedinci vyhledávají mělké partie s pomalým proudem bez struktur (plážový typ), kde běžně vytvářejí hejna i s jinými druhy (např. ouklejemi obecnými). Dospělí jedinci žijí samotářsky. V tekoucích vodách se boleni zdržují v hlubších partiích toku pod proudy, pod ústím menších toků, v klidné vodě pak v blízkosti struktur typu padlých stromů či mostních pilířů. Ve stojatých vodách dospělí boleni proplovávají v blízkosti hladiny dále od břehů. Zásadním prvkem pro udržení populace přirozenou reprodukcí je možnost migrace do přítoku se šterkovým dnem vyhledávaným jako třecí substrát. Při omezené nabídce trdlišť dochází někdy ke křížení s jelcem jesenem. V zimě se boleni stahují do hlubších míst (Vostradovský 1974, Grift a kol. 2003).

Boleni jsou významným druhem pro účelové rybí hospodaření k omezení nežádoucích planktonožravých ryb (biomanipulace vodárenských nádrží). V posledních letech dochází k nárůstu populací vlivem vysazování do nových lokalit i zlepšení kvality vody. Bolen je velmi plachý, při lovu se řídí především zrakem. Úlovky bolena svědčí o umu rybáře a je tedy velmi cenným úlovkem sportovního rybolovu (Baruš a Oliva 1995).

V zájmu podpory populace tohoto druhu bylo v České republice vyhlášeno šest oblastí se zvláštním stupněm ochrany v rámci soustavy Natura 2000, kde je předpokládána vysoká pravděpodobnost genetické původnosti významné pro zachování vnitrodruhové diverzity: Soutok-Podluží (řeka Morava), Berounka, Ohře, Orlice a Labe, Sázava a vodní nádrž Švihov na řece Želivce. V červeném seznamu ČR (Lusk a kol. 2017) je veden jako druh málo dotčený. Statistiky úlovků tohoto druhu na revírech ČRS a MRS svědčí o stabilitě výskytu i početnosti jeho populací v mimopstruhových revírech s nejvyššími úlovky v období kolem roku 2006. Vzhledem k rozloze obhospodařovaných revírů bylo více bolenu uloveno v revírech ČRS než MRS. Zároveň je v čase patrný pozvolný nárůst velikosti ulovených ryb. V pstruhových revírech je bolen považován za nežádoucí druh (úlovky se do vody nevrací), a jeho úlovky jsou řádově nižší a ulovené ryby jsou výrazně menší. Patrné jsou ročníky s nadprůměrnými počty úlovků v revírech ČRS v letech 1992 a 1994 a v revírech MRS 1996 a 2005 (obrázek 3).



Obrázek 2: Dospělý jedinec bolena dravého (foto: Luboš Kočvara).



Obrázek 3: Statistiky úlovků bolena dravého na mimopstruhových revírech ČRS (modře) a MRS (zeleně) a pstruhových revírech ČRS (oranžově) a MRS (hnědě) spolu s průměrnou váhou ulovených ryb (červená čára, druhá osa Y).

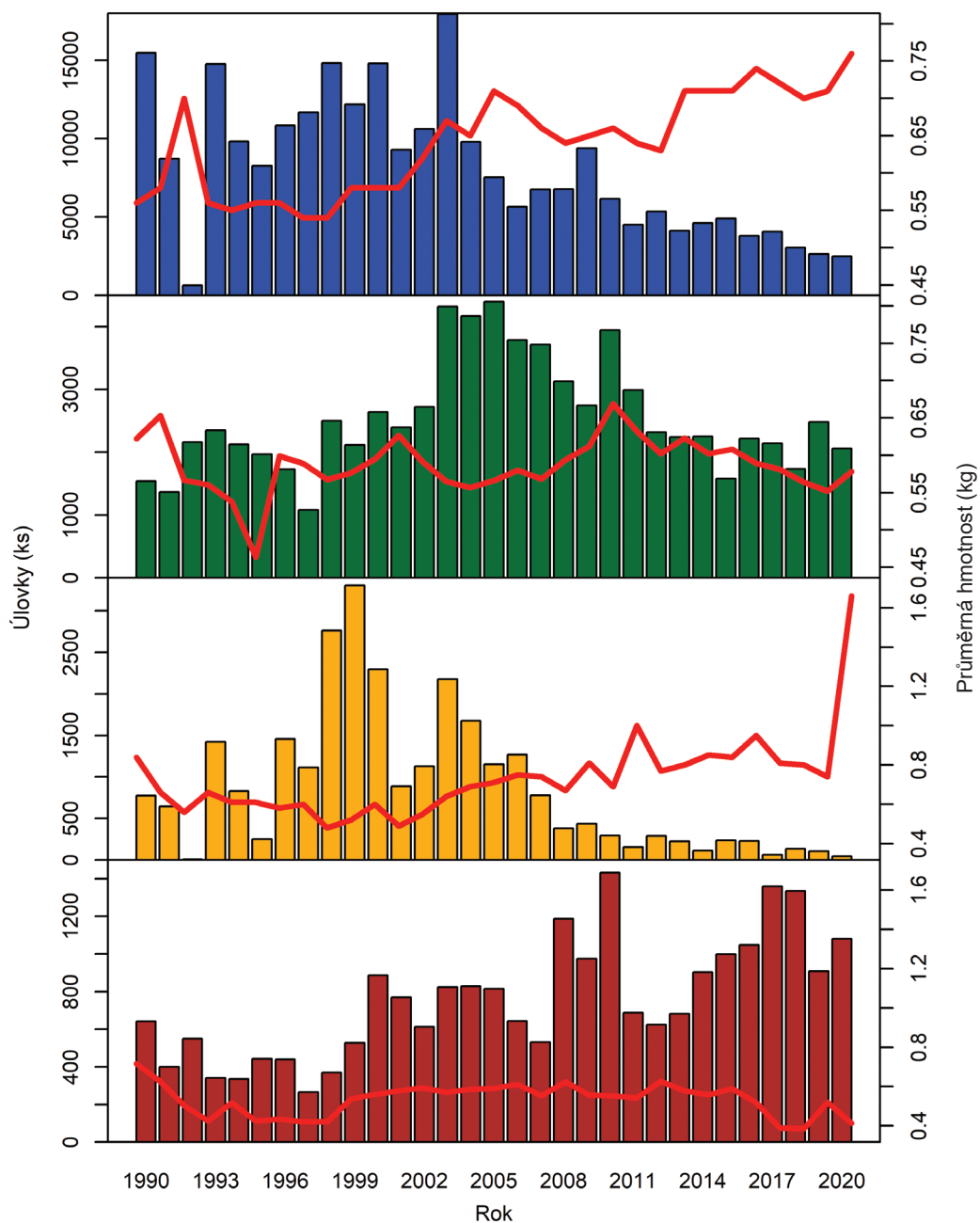
2.2 Ostroretka stěhovavá

Typickým představitelem lipanového a parmového pásma je ostroretka stěhovavá (obrázek 4). Často se vyskytuje v místech, kde navazuje peřejnatý úsek na úsek s tůněmi. Ostroretka se potravně specializuje na potravu pro většinu ostatních živočichů nezajímavou nebo nedostupnou, konkrétně nárosty na kamenech (fytobentos s ukrytými bezobratlými živočichy), které seškrabuje rohovitými rty. Konzumací nárostů současně přispívá k tlumení negativních důsledků eutrofizace tekoucích vod. Tato ryba se vyskytuje v hejnech, jejichž velikost je variabilní v závislosti na části sezóny. Své stanoviště mění několikrát během dne při hledání potravy. V době rozmnožování podniká dlouhé migrace na vhodná stanoviště, kde se ostroretky koncentrují ve velmi vysokých početnostech. Původní areál výskytu ostroretky je povodí Moravy a Odry, odkud byla introdukována i do povodí Labe (např. Berounka, Sázava, Vltava) (Baruš a Oliva 1995, Kottelat a Freyhof 2007).

Počty ostroretek v úlovcích rybářů na mimopstruhových revírech vykazují výrazný klesající trend (ČRS od roku 2003, MRS od roku 2005). V případě revírů pstruhových je tento trend zřetelný v revírech ČRS, v revírech MRS jsou počty ulovených ostroretek stabilní až narůstající, na druhou stranu jsou velikosti ulovených ostroretek v MRS výrazně menší než v revírech ČRS (obrázek 5). Nejvýznamnějšími důvody poklesu populací podle Fialy (2008) jsou fragmentace toků příčnými překážkami a ovlivnění parmového pásma údolními nádržemi. Tím je zapříčiněna změna průtokového a teplotního režimu (Hochman a Peňáz, 1989). Méně významné faktory jsou zvýšení obsahu cizorodých látek v povrchových vodách, eutrofizace a v neposlední řadě má malý, ale rozhodně ne nevýznamný vliv i sportovní rybolov (Fiala, 2008). V červeném seznamu ČR je veden jako druh zranitelný (Lusk a kol. 2017).



Obrázek 4: Juvenilní jedinec ostroretky stěhovavé (foto: Petr Blabolil).



Obrázek 5: Statistiky úlovků ostroretky stěhovavé na mimopstruhových revírech ČRS (modře) a MRS (zeleně) a pstruhových revírech ČRS (oranžově) a MRS (hnědě) spolu s průměrnou váhou ulovených ryb (červená čára, druhá osa Y).

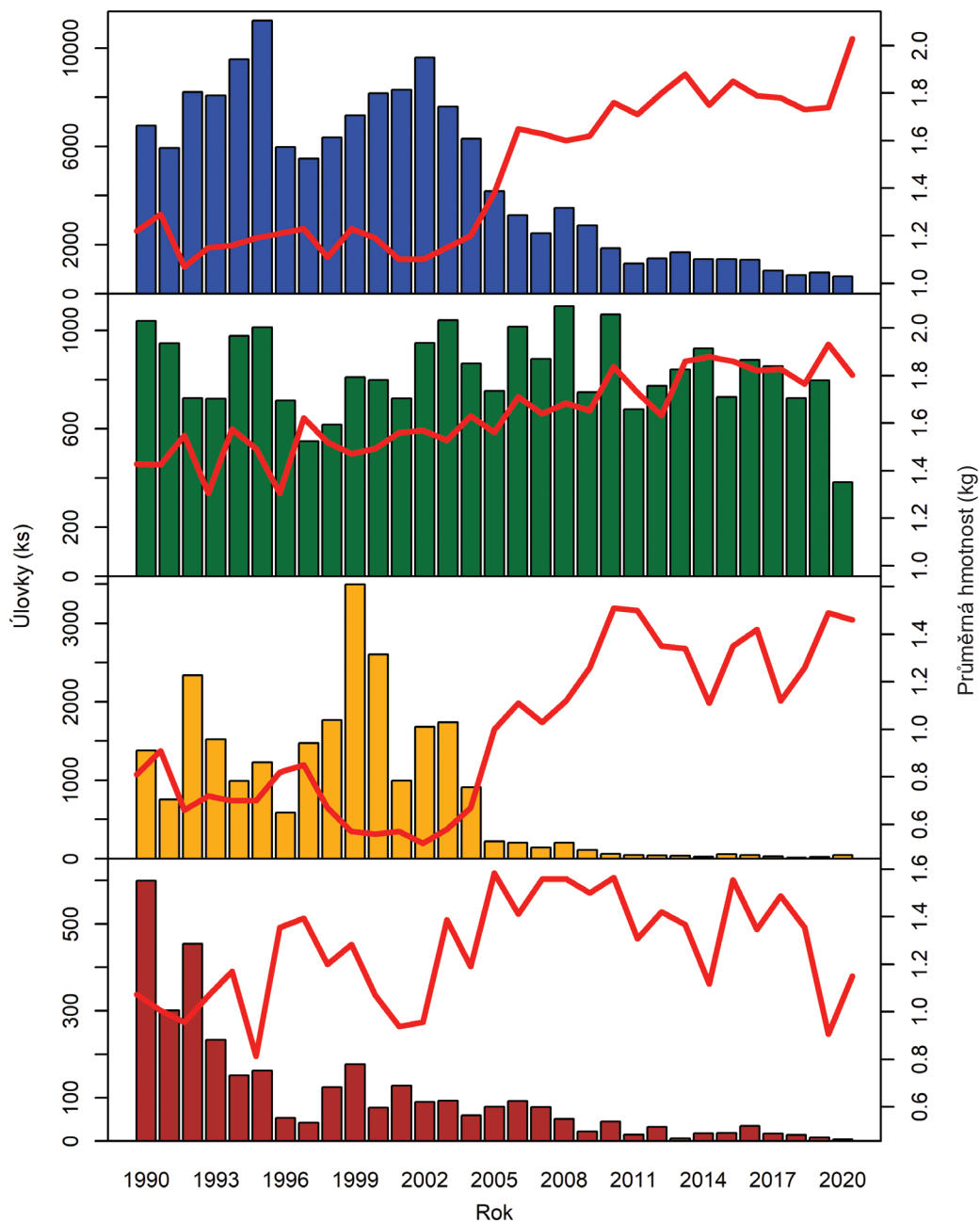
2.3 Parma obecná

Typickým druhem parmového pásma je parma obecná, která svým výskytem zasahuje i do sousedních pásem (obrázek 6). Tato bentická ryba je aktivní převážně během noci. Vyhýbá se úsekům s bahnitým dnem a dává přednost dnu s kameny. Podniká často i několikakilometrové třecí migrace, kdy na trdlišťích vytváří početná hejna. Pohlavní produkty parmy jsou pro člověka jedovaté, zejména v době rozmnožování obsahují vysoké koncentrace toxinu cyprinidinu. Jikernačky rostou rychleji než mlíčáci a dosahují větších velikostí. Juvenilní (nedospělí) jedinci vytvářejí malá hejna, která se sdružují s hrouzky obecnými (*Gobio gobio*) a ouklejkami pruhovanými (*Alburnoides bipunctatus*). Větší jedinci bývají solitérní (Baruš a Oliva 1995, Kottelat a Freyhof 2007).

S výjimkou mimopstruhových revírů MRS je u všech ostatních revírů za posledních 20 let pozorován výrazný pokles v úlovcích, a naopak nárůst průměrné velikosti ulovených ryb. U mimopstruhových revírů MRS jsou úlovky poměrně stabilní až na výrazný pokles v roce 2020 (obrázek 7). U sportovních rybářů je parma vyhledávaná pro svou sílu a bojovnost. V červeném seznamu ČR je vedena jako druh téměř ohrožený (Lusk a kol. 2017). Díky své vazbě na specifické geomorfologické vlastnosti říčního dna a kvalitu vody představuje klíčový druh z hlediska posouzení ekologického stavu toku (Lusk 1996).



Obrázek 6: Juvenilní jedinec parmy obecné (foto: Daniel Bartoň).



Obrázek 7: Statistiky úlovků parmy obecné na mimopstruhových revírech ČRS (modře) a MRS (zeleně) a pstruhových revírech ČRS (oranžově) a MRS (hnědě) spolu s průměrnou váhou ulovených ryb (červená čára, druhá osa Y).

