



FAKULTA RYBÁŘSTVÍ A OCHRANY VOD
JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH



Rybářství ve volných vodách

*Tomáš Randák, Ondřej Slavík, Jan Kubečka, Zdeněk Adámek, Pavel Horký, Jan Turek,
Jiří Vostradovský, Milan Hladík, Jiří Peterka, Jiří Musil, Marie Prchalová, Tomáš Jůza,
Michal Kratochvíl, David Boukal, Mojmír Vašek, Jaroslav Andreji, Petr Dvořák*



FAKULTA RYBÁŘSTVÍ A OCHRANY VOD
JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

Rybářství ve volných vodách

*Tomáš Randák, Ondřej Slavík, Jan Kubečka, Zdeněk Adámek, Pavel Horký,
Jan Turek, Jiří Vostradovský, Milan Hladík, Jiří Peterka, Jiří Musil,
Marie Prchalová, Tomáš Jůza, Michal Kratochvíl, David Boukal,
Mojmír Vašek, Jaroslav Andreji, Petr Dvořák*

Adresy autorů:

doc. Ing. Tomáš Randák, Ph.D., doc. RNDr. Zdeněk Adámek, CSc., Ing. Jan Turek, Ph.D., Ing. Petr Dvořák, Ph.D.

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Jihočeské výzkumné centrum akvakultury a biodiverzity hydrocenóz, Zátíší 728/II, 389 25 Vodňany

Mgr. Ondřej Slavík, Ph.D., Ing. Pavel Horký, Ph.D., Ing. Jiří Musil, Ph.D.

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, katedra zoologie a rybářství, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6-Suchdol

prof. RNDr. Jan Kubečka, CSc., RNDr. Jiří Peterka, Ph.D., Mgr. Tomáš Jůza, Ph.D., RNDr. Marie Prchalová, Ph.D., Mgr. Michal Kratochvíl, Mgr. Mojmír Vašek, Ph.D.

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

doc. Ing. MgA. David Boukal, Ph.D.

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta, Branišovská 31a, 370 05 České Budějovice a Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Entomologický ústav, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice

Ing. Jiří Vostradovský, CSc.

Jívěnská 3, 140 00 Praha 4-Michle

RNDr. Milan Hladík, Ph.D.

Vodohospodářský rozvoj a výstavba, s.r.o., Nábřeží 4, 150 56 Praha 5-Smíchov a Český rybářský svaz, Jihočeský územní svaz, Rybářská 237, 373 82 Boršov nad Vltavou

Ing. Jaroslav Andreji, Ph.D.

Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, Fakulta agrobiologie a potravinových zdrojov, katedra hydinarstva a malých hospodárskych zvierat, Trieda Andreja Hlinku 2, 949 76 Nitra

Odborní externí oponenti:

prof. RNDr. Lubomír Hanel, CSc.

Správa CHKO Blaník, Louňovice pod Blaníkem 8, 257 06 Louňovice pod Blaníkem

doc. RNDr. Josef Matěna, CSc.

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

Odborný interní oponent:

Ing. Martin Kocour, Ph.D.

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Jihočeské výzkumné centrum akvakultury a biodiverzity hydrocenóz, Zátíší 728/II, 389 25 Vodňany

Vydání a tisk publikace bylo uskutečněno za finanční podpory OP Rybářství:

Příprava a vydání odborných publikací 2011, reg. č. CZ.1.25/3.1.00/11.00303



Evropský rybářský fond

„Investování do udržitelného rybolovu“

Obsahová část publikace byla vytvořena za podpory projektů:

CENAKVA – Jihočeské výzkumné centrum akvakultury a biodiverzity hydrocenóz (OP VaVpl, CZ.1.05/2.1.00/01.0024)

Numerická a funkční analýza sektoru akvakultury, včetně rekreačního rybářství, zaměřená na zvýšení konkurenceschopnosti České republiky a zlepšení stavu vodních ekosystémů (TAČR Omega TD010045)

Za podpory dlouhodobého koncepčního rozvoje Biologického centra AV ČR (RVO 60077344)

Optimalizace biomanipulačního efektu dravých ryb v ekosystémech vodních nádrží (NAZV QH81046)

Vydala:

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Zátíší 728/II, 389 25 Vodňany, www.frov.jcu.cz

Grafický design a technická realizace: Comunica, a.s.

Fotografie na obálce: P. Horký, LECHB, FISHECU, T. Randák, J. Andreji

Odborný editor: doc. Ing. Tomáš Randák, Ph.D.

Redakce: Ing. Antonín Kouba, Ph.D., Pavlína Nováková, Zuzana Dvořáková

Vydání: 1. vydání

Náklad: 500 ks

Rok vydání: 2013

© Tomáš Randák, Ondřej Slavík, Jan Kubečka, Zdeněk Adámek, Pavel Horký, Jan Turek, Jiří Vostradovský, Milan Hladík, Jiří Peterka, Jiří Musil, Marie Prchalová, Tomáš Jůza, Michal Kratochvíl, David Boukal, Mojmír Vašek, Jaroslav Andreji, Petr Dvořák

ISBN 978-80-87437-50-6

ÚVOD*(T. Randák, O. Slávik)***1****11****VÝZNAM A HISTORIE RYBÁŘSTVÍ VE VOLNÝCH VODÁCH***(J. Vostradouský)***2****15**

2.1. Archiválie a rybářské exponáty v muzeích u nás a v sousedních zemích	18
2.2. Počátky domestikace volně žijících ryb	18
2.3. Ryby v symbolech a legendách	19
2.4. Historický význam ryb	20
2.5. Rozvoj rybářství na českých řekách	21
2.6. Losos obecný v Čechách	24
2.7. Další historicky používané metody lovu ryb ve volných vodách	24
2.8. Rozmach umělé reprodukce, vysazování násad a introdukce	26
2.9. Konec profesionálního rybolovu u nás	27
2.10. Lov ryb udicí (sportovní, rekreační rybolov)	28
2.11. Organizování a rybářské spolky, počátky legislativy	29

VOLNÉ VODY A JEJICH CHARAKTERISTIKA*(J. Kubečka, P. Horký, M. Prchalová, J. Peterka, P. Jůza, D. Boukal, O. Slávik)***3****33**

3.1. Základní rozdělení volných vod <i>(J. Kubečka)</i>	35
3.1.1. Vody tekoucí	35
3.1.2. Stojaté vody vytvořené geologickou činností řek (říční tůňe)	40
3.1.3. Odvodňovací a závlahové kanály	41
3.1.4. Stojaté vody	41
3.2. Společenstva ryb ve volných vodách <i>(P. Horký)</i>	43
3.2.1. Variabilita společenstev ryb	43
3.2.2. Hypotézy vysvětlující variabilitu ve složení společenstev	43
3.2.3. Parametry vhodné pro typologii společenstev ryb v ČR	44
3.2.4. Typická společenstva ryb	45
3.3. Rámcová směrnice o vodách (2000/60/EC) a její dopady na rybářské hospodaření v povrchových vodách tekoucích <i>(P. Horký)</i>	54
3.3.1. Vývoj a vznik Rámcové směrnice o vodách	54
3.3.2. Rozsah působnosti Rámcové směrnice o vodách	54
3.3.3. Základní postupy Rámcové směrnice o vodách – tekoucí vody	55
3.3.4. Dopady Rámcové směrnice o vodách na rybářské hospodaření	56
3.4. Rámcová směrnice o vodách (2000/60/EC) a její dopady na rybářské hospodaření v povrchových vodách stojatých <i>(M. Prchalová, J. Kubečka, J. Peterka, T. Jůza)</i>	58
3.4.1. Typologie stojatých vod	58
3.4.2. Ekologická kvalita stojatých vod – antropogenní stresory a zlepšování kvality	63
3.4.3. Hodnocení rybních společenstev ve stojatých vodách	65
3.5. Formování nových vodních ekosystémů – údolní nádrže, důlní jezera <i>(J. Peterka, J. Kubečka)</i>	72
3.5.1. Sukcese – přirozený vývoj	72
3.5.2. Jezera	74
3.5.3. Údolní nádrže	77

3.6. Populační dynamika ryb (<i>D. Boukal, J. Kubečka</i>)	84
3.6.1. Populační dynamika: základní principy a faktory ovlivňující velikost populací	84
3.6.2. Základní charakteristiky a procesy ovlivňující velikost populace	84
3.6.3. Růst jedinců	86
3.6.4. Plodnost a reprodukce	87
3.6.5. Přežívání a úmrtnost	90
3.6.6. Popis populační dynamiky na základě počtu jedinců	92
3.6.7. Popis populační dynamiky na základě sledování síly ročníků	93
3.6.8. Popis vývoje biomasy a produkce	94
3.6.9. Dynamika různě hospodářsky využívaných populací	96
3.6.10. Ekologické a evoluční důsledky rybolovu	98
3.7. Prostorová distribuce ryb v tekoucích vodách (<i>O. Slavík</i>)	102
3.7.1. Domácí okrsek, centrum aktivity a teritorium	102
3.7.2. Početnost ryb v toku	103
3.7.3. Fenomén jménem úkryt	104
3.7.4. Pohybová aktivita ryb	105
3.8. Migrace ryb a rybí přechody (<i>O. Slavík</i>)	110
3.8.1. Definice migrace a jejich důvody	110
3.8.2. Příklad variability migrací pstruha obecného	111
3.8.3. Migrace dalších druhů ryb	112
3.8.4. Rybí přechody a jejich monitoring	113
3.8.5. Diadromie, potamodromie a koncepce zprůchodnění říční sítě ČR	122

RYBÁŘSKÉ HOSPODAŘENÍ VE VOLNÝCH VODÁCH

(*P. Horký, J. Kubečka, T. Jůza, M. Prchalová, O. Slavík, M. Hladík, D. Boukal, T. Randák, M. Vašek, Z. Adámek, J. Andreji, P. Doořák, J. Turek, J. Musil*)

4

129

4.1. Základní analýzy populací rybích společenstev v tocích (<i>P. Horký</i>)	131
4.1.1. Sběr dat	131
4.1.2. Základní analýzy	133
4.1.3. Hodnocení ekologického stavu dle Rámcové směrnice o vodách	133
4.1.4. Aplikované využití analýz rybích společenstev	135
4.2. Základní analýzy populací a prostorová distribuce rybích společenstev v nádržích (<i>J. Kubečka, T. Jůza, M. Prchalová</i>)	139
4.2.1. Metody zjišťování množství ryb, odhady rybích obsádek	139
4.2.2. Typologie stanovišť stojatých vod	146
4.2.3. Druhová pestrost a dominance	148
4.2.4. Pohlavní, velikostní a věkové složení	150
4.2.5. Relativní početnost (abundance) a biomasa	153
4.3. Vysazování ryb a regulace rybolovu (<i>O. Slavík</i>)	156
4.3.1. Vysazování uměle odchovaných ryb	156
4.3.2. Příbuznost, teorie drahého nepřítel a známost	157
4.3.3. Efektivní podpora populací volně žijících ryb pomocí rybářského managementu	158
4.4. Principy hospodaření na rybářských revírech (<i>M. Hladík</i>)	160
4.4.1. Právní stránka hospodaření na rybářských revírech	160
4.4.2. Organizace hospodaření na rybářských revírech	162
4.5. Rybářské hospodaření na mimopstruhových revírech (<i>J. Kubečka, D. Boukal, M. Hladík</i>)	172

4.5.1. Limnologické základy hospodaření na stojatých revírech	172
4.5.2. Stávající postupy rybářského hospodaření na mimopstruhových revírech	173
4.6. Rybářské hospodaření na pstruhových revírech (<i>T. Randák</i>)	180
4.6.1. Charakteristika způsobů současného rybářského hospodaření na pstruhových vodách	182
4.6.2. Příčiny poklesu stavů populací pstruha obecného a lipana podhorního	184
4.6.3. Stabilizace a podpora původních druhů lososovitých ryb v pstruhových revírech	191
4.7. Účelové rybářské hospodaření (<i>M. Vašek, Z. Adámek, J. Kubečka</i>)	208
4.7.1. Biomanipulace	208
4.7.2. Živinná zátěž a limity úspěšné biomanipulace	208
4.7.3. Stav rybí obsádky	210
4.7.4. Metody řízení rybí obsádky	211
4.7.5. Podpurná biomanipulační opatření	216
4.7.6. Biomeliorace	217
4.8. Chov násad pro zarybňování volných vod a jejich vysazování (<i>J. Andreji, P. Dvořák, T. Randák, J. Turek</i>)	221
4.8.1. Pstruh obecný (<i>Salmo trutta m. fario</i>) a lipan podhorní (<i>Thymallus thymallus</i>)	221
4.8.2. Pstruh duhový (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) a siven americký (<i>Salvelinus fontinalis</i>)	223
4.8.3. Bolen dravý (<i>Apilus aspius</i>)	224
4.8.4. Candát obecný (<i>Sander lucioperca</i>)	225
4.8.5. Cejn velký (<i>Abramis brama</i>)	227
4.8.6. Hrouzek obecný (<i>Gobio gobio</i>)	228
4.8.7. Jelec jesen (<i>Leuciscus idus</i>)	229
4.8.8. Jelec tloušť (<i>Squalius cephalus</i>)	230
4.8.9. Kapr obecný (<i>Cyprinus carpio</i>)	231
4.8.10. Lín obecný (<i>Tinca tinca</i>)	232
4.8.11. Mník jednovousý (<i>Lota lota</i>)	233
4.8.12. Okoun říční (<i>Perca fluviatilis</i>)	235
4.8.13. Okounek pstruhový (<i>Micropterus salmoides</i>)	236
4.8.14. Ostroretka stěhovavá (<i>Chondrostoma nasus</i>)	236
4.8.15. Parma obecná (<i>Barbus barbus</i>)	239
4.8.16. Perlín ostrobřichý (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	241
4.8.17. Podoustev říční (<i>Vimba vimba</i>)	241
4.8.18. Střevle potoční (<i>Phoxinus phoxinus</i>)	242
4.8.19. Sumec velký (<i>Silurus glanis</i>)	243
4.8.20. Štika obecná (<i>Esox lucius</i>)	244
4.8.21. Tolstolobik bílý (<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>)	244
4.8.22. Tolstolobec pestrý (<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>)	245
4.8.23. Amur bílý (<i>Ctenopharyngodon idella</i>)	246
4.8.24. Úhoř říční (<i>Anguilla anguilla</i>)	247
4.9. Ochrana ryb a mihulí v Evropě a v ČR (<i>J. Musil</i>)	254
4.9.1. Druhová diverzita	254
4.9.2. Nejvýznamnější antropogenní tlaky ohrožující sladkovodní ryby	256
4.9.3. Červený seznam ohrožených druhů	269
4.9.4. Legislativní rámec vztahující se k ochraně sladkovodních ryb	274
4.9.5. Významné diadromní druhy s mezinárodním záchranným programem	279
4.10. Značení ryb (<i>J. Turek</i>)	289
4.10.1. Využití rozdílů morfologických znaků	289

4.10.2. Amputace (perforace) ploutví	290
4.10.3. Kryogenní metoda (značení pomocí tekutého dusíku)	290
4.10.4. Přívěsné značky, terčíky apod.	290
4.10.5. Elastomery – Visible implant elastomer (VIE) tags	290
4.10.6. Alfnumerické značky – Visible implant alpha (VIA) tags	292
4.10.7. Kovové značky s kódem (CWT – Coded wire tags)	293
4.10.8. Radiofrekvenční identifikační systémy (RFID – <i>Radio frequency identification systems</i>)	293
4.10.9. Radiová telemetrie	294

FAKTORY NEGATIVNĚ OVLIVŇUJÍCÍ SPOLEČENSTVA RYB VE VOLNÝCH VODÁCH A MOŽNOSTI JEJICH ELIMINACE

(Z. Adámek, P. Dvořák, J. Andreji, T. Randák)

5

297

5.1. Hydrotechnické zásahy do biologických procesů ve volných vodách (Z. Adámek)	299
5.1.1. Změny hydrologického režimu toků	299
5.1.2. Vliv vodních staveb	304
5.2. Náprava poškozených vodních ekosystémů (Z. Adámek)	314
5.2.1. Stanovení ekologicky únosných minimálních průtoků a úprav hydrologického režimu	314
5.2.2. Náprava odtokových poměrů	315
5.3. Ochrana migrujících ryb (P. Dvořák, J. Andreji)	318
5.3.1. Vliv provozu vodních elektráren na ryby	318
5.3.2. Rybí zábrany a jejich funkce	319
5.4. Rybožraví predátoři a jejich vliv na populace ryb v rybářských revírech (Z. Adámek)	332
5.4.1. Kormorán velký (<i>Phalacrocorax carbo sinensis</i>)	332
5.4.2. Vydra říční (<i>Lutra lutra</i>)	338
5.4.3. Norek americký (<i>Mustela vison</i>)	341
5.4.4. Ledňáček říční (<i>Alcedo atthis</i>)	341
5.4.5. Čáp černý (<i>Ciconia nigra</i>)	342
5.4.6. Vyčíslení a náhrada škod způsobených rybožravými predátory	342
5.5. Znečištění vod a jeho vliv na ryby (T. Randák)	345
5.5.1. Toxické kovy	348
5.5.2. Polychlorované bifenyly (PCB) a organochlorované pesticidy (OCP)	348
5.5.3. Cizorodé látky v mase ryb z významných rybářských revírů ČR (nepublikovaná data FROV JU)	349
5.5.4. Vliv běžných komunálních zdrojů znečištění vodního prostředí na ryby	354
5.5.5. Havarijní znečištění	357

ODLOVY RYB VE VOLNÝCH VODÁCH

(J. Turek, M. Kratochvíl, T. Jůza, J. Kubečka, M. Prchalová, J. Peterka)

6

363

6.1. Odlov ryb elektrickým agregátem (J. Turek, M. Kratochvíl)	365
6.1.1. Význam a využití lovu ryb elektrickým agregátem	365
6.1.2. Zákonná úprava lovu ryb elektrickým proudem	365
6.1.3. Základní části elektrického agregátu a druhy používaných agregátů	366
6.1.4. Bezpečnost práce při lovu elektrickým agregátem	367
6.1.5. Působení elektrického proudu na ryby	367

6.1.6. Lov ryb elektrickým agregátem brodem a ze břehu	368
6.1.7. Odlov ryb elektrickým agregátem v tekoucích a stojatých vodách pomocí lodě	372
6.2. Odlov ryb pomocí sítí (<i>T. Jůza, J. Kubečka, M. Prchalová, J. Peterka</i>)	379
6.2.1. Aktivní síťové lovné prostředky	379
6.2.2. Pasivní síťové lovné prostředky	389

SPORTOVNÍ RYBOLOV*(M. Hladík)***7****397****REJSTŘÍK***(autor)***8****411****PODĚKOVÁNÍ A ABSTRAKT****9****421****O AUTORECH****10****425**

ÚVOD

T. Randák, O. Slavík

ÚVOD

T. Randák, O. Slavík

Pod pojmem rybníkářství si většina lidí pravděpodobně představí chovy ryb v rybnících, popř. na rybních farmách. Rybníkářství však zahrnuje i oblast tzv. volných vod, kam řadíme všechny typy původního vodního prostředí, jako jsou jezera, potoky, řeky a jejich ramena i od hlavního toku izolované tůně. Ryby však bez problémů dokázaly obsadit i umělé prostředí přehradních nádrží, plavební a zavlažovací kanály a dokonce i vodní útvary vzniklé v důsledku těžby nerostných surovin a stavebních materiálů, jako jsou zatopené doly, kamenolomy, šterkovny, pískovny a hliníky. Na rozdíl od rybníků se ve většině případů jedná o prostředí, ze kterého ryby nelze vylovit, alespoň ne v rybníkářství běžně užívanými metodami. Cílené rybníkářské hospodaření na volných vodách se začalo rozvíjet poměrně nedávno. Chov ryb v rybnících, tzv. rybníkářství, zažíval svůj největší rozmach v 15.–16. století, první zmínky o intenzivnějším rybníkářském obhospodařování volných vod však pocházejí až z 19. století. Tehdy vznikaly první chovy zaměřené na produkci násad pro zarybňování vodních toků. Ve 20. století tato oblast rybníkářství získávala stále více na významu, stejně jako zesiloval civilizační tlak na přírodní zdroje a prostředí. Existence řady rybníků v mnoha evropských řekách musela být zachráněna jejich uměle řízenou reprodukcí a vysazováním. I u nás jsou každoročně investovány miliony korun na dovoz malých úhoňů, pokusy o záchranu lososa evidujeme více než 150 let a v současnosti vznikají záchranné programy např. i pro jeseň. Hybnou silou stávajícího systému hospodaření na volných vodách je sportovní rybolov. Sportovní rybolov je v současnosti jednou z nejoblíbenějších a nejmasovějších rekreačních aktivit obyvatel České republiky. Sportovnímu rybolovu se zde věnuje přibližně 300 000 lidí, tj. 3 % všech obyvatel republiky. Lovit ryby na prut vyjadřuje především přání mnoha lidí být v přírodě a porozumět jí. Rybolov se tak stal spíše fenoménem odpočinku, dobrodružství a dobré nálady než předmětem zajištění potravy, jak tomu bylo v minulosti. Jelikož na našem území máme poměrně malé množství volných vod, je tlak sportovního rybolovu na volně žijící populace ryb v řadě lokalit velmi vysoký. Zároveň jsou volně žijící ryby stále více negativně ovlivňovány celou řadou dalších faktorů, jako jsou úpravy a výstavba na vodních tocích a s tím související existence velkého počtu migračních bariér, často nesprávný způsob rybníkářského hospodaření, nerespektování pravidel sportovního rybolovu, změny průtokových poměrů v tocích, rostoucí tlak rybožravých predátorů, znečištění vody antropogenní činností atp. Pokud mají být některé druhy ryb i nadále součástí sportovního rybolovu nebo dokonce i jen přítomny v extrémně zatížených evropských vodách, je nezbytné o rozvoj jejich populací pečovat.

Tato kniha je určena odborné i laické rybníkářské veřejnosti, zejména rybníkářským hospodářům, manažerům rybníkářských svazů i soukromých rybníkářských revírů, studentům rybníkářských a vodohospodářských oborů, pracovníkům ve státní správě, vodohospodářům i ochráncům přírody. Jejím cílem je charakterizovat stávající situaci v oblasti rybníkářského hospodaření ve volných vodách, ale zároveň i hledět do budoucna ve smyslu návrhu možných opatření a postupů vedoucích ke zlepšení stavu populací ryb a biodiverzity obecně a zároveň i ke zkvalitnění rekreačních aktivit obyvatel zabývajících se sportovním rybolovem.

VÝZNAM A HISTORIE RYBÁŘSTVÍ VE VOLNÝCH VODÁCH

J. Vostradouský



VÝZNAM A HISTORIE RYBÁŘSTVÍ VE VOLNÝCH VODÁCH

J. Vostradouský

Vodní prostředí a ryby poutaly pozornost lidí již v předchozích tisíciletích. Na různých místech doma a ve světě to dokazují poznatky badatelů zabývajících se od pravěku archeologií a sociologickými potřebami člověka. Voda a ryby společně vždy ovlivňovaly dočasnou nebo i trvalou přítomnost pravěkých lidí na březích řek a jezer. Prostředí se zdrojem sladké vody bylo vždy přirozenou potřebou člověka „*Homo sapiens*“. Ryby v něm žijící mu umožňovaly přežít, když se jiné potraviny nedostávalo. Už pravěký člověk brzy zjistil, že i v nehlubším vnitrozemí žijí ve vodě živočichové vhodní jako snadno dosažitelná potrava. Navíc byly nejen ryby, ale i další organismy (například větší korýši), dostupné během celého roku a nehrozilo od nich během lovu žádné nebezpečí. Lov ryb se většinou odehrával v mělkém vodním prostředí, nejčastěji lovem do rukou, použitím vidlic, oštěpů, šípů, později šňůr s háčky a dalších lovných prostředků. Lovci ryb brzy zjistili, že v určitých ročních obdobích a místech jsou ryby snadněji dostupné. Rybolovem se mohly navíc zabývat děti, ženy i celé rodiny, což bylo pro všechny lovce jistě přínosné (obr. 2.1.). Rybářské osady se proto častěji nalézaly v místech, kde se řeky v jarním období rozlévaly široko do krajiny a při návratu do původního koryta se ryby, které se nestačily s poklesem hladiny vrátit, stávaly ve vysychajících místech snadným úlovkem. Na našem území tomu bylo v oblastech jižní Moravy, s četnými postranními říčními rameny středního a dolního toku řeky Moravy, v Polabí, jinde v Evropě například na Odře, Dunaji, Rýnu a jiných řekách i na mnoha jejich přítocích. Podobně tomu bylo i při větších řekách jinde ve světě. Síťový lov na Nilu byl zachycen na reliéfu u Mashaby (Tomby) u Aktihetep. Pochází z roku 2 500 před naším letopočtem (Maar a kol., 1966).



Obr. 2.1. Lov ryb sítěmi a raků pod kameny do rukou. Dobový dřevoryt z konce 16. století (Jost Amman 1591), knihovna muzea Ohrada na Hluboké – historická publikace „Od vody až po lov ryb“.

2.1. Archiválie a rybářské exponáty v muzeích u nás a v sousedních zemích

V písčítých a šterkových nánosech v místech bývalých říčních rozliti v Polabí, Poohří, na Visle, dolním Rýnu a na mnoha jiných lokalitách byly často nalézány pazourkové mikrolity. Sloužily ke zpracování a lovu ryb jako primitivní nože nebo byly zasazené do oštěpů se zpětnými hroty (střední doba kamená). Často to bylo ve spojitosti s místy, kudy vyplouvaly z moří do sladké vody velké tažné ryby (lososi, vyzy, jeseteři) nebo kde docházelo ke shromažďování i jiných běžných říčních ryb v době tření, případně na místech, kde zimovaly (zejména mnohé druhy z čeledi kaprovitých ryb). U nás se souhrnně zabýval popisem nálezů z této a pozdější doby Andreska (1972, 1987, 1997). Zvláště lze ocenit jeho rozsáhlou dokumentační obrázkovou fotopřílohu v publikaci Zemědělského muzea dokumentující nejstarší i nověji zachycené muzejní sbírky (Andreska, 1972), připomínající profesní rybolov na českých a moravských řekách. Nejrozsáhlejší sbírky rybolovného náčiní jsou soustředěny v českých muzeálních sbírkách na Ohradě v Hluboké nad Vltavou, Litoměřicích, Uherském Hradišti i dalších místech, jako ve sbírkách muzeí v Třeboni, Písku, Českých Budějovicích (více ve vztahu k rybníkářství). Samostatné rybářské muzeální sbírky jsou v sousedních zemích vzácné. Na Slovensku nalezneme historické údaje o zdejších vývoji rybářství v muzeu ve Svatom Antone, s velkou sbírkou historických potřeb rybářů v Polsku se lze setkat v Etnografickém muzeu v Toruni a v Muzeu Wisly v Tczewu. V Německu mají v drážďanském muzeu (Museums für Tierkunde) vystaveny původní pomůcky využívané při lovu labských ryb, zejména lososů obecných (*Salmo salar*). Vystavena je tam preparovaná jikernačka jesetera velkého (*Acipenser sturio*) o délce 2,6 m, ulovená v roce 1880 v Labi u Drážďan (v Magdeburku v roce 1834 jich dokonce ještě ulovili 3 000 ks). V loveckém muzeu (Deutsches Jagdmuseum) v Mnichově je připomínán rybolov na Dunaji, v Rakousku mají podobnou sbírku z říčního rybolovu místní etnografická muzea v Orth an der Donau a ve Welsu. V Maďarsku v rybářském muzeu v Horgáz Centru Aranypony lze zhlédnout rozsáhlou původní rybolovnou výbavu rybářů z Dunaje, Tisy i Balatonu, dokumentující v minulosti používané způsoby lovu i způsob života místních rybářů. Vystavena je tam jedna z posledních vyz (*Huso huso*) ulovená v maďarské části Dunaje. Podobné historické exponáty jsou rozptýleny v Evropě i na dalších místech, většinou v muzeích s etnografickými sbírkami. Z dalších nálezů je patrné, že koncem prvního a začátkem druhého tisíciletí našeho letopočtu byly již při rybolovu využívány lodě. V té době se používaly lodě vypalované nebo vydlabané, často dubové, vždy zhotovené z jednoho kmene stromu (jsou k vidění i v některých sbírkách uvedených muzeí).

2.2. Počátky domestikace volně žijících ryb

Běžně chovanou rybou, nejen v evropských rybnících, je dodnes tradičně kapr obecný (*Cyprinus carpio*). Také tato ryba, původem z divokých říčních kaprů (*sazanů*), má svoji dlouhověkou chovatelskou historii. Gaius Plinius (žil v letech 23 – 79 našeho letopočtu) psal o umělých rybnících (*piscinae*), kam byli i kapři později nasazováni. V době vojenské expanze Římanů byli říční kapři po vylovení z řeky (například z Dunaje i jeho přítoků) do „zásoby“ přesazováni do „rybníků“ při vojenských táborech a osadách, kde byly kdykoliv k dispozici (nejen na Slovensku, Maďarsku, ale i v Itálii). Theodor Velký nařídil v 6. století sazany z Dunaje převést do Raveny v Itálii. Příležitosti se chopily i kláštery, které získaly vlastní pozemky, lesy a vody. O pět století později již zřejmě došlo ke zdomácnění sazanů – kaprů i v českých rybnících. Teprve mnohem později došlo k introdukci a zdomácnění některých dalších ryb, původem z volných vod, například candáta, podle Andresky (1975) v českých rybnících dokonce až v druhé polovině 18. století. Pokud na řekách lovili profesní rybáři, měli obvykle povinnost část úlovku odevzdat (například klášterům, majitelům panství). Měli také svůj podíl na přenosech říčních ryb do „zásobních“ rybníků pro období půstu. Únikem ryb z umělých nádrží se tak trvale přispívalo k šíření různých dru-

hů ryb do povodí řek, kde se případně dosud příslušný druh nevyskytoval. Zřejmě se tak dělo na různých místech nejen u nás, ale i jinde v Evropě. Ryby mohly být v chladnějším ročním období převáženy na nová vojenská stanoviště i v živém stavu. Svědčí o tom nálezy kapřích kostí v místech bývalých vojenských tábořišť (například římských legií). Století 19. a 20. jsou již poznamenána záměrnou introdukcí četných druhů ryb zvláště do jezer a k odchovu v rybnících (například pstruha duhového, síhů a býložravých ryb).

2.3. Ryby v symbolech a legendách

Mimořádný význam ryb z volných vod ve výživě lidí se zapsal nesmazatelným způsobem do lidového folkloru, legend, doby pěstů i heraldiky. Šupiny ryb představovaly bohatství, jikry pak plodnost. Tajemný život ryb pod vodní hladinou byl po staletí plný záhad a domněnek, poutal pozornost nejen profesionálů, ale i celé veřejnosti. Nejvíce záhad a legend bylo vždy kolem mořských živočichů. Zůstaňme však ve vodách vnitrozemských a sladkých, i tam se nabízí mnoho zajímavostí a legend tradovaných po celá minulé staletí (Norman a Greenwood, 1963). Někdy vedly k mylným představám např. o rozmnožování ryb (příkladem by mohl být tajemný život úhoře s Aristotelovým popisem o jejich vzniku z tlejícího bahna a červů). Ryby byly rovněž uznávány jako lék pro interní i externí použití. Tuk z některých ryb sloužil jako projímadlo (*Castor-oil-Fish*) nebo k léčení očních neduhů. Z jater mníků byl získáván „olej“ prodáváný v lékárnách ještě začátkem 20. století pod názvem „*Liquor hepaticus Mustelae fluviatilis*“ k léčení očního trachomu. Někde byly drčené otolity z ryb používány jako prevence před kolikou nebo nošeny jako talisman proti uhranutí. Prášek z usušených ryb sloužil dlouho k léčení bolestí hlavy, zubů či snížení horečky. V nejstarších publikacích se lze dočíst o léčivých účincích slizu z línů, které prý proto štika nežere, neboť si léčí jejich slizem rány na těle (což dnešní rybářská věda a praxe vylučují – lín je běžně štikou požírán). Ryby se mohly stát postním jídlem již tehdy, kdy díky zázraku jimi byli nasyceni hladovějící u Tiberijského (Galilejského) jezera. Nabízí se vysvětlení tohoto „zázraku“ – každoročním hromadným třením velkých hejn tlamounů galilejských (*Sarotherodon galilaeus*), pohybujících se v té době při hladině, dodnes tam nazývaných „rybami sv. Petra“. Mladé ryby v jezeru mají prý od té doby na hřbetní ploutvi tmavou skvrnu – znak sv. Petra. Existují však i další „svaté“ ryby. Například sumec čeledi Ariidae (křížovcoviti), ryba nazývaná „Crucifix fish“, z ústí některých řek do moří Střední a Jižní Ameriky, má v hlavové části skeletu uspořádané kůstky tak, že při troše fantazie vytváří podobu ukřižovaného Ježíše. Prodávána byla jako fetiš chránící před nebezpečím a nemocemi. Dlouho nebyl vysvětlen spad ryb z nebes (nebo spíše z mraků) ve Skandinávii (zdokumentováno na olejomalbě Oleuse Magnuse *Historia de Gentibus Septentrionalibus* v roce 1555). V roce 1806 padali v Essenu za silné bouře zmražené karasi v délce kolem 40 mm. Ještě větší a těžší ryby (až kolem 2,5 kg) se sypaly z nebes v Jelalpuru (Indie). Ryby také padaly po dva dny v severní Austrálii u osady Lajamanu, původem z chovu ryb vzdáleného stovky kilometrů. V Evropě byl zaznamenán spad ryb, díky nasávacímu účinku tornáda, nejen sledů, pstruhů, korušek, štik, okounů, ale i dalších druhů sladkovodních a mořských ryb (Norman a Greenwood, 1963).

Do této kapitoly ověřených informací, ale i legend, by patřily i zprávy o abnormálních rozměrech ryb (dosahované délky a hmotnosti). Podobných informací je tolik, že by vydaly na samostatnou publikaci. Postupně se ze vzdáleného světa i do Evropy dostávaly ještě neověřené, a proto tehdy málo důvěryhodné informace o rybě „Pirarucu“, což je arapaima velká (*Arapaima gigas*) z Brazílie, dosahující prý až délky kolem 5 m a hmotnosti přes 200 kg. Podobně upoutala pozornost ryba sinarapan, přísně chráněný hlaváček luzonský (*Mistichthys luzonensis*) z Luzonských jezer na Filipínách (v provincii Camarines Sur) o velikostech do 1 cm. Samice dospělé kaprovité ryby ze Sumatry *Paedocypris progenetica* měřila 7,9 mm. Do podvědomí evropských rybářů se z historických publikací dostala Gessnerem v roce 1588 popsaná obrovská značkováná štika, vysazená 1230 a ulovená ve Württenburgu 1497 (tj. za 267 roků)

o délce přibližně 5,5 m a 249 kg. Na zámku Lautern ve Švábsku byla vyobrazena malbou (kopie je v Muzeu přírody v Jižním Kensingtonu), kostra se nalézá v katedrále v Manheimu. Spočítáním obratlů se ale prokázalo, že se jedná o podvrh složený z koster více štik. Obrovské ryby na dolní Moravě mohly být velké vyzy, které migrovaly dříve Dunajem i do jeho přítoků. Mohly se dostat i k nám řekou Moravou, jak lze usuzovat z toho, že v druhé polovině 15. století král Matyáš I. Korvín držel v rybníku pod hradem Totis u Komárna běžně až 60 obrovských vyz, kterými ohromoval své hosty. Vyzy pluly výše, kolem ústí Moravy, až do Rakouska a snad i Německa. O kaprech se dlouho psalo jako o dlouhověké rybě dosahující stáří 150 roků (omylem byly na šupině sčítány sklerity jako prožité roky), později byla jejich věková hranice snížena na 38 a v dnešních chovech se uvádí cca 15 roků. Jako opačný příklad krátkověkosti u ryb se uvádí druhy dožívající se věku pouze několika měsíců. Z Afriky jsou to zástupci rodu *Nothobranchius* žijící dokonce i v loužích v dutinách stromů (Rass, 1971). Zatímco rodiče uhynou, jikry přežijí periodické vyschnutí prostředí. Z Jižní Ameriky rod *Cynolebias* má několik malých zástupců (do 4 cm), některé jsou chovány akvaristy. Druh *Aphia minuta* (hlaváč z Černého moře), dosahuje sotva 5 cm, se dožívá věku jednoho roku. Extrémní krátkověkost byla potvrzena u více druhů drobných hlaváčů.

2.4. Historický význam ryb

V mnohých náboženstvích byl pěstován kult ryb. Budhisté považovali ryby za jeden z devíti symbolů úspěchu. Symbol ryby (v řečtině *Ichthys*, *Ichthus* = ryba) provázel podle Evangelia Ježíšův život a pro pronásledované křesťany byl tajným znamením. Z počátku třetího století pochází nákras ryb i na náhrobku uloženém v Národním muzeu v Římě. Pro křesťany je jednoduchý obrys tvaru rybiho těla dodnes osobním vyjádřením a přihlášením se k víře (viz také současné nálepky s obrysem ryby na autech). Křesťané si zachovali legendu o nasycení mnoha lidí rybami způsobené zázrakem (viz předchozí zmínku o tlamovcích v Tiberijském jezeru). Pátky bývaly pro křesťany postním dnem, kdy masitou stravou mohla být pouze ryba. Ryby mohly ovlivnit i stěhování národů, když například Norové začali osídlivat v 10. století rybami zaslíbený Island; o ryby se dokonce válčilo s cílem využít a ovládnout loviště kolem New Founlandu (Francie s Angličany 1623–1713). Na Dálném východu se Rusko s Japonci přelo celá staletí o nejlepší loviště lososů, tuňáků a dalších ryb a vodních organismů nejen na moři, ale i ve vodě brakické či sladké. Ryb si mnohé národy natolik vážily, že je začaly při náznacích jejich úbytku i chránit. Nejdříve dospěli k ochraně ryb v minulém tisíciletí Číňané, jak uvádí Balon (1966), za dynastie Ming (14.–17. století). Za nedotknutelné byly vyhlášeny ryby se zralými jikrami (za jejich lovení měl stihnout rybáře Boží trest) a za dynastie Ching (17.–18. století) již dokonce vznikl první zákaz lovu ryb na trdlišťích. Slovo ryba prezentované v čínštině znamenalo vždy nadbytek, hojnost, a jejím darováním přání toho nejlepšího pro obdarovávaného (Berka, 2008). V Číně má naše nejnámější ryba, kterou je bezesporu kapr, mnohem delší tradici než v Evropě, stal se dokonce symbolem odvahy. V kapru bylo viděno vyjádření „plavby proti proudu, proti vzteku, lenosti, zuřivosti i lhostejnosti“. Představy o domestikaci kapra v tisícileté historii Číny před začátkem našeho letopočtu rozvádí Balon (1974). Uvedl jeho cesty šíření až do střední Evropy i prostřednictvím římských legií. Informace z historie života ryb byly od středověku vždy provázeny legendami z rybolovu i ze života rybářů. Tyto informace svědčí o velkém významu ryb v životě lidí. Některé osady a města mají proto ve svém znaku i ryby. Město Litovel na Moravě má ve znaku kapra a štika ve svislé poloze s hlavami ryb dolů, město Aš má ve znaku tři lipany. Pokud je ryba v heraldice znázorněna, jsou obvykle zachovány dvě barvy – stříbřitá pro ryby a modrá pro vodu (Markus a Pilnáček, 1933).

Přesto, že největší objem úlovků ryb byl získáván z vody slané, sladkovodní ryby měly vždy velký význam ve výživě obyvatel žijících v hlubokém vnitrozemí. Na mnohých místech světa by se bez jejich přítomnosti mnohé oblasti vylydnilly. To stále platí o hlubokém vnitrozemí při velkých řekách a přírodních jezerech Afriky (jezero Malawi, Tanganyika, Victoria) a stejně je tomu i jinde ve světě. Odtud se ryby dostávaly i dále do vni-

trozemí (nejčastěji jako sušené, solené, později i jinak konzervované). Dvacáté století navíc přispělo přehra- zováním velkých řek hrázemi k vzniku nových velkých vodních ploch. Byly prioritně postaveny za účelem získání elektrické energie, splavnosti a kumulace sladké vody, ale přinesly i nové možnosti rybolovu. Pří- kladem může být ve 20. století nejen Evropa, celé Rusko s velkými přehradními nádržemi na Volze, Donu a jiných veletocích, ale i vodní stavby v dalších světadílech. V Africe se staly známými nádrže Kainji v Nigerii, Mantasoa na Madagaskaru, Nubia v Sudánu, Volta v Ghaně, Naser v Egyptě, Kariba v Zimbabwe nebo Cahora Bassa v Mozambiku. Postavením velkých nádrží vznikla nová rybářská loviště o ploše mnoha set tisíc hektarů. Na jejich březích se usadili rybáři, vznikly nové rybářské osady i lokální zpracovatelský průmysl.

2.5. Rozvoj rybářství na českých řekách

Profesionální rybolov na řekách má i na území dnešní České republiky svoji tisíciletou tradici. Podle historiků část Slovanů přišla na naše území ve směru od pobřeží Černého moře a nelze proto vyloučit, že mohli s sebou přinést i zkušenosti s lovem ryb ve volných vodách. V české odborné literatuře byl lov často spojován s několika velkými druhy ryb, které se k nám dostávaly protiproudovou migrací. Na Labi zejména s lososem obecným (*Salmo salar*) a jeseterem velkým (*Acipenser sturio*) ze Severního moře, s pstruhem mořským (*Salmo trutta trutta*) k nám migrujícím Odrou z moře Baltského, s několika druhy černomořských jeseterů vyplouvajících z Dunaje do řeky Moravy. Současně však byly na našich řekách loveny rybáři i běžné domácí druhy ryb, na velké vzdálenosti nemigrující a vyskytující se stabilně ve vel- kých počtech. Podrobně rozvádí dřívější lov ryb na českých a moravských řekách Andreska (1997), kte- rý připomíná, že již v začátcích 12. století v Kosmově kronice byly čisté vody a kvalitní ryby v českých zemích písemně zmiňovány. Více informací z historie života říčních rybářů se zachovalo z míst, kde jich byla větší koncentrace, jako například v Praze, kde v polovině 14. až začátkem 15. století žilo 46 říčních rybářů. Teprve koncem 14. a v dalších stoletích jich bylo jen málo přijato za měšťany, což nasvědčuje nižšímu postavení rybářů v měšťanské hierarchii. Rybáři vždy patřili svojí profesí k lidem, kterým ryby poskytovaly poměrně nuznou obživu. Zcela jistě mezi nimi nebyli takoví, kteří by na této profesi mohli zbohatnout. Když bylo ryb málo, rybáři živořili a byli nuceni si přivydělávat i jiným způsobem. To nejlepší z ryb, co ulovili, se snažili prodat. Bylo-li ulovených ryb mnoho, tak se za dobré ceny zase obtížně prodá- valy. Život rybářů zůstával trvale na stejné, častěji spíše na nižší úrovni. Rybolov se na řekách udržoval proto v blízkosti měst, která rybářům zajišťovala lepší odbyt ryb. Když byla postavena v roce 1492 naše nejstarší údolní nádrž Jordán v Táboře, na potoce Tisemenickém, byl na ní vedle lovu ryb udicemi proná- jímán i lov sítěmi (Šedivý, 1956). Poprvé došlo k jejímu vypuštění a vylovení ryb v roce 1830.

Teprve po roce 1848 po zrušení poddanství se z některých rybářů stávali živnostníci, ale hodnotných ryb, zejména k nám připlouvajících anadromních druhů, bylo stále méně. Na našem území se uvádí, že se rybářstvím na řece Moravě živilo až 80 rybářských rodin, podobně tomu zřejmě bylo i na českém Labi, v menších počtech lovili profesionální rybáři i na jiných řekách (na Ohři a Jinde). Jak vypadala česká rybářská živnost a čím se odlišovala od běžné zemědělské usedlosti, popsal Andreska (1997) – „domek rybáře byl ten, který stál v obci nejbliže k řece. Rybárna se už poznala z daleka, protože se všude okolo sušily nějaké sítě, vězence a vrše, u břehu byly uvázané loďky, na hladině plavaly ponořené haltýře.“ Téměř vše k rybolovu si rybáři zhotovovali sami. K výrobě vrší a různých jednoduchých sítěných a prou- těných pastí se používaly přírodní produkty, snadno podléhající rozkladu, proto se jich do současnosti zachovalo velmi málo. Nejdéle se zachovaly různé kovové bodce, sloužící ještě dlouho pytlákům k lovu velkých ryb. Zátahové a jiné druhy sítí začaly být pleteny z konopného vlákna, ponejvíce na něm pracova- ly ženy, hlavně v posezonním období. Původní rybářské lodě byly dlabané z jednoho kmene měkkého dřeva, například topolového, ale byly i lodě trvanlivější, dubové, kde se prostor pro rybáře a jeho úlovek získal vypálením. Způsoby výroby těchto prvních rybářských lodí byly i v jiných světadílech shodné.

V některých zemích se podobné rybářské čluny zachovaly až do současnosti. V Jižní Americe ty trvanlivější byly z mahagonu, jiné s kratší životností z měkkého dřeva podobného dřevu topolovému, v Peru dokonce vznikaly rybářské lodky podobného tvaru z třtinových stvolů. V Africe a jinde se můžeme dodnes setkat s užívanými monoxly (což je používaný název pro tyto dlabané, vypalované lodě z jednoho kmene) nazývanými tam „*banana-boats*“ a dodnes dobře sloužící jednotlivým domorodým rybářům lovicím převážně pro sebe a své rodiny. V Africe z nich rybáři už loví převážně do moderních hladinových a dnových tenat, strojově zhotovených z umělých vláken (původem většinou z Číny). Získají je za vylovené a prodané ryby. Majský (2011) píše o monoxylech nalezených v ČR ve Bzenci roku 1922, ve Veselí nad Moravou v roce 1928, ve Spytihněvi v roce 1929 a jiných místech. Novější nález monoxylu z roku 1999, uložený v muzeu v Olomouci, pochází ze štěrkovny v Mohelnici. V Polsku byly ještě v začátcích minulého století na některých jezerech používány podobné „*dubanki*“ (k zhlédnutí jsou v muzeu v polských Kartuzach), z borového, dubového, řidčeji topolového nebo jasanového dřeva, obr. 2.2. (Litwin, 1991). Jak vypadaly a jaký byl vývoj pomůcek určených pro profesionální rybolov ve volných vodách, nalezneme u Brandta (1964) a jak to vypadalo v českých zemích, nalezneme u Andresky (1972). Lze však konstatovat, že se toho v zásadě na pasivních prostředcích lovu v posledních několika staletích tvarově a dle způsobu praktického uplatnění mnoho nezměnilo, snad jen v rozsahu možností jejich využití. Změnily se přirozeně materiály, ze kterých jsou lovné prostředky zhotovovány. Konopí, dříve využívané k pletení sítí, bylo nahrazeno ve 20. století syntetickými materiály, dřevo k výrobě plováků (někdy zdobených) umělou hmotou. Později, zejména v druhé polovině 20. století, se rozšířila strojová produkce sítovin z umělých vláken. Tvary pasivních lovných prostředků, například vrší, vězenců (*fish basket*), vrší bez křídel (*hooped net*), vězenců s postranními naváděcími křídly (*fyke net*), tenat (*gill net*) nalézaly po celá staletí uplatnění při lovech různých druhů ryb ve volných vodách (zejména v jezerech, ale i říčních ramenech a mělčích místech.) Tyto lovné prostředky se osvědčily po tisíce let. Rybáři se museli naučit pracovat obratně se dřevem a proutím, které jim sloužily k výrobě různých lapadel, haltýřů a nádob. Tyto mnohaleté návyky a zvládnuté řemeslo výroby rybářských potřeb se jim staly užitečnými i později, když poklesla početnost říčních ryb a vzrostl zájem o jejich využívání v množících se rybníčních hospodářstvích (ve století 13. a dalších). Šupiny byly využívány k výrobě ozdobných předmětů, kůže z úhořů a mníků sloužila k zpevnování spojů různého dřevěného nářadí jako například cepů, obšívání sedel, sítí kabátů (Hanzák a kol., 1969). Úbytek některých cennějších druhů ryb vyvolal pozornost odborných kruhů a již v 19. století se začal prosazovat umělý výtěr ryb (pstruhů obecných, pstruhů duhových a lososů). Známa se stala jména Rémy a Gehin ve Francii (1840), Jacobi v Německu (polovina 18. století), suché oplozování zaváděl Vrasckij v Rusku (1856) a Green v Americe (1864). V Horažďovicích začal dokonce s umělým výtěrem již v roce 1823 Rummerkirchen, s umělými výtěry lososů se u nás velmi progresivně zabýval v letech 1853–1869 prof. A. Frič. Podrobněji o historii umělého rozmnožování salmonidů psali Podubský a Štědrónský (1967). Umělé výtěry se postupně ve 20. století rozšířily na další druhy říčních ryb nejen u nás, ale i ve světě.

Organizování rybářů v Čechách začalo poměrně pozdě (koncem 19. století), jak se následně dozvíme. Podobně tomu bylo i v jiných evropských zemích (Vasiliiu a Manea, 1987). Až do té doby bylo rybářství (spíše však jen rybolov) ve volných vodách na řekách provozováno především dle toho, o jak velkou část toku a jakou početnost ryb v něm se jednalo, jaký byl odbyt, jaký byl o loviště zájem (od toho se odvíjel počet usazených profesních rybářů) a přirozeně kdo měl pozemky s řekami v majetku. Teprve mnohem později vznikaly zemské zákony beroucí zvláštní ohled nejen na majetkové vztahy, dodržování hranic rybolovných práv, podmínek pronájmu, prodeje nebo komu musí být vzácnější ulovené ryby (nebo jejich podíl) nabídnuty nebo odevzdány. Z této doby se dlouho zachovala tradice obdarovat velkým lososem či sumcem (nebo jinou velkou rybou) majitele panství, starostu města nebo jiného významného představitele místní moci. V Praze byl tradičně rybáři každoročně obdarovávan primátor velkým lososem, později sumcem, což postupně i zaznamenávaly rybářské časopisy, počínaje Zemským rybářským věstníkem, v němž je viděn prvopočátek dnešního časopisu Rybářství, založeného v roce 1897.



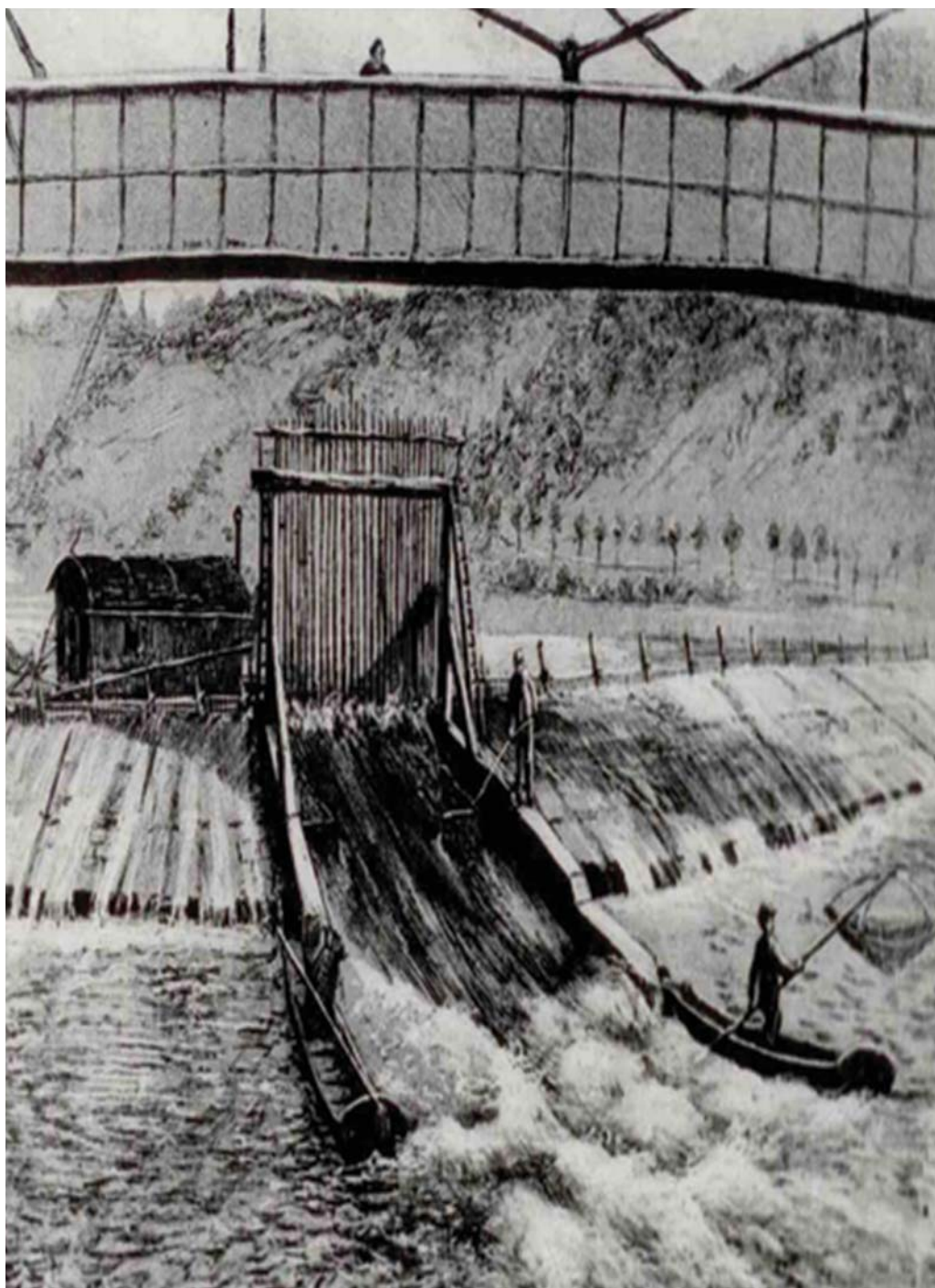
Obr. 2.2. Rybář loví ryby z lodě – monoxylu (lod' z jednoho kmene) do čeřenu a vrše z 15. – 16. století, knihovna muzea Ohrada na Hluboké – historická publikace „Od vody až po lov ryb“.

2.6. Losos obecný v Čechách

Pokud se zabýváme historií ryb a rybářství v našich volných vodách, nelze se nezmínit o lososu obecném – *Salmo salar* (dříve také l. labský nebo l. atlantský). Tato ryba se stala nejznámější rybou mezi rybami migrujícími z moře do vnitrozemí i mezi evropskými historiky, kteří se věnovali přírodovědné tematice. Mnoho údajů o lososu nalezneme u Dyka (1946), citujícího navíc domácí autory, kteří se lososem i ostatními říčními rybami v naší historii od 11. století zabývali (Balbín, Frič, Kafka a další). Většina nejen českých, ale i německých autorů cituje výjimečnou Fričovu práci o „Lososu labském“ (Frič, 1893) s jeho dobovými obrázky z lovu těchto ryb v pražských lososnicích (obr. 2.3.). V Čechách je stále považován v historii rybolovu za nejvýznamnější říční rybu. Lososu začala být znovu věnována pozornost koncem 20. století v souvislosti s obnovou migrační průchodnosti a zlepšenou čistotou řek v celém labském povodí. Poměry s lososem a jejich historický vývoj na Rýnu a v jeho holandském, německém a švýcarském povodí popsal Lelek a Bushe (1992). Na našem Labi shromáždili historické údaje o lososu v severních Čechách v 19. a začátkem 20. století Flasar a Flasarová (1974), v německém Labi, v jeho saské části, Fülner a kol. (2005). Historické detaily zacházející jmenovitě až do individuálních vzpomínek pamětníků o našich lososech, o způsobech jejich lovu a lovcích na českých řekách uvádí také Andreska (1997). Poznatky o lososech z naší oblasti přehledně shrnuli Baruš a Oliva (1995), kteří uvádějí literární zdroj od George Handsche von Limuse (1529–1578) jako první záznam o lososu v Čechách (nedatovaný). Pozornost byla této rybě věnována v zemích severní poloviny Evropy s toky ústícími do Severního a Baltského moře. Nejvíce lososů migrovalo v Evropě Rýnem (Lelek a Bushe, 1992). Proto se nelze divit, že již v roce 1852 byli lososi značkováni a u ryby skotského původu dokonce zjištěna enormní migrace, kdy za pouhé 4 dny urazil losos vzdálenost 552 km. Úlovky lososů na našem území až do začátku 20. století každoročně značně kolísaly v závislosti na hydrologických poměrech, intenzitě odlovů v německé části Labe a na dalších faktorech. Starší a nové údaje a úvahy o budoucnosti lososa obecného v Čechách shrnul Andreska (2010).

2.7. Další historicky používané metody lovu ryb ve volných vodách

Vedle využití vlastních fyzických schopností a různých tradičních, někdy až primitivních prostředků, se rybáři od pradávna vždy snažili využít k lovu ryb i přírodní zdroje. Jak uvádí Perevoznikov a Burmakin (1979), bylo ve středověku a ještě koncem 19. století ve světě využíváno 233 různých druhů rostlin k lovu ryb. Na Jamaice k tomuto účelu sloužilo listí a kůra stromu *Piscida erythrina*, v Indočíně plody liany *Entada scadens*, v Mexiku ještě před několika lety vodní výluh z listí, kůry a kořenů rostliny *Gilia macombii*, v Tádžikistánu se lovilo na řekách a potocích rostlinou *Verbascum songaricum* a ke stejnému účelu podobně sloužily mnohé další rostliny nebo jejich části. Z rostlin ponořených do vodního prostředí se obvykle vylouhovaly látky (například saponiny) omamující ryby, které pak vyplouvaly k hladině a tam je lovci posbírali. Včasný odstranění rybích vnitřností bylo podmínkou následné konzumace. Donedávna tak sloužil Indiánům v Jižní Americe k lovu ryb přírodní piscicid rotenon (původně izolovaný z rostliny *Lonchocarpus nicou* ve Francouzské Guyaně). Ten byl později (20. století) vyráběn ve velkém synteticky a využit jako velmi účinný ichthyocid při odstraňování nežádoucích a přemnožených druhů ryb v uzavřených vodách (jezerech). Nejčastěji byl aplikován v USA (ještě v roce 1953 byl povolen v jeho 49 státech). Využit k stejným účelům byl později v Evropě i jinde ve světě. V našich podmínkách byl pytláky k lovu ryb používán plod z rostliny původem z Indie chebule korková (*Anamirta cocculus*), nazývaná také kebule, s obsahem jedovatého alkaloidu pikrotoxinu. Rozdrcený plod smíchaný s jinou látkou návnadou vyvolával vyplutí omámených a otrávených ryb k hladině. Dyk a kol. (1956) popisují účinkem podobné domácí rostlinné prostředky, využívané dříve u nás hlavně pytláky. Například oddenky



Obr. 2.3. Lov lososů na pražské lososnici v druhé polovině 19. století

(kresba z Friče (1893) – Losos labský, biologická a anatomická studie).

bramboříku (*Cyclamen europium*), vrání oko (*Paris quadrifolia*), pryšec (*Euphorbium*), divizna (*Verbascum*), blín (*Hyoscyamus*) vykazují však lehčí účinky. O zákaz lovu ryb podobnými prostředky se poprvé pokusil již Bedřich II. (v roce 1212).

Jiným způsobem lovu ryb bylo využití některých zvířat. Prvé zprávy o jejich využití člověkem pocházejí z doby Marca Pola, který na svých cestách v druhé polovině 13. století poprvé viděl lov ryb pomocí vyder. Podle některých dalších historických pramenů byl tento způsob lovu provozován i jinde, například v Indočíně a Malajsii. V Indii byl lov ryb pomocí cvičených vyder znám na řekách Indus a Ganga. Isaak Walton psal v roce 1653 již dokonce o nutnosti výcviku vydry k lovu ryb od jejich útlého mládí, to je od stáří tří až čtyř měsíců. Za exotický lov je také dnes považován lov ryb v Číně pomocí kormoránů (*Phalacrocorax capillatus* a *P. sinensis*), kterým bylo vnějším kroužkem na krku zamezeno spolknutí kořisti. V Japonsku kormorány přepravovali ve speciálních klecích i na vzdálenější loviště na řece Nagara v prefektuře Gifu. Profesionální lov ryb tímto způsobem (ale již v menším měřítku) pokračoval v některých zemích Asie ještě v první polovině 20. století, dnes je už jen atrakcí pro turisty.

Pouze malé změny ve způsobech lovu ryb a jejich přetrvávání po celá staletí vedly k tomu, že ještě v roce 1920 mohl s jistotou pýchou jeden japonský vědec na rybářském kongresu v Honolulu prohlásit „naši rybáři s hrdostí pracují se stejnými rybolovnými prostředky jako naši dávní předkové“. Od té doby to už dávno neplatí. Během druhé poloviny 20. století se mnoho změnilo nejen ve zmíněném Japonsku. Technika, rozsah i prostředky lovu ryb značně pokročily zejména ve vodách slaných. Méně je tomu však ve vnitrozemí, zejména tam, kde jsou dodnes provozovány odlovy ryb v menším měřítku a kde některé tradiční metody lovu přetrvávají.

2.8. Rozmach umělé reprodukce, vysazování násad a introdukce

Podíváme-li se na druhovou skladbu rybích populací ve volných vodách z hlediska historického, zjistíme, že až v 19. a 20. století došlo k významným změnám. Koncem 19. a zejména ve 20. století, v souvislosti s rozvojem transportní techniky a metodami umělého rozmnožování ryb, se pokusy s introdukcemi značně rozšířily i tam, kde to dříve nebylo z hlediska obtížné dostupnosti vhodných míst a příliš dlouhé doby nutné pro transport živých ryb možné. Mnohé druhy ryb obývajících dosud výhradně jen určité vnitrozemské vody, řeky a jezera, byly využity k transferu z jedné řeky nebo povodí do jiné řeky, jezera, jiného povodí i jiného světadílu. Někde postupně vymizely, jinde naopak v nových podmínkách zdomácněly. Tehdy došlo například k introdukci pstruha obecného (*Salmo trutta*) do Afriky, Austrálie, Jižní Ameriky a pstruha duhového (*Oncorhynchus mykiss*) z USA do Evropy (většinou v druhé polovině 19. století). Některé transfery měly dlouhou historii, pokusy o jejich zdomácnění v novém prostředí byly úspěšné i neúspěšné. Celá škála rybích druhů se novým životním podmínkám přizpůsobila natolik, že v novém prostředí zdomácněly a staly se po staletí trvale chovatelsky využívanými i pro vysazování do volných vod. Zhodnocení introdukcí ryb i koryšů ve světě shrnul Welcomme (1988), který uvádí 1354 introdukcí 237 druhů do 140 různých zemí a různých světadílů. Poznatky o introdukcích exotických druhů do evropských vod popsali Hanel a kol. (2011). Uvádějí 109 introdukovaných druhů, přičemž u 39 došlo alespoň místně k naturalizaci. Některé z nich byly realizovány záměrně s určitým cílem, ale současně i s riziky, například zavlečení nových nemocí, degradace prostředí i negativní socio-ekonomické vlivy. Za negativní příklad introdukce lze uvést vysazení latese nilského (*Lates niloticus*) do jezera Victoria v Africe, který tam negativně eliminoval početnost 300 původních druhů cichlid. I když jeho snazší odlov a kvalitní maso byly z počátku pro rybáře přínosem, vliv této introdukce byl negativní i na další složky ekosystému jezera (Goldschmidt a kol., 1993). Naopak kladný význam měla introdukce a následné zdomácnění sladkovodní „sardinky“ sledovky stříbřité (*Limnothrissa miodon*), původem z afrického jezera Tanganika, do přehradní nádrže Kariba na řece Zambezi. Odtud se poproudovou migrací dosta-

la do další nádrže Cahora Bassa. V obou nádržích se vytvořily velmi početné populace lovené v noci v mnoha tisících tunách lákáním ryb pomocí umělého světla do sítí (Vostradovský, 1984, 1986). Sledovky poskytují pro rybáře dosažitelný úlovek a pro místní obyvatele, trvale trpící nedostatkem bílkovin, jejich potřebný zdroj. V současnosti introdukce nových druhů ve většině členských zemí EU podléhá odbornému posouzení introdukčních komisí a vhodnost nového rybního druhu by měla být pečlivě před jeho zavedením zkoumána odbornými ústavy. Tak by tomu mělo být i v ČR.

2.9. Konec profesionálního rybolovu u nás

V důsledku pokračující výstavby jezů, znečištění a napřimování toků s technickými úpravami dna a břehů byly ohroženy mnohé protiproudově (anadromně) migrující druhy ryb. U nás se jednalo o řeky Labe, Odru a Moravu s jejich přítoky, kde postupně v první polovině 20. století téměř ustala anadromní migrace několika druhů ryb. Tehdy také postupně ustal i profesionální říční rybolov (až na malé výjimky na příhraniční části řeky Moravy). Rychecký (1966) uvádí, že nejdéle na Labi v Roudnici lovil p. Horák (pouze shoda jmen s třeboňskými rybníkáři Horáky), který odváděl rybářskému spolku 50 % z ryb ulovených v nadjezí, 30 % úlovku v podjezí a ročně ulovil max. 1,11 t ryb. Na Labi v Kolíně lovil nejdéle rybář Jaroslav Hulík (1898–1983), podrobněji o něm píše Andreska (1997). Z opakovaných návštěv Hulíka v padesátých letech výzkumníky z VÚRH se k autorovi této kapitoly dostala informace (Volf, os. sděl., 1960) o neběžné velikosti Hulíkem lovených úhořů, ještě ve čtyřicátých až padesátých letech 20. století, o kusové hmotnosti přesahující 5 kg. V polovině 20. století byl v omezeném měřítku provozován rybářskými organizacemi odlov ryb na Labi mezi Ústím a Děčínem, s cílem získat násady pro jinou uzavřenou vodu, například důlní propadlinu, s očekáváním ztráty jejich nepříjemných chuťových vlastností, které labské ryby měly díky tehdejšímu znečištění řeky.

Nepravidelně se v 50. letech 20. století pokoušeli o lov úhořů (*Anguilla anguilla*) někteří hospodáři z místních rybářských organizací na Labi u Liběchova (na obr. 2.4. je rybář lovcí „bílé ryby“ na Labi v roce 1956 čeřenem a úhoře do klasických proutěných vrší). Protože se do vrší lovilo mnohem více sumecků amerických (*Ameiurus nebulosus*) než úhořů, byl lov ukončen. Nelze opomenout ani téměř dvacet let trvání (od šedesátých do osmdesátých let 20. století) profesionálního rybolovu provozovaného bývalými podniky Státního rybářství klasickými metodami (záťahové sítě, vězence, tenata) zejména na údolních nádržích Slapy, Lipno, Jesenice a Orlík, z nichž bylo například v roce 1964 sítěmi vyloveno 162 279 kg ryb (vedle 122 974 kg ryb ulovených udicí) převážně kaprovitých ryb (Hanzák a kol., 1969). Krupauer a Vostradovský (1966) uvádějí, že z 1 ha vodní plochy bylo ve stejném roce z nádrže Lipno celkem vyloveno (sítěmi i udicí) 35,9 kg, z nádrže Orlík 29,9 kg a z Jesenice 72,4 kg. Tehdy byly již zapomenuté zkušenosti z lovu ryb sítěmi u nás čerpány i ze zahraničí (zejména z Polska). S rozvojem sportovního rybolovu na údolních nádržích a nastalými politicko-ekonomickými změnami byl i tento síťový lov ryb na údolních nádržích v ČR na přelomu 80. a 90. let ukončen.



Obr. 2.4. Jeden z posledních lovů ryb na Labi pod Liběchovem do proutěných vrší a čeřenem v roce 1956

(Foto: J. Vostradovský).

2.10. Lov ryb udicí (sportovní, rekreační rybolov)

I když z počátku byly ryby udicí loveny na vnitrozemských volných vodách zcela jistě pro jejich přímou spotřebu, tento způsob lovu přerostl postupně v oblíbenou zábavu. Svědčí o tom některé historické kresby a první psané texty z 15. a 16. století, zobrazující lov udicí provozovaný pro zábavu vyššími společenskými třídami. Časopis Květy z roku 1868 při popisu egyptského reliéfu v mauzoleu psal "že tam na loďkách stojíce, chytají". Archeologové mají nálezy kostních, železných a bronzových háčků na ryby z ještě starší doby (Andreska, 1997), připevněných na konopných vláknech, koňských žíních a podobně. Uplatňování etiky a kultivovaných přístupů k lovu ryb udicí je patrné z konce 16. a v 17. století, kdy se objevilo několik již specializovaných publikací na toto téma. Obvykle je uváděno jméno a název díla anglického rybáře Issaka Waltona „The Compleat Angler“ vyšlé v roce 1653. V něm je patrný kladný vztah k přírodě, morálce a zacházení s ulovenými rybami. V 17. století bylo v Anglii k dispozici již více publikací, dokonce specializovaných na určitý způsob lovu (zejména pstruhů a lososů). Pokročilé rybářské náčiní a sdružování rybářů do klubů v Anglii (The Angler's Guide, London 1815) zasáhlo postupně i Evropu. Jedna z prvních větších publikací u nás byl „Rybářský sport“ psaná naším domácím autorem (Bucek, 1879), s podtitulem „Chytání ryb na udici a návod ku lovení a hypnotizování raků“. Autor uvádí, že je „psána pro ony, již zálibu v lovení ryb najíti hodlají a o život tajuplného vodního světa se zajímají“. Za zmínku stojí určitě i Bubeníčková kniha „O rybách a jejich chytání“ se zajímavým dovětkem o hubení škodlivých vyder a ledňáčků (Bubeníček, 1898).

2.11. Organizování a rybářské spolky, počátky legislativy

Současně s prvými nabídkami různých pomůcek k lovu ryb je patrné, že se koncem 2. poloviny 19. století začali rybáři sdružovat do spolků. Tyto spolky si pronajímaly úseky řek výhradně k provozování rybářského sportu. V Opavě byl spolek dokonce založen již v roce 1873 a postupně vznikaly další, některé při hospodářských subjektech, armádě apod. Vznikaly přitom různé problémy a komplikace, zejména tam, kde měl rybolov značně uvolněná pravidla nebo kde docházelo ke konfliktním situacím s profesním rybolovem, umělým omezováním počtu členů a někdy i malému pochopení povolovacích úřadů. Prvá klubová pravidla měla volnější charakter i pro lovce udicí. V řece Moravě bylo hodně ryb a zájem o ně měla široká veřejnost. V Litovli se v roce 1922 sešlo k ustavení spolku 42 zájemců, ale jen 33 se stalo následně jeho členy. Členové lovili na 4 udice a z počátku i čeremem (většina stejně první roky až do zákazu v roce 1929 tradičně používala „čereny, síť a měchy“). Podobně tomu bylo i v Napajedlech. Právý rybářský prut měli jen ti majetnější. Morava byla už tehdy rozdělena na více revírů, povolenka na jeden revír stála v Litovli 6 korun. V Sedlčanech vznikl v roce 1921 pro lov na Mastníku spolek o 20 členech. Lovilo se na 3 udice a pouze (!) na jednu noční šňůru (dříve i na více). Informace o kulatých výročích 90–100 let trvání spolků, provázejí časopis Rybářství zvláště po roce 1990. Jedním z nejstarších českých rybářských spolků (klubů) je První rybářský klub v Praze, založený 27 členy v roce 1886. V roce 1986 vyšla k tomu bohatě dobově ilustrovaná účelová publikace „100 let sportovního rybářství v Praze“, ze které mimo jiné zjistíme, že povolenka již na několik revírů na různých řekách stála v roce 1886 v Praze 16 korun a že klub zakládali lidé výše společensky postavení, což mělo v té době zřejmě příznivý vliv na snadnější získávání revírů nejen na Vltavě, ale i na jiných řekách. Spolků přibývalo a jak uvádí Spurný a kol. (2010), po roce 1918 jich jen v Čechách bylo 40 a na Moravě po roce 1923 pak 56. Spolky se sdružovaly do zemských seskupení v Čechách se sídlem v Českých Budějovicích, na Moravě ve Velkém Meziříčí a v Brně. K prvému sjednocení a ustavení do „Unie rybářských spolků a družstev v Československé republice“ došlo až v Praze v roce 1923 (ve stejném roce byl ustanoven i Moravský zemský svaz s 56 spolků). V roce 1924 bylo již celkem 242 spolků českých, moravských a německých. Podrobně uvádí další detaily a organizační změny ve spolkové činnosti až do doby vzniku Českého a Moravského rybářského svazu (ČRS a MRS) Sýkorová a kol. (2007) a Spurný a kol. (2010). Tyto dvě organizace zajišťují do současné doby obhospodařování většiny volných vod v ČR.

První rybářský zákon spatřil světlo světa v roce 1883 (byl evidován pod č. 22/1883). Byl určen pro země Koruny české (publikován byl v Říšském zákoníku až v roce 1885). Tímto zákonem skončil volný rybolov na tocích a byly zavedeny nové pojmy jako vody pstruhové a mimopstruhové, vody soukromé a veřejné. Zákon se postaral i o zavedení rybářského lístku, byl stanoven obsah přestupků a způsob kontroly rybářů, ryby dostaly zákonné lovné délky. Tento zákon byl převzat v platném znění i po vzniku Československa v roce 1918 pro Čechy a Moravu a trvalo tři desítky let, než došlo k jeho podstatnějším úpravám vyhláškou vydanou 1. května 1938. Další rybářský zákon č. 62/1952 plnil již požadavky nového politického vedení země. Přestože vnesl mnohé nejasnosti a zmatky (například pečovat o rybářské revíry a rybolov mohly i různé kroužky při odborovém hnutí a osvětové besedě), činnost rybářských organizací pokračovala. Podmínky hospodaření na volných vodách následně upravovaly zákony č. 102/1963 Sb. a zákon č. 99/2004 Sb.

Tato kapitola nám dovolila nahlédnout jen z malé části do bohaté historie rybářství ve volných vodách a seznámit se s jeho významem pro potřeby člověka. V každém světadíle, v každém určitém regionu se s přítomnou řekou nebo jezerem v minulosti vytvářely specifické podmínky pro život ryb a jejich využití rybolovem. Měly však vždy společného jmenovatele. Ryby sloužily jako významný zdroj výživy tam žijících lidí, k udržení života často v obdobích, když se jiné potraviny nedostávalo. Dodnes se o tom můžeme přesvědčit na mnohých místech v Africe nebo Asii.

LITERATURA

- Andreska, Jan, 2010. Losos labský v historických záznamech a současnosti I. *Živa* 58 (4): 178–182
- Andreska, Jan, 2010. Losos labský v historických záznamech a současnosti II. *Živa* 58 (6): 276–279.
- Andreska, Jiří, 1972. Lidové nástroje říčního rybářství. Vědecké práce Zemědělského muzea 12: 175–260.
- Andreska, Jiří, 1975. O původu candáta obecného v našich zemích. *Rybářství* 6: 142.
- Andreska, Jiří, 1987. *Rybářství a jeho tradice*. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 198 s.
- Andreska, Jiří, 1997. *Lesk a sláva českého rybářství*. Nuga, Pacov, 166 s.
- Balon, E., 1966. *Ryby Slovenska*. Obzor, Bratislava, 413 s.
- Balon, E., 1974. Domestication of the Carp, *Cyprinus carpio*. Royal Ontario Museum, Life Sciences, USA, 37 pp.
- Baruš, V., Oliva, O., 1995. Mihulovci *Petromyzontes* a ryby *Osteichthyes*. 1. Akademia, Praha, 624 s.
- Berka, R., 2008. Historický obraz ryb ve folkloru, svátcích a postech. *Rybářství* 4: 2.
- Brandt, A., 1964. *Fish Catching Methods of the World*. Fishing News (Books), Ltd. London, UK, 191 pp.
- Bubeníček, J., 1898. O rybách a jejich chytání. Tiskem i nákladem Edvarda Beauforta, Praha, 206 s.
- Bucek, J.L., 1879. *Rybářský sport (chytání ryb na udici a návod ku lovení a hypnotyzování raků)*. Jan Kotík, Praha.
- Dyk, V., 1946. *Naše ryby*. 2. vydání. Promberger, Olomouc, 386 s.
- Dyk, V., Podubský, V., Štědronský, E., 1956. *Základy našeho rybářství*. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 521 s.
- Flasar, M., Flasarová, I., 1974. K historii a lovu lososa obecného (*Salmo salar*) v severních Čechách. *Živa* 22 (5): 189–191.
- Frič, A., 1893. Losos labský, biologická a anatomická studie. Nákladem vlastním u F. Řivnáče, Praha, 105 s.
- Fülner, G., Pfeifer, M., Zarske, A., 2005. *Atlas der Fische Sachsens*. Freistaat Sachsen, Germany, 351 pp.
- Goldschmidt, T., Witte, F., Wanink, J., 1993. Cascading effects of the introduced Nile perch on the detritivorous/phytoplanktivorous species in the sublittoral areas of Lake Victoria. *Conservation Biology* 7: 686–700.
- Hanel, L., Plesník, J., Andreska, J., Novák, J., Plíštil, J., 2011. Alien invasive fishes in European waters. *Bulletin Lampetra* VII: 148–185.
- Hanzák, J., Felix, J., Frank, S., Vostradovský, J., 1969. Pláštěnci, bezlebeční, ryby, obojživelníci a plazi. *Světlem zvířat* 4. Albatros, Praha, 605 s.
- Krupauer, V., Vostradovský, J., 1966. Ekonomické aspekty vývoje hospodaření na údolních nádržích Lipno, Orlík, Jesenice. *Bulletin VÚRH Vodňany* 3: 1–23.
- Lelek, A., Bushe, G., 1992. *Fische des Rheins*. Springer Verlag, Berlin, 214 pp.
- Litwin, J., 1991. Z badan nad skutnictwem ludowym Kaszubów. *Studia nad rybolowstwem w Polsce. Rozprawy*. Uniwersytet Mikolaja Kopernika, Torun: 69–84.
- Maar, A., Mortimer, M.A.E., Ligen, V., 1966. *Fish culture in Central East Africa*. FAO Fisheries Series, Rome (20).
- Majský, J., 2011. Monoxyly – vydlabané čluny z jednoho dřeva (kmene). *Rybářství* 8: 78–79.
- Markus, A., Pilnáček, J., 1933. Znamení a znaky nešlechticů. Zvláštní otisk. Edice Pramínek. Svz. 4.
- Norman, J.R., Greenwood, P.H., 1963. *A History of Fishes*. Ernest Benn Limited, London, UK, 398 pp.
- Perevoznikov, M.A., Burmakina, J.V., 1979. *Trudy Gosniorch*. Vypusk 146: 5–12.
- Podubský, V., Štědronský, E., 1967. *Pstruhařství a umělý chov ryb*. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 250 s.