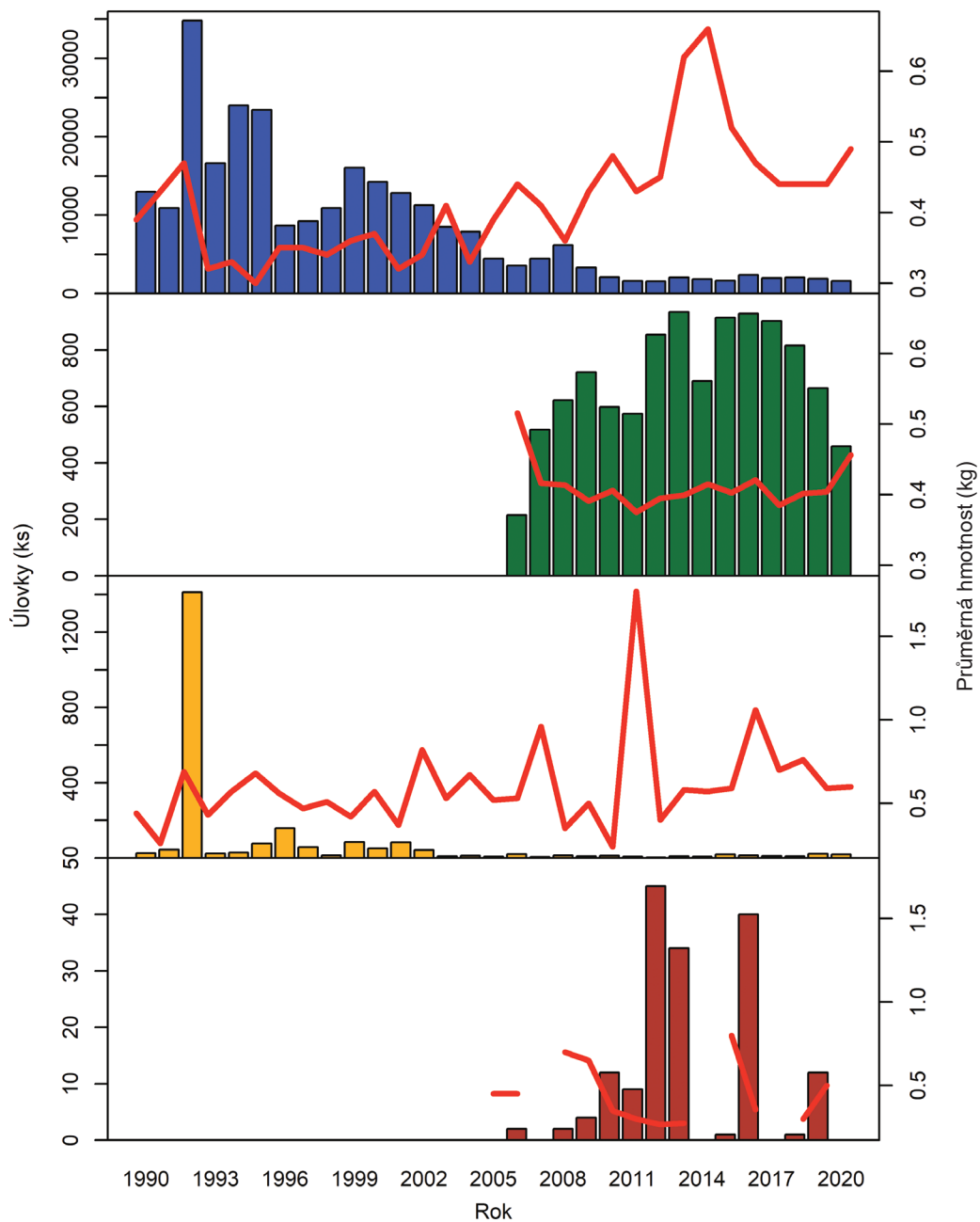
2.4 Podoustev říční

Podoustev říční je hejnová ryba z dolních úseků řek a stojatých vod (obrázek 8). V řekách se vyskytuje v hlubších místech s proudící vodou. Živí se benthickými bezobratlými i nárosty řas. Podniká dlouhé třecí migrace. Jedná se o oblíbenou sportovní rybu, jejíž populace ale klesají. Může se křížit s cejnkem malým (*Blicca bjoerkna*) (Baruš a Oliva 1995, Kottelat a Freyhof 2007).

V povodí Odry na území České republiky tento druh zcela vymizel (Lusk a kol. 2015). I v případě podouství lze z rybářských statistik usuzovat na klesající trend početnosti populací tohoto druhu. Nejzřetelnější pokles je patrný v úlovcích na mimopstruhových revírech ČRS. V pstruhových revírech jsou úlovky stále nízké až ojedinělé. V revírech MRS nebyly podoustve před rokem 2006 evidovány odděleně, a proto je k dispozici kratší časová řada prozatím s unimodálním trendem v úlovcích (obrázek 9). V červeném seznamu ČR je veden jako druh zranitelný (Lusk a kol. 2017).



Obrázek 8: Dospělý jedinec podoustve říční (foto: Tomáš Kolařík).



Obrázek 9: Statistika úlovků podoustve říční na mimopstruhových revírech ČRS (modře) a MRS (zeleně) a pstruhových revírech ČRS (oranžově) a MRS (hnědě) spolu s průměrnou vahou ulovených ryb (červená čára, druhá osa Y).

3. Odchov ryb

3.1 Počty ryb

Určení optimálního množství vysazovaných ryb (v případě rybářských revírů stanovení zarybnovacího plánu) v konkrétní druhové skladbě a velikostních skupinách je značně obtížný úkol. Množství ryb je dáno především plochou, prostředím (morfologie, úkryty), vlastnostmi vody (teplotní a kyslíkové poměry, průtok), potravními zdroji, přítomností rybožravých predátorů, klimatickými změnami a v případě rybářských revírů i návštěvností (Cowx 1994). V ideálním případě lze množství vysazovaných ryb stanovit na základě dlouhodobého sledování. Na rybářských revírech jsou za tímto účelem pořizovány robustní rybářské statistiky úlovků, návratnost násad a docházky (Pivnička a kol. 2005). Poměr mezi vysazenými a ulovenými rybami (v početnosti a biomase) jsou dobrým vodítkem efektivnosti stávajícího hospodaření. Vykazovány jsou především komerčně významné druhy (další druhy jsou sumarizovány v kategorii „ostatní“). Bohužel se zde neprojeví úlovky ryb způsobem „chyt a pust“ a ryby podléhající ochraně. V neposlední řadě mohou být zatíženy chybou ryb vrácených zpět do revírů a posléze uhynulých (Bartholomew a Bohnsack 2005). Další možností stanovení struktury rybí obsádky je ichtologický průzkum některou z odchyťových metod (jinou než na udici, viz kapitola **Ověření úspěšnosti**), který provádí státní podniky Povodí či jiné instituce. V případě nedostupnosti empirických údajů lze vodní útvar přirovnat k podobné lokalitě v okolí (regionální standard). Pokud dojde k přesazení (přerybnění), dochází k nárůstu konkurence a zpomalení růstu, případně navýšení predace, neboť vyšší nabídka kořisti přiláká predátory.

Současná úroveň technických možností umožňuje umělý odchov prakticky všech druhů ryb vyskytujících se v našich vodách. Spíše než velké centrální rybí líhně by měly být podporovány lokální malé líhně pro zachování genetické diverzity (Flajšhans a kol. 2013). Při umělé nebo i poloumělé reprodukci je třeba mít na paměti několik zásadních faktorů, které určují kvalitu produkovaných ryb. Rodičovské hejno by mělo čítat co nejvíce jedinců, kteří jsou bez genetických mutací, bez selekčních tlaků a mají vysokou genetickou variabilitu. Ideální je rozmnožování v poměru 1 mlíček s 1 jikernačkou v rámci oddělených ročníků. Rovněž je vyloučeno křížení v rámci blízce příbuzných jedinců a jedinců ze vzdálených populací. Ideální velikost efektivní populace (N_e) lze spočítat podle vzorečku:

$$N_e = 4 \times N_f \times N_m / (N_f + N_m),$$

kde N_f je počet rozmnožujících se jikernaček a N_m počet rozmnožujících se mlíčáků.

Při umělé reprodukci volně žijících populací by jedinci měli být v dobré kondici, v optimálním věku a odchyceny během delšího období na různých místech trdliště, tedy z přirozeného prostředí, aby byla zajištěna dostatečná genetická variabilita (Lusk a kol. 2002). Počet rodičovských jedinců by měl být co nejvyšší v závislosti na početnosti populace konkrétního druhu (reprezentativní vzorek), zároveň čím více potomstva je plánováno vysadit, tím více je potřeba rodičovských ryb. Velmi obecně lze za **minimální počet** považovat **15 jikernaček a 25 mlíčáků** (Flajšhans a kol. 2013). U ryb pohlavně dospívajících ve vyšším věku musí být generační hejno početnější, než je tomu u ryb dospívajících relativně dříve. U každého rodičovského jedince je užitečné provedení genetického profilu a individuálního označení. Rodičovské jedince je tedy možné odchytit na trdlišti (před třením převažují mlíčáci, v době výtěru je vyšší pravděpodobnost odchytu většího množství jikernaček), nebo v předstihu tření a nechat je aklimatizovat



Obrázek 10: Odlov generačních bolenu dravých hlubinným agregátem před trdlištěm ústí řeky Želivky do nádrže Švihov (foto: Lukáš Vejřík).

(dozrát) za odpovídajících podmínek (vyšší či stejná teplota, světelný režim, parametry vody, bez hluku) (obrázek 10). Nikdy bychom neměli pro umělou reprodukci využít všechny chycené jedince. Přednost by měla být dávana mladým jedincům před staršími. V líhni je třeba ryby roztřídit podle pohlaví a stupně připravenosti na výtěr.

Možností je i celoroční držení generačních ryb (obou pohlaví nebo jen jikernaček), které jsou již dospělé nebo jsou chovány v zajetí po celý život. Zde je doporučována minimální velikost chovného hejna aspoň 120 ks obojího pohlaví v poměru 1:1 (Flajšhans a kol. 2013). V druhém případě by se jako generační měly používat ryby ze zajetí jen do první generace, jinak hrozí selekce jedinců přizpůsobených na podmínky v akvakultuře. Generační hejno by se mělo co nejvíce obměnit po reprodukční sezóně (Williamson 2001).

Výtěr by měl být ideálně spontánní, případně vyvolaný hormonální stimulací podle rybiho druhu za využití kapří hypofýzy, Ovopelu, Ovaprimu, Dagini, Supergestranu nebo Chorulonu (Kouřil a kol. 2011, 2018). Získané jikry od všech jikernaček rozdělíme tak, aby v každé nádobě byla část jiker od každé jikernačky. Jikry v každé nádobě jsou oplozeny mlíčím od minimálně dvou mlíčáků. Tímto postupem je zajištěna vysoká oplozenost a udržena genetická diverzita populace. Teprve následně mohou být jednotlivé dávky smíchány a inkubovány společně (Williamson 2001) (obrázek 11). Při smísení pohlavních produktů před oplozením nelze sledovat úspěšnost genofondů, neboť spermie mlíčáků neoplovní jikry stejným podílem (Flajšhans a kol. 2013).

Genetická variabilita je zásadní pro přirozený výběr, a proto její rozsah určuje kapacitu pro přežití dané populace (Fisher 1930). Klíčové jsou geny v genotypu, které určují reprodukční zdatnost (fitness) v daném prostředí a adaptační potenciál. Určitou představu o genetické diverzitě



Obrázek 11: Oplozené jikry bolena dravého inkubované v Zugské láhvi (foto: Marek Šmejkal).

získáme systematickou analýzou fenotypových znaků (morfometrických a meristických znaků), které jsou výsledkem genotypu a podmínek prostředí, tedy lokálně adaptovaný genotyp. Mnohem přesnější je provedení genotypové analýzy ve specializované laboratoři (např. Laboratoř genetiky ryb Ústavu živočišné fyziologie a genetiky AV ČR, v. v. i. v Liběchově, Laboratoř molekulární biologie a genetiky Ústavu biologie obratlovců AV ČR v. v. i. v Brně, Laboratoř molekulární, buněčné a kvantitativní genetiky Fakulty rybářství a ochrany vod ve Vodňanech). Sekvenování genetických informací (lineární sekvence bází v DNA) je s pokrokem v technologiích běžnou metodou s čímž se pojí pokles finanční náročnosti (konkrétní ceny jsou individuální, řádově se jedná o tisíce Kč za vzorek). Další možností je sledování produktů genetické informace, specifických bílkovin enzymů alozymů a dalších bílkovin (Williamson 2001).

Vhodné vzorky genetické informace lze dlouhodobě uchovávat kryokonzervací (Franěk a kol. 2020a) a v budoucnu je bude možné převést do náhradních druhů (Franěk a kol. 2020b). V každém případě vybrané generační ryby musí nést požadované vlastnosti a při pobytu v zajetí je třeba jim připravit adekvátní podmínky (vodu vysoké jakosti, prostor a potravu). Požadavky na ryby vysazované do volných vod (které mohou či mají obohatit přirozené populace) jsou značně odlišné od ryb domestikovaných v akvakultuře, kde příbuzenským křížením klesla genetická diverzita a zvýšila se míra homozygotnosti (Ráb 1987).

V průběhu chovu v zajetí se jedinci přizpůsobují prostředí a ztrácí „nepotřebné“ vlastnosti. Typické vlastnosti akvakulturních ryb jsou rychlý růst, vysoký podíl přeměny potravy do svého

těla, pomalejší metabolismus, zvýšení tukových zásob a vyšší plodnost a přežívání. Na úrovni jedinců platí, že čím delší pobyt v akvakultuře, tím hůře se ryby adaptují na prostředí volných vod (Weir a Grant 2015). V akvakultuře jsou ryby přirozeně chráněny před predátory a s narůstající dobou strávenou v těchto podmínkách ztrácí antipredační schopnost hledání úkrytů a únikových reakcí. Potrava je rybám předkládána i několikrát za den, zpravidla stejného typu, na který se ryby rychle naučí a nemají tak potřebu hledání jiných potravních zdrojů. Navíc je typ potravy v přirozeném prostředí obvykle jiný (granule či obilné směsi vs. vodní a terestrické bezobratlé živočichové). Tyto ryby mohou mít problém při přechodu na potravu vyskytující se v přirozeném prostředí a také jsou náchylnější k odlovení rybáři (Randák 2014).

Ryby odchované v akvakultuře (v závislosti na druhu) obvykle vykazují zvýšenou agresivitu a vyšší míru stresu. V podmínkách chovu jsou v nepřirozeně vysokých hustotách, kde dochází ke kompetici při příjmu potravy a o prostor v nádrži. Po vysazení do volných vod tyto ryby mohou vyháňet z teritorií ryby původní. Případně může nastat opačná situace, kdy známí jedinci spolupracují a vyhánějí nově vysazené ryby. V takových případech se může vysazování jevit jako neefektivní, jelikož vysazené ryby jsou soustředěny na vzdálených místech. Vysazením ryb do volné vody dochází ke skokovému doplnění vysokého počtu ryb často překračující kapacitu prostředí (především v potravě a úkrytech), rovněž dochází k narušení ustálených vazeb ve společenstvu, nárůstu agresivity, stresu, snížení kondice a růstu (Randák a kol. 2015).

Ryby chované po dlouhou dobu v akvakultuře nemají vytvořené přirozené migrační a reprodukční chování a na trdlištích bývají méně úspěšné. V případě, že se do reprodukce zapojí, mohou do populace vnést nežádoucí geny (u pstruhů obecných (*Salmo trutta*) linie Kolowrat nebo Ital). Tyto ryby mají dočasně či trvale méně výrazné zbarvení, kratší ploutve, více tuku a jsou více náchylné k nemocem a parazitům. Celkově mají vysazené ryby vyšší mortalitu než ryby z původní populace (Randák a kol. 2015).

Důležité je uvažovat nejen nad dobou, ale i podmínkami chovu. Pomineme-li rybniční neprůtočné systémy, které jsou devízou tropického pásu, setkáváme se v České republice se systémy průtočnými. Může se jednat o průtočné, poloprůtočné, klecové či recirkulační systémy (RAS). Odchovná zařízení průtočná mohou být například menší zemní a příkopové rybničky s různým průtokem či klasické rybníky zpravidla mělké o menší rozloze (obrázek 12, 13). Sofistikovanějšími jsou poloprůtočné systémy (obvykle využívané pro chov pstruha). Stále populárnější je využívání RAS, kdy mají chovatelé zpravidla lepší kontrolu nad potencialem propuknutí nemocí, snadněji se rybám dává potravu, výrazně snazší je kontrola základních parametrů vody, provoz vyžaduje malé množství vody a vnitřní RAS zcela eliminuje predátory (obrázek 14 a 15). RAS ze své povahy neznečišťují vodoteče, na druhou stranu mají vyšší náklady na energii, vyšší nároky na vybavení a zkušenosti pracovníků (Polícar a kol. 2018a, 2018b).