- Rass, T.S., 1971. Žizň životnych. Ryby. Svz. 4, část 1: 353–355.
- Rychecký, F., 1966. Hospodářské lovy na Labi v minulosti a nyní. Rybářství 1: 12.
- Spurný, P., Mareš J., Víttek, T., 2010. Zhodnocení úrovně zajišťování výkonu rybářského práva rybářskými svazy ČR v letech 2000–2009. Oddělení rybářství a hydrobiologie MU, Brno, 77 s.
- Sýkorová, Z., Berka, R., Štípek, J., Brož, O., Vostradovský, J., 2007. Historie sportovního rybolovu v České republice. Rada ČRS, Praha, 24 s.
- Šedivý, J., 1956. Hospodaření na nejstarší ÚN Jordánu. Jednota rybářů.
- Vasiliu, D., Manea, G.I., 1987. Istoria ihtiologiei Romanesti. Bulletin de certcetari piscicole. Supliment 1. Bucuresti, Romania, 332 pp.
- Vostradovský, J., 1984. Fishery investigations on Cahora Bassa Reservoir. FAO Document 11: 1–24.
- Vostradovský, J., 1986. On the ichthyofauna and possibilities of fishery utilization of the Cahora Bassa reservoir on the Zambezi river (1983–1984 period). Práce VÚRH Vodňany 15: 3–20.
- Welcomme, R.L., 1988. International introductions of inland aquatic species. FAO F.T.P., Rome 294, Italy, 318 pp.

VOLNÉ VODY A JEJICH CHARAKTERISTIKA

*J. Kubečka, P. Horký, M. Prchalová, J. Peterka,
P. Jůza, D. Boukal, O. Slavík*



VOLNÉ VODY A JEJICH CHARAKTERISTIKA

J. Kubečka, P. Horký, M. Prchalová, J. Peterka, P. Jůza, D. Boukal, O. Slavík

3.1. Základní rozdělení volných vod (J. Kubečka)

3.1.1. Vody tekoucí

Tekoucími vodami rozumíme takové, jimiž ve většině jejich příčného profilu protéká měřitelný jednosměrný proud daný zemskou gravitací (nikoliv způsobený třeba větrem). Pokud jsou v tekoucí vodě přítomny planktonní organizmy, je drtivá většina z nich unášena proudem níže po toku. Tekoucí vody se od většiny stojatých vod liší také tím, že většina živočišné produkce nemusí pocházet přímo z toku, ale podstatný podíl tvoří přísun z okolních terestrických systémů, například hmyz spadlý na hladinu.

Pokud tok pramení v dostatečně vysoké nadmořské výšce, vytváří se na jeho podélném profilu **gradient** hydrologických, fyzikálních i ekologických podmínek, kterému odpovídají i místní společenstva organismů. Typické úseky na podélném profilu bývají vymezeny podle nejtýpějších rybích druhů jako tzv. **rybí pásma**. Pojetí rybích pásem pochází od významného badatele 19. století A. Friče (1888) a postupně se ustálilo na pěti nejtýpějších pásmech (tab. 3.1.1.). Pojetí rybích pásem je nutno vnímat jako pokus o zevšeobecnění zákonitostí panujících v složitém systému říčního kontinua a existuje mnoho příkladů, kde toto pojetí nelze aplikovat (viz kapitola 3.2.). Rovněž definování přesných hranic pásem je problematické. Přesto lze většinu tekoucích vod jednotlivým pásmům přiřadit a rozdělení pásem poměrně dobře odráží i dělení na pstruhové a mimopstruhové revíry. **Pstruhová a lipanová pásma** spadají obvykle do pstruhových revírů. Mimopstruhové revíry na tekoucích vodách u nás obvykle zahrnují **parmové a cejnové** pásmo. **Pásmo ježdíka a platýse** je charakteristické pro ústí řek do moře. Jsou to velmi zajímavé úseky, kde se sladkovodní fauna setkává s rozmanitými druhy brakických vod, slanost, výška hladiny a proudové poměry jsou do značné míry ovlivněny mořským dmutím (přílivem a odlivem) a kudy procházejí diadromní ryby během třecí migrace mezi mořem a sladkými vodami. Voda v těchto partiích bývá zejména ve velkých tocích velmi znečištěná a často velmi zakalená kvůli slapovým jevům (příliv a odliv). Na našem území se tyto systémy nevyskytují.

Tab. 3.1.1. Vybrané vlastnosti rybích pásem

Pásmo	Pstruhové	Lipanové	Parmové	Cejnové	Ježdíka/platýse
Charakter toku	bystřina, potok	říčka	řeka	řeka	řeka až veletok
Dno	kamenité	kamenité, štěrkovité	kamenité, štěrkovité	štěrkovité, písčité, bahnité	převážně písčité, bahnité
Spád (%)	přes 0,4	0,1–0,2	0,03–0,15	pod 0,08	pod 0,05
Proud	velmi rychlý	rychlý	rychlý	výrazně zpomalený	závislý na přílivu a odlivu
Max. teplota (°C)	12–18	18–20	18–22	20–25	22–30
Charakteristické druhy ryb a mihulovců	pstruh potoční a duhový, vranka, siven, mihule	lipan, ouklejka, střevle	parma, ostroretka, podoustev, hlavatka	cejn, sumec, candát, cejnek, ježdík	druhy cejnového pásma a brakických vod (cípál, platýs, ježdík, hlaváč, koljuška)

Pstruhové pásmo představuje nejvýše položené partie od pramene po prvních 3–5 soutoků s potoky přibližně stejné velikosti (řád toku obvykle 1–3, v horských oblastech i vyšší, viz kapitola 3.2.). Jsou to obvykle oblasti s nejvyšším spádem, nejčistší, s nejvyšším obsahem rozpuštěného kyslíku a nejnižší teplotou (obr. 3.1.1.). Charakter a rozsah pstruhového pásma závisí na nadmořské výšce, nejnepříčetněji je vytvořeno nad úrovní 500 m nad mořem. V nížinných oblastech nemusí být vytvořeno ani v tocích prvního řádu (v pramenných tocích). Typické pstruhové toky jsou u nás do 10 m šířky a většina plochy toku je za normálního stavu mělčí než 0,5 m. Charakter toku bývá na mnoha místech výrazně pozměněn budováním příčných překážek, jezů různé výšky. Nízké stupně mohou diverzifikovat tok a vytvářet pro ryby nová stanoviště, zatímco u větších jezů převažují negativní vlivy zejména ztížením nebo zamezením migrace. Velkým problémem malých toků mohou být výkyvy průtoku, které se bohužel v posledních letech v důsledku klimatických změn stupňují. Velké průtoky (povodně) snášejí oživení toku obvykle snáze než průtoky minimální, kdy se silně zmenšuje životní prostor a zejména v létě stoupají teploty. Nepříznivý vliv extrémních průtoků bývá posilován zejména v regulovaných, narovnaných tocích.



Obr. 3.1.1. Pstruhové pásmo – Vydra pod Antýglem (Foto: J. Kolářová).

Hlavním potravním zdrojem pro ryby bývá hmyz, jeho larvy (jepice, chrostíci, pošvatky, muchničky, pakomáři) nebo náletový hmyz. Rostlinstvo je představováno především nárostovými řasami případně zdrojkou (*Fontinalis*). Druhové společenstvo ryb je obvykle chudé, velmi typickými druhy jsou pstruh obecný a vranka. Množství ryb může být velmi různorodé, chudé horské toky mívají maximálně stovky kusů a desítky kg ryb na hektar, bohaté podhorské a vysočinné potoky mohou mít množství ryb o řád vyšší.

Lipanové pásmo se vyskytuje v podhorských oblastech, kde spád koryta výrazně poklesne. Tok bývá širší než 8 m a je charakterizován nehlubokými táhlými proudy s převahou laminárního proudění (obr. 3.1.2.). Proudění mohou být střídány nepříliš hlubokými tůňkami, kde lze najít též řadu druhů charakteristických pro níže situovaná pásma. Typické lipanové úseky lze najít na Vltavě kolem Volar, na řekách v Podbeskydích a na Českomoravské vrchovině v nadmořské výšce 400 a 600 m. Podobně jako v případě následujícího pásma parmového, padla řada lipanových úseků za obět stavbě jezů a přehrad. Struktura stanovišť bývá poměrně pestrá (proudění i chráněnější úseky se sedimentací menších částic), čemuž odpovídá zvýšený počet druhů živočichů a rostlin. Vyskytují se tu stejné skupiny hmyzu jako v pásmu pstruhovém. V klidnějších partiích rostou trsy zdrojky, lakušníku nebo hvězdoše. Kromě nejcharakterističtějších druhů ryb uvedených v tab. 3.1.1. sdílí lipanové pásmo řadu druhů s pásmem pstruhovým i parmovým. Rozhodně zde však převažují proudomilné druhy, zejména tzv. praví reofilové (reofilové typu A, viz Schiemer a Waidbacher, 1992; přehled ekologických skupin podává kapitola 3.2.). Početnost ryb se obvykle počítá v tisících jedinců na hektar, biomasa ve stovkách kg.



Obr. 3.1.2. Lipanové pásmo na řece Malší (foto: FISHECU).

Parmové pásmo bylo na našem území původně poměrně hojné, většina úseků ale padla za obětí výstavbě jezů a údolních nádrží, jež vedly k fragmentaci toků (Lusk, 1995). Jezy výrazně zkomplikovaly migrační průchodnost a vytvořily často několikakilometrové úseky odpovídající pásmu cejnovému. Využití energie spádu toku a protipovodňová prevence šla na mnoha tocích dokonce tak daleko, že jednotlivá jezová vzdutí na sebe navazují. Pod jezem začíná vzdutí hladiny jezu níže položeného a proudné úseky prakticky zmizely. Ještě větší pohromou pro parmové toky byly údolní nádrže, které zastavily migraci v profilu hráze úplně, změnilo často i desítky kilometrů toku na stojatou vodu, a navíc změnilo proudové nebo i teplotní poměry v dlouhých úsecích pod nádrží.

Typická parmová pásma se nacházela v nížinách a geologicky starých hlubokých údolích většiny našich větších řek. Jako současné příklady mohou sloužit úseky Berounky pod Plzní, Otavy pod Pískem, Labe pod Střekovem, Bečvy pod Valašským Meziříčím apod. (obr. 3.1.3.). Typické parmové úseky se vyznačují táhlými proudy s hloubkou přes 1 m. Vzhledem k vysoké rychlosti proudu (přes $0,5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) a drsnosti dna má velká část proudění turbulentní charakter s četnými víry a zpětnými proudy. Obsah živin a organických látek bývá zejména díky splachům z povodí a odpadním vodám podstatně vyšší než ve pstruhových revírech. Z toho pramení vyšší produktivita rostlinstva i bezobratlých a následně vyšší hustoty a biomasy ryb, které mohou dosahovat mnoha tisíců kusů a mnoha set kg na hektar plochy.

Rostlinstvo parmových úseků bývá tvořeno rozsivkami, zelenými řasami a trsy vyšších rostlin (nejčastěji lakušníku). Společenstvo bentosu bývá bohaté a zahrnuje zejména larvy jepic, chrostíky, pakomáry a měkkýše. Nejtypičtější druhy parmového pásma jsou podobně jako v lipanovém pásmu praví reofilové. Hlavní charakteristické druhy jsou uvedeny v tab. 3.1.1. Patří mezi ně parma obecná, ostroretka stěhovavá, podoustev říční a v dunajském povodí mimo naše území i hlavatka podunajská. Vedle nich jsou v parmových úsecích běžné reofilní druhy s širokou valencí a rozšířením, které přesahují do sousedních rybích pásem (jelci, hrouzci, mník, bolen), a v příbřeží i některé druhy eurytopní (plotice obecná, okoun říční, štika obecná).



Obr. 3.1.3. *Parmové pásmo na řece Bečvě (foto: FISHECU).*

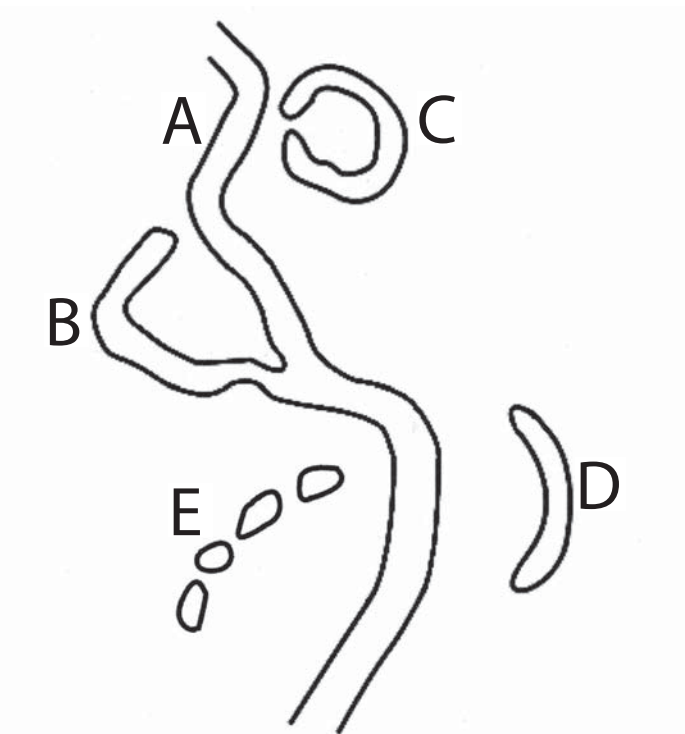
Cejnové pásmo. Cejnové úseky nebyly před regulací toků na našem území zdaleka tak hojné jako dnes, kdy představují nejběžnější typ říčního pásma. Výstavbou řady příčných staveb vznikly cejnové úseky i na vodách s lipanovým či parmovým charakterem (viz výše). Cejnové úseky se nacházejí buďto v úsecích s malým spádem dna nebo v úsecích nadržných jezem (obr. 3.1.4.). Proudění je pomalejší a na dně je často usazen i jemnější sedimentovaný materiál, který je průběžně snášen proudem z výše položených pásem toku, naopak k většímu odnosu sedimentů dochází jen za povodní. Zpomalené proudění, větší hloubka a hladší dno se sedimenty předurčují výrazný podíl jednosměrného laminárního proudění. Množství živin je s rostoucím povodím toku vyšší a na většině toků lze vysledovat i známky znečištění (vysoký podíl organických, často cizorodých látek, zákal, silné bakteriální nárosty, suboptimální nasycení kyslíkem). Pokud nížinný tok není přetížen odpadními vodami, bují ve vodě velké množství planktonních i přisedlých řas, v mělkých partiích pestré vodní a obojživelné rostlinstvo a v bentosu převažují larvy pakomárů, nitěnky, pijavky, měkkýši a larvy jepic a chrostíků. Primární produkce, zejména fytoplankton, může za slunečných dnů způsobovat i přesycení vody kyslíkem. Teplota vody v cejnovém pásmu dosahuje vyšších hodnot a proudění je slabší, takže zde proudomilné druhy ustupují druhům eurypním, které pro svou nevybíravost k proudovým podmínkám představují přechod mezi druhy reofilními a limnofilními (druhy stojatých vod, zejména hořavka duhová, karas obecný, lín obecný, perlín ostrobřichý, piskoř pruhovaný a slunka obecná, viz kapitola 3.2.). Typickými druhy jsou cejn velký, sumec velký, candát obecný, cejnek malý, ježdík obecný, plotice obecná, ouklej obecná, štika obecná, karas stříbřitý a okoun říční. Mohou se zde navíc vyskytovat jak přizpůsobiví reofilové (jelci, mník, bolen, hrouzci), tak i limnofilní druhy, a tak bývá počet druhů a pestrost v cejnovém pásmu vysoká. Vody cejnového pásma jsou hluboké a v hlubších částech nejsou broditelné ani snadno vzorkovatelné elektrickým agregátem. Proto o počtech a biomasách ryb v těchto vodách existuje jen málo spolehlivých informací, z nichž lze usoudit, že početnosti zde mohou dosahovat až desítek tisíc kusů a biomasa se obvykle pohybuje ve stovkách kilogramů na hektar plochy (Pivnička, 1994).



Obr. 3.1.4. Cejnové pásmo na Labi pod Lovosicemi (foto: FISHECU).

3.1.2. Stojaté vody vytvořené geologickou činností řek (říční tůně)

Toky lipanového, parmového a cejnového pásma tečou obvykle v širších údolích, kde je dostatek prostoru pro vznik údolní nivy. Ta je zatápěna v době povodní a říční koryto zde v případě, že není omezeno stavbou hrází a dalších protipovodňových opatření, navíc průběžně mění svou pozici vymíláním a sedimentací materiálu. Vedle hlavního toku (**eupotamon**), který se též může větvit a vytvářet ostrovy, vznikají slepá ramena, která jsou zaslepena na jednom, obvykle horním konci (**parapotamon**) nebo na obou koncích (**paleopotamon**) (obr. 3.1.5.). Paleopotamony, též **stará či mrtvá ramena a tůně**, jsou po většinu doby od řeky odděleny a vyvíjí se v nich specifická rybí obsádka, která bývá kombinací limnofilní a eurytopní fauny. Zároveň bývají stará ramena velmi významným zdrojem biodiverzity s řadou dalších živočichů a vodních rostlin z kategorie ohrožených a vzácných druhů. Některé místní rybářské organizace s většími tůněmi hospodaří jako se specifickými podrevíry a je správné uplatňovat při hospodaření vedle maximalizace úlovku i ekologická hlediska. Hlavní hospodářskou rybou bývá kapr, významné místo v nich ale má také lín, štika a okoun. Slepá ramena vznikají také činností člověka. Uměle vzniklo velké množství tzv. odstavných jezer při regulačním napřimování toků v 19. – 20. století. Při necitlivě provedených regulacích se ale další tvorba říčních ramen zastaví a existující odstavná ramena se bez propojení s hlavním tokem pomalu zazemňují a mizí bez náhrady. Snižuje se tak výměra potenciálně zajímavých revírů, nemluvě o tom, že mnohé limnofilní druhy ryb se dostávají do kategorie ohrožených.



Obr. 3.1.5. Schéma systému říčních ramen. A – hlavní tok, eupotamon, B – slepé rameno, parapotamon, C, D, E – mrtvá ramena typu paleopotamon (C s velkou pravděpodobností odstavné rameno vzniklé umělým průřezem říčního meandru, E velmi staré rameno, které se rozpadlo na systém menších tůň ohrožených zazemněním) (schéma: J. Kubečka).

Stará ramena a tůně ale nemusí být vždy od hlavního toku zcela izolována. Při zvýšení průtoku zejména v jarních měsících a také při povodních může docházet k jejich zatopení říční vodou. Utváření charakteristického tůňového společenstva je pak přerušeno odplutím části domácích ryb a imigrací především ryb říčních, z nichž některé mohou po poklesu hladiny zůstat ve starém ramenu uvězněny. Zvyšuje se tak druhová pestrost přítomné obsádky. Pravidelně zaplavovaná stará ramena jsou též významnými zdroji odrostlého plůdku pro říční tok. Tůně různě vzdálené od hlavního toku se zatápějí různě často a tak v dobře vytvořené říční nivě (u velkých toků se v takovém případě mluví i o vnitrozemské deltě) najdeme řekou často zatápěné tůně s hojným a pestrým společenstvem vedle ramen zatápěných jen výjimečně. Tato ramena jsou zároveň méně produktivní (záplava obvykle přináší živiny) a limnofilní druhy zde dominují. Metlou neprůtočných starých ramen v lužním lese bývají kyslíkové deficity, zejména přes zimu. Ty nahrávají limnofilním rybám, které jsou k nízkým koncentracím kyslíku méně citlivé. Extrémním případem jsou tzv. karasí tůně, kde klesá kyslík v zimě pod ledem na nulové hodnoty, což je díky anaerobnímu metabolismu schopen přežít pouze karas obecný.

Charakteristickým znakem slepých ramen je rovněž velké množství vegetace a úkrytů, což využívají fytofilní ryby (druhy vytírající se na rostliny). Z nich zde mívá mimořádnou pozici štika obecná, která je obvykle hlavním dravcem a v některých tůních může její predační tlak určovat poměry ve společenstvu. Dobře popsáný je případ Kurfürstova ramene řeky Moravy u Olomouce, což je parapotamon, který díky velkému podílu štiky ve společenstvu funguje jako past na přimigrovavší ryby (Hohausová, 2000). Tůně v dobře fungujících nivách bývají dobrými štikovými revíry. Pokud je však odlov dravých ryb příliš silný, má rybí obsádka takovýchto tůní velký sklon k přemnožení drobných planktonožravých druhů (plotice, slunka, hořavka, cejn, cejnek, perlín), které vyžerou bezobratlé, zakrsnou a znemožní uspokojivé přírůsteky nedravých ušlechtilých ryb (polabské tůně s biomasou přesahující 1 000 kg·ha⁻¹, Oliva, 1957).

3.1.3. Odvodňovací a závlahové kanály

Kanály bývají buďto zcela umělé toky anebo pozměněné nížinné potoky, obvykle s pomalým proudem. Odpovídají tak spíše tokům cejnového pásma a za sucha mohou připomínat stojaté vody. Vyskytují se zejména v nížinách a jsou obvykle vysoce produktivní s velkým množstvím makrofyt, což předurčuje dobré podmínky pro rozmnožování a přežívání plůdku. Bývají zarybňovány amurem, aby se rozvoji makrofyt bránilo. Množství, biomasa a druhová pestrost ryb bývá vysoká a zejména větší kanály představují velmi zajímavé revíry. Více informací podává Adámek a kol. (1995).

3.1.4. Stojaté vody

Společným znakem stojatých vod je absence měřitelného proudu toku ve většině profilu a obvykle i rozvinuté společenstvo fytoplanktonu a zooplanktonu ve volné vodě. Většina planktonní produkce bývá vytvořena i využita ve vodním útvaru samotném a neodtéká po proudu jako v tekoucích vodách. Řada vod řazených mezi stojaté vznikla přehrazením původních vod tekoucích (údolní nádrže). Podobně jako původní tok mohou mít údolní nádrže podlouhly tvar (tzv. korytovité nádrže). Z tohoto hlediska lze odlišit velký jez na řece (voda tekoucí) od malé údolní nádrže (voda stojatá) spíše formálně. Jako hranice se obvykle používá teoretická doba zdržení vody delší než 3 dny, kdy bývá zejména za letních průtoků proudění slabě patrné (Hejzlar, 2006). Stojaté vody vytvořené na tocích (nádrže, rybníky) mají prakticky vždy nějaký typ hráze s gravitačním odtokem (výpustí) a jsou většinou alespoň teoreticky vypustitelné. Existují i stojaté vody bez viditelného odtoku, kam u nás patří zejména jámy po těžbě nerostů, které obvykle nelze vypustit (označují se jako jezera). O složení a vývoji rybích obsádek nádrží a jezer pojednává samostatná kapitola 3.5.

LITERATURA

- Adámek, Z., Vostradovský, J., Dubský, K., Nováček, J., Hartvich, P., 1995. Rybářství ve volných vodách. Victoria Publishing, Praha, 205 s.
- Frič, A., 1888. Rybářská mapa království českého. Fr. Řivnáč, Praha.
- Hejzlar, J., 2006. Rámcová směrnice vodní politiky EU a kvalita vody v nádržích. Vodní hospodářství 6: 190–193.
- Hohausová, E., 2000. Exchange rate and small scale movements of fish between a river and its backwater. Archiv für Hydrobiologie 147: 485–504.
- Lusk, S., 1995. Development and status of populations of *Barbus barbus* in the waters of the Czech Republic. Folia Zoologica 45 (Suppl. 1): 39–46.
- Oliva, O., 1957. Biologická studie o rybách středního Polabí. Kandidátská práce, PŘF UK Praha.
- Pivnička, K., 1994. The abundance, biomass and yield of fish in the Labe and Danube Basins – a comparison with the other waters. Acta Universitatis Carolinae, Environmentalica 6 (1992): 39–61.
- Schiemer, S., Waidbacher, H., 1992. Strategies for conservation of a Danubian fish fauna. In Boon, P.J., Calow, P., Petts, G.E. (Eds), River conservation and management. Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK, pp. 363–382.

3.2. Společenstva ryb ve volných vodách (P. Horký)

3.2.1. Variabilita společenstev ryb

Společenstva ryb lze považovat za otevřené systémy, jejichž složení je možné s určitou mírou nejistoty charakterizovat pomocí abiotických parametrů prostředí. Míra nejistoty, stejně jako význam jednotlivých faktorů ovlivňujících složení společenstva, jsou závislé na podrobnosti prostorové úrovně hodnocení (Brown a Maurer, 1989). Obecně jsou uznávány tři úrovně hodnocení složení společenstev. Lokální, která hodnotí variabilitu v rámci lokality, regionální, která porovnává lokality v jednom regionu a geografická hodnotící regiony mezi sebou.

Nejvyšší míra nejistoty a variability společenstva je na lokální úrovni (Winemiller, 1996), kde působí biotické faktory jako je kompetice (Grossman, 1982) nebo interakce mezi predátorem a jeho kořistí (Moyle a Vondracek, 1985) a abiotické faktory jako průtok (Schlosser, 1985) nebo různorodost prostředí (Gorman a Karr, 1978). O tom, zda mají na složení společenstva na lokální úrovni větší vliv abiotické nebo biotické parametry rozhoduje míra variability prostředí. V nestabilním a často se měnícím prostředí (např. v důsledku častého kolísání průtoku) hrají rozhodující roli abiotické parametry (Capone a Kushlan, 1991), zatímco v relativně stabilním prostředí je společenstvo více utvářeno na základě biotických faktorů, jako je kompetice atp. (Ross a kol., 1985).

Z regionálního hlediska ovlivňují složení společenstva ryb zejména abiotické parametry popisující podélný gradient a velikost toku, jako je řád toku, vzdálenost od pramene nebo plocha povodí (např. Kuehne, 1962; Hughes a Omernik, 1983). V podélném gradientu se mění kvalitativní i kvantitativní složení společenstev ryb. V pramenných oblastech jsou tak společenstva tvořena zejména z hmyzožravých druhů, zatímco v nižších částech toku dominují druhy všežravé a rybožravé (Oberdorff a kol., 1993). Obdobně se mění i druhová pestrost, která v podélném gradientu vzrůstá (Mastrorillo a kol., 1998). Zásadní roli v tomto procesu hraje množství dostupné energie v toku a heterogenita prostředí (Vannote a kol., 1980; Guégan a kol., 1998).

Složení společenstva ryb je z geografického hlediska ovlivněno zejména faktory, jako jsou klima, kontinent, zeměpisná šířka, speciace a rozšíření v důsledku geografických bariér souvisejících s vývojem zemského reliéfu během doby ledové (Hughes a kol., 1987, Oberdorff a kol., 1997).

Faktory působící na regionální a geografické úrovni mají na složení společenstev ryb rozhodující vliv převyšující efekt faktorů působících na lokální úrovni (Tonn a kol., 1990). Pro účely typologie, která pracuje s regionálním a geografickým pohledem tak lze uvažovat vliv lokálních faktorů jako konstantní. Nicméně to neznamená, že je působení lokálních faktorů na variabilitu společenstev obecně zanedbatelné. Lokální variabilitu při monitoringu stavu populace je vhodné snížit například opakovaným vzorkováním stejných lokalit a podobně.

3.2.2. Hypotézy vysvětlující variabilitu ve složení společenstev

Za účelem vysvětlení variability společenstev na různých úrovních bylo vysloveno poměrně velké množství předpokladů, které lze shrnout do tří hlavních hypotéz. První pracuje se vztahem mezi druhovou variabilitou a plochou a říká, že druhová pestrost vzrůstá s velikostí plochy (Preston, 1962). Druhá, tzv. historická hypotéza, vysvětluje vývoj druhové pestrosti zejména na základě rekolonizace ekosystémů po době ledové (Whittaker, 1977). Třetí se zabývá vstupem energie do systému a říká, že druhová pestrost vzrůstá s dostupností energie (Wright, 1983).

Vysvětlení druhové pestrosti pomocí plochy lze ve vodním prostředí chápat z pohledu tzv. teorie ostrovů. Ryby se nemohou šířit přes terestrické překážky. Řeky a zejména jednotlivá povodí tak lze

chápat v přeneseném významu jako ostrovy, protože mezi nimi neexistuje žádné přímé propojení. Počet druhů nacházejících se na ostrově je tak z pohledu této teorie uvažován jako výsledek dynamické rovnováhy mezi imigrací a vymíráním závislémi na izolaci ostrova a jeho velikosti (MacArthur a Wilson, 1963, 1967). Autoři předpokládají, že míra imigrace klesá se vzdáleností jednotlivých ostrovů a pravděpodobnost vymírání druhů klesá s velikostí ostrova, protože na velkém ostrově je pravděpodobnost výskytu větších populací. Druhovná pestrost společenstev ryb byla opakovaně prokázána jako závislá na různých parametrech popisujících velikost toku (např. velikost povodí, řád toku atp.; Hugueny, 1989; Oberdorff a kol., 1995) a souhlasí tak se základním principem teorie ostrovů (MacArthur a Wilson 1963, 1967).

Vliv historických faktorů na současné složení a druhovou pestrost společenstev ryb je ve srovnání se spolupůsobícími ekologickými faktory minimální (Oberdorff a kol., 1997). Přesto lze určitý vliv historických faktorů na druhovou pestrost v geografickém měřítku zaznamenat. Například vliv rozsahu zeměpisné šířky, kterou řeka protéká, souvisí s vyhledáváním úkrytů během zalednění v pleistocénu. Ryby měly větší šanci najít vhodný úkryt před postupující glaciací v řekách tekoucích od severu k jihu, než v řekách tekoucích převážně od východu k západu (Moyle a Herbold, 1987; Matthews a Zimmermann, 1990). Obdobně lze definovat i vztah mezi druhovou pestrostí a speciací mezi dvěma kontinenty (Oberdorff a kol., 1997).

Vliv dostupnosti energie na druhovou pestrost byl dlouhou dobu uvažován pouze ve smyslu, že dostatek energie snižuje pravděpodobnost vyhynutí (Turner, 1992), a nebyl mu přikládán velký význam (Oberdorff a kol., 1997). Zvrat v uvažování/hodnocení nastal s rozvojem využití nových analytických neparametrických technik, tzv. neuronových sítí. Pomocí neuronových sítí bylo vysvětleno přes devadesát procent variability druhové pestrosti ryb v globálním měřítku právě na základě dostupnosti energie a heterogenity prostředí (Guégan a kol., 1998). V současnosti tak lze původní Wrightovu (1983) hypotézu o vlivu dostupnosti energie na složení společenstev považovat jako klíčovou.

3.2.3. Parametry vhodné pro typologii společenstev ryb v ČR

Jak vyplývá z předchozího textu, tak je do typologie důležité zahrnout proměnné působící na regionální a geografické úrovni a zároveň vysvětlení variability společenstev ryb na základě všech tří uváděných hypotéz. Důvodem zohlednění všech tří hypotéz je skutečnost, že i když je třetí energetická hypotéza považována za nejpřesnější, nelze opomenout ani hypotézy ostatní vysvětlující zbytkovou variabilitu společenstev.

Pokud budeme při vyjmenovávání vhodných parametrů postupovat od nejhrubšího k jemnému členění, lze začít s parametry působícími na geografické úrovni. Vzhledem k velikosti ČR není smysluplné zařadit faktory jako je klima, kontinent nebo zeměpisná šířka. Na druhou stranu se jako vhodný faktor působící na geografické úrovni jeví úmoří, které vyčleňuje povodí Labe, Odry a Dunaje. Vhodnost tohoto parametru spočívá především v odlišnosti povodí Dunaje, které je považováno jako jedno z hlavních refugií rybní fauny v Evropě během zalednění v pleistocénu a je tak druhově bohatší než povodí ostatní (např. Banarescu, 1989; Tonn a kol., 1990; Wootton, 1991). Parametr úmoří tak zahrnuje i vliv tzv. historické hypotézy.

Z parametrů působících na regionální úrovni lze jako nejvýznamnější uvést ty, které jsou v podstatě zástupné pro dostupnost energie v prostředí. Jako vhodný se jeví souhrnný parametr nadmožské výšky, který v sobě zahrnuje i další parametry ovlivňující úživnost prostředí, jako jsou teplota, vegetace a s nimi související primární produkce v toku. Dalším parametrem shrnujícím mimo dostupnost energie v toku i jeho velikost je podélný gradient (tzv. *River Continuum Concept*; Vannote a kol., 1980) vyjádřený pomocí řádu toku (Horton, 1945; Strahler, 1952). Řád toku se vzhledem ke svému charakteru pro kategorizaci

jeví jako vhodný parametr, i když má určitá omezení (Penczak a Mann, 1990). Jeho vhodnost k vysvětlení změn společenstev je dle výše citovaných autorů závislá na tom, jak dobře řád toku vyjadřuje zejména velikost, gradient a diverzitu toku. V extrémních případech tak může dojít k chybné klasifikaci. V rámci ČR lze na tento fenomén narazit např. v některých oblastech Šumavy, kde díky velkému množství pramenů dochází k rychlé tvorbě toků vyšších řádů, které svým charakterem nemusí odpovídat tokům stejných řádů ve zbytku ČR. I přes tyto nedostatky lze řád toku celkově vyhodnotit jako parametr, který je pro typologii vhodný.

Mezi další parametry, vhodné pro typologii společenstev ryb, lze zařadit spád toku, který stanovuje vhodnost prostředí pro typické druhy ryb shrnuté do tzv. ekologických skupin (Schiemer a Waidbacher, 1992) a jejich vzájemný poměr. Důležité jsou rovněž kyslíkové a teplotní poměry určující fyziologické hranice výskytu senzitivních druhů, například pstruha obecného *Salmo trutta morpha fario*, L. (Reichenbach-Klinke, 1976).

3.2.4. Typická společenstva ryb

S ohledem k působení faktorů na lokální úrovni a přirozené variabilitě nelze stanovit typické společenstvo ryb ve volných vodách s absolutní jistotou. Nicméně vzhledem k tomu, že regionální a geografické faktory mají na složení společenstev ryb rozhodující vliv (Tonn a kol., 1990), lze ustanovit určitý funkční rámec, podle kterého lze složení společenstva na daném typu toku odhadnout.

V minulosti se jako jeden z prvních typizací společenstev ryb v podélném profilu zabýval profesor Frič (1872), který stanovil v podmínkách ČR základní rybí pásma. Myšlenku zonace rybních společenstev do tzv. pásem posléze rozpracovala řada autorů; pro Evropu např. Huet (1959), pro jižní Asii Hutchinson (1939) a další. Přestože lze většinu tekoucích vod jednotlivým pásmům přiřadit (viz kapitola 3.1.), postupem času se prokázalo, že zonace společenstev je pro většinu ekosystémů nevhodná a příliš zjednodušující. Uplatnění nachází zejména tam, kde dochází k náhlým změnám podmínek například v důsledku rychlého přechodu z vysokohorských podmínek do nížinných (Rahel a Hubert, 1991). V ostatních případech se uvažuje spíše o kontinuální změně v podélném profilu vycházející z již zmiňovaného tzv. River Continuum Concept (Vannote a kol., 1980). Společenstva ryb v tekoucích vodách by tak v celosvětovém měřítku měla odpovídat spíše kontinuální změně podmínek ekosystému, v kterém se vyskytují, než skokovým změnám mezi definovanými zónami (Zalewski a Naiman, 1985).

Tomu odpovídá i zjištění Blachuty a Witkovského (1990), kteří zaznamenali v Kladské Nise pramenící na česko-polském pomezí postupné změny v různých ukazatelích společenstev ryb. Mimo jiné prokázali, že většina ze 17 zjištěných druhů byla rozšířená v celém podélném profilu a měnilo se pouze jejich poměrné zastoupení. Obdobně byl v ČR prokázán výskyt vranky obecné *Cottus gobio*, na našich největších řekách od vrcholových lokalit (Labe v Debrném, Vltava v Pěkné) až po dolní toky (Labe v Hřensku, Vltava v Zelčíně). Vždy se přitom jednalo o juvenilní jedince dokladující rozmnožování v podmínkách daného toku (Slavík a kol., nepubl. data). Z hlediska odhadu typických společenstev je tak vhodné primárně zvolit spíše obecné než druhové parametry.

V rámci rybních společenstev lze identifikovat druhy ryb s podobnými nároky na životní prostředí a prostředí pro reprodukci. Proto je při klasifikaci složení společenstev vhodné použít dnes již klasické rozdělení na reprodukční (Balon, 1975; tab. 3.2.1. na konci textu) a ekologické skupiny (Schiemer a Waidbacher, 1992; tab. 3.2.2. na konci textu). Reprodukční a ekologické skupiny spolu z velké části „biologicky korelují“. Jinými slovy k určité ekologické skupině preferující pro životní cyklus určitý typ prostředí, lze přiřadit druhy z určité reprodukční skupiny, preferující typický reprodukční substrát a strategii rozmnožování. Z tohoto pohledu tak lze pro zjednodušení tyto skupiny ryb sjednotit na tři základní – reofilní, limnofilní, a eurytopní.

A) Reofilní skupina (RS)

Druhy náležející do RS skupiny se vyskytují v úsecích toků s vyšším spádem (reofilní druhy A, B dle Schiemer a Waidbacher, 1992). RS skupina reprezentuje druhy, které se vytírají nad štěrkovým (litoofilní druhy) a písčítým (psamofilní druhy) substrátem (Balon, 1975). Všechny druhy z psamofilní a litoofilní skupiny jsou tak zároveň podmnožinou RS. Reofilní druhy tvoří majoritu přirozených společenstev ryb v ČR. Vyskytují se v celém podélném profilu toků, pouze se mění poměrné zastoupení jednotlivých druhů. Od pstruha (obr. 3.2.1.), střevle, mníka nebo lipana dominující v tocích nižších řádů, až po parmu, bolena nebo společně se vyskytující všechny tři druhy našich jelců na tocích vyšších řádů.



Obr. 3.2.1. Pstruh obecný (foto: P. Horký).

B) Limnofilní skupina (LS)

Druhy náležející do limnofilní skupiny (Schiemer a Waidbacher, 1992) jako prostředí svého výskytu preferují stojatou vodu záplavové zóny a tůň (slunka, karas, perlín, hořavka, piskoř, lín – obr. 3.2.2.). LS skupina je zároveň reprezentována druhy reprodukční fytofilní skupiny, které se převážně rozmnožují nad rostlinami, případně si staví hnízdo ze zbytků rostlin (ariadnofilní), či jako mezihostitele využívají žábrovou dutinu mlžů (ostrakofilní) (Balon, 1975). Typické prostředí výskytu limnofilních druhů se nachází především ve středních a dolních úsecích toků vyšších řádů (řád toku 7–9 Horton-Strahler).



Obr. 3.2.2. Lín obecný (foto: O. Slavík).

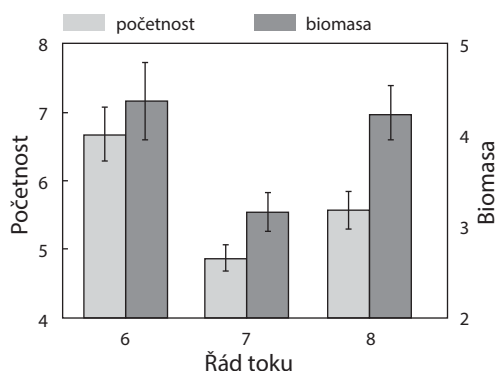
C) Eurytopní skupina (ES)

Druhy náležící do ES pro svůj životní cyklus nepreferují určitý typ toku. Jsou to druhy s širokou ekologickou valencí, tedy nespécializované a odolné vůči změně prostředí (eurytopní druhy dle Schiemer a Waidbacher, 1992). Do této skupiny zároveň většinou náleží druhy bez specifických nároků na třecí substrát tzv. fyto-litofilní skupina (Balon, 1975). Typickým zástupcem ES je např. plotice, okoun, ouklej nebo cejn velký (obr. 3.2.3.). V původních společenstvech horních úseků toků tvoří eurytopní druhy většinou minoritní složku. Jejich přirozené zastoupení však narůstá na tocích vyšších řádů (řád toku 7–9 Horton-Strahler).

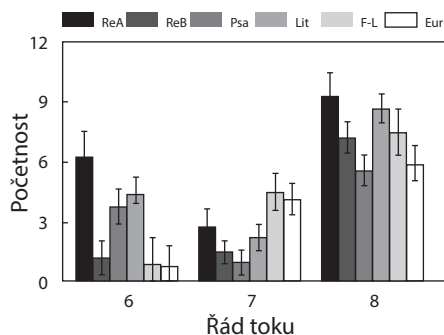


Obr. 3.2.3. Cejn velký (foto: P. Horký).

Ve většině tekoucích vod v ČR ve společenstvu ryb přirozeně dominují reofilní ryby. Jejich zastoupení se s rostoucí velikostí toku snižuje a je doplňováno druhy limnofilními a eurytopními. Uvedené obecné zásady však platí pouze za předpokladu žádného nebo malého narušení antropogenními vlivy. S nárůstem antropogenních vlivů jako je znečištění nebo fragmentace toku příčnými překážkami dochází k významným změnám ve složení společenstev ryb (např. Peňáz a Štouracová, 1991; Stanford a Hauer, 1992; Warren a kol., 2000). Tento fakt dobře demonstrují data z podélného profilu Labe v ČR (Slavík a kol., 2006). V sedmém řádu toku reprezentovaném profily Valy, Lysá a Obříství zde dochází k výraznému snížení biomasy a početnosti (obr. 3.2.4.). Obdobně zde byl zaznamenán významný pokles početnosti druhů preferujících šterkovité a písčité výtěrové substráty (litofilní, psamofilní skupina) a vyšší rychlosti proudění (reofilní skupina; obr. 3.2.5.). Tyto druhy byly nahrazeny skupinami s nízkou ekologickou hodnotou bez specifických nároků na třecí substrát a rychlosti proudění (fytolitofilní, eurytopní). Početnost druhů preferujících původní substráty a vyšší rychlosti proudění opět stoupla až v dolní části českého úseku Labe (úsek Ústí nad Labem – Hřensko), které není výstavbou jezů dosud ovlivněno. Lze předpokládat, že změny jsou způsobené negativním vlivem antropogenních faktorů, které pozměňují charakter středního Labe. Kanalizace a segmentace toku zde násobí svůj účinek se zdroji znečištění (např. Pardubice, Neratovice). Důsledkem je i významně vyšší koncentrace cizorodých látek v rybách vyskytujících se v této části Labe (Randák a kol., 2004, 2005). Lze tedy shrnout, že antropogenní úpravy měnící původní spád a celkový charakter toku způsobují společně se znečištěním odlišnosti v přirozeném složení rybích společenstev.



Obr. 3.2.4. Početnost a biomasa společenstev dospělých ryb vs. řád toku v antropogenně ovlivněném toku Labe.



Obr. 3.2.5. Početnost různých ekologických a reprodukčních skupin vs. řád toku v antropogenně ovlivněném toku Labe (ReA – reofilní A; ReB – reofilní B; Psa – psamofilní; Lit – litofilní; F-L – fyto-litofilní; Eur – eurytopní).

Tab. 3.2.1. Zařazení ryb do reprodukčních skupin (dle Balona, 1975).

Reprodukční skupina	Český název	Vědecký název
LITOFILNÍ čistý kamenitý substrát, kameny a hrubý štěrk	bolen dravý	<i>Leuciscus aspius</i>
	cejn perletový	<i>Abramis sapa</i>
	cejn siný	<i>Ballerus ballerus</i>
	drsek větší	<i>Zingel zingel</i>
	jelec tloušť	<i>Squalius cephalus</i>
	lipan podhorní	<i>Thymallus thymallus</i>
	ostroretka stěhovavá	<i>Chondrostoma nasus</i>
	ouklejka pruhovaná	<i>Alburnoides bipunctatus</i>
	parma obecná	<i>Barbus barbus</i>
	podoustev říční	<i>Vimba vimba</i>
	pstruh americký duhový	<i>Oncorhynchus mykiss</i>
	pstruh obecný potoční	<i>Salmo trutta m. fario</i>
	střevle potoční	<i>Phoxinus phoxinus</i>
FYTO-LITOFILNÍ bez specifických nároků na třecí substrát	cejn velký	<i>Abramis brama</i>
	jelec jesen	<i>Leuciscus idus</i>
	jelec proudník	<i>Leuciscus leuciscus</i>
	ježdík dunajský	<i>Gymnocephalus baloni</i>
	ježdík obecný	<i>Gymnocephalus cernua</i>
	ježdík žlutý	<i>Gymnocephalus schraetser</i>
	okoun říční	<i>Perca fluviatilis</i>
	ouklej obecná	<i>Alburnus alburnus</i>
	plotice obecná	<i>Rutilus rutilus</i>
střevlička východní	<i>Pseudorasbora parva</i>	
FYTOFILNÍ vodní nebo zaplavená živá nebo mrtvá vegetace	candát obecný	<i>Sander lucioperca</i>
	candát východní	<i>Sander volgense</i>
	cejnek malý	<i>Blicca bjoerkna</i>
	kapr obecný	<i>Cyprinus carpio</i>
	karas obecný	<i>Carassius carassius</i>
	karas stříbřitý	<i>Carassius gibelio</i>
	lín obecný	<i>Tinca tinca</i>
	perlín ostrobřichý	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>
	piskoř pruhovaný	<i>Misgurnus fosillius</i>
	sekavec podunajský	<i>Cobitis elongatoides</i>
	slunka obecná	<i>Leucaspius delineatus</i>
	sumec velký	<i>Silurus glanis</i>
štika obecná	<i>Esox lucius</i>	
LITO-PELAGOFILNÍ jikry na kamenech, larvy se vznášejí v proudnici	mník jednovoušý	<i>Lota lota</i>
PELAGOFILNÍ jikry se vznášejí v proudnici	ostrucha křivočará	<i>Pelecus cultratus</i>
PSAMOFILNÍ čisté písčité dno	hrouzek obecný	<i>Gobio gobio</i>
	hrouzek běloploutvý	<i>Gobio albipinnatus</i>
	hrouzek Kesslerův	<i>Gobio kessleri</i>
	mřenka mramorovaná	<i>Barbatula barbatula</i>
OSTRAKOFILNÍ žaberní dutina mlžů	hořavka duhová	<i>Rhodeus sericeus</i>
ARIADNOFILNÍ hnízdo ze zbytků rostlin	koljuška tříostná	<i>Gasterosteus aculeatus</i>
SPELEOFILNÍ jikry v dutinách	hlavačka mramorovaná	<i>Proterorhinus marmoratus</i>
	sumeček americký	<i>Ictalurus nebulosus</i>
	vranka obecná	<i>Cottus gobio</i>
	vranka pruhoploutvá	<i>Cottus poecilopus</i>

Tab. 3.2.2. Zařazení ryb do ekologických skupin (dle Schiemera a Waidbachera, 1992).

Ekologická skupina	Český název	Vědecký název
REOFILNÍ A všechna životní stádia jsou proudomilná	drsek větší	<i>Zingel zingel</i>
	hrouzek běloploutvý	<i>Gobio albiginnatus</i>
	hrouzek Kesslerův	<i>Gobio kessleri</i>
	jelec proudník	<i>Leuciscus leuciscus</i>
	jelec tloušť	<i>Squalius cephalus</i>
	ježdík dunajský	<i>Gymnocephalus baloni</i>
	ježdík žlutý	<i>Gymnocephalus schraetser</i>
	lipan podhorní	<i>Thymallus thymallus</i>
	mřenka mramorovaná	<i>Barbatula barbatula</i>
	ostroretka stěhovavá	<i>Chondrostoma nasus</i>
	ouklejka pruhovaná	<i>Alburnoides bipunctatus</i>
	parma obecná	<i>Barbus barbus</i>
	podoustev říční	<i>Vimba vimba</i>
	pstruh americký duhový	<i>Oncorhynchus mykiss</i>
	pstruh obecný potoční	<i>Salmo trutta m. fario</i>
střevle potoční	<i>Phoxinus phoxinus</i>	
vranka obecná	<i>Cottus gobio</i>	
vranka pruhoploutvá	<i>Cottus poecilopus</i>	
REOFILNÍ B některá životní stádia jsou proudomilná	bolen dravý	<i>Leuciscus aspius</i>
	cejn perleťový	<i>Abramis sapa</i>
	cejn siný	<i>Ballerus ballerus</i>
	hrouzek obecný	<i>Gobio gobio</i>
	jelec jesen	<i>Leuciscus idus</i>
	mník jednovoušý	<i>Lota lota</i>
	ostrucha křivočará	<i>Pelecus cultratus</i>
	sekavec podunajský	<i>Cobitis elongatooides</i>
EURYTOPNÍ žijící v tekoucí i stojaté vodě	ježdík obecný	<i>Gymnocephalus cernua</i>
	candát obecný	<i>Stizostedion lucioperca</i>
	cejn velký	<i>Abramis brama</i>
	cejnek malý	<i>Blicca bjoerkna</i>
	hlavačka mramorovaná	<i>Proterorhinus marmoratus</i>
	kapr obecný	<i>Cyprinus carpio</i>
	karas stříbřitý	<i>Carassius gibelio</i>
	okoun říční	<i>Perca fluviatilis</i>
	ouklej obecná	<i>Alburnus alburnus</i>
	plotice obecná	<i>Rutilus rutilus</i>
	střevlička východní	<i>Pseudorasbora parva</i>
	sumec velký	<i>Silurus glanis</i>
	sumeček americký	<i>Ictalurus nebulosus</i>
štika obecná	<i>Esox lucius</i>	
LIMNOFILNÍ žijící převážně ve stojaté vodě	candát východní	<i>Stizostedion volgense</i>
	hořavka duhová	<i>Rhodeus sericeus</i>
	karas obecný	<i>Carassius carassius</i>
	koljuška tříostná	<i>Gasterosteus aculeatus</i>
	lín obecný	<i>Tinca tinca</i>
	perlín ostrobřichý	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>
	piskoř pruhovaný	<i>Misgurnus fossilis</i>
	slunka obecná	<i>Leucaspis delineatus</i>

LITERATURA

- Balon, E.K., 1975. Reproductive guilds of fishes: A proposal and definition. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32: 821–864.
- Banarescu, P., 1989. Zoogeography and history of the freshwater fish fauna of Europe. In: Holcik, J. (Ed.), *The freshwater fishes of Europe*. Aula-Verlag, Wiesbaden, Germany, pp. 89–107.
- Blachuta, J., Witkowski, A., 1990. The longitudinal changes of fish community, in the Nysa Klodzka River (Sudety Mountains) in relation to stream order. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 37: 325–342.
- Brown, H., Maurer, A.B., 1989. Macroecology The division of food and space among species on continents. *Science* 243: 1145–1150.
- Capone, T.A., Kushlan, J.A., 1991. Fish community structure in dry-season stream pools. *Ecology* 72: 983–992.
- Frič, A., 1872. Ryby země České. In: *Obratlovci země České. Práce zoologického oddělení přírodovědeckého proskoumání Čech*, s. 107–129.
- Gorman, O.T., Karr, J.R., 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology* 59: 507–515.
- Grossman, G.D., 1982. Dynamics and organization of a rocky intertidal fish assemblage the persistence and resilience of taxocene structure. *American Naturalist* 119: 611–637.
- Guégan, J.F., Lek, S., Oberdorff, T., 1998. Energy availability and habitat heterogeneity predict global riverine fish diversity. *Nature* 391: 382–384.
- Horton, R.E., 1945. Erosional development of streams and their drainage basins. *Geological Society of America Bulletin* 56: 275–370.
- Huet, M., 1959. Profiles and biology of Western European streams as related to fish management. *Transactions of the American Fisheries Society* 88: 155–163.
- Hughes, R.M., Omernik, J.M., 1983. An alternative for characterizing stream size. In: Fontaine, T.D. Bartel, S.M. (Eds), *Dynamics of Lotic Ecosystems*, Ann Arbor Science Publ., Ann Arbor, USA, pp. 87–101.
- Hughes, R.M., Rexstad, E., Bond, C.E., 1987. The relationship of aquatic ecoregions, river basins, and physiographic province to the Ichthyogeographic regions of Oregon. *Copeia* 2: 423–432.
- Hugueny, B., 1989. West African rivers as biogeographic islands: species richness of fish communities. *Oecologia* 79: 235–243.
- Hutchinson, G.E., 1939. Ecological observations on the fishes of Kashmir and Indian Tibet. *Ecological Monographs* 9: 146–182.
- Kuehne, R.A., 1962. A classification of streams, illustrated by fish distribution in an eastern Kentucky creek. *Ecology* 43: 608–614.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O., 1963. An equilibrium theory of island biogeography. *Evolution* 17: 373–387.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O., 1967. *The theory of island biogeography*. Princetown University Press, Princetown, New Jersey, USA.
- Mastrorillo, S., Dauba, F., Oberdorff, T., Guégan, J.F., Lek, S., 1998. Predicting local fish species richness in the Garonne River basin. *Comptes Rendus de l'Academie des Sciences Serie III – Sciences de la Vie – Life Sciences* 321 (5): 423–428.
- Matthews, W.J., Zimmerman, E.G., 1990. Potential effects of global warming on native fishes of the southern Great Plains and the southwest. *Fisheries* 15: 26–31.
- Moyle, P.B., Herbold, B., 1987. Life-history patterns and community structure in stream fishes of Western North America: comparisons with Eastern North America and Europe. In: Matthews, W.J., Heins, D.C. (Eds), *Community and evolutionary ecology of North American stream fishes*. University of Oklahoma Press, Norman London, UK, pp. 25–32.

- Moyle, P.B., Vondracek, B., 1985. Persistence and structure of the fish assemblage in a small California stream. *Ecology* 66: 1–13.
- Oberdorff, T., Guilbert, E., Lucchetta, J.C., 1993. Patterns of fish species richness in the Seine River basin, France. *Hydrobiologia* 259: 157–167.
- Oberdorff, T., Guégan, J.F., Hugueny, B., 1995. Global scale patterns in freshwater fish species diversity. *Ecography* 18: 345–352.
- Oberdorff, T., Hugueny, B., Guégan, J.F., 1997. Is there an influence of historical events on contemporary fish species richness in rivers? Comparisons between western Europe and north America. *Journal of Biogeography* 24 (4): 461–467.
- Peňáz, M., Štouracová, I., 1991. Effect of hydroelectric development on population dynamics of *Barbus barbus* in the River Jihlava. *Folia Zoologica* 40: 75–84.
- Penczak, T., Mann, R.H.K., 1990. The impact of stream order on fish populations in the Pilica drainage basin, Poland. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 37: 243–261.
- Preston, F.W., 1962. The canonical distribution of commonness and rarity: I and II. *Ecology* 43: 185–215 and 410–432.
- Rahel, F.J., Hubert, W.A., 1991. Fish assemblages and habitat gradients in a Rocky Mountain-Great Plains stream: biotic zonation and additive patterns of community change. *Transactions of the American Fisheries Society* 120: 319–332.
- Randák, T. a kol., 2004. Využití biochemických markerů při hodnocení kontaminace vodního prostředí. Závěrečná zpráva Vav/650/5/03, DÚ 09, JCU VÚRH Vodňany, VÚV Praha.
- Randák, T. a kol., 2005. Využití biochemických markerů při hodnocení kontaminace vodního prostředí. Závěrečná zpráva Vav/650/5/03, DÚ 09, JCU VÚRH Vodňany, VÚV Praha.
- Reichenbach-Klinke, H., 1976. Die Gewässer aufheizung und ihre Auswirkung auf den Lebensraum Wasser. *Fisch und Umwelt* 2, Munchen, Germany, 194 pp.
- Ross, S.T., Matthews, W.J., Echelle, A.A., 1985. Persistence of stream fish assemblages effects of environmental change. *The American Naturalist* 126: 24–40.
- Schiemer, S., Waidbacher, H., 1992. Strategies for conservation of a Danubian fish fauna. In Boon, P.J., Calow, P., Petts, G.E. (Eds), *River conservation and management*. Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK, pp. 363–382.
- Schlosser, I.J., 1985. Flow regime, juvenile abundance, and the assemblage structure of stream fishes. *Ecology* 66: 1484–1490.
- Slavík, O. a kol., 2006. Projekt Labe IV – ochrana a užívání vodních zdrojů v rámci uceleného povodí, VaV/650/5/04. Závěrečná zpráva dílčí úlohy 01. VÚV TGM Praha, 57 s.
- Stanford, J.A., Hauer, F.R., 1992. Mitigating the impacts of stream and lake regulation in the Flathead River catchment, Montana, USA: an ecosystem perspective. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 2: 35–63.
- Strahler, A.N., 1952. Dynamic basis of geomorphology. *Geological Society of America Bulletin* 63: 923–938.
- Tonn, W.M., Magnuson, J.J., Rask, M., Toivonen, J., 1990. Intercontinental comparison of small-lake fish assemblages: the balance between local and regional processes. *American Naturalist* 136: 345–375.
- Turner, J.R.G., 1992. Stochastic processes in populations: the horse behind the cart? In: Berry, R.J., Crawford, T.J., Hewitt, G.M. (Eds), *Genes in ecology*, Blackwell, Oxford, UK, pp. 29–33.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130–137.
- Warren, M.L., Jr., Burr, B.M., Walsh, S.J., 2000. Diversity, distribution and conservation status of the native freshwater fishes of the southern United States. *Fisheries* 25 (10): 7–31.

- Whittaker, R.H., 1977. Evolution of species diversity in land communities. *Journal of Evolutionary Biology* 10: 1–67.
- Winemiller, K.O., 1996. Dynamic diversity in fish assemblages of tropical rivers. In: Cody, M.L., Smallwood, J. (Eds), *Long term studies of vertebrate communities*. Academic Press, pp. 99–132.
- Wootton, R.J., 1991. *Ecology of teleost fishes*. Chapman & Hall, London, UK, 392 pp.
- Wright, D.H., 1983. Species energy theory: an extension of species-area theory. *Oikos* 41: 495–506.
- Zalewski, M., Naiman, R.J., 1985. The regulation of riverine fish communities by a continuum of abiotic-biotic factors. In: Alabaster, J.S. (Ed.), *Habitat Modification and Freshwater Fisheries*, Butterworths, London, UK, pp. 3–9.

3.3. Rámcová směrnice o vodách (2000/60/EC) a její dopady na rybářské hospodaření v povrchových vodách tekoucích (P. Horký)

3.3.1. Vývoj a vznik Rámcové směrnice o vodách

Vzniku Rámcové směrnice na ochranu vod předcházela řada politických rozhodnutí a dohod členských států EU realizovaných v tzv. Enviromentálních akčních programech v letech 1973–2000. Tyto akční programy byly mimo jiné zaměřené na kontrolu nebezpečných látek, ochranu moře před znečištěním, ale i na mezinárodní smlouvy o opatřeních na ochranu životního prostředí. Celkem tak vznikla řada směrnic a rozhodnutí, které samy o sobě řešily vždy dílčí část hospodaření s vodou a její ochrany. Konkrétně ryb se týkala Směrnice Rady 78/659/EEC o jakosti sladkých vod vyžadujících ochranu nebo zlepšení podpory života ryb.

Současně s tvorbou nových směrnic a souvisejících dokumentů – celkem více než osmdesáti – v reakci na aktuální potřeby docházelo ke snižování přehlednosti. Častým předmětem kritiky tehdejšího stavu bylo rovněž primární zaměření na povrchové vody a opomíjení vod podzemních a příbřežních. V průběhu devadesátých let dvacátého století tak byla na základě řady odborných a politických diskusí formulována Rámcová směrnice o vodách (tzv. *Water Framework Directive*) – „Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/EC ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky“, která vstoupila v platnost dne 22. 12. 2000.

3.3.2. Rozsah působnosti Rámcové směrnice o vodách

Tato směrnice představuje základní a zároveň nejvýznamnější legislativní nástroj z hlediska ochrany a vodohospodářského využití povrchových, brakických, příbřežních a podzemních vod v EU s rozvržením dílčích etap její implementace až do roku 2027. Vzhledem k širokému zaměření Rámcové směrnice není možné v této knize uvést všechny souvislosti a důsledky, které z ní vyplývají. Cílem je představit alespoň základní principy v oblasti povrchových vod s důrazem na společenstva ryb a související rybářské hospodaření.

Pro základní pochopení Rámcové směrnice je nezbytná definice vody z jejího úvodu, která deklaruje, že „voda není komerčním produktem jako ostatní výrobky, ale spíše dědictvím, které musí být chráněno, střeženo a nakládáno s ním jako takovým“. Hlavní cíle Rámcové směrnice jsou v souladu s touto definicí stanoveny následovně:

- zabránit dalšímu zhoršování, ochránit a zlepšit stav vodních ekosystémů a, s ohledem na jejich potřebu vody, i stav suchozemských ekosystémů a mokřadů;
- podpořit trvale udržitelné užívání vod založené na dlouhodobé ochraně dosažitelných vodních zdrojů;
- zvýšit ochranu a zlepšit vodní prostředí, mimo jiné též prostřednictvím specifických opatření pro cílené snižování vypouštění a úniků prioritních látek a zastavení nebo postupné odstranění vypouštění, emisí a úniků prioritních nebezpečných látek;
- zajistit cílené snižování znečištění podzemních vod a zabránit jejich dalšímu znečišťování;
- přispět ke zmírnění účinků povodní a období sucha.

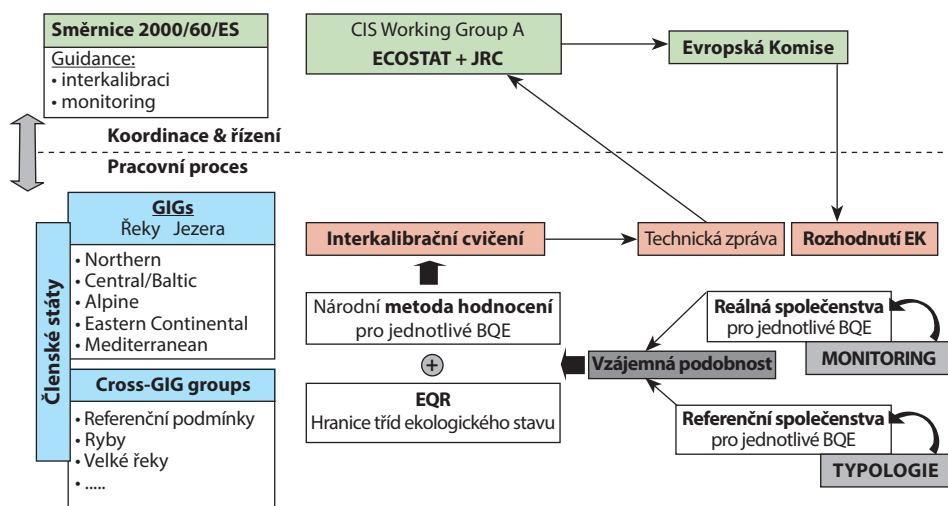
3.3.3. Základní postupy Rámcové směrnice o vodách – tekoucí vody

Podstatnou součástí implementace Rámcové směrnice je mezinárodní spolupráce s cílem zabránit nesprávným výkladům jednotlivých opatření, zajistit porovnatelnost dat a výsledků jednotlivých členských států atp. Za tímto účelem byla přijata Společná implementační strategie (*Common Implementation Strategy – CIS*), v rámci níž je nastavený organizační systém podporující mezinárodní spolupráci. Zároveň jsou v rámci CIS vydávány prováděcí směrné dokumenty (tzv. *guidance documents*, např. *Guidance no. 7, 2003 o monitoringu*), které stanovují podrobnosti pro zavádění Rámcové směrnice do praxe.

Základní administrativní jednotkou, se kterou Rámcová směrnice pracuje, je vodní útvar (tzv. *water body*), který je vymezený pomocí abiotické typologie na základě vzájemné podobnosti úseků toku. Vodní útvar by tak měl z hlediska typologie představovat co nejhomogennější prostředí. Obecná typologie říční sítě České republiky pro účely Rámcové směrnice o vodách zahrnuje čtyři základní proměnné, tj. úmoří, nadmořskou výšku, geologii a řád toku (Langhammer a kol., 2009). Na základě výše uvedených proměnných byla říční síť ČR rozdělena do 23 hlavních typů, s dalším jemným členěním do celkem 47 typů, a výsledného počtu přibližně 1 000 vodních útvarů.

V návaznosti na typově specifické referenční podmínky, tedy teoretické hodnoty sledovaných parametrů za předpokladu zanedbatelných antropogenních vlivů v daném typu toku, se sledují a vyhodnocují následující základní složky ekologického stavu: makrofyta, fytoplankton, fytoobentos, ryby, makrozoobentos a podpůrné složky hydromorfologie, základní fyzikálně chemické indikátory a specifické znečišťující látky. Tyto složky jsou hodnoceny v daných intervalech během šestiletého období, jehož součástí jsou i tzv. akční plány zaměřené na identifikaci problémů, nápravná opatření a zároveň vyhodnocení stavu a jeho vývoje a podání souhrnné zprávy institucím EU.

Pro každou složku ekologického stavu (tzv. *BQE – Biological Quality Element*) musí být na národní úrovni vyvinuté metodiky hodnocení, které zařadí sledovaný vodní útvar do jednoho z pěti stavů od velmi dobrého po zničený. Cílem Rámcové směrnice je dosažení minimálně druhého, tedy dobrého stavu. Aby bylo možné srovnávat výsledky hodnocení napříč EU, musí jednotlivé národní metody projít tzv. interkalibrací (obr. 3.3.1.). Na základě výsledků interkalibrace jsou nastaveny hranice mezi



Obr. 3.3.1. Schéma interkalibračního procesu (upraveno dle návrhu A. Slavíkové; Guidance – prováděcí směrný dokument; GIG – geografická interkalibrační skupina; BQE – složka ekologického stavu; EQR – poměr ekologické kvality).

velmi dobrým, dobrým a středním stavem jednotlivých národních hodnotících systémů. Výsledky interkalibračního porovnání tak přímo ovlivňují management vodních útvarů v rámci EU. Samotná interkalibrace probíhá na dvou základních úrovních. První rozděljuje členské státy nebo jejich části, do tzv. geografických interkalibračních skupin (GIGs). Toto členění je určené rozdělením EU podle abiotických (geografických) parametrů. Další členění v rámci GIG je určené podle jednotlivých biologických složek. Specifické postavení mají v interkalibračním procesu tzv. CROSS GIGs. Pro tyto skupiny je typické, že interkalibrují napříč jednotlivými geografickými skupinami. Jako příklad lze uvést CROSS GIGs zabývající se interkalibrací velkých řek (tzv. *Intercalibration Group Large Rivers*), nebo ryb (tzv. *River Fish IC Group*). Interkalibraci na evropské úrovni koordinuje JRC (Joint Research Center) se sídlem v Italské Ispře. Všechny výše zmiňované skupiny se Česká republika aktivně účastní, a to i spoluprací na tvorbě metodického přístupu celého interkalibračního procesu (Horký a kol., 2011).

3.3.4. Dopady Rámcové směrnice o vodách na rybářské hospodaření

Jak již bylo uvedeno v kapitole 3.2., společenstva ryb se předvídatelným způsobem mění v důsledku působení antropogenních faktorů. Tyto změny lze kvantifikovat pomocí indexů hodnotících ekologický stav (blíže viz kapitola 4.1.). Nicméně není možné působení jednotlivých faktorů na společenstva spolehlivě oddělit. Pokud se tedy v daném vodním útvaru potvrdí nevyhovující ekologický stav, jsou identifikovány veškeré tlaky, které v něm danou biologickou složku ovlivňují, a následně realizována vhodná nápravná opatření pro jejich minimalizaci. Rámcová směrnice tak představuje nejen nástroj hodnotící ekologický stav, ale zároveň obsahuje i mechanismy pro jeho zlepšení. V případě ryb se může jednat o výstavbu rybích přechodů, čističek, celkové revitalizace toku apod. Nicméně ekologický stav společenstev ryb není v podmínkách ČR utvářen pouze výše uvedenými antropogenními tlaky, ale i rybářským hospodařením. Je tedy zřejmé, že pokud v daném vodním útvaru nebude po realizaci nápravných opatření dosaženo zlepšení ekologického stavu, bude vyvíjen tlak i na změnu rybářského managementu. Rybářský management se posléze bude muset zaměřit na ochranu původních populací a jejich přirozenou reprodukci, stejně jako zpřísnění pravidel souvisejících s vysazováním i samotným lovem. Jednotlivým tématům je věnován prostor v dalších kapitolách této knihy. S ohledem k závazkům vyplývajícím z Rámcové směrnice bude v blízké budoucnosti nepochybně v tomto směru vyvíjen značný tlak a je nutné, aby se na něj rybářské svazy organizačně a koncepčně připravily.

Rámcová směrnice vyčleňuje tzv. silně ovlivněné vodní útvary, které jsou již nyní natolik pozměněné, že u nich nelze očekávat návrat do dobrého stavu. Lze předpokládat, že na ovlivněných vodních útvarech budou z hlediska rybářského hospodaření vyžadována mírnější pravidla, umožňující intenzivnější rybářské využití a volnější hospodaření. Naopak na ostatních vodních útvarech budou vyžadována pravidla přísnější než v současnosti. Cílem bude zefektivnění ochrany ekosystémů a následné zlepšení jejich ekologického stavu za cenu omezení rybářského využití. Lze předpokládat, že ideologicky bude Rámcová směrnice v tomto ohledu navazovat na Směrnici Rady 78/659/EEC o jakosti sladkých vod vyžadujících ochranu nebo zlepšení podpory života ryb. Do režimu ochrany se dle této směrnice řadí i toky, které jsou v současnosti z důvodu antropogenních tlaků pro život jednotlivých druhů ryb nevhodné, ale je zde předpoklad jejich opětovného výskytu po zlepšení podmínek prostředí.

Vliv Rámcové směrnice na společenstva ryb v tekoucích vodách lze vnímat jako jednoznačně pozitivní. V důsledku rozsahu působení této směrnice je vyvíjen značný tlak na zlepšení stavu celých ekosystémů a tím je podporován i rozvoj přirozených populací ryb. Z hlediska rybářského hospodaření jsou jistě cenné i údaje z plošného monitoringu stavu populací. V současnosti není známý žádný přímý restriktivní vliv Rámcové směrnice na rybářské hospodaření ve volných vodách. V blízké budoucnosti je však možné v této oblasti očekávat výrazné změny související s ochranou a obnovou původních společenstev ryb za účelem dosažení dobrého ekologického stavu.

LITERATURA

- Guidance document no. 7. Monitoring under the Water Framework Directive, 2003. Produced by Working Group 2.7 – Monitoring. ISBN 92-894-5127-0, 153 s.
- Horký, P., Opatřilová, L., Maciak, M., Šťastná, G., Němejcová, D. a kol., 2011. Zajištění účasti v interkalibračních cvičeních v roce 2011. Zpráva VÚV TGM, v.v.i., 503 s.
- Implementace Rámcové směrnice EU pro vodní politiku v České republice. 2004. MŽP, ČR. ISBN 80-7212-273-8
- Langhammer, J., Hartvich, F., Maltas, D., Zbořil, A. a kol., 2009. Vymezení typů útvarů povrchových vod. PŘF UK, Praha.
- Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady z 23. října 2000 ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky, 2001.
- Směrnice Rady 78/659/EEC o jakosti sladkých vod vyžadujících ochranu nebo zlepšení podpory života ryb.

3.4. Rámcová směrnice o vodách (2000/60/EC) a její dopady na rybářské hospodaření v povrchových vodách stojatých (M. Prchalová, J. Kubečka, J. Peterka, T. Jůza)

3.4.1. Typologie stojatých vod

Rámcová směrnice o vodách (Směrnice, 2001) uvádí tři skupiny stojatých vod, které se liší stupněm člověkem způsobeného (antropogenního) ovlivnění (obr. 3.4.1.):

- i. Přírodní stojaté vody – původní přirozený charakter je zachován navzdory možnému významnému vlivu člověka z hlediska hydrologie i stavu a fungování vodního ekosystému.
- ii. Silně ovlivněné stojaté vody – údolní nádrže a rybníky vytvořené přepažením přírodních toků, které tak ztratily původní morfologii či hydrologii.
- iii. Umělé stojaté vody – útvary člověkem vytvořené záměrně (kanály) nebo vzniklé jako vedlejší důsledky jeho činnosti v krajině (zatopené lomy, pískovny, těžební jámy).





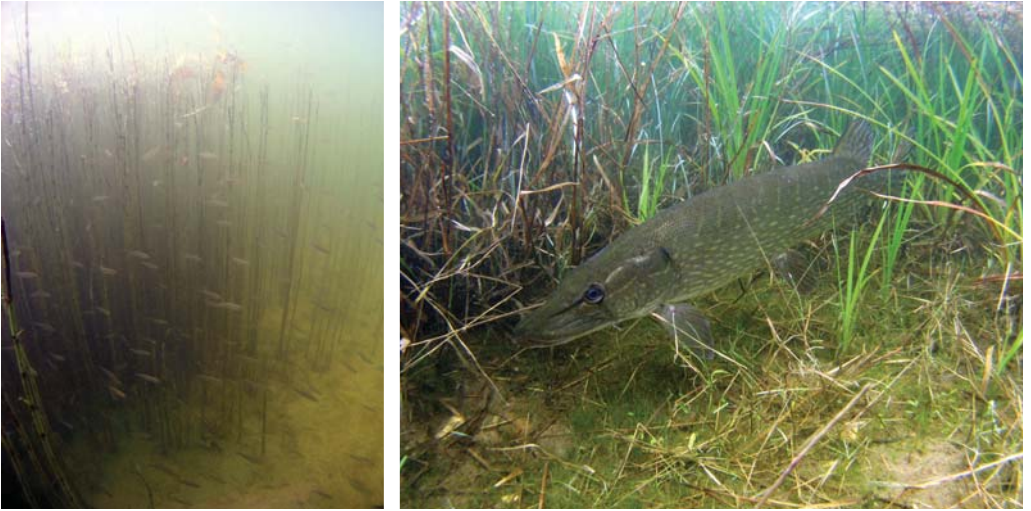
Obr. 3.4.1. Stojaté vody v ČR (odshora): přírodní jezero – Černé jezero (foto: P. Znachor), silně ovlivněné vodní útvary – rybníky (foto P. Znachor), hráz údolní nádrže Kamýk na Vltavě (foto: FISHECU) a umělý vodní útvar – těžební jáma Medard-Libík (foto: P. Znachor).

Pro hodnocení jednotlivých stojatých vod je nezbytné vyvinout systém roztřídění různých typů vod (typologie). Oficiální typologie stojatých vod pro potřeby implementace Rámcové směrnice momentálně není v ČR dostupná. Na nalezení vhodných kritérií se v současnosti pracuje. V následujícím textu uvádíme výsledky studie Hejzlara a kol. (2003), která se zabývá typologií a referenčními stavy vodních útvarů stojatých vod.

Studie definuje stojaté vody pomocí plochy hladiny (min. 50 ha) a teoretické doby zdržení (min. 3 dny). Dále za stojaté vody nepovažuje jezové zdrže na tocích a uzavřená vedlejší koryta řek propojená s řekou častěji než jednou za pět let, i když mají teoretickou dobu zdržení delší než 3 dny. Omezení pomocí plochy hladiny vyřadilo ze seznamu stojatých vod drtivou většinu menších vodních ploch a nádrží (~ 30 tisíc). Ve studii byla navržena typologie stojatých vod ČR vycházející z popisu morfologických a geografických charakteristik, které určují složení i strukturu všech biologických populací obývajících daný útvar. Mezi hodnocené ukazatele řadí geografickou lokalizaci, nadmořskou výšku hladiny, plochu hladiny, objem, maximální a průměrnou hloubku, délku na ose přítok – hráz, relativní šířku, spojení nádrže s přítoky a odtoky, průměrný průtok, teoretickou dobu zdržení, kolísání vodní hladiny, teplotu vody a parametry teplotní stratifikace (teplotně-hustotního zvrstvení), geologii a pedologii povodí, chemismus (zejména úživnost) a fyzikální ukazatele přítoků a vody v nádrži.

Pro pochopení opatření, která se budou uskutečňovat v rámci plnění Rámcové směrnice, je třeba mít základní přehled o fungování ekosystémů stojatých vod. Následuje stručný přehled podmínek ekosystémů stojatých vod ČR:

- **Nadmořská výška** se pohybuje mezi 150 m (údolí Moravy u Břeclavi) až 1 100 m (jezera Laka a Plešné na Šumavě). Nadmořská výška výrazně ovlivňuje typ rybních společenstev stojatých vod. V nádržích s výškou max. 600 m by měla zpravidla převažovat kaprovitá nebo okounová společenstva, nad 600 m společenstva pstruhová/lososová.
- **Plocha hladiny** je vymezena pro potřeby Rámcové směrnice na minimálně 50 ha, maximální plochy dosahuje nádrž Lipno (4 870 ha). Plocha hladiny hraje významnou roli při ovlivňování ekosystému stojaté vody ekosystémem břehovým (vnosy živin z břehů a zastínění), avšak tento vliv se stává podružnějším se zvětšující se plochou hladiny, a u nádrží nad 50 ha je zpravidla zanedbatelný.
- **Maximální hloubku** má z našich nádrží nádrž Dalešice (85 m). Hloubka je významným ukazatelem litorálního, nebo pelagického typu ekosystému. Jedním ze základních rysů stojatých vod je dynamická povaha vztahů v potravních řetězcích dvou základních složek ekosystému – litorálu (příbřežní pás) a pelagiálu (volná voda). Tyto vztahy vedou ke dvěma alternativám stabilního stavu – stavu s čistou vodou (litorální typ ekosystému), ve kterém převažuje produkce litorálních rostlin (makrofyty); nebo stavu s vodou zakalenou produkcí řas (fytoplanktonu) v pelagiálu (pelagický typ ekosystému). V málo úživných (oligotrofních až mezotrofních) vodách s velkou průhledností jsou ve výhodě makrofyty, protože využívají světlo na značné ploše dna a jsou méně závislé na obsahu živin ve vodním sloupci než fytoplankton, neboť mohou čerpat živiny ze dna. Převahu makrofyty podporují rybí obsádky s velkým podílem dravých druhů, které predací planktonožravých ryb chrání velký zooplankton konzumující velké druhy fytoplanktonu (obr. 3.4.2.). V úživných (mezo-, eu- a hypertrofních) vodách naopak vítězí fytoplankton, který vytváří zákal a znemožňuje tak růst makrofyty v důsledku limitace světlem (obr. 3.4.3.).



Obr. 3.4.2. Ukázky zarostlého litorálu v údolní nádrži Nýrsko na Úhlavě hojně osídleného plůdkem kaprovitých ryb (vlevo) a využívaného predátory (vpravo) (foto: FISHECU).



Obr. 3.4.3. Voda se silným zárostem sinic, otavské rameno údolní nádrže Orlík (foto: FISHECU).

- **Průtočnost** je charakterizována dobou zdržení, která udává, za jak dlouho se teoreticky vymění celý objem nádrže. Je limitována spodní hranicí 3 dny a dosahuje až několika let (např. nádrž Švihov). Průtočnost ovlivňuje vývoj stratifikace vodního sloupce, přičemž u vod s dobou zdržení do 10 dnů (průtočné nádrže) se stabilní stratifikace zpravidla nevytváří. U poloprůtočných nádrží s dobou zdržení 10 dní až jeden rok stratifikace vzniká spolu se stratifikovaným prouděním. Přitékající voda proudí nádrží ve vrstvě odpovídající hustoty vody. Toto proudění způsobuje výrazné prostorové rozdíly ve složení vody a úživnosti, na které silně reaguje i rybí obsádka. Neprůtočné nádrže s dobou zdržení delší než jeden rok mají stabilní stratifikaci a nejmenší prostorové rozdíly ve složení vody.
- **Morfologie a spojení s povrchovými toky** – většina českých nádrží byla zbudována výstavbou hráze ve vhodném místě říčního údolí, což zapříčiňuje kaňonovitý charakter nádrží s relativně dlouhou osou přítok – hráz (naší nejdelší nádrží je Orlík s 68 km na Vltavě, 23 km na Otavě a 7 km na Lužnici; Broža a kol., 2005). Vedle kaňonovitých nádrží se u nás vyskytují i nádrže miskovitého, rybníčního tvaru (Novomlýnské nádrže, Lipno, rybníky), které zpravidla mají menší maximální hloubku. Ke spojení rybí obsádky nádrže s říčním společenstvem dochází jen na přítocích nádrží, neboť hráz zpravidla nebývá pro ryby prostupná (respektive je prostupná jen směrem po proudu, kdy zejména mladší vývojová stadia driftují s odtékající vodou). Většina důležitých druhů ryb je schopna se v nádrži s úspěchem vytírat (cejn, okoun, plotice, candát, sumec), některé druhy však částečně využívají přítoků jako trdlišť (štika, ježdík a z předchozích druhů též plotice, cejn a okoun). Jsou však také druhy, které bez třecích migrací do přítoků nejsou schopny úspěšně dokončit svůj reprodukční cyklus v nádrži (bolen, ouklej, jelec tloušť). Některé druhy, např. jelec tloušť, pak využívají nádrž jako zimoviště (Hladík a Kubečka, 2003).
- **Kolísání vodní hladiny** má důležitý vliv na vývoj a kvalitu litorálního společenstva (obr. 3.4.4.). Přírozený průběh kolísání hladiny ovlivňuje množství vody v přítocích i odtocích, přičemž nejvyšších množství je dosahováno při jarním tání či silných srážkách. V létě naopak dochází ke snižování hladiny především v důsledku odtoku či odběru vody, který převyšuje přítok. Rozsah denního kolísání hladiny je určen způsobem využití nádrže, přičemž nejvyšší je u přečerpávacích nádrží intenzivně využívaných pro výrobu elektrické energie (Dlouhé stráně až 22 m za den; Sýkorová a kol., 2003, 2 resp. 12 m za den na soustavě Dalešice – Mohelno; Hrádek, 2003).



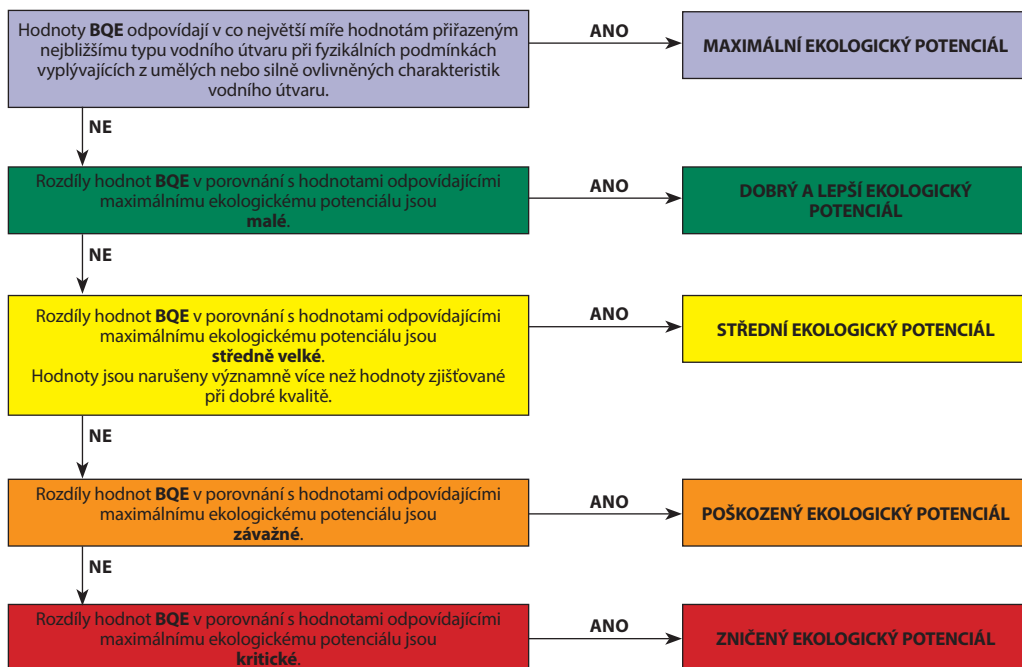
Obr. 3.4.4. Ukázka litorálu s porosty zatopené vegetace (vlevo) a obnaženého litorálu při snížení hladiny (vpravo), údolní nádrž Římov na Malši (foto: FISHECU).

- **Koncentrace živin** – kdyby se v ČR vyskytovaly přirozené stojaté vody, dosahovaly by v neovlivněných povodích pouze malé až střední úživnosti (oligo- až mezotrofie), a to díky přirozeně nízkému obsahu živin a dalších organických látek (Hejzlar a kol., 2003). Avšak neovlivněná povodí se v ČR nevyskytují, neboť k živinám z povodí se přidávají i živiny z atmosférické depozice a dále vliv retence živin v nádrži, a tak spadá většina českých nádrží do kategorie vod eutrofních (Duras, 2007). Koncentrace živin se postupně stabilizuje v průběhu prvních desítek let vývoje každé nádrže, a tak i biologické složky stojatých vod se dynamicky mění právě v závislosti na úživnosti systému (tomuto vývoji se říká sukcese).
- **Společenstvo ryb** – ryby jsou přirozenou složkou ekosystémů všech stojatých vod ČR (s výjimkou některých horských jezer, která nemají odtok napojen na říční síť – Plešné a Čertovo jezero). Navzdory tomu nemáme v ČR pravé jezerní druhy, což je spojeno s absencí přirozených stojatých vod na našem území. Druhy ryb obývajících naše stojaté vody jsou druhy původně říční, které více či méně dokáží prosperovat v podmínkách vod stojatých (Fernando a Holčík, 1991). Složení společenstva ryb je závislé na nadmořské výšce a úživnosti. Kaprovité obsádky jsou typické pro mezo- až hypertrofní nádrže (biomasa ryb jedno i více set $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$), zatímco okounové obsádky se častěji vyskytují v nádržích s nižší úživností, zpravidla se strmými břehy, bez rozvinutého litorálu a často s výrazným kolísáním hladiny (biomasa do $150 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Oligotrofní, horské nádrže mohou být obývány systémem lososovitých ryb v kombinaci s vrانkami a střevlemi (biomasa do $50 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Při posuzování rybní obsádky je vhodné vzít v úvahu obecná schémata sukcese společenstev nádrží a jezer (kapitola 3.5.).

3.4.2. Ekologická kvalita stojatých vod – antropogenní stresory a zlepšování kvality

Biologická společenstva se dynamicky utvářejí jako výslednice procesů v celém ekosystému povodí–říční síť–nádrž a citlivě reagují i na změny mimo vlastní nádrž. Hodnocení ekologické kvality tedy musí zahrnout kromě vlastní stojaté vody také povodí, jeho charakter i širší souvislosti. Dále je třeba mít na paměti, že naše nádrže jsou relativně mladé (výstavba většinou v posledních padesáti letech) a nemusí se dosud tedy nacházet v ustáleném stavu, ať už mluvíme o morfologii (břehy, dno), chemismu (uvolňování živin z podloží) nebo vývoji biologických složek. Tento fakt ztěžuje stanovování ekologické kvality, a tak musíme při hodnocení uvažovat ve vhodném komplexním rámci, který může spočívat v odvození charakteristik biologických složek ekosystému pomocí srovnání příbuzných nádrží s obdobnou morfologií, úživností a klimatickou situací (Hejzlar a kol., 2003; Kubečka a Peterka, 2009).

Základním principem Rámcové směrnice je určení stávajícího ekologického stavu a jeho případné zlepšení. Jelikož stojaté vody ČR jsou člověkem silně ovlivněné, nemluvíme o ekologickém stavu, nýbrž o **ekologickém potenciálu**. Podstatou hodnocení je tedy stanovení maximálního ekologického potenciálu a nalezení rozdílu mezi tímto a aktuálním potenciálem (obr. 3.4.5.). Maximální ekologický potenciál je obdoba referenčních podmínek stanovovaných u přírodních vodních útvarů. Představuje maximální kvalitativní úroveň, které lze dosáhnout poté, co byla uplatněna veškerá zmírňující opatření, jež nemají významný negativní dopad na specifikované užívání (specifikované užívání je takové, kvůli kterému byly tyto útvary vymezeny jako silně ovlivněné, případně umělé). Celkem rozlišujeme pět stupňů ekologického potenciálu. Kromě **maximálního** to jsou stupně **dobry a lepší, střední, poškozený a zničený**. Cílem Rámcové směrnice je kromě hodnocení ekologické kvality vodních útvarů i náprava jejich kvality, a to na stupeň dobrého ekologického stavu či potenciálu. Ke stanovení maximálního ekologického potenciálu proto musíme přistupovat obzvláště odpovědně. Národní metodiky hodnocení ekologického stavu / potenciálu jsou záležitostí každého členského státu EU, avšak následně jsou z důvodu zajištění porovnatelnosti výsledků předmětem interkalibrace na unijní úrovni. Ekologický potenciál dosud nebyl předmětem interkalibrace, ale v současnosti se na unijní úrovni diskutuje o její případné podobě.



Obr. 3.4.5. Schéma hodnocení ekologického potenciálu podle ekologické kvality biologických složek (BQE) v rámci Rámcové směrnice (volně dle Vyhlášky č. 98/2011 Sb. – Vyhláška o způsobu hodnocení stavu útvarů povrchových vod, způsobu hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých útvarů povrchových vod a náležitostech programů zjišťování a hodnocení stavu povrchových vod, příloha č. 7).

Člověkem vyvolané faktory, které ekologický potenciál zhoršují, se nazývají antropogenní stresory (nebo také zatížení, vlivy, tlaky). **Antropogenní stresory** na stojaté vody ČR jsou komplexní a souvisejí s téměř úplnou přeměnou krajiny na krajinu kulturní, ve které se původní ekosystémy nacházejí pouze ostrůvkovitě. Největším a nejběžnějším stresorem je v ČR zvyšování úživnosti (eutrofizace), dále okyselování minerálními kyselinami v důsledku znečištění atmosféry (acidifikace, aktuální zejména v horských oblastech), zvýšené koncentrace toxických látek a hydrologické manipulace (kolísání hladiny, narušování přirozeného stratifikačního cyklu). Kromě fyzikálních a chemických stresorů rozlišujeme i stresory biologické, ke kterým v ČR patří vysazování (introdukce) nepůvodních nebo nevhodných druhů, které mohou způsobit redukcii až eliminaci určitých složek ekosystému. Příkladem mohou být býložravé ryby, jako amur, nebo přesazování kapry, kteří vířením sedimentů zvyšují úživnost (trofii), nebo kaprovité a okounovité ryby zavlečené do pstruhových obsádek.

Možná **zlepšení ekologického potenciálu** můžeme rozdělit na opatření prováděná v nádrži a na opatření prováděná v povodí (Hejzlar a kol., 2003).

Do skupiny opatření uskutečnitelných v samotné nádrži patří:

- i. **úpravy morfologie dna a břehů** – podpora či potlačení břehových společenstev a stanovišť pro ryby;
- ii. **hydrologické zásahy** – regulace přítoku a odtoku ovlivňuje zadržování živin, kolísání hladiny ovlivňuje vývoj břehových společenstev;
- iii. **manipulace se sedimenty**, které představují zdroje nežádoucího obohacování vodního sloupce živinami; sedimenty lze odtěžit nebo živiny v sedimentu vázat pomocí chemikálií;

iv. **manipulace s rybí obsádkou** mohou podporovat či brzdít nežádoucí eutrofizaci stojatých vod. Snížením celkové biomasy ryb a převahou dravců či lososovitých ryb v obsádce docílíme snížení trofie systému (oligotrofizace), zvýšení průhlednosti vody, a podpoříme vývoj litorálních společenstev vodních makrofyt. Vysoká biomasa ryb s převahou kaprovitých druhů vede zpravidla k zakalení vody, eutrofizaci a redukcii litorálních společenstev – tehdy hovoříme o přesmyku do pelagického typu ekosystému. Dále jakýkoliv vnos látek za účelem zvýšení produkce ryb (hnojení a krmení) vede vždy k eutrofizaci systému. Řízené manipulace s rybí obsádkou představují náročná opatření, která, nejsou-li aplikována důsledně, nepřinášejí kýžený výsledek. Navíc jsou úspěšná jen v určitých mezích úživnosti systému, jinak mají pouze velmi krátkodobý efekt. Podrobněji se řízenými manipulacemi s rybí obsádkou zabývá kapitola 4.7. Mezi manipulace s rybí obsádkou patří i úpravy rybářského hospodaření na svazových revírech. Ve vodách stojatých přitom platí stejné postupy jako ve vodách tekoucích (viz kapitola 3.3.). Mezi tyto postupy patří zejména revize zarybňovacích plánů a pravidel lovu, ochrana původních populací a podpora jejich rozmnožování. Tyto postupy mohou znamenat menší či větší změny v rybářském využívání stojatých vod. Na tyto změny je dobré nahlížet jako na obohacení rybářského využívání (zkvalitnění rybářského zážitku v prostředí s vyšší ekologickou kvalitou) spíše než na jeho omezení (snížení intenzity lovu).

Opatření vedoucí ke zlepšení ekologického potenciálu prováděná v **povodí** se týkají především **snížování znečišťování** povrchových a podzemních vod (zejména ze zdrojů bodových – komunálních, průmyslových a zemědělských; zdrojů difúzních – rekreační objekty, malé obce bez kanalizace a čištění odpadních vod; a zdrojů plošných – eroze zemědělských půd, vyluhování živin z půdy) a **zvýšení schopnosti toků zdržovat živiny**, tzv. schopnosti retenční (revitalizace drobných vodních toků v zemědělských oblastech, obnova a zakládání mokřadů).

3.4.3. Hodnocení rybích společenstev ve stojatých vodách

Pro účely Rámcové směrnice se ve stojatých vodách hodnotí druhové složení, početnost a věková struktura rybích společenstev a druhy citlivé. K hodnocení je zapotřebí dvou základních metodik – metodiky odlovu a zpracování vzorků a metodiky hodnocení společenstva ryba.

Metodika odlovu a zpracování vzorků ryb stojatých vod (Kubečka a Prchalová, 2006 a její inovovaná forma: Kubečka a kol., 2010) zahrnuje unikátní kombinaci tří vzorkovacích prostředků. Pro kvantitativní odhad početnosti a biomasy ryb je použito sofistikovaného hydroakustického průzkumu, který je založen na vyhodnocování odrazů ultrazvukových vln od objektů majících jinou hustotu než voda. Vysílání i zpětný příjem vln zajišťují sonarové (echolotové) přístroje. Kvalitativní složení rybích společenstev je zjišťováno lovem elektrickým proudem v příbřeží a tenatními sítěmi ve všech dostupných typech stanovišť (habitatů) dané nádrže. Metodika je primárně zaměřena na vzorkování celého věkového spektra ryb starších než jeden rok (1+ a starší), avšak v úlovcích se eviduje i plůdek, který dokazuje rozmnožování jednotlivých druhů v nádrži. Analýzy věkového složení populací se provádí na základě čtení věku z šupin ryb, případně dalších struktur, a to pomocí jasně vymezených ročních přírůstků (anulů). Více o jednotlivých vzorkovacích prostředcích je uvedeno v kapitolách 6.1. a 6.2.

Metodika hodnocení společenstev ryb pro stanovení ekologického potenciálu stojatých vod ovlivněných a umělých nebyla v ČR dosud vypracována. Obecně je při stanovování maximálního ekologického potenciálu nutné zvolit nejbližše srovnatelnou kategorii povrchových vod, což je v případě stojatých vod kategorie jezero. Hodnoty příslušných biologických složek pak musí odpovídat v co největší míře hodnotám přiřazeným takovému nejbližšímu typu útvaru povrchové vody, ovšem při zohlednění fyzikálních podmínek, které vyplývají ze silně ovlivněných nebo umělých charakteristik posuzovaného vodního útvaru. Přiřazení nejbližšího typu útvaru i definování referenčních společenstev je v podmínkách

ČR vzhledem k absenci přirozených jezer poněkud problematické. Shrňme tedy alespoň filozofické přístupy možného hodnocení s použitím dostupných zahraničních postupů hodnocení a odborných zkušeností autorů kapitoly. Zásadním bodem sestavování metodiky hodnocení, resp. definování maximálního ekologického potenciálu, bude stanovení rovnováhy mezi využitím stojaté vody (pro účely zásobní, vodárenské, energetické, rekreační atd.) na jedné straně a podporou přírodě blízkého, neovlivněného stavu společenstva vodního útvaru na straně druhé. Z podstaty věci jdou tyto snahy často proti sobě, a tak nalezení schůdného kompromisu představuje značnou výzvu.

Základní kroky pro sestavování metodiky hodnocení ekologického potenciálu rybních obsádek stojatých vod silně ovlivněných a umělých jsou následující:

1. definice referenčního stavu a maximálního ekologického potenciálu,
2. seznam možných antropogenních stresorů a indikátorů společenstva ryb,
3. testování a výběr takových stresorů a indikátorů, které budou spolu ve statisticky významných vztazích,
4. stanovení hodnotových hladin jednotlivých indikátorů na základě dostupného poznání tak, aby hladiny odpovídaly jednotlivých stupňům ekologického potenciálu,
5. a výpočet celkové hodnoty ekologické kvality (*Ecological Quality Ratio, EQR*) a zařazení rybní obsádky do odpovídajícího stupně ekologického potenciálu.

Při stanovování **referenčního stavu** rybních obsádek stojatých vod se nám nabízejí tři možné přístupy, a to srovnání s podobným systémem, avšak neovlivněným člověkem, nebo s typově podobnými systémy vykazujícími maximální ekologický potenciál, anebo využití historických údajů (Gassner a kol., 2003; Kubečka a Peterka, 2009). V případě ovlivněných a umělých stojatých vod není možné využít první a zpravidla ani třetí přístup, neboť podobné, neovlivněné systémy neexistují, stejně jako historické údaje o rybních obsádkách. Oba tyto přístupy je obtížné aplikovat i na přirozená jezera, neboť v dnešní kulturní krajině se neovlivněná jezera taktéž nevyskytují. Nejvhodnější se tedy zdá přístup druhý, který shrnuje typově podobné systémy, ze kterých stanovuje referenční stavy (Garcia a kol., 2006). Některé členské státy s přirozenými jezery však disponují historickými údaji o rybních a hospodaření s nimi, a tak mohou využít i třetí přístup. Historické údaje jsou poplatné době, a tak jsou často nekompletní (týkají se jen hospodářsky významných druhů ryb) a zpravidla se skládají pouze z výčtu druhů. Pokud dostupné informace jsou nedostatečné, je možné se pokusit sestavit referenční stav expertním úsudkem. Například v Rakousku vědci použili historické údaje o 43 rakouských nížinných až alpských jezerech, které dokládaly stav přibližně kolem roku 1850, tedy před začátkem intenzivní industrializace (Gassner a kol., 2005). Výčet druhů obývajících tehdejší jezera lze považovat za hodně blízký přírodnímu stavu, resp. přesnější referenční stav už není možné zjistit. Na základě rybního druhu charakteristického pro určité společenstvo vědci definovali čtyři typy jezer – sivenové, střevlové, ouklejové a candátové jezero. Když pak porovnali obsádky historické se současnými, zjistili, že za 150 let 49 % jezer ztratilo minimálně jeden rybní druh, zpravidla druh menší a citlivý. Na druhou stranu celkový počet druhů vzrostl, a to díky vysazování zájmových, komerčně zajímavých anebo nepůvodních druhů (Zick a kol., 2006).

Pro různé typy vod byla v uplynulých dekadách vyvinuta celá řada indexů rybních obsádek ke stanovení ekologické kvality. Nejběžněji používaným a pravděpodobně i nejefektivnějším se stal **index biologické integrity** (*IBI, Index of Biotic / Biological Integrity*), který je vždy přizpůsobován místním podmínkám konkrétní aplikace. Biologickou integritou rozumíme schopnost ekosystému podporovat a udržovat vyrovnané, celistvé a přizpůsobivé společenstvo organismů, které má druhové složení, pestrost druhů a funkční uspořádání srovnatelné s ekosystémem ze stejné oblasti, ale v přírodním, neovlivněném stavu.

Indikátory rybního společenstva, nazývané též metriky či parametry, které IBI hodnotí, se dají rozdělit do dvou skupin: 1) druhové složení a pestrost (celkový počet druhů, přítomnost netolerantních druhů, pestrost v určitých rodech ryb, podíl hybridů a dalších velmi tolerantních druhů); a 2) ekologické indi-

kátory (početnost ryb, podíl všežravých, hmyzožravých a rybožravých ryb, podíl poškozených jedinců). Z uvedených parametrů by nás mohl zaujmout podíl poškozených jedinců, protože určitým způsobem vybočuje z výčtu spíše přírodních charakteristik. Vnější znetvoření těl dospělých ryb je však výborným ukazatelem degradace přírodních podmínek poukazujícím na dlouhodobou expozici ryb vysoké teplotě, mechanickému stresu či chemickým látkám (kontaminantům), které způsobují léze, nádory a deformace ploutví. V odborné literatuře se pro tento parametr používá termín DELT odlišnosti (*DELT anomalies; external Deformities, Erosions, Lesions and Tumors*). K užitečnosti DELT odlišností jako spolehlivého a přesného indikátoru ekologické kvality systému přispívá zejména vysoká citlivost většiny rybích druhů, trvalé nízký podíl poškozených jedinců v referenčních podmínkách a vysoká informační hodnota na široké škále přírodních podmínek i stresorů (Sanders a kol., 1998; Benejam a kol., 2010).

Index biologické integrity byl vyvíjen zejména pro říční prostředí všech kontinentů (zahrnutí potravních a reprodukčních ekologických skupin, věkové struktury, růstu, úspěchu reprodukce atd.), ale úpravy indexu pro jezerní prostředí zůstaly pozadu. Úspěšný pokus o modifikaci IBI na evropské stojaté vody podnikli rakouští vědci na alpských jezerech právě při hledání vhodné metodiky pro hodnocení ekologického stavu podle Rámcové směrnice (Gassner a kol., 2003). Největší problém představovalo zapojení referenčního stavu, který původní IBI neuvažuje, a dále nalezení vhodného měřítka početnosti. Němečtí vědci na základě studie 67 německých nížinných jezer shrnuli, že stanovení indexu ekologické integrity pomocí rybí obsádky je obecně možné tehdy, jsou-li analyzovaná jezera nejdříve odlišena do skupin podle hloubek a zároveň je-li hlavním antropogenním stresorem eutrofizace (Garcia a kol., 2006). Eutrofizace je největším stresorem i v ČR, viz předcházející podkapitola, a tento jev je běžný napříč všemi evropskými stojatými vodami a právě proto jsou rybí obsádky velmi dobrým indikátorem eutrofizace spolu např. s biomasou sinic, pokryvem vodních makrofyt a množstvím chlorofylu a (Sondergaard a kol., 2005; Rask a kol., 2010).

Z výše uvedeného vyplývá, že kromě problémů se stanovením referenčních stavů se musí každé hodnocení ekologického potenciálu vypořádat s nalezením takových indikátorů rybí obsádky, které budou nejlépe odražet antropogenní stresory. V tomto směru jsou zatím asi nejlépe zpracované rybí obsádky francouzských nádrží (Launois a kol., 2011). Pro modifikovaný IBI se používá termín **index rybí obsádky** (*Fish-Based Index, FBI*). Nejčastějšími druhy ve francouzských nádržích byly cejn velký, okoun, plotice, candát a perlín, což odpovídá obsádkám českých nádrží, a tak jsou výsledky francouzské studie velmi přínosné i pro naše podmínky. Francouzi pomocí standardizované metodiky získali informace o rybách z 59 nádrží a vliv stresorů testovali na 11 skupinách indikátorů společenstva ryb. Celkový počet testovaných indikátorů se vyšplhal přes 70. Nicméně pouze osm z nich mělo statisticky významný vztah se sledovanými stresory – celková biomasa, počet a biomasa tolerantních druhů, počet všežravých druhů, počet a podíl planktonožravých druhů, biomasa býložravých druhů a podíl rybožravých druhů. Zároveň jedinými stresory, které se zapojovaly do vztahu s rybí obsádkou nádrží, byly stresory spojené se zemědělským využíváním povodí. Sedm z osmi indikátorů vykazovalo s těmito stresory pozitivní vztah, tj. jejich hodnoty stoupaly spolu s intenzitou stresoru. Podíl rybožravých druhů ryb však vykazoval opačný vztah, což potvrzuje obecné pozorování o klesajícím podílu predátorů s rostoucím zatížením prostředí.

Francouzští vědci ve své práci kromě obsádek nádrží analyzovali stejným způsobem i obsádky 30 přirozených jezer, a to s velmi zajímavým výsledkem – v jezerních podmínkách se neprokázala významnost žádného z indikátorů rybí obsádky nádrží. Pouze tři indikátory jezerní obsádky měly pozitivní vztah ke stresorům, a to podíl biomasy tolerantních druhů k stresorům urbánním (hustota populace a silnic, podíl zastavěné plochy), početnost výlučných fytofilů (obr. 3.4.6.) a podíl biomasy planktonožravých ryb ke stresorům zemědělským. Autoři se domnívají, že rozdílnost reakcí obsádek jezer a nádrží na antropogenní zatížení by mohla zpochybnit používání přirozených, jezerních systémů jako referenčních podmínek pro stanovení ekologického potenciálu nádrží.



Obr. 3.4.6. Vytřený pás okouních jiker na vegetaci, zatopená důlní jáma Milada (foto: FISHECU). Okoun říční nepatří mezi výlučné fytofilly, je schopen se vytříť i na jiný podkladový materiál, přičemž preferuje odumřelé větvičky zatopených suchozemských rostlin (Čech a kol., 2009).

Snahy definovat ekologický potenciál silně ovlivněných a umělých vod v centrální a baltické geografické oblasti, do které spadá i ČR, jsou teprve ve svých začátcích. V letech 2009–2012 však došlo k významným pokrokům ve vývoji metodiky hodnocení ekologického stavu pro celou oblast. Jako nejlepší indikátory jezerní obsádky reagující v rámci oblasti na antropogenní zatížení byly vybrány celková biomasa, podíl biomasy cejna velkého a plotice, podíl biomasy druhů reagujících na eutrofizaci (cejn velký, cejnek malý, karas obecný a stříbřitý, kapr, síhové) a přítomnost litorálních druhů (štika, lín, perlín) reagujících na degradaci litorálu (modifikace břehových linií, nedostatečný pokryv vodních makrofyt). Hraniční hodnoty byly stanoveny zvláště pro každý ze tří morfologických typů jezer (míchaná, stratifikovaná a hluboká). Základní metodikou vzorkování je standardizovaný odlov ryb pomocí tenat (EN 14 757, 2005; ČSN 75 7708, 2005). Pro rychlý a automatický výpočet hodnoty ekologické kvality byl vyvinut tabulkový vzor. Nutno ovšem dodat, že důraz byl kladen zejména na metodiku použitelnou pro prostředí jezerní.

Výsledky prvního roku monitoringu rybích obsádek v ČR pro účely Rámcové směrnice (zpřístupněny na adrese <http://www.FISHECU.cz/projects/project-kubecka03/>) a databáze dat Hydrobiologického ústavu Biologického centra AV ČR, v.v.i., umožnily zhodnocení ekologického stavu 16 českých nádrží (termín ekologický stav je zde místo potenciálu použit záměrně, neboť metodika je zatím vyvinuta pro jezerní, přirozené obsádky, viz předchozí odstavec). Nejvíce nádrží obdrželo známku středního ekologického stavu (Lučina, Seč, Nové Mlýny II, Orlík, Želivka, Klíčava, Římov, Nové Mlýny III, Žlutice, Žermanice, Nýrsko – nádrže jsou seřazeny vzestupně podle stoupající hodnoty EQR). Jedna nádrž (Vranov) se nacházela v poškozeném stavu a čtyři nádrže dosáhly stavu dobrého (Fláje, Těrlicko, Nové Mlýny I, Lipno). Protože metodiku hodnocení ekologické kvality je povinen vypracovat každý členský stát EU, metodika pro celou naši geografickou oblast a přístupy sousedních států nám naznačují možné směry a cenná vodítka pro vývoj vlastní české metodiky.

LITERATURA

- Benejam, L., Benito, J., García-Berthou, E., 2010. Decreases in condition and fecundity of freshwater fishes in a highly polluted reservoir. *Water, Air and Soil Pollution* 210: 231–242.
- Broža, V., Satrapa, L., Sakař, K., Bláha, J., Báča, V., Vít, P., Maníček, J., Bíza, P., Jílek, M., Kopřiovová, J., Vinklát, P.D., 2005. Přehrady Čech, Moravy a Slezska. *Knihy 555*, Liberec, 251 s.
- Čech, M., Peterka, J., Říha, M., Jůza, T., Kubečka, J., 2009. Distribution of egg strands of perch (*Perca fluviatilis* L.) with respect to depth and spawning substrate. *Hydrobiologia* 630: 105–114.
- ČSN 75 7708 (EN 14 757), 2005. Jakost vod – Odběr vzorků ryb tenatními sítěmi.
- Duras, J., 2007. Ekologický potenciál stojatých vod – v čem je problém? *Limnologické noviny* 4: 1–4.
- EN 14 757, 2005. Water Quality – Sampling of Fish with Multimesh Gillnets, CEN TC 230.
- Fernando, C.H., Holčík, J., 1991. Fish in reservoirs. *Internationale Revue gesamtmen Hydrobiologie* 76: 149–167.
- Garcia, X.-F., Diekmann, M., Brämick, U., Lemcke, R., Mehner, T., 2006. Correlations between type-indicator fish species and lake productivity in German lowland lakes. *Journal of Fish Biology* 68: 1144–1157.
- Gassner, H., Tischler, G., Wanzenböck, J., 2003. Ecological integrity assessment of lakes using fish communities – suggestions of new metrics developed in two Austrian prealpine lakes. *International Review of Hydrobiology* 88: 635–652.
- Gassner, H., Wanzenböck, J., Zick, D., Tischler, G., Pamminer-Lahnsteiner, B., 2005. Development of a fish based lake typology for natural Austrian lakes >50 ha based on the reconstructed historical fish communities. *International Review of Hydrobiology* 90: 422–432.
- Hejzlar, J., Matěna, J., Komárková, J., Kubečka, J., 2003. Typologie a referenční stavy vodních útvarů stojatých vod: Úvodní studie pro implementaci Rámcové směrnice o vodě v ČR, 25 s.
- Hladík, M., Kubečka, J., 2003. Fish migration between a temperate reservoir and its main tributary. *Hydrobiologia* 504: 251–266.
- Hrádek, M., 2003. Systémová analýza provozu energetické soustavy Dukovany – Dalešice a impaktů do okolní krajiny. *Geomorfologický sborník* 2: 23–29.
- Kubečka, J., Peterka, J., 2009. Ekologický potenciál rybích obsádek našich nádrží: Mohou nám okolní jezera sloužit jako referenční stavy? *Vodní hospodářství* 59: 125–126.
- Kubečka, J., Prchalová, M., 2006. Metodika odlovu a zpracování vzorků ryb ze stojatých vod. Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, v.v.i., Praha, 13 s.
- Kubečka, J., Frouzová, J., Jůza, T., Kratochvíl, M., Prchalová, M., Říha, M., 2010. Metodika monitorování rybích společenstev nádrží a jezer. *Biologické centrum AV ČR, v.v.i., České Budějovice*, 64 s.
- Launois, L., Veslot, J., Irz, P., Argillier, C., 2011. Selecting fish-based metrics responding to human pressures in French natural lakes and reservoirs: towards the development of a fish-based index (FBI) for French lakes. *Ecology of Freshwater Fish* 20: 120–132.
- Rask, M., Olin, M., Ruuhijärvi, J., 2010. Fish-based assessment of ecological status of Finnish lakes loaded by diffuse nutrient pollution from agriculture. *Fisheries Management and Ecology* 17: 126–133.
- Sanders, R.E., Miltner, R.J., Yoder, C.O., Rankin, E.T., 1998. The use of external deformities, erosion, lesions, and tumors (DELT anomalies) in fish assemblages for characterizing aquatic resources: a case study of seven Ohio streams. In: Simon, T.P. (Ed.) *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. Boca Raton, FL, USA: CRC-Press, 225–246.

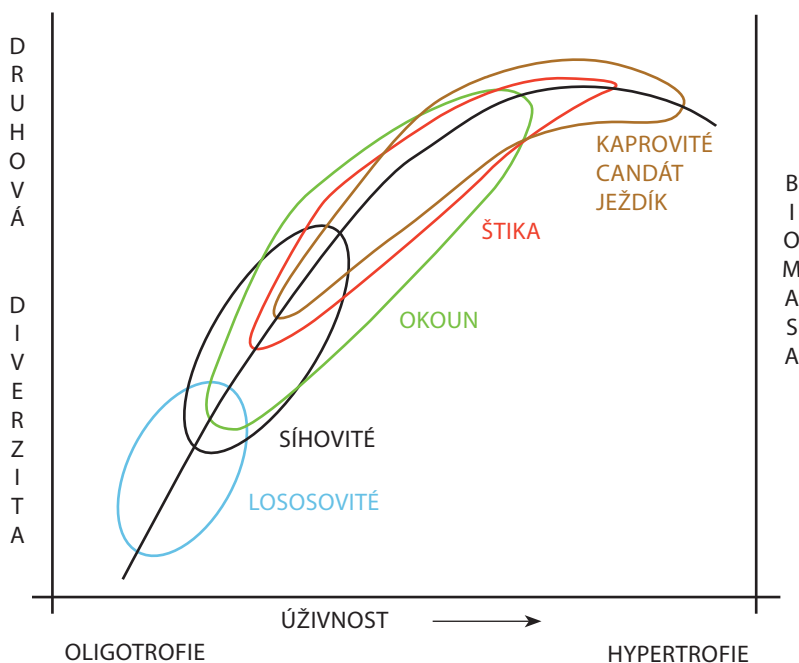
- Sondergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J.P., Amsinck, S.L., 2005. Water Framework Directive: ecological classification of Danish lakes. *Journal of Applied Ecology* 42: 616–629.
- Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady z 23. října 2000 ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky, 2001.
- Sýkorová, Z., Špaček, P., Pazdírková, J., Švancara, J., 2003. Seismologické moitorování přečerpávací vodní elektrárny Dlouhé stráně. In: Cigánek, J. (Ed.), *Nové výsledky seismologických, geofyzikálních a geotechnických průzkumů*. 12. regionální konference s mezinárodní účastí, Ostrava, 247–251.
- Zick, D., Gassner, H., Filzmoser, P., Wanzenböck, J., Pamminer-Lahnsteiner, B., Tischler, G., 2006. Changes in the fish species composition of all Austrian lakes >50 ha during the last 150 years. *Fisheries Management and Ecology* 13: 103–111.

3.5. Formování nových vodních ekosystémů – údolní nádrže, důlní jezera (J. Peterka, J. Kubečka)

3.5.1. Sukcese – přirozený vývoj

Sladkovodní jezera a nádrže představují z pohledu geologického vývoje přechodné biotopy, jejichž existence je omezena dobou, za kterou dojde k jejich naplnění přinesenými materiály k tzv. zazemňování (Lellák a Kubíček, 1991). Zazemňování je základní jezerní sukcesí a projevuje se úbytkem významu hlubokovodních stanovišť a volné vody a růstem významu zarostlých stanovišť příbřežních. Zejména u hlubších nepřilíživě zatížených vod může však zazemňování trvat tisíce až miliony let, takže zde lze rozeznat řadu dlouhodobých rybích společenstev, která se vyvíjejí, a mluvíme o jezerní sukcesí v užším slova smyslu. Nejčastějším hybatelem jezerní sukcesí jsou v současnosti změny v množství rozpuštěných živin a změny v globálních klimatických podmínkách, přičemž oba procesy účinkují synergicky, vzájemně se posilují (Jeppesen a kol., 2010).

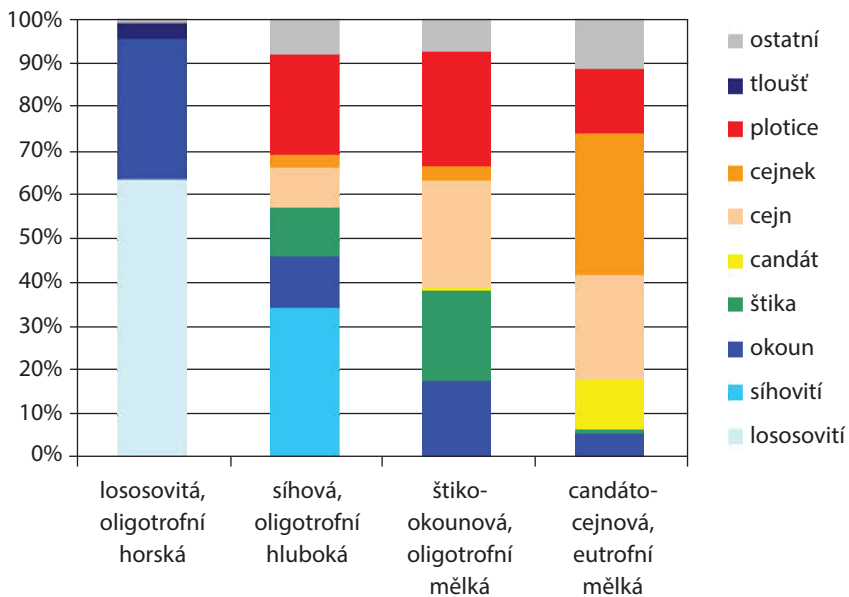
Základní schéma sukcesí ryb v jezerech bylo rozpracováno Holčíkem a kol. (1989) a v evropských poměrech lze najít těžiště různých taxonů ryb zejména v závislosti na stoupající úživnosti prostředí (obr. 3.5.1.). V nejméně oligotrofních systémech dominují především lososovité ryby (rody *Salvelinus* a *Salmo*). Nejcharakterističtějšími zástupci méně zatížených a hlubších mezotrofních jezer jsou síhové rodu *Coregonus*. S dalším vzestupem úživnosti hrají významnou roli okoun říční s poměrně širokou ekologickou valencí od teplejších vod pstruhových až po eutrofii a štika obecná. Eutrofní, případně hypertrofní systémy jsou dominovány kaprovitými rybami, které z okounovitých doprovázejí hlavně candát obecný a ježdík obecný.



Obr. 3.5.1. Schéma sukcesí rybích společenstev v jezerech s postupujícím nárůstem úživnosti

(upraveno podle Holčíka a kol., 1989).

Kromě trofického a teplotního režimu hraje významnou úlohu při formování rybích obsádek jezer jejich hloubka (Szczerbowski, 1985; Mehner a kol., 2007), která mění poměry litorálních a pelagických komponent ve společenstvu a využitelnost živin. Průměrná kvalitativní biomasová složení rybích obsádek nejtýpčtějších jezer v okolních státech jsou uvedena na obr. 3.5.2. V nejčistších a nejstudenějších jezerech dominují lososovité ryby, ale je vysoký i podíl okouna a jelců (případně střevlí, které bývají spolu s dalšími malými rybami v biomasovém složení podhodnoceny z důvodu malé velikosti a někdy i selektivity vzorkovacích metod). Rybí obsádky síhových jezer mohou být již poměrně pestré, obvykle se jedná o dvoupatrové systémy (Budy a kol., 2009), kdy kaprovité ryby obývají prohřáté hladinové vrstvy a síhové oblasti kolem skočné vrstvy. To je též důvod, proč většina mělkých jezer typické síhové obsádky nemá (Mehner a kol., 2007). Mělká jezera se opět dělí podle úživnosti a průhlednosti na relativně čistá štika-okounová (dalšími významnými druhy jsou plotice obecná, perlník ostrobřichý a lín obecný) a eutrofní jezera candáto-cejnová označovaná též jako ježdíková (dalšími významnými druhy jsou cejnek malý a ouklej obecná). Kromě těchto nejzákladnějších typů jsou rozlišována hluboká eutrofní jezera cejnová, kde síhové nejsou schopni žít kvůli kyslíkovým deficitům a nedostatku třetího substrátu nezaneseného sedimenty (Szczerbowski, 1985) a jezera karasová, která odpovídají plošně malým a mělkým zarostlým vodám ohroženým zazemněním a kyslíkovými deficity (viz též Adámek a kol., 1995).



Obr. 3.5.2. Průměrné biomasové složení rybích obsádek v nejcharakterističtějších typech jezer v okolních státech (Rakousko, Německo, Polsko) (upraveno podle Kubečky a Peterky, 2009).

V důsledku činnosti člověka jsou společenstva na levé straně obrázků 3.5.1. a 3.5.2. stále vzácnější. Zatížení živinami vychází obecně jakožto nejvýraznější antropogenní faktor měnící ekologický stav jezer (Caussé a kol., 2012). Naštěstí je možný i reverzní vývoj, takzvaná re-oligotrofizace, která souvisí se zlepšením péče o vody (Eckmann a kol., 2007), případně s poklesem průmyslové produkce a znečištění (Rešetnikov, 2004). Sukcese se pak obrací směrem k druhům preferujícím oligotrofii a rybářská produktivita klesá.

3.5.2. Jezera

Sukcese rybích společenstev v jezerech, jakožto přirozených vodních ekosystémech, byla detailně popsána v předchozí kapitole. Kvalitativní kategorizaci typů středoevropských jezer dle rybích společenstev přehledně shrnuje obrázek 3.5.2. Pokud se ale podíváme po názorných příkladech v podmínkách České republiky, zjistíme, že prakticky nenajdeme příklady přirozených jezer s rybí obsádkou k možné demonstraci. Nejznámější a rozlohou i nejmýznamnější šumavská jezera ledovcového původu jsou v důsledku acidifikace, ke které došlo v minulém století, zcela bez ryb a pravděpodobně ještě dlouhou dobu budou (Vrba a kol., 2004). Stav dalších přibližně dvaceti přirozených jezer či spíše jezírek, neboť jejich rozloha často nedosahuje ani jednoho hektaru, je většinou zcela neznámý. Z pohledu sledování vývoje rybích populací a faktorů, které jej ovlivňují, jsou tak daleko zajímavější umělá jezera, tedy vodní plochy s převážně velmi dlouhou dobou zdržení, vzniklé nejčastěji zaplavením zbytkových jam po těžební činnosti – převážně štěrkopískovny a kamenolomy, ale v poslední době i **důlní jezera** vzniklá po těžbě hnědého uhlí.

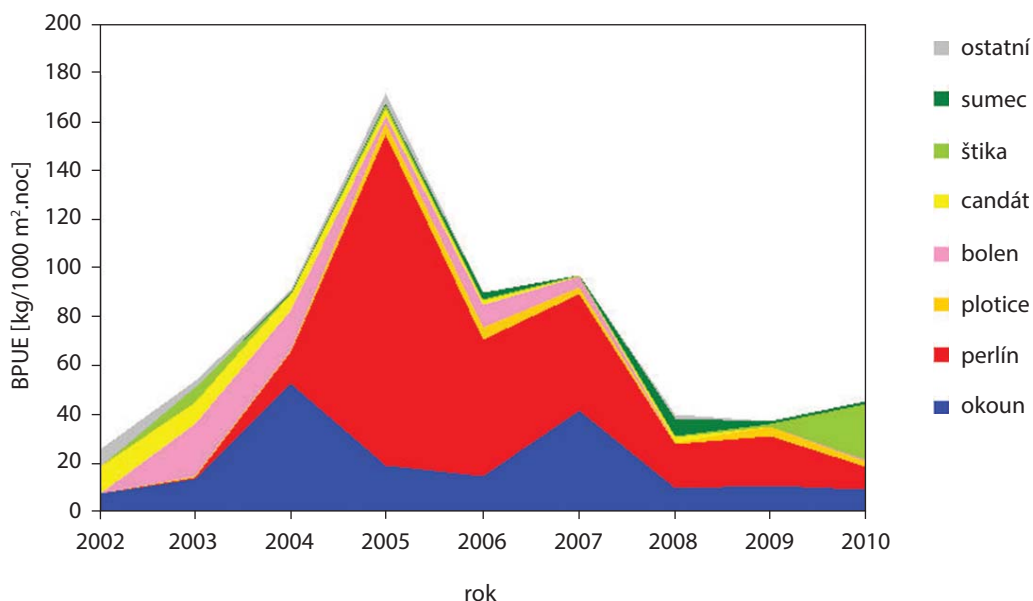
Povrchová těžba hnědého uhlí, a s ní související přesuny obrovského množství hornin, měla katastrofální dopady na ekologickou a estetickou kvalitu krajiny. Hydrická varianta revitalizace důlních jam je považována za přírodě blízký a velmi perspektivní způsob využití povrchových dolů po ukončení těžby. V uhelných revírech existují stovky zatopených dolů a důlních propadlin nejrůznějších rozměrů. Většina z nich je menší rozlohy (zlomky až jednotky hektarů), existují desítky let a jejich fungování se blíží menším stojatým vodám. Unikátním jevem jsou ale jezera vznikající řízeným zatopením velkých povrchových dolů, kdy vznikají vodní plochy rozlohy stovek až více jak tisíce hektarů s hloubkami mnoha desítek metrů a celkovými objemy v desítkách až stovkách milionů metrů krychlových vody, která jsou svou charakteristikou výrazně bližší přirozeným jezerům, spíše než v našich podmínkách poměrně hojným kaňonovitým údolním nádržím, o kterých pojednává další kapitola. Primárním využitím nově vznikajících jezer by měla být rekreace a podpora biodiversity těžbou zdevastovaných oblastí. Velmi pozitivní skutečností je, že vývoj rybích obsádek je u všech třech v současnosti vznikajících hnědouhelných důlních jezer (Milada, Most a Medard, obr. 3.5.3.) odborně sledován a obsádky jsou navrženy a formovány tak, aby korespondovaly s referenčními stavy z přirozených jezer sousedních států (Peterka a Kubečka, 2009; Kubečka a Peterka, 2010). Vedle toho jsou uplatňována opatření pro minimalizaci živinové zátěže a předpokládá se rychlá oligotrofizace jezer již v průběhu napouštění či krátce po jejich napouštění. V důsledku toho zde mohou vznikat vzácné obsádky síhového a štika-okounového typu (viz obr. 3.5.2.).

Na našem území proběhly hydrické revitalizace (většinou samovolným nastoupáním spodních vod po ukončení těžby) doposud pouze u malých a velmi malých zbytkových důlních jam. Jedinou větší zbytkovou jámou hydricky rekultivovanou samovolným zatopením v 70. letech minulého století je jezero Barbora u Teplíc, které je morfometrickými parametry (relativně hluboké, maximální hloubka cca 60 m, i když rozlohou stále relativně malé, cca 55 ha) poměrně blízké nově a řízeně zatápěným důlním jámám. Bohužel ačkoliv je vývoj kvality vody a oživení jezera sledován od 80. let minulého století, o složení a kvantitativních parametrech zásadní složky ekosystému jezera – rybí obsádce, není známo prakticky nic. Z tohoto pohledu je zcela zásadní význam jezera Milada, které je v rámci České republiky první řízeně zatápěnou důlní jámou, u které je od samého počátku důkladně zmonitorovaný postup zatápění a vývoje ekosystému.



Obr. 3.5.3. Důlní jezera Milada (nahore, rok 2006), **Most** (uprostřed, rok 2006) a **Medard** (dole, rok 2010) (foto: Jiří Peterka).

Zatápní jezera Milada (zbytkové jámy povrchového dolu Chabařovice ležícího u Ústí nad Labem) probíhalo od roku 2001 a konečné rozlohy (252 ha) bylo dosaženo v roce 2010. Obsádka byla navržena s ohledem na typologické zařazení jezera – štika-okounové, oligotrofní, mělké (maximální hloubka cca 25 m, obr. 3.5.2.) a formována s cílem dosažení relativně nízké biomasy ryb (do 30 kg.ha⁻¹) bez negativního vlivu na kvalitu vody v jezeře (Vlasák a kol., 2003, 2004, 2005; Kubečka a kol., 2006, 2007; Peterka a kol., 2008, 2009a, 2010). V průběhu desetiletého období napouštění jezera došlo k směřovanému vytvoření rybního společenstva dominovaného pěti druhy ryb – okounem říčním, štikou obecnou, sumcem velkým, perlínem ostrobříchým a ploticí obecnou, doplněného o dalších osm druhů ryb a jednoho křížence. Prudký vzestup populace nežádoucích kaprovitých ryb zjištěný v roce 2005 (obr. 3.5.4.) se podařilo zastavit díky včasným biomanipulačním (odstraňování nežádoucích druhů ryb) a biomanipulačním (vysazení dravců) zásahům do vývoje rybního společenstva a téměř po celou dobu napouštění se dařilo udržet jezero v tzv. okounové fázi vývoje. Aktuálním problémem rybní obsádky jezera je zpožděný nástup nových silných ročníků okouna po kolapsu jeho cyklující populace (viz kapitola 3.5.3.). Právě identifikovaná hrozba kolapsu populace okouna vedla v letech 2005 až 2007 k rozhodnutí výrazně posílit populace výhradně dravých druhů – štiky obecné, sumce velkého a candáta obecného, aby nedošlo k hrozícímu zvrácení společenstva z okounové do přechodné fáze, případně až do dominance kaprovitými rybami. Vysazením generačních ryb se podařilo velmi rychle vytvořit samoreprodukující se populace štiky a sumce, které predací tlakem omezují rozvoj nežádoucích druhů a kategorií ryb v jezeře. Celková početnost a biomasa ryb starších 0+ byla v roce 2010 odhadnuta na velmi příznivých 74 ks.ha⁻¹ a 8 kg.ha⁻¹ (Peterka a kol., 2011). Z pohledu biomasy se při relativním vážení jednotlivých habitatů stala štika dominantním druhem (obr. 3.5.4.) a jezero Milada složením rybního společenstva plně dostalo svého typologického zařazení – štika-okounového jezera.



Obr. 3.5.4. Vývoj biomasy litorálních úlovků ryb starších 0+ na jednotku úsilí tenatních sítí v jezeře Milada v letech 2002 až 2010 (Vlasák a kol., 2003, 2004, 2005; Kubečka a kol., 2006, 2007; Peterka a kol., 2008, 2009a, 2010, 2011), BPUE – biomass per unit of effort, biomasa na jednotku úsilí.

Dalšími dvěma důlními jezery, jejichž zatápění aktuálně probíhá, jsou jezera Most (u Mostu) a Medard (u Sokolova, obr. 3.5.3.). Zatímco jezero Most je v září 2012, po pěti letech napouštění, prakticky před dosažením konečné rozlohy 311 ha a do konečné výšky hladiny mu chybí již jen poslední metr, jezero Medard má před sebou ještě poslední čtvrtinu procesu napouštění (konečná rozloha cca 493 ha). Na rozdíl od jezera Milada se v obou případech jedná o výrazně hlubší vody s maximálními hloubkami 70 m (Most) a 50 m (Medard), kterým typologicky odpovídá síhový typ obsádky (obr. 3.5.2.). Tento typ obsádky je v nich od roku 2011 také realizován vysazováním síha marény. Bohužel krátká doba vysazování marény zatím neumožňuje detailnější zhodnocení. Obě jezera se aktuálně nacházejí v iniciální fázi vývoje rybního společenstva a dosud nebylo dosaženo vrcholu prudkého nárůstu početnosti ryb (obr. 3.5.5., viz dále). Velmi zajímavou skutečností je poměrně velmi rychlý průběh vývoje kvantitativních charakteristik rybního společenstva jezera Most. V tomto jezeře se zvýšila početnost během pouhých dvou let z 0 na 550 ks.ha⁻¹ a byla dosažena biomasa 60 kg.ha⁻¹, přičemž hlavním zdrojem nárůstu početnosti populace byla s největší pravděpodobností enormní reprodukční úspěšnost ryb, které se do jezera dostaly po zaplavení satelitních jezírek v okolí zatápné důlní jámy, a vysoká míra přežívání plůdku a jeho rychlý růst (Peterka a Kubečka, 2012). Obdobně jako jezero Milada prochází i jezero Most zřetelnou okounovou fází a do budoucna bude okoun jistě jedním z nejvýznamnějších druhů. Vývoj rybního společenstva jezera Medard je proti jezeru Most pomalejší, v roce 2011 byla početnost ryb v jezeře odhadnuta na 60 ks.ha⁻¹ při biomase necelých 6 kg.ha⁻¹ (Kubečka a kol., 2012). Počet zjištěných druhů ryb v jezeře byl ale v důsledku přímého napouštění kanálem z řeky Ohře, na rozdíl od napouštění tlakovým potrubím nasávajícím vodu pod nádrží Nechranice v případě jezera Most, téměř dvojnásobný (8 vs. 5). Obě jezera by se v budoucnu měla významně lišit i druhovou skladbou ryb. Zatímco v jezeře Most započala realizace sího-dravcového systému doplněného kromě marény ještě štikou a sumcem,

v jezeře Medard je plánována realizace sího-pstruhového systému. V posledně jmenovaném systému bude maréna doplněna zejména o pstruha obecného jezerní formu (forma druhu vznikající v podmínkách jezer), zaujímajícího roli dominantního predátora. Jistou komplikací je v tomto směru přítomnost štiky v jezeře Medard, která se do jezera dostala pravděpodobně nežádoucí introdukcí a lze očekávat, že bude hlavním faktorem negativně ovlivňujícím prosperitu populace lososovitých ryb. Na tomto místě je vhodné zdůraznit, že pro udržení dravcových a lososovitých obsádek bude do budoucna stěžejní zejména vhodný rybářský management vznikajících jezer.

Oligotrofní jezera a jejich charakteristické rybí obsádky patří v současné době vlivem eutrofizace povrchových vod k jednomu z nejohroženějších biotopů evropské krajiny. V podmínkách České republiky aktuálně oligotrofní jezera s vyvinutou rybí obsádkou zcela chybí. Snahy o udržení lososovitých rybích obsádek existují na několika nádržích v severních Čechách a na severní Moravě (viz dále), udržení těchto obsádek není však i přes významnou dotaci populací nasazováním jisté, a to zejména v důsledku kontinuálního zatížení živinami a vlastního managementu nádrží (kolísání hladiny znemožňující vytvoření společenstva makrofyt, vysazování nevhodných druhů atd.). Průzkumy přibližně dvaceti českých nádrží provedené v období posledních dvaceti let jasně doložily, že téměř na všech bylo vlivem eutrofizace dosaženo stavu s dominancí obsádky kaprovitých ryb a předstupně s dominancí ryb okounovitých či dokonce lososovitých jsou vzácné (Peterka a kol., 2009b; Kubečka a kol., 2010). Z tohoto pohledu představují nová jezera vzniklá zatopením zbytkových jam po těžbě hnědého uhlí potenciální refugia pro ohrožené rybí obsádky. Vedle toho budou svou typologicky věrnou obsádkou též vzorovými referenčními lokalitami pro srovnávání a hodnocení ekologického potenciálu uměle vytvořených vodních útvarů (kapitola 3.4.), která jsou recentně vyžadována Rámcovou směrnici vodní politiky EU (Hejzlar, 2006).

3.5.3. Údolní nádrže

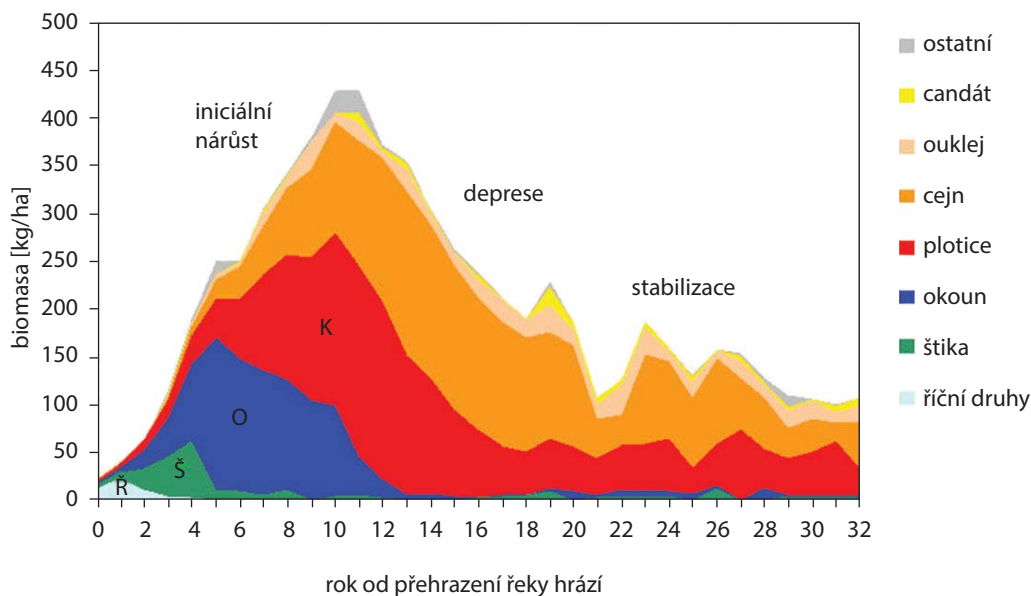
V České republice bylo zbudováno přibližně 120 údolních nádrží o celkové rozloze téměř 30 000 ha. Vývoj rybích společenstev je poměrně dobře znám a obvykle se vyvíjí na bázi druhů přítomných v přehrazeném toku a druhů cíleně, případně i necíleně, introdukovaných. Pro popis vývoje ichtyofauny nádrží se používají dva systémy: kvantitativní a kvalitativní. **Kvantitativní systémy** se snaží popsat vývoj biomasy a produktivity nejčastěji třemi etapami (Holčík a kol., 1989):

1) **Iniciální prudký nárůst početnosti** souvisí s prvotní kulminací celkové produkce po zatopení (tzv. *trophic upsurge*, Straškraba a kol., 1993) a se skutečností, že řada fytofilních a limnofilních druhů nachází při stoupání hladiny přebytek výtěrového substrátu a úkrytů v zatápné terestrické vegetaci. Nárůst početnosti úspěšných druhů je tak rychlý, že během několika let kulminuje jejich množství na úrovních, které obvykle překonávají dlouhodobou úživnost prostředí (obr. 3.5.5.). Obvyklé trvání iniciální fáze je 2–12 let v závislosti na dynamice a klimatických podmínkách.

2) **Fáze deprese** pravidelně nastupuje po překročení únosnosti prostředí. Je způsobena poklesem potravní nabídky poté, co odezní prvotní populační exploze a rovněž výrazným snížením až absencí rostlinného substrátu pro výtěr a úkryt mladších vývojových stádií. Na poklesu se též může podílet formování populací dravých ryb. Výsledkem je často mnohonásobný pokles množství ryb ve srovnání s iniciální kulminací.

3) **Fáze stabilizace**, kdy se tlumenými oscilacemi dosahuje rovnováhy mezi produktivitou nádrže, výtěrovými a stanovištními podmínkami (Říha a kol., 2009). Obecně se udává, že ve fázi stabilizace dochází k mírnému nárůstu rybí produkce a dostupného výnosu. Hlavními mechanismy, jak k tomu dochází, jsou kumulativní obohacení nádrže živinami, sedimentace a osídlení pobřežních oblastí ponořeným rostlinstvem a pronikání nových druhů ryb, které mohou diverzifikovat využití potravních zdrojů (Tereščenko a kol., 2004). V našich podmínkách nebývá nárůst množství ryb v této fázi v současnosti pozorován,

což může souviset s aktuálně probíhajícím mírným trendem poklesu živin (Hejzlar a kol., 2011) a se skutečností, že proces uchycování vodních makrofyt v příbřeží našich korytovitých nádrží je extrémně pomalý (Duncan a Kubečka, 1995). Co se týče nepůvodních druhů, tak pro naše nádrže platí, že zcela nepůvodní (v našich úmořích exotické) druhy nebývají v nádržích příliš úspěšné. Velký problém však představují naše domácí druhy, pokud jsou zavlečeny do horských a podhorských nádrží, kde se původně nevyskytovaly (např. štika, okoun, plotice, perlín, ježdík v nádržích s obsádkou lososovitých ryb). Zde sice nepůvodní druhy zvyšují biomasu, ale výrazně poškozují původní ušlechtilé druhy.



Obr. 3.5.5. Hypotetické schéma sukcese rybií obsádky nově napuštěné údolní nádrže s vyznačenými hlavními

fázemi (s použitím prací: Kubečka, 1990, 1993; Seda a Kubečka, 1997; Pivnička a Švátora, 2001; Říha a kol., 2009 a nepublikovaných údajů). Ř = dominance říčních druhů, Š = dominance štiky, O = dominance okouna, K = dominance kaprovitých ryb

Vedle kvantitativních změn prodělávají mnohé nádrže sukcesí kvalitativně odlišných společenstev. Pro středoevropské nádrže se obvykle používá kvalitativní členění podle Kubečky (1993, obr. 3.5.5.):

1) **Společenstvo s převahou říčních druhů** ryb obvykle charakterizuje samotný začátek existence nádrže, kdy se většina společenstva rekrutuje z původních říčních druhů. Druhová pestrost je nízká, pokud je nádrž postavena na malých pstruhových tocích, avšak může být velká na tocích větších. Neobligátní reofilové (jelci, bolen, ostroretka) a psamofilové (hrouzek) mohou v nádržích najít poměrně příhodné podmínky a na rybií obsádce se výrazněji podílet po více let. Délka období, po které můžeme sledovat společenstvo s převahou říčních druhů ryb, záleží na skutečnosti, jak rychle jsou limnofilní a eurytopní druhy schopné obsadit ekologický prostor nového jezera. Ve studených a oligotrofních horských nádržích se společenstvo s převahou říčních druhů ryb může udržet dlouhodobě v podobě tzv. obsádek s dominancí lososovitých ryb. Takovýto vývoj je z našeho území zdokumentován pouze pro nádrž Morávka v Beskydech (nejposledněji Piecuch a kol., 2007). V řadě jiných nádrží proběhla přechodná lososovitá fáze, kterou však bohužel nahradila další společenstva (Lusk a kol., 1983).

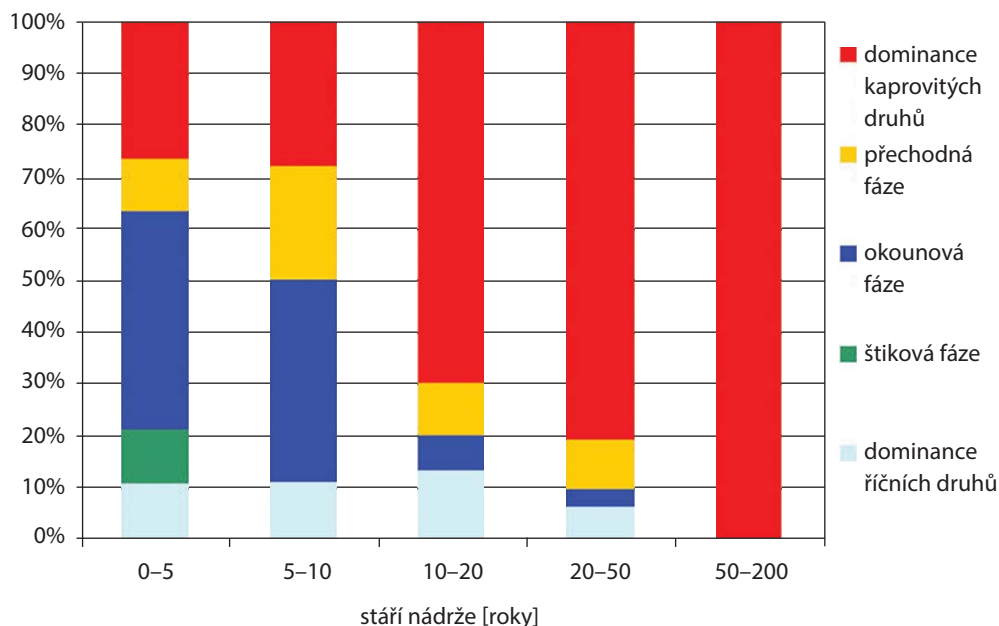
2) **Štiková fáze** vývoje, podporovaná nadbytkem vegetace jakožto třetího substrátu a stanovišť pro fytofilní štika, bývala vždy velmi atraktivní pro sportovní rybáře a je s podivem, jak málo spolehlivých informací o rybím společenstvu v této zajímavé vývojové fázi máme k dispozici. Podíl štiky je uváděn v rozmezí 15–70 % (Kubečka, 1993), vyšší údaje jsou pravděpodobně nadhodnoceny díky selektivitě odlovných metod, a tak lze za realistické považovat podíl štiky na biomase v rozmezí 15–20 % (Holčík, 1977; Hrbáček, 1981). Štiková fáze končí obvykle velmi prudce vymizením vhodných stanovišť pro štika (zetlením terestrické vegetace) a intenzivním rybářským, případně pytláckým tlakem (Kubečka, 1990).

3) **Okounová fáze** vývoje vzniká pravděpodobně tím, že okoun říční je přítomen ve většině přehrazených toků a je schopen se velmi úspěšně a rychle rozmnožovat za podmínek vysoké potravní nabídky v rámci iniciální produkční exploze. Okounová rybí obsádka (s více než 50% zastoupením okouna) může však vzniknout i později, zejména pokud je okoun do nádrže zavlečen až v další fázi vývoje nádrže, a může být stabilní (v mezotrofních nebo acidifikovaných podmínkách, případně v nádržích s vysokým kolísáním vodní hladiny) nebo dočasná (častější případ, viz obr. 3.5.5. a 3.5.6.). Pokud okouni dominují rybímu společenstvu, dochází k tzv. cyklování síly ročníků, kdy kdykoliv se vyskytne silný ročník, tak tento předací vlastního potomstva nedovolí několika dalším ročníkům, aby se v populaci výrazněji uplatnily. Teprve, až silný ročník značně zestárne, má šanci se uplatnit další silný ročník (Kuderskii, 1996).

4) **Přechodné společenstvo** mezi stavem s dominancí okouna a kaprovitých ryb. Tento typ společenstva se zastoupením okouna v rozmezí 20–50 % početnosti nebo biomasy se uplatňuje buď jako dočasná fáze mezi okounovou a kaprovitou obsádkou, nebo se může dlouhodobě udržet, pokud specifické podmínky neumožňují kaprovitým rybám potlačit rozvoj okouna. Takovým případem je např. nádrž Slapy, která by limnologicky umožňovala rozvoj společenstva s dominancí kaprovitých ryb, ale výtěr kaprovitých ryb je každoročně redukován diurnálním kolísáním hladiny způsobeným špičující elektrárnou (Drašík a kol., 2004). Kaprovité ryby pak nemohou dosáhnout hustot, při nichž dochází ke kompetitivnímu vytlačení okouna.

5) **Společenstvo s dominancí kaprovitých ryb**, které podobně jako v jezerech dosahuje nejvyšších biomas (i několik set $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) a je v našich poměrech nejčastější a nejstabilnější (obr. 3.5.6.). Masivní rozvoj kaprovitých ryb způsobuje drastický pokles větších forem bezobratlé potravy (planktonní i bentické) a následně přes trofickou kaskádu nárůst hustot řas. Jiné druhy ryb (především okoun), které preferují větší kořist, jsou pak výrazně znevýhodněny jak vyžráním kořisti, tak i snížením viditelnosti, a nižší úspěšností při jejím vyhledávání. Kaprovité ryby (především cejn velký, plotice obecná, ouklej obecná případně v mělkých vodách cejn malý) pak vlastně posilují vlastní efekt na kvalitu vody (podporují rozvoj řas) a zároveň omezují efektivitu dravých ryb, které by je mohly omezovat (tzv. ichtyoeutrofizace). Velké hustoty ryb mají za následek jejich pomalý individuální růst.

Uvedené druhy rybích společenstev představují často fáze vývoje rybí obsádky po napuštění nádrže (obr. 3.5.5.). Při vývoji nádrže mohou nastat všechny fáze nebo mohou být některé vynechány. Extrémní jsou případy nádrží postavených na tocích cejnového pásma, které velmi rychle získávají společenstvo s dominancí kaprovitých ryb (např. nádrž Slapy v padesátých a šedesátých letech 20. století a Orlík, Drašík a kol., 2004). Vzhledem k tomu, že společenstvo kaprovitých ryb je nejstabilnější, pravděpodobnost jeho výskytu stoupá se stářím nádrže (obr. 3.5.6.).



Obr. 3.5.6. Výskyt jednotlivých typů obsádek ve skupinách nádrží členěných podle jejich stáří.

Složení spočteno na základě více než 150 publikovaných a nepublikovaných druhových složení různých českých nádrží.

Mladé nádrže mohou hostit kterékoliv z uvedených společenstev. U rybích obsádek starších více než 50 let jsou pouze výjimečně známy případy, kdy se udržely jiné obsádky než kaprovité (např. lososovité obsádky v acidifikovaných nádržích Jizerských hor, Kubečka a kol., 1998; Švátora a kol., nepublikované údaje). Podobně jako v jezerech je reverzní vývoj od kaprovité obsádky teoreticky možný, avšak zdokumentované případy téměř chybí (v poslední době byl zaznamenán pokles plotice a perlína a nárůst okouna v souvislosti s poklesem živin na nádrži Nýrsko; Kratochvíl a Kubečka, 2011).

LITERATURA

- Adámek, Z., Vostradovský, J., Dubský, K., Nováček, J., Hartvich, P., 1995. Rybářství ve volných vodách. Victoria publishing, Praha, 208 s.
- Budy, P., Thiede, G.P., Luecke, C., Schneider, R.W., 2009. Warmwater and coldwater fish in two-story standing waters. In: Bonar, S.A., Hubert, W.A., Willis, D.W. (Eds), Standard Methods for Sampling North American Freshwater Fishes. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA, pp. 159–170.
- Caussé, S., Gevrey, M., Pédrón, S., Brucet, S., Holmgren, K., Emmrich, M., De Bortoli, J., Argillier, C., 2012. A fish index to assess ecological status of European lakes. In: Schmidt-Kloiber, A., Hartmann, A., Strackbein, J., Feld, C.K., Hering, D. (Eds), Current Questions in Water Management. Eesti Maaülikool, Estonia, pp. 37–39.
- Draštík, V., Kubečka, J., Šovčík, P., 2004. Hydrology and angler's catches in the Czech reservoirs. *Ecohydrology and Hydrobiology* 4: 429–439.
- Duncan, A., Kubečka, J., 1995. Importance of ecotone for fish in reservoirs. *Hydrobiologia* 303: 11–30.
- Eckmann, R., Gerdeaux, D., Muller, R., Rosch, R., 2007. Re-oligotrophication and whitefish fisheries management. In: Jankun, M., Brzuzan, P., Hliwa, P., Luczynski, M. (Eds), Biology and Management of Coregonid Fishes – 2005, *Advances in Limnology* 60: 353–360.
- Hejzlar, J., 2006. Rámcová směrnice vodní politiky EU a kvalita vody v nádržích. *Vodní hospodářství* 6: 190–193.
- Hejzlar, J., Kopáček, J., Polívka, J., Turek, J., Volková, A., 2011. Trendy vývoje kvality vody a trofie ve vodárenské nádrži Římov. In: Říhová-Ambrožová, J., Veselá, J. (Eds), *Vodárenská biologie 2011*. Ekomonitor spol. s r.o., Chrudim, s. 80–85.
- Holčík, J., 1977. Changes in fish community of Klíčava Reservoir with particular reference to Eurasian perch (*Perca fluviatilis*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 34: 1734–1747.
- Holčík, J., Banarescu, P., Evans, D., 1989. General introduction to fishes. In: Holčík, J. (Ed.), *The freshwater fishes of Europe*, Vol. I, Part II. Aula Verlag, Wiesbaden, Germany, pp. 18–147.
- Hrbáček, J., 1981. Produkční vztahy, jako výchozí struktura pro posuzování faktorů eutrofizace údolních nádrží. *Academia*, Praha, 58 s.
- Jeppesen, E., Meerhoff, M., Holmgren, K., Gonzalez-Bergonzoni, I., Teixeira-de Mello, F., Declerck, S.A.J., De Meester, L., Sondergaard, M., Lauridsen, T.L., Bjerring, R., Conde-Porcuna, J.M., Mazzeo, N., Iglesias, C., Reizenstein, M., Malmquist, H.J., Liu, Z.W., Balayla, D., Lazzaro, X., 2010. Impacts of climate warming on lake fish community structure and potential effects on ecosystem function. *Hydrobiologia* 646: 73–90.
- Kratochvíl, M., Kubečka, J., 2011. Orientační monitoring rybí obsádky údolní nádrže Nýrsko v roce 2011. Závěrečná zpráva HBÚ BC AV ČR, v.v.i., 4 s.
- Kubečka, J. (Ed.), 1990. Ichthyofauna of the Malse River and Rimov Reservoir. South Bohemian Museum, Ceske Budejovice, 151 pp.
- Kubečka, J., 1993. Succession of fish communities of Central and East European reservoirs, In: Straskraba, M., Tundisi, J.S., Duncan, A. (Eds), *Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management*. Kluwer, Dordrecht, The Netherlands, pp. 153–168.
- Kubečka, J., Peterka, J., 2009. Ekologický potenciál rybích obsádek našich nádrží: Mohou nám okolní jezera sloužit jako referenční stavy? *Vodní hospodářství* 59 (4): 125–126.
- Kubečka, J., Peterka, J., 2010. Návrh zarybnění jezera Medard-Libík. Zpráva HBÚ BC AV ČR pro Sokolovskou uhelnou, právní nástupce, a.s., 16 s.

- Kubečka, J., Frouzová, J., Čech, M., Prachař, Z., Peterka, J., Vožechová, M., 1998. Ichthyologický průzkum údolních nádrží v Jizerských horách v r. 1997. Zpráva HBÚ AV ČR pro Výzkumný ústav vodohospodářský, České Budějovice, 42 s.
- Kubečka, J., Prchalová, M., Draštík, V., Jůza, T., Peterka, J., Říha, M., Vašek, M., 2006. Komplexní průzkum rybí obsádky nádrže Chabařovice v roce 2005. Zpráva HBÚ pro Palivový kombinát Ústí, 76 s.
- Kubečka, J., Peterka, J., Draštík, V., Jůza, T., Prchalová, M., Říha, M., 2007. Komplexní průzkum rybí obsádky nádrže Chabařovice v roce 2006. Zpráva HBÚ pro Palivový kombinát Ústí, 65 s.
- Kubečka, J., Matěna, J., Čech, M., Kratochvíl, M., Peterka, J., Prchalová, M., Říha, M., Vašek, M., 2010. Inventura ryb v našich vodách. Rybářství 2: 42–45.
- Kubečka, J., Blabolil, P., Borovec, J., Čech, M., Draštík, V., Hejzlar, J., Nedoma, J., Peterka, J., Prachař, Y., Rychtecký, P., Sedľa, J., Vejřík, L., Znachor, P., 2012. Hydrobiologický monitoring jezera Medard v roce 2011. Zpráva HBÚ BC AV ČR pro Sokolovskou uhelnou, právní nástupce, a.s., 89 s.
- Kuderskii, L.A., 1996. Population dynamics of commercial fish in inland reservoirs. A.A. Balkema, Brookfeld, Rotterdam, The Netherlands, 156 pp.
- Lellák, J., Kubíček, F., 1991. Hydrobiologie. Karolinum, Praha, 257 s.
- Lusk, S., Heteša, J., Hochman, L., Král, K., 1983. Účelové rybí obsádky v údolních nádržích. Hydroprojekt Brno, 110 s.
- Mehner, T., Holmgren, K., Lauridsen, T.L., Jeppesen, E., Diekmann, M., 2007. Lake depth and geographical position modify lake fish assemblages of the European 'Central Plains' ecoregion. *Freshwater Biology* 52 (11): 2285–2297.
- Peterka, J., Kubečka, J., 2009. Návrh zarybnění jezera Most-Ležáky – přehled možných řešení. Zpráva HBÚ BC AV ČR pro Palivový kombinát Ústí, s.p., 16 s.
- Peterka, J., Kubečka, J., 2012. Komplexní průzkum rybí obsádky jezera Most v roce 2011. Zpráva HBÚ BC AV ČR pro Palivový kombinát Ústí, s.p., 53 s.
- Peterka, J., Kubečka, J., Čech, M., Draštík, V., Frouzová, J., Jůza, T., Prchalová, M., 2008. Průzkumy rybí obsádky jezera Chabařovice v roce 2007. Zpráva HBÚ BC AV ČR pro Palivový kombinát Ústí, s.p., 75 s.
- Peterka, J., Kubečka, J., Čech, M., Draštík, V., Jůza, T., Frouzová, J., Čech, M., Prchalová, M., 2009a. Průzkumy rybí obsádky jezera Chabařovice v roce 2008. Zpráva HBÚ BC AV ČR pro Palivový kombinát Ústí, s.p., 75 s.
- Peterka, J., Čech, M., Frouzová, J., Draštík, V., Vašek, M., Prchalová, M., Matěna, J., Kubečka, J., Jůza, T., Kratochvíl, M., 2009b. Monitorování rybních obsádek údolních nádrží v České republice – výsledky prvního roku sledování. In: Kröpferová, L., Šulcová, J. (Eds), Sborník příspěvků z 15. konference České limnologické společnosti a Slovenskej limnologickej spoločnosti, pp. 209–211.
- Peterka, J., Kubečka, J., Draštík, V., Čech, M., Jůza, T., Frouzová, J., Prchalová, M., 2010. Komplexní průzkum rybí obsádky jezera Chabařovice v roce 2009. Zpráva HBÚ BC AV ČR pro Palivový kombinát Ústí, s.p., 70 s.
- Peterka, J., Kubečka, J., Draštík, V., Čech, M., Blabolil, P., Frouzová, J., Jůza, T., 2011. Komplexní průzkum rybí obsádky jezera Chabařovice v roce 2010. Zpráva HBÚ BC AV ČR pro Palivový kombinát Ústí, s.p., 64 s.
- Piecuch, J., Lojkasek, B., Lusk, S., Marek, T., 2007. Spawning migration of brown trout, *Salmo trutta* in the Moravka reservoir. *Folia Zoologica* 56 (2): 201–212.
- Pivnička, K., Švátora, M., 2001. Long-term changes of the Klíčava Reservoir fish assemblage: A review. *Acta Universitatis Carolinae: Environmentalica* 15: 103–148.
- Rešetnikov, J.S., 2004. Problema Re-Oligotrofizacii Vodojemov. *Voprosy Ichtologii* 44: 709–711.

- Říha, M., Kubečka, J., Vašek, M., Seda, J., Mrkvička, T., Prchalová, M., Matěna, J., Hladík, M., Čech, M., Drašík, V., Frouzová, J., Hohausová, E., Jarolím, O., Jůza, T., Kratochvíl, M., Peterka, J., Tušer, M., 2009. Long-term development of fish populations in the Římov Reservoir. *Fisheries Management and Ecology* 16: 121–129.
- Seda, J., Kubečka, J., 1997. Long-term biomanipulation of the Rimov reservoir, Czech Republic. *Hydrobiologia* 345: 95–108.
- Straškraba, M., Tundisi, J.G., Duncan, A., 1993. State-of-the-art of reservoir limnology and water quality management. In: Straškraba, M., Tundisi, J.A., Duncan, A. (Eds), *Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management*, Kluwer, Dordrecht, The Netherlands, pp. 213–288.
- Szczerbowski, J., 1985. *Rybnictwo jeziorowe i rzeczne*. Państwowe Wydawnictwo Rolniczne i Lesne, Warszawa, Poland, 295 pp.
- Tereščenko, V.G., Trifonova, O.V., Tereščenko, L.I., 2004. Formirovanije struktury rybnogo naselenija vodočranilišča pri introdukcii novych vidov ryb. *Voprosy Ichtiologii* 44: 619–631.
- Vlasák, P., Adámek, Z., Havel, L., Jurajda, P., Musil, J., 2003. Jezero Chabařovice: Ichthyologické posouzení a management rybí obsádky. Zpráva VÚV TGM pro Palivový kombinát Ústí, s.p., 15 s.
- Vlasák, P., Adámek, Z., Havel, L., Jurajda, P., 2004. Jezero Chabařovice: Ichthyologické posouzení a management rybí obsádky. Zpráva VÚV TGM pro Palivový kombinát Ústí, s.p., 15 pp.
- Vlasák, P., Adámek, Z., Havel, L., Jurajda, P., 2005. Jezero Chabařovice: Ichthyologické posouzení a management rybí obsádky. Zpráva VÚV TGM pro Palivový kombinát Ústí, s.p., 19 pp.
- Vrba, J., Fott, J., Kohout, L., Kopáček, J., 2004. Současné zotavování acidifikovaných jezer na Šumavě. In: Dvořák, L., Šustr, P. (Eds), *Sborník konference Aktuality šumavského výzkumu II.*, Správa NP a CHKO Šumava, s. 99–103.