Souhrn: Současné poznání chovu ryb umožňuje uměle vytříbit a odchovat prakticky všechny vybrané reofilní kaprovité druhy. U umělého výtěru je vhodné dodržovat ideální velikost efektivní populace, která umožňuje zachovat vysokou genetickou variabilitu v populaci. Pokud je to reálné, tak ideálním zdrojem pro zajištění genetické variability matečních ryb je odlov v přirozeném prostředí, nejlépe z různých míst a s časovým odstupem. Původních populací ryb je poskromnu. Na mnoha revírech významné převozy ryb v minulosti zapříčinily míchání populací, případně byly zlikvidovány výskytem rybožravých predátorů či změnou životního prostředí (migrační překážky, úpravy vodních toků, apod) nebo jejich kombinací.



Obrázek 12: Průtočná odchovná nádrž (foto: Petr Blabolil).



Obrázek 13: Příkopový rybníček vhodný k odchovu plůdku ryb (foto: Ján Regenda).

V umělých odchovných zařízeních ryby ztrácejí své přirozené morfologické i behaviorální vlastnosti. Takto odchované ryby se po vysazení mohou stát snadným úlovkem rybářů či kořistí pro rybožravé predátory. Jsou také náchylnější k nemocem a parazitům než ryby původem z volných vod. Na druhou stranu kvalitně připravená násada z přirozených podmínek či vhodně adaptovaných přispívá k podpoře populace druhu, který by se za normálního vývoje v toku již nevyskytoval (v důsledku rybářského tlaku či predací rybožravých predátorů). Ryby mají enormní rozmnožovací schopnost. Pokud dokážeme rybám poskytnout ideální životní podmínky, tak ryby vytvoří natolik početné populace, že vysazování bude sloužit jen jako minimální podpora populace a pro případný umělý výtěr budou využívány ryby jen z daného prostředí.



Obrázek 14: Venkovní recirkulační systém (foto: Petr Blabolil).



Obrázek 15: Vnitřní recirkulační systém (foto: Petr Blabolil).

3.2 Věkové skupiny

Dlouhověké ryby s dlouhou dobou dospívání a zpravidla dorůstající větších velikostí jsou náchylnější k přelovení než druhy krátkověké dospívající brzy. U krátkověkých ryb však hrozí, že k poklesu jejich populace dojde bez povšimnutí (úhyn, rybožraví predátoři, sucho). Výběr vhodné věkové skupiny s ohledem na podmínky lokality, kam je plánováno jejich vysazení, může být zásadní pro úspěch veškeré snahy o podporu populace zájmového druhu (ČSN 46 6800, 1997). Obvykle se provádí zarybňování rybářských revírů těmito věkovými kategoriemi ryb:

► **Jikry v očních bodech** jsou velmi náchylné na výrazné změny v podmínkách prostředí (teplota, pH, vyschnutí) a nejsou mobilní, aby mohly uniknout. Jsou tak vystaveny vlivům změn vodní hladiny, proudění i predaci jinými rybami či dalšími živočichy (např. kachnami). Po umělém nebo i poloumělém výtěru či navození vhodných podmínek k přirozenému výtěru (teplota, substrát, délka dne) může dojít k umístění oplozených jiker již přímo na stanoviště a nechat zde jikry přirozené inkubaci. Přenášet lze shluk jiker „hnízda“, například u candáta obecného (*Sander lucioperca*), sumce velkého (*Silurus glanis*) nebo fytofilních kaprovitých ryb (např. plotice obecná, perlín ostrobřichý (*Scardinius erythrophthalmus*)). Případně jednotlivé jikry (po odlepkování, jsou-li lepivé) uchovávané v „klíčkách“, jak se provádí u lososovitých ryb (Hýbner a kol. 2021).

► **Váčkový plůdek** má již možnost omezeného pohybu a zároveň mu žloutek umožňuje přechod na exogenní výživu (příjem potravy z okolí), což je první kritickou periodou významné úmrtnosti spolu s naplněním plynového měchýře „nadechnutím“. Při jeho vysazení mají ryby možnost během růstu přirozeného chování, které přežijí pouze zdatní jedinci. Do volných vod se vysazuje váčkový plůdek kvůli nízkému přežití spíše výjimečně. Je možné jej provádět spíše u běžnějších druhů kaprovitých ryb (Libosvářský a Lusk 1974).

► **Rychlený plůdek** – rozkrmené ryby (přirozeným zooplanktonem, žábřonážkami a případně později granulovými krmivými), které plně přešly na exogenní výživu. Plůdek patří mezi relativně levnou násadu, avšak jeho úmrtnost je zpravidla v desítkách procent. Používá se obvykle pro dravé druhy ryb.

► **Roček (plůdek)** – ryby na konci první vegetační sezóny. Tyto ryby jsou odchovávány v chráněných podmínkách před predátory, zpravidla mělkých teplejších vodách rybníčního typu, nově i RAS, s dostatkem potravy, a tak rostou rychleji než ryby ve vodách přirozených. Tato věková kategorie je optimální pro většinu reofilních druhů ryb a částečně pro ryby lososovité a dravé (Libosvářský a kol. 1971). Odchov v zajetí je relativně krátký a umožňuje docílit vyššího přežití, a tím i efektivnějšího využití omezených zdrojů váčkového plůdku.

► **Násada** – může jít o dvou leté, tří leté i starší ryby, které stále nejsou pohlavně dospělé. Jako víceleté násady se uplatňují v rybářských revírech, především v rybnících chované kaprovité druhy ryb (kapr obecný (*Cyprinus carpio*), lín obecný (*Tinca tinca*), amur bílý (*Ctenopharyngodon idella*)). Okrajově rovněž v předešlém roce neprodaný plůdek reofilních druhů ryb.

► **Generační ryby** se vysazují do volných vod většinou jako doplněk úlovků pro sportovní rybáře. Nejčastěji se jedná o vyřazené generační ryby z chovu, které již mají nižší kvalitu pohlavních produktů, ale které naopak pro rybáře představují trofejní úlovek.

Při zarybňování by mělo docházet ke kombinaci ročníků, mladí jedinci se lépe adaptují na místní prostředí, zatímco velcí jedinci jsou náchylnější k odlovení (tzv. nárazníkové ryby), čímž se omezuje konkurence s rybami původními. Kvalita ryb určených pro násadu k zarybňování by měla být přednější než tradiční motto rychlé produkce co největšího množství za co nejnižší náklady (Adámek a kol. 2013).

Souhrn: Rybářský revír lze zarybňovat několika věkovými kategoriemi násady, jež se liší průměrnou mírou úspěšnosti přežívání v revíru a náklady vynaloženými na její produkci. Nejranější stádia, tedy jikry v očních bodech a váčkový plůdek, se používají u reofilních ryb spíše výjimečně kvůli nízké a nejisté návratnosti. U reofilních druhů se nejčastěji vysazuje roček, případně dvou až tříletá násada. Ideální je při vysazování kombinovat více ročníků násady, neboť mladší ročníky jsou schopny se lépe adaptovat na nové prostředí než ryby starší. Ty naopak mohou sloužit jako „nárazníkové ryby“ pro rybáře.

3.3 Odchov cílových druhů

Bolen dravý: V přirozených podmínkách mlíčáci dospívají ve věku 3–4 a jikernačky ve věku 4–5 let, tření nastává během března až května v proudící vodě na tvrdé dno. Generační ryby pro umělý výtěr jsou získávány na počátku jara přímo na trdlišťi (často přítoky do údolních nádrží), ale mohou být drženy i v rybničním prostředí od podzimu či dlouhodobě. Výtěr probíhá při 6–14 °C, po 6–8 denní inkubaci při 14–19 °C (90–110 denních stupňů, dále jen D°) se líhne 8–9 mm plůdek, který po 7–10 dnech přechází na exogenní výživu. V současnosti se nejčastěji rozplavaný plůdek vysazuje v monokultuře do výtažníků a menších rybníků, kde se odchovává do stádia ročka, kdy dosahuje velikostí 8–12 cm. Na počátku exogenní výživy mu postačuje přirozená výživa zooplanktonem, později je přikrmován šrotem či granulovým krmivem. Boleny lze v RAS produkovat i do stádia rychleného plůdku, kdy při teplotě 23–25 °C dorůstá po 2–3 týdnech 2,0–2,5 cm. Odchov bolena je popsán v ověřených technologiích Mendelovy univerzity v Brně (Pfau a kol. 2012a, 2012b).

Ostretka stěhovavá: V přirozených podmínkách mlíčáci dospívají ve věku 3–4 a jikernačky 4–6 let, tření nastává během března až začátku května v mělkých, proudných a kamenitých místech. V případě odlovů generačních ryb je jejich výtěr nutný do dvou dnů od ulovení, jinak výrazně klesá kvalita pohlavních produktů. Možností je stálý chov generačního hejna ve vhodných podmínkách. Na výtěr při teplotě 8–10 °C navazuje 1–3 týdenní inkubace při 8–13 °C (na závěr lze teplotu navýšit na 15–16 °C, 120–150 D°). Vykulené embryo, které měří 8–9 mm je světloplaché a žlutkový váček tráví 10–11 dnů. Váčkový plůdek přestává být světloplachý a lze jej vysadit do volných vod. Na žlabech lze odchovat rychlený plůdek velikosti 4–6 cm za 6–8 týdnů. Při vysazení do výtažníků dosahuje roček velikosti 6 cm. Tento druh byl úspěšně odchován i v kontrolovaných podmínkách. V přirozeném prostředí mají být ostretky vysazovány do proudných úseků s kamenitým dnem porostlým řasami a rozsivkami v počtech několik set jedinců na jedno místo. Odchovem ostretky se zabývají metodiky VÚRH Vodňany (Hochman a Peňáz 1989, Fiala a kol. 2008) a technická zpráva FROV JU (Kozák 2012).

Parma obecná: V přirozených podmínkách mlíčáci dospívají ve věku 2–4 a jikernačky 4–5 let, tření nastává během května až července v proudných mělčinách se šterkem. Generační parmy jsou odlovovány z volných vod před třením, případně chovány ve vhodných podmínkách v zaje-

tí. Výtěr probíhá při 16–18 °C, po 5–8 dnech inkubace při 17–18 °C (130 D°) se líhne 8–9 mm světloplachý plůdek, který 10–12 dnů tráví žlutkový váček. Plůdek je vysazován do malých plůdkových výtažníků v monokultuře, kdy roček dosahuje 5–7 cm. Případně lze rychlený plůdek odchovat ve žlabech při 21–25 °C, kdy parmy dorostou 3 cm a lze je v kontrolovaných podmínkách odchovávat na ročky velikosti 6–7 cm. Odchovem se zabývají metodiky VÚRH Vodňany (Krupka 1987, Polícar a kol. 2009), metodika (Roy a kol. 2021) a ověřená technologie (Polícar a kol. 2021) FROV JU.

Podoustev říční: V přirozených podmínkách mlíčáci dospívají ve věku 3 a jikernačky 4 let, tření nastává během dubna až začátku července na štěrkové dno v mírných proudech. Generační podoustve bývají odlovovány na trdlišťích ve volných vodách, nebo je generační hejno celoročně chováno ve vhodných podmínkách v zajetí. Výtěr probíhá při 19–20 °C, po 2–3 dnech při 20–24 °C (50–70 D°) se kulí 5,0–6,5 mm váčkový plůdek. Resorpce žlutkového váčku trvá až dva týdny a lze ji urychlit navýšením teploty na 25 °C. Váčkový plůdek lze vysadit do volné vody, případně do plůdkového výtažníku. Roček dorůstá 4–5 cm. Pro dosažení starších kategorií jsou podoustve odchovávány v mono- i poly- kultuře s kaprem. V kontrolovaných podmínkách při 23–25 °C dosahuje rychlený plůdek za tři týdny velikosti 1–2 cm a při pokračujícím chovu za 10 měsíců velikosti 8 cm. Odchovem se zabývá metodika VÚRH Vodňany (Hamáčková a kol. 2008b).

Souhrn: Vybrané druhy reofilních ryb dospívají od věku 3 let do 6 let věku dle druhu a pohlaví. Generační ryby se obvykle získávají na jaře odlovem, přičemž jejich tření probíhá v časovém sledu: bolen dravý, ostroretka stěhovavá, parma obecná a podoustev říční. Po výtěru a vykulení váčkového plůdku je možno mírně zvýšit teplotu pro urychlení vývoje. Pro tyto druhy byly sepsány metodiky, které je možné pro odchov využít.

3.4 Příprava na přírodní podmínky

V přirozených podmínkách volných vod probíhá neustálá přírodní selekce a ryby v nich žijící musí kontinuálně vyhodnocovat abiotické a biotické podněty ke shánění potravy, vyhledávání úkrytu, zimoviště či vyhýbání se predaci (Simpson a kol. 2016). Ryba zpracovává informace z okolí pomocí zraku, čichu, hmatu, chuti, sluchu a postranní čáry. Stimulace smyslů je však v podmínkách akvakultury značně omezena. Ryby nejsou vystaveny proměnlivému prostředí odpovídajícímu volným vodám, a tak se jejich schopnosti přežít v přirozeném prostředí nerozvíjí či jen velmi omezeně (Araki a Schmid 2010). Jedním z klíčových smyslů pro orientaci ve vodním prostředí je čich, který rybám umožňuje rozlišovat preferovaný habitat či nebezpečí predace. Pomocí chemorecepce se ryby učí rozpoznávat predátora, nicméně na hlavní predátory lze odchovávané ryby připravit i v umělých podmínkách pomocí vystavení tzv. alarmové substance (extrakt z rozmixované kůže odchovávaného druhu). Alarm substance je do prostředí vpravena ve stejný moment, ve který kořist spatří cílového predátora například přes stěnu akvária (Chivers a Smith 1994) (obrázek 16). Dalším důležitým stimulem pro přípravu na říční prostředí je zvýšení proudění v odchovném zařízení, které je testováno v umělých tunelech (obrázek 17). Zvýšení proudění má za následek pozitivní změny ve svalovině a srdci, a ryba je tak lépe připravena na vyšší pohybovou aktivitu spojenou s vyhledáváním přirozené potravy ve volných vodách či na únik před predátorem (Davison 1997, Farrell a kol. 1991).