3.6. Populační dynamika ryb (D. Boukal, J. Kubečka)

3.6.1. Populační dynamika: základní principy a faktory ovlivňující velikost populací

Každý hospodář i sportovní rybář navštěvující dostatečně dlouhou nějakou vodní plochu po čase vypočítá, že počet a celková váha ulovených ryb na daném místě nezůstává stejná, ale v průběhu let různě kolísá. Zčásti to může být způsobeno nerovnoměrným rybářským tlakem, kdy snížení zájmu o daný revír vede zákonitě k nižším celkovým úlovkům nebo naopak více docházek zvýší i celkové úlovky. Velmi často jsou ale změny v úlovcích odrazem skutečného **kolísání populace** (tj. souhrnu jedinců na daném místě): populační dynamika takového druhu není **stabilní**. V dlouhodobém horizontu se mohou stavy ryb takto nestálé populace snižovat, zvyšovat nebo pravidelně či nepravidelně až chaoticky kolísat v nějakém rozmezí. Mezi ryby, jejichž populace se u nás dlouhodobě snižují, patří například úhoř, parma nebo lipan, naopak zvyšující se populace zaznamenáváme u nepůvodních invazních druhů, např. u karase stříbřitého nebo sumečka amerického. Řada dalších běžných druhů, např. mnoho zástupců kaprovitých ryb s přirozeným výtěrem (cejn, plotice a další), vykazuje relativně stálé nebo kolísající místní populace.

Dynamika populace je určena souhrnem všech dějů, které ovlivňují jedince v dané populaci. Výchylky od rovnovážného stavu mohou být způsobovány celou řadou faktorů. Patří mezi ně zejména **potravní nabídka a konkurence** s ostatními rybami téhož druhu nebo případně s dalšími druhy ryb a **kolísání síly ročníku** (tj. množství ryb dané věkové kategorie, viz níže) vlivem meziročních změn v úspěšnosti rozmnožování a přežívání tohoročního plůdku. Populace jsou ovlivňovány i neživou přírodou (tzv. **abiotické vlivy**) včetně různých katastrof (výkyvy úrovně hladiny, znečištění nádrže chemickými nebo ropnými látkami, nedostatek kyslíku ve vodě). Stav rybích populací významně regulují také **predátoři**, zejména dravé druhy ryb, rybožraví ptáci a savci a v neposlední řadě vrcholový predátor – **člověk**.

3.6.2. Základní charakteristiky a procesy ovlivňující velikost populace

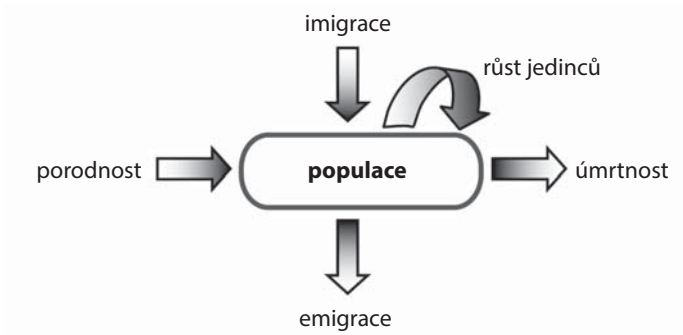
Velikost populace charakterizují dva základní údaje: **početnost (abundance)** a **celková hmotnost (biomasa)**. Oba údaje je pro srovnání mezi populacemi na různých místech lépe vyjadřovat v číslech na jednotku plochy. Navíc je můžeme vztáhnout na celou populaci nebo jen její část, například jen na ryby starší jednoho roku. Velikost populace ovlivňují **čtyři základní procesy** na úrovni jedinců: **růst, reprodukce, úmrtnost a migrace** (obr. 3.6.1.). Migrace v sobě zahrnuje přísun (imigraci) i odchod (emigraci) ryb z dané populace. Odhlédneme-li od migrace způsobené umělými zásahy člověka (násady, odlovy generačních ryb, úlovky sportovních rybářů), hraje migrace roli pouze na tocích a revírech s významným přítokem (jako např. údolní nádrže) a odtokem. Na důlních jezerech a nádržích na malých potocích lze přirozenou migraci často zanedbat.

Dlouhodobá rovnováha v populaci nastává, pokud je úhrn celkové reprodukce a imigrace ryb vyvažován celkovou úmrtností a emigrací. Pokud reprodukce a imigrace převyšují úmrtnost a emigraci, bude populace růst, v opačném případě bude klesat. Růst jedinců má na početnost **nepřímý vliv**: ryba musí nejprve dorůst do určité velikosti, aby se mohla rozmnožit, navíc reprodukční schopnost i úmrtnost silně závisí na velikosti.

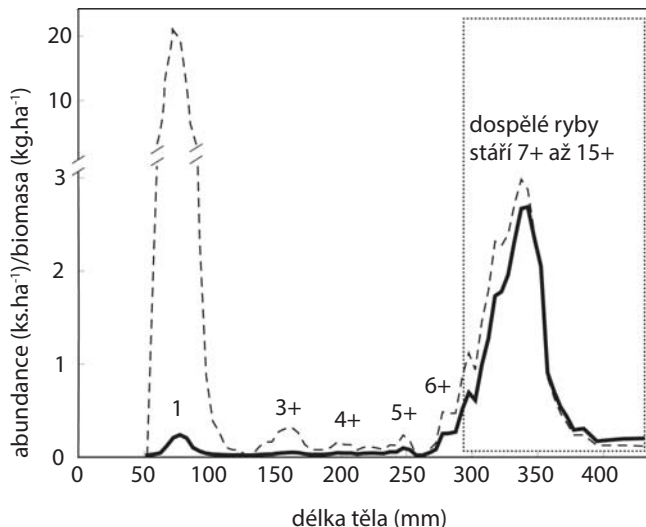
Důležité informace o stavu rybí populace proto přináší i její **věková a velikostní struktura**. Ryby se u nás vytírají sezónně během poměrně krátkého období. Věkovou strukturu proto vyjadřujeme jako počet ryb v jednotlivých ročnících (tohoroční ryby 0+, ryby narozené před rokem 1+, ryby narozené před dvěma lety 2+ atd.). Zejména u starších ryb je ale určení věku problematické, a proto se nad určitou věkovou hranicí obvykle zavádí „sběrná“ kategorie (obr. 3.6.2.). Naproti tomu velikostní struktura

může být díky různé rychlosti růstu jedinců víceméně spojitá, z praktických důvodů ji ale obvykle dělíme do předem zvolených velikostních kategorií. Nejmenější možné dělení je dáno přesností měření (obvykle 1 cm). Vzhledem k různé rychlosti růstu jedinců se věkové a velikostní kategorie mohou navzájem překrývat (obr. 3.6.2.).

Odlíšení věkové a velikostní struktury má i praktický význam. Zatímco početnost populace nejvíce ovlivňují počty ryb v mladších věkových kategoriích, celková biomasa je dána především staršími rybami. Je to dáno tím, že počet ryb v jednotlivých věkových kategoriích postupně klesá, ale jejich velikost a tudíž i příspěvek k celkové biomase se zvyšuje (obr. 3.6.2.).



Obr. 3.6.1. Hlavní procesy ovlivňující velikost populace.



Obr. 3.6.2. Velikostní a věkové složení rybí populace na příkladu cejna velkého z nádrže Římov v roce 2011

(noční tralové úlovky ve volné vodě). Na ose y jsou zobrazeny zároveň abundance ($\text{ks}\cdot\text{ha}^{-1}$, čárkovaná čára) a biomasa ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, tučná křivka). Jedná se vždy o úhrn ryb, jejichž délka spadá do intervalu o délce 5 mm a průměrné hodnotě vynesené na ose x. Abundance velmi silného ročníku 1+ narozeného v roce 2010 jsou vyneseny v odlišném měřítku, naznačeném přerušením osy y. Ročník 2009 prakticky chybí, pak následuje několik méně významných věkových skupin a tzv. „sběrná skupina“ obsahující dospělé ryby stáří 7–15 let, které nelze podle velikosti rozlišit. Naprostá většina přítomné biomasy je tvořena těmito velkými rybami.

3.6.3. Růst jedinců

Růst ryb je **neukončený**, tj. za předpokladu vhodných podmínek včetně dostatečných zdrojů potravy přirůstají prakticky po celý život, i když růst se **postupně zpomaluje** a délka se blíží maximální hodnotě pro daný druh, označované jako L_{∞} nebo L_{∞} (obr. 3.6.3.). Zpomalení nastává zejména díky tomu, že dospělí jedinci investují mnoho energie do **reprodukce**, a tak se jí nedostává pro růst. Pokles růstu u dospělých ryb lze někdy vysledovat na meziročních přírůstcích (např. měřením anulů na šupinách nebo otolitech) a zpětně tak stanovit věk dospělosti pro daného jedince (obr. 3.6.3.). S rostoucí velikostí se také může snižovat rozdíl mezi množstvím energie, které je jedinec schopen v potravě získat, a energií potřebnou k udržení všech metabolických pochodů. To platí zejména pro planktonožravé ryby s omezeným jídelníčkem, naopak u ryb přecházejících z planktonu na rybožravý (piscivorní) způsob života má růst často dvě fáze: nejprve zpomalí před dosažením minimální velikosti nutné k efektivnímu lovu ryb a poté výrazně zrychlí. Příkladem takového druhu je okoun (obr. 3.6.3.).

=Růst jedinců dále ovlivňuje **množství potravy a nepřímo i populační hustota**. Pomalý růst způsobený nedostatkem zdrojů je typický zejména pro populace ryb v chudých (neúživných) vodách nebo pro přemnožené populace v revírech bez predátorů a s nedostatečným hospodářským nebo sportovním odlovem. Na takových místech proto nalzáme ryby výrazně menší až zakrslé. Při náhlém zlepšení podmínek jsou však i tyto ryby schopny růstový deficit dohnat **kompenzačním růstem**. Dalším důležitým faktorem přímo ovlivňujícím růst je **teplota vody**. Ryby jako ostatní studenokrevní živočichové odvozují svoji tělní teplotu od okolního prostředí. Rychlost jejich metabolismu včetně schopnosti vytvářet hmotnostní přírůstky je proto diktována okolní teplotou (Jobling, 2002; Brown a kol., 2004). Růst může být ovlivněn i dalšími abiotickými faktory, jako je množství rozpuštěného kyslíku ve vodě, pH vody apod.

Řada druhů ryb vykazuje **dvojtvárnost pohlaví** (pohlavní dimorfismus), která mimo jiné zahrnuje různou velikost těla u samců a samic způsobenou rozdílnými evolučními tlaky. Zatímco u samic hraje hlavní roli plodnost stoupající s velikostí (viz níže), u samců mohou být při rozmnožování zvýhodněni jak velcí, tak malí samci (Parker, 1992). U našich druhů jsou typicky samci o něco menší než samice. K tomu zřejmě dochází tak, že samci přijímají o něco méně potravy než samice a navíc mají v dospělosti nižší účinnost energetické přeměny (Henderson a kol., 2003). Velikostní rozdíly mezi stejně starými samci a samicemi mohou být dále zvýrazněny rychlejším dospíváním samců (viz níže).

Nejčastěji se ke kvantitativnímu popisu růstu ryb používá empirická **von Bertalanffyho růstová křivka** vyjadřující délku těla l_t ve věku t jako

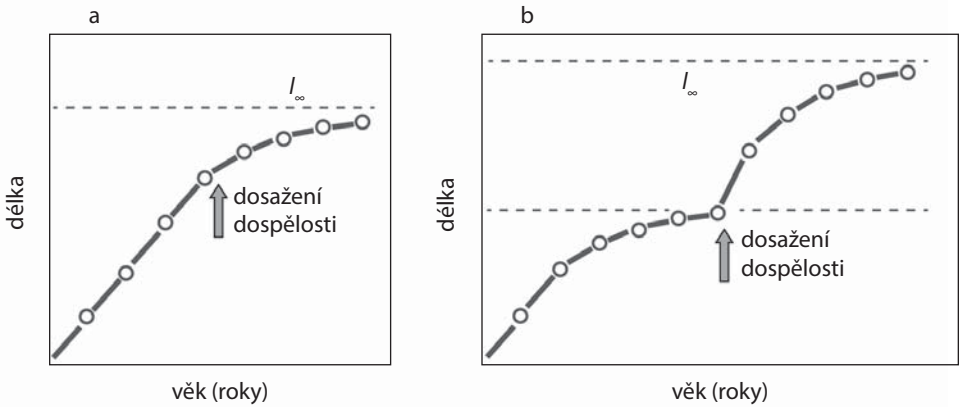
$$l_t = l_{\infty} - (l_{\infty} - l_0) \exp(-kt). \quad (1)$$

Kromě maximální velikosti l_{∞} obsahuje křivka (1) parametr l_0 popisující (teoretickou) velikost při narození a rychlost růstu k . Čím je k vyšší, tím rychleji ryba dosáhne velikostí blízkých maximu l_{∞} (obr. 3.6.3.). Lze se setkat i s odlišným zápisem, např.

$$l_t = l_{\infty} (1 - (\exp(-k(t-t_0))), \quad (2)$$

ve kterém je velikost při narození l_0 nahrazena teoretickým věkem při nulové velikosti t_0 . Hodnoty parametrů křivek (1) a (2) pro jednotlivé druhy lze najít v literatuře včetně rozsáhlé online databáze FishBase (Froese a Binohlan, 2000). V poslední době se však množí argumenty pro to, aby byla tato růstová křivka nahrazena jinými modely, které zohledňují odlišný růst nedospělých a dospělých ryb (Lester a kol., 2004; Quince a kol., 2008a,b).

Kromě délkového růstu se také sledují **hmotnostní přírůstky** a individuální **kondice** ryb. Kondice se obvykle vyjadřuje pomocí standardizovaných indexů, jako je např. **Fultonův index** (K , viz kapitola 4.3.). Relativně vysoké hodnoty kondičních indexů znamenají dostatek potravy a celkově dobré podmínky pro růst nebo vysokou plodnost (viz gonadosomatický index dále), naopak nízké hodnoty mohou ukázat na hladovějící a přemnožené populace.



Obr. 3.6.3. Růstové křivky ryb. Panel vlevo představuje typickou růstovou křivku v přijatelném souladu s von Bertalanffyho závislostí (1). Panel vpravo ukazuje zrychlení růstu po dosažení kritické velikosti a přechodu na piscivorní způsob života u okouna (podle de Rooze a Perssona, 2001, zjednodušeno). Prázdné symboly představují údaje získané např. z otolitů nebo šupin. Symbol L_{∞} udává maximální délku těla.

3.6.4. Plodnost a reprodukce

Většina našich druhů ryb se rozmnožuje v relativně krátkém období na jaře a v létě (Baruš a Oliva, 1995). **Reprodukční chování** se liší druh od druhu: některé druhy se třou víceméně v hejnech, jiné jednotlivě nebo malých skupinkách a často s náznaky lekového chování, kdy spolu několik samců soupeří na jednom místě o přízeň samic, které se postupně vytírají (Poncin a kol., 1996). Jednotlivé druhy se liší i volbou **třecího substrátu a péčí o potomstvo** (přehled viz tab. 3.2.1.). Zatímco např. většina kaprovitých ryb nechává jikry po vytření bez povšimnutí, jiné druhy (např. candát) vykazují alespoň elementární péči do vylíhnutí jiker. Zvláštní pozornost zasluhuje reprodukční strategie hořavky duhové, která klade vajíčka do lastur mlžů, kde jsou až do vykulení chráněna před predátory. Naprostá většina našich druhů ryb se tře během života opakovaně (**iteroparita**), menší počet druhů jako mihule a úhoř se rozmnožují jedinkrát za život (**semelparita**). Stojí za povšimnutí, že většina semelparních druhů ryb v různých částech světa kombinuje vývoj v mořském a sladkovodním prostředí (diadromie).

Jednotlivé druhy se mezi sebou výrazně liší ve **věku dosažení pohlavní zralosti**. Tyto rozdíly jsou dány evolučně, zejména rozdílnou úmrtností a z ní vyplývající předpokládanou délkou života. Zatímco krátkověké druhy, jako například zmíněná hořavka nebo malé druhy kaprovitých ryb, v příznivých podmínkách dospívají už během prvního nebo druhého roku života, většina středně- až dlouhověkých ryb (např. sumec, candát) dospívá až později kolem čtvrtého až pátého roku života (Baruš a Oliva, 1995). Rekordmanem mezi našimi druhy je úhoř s katadromním životním cyklem, u vnitrozemských úhořů delším než 10 let. Ne všichni jedinci v populaci musí nutně dospět stejně rychle. Dosažení pohlavní zralosti je silně ovlivněno rychlostí růstu, protože u naprosté většiny druhů závisí dosažení pohlavní zralosti na určité kritické velikosti daného jedince. Ta ale není dána jednoznačně a leží v určitém rozmezí. Ryby na spodním okraji tohoto rozmezí mají jen malou pravděpodobnost, že dospějí, zatímco nedospělé ryby na horní hranici rozmezí dospějí s jistotou. Závislost mezi velikostí těla a pravděpodobností dosažení pohlavní zralosti popisují logistickými křivkami dospívání (*maturity ogives*, Wang a kol., 2009). Mechanismy vedoucí k tomuto jevu zřejmě souvisí s hormonálními procesy a mohou být ovlivněny kondicí jedince i dalšími podmínkami prostředí, např. teplotou prostředí.

Plodnost samic (celkové množství nebo objem nakladených jiker) roste s velikostí těla. Přehled plodnosti jednotlivých druhů lze najít v monografii Baruše a Olivy (1995), databázi FishBase a další specializované literatuře. Jikry větších a starších samic mohou být i větší, takže vylíhlý plůdek má lepší šanci přežít kritické období po vykulení díky většímu množství zásobních látek. Mnoho autorů proto předpokládá, že velké a dlouhověké jikernačky mohou hrát zásadní roli v reprodukčním procesu. I u samců roste celková plodnost s velikostí, ale vzhledem k množství spermií a obvykle vysoké úspěšnosti oplození jiker se předpokládá, že samci nehrají v reprodukčním potenciálu populace významnou roli.

Plodnost obvykle roste s velikostí těla **alometricky**, tj. je přímo úměrná nějaké (zhruba třetí) mocnině délky, podobně jako hmotnost. Mnoho druhů ryb vykazuje v dospělosti poměrně konstantní poměr mezi celkovou hmotností a hmotností pohlavních žláz (gonád), tzv. **gonadosomatický index** (obr. 3.6.4.). Jeho hodnota se pohybuje od zanedbatelných hodnot do cca. 30% podle druhu, stáří jedince a období v sezoně. V mírném a chladném klimatickém pásmu se většina druhů ryb rozmnožuje jednou do roka. Existují však i druhy s porcionálním třením (např. cejni, jelci, perlín, ouklej) a jejich výtěry pak mohou probíhat od konce dubna do konce července nebo výjimečně i déle: střevlička východní se u nás tře od konce dubna do září. U některých druhů zejména mořských ryb se rozmnožování účastní pouze jedinci v dobré kondici (Rideout a Tomkiewicz, 2011). Může se pak stát, že se daná ryba netře každý rok, ale s odstupem dvou i více let. V našich podmínkách se tento jev projevuje u jesetera. Proporce třoucí se samic patrně souvisí s celkovou hustotou populací (Pivnička a Švátora, 2001) a v relativně hustých populacích je zřejmě díky sníženému množství potravních zdrojů na jedince obtížnější dosáhnout dobré kondice.

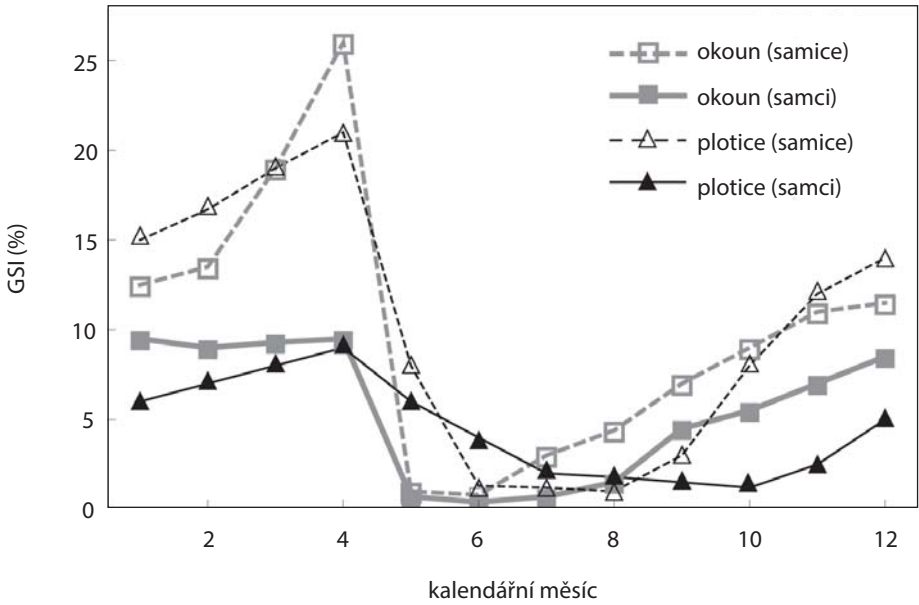
Znalost plodnosti **rodičovského hejna** (tj. všech jikernaček v populaci, někdy označované jako populační plodnost) málokdy poskytuje spolehlivé vodítko pro **silu ročníku**, popisující celkové množství nebo biomasu jedinců narozených v daném roce a nazývaných také **kohorta**. Síla ročníku se definuje obvykle buď pro jedince během prvního roku života, nebo v době, kdy se plně stávají objektem rybolovu (viz níže). Rozvolněná závislost mezi plodností rodičovského hejna a silou ročníku je způsobena tím, že přežívání raných stádií ryb ovlivňují nejrůznější faktory, kterým ani přes rozsáhlé výzkumy plně nerozumíme. Navíc tyto faktory často působí na velmi krátkých časových škálách, takže ani při jejich dobré znalosti není prakticky možné je vyčerpávajícím způsobem změřit a popsat. Proto se v populační dynamice ryb obvykle pracuje s empirickým vztahem mezi velikostí reprodukčního hejna a populačním doplňkem (anglicky „*stock-recruitment relationship*“, ve starší literatuře uváděný jako „reprodukční křivka“ nebo „křivka doplňku“), který udává množství ryb dorostlých do lovné velikosti nebo jinak empiricky zaznamenaných. V praxi se nejčastěji používají dva typy tohoto vztahu, nazývané podle tří klasiků rybářského výzkumu (obr. 3.6.5.). **Beverton-Holtova závislost** mezi biomasou rodičovského hejna S a doplňkem R je dána vztahem

$$R = R_{\max} \frac{S}{S + \tilde{S}}, \quad (3)$$

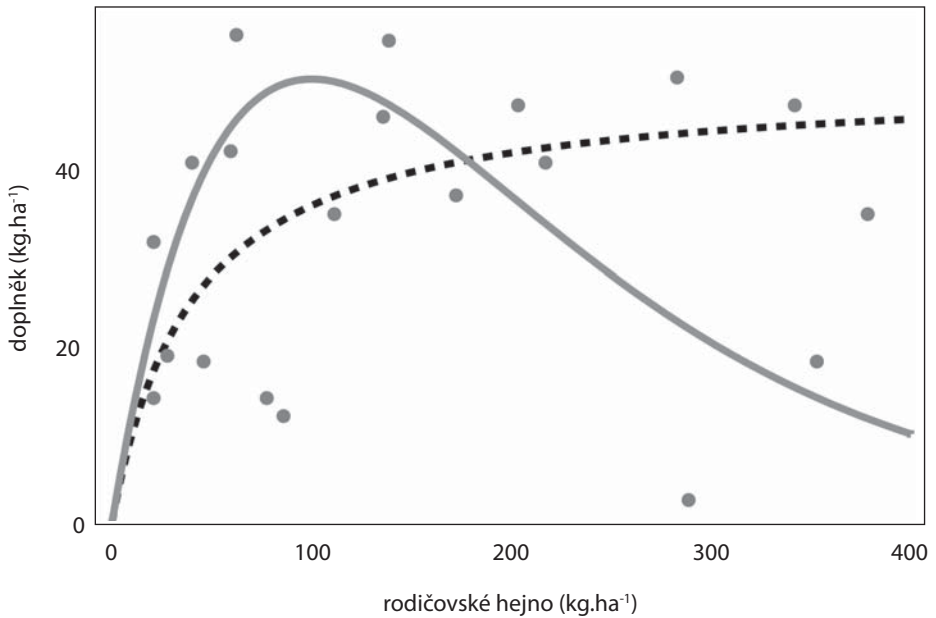
kde R_{\max} představuje nejvyšší možný doplněk a \tilde{S} je velikost rodičovského hejna, při které je doplněk na polovině maximální hodnoty. Tato závislost popisuje situace, kdy doplněk s rodičovskou biomasou stále roste. Naproti tomu **Rickerova závislost** zachycuje případ, kdy nejvyšší doplněk nastává pro nějakou střední velikost rodičovského hejna, označeného ve vzorci jako S_{\max} :

$$R = \frac{R_{\max} S}{S_{\max}} \exp\left(1 - \frac{S}{S_{\max}}\right) \quad (4)$$

Tato závislost dobře popisuje například situaci, kdy si příliš velké množství plůdku konkuruje o potravu nebo kdy dochází ke kanibalismu juvenilů rodičovským hejnem. Existují i další popisy modifikující některou z obou uvedených závislostí. Obvykle je složité rozhodnout, jaká závislost je pro danou populaci vhodnější. Přežívání jiker, larev i juvenilních ryb podléhá mnoha více či méně náhodným vlivům a výsledná závislost doplňku na rodičovském hejnu je proto většinou značně neuspořádaná (obr. 3.6.5.).



Obr. 3.6.4. Sezonní průběh gonadosomatických indexů okouna říčního a plotice obecné v podmínkách jižního Ruska (upraveno podle Nikolského, 1974).



Obr. 3.6.5. Příklady závislosti mezi rodičovským hejnem a populačním doplňkem. Čárkovaná křivka uvádí Beverton-Holtovou závislost (3) a šedá křivka Rickerovu závislost (4) s parametry $R_{max} = 50$, $\tilde{S} = 40$ a $S_{max} = 100$. Šedé body ukazují možnou variabilitu údajů.

3.6.5. Přežívání a úmrtnost

V dlouhodobě rovnovážných populacích po sobě každá samice může zanechat v průměru jen jedinou dceru. Vysoká plodnost ryb je tedy vyvážena tím, že jen mizivé procento jiker přežije do dospělosti. Smrt mohou způsobit **abiotické faktory** (teplotní šok, nedostatek kyslíku apod.), **nemoci**, včetně parazitů, **predátoři**, dlouhodobý nedostatek potravy vedoucí k **vyhladovění** a **senescence** (celková sešlost organismu). Úmrtnost neboli mortalita během života jedince u ryb klesá a přežívání se postupně zlepšuje, neboť **přirozená úmrtnost** naprosté většiny druhů klesá s velikostí (obr. 3.6.6.). Větší ryby mají méně přirozených nepřátel a jsou při náhlém zhoršení podmínek méně náchylné k smrti vyhladověním díky průběžně nahromaděným energetickým zásobám.

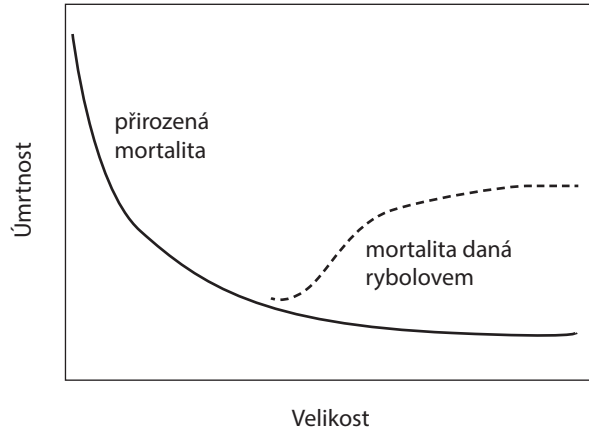
Nejkritičtějším obdobím života je doba před a těsně po vykulení. Jikry a plůdek jsou náchylné na působení abiotických faktorů, napadení plísněmi a jsou i zcela bezbranné vůči predátorům. Po rozplavání a přechodu na exogenní výživu může být plůdek limitován nedostupností potravy. Úmrtnost během prvních několika dnů až týdnů proto běžně přesahuje 90 i více procent. Dalším kritickým obdobím je přezimování, během kterého mnohé ryby po několik měsíců přijímají potravu nanejvýš v omezeném množství a mají snížený metabolismus i imunitu a jsou více citlivé ke stresorům. Juvenilové proto potřebují dostatečné energetické zásoby získané během první sezóny a z toho důvodu musí dorůst do určité minimální délky nebo nashromáždit minimální tukové zásoby (Huus a kol., 2008).

Sportovní a komerční rybolov upřednostňuje velké ryby: buď z důvodů trofejních, nebo proto, že z nich lze získat více masa. Lovné prostředky (oka sítě, velikost háčku, typ návnady) proto rybáři uzpůsobují tak, aby chytali zejména ryby od určité velikosti nebo v nějakém velikostním rozmezí. **Úmrtnost způsobená člověkem** má tak opačný charakter než přirozená úmrtnost (obr. 3.6.6.). Čím je ryba větší (a starší), tím větší je obvykle šance, že ji rybář uloví a ponechá si ji. Tato závislost spolu s aktuální početností ročníku určuje tvar tzv. **výlovové křivky** popisující zastoupení věkových nebo velikostních kategorií v celkovém úlovku za dané časové období. Typická **výlovová křivka** nejprve roste s tím, jak se zvyšuje pravděpodobnost ulovení ryby daného věku (velikosti), a následně klesá, neboť pravděpodobnost ulovení dosáhne maxima a celkový počet ryb daného věku (velikosti) v populaci se postupně snižuje (obr. 3.6.7.).

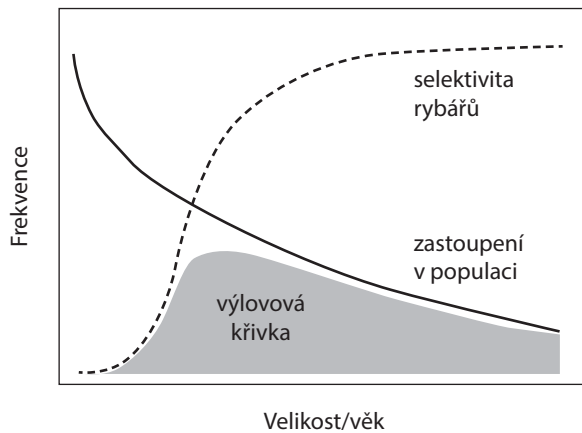
Pokud vysledujeme ve vývoji ročníku ryb období, kdy je úmrtnost poměrně stálá (zejména po odeznění výše uvedených kritických období v rané ontogenezi), lze vývoj početnosti N_t ročníku (případně několika ročníků s podobnou mírou úmrtnosti) v čase t popsat vztahem:

$$N_t = N_0 \exp(-Zt) \quad (5)$$

Parametr Z se nazývá **okamžitá míra úmrtnosti**. V typickém případě se skládá z **okamžité míry přirozené úmrtnosti** M a **okamžité míry odlovní úmrtnosti** F , tj. $Z = M + F$. Pro sledování početnosti ryb je užitečný i poměr $S = N_t/N_0$, označovaný jako **pravděpodobnost přežívání** (survival probability) za období mezi časy 0 a t . V uzavřené populaci (bez imigrace a emigrace) a pro vymezenou věkovou skupinu (ročník) je součet pravděpodobností přežívání a **pravděpodobnosti úmrtí** $A = (N_0 - N_t)/N_0$ za stejné období roven jedné: $S + A = 1$.



Obr. 3.6.6. Přirozená úmrtnost a úmrtnost způsobená rybolovem závisí na velikosti ryb. Zobrazená křivka je typická zejména pro druhy se stanovenou minimální lovnou mírou nebo lovených prostředky, které nezachytí malé ryby.



Obr. 3.6.7. Typická výlovová křivka a její závislost na velikostním (věkovém) složení populace a velikostní (věkové) selektivitě rybářů. Frekvence na ose y udává poměrné zastoupení ryb v populaci, resp. úlovku, a pravděpodobnost ulovení jedince dané velikosti (věku) za dané časové období. S takovouto plynule klesající výlovovou křivkou s jedním vrcholem se setkáváme u populací, které mají podobně silné ročníky. Ve sladkých vodách je častější velká variabilita sil ročníků (viz např. obr. 3.6.2.) a průběh výlovových křivek proto bývá více rozkolísaný.

3.6.6. Popis populační dynamiky na základě počtu jedinců

Meziroční změny v početnosti populace lze názorně popsat pomocí bilance růstu a poklesu populace znázorněné na obr. 3.6.1.:

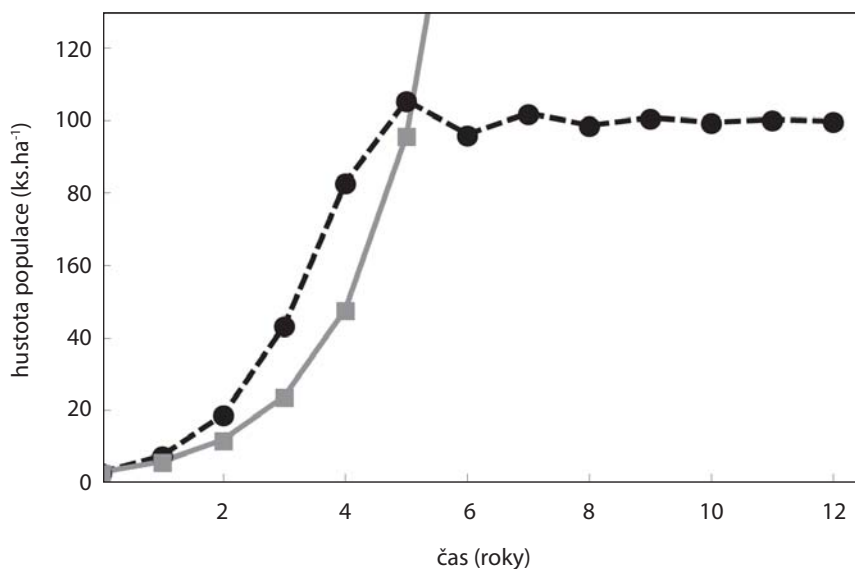
$$N_{t+1} - N_t = B(N_t)N_t - D(N_t)N_t + I - E. \quad (6)$$

Symboly označujeme početnost populace v roce t , I a E značíme úhrnnou roční imigraci a emigraci a funkcemi $B(N_t)$ a $D(N_t)$ popisujeme roční reprodukci a úmrtnost vztaženou na jedince. Uvedením velikosti populace jako proměnné v reprodukčním a úmrtnostním členu zdůrazňujeme fakt, že oba procesy mohou záviset na velikosti (hustotě) populace. Nejznámějšími příklady těchto modelů jsou modely exponenciálního a logistického růstu (obr. 3.6.8.; Begon a kol., 2006). Zatímco **logistický růst** lze uplatnit na celou řadu populací s ustáleným koncovým stavem, **exponenciální růst** popisuje pouze situaci počátečního šíření populace nacházející se v ideálních podmínkách ještě před tím, než v ní začnou působit hustotně závislé procesy vedoucí ke snížení rychlosti jejího růstu.

Často se lze setkat i s modely založenými na diferenciálních rovnicích, které popisují **okamžitou rychlost změny** velikosti populace za jednotku času dN/dt v závislosti na okamžité míře reprodukce b (v anglické literatuře „birth rate“), úmrtnosti d („death rate“ nebo „mortality rate“) a někdy také okamžité míry imigrace i a emigrace e :

$$dN/dt = b(N_t)N_t - d(N_t)N_t + i - e. \quad (7)$$

Pomocí těchto modelů lze kromě meziročních změn sledovat i změny na kratších časových škálách. Jejich výhodou je také existence rozsáhlého matematického aparátu, se kterým lze chování těchto modelů detailně studovat.



Obr. 3.6.8. Logistický a exponenciální růst populace. Příklad logistického růstu (černá přerušovaná čára) popsaného vztahem $N_{t+1} - N_t = rN_t(1 - N_t/K)$ s rychlostí přírůstku $r = 1.6$ a nosnou kapacitou prostředí $K = 100$ ks.ha⁻¹ a exponenciálního růstu (šedá plná čára) popsaného vztahem $N_{t+1} - N_t = rN_t$ s rychlostí přírůstku $r = 1$. Symboly představují hustotu populace v jednotlivých letech.

3.6.7. Popis populační dynamiky na základě sledování síly ročníků

Popis populační dynamiky na základě biomasy nebo počtu jedinců je opodstatněný, pokud všichni jedinci mají podobnou plodnost a úmrtnost. To pro ryby zjevně neplatí (viz výše), takže takto zjednodušené modely se používají hlavně v případě nedostatku podrobnějších údajů o dané populaci. Pokud jsou dostupné údaje o jejím věkovém (případně i velikostním) složení, je žádoucí popsat populační dynamiku na základě sledování síly jednotlivých ročníků.

Analogii popisu meziročních změn pomocí modelu (1) představuje pro populace se známou věkovou strukturou nebo strukturou jednotlivých stádií (např. tohoroční ryby, starší juvenilové, dospělé ryby) Leslieho matice, která zahrnuje změny ve všech věkových kategoriích nebo stádiích. V případě věkové struktury má **Leslieho matice** jednoduchý tvar, neboť popisuje závislost množství nového potomstva N_o v čase $t + 1$ na plodnosti rodičovského hejna a přežívání starších jedinců:

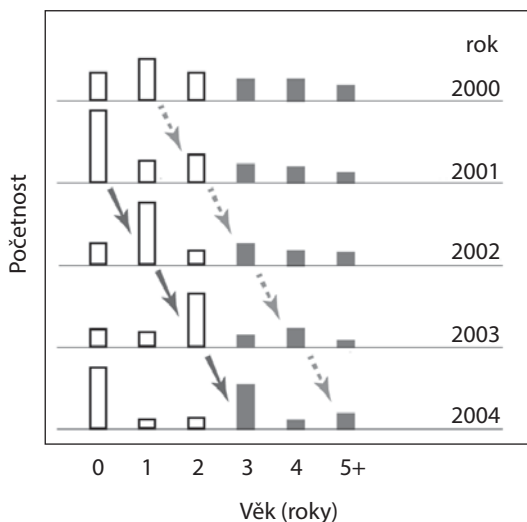
$$\begin{aligned} N_o(t+1) &= f_d N_d(t) + \dots + f_n N_n(t) \\ N_i(t+1) &= s_o N_o(t) \\ &\vdots \\ N_n(t+1) &= s_{n-1} N_{n-1}(t). \end{aligned} \tag{8}$$

Koeficienty plodnosti f_i dospělých ryb ve věku i ($d \leq i \leq n$) přitom zahrnují kromě vlastní plodnosti také pravděpodobnost přežití s_i ryby mezi věkem i a $i + 1$ a o nejstarší věkové kategorii n předpokládáme, že po rozmnožení umírá.

Sledování dynamiky věkově strukturované populace pomocí Leslieho matic může názorně ukázat, jak silný ročník, vzniklý například výjimečně dobrým přežitím jiker a plůdku v jednom roce, ovlivní velikost a složení populace v následujících letech (obr. 3.6.9.). Takovýto silný ročník může po dosažení dospělosti dát základ dalšímu silnému ročníku a za určitých podmínek tak může dojít ke vzniku efektu cyklických **dominantních kohort**, kdy v populaci převažují vždy jedinci narození v jednom roce a tyto dominantní kohorty „utlačují“ jeden nebo více ročníků v mezidobí. Tento efekt je znám ze studií na některých planktonožravých rybách (síhové, plotice) a může se objevit i u okouna (Kuderskii, 1996; de Roos a Persson, 2001; Pivnička a Švátora, 2001).

Efekt dominantních kohort je speciálním případem více nebo méně pravidelně kolísajících populací. Ke kolísání jsou náchylné zejména krátkověké nebo semelparní (viz část 3.6.4.) populace, ve kterých je rodičovské hejno tvořeno jen jednou nebo malým počtem věkových kohort. Změny síly jednotlivých ročníků se pak silně odrážejí i ve velikosti rodičovského hejna. Naproti tomu u dlouhověkých a výrazně iteroparních (viz část 3.6.4.) druhů ryb je rodičovské hejno obvykle tvořeno mnoha ročníky ryb a dokáže lépe kompenzovat kolísání podmínek prostředí. Jejich populace jsou proto dlouhodobě stabilnější.

Mechanismy vedoucí ke vzniku různě silných ročníků zahrnují kromě náhodných vlivů určujících přežívání raných stádií ryb také vnitrodruhovou kompetici o zdroje, kanibalismus a predaci (de Roos a Persson, 2001). U všech těchto mechanismů se předpokládá, že v nich hraje významnou roli velikost jedinců a k jejich pochopení je proto třeba studovat dynamiku populací pomocí velikostně strukturovaných modelů, přesahujících rámec této knihy. Stejně tak zde není prostor pojednat o popisech zahrnujících **náhodné (stochastické) vlivy**, které mohou za určitých podmínek vést i ke kolapsu jinak stabilních populací.



Obr. 3.6.9. Příklad vzniku, meziročního přežívání a vlivu silného ročníku na dynamiku populace. Početnost je schematicky vynesena na logaritmické škále. Šipky ukazují vývoj silných ročníků narozených v roce 1999 (přerušované šipky) a zejména v roce 2001 (plné šipky). Prázdné sloupce představují nedospělé a plné sloupce dospělé ryby (předpoklad prvního rozmnožení ve věku 3 let). Silný ročník vzniká náhodně (rok 2001) nebo díky síle rodičovského hejna (rok 2004).

3.6.8. Popis vývoje biomasy a produkce

Životní dráha každého ročníku začíná vytřením jiker či narozením larev či juvenilů. Jak vyplývá z části 3.6.4., rodičovská populace dotuje potomstvo zhruba 10 % své biomasy (biomasa pohlavních produktů). Bezprostředně po narození vstupní biomasa stále klesá kvůli zmíněné vysoké úmrtnosti a skutečnosti, že nově narozené potomstvo musí nejprve přejít na exogenní výživu. Teprve po přechodu na exogenní potravu jsou vytvořeny předpoklady pro tvorbu (**produkci**) nové biomasy.

Celková biomasa dané skupiny ryb (ročníku, případně celé populace) je dána součinem jejich početnosti a průměrné hmotnosti. Pro dlouhověké ryby obvykle stačí stanovení biomasy jednou ročně. Základem k vyčíslení biomasy a produkce je hmotnostní růst jedinců, který úzce souvisí s délkovými přírůstky (viz kapitola 4.3.). Růst během prvního ročníku života nejprve zrychluje (po překonání počátku exogenní výživy a metamorfóze do juvenilního stádia) a následně zpomaluje (v souvislosti s podzimním ochlazením), a tak jej lze popsat logistickým modelem (Kubečka, 1994). Meziroční délkový a hmotnostní růst v dalších obdobích je popsán v části 3.6.3. Obrázek 3.6.10.A. ukazuje typický případ, kdy jedinci přibývají na váze po řadu let a vzhledem k mocninnému vztahu mezi délkou a hmotností dochází k dosažení asymptotické hodnoty hmotnosti w_{∞} o něco pomaleji než dosažení asymptotické délky l_{∞} .

Vyprodukovanou biomasu ročníku lze odvodit na základě znalosti změny početnosti, dané **okamžitou mírou úmrtnosti** Z (část 3.6.5.), a dynamiky hmotnostního růstu, charakterizované **okamžitým růstovým koeficientem** G :

$$G = (\ln(w_t) - \ln(w_{t'})) / (t - t'), \quad (9)$$

udávajícím průměrnou rychlost hmotnostního přírůstku mezi časovými okamžiky t a t' (obvykle mezi dvěma následujícími sezónami). Obrázek 3.6.10.B. zachycuje obvyklý průběh biomasy nelovené populace, která v prvních letech života narůstá a vytváří tak základ biomasy ročníku. Produkce je vysoká zejmé-

na u mladších ročníků s vysokou rychlostí růstu (obr. 3.6.10.C.), u nichž nestačí vysokou produkci snižovat ani vyšší úmrtnost. V souvislosti se zpomalováním hmotnostního růstu ale postupně klesá i nárůst biomasy a v určitém věku (věk **kulminace biomasy**) se ztráty dané úmrtností vyrovnají hmotnostnímu růstu a následně začne biomasa postupně klesat. Tvar křivky biomasy záleží na poměru růstového koeficientu G a míry úmrtnosti Z . Vrchol biomasy může být ostrý (zejména u druhů s vyšší úmrtností) nebo může mít plochý tvar, kdy hmotnostní růst po několik let kompenzuje úbytek jedinců (obr. 3.6.10.D.).

Dynamiku biomasy ročníku lze také popsat vztahem mezi ekologickou produkcí P (nazývaná též celková nebo hrubá produkce, neboť zahrnuje i produkci jedinců, kteří mezitím uhynou) a eliminací biomasy EB (někdy nazývaná antiprodukce). Celková **ekologická produkce** je definována jako změna biomasy za jednotku času, obvykle jeden rok. **Eliminace biomasy** EB popisuje meziroční dynamiku ztrát biomasy v závislosti na stáří ročníku t a jeho produkci P_t a biomase B_t :

$$EB_t = P_t + B_t - B_{t+1}. \quad (10)$$

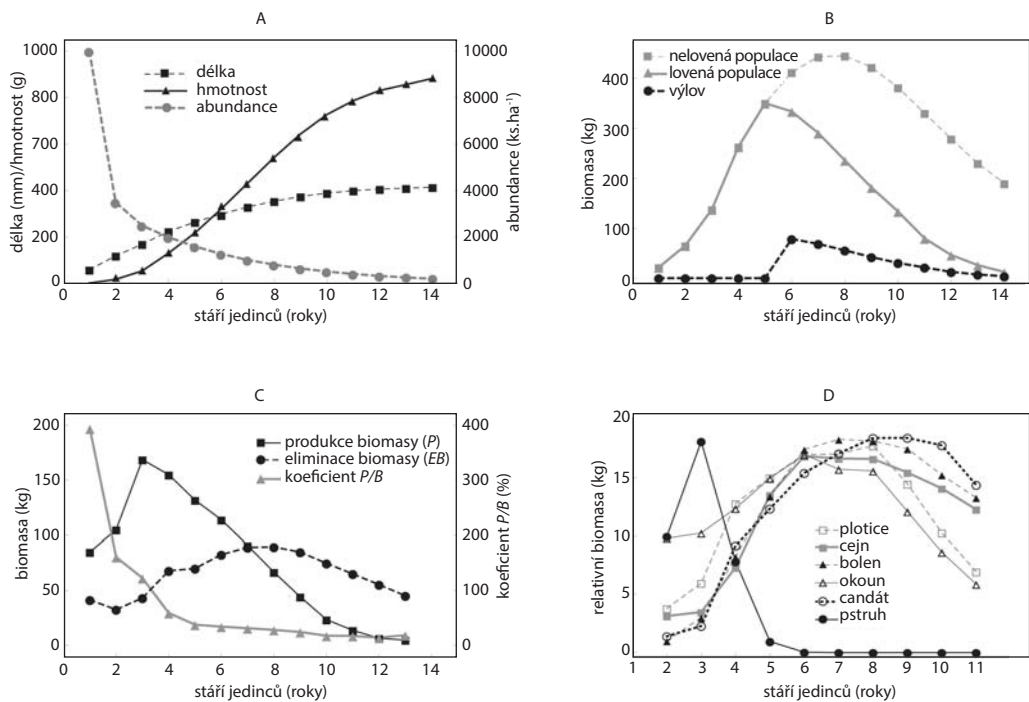
Oproti produkci je eliminace biomasy mírně opožděná a obvykle kulminuje v klesající fázi produkce (obr. 3.6.10.C.).

Graficky lze produkci zjistit metodou tzv. **Allenovy křivky**, při které se vynáší křivka závislosti počtu ryb v daném ročníku na hmotnosti jedince. Produkci za daný časový úsek pak udává plocha pod touto křivkou ohraničená počáteční a koncovou hmotností jedinců ve sledovaném období (detailní postup viz např. Pivnička, 1981). Měření produkce pomocí Allenovy křivky ale vyžaduje časté zjišťování přítomné biomasy, resp. počtu a průměrné hmotnosti ryb v ročníku, což ve volných vodách není praktické. K výpočtu produkce se proto nejčastěji používá Rickerova (1975) rovnice:

$$P = BG(\exp(G - Z) - 1)/(G - Z), \quad (11)$$

kteřá udává celkovou produkci počáteční biomasy B s využitím znalosti okamžité míry úmrtnosti Z a okamžitého růstového koeficientu G .

Produkci na jednotku biomasy udává koeficient P/B (obr. 3.6.10.C.). U mladších ročníků bývá výrazně vyšší než 1,0, během dalšího života však velmi rychle klesá v souvislosti se zpomalením růstu a vyšší hmotností jedinců, které nevyváží ani zlepšené přežívání. Několikaleté ryby tak mají koeficient P/B velmi nízký. Vzhledem k tomu, že roční mortalita se u ryb skoro vždy pohybuje v desítkách procent, dochází k tomu, že velká část produkce se z populace ztrácí s uhynulými jedinci. Například celková kumulovaná produkce modelového ročníku z obr. 3.6.10. dosahuje 1 000 kg (součet ročních produkcí z obr. 3.6.10.C.), ale maximální dosažená biomasa jím tvořené populace jen necelých 450 kg (obr. 3.6.10.B.). Rozdíl tvoří populační ztráty.



Obř. 3.6.10. Vývoj produkčních parametrů a vliv rybolovu na modelovou populaci cejna velkého (panely A–C) a relativní průběh biomasy vybraných druhů v podmínkách České republiky (panel D). A: délkový a hmotnostní růst a vývoj početnosti jedinců (hodnoty délky a hmotnosti jsou vyneseny zároveň na společné ose y vlevo). B: vývoj biomasy této populace bez výlovu a s každoročním výlovem 15 % přežívajících ryb daného stáří počínaje šesti lety. Pro jednoduchost neuvažujeme žádné kompenzační mechanismy jako rychlejší růst nebo zlepšené přežívání jedinců v menší populaci. C: vývoj produkce, P/B koeficientu a eliminace biomasy této populace za předpokladu absence výlovu (hodnoty pro 14. rok nepočítány). D: příklad vývoje relativní biomasy různých druhů ryb v jednotlivých letech života. Důležité jsou jen poměry hodnot dosažovaných v různém stáří. Pro cejna, okouna, bolena, plotice a candáta byly použity průměrné údaje z několika údolních nádrží, pro pstruha údaje Libosvárského a kol. z řeky Loučky (Baruš a Oliva, 1995).

3.6.9. Dynamika různě hospodářsky využívaných populací

Z hospodářského hlediska i pro potřeby dlouhodobé ochrany populací má velký význam stanovení rozmezí dlouhodobě udržitelného rybařského tlaku. Sledována je zejména vylovená část produkce, nazývaná **výnos** (yield). Zejména v produkčním rybařství a komerčním rybolovu bývá snahou optimalizovat tlak blízko režimu přinášejícího **maximální udržitelný výnos** (biomasa ulovených ryb za daný časový úsek; v anglické literatuře označovaný jako MSY, maximum sustainable yield). Základní myšlenka tohoto principu je jednoduchá: pokud budeme ryby odlovovat jen zřídka, populace se bude nacházet blízko přirozeného rovnovážného stavu, ale výnos bude malý. Při intenzivním lovu naopak dojde po počátečních vysokých výnosech k **přelovení** populace, takže i následné výnosy budou slabé. Je proto třeba najít kompromis mezi oběma extrémami.

Nejjednodušší popis dynamiky hospodářsky využívané populace umožňující optimalizaci rybařského tlaku přináší **Graham-Schaeferův model**. Opírá se o pojem **latentní produktivity**, tj. rychlosti

produkce biomasy danou populací bez přítomnosti rybářského tlaku. Model předpokládá, že latentní produktivita Q je dána logistickým růstem a výnos Y roste úměrně úsilí E a velikosti populace. Úsilí může být dáno počtem docházek na daném revíru, množstvím a délkou sítí apod. Tyto vztahy lze zapsat jako:

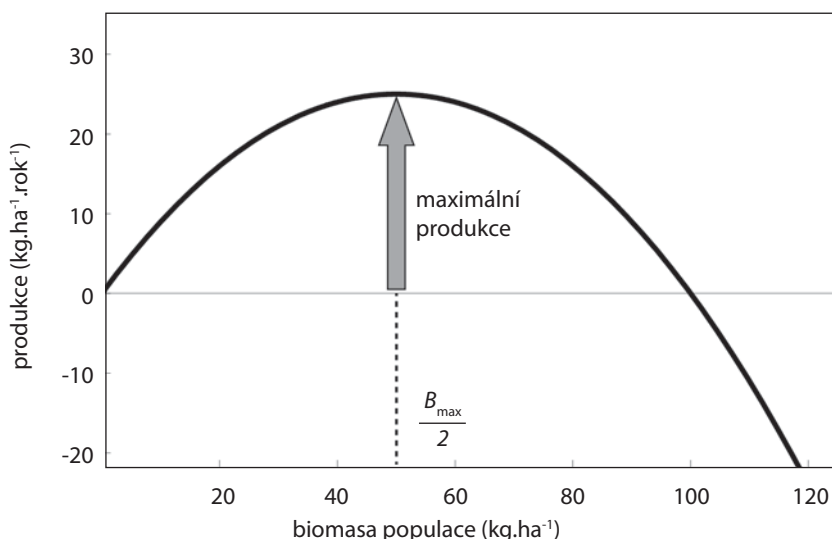
$$Q = k \left(1 - \frac{B}{B_{\max}} \right) B \quad (12)$$

$$Y = qEB,$$

kde parametr q udává efektivitu daného typu úsilí. Latentní produktivita populace je nulová (záporná) v případě, že její biomasa přesáhne hodnotu rovnovážného stavu B_{\max} a nejvyšší v polovině této hodnoty, $B_{\max}/2$, kdy dosáhne úrovně $(kB_{\max})/4$ (obr. 3.6.11.). Maximální udržitelný výnos proto získáme udržováním populace na poloviční úrovni přirozeného stavu a odebráním 100 % příslušné latentní produktivity. V modelu (12) tomu odpovídá úsilí $E_{MSY} = k(2q)$ a mortalita způsobená tímto úsilím je rovna $F_{MSY} = qE_{MSY} = k/2$.

Podrobnější informace o optimálním úsilí včetně stanovení vlivu **lovné míry** (minimálního věku či velikosti lovených ryb) podávají modely výnosu založené na věkové nebo velikostní struktuře. Pokud je cílem maximální udržitelný výnos, pak je vhodné využít růstové fáze s vysokou produkcí a nejprve „nechat narůst“ lovitelnou biomasu. Růst ryb ve stagnující nebo klesající části křivky vývoje biomasy není z pohledu maximalizace výnosu výhodný. Optimální je v tom případě odlov ročníků ryb blízko bodu kulminace biomasy. Zpomalení růstu vedoucí k bodu kulminace biomasy odpovídá u většiny druhů období pohlavního dospívání a prvního výtěru, takže po dosažení dospělosti je možné přikročit k odlovu i u těch druhů, které jsou závislé na přirozeném rozmnožování. Na druhou stranu je třeba si uvědomit, že odlov ovlivňuje biomasu přežívajících ryb a odlovené ryby navíc nemohou přispívat k produkci v dalších letech. Příklad na obr. 3.6.10.B. ukazuje důsledky odlovu 15 % šestiletých a starších ryb z populace popsané na obr. 3.6.10.A. Maximální biomasa ročníku (350 kg, u pětiletých ryb) i jeho celková produkce (865 kg) bude nižší než maximální biomasa a produkce nelovené populace. Celkový výnos (součet ročních výlovů šestiletých a starších ryb) v tomto příkladu bude činit asi 320 kg.

Na základě těchto idealizovaných příkladů by se mohlo zdát, že nalezení optimálního rybářského tlaku je snadné. Mnoho populací ale nesplňuje předpoklady jednoduchých modelů. Jejich produktivita může náhodně kolísat, takže snaha o dodržování optimálního úsilí povede často k přelovení populace. Křivka produktivity může být také výrazně asymetrická s maximem posunutým k nízkým populačním hustotám. Jednostranná snaha zaměřená na maximální produkci biomasy může navíc vést k nadměrnému odlovu kvalitních generačních ryb a v důsledku způsobit zhoršení genetické kvality a ohrozit stabilitu populace (viz část 3.6.10.). V těchto případech hrozí, že populace lovné úsilí neunesou a dojde k **náhlému kolapsu**, jako tomu bylo např. počátkem 90. let minulého století u komerčně lovených populací tresky obecné v kanadských vodách. Za zmínku stojí, že přes zavedení úplného moratoria (zákazu komerčního lovu) nedošlo dodnes k výraznému zlepšení jejích stavů. Jedním z pravděpodobných vysvětlení je, že přelovením tresky došlo k vychýlení a přesunu celého ekosystému do nového rovnovážného stavu. Populaci tresky by v tom případě už nikdy nebylo možné obnovit na úroveň předchozího stavu.



Obr. 3.6.11. Příklad závislosti dosažitelného výnosu na rybářském tlaku a produktivitě populace podle Graham-Schaeferova modelu (12). Maximální udržitelný výnos $25 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ za rok lze dosáhnout udržováním hustoty populace na $50 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Parametry modelu: $k = 1$ a $B_{\max} = 100$.

3.6.10. Ekologické a evoluční důsledky rybolovu

Posledně jmenovaná kauza ukazuje na možné negativní vlivy nadměrného rybolovu, které zahrnují především různé důsledky přelovení populace. Mezi první, typické **známky přelovení** patří postupné snižování průměrné hmotnosti ulovených ryb spolu s postupným snižováním nebo stagnací úlovku na jednotku úsilí. To naznačuje, že z populace se postupně vytrácí starší ryby a rodičovské hejno je tvořeno čím dál mladšími jedinci (na rozdíl od situace, kdy je snížení hmotnosti způsobeno novými silnými ročníky z předchozích let). Spolu s možným rozkolísáním takové populace a rizikem kolapsu (viz výše v části 3.6.7.) může docházet i k tomu, že jsou evolučně zvýhodňováni jedinci, kteří rychle dospívají a množí se při menší velikosti. Tento jev je zdokumentován u řady oceánských i sladkovodních ryb (Jørgensen a kol., 2007) a v současnosti probíhá živá diskuze o tom, zda a jak může následně ovlivnit dlouhodobé výnosy. Ze všech těchto důvodů mnoho odborníků volá po snižování rybolovného tlaku pod úroveň teoretické hodnoty maximálně udržitelného výnosu a po **ochraně velkých generačních ryb** (Birkeland a Dayton, 2005; Law, 2007).

V České republice dochází k přelovení ve volných vodách zejména u dravých druhů ryb (candát, štika), které jsou ceněny jako trofejní úlovky a pro své využití v gastronomii. Dobře zdokumentován je například výrazný propad stavů candáta na Lipně, kterému předcházelo postupné snižování průměrné velikosti úlovků. Zatímco celkové oficiálně vykázané úlovky sportovních rybářů postupně rostly od roku 1990 do roku 2004 z asi 15 tun (průměr v letech 1991 a 1992) na maximálních 29 tun v roce 2004, průměrná hmotnost ulovených ryb klesala ze 2 kg na 1,5 kg. Následoval strmý propad v letech 2005–2007 a stagnace ročních úlovků pod úrovní 2 tun. Takto přelovené populace je zapotřebí včas chránit všemi dostupnými prostředky, např. omezením způsobů rybolovu, rozšířením doby hájení nebo zvýšením lovné míry. Ve zvlášť důvodných případech lze uvažovat i o včasném a kompletním **hájení**, a to přinejmenším po dobu nutnou k obnovení struktury rodičovského hejna. Tento proces trvá jednu nebo i několik

generací v závislosti na intenzitě předchozího přelovení a na vztahu mezi rodičovským hejnem a doplňkem. U našich druhů tedy nastane plné zotavení nejdříve za 3 roky, ale třeba i za 10–20 let.

Vzhledem k tomu, že na naprosté většině revírů tvoří rybí obsádky více druhů ryb, může mít přelovení jednoho druhu dále **nepřímý vliv** na celé společenstvo. Přelovení nedravých (býložravých a planktonožravých) ryb může vést k narušení potravního řetězce a nedostatečné potravní nabídce pro dravce a ve svém důsledku k dočasnému nebo trvalému rozkolísání společenstva. Přelovení dravců může naopak vést k přemnožení nedravých ryb, které se odrazí ve vyčerpání planktonní potravní nabídky, možném následném rozvoji sinic a případně i zhoršeném růstu ryb. Proto je žádoucí udržovat stav rybích obsádek včetně poměru dravých a nedravých ryb v určitém rozmezí (viz kapitoly 4.3. a 4.4.).

Metody kvantitativního popisu dynamiky rybích populací a důsledků jejich hospodářského využití detailně rozebírají např. vynikající anglické monografie autorů Quinn a Deriso (1999), Hilborn a Walters (1992) nebo King (2007). V české literatuře ucelená moderní učebnice chybí, nicméně základní vodítka mohou poskytnout i starší práce (Pivnička, 1981; Baruš a Oliva, 1995). Obecnější základy modelování populační dynamiky lze nalézt např. v učebnicích ekologie (Begon a kol., 2006; Tkadlec, 2008). Metody studia věkově strukturovaných populací s řadou příkladů přináší obsáhlá Caswellova (2001) monografie. Studium dynamiky rybích populací pomocí velikostně strukturovaných modelů je poměrně nové a čtenář je zatím odkázán především na původní vědecké články v zahraničních odborných časopisech (de Roos a Persson, 2001; Andersen a Beyer, 2006 a další).

LITERATURA

- Andersen, K.H., Beyer, J.E., 2006. Asymptotic size determines species abundance in the marine size spectrum. *American Naturalist* 168: 54–61.
- Baruš, V., Oliva, O., 1995. Mihulovci (Petromyzontes) a ryby (Osteichthyes). Academia, Praha, 623 s.
- Begon, M., Townsend, C.R., Harper, J.L., 2006. *Ecology: from individuals to ecosystems*. 4th ed. Blackwell, Malden, USA, 738 pp.
- Birkeland, C., Dayton, P.K., 2005. The importance in fishery management of leaving the big ones. *Trends in Ecology and Evolution* 20: 356–358.
- Brown, J.H., Gilooly, J.F., Allen, A.P., Savage, van M., West, G.B., 2004. Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology* 85: 1771–1789.
- Caswell, H., 2001. *Matrix population models: construction, analysis, and interpretation*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA, 722 pp.
- de Roos, A.M., Persson, L., 2001. Physiologically structured models – from versatile technique to ecological theory. *Oikos* 94: 51–71.
- Froese, R., Binohlan, C., 2000. Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. *Journal of Fish Biology* 56: 758–773.
- Henderson, B.A., Collins, N., Morgan, G.E., Vaillancourt, A., 2003. Sexual size dimorphism of walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 1345–1352.
- Hilborn, R., Walters, C.J., 1992. *Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty*. Chapman & Hall, London, UK, xv+570 pp.
- Huus, M., Byström, P., Strand, A., Eriksson, L.O., Persson, L., 2008. Influence of growth history on the accumulation of energy reserves and winter mortality in young fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65: 2149–2156.
- Jobling, M., 2002. Environmental factors and rates of development and growth. In: Hart, P.J.B., Reynolds, J.D. (Eds), *Handbook of fish biology and fisheries*. Blackwell, Oxford, UK, pp. 97–122.
- Jørgensen, C., Enberg, K., Dunlop, E.S., Arlinghaus, R., Boukal, D.S., Brander, K., Ernande, B., Gårdmark, A., Johnston, F., Matsumura, S., Pardoe, H., Raab, K., Silva, A., Vainikka, A., Dieckmann, U., Heino, M., Rijnsdorp, A.D., 2007. Ecology – Managing evolving fish stocks. *Science* 318: 1247–1248.
- King, M., 2007. *Fisheries biology, assessment and management*. 2nd ed. Blackwell, Oxford, UK, 382 pp.
- Kubecka, J., 1994. Models for comparing first year growth of fish fry. *Fisheries Management and Ecology* 1: 45–55.
- Kuderskii, L.A., 1996. *Population dynamics of commercial fish in inland reservoirs*. A.A. Balkema, Rotterdam, Brookfield, The Netherlands, 156 pp.
- Law, R., 2007. Fisheries-induced evolution: present status and future directions. *Marine Ecology – Progress Series* 335: 271–277.
- Lester, N.P., Shuter, P.J., Abrams, P.A., 2004. Interpreting the von Bertalanffy model of somatic growth in fishes: the cost of reproduction. *Proceedings of the Royal Society London B*: 1625–1631.
- Nikolskij, G.V., 1974. *Ekologija ryb. Vysšaja škola, Moskva, Russia*, 380 pp.
- Parker, G.A., 1992. The evolution of sexual size dimorphism in fish. *Journal of Fish Biology* 41 (Suppl. B): 1–20.
- Pivnička, K., 1981. *Ekologie ryb. Odhady základních parametrů charakterizujících rybí populace*. SPN, Praha, 250 s.

- Pivnička, K., Švátora, M., 2001. Long-term changes in the Klíčava Reservoir fish assemblage (succession, fecundity, abundance, growth, biomass, production): a review. *Acta Universitatis Carolinae* 15: 103–148.
- Poncin, P., Philippart, J.C., Ruwet, J.C., 1996. Territorial and non-territorial spawning behaviour in the bream. *Journal of Fish Biology* 49: 622–626.
- Ricker, W.E., 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*, 202 pp.
- Rideout, R.M., Tomkiewicz, J., 2011. Skipped spawning in fishes: more common than you might think. *Marine and Coastal Fisheries* 3: 176–189.
- Quince, C., Abrams, P.A., Shuter, B.J., Lester, N.P., 2008a. Biphasic growth in fish I: Theoretical foundations. *Journal of Theoretical Biology* 254: 197–206.
- Quince, C., Shuter, B.J., Abrams, P.A., Lester, N.P., 2008b. Biphasic growth in fish II: Empirical assessment. *Journal of Theoretical Biology* 254: 207–214.
- Quinn, T.J., Deriso, R.B., 1999. *Quantitative fish dynamics*. Oxford University Press, New York, UK, xv+542 pp.
- Tkadlec, E., 2008. *Populační ekologie: struktura, růst a dynamika populací*. Univerzita Palackého, Olomouc, 370 s.
- Wang, H.Y., Cook, H.A., Einhouse, D.W., Fielder, D.G., Kayle, K.A., Rudstam, L.G., Höök, T.O., 2009. Maturation schedules of walleye populations in the Great Lakes region: comparison of maturation indices and evaluation of sampling-induced biases. *North American Journal of Fisheries Management* 29: 1540–1554.
- www odkaz
<http://www.fishbase.org/search.php> (Navštíveno 30. 4. 2012)

3.7. Prostorová distribuce ryb v tekoucích vodách (O. Slavík)

Říční prostředí je pod trvalým tlakem civilizačních faktorů. Jejich komplexní působení na populace ryb se v důsledku projevuje jako ztráta úkrytů, potravních zdrojů a míst pro rozmnožování. Aby bylo možné odhadnout tuto ztrátu a navrhnout možná zlepšení, je nezbytné znát základy mechanismů, podle kterých ryby svá stanoviště vybírají. Hejnové druhy ryb mají strategii hledání potravních zdrojů založenou na vzájemné komunikaci velkého počtu jedinců. Hejna ryb, např. ouklejí, ostroretetek nebo parem, lze volně přirovnat k pasoucím se stádům kopytníků, jejichž pozici určuje dostatek potravy. Pokud potravu spotřebují, posunují se dále po toku. Vztah mezi aktuální pozicí hejna a místním prostředím je tak omezen dostupností potravy. U samotářských žijících druhů je vztah k místnímu prostředí naopak velmi těsný, protože znalost okolí je zvýhodňuje při shánění potravy a využívání úkrytů. Například menší pstruzi obecní jsou schopni v souboji zahnat většího jedince, když mohou využít výhodu znalosti místního prostředí (Johnsson a Forser, 2001). Nenáhodné rozmístění jedinců v říčním prostředí vytváří nepravidelnou mozaiku plošných útvarů, které jsou využívány rybami o určité velikosti. Jak je taková mozaika vytvářena?

3.7.1. Domácí okrsek, centrum aktivity a teritorium

Každá ryba potřebuje přijmout určité množství potravy, aby nezahynula hladu a skrýt se, aby nebyla ulovena predátory. Velikost prostředí, kterou ke splnění obou podmínek potřebuje, je výsledným kompromisem obou často protichůdných potřeb (Hill a Grossman, 1987). Obecně používaným termínem pro výsledný prostor je tzv. *domácí okrsek*, který může být definován jako plocha, kterou organizmus potřebuje k naplnění svých potřeb během 24 hodin (Mace a kol., 1983). Např. u vraneček bylo zjištěno, že jejich domácí okrsek je menší ve dne, kdy jsou neaktivní a větší v noci, kdy nad specifickým typem substrátu hledají potravu (Natsumeda, 1998). Velikost domácího okrsku odpovídá energetickým potřebám jedince (McNab, 1963) a je proto větší, když je v okrsku obtížné nalézt potravu (Schoener, 1968; Slavík a kol., 2005; Kulíšková a kol., 2009). Domácí okrsek často bývá větší, pokud jsou od sebe vzdáleny potravní zdroje a úkryt a naopak (Chilton a Poarch, 1997; Jakober a kol., 2000). Velikost plochy domácího okrsku se pro stejný druh a velikost jedince odlišuje v jezerech (a přehradách), charakteristických svou nízkou potravní nabídkou od velikosti domácího okrsku v řekách, s dostatkem potravy. V potravně chudých jezerech mají ryby mnohem větší domácí okrsky než v produktivních řekách, protože v jezerech musí potravu aktivně hledat, a navíc v řekách potrava k rybám driftuje (Minns, 1995). Velikost okrsku se mění podle sezónního období, kdy je největší při maximální sezónní aktivitě druhu (Slavík a kol., 2005, 2007) a může být také menší v degradovaném životním prostředí než v přirozeném, které motivuje ryby k častější změně pozice (Slavík a Bartoš, 2004). Velikost domácího okrsku se vztahuje především k energetickým nárokům jedince, které jsou jakýmsi účtem za všechny potřeby a chování. Obecně platí, že velikost domácího okrsku vzrůstá s hmotností jedince (Harestad a Bunnell, 1979). Paradoxem může ale být, že velikost domácího okrsku může být menší u větších, dominantních jedinců, kteří obsazují výhodnější pozice pro získání potravy (Nakano, 1995). Naopak menší většinou subdominantní jedinci se pohybují na okrajích domácích okrsků dominantních jedinců a mají proto i větší velikost vlastních okrsků. Subdominantní ryby proto nikdy netvoří stabilní část populací (Crisp, 2000). Velikost domácího okrsku měřená v přírodě je vždy větší než odvozuji teoretické modely (Kelt a Van Vuren, 2001). Důvodem jsou nerovnoměrně rozptýlené potravní zdroje, ke kterým se zvířata musí přesouvat (Jetz a kol., 2004). Zvířata si také intuitivně nárokují větší plochu, než jsou schopna využít a takto zohledňují potenciační vliv konkurentů (Buskirk, 2004). Ve výsledku je patrné, že i v rámci domácího okrsku ryby upřednostňují menší plochy, kde tráví delší období ve srovnání se zbytkem využívané plochy. Tyto menší časo-prostorové jednotky se nazývají centra aktivity (CA), které byly původně popsány na chování jihoamerických medvídkovitých šelem, nosálích

červených (Kaufman, 1962). Stanovení velikosti CA je zásadní charakteristikou popisující chování ryb v prostoru. Např. CA lokalizují potravní zdroje a plochy k rozmnožování, naopak absence CA mohou indikovat rovnoměrné rozptýlení potravních zdrojů, migrační chování (pokud se ryba pohybuje pouze jedním směrem) apod. Velikost CA může být odvozena např. z 50 % záznamů, podle kterých je ryba v rámci domácího okrsku lokalizována. Velikost domácího okrsku lze odhadnout podle několika postupů, např. podle metody Jennricha a Turnera (1969) nebo minimálního konvexního polygonu (Mohr, 1947). Výpočet velikosti domácího okrsku pomocí těchto metod (a dalších – např. Kernelův odhad), lze docílit s použitím internetu, kde je možné získat řadu volných aplikací. Pro přesné stanovení domácího okrsku a CA není nejdůležitější způsob konečného výpočtu, ale především kvalita údajů, které byly k výpočtu použity. Údaje o prostorové distribuci sledovaných ryb musí být získávány v pravidelných intervalech, které by se měly po 1–3 hodinách opakovat. O počtu sledovaných ryb během jednoho dne pak rozhodne dostupnost označených jedinců v terénu a také délka jejich aktuálních přesunů. V konceptu domácího okrsku by termín *domácí* neměl automaticky navozovat představu, že tato plocha je obhajována před vetřelci jako „domov“. Plocha, která je nějakým způsobem chráněna se nazývá teritorium (např. Grant, 1997). Velikost teritoria jako prostorové jednotky se v čase může dynamicky měnit a i specifikace *teritoriality* jako projevu chování není vždy jednoznačná. Lze konstatovat, že hejnové druhy ryb nejsou teritoriální, zatímco solitérní zpravidla ano. Teritorium většinou tvoří menší část domácího okrsku. Např. sumci jsou navzájem agresivní, pouze pokud se střetnou s konkurentem na preferované ploše, kterou právě tvoří zmiňované centrum aktivity (Slavík a Horký, 2009). Typickými teritoriálními druhy jsou např. salmonidi, u nichž se dokonce velikost teritoria kryje s velikostí domácího okrsku, protože brání své potravní zdroje (Grant a Kramer, 1990; Keeley a Grant, 1995). Je však nezbytné zdůraznit, že agresivní chování, především přímý fyzický kontakt vedoucí ke zranění, je v říčním prostředí spíše extrémním projevem (Neat a kol., 1998; Maan a kol., 2001). Ryby používají velkou škálu ritualizovaných projevů zmiňujících agresivitu, které případnému útoku předcházejí, např. subdominantní pstruzi jsou tmavěji zbarveni než dominantní protivníci. Navíc teritorialita je uplatňována především proti stejným velikostním skupinám, které si potravně konkurují (Crisp, 2000). Proto se v tůních běžně vyskytuje několik velikostních skupin pstruhů, ale je obtížnější v jedné tůni ulovit najednou několik stejně velkých kapitálních jedinců.

3.7.2. Početnost ryb v toku

Jaká by tedy měla být očekávaná početnost ryb v toku? Obecné teoretické modely porovnávající biomasu v intervalu pramenná oblast – ústí odhadují, že ve střední části říční sítě by se mělo vyskytovat nejvíce druhů a společenstvo by zde mělo dosahovat maximální biomasy (Vannote a kol., 1980). Dále bylo zjištěno, že v pramenných oblastech se vyskytuje více malých druhů, hmyzožravců a solitérních druhů než dále po proudu (Schlosser, 1982) a že stejným směrem stoupá i biomasa ryb (viz kapitola 3.2.). Tyto informace však mají jen omezenou praktickou využitelnost. Mohou pomoci při odhadu škod při ekologických haváriích, kdy lze prokázat, že výskyt druhů a jejich početnost je nižší v místě havárie než v úseku řeky nad ním. Pro odhad optimální početnosti salmonidů byly často uvažovány individuální nároky jedince na prostor (např. Keeley a Grant, 1995; Steingríssova a Grant, 2011). V minulosti bylo navrženo několik predikčních modelů, které např. odhadovaly početnost salmonidů v toku na základě poměru mezi velikostí těla a velikostí teritoria nebo struktury prostředí (Grant a Kramer, 1990). Autoři vycházeli z logického předpokladu, že se vzrůstajícími tělesnými rozměry ryb se budou zvětšovat i nároky na prostor. Výsledkem by měl být negativní vztah mezi velikostí ryb a jejich počtem, tedy v toku by se mělo vyskytovat málo velkých jedinců nebo mnoho malých. Obecná platnost modelu však nebyla potvrzena. Důvody byly naznačeny v předchozích kapitolách – např. teritorialita se uplatňuje především proti stejným velikostním skupinám. Navíc v mělkých úsecích je kontrola teritoria snadná, protože může probíhat i při příjmu potravy (např. při

sbíráni hmyzu z hladiny). Pokud se pstruh přesouvá k hladině v hlubokých tůních, není schopen kontrolovat střední a spodní části vodního sloupce. V tůních je proto teritoriální agresivita energeticky nevhodná a počet jedinců zde spíše určuje množství potravy a úkrytů. To je i důvodem, proč může být v tůních více pstruhů pohromadě, zatímco v mělkých úsecích toku má prostorová distribuce pstruhů charakter mozaiky. Další informace je možné čerpat z prací, které popisují vztah mezi početností a rychlostí růstu. Rychlost růstu nepřímo informuje o produktivitě, tzv. „úživnosti“ toku. Pokud např. pstruzi rychle rostou, lze předpokládat, že mají k dispozici dostatek potravy a že početnost populace bude vysoká. Zároveň by však měl platit vztah, že čím je početnost vyšší, tím stoupá konkurenční prostředí a klesá tak rychlost růstu. Tyto předpoklady však neplatí společně a pro všechna prostředí. V tocích s dostatkem potravy pstruzi rychle rostou a jejich početnost je vysoká, avšak nelze zde najít žádný vztah mezi početností a rychlostí růstu (Lobón-Cerviá, 2007). Naopak v tocích na potravu chudých, kde je i nízká početnost pstruhů, lze vztah mezi početností a rychlostí růstu prokázat. Pokud se např. v oligotrofním horském potoce sníží početnost pstruhů, ti zbývající porostou rychleji a naopak. Navíc tyto závislosti jsou platné pouze pro juvenilní pstruhy. Pokud pstruzi dospějí, většinu energie investují do reprodukce, růst se silně zpomalí a přestane být faktorem, který má významný vliv na početnost a naopak (Jonsson a Jonsson, 1993). Avšak na přežívání a početnost juvenilních (a následně i dospělých pstruhů) mají vliv podmínky během tzv. kritické periody (Elliot, 1994). V tomto období se mladí pstruzi adaptují na místní potravní podmínky a úkrytové možnosti. Početnost nové generace určená počtem a plodností rozmnožujících se samic (Elliot, 1989) prochází tzv. *hrdlem láhve* a výslednou početnost juvenilů (a následně i dospělců) určují právě aktuální podmínky prostředí. Obecně tak lze shrnout, že odhady optimální početnosti na základě predikčních modelů uvažující velikost těla a návazné prostorové nároky jsou pro praktické použití příliš nepřesné. Dále bylo prokázáno, že početnost pstruhů z toků s nízkou a vysokou produktivitou nelze srovnávat. Pokud je typ toku oligotrofní, zvyšující se početnost pstruhů snižuje rychlost růstu, zatímco v úživných potocích je pstruhů mnohem více a početnost růst neovlivňuje. Je tedy zřejmé, že optimální cílová početnost ryb v tekoucích vodách by měla zohledňovat místní podmínky a nelze ji odvozovat od teoretických modelů.