Důležitým prvkem pro zvýšení přežívání vysazených ryb je zachování přirozené struktury prostředí (např. dodání substrátu či dřevěných struktur do odchovního zařízení), což napomáhá zachování přirozeného zbarvení ryb (Vissio a kol. 2021). Dalším opatřením může být příkrm přirozenou potravou, který pomáhá rybám s orientací na vyhledávání běžné přirozené potravy dostupné ve volných vodách a rovněž ovlivňuje zbarvení. V současné literatuře se výzkum věnoval spíše opačnému přístupu, tedy k přechodu z přirozené potravy na potravu podávanou ve formě pelet. Zvýšení efektivity vysazování lze též docílit pomocí odchovu ryb v menších hustotách (biomase) (Johnsson a kol., 2014; Tran a kol., 2021). Přechod z akvakultury do volných vod je nepochybně pro ryby velkou zátěží spojený se ztrátou kondice, než se naučí vyhledávat přirozenou potravu (Ersbak a Haase, 1983; Tataru a kol., 2011). Přežití a následný růst ryb vypuštěných do přirozeného prostředí je závislý na jejich schopnosti přizpůsobení se na přirozenou potravu (Ersbak a Haase, 1983; Bachman, 1984; Johnsen a Ugedal, 1986). Zásadní postavení návyku na přirozenou potravu dokládá i Munakata a kol. (2000), kteří zjistili, že ryby původem z líhní měly mnohem nižší naplněnost trávicího traktu než ryby rezidentní. Adaptace na přirozenou potravu a její rychlost je tudíž klíčová pro úspěšnost vysazování. U vysazených ryb bylo v trávicím ústrojí objeveno velké množství materiálu jako kameny a listy. Materiál rybám pravděpodobně připomínal umělé krmivo z líhně. Sundström a Johnsson (2001) testovali na skupině původních ryb z toku a uměle odchovaných pstruhů, zda se tyto dvě skupiny liší v získávání



Obrázek 16: Příprava ryb na přítomnost predátora za využití alarm substancí. Alarm substance byla přidána do systému jednou týdně v objemu 10 l na akvárium současně se štikou obecnou v kleci po dobu jedné hodiny. Touto metodou si ryba spáruje nebezpečí s podobou predátora. (Foto: Marek Šmejkal)

potravu. Původní ryby byly díky zkušenostem s pestřejší paletou živé potravy schopné ji aktivněji a efektivněji lovit. Jako simulaci přirozené potravy byli použiti živí cvrčci a původní ryby dokázaly ulovit o 75 % více potravy než ryby původem z umělého chovu. Ryby z odchovu se mohou naučit přijímat přirozenou potravu lépe od původních jedinců díky tzv. sociálnímu učení (Brown a Laland 2001). Výzkum lepší přípravy na přirozenou potravu v akvakultuře tedy potenciálně slibuje zlepšení efektivity vysazování.



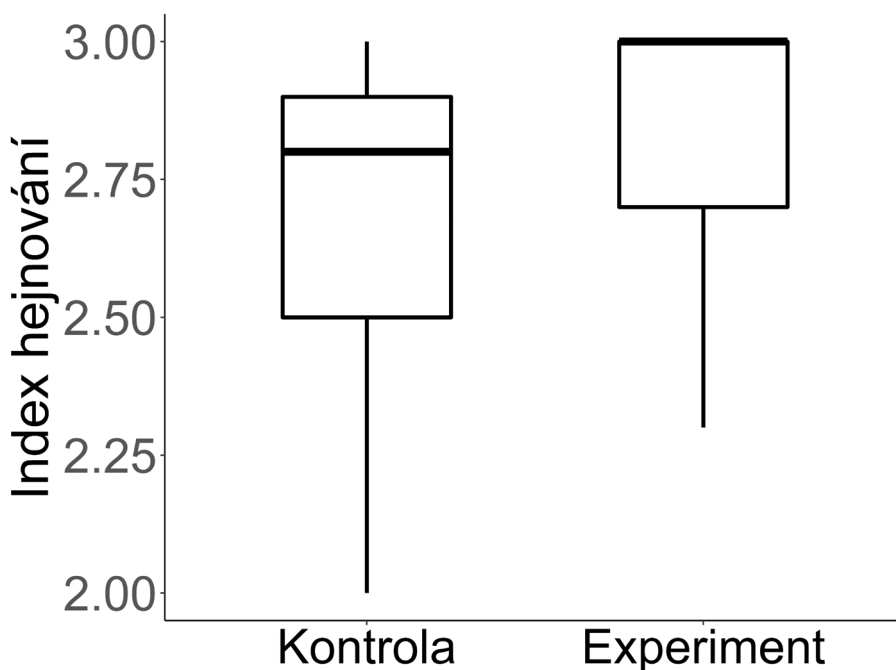
Obrazek 17: Testování efektivity proudění na kondici bolena dravého za využití umělého tunelu. (foto: Marek Šmejkal)

Příklad postupu tréninku ryb pro vytvoření obrazu predátora a zlepšení únikové reakce

Osm tisíc jedinců bolena dravého bylo transportováno z rybníčního chovu 10. října 2019 (po ukončení růstové sezóny) do akvakulturních podmínek recirkulačního systému. Zde proběhl postupný přechod z živé potravy, kterou představovali mražení pakomáři (*Chironomus* sp.), na granulované krmivo – Skretting Gemma Diamond 1,8 mm (Stavanger, Norway; bílkoviny 57 %, tuky 15 %, bílkoviny 0,2 %, fosfor 1,5 %, vápník 2,5 %, sodík 0,6 %). Během 14 dní byl postupně snižován poměr živé potravy, a naopak zvýšen podíl granulovaného krmiva na 100 %. Pro rozeznání jednotlivých skupin tréninku a sledování přežívání v následujících pokusech byly ryby označeny PIT tagy (Oregon RFID, typ HDX, délka 23 mm, průměr 3,65 mm, váha 0,8 g, ISO 11784/11785 kompatibilní).

Boleni byli rozděleni do osmi nádrží o objemu 590 l/nádrž zapojených do dvou recirkulačních jednotek (použité medium BT10, Ratz Aqua & Polymer Technik, Remscheid, Německo) o třech sekcích (každá 1800 l) a Bioakvácit PP10 (Jezírka Banát s.r.o., Czech Republic). Základní proudění bylo nastavené na 10 l/min. Kvalita vody byla držena na hodnotách: teplota = $20,1 \pm 3,24$ °C; pH = $7,0 \pm 0,5$; nasycení kyslíkem = $90,1 \pm 7,2$ %, $\text{NH}_4^+ = 0,77 \pm 0,35$ mg.l⁻¹; $\text{NH}_3^- = 0,004 \pm 0,004$ mg.l⁻¹; $\text{NO}_2^- = 0,17 \pm 0,14$ mg.l⁻¹). Rybám bylo podáváno krmení denně v 9:00, 11:00 a 15:00. Tyto parametry však nejsou pro trénink na vytvoření obrazu predátora zásadní. Klíčové je udržet poměr koncentrací mezi objemem nádrže, kde jsou ryby drženy, a alarm substancí, tedy chemické látky uvolňující se z dravce při trávení kořisti, aby došlo k antipredační reakci ryb, viz dále.

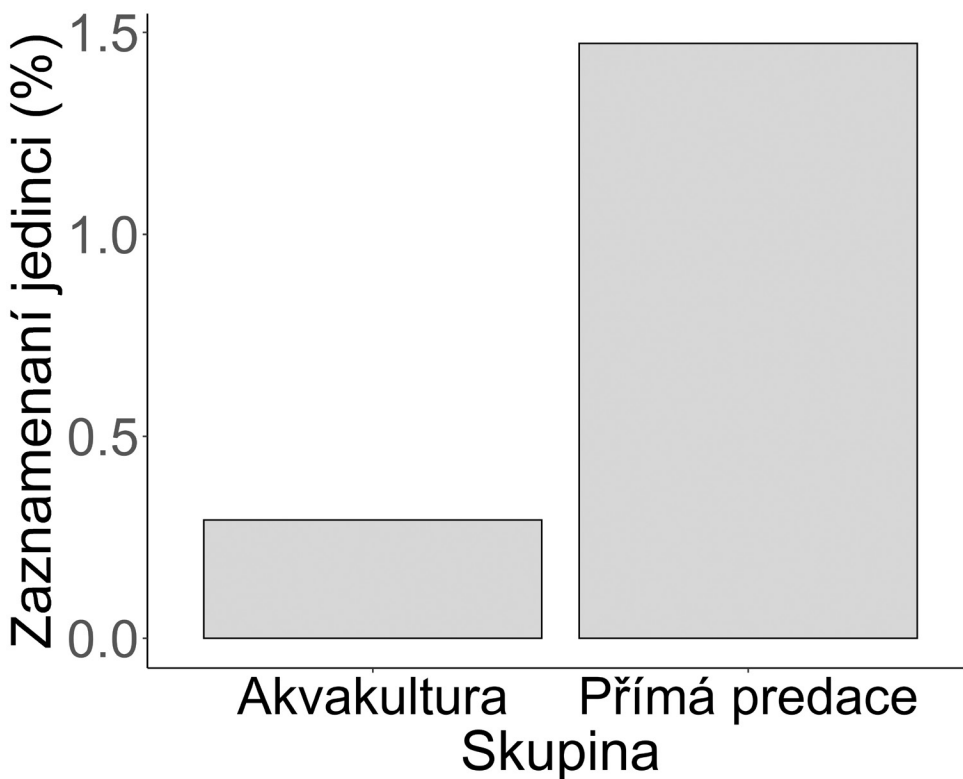
Pro trénování na vytvoření obrazu dravce u kořisti (juvenilního bolena dravého) byly použity 4 štiky obecné (*Esox lucius*; standardní délka 45–55 cm, váha 650–950 g), které byly drženy v oddělených nádržích od bolenů a krmeny denně jedním bolenem dravým. Štika byla vybrána, jelikož jde o nejvýznamnějšího dravce v nádrži Švihov. Z těchto štik byly posléze jímány alarm substance tak, že štiky byly jednou týdně umístěny do 50 l nádrže po dobu 24 hodin a následně byla voda o objemu 10 l vmísena do nádrže s boleny. Zároveň se substancí byla štika umístěna do plastové klece (rozměry 50×30×23 cm) s velikostí ok 5 mm do nádrže k bolenům. Tím proběhlo spojení alarm substance s obrazem dravce, což napomáhá k rychlejší únikové reakci – například hejnovým chováním v případě setkání (v tomto případě bolena se štikou, obrázek 18). V případě aplikace ve větším recirkulačním systému je nutné navýšit objem alarm substance (se zachováním podobné koncentrace) a zajistit, aby si kořist mohla vizuálně spojit alarm substancí s obrazem štiky.



Obrázek 18: Reakce bolena dravého na alarm substancí pocházející ze štiky krmené denně bolenem (aplikován 1 l substance). Boleni za přítomnosti této substance zvyšují vzájemnou blízkost a využívají antipredační funkce hejna. Index je vypočítán jako počet ryb vzdálených od sebe na délku těla v časovém intervalu před (kontrola – introdukce odstáté vody bez stimulu) a po introdukci substance (experiment).

Část ryb byla podrobena tréninku na přímou predaci od štiky po nadcházející dva měsíce. Po dokončení tréninku v recirkulačním systému bylo 1800 ryb převezeno do areálu Experimentálního rybochovného pracoviště a pokusnictví FROV Vodňany, kde byly vysazeny do třech rybníků o rozměrech 30 × 20 m a průměrné hloubce 60–85 cm. Přežívání bylo zaznamenáváno pomocí telemetrických systémů (4 × 1 m, LF HDX RFID čtečky, Oregon RFID, Oregon, USA) dělící každý rybník na dvě poloviny společně se sítí. Rybníky byly nasazeny v počtu 4–6 štik do každého rybníka (celková biomasa v průměru 3,7 kg, přibližně 80 ks/ha a 60 kg/ha). Během

dvou měsíců přímé predace ubývalo i z rybníků v průměru dva boleni denně, a po ukončení experimentu bylo vyloveno 1426 bolenů, které se dennodenně musely vyhýbat predaci (Šmejkal a kol. 2021b).



Obrázek 19: Přežívání skupiny bolena trénované pouze v akvakultuře a skupiny, která byla po akvakulturní části po dva měsíce vystavena přímé predaci v rybnících se štikou (hustota v přepočtu 80 ks/ha a 60 kg/ha štiky). Tento poměr reflektuje stav po roce od vysazování do přehradní nádrže Švihov.

Boleni byli po ukončení tréninku v recirkulačním zařízení a v rybnících ve Vodňanech převezeny a vypuštěni do přehradní nádrže Švihov. Jedná se o vodárenskou nádrž bez vlivu sportovního rybolovu s relativně vysokým zastoupením štiky v pobřežní linii. Zde bylo sledováno přežívání skupin trénovaných v akvakultuře (na obraz kořisti dravce) a na přímou predaci (boleni z rybníků) pomocí elektrolovu a pasivních telemetrických systémů umístěných na přítoku nádrže. Při experimentálním ověření vlivu tréninku v akvakultuře jsme nezaznamenali významný posun v přežívání. Pro to, aby toto trénování mělo výrazný efekt, je třeba vysadit ryby do lokality s extrémním množstvím dravců, kde dochází ke skokovému úbytku násady již v prvním dni po vysazení. Co však výrazně přispělo k přežívání bylo vystavení bolena predaci od štiky po dobu dvou měsíců, kdy skupina přežívala čtyřikrát lépe než ryby vysazené z akvakultury (obrázek 19.). Tento efekt by případně více než kompenzoval ztráty způsobené predací v rybnících, pokud se potvrdí i v následujících letech na rybách zachycených po dospění telemetrickými systémy. Pro cílený trénink doporučujeme vybrat nejvýznamnějšího dravce v cílové lokalitě a zaměřit trénink na adaptace proti němu.

Souhrn: Velkým problémem současného produkce ryb v akvakultuře je úspěšné vysazení do přirozeného prostředí, které by se obešlo bez velkých ztrát. V současné vědecké literatuře je mnoho tipů, které mohou s přechodem do volné vody pomoci. Jedním z nich je učení obrazu predátora před samotným vysazením či vystavování ryb zvýšenému proudění pro udržení kondice. V praxi je však možné, že vystavení akvakulturní populace přímé predaci je efektivnějším způsobem než pouhá simulace a učení obrazu predátora. Důležitým prvkem je též připravit ryby na přijímání přirozené potravy, ovšem tento výzkum zatím nebyl uspokojivě vyřešen pro reofilní ryby řešené v této metodice.

3.5 Transport

Zajištění bezpečného transportu vysazovaných ryb je zcela klíčové, neboť veškerá dosavadní investice (časová i finanční) může být ztracena jedinou chybou. Již před slovením ryb je třeba dbát na snížení aktivity jejich metabolismu a omezit jejich krmení (časově podle ontogenetického stádia, větší ryby vydrží déle bez příjmu potravy). S výjimkou raných stádií (do kategorie „rychlého plůdku“) to znamená ponechat ryby nejméně den bez potravy. Tímto dosáhneme rovněž udržování lepší kvality vody, která není znečišťována výkaly. Lovení by mělo proběhnout za nízké teploty vody. V případě ryb v uzavřených systémech je možné ryby předem adaptovat na nižší přepravní teplotu vody. S rybami je třeba zacházet maximálně opatrně k minimalizaci poranění a stresu, čemuž je přizpůsobeno vybavení (např. síť bez uzlíků, vše předem namočeno). Zároveň však je třeba minimalizovat čas manipulace s rybami (povolat raději více pracovníků než méně). Ryby musí být umístěny do dostatečně velkých nádrží s kvalitní vodou s dostatečnou koncentrací rozpuštěného kyslíku ($> 75 \%$, minimálně 5 mg.l^{-1}), bez vegetačního zákalu způsobeného fytoplanktonem a zákalu ze sedimentů. Optimální hodnoty pH by měly být v rozmezí 7-8. Kritickým obdobím z hlediska zvýšených nároků ryb na kyslík je první hodina



Obrázek 20: Aerační a oxygenační zařízení v rybářské kádi, ČR patent číslo 308381 (foto: Martin Růžek).

přepravy. V rámci možností by měla být voda pravidelně měněna (např. čerpadlo z přítoku) a za cesty, pokud nejde o uzavřený systém, nádrž odvětrávána. Při omezeném zdroji čerstvé vody je třeba použít tlakovou lahev s kyslíkem (obrázek 20). Používané nádoby nesmí mít ostré hrany, na místě se obvykle jedná o kulaté kádě, k převozu se využívají boxy různých velikostí (obrázek 21) či polyetylenové vaky o různém objemu (zpravidla 20–50 l) s půlkulatým dnem nebo staženými rohy (Pecha a kol. 1983). V případě vaků se z bezpečnostních důvodů zdvojují a ukládají do vnějších ochranných izolovaných obalů (plastové či kartonové krabice).



Obrázek 21: Nákladní automobil s naloženými přepravními bednami na ryby (foto: Petr Blabolil).

Množství přepravovaných ryb je dáno především druhem, délkou přepravy, teplotou vody, stářím (kusovou hmotností), kondičním a zdravotním stavem ryb i technickými možnostmi aerace či oxygenace. V polyetylenových vacích o objemu 50 l lze za teploty vody 10 až 1 °C a při délce přepravy 4-24 hodin přepravovat desetitisíce kusů váčkového plůdku a za stejných podmínek řádově nižší počty rychleného plůdku reofilních kaprovitých ryb (tabulka 2; ČSN 46 6803, 1994). Starší kategorie je vhodné za obdobných podmínek transportovat v přepravních bednách při koncentraci 1 kg ryb na 5-10 l vody podle druhu a kondice ryb. I během převozu je třeba pravidelně kontrolovat základní parametry vody: koncentraci rozpuštěného kyslíku a teplotu, dále koncentraci oxidu uhličitého a amoniaku. S přepravními nádobami by mělo být mírně pohybováno k podpoře přenosu kyslíku do vody. K zamezení zvýšení teploty vody obvykle stačí izolace nádob, případně obložení nachlazenými bloky. Pro zklidnění je vhodné ryby převážet ve tmě, vodu je možné obohatit 5-10 g chloridu sodného (kuchyňské soli) na litr, případně doplnit nízké koncentrace anestetik (např. hřebíčkový olej, MS-222) (Carmichael a kol. 2001). Při přepravě ryb musí být vystaveno veterinární osvědčení o zdravotním stavu ryb, přepravu musí zajišťovat proškolená posádka vozidla a při dálkové přepravě musí být vozidlo dvojjazyčně označeno „živé ryby“.

Tabulka 2: Přepřavovaná množství váčkového a rychleného plůdku vybraných druhů ryb v tisíci kusech na 50 l polyetylenový vak (20 l vody a 30 l kyslíku) podle normy ČSN 46 6803 (1994) Přepřava živých ryb.

Druh ryby	Teplota vody											
	10 °C				15 °C				20 °C			
	<i>Doba přepravy (hodiny)</i>											
	4	8	12	24	4	8	12	24	4	8	12	24
Váčkový plůdek 5–9 mm												
Pstruh duhový	25	20	15	10	20	15	10	5	15	10	5	3
Reofilní ryby					100	80	60	40	80	60	40	20
Kapr obecný					200	150	100	50	120	80	60	40
Rychlený plůdek 2–3 cm												
Reofilní ryby					10	8	6	4	8	6	5	3
Kapr obecný					15	12	10	8	12	10	8	6

Souhrn: Transport ryb představuje kritickou dobu v rámci odchovu a vysazování, kterou není dobré podcenit. Před vlastním transportem ryb je vhodné nejméně jeden den ryby nekrmit, čímž se omezí snížení kvality vody během transportu. Je dobré též klást důraz na vhodnou teplotu a parametry vody, stejně tak jako na rychlost nakládání ryb. Kvůli stresu je kritická první hodina transportu ryb, kdy je dobré kontrolovat obsah kyslíku ve vodě. Důležitá je též volba vhodného aeračního případně oxygenačního zařízení. Hustota ryb při přepravě se odvíjí od druhu a velikosti.

3.6 Vysazování ryb

Ryby je třeba před vysazením do volných vod aklimatizovat. Kvalita vody v přepravní nádobě by měla být co nejbližší vodě v cílové lokalitě. Mělo by dojít k vyrovnání chemismu vody, zejména její teploty (plůdek toleruje rozdíl 1 °C, starší ryby 2 °C), koncentrace rozpuštěného kyslíku, pH a vodivosti, což lze nejnárodněji řešením vody v nádrži určené k přepravě s vodou odebranou v místě plánovaného vypuštění (50 % objemu). Podle počátečních rozdílů tento proces může trvat od jednotek minut po hodiny, přičemž neustále je třeba kontrolovat chování ryb (pozici, pohyblivost, reakce, případně počet uhynulých jedinců). U větších jedinců může být ředění rychlejší než u menších, vždy záleží na citlivosti druhu a kondici ryb (Hartman a Preston 2001). Během samotného procesu vysazování ryb je vhodné používat skluz, nebo lépe rukáv z pogumované tkaniny.

Rovněž je třeba myslet na ochranu ryb před predátory, ideální je načasování do podmínek hojnosti potravy (vrchol jara či začátek podzimu), kdy mají predátoři dostatek lokálních zdrojů. Je rovněž užitečné lokalitu sledovat předem a určit hlavní predátory. Jsou-li denní, měli bychom ryby vysazovat za soumraku a v noci. Pokud pozorujeme lokálně větší koncentrace predátorů (např. hejno volavek či kormoránů), je dobré se tomuto místu vyhnout (obrázek 22). Pokud je to reálné, na menších lokalitách je možné rybí predátory odlovit elektrickým agregátem a přenést na lokalitu, kde nebudou vysazované ryby ohrožovat. Rovněž je důležité sledovat množství potravy pro vysazené ryby, aby mohly bezodkladně začít přijímat přirozenou potravu (Hartman a Preston, 2001).

Důležitý je i cíl vysazování, pokud jde o „nasyčení“ rybářského tlaku, budou ryby vysazovány lokálně. Vysazení na jedno místo má své opodstatnění i v případě přítomnosti značného množství dravých ryb, které se lokálně nasatí (obrázek 23). V případě ryb hejnových (např. ostroretka a podoustev) je třeba vysadit vždy více ryb na jedno místo. Naopak u ryb teritoriálních je žádoucí jejich rozptřeni na větší plochu. V úvahu je třeba vzít charakter lokality, množství přirozených úkrytů a určit místa, kde by se mohly vyskytovat ryby z přirozeného výtěru (Blabolil a kol. 2020).



Obrázek 22: Stromy pokryté trusem a vývržky svědčí o přítomnosti kormorána velkého (foto: Petr Blabolil)



Obrázek 23: Vysazení ročka bolena dravého do nádrže Švihov na řece Želivce (foto: Petr Blabolil).

Souhrn: Před vypuštěním ryb do volné vody je třeba srovnat teplotu vody v polyetylenovém vaku či transportní nádrži s teplotou vody v místě plánovaného vysazení. Ryby je třeba během procesu mísení vody kontrolovat a pečlivě sledovat jejich reakce. Nejšetrnějším způsobem vypouštění je použití rukávu z pogumované tkaniny, případně skluzu. Ideálním načasováním vysazování je období hojnosti potravy pro predátory, neboť jejich dopad na vysazené ryby nebude tak drastický. Hejnové reofilní druhy ryb (ve velikosti ročka všechny ze zmiňovaných druhů) je třeba vysazovat po více kusech. Pro vysazování je lepší zvolit úživnější lokalitu s více strukturovaným prostředím.

3.7 Ověření úspěšnosti

Po vysazení ryb, jejichž populaci chceme dlouhodobě udržet, má následovat ověření úspěšnosti vysazování. Ve specifických případech (např. záchranný program, revitalizace, účelové rybí hospodaření) je vhodné vysazené ryby označit (Turek a kol. 2014). Sledování okamžité úmrtnosti není dostačujícím parametrem, neboť k úhynu obvykle dochází i s časovou prodlevou. Při okamžitém úhynu je navíc pozorovatelná pouze malá část uhynulých ryb na hladině či při návětrných březích, kde jsou běžně konzumovány predátory vázanými na vodu i ze suchozemského prostředí. Opožděná mortalita může být dána přímými interakcemi (výše zmíněná predace a konkurence) nebo nepřizpůsobením se novým podmínkám. Pokud je při zpětném odlovu zjištěna početná populace, není důvodu k dalšímu vysazování. V opačném případě, pokud nejsou zjištěni žádní jedinci z vysazení, pravděpodobně z lokality zmizeli, což může být důvod k ukončení neefektivního vysazování (Hartman a Preston 2001). Případně je potřeba důkladně vyhodnotit abiotické faktory lokality a snažit se je vhodným způsobem napravit (např. vytvoření úkrytů, zpomalení odtoku vody apod.).

Vypuštění a kompletní slovení vodního útvaru (většinou vypuštění nádrže) je jedinou neselektivní odchytovou metodou, všechny ostatní metody jsou selektivní. Velmi často jsou odlišné



Obrázek 24: Odlov ryb elektrickým agregátem broděním v toku (foto: Petr Blabolil).

metody použity pro ryby tohoroční (0+) než pro starší věkové kategorie, kvůli jejich lišícím se vlastnostem jako je například úniková rychlost či velikost. Přehled možných odlovných metod je uveden v normě ČSN EN 14962, (2006). Nejčastěji používanou odlovnou metodou ve vodních tocích a příbřežních stanovištích je elektrolov broděním či za využití hlubinného agregátu z lodi (podle normy ČSN EN 14011, 2003; obrázek 24). Neinvazivní metodou jsou hydroakustické průzkumy, vizuální sledování a metody založené na environmentální DNA. Dále máme k dispozici množství síťových prostředků (záťahové, vlečné a tenatové sítě a různé typy pastí). Při jednorázovém odlovu získáme informace o relativní početnosti s ohledem na vynaložené lovné úsilí (CPUE, z ang. catch per unit effort).

Pokud je možné odlovy provádět opakovaně, lze celkovou velikost populace vypočítat podle metody Leslieho a Davise vynášením výlovu na jednotku úsilí proti celkovému kumulativnímu výlovu:

$$Ct / ft = q \times (N0 - Kt),$$

kde **Ct** je úlovek v intervalu **t**, **ft** rybářské úsilí v čase **t**, **q** úlovek na 1 jednotku rybářského úsilí, **N0** původní velikost populace a **Kt** označuje kumulativní úlovek k počátku intervalu **t** spolu s ½ úlovku chyceného v průběhu intervalu **t**. Úlovek na jednotku úsilí (**Ct / ft**) je postupně vynášen proti kumulativnímu úlovku. Výsledek dává přímku se sklonem **q** a v místě, kde protíná osu X platí rovnost **N0** a **Kt**. Předpoklady závislosti jsou konstantní ulovitelnost ryb, celková přístupnost ryb odlovům, konstantní lovné úsilí, vyrovnané emigrace, imigrace a mortalita (Pivnička 1981).

Výrazně snazší situace nastává, pokud můžeme ulovené ryby v prvním odlovu nebo již během vysazení označit a při dalších odloveh sledovat poměr ryb značených a neznačených (mark-recapture), čímž dostaneme odhad velikosti populace. Pokud máme k dispozici jen jeden odlov (či více během krátké doby), využijeme Petersonovu metodu:

$$N0 = M \times C / R,$$

kde **N0** označuje velikost populace v době značení, **M** počet značených ryb, **C** celkový počet ulovených ryb a **R** počet zpětně ulovených ryb. Metoda má opět řadu předpokladů, stálost značek ryb po celou dobu odhadu, rovnoměrné rozptýlení značených ryb ve studovaném systému, rovnoměrné prolovení studovaného systému, stejná ulovitelnost a mortalita značených i neznačených ryb (Pivnička 1981).

V případě opakovaných odlovů využijeme výpočet podle Schnabelové:

$$N0 = \Sigma (Ci \times Mi) / \Sigma Ri$$

se stejnými parametry jako v případě metody Petersona, pouze jsou zde používány celkové počty ryb na konci **i-té** periody odlovu (Pivnička 1981).

Metod značení máme širokou škálu, což nám umožňuje naznačit individuálně každou rybu, případně skupinu ryb z odlišných zdrojů, různé kohorty a podobně (Turek a kol. 2014). Pro správné vyhodnocení stavu populace je třeba o rybách zjistit co nejpřesnější informace, tedy

druhové složení, početnost, velikost, váhu, věk (nejčastěji ze šupin nebo z otolitů), kondici a je-li možné, tak i pohlaví.

U všech výše uvedených částí práce s rybami platí nutnost kvalifikovaných pracovníků. V týmu musí být jasná organizace práce, plánování, rozdělení úkoly, proškolení, motivace cílem, financemi i pracností. Lidé by měli myslet na etické principy. Pokud není v možnostech zadavatele provedené veškerých prací, měl by zajistit služby/subdodávky ověřenou organizací.

Příkladová studie

V nádrži Švihov se vyskytuje nejvýznamnější přirozená populace bolena dravého (*Leuciscus aspius*) v České republice, chráněná v rámci evropsky významných lokalit soustavy Natura 2000 (Lusk a kol., 2004). Ačkoliv je bolen typicky říční druh, přizpůsobil se člověkem uměle vytvořeným přehradním nádržím, a zejména na přehradní nádrži Švihov vytvořil početnou přirozenou populaci. Jeho reprodukce je však vázána na rychle tekoucí vody, a tak každoročně vyplouvá do přítoků napájejících přehradu. Zde vyhledává kamenito-písčité substrát, nad nímž se vytírá, jejich lepivé jikry unášené proudem pomalu klesají a přichycují se na kameny.

V závislosti na průběhu oteplování vodního toku trvá tření bolenu obvykle několik týdnů až měsíc. Jedinci se v něm dynamicky střídají, mlíčáci zůstávají na trdlišti déle než jikernačky, které připlouvají jen na pár dní, obě pohlaví často trdlišť opouštějí (Šmejkal a kol., 2021b, 2017b, 2021). Vzhledem k této vysoké dynamice třecího hejna a mobilitě jednotlivých jedinců při odlovu hlubinným agregátem v přítoku je nutné vždy stanovit početnost třecího hejna zpětně k předchozímu roku značení, tedy v tomto případě označit ryby v průběhu tření 2015 a pomocí zpětných odlovů v roce 2016 stanovit velikost reprodukčně aktivní populace bolena dravého v roce 2015. Početnost reprodukčně aktivních bolenu byla zjišťována na základě poměru značených a neznačených ryb metodou dle Petersena (Schneider, 2000):

$$N = (M * C) / R \text{ [jedinců]}$$

kde **M** představuje počet značených ryb v roce 2015, **C** počet ulovených ryb v roce 2016 a **R** – počet zpětně ulovených ryb značených v roce 2015. Velikost reprodukčně aktivní populace v roce 2015 je určován jako zpětný odhad velikosti populace rozmnožující se na přítoku, která činila 1 116 mlíčáků a 2 227 jikernaček. Součástí tohoto výpočtu je odečtení doplňku v roce 2016, který dle našich odhadů založených na velikostní distribuci a přírůstku byl 27 % (tabulka 3) (Šmejkal a kol. 2016).

Tabulka 3: Odhad počtu mlíčáků a jikernaček ve třecím hejnu zpětně do roku 2015. C 2015 označuje korigovanou hodnotu úlovku 2016 doplňkem a R 2014 a R 2015 označuje množství zpětně odchycených jedinců označených roku 2014 a 2015 (Šmejkal a kol. 2016).

	Označeno 2014	Označeno 2015	Úlovek 2016	Proporce doplňku	C 2015	R 2014	R 2015	Odhad 2015
Mlíčáci	201	205	442	0,261	327	24	60	1 116
Jikernačky	119	178	277	0,277	200	8	16	2 227
Celkem	320	383	719	0,267	527	32	76	3 344

Souhrn: Po vypuštění je vhodné sledovat, zda nevznikla v důsledku vysazování zvýšená mortalita vysazených ryb. Pro kvantifikaci velikosti rybí obsádky a úspěšnost vysazování existuje celá řada metod. Pokud je třeba stanovit množství daného druhu v populaci a podíl vysazovaných jedinců, je dobré si ryby označit již při vysazování a použít jednu z metod založenou na značených jedincích (metoda Petersonova nebo Schnabelové). Pro značení existuje více metod a je dobré si rozmyslet, která z nich je pro danou studii nevhodnější.