3.7.3. Fenomén jménem úkryt

Málokterý parametr prostředí tekoucích vod má tak srozumitelný název a účel. Představa je většinou spojována se štěrbinou mezi kameny, plovoucí vegetací nebo kořeny stromů pod podemletými břehy. Avšak ve skutečnosti je úkryt termín velmi široký a obtížně definovatelný. Úkrytem lze rozumět jakékoliv místo, jehož obsazením se ryba může vyhnout nějakému stresovému faktoru. Určitý „pocit bezpečí“ ryby nalézají např. i ve slunečním stínu, který zvyšuje jejich ochranu před predátory (Helfman, 1981). Před predátory ryby nejčastěji úkryty také využívají (Valdimarson a Metcalfe, 1998) a pokud jim možnost skrýt se chybí, v důsledku stresu spotřebovávají více energie, a to dokonce i v nepřítomnosti predátora (Fischer, 2000). Zároveň se však skrývají před příliš silným slunečním svitem (Valdimarson a kol., 1997), vysokými rychlostmi proudění (Valdimarson a Metcalfe, 1998) nebo za nízkých teplot (Heggenes a kol., 1993). Úkryty mohou být obsazeny více jedinci společně (Armstrong a Griffiths, 2001). Avšak ryby obecně dávají přednost určité exkluzivitě, protože v akvakulturách, kde mají k dispozici úkrytů méně, v nich bylo nalezeno více jedinců než v přírodě (Griffiths a Armstrong, 2002). Obecně lze konstatovat, že úkryt snižuje kanibalismus (Britz a Pienaar, 1992), agresivitu (Hecht a Appelbaum, 1988), a protože snižuje energetickou spotřebu, zrychluje i růst ryb (Hossain a kol., 1998; Behaim a kol., 2009). Říční prostředí, které má dostatek úkrytů, je dostatečně komplexní a umožňuje výskyt vyššího počtu ryb (Eklöv, 1997). Toky s korytem modelovaným působením proudu, samovolným ukládáním sedimentů, výskytem vegetace a mrtvé dřevní hmoty jsou prostředím, které rybám poskytuje úkryty v optimální míře (obr. 3.7.1.). Naopak toky s opevněnými břehy a napřímeným korytem s uměle navýšenou kapacitou jsou prostředím, které rybám poskytuje úkryty pouze omezeně.



Obr. 3.7.1. Dostatečná nabídka úkrytů je předpokladem stabilní populace pstruha obecného (Malá Vltava na Šumavě, foto: O. Slavík).

3.7.4. Pohybová aktivita ryb

Chování ryb je možné hodnotit v mnoha úrovních (např. rozmnožování, příjem potravy, agresivní obrana teritoria, kooperace při lovu, stres). V tekoucích vodách je však běžný pozorovatel odkázán především na možnost hodnocení změny stanoviště, vyjádřené jako vzdálenost mezi dvěma body za časovou jednotku. Jinými slovy, pohybová aktivita ryb je parametr chování, který lze v řekách relativně snadno pozorovat a vyhodnotit. Informace o pohybové aktivitě ryb jsou pro rybářský management důležité. Význam migrací byl zmiňován v jiných kapitolách, ale srovnatelnou hodnotu mají údaje o kratších přesunech ryb v aktuálně obývaném prostředí. Především při kontrole kvality a početnosti společenstev ryb je vhodné vědět, že výskyt některých druhů ryb je v určitém prostředí časově omezený. Např. v zátokách a tůňích se někteří jedinci mohou vyskytovat jen dočasně, např. za vysokých průtoků (Harvey a Nakomoto, 1999) a nízkých teplot (Horký a kol., 2008), nebo jen během tmy nebo naopak světla (Kubečka a Duncan, 1998; Slavík a Bartoš, 2001). Juvenilní stadia ryb se v mělké břehové linii shromažďují v odlišném druhovém složení a početnosti v noci než ve dne (Copp a Jurajda, 1993). Právě střídání světla a tmy je pro prostorovou distribuci ryb v určitém prostředí nejdůležitějším faktorem.

Lze rozlišovat pohybovou aktivitu cirkadiální a diurnální. Cirkadiální aktivita je řízena endogenním mechanismem, trvá přibližně 24 hodin, ale po odstavení ryby od synchronizátoru (např. světlo) pokračuje ve stejném rytmu, i když s určitou odchylkou (Reebs, 2002; Kronfeld-Schor a Dayan, 2003). Diurnální

aktivita je vázána přímo na střídání světla a tmy a lze ji pozorovat jako denní a noční pohybovou aktivitu. Za typicky noční druh je považován úhoř říční (Tesch, 2003). Avšak sportovní rybáři občas uloví úhoře na udici i během dne a dokonce v místech, kde nejsou typické úkryty (břehová linie) a kam úhoř musel aktivně připlavat. Tuto zvláštní aktivitu vysvětluje termín tzv. *dualismu*. Mnoho druhů ryb má totiž schopnost využívat své životní prostředí během světla i tmy. Záleží pouze na aktuálních podmínkách prostředí, které aktivitu ovlivňují. Např. v severských zemích mohou být ryby při zkracujícím se dni aktivní víc ve dne a naopak (Løkkeborg a Fernö, 1999). Podobně mník jednovousý *Lota lota* je uvažován jako typicky noční druh (Carl, 1995; Slavík a kol., 2005), ale na severu Evropy běžně vykazuje denní aktivitu (Müller, 1978). Sumec velký *Silurus glanis* vykazoval během dvouletého sledování v řece Berounce přísně noční aktivitu od září do listopadu, od zimy do jara byl ale aktivní pouze za denního světla a v létě byl aktivní ve dne i v noci (Slavík a kol., 2007). Je pravděpodobné, že mnoho druhů původně považovaných buď za denní, nebo pouze noční, má ve skutečnosti duální aktivitu diurnální. Podrobné experimenty dále ukázaly, že je ve skutečnosti aktivní v obou fázích světelného režimu. (Brännäs a Alänära, 1997; Bolliet a kol., 2001; Slavík a Horký, 2012). Tito autoři na sivenech a sumcích zjistili, že někteří jedinci ve skupině mají vždy noční nebo naopak denní aktivitu. Schopnosti dualistického chování během světla a tmy velmi často využívají i pstruzi obecní. Mezi stejnými velikostními skupinami je u pstruhů velmi silná potravní konkurence (Elliot, 1994). Dominantní jedinci salmonidů přijímají potravu hlavně za soumraku, kdy létá mnoho hmyzu, který je v tuto dobu možné ještě snadno pozorovat a ulovit. Naopak subdominantní jedinci jsou vytlačeni do méně vhodné doby přímého světla nebo tmy. Za tmy je příjem potravy méně efektivní a naopak během dne je doprovázen vyššími ztrátami od predátorů (Fraser a kol., 1997). Ne náhodou se proto sportovní rybář dočká úlovků velkých pstruhů pouze za soumraku, zatímco malé pstruhy lze ulovit téměř kdykoliv. Uvedené příklady ukázaly, že tradiční názory na využívání „světla a tmy“ u ryb jsou příliš „černobílé“. Samozřejmě vliv na diurnální aktivitu ryb mají i další faktory, jako je např. teplota. Pstruzi a lososi s ochlazením vody pod 10 °C přecházejí především na noční aktivitu, protože v chladné vodě nejsou schopni efektivně uniknout před predátory (Fraser a kol., 1993, 1997; Valdimarsson a kol., 1997). V noci jsou nejen více chráněni, ale jsou také úspěšnější při lovu potravy (např. střevle, hmyz), která se aktivitou ve tmě chrání před predátory stejně jako samotní salmonidi.

LITERATURA

- Armstrong, J.D., Griffiths, W.S., 2001. Density-dependent refuge use among over-wintering wild Atlantic salmon juveniles. *Journal of Fish Biology* 58: 1524–1530.
- Benhaïm, D., Leblanc, C.A., Lucas, G., 2009. Impact of a new artificial shelter on Arctic charr (*Salvenius alpinus*, L.) behavior and culture performance during the endogenous feeding period. *Aquaculture* 295: 38–43.
- Bolliet, V., Aranda, A., Boujard, T., 2001. Demand-feeding rhythm in rainbow trout and European catfish synchronisation by photoperiod and food availability. *Physiology and Behaviour* 73: 625–633.
- Bränäs, E., Alanärä, A., 1997. Is diel dualism in feeding activity influenced by competition between individuals? *Canadian Journal of Zoology* 75: 661–669.
- Britz, P.J., Pienaar, A.G., 1992. Laboratory experiments on the effect of light and cover on the behaviour and growth of African catfish *Clarias gariepinus* (Pisces: Claridae). *Journal of Zoology* 227: 43–62.
- Buskirk, S., 2004. Keeping an eye on the neighbours. *Science* 306: 238–239.
- Carl, L.M., 1995. Sonic tracking of burbot in Lake Opeongo, Ontario. *Transactions of the American Fisheries Society* 124: 77–83.
- Copp, G.H., Jurajda, P., 1993. Do small riverine fish move inshore at night? *Journal of Fish Biology* 43: 229–241.
- Crisp, D.T., 2000. *Trout and Salmon – Ecology, Conservation and Rehabilitation*. Blackwell Science, Oxford, UK, 224 pp.
- Eklöv, P., 1997. Effects of habitat complexity and prey abundance on the spatial and temporal distributions of perch (*Perca fluviatilis*) and pike (*Esox lucius*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 54: 1520–1531.
- Elliott, J.M., 1989. The natural regulation of numbers and growth in contrasting populations of brown trout, *Salmo trutta*, in two Lake District streams. *Freshwater Biology* 21: 7–19.
- Elliott, J.M., 1994. *Quantitative ecology and the brown trout*. Oxford University Press, Oxford, UK, 304 pp.
- Fischer, P., 2000. An experimental test of metabolic and behavioral responses of benthic fish species to different types of substrates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 2336–2344.
- Fraser, N.H.C., Metcalfe, N.B., 1997. The cost of being nocturnal: feeding efficiency in relation to light intensity in juvenile Atlantic salmon. *Functional Ecology* 11: 385–391.
- Fraser, N.H.C., Metcalfe, N.B., Thorpe, J.E., 1993. Temperature-dependent switch between diurnal and nocturnal foraging in salmon. *Proceedings of the Royal Society of London Series B – biological Sciences* 252: 135–139.
- Grant, J.W.A., 1997. Territoriality. In: Godin, J.G.J. (Ed.), *Behavioural Ecology of Teleost Fishes*. Oxford University Press, Oxford, UK, pp. 81–103.
- Grant, J.W.A., Kramer, D.L., 1990. Territory size as a predictor of the upper limit to population density of juvenile salmonids in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 47: 1724–1737.
- Griffiths, S.W., Armstrong, J.D., 2002. Rearing conditions influence refuge use among over-wintering Atlantic salmon juveniles. *Journal of Fish Biology* 60: 363–369.
- Harestad, A.S., Bunnell, L.F., 1979. Home range and body weight – a re-evaluation. *Ecology* 60: 389–402.
- Harvey, B.C., Nakamoto, J.R., 1999. Diel and seasonal movements by adult Sacramento pikeminnow (*Ptylocheilus grandis*) in the Eel River, northwestern California. *Ecology of Freshwater Fishes* 8: 209–215.

- Heggenes, J., Krog, O., Lindås, O., Dokk, J., Bremnes, T., 1993. Homeostatic behavioural responses in a changing environment: brown trout (*Salmo trutta*) become nocturnal during winter. *Journal of Animal Ecology* 62: 295–308.
- Hecht, T., Appelbaum, S., 1988. Observation of inter-specific aggression and coeval sibling cannibalism by larval and juvenile *Clarias gariepinus* (Claridae: Pisces) under controlled conditions. *Journal of Zoological Society (London)* 214: 21–44.
- Helfman, G.S., 1981. Twilight activities and temporal structure in a freshwater community. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 38: 1405–1420.
- Hill, J., Grossman, G.D., 1987. Home range estimates for three North American stream fishes. *Copeia* 1987: 376–380.
- Horký, P., Slavík, O., Bartoš, L., 2008. A telemetry study on the diurnal distribution and activity of adult pikeperch, *Sander lucioperca* (L.), in a riverine environment. *Hydrobiologia* 614: 151–157.
- Slavík, O., & P. Horký. 2012. Diel dualism in the energy consumption of the European catfish *Silurus glanis*. *Journal of Fish Biology* 81, 2223–2234. doi: 10.1111/j.1095-8649.2012.03436.x
- Hossain, R.A.M., Beveridge, M.C.M., Haylor, S.G., 1998. The effect of density, light and shelter on the growth and survival of African catfish (*Clarias gariepinus* Burchell, 1822) fingerlings. *Aquaculture* 160: 251–258.
- Chilton, E.W., Poarch, S.M., 1997. Distribution and movement behaviour of radio-tagged grass carp in two Texas reservoirs. *Transactions of the American Fisheries Society* 126: 467–476.
- Jakober, J.M., McMahon, E.T., Thurow, F.R., 2000. Diel habitat partitioning by bull char and cutthroat trout during fall and winter in Rocky Mountains streams. *Environmental Biology of Fishes* 59: 79–89.
- Jennrich, R.I., Turner, F.B., 1969. Measurement of non-circular home range. *Journal of Theoretical Biology* 22: 227–237.
- Jetz, W., Carbone, C., Fulford, J., Brown, J.H., 2004. The scaling of animal space use. *Science* 306: 266–268.
- Johnsson, I.J. Forser, A., 2002. Residence duration influences the outcome of territorial conflicts in brown trout (*Salmo trutta*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 52: 282–286.
- Jonsson, B., Jonsson, N., 1993. Partial Migration: niche shift versus sexual maturation in fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 3: 348–365.
- Kaufamn, J.H., 1962. Ecology and social behaviour of the coati, (*Nasua nirica*) on Barro Colorado Island, Panama. *University of California Publications in Zoology* 60: 95–222.
- Keeley, E.R., Grant, A.W.J., 1995. Allometric and environmental correlates of territory size in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52: 186–196.
- Kelt, D.A., Van Vuren, D., 2001. The ecology and macroecology of mammalian home range area. *American Naturalist* 157: 637–645.
- Kronfeld-Schor, N., Dayan, T., 2003. Partitioning of time as an ecological resource. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematic* 34: 153–181.
- Kubečka, J., Duncan, A., 1998. Diurnal changes of fish behaviour in a lowland river monitored by a dual-beam echosounder. *Fisheries Research* 35: 55–63.
- Kulíšková, P., Horký, P., Slavík, O., Jones, J.I., 2009. Factors influencing movement behaviour and home range size in ide *Leuciscus idus*. *Journal of Fish Biology* 74: 1269–1279.
- Lobón-Cervia, J., 2007. Density-dependent growth in stream-living brown trout *Salmo trutta*. *Functional Ecology* 21: 117–124.
- Løkkeborg, S., Fernö, A., 1999. Diel activity pattern and food search behaviour in cod, *Gadus morhua*. *Environmental Biology of Fishes* 54: 345–353.
- Maan, M., Groothuis, T.G.G., Wittenberg, J., 2001. Escalated fighting despite predictors of conflicts outcome solving the paradox in a South American cichlid fish. *Animals Behavior* 62: 623–634.

- Mace, G.M., Harvey, P.H., Cluton-Brock, T.H., 1983. Vertebrate home-range size and energetic requirements. In: Swingland, I.R., Greenwood, P.J. (Eds), *The ecology of animal movement*. Clarendon, Oxford, UK, pp. 32–53.
- McNab, B.K., 1963. Bioenergetics and the determination of home range size. *American Naturalist* 97: 33–140.
- Minns, K.C., 1995. Allometry of home range size in lake and river fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 52: 1499–1508.
- Mohr, C.O., 1947. Table of equivalent populations of North American mammals. *American Midland Naturalist* 37: 223–249.
- Müller, K., 1978. The flexibility of the circadian system of fish at different latitudes. In: Thorpe, J.E. (Ed.), *Rhythmic Activity of Fishes*, Academic Press, London, UK, pp. 91–104.
- Nakano, S., 1995. Individual differences in resource use, growth and emigration under influence of a dominance hierarchy in fluvial red-spotted masu salmon in a natural habitat. *Journal of Animal Ecology* 64: 75–84.
- Natsumeda, T., 1998. Home range of the Japanese fluvial sculpin, *Cottus pollux*, in relation to nocturnal activity patterns. *Environmental Biology of Fishes* 53: 295–301.
- Neat, F.C., Taylor, A.C., Huntingford, F.A., 1998. Proximate cost of fighting in male cichlid fish: the role of injuries and energy metabolism. *Animal Behaviour* 55: 875–882.
- Reebs, G.S., 2002. Plasticity of diel and circadian activity rhythms in fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 12: 349–371.
- Schlosser, J.I., 1982. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecology Monographs* 52: 395–414.
- Schoener, T.W., 1968. Sizes of feeding territories among birds. *Ecology* 49: 123–141.
- Slavík, O., Bartoš, L., 2001. Spatial distribution and temporal variance of fish communities in the channelized and regulated Vltava River (Central Europe). *Environmental Biology of Fishes* 61: 47–55.
- Slavík, O., Bartoš, L., 2004. Brown trout migration and flow variability. *Ecology and Hydrobiology* 2: 157–163.
- Slavík, O., Horký, P., 2009. When fish meet fish as determined by physiological sensors. *Ecology of Freshwater Fish* 18: 501–506.
- Slavík, O., Bartoš, L., Mattas, D., 2005. Does stream morphology predict the home range size in burbot? *Environmental Biology of Fishes* 74: 89–98.
- Slavík, O., Horký, P., Bartoš, L., Kolářová, J., Randák, T., 2007. Diurnal and seasonal behavior of adult and juvenile European catfish as determined by radio-telemetry in the River Berounka, Czech Republic. *Journal of Fish Biology* 71: 104–114.
- Steingrímsson, Ó.S., Grant, A.W.J., 2011. Shape of single and multiple central-place territories in a stream-dwelling fish. *Ethology* 117: 1170–1177.
- Tesch, F.W., 2003. *The eel*. Wiley-Blackwell, Oxford, UK, 416 pp.
- Valdimarsson, S.K., Metcalfe, N.B., 1998. Shelter selection in juvenile Atlantic salmon, or why do salmon seek shelter in winter? *Journal of Fish Biology* 52: 42–49.
- Valdimarsson, S.K., Metcalfe, N.B., Thorpe, J.E., Huntingford, F.A., 1997. Seasonal changes in sheltering: effect of light and temperature on diel activity in juvenile salmon. *Animal Behaviour* 54: 1405–1412.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130–137.

3.8. Migrace ryb a rybí přechody (O. Slavík)

Říční prostředí je otevřený systém, charakteristický podélným gradientem sklonu, průtoku a teploty, kterému ryby musejí uzpůsobovat svůj energetický režim. Periodický pokles teploty je většinou doprovázen úbytkem potravy. Za nízkých teplot mají ryby nižší možnost energetické zásoby nejen doplňovat, ale také čerpat, protože se snižuje výkon jejich metabolismu. Na potravu bohatá, ale energeticky náročná letní stanoviště se po ochlazení stávají nevýhodnými. Tento cyklus vyvolává potřebu vyměnit potravní prostředí za možnost se skrýt a šetřit energii, což většinou znamená migrovat. Po oteplení celý cyklus probíhá v opačném sledu. Podobné změny prostorové distribuce lze sledovat v souvislosti s rozmnožováním, kdy ryby opouštějí zimní úkryty nebo letní potravní stanoviště a hledají druhově specifické reprodukční prostředí. Přesun by měl poskytnout i určitou míru ochrany před predátory a kanibalismem a minimalizovat rizika pro novou generaci. Podobně ryby mění své nároky na prostředí podle hydrologických podmínek (velikost průtoku a výška vodního sloupce), stadia ontogeneze (juvenilní vs. dospělci) nebo jen velikosti těla. Aby ryby mohly na všechny podmínky reagovat, musí mít možnost migrovat v podélném profilu říčního prostředí. Migrace jsou však omezeny příčnými překážkami, které vznikají při využívání vodního prostředí lidmi. Aby byl tento vliv snížen, jsou navrhovány rybí přechody. Rybí přechody jsou technická zařízení, která rybám a dalším vodním živočichům umožňují překonat překážky v migraci. V následujícím textu je stručně popsána biologická podstata rybích migrací a možnosti jejich zajištění i v tocích s upraveným korytem.

3.8.1. Definice migrace a jejich důvody

Migrace je nejjednodušeji definována jako pravidelně se opakující přesun většiny populace mezi dvěma nebo více prostředími (Northcote, 1984). Rozdělení migrací z hlediska jejich důvodů je dnes již všeobecně známým hodnocením, které lze nalézt v řadě tuzemských i zahraničních publikací (Baruš a Oliva, 1995; Lucas a Baras, 2001). Ryby mohou migrovat v odezvě na v podstatě nekonečnou kombinaci faktorů prostředí, jejichž vliv se navzájem zesiluje a naopak. Současné pojetí migračního chování je odlišné od původních definic, které jsou poněkud těžkopádné a mechanistické a vycházejí z obecného modelu reprodukční migrace. Tento model předpokládá nepřerušovaný pohyb jedinců mezi dvěma body, který je zahájen překročením prahové hodnoty světelné délky dne, světelné intenzity, teploty a průtoku. S prohlubujícím se poznáním je však migrace chápána spíše jako kontinuální, často i nenápadný proces s řadou podmiňujících se souvislostí. Migrace proto může být definována také jako strategie přizpůsobení se aktuálním podmínkám prostředí (Lucas a Baras, 2001). V současnosti je tedy spíše zdůrazňován fakt, že rozhodnutí, kdy, kam a zda vůbec migrovat, je předem neurčené, často individuální, přestože k němu jsou genetické předpoklady.

Migrace ryb v říčním prostředí jsou jevem, který byl před pár desítkami let označován za dobře prozkoumaný. Úhoří a lososovité druhy jsou možná nejlépe prostudovanými skupinami ryb, a přesto jsou stále publikovány nové informace o jejich migracích. Jinými slovy, o migracích toho stále ještě mnoho nevíme. Nejznámější příklady (jako např. migrace lososů) nemusí být ale zdaleka nejsložitější. Opravdovou výzvou je rozplétání mechanismu migrací pstruhů, z nichž v rámci jedné populace část migruje do moře a část zůstává trvale v řekách, nebo popsat migrace amazonských sumců, které jsou realizovány ve víceletých a navíc nepravidelných cyklech. Překvapivě i v evropských vodách jsou naše informace o migracích ryb velmi omezené. O řadě významných říčních druhů existuje jenom několik málo údajů (např. jelec tloušť, jelec proudník, jelec jesen, bolen dravý apod.), o jiných nejsou dostupné individuální informace vůbec žádné (např. ouklej, lín, perlín, hrouzci, drsci, ostrucha a mnoho dalších). Problémem je fakt, že dnes můžeme studovat často jen fragmenty původních projevů. Je obtížné si představit, že

(podle svědectví již většinou zemřelých pamětníků) migrace jelců tloušťů do přítoků řeky Labe (např. Mrlina, Cidlina) byla viditelná jako zdánlivě nekonečný, jednolitý, několik metrů široký pás rybích těl. Dnes se již asi nikdo nepozastaví nad skutečností, že parma říční běžně migruje na vzdálenosti až několik desítek km. V nedávné historii byla v říční síti ČR biomasa parem z dnešního pohledu nepředstavitelně vysoká a množství jejich úlovku bylo spíše omezeno fyzickou kapacitou lovců. Parmy byly prostě všude a tak si ani nikdo nepokládal otázku, jak masivní přesun biomasy musela jejich sezónní migrace představovat? Migrace parem, ale také ostoretěk, podouství nebo hrouzků bylo možné přirovnat ke kontinuálním přesunům afrických a asijských býložravých kopytníků. Podle očitých svědků bylo možné pozorovat pohyb tisícíhlavých hejn. Ryby svým rytím ve dně vytvářely i zákal vody nebo naopak světlé kontrastní plochy, ze kterých protahující hejna seškrabaly biologické nárosty. Migrace těchto druhů však byla stranou zájmu ve srovnání se skokanským show kulinářsky atraktivních lososů.

3.8.2. Příklad variability migrací pstruha obecného

Variabilitu možného migračního chování lze dobře ukázat na příkladu pstruha obecného, který byl z tohoto pohledu zkoumán opravdu důkladně. Schopnost migrovat je u pstruhů zakódována geneticky (Northcote, 1981, 1992; Jonsson, 1982; Elliot, 1989), avšak teprve místní podmínky určí, jakou strategii populace využije. Místní podmínky formují dva základní fenotypy, tedy migrační a stacionární fenotyp (Jonsson, 1985; Hindar a kol., 1991; Jonsson a Jonsson, 1993; Hendry a kol., 2004). Není důležité, zda migrační fenotyp sestupuje do moře nebo např. migruje do pramenných oblastí, princip je vždy stejný. Migrační typ je charakteristický většími rozměry a vyšší schopností překonávat říční gradient. Ale i v rámci migračního fenotypu lze zjistit rozdíly, kdy větší jedinci plavou na delší vzdálenost (Hesthagen, 1988; Young, 1994) a překonávají větší překážky v toku (Aass a kol., 1989). Migrace je ovlivněna dostupností potravy (Wysujack a kol., 2009; O'Neal a Stanford, 2011), a např. rychle rostoucí ryby také migrují mnohem častěji (Jonsson 1985; Hindar kol., 1991). Byl však také prokázán vztah mezi pomalým růstem a vyšší intenzitou migrace (Olsson a Greenberg, 2004), v tomto případě však hraje významnou roli i početnost. Pokud pstruzi migrují z důvodu pomalého růstu, je zároveň očekáváno, že početnost populace bude vysoká, přesahující kapacitu prostředí a pstruzi tak zahájí migraci jako odpověď na nevhodné podmínky prostředí (Olsson a Greenberg, 2004). Zajímavá je i skutečnost, že schopnost migrace závisí do určité míry na individualitě jedince, na jeho sociálním postavení. Velcí nebo agresivní dominantní jedinci se méně obávají neznámého prostoru a vykazují tendenci více migrovat než subdominantní, slabší a bázlívní jedinci (Höjesjö a kol., 2007). Migrace pstruhů lze vztahovat také k sezónním změnám prostředí. Klíčovou roli zde hraje letní potravní nabídka a potřeba dočasného úkrytu pro úspornější energetický režim během zimního období (Clapp a kol., 1990; Gowan a Fausch, 1996; Carlsson a kol., 2004). Pokud jsou hodnoceny pouze reprodukční migrace, které jsou většinou nejdelším přesunem v ročním měřítku (Young, 1994; Ovidio a kol., 1998; Rustadbakken a kol., 2004; Zimmer a kol., 2010), žádnou zvláštní jednoznačnost opět nelze očekávat. Migrace mohou probíhat po proudu (Solomon a Templeton, 1976) i proti proudu (Davies a Sloane, 1987), mohou být dlouhé desítky km (Young, 1994), pouze několik stovek metrů (Harcup a kol., 1984; Ovidio a kol., 1998; Slavík a kol., 2012) nebo nemusí být realizovány vůbec (Jonsson a Sandslund, 1979; Northcote a Hartman, 1988; Northcote, 1992). Migrace může ovlivňovat i velikost průtoku, kdy je vzrůstající průtok udáván jako katalyzátor migrací (Solomon a Templeton, 1976; Davies a Sloane, 1987). Naopak za nízkého průtoku může být obtížné překonávat překážky (Jensen a Aass, 1995). Jiní autoři (např. Jonsson, 1985) popisují migrace pstruhů naopak za nízkých průtoků. V našich podmínkách, např. v povodí řek Blanice, Vydry a Vltavy pstruzi migrují v období minimálních průtoků během září a října (Slavík a kol., 2012), podobně na řece Ohři pstruzi upřednostňovali migrace během vyrovnaných a průměrných hodnot průtoků (Slavík a Bartoš, 2004). Migrace pstruhů

jsou kratší v tocích s vyšším spádem, jehož překonání vyčerpává energetické rezervy (Bohlin a kol., 2001) a jsou více intenzivní, když je měsíc v novu než za úplňku, protože se pstruzi skrývají před predátory (Slavík a kol., 2012). Vliv fáze měsíce na chování různých druhů ryb je ostatně velmi obvyklým jevem (Horký a kol., 2006; Takemura a kol., 2010), především pak pro mořské korálové ryby žijící ve velmi stabilním prostředí. Tento pestrý (avšak velmi stručný) přehled lze uzavřít konstatováním, že charakter migrace pstruhů je určen místními podmínkami prostředí (Jonsson, 1991). Pro management z toho plyne důležité poučení: na publikované údaje lze hledět především jako na zdroj možné inspirace. Avšak regionální péče o populace salmonidů a ryb obecně musí být podpořena také regionálními informacemi.

3.8.3. Migrace dalších druhů ryb

ČR leží na mapě Evropy v hlubokém vnitrozemí, a proto u místních ryb lze sledovat dvě obecné migrační strategie. Diadromní migrace do mořského prostředí vykonávají silní a vytrvalí migranti, specializovaní na dlouhé migrace. Takové druhy ryb byly v naší fauně vždy vzácné. Naopak u nás početné potamodromní druhy realizují životní cyklus buď přímo, nebo ne příliš daleko od svého běžného stanoviště. Většinu minulého století převládal názor, že běžné říční druhy ryb buď vůbec nemigrují, nebo pouze na krátkou vzdálenost. Především díky výzkumu sezónního chování kaprovitých ryb (parem, plotic, jelců tloušťů a jelců proudníků), prováděnému ve Velké Británii na začátku 90. let 20. století a posléze také v Německu, byl tento nepřesný názor opraven (přehled viz Lucas a Baras, 2001). Dnes již nikoho nepřekvapí publikované informace o migracích kaprovitých i dalších druhů říčních ryb na vzdálenosti několik desítek km. Z našeho území, konkrétně z řeky Labe, byly ale popsány migrace i mnohem delší. Zatímco jelci tloušti a boleni na úseku dolního Labe u Děčína migrovali do vzdálenosti 20 km, migrace candátů již dosahovala téměř 60 km (Slavík, 2004). Pro dolní Labe taková vzdálenost znamená migraci hluboko na území Německa. Jistě největším rekordmanem ze skupiny labských kaprovitých ryb je jelec jesen, který realizoval přes 100 km dlouhé migrace až do úseku mezi města Drážďany a Míšeň (Kulíšková a kol., 2009). Avšak v Holandsku byly popsány migrace jesenu na vzdálenost až 200 km (De Leeuw a Winter, 2008). V Labi byly zaznamenány i 80 km dlouhé migrace karase stříbřitého (Slavík a Bartoš, 2004) a v levostranném labském přítoku, řece Ohři, i intenzivní migrace mníků (Slavík a Bartoš, 2002). Migrace jsou logicky delší ve velkých tocích než v malých povodích. Například migrace pstruhů obecných potoční formy nepřesahují v malých tocích 30 km (Ovidio a kol., 1998; Ovidio a Philippart, 2002; Slavík a kol., 2012), zatímco pstruh obecný formy mořské migruje v povodí řeky Rýna v řádech stovek km. Za aktivního migranta je také považována např. ostroretka, která citlivě reaguje na změny průtoku a teploty (Rakowitz a kol., 2008). V malých přítocích Dunaje migruje ostroretka na vzdálenosti do 25 km, ale v Dunaji byly popsány migrace na vzdálenost přesahující 100 km (Povz, 1988; Ovidio a Philippart, 2008). S ohledem na parametry prostředí lze konstatovat, že ryby se obecně vyhýbají migraci v extrémních podmínkách. Většina druhů ryb žijících v ČR zahájí reprodukční migrace při teplotě 10 °C, ale druhy ryb jako hrouzek nebo ouklej i při teplotě nad 15 °C (Slavík, 2004; Horký, 2004, 2011; Prchalová a kol., 2011). Pstruzi obecní při teplotách pod 6 °C zastavují své reprodukční migrace. Je ale mimo pochybnost, že řada rybích migrací ovlivněna teplotou není. Tomu napovídá např. skutečnost, že pro reprodukční migrace kaprovitých ryb je důležitá pouze prahová hodnota a po jejím překonání již další vztah není možné nalézt. Kaprovité ryby se migracím za vysokých průtoků spíše vyhýbají (Lucas a Batley, 1996; Lucas a Baras, 2001; Slavík a kol., 2009). I v tomto případě lze nalézt odlišné informace, protože např. Rakowitz a kol. (2008) uvádějí, že migrace ostrorettek vrcholí při povodňových stavech, ale pouze při fázi vzestupu a poklesu průtoku.

Závěrem lze konstatovat, že migrace malých druhů je omezena malými energetickými rezervami, a proto bude probíhat postupně, spíše jako šíření. Naopak velké druhy ryb jsou schopny denně překo-

nat několik km. Ryby se ale také šíří pasivně s proudem vody, jako tzv. drift. Početnost driftujících ryb, především u larválních a juvenilních stadií, závisí i na aktuální hydrologické situaci, fázi světla, tmy a měsíce (Reichard kol., 2002a,b). Drift je zřejmě nejčastějším přesunem vodních organismů a v tropických veletocích i důležitým mechanismem ovlivňujícím prostorovou distribuci ryb.

Protože nějakou formu migrace lze očekávat u všech druhů ryb, je tuto skutečnost vhodné zohlednit při managementu říčního prostředí. Jedním z hlavních cílů by tak měla být obnova možnosti migrací v podélném profilu toku. V praxi to znamená nevytvářet nové migrační bariéry a ty již existující vybavit rybími přechody. Pro ČR je projekt zprůchodnění říční sítě úkolem pro několik generací, protože hrubým odhadem (přesná evidence chybí) lze stanovit počet migračních překážek na více než 6000.

3.8.4. Rybí přechody a jejich monitoring

Rybí přechody jsou navrhovány jako kanály a žlaby, které obcházejí příčnou překážku. Mají proto nižší podélný sklon než odpovídá příčné překážce. Překážkou je obvykle jez nebo přehradní nádrž, ale stejně může bránit pohybu ryb i suché koryto, ze kterého byla odvedena voda nebo silný zdroj znečištění. Překážka může být během ročního hydrologického cyklu variabilní pojem. Např. při poklesu průtoku se může zvýšit rozdíl mezi dolní a horní hladinou u překážky. Naopak při zvýšení průtoku může dojít v určitých úsecích toku i k takovému navýšení rychlosti proudění, že ryby rychlost vody nepřekonají. Přibližné údaje popisující schopnost běžných druhů ryb překonat výškový rozdíl lze nalézt ve specializovaných technických dokumentech (DWA-M509; TNV 75 232). Obecně lze konstatovat, že pro některé druhy, jako jsou vranky a mihule, může být nepřekonatelný výškový rozdíl hladin již 5 cm, pokud není při dně doplněn vhodný substrát snižující rychlost. Záleží také na skutečnosti, zda má migrující jedinec možnost se k překážce přiblížit v dostatečně vysokém vodním sloupci a velkém prostoru. Jinými slovy, k překonání překážky je nezbytné vyvinout určitou, tzv. *skokovou* rychlost (např. Wolter a Arlinghaus, 2004). Snaha přesně popsat hraniční „podmínky pro překonání překážky“ však může být poněkud zavádějící. Často vznikají spory o tom, kdy již překážka omezuje migraci ryb a kdy ještě ne. Takové diskuse mají smysl při zprůchodňování severovýchodních toků s výskytem 1–2 druhů salmonidů. Pokud tokem migrují dva druhy ve dvou velikostních skupinách, lze podmínky migrace velmi přesně specifikovat. V našich podmínkách ale společenstvo ryb může představovat i desítky druhů. Pro zachování společenstva je nezbytná možnost variabilní prostorové distribuce a migrace jako celku. Pokud dojde ke ztrátě prostředí pro jeden druh, velmi pravděpodobně budou následovat i další, např. z důvodu porušení vazby v potravním řetězci. Modely zajišťující průchodnost pouze s ohledem „na migraci lososa nebo kaprovitých druhů“ lze proto chápat jako zastaralé, respektive nefunkční. Je proto vhodné požadovat zajištění migrace pro všechny potencionální druhy a velikostní i ontogenetická stadia. V tomto ohledu nejdále pokročila legislativa v Kanadě, kde je jako obecný cíl nápravných opatření určený tzv. *No Net Loss* (NNL) koncept, který udává, že opatření musí zajistit původní produkci ryb, jinými slovy, musí zajistit úplnou obnovu funkce ekosystému (Quigley a Harper, 2006). V případě průchodu ryb přes příčné překážky NNL znamená, že rybí přechod musí zajistit neovlivněný průchod všech životních stádií daného druhu bez následných dopadů na jeho reprodukční úspěch. Jinými slovy, stoprocentní průchodnost s minimální dobou zdržení pod překážkou nebo v samotném přechodu. V poslední době se objevil i princip tzv. „*transparentnosti*“ fragmentovaného toku pro pohyby původních druhů ryb (Castro-Santos a kol., 2009), který kvalitativní ukazatele průchodnosti ještě zpřesňuje. *Transparentnost* rybího přechodu tak v důsledku znamená využití jeho trati rybami bez časového zdržení, ztrát energie, stresu, zranění a jiných negativních vlivů snižujících tělesnou kondici jedince. Společným znakem konceptů NNL a *transparentnosti* je tak volný průchod všech ryb přes příčnou překážku s minimálním ovlivněním jejich fitness, což je nejzásadnější předpoklad ke snížení vlivu překážek na populace ryb (Slavík a Horký, 2011). Průchodnost

ryb přes rybí přechod jinými slovy znamená migraci přes překážku, aniž by si migrující jedinec „uvědomil“, že migruje technickým zařízením.

Návrhy rybích přechodů je možné hledat v řadě specializovaných publikací (Clay, 1995; Odeh, 1999; Coutant a Whitney, 2000; Larinier, 2002; Lauerman, 2010; Horký, 2011; Slavík a Vančura, 2012; DWA-M509 2010; TNV 75 232) a je proto neúčelné zde tuto problematiku šířeji analyzovat. Obecně lze konstatovat, že rybí přechody jsou rozlišovány jako technické a obtokové kanály přírodního typu, známé bypassy. Avšak toto historicky užívané dělení je zavádějící, protože násilně kategorizuje stavby, které mají být z principu variabilní, zohledňující místní podmínky. V podstatě jsou všechny rybí přechody technické, rozdíl je pouze v konstrukčním prvku, jakým je tlumena energie tekoucí vody. Energie tekoucí vody může být v trati rybího přechodu tlumena kontinuálně na drsných skluzech, v bazénech nebo tůních oddělených příčnými překážkami se štěrbinami nebo výřezy v přepážkách. V prvním případě jsou trati rybích přechodů zdrsněny vloženými balvanami nebo žebry či lamelami (Slavík a kol., 2012). Pro jednoduchost pak trati bazénových rybích přechodů rozdělujeme na balvanité (obr. 3.8.1. a 3.8.2.), štěrbinové (obr. 3.8.3. a 3.8.4.) a komůrkové (obr. 3.8.5.). Celkový vzhled trati rybího přechodu nakonec nese realizační vizi architekta, avšak primárně jsou dodržovány jednoduché, normativní hydraulické parametry (spád, výška vodního sloupce, rychlost proudění, tlumení energie proudu a šířka koryta). Variabilní škálu provedení klasických konvenčních rybích přechodů doplňují např. rybí komory a zdviže (obr. 3.8.6.) a rybí přechody se speciálním designem a substrátem umožňující migraci juvenilních úhořů (obr. 3.8.7. a 3.8.8.). Pro usnadnění migrace mihule mořské jsou do přechodů vkládány hladké, leštěné desky z kovu – pro snadnější přichycení ústní přísavkou, pro mihuli potoční se používá kartáčový substrát vyvinutý pro juvenilní úhoře. Zajímavou novinkou jsou i tzv. kartáčové rybí přechody (Hassinger, 2002), ve kterých jsou nahrazeny příčné přepážky a balvany plastovými pruty připomínajícími „kartáč“ (obr. 3.8.9. a 3.8.10.). Tento typ přechodů je náročný na údržbu, protože plastové shluky kartáčů se zanášejí pískem i organickým materiálem a navíc je nezbytné opotřebované kartáče v horizontu několika let obměňovat. Nicméně pro pramenné oblasti, potoky a malé toky s výskytem salmonidů jsou možnou alternativou s relativně snadnou realizací.



Obr. 3.8.1. Příklad obtokového kanálu balvanitého rybího přechodu v celkovém pohledu (VD Obermaubach, ř. Rur, SRN, foto: D. Bůžek).



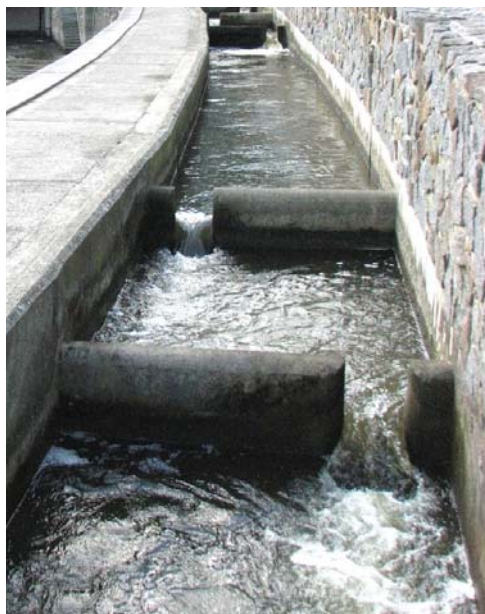
Obr. 3.8.2. Příklad obtokového kanálu balvanitého rybiho přechodu v celkovém pohledu – detail
(VD Obermaubach, ř. Rur, SRN, foto: M. Drahoňovský).



Obr. 3.8.3. Štěrbínový typ rybiho přechodu (VD Ladenburg, ř. Neckar, SRN, foto: M. Drahoňovský).



Obr. 3.8.4. Detail rozložení hlavních proudnic v komůrkách štěrbinového typu rybiho přechodu
(VD Ladenburg, ř. Neckar, SRN, Foto: M. Drahoňovský)



Obr. 3.8.5. Příklad komůrkového rybiho přechodu. (VD Střekov, ř. Labe, ČR, foto: Z. Vančura).



Obr. 3.8.6. Zdvíž umožňující migrace ryb přes překážku. Tato druhově selektivní zařízení zajistí migraci nedostatečně – pouze v určitých intervalech (VD Wyhlen, ř. Rýn, SRN, foto: M. Drahoňovský).



Obr. 3.8.7. Speciální konstrukce pro migraci juvenilních úhořů I (VD Geestacht, ř. Labe, SRN, foto: D. Bůžek).



Obr. 3.8.8. Speciální konstrukce pro migraci juvenilních úhořů II (VD Geestacht, ř. Labe, SRN, foto: M. Drahoňovský).



Obr. 3.8.9. Kartáčový pokryv dna (Hassinger, 2002) štěrkové propusti (jez Budín, ř. Sázava, ČR, foto: J. Vait).



Obr. 3.8.10. Detail kartáčů štěrkové propusti na řece Sázavě (foto: J. Vait).

Pro zajištění správné funkce rybích přechodů je nezbytné provádět jejich monitoring. Testování funkce by mělo být součástí každé nové realizace rybiho přechodu. Kolaudace rybiho přechodu by měla být udělena pouze podmíněně a celá realizace by měla být vyhodnocena až po provedení testu funkčnosti. Testování funkce rybích přechodů by mělo v běžném případě trvat jeden kalendářní rok, ale je možno navrhnout speciální postupy. Např. v tocích, kde se vyskytuje pouze pstruh obecný, je možné testování funkce omezit pouze na období podzimních reprodukčních migrací. Ve středních a dolních úsecích toků by mělo být monitorováno především jarní období, kdy migruje většina našich druhů ryb. Katadromní reprodukční migrace úhoře říčního vrcholí koncem léta, avšak ta v rybích přechodech nebývá patrná. Naopak anadromní migraci juvenilních úhořů je vhodné očekávat (především ve spodním úseku povodí řeky Labe) na přelomu června a července a v červenci, kdy teplota vody přesáhne 20 °C. Monitoring v dolních úsecích větších a velkých řek s výskytem jelců jesenů, jelců proudníků a bolenu by měl být zahájen již na sklonku zimního období, kdy tyto druhy začínají být v našich podmínkách aktivní (Horký a kol., 2007a,b, 2008; Kulišková a kol., 2009). Sledování migrací lososů a úhořů je samostatnou oblastí a pro testování funkce rybích přechodů tyto druhy nelze v našich podmínkách doporučit. Jak vzrůstá velikost toku, zvyšuje se i diverzita společenstva a stejně se různí i důvody migrace. Reprodukční migrace jsou svou podstatou víceméně jednorázovým projevem a jsou proto nejsnáze průkazné. Migrace za potravou nebo úkrytem se mohou týkat stejného počtu ryb, avšak probíhají méně synchronizovaně, resp. mají více individuální charakter a jsou proto méně snadno zjistitelné. Ve výsledku lze s trochou nadsázky konstatovat, že v řece vždy probíhá nějaká forma migrace. Reprodukční migrace jsou sice nevhodnějším projevem chování ryb pro testování funkce rybích přechodů, avšak celoroční test zajistí neobjektivnější informace.

Důležitý je také metodický přístup, který je pro testování rybiho přechodu zvolen. V zásadě lze pro testování používat metody dvě – radiovou telemetrii a bioskenery. Monitoring pomocí odlovu ryb pod překážkou, jejich značení a následný průzkum úspěšnosti nad překážkou je málo efektivní a ryby silně stresuje. Ještě problematičtější metodou je vkládání různých typů vrší a košů do trati přechodů. Migrující ryby jsou zde uvězněny a omezeny v pohybu, což je v přímém rozporu se zákonem na ochranu zvířat proti týrání. Navíc závisí pouze na dobré vůli osob provádějící sledování, zda vrš, budou kontrolovat alespoň 4–6krát denně a ulovené ryby vypouštět. Praxe je většinou taková, že tyto zařízení jsou kontrolována nedůsledně, ryby jsou ve vrších stresovány a energeticky vyčerpávány. Vysílené ryby jsou přimáčknuty a smýkány proudem vody na stěny vrší a ve skutečnosti zraňovány, což může mít za následek jejich úhyn. Navíc dnes již není možné, aby byl rybí přechod testován bez dohledu odborného personálu. Pro každý test musí být připraven tzv. *projekt pokusu*, který musí být schválen příslušným orgánem ochrany přírody a *etickou komisí MŽP*. Pověřená osoba musí nejen doložit oprávnění projekt provádět (speciální kurz dle zákona na ochranu zvířat proti týrání), ale také počty zvířat (ryb) použitých k testu. Tato povinnost vylučuje použití vrší, protože počty ryb použitých pro test lze stanovit pouze u telemetrie. V případě použití bioskenery tato povinnost odpadá, protože s rybami není manipulováno ani není omezen jejich pohyb.

Pokud jsou používány bioskenery, jedná se o metodu, kdy ryby migrující přechodem procházejí rámem, kde svým tělem přeruší infračervený pás světla. Obrys těla je „skenován“, je zaznamenán i směr migrace a čas. Moderní verze bioskenery mají instalovány i kamerový systém, který se automaticky spustí, když skenerová jednotka identifikuje aktivní pohyb ryby (je odlišen od pasivního pohybu např. dřeva nebo pet lahvi). Skenery tak mohou poskytnout informace o druhovém složení migrujících ryb. Skenery mají jednu zásadní nevýhodu – poskytují informace pouze o situaci v rybím přechodu, ale „neříkají“, jak velká část společenstva nebo populace se v přechodu objevila vzhledem ke složení společenstva pod překážkou. Jinými slovy, skenery poskytnou informaci o průchodnosti trati, ale ne o efektivitě přechodu s ohledem na překonání překážky společenstvem. Skenery jsou proto ideální pro monitoring migrantů jako je losos, kteří nepravidelně migrují z velké dálky, a nelze u nich odhadovat početnost v toku.

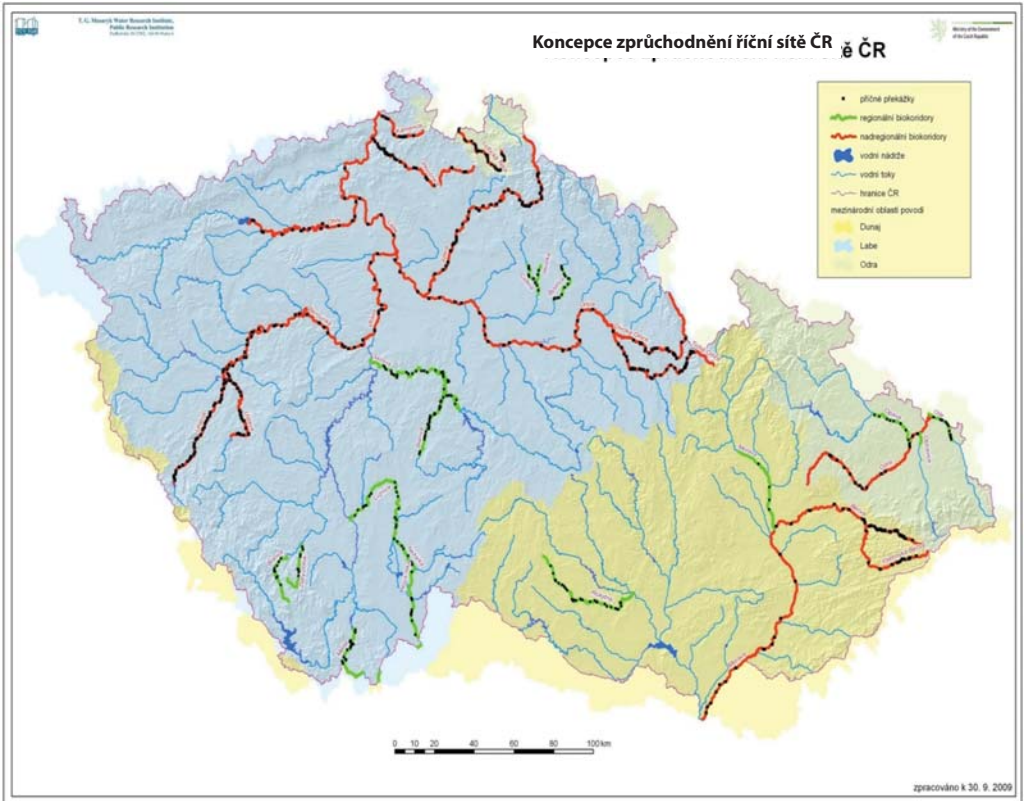
Pro testování funkce přechodů jsou tak nejvhodnější telemetrické metody. Pro vyhodnocení průchodnosti rybích přechodů a migračních nároků ryb není v odborné literatuře ani jiná metoda uvažována (Bunt a kol., 2011). Existují dva přístupy – radiová telemetrie a telemetrie pasivních integrátorů (*Passive Integrated Transponder*, PIT). Princip obou metod je velmi jednoduchý. Radiová telemetrie používá vysílací jednotky, vysílačky, připevněné na tělo ryby nebo voperované do tělní dutiny. Vysílačka musí být lehčí než 1,75 % hmotnosti ryby ve vodě a její implantaci musí provádět veterinář – specialista. Vysílačka má omezenou životnost, kterou určuje hmotnost baterie. U velkých (těžkých) vysílaček je možné uvažovat životnost až 4 roky, ale ryby musí vážit alespoň 0,6–1 kg. Naopak vysílačky, které lze implantovat např. do juvenilních pstruhů o hmotnosti 15 g dokáží vysílat přibližně 3–4 týdny. Vysílačky jsou však vybaveny různými mechanismy, které umožní období monitoringu prodloužit – mohou např. vysílat jen některé dny v týdnu, pouze některé hodiny během dne a signál vysílaček může být produkován v delších intervalech (2–10 s). Velkou výhodou radiové telemetrie je možnost označit rybu před zahájením migrací (např. na podzim pro jarní období) a sledovat její chování dříve, než se přiblíží k rybímu přechodu. Vysílačky mohou být také vybaveny senzory, které monitorují teplotu, hloubku (tlak), zrychlení jedince nebo jeho spotřebu energie. Senzory měřící spotřebu energie lze při monitoringu kvality rybích přechodů také využít. Ryby do přechodů totiž často vstoupí, ale pak se obrátí a migrují zpět. To většinou znamená nevhodné migrační podmínky v nějaké části přechodu. Toto místo lze nalézt podle příliš vysoké spotřeby energie oproti normálu. Metodickým zpřesněním je dále znalost situace, kdy se ryba během testu k rybímu přechodu vůbec nepřiblíží (a migruje pouze po proudu). V takovém případě je z celkového počtu testovaných jedinců vyřazena předem, aby nesnižovala efektivitu přechodu jako ryba, která přechod sice našla, ale nedokázala ho překonat a využít. Nevýhodou radiové telemetrie je vyšší pořizovací cena přijímače (cca 300 tis. Kč) a vysílaček (cca 8–15 tis. Kč za kus dle specifikace). Pro relevantní test je nezbytné použít cca 30 ks ryb. Důležitý je i výběr druhu pro testování. Ačkoliv je často k dispozici větší druhová škála, nejvhodnější je používat standardně dva druhy (15 + 15 kusů) pro projekty na malých a středních tocích do velikosti řeky Sázavy nebo Berounky. Pro testování velkých a nákladných rybích přechodů lze doporučit až 4 druhy s celkovým počtem cca 60 ks ryb. Není obtížné vybrat si nějaký konkrétní druh, avšak měli by se používat co nejčastěji druhy stejné. Důvodem jsou lepší možnosti srovnání mezi testem jednotlivých přechodů na stejných i odlišných tocích. Vždy je vhodné vybrat dva poněkud odlišné morfologické typy např. pstruha a mňíka, lipana a plotici nebo proudníka, parmu a jelce jesena nebo tlouště, bolena a cejna apod. Pro test velkých přechodů lze v menším vzorku doporučit i candáta a sumce.

Již dříve zmiňovaná PIT telemetrie je pro testování rybích přechodů možná vůbec nejpřesnější metodou. Značky, pasivní integrátory, nemají vlastní baterii a pracují na principu indukční cívky. energii pro vyslání signálu dodá anténa, ke které se „PITem“ označená ryba přiblíží. Integrátory jsou s ohledem na absenci baterie velmi malé a lehké (rozměry 12 × 2 mm a hmotnosti okolo 0,09 g) a mohou být implantovány i malým rybám jakou jsou např. střevle, hrouzci nebo oukleje. Další velkou výhodou je jejich neomezená životnost, protože se nemohou vybit. Dále jsou relativně levné (cca 100–200 Kč), především oproti radiovým vysílačkám. I tato metoda však má svá omezení, např. čtecí zařízení s anténou je přibližně stejně drahé jako přijímač pro radiovou telemetrii. Tím hlavním omezením ale je, že označená ryba se musí přiblížit k anténě alespoň na 30 cm, aby mohl být individuální kód pasivního integrátoru přečten. Aby při migraci rybím přechodem byly označené ryby vždy zaznamenány anténou, často se musí do trati vkládat dvě vedle sebe. Druhá možnost je ryby přivést k anténě pomocí mechanických usměrňovačů jako jsou např. perforovaná ponorná stěna nebo plot. Zařízení také vyžaduje zdroj elektrické energie, který se k překážce často musí zvlášť přivést, zajištění bezpečnosti před náhodnými zvědavci a ochranu proti odcizení, uzamčení řídicí jednotky do vodotěsné schránky apod. Poměrně kreativní částí testu funkce rybího přechodu pomocí pasivních integrátorů je výběr ryb pro označení. Vzhledem k nízkým nákladům na jednu značku lze označit řádově stovky za stejnou cenu, která se rovná pořízení 30 vysílaček.

Lze tedy využít mnohem širší druhové i velikostní spektrum společenstva. I u této metody platí, že lze snadno ryby značit několik týdnů nebo i měsíců předem před zahájením migrací ryb. V období vlastního testování pak budou ryby nestresované a v plné kondici.

3.8.5. Diadromie, potamodromie a koncepce zprůchodnění říční sítě ČR

V dosavadním textu nebyly zmíněny migrace úhoře říčního a lososa obecného. Problematika migrací obou druhů je podrobně popisována v řadě specializovaných publikací (např. Baruš a Oliva, 1995; Crisp, 2000; Tesch, 2003). Lze pouze zdůraznit, že úhoř se stává druhem s celosvětově problematickou budoucností, která je důsledkem nedostatečné ochrany, rychle rozšířeného onemocnění parazitární hlístic a také omezením migrace příčnými překážkami v říčním prostředí. Ačkoliv losos svůj boj s civilizací v povodí řeky Labe již jednou prohrál, na území ČR probíhá experiment s jeho opětovným rozšířením. První návraty ojedinělých dospělců lososů do řeky Kamenice jsou důkazem, že úsilí o obnovu ekologické funkce říčního prostředí má smysl. Spolu s lososem lze tak v budoucnu na našem území očekávat některé další vyhynulé druhy ryb, jesetery a mihule. Diadromní migrace jsou na území ČR reprezentovány katadromními migracemi dospělých úhořů směrem k mořskému prostředí. Naopak dospělí lososi realizují anadromní migraci. Pro diadromní a potamodromní druhy (které prožijí celý životní cyklus ve sladké vodě) byla navržena koncepce zprůchodnění říční sítě ČR (Slavíková a kol., 2010). Tento oficiální dokument MŽP připravil strategický rámec pro odstraňování migračních překážek pomocí výstavby rybích přechodů. Koncepce má dvě úrovně – nadnárodní a národní priority. Nadnárodní biokoridor umožňuje migrace diadromních druhů, zatímco národní biokoridor je zaměřen více regionálně na migraci potamodromních druhů. Preferovány jsou však ty toky, kde migrace potamodromních druhů umožní také šíření vzácných mlžů, především perlorodky říční a velevruba tupého. Po vylíhnutí z vajíčka totiž larvy mlžů přecházejí na parazitární fázi. Přichytí se na zábrách, kde se několik měsíců vyživují. Rybám tento host nijak zvláště neublíží, možná může vyvolávat dočasně nepříjemné pocity. Mlži tak vyřešili dva problémy jednou evoluční adaptací – výživu v často na potravu chudém prostředí a migraci na nová stanoviště. Omezením migrací ryb tak přicházejí o své možnosti i mlži. Proto byly toky se společným výskytem ryb a vzácných mlžů upřednostněny pro zprůchodnění. Priority pro zprůchodnění lze vidět na obr. 3.8.11. Hlavní nadnárodní migrační koridory postupují směrem od moře proti proudu řek Labe, Odry a Dyje a sledují linii až k cílové pramenné oblasti. Pro nadnárodní migrační koridory byly vybrány řeky, na kterých nejsou velké přehradní nádrže nebo jejich kaskády. Důvody jsou zřejmé – finanční zdroje jsou omezené a stanovení priorit je nezbytné obecně. Dále je známo, že vliv přehrad na úseky řek pod jejich hrázemi je často velmi devastující. Upravený teplotní a průtokový režim mění kvalitu prostředí, původní společenstva jsou většinou nahrazena nepůvodními nebo ta původní neprosperují a vykazují nízkou biomasu nebo druhovou diverzitu (Kubečka a Vostradovský, 1995; Slavík a Bartoš, 1997). V neposlední řadě je nutné zmínit i fakt, že by migranti neměli kam migrovat i po překonání přehradní hráze. Říční druhy ryb jako je parma, ostroretka nebo losos by neměli ve vodách nádrží, jako jsou Nové Mlýny na Dyji nebo Orlík na Vltavě, žádnou šanci na přežití. Navíc ani nad přehradními nádržemi nejsou většinou řeky v tak dobrém ekologickém stavu, aby byly schopny reofilním druhům umožnit přirozenou reprodukci. V současné době je tak labský migrační koridor veden do řek Kamenice, Ploučnice, Orlice a Berounky a jejich pramenných oblastí a ryby z řeky Dyje by měly mít nejdříve otevřenu možnost migrovat do řeky Moravy a dále do pramenné oblasti řeky Bečvy.



Obr. 3.8.11. Koncepce zprůchodnění říční sítě ČR pro ryby.

LITERATURA

- Aass, P., Nielsen, S.P., Braband, Å, 1989. Effect of river regulation on the structure of a fast-growing brown trout (*Salmo trutta*) population. Regulated Rivers – Research and Management 3: 256–266.
- Baruš, V., Oliva, O., 1995. Mihulovci (*Petromyzontes*) a ryby (*Osteichthyes*). Academia, Praha, 623 s.
- Bohlin, T., Pettersson, J., Dederman, E., 2001. Population density of migratory and resident brown trout (*Salmo trutta*) in relation to altitude: evidence for a migration cost. Journal of Animal Ecology 70: 112–121.
- Bunt, C.M., Castro-Santos, T., Haro, A., 2011. Performance of fish passage structures at upstream barriers to migration. River Research and Applications: 28: 457–478.
- Carlsson, J., Aarestrup, K., Nordwall F., Näslund, I., Eriksson, T., Carlsson, J.E.L., 2004. Migration of landlocked brown trout in two Scandinavian streams as revealed from trap data. Ecology of Freshwater Fish 13:161–167.
- Castro-Santos, T., Cotel, A., Webb, P.W., 2009. Fishway evaluations for better bioengineering: an integrative approach. In: Haro, A.J., Smith, K.L., Rulifson, R.A., Moffit, C.M., Klauda, R.J., Dadswell, M.J., Cunjak, R.A., Cooper, J.E., Beal, K.L., Avery, T.S. (Eds), Challenges for Diadromous Fishes in a Dynamic Global Environment. American Fisheries Society Symposium 69, Bethesda, Maryland, USA, 945 pp.
- Clapp, D.F., Clark, R.D., Diana, J.S., 1990. Range, activity, and habitat of large, free-ranging brown trout in a Michigan stream. Transactions of the American Fisheries Society 119: 1022–1034.
- Clay, C.H., 1995. Design of Fishways and other Fish Facilities. 2nd edition. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, 248 pp.
- Coutant, C.C., Whitney, R.R., 2000. Fish behavior in relation to passage through hydropower turbines: a review. Transactions of the American Fisheries Society 129: 351–380.
- Crisp, D.T., 2000. Trout and Salmon – Ecology, Conservation and Rehabilitation. Blackwell Science, Oxford, UK, 224 pp.
- Davies, P.E., Sloane R.D., 1987. Characteristic of the spawning migrations of brown trout, *Salmo trutta* L., and rainbow trout, *S. gairdneri* Richardson, in Great Lake, Tasmania. Journal of Fish Biology 31: 353–373.
- De Leeuw, J.J., Winter, H.V., 2008. Migration of rheophilic fish in the large lowland rivers Meuse and Rhine, the Netherlands. Fisheries Management and Ecology 15: 409–415.
- DWA-M509, 2010. Fischeaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke-Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung. Hennef, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Gelbdruck, 285 pp.
- Elliott, J.M., 1989. The natural regulation of numbers and growth in contrasting populations of brown trout, *Salmo trutta*, in two Lake District streams. Freshwater Biology 21: 7–19.
- Gowan, C., Fausch, K.D., 1996. Mobile brook trout in two high-elevation Colorado streams: re evaluating the concept of restricted movement. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53: 1370–1381.
- Harcup, M.F., Williams, M.R., Ellis, M.D., 1984. Movements of brown trout, *Salmo trutta* L., in the River Gwyddon, South Wales. Journal of Fish Biology 24: 415–426.
- Hassinger, R., 2002. Der Borstenfischpass – Fischeaufstieg und Bootsabfahrt in einer Rinne. Wasserwirtschaft 4/5: 38–42.
- Hendry, A.P., Bohlin, T., Jonsson, B., Berg, K.O., 2004. To sea or not to sea? Anadromy versus non-anadromy in salmonids. In: Hendry, A.P., Stearns, S.C. (Eds), Evolution Illuminated. Salmon and Theirs Relatives. Oxford University Press, Oxford, UK, pp. 92–125.

- Hesthagen, T., 1988. Movements of brown trout, *Salmo trutta*, and juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, in a coastal stream in northern Norway. *Journal of Fish Biology* 32: 639–653.
- Hindar, K., Jonsson, B., Ryman, N., Stahl, G., 1991. Genetic relationship among landlocked, resident, and anadromous brown trout, *Salmo trutta* L. *Heredity* 66: 83–91.
- Höjesjö, J., Økland, F., Sundström, F.L., Pettersson, J., Johnsson, I.J., 2007. Movement and home range in relation to dominance; a telemetry study on brown trout *Salmo trutta*. *Journal of Fish Biology* 70: 257–268.
- Horký, P., 2004. Velikostní a druhová selektivita rybích přechodů během reprodukčních migrací kaprovitých ryb. Diplomová práce. Česká zemědělská univerzita, Praha, 96 s.
- Horký, P., 2011. Studie migrace ryb přes kartáčové rybí přechody na řece Sázavě. Zpráva pro MŽP ČR. Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.Masaryka, v.v.i., Praha.
- Horký, P., Slavík, O., Bartoš, L., Kolářová, J., Randák, T., 2006. The effect of the moon phase and seasonality on the behaviour of pikeperch in the Elbe River. *Folia Zoologica* 55: 411–417.
- Horký, P., Slavík, O., Bartoš, L., Kolářová, J., Randák, T., 2007a. Behavioural pattern in cyprinid fish below a weir as detected by radio telemetry. *Journal of Applied Ichthyology* 23: 679–683.
- Horký, P., Slavík, O., Bartoš, L., Kolářová, J., Randák, T., 2007b. Docksides as winter habitats of chub and pikeperch in the channelised Elbe River. *Fundamental and Applied Limnology* 168: 281–287.
- Horký, P., Slavík, O., Bartoš, L., 2008. A telemetry study on the diurnal distribution and activity of adult pikeperch, *Sander lucioperca* (L.), in a riverine environment. *Hydrobiologia* 614: 151–157.
- Jensen, A.J., Aass, P., 1995. Migration of a fast-growing population of brown trout (*Salmo trutta* L.) through a fish ladder in relation to water flow and temperature. *Regulated Rivers – Research and Management* 10: 217–228.
- Jonsson, B., 1982. Diadromous and resident trout *Salmo trutta*: is their difference due to genetics? *Oikos* 38: 297–300.
- Jonsson, B., 1985. Life history patterns of freshwater resident and sea-run migrant brown trout in Norway. *Transactions of the American Fisheries Society* 114: 182–194.
- Jonsson, N., 1991. Influence of Water Flow, Water Temperature and Light on Fish Migration in Rivers. *Nordic Journal of Freshwater Research* 66: 20–35.
- Jonsson, B., Sandslund, O.T., 1979. Environmental factors and life histories of isolated river stocks of brown trout (*Salmo trutta* m. *fario*) in Søre Osa river system, Norway. *Environmental Biology of Fishes* 4: 43–54.
- Jonsson, B., Jonsson, N., 1993. Partial Migration: niche shift versus sexual maturation in fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 3: 348–365.
- Kubečka, J., Vostradovský, J., 1995. Effect of dams, regulation and pollution on fish stock in the Vltava River in Prague. *Regulated Rivers. Research and Management* 10: 93–98.
- Kulíšková, P., Horký, P., Slavík, O., Jones, I., 2009. Factors influencing movement behaviour and home range size in ide *Leuciscus idus*. *Journal of Fish Biology* 74: 1269–1279.
- Larinier, M., 2002. Location of fishways. *Bulletin Francais de La Peche et de la Pisciculture* 364: 39–53.
- Lauerman, M., 2010. Studie migrace ryb přes kartáčové rybí přechody na řece Sázavě – v ř. km 48,2 – 59,4. Zpráva pro Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.Masaryka, Praha.
- Lucas, M.C., Batley, E., 1996. Seasonal movements and behaviour of adult barbel *Barbus barbus*, a riverine cyprinid fish: implications for river management. *Journal of Applied Ecology* 33: 1345–1358.

- Lucas, M.C., Baras, E., 2001. Migration of Freshwater Fishes. Blackwell Science Ltd, Oxford, UK, 420 pp.
- Northcote, T.G., 1981. Juvenile current response, growth and maturity above and below waterfall stocks of rainbow trout, *Salmo gairdneri*. Journal of Fish Biology 18:741–751.
- Northcote, T.G., 1984. Mechanism of fish migration in rivers. In: McCleave, J.D., Dodson, J.J., Neill, W.H. (Eds), Mechanism in migration of fishes. Plenum, New York, USA, pp. 317–355.
- Northcote, T.G., 1992. Migration and residency in stream salmonids – some ecological considerations and evolutionary consequences. Nordic Journal of Freshwater Research 67: 5–17.
- Northcote, T.G., Hartman, F.G., 1988. The biology and significance of stream trout populations (*Salmo* spp.) living above and below waterfalls. Polskie Archiwum Hydrobiologii 35: 409–442.
- Odeh, M., 1999. Innovations in Fish Passage Technology. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA, 212 pp.
- Olsson, C.I., Greenberg, L.A., 2004. Partial migration in a landlocked brown trout population. Journal of Fish Biology 65: 106–121.
- O'Neal, S.L., Stanford, A.J., 2011. Partial migration in a robust Brown trout population of a Patagonian River. Transactions of the American Fisheries Society 140: 623–635.
- Ovidio, M., Philippart, J.C., 2002. The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish. Hydrobiologia 483: 55–69.
- Ovidio, M., Philippart, J.C., 2008. Movement patterns and spawning activity of individual nase *Chondrostoma nasus* (L.) in flow-regulated and weir-fragmented rivers. Journal of Applied Ecology 24: 256–262.
- Ovidio, M., Baras, E., Goffaux, D., Birtles, C., Philippart, J.C., 1998. Environmental unpredictability rules the autumn migration of brown trout (*Salmo trutta* L.) in the Belgian Ardennes. Hydrobiologia 371/372: 263–274.
- Povz, M., 1988. Migrations of the nase carps (*Chondrostoma nasus* L. 1759) in the River Sava. Journal of Aquatic Production 2: 149–163.
- Prchalová, M., Horký, P., Slavík, O., Vetešník, L., Halačka, K., 2011. Fish occurrence in the fishpass on the lowland section of the River Elbe, Czech Republic, with respect to water temperature, water flow and fish size. Folia Zoologica 60: 104–114.
- Quigley, J.T., Harper, D.J., 2006. Effectiveness of fish habitat compensation in Canada in achieving no net loss. Environmental Management 37: 351–366.
- Rakowitz, G., Berger, B., Kubečka, J., 2008. Functional role of environmental stimuli for the spawning migration in Danube nase *Chondrostoma nasus* (L.). Ecology of Freshwater Fish 17: 502–514.
- Reichard, M., Jurajda, P., Ondráčková, M., 2002a. Interannual variability in seasonal dynamics and species composition drifting young-of-the-year fishes in two European lowland rivers. Journal of Fish Biology 60: 87–101.
- Reichard, M., Jurajda, P., Ondráčková, M., 2002b. The effect of light intensity on the drift of young-of-the-year cyprinid fishes. Journal of Fish Biology 61: 1063–1066.
- Rustadbakken, A., L'Abée-Lund, J.H., Arnekleiv, J.V., Kraabøl, M., 2004. Reproductive migration of brown trout in a small Norwegian river studied by telemetry. Journal of Fish Biology 64: 2–15.
- Slavík, O., 2004. Testování rekonstruovaného rybního přechodu na VD Střekov. Závěrečná zpráva úkolu pro MŽP. Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, v.v.i., Praha.
- Slavík, O., Bartoš, L., 1997. Effect of water temperature and pollution on young-of-the-year-fishes in the regulated stretch of the River Vltava, Czech Republic. Folia Zoologica 46: 367–374.
- Slavík, O., Bartoš, L., 2002. Factors affecting migrations of burbot. Journal of Fish Biology 60: 989–998.

- Slavík, O., Bartoš, L., 2004. What are reasons for the Prussian carp expansion in the upper Elbe River, Czech Republic? *Journal of Fish Biology (Suppl. A)* 65: 240–253.
- Slavík, O., Horký, P., 2011. Možnosti zprůchodnění přehradní nádrže jako migrační překážky s ohledem na specifika vodní nádrže Nové Heřmínovy. Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.Masaryka, v.v.i., Praha.
- Slavík, O., Vančura, Z., 2012. Migrace ryb a rybí přechody. Zpráva Výzkumného ústavu vodohospodářského T.G.Masaryka, v.v.i., pro EU Fondy, MŽP ČR.
- Slavík, O., Horký, P., Bartoš, L., 2009. Occurrence of cyprinids in fish ladders in relation to flow. *Biologia* 64: 999–1004.
- Slavík, O., Horký, P., Randák, T., Balvín, P., Bílý, M., 2012. Brown trout spawning migration in fragmented Central European headwaters: effect of isolation by artificial obstacles and the moon phase. *Transactions of the American Fisheries Society* 141: 673–680.
- Slavíková, A., 2010. Koncepce zprůchodnění říční sítě ČR. MŽP ČR, Praha.
- Solomon, D.J., Templeton, R.G., 1976. Movements of brown trout *Salmo trutta* L. in a chalk stream. *Journal of Fish Biology* 9: 411–423.
- Takemura, A., Rahman, M.S., Park, Y.J., 2010. External and internal controls of lunar-related reproductive rhythms in fishes. *Journal of Fish Biology* 76: 7–26.
- Tesch, F.W., 2003. The eel. Wiley-Blackwell, Oxford, UK, 416 pp.
- TNV 75 232. Zprůchodňování migračních bariér rybími přechody.
- Wolter, C., Arlinghaus, R., 2004. Burst and critical swimming speeds of fish and their ecological relevance in waterways. Leibniz-institute for Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Annual report 2003, Leibnitz, Germany, pp. 77–93.
- Wysujack, K., Greenberg, L.A., Bergman, E., Olsson, I.C., 2009. The role of the environment in partial migration: food availability affects the adoption of a migratory tactic in brown trout *Salmo trutta*. *Ecology of Freshwater Fish* 18: 52–59.
- Young, M.K., 1994. Mobility of brown trout in south-central Wyoming streams. *Canadian Journal of Zoology* 72: 2078–2083.
- Zimmer, M., Schreer, F.J., Power, M., 2010. Seasonal movement patterns of Credit River brown trout (*Salmo trutta*). *Ecology of Freshwater Fish* 19: 290–299.

RYBÁŘSKÉ HOSPODAŘENÍ VE VOLNÝCH VODÁCH

*P. Horký, J. Kubečka, T. Jůza, M. Prchalová, O. Slavík,
M. Hladík, D. Boukal, T. Randák, M. Vašek, Z. Adámek,
J. Andreji, P. Dvořák, J. Turek, J. Musil*



RYBÁŘSKÉ HOSPODAŘENÍ VE VOLNÝCH VODÁCH

P. Horký, J. Kubečka, T. Jůza, M. Prchalová, O. Slavík, M. Hladík, D. Boukal, T. Randák, M. Vašek, Z. Adámek, J. Andreji, P. Dvořák, J. Turek, J. Musil

4.1. Základní analýzy populací rybích společenstev v tocích (P. Horký)

Pro správné rozhodování v oblasti rybářského hospodaření ve volných vodách je klíčová znalost struktury populací ryb v dané oblasti či revíru. Populace a vlivy, které na jejich růst a regulaci působí, jsou předmětem zájmu odborné veřejnosti od přelomu 18. a 19. století (Malthus, 1798). Populační procesy (natalita, mortalita a migrace) jsou ovlivňovány řadou faktorů prostředí a individuálními vlastnostmi jedinců, které souhrnně působí na populační dynamiku (kapitola 3.6.; Jarošík, 2005). Znalost populační dynamiky, tedy změn populačních hustot v čase, je přitom základním předpokladem pro návrh efektivního managementu hospodářsky využívaných populací ryb ve volných vodách. Předmětem této kapitoly není, a vzhledem k omezenému prostoru ani být nemůže, dokumentovat současný stav znalostí populační ekologie. Účelem je přiblížit základní analýzy stavu populací rybích společenstev v daném okamžiku, tedy bez ohledu na dynamický vývoj v čase. Pro získání hlubších znalostí v oblasti populační ekologie lze doporučit publikace renomovaných autorů (např. kapitola 3.6.; Jarošík, 2005; Berryman a Kindlmann, 2008).

4.1.1. Sběr dat

Před zahájením sběru dat je nutné zvážit, jaké informace je potřebné o rybích populacích získat a rovněž jaké zdroje (finanční, časové atd.) jsou za tímto účelem k dispozici. Obecně samozřejmě platí, že čím kvalitnější informace, tím vyšší prostředky je nutné k jejímu získání vynaložit. Souhrn relativního poměru mezi získanou informací a její cenou obsahuje tabulka 4.1.1., která vychází z publikace Johnsona a Nielsena (1983).

Přehled hlavních metod používaných ke sběru dat o společenstvech ryb uvádí kapitola 4.2. V tekoucích vodách lze jako standardní a zároveň nejčastěji používanou metodu považovat lov ryb pomocí stejnosměrného pulsujícího proudu (Jepsen a Pont, 2007). Výstupní parametry elektrolovného zařízení by měly být přizpůsobené podmínkám prostředí, aby byla zajištěna optimální funkčnost a minimalizovala se možnost zranění odlovovaných ryb. V tomto ohledu hrají podstatnou roli zejména vodivost a teplota vodního prostředí. Vyšší vodivost zajišťuje vyšší intenzitu elektrického pole a tedy i vyšší účinnost odlovu. S rostoucí teplotou roste i rozdíl mezi vodivostí rybí tkáňe a vodivostí okolní vody. Ryby jsou v důsledku toho lépe ulovitelné, ale zároveň se zvyšuje riziko jejich zranění nebo dokonce usmrcení. Odlov ryb elektrickým agregátem je standardizovaný evropskou normou (EN 14011; CEN, 2003). Při odlovu se obvykle postupuje proti proudu toku. Potřebné vybavení a způsob odlovu se liší podle charakteristik lokality. Na broditelných lokalitách je elektrolov nejčastěji realizován pomocí přenosných agregátů, které zajišťují dobrou pohyblivost lovce. Odlov na nebroditelných tocích je nezbytné realizovat pomocí lodě a tzv. hlubinného agregátu, který poskytuje dostatečný výkon pro prolovení většího objemu vody (obr. 4.1.1.). S ohledem ke specifickým nárokům na odlov juvenilní a adultní části společenstva ryb by měly být tyto odlovy realizovány odděleně. Detailní postup odlovu juvenilních ryb lze nalézt v metodice Jurajda a kol. (2006). Další informace o lovu ryb elektrickým agregátem uvádí např. Snyder (2003) a podrobněji jsou uvedeny také v kapitole 6.1.

Tab. 4.1.1. Poměr mezi relativní cenou a získanou informací o společenstvu ryb (Johnson a Nielsen, 1983).

Činnost	Získané informace	Relativní cena	Podrobnosti
Spočítání druhů	Počet přítomných druhů	1	Základní uvažovaná aktivita, ke které se vztahují relativní ceny dalších
Spočítání jedinců každého druhu	Relativní početnost přítomných druhů, ekologických nebo reprodukčních skupin	× 2	Obvykle minimální požadovaná úroveň znalostí
Změření ryb	Délkové složení populace, relativní síla jednotlivých ročníků, relativní růst apod.	× 4	Přidává velké množství užitečných informací za relativně malou jednotku úsilí
Zvážení ryb	Délko-váhové vztahy, kondiční faktor, relativní váha, růst, biomasa atd.	× 12	Možné problémy s přesným vážením ryb v terénních podmínkách
Určení věku	Přesnější než použití délkových frekvencí pro určení relativní síly jednotlivých ročníků, věkové složení populace, růst jedince v jednotlivých letech atd.	× 120	Vyžaduje další vybavení a laboratorní analýzy, u absolutně přesných metod nutné usmrcení jedince (otolity), u analýz šupin možné chyby závislé na zkušenosti determinátora, úživnosti lokality, stáří jedince apod.
Značení (konvenční značky, telemetrie...)	velikost populace nebo přesný růst jedince (zpětné odchvy), pohyb jedinců, využívaný habitat, v případě telemetrie může být doplněné o využívanou plochu (domácí okrsek), spotřebu energie atd.	× 1 200	Přesné a podrobné informace s velkou využitelností, vysoká cena vybavení



Obr. 4.1.1. Odlov ryb hlubinným elektrickým agregátem (foto: P. Horký).