4. Prostředí reofilních ryb

Mezi reofilní ryby řadíme druhy, které minimálně po určitou dobu ontogenetického vývoje preferují život v tekoucích vodách bohatých na rozpuštěný kyslík (Randák a kol. 2015). Tyto druhy jsou dnes jednou z nejvíce ohrožených skupin ryb evropských vodních toků (WWF 2016, WFME 2020). Největší hrozbu pro život těchto vodních organismů představují antropogenní činitelé působící často současně. Populace citlivých druhů stagnují či klesají (např. mřenka mramorovaná (*Barbatula barbatula*), střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*)) a jsou nahrazovány flexibilními generalisty (např. ouklej obecná (*Alburnus alburnus*), plotice obecná (*Rutilus rutilus*)) či krátkodobě vysazenými komerčně významnými druhy (Fernando a Holčík 1991, Lelek 1996, Matthews a Marsh-Matthews 2007). Společenstvo tohoročních reofilních ryb je používáno jako citlivý indikátor ekologického stavu povrchových vod tekoucích (kategorie řeka) podle aktualizované metodiky Janáče a kol. (2019).

4.1 Úpravy koryt vodních toků

Jako následek využívání vodních toků, které v minulém století prudce vzrostlo, došlo k úpravám říčních koryt, zejména k jejich narovnávání a regulaci (Adámek a kol. 2013). Technické úpravy (narovnání, zahloubení či opevnění břehů) však pozměňují morfologii vodního toku i hydrauliku proudění (Lelek 1996, Lusk a kol. 2014) (obrázek 25). Takové úpravy vodního toku (pro které



Obrázek 25: Kanalizovaný tok řeky Vltavy v Českých Budějovicích (foto: Petr Blabolil).

se užívá termín „zkapacitnění říčního koryta“) vytváří zcela odlišný habitat pro život. Rybí společenstva vyžadují pro svou přítomnost střídání rychle a pomalu proudících úseků s různým typem substrátu pro úspěšnou reprodukci a přežívání všech generací. Regulace vodních toků výrazně snížila jejich heterogenitu, a tím zásadně změnila tamní společenstva všech trofických úrovní. Tímto dochází k omezení zdrojů potravy pro přítomné ryby, ale také k zásadnímu ovlivnění organismů „neviditelných“, to jsou bezobratlí živočichové, perifyton a organismy hyporeálu (žijící ve vodě protékající podložím, jejíž objem je často velký jako vodní tok samotný). Tyto organismy jsou nedílnou součástí vodního toku a významně se podílí na koloběhu živin (Just a kol. 2005, Škarpich a kol. 2016). Narovnávání a fyzické úpravy v korytech toků (podkládání betonovými panely apod.) zapříčiňují významné snížení nejen prostoru přímo v toku, ale také v hyporeálu, a tím narušují samočisticí schopnost vodních toků (koncept spiralizace zdrojů živin). Zásahy tedy způsobují snížení diverzity a rychlý odtok živin, které by v původním korytě byly dále využity v koloběhu. Důsledkem změn je také zhoršení kvality vody nejen ve vlastním vodním toku (Hýbner a kol. 2021), ale potenciálně i v oblastech ústí do moře, kam mnohdy následky modifikace toků zasahují.

Protiopatření

K zamezení negativního vlivu antropogenní činnosti se doporučuje do přirozeného vodního toku nezasahovat. Pokud jsou úpravy v toku nutné, je třeba dbát na to, aby charakter úpravy byl co nejvíce podobný přirozenému prostředí a zachovával jeho potřebnou heterogenitu. V případě toků pozmeněných v minulosti je žádoucí jejich navrácení do stavu co nejbližší podobného původnímu. Toto zahrnuje odstranění umělých materiálů, navrácení meandrů (obrázek 26) a struktur zvyšujících různorodost jako balvany či vytvoření tůní.



Obrázek 26: Přirozené koryto v horní části řeky Svrátky (foto: Petr Blabolil).

4.2 Bariéry na vodních tocích

Vodní toky jsou silně ovlivněny výstavbou jezových zdrží a nádrží sloužících k akumulaci vody pro vodárenství, průmysl, energetiku, plavbu, rekreaci, chov ryb i k zamezení negativních vlivů povodní a k mnoha dalším účelům (Adámek a kol. 2013). Fragmentace toku má zásadní vliv na ichtyofaunu nad i pod touto stavbou. Nad bariérou vzniká lakustrinní zóna, která se charakterově v mnohém podobá jezerním ekosystémům, a tak v ní spíše prospívají generalistické druhy ryb zejména cejnového pásma (Hladík a Kubečka, 2003), zatímco reofilní druhy jsou svými ekologickými nároky nuceny stáhnout se do přítokové zóny či oblastí výše ve vodním toku nebo v případě vhodných podmínek i pod hráz (Hanel a Lusk 2005, Lusk a kol. 2014). Ekologické nároky různých druhů jsou bariérou pozměněny, například ostroretka stěhovavá vyžaduje nárosty řas na kamenech, parmě obecné nevyhovují podklady s bahnitým dnem, apod. Přehrazením vodního toku dochází k přerušení toku živin a rozdělení populací živočichů (McCluney a kol. 2014). Subpopulace živočichů nejsou schopny si přes bariéru efektivně vyměňovat genetické informace, a tak dochází ke snížení variability, v krajním případě až k inbreedingu (příbuzenskému křížení), čímž klesá celková fitness populace (Cheng a kol. 2015). V části nad bariérou také dochází k ukládání organických látek a zvýšení úživnosti, zatímco pod bariérou přínos alochtonních organických látek naopak chybí, zejména u přehradních nádrží. Stejně tak ukládání sedimentů v prostoru před bariérou vede ke zvýšenému odnosu v toku za bariérou, s dobou od postavení bariéry pak roste hloubka koryta vlivem odnosu sedimentu a prostor se stává nevhodným pro rozmnožování reofilních druhů, které vyžadují k úspěšnému výtěru písčiny či štěrkový substrát, např. bolen dravý (Balon 1975) (obrázek 27). Navíc pod velkými hrázemi, kam je vypouštěna hypolimnetická voda (Camargo a De Jalon 1990, Carr a kol. 2020). V létě je voda vypouštěná z nádrže chladnější než voda, která do nádrže přitéká a v zimě je naopak voda teplejší (okolo 4 °C). I toto ovlivňuje druhovou skladbu v lokalitě. V důsledku změněného teplotního režimu nedochází v zimě k zamrznutí hladiny, která se tak stává lákadlem pro piscivorní predátory typu kormorána velkého (*Phalacrocorax carbo*), volavky popelavé (*Ardea*



Obrázek 27: Ústí řeky Želivky do nádrže Švihov je hlavním trdlišťem bolenů dravých (foto: Petr Blabolil).

cinerea) či vydry říční (*Lutra lutra*). Bariéry na vodních tocích také představují překážky pro ryby podnikající třecí migrace do vyšších míst toků, což jsou nejen lososovité ryby, ale také kaprovité rybí druhy jako je bolen dravý, parma obecná, ostroretka stěhovavá a podoustev říční.

Protiopatření

Ideálním opatřením proti negativnímu vlivu bariér na rybí společenstva je návrat biotopu do původního stavu. Odebrání bariér je však v současnosti z mnoha hledisek nemožné, zejména u velkých staveb jako jsou přehrady. U menších staveb, zejména těch které již neplní původní účel, by bylo vhodné jejich odstranění. Stavby již o velikosti 1 m představují migrační bariéru pro většinu druhů. Tyto stavby by mohly být nahrazeny nízkými prahy či balvanitým skluzem. Jako další řešení nespojitosti habitatu se nabízí vybudování rybích přechodů. Jejich charakter je však pro většinu druhů nevhodný. Zejména pro rybí druhy dosahující malých velikostí bývá překonání rybího přechodu problematické, ale i větší rybí druhy otálejí s jejich použitím. Při stavbě přechodů je tedy důležité, aby se dbalo na podobnost s přirozeným prostředím (například širší koridor typu balvanitého skluzu). Vodní tok v místech za bariérou, zejména pak za velkými přehradami, podléhá výraznému odnosu sedimentu a prohlubování koryta, neboť sediment z vyšších oblastí toku je zadržován v nádrži. Vodní erozí tak přichází reofilní druhy o třecí substráty a nemohou-li překážku překonat, je vhodné třecí substráty (štěrk a pod. v závislosti na druhu) pravidelně doplňovat k zachování úspěšné reprodukce těchto druhů.

4.3 Vliv energetického průmyslu

Na velkých jezích a přehradách jsou často umístěny vodní elektrárny, které doplňují elektrickou energii do sítě zejména v energetické špičce (Kubíček a kol. 1999) (obrázek 28). V tomto čase dochází k náhlému vypouštění většího množství vody pro činnost turbíny (špičkování), čímž



Obrázek 26: Hráz nádrže Slapy na řece Vltavě (foto: Petr Blabolil).

vzniká v níže položeném vodním toku extrémní proudění, které ovlivňuje celý ekosystém a obzvláště významně jikry reofilů (Bartoň a kol. 2021). Náhlé změny průtoků vykazují dva opačné vlivy. Při nízkém průtoku může docházet k vysychání koryta, a tedy i substrátu pro tření s již vytřenými jikrami, či uvíznutí třešňících se ryb (Young a kol. 2011). V případě extrémního proudění mohou být jikry i dospělé ryby unášeny proudem (Bartoň a kol. 2021). Dopad špičkování byl také sledován u populace palem ve Španělsku (*Luciobarbus bocagei*), ve které ryby reagovaly odlišně na rozdílné incidenty špičkování (Costa a kol. 2019). Vliv na rybí populaci je druhově i místně specifický, reakce a dopad na ryby se liší i během sezóny či části dne, tudíž je třeba každou lokalitu hodnotit samostatně.

Reofilní druhy ryb, které se třou v přítokové části nádrže, jsou ovlivněny stavem hladiny v nádrži (délkou vzdutí). V období rozmnožování je pro reofilní druhy výhodné, aby byla délka vzdutí kratší, tedy nižší stav vody v nádrži. Takto mají reofilové dostupných více lokalit s vhodnými trdlišti a zabrání se saturaci trdliště jikrami, což podporuje zdravý vývoj jiker. V opačném případě, má-li nádrž vysoký stav vody, mohou být některé trdliště reofilů příliš hluboko v korytě a množství vhodných míst může klesnout. Dochází tady ke kompetici nejen mezi jedinci stejného druhu, ale trdliště se stává také dostupným pro další druhy, které mohou požírat vytřené jikry, konkurovat vlastním výtěrem, případně může docházet i ke vzniku mezidruhových kříženců. Velké množství jiker na jednom místě může také vést ke snazšímu napadení chorobami či jejich zaplísnění i k omezení dostupnosti kyslíku (Šmejkal a kol. 2017a, 2018, Bartoň a kol. 2021). Následkem toho některé druhy musí v přehradou pozměněném toku táhnout za třením do lokalit položených mnohem výše ve vodním toku, než jak tomu bylo před výstavbou bariéry.

Problémem jsou i malé vodní elektrárny (MVE), které mohou rovněž přerušovat říční kontinuum a mohou být také nedostatečně zajištěny proti vniknutí ryb do turbín, nebo odebírají příliš velký objem vody z koryta, čímž snižují jeho kapacitu pro rybí populace (Škarpich a kol. 2016, Němejcová a kol. 2017). Na některých lokalitách je rovněž problém nadměrné využívání vody z toků například k zasněžování, při kterém klesá jejich vodnatost v zimním období.

Protiopatření

Negativnímu efektu kolísání hladiny ovlivňující reofilní druhy lze zamezit pravidelným monitoringem rybích druhů a jejich rozmnožovacího chování. V období rozmnožování přítomných druhů je pak vhodné management odběru vody přizpůsobit tak, aby výrazně nezasahoval do reprodukce reofilních druhů a dovolil její maximální úspěšnost. Z důvodu odlišnosti vodních těles je tedy nutno sledovat období rozmnožování a místo výtěru, aby byl vodní režim upraven dle konkrétních podmínek. Pokud dochází ke tření v podjezí či v podhrází je třeba udržovat určitý konstantní průtok, aby nedocházelo k vysychání, zároveň ani k odnášení jiker či dokonce ryb. Pro dočasné snížení průtoků lze použít i bariéry pro jeho regulaci (Šmejkal a Bartoň 2021). V případě tření v přítokové oblasti je žádoucí nestoupat s vodní hladinou, aby reofilní druhy zbytečně nečelily konkurenci či dokonce predaci ostatními rybími druhy v nádrži. Vodní elektrárny by také měly být vybaveny efektivním mechanismem zabráňujícím vniknutí ryb, které vede k jejich zranění až smrti.

4.4 Zemědělské využívání krajiny a znečištění vod

Aktuální intenzivní využívání krajiny člověkem dosahuje neudržitelných mezí. Péče o krajinu je orientována na okamžitý zisk, rozsáhlá pole bez remízku zvyšují erozi nejvíce úživné části půdy, kterou je pro další využití nutno doplnit hnojivy. Z polí je odplavována půda, která zanášá toky spolu s živinami zvyšujícími úživnost a chemickými látkami ovlivňujícími přirozené cykly ve vodě (FAO 2017). Vyšší úživnost toku mění společenstva organismů v něm žijících, mohou se zde vyskytovat ve větší míře eurytopní druhy ryb, které tyto podmínky snášejí lépe, zatímco reofilní druhy mohou trpět nižším obsahem kyslíku ve vodě. Eutrofizace (nadměrná koncentrace živin) je na našem území nejrozsáhlejším faktorem snižujícím jakost povrchových vod a může vést i ke zvýšené tvorbě nežádoucích vodních květů (Colby a kol., 1972) (obrázek 29). Významnou roli znečišťovatele hrají i farmaka, včetně různých narkotik či veterinárních léčiv, dále pak látky používané v zemědělství (pesticidy, insekticidy), dezinfekční látky a další látky obsažené v přípravcích používaných v domácnosti, zpomalovače hoření i potravinářská aditiva (Ekholm a kol., 1997, Randák a kol. 2006, Tijani a kol. 2013). Například u antidepresiv a hormonálních léčiv (zejména hormonální antikoncepce) byl prokázán negativní dopad na životaschopnost rybích populací, antidepresiva snižují ostražitost, čímž se stávají snadnější kořistí, zatímco hormonální látky negativně ovlivňují správný vývoj pohlavních orgánů. Všechny tyto látky však stále nejsou efektivně z odpadních vod odstraňovány, a tak mohou dále ovlivňovat endokrinní procesy a správné fungování hormonálního systému vodních organismů (Overturf a kol. 2015, Grabicová a kol. 2020).



Obrázek 29: Vodní květ v přítokové části nádrže Orlík (foto: Jirí Peterka)

Protiopatření

Znečištění způsobené zemědělskou činností lze zabránit snížením eroze z polí, tedy zabráněním odnosu úživné vrstvy půdy, které by zároveň i snížilo potřebu využití hnojiv. V praxi by to znamenalo rozdělení velkých polních ploch na parciální díly ohraničené remízky či přirozenými rostlinnými porosty, které by významně snížily množství odnesené půdy. Dalšímu znečištění živinami lze zabránit efektivním čištěním odpadních vod či umístěním koagulačních stanic srážejících fosfor. Znečištění chemickými polutanty je stále pro čistírny odpadních vod problém. Nejlepším řešením je však prevence, tedy snížení produkce polutantů ze všech zdrojů.

Tabulka 4: Hodnocení kritických faktorů ovlivňující prostředí populací zájmových reofilních kaprovitých ryb.

Kritické body / druh	Bolen dravý	Ostroretka stěhovavá	Parma obecná	Podoustev říční
Fragmentace toků (příčné překážky omezující migraci)	+++	+++	+++	+++
Ovlivnění parmového pásma údolními nádržemi	+	+++	+++	+++
Polutanty ve vodách	+	+	++	++
Eutrofizace vod	+	+	++	++
Špičkování (pod vodními elektrárnami)	+++	-	-	-
Sportovní rybolov	+	+	++	+
Změna průtokového režimu	+	++	++	++
Změna teplotního režimu	+	++	++	++
Potřeba zachování genové diverzity	+++	+++	+++	+++

Legenda tabulky: Kritický bod: významný (+), důležitý (++), zásadní (+++), chybí údaje (-).