Pro dosažení odpovídajících výsledků elektrolovu je nezbytné dodržet základní požadavky na výběr reprezentativního úseku toku (Jurajda a kol., 2006; Horký a kol., 2011). Tento úsek by měl odpovídat obecným fyzikálním a ekologickým charakteristikám hodnoceného toku, a to zejména z hlediska typu vyskytujících se habitatů a působení různých antropogenních tlaků. S ohledem k časové náročnosti výběru vhodného reprezentativního úseku v terénu je vhodné provést předběžnou kontrolu situace pomocí dostupných satelitních map (např. Google Earth). Nemělo by tak docházet k tomu, že se pro obecné hodnocení stavu rybích společenstev bude odlovovat pouze úsek toku přímo pod výpustí čističky odpadních vod apod. Při samotném odběru se vzorkují všechny typy habitatů v poměru, v kterém jsou zastoupené v reprezentativním úseku toku. Zajistí se tak poměrné složení ryb ve vzorku odpovídající reprezentativnímu složení celého společenstva.

Podstatným faktorem ovlivňujícím reprezentativnost získaných dat je rovněž velikost prolovené plochy / délky toku. Optimální délka proloveného toku je odvozovaná jako deseti až dvacetinásobek jeho šířky, přičemž minimální délka by měla být 100 metrů (FAME consortium, 2004).

Složení získaného vzorku ovlivňuje i sezóna, kdy odlov probíhá. Jako standardní se považuje odlov v pozdním létě nebo začátkem podzimu (nejlépe období srpen- září; FAME consortium, 2004). V této době je dlouhodobě minimální výskyt extrémních hydrologických jevů a průtoky se obecně drží na nízkých úrovních, což odlov ryb usnadňuje. Zároveň se jedná o období mimo reprodukci většiny druhů ryb, vzorky společenstva tedy nejsou ovlivněné migranty a zároveň odlovy nedochází k ovlivňování reprodukce jako takové. Ryby jsou v tomto období rovněž v dobré kondici a lépe snáší manipulaci spojenou se samotným odlovem.

4.1.2. Základní analýzy

Výchozím bodem pro další analýzy jsou zaznamenané základní charakteristiky odlovených jedinců, jako je druhová příslušnost, délka, hmotnost a případně i další údaje (pohlaví, vnější poškození apod.). Získaná data se následně podrobí metaanalýzám, kdy jsou druhy sloučené do funkčních skupin a je vyjádřené jejich poměrné zastoupení ve společenstvu (blíže viz kapitola 3.2.). Zároveň se určí početnost a biomasa na jednotku prolovené plochy a další ukazatele jako je např. diverzita společenstva nebo jeho délko-frekvenční složení (blíže viz kapitola 4.2. nebo Southwood a Henderson, 2000). Možnosti jsou poměrně široké a další zpracování získaných údajů závisí na kladených otázkách.

4.1.3. Hodnocení ekologického stavu dle Rámcové směrnice o vodách

Snaha o monitoring kvality vodního prostředí pomocí různých biologických indexů začala na počátku dvacátého století (Kolkwitz a Marsson, 1908, 1909). Od té doby byly metody monitoringu mnohokrát upravovány, až ke dnes nejběžnějšímu způsobu hodnocení pomocí struktury a složení společenstev (přehled ve Fausch a kol., 1990). Tento princip byl přejetý i pro společenstva ryb, hodnocená nejdříve pomocí indexu biotické integrity (IBI, Karr, 1981) a na něj navazujícího indexu EFI (European Fish Index; FAME consortium, 2004), případně dalších odvozených indexů (Jepsen a Pont, 2007). Tyto indexy na základě abiotických parametrů předpovídají složení referenčního společenstva a následně ho porovnávají s reálným společenstvem na dané lokalitě. Ekologický stav, tedy ekologická kvalita společenstva, vzrůstá se vzájemnou podobností referenčního a reálného společenstva. Pro úspěšné hodnocení ekologického stavu tímto přístupem je proto důležitá znalost abiotických parametrů, které rozhodujícím způsobem ovlivňují a mění složení společenstev ryb (viz kapitola 3.2.). Hodnocení společenstev ryb pomocí různých modifikací indexu biotické integrity představuje základní přístup ke stanovení ekologického stavu vodních útvarů dle Rámcové směrnice o vodách (2000/60/EC).

V ČR byl pro účely hodnocení ekologického stavu dle Rámcové směrnice použitý metodický přístup založený na vzorkování juvenilních společenstev ryb, který zde byl úspěšně testovaný od 90. let 20. století (Slavík a Jurajda, 2001). Juvenilní stádia jednotlivých druhů ryb obsazují specifické habitaty související s jejich ekologickými nároky (Kryzhanovsky, 1949). Vzorkování tak přináší údaje o dostupných reprodukčních habitatech na dané lokalitě (Oberdorff a Hughes, 1991; Copp, 1992), stejně jako o ekologické funkčnosti a integritě celého říčního systému (např. Copp, 1989, 1992; Oberdorff a kol., 1993; Schiemer a kol., 2003). Juvenilní stádia ryb jsou rovněž snáze odlovitelná ve velkých tocích než dospělé ryby (Cattanéo, 2005), protože se vyskytují v mělkých příbřežních zónách (Schlosser, 1987). Získané vzorky juvenilních ryb tak lépe odpovídají skutečnému složení společenstev ryb na hodnocených lokalitách (Cattanéo, 2005). Velkou výhodou vzorkování juvenilních společenstev je rovněž fakt, že jsou minimálně ovlivněné umělým vysazováním a lépe tak odpovídají skutečnému ekologickému stavu hodnocené lokality. Vysazování totiž řeší pouze důsledky a nikoliv příčiny nevyhovujícího stavu, které spočívají např. v nedostatku vhodných habitatů, a může významně zkreslit získané výsledky. To bylo prokázáno i na řece Great Ouse v Anglii, kde se vysazování prokázalo jako nevhodné řešení snížení vlivu antropogenních úprav toku, které způsobily buď úplné vymizení (Maitland a Lyle, 1991), nebo nedostačnou reprodukci některých druhů (Copp, 1990, 1992; Copp a Mann, 1993). Z praktického hlediska je vzorkování společenstev juvenilních ryb méně časově, personálně a materiálně náročné než vzorkování dospělých jedinců. V případě zkušeného determinátora je zařazení juvenilních jedinců do druhu v laboratorních podmínkách časově srovnatelně náročné s determinací dospělců. Nevýhodou vzorkování juvenilních společenstev je nemožnost určení podrobných charakteristik, jako je délko-frekvenční složení populace, nebo jejich větší náchylnost k ovlivnění extrémními průtoky (Schlosser, 1985; Cattanéo a kol., 2001; Freeman a kol., 2001). Tyto nevýhody jsou však při běžném monitoringu zanedbatelné, protože dostatečná přirozená reprodukce daného druhu indikuje vitalitu a zdravý vývoj celé populace (Houde, 1994) a variabilita průtoků vysvětluje složení vzorku juvenilních ryb z méně než 10 % (Cattanéo, 2005). Nežádoucí vliv variability průtoků na získané výsledky může být dále ponížěn tím, že se k hodnocení použijí relativní údaje (% zastoupení druhů nebo skupin), které jsou průtoky méně ovlivnitelné (Cattanéo a kol., 2002).

Podrobnosti o hodnocení ekologického stavu pomocí společenstev juvenilních ryb v České republice v souladu s požadavky Rámcové směrnice lze nalézt v metodice Horký a Slavík (2011). Součástí metodiky je podrobný popis vývoje upravené typologie a navazujícího Českého multimetrického indexu hodnocení (CZI). Složení očekávaných referenčních společenstev bylo pro účely vývoje hodnocení vyjádřené v hodnotách různých metrik. Předvýběr metrik byl realizovaný na základě jejich ekologické relevance a předpokládané schopnosti detekovat degradaci společenstva podle působení antropogenních tlaků (Noble a kol., 2007). Za účelem zjištění odlišností od referenčního stavu byly tyto metriky vyjádřené jako tzv. EQR (Ecological Quality Ratio), neboli poměr mezi zjištěnými a očekávanými hodnotami. Závěrečný výběr metrik byl realizován na základě jejich schopnosti rozlišit mezi referenčními lokalitami a lokalitami ovlivněnými antropogenním tlakem. Tento postup vedl k výběru následujících metrik: výskyt typických druhů, celková početnost, relativní početnost reofilních druhů preferujících proudný charakter prostředí a relativní početnost eurytopních druhů nespécializovaných na určitý typ toku a odolných vůči změně prostředí.

Konečná podoba Českého multimetrického indexu (CZI) sloužícího pro stanovení ekologické kvality toků podle rybích společenstev je:

$$CZI = \frac{(T_d + A + R_d) - (E_d)}{4}$$

T_d – EQR výskytu typických druhů

A – EQR celkové početnosti

R_d – EQR relativní početnosti reofilních druhů

E_d – EQR relativní početnosti eurytopních druhů

S ohledem k přirozeně nízké početnosti ryb v nadmořských výškách nad 800 m nebyla metrika A (EQR celkové početnosti) schopná v těchto podmínkách odlišit mezi referenčními a nereferenčními lokalitami. Na základě této skutečnosti byl CZI pro nadmořské výšky nad 800 m upraven a jeho následující výsledná podoba neobsahuje celkovou početnost.

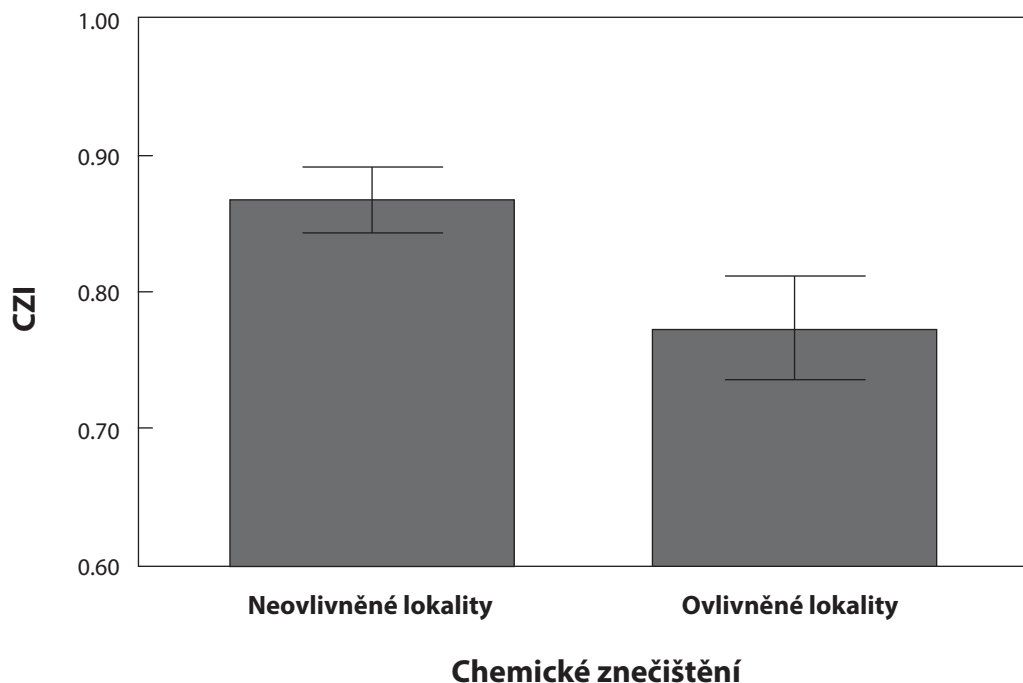
CZI pro nadmořské výšky nad 800 m tedy je:

$$CZI = \frac{(T_d + R_d) - (E_d)}{3}$$

Relativní početnost reofilních druhů ryb je obecně uvažována jako metrika, jejíž hodnota stoupá se zlepšujícím se ekologickým stavem toků. Nicméně jelec tloušť (*Squalius cephalus*), který je rovněž zástupcem reofilních druhů, je vůči rozdílným antropogenním tlakům více odolný než zbývající členové této skupiny. Vzhledem k tomu může společenstvo tvořené tloušťem sice dosáhnout vysokého podílu zastoupení reofilních druhů, což však nemusí nutně znamenat dobrý ekologický stav toku. Za účelem ošetření této situace byla ve výpočtu CZI nastavená korekce, která hodnotu reofilních druhů automaticky sníží, pokud je tloušť jediným reofilním druhem, který se na dané lokalitě vyskytuje.

4.1.4. Aplikované využití analýz rybích společenstev

Analýzy rybích společenstev nabízí mnoho možností aplikovaného využití. Jako příklad lze uvést kvantifikaci působení antropogenních vlivů pomocí indexů biologické integrity. U Českého multimetrického indexu (CZI) tak byla prokázána citlivost na příčné překážky v toku, nebo chemické znečištění (Horký a Slavík, 2011). Hodnota CZI klesá s rostoucím počtem překážek na toku a snižující se vzdáleností mezi nimi vyjádřenou ve vztahu k délce toku. Jinými slovy, čím více překážek a kratší vzdálenosti mezi nimi, tím je společenstvo ryb na dané lokalitě více odchýlené od referenčního stavu. Reakce CZI na chemické znečištění je neprůkazná, pokud uvažujeme všechny lokality. Pokud však uvažujeme pouze lokality s nízkým morfologickým tlakem, tak je reakce CZI na chemické znečištění signifikantní, přičemž CZI dosahuje vyšších hodnot na nezatižených lokalitách (obr. 4.1.2.). K testování souboru tlaků působících na lokalitě najednou je nutné více komplexní řešení. Za tímto účelem byl v rámci interkalibrace ryb D. Pontem a O. Delaigue vyvinutý tzv. „pressure index“, který v sobě zahrnuje hodnotu 17 individuálních tlaků působících na rybí společenstva. CZI na tento index signifikantně reaguje a se snižující se úrovní působících tlaků zvyšuje svou hodnotu.



Obr. 4.1.2. CZI vs. chemické znečištění (Horký a Slavík, 2011).

K zajímavým možnostem využití znalostí o stavu rybích společenstev patří management ohrožených druhů jiných tříd. Sladkovodní mlži nadčeledi Unionoidea představují skupinu ohrožených druhů, která je svým životním cyklem na ryby úzce vázaná. Tyto mlži mají krátkodobé vývojové stadium (tzv. glochidium), které je dočasným parazitem ryb (Korschelt, 1912). Schopnost glochidií přichytit se na povrchu ryby je přitom ve většině případů druhově specifická (např. Barnhart a kol., 2008; Strayer, 2008). Plná transformace glochidie do životaschopného juvenilního jedince, který z ryby řádově po několika týdnech odpadá, je tak možná pouze u určitých druhů hostitelských ryb (Dillon, 2000). Špatný ekologický stav společenstva ryb související s nedostatkem vhodných hostitelských druhů tak může způsobit vymizení mlžů na dotčených lokalitách (Douda a kol., 2012). Znalosti o stavu společenstev ryb a jejich následný management jsou tak klíčové pro ochranu ohrožených mlžů a měly by být zahrnuté i v jejich záchraných programech.

LITERATURA

- Barnhart, M.C., Haag, W.R., Roston, W.N., 2008. Adaptations to host infection and larval parasitism in Unionoida. *Journal of the North American Benthological Society* 27: 370–394.
- Berryman, A.A., Kindlmann, P., 2008. Population systems. Springer Science, 222 pp.
- Cattanéo, F., 2005. Does hydrology constrain the structure of fish assemblages in French streams? Local scale analysis. *Archiv für Hydrobiologie* 164 (3): 345–365.
- Cattanéo, F., Carrel, G., Lamouroux, N., Breil, P., 2001. Relationship between hydrology and cyprinid reproductive success in the Lower Rhône at Montélimar, France. *Archiv fur Hydrobiologie* 151: 427–445.
- Cattanéo, F., Lamouroux, N., Breil, P., Capra, H., 2002. The influence of hydrological and biotic processes on brown trout population dynamics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 11–22.
- CEN document, 2003; Water quality – Sampling of fish with electricity. CEN/TC 230, Ref. No. EN 14011:2003 E, 16 pp.
- Copp, G.H., 1989. The habitat diversity and fish reproductive function of floodplain ecosystems. *Environmental Biology of Fishes* 26: 1–26.
- Copp, G.H., 1990. Effect of regulation on the fish recruitment in the Great Ouse, a lowland river. *Regulated Rivers: Research and Management* 5: 251–263.
- Copp, G.H., 1992. An empirical model for predicting the microhabitat of 0+ juveniles in lowland streams. *Oecologia* 91: 338–345.
- Copp, G.H., Mann, R.H.K., 1993. Comparative growth and diet of tench *Tinca tinca* (L.) larvae and juveniles in river floodplain biotopes in France and England. *Ecology and Freshwaer Fish* 2: 58–66.
- Dillon, R.T., 2000. The ecology of freshwater molluscs. Cambridge University Press, London, UK, 509 + xii pp.
- Douda, K., Horký, P., Bílý, M., 2012. Host limitation of the thick-shelled river musel: identifying the threats to declining affiliate species. *Animal Conservation* 15 (5): 536–544.
- FAME consortium, 2004. Manual for the application of the European Fish Index – EFI. A fish-based method to assess the ecological status of European rivers in support of the Water Framework Directive. Version 1.1
- Fausch, K.D., Lyons, J., Karr, J.R., Angermeier, P.L., 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. In: Adams, S.M. (Ed.), *Biological Indicators of Stress in Fish*, American Fisheries Society Symposium 8, Bethesda, MD, USA, 123–144 pp.
- Freeman, M.C., Bowen, Z.H., Bovee, K.D., Irwin, E.R., 2001. Flow and Habitat Effects on Juvenile Fish Abundance in Natural and Altered Flow Regimes. *Ecological Applications* 11 (1): 179–190.
- Horký, P., Slavík, O., 2011. Metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích pomocí biologické složky ryby. Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, v.v.i., Praha, 19 s.
- Horký, P., Durčák, M., Tušil, P., Opatřilová, L., 2011. Metodika pro výběr a hodnocení reprezentativnosti monitorovacích míst pro zjišťování a hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (kategorie řeka) pomocí biologických složek. Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, v.v.i., Praha, 9 s.
- Houde, E.D., 1994. Differences between marine and freshwater fish larvae: implications for recruitment. *ICES (International Council for the Exploration of the Sea) Journal of Marine Science* 51: 91–97.
- Jarošík, V., 2005. Růst a regulace populací. Academia, Praha, 170 s.

- Jepsen, N., Pont, D., 2007. Intercalibration of Fish-based Methods to evaluate River Ecological Quality. Joint Research Centre, Ispra, Italy, 194 pp.
- Johnson, D.L., Nielsen, L.A., 1983. Sampling considerations. In: Johnson, D.L., Nielsen, L.A. (Eds), Fisheries techniques. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA, pp. 1–21.
- Jurajda, P., Slavík, O., Adámek, Z., 2006. Metodika odlovu a zpracování vzorku plůdkových společenstev tekoucích vod. Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, v.v.i., Praha, 10 s.
- Karr, J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21–27.
- Kolkwitz, R., Marsson, M., 1908. Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft* 26: 505–519.
- Kolkwitz, R., Marsson, M., 1909. Ökologie der tierischen Saprobien Beiträge zur lehrevon der biologischen Gewässerbeurteilung. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 2: 125–152.
- Korschelt, E., 1912. Perlen. *Fortschritte der naturwiss. Forschung*, sv. VII.
- Kryzhanovsky, S.G., 1949. Eco-morphological principles and patterns of development among minnows, loaches and catfishes. Part II: Ecological groups of fishes and patterns of their distribution. *Akademia Nauk SSSR, Trudy Inst Morf Zhiv im AN Severtsova* 1: 237–331, (Translation: *Journal of the Fisheries Research Board of Canada Series* 2945, 1974).
- Maitland, P.S., Lyle, A.A., 1991. Conservation of freshwater fish in the British Isles: the current status and biology of threatened species. *Aquatic Conservation* 1: 23–54.
- Malthus, T.R., 1798. *An Essay on the Principle of Population As It Effects the Future Improvements of Society*. London (Reprinted by MacMillan, New York).
- Noble, R.A.A., Cowx, I.G., Goffaux, D., Kestemont, P., 2007. Assessing the health of European rivers using functional ecological guilds of fish communities: standardising species classification and approaches to metric selection. *Fisheries Management and Ecology* 14: 381–392.
- Oberdorff, T., Hughes, R., 1991. Modification of an Index of Biotic Integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia* 228: 117–130.
- Oberdorff, T., Guilbert, E., Luccheta, J.C., 1993. Patterns of fish species richness in the Seine River basin, France. *Hydrobiologia* 259: 157–167.
- Schiemer, F., Keckeis, H., Kamler, E., 2003. The early life history stages of riverine fish: ecophysiological and environmental bottlenecks. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A* 133: 439–449.
- Schlosser, I.J., 1985. Flow regime, juvenile abundance, and the assemblage structure of stream fishes. *Ecology* 66: 1484–1490.
- Schlosser, I.J., 1987. The role of predation in age- and size- related habitat use by stream fishes. *Ecology* 68: 654–659.
- Slavík, O., Jurajda, P., 2001. Metodický návod pro sledování společenstev juvenilních ryb. Výzkum pro praxi, sešit 44. Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, v.v.i., Praha.
- Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady z 23. října 2000 ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky, 2001.
- Snyder, D.E., 2003. Electrofishing and its harmful effects on fish, Information and Technology Report USGS/BRD/ ITR-2003_0002: U.S. Government Printing Office, Denver, CO, USA, 149 pp.
- Southwood, T.R.E., Henderson, P.A., 2000. *Ecological methods*. Blackwell Science Ltd, 575 pp.
- Strayer, D.L., 2008. *Freshwater mussel ecology: a multifactor approach to distribution and abundance*. University of California Press, Berkeley, USA, 204 pp.

4.2. Základní analýzy populací a prostorová distribuce rybích společenstev v nádržích (J. Kubečka, T. Jůza, M. Prchalová)

Tato kapitola podává přehled analýz rybiho společenstva nezbytných pro alespoň rámcové porozumění ekologickému stavu rybiho osídlení nádrže či jezera. Rozsah kapitoly umožňuje uvést pouze základní analýzy. Podle potřeb různých pohledů na ně mohou navazovat analýzy odvozenější, například analýzy plodnosti, růstu, potravy, zdravotního stavu a podobně. Základní znalost rybí obsádky v sobě zahrnuje informace o prostorovém rozmístění a druhové i věkové skladbě ryb. Pokud máme k dispozici tyto informace pro delší časové období několika let, můžeme se zamýšlet nad faktory, které způsobují změny v jednotlivých rybích populacích, nad příznivými a nepříznivými okolnostmi zapříčiňujícími vznik a další přežívání různých silných ročníků různých druhů. Takovéto soustavné sledování se označuje jako **monitorování rybích společenstev**. Pro monitorování stavu rybích společenstev stojatých vod byla vydána metodická příručka (Kubečka a kol., 2010), která rozlišuje tři základní typy monitorování rybích obsádek:

1. Základní monitorování rybích společenstev pro uplatnění Rámcové směrnice v oblasti vodní politiky. Pro tento účel postačuje rámcové poznání početnosti, biomasy, prostorového rozmístění, druhového a věkového složení společenstva ryb ve všech hlavních objemech nádrže pro vymezení ekologického stavu nebo potenciálu daného vodního útvaru.
2. Některé odvozenější účely (např. vysvětlení dynamiky rybářských úlovků, vědecké odlovy, podkladová data pro rozhodování o řízení rybích obsádek a jejich komerční hodnotě) vyžadují podrobnější informace získané na reprezentativnějším materiálu se zvládnutou chybou v důsledku selektivnosti odlovného náčiní a prostorové heterogenity výskytu ryb (známé pravděpodobnosti chyb odhadů, konfidenční intervaly apod.)
3. Zcela samostatnou a metodicky odlišnou kapitolou je monitorování plůdkových společenstev. V prostředí nádrží a jezer je metodika vzorkování plůdkových společenstev výrazně závislá na ontogenetickém stupni vývoje sledovaných druhů ryb (Jůza a Kubečka, 2007; Jůza a kol., 2010) a na stanovišti plůdku. Plůdkové odlovné metody jsou popsány v kapitolách 6.1. a 6.2. Noční plůdkové tralování a plůdkové zátahy bývají poměrně kvantitativní a poskytují absolutní odhady plůdkových společenstev. Bodové odlovy elektrickým proudem a plůdkové vzorky z tenatních sítí jsou naopak typickým příkladem semikvantitativních relativních hodnot (úlovek na jednotku úsilí, viz dále).

4.2.1. Metody zjišťování množství ryb, odhady rybích obsádek.

Pro různé typy vod byly vypracovány rozmanité postupy odhadů rybích obsádek, které se též liší pracností a kvalitou poskytnutých informací.

Absolutní metody

Výstupy těchto metod jsou nejhodnotnější, neboť v optimálních případech poskytují absolutní počty a biomasy ryb na jednotky plochy nebo objemu a většinou i jejich skutečné druhové a věkové složení.

Vypuštění vody

Nejjednodušší a velmi přesný přístup tam, kde je to dobře proveditelné (hospodářské rybníky). Hlavním požadavkem na kvalitu výsledků v tomto případě je, aby při spuštění vody neunikaly žádné ze sledovaných ryb. V ideálním případě je veškerý vypouštěný objem filtrován přes česlové nebo síťové

systemy. V případě volných vod je vypouštění v praxi prováděno jen výjimečně, některé menší vody lze též vypumpovat pomocí čerpadel. V každém případě představuje vypouštění vody výrazný zásah do ekosystému.

Metody založené na poklesu úlovku na jednotku úsilí při opakovaných odloveh

Tyto přístupy lze obvykle použít na menších lokalitách, kde lze každým prolovením snížit početnost společenstva tak, aby se to projevilo na úlovku příštího prolovení. Typicky se tyto přístupy používají při elektrolovu v broditelných tekoucích vodách (viz kapitola 6.1.), ale lze je s úspěchem použít i v menších stojatých vodách.

Značkovací (mark and recapture) metody

Principem je odlov, označení a zpětné vypuštění dostatečně vysokého počtu jedinců rozpoznatelných značením tak, aby se při následných odloveh dosáhlo dostatečného počtu znovu ulovených ryb. Nejjednodušší postup (Petersenova metoda) předpokládá výpočet početnosti (N): $N = M \cdot C / R$, kde M je počet vypuštěných značených ryb, C je velikost úlovku, na kterém byl poměr značených a neznačených ryb následně zjišťován a R je počet ulovených značených jedinců. Přístup je efektivní zejména v menších vodách, ale byl několikrát aplikován i v údolních nádržích. Značkovací přístupy jsou nověji shrnuty v publikaci Amstrup a kol. (2005).

Destruktivní metody typu vytrávení či použití výbušnin se z etických důvodů přestaly na našem území používat. Ve zcela výjimečných případech může být složení rybí obsádky stanoveno na základě ryb uhynulých při ekologické havárii.

Metody plošek

Principem těchto přístupů je pokud možno kvantitativní prolovení reprezentativních plošek, o nichž lze předpokládat, že podobné společenstvo je přítomno i na okolních, nevzorkovaných plochách jezera či nádrže. Na rozsáhlých a členitějších vodách nelze obvykle jednou metodou plošek provzorkovat všechna přítomná stanoviště. Například pro příbřežní habitaty typu pláží se v nádržích s úspěchem používají noční zátahy záťahovou sítí, u nichž byla pro síť delší než 50 m zjištěna velmi uspokojivá kvantitativnost (Říha a kol., 2008 a 2011). Rovněž noční pelagické tralování splňuje předpoklady pro poměrně kvantitativní ploškové odhady množství ryb ve volné vodě (Rakowitz a kol., 2012, Říha a kol., 2012). Za dobrou ploškovou metodu lze považovat takovou, u které bylo provedeno ověření kvantitativnosti (účinnosti) vzorkování (poměr skutečně přítomných a ve vzorku ulovených jedinců na plošce). Ověření kvantitativnosti pak může poskytnout korekční faktory vycházející z účinnosti vzorkovací metody. Použití ploškových metod je obtížnější ve strukturovaných habitatech (dno se skálami, pařezy, rostlinstvem apod.), kde je často velmi obtížné zajistit vysokou a definovanou kvantitativnost odlovů. Zvláštními případy ploškových metod jsou hydroakustické a optické přístupy, ale vzhledem k jejich velkému významu pro rybářství a principiálním odlišnostem od odlovných technik (jejichž přístupy jsou popsány i v kapitole 6.) jim věnujeme zvláštní bod a podrobnější popis.

Hydroakustické metody jsou takové, při nichž používáme ultrazvukové zařízení typu echolotu či sonaru pro zjišťování množství, prostorového výskytu a velikostního složení ryb pod vodou (Simmonds a MacLennan, 2005). Jednoduché echoloty s LCD displejem se hodí na zjišťování hloubky dna a orientačního výskytu ryb. Pro odhady množství ryb se používají echoloty vědecké, které získané informace ukládají pro následné zpracování speciálním softwarem. Frekvence ultrazvuku vědeckých echolotů pro studium ryb se pohybuje v rozmezí 20–500 kHz a nejčastěji se používají přístroje s tzv. lomeným kuželem (split beam, obr. 4.2.1., 4.2.2.). Obr. 4.2.3. ukazuje typ informací, které soudobé vědecké echoloty zpracovávají. Ultrazvuk je vysílán v krátkých pulsech, jedno vyslání se nazývá *ping* a šíří se ve tvaru kužele. Po vyslání *pingu* čeká přijímač na ozvy, které se z vodního prostředí vracejí zejména od objektů, které

mají hustotu odlišnou od vody (plyn v plynovém měchýři, rostlinstvo, dno). Doba, po kterou se na ozvy čeká, je úměrná vzdálenosti zasažených objektů. Vědecké echoloty měří vzdálenost s přesností 2–3 cm a každý zaregistrovaný objekt je změřen několikrát (levá horní část obr. 4.2.3.). Jednotlivé pingy se skládají jeden za druhým do echogramu (levý panel obr. 4.2.3.), kde na ose X běží čas a na ose Y hloubka (range). Délka stopy každého objektu závisí na době pobytu v akustickém kuželu. Záznamy jednotlivých ryb mírají kolem 10 pingů a mají definovanou tloušťku, hejna více jedinců pak na echogramu tvoří větší skvrny. Barvy jsou úměrné síle odrazu, který je obvykle nejsilnější ode dna. Síly odrazu se slučují při odhadech množství ryb pomocí echointegrace. Alternativním způsobem je počítání ozev (echo-counting), při němž se analyzují jednotlivé rybí ozvy do určité vzdálenosti od středu akustického kužele. Kvalitní záznam se vyznačuje tím, že pro každý ping je možno zaznamenat pozici ryby na XY souřadnicovém systému (levý dolní panel obr. 4.2.3.). Vzdálenost každého záznamu od osy kužele pak vlastně určuje prohlédnutý objem a opakované záznamy pohybu ryby skrze kužel ověřují jejich příslušnost k jednomu jedinci a upřesňují určení akustické velikosti jedince (síly ozvu). Ta se pak podle sofistikovaných vztahů může přepočítat na délku či hmotnost a završit tak výpočet početnosti či biomasy.

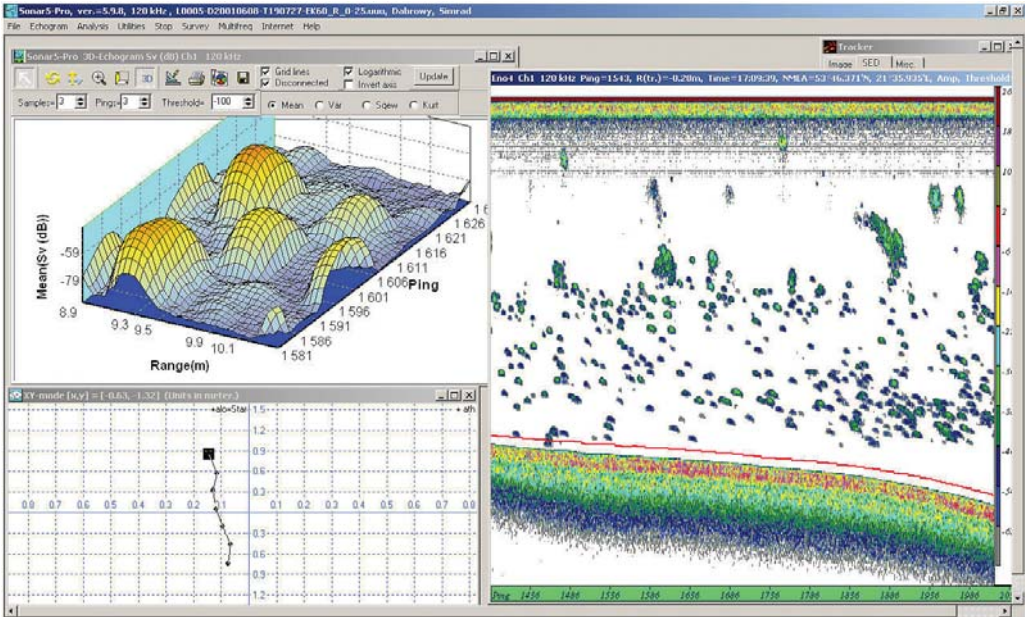
Záznam na obr. 4.2.3. i naznačený postup výpočtu se týká vertikální echolokace, kdy sledujeme rybí obsádku většinou od hladiny ke dnu. V eutrofních vodách střední Evropy je vedle vertikální echolokace téměř vždy nutno použít i echolokaci horizontální, která je lépe schopna obsáhnout ryby v menších hloubkách. Ve speciálních případech je také možno provádět převrácenou vertikální echolokaci, kdy je vysílač umístěn u dna nebo na ponorném plavidle a nejlépe prohlíženými vrstvami jsou vrstvy těsně pod hladinou (obr. 4.2.4.).



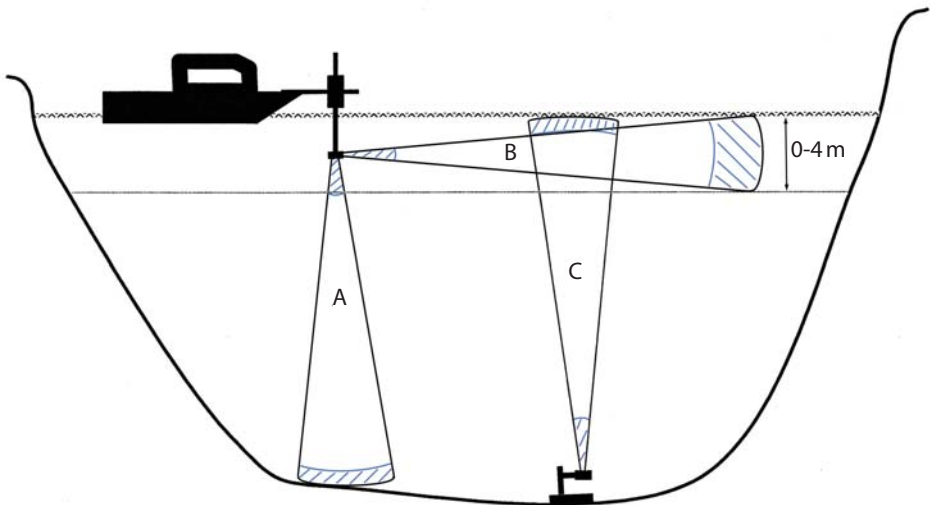
Obr. 4.2.1. Výzkumné plavidlo s vysílači na přídi při průzkumu nádrže (foto: archiv FISHECU).



Obr. 4.2.2. Vysilače na přídi výzkumného plavidla. A: Eliptický 120 kHz vysílač pro horizontální průzkum, B: Akustická kamera Didson, C: Vysílač pro vertikální snímkování: 38, 120 a 400 kHz. (foto: archiv FISHECU).

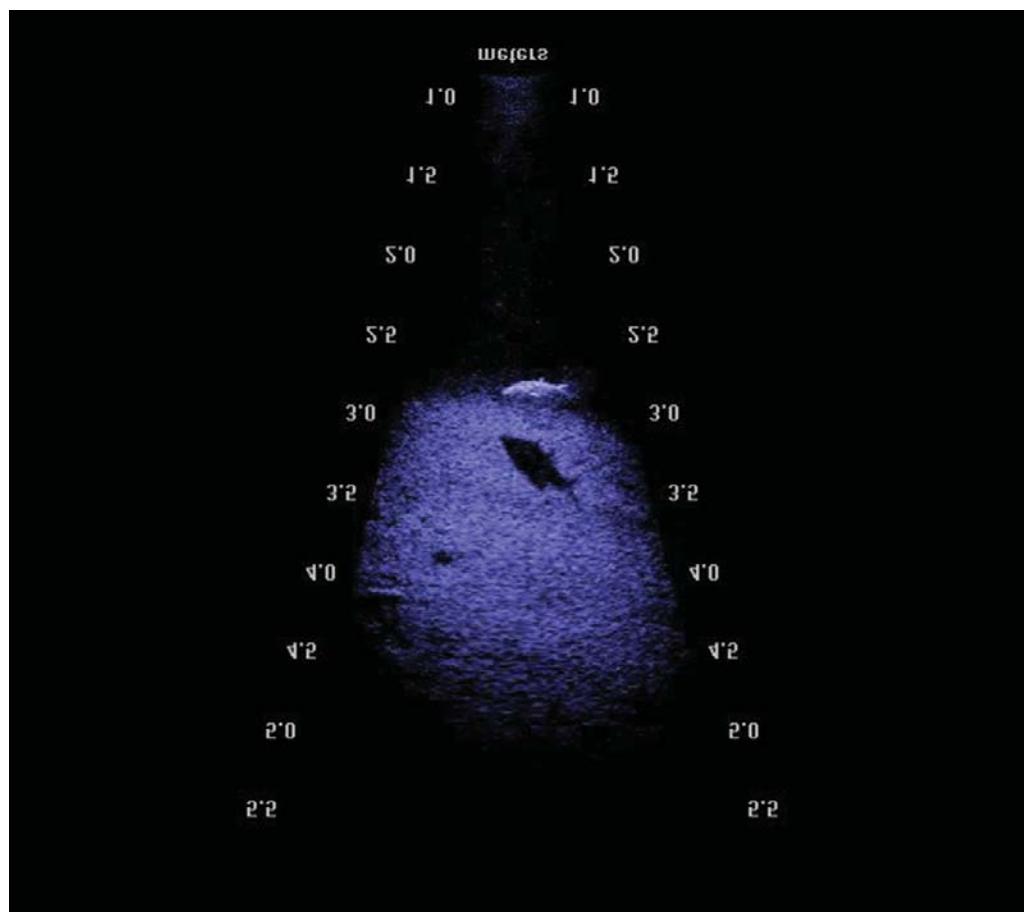


Obr. 4.2.3. Příklad vertikálního echogramu při analýze v softwaru Sonar 5 PRO. V pravé polovině je echogram. Horní levé okno ukazuje intenzitu signálu se čtyřmi různě silnými rybími ozvami (kopečky na 3-D echogramu, výška a barva kopečku je dána akustickou objemovou odrazovou silou Sv). Levý dolní panel ukazuje po sobě jdoucí záznamy jedné ryby na průřezu kuželem (kartézský XY souřadnicový systém v metrech). Záznam označený zvýrazněným čtvercem byl poslední, než ryba opustila akustický kužel.



Obr. 4.2.4. Schéma základních echolotových průřezů, vertikálního (A), horizontálního (B) a obráceného vertikálního (tzv. uplookingového, C). V každém případě vzorkuje ultrazvuk objem kuželovitého tvaru. V blízkosti vysílače, dna a hladiny bývá krátká tzv. slepá zóna, v níž není záznam použitelný pro detekci ryb (šrafované plochy v kuželech).

Echoloty typu split-beam poskytují v jednom okamžiku trojrozměrný obraz výskytu jednotlivých ryb (nikoliv ryb v hejnech) v poměrně úzkých kuželových objemech (méně než 15 stupňů). Lepší a rozsáhlejší trojrozměrný obraz poskytují skenující nebo mnohokuželové echoloty označované též jako akustické kamery. Tyto systémy skládají dohromady informace z mnoha *pingů* nebo kuželů do celistvého dvou až trojrozměrného obrazu podobně jako hmyzí oko. Např. mnohokuželový sonar DIDSON může najednou zachycovat informace z 96 dílčích kuželů s rozměrem 0,3 stupně a pokrývá tak úhel přes 30 stupňů (obr. 4.2.5.). Některé mnohokuželové sonary mají vysoké frekvence ultrazvuku (DIDSON 1 100–1 800 kHz, ARIS až 3 000 kHz), a tak je možno pozorovat některé struktury na těle ryby (tvar těla, ploutve) a průměty těla na podloží (akustický stín). Všechny tyto charakteristiky pomáhají při detekci druhové příslušnosti, která je u klasických echolotů nepřímá a velmi obtížná. Nevýhodou vysokofrekvenčních zařízení je krátká vzdálenost kvalitního signálu (max. 20 m).



Obr. 4.2.5. Cejn z řeky Labe na záznamu mnohokuželové akustické kamery DIDSON. Pohled je šikmý od hladiny ke dnu a cca 3 m od kamery lze vidět rybu i její stín na dně (foto: M. Tušer).

Optické pozorovací metody

Optické metody sledování, ať už se jedná o přímé pozorování potápěči nebo o nepřímé sledování kamerovými systémy jsou obecně považovány za metody vhodné pro zjišťování složení a početnosti rybích obsádek v jejich přirozeném prostředí (Murphy a Willis, 1996). Obdobně jako akustické metody jsou i metody optického sledování používány zejména v mořském prostředí. Zásadní limitací použití optických metod ve sladkých vodách je obecně nízká průhlednost vody zásadně ovlivňující přesnost odhadu. Vizuální přístup byl v našich podmínkách úspěšně použit pro počítání vytřených jiker okouna říčního (Čech a kol., 2011). Je pravděpodobné, že akustické a optické přístupy budou v blízké budoucnosti intenzivně rozvíjeny, neboť zasahují nejméně do života zkoumaných společenstev.

Relativní metody

Relativní metody se používají, pokud jsou absolutní přístupy příliš pracné a nákladné. Lze je s výhodou použít, pokud je nějaké lovné úsilí v daném vodním útvaru provozováno bez ohledu na výzkumné aktivity (např. sportovní a komerční rybolov).

Analýzy rybářských statistik

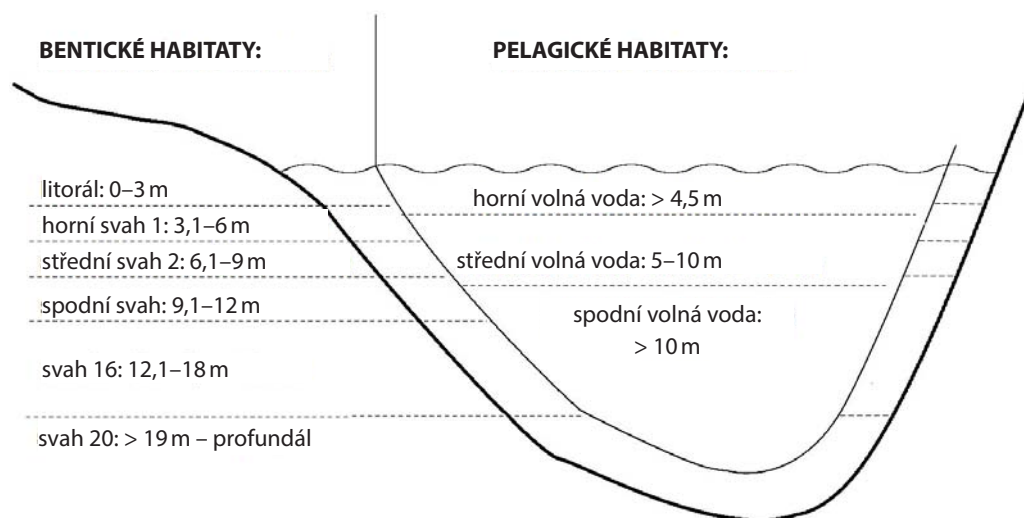
Nejjednodušším pokusem o zjištění stavu je analýza statistik zarybňování a úlovků. Tento přístup je zcela základní pro analýzu vývoje hospodářsky zajímavých druhů a efektivity hospodaření. Trendy v úlovcích a v návratnosti mohou ukazovat na změny podmínek hospodaření nebo na rozdíly mezi jednotlivými revíry. Vždy je však třeba mít na paměti, že zejména úlovkové statistiky jsou ovlivněny chováním rybářů a vývojem jejich technických možností. Velmi pozitivním opatřením bylo zavedení sledování lovného úsilí v podobě rybářských docházek. Úlovkové statistiky tak vykročily směrem k evidenci úlovku na jednotku úsilí (viz dále). I zde jsou samozřejmě problémy v tom, že docházka různých rybářů může mít z hlediska úlovku různou platnost, ale chyby se částečně smazávají velkým počtem úlovkových lístků. Lze tak vysledovat, jak velkému tlaku jsou ryby na různých revírech vystaveny, a úlovek na docházku představuje nejjednodušší míru početnosti daného druhu v revíru. V současnosti zatím není k dispozici dostatek analýz, které by vliv lovného úsilí na úspěšnost rybářů na českých a moravských nádržích vyhodnotily. To je způsobeno mimo jiné tím, že úsilí je zatím sledováno poměrně krátce a jen na části revírů. Není ale pochyb, že postupem času budou informace o lovném úsilí ve spojení s detailními informacemi o úlovcích jednotlivých druhů využity ke zlepšení rybářského managementu. Kvalitu úlovkových statistik lze ověřovat a další upřesňující informace lze získat při přímých inspekcích úlovků sportovních rybářů přímo v terénu (tzv. *creel census*). V zemích s rozvinutým komerčním, průmyslovým rybolovem (zejména přímořské státy) lze úlovkové statistiky používat jako míry abundance a biomasy lovených druhů.

Odhady relativní abundance nebo biomasy dle úlovků na jednotku úsilí výzkumnými prostředky

Existuje celá řada definovaných způsobů vzorkování, které při správné aplikaci vyprodukují definovaný úlovek na jednotku úsilí (tzv. **CPUE** z anglického *Catch Per Unit of Effort*, někdy též *C/f*, v případě biomasy se používá analogie **BPUE**). V nádržích a jezerech je dnes zdaleka nejčastějším odhadem relativní početnosti úlovek standardizované plochy (obvykle 1 000 m²) mnohočkových tenat (viz kapitola 6.2., příklady použití jako BPUE uvádí též obr. 4.2.12.). Aby úlovek na jednotku úsilí skutečně odrážel množství ryb, musí být lovné úsilí standardizované vzhledem k době lovu, sezóně a k možnosti saturace sítí větším množstvím ryb v úlovků (Kubečka a kol., 2010; Prchalová a kol., 2010 a 2011).

4.2.2. Typologie stanovišť stojatých vod

Rybí společenstva neobývají nádrže a jezera rovnoměrně. Pro každé sledování rybí obsádky je podstatné, z jakých stanovišť se daný vodní útvar skládá. Podle jezerního vzoru se ve stojatých vodách rozlišují tři základní prostředí lišící se složením rybí obsádky: příbřežní mělká stanoviště označovaná jako litorál, volná voda neboli pelagiál a stanoviště hlubšího dna, profundál (obr. 4.2.6.). Následující pasáže popisují obvyklé zákonitosti využívání stanovišť rybami během vrcholné vegetační sezony. Vrchol vegetační sezony (srpen – září) je obdobím, kdy odeznělo (nebo ještě nenastalo) období rozmnožování, rybí společenstva plně využívají produkční nabídku nádrže a ještě nenastávají distribuční změny spojené se zimováním. Toto období je nejvhodnější pro zjišťování stavu rybí obsádky.



Obr. 4.2.6. Schéma základních stanovišť na příčném profilu přehradní nádrže: mělký litorál v hloubkách, kam dopadá světlo, volná voda a hlubší dnové (benthické) habitaty. Podle tenatní normy EN 14757 (ČSN 757708) jsou mělčí benthické habitaty členěny po třech metrech. Ve větších hloubkách je obvykle ryb málo a členění může být méně podrobné. Pro vertikální členění pelagických habitatů se obvykle používá pětimetrových stupňů.

Příbřežní mělká stanoviště, litorál

Příbřežní stanoviště jsou na rozdíl od dalších stanovišť přítomna vždy. V přírodě blízkých podmínkách jsou zarostlá vodní vegetací. Rybí společenstvo litorálu bývá nejpestřejší, zejména pokud jsou přítomné vodní rostliny. Ve většině údolních nádrží hladina hodně kolísá, a to má pro litorální vegetaci fatální následky. Pravá vodní ponořená vegetace často chybí, pouze za zvýšených stavů dochází k zaplavování pobřežní mokřadní vegetace, což má největší význam v době tření. I v nádržích se silně ochuzeným litorálem (bez živých rostlin) bývá společenstvo nejpestřejší, neboť zde nalézá kombinaci příznivých teplotních a kyslíkových podmínek s přítomností substrátu a úkrytů. Společenstvo obvykle tvoří jak hojně druhy, se kterými se setkáváme i jinde (plotice, cejn, cejnek, ouklej, perlín, kapr, bolen, okoun, candát, ježdík, úhoř a sumec), druhy vyhledávající struktury a rostlinstvo (štika, lín a karasi) a příbřežní specialisté, kteří využívají úplných mělčin jako refugia před predátory (mladí proudníci, hrouzek).

Nespecializované hojně druhy ryb (dospělí cejni, plotice, candáti, kapři, okouni, ježdíci) se často přes den drží dále od břehu a do mělčin se vydávají až na noc (Říha a kol., 2011). Naopak tohoto roční plůdek mnoha druhů žije přes den u břehu a v noci vyplouvá na volnou vodu. Tento vzorec chování je z našich ryb charakteristický především pro ouklej a částečně také pro plotici. Na volnou vodu v noci vyplouvá rovněž plůdek cejna a candáta. Tyto dva druhy však přes den neobývají nejmělčí litorál, ale zdržují se spíše v hlubších partiích příbřežní zóny (cejn) nebo při dně a v hlubší volné vodě (candát). Litorální plůdek okouna preferuje litorál ve dne i v noci a hromadné migrace do volné vody na noc obvykle nepodstupuje. Noční početnost okouna v litorálu je ve srovnání s denní obvykle větší. Přítomnost ježdíka byla za pomoci běžných plůdkových vzorkovacích technik (viz kap. 6.2.) zjištěna jak v pelagiálu, tak v litorálu pouze v nočních hodinách. Ve dne plůdek ježdíka pravděpodobně obývá hlubší dnové habitaty, nedostupné běžným technikám vzorkování plůdku. Plůdek dalších méně významných druhů v přehradních nádržích (boleni, proudníci, tloušti, hrouzci) preferují litorál ve dne i v noci a migrace do volné vody jsou zcela výjimečné.

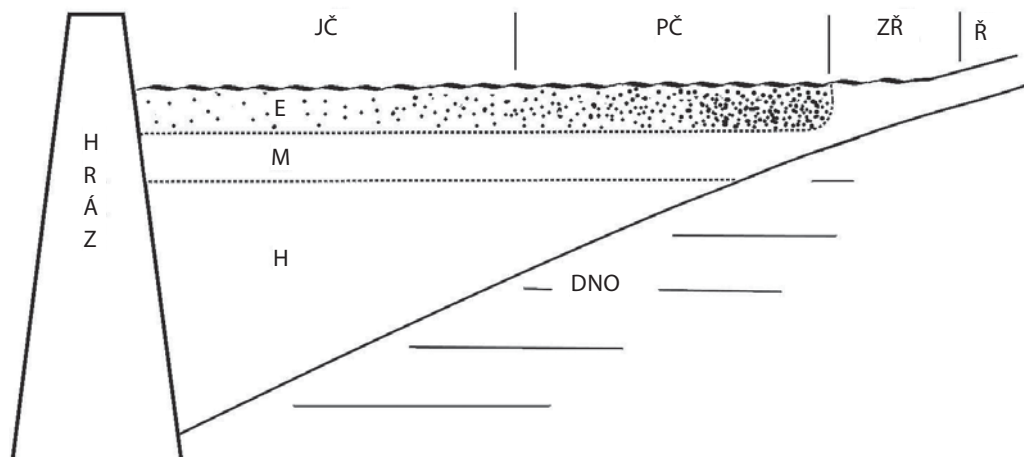
Volná voda, pelagiál

Volná voda představuje u větších vod největší přítomné objemy. Neskýtá žádné struktury ani úkryty a je tak většinou druhů méně využívána. Proto je zde často potravní nabídka zooplanktonu větší než v příbřeží, což je výhodné pro ty druhy a ročníky, které se odhodlají volnou vodu osídlit. Při ohrožení predátory se pak musí spolehnout na vlastní únikové schopnosti a zároveň musí mít schopnost využívat jako potravu plankton rozptýlený ve vodě. Z malého množství evropských druhů ryb adaptovaných na volnou vodu lze jmenovat síhy (síh severní maréna a síh peled), kteří jsou prakticky jedinou skupinou dospělých ryb účinně využívající potravní nabídku hlubších částí velkých vod. Značnou afinitu k pelagiálu vykazují také tolstolobik bílý a tolstolobec pestrý. I mezi nespecializovanými druhy jich existuje několik, které jsou schopny volnou vodu účinně využívat. Jsou to zejména dospělci plotice, perliína, oukleje, bolena a cejna velkého. U kaprovitých ryb se ve volné vodě vyvinula zajímavá strategie tzv. sinusoidního plavání, kdy ryby plavou nahoru a dolů, a tak vizuálně vyhledávají shluky zooplanktonu pohledem proti tmavým hloubkám nebo zářivé obloze (Čech a Kubečka, 2002). Dalším zajímavým společenstvem ryb volné vody je ichthyoplankton, tohoto roční pelagický plůdek. Kromě tzv. plůdku epipelagického, žijícího u hladiny, a plůdku litorálního, žijícího v příbřeží, byl objeven tzv. bathypelagický plůdek okouna a candáta, který se přes den zdržuje v hlubších vrstvách 8–12 m a během večera stoupá k hladině, kde získává většinu potravy (Čech a kol., 2005). V nočních hodinách se do volné vody za potravou vydává i plůdek a jedno- až dvouleté ryby dalších druhů (ouklej, cejn, plotice).

Hlubší dnové habitaty, profundál

Hlubší dno představuje pro ryby významné stanoviště zejména u míchaných vod, kde nedochází v letním období k prudšímu rozvrstvení teplot. U hlubších vod jsou tato stanoviště často během vegetační sezóny velmi studená a se sníženým obsahem kyslíku, což výrazně snižuje jejich význam pro život ryb. Z běžných druhů vykazují preferenci pro hluboká stanoviště okounovité ryby – ježdík, okoun a candát. Zejména u dravých druhů jsou v hlubších dnových habitatech míchaných vod často přítomni největší jedinci. Po podzimním rozmíchání a vyrovnání teplot a koncentrace kyslíku využívá hlubší vrstvy k zimování většina dospělých ryb.

Kromě uvedeného členění nádrže na příčném profilu bývá často důležité členění **na profilu podélném**. Toto členění je velmi důležité u protáhlých, korytovitých vodních útvarů, kde se přítokové části vyznačují podstatně větší produktivitou a několikanásobně většími hustotami zejména kaprovitých ryb (obr. 4.2.7., Vašek a kol., 2004; Prchalová a kol., 2008 a 2009a). Rozdíly v množství a složení ryb v přítokové a jezerní části předurčují skutečnost, že oba typy stanovišť by měly být vždy sledovány.



Obr. 4.2.7. Znárodnění podélného profilu hluboké údolní nádrže za obvyklých podmínek při letní stratifikaci.

Přítékající řeka (Ř) je obvykle chladnější než horní vrstva nádrže (epilimnion, E), a tak se zařazuje podle své hustoty obvykle do hloubek odpovídajících skočné vrstvě (metalimnion, M). Největší primární i sekundární produkce a zdaleka největší množství ryb (vyznačeno tečkovaním) je v přítokové části (PČ) epilimnia níže po toku od bodu zanoření řeky. Jezerní části (JČ) mají obvykle několikanásobně méně ryb. Méně ryb je obvykle i v zóně zpomalené řeky (ZŘ), vyplněné říční vodou bez nádržového planktonu. Vrstva pod metalimniem se nazývá hypolimnion (H).

4.2.3. Druhová pestrost a dominance

Informace o početnosti a druhové skladbě ryb je základním znakem rybního společenstva obývajících danou nádrž. Nejzákladnější informací je **prezence/absence** daného druhu. Pokud studujeme prezenci/absenci sledovaných druhů v čase, mluvíme o jejich **konstanci**. Větší výpovědní hodnotu má rozpis **druhové dominance**, neboli podílů jednotlivých druhů na celkové početnosti, případně biomase (nazýváno též druhové složení, proporce i -tého druhu $P_i = N_i/N$, kde N_i = početnost i -tého druhu, N je celková početnost vzorku, P_i je obvykle vyjadřováno v %). Druhové složení se liší mezi lokalitami a habitaty, a tak je nejspřávnější provádět jeho vážení podle objemů jednotlivých habitatů (Lauridsen a kol., 2008). Prakticky všechny typologie hodnotící společenstva ryb jezer a nádrží se opírají o více nebo méně vážené druhové složení. Primárním zdrojem tohoto složení jsou obvykle CPUE tenat. Příklad biomasového složení rybního společenstva nádrže Želivka a váženého průměrného složení rybní obsádky jako celku je uveden na obr 4.2.8.

Pro charakterizaci rozmanitosti rybního společenstva jako celku se obvykle používají indexy diverzity podle Shannon-Wienera:

$$H = -\sum P_i \cdot \ln P_i$$

Pozn. numerické hodnoty se liší podle druhu použitých logaritmů

případně Simpsona:

$$DIV = 1 - \sum (P_i)^2$$

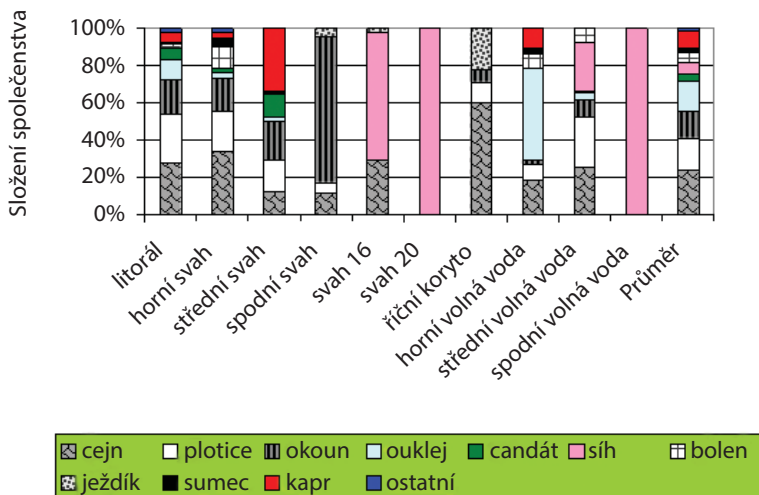
Druhová rozmanitost se skládá ze složky druhové bohatosti a ze složky druhové vyrovnanosti. Většina rybních populací má druhovou vyrovnanost relativně nízkou, neboť většina jedinců patří do malého počtu tzv. eudominantních druhů. Složku druhové vyrovnanosti lze kvantifikovat s použitím maximální hodnoty Shannon-Wienerova indexu H_{max} pro daný počet druhů prostřednictvím indexu vyrovnanosti (equitability):

$$EQ = H / H_{max}$$

Kromě prostého druhového složení se pro stanovení ekologické kvality či ekologického potenciálu bude zřejmě stále hojněji používat metrik odvozených na základě relativního či absolutního výskytu různých **ekologických skupin ryb** (klasifikovaných podle ekologické tolerance – důraz na citlivé, indikační druhy, jejichž zachování a podpora by se měla stát prioritou, způsobů reprodukce, potravního chování, výběrovosti k habitatům apod.). Základní ekologické skupiny jsou uvedeny na závěr kapitoly 3.2. Hlavní skupiny ekologicky citlivých rybích druhů nádrží a jezer jsou následující:

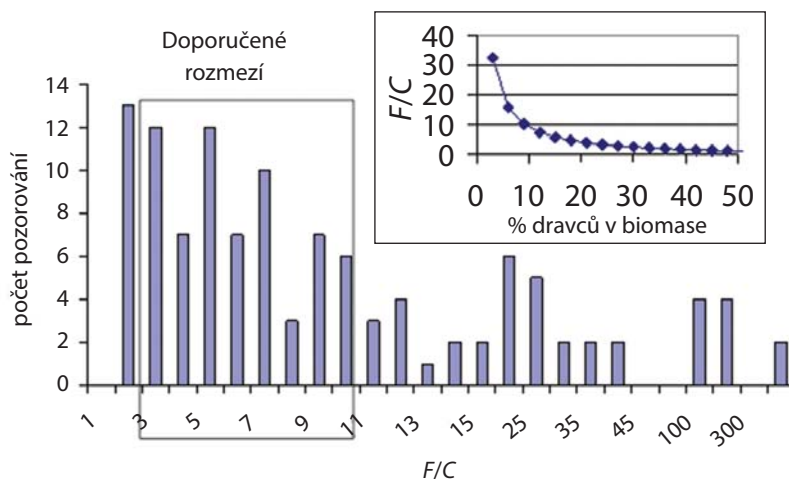
- druhy vázané na méně produktivní systémy (lososovitá a síhovitá ryby, mník a okoun) ve smyslu jezerní a nádržové sukcese popsané v kapitole 3.5.;
- fytofilní druhy v údolních nádržích, které jsou limitovány výtěrovým substrátem, kolísáním hladiny (riziko vyschnutí vytřených jiker) a úkryty (štika, lín, sekavcovití);
- ušlechtilé dravé ryby (pstruh, štika, candát, úhoř, případně sumec). Tyto druhy jsou vystaveny nadměrnému odlovu jak sportovních rybářů, tak i pytláků. Následně mohou vznikat málo vyvážená rybí společenstva s velkou převahou nedravých ryb.

Některé příklady použití informací o ekologických skupinách ryb a výpočtů skóre biotické integrity z nich uvádějí kapitoly 3.3. a 3.4.



Obr. 4.2.8. Příklad druhového složení ryb v různých habitatech nádrže Želivka a celkového váženého složení nádrže v roce 2010 (poslední sloupec).

K charakterizaci složení rybích obsádek se často používají tzv. strukturální indexy popisující **vyváženost společenstev**, které se z větší části odvozují z klasických studií Swingleho (1950). Nejčastěji se používá tzv. *F/C* koeficient vztahující hmotnost přítomných nedravých potravních ryb (forage fish, *F*) a hmotnost dravců ve společenstvu (carnivorous fish, *C*). Mezi *F/C* koeficientem a podílem dravců v populaci existuje těsný vztah (horní panel obr. 4.2.9.). Pro vyváženou populaci se *F/C* koeficient má pohybovat v rozmezí 4 až 6 (15–20% biomasy dravců; v tomto rozmezí mají populace největší růstovou rychlost a produkci) s možným kolísáním v rozmezí 3 až 10. Obr. 4.2.9. ukazuje, že téměř v polovině případů přesahují zjištěné hodnoty *F/C* hodnotu 10 a nedravých ryb je příliš mnoho. Příčinou je většinou vysoký odlov dravců.



Obr. 4.2.9. Hodnoty F/C koeficientu ze 116 složení rybích společenstev ve volné vodě evropských nádrží (dolní část) a závislost mezi % podílem dravců a F/C (horní graf).

Potravní zajištěnost dravých ryb je vyjadřována poměrem Y/C , kde Y označuje biomasu velikostně vhodných potravních ryb. Optimální hodnoty jsou v rozmezí 1 až 3, hodnoty pod 1 znamenají přerýbnění dravými rybami, hodnoty nad 3 obvykle znamenají, že velká část produkce potravních ryb není dravci zhodnocena.

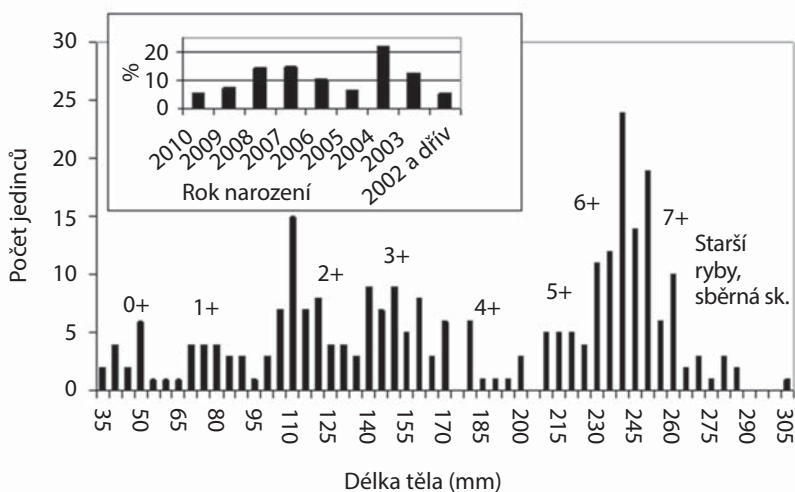
Demografický stav populace lze vyjadřovat poměrem juvenilních a dospělých ryb, případně poměrem tohoročků a starších ryb. U obou poměrů velmi záleží na velikostní selektivitě zdrojových údajů, neboť předpokladem je co nejširší škála velikostí (málo která vzorkovací technika obsáhne společenstvo od plůdku po dospělé ryby).

4.2.4. Pohlavní, velikostní a věkové složení

Jednou ze základních informací o každé rybí populaci je **informace o poměru pohlaví**. Odlišná pohlaví mohou obývat rozlišná stanoviště, dosahovat různých velikostí a hrát jiné ekologické role. Složení samic je základním parametrem pro úvahy o reprodukčním potenciálu populace (kapitola 3.6.). Pohlaví je obvykle dobře určitelné v období výtěru u pohlavně dospělých jedinců. Mimo dobu výtěru je pohlaví většiny druhů rozlišitelné pouze anatomicky, a proto není zatím pohlavní složení běžně součástí základních informací o rybí obsádkce. Zejména při použití destruktivních lovných metod (tenatní sítě) je však zjišťování pohlavního složení velmi žádoucí.

Další základní populační informací je **velikostní složení** (dolní část obr. 4.2.10.). Získáme ho tak, že na měřícím prkně proměříme velký podvzorek úlovku (nejlépe stovky kusů). Pro srovnatelnost dat je třeba rozhodnout, zda budou délky stanoveny jako délky těla (standard length, po konec ošupení), Smittovy délky (fork length, do mediálního zářezu ocasní ploutve) nebo délky celkové (total length, včetně celé ocasní ploutve). Velikostní složení nás informuje o poměrech mezi malými, lovnými, případně trofejními jedinci v populaci a po přeložení do složení věkového podává i velmi cennou informaci o dynamice populace (viz dále).

Velmi závažnou otázkou je reprezentativnost velikostního složení. Potřeba znát spolehlivé poměry zastoupení jednotlivých velikostních skupin naráží na velikostní selektivitu úlovků uvedenou v kapitole 6.2. Například velikostní složení z mnohoočkových tenat podle evropského standardu EN14 757 patří mezi poměrně neselektivní, avšak malé ryby do zhruba 10 cm jsou jimi z mechanických důvodů výrazně podhodnocovány (Prchalová a kol., 2009b). V takovém případě je třeba při posuzování velikostního složení mít vždy na paměti, které skupiny jsou pod- či nadhodnoceny. Na příkladu uvedeném na obr. 4.2.10. je zřejmé, že podhodnoceny jsou první dva ročníky a jejich podíl v populaci plotice byl pravděpodobně podstatně větší, než ukazuje úlovek.

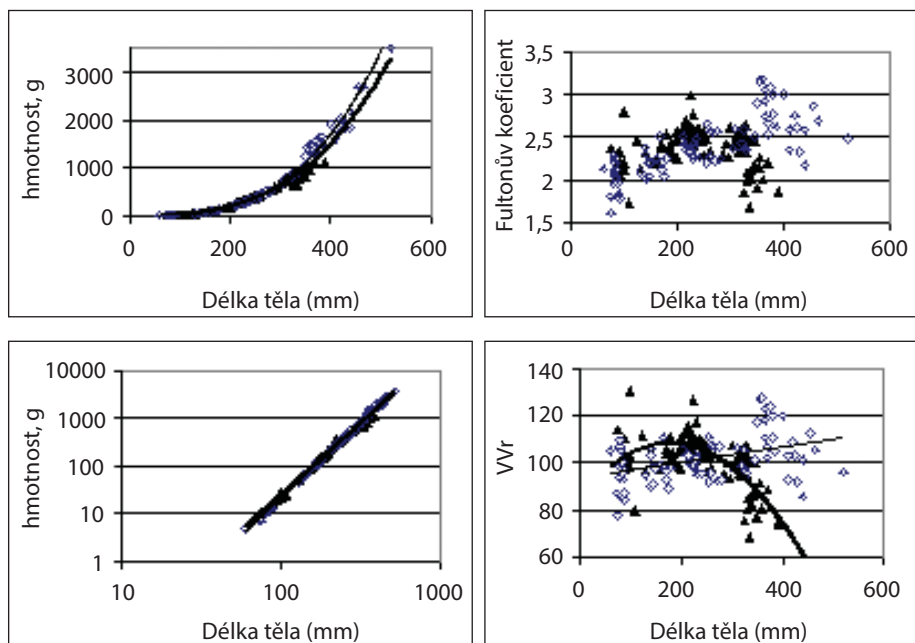


Obr. 4.2.10. Příklad délkového (dolní panel) a věkového (horní panel) složení populace plotice obecné v nádrži Lipno v roce 2010.

Vzhledem k tomu, že analýzy **věkového složení** jsou již poměrně složitou procedurou, je v jednodušších případech snaha obejít určování věku pomocí velikostních indexů. Nejčastějším indexem je **index lovitelné části populace (proportional stock density, PSD, Anderson a Neumann, 1996, dříve byl prakticky stejný výpočet označován jako koeficient A_r , Holčík a Hensel, 1972):** $PSD = \text{počet ryb s lovnou mírou} / \text{celkový počet ryb} * 100$ v obsádce (vyjadřujeme v procentech). Tento index se dá dobře používat u druhů, které se v nádrži přirozeně nerozmnožují, a tak je jejich nejmenší velikost dána nejmenšími vysazovanými jedinci. U ryb s přirozeným rozmnožováním a se všemi velikostními skupinami nastává problém s vymezením počtu ryb v obsádce (obvykle nutno uměle nadefinovat spodní hranici velikostí s přihlédnutím na velikostní selektivitu metody vzorkování). Běžná rozmezí PSD v amerických vodách se pohybují obvykle mezi 30 až 60 % (Brouder a kol., 2009) a kromě základní lovné míry se stanovují i PSD pro hodnotnější úlovky sportovních rybářů (preferované, zapamatováníhodné až trofejní).

Vedle délek je **hmotnost těla** druhým základním parametrem popisujícím velikost. S hmotností lze provádět podobné výpočty jako s délkou, avšak častější postup je porovnání délky a hmotnosti pro stanovení hmotnostní kondice. Od nejjednoduššího postupu konfrontace hmotnosti se třetí mocninou délky (vychází z předpokladu trojrozměrného hmotnostního růstu, nejběžnější vztah je **Fultonův koeficient kondice** $K_f = 100\,000 * W / L^3$, kde W je hmotnost v g a L je délka v mm) se postupně upouští pro

jeho neúplnou schopnost reflektovat změny alometrie délky a hmotnosti u různě velkých ryb. Pro popis závislosti hmotnosti na délce se používá tzv. délkohmotnostní vztah $W = a * L^b$, kde a a b jsou regresní koeficienty stanovené nelineární regresí vztahu mezi W a L nebo lineární regresí log-transformovaného vztahu $\log W = a + b * \log L$ (obr. 4.2.11.). Vynesené délko-hmotnostní vztahy umožňují srovnání průměrných hodnot hmotnostní kondice u jakýchkoliv délek ryb. Ke stejnému účelu pro populace i pro jednotlivé ryby se dnes používají **relativní hmotnosti** $W_r = W_i / W_s * 100$ (porovnávaná hmotnost W_i se porovná s hmotností W_s získanou pro stejnou délku výpočtem ze standardního délko-hmotnostního vztahu pro daný druh). Výpočty se standardně dosahovanými délkami a hmotnostmi jsou podstatně hlouběji propracovány pro severoamerické ryby (Brouder a kol., 2009).



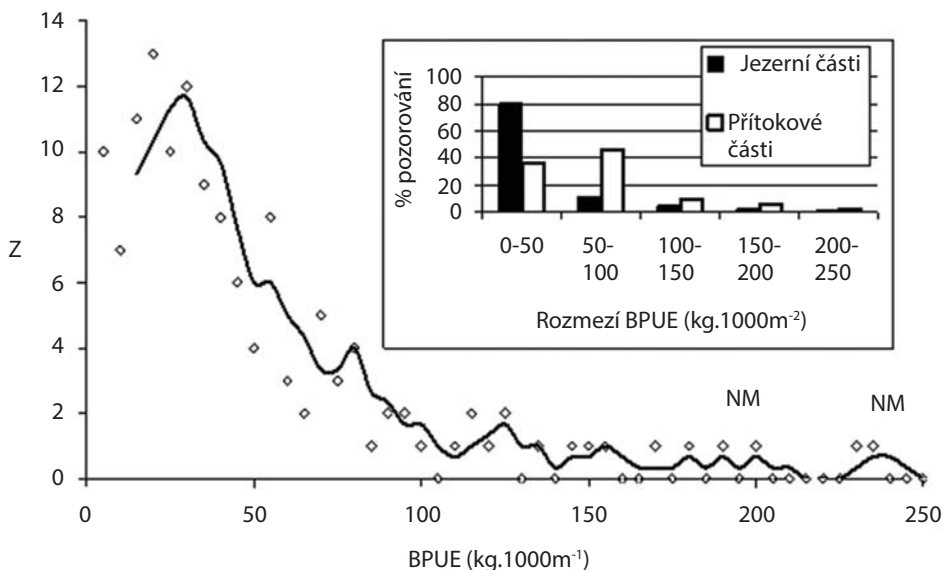
Obr. 4.2.11. Příklad srovnání hmotnostních charakteristik populace cejna velkého na nádrži Římov (černé trojúhelníky a tučné čáry) **a Věstonická** (Nové Mlýny II, prázdné kosočtverce a tenké čáry): Srovnání lineárního a bilogaritmického vyjádření délko-hmotnostního vztahu, Fultonova koeficientu a relativní hmotnosti W_r . Srovnání ukazuje lepší hmotnostní kondici ryb z Věstonické nádrže u větších ryb.

Jak vyplývá z kapitoly 3.6., obvyklým projevem ekologicky zdravé populace je **harmonické věkové složení** svědčící o pravidelném populačním doplňku. Věkové složení se obvykle získává ze složení velikostního s použitím informací o věku různě velkých ryb. Informace o věku se získávají s pomocí speciálních technik na určení věku (skalimetrické analýzy šupin, čtení výbrusů otolitů a skřelových kostí, Devries a Frie, 1996; Isely a Grabowski, 2007). Obrázek 4.2.10. uvádí příklad délkového složení populace z údolní nádrže, k němuž jsou připojeny informace o věku ryb (0+ až 7+). Pokud se podaří uspokojivě interpretovat délkové složení jakožto složení věkové, je možné stanovit pro každý takový vzorek zastoupení jednotlivých ročníků a udělat si představu o jejich silách (horní část obr. 4.2.10.).

4.2.5. Relativní početnost (abundance) a biomasa

Při sledování rybích obsádek našich vod bylo v posledních letech dosaženo velkého pokroku a Česká republika se zařadila mezi země, které určují vývoj systémů monitorování ryb. Tato oblast vědy a vývoje je stále velmi živá, neboť zpřesňování získaných informací je třeba dovést do stavu, kdy budeme schopni spolehlivě interpretovat získané informace a jejich dopad na rybí společenstvo jako celek i na další složky vodního ekosystému. Hlavní celoevropsky používanou metodikou jsou v současnosti mnohoočková tenata, která většina zemí používá při sledování pro Rámcovou směrnici vodní politiky. Vznikají tak rozsáhlé databáze informací, které jsou zatím nedostatečné a spíše jen kvalitativně zpracovány (Causseé, 2012). I pro naše nádrže a jezera vzniká databáze CPUE a BPUE, která by měla být schopná zhodnotit, jak si dané společenstvo stojí ve srovnání s jinými českými lokalitami. Předběžné srovnávací analýzy potvrdily obecný vliv trofických podmínek na kvantitu ryb (Peterka a kol., 2009). V rámci jedné nádrže se trofický vliv často demonstruje tím, že je biomasa v živinami přímo dotované přítokové části několikrát vyšší než v části jezerní (Vašek a kol., 2004; Prchalová a kol., 2008 a 2009a).

Srovnání různých tenatních úlovků ukazuje, že na trofické poměry nejcitlivěji reaguje biomasa ryb ve volné vodě nádrží. Obrázek 4.2.12. uvádí frekvenci výskytu BPUE v biomasových třídách ve volné vodě nádrží a jezer. Největší počet pozorování je pod 50 kg.1 000 m⁻² (nejčastější hodnoty 20–30 kg), ale v ojedinělých případech mohou hodnoty BPUE přesáhnout 200 kg.1 000 m⁻². Těchto výjimečně vysokých hodnot je dosahováno zejména na třech novomlýnských nádržích na jižní Moravě, kde se velké množství živin snoubí s vysokou teplotou a mělkostí lokality. Hodnotám BPUE z novomlýnských nádrží se občas přibližují hodnoty z přítokových částí některých eutrofnějších nádrží. Horní panel obr. 4.2.12. ukazuje, že přítokové části nádrží obecně mají o několik desítek kg.1 000 m⁻² vyšší BPUE než části jezerní.



Obr. 4.2.12. Spodní panel: Počty vzorků spadajících do jednotlivých BPUE skupin a závislost aproximovaná křivkou klouzavých průměrů. Horní panel: Frekvence jednotlivých BPUE tříd v jezerních a přítokových částech českých nádrží. Zatímco nejvíce BPUE z jezerních částí spadá do rozmezí 0–50 kg.1 000 m², přítokové části mají vrchol frekvence BPUE v rozmezí 50–100 kg.1 000 m².