III. Srovnání novosti postupů

Metodika přináší nové postupy v souladu s § 2, odst. 1, písm. a) bod 2 zákona č. 130/2002 Sb. Zákon o podpoře výzkumu a vývoje z veřejných prostředků a o změně některých souvisejících zákonů. Popsaných metodických postupů bylo dosaženo systematickou tvůrčí prací v aplikovaném výzkumu, kterým byly experimentální a teoretické práce prováděné s cílem získání nových poznatků zaměřených na budoucí využití v praxi.

V předložené metodice jsou shrnuty poznatky vlastního výzkumu a kritická syntéza tuzemských i zahraničních prací. Metodika tak navazuje na nejnovější kvalitní práce v oboru zahrnující fungování ekosystému, ekosystémové služby, biologii, reprodukci a chov vybraných druhů ryb. Metodika zahrnuje postup dílčích rozhodnutí a činností, které jako celek povede ke zefektivnění rybářského hospodaření.

IV. Popis uplatnění certifikované metodiky

Tato metodika je určena především k praktickému použití rybářskými hospodáři, ale i orgánům ochrany přírody k rozhodování o péči na zvláště chráněných územích. Snahou publikace je poskytnout obecný rámec k moderní podpoře vybraných reofilních kaprovitých ryb. V době měnících se podmínek je esenciální upravit stávající (mnohdy neefektivní) postupy a začlenit kroky nové, které mohou být i nákladnější, leč v konečném důsledku přispějí k podpoře druhů, kterých v našich i zahraničních vodách ubývá.

Metodika bude uplatněna „Smlouvou o uplatnění certifikované metodiky“ uzavřenou mezi Biologickým centrem AV ČR v. v. i. v Českých Budějovicích a Českým rybářským svazem, z. s., Jihočeským územním svazem se sídlem ve Boršově nad Vltavou.

V. Ekonomické aspekty

Předpokládané ekonomické a další přínosy jsou ve zefektivnění rybářského hospodaření ve volných vodách České republiky. Jen v působnosti smluvního partnera Jihočeského územního svazu Českého rybářského svazu, z. s., lze očekávat efektivním zarybňováním úsporu minimálně 20 % reofilních násadových ryb, což představuje okolo 100 tisíc Kč za rok. Vytvořená metodika umožňuje posuzovat stav rybích populací a vyhodnocovat efektivnost prováděných opatření. Znalost aktuálního stavu rybí obsádky vytváří tlak na efektivní management. Efektivní podpora populací ryb povede ke jejich stabilizaci, což umožní využívání ryb rybolovem i odolnost celého systému ke změnám prostředí. Zároveň je nutné dodat, že v případě málo efektivního rybářského managementu může být zlepšení dosaženo úpravami vlastního toku a jeho okolí tak, aby došlo ke zvýšení jeho kapacity (především prostorové a potravní) v průběhu celého roku. V neposlední řadě v souvislosti s aplikací metodiky dojde k vyšší poptávce po vybraných reofilních druzích ryb, která povede k rozvoji tohoto rybářského odvětví.

VI. Seznam použité související literatury

Adámek, Z., Dubský, K., Jarolímková, B., Just, T., Kolářová, J., Lusk, S., Navrátil, S., Nusl, P., Svobodová, Z., Šíma, A., Štípek, J., Vančura, Z., Vrána, K. (2013). Příručka pro rybářské hospodáře. Český rybářský svaz.

Andreska, J. (1972). Lidové nástroje říčního rybářství. Vědecké práce Zemědělského muzea, 12, 175-260.

Andreska, J. (1997). Lesk a sláva českého rybářství. Nuga, Pacov.

Antognazza, C.M., Andreou, D., Zaccara, S., Britton, R.J. (2016). Loss of genetic integrity and biological invasions result from stocking and introductions of *Barbus barbus*: insights from rivers in England. Ecology and Evolution, 6(5), 1280–1292.

Araki, H., Schmid, C. (2010). Is hatchery stocking a help or harm?: Evidence, limitations and future directions in ecological and genetic surveys. Aquaculture, 308, S2–S11.

Bachman, R.A. (1984). Foraging behaviour of free-ranging wild and hatchery brown trout in a stream. Transactions of the American Fisheries Society, 113, 1–32.

Balon, E.K. (1975). Reproduction guilds of fishes: a proposal and definition. Journal of the Fisheries Board of Canada, 32, 821–864.

Balon, E.K. (1995). Origin and domestication of the wild carp, *Cyprinus carpio*: from Roman gourmets to the swimming flowers, Aquaculture, 129, 3–48.

Balon, E.K. (2004). Evolution by epigenesis: farewell to Darwinism, neo- and otherwise. Rivista di Biologia, 97(2), 269–312.

Bartholomew, A., Bohnsack, J.A. (2005). A review of catch-and-release angling mortality with implications for no-take reserves. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 15, 129–154.

Bartoň, D., Breton, F., Blabolil, P., Souza, A.T., Vejřík, L., Sajdlová, Z., Kolařík, T., Kubečka, J., Šmejkal, M. (2021). Effects of hydropeaking on the attached eggs of a rheophilic cyprinid species. Ecohydrology, 14(4), e2280.

Baruš, V., Oliva, O. (1995). Fauna ČR a SR, Mihulovci Petromyzontes a Ryby Osteichthyes (2.díl). Academia Praha.

Blabolil, P., Bartoň, D., Halačka, K., Kočvara, L., Kolařík, T., Kubečka, J., Šmejkal, M., Peterka, J. (2020). The fate of 0+ asp (*Leuciscus aspius* Linnaeus, 1758) after being stocked in a reservoir. Biologia, 75, 989–996.

Brown, C., Laland, K.N. (2001). Social learning and life skills training for hatchery reared fish. Journal of Fish Biology, 59, 471–493

Camargo, J.A., De Jalon, D.G. (1990). The downstream impacts of the Burgomillodo Reservoir, Spain. *Regulated Rivers: Research a Management*, 5, 305–317.

Carmichael, G.J., Tomasso, J.R., Schwedler, T.E. (2001). Fish transport. 641-660. V: Fish hatchery management. Wedemeyer, G. (ed.) American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.

Carr, M.K., Sadeghian, A., Lindenschmidt, K.E., Rinke, K., Morales-Marin, L. (2020). Impacts of varying dam outflow elevations on water temperature, dissolved oxygen, and nutrient distributions in a large Prairie reservoir. *Environmental Engineering Science*, 37, 78–97.

Colby, P. J., Spangler, G.R., Hurley, D.A., McCombie, A.M. (1972). Effects of Eutrophication on Salmonid Communities in Oligotrophic Lakes. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 29, 975–983.

Costa, M.J., Fuentes-Pérez, J.F., Boavida, I., Tuhtan, J.A., Pinheiro, A.N. (2019). Fish under pressure: Examining behavioural responses of Iberian barbel under simulated hydropeaking with instream structures. *Plos One*, 14 (1), e0211115.

Cowx, I.G. (1994). Stocking strategies. *Fisheries management and Ecology*, 1(1), 15-30.

ČSN 466803 (1994). Přeprava živých ryb.

ČSN 46 6800 (1997). Názvosloví a značky v rybářství. Rybníkářství.

ČSN EN 14011 (2003). Jakost vod – Odběr vzorků ryb pomocí elektrického proudu.

ČSN EN 14962 (2006). Jakost vod – Pokyny pro oblast použití a výběr metod pro odběr vzorků ryb.

Davison, W. (1997). The effects of exercise training on teleost fish, a review of recent literature. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 117, 67–75.

Ekhholm, P., Malve, O., Kirkkala, T. (1997). Internal and external loading as regulators of nutrient concentrations in the agriculturally loaded Lake Pyhajarvi (southwest Finland). *Hydrobiology*, 345, 3–14.

Ersbak, K., Haase, B.L. (1983). Nutritional Deprivation after Stocking as a Possible Mechanism Leading to Mortality in Stream-Stocked Brook Trout. *North American Journal of Fisheries Management*, 3, 142–151.

FAO (2017). Water pollution from agriculture: a global review – Executive summary. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome. Italy.

Farrell, A.P., Johansen, J.A., Suarez, R.K. (1991). Effects of exercise-training on cardiac performance and muscle enzymes in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Fish Physiology and Biochemistry*, 9, 303–312.

- Fernando, C.H., Holčík, J. (1991). Fish in reservoirs. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 76, 149–167.
- Fiala, J., Spurný, P., Tichý, T. (2008). Intenzivní metody odchovu plůdku a násadového materiálu ostroretky stěhovavé (*Chondrostoma nasus* L.). *Edice metodik, FROV JU Vodňany*, č. 86.
- Fisher, R.A. (1930). *The genetical theory of natural selection*. Clarendon Press, Oxford, England.
- Flajšhans, M., Kocour, M., Ráb, P., Hulák, M., Šlechta, V., Linhart, I. (2013). *Genetika a šlechtitelství ryb*. VÚRH JU Vodňany.
- Franěk, R., Kašpar, V., Pšenička, M. (2020a). Zmrazování zárodečných buněk kapra obecného (*Cyprinus carpio*) a jejich využití k transplantaci do náhradních rodičů pro účely reprodukce. *Edice metodik, FROV JU Vodňany*, č. 178.
- Franěk, R., Pšenička, M. (2020b). Metody stabilní produkce diploidních gamet pomocí náhradních rodičů pro účely triploidizace v akvakultuře. *Technologie, FROV JU Vodňany*, č. 182.
- Grabicová, K., Grabic, R., Fedorova, G., Vojs Staňová, A., Bláha, M., Randák, T., Brooks, B.W., Žlábek, V. (2020). Water reuse and aquaculture: Pharmaceutical bioaccumulation by fish during tertiary treatment in a wastewater stabilization pond. *Environmental Pollution*, 267, 115593.
- Grift, R.E., Buijse, A.D., Van Densen, W.L.T., Machiels, M.A.M., Kranenbarg, J., Klein Breteler, J.G.P., Backx, J.J.G.M. (2003). Suitable habitats for 0-group fish in rehabilitated floodplains along the lower River Rhine. *River Research and Applications*, 19, 353–374.
- Hamáčková, J., Kozák, P., Lepič, P., Kouřil, J. (2008b). Umělá reprodukce a odchov násadového materiálu podoustve říční. *Edice metodik, FROV JU Vodňany*, č. 82.
- Hanel, L., Lusk, S. (2005). *Ryby a mihule České republiky: Rozšíření a ochrana*. Český svaz ochránců přírody, Vlašim.
- Hartman, K.J., Preston, B. (2001). Stocking. 661-686. V: *Fish hatchery management*. Wedemeyer, G. (ed.) American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Hladík, M., Kubečka, J. (2003). Fish migration between a temperate reservoir and its main tributary. *Hydrobiologia*, 504, 251–266.
- Hochman, L., Peňáz, M. (1989). Výtěr a odchov plůdku ostroretky stěhovavé. *Edice metodik, VÚRH Vodňany*, č. 34.
- Hýbner, D., Menhard, P., Hladík, M., Koterová, V., Knap, J. (2021). *Prahování drobných vodních toků. Legislativní a odborný rámec pro zajištění realizace prahování a pro přípravu dotačních titulů*. Odborná řešerše.
- Cheng, F., Li, W., Castello, L., Murphy, B. R., Xie, S. (2015). Potential effects of dam cascade on fish: lessons from the Yangtze River. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 25, 569–585.

Chivers, D.P., Smith, R.J.F. (1994). Fathead minnows, *Pimephales promelas*, acquire predator recognition when alarm substance is associated with the sight of unfamiliar fish. *Animal Behaviour*, 48, 597–605.

Janáč, M., Jurajda, P., Polášek, M., Němejcová, D. (2019). Metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (kategorie řeka) pomocí biologické složky ryby. Ústav biologie obratlovců AV ČR, v. v. i. a Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i. Certifikovaná metodika, MŽP.

Johnsen, B.O., Ugedal, O. (1986). Feeding by hatchery-reared and wild brown trout, *Salmo trutta* L., in a Norwegian stream. *Aquatic Fisheries and Management*, 17, 281–287.

Johnsson, J.I., Brockmark, S., Näslund, J. (2014). Environmental effects on behavioural development consequences for fitness of captive-reared fishes in the wild. *Journal of Fish Biology*, 85, 1946–1971.

Just, T., Matoušek, V., Dušek, M., Fischer, D., Karlík, P. (2005). Vodohospodářské revitalizace a jejich uplatnění v ochraně před povodněmi. T. Just (Ed.). Praha, Česká republika: Český svaz ochránců přírody Hořovicko.

Kottelat, M., Freyhof, J. (2007). Handbook of European freshwater fishes. Berlin, Germany: Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof.

Kouřil, J., Podhorec, P., Stejskal, V., Policar, T., Křišťan, J., Drozd, B. (2011). Optimalizace metod hormonálně indukované ovulace při řízené reprodukci vybraných hospodářsky významných teplomilných druhů ryb. Edice metodik, VÚRH JU Vodňany, č. 120.

Kouřil, J., Policar, T., Podhorec, P., Stejskal, V. (2018). Hormonální stimulace vybraných druhů ryb k umělému a poloumělému výtěru. Edice metodik, FROV JU, Vodňany, č. 176.

Kozák, P. (2012). Produkce plůdku ročka parmy obecné v intenzivních podmínkách přes zimní období. Technická zpráva pilotního projektu CZ.1.25/3.4.00/10.00320. FROV JU, Vodňany.

Krupka, I. (1987). Umělý výtěr a odchov plůdku parmy. Edice metodik, VÚRH Vodňany, č. 23

Kubíček, F., Helešic, J., Vojtíšková, D., Zahradková, S. (1999). The impact of the Vranov reservoir hydropower station operation on the bottom biota of the Dyje River (Czech Republic). V: J. Helešic & F. Kubíček (Eds.), *Hydrobiology of the Dyje River in the National Park Podyjí, Czech Republic* (pp. 7–94). Masarykova Univerzita. Brno.

Lelek, A. (1996). General considerations regarding the decline of species. 1–7. In A. Kirohhofer a D. Hefti (Eds.), *Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe*. Birkhäuser Base.

Libosvářský, J., Lusk, S., Krčál, J. (1971) *Hospodaříme na pstruhových vodách*. Příručka pro rybářskou praxi. ÚVO ČSAV, Brno.

Libosvářský, J., Lusk, S. (1974) Some effects of stocking on the performance of a brown trout population. Academia Praha.

Lusk, S. (1996). Development and status of *Barbus* in the waters of the Czech republic. *Folia Zoologica*, 45, 39–46.

Lusk, S., Lusková, V., Halačka, K. (2002). Umělý chov a vysazování násad – významné riziko pro vnitrodruhovou diverzitu divoce žijících ryb v České republice. V: Vykusová, B. (ed.): *Produkce násadového materiálu ryb a raků*. VÚRH Vodňany, 23-28.

Lusk, S., Lusková, V., Halačka, K., Smutný, M. (2003). Anglers' catches as an indicator of fish population status. *Ecohydrology and Hydrobiology* 3(1):113–119.

Lusk, S., Hanel, L., Lusková, V. (2004) Red List of the ichthyofauna of the Czech Republic: Development and present status. *Folia Zoologica*, 53, 215–226.

Lusk, S., Lusková, V., Hanel, L. (2011). Černý seznam nepůvodních invazivních druhů ryb České republiky. *Biodiverzita ichtyofauny ČR (VIII)*, 79–97.

Lusk, S., Hartvich, P., Lojkásek, B. (2014). Migrace ryb a migrační prostupnost vodních toků. *FROV JU, Vodňany*.

Lusk, S., Lojkásek, B., Hanel, L., Lusková, V., Hartvich, P. (2015). The current threat level of fish in river network of individual sea-drainage areas in the Czech Republic. *Acta Musei Silesiae, Scientiae Naturales*, 64(3), 251–261.

Lusk, S., Hanel, L., Lojkásek, B., Lusková, V., Muška, M. (2017). Červený seznam mihulí a ryb České republiky. *Příroda, Praha*, 34, 51–82.

Matthews, W.J., Marsh-Matthews, E. (2007). Extirpation of red shiner in údirect tributaries of Lake Texoma (Oklahoma-Texas): A cautionary case history from a fragmented river-reservoir system. *Transactions of the American Fisheries Society*, 136, 1041–1062.

McCluney, K. E., Poff, N. L., Palmer, M. A., Thorp, J. H., Poole, G. C., Williams, B. S., Williams M. R., Baron, J. S. (2014). Riverine macrosystems ecology: Sensitivity, resistance, and resilience of whole river basins with human alterations. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12, 48–58.

Munakata, A., Björnsson, B.Th., Jönsson, E., Amano, M., Ikuta, K., Kitamura, S., Kurokawa, T., Aida, K. (2000). Post-release adaptation processes of hatchery-reared honmasu salmon parr., *Journal of Fish Biology* 56, 163–172.

Němejcová, D., Zahradková, S., Polášek, M. (2017). Přehrady a vodní bezobratlí živočichové. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 59, 40–52.

Overturf, M.D., Anderson, J.C., Pandelides, Z., Beyger, L., Holdway, D.A. (2015). Pharmaceuticals and personal care products: A critical review of the impacts on fish reproduction. *Critical Reviews in Toxicology*, 45(6), 469–491.

Pecha, O., Berka, R., Kouřil, J. (1983). Přeprava plůdku v polyetylenových vacích. Edice metodik, VÚRH Vodňany, č. 10.

Pfau, R., Procházka, M., Hanousek, V. (2012a). Ověřená technologie pro uplatnění ve výrobě: Odlepkování jiker bolena dravého (*Aspius aspius*). Mendelova univerzita v Brně, č. 3/2012.

Pfau, R., Procházka, M., Hanousek, V. (2012b). Ověřená technologie chovu bolena dravého (*Aspius aspius*) v monokultuře a polykulturách využitelná v praxi. Mendelova univerzita v Brně, č. 4/2012.

Pivnička, K. (1981). Ekologie ryb: Odhady základních parametrů charakterizujících rybí populace. Státní pedagogické nakladatelství. Praha.

Pivnička, K., Švátora, M., Křížek, J., Humpl, M., Sýkora, P. (2005). Fish assemblages in the Berounka River and its tributaries (Úhlava and Mže) in 1975 – 2004, environmental parameters, fishery statistics, and electroshockers data. *Acta Universitatis Carolinae – Environmentalica*, 19, 33–90.

Podubský, V., Štědronský, E. (1967). Pstruhařství a umělý chov ryb, Státní zemědělské nakladatelství. Praha.

Polícar, T., Drozd, B., Kouřil, J., Kozák, P., Hamáčková, J., Alavi, S.M.H., Vavřečka, A. (2009). Současný stav, umělá reprodukce a odchov násadového materiálu parmy obecné (*Barbus barbus* L.). Edice metodik, FROV JU Vodňany, č. 95.

Polícar, T., Křišťan, J., Hampl, J., Blecha, M., Kolářová, J. (2018a). Provozní manuál sloužící k efektivnímu provozu incentivní akvakultury využívající RAS. Edice metodik, FROV JU Vodňany, č. 169.

Polícar, T., Fuka, T., Blecha, M. (2018b). Nové postupy a technologické komponenty a možnosti jejich využití v akvakultuře. Edice metodik, FROV JU Vodňany, č. 170.

Polícar, T., Lepič, P., Pěnka, T., Hajíček, J., Šetlíková, I. (2021). Chov a reprodukce parmy obecné (*Barbus barbus*) pro produkci násadových ryb. Edice metodik, FROV JU Vodňany, č. 193.

Ráb, P. (1987). Genofond ryb. *Živa*, 4, 146-148.

Randák, T. (2014). Nové přístupy v oblasti hospodaření na pstruhových vodách. 22-27. V: Sborník z konference Současný stav a možnosti zlepšení populace lipana podhorního a pstruha obecného. Český Rybářský svaz.

Randák, T., Slavík, O., Kubečka, J., Adámek, Z., Horký, P., Turek, J., Vostradovský, J., Hladík, M., Peterka, J., Musil, J., Prchalová, M., Jůza, T., Kratochvíl, M., Boukal, D., Vašek, M., Andreji, J., Dvořák, P., Just, T., Blabolil, P., Říha, M. (2015). Rybářství ve volných vodách. FROV JU, Vodňany.

Roy, K., Kajgrová, L., Dvořák, P., Mráz, J. (2021). Výživa reofilních kaprovitých ryb. Edice metodik, FROV JU Vodňany, č. 192.

Schiemer, S., Waibacherm, H. (1992). Strategies for conservation of a Donaubian fish fauna. 363–382. River conservation and management. Boon, P.J., Calow, P., Petts, G.E. (Eds.) Wiley a Sons Ltd. Chichester, UK.

Schneider, J.C. (2000). Chapter 8 : Lake Fish Population Estimates by Mark-and-Recapture Methods. Manual of Fisheries Survey Methods II: with periodic updates. State of Michigan Department of natural Resources.

Simpson, S.D., Radford, A.N., Nedelec, S.L., Ferrari, M.C.O., Chivers, D.P., McCormick, M.I., Meekan, M.G. (2016). Anthropogenic noise increases fish mortality by predation. Nature Communications, 7, 10544.

Spurný, P., Mareš, J., Kopp, R., Grmela, J., Mareš, L., Malý, O. (2017). Socioekonomická studie sportovního rybolovu v České republice 2017. Mendelova univerzita v Brně. Brno.

Sundström, L.F., Johnsson, J.I. (2001). Experience and social environment influence the ability of young brown trout to forage on live novel prey. Animal Behaviour, 61, 249–255.

Škarpich, V., Kašpárek, Z., Galia, T., Hradecký, J. (2016). Antropogenní impakt a jeho odezva v morfologii koryt beskydských šterkonosných toků: Příkladová studie řeky Ostravice, Česko. Geografie-Sbornik CGS, 121, 99–120.

Šmejkal, M., Bartoň, D. (2021). Závěrečná zpráva za projekt "Zvýšení přirozeného reprodukčního potenciálu rheofilních ryb na člověkem ovlivněných tocích". České Budějovice.

Šmejkal, M., Blabolil, P., Baran, R., Kočvara, L., Bartoň, D., Kolařík, T., Prachař, Z., Soukalová, K., Děd, V., Vebrová, L., Vejřík, L., Kubečka, J. (2016). Ichtyologický průzkum stavu třetího hejna bolena dravého v nádrži Švihov v roce 2016. Biologické centrum AV ČR, České Budějovice.

Šmejkal, M., Baran, R., Blabolil, P., Vejřík, L., Prchalová, M., Bartoň, D., Mrkvička, T., Kubečka, J. (2017a). Early life-history predator-prey reversal in two cyprinid fishes. Scientific Reports, 7, 6924.

Šmejkal, M., Ricard, D., Vejřík, L., Mrkvička, T., Vebrová, L., Baran, R., Blabolil, P., Sajdllová, Z., Vejříková, I., Prchalová, M., Kubečka, J. (2017b). Seasonal and daily protandry in a cyprinid fish. Scientific Reports, 7, 4737.

- Šmejkal, M., Souza, A. T., Blabolil, P., Bartoň, D., Sajdlová, Z., Vejřík, L., Kubečka, J. (2018). Nocturnal spawning as a way to avoid egg exposure to diurnal predators. *Scientific Reports*, 8, 15377.
- Šmejkal, M., Bartoň, D., Brabec, M., Sajdlová, Z., Souza, A.T., Moraes, K.R., Soukalová, K., Blabolil, P., Vejřík, L., Kubečka, J. (2021a). Climbing up the ladder: male reproductive behaviour changes with age in a long-lived fish. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 75, 22.
- Šmejkal, M., Bartoň, D., Tapkir, S., Stepanyshyna, Y., Blabolil, P., Podhorec, P., Stejskal, V. (2021b). Does training in aquaculture increase fish survival success in the wild? A case study on a cyprinid fish. *Sustainability*, 13, 13936.
- Tatara, C.P., Riley, S.C., Scheurer, J.A. (2011). Growth, Survival, and Habitat Use of Naturally Reared and Hatchery Steelhead Fry in Streams: Effects of an Enriched Hatchery Rearing Environment. *Transactions of the American Fisheries Society*, 138(3), 441-457.
- Tijani, J.O., Fatoba, O.O., Petrik, L.F. (2013). A review of pharmaceuticals and endocrine-disrupting compounds: sources, effects, removal, and detections. *Water, Air, and Soil Pollution*, 224, 1770.
- Turek, J., Horký, P., Slavík, O., Randák, T. (2014). Značení ryb. Edice metodik, FROV JU Vodňany, č. 154.
- Tran, H.Q., Kiljunen, M., Doan, H. Van, Stejskal, V. (2021). European perch (*Perca fluviatilis*) fed dietary insect meal (*Tenebrio molitor*): From a stable isotope perspective. *Aquaculture*, 545, 737265.
- Vissio, P.G., Darias, M.J., Di Yorio, M.P., Pérez Sirkin, D.I., Delgadín, T.H. (2021). Fish skin pigmentation in aquaculture: The influence of rearing conditions and its neuroendocrine regulation. *General and Comparative Endocrinology*, 301, 113662.
- Vostradovský, J. (1974). K biologii bolena (*Aspius aspius*) ve vodárenské nádrži Švihov (Želivka). *Živočišná výroba*, 19, 683–688.
- Williamson, J.H. (2001). Broodstock management for imperialed and other fishes. 397–482. in Wedemeyer (ed.) *Fish hatchery management*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Weir, L.K., Grant, J.W.A. (2005). Effects of aquaculture on wild fish populations: a synthesis of data. *Environmental Reviews*, 13(4), 145–168.
- WFMF (2020). Annual report 2020 Connecting Fish, Rivers and People. World Fish Migration Foundation.
- WWF (2016). Living Planet Report 2016. Risk and resilience in a new era. Gland, Switzerland.
- Young, P.S., Cech, J.J., Thompson, L.C. (2011). Hydropower-related pulsed-flow impacts on stream fishes: A brief review, conceptual model, knowledge gaps, and research needs. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 21, 713–731.

VII. Seznam publikací, které předcházely metodice

Fiala, J., Spurný, P., Tichý, T. (2008). Intenzivní metody odchovu plůdku a násadového materiálu ostroretky stěhovavé (*Chondrostoma nasus L.*). Edice metodik, FROV JU Vodňany, č. 86.

Franěk, R., Kašpar, V., Pšenička, M. (2020a). Zmrazování zárodečných buněk kapra obecného (*Cyprinus carpio*) a jejich využití k transplantaci do náhradních rodičů pro účely reprodukce. Edice metodik, FROV JU Vodňany, č. 178.

Franěk, R., Pšenička, M. (2020b). Metody stabilní produkce diploidních gamet pomocí náhradních rodičů pro účely triploidizace v akvakultuře. Technologie, FROV JU Vodňany, č. 182.

Hamáčková, J., Kouřil, J., Adámek, Z. (2008a). Řízená reprodukce a odchov plůdku jelce jesena (*Leuciscus idus*). Edice metodik, FROV JU Vodňany, č. 84.

Hamáčková, J., Kozák, P., Lepič, P., Kouřil, J. (2008b). Umělá reprodukce a odchov násadového materiálu podoustve říční. Edice metodik, FROV JU Vodňany, č. 82.

Hochman, L., Peňáz, M. (1989). Výtěr a odchov plůdku ostroretky stěhovavé. Edice metodik, VÚRH Vodňany, č. 34.

Janáč, M., Jurajda, P., Polášek, M., Němejcová, D. (2019). Metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (kategorie řeka) pomocí biologické složky ryby. Ústav biologie obratlovců AV ČR, v. v. i. a Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i. Certifikovaná metodika, MŽP.

Kouřil, J., Podhorec, P., Stejskal, V., Policar, T., Kříšťan, J., Drozd, B. (2011). Optimalizace metod hormonálně indukované ovulace při řízené reprodukci vybraných hospodářsky významných teplomilných druhů ryb. Edice metodik, VÚRH JU Vodňany, č. 120.

Kouřil, J., Policar, T., Podhorec, P., Stejskal, V. (2018). Hormonální stimulace vybraných druhů ryb k umělému a poloumělému výtěru. Edice Metodik, FROV JU, Vodňany, č. 176.

Kozák, P. (2012). Produkce plůdku ročka parmy obecné v intenzivních podmínkách přes zimní období. Technická zpráva pilotního projektu CZ.1.25/3.4.00/10.00320. FROV JU, Vodňany.

Krupka, I. (1987). Umělý výtěr a odchov plůdku parmy. Edice metodik, VÚRH Vodňany, č. 23.

Pecha, O., Berka, R., Kouřil, J. (1983). Přeprava plůdku v polyetylenových vacích. Edice metodik, VÚRH Vodňany, č. 10.

Pfau, R., Procházka, M., Hanousek, V. (2012a). Ověřená technologie pro uplatnění ve výrobě: Odlepkování jiker bolena dravého (*Aspius aspius*): ověřená technologie. Mendelova univerzita v Brně, č. 3/2012.

Pfau, R., Procházka, M., Hanousek, V. (2012b). Ověřená technologie chovu bolena dravého (*Aspius aspius*) v monokultuře a polykulturách využitelná v praxi: ověřená technologie. Mendelova univerzita v Brně, č. 4/2012.

Policar, T., Drozd, B., Kouřil, J., Kozák, P., Hamáčková, J., Alavi, SMH., Vavřečka, A. (2009). Současný stav, umělá reprodukce a odchov násadového materiálu parmy obecné (*Barbus barbus* L.). Edice metodik, FROV JU Vodňany, č. 95.

Policar, T., Křišťan, J., Hampl, J., Blecha, M., Kolářová J. (2018a). Provozní manuál sloužící k efektivnímu provozu incentivní akvakultury využívající RAS. Edice metodik, FROV JU Vodňany, č 169.

Policar, T., Fuka, T., Blecha, M. (2018b). Nové postupy a technologické komponenty a možnosti jejich využití v akvakultuře. Edice metodik, FROV JU Vodňany, č. 170.

Policar, T., Lepič, P., Pěnka, T., Hajíček, J., Šetlíková, I. (2021). Chov a reprodukce parmy obecné (*Barbus barbus*) pro produkci násadových ryb. Edice metodik, FROV JU Vodňany, č. 193.

Roy, K., Kajgrová, L., Dvořák, P., Mráz, J. (2021). Výživa reofilních kaprovitých ryb. Edice metodik, FROV JU Vodňany, č. 192.

Turek, J., Horký, P., Slavík, O., Randák, T. (2014). Značení ryb. Edice metodik, FROV JU Vodňany, č. 154.

VIII. Poděkování

Autoři děkují kolegům z Oddělení ekologie ryb a zooplanktonu Hydrobiologického ústavu Biologického centra AV ČR v. v. i. za pomoc při terénních odlovech. Českému rybářskému svazu, z. s. a Moravskému rybářskému svazu, z. s. za poskytnutí údajů o statistikách úlovků.

Metodika je výsledkem řešení výzkumného projektu č. QK1920326 s názvem „Akvakultura reofilních druhů ryb“.

Management a podpora populací vybraných reofilních kaprovitých ryb ve volných vodách

Petr Blabolil, Michaela Holubová, Tomáš Kolařík, Marek Šmejkal

Osvědčení Ministerstva zemědělství č.j. MZE-67819/2021-15000

Vydavatel: Biologické centrum AV ČR, v. v. i.
Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 702/7, 370 05
České Budějovice, www.hbu.cas.cz, hbu@hbu.cas.cz

Tisk: Tiskárna Lukáš Sobota, Řečany nad Labem

Grafická úprava: Jaroslav Bartoň, Design69.cz

Vydání: první, 2021

Náklad: 50 ks

Počet stran: 51

ISBN 978-80-86668-92-5