LITERATURA

- Amstrup, S.C., McDonald, T.L., Manly, B.F.J., 2005. Handbook of capture-recapture analysis. Princeton University Press, New Jersey, USA, 215 pp.
- Anderson, R.O., Neumann, R.M., 1996. Length, weight and associated structural indices. In: Murphy, R.B., Willis, D.W. (Eds), Fisheries Techniques. 2nd edition. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA, pp. 447–482.
- Brouder, M.J., Iles, A.C., Bonar, S.A., 2009. Length frequency, condition, growth and catch per effort indices for common American fishes. In: Bonar, S.A., Hubert, W.A., Willis, D.W. (Eds), Standard methods for sampling North American freshwater fishes. AFS Bethesda, Maryland, USA, pp. 231–282.
- Caussé, S., Gevrey, M., Pédrón, S., Brucet, S., Holmgren, K., Emmrich, M., De Bortoli, J., Argillier, C., 2012. A fish index to assess ecological status of European lakes. In: Schmidt-Klüber, A., Hartmann, A., Strackbein, J., Feld, C.K., Hering, D. (Eds), Current questions in water management, Eesti Maalikool, Tallin, Estonia, pp. 37–39.
- Čech, M., Kubečka, J., 2002. Sinusoidal cycling swimming pattern of reservoir fishes. Journal of Fish Biology 61: 456–471.
- Čech, M., Kratochvíl, M., Kubečka, J., Draštík, V., Matěna, J., 2005. Diel vertical migrations of bathypelagic perch fry. Journal of Fish Biology 66: 685–702.
- Čech, M., Peterka, J., Říha, M., Muška, M., Hejzlar, J., Kubečka, J., 2011. Location and timing of the deposition of egg strands by perch (*Perca fluviatilis* L.): the roles of lake hydrology, spawning substrate and female size. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 403 (8): 1–12.
- ČSN 75 7708 (EN 14 757), 2005: Jakost vod – Odběr vzorků ryb tenatními sítěmi.
- DeVries, D.R., Frie, R.V., 1996. Determination of age and growth. In: Murphy, R.B., Willis, D.W. (Eds), Fisheries Techniques. 2nd edition. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA, 483–512.
- EN 14 757, 2005. Water Quality – Sampling of Fish with Multimesh Gillnets, CEN TC 230.
- Holčík, J., Hensel, K., 1972. Ichtyologická příručka. Obzor, Bratislava, 217 s.
- Isely, J.J., Grabowski, T.B., 2007. Age and growth. In: Guy, C.S., Brown, M.L. (Eds), Analysis and interpretation of freshwater fisheries data. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA, pp. 187–228.
- Jůza, T., Kubečka, J., 2007. Efficiency of three fry trawls to sample freshwater pelagic fry community. Fisheries Research 85 (3): 285–290.
- Jůza, T., Čech, M., Kubečka, J., Vašek, M., Peterka, J., Matěna, J., 2010. The influence of the trawl mouth opening size and net colour on catch efficiency during sampling of early fish stages. Fisheries Research 105: 125–133.
- Kubečka, J., Frouzová, J., Jůza, T., Kratochvíl, M., Říha, M., Prchalová, M., 2010. Metodika monitorování rybích společenstev nádrží a jezer. Metodická příručka. Biologické centrum AV ČR, České Budějovice, 64 s.
- Lauridsen, T.L., Landkildehus, F., Jeppesen, E., Jørgensen, T.B., Søndergaard, M., 2008. A comparison of methods for calculating Catch Per Unit Effort (CPUE) of gill net catches in lakes. Fisheries Research 93: 204–211.
- Murphy, R.B., Willis, D.W., 1996. Fisheries Techniques. 2nd edition. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA, 732 pp.
- Peterka, J., Čech, M., Frouzová, J., Draštík, V., Vašek, M., Prchalová, M., Matěna, J., Kubečka, J., Jůza, T., Kratochvíl, M., 2009. Monitoring of the fish stock of Czech reservoirs – The results of the first year. In: Kröpfelová, L., Šulcová, J. (Eds), Proceedings of the 15th conference of the Czech and Slovak Limnological Societies, 22–26 June 2009, Třeboň, pp. 209–211.

- Prchalová, M., Kubečka, J., Vašek, M., Peterka, J., Seda, J., Jůza, T., Říha, M., Jarolím, O., Tušer, M., Kratochvíl, M., Čech, M., Draštík, V., Frouzová, J., Hohausová, E., 2008. Distribution patterns of fishes in a canyon-shaped reservoir. *Journal of Fish Biology* 73: 54–78.
- Prchalová, M., Kubečka, J., Čech, M., Frouzová, J., Draštík, V., Hohausová, E., Jůza, T., Kratochvíl, M., Matěna, J., Peterka, J., Říha, M., Tušer, M., Vašek, M., 2009a. The effect of depth, distance from dam and habitat on spatial distribution of fish in an artificial reservoir. *Ecology of Freshwater Fish* 18: 247–260.
- Prchalová, M., Kubečka, J., Říha, M., Mrkvička, T., Vašek, M., Jůza, T., Kratochvíl, M., Peterka, J., Draštík, V., Křížek, J., 2009b. Size selectivity of standardized multimesh gillnets in sampling coarse European species. *Fisheries Research* 96 (1): 51–57.
- Prchalová, M., Mrkvička, T., Kubečka, J., Peterka, J., Čech, M., Muška, M., Kratochvíl, M., Vašek, M., 2010. Fish activity as determined by gillnet catch: A comparison of two reservoirs of different turbidity. *Fisheries Research* 102: 291–296.
- Prchalová, M., Mrkvička, T., Peterka, J., Čech, M., Berec, L., Kubečka, J., 2011. A model of gillnet catch in relation to the catchable biomass, saturation, soak time and sampling period. *Fisheries Research* 107: 201–209.
- Rakowitz, G., Tušer, M., Říha, M., Jůza, T., Balk, H., Kubečka, J., 2012. Use of high-frequency imaging sonar (DIDSON) to observe fish behaviour towards a surface trawl. *Fisheries Research* 123–124: 37–48.
- Říha, M., Kubečka, J., Mrkvička, T., Prchalová, M., Čech, M., Draštík, V., Frouzová, J., Hladík, M., Hohausová, E., Jarolím, O., Jůza, T., Kratochvíl, M., Peterka, J., Tušer, M., Vašek, M., 2008. Dependence of beach seine net efficiency on net length and diel period. *Aquatic Living Resources* 21: 411–418.
- Říha, M., Kubečka, J., Prchalová, M., Mrkvička, T., Čech, M., Draštík, V., Frouzová, J., Hohausová, E., Jůza, T., Kratochvíl, M., Peterka, J., Tušer, M., Vašek, M., 2011. The influence of diel period on fish assemblage in the unstructured littoral of reservoirs. *Fisheries Management and Ecology* 18: 339–347.
- Říha, M., Jůza, T., Prchalová, M., Mrkvička, T., Čech, M., Draštík, V., Muška, M., Kratochvíl, M., Peterka, J., Tušer, M., Vašek, M., Kubečka, J., 2012. The size selectivity of the main body of a sampling pelagic pair trawl in freshwater reservoirs during the night. *Fisheries Research* 127–128: 56–60.
- Simmonds, E.J., MacLennan, D.N., 2005. *Fisheries Acoustics*. Chapman & Hall, London, UK, 456 pp.
- Swingle, H.S., 1950. Relationships and dynamics of balanced and unbalanced fish populations. *Bulletin of the Agricultural Experimental Station of the Alabama Polytechnic Institute* 274: 1–74.
- Vašek, M., Kubečka, J., Peterka, J., Čech, M., Draštík, V., Hladík, M., Prchalová, M., Frouzová, J., 2004. Longitudinal and vertical spatial gradients in the distribution of fish within a canyon-shaped reservoir. *International Review of Hydrobiology* 89: 352–362.

4.3. Vysazování ryb a regulace rybolovu (O. Slavík)

Cílem řady projektů managementu rybářství a ochrany přírody je stanovení optimální početnosti rybích populací. Hlavní otázka je, kolik má být v určitém prostředí ryb a v jaké velikosti? Odpověď je velmi důležitá pro záchranné a repatriační programy ohrožených druhů a pro náhrady škod při ekologických haváriích. Avšak stanovení optimální početnosti je také důležité pro běžný management v tekoucích vodách, které jsou využívány sportovními rybáři. K čemu jsou informace o početnosti rybí obsádky využitelné lze pojmenovat poměrně snadno. Ale definovat zde zmiňovanou tzv. „optimální“ početnost nebo hustotu populace je velmi obtížné. I v civilizaci neporušené říční síti dochází během času ke změně plochy využitelného prostředí, dostupnosti úkrytů a potravních zdrojů. Jediným řešením je provádění dlouholetých kontrol společenstev a na základě co možná nejdelších záznamů vypočítat odhadní hodnoty. Problémem je však dostupnost takových údajů, protože běžné hospodářské subjekty takový monitoring neprovádějí. Výzkum realizovaný vědeckými týmy je omezen na několik málo lokalit a navíc je problematické monitoring finančně zajistit v časovém horizontu přesahujícím běžné grantové prostředky (5 let). V budoucnosti určité řešení nabízí pravidelný monitoring říčního prostředí pro Rámcovou směrnici o vodách, který má pravidelný 3–6letý interval. Tento systém však bude možné pro predikční výpočty použít v horizontu 20–25 let. Prozatím lze doporučit odhad optimální početnosti na základě přibližného srovnání podobných toků a nepřímých ukazatelů (poměr mezi počtem vysazených a odlovených ryb). Důležité však je, aby se takové odhady vůbec prováděly (v rozporu s dnešní praxí) a aby se postupovalo podle jednotné metody. Pro snadnější pochopení rozporu vysazování a odlovu ryb lze uvést několik faktorů, které výsledný stav populací v tekoucích vodách ovlivňují.

4.3.1. Vysazování uměle odchovaných ryb

Efektivita a úspěšnost vysazování ryb z umělých chovů může být při vhodných metodických postupech relativně vysoká, ale obecně je přeceňována. Tomu odpovídá i stav rybích populací v říční síti ČR – ačkoliv jsou každoročně vysazovány ryby za řádově desítky milionů Kč, podle rybářských statistik úlovky významné části rybářsky atraktivních druhů (např. lipan, pstruh obecný, okoun a další) každoročně klesají. V dnešních technických podmínkách a metodických zkušenostech není obtížné uměle rozmnožit a odchovat téměř libovolný rybí druh. Vždyť dnes se již slibně realizují programy na odchov takových druhů jako je okoun nebo candát v intenzivních akvakulturách a dokonce se testují i postupy na krmení štik granulovanou potravou! Dostat zdravé ryby na jídelní lístek je tedy snazší než dříve. Mnohem horší situace nastává, pokud jsou uměle odchované ryby vysazeny do volné přírody. Ve speciálních rybochovných zařízeních jsou ryby hlídány před predátory, je jim poskytován umělý úkryt a potrava. Ryby jsou schopny přijímat informace o svém prostředí, učit se a podle zkušeností se i chovají. Avšak uměle odchované ryby mají tuto schopnost nižší, např. huře se učí přijímat nový druh potravy (Sundström a Johnsson, 2001) a také ji ve srovnání s divokými rybami méně přijmou (Sanchez a kol., 2001). Uměle odchované ryby se také méně vyhýbají predátorům a huře si zvykají na prediční nebezpečí, a proto vykazují vyšší mortalitu než ryby divoké (Johnsson a kol., 2001; Alvarez a Nieceza, 2003). Protože jsou odchovávány ryby uměle vytírány, nenačily se (ani k tomu nedostaly příležitost) původním modelům reprodukčního chování, jejich projevy jsou méně výrazné a ve srovnání s divokými populacemi jsou také méně úspěšné (Fleming a kol., 1996). Ryby odchované v akvakulturách si naopak osvojily vysokou agresivitu, protože je to jediný druh chování, který je při chovu ve vysokých hustotách rozvíjen. Příčinou toho je, že ryby se několikrát za den, mnohem častěji než v přírodě, utkávají v soubojích o potravu a prostor, kde je podávána. V případě vysazení do volné vody, jsou uměle odchované ryby vysoce agresivní, v soubojích vyhánějí divoké jedince, ale následně podleh-

nou svým adaptačním nedostatkům. Ztrácejí tak neagresivní vzorce chování, které ve vysokých hustotách akvakultury nejsou užitečné (Huntingford, 2004). Ve srovnání s divokými rybami jsou uměle odchované ryby náchylnější k onemocněním, mají nižší intenzitu zbarvení, kratší ploutve a jsou více tučné (Huntingford, 2004). Tyto skutečnosti je vhodné respektovat a snažit se používat technologie, které zmíněná rizika snižují. Je to např. vysazování ryb hned po vykulení z jiker, maximálně ve stadiu čvrtročka, i za cenu vyšší mortality. Dále lze pro reprodukci doporučit používání pouze rodičů z první generace po divokých předcích.

4.3.2. Příbuznost, teorie drahého nepřítele a známost

Při vysazování je vhodné zohlednit skutečnost, že ryby nejsou vysazovány do prázdného prostředí. Obsazení prostředí může být částečné, ale také úplné a nemusí vždy korespondovat s údaji, které má management k dispozici. Při vysazování však bezpochyby dochází ke kontaktu divokých a nových, uměle odchovaných jedinců. Kontakt obou skupin je tedy potenciálně spojen s agresivním chováním. Pokud je prostředí obsazené, může na nové jedince působit tzv. efekt drahého nepřítele (Getty, 1987; Frostman a Sherman, 2004). Stručně lze popsat, že efekt spočívá ve vyšší agresivitě místních ryb vůči novým jedincům, než je uplatňována mezi místními sousedy. Jinými slovy, držitelé sousedních teritorií se navzájem znají, respektují vymezení prostoru a omezením soubojů šetří energii. Pokud mezi ně vnikne vetřelec, agresivita je obrácena společně vůči němu. V takovém případě vysazený jedinec může zakončit svou pouť velmi daleko od zamýšleného vysazení.

Ryby se navzájem rozeznávají na základě příbuznosti, např. na základě pachových stop nebo vizuálních znaků (Brown a Brown, 1993; Brown a kol., 1996). To hraje roli i při vysazování. Příbuzné ryby se za určitých podmínek mohou podporovat, ale pokud jsou životní podmínky nepříznivé, příbuzní jedinci jsou vůči sobě více agresivní než vůči nepříbuzným jedincům. Důvodem je používání stejné taktiky při vyhledávání potravy nebo úkrytu, což za nedostatku těchto zdrojů příbuznost diskvalifikuje. Avšak ryby se mezi sebou rozlišují nejen na základě příbuznosti a nepříbuznosti, ale také podle toho, zda se navzájem znají, jinými slovy podle předchozího kontaktu a tedy vzájemné zkušenosti (Brown a Colgan, 1986). Tuto tzv. familiaritu (např. Chivers a kol., 1995), tedy známost, je možné u ryb určit po opakovaných kontaktech během několika dní (Griffiths a Magurran, 1997). Pokud se ryby opakovaně potkávají (jsou tedy navzájem známe), jsou schopny tuto skutečnost zohlednit zlepšeným přenosem informací a spoluprací. U známých ryb dochází ke snížení vzájemné agresivity (Johnsson a Åkerman, 1998), zlepšení společné ochrany před predátory (Griffiths a kol., 2004) nebo zvýšení spotřeby potravy a její vyhledávání (Seppä a kol., 2001). V důsledku familiarity ryby rychleji rostou, úspěšněji přežívají v čase (Höjesjö a kol., 1998) a spotřebovávají méně energie než při kontaktu s neznámými jedinci (Slavík a kol., 2011). Familiarita je tak významný faktor, že působí nejen mezi jedinci stejného druhu, ale i mezidruhově. To znamená, že jedinci jednoho druhu upřednostní známé jedince jiného druhu než neznámé jedince druhu stejného (Griffiths a Ward, 2006). Vzájemná mezidruhová preference mezi jelci tloušti a střevlemi stejné velikosti byla dokonce prokázána v měřítku celé Velké Británie. Familiarita je posilována s omezením možnosti emigrace a imigrace (Griffiths a Magurran, 1997). Jinými slovy vzrůstá v prostředí, kde se ryby mohou vzájemně potkávat (tůň, zátoky) a je nižší v prostředí, kde ryby často migrují. Nicméně např. u teritoriálních druhů, jako jsou lososovité druhy, je efekt familiarity funkční i v proudných úsecích. Vysazování nových, uměle odchovaných ryb, jakkoliv může být potřebné z hlediska zvýšení početnosti, ruší již ustanovené sociální vazby v populaci. Vzájemná známost sociálního prostředí naopak posiluje, což se projevuje zvýšenou rychlostí růstu a zdravím ryb a snížením mortality (Höjesjö a kol., 1998; Seppä a kol., 2001). I z tohoto důvodu je cílovou metodou pro trvale udržitelný rozvoj rybích populací spíše přirozená reprodukce než umělé vysazování.

4.3.3. Efektivní podpora populací volně žijících ryb pomocí rybářského managementu

V předchozích kapitolách bylo popsáno, jak je v říčním prostředí obtížné definovat optimální počet ryb: variabilita populační dynamiky je vysoká a charakter populací je ovlivňován místními podmínkami prostředí a civilizačními faktory. Jak tedy nalézt odpověď na otázku „jaké má být cílové složení společenstva a jak takového cíle dosáhnout“? Východisko lze hledat ve dvou přístupech. První možností je vytipování určitých vzorových, typových toků v každém uceleném povodí, kde lze společenstvo ryb nechat vlastnímu vývoji. Z ustanovených hodnot početnosti a biomasy lze odvozovat regionální „standarty“ a podle nich pak odvozovat management některých druhů.

Druhou možností, jak podporovat přirozená společenstva, je umožnit rybám, aby se mohly přirozeně rozmnožovat. V životaschopné populaci musí být dostatek dospělých, reprodukce schopných jedinců. Je proto vhodné, aby hospodáři prováděli kontroly svěřených toků a zjišťovali, zda se v populacích vyskytují ryby v juvenilním stadiu, které dokládají přirozenou reprodukci. Dále je nezbytné zajistit, aby nedocházelo k ulovení všech dospělců v reprodukčním věku a velikosti. I tento stav by měl být zjišťován cíleným monitoringem. Při takovém přístupu není nalezení vhodné rovnováhy nereálným cílem. Postačí se inspirovat příklady ze sousedního Rakouska a Německa. Do obou států jezdí tuzemští rybáři, znechucení žalostným stavem našich pstruhových revírů, ulovit velké, trofejní pstruky a lipany. Na těchto revírech ovšem není cílem zabíjení ryb a jejich nekompromisní konzumace, ale především zážitek z poznávání a lovu divokých zvířat. Hospodáři v Rakousku a Německu pečlivě evidují populační křivky, a pokud početnost ryb klesá, mění podmínky managementu a rybolovu: jsou omezovány techniky rybolovu ve prospěch zlepšení šancí ryb, je zvyšována míra a naopak snižován počet ryb v úlovku, případně je zakázáno ryby usmrčovati. V podmínkách ČR jsou tyto trendy pouze mlhavé, dílčí a nedostatečné. Tomu odpovídá i drastický, každoroční pokles početnosti např. pstruhů obecných a lipanů, který trvá již 20 let. Při pokračování tohoto trendu dojde ke kolapsu populací obou druhů v řádu několika let. Na této situaci se samozřejmě podílí i další negativní faktory popisované v jiných částech této knihy.

Určitým kompromisem výše uvedeného je vysazování co nejranějších stádií plůdku (max. čtvrtročka) do volných vod v co neoptimálnějších podmínkách (průtok, teplota, potrava, morfologie toku). Zejména se jedná o původní reofilní a lososovité druhy ryb včetně lipana. Tento způsob managementu však musí být založen na odchovu generačních ryb, nikoli na využívání volně žijících generačních ryb k produkci těchto násad. Účelem tohoto způsobu je doplnění obsádky úseku toku na úroveň, která by byla dosažena při optimální úrovni a úspěšnosti přirozené reprodukce v podmínkách daného úseku toku. Jinými slovy vysazením násad kompenzujeme nedostatečnou úroveň přirozené reprodukce (např. z důvodu nedostatku generačních ryb, nevhodných podmínek pro přirozený výtěr ryb či úspěšnou inkubaci jiker). V případě vysazování raných stádií je možno předpokládat, že případné přerybnění lokality nad její potravní a úkrytovou kapacitu pro danou kategorii bude rychle eliminováno staršími kategoriemi v lokalitě přítomných ryb. Dále je možno předpokládat dobrou adaptabilitu násad vyplývající z jejich krátkého pobytu v umělém chovu.

LITERATURA

- Alvarez, D., Nicieza, A.G., 2003. Predator avoidance behaviour in wild and hatchery-reared brown trout: the role of experience and domestication. *Journal of Fish Biology* 63: 1565–1577.
- Brown, J.A., Colgan, P.W., 1986. Individual and species recognition in centrarchid fishes: evidence and hypotheses. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 19: 373–379.
- Brown, G.E., Brown, J.A., 1993. Do kin always make better neighbors? The effects of territorial quality. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 33: 225–231.
- Brown, G.E., Brown, J.A., Wilson, W.R., 1996. The effects of kinship on the growth of juvenile Arctic charr. *Journal of Fish Biology* 48: 313–320.
- Fleming, I.A., Jonsson, B., Gross, M.R., Lamberg, A., 1996. An experimental study of the reproductive behaviour and success of farmed and wild Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Journal of Applied Ecology* 33: 893–905.
- Frostman, P., Sherman, P.T., 2004. Behavioral response to familiar and unfamiliar neighbors in a territorial cichlid, *Neolamprologus pulcher*. *Ichthyological Research* 51: 283–285.
- Getty, T., 1987. Dear enemies and the prisoner's dilemma – why should territorial neighbours form defensive coalitions? *American Zoologist* 27: 327–336.
- Griffiths, W.S., Magurran, A., 1997. Familiarity in schooling fish: how long does it take to acquire? *Animal Behaviour* 53: 945–949.
- Griffiths, W.S., Ward, A., 2006. Learned recognition of conspecifics. In: Brown, C., Laland, K., Krause, J. (Eds), *Fish Cognition and Behavior*. Fish and Aquatic Resources Series 11, Blackwell Publishing, Oxford, UK.
- Griffiths, W.S., Brockmark, S., Höjesjö, J., Johnsson, J.I., 2004. Coping with divided attention: the advantage of familiarity. *Proceeding of Royal Society of London Series B* 271: 695–699.
- Höjesjö, J., Johnsson, J.I., Petersson, E., Järvi, T., 1998. The importance of being familiar: individual recognition and social behavior in sea trout (*Salmo trutta*). *Behavioral Ecology* 9: 445–451.
- Huntingford, F.A., 2004. Implications of domestication and rearing conditions for the behaviour of cultivated fishes. *Journal of Fish Biology* 65 (Supplement A): 122–142.
- Chivers, D.P., Brown, G.E., Smith, R.J.F., 1995. Familiarity and shoal cohesion in fathead minnows (*Pimephales promelas*): implications for antipredator behavior. *Canadian Journal of Zoology* 73: 955–960.
- Johnsson, J.I., Åkerman, A., 1998. Watch and learn: preview of the fighting ability of opponents alters contest behaviour in rainbow trout. *Animal Behaviour* 56: 771–776.
- Johnsson, J.I., Höjesjö, J., Fleming, I.A., 2001. Behavioural and heart rate responses to predation risk in wild and domesticated Atlantic salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 788–794.
- Sanchez, M.P., Chevassus, B., L'Abbé Lund, J., Quillet, E., Mambrini, M., 2001. Selection for growth of brown trout (*Salmo trutta*) affects feed intake but not feed efficiency. *Aquatic Living Resources* 14: 41–48.
- Seppä, T., Laurila, A., Peuhkuri, N., Piironen, J., Lower, N., 2001. Early familiarity has fitness consequences for Arctic charr (*Salvenius alpinus*) juveniles. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 58: 1380–1385.
- Slavík, O., Pešta, M., Horký, P., 2011. Effect of grading on energy consumption in European catfish *Silurus glanis*. *Aquaculture* 313: 73–78.
- 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.

4.4. Principy hospodaření na rybářských revírech (M. Hladík)

Pod pojmem hospodaření na rybářských revírech se skrývá poměrně rozsáhlý soubor činností a aktivit spojených s péčí o rybí obsádky. Jedná se o chov ryb, jejich pravidelné vysazování, kontrolní a případně regulační odlovy, zajištění ochrany rybářských revírů, záznam a hlášení případných ekologických havárií, provádění čištění břehů a v neposlední řadě o sportovní rybolov. Jelikož jsou v současné době dominantními subjekty, hospodařícími na rybářských revírech v České republice, Český a Moravský rybářský svaz, jsou vždy na závěr každé podkapitoly specifikovány podmínky v rámci těchto svazů. Obsahem této kapitoly je především hospodaření v říčních systémech a prostředí z nich odvozených.

4.4.1. Právní stránka hospodaření na rybářských revírech

Veškeré činnosti spojené s hospodařením na rybářských revírech i s rybníkářstvím jsou v České republice zakotveny v zákoně č. 99/2004 Sb. o rybníkářství, výkonu rybářského práva, rybářské strážní, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů (zákon o rybářství, dále jen zákon) a v prováděcí vyhlášce k zákonu o rybářství č. 197/2004 Sb. (dále jen vyhláška). Samozřejmě se v této činnosti projevují i ustanovení dalších zákonů, především se jedná o Zákon o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), č. 254/2001 Sb., ve znění pozdějších předpisů, a Zákon o ochraně přírody a krajiny, č. 114/1992 Sb., ve znění pozdějších předpisů.

Rybářské revíry jsou vyhlášovány především na úsecích vodních toků a přehrad ve vlastnictví státu, ale za rybářské revíry nebo jejich součásti mohou být vyhlášeny i úseky vod v soukromém vlastnictví, jako jsou odstavená ramena, pískovny, zatopené lomy, náhony, menší přehradky a rybníky s plochou



Obr. 4.4.1. Parma patří mezi velmi ceněné sportovní druhy ryb, zejména úlovek s muškařskou výbavou stojí za to. Zároveň je velmi citlivým indikátorem změn přirozeného prostředí, zejména morfologie vodních toků, a má význam ji chránit (foto: M. Hladík).

nejméně 500 m². Rybářský revír vyhláší rybářský orgán, kterým je ve většině případů krajský úřad. V případě, že revír leží na území více krajů nebo v hraničních vodách, je jím Ministerstvo zemědělství (dále jen ministerstvo), v případě, že revír leží na území národního parku, je jím Ministerstvo životního prostředí, a v případě, že leží na území vojenského újezdu, je jím Ministerstvo obrany. Hranice rybářských revírů jsou většinou voleny tak, aby byly v terénu jasně zřetelné. Revíry musí být řádně označeny názvem a číslem, které jim přidělí Ministerstvo zemědělství. Pokud jsou v revíru podmínky vhodné pro život lososovitých ryb, je revír vyhlášen jako pstruhový, jinak jako mimopstruhový. V pstruhových a mimopstruhových revírech se poněkud liší způsoby hospodaření a pravidla sportovního rybolovu s ohledem na druhy ryb, které se v nich vyskytují.

Rybářský revír není nikým vlastněn a rybářské právo se nesmí pronajímat. Uživatel rybářského revíru, který je vybrán na základě výběrového řízení, pouze získává právo jej užívat, toto právo je bezplatné, ale uživateli jsou stanoveny povinnosti s užíváním revíru spojené, tedy navrzení osob s předepsanou kvalifikací do funkce hospodáře a jeho zástupce (ty pak jmenuje příslušný rybářský orgán), navrzení osob s předepsanou kvalifikací do funkce rybářské stráže a vedení každoroční evidence hospodaření, tedy násad a úlovků. Dále musí uživatel zajistit řádné označení rybářského revíru a případně i chráněných rybích oblastí. V rozhodnutí o udělení rybářského práva k danému rybářskému revíru (tzv. dekretu) je předepsána zarybňovací povinnost, tedy každoroční vysazování ryb v předepsaném druhovém složení, množství a velikosti.

Chráněnou rybí oblastí je vyhlášen úsek toku nebo jiného vodního útvaru, který má zvláštní význam z hlediska ochrany ryb a případně jiných vodních živočichů nebo z hlediska chovu ryb. Chráněnou rybí oblast vyhláší rybářský orgán (z vlastního podnětu nebo na návrh uživatele revíru, případně i jiných subjektů) a stanovuje pro ni i způsob hospodaření a omezení sportovního rybolovu, například úplný zákaz sportovního rybolovu u chovných úseků nebo zákaz lovu limitovaný pouze na období rozmnožování ryb tam, kde je chráněná rybí oblast vyhlášena za účelem ochrany přirozených trdlišť ryb.



Obr. 4.4.2. Chráněné rybí oblasti je vhodné vymezit i na přehradních nádržích za účelem ochrany trdlišť ryb
(ÚN Lipno). Je nutné je ohraničit i na volné vodě pomocí bójí (foto: M. Hladík).

V případě, že uživatel rybářského revíru nedodrží některou z předepsaných povinností nebo případně poruší pravidla rybářského hospodaření, hrozí mu pokuta, případně odebrání rybářského práva, okolnosti a sankce jsou také stanoveny zákonem a vyhláškou. Zákonem a vyhláškou jsou stanoveny i náležitosti týkající se sportovního rybolovu, kterému se podrobněji věnuje kapitola 7.

V rámci činnosti Českého rybářského svazu (ČRS) a Moravského rybářského svazu (MRS) je uživatelem většiny revírů (tedy držitelem dekretu) příslušný územní svaz, který zajišťuje i funkci krajského hospodáře a jeho zástupce (kromě situace ve Středočeském územním svazu ČRS, kde jsou držitelé dekretů ve velké míře místní organizace). Jednotlivé místní organizace jsou pak pověřeny hospodařením na příslušných rybářských revírech, kdy zajišťují všechny činnosti a také většinou mají svého hospodáře. Hospodaření na velkých údolních nádržích většinou podléhá přímo řízení územním svazem a jednotlivé místní organizace v okolí nádrže na něm spolupracují.

4.4.2. Organizace hospodaření na rybářských revírech

Vysazování ryb

V rozhodnutí o udělení rybářského práva k danému rybářskému revíru (tzv. dekretu) je vedle základních údajů rybářským orgánem stanoveno, kolik je nutné každoročně vysadit ryb jednotlivých druhů, stanoví se počet i věková skladba násady. Tyto počty jsou chápány jako minimální, ale i případné přílišné překročení předepsaných limitů je nutné zdůvodnit a nemělo by mít negativní vliv na ekosystém rybářského revíru. Každopádně by do revíru neměly být vysazovány druhy ryb, které nejsou v dekretu uvedeny, v případě jednorázového vysazení některého druhu je možné projednat s rybářským orgánem výjimku. Násady do revírů jsou obvykle definovány v jedné velikostní či věkové kategorii (např. rychlený plůdek, roček, n-letá násada). Pokud jsou ryby vysazovány v jiné kategorii, je nutné učinit přepoččet, a to jednak z důvodu zajištění předepsaného množství násady a jednak z důvodu evidence. Závazné přepočty mezi jednotlivými kategoriemi násad určuje Příloha č. 4 vyhlášky.

Vysazování ryb má tři základní cíle:

- a) Za prvé je nutné podporovat ekologickou hodnotu rybářského revíru a supluje se tak nedostatečné přirozené rozmnožování ryb, které je vlivem lidské činnosti na řadě rybářských revírů omezeno či znemožněno. Do této kategorie lze počítat i fakt, že rybáři odloví část (bohužel často významnou část) generačních ryb a umělým vysazováním se snaží nahradit příspěvek těchto ryb do reprodukce.
- b) Řada rybářských revírů je pod predačním tlakem rybožravých predátorů (kormorán, vydra), a tak je nutné nahradit ryby, které tito dravci odloví.
- c) Třetím cílem je obohacení revírů rybářsky atraktivními druhy ryb (kapr, dravé druhy, pstruh duhový).

Při stanovování zarybňovacích plánů jsou obvykle využívány metodické materiály „Zásady pro stanovení hospodářských ukazatelů, zvláště zarybňování při přidělování výkonu rybářského práva“ a „Metodika pro stanovení hospodářských ukazatelů rybářských revírů“ vydané Ministerstvem zemědělství v devadesátých letech minulého století a dále například „Učební texty pro rybářské hospodáře“ vydané ČRS ve spolupráci s MZe v roce 1996. Vodítkem mohou být i poměrně podrobně zpracované údaje v knize Rybářství ve volných vodách (Adámek a kol., 1995).



Obr. 4.4.3. Vysazování z raftu umožní distribuci ryb a tak i stejné možnosti ulovení ryby v rámci celého revíru. Speciální kruh je upraven tak, aby nevázl o dno v mělkých peřejnatých úsecích (Vltava 24, foto: M. Hladík).

Předepsané druhové složení a množství ryb jednak rámcově vychází z dlouhodobých zkušeností s odchovnou kapacitou revíru (plochou, produktivitou), polohou revíru v poměru k očekávané návštěvnosti, charakteru revíru a jeho ovlivnění lidskou činností a v neposlední řadě i z finanční situace uživatele. Na základě zkušeností s hospodařením a jeho cíli na daném revíru je možné s příslušnými zástupci rybářského orgánu o hospodaření diskutovat a případné plány zarybnění upravovat. K tomu slouží jednak dlouhodobé údaje z evidence násad a úlovků, ale je vhodné využít i informace z ichtyologického monitoringu.

Násady ryb jsou vysazovány v různém stádiu vývoje od váčkového plůdku přes rychlený plůdek, jednoleté ryby až po ryby v lovné velikosti a trofejní exempláře. U každého druhu se ideální velikostní stádium liší z hlediska jeho adaptability v daném revíru a také z hlediska ekonomické návratnosti. Pro každý revír se ideální složení a věková struktura násady liší a je nutné často i zkoušet různé metody pro dosažení optimálního výsledku.

Pokud je usilováno o podporu přirozených populací ryb, je často vhodné vysazovat násadu v raných vývojových stádiích, která má zřejmě největší šanci se adaptovat na podmínky daného revíru, případně kombinovat násady v různých velikostech. Násady v nižších věkových kategoriích jsou i levnější, i když je ale nezbytné počítat s vysokou mortalitou. Ryby v lovné velikosti jsou sice dražší a v naprosté většině případů se nerozmnožují, někdy migrují mimo místo vysazení a obecně se nedokáží začlenit do místní populace, případně do ní mohou vnést nevhodné geny. Na druhou stranu jsou tyto ryby snadno ulovitelné a pro rybáře i rybářské hospodáře představují investici s vyšší návratností. Při vysazování ryb je nutné sledovat i jejich zdravotní stav. Při vysazování poškozených ryb dochází často k úhynu a tím jsou znehodnoceny finanční prostředky do nich vložené. Existuje i riziko zavlečení původců rybích nemocí.



Obr. 4.4.4. Vysazování rychleného plůdku lipana je nadějnou alternativou, která by mohla zajistit dobrou adaptaci násady v rybářském revíru (řeka Malše, foto: M. Hladík).



Obr. 4.4.5. Ostreřka je vysazována i do toků v povodí Labe, kde nahrazuje původní podoustev, i když pochází z povodí Dunaje (Vltava 25, foto: M. Hladík).

V rámci fungování ČRS a MRS je velká část ryb pro rybářské revíry odchovávána v rámci vlastní produkce v odchovných zařízeních jednotlivých územních svazů nebo místních organizací, kde jsou provozovány jak líhně, tak odchovná zařízení a produkční rybníky. V rámci své činnosti ale ČRS a MRS dlouhodobě spolupracují i s komerčními producenty ryb. Část místních organizací ČRS a MRS se na produkci ryb výrazně orientuje a jsou významnými producenty nejen kapra, ale i ostatních druhů ryb včetně lososovitých a reofilních.

Rizika spojená s vysazováním ryb

Snaha optimalizovat hospodaření na našich vodách vedla k introdukci celé řady nepůvodních druhů ryb do našich vod. Zdůvodněním introdukcí byla obvykle domněnka, že stávající společenstvo není schopné efektivně využívat některý z místních potravních zdrojů. Opakovaně však bylo prokázáno, že tento názor je mylný a introdukci nepůvodních druhů lze označit především jako komerční záměr pro zlepšení podmínek sportovního rybolovu. Každá uvažovaná introdukce by proto měla být pečlivě vážena.

Do řady pstruhových i mimopstruhových revírů je vysazován pstruh duhový, který se v našich podmínkách v přírodě nerozmnožuje. Zatím nejsou známy negativní důsledky této introdukce, protože v otevřených systémech, jakými řeky jsou, lze studovat důsledky konkurenčních vztahů jen velmi obtížně. Vysazováním pstruha duhového je významně zvýšena atraktivita revírů pro sportovní rybáře, protože ho lze odchovat do velké kusové hmotnosti. Je také někdy používán jako „nárazníkový druh“ pro ochranu původních druhů ryb, jelikož rybáři, kteří si chtějí odnést ryby, často upřednostní pstruha duhového před pstruhem obecným. Siven americký je v menší míře vysazován spolu s pstruhem duhovým, velký význam měl (především v minulosti) pro oživení povodí a přehrad postižených acidifikací. Tyto lokality se nacházejí zejména v severních Čechách, kde siven vytváří přirozeně se rozmnožující populace (například nádrž Bedřichov a její přítoky v Jizerských horách) a nahrazuje v ekosystému pstruha obecného. Po opětovném zlepšení chemismu vody v povodí však prokazatelně omezuje přirozený rozvoj populací původního pstruha.



Obr. 4.4.6. Siven americký – krásně vybarvená bojovná ryba je vhodným doplňkem do některých revírů

(Vltava 29, foto: M. Hladík).

O úspěšnosti introdukce síha marény například na nádrži Lipno lze diskutovat. Chybným rozhodnutím bylo, že se do nádrže dostali kříženci se síhem peledí, který je výhradně planktonožravý, a tak je velmi těžké ho ulovit na udici. Výsledný efekt introdukce tak nebyl jednoznačný. Na základě přirozených procesů však síhové z nádrže samovolně vymizeli. Velký význam bude mít zřejmě vysazení síhů do zatápěných povrchových dolů v severních Čechách, které mají omezený litorál a síh jako typická ryba pelagiálu oligotrofních vod dokáže využít jejich potravní potenciál.

Hlavatka obecná byla vysazována do některých řek (např. Vltava a Otava) s cílem zlepšit rybí obsádku pstruhových revírů, v našich řekách však nenalezla dostatečnou potravní základnu. Pro naše revíry, které čelí velkému rybářskému tlaku a tlaku rybožravých predátorů a dále jsou postiženy morfologickými úpravami omezujícími rozmnožování ryb, není predátor tohoto typu a velikosti vhodný.

Jako spíše nešťastná se ukázala introdukce sumečka amerického, který na některých místech například v Polabí vykazuje známky přemnožení, ovlivňuje původní rybí obsádku a rozhodně nepatří mezi rybářsky a kulinářsky atraktivní druhy ryb. Vysazování býložravých druhů ryb také nenaplnilo očekávání. Sice mohou v podobě trofejního úlovku zvýšit atraktivitu revíru, ale jak tostolobik bílý, tak i tostolobec pestrý patří díky své plachosti a potravním návykům ke spíše ojedinělým úlovkům a amur bílý je v některých lokalitách schopen ničit litorální porosty, které jsou z hlediska ekologického stavu naopak žádoucí. Do rybářských revírů je tak možné tyto druhy vysazovat výjimečně a spíše se v omezené míře uplatňují v rámci rybníkářství. Vysazení dalších spíše exotických druhů ryb se vesměs nesetkalo s úspěchem a pouze na výjimečných lokalitách vytvořily samostatně se rozmnožující populace (okounek pstruhový, slunečnice pestrá, koljuška tříostná).

Některé druhy byly do našich vod zavlečeny s násadami ryb a jejich vliv na původní rybí obsádku je jednoznačně negativní, mezi typické příklady patří karas stříbřitý a střevlička východní. Jakékoliv umělé vysazování ryb z jiných regionů případně umělých chovů může mít za následek poškození původního genofondu ryb. Umělé rozmnožování a vysazování je považováno za jednu z významných příčin úbytku přirozených populací lipana podhorního a pstruha obecného v našich vodách. Nejde jen o vysazování různých kříženců, kteří jsou schopni reprodukce (například kříženci pstruha obecného, tzv. „Kolowrat“ nebo „Ital“), ale i selekce genotypů při umělém rozmnožování a dále přemístování násad v rámci jednotlivých povodí. Pokud má být jedním z hlavních cílů hospodaření na rybářských revírech podpora přirozených populací ryb, je nutné genetické původnosti násady všech druhů ryb, nejen lososovitých, věnovat zvýšenou pozornost.

Evidence hospodaření na rybářských revírech

Evidence hospodaření na rybářském revíru jednak slouží ke zpětné vazbě a jednak patří mezi povinnosti dané zákonem. Hospodář je povinen evidovat všechny násady vysazené do daného revíru a také úlovky a docházky. K tomu slouží předepsané formuláře, které jsou přílohou prováděcí vyhlášky k zákonu o rybářství. Evidenci je povinen jednak poskytnout k průběžné kontrole a dále za každý rok ji odevzdávat k 30. dubnu příslušnému rybářskému orgánu.

V rámci ČRS a MRS je pro členy za účelem včasného zpracování statistických údajů stanovena jedna ze základních povinností, a to že jsou povinni řádně vyplněnou povolenku k lovu ryb a sumář docházek a úlovků odevzdat nejpozději do 15 dnů po skončení její platnosti místní organizaci, která ji vydala. Dále je například v současnosti tvořen informační systém „Lipan“, který také zlepšuje komunikaci mezi místními organizacemi a územními svazy ČRS zejména ohledně evidence násad na rybářských revírech.

Cílem hospodaření na rybářských revírech v rámci ČRS není zisk, ale zajištění co nejlepších podmínek pro rybolov pro své členy. Cena povolenky se především odvíjí od skutečných nákladů spojených s fungováním ČRS a s hospodařením na rybářských revírech, ale také se jedná o určitou marketingovou politiku, tedy jakou cenu jsou rybáři schopni akceptovat a jakou službu jim je možné za tuto cenu na-

bídnout. O jejich spokojenosti svědčí pak prodej povolenek. Určitou zpětnou vazbu poskytuje evidence úlovků a docházek na jednotlivé revíry a tyto údaje lze využít k zefektivnění využívání finančních prostředků. Základní hospodářskou informací o každém revíru je statistika úlovků (součet všech úlovků dosažených na daném revíru). Zejména pokud je k dispozici pro více druhů a pro delší časové období (obr. 4.4.7.), podává statistika úlovků obrázek o vývoji úlovků, jejich poklesu či vzestupu na daném revíru. V rámci ČRS se vyhodnocují celkové úlovky od jednotlivých druhů ryb na každém revíru za každý kalendářní rok, statistika denních docházek a úlovků se provádí pouze ve výjimečných případech (ale například na revíru Vltava 24 poskytuje zajímavé údaje o chování rybářů).

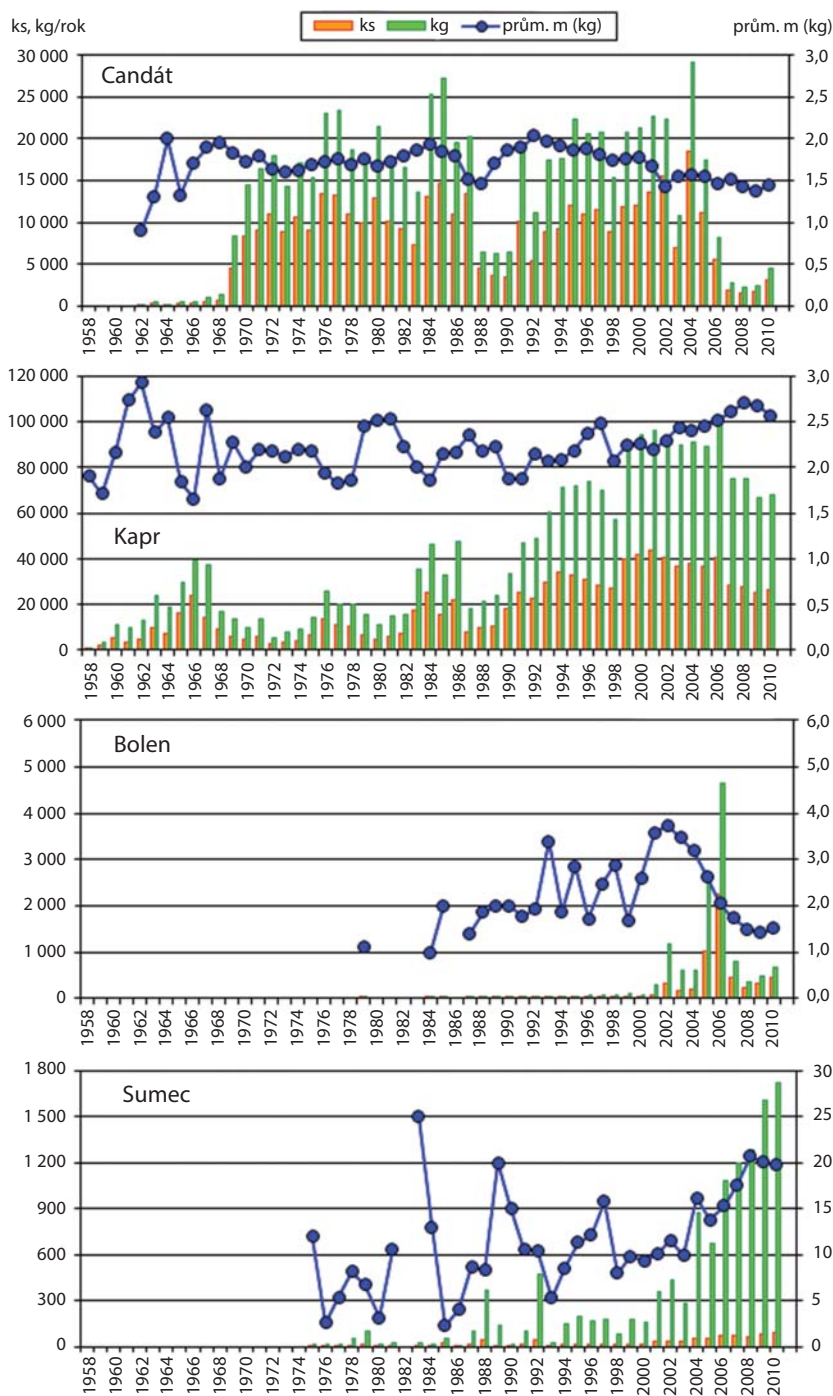
Vedle obyčejného přehledu úlovků je pro vysazované druhy užitečnější vyhodnotit návratnost úlovků (koeficient návratnosti, poměr úlovků daného druhu jako % vysazeného množství). Návratnost může být vyjádřena jako kusová nebo hmotnostní. Pokud se daný druh v revíru nerozmnožuje a nedostane se do něj nějakým nepřírozeným způsobem (útekem z jiného revíru či z hospodářských chovů např. při povodních), tak je kusová návratnost vždy menší než 100%, neboť rybáři nikdy neuloví všechny vysazené jedince a někteří se stanou obětí přirozené úmrtnosti (choroby, predátoři apod.), případně mohou z revíru uniknout. Výsledná hodnota hmotnostní návratnosti záleží na poměru intenzity úmrtnosti (přirozená i odlovní úmrtnost, viz kapitola 3.6.) a hmotnostního přírůstku. V praxi tedy záleží, jak je revír produktivní z hlediska potravní nabídky a teploty a jak dlouho dovolí rybářský tlak případně predátoři vysazeným rybám v revíru přežít. Druhy určené v zarybňovacích plánech jsou do revírů vysazovány každoročně a je v praxi obvykle nesnadné vystopovat přežívání konkrétní porce vysazených ryb. Nejjednodušším způsobem, jak se dopracovat k průměrné hodnotě návratnosti, je uvést do poměru úlovky a násady za několik let. Takovouto průměrnou návratnost je nejlépe vyjadřovat jako klouzavé průměry počítané pro 3–5 let (obr. 4.4.8.). Průměrování několikaletých úlovků a násad zahlučuje výkyvy dané různým plněním zarybnění. Návratnost se může v jednotlivých revírech lišit, pokud je na revíru vysoký rybářský tlak, většinou je i vysoká návratnost, například u kapra se pohybuje okolo hodnoty 100%. Na řekách a velkých vodních plochách je vždy návratnost nižší než na menších uzavřených vodních plochách s podobným rybářským tlakem.

V moderním pojetí sportovního rybolovu ustupuje návratnost jako měřítko kvality péče o revír do pozadí, ale slouží minimálně jako pomocný ukazatel pro hospodářící subjekty. U řady druhů ryb, které jsou předmětem ochranných opatření, například lipan a pstruh obecný, nelze návratnost zjišťovat a údaje o stavu obsádky tak lze získat pouze na základě subjektivního zjištění z vlastního rybolovu, nebo pomocí kontrolních odlovů nebo monitoringu, případně z výsledků rybářských závodů.

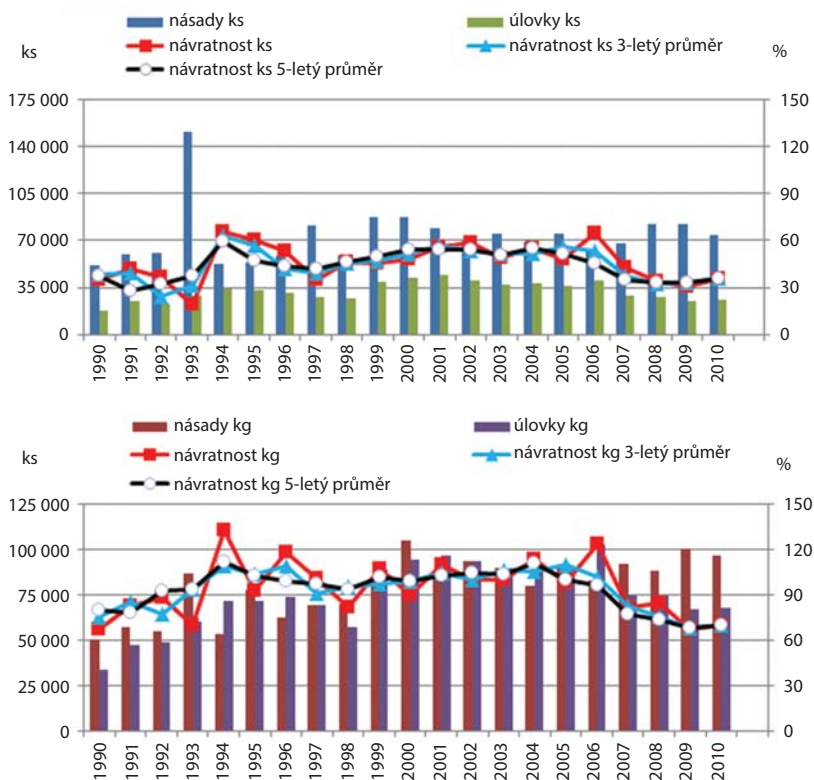
Podpora přirozeného rozmnožování ryb

V rámci podpory přirozeného rozmnožování ryb v rybářských revírech lze hovořit o opatřeních organizačních i technických. Z hlediska organizačního lze podpořit přirozené rozmnožování ochranou generačních ryb. Jako formu ochrany lze zvolit zavedení doby hájení před a během období rozmnožování, snížení rybářského tlaku vyplývajícího ze sportovního rybolovu například vyššími mírami nebo omezení metod rybolovu nejvíce poškozujících cílový druh (viz kapitola 7). Další možností je vyhlášení chráněných rybích oblastí v místech, kde se ryby rozmnožují nebo během tahu shromažďují, např. v přítocích, pod jezy apod.

Mezi technická opatření můžeme například počítat budování rybích přechodů na příčných překážkách v tocích umožňujících rybám migraci na vhodná trdliště. Dále je to obnova a ochrana přirozených trdlišť v rámci podélných revitalizací toků. Na nádržích je možné vhodným managementem kolísání hladiny podpořit rozvoj litorálních a příbřežních společenstev a také zajistit jejich zaplavení v době rozmnožování ryb. Další možností je instalace umělých substrátů v případě, že na daném revíru je nedostatek přirozeného substrátu.



Obr. 4.4.7. Celkové úlovky (ks, kg – na hlavní ose) a průměrná hmotnost ulovených ryb (kg, na vedlejší ose) na ÚN Lipno v letech 1958–2010 (data JčÚS ČRS).



Obr. 4.4.8. Celkové násady (ks a kg na hlavní ose) a návratnost (v % násady v ks a kg na vedlejší ose) pro násadu kapra na ÚN Lipno v letech 1990–2010 (data JČÚS ČRS).

Regulační a kontrolní odlovy

V případě nežádoucího vývoje rybní obsádky je možné přistoupit k regulačním odlovům, a to především buď pomocí různých typů sítí, nebo elektrického proudu (viz kapitola 6). Některé nádrže nebo rybníky je možné v takovém případě vypustit a slovit. Je nutné zdůraznit, že v rybářském revíru je použití všech metod lovu ryb kromě udice zakázáno a je nutné pro takový lov získat výjimku od rybářského úřadu. Výjimku ze zakázaných metod dle § 13 zákona může získat pouze uživatel rybářského revíru, který může provedením vlastního odlovu pověřit jiný subjekt. Žádost o výjimku musí obsahovat cíl zamýšleného odlovu, použitou metodiku, termíny (ty je možné upřesnit až před odlovem) a také způsob, jak bude naloženo s ulovenými rybami. Nesmíme zapomenout, že ryby jako volně žijící živočichové mají v českém právu postavení věci ničí (*res nullius*) a není tedy možné s nimi bez řádného povolení manipulovat ani je lovit.

Stejně podmínky je nutné dodržet i při organizaci kontrolních odlovů, ať je jejich cílem získání informací o stavu rybní obsádky za účelem hospodaření na rybářském revíru, monitoring ekologického stavu dle dílce Rámcové směrnice o vodách nebo za účelem monitoringu chráněných druhů, evropsky významných lokalit soustavy Natura 2000 a dalších vědeckých účelů. Pokud se budeme řídit důsledně ustanovením zákona, tak tato povinnost se dle § 13 týká bez výjimky všech vodních organizmů.



Obr. 4.4.9. Monitoring stavu populace ryb pomocí odlovu elektrickým agregátem (Úhlava, foto: M. Hladík).

Další činnosti

Je nutné zmínit některé další činnosti, které jsou s hospodařením na rybářských revírech spojeny. Především je to řádné označení revírů, které musí být vždy na začátku a na konci revíru a dále je vždy umísťováno na přístupových cestách. Označení revíru musí obsahovat jeho název a šestimístné číslo, informaci zda se jedná o revír pstruhový nebo mimopstruhový a jméno uživatele revíru, případně základní kontaktní údaje.

V rámci ČRS jsou revíry značeny pomocí standardizovaných tabulí, které obsahují výše uvedené údaje a logo ČRS. Dále zde bývá zvykem uvádět i nejvýznamnější změny oproti obecně platným bližším podmínkám k lovu ryb (viz dále). Na turisticky atraktivních revírech jsou informace uváděny i v angličtině a němčině. Značení je na vhodných místech doplňováno i instalací informačních tabulí obsahujících velkoformátovou mapu a vícejazyčné informace o revírech v okolí.

S péčí o rybářské revíry souvisí i další nezbytné činnosti, například údržba břehových porostů prováděná ve spolupráci se správcí vodních toků, sečení hrází rybníků a nádrží (často bývá podmínkou nájemní smlouvy) nebo technickobezpečnostní dozor (TBD) u vybraných nádrží.

LITERATURA

- Adámek, Z., Vostradovský, J., Dubský, K., Nováček, J., Hartvich, P., 1995. Rybářství ve volných vodách. Victoria Publishing, Praha, 205 s.
- Metodika pro stanovení hospodářských ukazatelů rybářských revírů, MZe, Praha.
- Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady z 23. října 2000 ustanovující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky – Rámcová směrnice o vodách.
- Směrnice 92/43/EHS, o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin („směrnice o stanovištích soustavy Natura 2000“).
- Učební texty pro rybářské hospodáře, 1996. ČRS ve spolupráci s MZe, Praha.
- Vyhláška k zákonu o rybářství č. 197/2004 Sb.
- Zákon č. 99/2004 Sb. o rybníkářství, výkonu rybářského práva, rybářské stráží, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů (zákon o rybářství).
- Zásady pro stanovování hospodářských ukazatelů, zvláště zarybňování při přidělování výkonu rybářského práva, MZe, Praha.

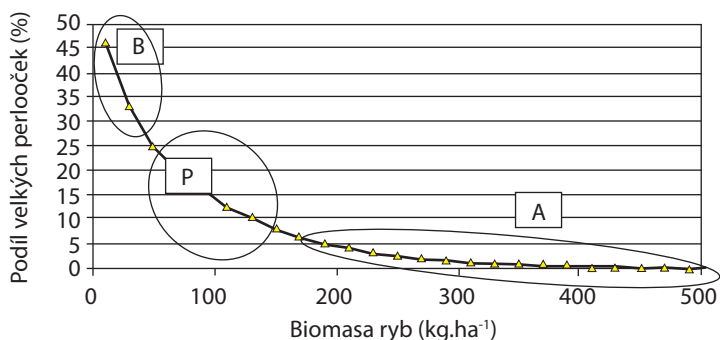
4.5. Rybářské hospodaření na mimopstruhových revírech (J. Kubečka, D. Boukal, M. Hladík)

Většina vod, na kterých se u nás provozuje sportovní rybolov (přibližně 39 tisíc hektarů), patří mezi mimopstruhové revíry. Spadají sem mimopstruhové vodní toky s přilehlými říčními rameny, údolní a jiné umělé nádrže, rybníky, zatopené prohlubně terénu a propadliny, jámy po těžbě nerostů a podobně. Přes velkou pestrost typů mimopstruhových vod pro ně platí jednotná pravidla rybolovu a hlavními hospodářskými druhy jsou ryby kaprovité (hlavně kapr), případně dravé ryby (zejména candát a štika).

Rybí společenstva v jednotlivých revírech většinou zahrnují **ryby z přirozeného výtěru a vysazené ryby**. Přirozená reprodukce ve většině případů nestačí pokrýt nároky sportovních rybářů po stránkách množství, velikostní skladby a druhového složení, a tak se přistupuje k podstatně nákladnějšímu hospodaření s vysazovanými rybami, které většinou mají hlavní hmotnostní podíl na úlovcích. Získávání násadového materiálu v optimálním druhovém a velikostním složení je proto obvykle hlavním nákladem hospodaření. Násadové ryby pochází nejčastěji z rybníční produkce. Ve spíše výjimečných případech může jít i o přesuny z jiných volných vod, kde se některé druhy jeví jako nežádoucí nebo přemnožené.

4.5.1. Limnologické základy hospodaření na stojatých revírech

Stojaté vody balancují mezi dvěma mezními stavy, které odlišuje **intenzita žíru planktonních společenstev** (viz také kapitoly 3.4. a 4.5. a obr. 4.5.1.). Většina našich stojatých vod má tendenci k přemnožování nedravých ryb (cejn velký, cejnec malý, plotice, ouklej, perlín, karas stříbřitý, zakrslý okoun říční apod.). Průhlednost vody ve vegetační sezoně je nízká a zooplankton drobný. Takovýto stav je charakteristický pro poměrně široké rozmezí rybích biomas (stav A na obr. 4.5.1.). Pravděpodobnou příčinou je vysoká reprodukční schopnost nedravých ryb v kombinaci s vysokým odlovným tlakem na dravce. Pokud jsou nedravé ryby přemnoženy, rychle vyčerpají plankton a bentos jako své potravní zdroje a dochází u nich k výraznému zpomalení růstu, případně i ke snížení hmotnostní kondice. To platí pro přirozeně se rozmnožující i vysazované druhy včetně kapra (Pivnička, 1999). Biomasa nedravých druhů je pak velká, ale složená z velkého počtu malých ryb nevalné konzumní hodnoty. Produkce dravých ryb rovněž zaostává, neboť je jejich v revíru nedostatek. Na průměrně úživných nádržích tedy nezáleží na tom, zda je přítomno 200 nebo 500 kg nedravých ryb na hektar, protože jejich růst je stále pomalý a nabídka větší planktonní potravy slabá (obr. 4.5.1.).



Obr. 4.5.1. Vztah mezi biomasou nedravých ryb a velikostní strukturou zooplanktonu

(podle Sedi a kol., 2000; Oblasti A, B a P vysvětleny v textu).

Oblast A je charakterizována vysokou biomasou ryb, jejich pomalým růstem a nedostatkem velkého zooplanktonu. Oblast B představuje ideální stav účelové rybní obsádky (vody s žádoucí nízkou řasovou produkcí, např. vodárenské nádrže): nízké biomasy ryb s rychlým růstem jedinců a velké množství velkého zooplanktonu. Přechodná oblast P představuje vhodný kompromis pro většinu rybářských revírů. Velikostní struktura zooplanktonu je vyjádřena podílem velkých perlooček zachycených na sítu s oky 0,7 mm v celkové biomase zooplanktonu (průměr za červen až říjen). Uvedená závislost platí na vodárenských nádržích, v úživnějších podmínkách může být posunuta vpravo.

Ve společenstvech s menší biomasou nedravých ryb (oblasti B a P v obr. 4.5.1., zhruba do 100 kg.ha⁻¹) naopak narůstá podíl velkých perlooček, které jsou obvykle hlavním zdrojem potravy ve stojatých vodách, a zrychluje se růst ryb. Tento rozsah biomasy, kdy je stále přítomno hodně ryb, ale jejich růst je rychlý, je vhodným cílovým stavem pro stojaté mimopstruhové revíry. Lze ho dosáhnout zejména účinnou ochranou dravých ryb včetně zajištění dobrých podmínek k jejich rozmnožování. Početná populace dravých ryb pak zajistí, že nedojde k přemnožování nedravých ryb.

Biomasa ryb se zjišťuje poměrně pracně a rovněž zjišťování biomasy perlooček a celkového zooplanktonu během sezony není jednoduché. V praxi může posloužit jako hrubé vodítko průměrná délka schránek perlooček rodu *Daphnia*. Přechodná oblast P z obr. 4.5.1. je charakterizována průměrnými délkami kolem 1 mm. Průměrné délky menší než 0,8 mm naznačují přemnožení nedravých ryb (stav A). I ve sportovních revírech může být tedy účelné snižovat biomasu plevelných ryb zvýšenou ochranou ryb dravých a doporučením odlovu ryb nedravých. Z ekologického hlediska je neefektivnější využívat právě produkci nedravých planktonožravých ryb, kterých je v revírech obvykle přebytek. Kuchyňské využití drobných kaprovitých ryb u nás není příliš populární, avšak mělo by se všestranně podporovat. Zejména rybáři, kteří loví dravé ryby, by si měli uvědomit, že za každou ulovenou dravou rybu by měli odlovit i několikanásobnou biomasu ryb nedravých.

4.5.2. Stávající postupy rybářského hospodaření na mimopstruhových revírech

Většina hospodářských zásahů se týká tzv. hospodářsky zajímavých druhů (kapr, dravé ryby a tzv. býložravé druhy ryb), které ale často představují menšinu obsádky (viz kapitoly 3.5. a 4.3.). Převahu mají méně ceněné menší druhy (cejn velký, cejnek malý, ouklej, plotice, okoun apod.), které se v našich stojatých vodách úspěšně rozmnožují. Hlavní nedravé hospodářské druhy jsou naproti tomu velmi náročné na podmínky přirozeného rozmnožování, a tak k jejich přemnožení dochází na revírech poměrně zřídka. Tyto druhy (především kapr, býložravé ryby a nověji např. jeseteři) pocházejí většinou ze zarybňování uživatelem revírů, případně se do vod dostávají únikem z jiných revírů či rybochovných zařízení. Vysazují se obvykle ve velikostech přesahujících minimální lovnou délku, takže se bezprostředně mohou stát úlovky rybářů.

Největší objem nasazovaných ryb představuje na prakticky všech revírech již několik desetiletí **kapr obecný**. Kapr je proto suverénně nejdůležitější lovenou rybou v mimopstruhových revírech. V revírech ČRS a MRS se každoročně uloví okolo 1 250 000 kaprů o celkové hmotnosti přes 3 000 tun (74% hmotnosti všech úlovků MRS, 78% hmotnosti všech úlovků ČRS). Vzhledem k tradičnímu způsobu chovu jsou jeho násady nejvíce dostupné a zároveň levnější na podzim, ale na řadě revírů je praktikováno i jarní vysazování. Tím jsou omezeny možné ztráty v zimním období, především na menších nádržích, rybnících a říčních revírech. Naopak do údolních nádrží, které mají vhodné podmínky pro zimování ryb, se většina násady vysazuje na podzim. Do revírů, kde je zavedena horní míra kapra (tzv. K70), jsou často vysazovány i trofejní ryby. V říčních revírech se vysazuje obvykle 50–100 tříletých ryb na hektar. Ve stojatých vodách bývají vysazovaná množství větší (viz dále).

V některých revírech vyhlásují hospodáři krátkodobý zákaz lovu vysazených kaprů pro jejich adaptaci v revíru, avšak toto omezení není obvykle nezbytné. Na druhou stranu je pravda, že se vysazené

ryby lovné velikosti často v revíru příliš dlouho nezdrží, neboť jsou rychle uloveny. Zvážení otázky, zda se snažit vysazené kapry v revíru udržet déle nebo umožnit jejich rychlé vylovení, záleží na produkčních možnostech dané vody a riziku ztrát. Jsou-li ztráty způsobené úmrtností vyšší než produkce v důsledku růstu, nemá smysl vysazené ryby před ulovením chránit (např. i stanovením vyšší lovné míry). Průměrná kusová hmotnost úlovků kapra v České republice přes 2 kg je dobrým kompromisem uvedených procesů.

Dobrym ukazatelem poměru produkce a ztrát je statistika návratnosti biomasy. U kapra se na většině revírů podaří rybářům odlovit podobné množství ryb, jaké je předtím vysazeno (viz Boukal a kol., 2012). Poměr násad a úlovků se dlouhodobě nemění ani přesto, že na většině nádrží se množství vysazovaných a ulovených kaprů během posledních 20–40 let výrazně zvýšilo, někde až desetinásobně. Existují ale i výjimky. Například ve třech údolních nádržích vltavské kaskády (Vrané, Kamýk a Štěchovice) jsou podmínky pro kapry nepříznivé: tyto nádrže leží bezprostředně po proudu pod velkými přehradami (Slapy, Orlík). Vzhledem k vypouštění vody ze spodních vrstev velké přehrady je proto voda v těchto třech nádržích spíše studená, často s nedostatkem kyslíku. Rybářům se zde dlouhodobě daří ulovit jen asi 50–85 % celkové hmotnosti vypuštěných kaprů a v 70. a 80. letech 20. století to bylo dokonce jen asi 25–35 %. Naopak některé revíry, zejména Novomlýnská a Mušovská nádrž na Dyji, díky svojí úživnosti a teplé a mělké vodě nabízejí kaprům ideální prostředí, ve kterém se rybářům dlouhodobě daří ulovit jeden a půl až dvojnásobek celkové hmotnosti nasazovaných kaprů. Těmto poměrům se jen částečně blíží úlovky kapra na Vranovské nádrži a Orlíku, nejuživnější nádrži vltavské kaskády, na nichž je celková hmotnost úlovků dlouhodobě asi o třetinu vyšší než celková hmotnost násad.

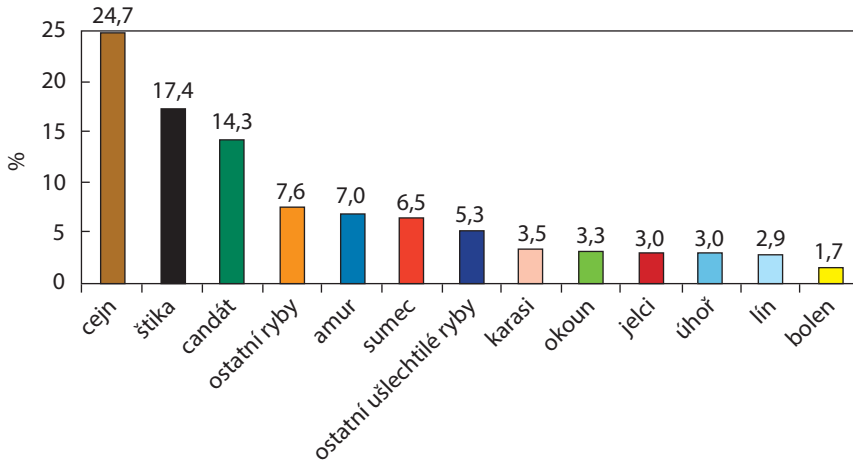
Významným fenoménem posledních let jsou velké povodně, které ovlivňují nejen život kolem řek, ale zasahují i rybí obsádky. Kromě vlivu na přirozené populace může velký průtok vody strhnout vysazené kapry z revírů a rybochovných zařízení na horních tocích a zanechat je níže po proudu. Zásadním způsobem takto do bilance vybraných revírů zasáhly tisícileté letní povodně v roce 2002, které přinesly do každé nádrže vltavské kaskády mezi Hněvkovicemi a Slapy odhadem 30–250 tun kaprů a někde tak zvýšily úlovky v letech 2002 a 2003 až desetinásobně (Boukal a kol., 2012).

Jednotlivé nádrže se liší i tím, jak rychle jsou vysazené ryby uloveny. Ze statistických analýz dlouhodobých údajů vyplývá, že většina kaprů je na rybnících a menších údolních nádržích vylovena ve stejném roce, jako byla vysazena, případně je rybáři uloví během další sezóny. Jen na největších nádržích (např. Lipno, Orlík, Slapy a Novomlýnských nádržích) zřejmě podstatná část kaprů přežívá 2–3 roky. Některé ryby mohou po vypuštění samozřejmě přežít mnohem déle, ale jejich počty jsou vzhledem k těm uloveným během prvních let malé. Rozdíly v délce přežívání vypuštěných ryb na různých nádržích způsobuje hlavně velikost nádrže a množství vysazovaných ryb. Na malých nádržích zhruba do 100 hektarů rozlohy dosahují násady kapra často 100–1000 kg·ha⁻¹ za rok. Takové množství ryb je velkým lákadlem pro rybáře a navíc nemá na relativně malé ploše kam utéci. Naproti tomu na velkých přehradách o rozloze několika stovek až tisíců hektarů je vysazováno obvykle jen asi 5–50 kg·ha⁻¹ za rok. Vysazené ryby se na velké ploše mnohem snáze rozptýlí a pro rybáře nejsou tak snadným terčem (Boukal a kol., 2012).

Kapr i další druhy ryb neschopných přirozené reprodukce jsou v našich vodách sice dlouhodobě naturalizovány, avšak nejsou původní a nezbytné. Jejich význam pro ekologickou kvalitu daného vodního útvaru není velký a obvykle spíše způsobují její zhoršení. Vysazování kaprů a býložravých ryb se například může dostat do konfliktu se zachováním kvality vody a vodního rostlinstva a mít tak výrazně negativní vliv na další vodní organismy, například obojživelníky, měkkýše, vážky a další bezobratlé živočichy. Proto není nutné při hospodářských úvahách brát velký zřetel na zachování jejich populací, nýbrž spíše zohlednit hledisko produkční, případně sportovní a ekologické. Zvláštní situace nastává v některých drobných vodách, kde je amur bílý vyžíván jako biomiolační druh.

Kapr je na mimopstruhových revírech tak dominantním úlovkem, že pokud chceme porovnat úlovky ostatních druhů, je účelné jejich zastoupení srovnávat po odečtení úlovků kapra (obr. 4.5.2.). Ze zbylých druhů převažují v biomase úlovky cejna, který tvoří téměř 25 % hmotnosti všech zbývajících úlov-

ků po odečtení kapra. Na mnoha stojatých vodách představuje **cejn velký** skutečně většinu přítomné biomasy ryb a tak je vítané, že je tato biomasa alespoň částečně využívána. V mnoha vodách ale rybí biomasa stagnuje právě v tělech větších cejnů, kteří mají malou úmrtnost i přírůsteky. Úlovky cejnů navíc v posledních letech klesají, což nejspíše není způsobeno poklesem jejich populací, ale menším zájmem rybářů o jejich maso. Vysazování cejnů do stojatých vod by proto mělo být prováděno jen ve zvlášť odvodněných případech, kdy je nějakým způsobem blokováno jejich rozmnožování nebo silně ohroženo rodičovské hejno tohoto druhu, např. v některých kaskádových a energetických nádržích s prudkým kolísáním hladiny (obr. 4.5.3.).



Obr. 4.5.2. Průměrné dlouholeté (1990–2010) hmotnostní složení úlovků ve všech mimopstruhových revírech ČRS a MRS dohromady po odečtení převažujících úlovků kapra. Nad sloupečkem příslušného druhu je vždy jeho procentuální podíl na celkových úlovcích bez kapra.



Obr. 4.5.3. Jikry na suchu v důsledku manipulace s vodní hladinou (foto: archiv FISHECU).

Čejn velký, plotice obecná i další kaprovité ryby, často zvané souhrnně bílá ryba, a dále například okoun říční jsou vysazovány v různých velikostních kategoriích, často dle aktuální nabídky. Jejich vysazování se stává na řadě říčních revírů významné a nezbytné v době silícího tlaku rybožravých predátorů, zejména kormoránů. Dostupnost násady je různá. Většinou se jedná o doprovodné druhy ryb, jejichž vysazování je v posledních letech finančně náročné a nese s sebou rizika zavlečení chorob, a tak je lepší podpořit přirozené rozmnožování těchto ryb v rybářských revírech. V případě nedostatku litorálních porostů je možné instalovat trdliště pro kaprovité ryby různé konstrukce, zejména tvořených větvemi jehličnanů. Velký význam by měl pokrok v této problematice pro rybí obsádky v některých údolních nádržích (například na Lipně), kde díky managementu kolísání vodní hladiny a stárnutí nádrže nedochází k tvorbě litorálních porostů a tím je výrazně omezeno rozmnožování a růst plůdku všech fytofilních druhů ryb.

Další dvě místa na žebříčku hospodářsky a sportovně významných ryb na mimopstruhových revírech zaujímají dvě populární dravé ryby, **štika obecná** a **candát obecný**. Štika je populární díky své atraktivnosti, snadné ulovitelnosti, širokému rozšíření a intenzivnímu vysazování. Bez něj by tento druh z mnoha vod s omezeným množstvím ponořených rostlin vymizel, neboť přirozený výtěr štiky silně závisí na přítomnosti zatopené vegetace. V malých zarostlých vodách bývá výtěr více než dostatečný a vysazování není třeba, ve větších nádržích lze rozvoji štiky napomáhat vhodnou manipulací s vodní hladinou, např. cíleným zatápěním litorálu.

Štika je buď vysazována tradičním způsobem jako rychlená štička, tedy ještě před tím, než se u ní plně projeví kanibalistické sklony, nebo jako váčkový plůdek, kdy musíme počítat s poměrně vysokými ztrátami. Malé štičky se rozvážejí z lodí do břehových partií celého revíru, aby se předešlo ztrátám v důsledku kanibalismu (v příhodných mělčích partiích s úkryty se vysazuje obvykle jedna štička na 5–10 m pobřeží). V posledních letech se na trhu objevuje cenově dostupná jedno- až dvouletá násada, kterou lze podpořit úlovky na některých revírech (obr. 4.5.4.).



Obr. 4.5.4. Násada štiky v živorybné lodi (foto: archiv FISHECU).

Rovněž populace **candáta** jsou na mnoha místech podporovány vysazováním, avšak tento druh je na rozdíl od štiky schopen přirozené reprodukce i v jinak poměrně nehostinných podmínkách nádrží a jezer po těžbě nerostů. Přirozenou reprodukci napomáhá i rodičovská péče o jikry a schopnost rozmnožovat se v hlubší vodě chráněné před výkyvy hladiny. Vysazování candáta je na rozdíl od štiky mnohdy problematické. Candát je totiž velmi citlivý na manipulaci a vykazuje vysokou míru mortality po vysazení. Vysazuje se především ve stádiu rychleného plůdku (délka 3–4 cm), případně ročka (délka 7–14 cm). Cena starší násady je příliš vysoká, a tak je její vysazování do revírů vzácné. Orientační roční zarybňovací hustoty se pohybují mezi 50 a 100 ks roček candáta ($Ca1$). ha^{-1} ve stojatých vodách, méně na příhodných řekách cejnového pásma. Na revírech, kde je prokázána dostatečná přirozená reprodukce, je vhodné umělé vysazování omezovat a spíše podporovat přirozenou reprodukci instalací výtěrových hnízd. Ta jsou tvořena z trsů ostfic nebo z umělé trávy a umísťována do hloubky 1,5–2 m. Obsazená trdliště je možné v revíru ponechat nebo přenést do vhodných rybníků a využít k umělému odchovu plůdku.

Sběrná skupina tzv. **ostatních ryb** zahrnuje hospodářsky méně významné druhy, pro které bylo rozhodnuto, že nestojí za to vést oddělené statistiky úlovků jednotlivých druhů. Obvykle se sem řadí **bílá ryba**, tj. drobnější kaprovité druhy jako je plotice, perlín a ouklej. Necelých 8 % celkové hmotnosti úlovků bez započítání kapra není mnoho, tato hodnota navíc v posledních letech postupně klesá. Podobně jako u cejna tento pokles nedokumentuje úbytek ryb v revírech jako spíše bohatnutí společnosti a klesající zájem o malé ryby, jejichž využití je pracnější.

Další místo ve významnosti zabírá se 7 % úlovků **amur bílý**. Úlovky tohoto druhu stoupaly v devadesátých letech 20. století, načež došlo k jejich stabilizaci. Tento druh bývá vysazován jako biomeliorační konzument měkkého vodního rostlinstva. To může být opodstatněné v některých velmi mělkých rybnících a tůních ohrožených zameřováním. Většina našich volných vod naopak trpí nedostatkem vodních rostlin v litorálu. Přestože je pro sportovní rybáře amur atraktivní svou bojovností a kvalitou masa, je vhodné jeho další vysazování vždy velmi pečlivě zvažovat.

Za amurem stojí v pořadí významnosti další druh s rozporuplnou pověstí, **sumec velký**. Sumec se dobře adaptoval na podmínky v našich revírech a na mnoha místech se úspěšně rozmnožuje. Je to také naše největší ryba a pro mnohé rybáře proto představuje vrcholnou trofejní rybu, pro jiné zas nebezpečného predátora decimujícího ušlechtilé druhy a jejich potravu. Sumec je výzvou i pro odborníky, neboť objasnit jeho úlohu a význam v ekosystémech vodních nádrží není snadné. Ve většině případů jsou pověsti o sumcích predaci přehnané – jedná se o rybu striktně teritoriální, která nedosahuje vysokých hustot. Opravdu velcí sumci však mohou výrazně redukovat hospodářské ryby, zejména líny, kapry, štiky a candáty (Vágner, 2010). Na některých revírech je proto jeho vysazování zakázáno. Tam, kde je vysazován, bývá vypouštěn v různých velikostech (rychlený sumec, roček, dvouletá násada) v hustotách 10–50 kusů ročka sumce (Su_1). ha^{-1} za rok.

Skupina ostatních ušlechtilých ryb zahrnuje hlavně říční druhy (**parma obecná, podoustev říční, ostroretka stěhovavá, mník jednovousý, lososovité ryby**), jejichž zastoupení tvoří 1 % nebo méně, ale dohromady tvoří přes 5 % hmotnosti úlovků po odečtení kapra. Úlovky těchto druhů mají bohužel i přes záchranné programy a stoupající vysazování vesměs klesající trend. V souvislosti s klesajícími úlovky je vhodné zmínit i vliv sportovní a hospodářské strategie „chyť a pusť“, která do určité míry ovlivňuje evidenci úlovků a tedy i naše informace o stavu společenstev. Sportovní rybáři v posledních letech ryby stále více po ulovení pouštějí zpět a evidence úlovků je tak snížena. Reofilní druhy ryb jako parma, ostroretka, podoustev, bolen dravý, jelec tloušť a střevle obecná jsou nejčastěji vysazovány ve stádiu ročka a odchovávány na kombinované potravě na zemních rybníčkách, a tak s jejich adaptabilitou po vysazení nebývá problém. Mník jednovousý je asi jako jediný druh u nás vysazován především ve stádiu plůdku, což je dáno jeho velkou plodností. Váčekový plůdek má ovšem obrovské ztráty a tak se stále více uplatňuje vysazování ve starších kategoriích.

Úlovek **karasů** je v poslední době představován převážně nepůvodním karasem stříbřitým, zatímco původní karas obecný ztrácí svá stanoviště a je zařazen mezi ohrožené druhy. O přítomnosti karasa stříbřitého v našich vodách lze říci jen málo dobrého, a tak je třeba jeho lov jedině doporučit. Další druhy s podílem kolem 3 % jsou **okoun říční, jelec jesen, jelec tloušť a úhoř říční**. I tyto druhy vykazují klesající trend v úlovcích. Tento jev je znepokojující zejména u úhoře, jehož stavy klesají v celé Evropě v důsledku budování migračních překážek, zavlečení chorob a přímého poškozování dospělých jedinců turbínami vodních elektráren. Úhoř je vysazován jako montě dovezené z lovišť v ústí řek v západní a severní Evropě a v současné době se přistupuje k jeho částečnému odkrmování, které prokazatelně snižuje jeho následnou úmrtnost. V povodích řek, kde nejsou velké přehradní nádrže, je jeho vysazování podporováno v rámci dotačního programu, jelikož úhoř jako téměř ohrožený druh podléhá ochraně a podpoře v rámci Evropské unie. Naopak od vysazování do povodí nádržových kaskád se upouští kvůli zabíjení migrujících dospělých úhořů turbínami.

Posledními druhy, jejichž hmotnostní podíl v úlovcích bez kapra výrazněji přesahuje 1 %, jsou **lín obecný** s ustálenými úlovy a zaběhnutým vysazovacím programem (obvykle vysazován jako dvouletá násada v množství 50 ks.ha⁻¹ na stojatých vodách a 10–20 ks.ha⁻¹ na příhodných říčních revírech) a **bolien dravý**, jehož mírně stoupajícím úlovkům výrazně pomohlo zvládnutí umělého chovu až do stádia ročka.

LITERATURA

- Boukal, D.S., Jankovský, M., Kubečka, J., Heino, M., 2012. Stock-catch analysis of carp recreational fisheries in Czech reservoirs: Insights into fish survival, water body productivity and impact of extreme events. *Fisheries Research* 119–120: 23–32.
- Pivnička, K., 1999. Populační parametry – základ k hospodaření s rybami v údolních nádržích. *Bulletin VÚRH Vodňany* 35 (1–2): 5–12.
- Seda, J., Hejzlar, J., Kubečka, J., 2000. Trophic structure of nine Czech reservoirs regularly stocked with piscivorous fish. *Hydrobiologia* 429: 141–149.
- Vágner, J., 2010. *Můj přítel sumec*. Fraus, Plzeň 363 s.

4.6. Rybářské hospodaření na pstruhových revírech (T. Randák)

Pstruhové revíry se nacházejí na horních tocích, na vhodných úsecích pod přehradními nádržemi a také na některých menších chladnějších nádržích situovaných nejčastěji ve vyšších polohách. Z hlediska stávající legislativy jsou pstruhové rybářské revíry vyhlášovány rybářskými orgány v lokalitách, kde jsou předpoklady pro výskyt lososovitých ryb a lipana podhorního. Žijí zde druhy ryb náročné na kvalitu vody a také na její relativně nízkou teplotu. Obvykle jsou reprodukčně vázány na šterkové substráty. Typickými zástupci jsou pstruh obecný (*Salmo trutta*, obr. 4.6.1.), lipan podhorní (*Thymallus thymallus*, obr. 4.6.2.), mník jednovousý (*Lota lota*), vranka obecná (*Cottus gobio*), střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*) a také nepůvodní lososovité druhy, které byly v minulosti introdukovány a jsou pravidelně vysazovány, pstruh duhový (*Oncorhynchus mykiss*) a siven americký (*Salvelinus fontinalis*). Způsob provádění rybářského hospodaření a sportovního rybolovu na pstruhových revírech velmi významně ovlivňuje složení rybích obsádek.

Je nutno si uvědomit, že z hlediska ochrany a podpory biodiverzity se v případě horních úseků jedná snad o nejvýznamnější částí našich toků. Horní toky jsou nejméně zasaženy antropogenní činností, v řadě případů se jedná o úseky, které mají čistě přírodní či přírodě blízký charakter (obr. 4.6.3.). Jsou zde tedy jednoznačně předpoklady pro existenci stabilních populací původních druhů ryb s dostatečnou úrovní jejich přirozené reprodukce. Rybářské hospodaření na těchto přírodních lokalitách by především mělo podporovat rozvoj populací původních druhů. Veškeré hospodářské zásahy je nutno provádět velmi zodpovědně a na základě dobré znalosti dané problematiky.

V současné době probíhá rybářské hospodaření na těchto revírech obvykle v souladu s podmínkami uvedenými v rozhodnutí příslušného rybářského orgánu o vyhlášení rybářského revíru, tzn., že je i snaha o plnění zarybňovacích plánů uvedených v těchto rozhodnutích. Zarybňovací plány obvykle vznikaly na teoretické rovině a postupem času byly na základě návrhů uživatelů revírů či přímo rybářských orgánů aktualizovány. V současnosti je zřejmé, že z hlediska podpory původních druhů ryb – zejména pstruha obecného a lipana – nejsou zarybňovací plány pro velkou část pstruhových revírů optimálně nastaveny. Na druhou stranu existují pstruhové revíry, ve kterých rybářský management zaměřený na podporu biodiverzity postrádá smysl. Paradoxně do této skupiny patří revíry ještě v nedávné minulosti označované za nejvýznamnější. Jsou to úseky toků pod přehradními nádržemi, někdy označované jako sekundární pstruhová pásma. Tyto úseky toků se vyznačovaly bohatou obsádkou lososovitých ryb a lipana, bohužel jen do doby zvýšeného predančního tlaku hejn kormorána velkého. Zde je však nutno si uvědomit skutečnost, že vysokých obsádek lososovitých ryb v těchto revírech bylo dosaženo především umělým vysazováním. V těchto úsecích obvykle dochází pouze k nízké úrovni přirozené reprodukce. Slavík a Bartoš (1997) např. zjistili, že v chladné vodě pod vltavskou kaskádou se až k soutoku s Beroučkou rozmnožují pouze 1–2 druhy. Jedná se tedy spíše o degradované úseky toků, kde je vhodné zaměřit rybářský management jiným směrem, než na podporu biodiverzity. Toto v podstatě platí i o pstruhových nádržích, které vznikly v důsledku činnosti člověka, či o silně morfologicky poškozených úsecích toků.



Obr. 4.6.1. Pstruh obecný (foto: T. Randák).



Obr. 4.6.2. Lipan podhorní (foto: T. Randák).



Obr. 4.6.3. Horní Vltava nad ÚN Lipno patří k ekologicky nejcennějším pstruhovým revírům na našem území
(foto: T. Randák).

4.6.1. Charakteristika způsobů současného rybářského hospodaření na pstruhových vodách

Rybářské hospodaření na pstruhových vodách je historicky spojeno s produkcí a vysazováním násad. **Chov pstruha obecného a lipana podhorního**, jehož podstatu tvoří umělé rozmnožování a odchov násad, má v Čechách a na Moravě více než stoletou tradici (Pokorný a kol., 2003). Základy umělého rozmnožování lososovitých ryb u nás položil prof. A. Frič. Až do 50. let minulého století byly prováděny převážně umělé výtěry a inkubace jiker. Plůdek byl vysazován obvykle přímo do volných vod. Po roce 1950, kdy byla vytvořena jednotná organizace sportovního rybářství a podstatně narostl počet zájemců o sportovní rybolov, vzrostly požadavky na výrobu násadového materiálu. Byl zaveden systém „odchovných potoků“, který i v současnosti zajišťuje většinu produkce násad pstruha obecného. K rozvoji chovu lipana podhorního došlo zejména po roce 1960, kdy se podařilo zvládnout odchov ročků v menších rybníčkách. Od té doby byl lipan v důsledku umělého zarybňování rozšířen prakticky do všech vhodných toků v ČR (Lusk a kol., 1987). Současně s rozšiřováním lipana několikanásobně vzrostly i jeho úlovky dosažené sportovními rybáři. Jestliže v roce 1960 bylo v Čechách a na Moravě uloveno celkem 5 871 ks o hmotnosti 2 082 kg, v roce 1982 se úlovky dostaly na úroveň 89 232 ks a 27 632 kg (Baruš a kol., 1995; Pokorný a Kouřil, 1999). V důsledku zavedení umělého chovu lipana a vysazování uměle odchovaných násad byl lipan významně rozšířen i v Polsku (Leszek a Ciesla, 2000) a na Slovensku (Pavlík, 2000).

Současné hospodaření na pstruhových revírech je stále významně založeno na tradičních postupech pocházejících z počátku druhé poloviny 20. století. Klíčovými postupy tradiční péče o populace

salmonidů jsou nestandardizované odchvy pohlavně zralých dospělců, často v absolutním počtu pro danou lokalitu, jejich převoz často mimo původní povodí a opět nestandardizované vysazování násady. Generační ryby jsou pro umělé výtěry získávány obvykle v období bezprostředně před výtěrem. Často tak dochází k poškození generačních ryb a k jejich následným úhynům, a především také k eliminaci přirozeného výtěru v původním toku. Harsányi a Aschenbrenner (2002) např. konstatují, že v případě odlovu generačních lipanů podhorních bezprostředně před výtěrem, jejich transportu, hormonální indukce ovulace, vlastního výtěru a vypuštění zpět do toku dosahuje povýtěrová mortalita těchto ryb až 100 %. Vysokou mortalitu generačních lipanů po umělém výtěru pozoroval i Randák (2006).

Umělý výtěr pstruha obecného je obvykle prováděn suchou metodou spočívající ve skupinovém výtěru samic do suché nádoby a oplození jiker mlíčem z více samců. Technika umělého výtěru lipana podhorního je v zásadě podobná jako u pstruha obecného. Ve větší míře jsou využívána anestetika a protiplísňové koupele generačních ryb. Jelikož poměrně často nedochází v důsledku různých vlivů (teplota vody, stres atp.) u části samic k ovulaci jiker a období umělých výtěrů je v důsledku nerovnoměrného dozrávání samic značně dlouhé (až několik týdnů), je někdy ke zvýšení počtu ovulujících samic využívána hormonální stimulace (Kouřil a kol., 1987a,b; Lusk a kol., 1987; Randák, 2002).

V současné době nejčastěji používaná metoda umělého výtěru, kdy je na velké množství jiker (obvykle od desítek samic) vytřeno sperma většího počtu samců, tzv. polyspermatické oplození, se ukazuje jako nevhodná z hlediska zachování genetické variability potomstva. Nedávné studie totiž ukázaly, že při polyspermatickém oplození dochází ke kompetici spermií a většina jiker je oplozena spermatem jen malého počtu samců ze skupiny použitých k osemenění jiker (Kašpar a kol., 2008).

Odchov ročků a dvouletých násad pstruha obecného je v našich podmínkách prováděn především **extenzivním** způsobem, tj. odchovem v odchovných potocích. Jen malá část chovatelů přistupuje k odchovu v kontrolovaných podmínkách. Do odchovných potoků je plůdek vysazován nejčastěji po strávení přibližně 2/3 žloutkového vajíčku nebo krátce po zahájení rozkrmu. Odchovné potoky jsou nasazovány plůdkem na dobu 1 roku nebo 2 let. V minulosti bylo pomocí tohoto systému produkováno značné množství kvalitních násad pstruha obecného (Kavalec, 1989). V současnosti je tento systém na ústupu. Na části potoků je realizován způsob odchovu násad pstruha obecného, kdy je vysazován uměle odchovaný čtvrtroček (Nieslanik, 2005). Autor uvádí, že při tomto systému je možno do odchovných potoků vysazovat přibližně pouze pětinové množství čtvrtročka (o velikosti 4,5–6 cm) v porovnání s množstvím vysazovaného plůdku. Procento návratnosti Po2 se pohybuje okolo 50 %. Velikosti takto odchovaných ročků a dvouročků jsou přibližně o 10–15 % větší v porovnání s klasickým systémem. Je tedy možné do revírů vysazovat již ročka.

Postupně se v současnosti rozvíjí i technologie odchovu násad pstruha obecného v podmínkách **umělých chovů**. Odchov pstruha obecného v kontrolovaných podmínkách s využitím kompletních krmných směsí je podstatně náročnější, než je tomu u pstruha duhového. Klíčová je v tomto případě vysoká kvalita vody a její teplota, která by ani v nejteplejších obdobích roku neměla dlouhodobě překračovat 18 °C. Z technologických zařízení se využívají především žlabové systémy, betonové kanály a sádky. Nevhodné především z veterinárního hlediska jsou zemní rybníčky (Randák, 2006).

Odchov plůdku a násad lipana podhorního probíhá v našich podmínkách ve srovnání se pstruhem obecným intenzivnějším způsobem. Plůdek je v období 3–5 dnů po vykulení vysazován do odchovných nádrží s dostatkem přirozené potravy (planktonu) nebo odkrmován na žlabech. V prvních fázích odchovu bylo v minulosti ke krmení prakticky nezbytné používat zooplankton, který bylo možno později nahradit krmnými směsí (Carlstein, 1997). V současnosti již na trhu existují směsi umožňující úspěšný odchov plůdku lipana bez použití přirozené potravy. Odchov násad lipana se realizuje dvěma způsoby – extenzivně v rybnících na přirozené potravě, popř. s příkrmováním nebo intenzivně pomocí krmných směsí v podmínkách umělých chovů. V tomto případě se využívají žlabové systémy, kruhové nádrže (obr. 4.6.4.), popř. zemní a příkopové rybníčky či betonové kanály (Lusk a kol., 1987; Pokorný a kol., 2003; Randák, 2006).

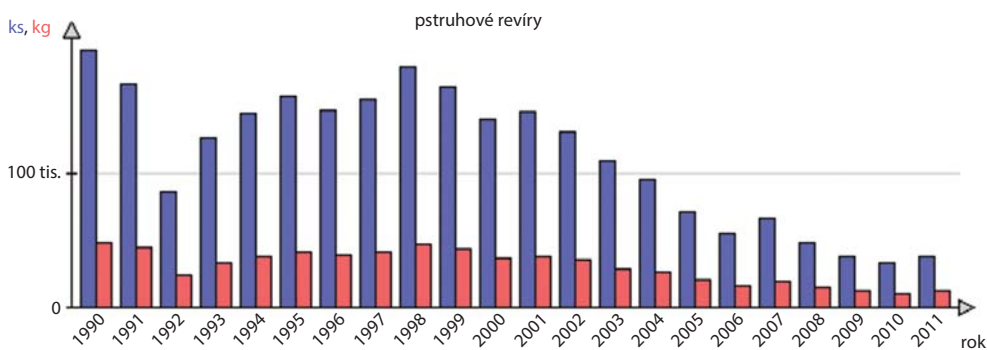


Obr. 4.6.4. *Odchov násad lipana podhorního v kruhových nádržích (foto: T. Randák).*

Vyprodukované, obvykle 1–2leté násady, jsou vysazovány v množstvích pokud možno odpovídajících zarybňovacím plánům do volných vod. Je však otázkou, do jaké míry tato množství a vysazované velikostní kategorie odpovídají aktuálním podmínkám a potřebám zarybňovaných lokalit. Získávání násad extenzivními způsoby je však stále více finančně náročné a přestává být i v důsledku významného snížení odchovné kapacity potoků efektivní. Zároveň je čím dále více problematické zajistit dostatek generačních ryb potřebných k umělým výtěrům pomocí jejich odlovu z volných vod.

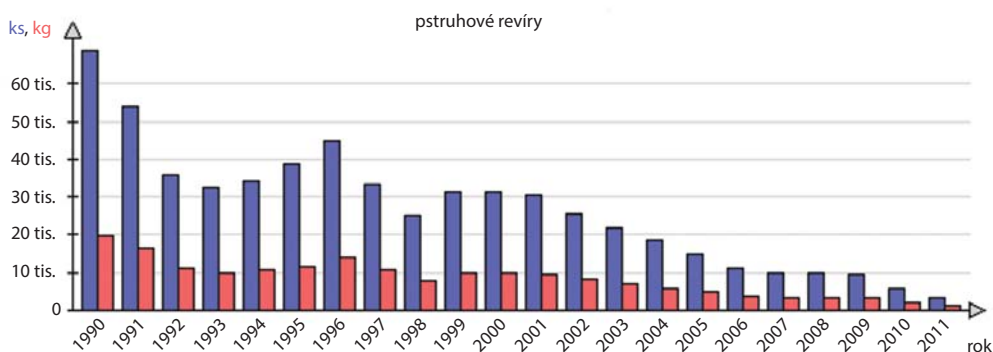
4.6.2. Příčiny poklesu stavů populací pstruha obecného a lipana podhorního

Přibližně od 90. let minulého století dochází v našich pstruhových vodách k pozvolné degradaci struktury rybích společenstev, což se projevuje především razantním poklesem stavů původních druhů – pstruha obecného a zejména pak lipana podhorního. Zároveň dochází k poklesu úlovků těchto druhů ryb (obr. 4.6.5. a 4.6.6.). Evidované úlovky sportovních rybářů lze do určité míry také považovat za ukazatel stavu populací (Lusk a kol., 2003).



Obr. 4.6.5. Úlovky pstruha obecného na pstruhových revírech ČRS v období 1990–2011

(zdroj: Český rybářský svaz – Rada; www.rybsvaz.cz).



Obr. 4.6.6. Úlovky lipana podhorního na pstruhových revírech ČRS v období 1990–2011

(zdroj: Český rybářský svaz – Rada; www.rybsvaz.cz).

Tento trend má řadu příčin. **Zásadní pro rozvoj volně žijících populací lososovitých ryb je jejich úspěšné přirozené rozmnožování zaručující zachování genetické variability a tudíž i stability těchto populací.** Existence úspěšného přirozeného rozmnožování je podmíněna přítomností dostatečného množství generačních ryb v daném toku. Množství generačních ryb (ale samozřejmě i ryb obecně) v dané lokalitě je především ovlivněno řadou často komplexně působících faktorů, z nichž za nejvýznamnější je možno považovat **členitost toku, hydrologické poměry, tlak rybožravých predátorů, znečištění vody, sportovní rybolov a rybářské hospodaření.**

Členitost toku

Lososovité ryby nejvíce prosperují v tocích přírodního charakteru s dostatkem úkrytových možností a také s dostatkem míst vhodných k přirozenému výtěru (štěrkové lavice) a následnému vývoji plůdku (mělčí pomalu proudící zóny, slepá ramena atp.). Dostatečný počet úkrytů je především pro pstruha obecného limitujícím faktorem velikosti populace. Pokles početnosti původních lososovitých druhů lze dávat do souvislosti s výstavbou příčných překážek a omezením možnosti migrace (Harcup a kol., 1984;

Ovidio a kol., 1998; Slavík a kol., 2009) a dále s úbytkem vhodných stanovišť v korytech toků (Harsányi a Aschenbrenner, 2002). Jako příčina úbytku stanovišť jsou uváděny kanalizace a zkrácení délky koryta, zahlubování koryt a ztráta jejich komunikace s postranními rameny, zánik mělkých příbřežních zón vhodných pro plůdky ryb, opevnění břehů a příliš velké odběry vody pro elektrárny a vodárny (Cowx a Welcome, 1998; Turek a kol., 2009). V důsledku úprav koryta tak dochází ke snížení úkrytové kapacity pro ryby, devastaci reprodukčních ploch a nadměrné odběry vody omezují i životní prostor populací (obr. 4.6.7.). Zároveň dochází i k vyššímu prohřívání vody, což lososovitým rybám nesvědčí. Za nejvýznamnější důvod poklesu stavů lipana podhorního v tekoucích vodách považují Harsányi a Aschenbrenner (2002) nešetrné úpravy toků, při kterých dochází k odstraňování vedlejších ramen řek sloužících jako přirozená refugia pro juvenilní ryby. Přítomnost těchto refugií na pstruhových tocích je podle těchto autorů klíčová pro úspěšný vývoj plůdku lipana, což je základ přirozené obnovy jeho populací.



Obr. 4.6.7. Běžný způsob destrukce říčního koryta při tzv. protipovodňových úpravách

(foto: T. Randák).

Hydrologické poměry

Populace ryb v tocích v současnosti také negativně ovlivňuje významné kolísání průtoků v průběhu roku a častý dlouhodobý výskyt průtokových minim v tocích (Slavík a kol., 2004; Rogers a kol., 2005). Tato skutečnost je dávana do souvislosti s rozsáhlou meliorací zemědělských ploch, s nevhodným zemědělským obhospodařováním půdního fondu v oblastech horních toků, v jehož důsledku dochází k utužení a splachům orné půdy. Dále je zde souvislost s neustále rostoucím podílem zastavěných ploch v krajině. V úvahu přichází samozřejmě i globální klimatické změny. Tyto faktory způsobují, že krajina ztrácí schopnost udržet vodu. Voda rychle odtéká, k čemuž významně přispívají i výše uvedené úpravy koryt vodních toků. To vše má za následek velmi nízké průtoky v průběhu suchých částí roku. Jelikož především pstruh obecný je ryba teritoriální, která si brání svůj okrsek, velikost populace je přímo závislá na počtu teritorií v toku v době minimálních průtoků. V této souvislosti je nutno zmínit i negativní vliv malých vodních elektráren na pstruhových tocích. V úsecích, kde je významně snížený průtok v důsledku odběru vody pro potřeby elektrárny, významně klesá množství ryb a je problematická i jejich migrace v podélném profilu toku.

Vliv členitosti toku a průtokových poměrů na populaci pstruha obecného a vranky obecné dokumentují výsledky terénní studie realizované Turkem a kol. (2009) na malém toku v západních Čechách. Přestože hodnota průtoků Q_{355} je pouhých $0,06 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, je na tomto toku vybudována malá vodní elektrárna (MVE). Nátok na tuto elektrárnu je řešen zatrubněným kanálem odebírajícím vodu z potoka. V potoce je uživatel MVE zachovávaný stanovený minimální průtok. Sledovaný úsek toku byl celkově dlouhý 850 m. V rámci tohoto úseku byly pomocí elektrického agregátu hodnoceny populace ryb ve 3 dílčích úsecích (obr. 4.6.8.), které se lišily morfologicky (A, B) nebo průtokově (B, C). Úsek A (obr. 4.6.8.A.) byl tvořen dlážděným korytem bez přirozených úkrytů pro ryby, avšak tento úsek nebyl ovlivněn odběrem vody pro MVE. Úsek B (obr. 4.6.8.B.) se vyznačoval přírodním charakterem, vysokou členitostí a také nebyl ovlivněn odběrem vody pro MVE. Úsek C (obr. 4.6.8.C.) se sice vyznačoval stejným morfologickým charakterem jako úsek B, byl však ovlivněn odběrem vody na MVE.



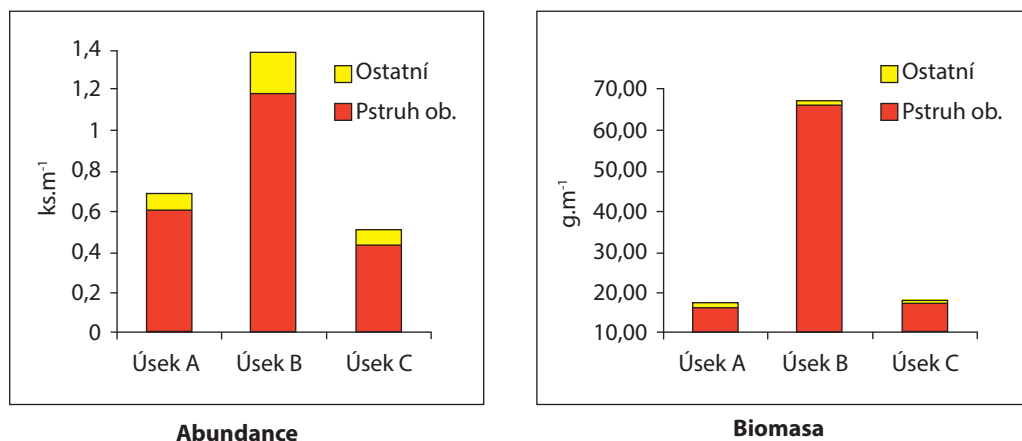
A

B

C

Obr. 4.6.8. Sledované úseky malého toku – vydlážděné koryto (A); neovlivněný úsek (B); úsek ovlivněný odběrem vody na MVE (C) (foto: T. Randák).

Jak je zřetelné z obr. 4.6.9., abundance a biomasa ryb vyskytujících se v úsecích ovlivněných zásahem člověka byla několikanásobně nižší v porovnání s neovlivněným úsekem. To dokumentuje, jaký význam má pro rybí populace zachování přírodního či přírodě blízkého charakteru toku a zachování přirozených průtokových poměrů.



Obr. 4.6.9. Porovnání abundance a biomasy rybí obsádky v morfologicky a průtokově odlišných úsecích malého toku (úsek A – vydlážděné koryto, úsek B – neovlivněný úsek, úsek C – úsek ovlivněný odběrem vody na MVE).

Rybožraví predátoři

Mezi nejvýznamnější rybí predátory našich pstruhových vod patří kormorán velký (*Phalacrocorax carbo*), vydra říční (*Lutra lutra*) a volavka popelavá (*Ardea cinerea*). V souvislosti s narušením diverzity a komplexnosti prostředí se zvyšuje i tlak těchto predátorů, který je zvláště patrný na tocích s nevhodným managementem. Působení rybičích predátorů považuje za významný faktor způsobující úbytek lososovitých ryb v našich vodách řada autorů. Spurný (2003) popisuje silný predáční tlak kormorána velkého a jeho vliv na rybí společenstva Dyje a Bečvy. Mareš a Habán (2003) analyzovali dopad nepřiměřeného výskytu vydry a kormorána na hospodaření na revírech MRS. Čech a Vejřík (2011) hodnotili vliv kormorána na rybí populace v lokalitách řeky Vltavy. K nejvýznamnějším ztrátám v důsledku působení rybičích predátorů dochází na pstruhových vodách v průběhu zimních měsíců, kdy dojde k zamrznutí chovných rybníků, které představují pro predátory nejvýznamnější potravní základnu. Velkým problémem jsou v současnosti migrující hejna kormoránů, která jsou schopna během krátké doby prakticky vyrybnit atakované lokality. Zvláště ohrožené predátory jsou ryby vyskytující se v tocích s nízkou úkrytovou kapacitou a také dosud neadaptované vysazené ryby (Čech a Čech, 2000; 2008).

Znečištění vody

Znečištění vod organickými látkami, v jehož důsledku často v minulosti docházelo k havarijním úhyňům ryb následkem kyslíkových deficitů a otrav amoniakem, již z důvodu plošného budování čistíren odpadních vod není jednou z hlavních příčin úbytku lososovitých ryb v našich tocích. Paradoxně právě v důsledku nižšího přísunu organických látek do toků dochází k poklesu jejich úživnosti, což může populace ryb významně ovlivňovat (Harsányi a Aschenbrenner, 2002). Významným faktorem ovlivňujícím ryby a ostatní vodní organizmy v některých lokalitách je znečištění vody cizorodými látkami s potenci-

álním účinkem na exponované organismy, které pocházejí především z komunálních odpadních vod (obr. 4.6.10.). Problematické z tohoto pohledu jsou především úseky toků nacházející se pod čistírnami odpadních vod (ČOV), ve kterých navíc dochází k malému naředění vody vytékající z ČOV (Li a kol., 2011). Tyto toky často bývají využívány k produkci násad pstruha obecného nebo i k odlovům generačních ryb na umělé výtěry. V některých lokalitách došlo v důsledku znečištění vodního prostředí k významnému zhoršení reprodukce ryb, což bylo pozorováno i při provádění umělých výtěrů generačních ryb odlovených v těchto lokalitách (Kolářová a kol., 2005).



Obr. 4.6.10. *Zvýšená tvorba pěny signalizuje přítomnost saponátů ve vodě (foto: T. Randák).*

Sportovní rybolov

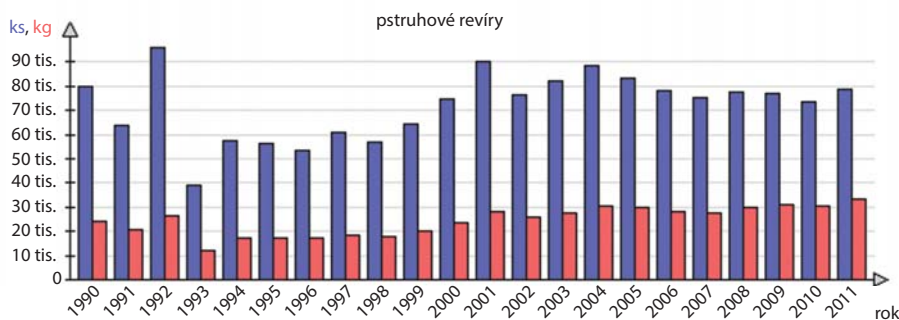
Sportovní rybolov je samozřejmě také jedním z klíčových faktorů negativně ovlivňujících populace lososovitých ryb žijících v rybářských revírech. Značná část revírů je ovlivněna velmi silným rybářským tlakem. Vlastní techniky a materiály používané při sportovním rybolovu jsou stále dokonalejší a účinnější. Bohužel pomocí těchto technik jsou loveny velmi vysoké počty ryb, a to i těch nejmenších. Je vyzkoušeno, že průměrně zdatný muškař je schopen na menším toku v průběhu jedné vycházky ulovit i několik desítek procent ryb vyskytujících se v prolovovaném úseku, a to včetně ročků. I v případě praktikování metody rybolovu „chyť a pusť“ dochází obvykle k poškození a následnému úhynu několika procent ulovených ryb (Rysley a Zydlewski, 2010). To znamená, že s rostoucím počtem opakovaní ulovení dané ryby klesá její šance na dosažení pohlavní dospělosti a tedy i na její zapojení do procesu přirozeného rozmnožování. Počty opakovaných ulovení opět úzce souvisí s intenzitou rybářského tlaku. Vliv sportovního rybolovu na populace ryb jednoznačně ovlivňují i nastavená pravidla rybolovu, tzn. především doby hájení, minimální lovné délky, limity počtu ponechaných kusů, způsoby lovu, nastavení podmínek pro maximálně šetrnou manipulaci s ulovenou rybou, časově omezená možnost brodění atp. Meka (2004) prokázal, že míra poškození ryb při sportovním rybolovu významně závisí na použitém typu háčku, velikosti ryby a zkušenosti rybáře.

Rybářské hospodaření

Na stav populací ryb v pstruhových revírech má jednoznačně významný vliv i způsob rybářského hospodaření. Současná situace v této oblasti byla popsána výše. Velmi problematické je především **intenzivní využívání volně žijících generačních ryb k umělé reprodukci**. Problém je především v tom, že ve velké části lokalit není v případě pstruha obecného a ještě více pak lipana podhorního generačních ryb dostatek ani pro dostatečnou úroveň přirozené reprodukce. Generační ryby jsou obvykle odlovovány v předvýtěrovém období. Aby bylo docíleno požadovaných množství vytřených jiker, jsou elektrickými agregáty prolovovány stále delší a z hlediska přirozené reprodukce i nevýznamnější úseky našich pstruhových vod. V některých oblastech ČR je přesto plůdku nedostatek a situace je často řešena dovozy a umělým vysazováním násadových ryb pocházejících z jiných regionů či ze zahraničí.

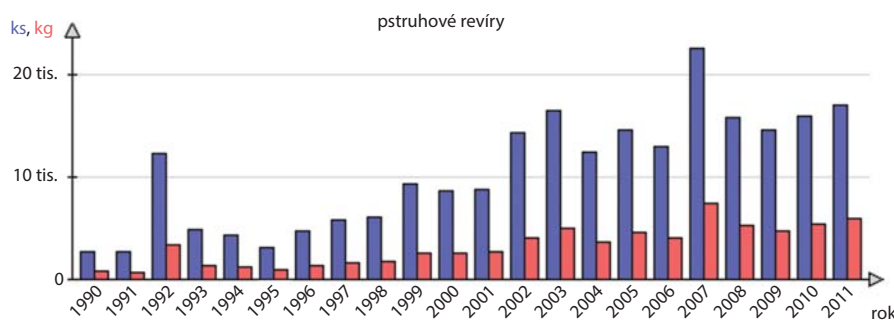
Dále je v důsledku **obhospodařování potoků** narušen i přirozený vývoj populací ryb v těchto tocích, což může ovlivňovat i kvalitu populací v tocích vyššího řádu, do kterých tyto potoky ústí.

Stále ve větším množství jsou do pstruhových vod vysazovány **nepůvodní druhy ryb**, jako jsou pstruh duhový a siven americký (obr. 4.6.11., 4.6.12.), jejichž násady jsou ekonomicky mnohem dostupnější než násady pstruha obecného a lipana podhorního. Vliv tohoto vysazování na původní populace je dosud spíše předmětem spekulací, nicméně tyto ryby, které jsou obvykle vysazovány v lovné velikosti a za účelem zpestření sportovního rybolovu, jsou z revírů většinou během velmi krátké doby odchytány a nepředpokládá se tedy jejich významný vliv na volně žijící populace.



Obr. 4.6.11. Úlovky pstruha duhového na pstruhových revírech ČRS v období 1990–2011

(zdroj: Český rybářský svaz – Rada; www.rybsvaz.cz).



Obr. 4.6.12. Úlovky sivena amerického na pstruhových revírech ČRS v období 1990–2011

(zdroj: Český rybářský svaz – Rada; www.rybsvaz.cz).

Na druhou stranu může být v některých lokalitách problematické i **přerybňování** násadami pstruha obecného, jehož důsledkem je destrukce teritoriálního uspořádání volně žijících jedinců, pomalý růst a i ztráta optimální velikostní struktury populace. K tomuto přerybňování dochází často v dobré víře a nejčastěji vysazováním dvouletých a starších násad do revírů, kde funguje přirozená reprodukce a v podstatě žádné vysazování není zapotřebí. Následně dochází k negativním interakcím mezi jedinci, soupeření o teritoria a o potravu, což vede k oslabení původních i vysazených jedinců. V případě vysazení dvouletých a starších násad již prakticky není možná regulace početního stavu prostřednictvím kanibalismu a tedy vytvoření určité rovnováhy odpovídající úkrytové a potravní kapacitě toku. Vytváří se tak prostor pro rybí predátory, nepřirozené migrace ryb, popř. úhyny v důsledku vyčerpání a zhoršení zdravotního stavu.

V důsledku nedostatku generačních ryb v našich tocích produkce násadového materiálu pstruha obecného a lipana podhorního nepokrývá potřeby subjektů hospodařících na pstruhových vodách. Aby byly splněny zarybňovací plány, jsou běžnou praxí transporty násad na velké vzdálenosti i nákupy ze zahraničí. Čím dál častěji se také vysazují násady odchované v podmínkách umělých chovů. Často se jedná i o různé vyšlechtěné hybridy. **Vysazování nepůvodních, především uměle odchovaných násad** představuje velmi vážné riziko pro stabilitu původních populací. Přeprava násad na velké vzdálenosti, vysazování geneticky odlišných linií (např. Ital, Kolowrat či dovozy ze zahraničí) jsou bohužel dnes běžnou praxí. Zarybňovací programy využívající **intenzivně odchované ryby** jsou ve světě pro své rozporuplné výsledky často kritizovány a především z důvodu nízkého přežití a špatných výsledků reprodukce vysazených ryb je zpochybňována jejich účelnost (L'Abée-Lund, 1991; Einum a Fleming, 2001). Hodnocení adaptability uměle odchovaných násad v přírodních podmínkách a hodnocení vlivu těchto násad na původní populace je prováděno prakticky od poloviny minulého století (Fleming a Petersson, 2001; Turek a kol., 2010a,b). Ve většině do současné doby publikovaných prací autoři konstatují, že přežití a růst vysazených uměle odchovaných ryb je nižší v porovnání s volně žijícími rybami (Arias a kol., 1995). Nízké přežití vysazených násad je dáváno do souvislosti s původem odchovaných ryb (Lachance a Magnan, 1990), s nevhodnými způsoby chování při získávání potravy a malou konkurenceschopností (Ersbak a Haase, 1983; Bachman, 1984). Mezi vysazenými uměle odchovanými a původními volně žijícími rybami může docházet ke vzájemným interakcím, např. ke konkurenci (McMichael a kol., 1997, 1999), predaci (Sholes a Hallock, 1979), anomáliím v chování (Sundström a kol., 2003) a k různým patogenním interakcím (Coutant, 1998). Dále je argumentováno možným významným vlivem introdukovaného geneticky neadaptabilního materiálu na původní populace (Saunders, 1991; Waples, 1991).

V minulosti a i v současnosti prováděný management hospodaření na pstruhových revírech je v mnoha směrech nedokonalý a z hlediska podpory biodiverzity často kontraproduktivní. Výše popisované faktory se v populacích lososovitých ryb neprojevují okamžitě. Jednotlivé vlivy se mohou kumulovat mnoho let, než se naplno projeví. Jakmile ale stav populace překročí kritickou mez, začne se hroutit. Tuto hranici je však velmi složité odhadnout.

4.6.3. Stabilizace a podpora původních druhů lososovitých ryb v pstruhových revírech

Z hlediska podpory populací lososovitých ryb v pstruhových vodách je nutno snažit se identifikovat a následně maximálně eliminovat negativní faktory ovlivňující konkrétní revíry. Bohužel značnou část těchto faktorů je možno ze strany uživatelů pstruhových revírů ovlivnit pouze obtížně. Je však nutno vyvíjet maximální tlak směřující k omezení zbytečných zásahů negativně ovlivňujících členitost toků, požadovat funkční zprůchodňování příčných bariér, neustále dohlížet na uživatele vodních elektráren, snažit se o změnu legislativy v oblasti ochrany rybích predátorů, lokalizovat a eliminovat zdroje znečištění vodního prostředí atp.

Úpravy pravidel sportovního rybolovu

V rámci **sportovního rybolovu lze uvažovat o úpravách pravidel lovu** zaměřených na větší ochranu velikostních kategorií pstruha obecného a lipana podhorního klíčových pro přirozenou reprodukci. **Minimální lovné délky** by u obou druhů ryb měly být vyšší než 30 cm, což by rybám umožnilo se vícekrát zapojit do přirozené reprodukce. Dále by v případě těchto ryb měly být ustanoveny mnohem **přísnější limity počtu ponechaných kusů** (denní i sezónní). Funkci konzumních ryb pro sportovní rybáře by měli plnit především pstruh duhový a siven americký. Je nutné si uvědomit, že i při maximálně šetrné manipulaci s ulovenými rybami se mortalita zpět puštěných ryb pohybuje na úrovni několika procent. Samozřejmostí by tedy mělo být používání **háček bez protihrotu**, které významně snižují poškození ulovených ryb při manipulaci za účelem uvolnění háčku. Větší důraz by se měl klást na **šetrné zacházení s ulovenými rybami**, zvláště pak s těmi, které jsou vráceny zpět do toku. Tyto ryby je nejlepší vyprostovat z udice ve vodě, v žádném případě je nepodebírat podběrákem. Pokud je nutno vzít rybu do ruky, pak je bezpodmínečně nutné si před tím ruce navlhčit. Těmito jednoduchými úkony je možno významně snížit poškození a tedy i mortalitu ulovených ryb vrácených zpět do toku. Dalším opatřením je **ochrana místně významných trdlišť** pomocí vyhlášení zákazu brodění v době výtěrů a inkubace jiker. Velmi důležitá je i **výchova** sportovních rybářů zaměřená jak na výklad pravidel, tak na otázky etiky lovu. V oblasti **etiky lovu** je nutno apelovat na lovíci, aby se zaměřovali na lovné velikosti ryb, nikoli na lov juvenilních ryb pro zábavu a aby cíleně nelovili jedince připravující se na výtěr.

Nové přístupy v oblasti rybářského hospodaření

Významný prostor pro řešení situace se naskytá v oblasti managementu rybářského hospodaření na pstruhových revírech, který by měl být zaměřen jak na **zájmy rybářských uživatelů** pstruhových revírů, tak na **efektivní podporu biodiverzity**. Strategie rybářského hospodaření musí vycházet především z charakteru daného revíru.

Na revírech, na kterých se z důvodu různých příčin nedá předpokládat výskyt stabilních původních populací pstruha obecného a lipana podhorního založených na jejich efektivní přirozené reprodukci (např. sekundární pstruhová pásma pod přehradními nádržemi, kanalizované toky, nádrže), je **efektivnější zaměřit způsob hospodaření na podporu sportovního rybolovu**. Tyto revíry jsou vhodné pro zvýšené zarybňování pstruhem duhovým a sivenem americkým, popř. uměle odchovanými násadami pstruha obecného a lipana podhorního. Násady by měly být vysazovány v lovných velikostech, několikrát ročně a v množstvích ekonomicky odpovídajících rybářskému tlaku. Atraktivitu těchto revírů je možno významně zvýšit vysazováním trofejních ryb.

V revírech, ve kterých jsou předpoklady pro existenci populací původních druhů ryb včetně jejich přirozené reprodukce, nicméně ovlivněných antropogenní činností, by rybářské hospodaření mělo **podporovat rozvoj populací původních druhů** a zároveň **udržovat i jejich atraktivitu pro sportovní rybáře** pomocí omezeného vysazování násad pstruha duhového a sivena amerického v lovných velikostech. Do této skupiny patří většina pstruhových revírů v ČR. Na těchto revírech je nutno prostřednictvím způsobu rybářského hospodaření a nastavení pravidel rybolovu maximálně podporovat výskyt a přirozenou reprodukci pstruha obecného a lipana podhorního. V případě nedostatečné úrovně přirozené reprodukce těchto druhů je vhodná jejich podpora pomocí vysazování kvalitního násadového materiálu. Velmi účelným opatřením je i **vyhlášení chráněných rybích oblastí** na vhodných úsecích těchto revírů.

I na našem území ještě existují lokality, které lze nazvat **zvláště ekologicky cenné revíry**. Jedná se především o horní toky přírodního charakteru s prosperujícími populacemi pstruha obecného a lipana

podhorního. Obvykle jsou to úseky toků spadající do území národních parků a chráněných krajinných oblastí. Na těchto tocích a jejich přítocích by **neměly probíhat žádné hospodářské zásahy zahrnující např. odlovy generačních ryb a vysazování násad**. V rámci pravidel sportovního rybolovu by měl platit **zákaz ponechávání původních lososovitých ryb a rybářský tlak by měl být limitován** omezeným počtem vydávaných povolenek.

Podpora volně žijících populací pstruha obecného a lipana podhorního pomocí vysazování násad

Jednou z možností jak efektivně podporovat volně žijící populace, a to zejména v lokalitách, kde optimálně nefunguje přirozená reprodukce, je vysazování násad. Podmínkou však je, aby se tyto **násady vyznačovaly vysokou adaptabilitou na podmínky zarybňované lokality a aby se jejich genetické vlastnosti významně nelišily od genetických vlastností volně žijících populací, do kterých jsou přisazovány**. Předpokladem pro produkci takovýchto násad jsou kvalitní generační ryby nesoucí požadované genetické vlastnosti. Zároveň by však získávání kvalitních násad nemělo být založeno pouze na využívání volně žijících generačních ryb k umělé reprodukci.

Významného **zvýšení počtu generačních ryb** lze docílit jejich **chovem v kontrolovaných podmínkách**. Chov generačních pstruhů obecných a lipanů podhorních detailně popisuje Randák a kol. (2009a,b).

Při **zakládání generačních hejn**, která budou chována v podmínkách umělého chovu, je nevhodnější vycházet z původních volně žijících populací vyskytujících se v dané oblasti. Chovatelské objekty určené k chovu pstruha obecného a lipana podhorního by měly mít k dispozici vydatný celoroční zdroj kvalitní napájecí vody, jejíž teplota by ani v ročních maximech v případě pstruha neměla dlouhodobě překračovat 18 °C a v případě lipana 20 °C. V dosažitelné vzdálenosti od takového objektu by se měla nacházet přírodní lokalita sloužící jako zdroj volně žijících generačních ryb. Podmínky v této lokalitě by měly umožňovat efektivní odlov těchto ryb (alespoň v podzimním období). Jako velmi vhodné se v tomto směru jeví **chráněné rybí oblasti (CHRO)**, ve kterých je eliminován tlak sportovního rybolovu. Při zřizování **CHRO** je zapotřebí preferovat úseky co nejvíce odpovídající přírodnímu toku, co nejméně zatěžované průmyslovými a komunálními odpadními vodami. V rámci celé CHRO by měla být pro ryby zachována možnost migrace. CHRO by v tomto směru měly i komunikovat s navazujícími úseky toku. Velikost oblastí by měla umožňovat výskyt řádově minimálně několika set generačních ryb. V rámci populací v CHRO se nedoporučuje provádět žádná selekční opatření. Doplnování populací generačních ryb v těchto oblastech by se mělo realizovat pouze v důsledku **přirozené reprodukce**. Aby byla zachována efektivní přirozená reprodukce, je při odloveh nutná část (minimálně 30%) generačních ryb v CHRO ponechat. Doporučuje se vracet zpět do toku mladé generační ryby absolvující první výtěr. Původní volně žijící populace pstruhů obecných a lipanů podhorních vyskytující se v takovýchto lokalitách by měly sloužit jako rodičovské populace při zakládání populací dále chovaných v kontrolovaných podmínkách. Do vlastních CHRO a jejich přítoků by nemělo být vysazováno potomstvo uměle chovaných ryb.

Aby v důsledku dlouhodobého (po několik generací) působení podmínek umělého chovu nedošlo k významným fenotypovým a genetickým změnám u chovaných generačních ryb a následně u jejich potomstva (Fleming a Einum, 1997; Verspoor, 1998; Einum a Fleming, 2001) je nutné generační hejna vždy odchovávat z potomstva volně žijících ryb získávaných z výše charakterizovaných úseků volných vod (např. CHRO), které nejsou ovlivňovány vysazováním potomstva chovaných ryb. V případě, že k produkci násadového materiálu budou využívány pouze 1. generace uměle chovaných ryb, je možno předpokládat, že zůstanou maximálně zachovány původní vlastnosti rodičovských populací. Z důvodu maximálního zachování původních vlastností u potomstva je také vhodné v umělém chovu držet pouze samice a jejich jikry oplodovat spermatem volně žijících samců (např. z CHRO).

Chov generačních pstruhů obecných (Randák a kol., 2009a)

Odchov generačních pstruhů obecných v kontrolovaných podmínkách je vhodné realizovat již od stadia plůdku. Každá generace chovných ryb by měla být odchovávána z potomstva volně žijících ryb. Technologii odchovu plůdku, remontních a generačních ryb je nutno přizpůsobit kvalitě vody napájející odchovné nádrže. V případě, že jsou nádrže napájeny z toku, ve kterém se vyskytují ryby, tzn., že existuje reálné riziko přenosu patogenů, nedoporučuje se k odchovu pstruha obecného používat zemní rybníčky. V tomto případě se osvědčily silně průtočné nádrže s pevným dnem o objemu několika desítek m³.

Odchov plůdku a ročka

Po vykulení plůdku nastává tzv. klidová fáze odchovu, kdy plůdek leží na dně inkubačních aparátů a tráví zásoby živin ze žloutkového vajíčku. Toto období končí strávením přibližně $\frac{1}{2}$ – $\frac{2}{3}$ žloutkového vajíčku a rozplaváním plůdku. Délka klidové fáze se pohybuje obvykle kolem 150–200 denních stupňů (°D, suma denních stupňů = součet průměrných denních teplot vody za definovanou dobu). Ke konci této fáze (přibližně po 3 týdnech) je možno již zahájit rozkrm plůdku přímo na aparátech.

Na začátku následné tzv. aktivní fáze odchovu, kdy plůdek již vykazuje významnou pohybovou aktivitu a postupně přechází z endogenní na exogenní výživu, je nutno jej přemístit na mělké žlaby a začít s rozkrmem. Počáteční hustota obsádky žlabů se pohybuje přibližně v rozmezí 30–50 ks.l⁻¹. V průběhu rozkrmu i v dalších fázích chovu se doporučuje používat pouze kompletní krmné směsi. Velikost granulí v průběhu rozkrmu by se měla pohybovat okolo 0,5–0,6 mm. Granule krmiva by neměly plavat na hladině, ale pozvolna se potápět. V průběhu rozkrmu je optimální praktikovat ruční krmení v menších dávkách s vysokou frekvencí (6–10× za den) na celou plochu žlabu, později, když ryby již ochotně přijímají krmivo, je možno aplikovat automatická krmítka (např. na hodinový strojek), a to nejlépe 2 na 1 žlab. Ve žlabech je zpočátku vhodné udržovat nízký sloupec vody (cca 10 cm). Použití planktonu zvyšuje riziko zavlečení nákazy do chovu a zpomaluje návyk ryb na krmnou směs. Pouze výjimečně a krátkodobě je možno použít plankton při problémech s příjmem krmných směsí u plůdku v období jeho rozkrmu. V tomto případě je vhodné kombinovat přirozenou potravu a krmnou směs, tzn. podávat je současně. Kusové ztráty v prvních fázích odchovu se v dobrých podmínkách obvykle pohybují do 20 %.

Po 4–6 týdnech počátečního odchovu se plůdek přesazuje do větších nádrží, ve kterých pokračuje odchov zpravidla až do stadia ročka. Obvykle jsou používány obdélníkové žlaby či kruhové bazény. Velikost obsádek závisí především na velikosti nádrží a obsahu kyslíku ve vodě. Hodnota nasycení vody kyslíkem by na odtoku z odchovných nádrží neměla klesat pod 60 %. V odchovných nádržích je možné používat provzdušňovací či kyslíková zařízení, což umožňuje adekvátně zvýšit hustotu obsádek. V závislosti na rychlosti růstu se ryby v průběhu odchovu rozdělují do více nádrží. V průběhu odchovu plůdku je velmi důležité provádět preventivní vyšetření plůdku na přítomnost parazitárních onemocnění a důsledně dodržovat čistotu prostředí, tzn. odstraňovat zbytky krmení, výkaly a uhynulé jedince. Vytvoření návyku na granulované krmné směsi už v rané fázi vývoje plůdku pstruha obecného dává možnost pokračovat v jeho odchovu v podmínkách umělého chovu a v konečném důsledku odchovat i požadované generační hejno. Dále odpadá mnohdy problematické získávání planktonu, postup umožňuje pravidelný přísun krmiva v odpovídajícím množství a z velké části dochází k eliminaci rizika zavlečení parazitárních infekcí. Celkové kusové ztráty v průběhu odchovu ročka se obvykle pohybují do 30 %.

Odchov remontních a generačních ryb

Technologii odchovu remontních (1–3leté) a generačních ryb je nutno přizpůsobit kvalitě vody napájející odchovné nádrže. V případě, že jsou nádrže napájeny z toku, ve kterém se vyskytují ryby, tzn., že existuje reálné riziko přenosu patogenů, nedoporučuje se k odchovu pstruha obecného používat zemní rybníčky. V tomto případě se osvědčily silně průtočné nádrže s pevným dnem (např. betonové sádky,

příkopové rybníčky, kanály, náhony atp.). V případě, kdy je k dispozici kvalitní zdroj vody bez rybí obsádky, je možno využít i zemní rybníčky. Jednotlivé věkové kategorie (1–2leté, 2–3leté, generační ryby) je optimální chovat v samostatných nádržích. Tříleté ryby je možno již začlenit do generačního hejna. Nasycení vody kyslíkem na odtoku z chovných nádrží by nemělo klesat pod 60%.

Remontní ryby dobře prosperují v průtočných nádržích o objemu vody řádově do 10 m³. Velikost obsádky nasazovaného ročka se pohybuje orientačně kolem 100–300 ks.m⁻³. Po roce odchovu je vhodné obsádku dvouletých ryb naředit na přibližně 30–50 ks.m⁻³. Zároveň je vhodné ryby přetřídit a menší jedince případně začlenit do hejna mladších ryb. V žádném případě se nedoporučuje provádět jakoukoli selekci s výjimkou odstranění nemocných či morfologicky znetvořených jedinců. Právě jedinci, kteří se v podmínkách umělého chovu chovají jako „outsideri“, mohou nést genetické vlastnosti důležité pro přežití v přírodních podmínkách. Celkové kusové ztráty v průběhu odchovu remontních ryb se obvykle pohybují kolem 10%.

Pro chov generačních ryb (obr. 4.6.13.) jsou využívány průtočné nádrže o objemu vody řádově několik desítek m³. Velikost obsádky se pohybuje orientačně kolem 10 ks.m⁻³. Celkové kusové ztráty v průběhu chovu generačních ryb se obvykle pohybují kolem 10–30% ročně, přičemž k nejvyšším ztrátám dochází v povýtěrovém období.



Obr. 4.6.13. Generační pstruzi obecní odchováni v kontrolovaných podmínkách MO ČRS Husinec (foto: T. Randák).

V případě, že je k dispozici zdroj volně žijících samců pro oplození vytřených jiker pocházejících od chovaných samic (např. CHRO), je vhodné před zařazením remontních ryb do generačního hejna z dalšího chovu vyřadit většinu samců. Tuto selekci je vhodné provést v podzimním období, kdy jsou samci bezpečně rozpoznatelní (tab. 4.6.1.). V chovu se v tomto případě ponechává v každé nádrži s generačními rybami pouze několik (obvykle 10–20) samců. Přítomnost samců v nádrži pravděpodobně zlepšuje dozrávání samic. V případě vyššího zastoupení samců v nádrži dochází v období výtěru k jejich soubojům a následným plísnovým a bakteriálním onemocněním poškozených a posléze i dalších ryb v chovu oslabených umělým výtěrem. Pokud však není zdroj volně žijících samců k dispozici, je nutné chovat v kontrolovaných podmínkách v dostatečném počtu i samce. V tomto případě se neprovádí selekce samců z chovu a samci jsou chováni v nádržích společně se samicemi. Z důvodu vysoké agresivity a následných problémů s infekcemi zraněných ryb je vhodné z chovu odstraňovat staré (velké) samce. Dále je nutno pozorněji sledovat zdravotní stav obsádky především v povýtěrovém období, včas odstraňovat velmi zaplísňené ryby a v případě potřeby provádět léčebné zásahy (koupele, aplikace antibiotik). Chovat samce odděleně od samic se nedoporučuje. Samci se v monosexní obsádce mnohem více napaďají a v důsledku jejich poškození a následných onemocnění dochází k velkým, často až k totálním, ztrátám.

V průběhu chovu remontních i generačních ryb se doporučuje používat pouze kvalitní kompletní krmné směsi pro pstruha duhového. Pro mladší kategorie se používají méně intenzivní směsi s nižším obsahem tuku, pro generační ryby pak krmivo speciálně určené pro tuto kategorii. Velikost krmných dávek by se měla pohybovat na spodní hranici dávek doporučených v krmných postupech pro pstruha duhového obvykle dodávaných výrobcem krmných směsí. Velikost granulí předkládaných krmiv má odpovídat velikosti chovaných ryb. Granule krmiva by neměly plavat na hladině, ale pozvolna se potápět. Je možno praktikovat jak ruční krmení, tak využívat automatická krmítka. Krmení přirozenou potravou ani náhražkovými krmivy (např. slezina) v celém průběhu odchovu se nedoporučuje.

Umělý výtěr

Umělé výtěry chovaných ryb jsou obvykle prováděny ve stejných termínech jako výtěry mateřské populace volně žijících ryb. S populacemi ryb (volně žijící, chované) je nutno manipulovat odděleně, aby nedošlo k jejich promíchání. Pohlavní dimorfismus je v období výtěru velmi dobře patrný (tab. 4.6.1., obr. 4.6.14.). Při vlastním umělém výtěru není nutno využívat hormonální stimulaci. Anestetikum je možno použít jako vhodný prostředek eliminující poškození generačních ryb větších velikostí (Kolářová a kol., 2007). Ihned po provedení umělého výtěru je vhodné provést krátkodobou koupel ryb v roztoku manganistanu draselného (Kolářová a Svobodová, 2009) a poté ryby vypustit zpět do prostředí, ze kterého byly získány. Jikry uměle odchovaných samic je vhodné oplodňovat spermatem volně žijících samců. Kvalita pohlavních produktů uměle odchovaných generačních ryb, oplozenost, líhivost a životaschopnost potomstva je obvykle srovnatelná s parametry zjišťovanými u původní volně žijící populace (Randák a kol., 2006).

Pro umělý výtěr pstruhů obecných lze s přihlédnutím k podmínkám na většině našich pstruhových líhní doporučit níže popsany postup, který umožňuje maximální zachování genetické variability získaného potomstva.

Oplození jiker je nevhodnější provést suchou metodou, při které jsou jikry vytřeny do suché misky přímo i s ovariální tekutinou, popřípadě do sítky, ze kterého se po odkapání ovariální tekutiny jikry šetrně přemístí do suché plastové nádoby. Samice je vhodné vytírat individuálně, tzn., jikry od každé samice vytřeme do suché nádoby či sítky. Poté je vhodné zrakem (vizuálně) zkontrolovat kvalitu vytřených jiker, přičemž se zjišťuje např. přítomnost krve, shluků jiker, bílých jiker či jiker evidentně špatné kvality atp. V případě dobré kvality se následně jikry přemístí do větší nádoby pro shromažďování jiker z daného výtěru. Nádoby je nutno zakrývat vlhkým hadrem a jikry (ani v průběhu výtěru) nevystavovat působení

slunečního záření, teplotě významně se lišící od teploty vody, ve které budou jikry inkubovány, a je nutno důsledně dbát na to, aby se k jikrám nedostala voda. Přítomnost vody v jikrách před oplozením výrazně snižuje jejich schopnost oplození. Po výtěru celé skupiny samic se jikry v nádobě opatrně **promíchají** (homogenizují) a poté **rozdělí do menších nádob**. Počet těchto nádob vychází z počtu samců, kteří jsou pro oplození jiker k dispozici. Pro osemenění jiker v každé dílčí nádobě je zapotřebí 2–3 vředy různých samců. Sperma (mlíčí) se přidává přímo na vytřené jikry a stejně jako u jiker platí, že nesmí přijít do kontaktu s vodou. Pohlavní produkty se promíchají, přilije se voda, která aktivuje gamety a iniciuje tak vlastní proces oplození. Jikry se následně opět opatrně zamíchají. Vrstva vody nad jikrami by neměla být vyšší než 1–2 cm, aby nedošlo k přílišnému naředění spermatu a snížení oplozenosti. Poté se nádoby s jikrami nechají 3–5 minut v klidu stát, aby byl dokončen proces oplození. Následně se jikry z dílčích nádob shromáždí zpět do 1 nádoby, poté se opatrně několikrát promyjí stejnou vodou, která byla použita k oplození jiker a následně se umístí na inkubační aparáty. K inkubaci jiker je nevhodnější využívat klasické Rückel-Vackovy aparáty nebo žlabové vložky. Jikry by měly být na aparát umístěny pouze v jedné vrstvě. Kapacita jednoho přístroje se v tomto případě pohybuje kolem 8 000–10 000 ks jiker. Inkubující se jikry jsou až do fáze očních bodů (220–300 °D od oplození) velmi citlivé na otřesy, manipulaci a světlo. Teplota vody v průběhu inkubace by neměla překračovat 10 °C. Délka inkubace se v závislosti na teplotě vody pohybuje obvykle v rozsahu 350–500 °D. Při zakládání generačního hejna je zapotřebí počítat přibližně 100 oplozených jiker na jednu budoucí generační samici. Za optimální velikost chovaného hejna lze považovat alespoň 100–200 ks samic. Jestliže chceme založit generační hejno čítající 100 samic, měli bychom mít k dispozici přibližně 10 000 oplozených jiker. Tyto jikry by měly pocházet od co největšího počtu rodičů (alespoň od 20–30 párů).

Tab. 4.6.1. Přehled vnějších morfologických znaků s výrazným pohlavním dimorfismem, tzn. typických pro jednotlivá pohlaví v období pohlavní zralosti ryb.

Znak	Samec	Samice
zvětšení břišní dutiny	nevýrazné	výrazné
při stimulaci břicha uvolňují	sperma („mlíčí“) bílé barvy	bezprostředně před výtěrem jikry
zbarvení břicha	tmavé (kresba)	světlé
močopohlavní otvor	štěrbinovitý	oválný, zduřelý
tlama – rozeklaná	za oko	po oko
dolní čelist	u starších ryb hákovitě zahnutá	rovná
přední část horní čelisti (rostrum)	rovná (ostrá)	zaoblená
zbarvení těla („svatební šat“)	výrazné	méně výrazné



Obr. 4.6.14. Pohlavní dimorfismus u odchovaných generačních pstruhů obecných šumavské populace

(samec nahoře, samice dole, foto: T. Randák).

V průběhu 1. umělého výtěru dané generace chovaných ryb je vhodné z chovu odstranit většinu samců. Z důvodu zachování variability chovaných populací se nedoporučuje, kromě případného vyřazení nemocných ryb, provádět v rámci chovaných hejn žádné další úmyslné selekce. Pro odhad budoucí produkce jiker z chovaného hejna lze uvažovat s následujícími parametry:

- absolutní plodnost (počet vytřených jiker na samici) přibližně 1 000 ks;
- relativní plodnost (počet jiker na kilogram hmotnosti samice) 1 500–2 000 ks.kg⁻¹ hmotnosti samice;
- pohlavní dospělosti dosahuje přibližně 40–60% samic ve 3. roce života, zbylá část ryb dospívá v dalších letech. Samci dospívají obvykle o rok dříve než samice. Toho je možné využít k jejich vyřazení z chovu ve 2. a 3. roce odchovu.

V chovu se ryby dožívají obvykle vyššího věku (obvykle 5–8 let) než v přírodních podmínkách. Díky tomu dosahují chované ryby i větších velikostí a mají tedy i více jiker než je obvyklé u volně žijících jedinců. Hmotnost samic využívaných k umělým výtěrům se nejčastěji pohybuje mezi 300–1 000 g. Počet absolvovaných výtěrů za život ryby v chovu se obvykle pohybuje kolem 3–5. Povýtěrová mortalita chovaných ryb je u mladých generačních ryb (1.–2. výtěr) minimální. U dlouhodobě chovaných ryb může dojít k určitým morfologickým změnám (např. snížení plochy ploutví) a změnám v jejich chování (např. ztráta plachosti, reakce na krmení). Jedná se o přizpůsobení organismu na nové podmínky a o důsledky působení nepřírozeného prostředí. Obvykle se však nejedná o změny genetické, tzn. přenosné na potomstvo. V rámci studie zaměřené na porovnání reprodukčních ukazatelů, oplozenosti, líhivosti a biologické kvality jiker mezi odchovanými a volně žijícími generačními rybami stejného původu nebyly mezi skupinami velikostně podobných jedinců zjištěny žádné významné rozdíly (Randák a kol., 2006). Velice vhodným opatřením umožňujícím identifikaci ryb je jejich značení obvykle pomocí čipů nebo barevných značek (např. VIE, VIA – viz kap. 4.10.).

Chov generačních lipanů podhorních (Randák a kol., 2009b)

Pokud je nezbytné získávat generační lipany odlovem z volných vod, jako vhodnější se jeví postup, při kterém jsou generační jedinci odlovováni z toků v podzimním období (např. při odlovu generačních pstruhů obecných) a přes zimní období jsou ryby přechovávány ve vhodných nádržích. Pro účely přechovávání odlovených generačních ryb do jarních výtěrů je možno využívat např. zemní a příkopové rybníčky, kanály a sádky. Vhodnější jsou ale větší průtočné rybníky (obvykle do 1 ha) napájené kvalitní vodou, s dostatečným vodním sloupcem (1–3 m), ve kterých mohou ryby nacházet přirozenou potravu. V jarním období (obvykle na přelomu března a dubna), když ryby začnou vytažovat k přítoku, jsou nádrže sloveny a ryby přemístěny do menších manipulačních nádrží v blízkosti líhně. V případě optimálních teplotních podmínek (10–12 °C) není zapotřebí používat hormonální stimulaci. V případě velkého kolísání teploty je z důvodu zvýšení počtu ovulujících samic a soustředění výtěrů do kratšího časového úseku vhodné tuto stimulaci použít. Ryby jsou průběžně kontrolovány a zralé vytírány. Obvykle je většina ryb vytřena během 2–3 výtěrů, které jsou obvykle prováděny s odstupem 4–7 dnů. S rybami je nutno manipulovat maximálně šetrně. U vytíraných ryb je vhodné používat anestezii (Kolářová a kol., 2007). Její aplikace snižuje poškození ryb a zvyšuje procento úspěšně vytřených samic. Jako perspektivní z hlediska dalšího snižování povýtěrové mortality se jeví intramuskulární či intraperitoneální aplikace antibiotik. Po výtěru je vhodné aplikovat krátkodobou koupel v roztoku manganistanu draselného (hypermanganu, Kolářová a Svobodová, 2009). Co nejdříve po provedení umělého výtěru jsou ryby vypouštěny zpět do vodního toku. Povýtěrová mortalita generačních ryb při tomto způsobu je srovnatelná s povýtěrovou mortalitou ryb při přirozeném výtěru a umožní jejich opětovné využití v dalších sezónách. Kvalita získaných jiker je velmi dobrá a projevuje se vysokou oplozeností (obvykle 70–90 %) a tedy lepší efektivitou celého chovu.

Velmi významného zvýšení počtu generačních ryb je možno docílit jejich chovem. Chov generačních ryb je možno provádět v extenzivních podmínkách i v podmínkách umělého chovu. Při zakládání generačních hejn, které budou chovány v podmínkách umělého chovu, je postupováno způsobem obdobným jako u pstruha obecného. Nejvhodnější je vycházet z původních volně žijících populací vyskytujících se v dané oblasti.

Odchov plůdku a ročka v kontrolovaných podmínkách

Po vykulení plůdku nastává tzv. klidová fáze odchovu, kdy plůdek leží na dně inkubačních aparátů a tráví zásoby živin ze žloutkového vřáčku. Toto období končí strávením přibližně 2/3 žloutkového vřáčku a rozplaváním plůdku. Délka klidové fáze se pohybuje obvykle kolem 40–60 °D (4–6 dnů). Ke konci této fáze je možno již zahájit rozkrm plůdku přímo na aparátech nebo plůdek vysadit k extenzivnímu odchovu na přirozené potravě.

V případě extenzivního a polointenzivního odchovu je plůdek vysazován ihned po rozplavání ještě se zbytkem žloutkového vřáčku, popř. po počátečním odkrmu na žlabech do předem připravených rybníků či nádrží rybníčního typu (přírodní koupaliště, požární nádrže atp.) s dostatkem přirozené potravy v optimální velikosti (drobný plankton). Nádrže by měly být napouštěny přibližně 10–14 dnů před vysazením. Ideální je, když mají dostatečný přítok čisté vody a pevné dno bez silné vrstvy sedimentu. Vhodným opatřením je jejich přiměřené vyhnojení organickou hmotou (např. kompost, chlévský hnůj) před napuštěním rybníka, což podporuje rozvoj přirozené potravy. Teplota vody v prvním roce odchovu může překračovat i 20 °C. Velikost nádrží by měla být optimálně 0,5–1,5 ha v případě extenzivního odchovu bez přikrmování a do 0,5 ha v případě polointenzivního odchovu s přikrmováním obsádky. Velikost obsádky závisí na velikosti vysazovaných ryb (plůdek, odkrmený plůdek), množství přirozené potravy, na intenzitě případného přikrmování a také na požadavcích na velikost lovených ryb. Obvykle se počáteční obsádky pohybují od 1 ks.m⁻² v čistě extenzivních podmínkách po 50 ks.m⁻² při polointenzivním způsobu odchovu čtvrtročka. V nádržích je nutno sledovat úroveň výskytu a velikost planktonu

a v případě jeho poklesu zahájit příkrmování kompletními krmnými směsmi. Vhodná je instalace automatických krmítek v přítokové části odchovné nádrže. Ztráty při výše uvedených způsobech odchovu se v průběhu vegetační sezóny pohybují obvykle kolem 30–70 %.

V případě intenzivního odchovu je na začátku následné tzv. aktivní fáze odchovu, kdy plůdek již vykazuje významnou pohybovou aktivitu a postupně přechází z endogenní na exogenní výživu, nutné plůdek přemístit na mělké žlaby a začít s rozkrmem. Počáteční obsádka se obvykle pohybuje v rozmezí 50–100 ks.l⁻¹. V průběhu rozkrmu i v dalších fázích chovu se doporučuje používat kompletní krmné směsi. Osvědčily se směsi pro pstruha duhového s nižším obsahem tuku pocházející od renomovaných výrobců. Velikost granulí v průběhu rozkrmu by se měla pohybovat do 0,3 mm. V průběhu rozkrmu je optimální praktikovat ruční krmení v menších dávkách s vysokou frekvencí (6–10 × za den) na celou plochu žlabu, později, když ryby již ochotně přijímají krmivo, je možno aplikovat automatická krmítka (např. na hodinový strojek), a to nejlépe 2 na 1 žlab. Velikost krmných dávek by se měla pohybovat na spodní hranici dávek doporučených v krmných postupech pro pstruha duhového obvykle dodávaných výrobcem krmných směsí. Velikost granulí předkládaných krmiv má odpovídat velikosti chovaných ryb (viz krmné katalogy výrobce). Ve žlabech je zpočátku vhodné udržovat nízký sloupec vody (cca 10 cm). Pokud plůdek špatně přijímá krmnou směs, je nutno použít živý popř. zamražený plankton v optimální velikosti. Použití planktonu sice zvyšuje riziko zavlečení nákazy do chovu a zpomaluje návyk ryb na krmnou směs, ale v některých případech je jeho použití nezbytné, abychom zabránili úhynu plůdku v důsledku jeho vyhladovění. Při použití planktonu je vhodné kombinovat přirozenou potravu a krmnou směs, tzn. podávat je současně. Kusové ztráty v prvních fázích odchovu se obvykle pohybují do 20 %.

Po 3–4 týdnech počátečního odchovu se plůdek (velikost plůdku je obvykle kolem 3 cm) přesazuje do větších nádrží (možno i do rybníků a nádrží rybníčního typu – viz výše), ve kterých pokračuje odchov zpravidla až do stadia ročka. Obvykle jsou v případě intenzivního chovu používány obdélníkové žlaby či kruhové bazény. Velikost obsádek závisí především na velikosti nádrží a obsahu kyslíku ve vodě. Hodnota nasycení vody kyslíkem by na odtoku z odchovných nádrží neměla klesat pod 60 %. Pro optimální růst je vhodné, vzhledem ke značné teplotní toleranci lipana v prvním roce života, napájet tyto nádrže vodou o vyšší teplotě. V letních měsících může teplota vody dosahovat až 25 °C, za předpokladu přísného dodržování hygieny chovu a dostatečné saturace vody kyslíkem (nasycení na odtoku nad 60 %). V odchovných nádržích je možné používat provzdušňovací či kyslíková zařízení, což umožňuje adekvátně zvýšit hustotu obsádek. V závislosti na rychlosti růstu se ryby v průběhu odchovu rozdělují na více nádrží. V průběhu odchovu plůdku je velmi důležité provádět preventivní vyšetření plůdku na přítomnost parazitárních infekcí a důsledně dodržovat čistotu prostředí.

Odchov remontních a generačních ryb

Pro odchov generačních ryb v **extenzivních** podmínkách je možné využívat vhodné nádrže rybníčního typu, kanály atp. Hlavním zdrojem výživy je v těchto podmínkách přirozená potravina. Odchov generačních ryb je možno v takovýchto nádržích realizovat nejlépe od stadia ročka, ale je také možné do těchto podmínek vysazovat dvouleté ryby. Je důležité, aby násady byly odchovány v extenzivních či polointenzivních podmínkách, tzn., aby měly návyk na přirozenou potravu. Kvalita pohlavních produktů generačních lipanů podhorních odchovaných extenzivním způsobem je většinou dobrá. Nevýhodou extenzivního způsobu chovu generačních ryb je nízká hustota obsádek, tzn. poměrně malý počet generačních ryb odchovaných na jednotku plochy používaných nádrží (obvykle 100–300 ks.ha⁻¹), samozřejmě však závisí na úživnosti prostředí. V tomto systému lze chovat remontní i generační ryby dohromady a pro potřeby umělé reprodukce v předvýtěrovém období vybírat ryby pohlavně zralé s dostatečným nasazením pohlavních produktů.

Velmi efektivní metodou odchovu remontních a generačních lipanů je jejich **polointenzivní** chov v rybnících. Rybník vhodný k odchovu generačních lipanů by měl mít velikost od 0,5 do 1,5 ha. Jeho

hloubka by se měla pohybovat na většině plochy do 1 metru, část rybníka musí být hlubší, aby bylo zajištěno bezproblémové přezimování chovaných ryb. Nezbytnou podmínkou je napájení rybníka dostatečným přítokem kvalitní vody, nejlépe z potoka či říčky. Teplota vody v rybníce by v letních měsících neměla překračovat 22 °C. Vhodné jsou rybníky s písčitým či štěrkovým dnem. Zabahněné rybníky nejsou pro chov lipana optimální. Přítomnost vodních rostlin není na závadu, neboť poskytují podmínky pro rozvoj larev vodního hmyzu, které tvoří důležitou součást přirozené potravy lipana. Rozvoj přirozené potravy je možné podpořit přiměřeným hnojením rybníka. Výhodou je poloha rybníka poblíž zástavby, kdy je možno částečně eliminovat působení rybožravých predátorů. Jejich negativnímu působení je možno rovněž čelit oplocením rybníka a natažením drátěných či sítěných zábran nad ním. Obsádka generačních lipanů by se měla pohybovat mezi 300–500 ks.ha⁻¹. Odchovávají se společně obě pohlaví. Část potravních nároků generačních lipanů je při tomto způsobu chovu pokryta přirozenou potravou, část je možno pokrýt příkrmováním kompletními granulovanými směsmi. S příkrmováním je vhodné přestat na podzim (ve druhé polovině až na konci října), neboť přílišné ztučnění generačních ryb zhoršuje kvalitu pohlavních produktů. Na jaře se ryby začínají příkrmovat až v povýťetovém období po jejich navrácení do rybníka. Kusové ztráty, ke kterým dochází především v povýťetovém období, se při tomto způsobu odchovu pohybují kolem 20–40 % za rok.

Intenzivní odchov remontních a generačních lipanů lze provádět v zemních rybníčcích, betonových sádkách, kruhových bazénech či příkopových rybníčcích o objemu vody řádově v desítkách až stovkách m³. Důležitou podmínkou je dostatečný přítok kvalitní vody, jejíž teplota by neměla přesahovat v nejteplejších měsících 22 °C. Voda o trvale nízké teplotě je rovněž nevhodná, neboť ryby pomaleji rostou. Jednotlivé věkové kategorie (1–2leté, 2–3leté, generační ryby) je optimální chovat v samostatných nádržích. Tříleté ryby je možno již začlenit do generačního hejna. Ročky lze nasazovat v počtu okolo 100–300 ks.m⁻³, dvouleté ryby pak obvykle v počtu 30–80 ks.m⁻³ a generační ryby v počtu obvykle 5–15 ks.m⁻³. Odchovávat lze samce i samice dohromady. Nasycení vody kyslíkem by nemělo na odtoku z nádrží dlouhodobě klesat pod 60%. Při manipulacích s rybami je nutno postupovat maximálně šetrně. Kusové ztráty se při chovu remontních ryb pohybují do 20% za rok a dochází k nim v průběhu celého roku, při odchovu generačních ryb pak dosahují 20–40% obsádky a jsou soustředěny především do povýťetového období. V období po výtěru je proto velmi důležitá hygiena chovu, včasné odstraňování uhynulých jedinců a v případě masivnějších úhynů je možno po poradě s veterinárním lékařem aplikovat jím doporučená léčebná opatření (koupele, aplikace antibiotik apod.). Krmení ryb je při tomto způsobu odchovu prováděno výhradně kompletními krmnými směsmi obvykle pro pstruha duhového s co nejnižším obsahem tuku (např. 55% bílkovin, 15% tuku). Nejvhodnější je předkládat krmivo pomocí automatických krmítek, ryby však lze krmit i ručně. Generační ryby je vhodné přestat krmit v průběhu října, aby do období výtěru došlo ke vstřebání tuku ukládaného v břišní dutině v důsledku krmení umělými krmivými a tím ke zlepšení kvality a oplozenisčnosti pohlavních produktů.

Umělý výtěr

V našich podmínkách obvykle probíhá rozmnožování u lipana podhorního v období dubna až května. Teplota vody je jedním z hlavních faktorů ovlivňujících dozrávání ryb. Optimální teplota vody v tomto období je kolem 10 °C. Dlouhodobější pokles teploty vody pod 6 °C dozrávání prakticky zastavuje. Umělý výtěr ryb je nutno provádět tak, aby byla zajištěna maximální možná genetická variabilita získaného potomstva. Pro umělý výtěr lipanů podhorních lze s přihlédnutím k podmínkám na většině našich lipanových líhní doporučit následující postup.

Oplození jiker je nejvhodnější provést suchou metodou, při které jsou jikry vytřeny do suché misky přímo i s ovariální tekutinou, popřípadě do sítka (obr. 4.6.15.), ze kterého se po odkapání ovariální tekutiny jikry šetrně přemístí do suché plastové nádoby. Postup umělého výtěru je obdobný jako v případě pstruha obecného. Pohlavní dimorfismus je v období výtěru velmi dobře patrný (tab. 4.6.2.).



Obr. 4.6.15. Umělý výtěr samic lipana podhorního (foto: T. Randák).

Místo vody je možno k iniciaci oplození použít fyziologický roztok (0,9% vodný roztok chloridu sodného), který podle zkušeností některých chovatelů zvyšuje procento oplozených jiker. Míchání jiker je vhodné provádět např. čistou stěrkou či lopatkou (plastovou, gumovou nebo dřevěnou) nikoli rukou. U vytíraných ryb je velmi vhodné používat anestézii (Kolářová a kol., 2007) a po výtěru aplikovat krátkodobou koupel v roztoku manganistanu draselného (hypermanganu, Kolářová a Svobodová, 2009). Vytřené generační ryby se po desinfekční koupeli co nejdříve vypouštějí zpět do přírodních toků. Při zakládání generačního hejna je zapotřebí počítat přibližně 200 oplozených jiker na jednu budoucí generační samici. Za optimální velikost chovaného hejna lze považovat alespoň 100–200 ks samic. Jestliže chceme založit generační hejno čítající 100 samic a 100 samců, potřebujeme tedy přibližně 20 000 oplozených jiker. Tyto jikry by měly pocházet z co největšího počtu rodičů (alespoň od 20–30 párů). V případě lipana podhorního neprovádíme odstranění samců z chovu. K inkubaci jiker je nevhodnější používat Kannengietery láhve. Tyto láhve se skládají ze dvou dílů, přičemž objem vnitřní nádoby je obvykle 1–1,5 litru. V takovéto láhvi je možno inkubovat kolem 20 000 jiker. Je možno používat i větší verze těchto láhví, přičemž jejich inkubační kapacita se adekvátně s jejich velikostí zvyšuje. Jikry jsou v období před dosažením očních bodů (obvykle 80–90 °D) poměrně citlivé na otřesy, proto se v lahvích nastavuje pouze mírný průtok. Jikry jsou také citlivé na světlo. Před koncem inkubace se jikry přesazují z inkubačních láhví na klasické Rückel-Vackovy aparáty s otvory kolem 1–1,5 mm nebo na žlabové vložky. Teplota vody v průběhu inkubace by měla být optimálně 10–12 °C. Délka inkubace se v závislosti na teplotě vody

pohybuje obvykle v rozsahu 150–200 °D. V průběhu inkubace lze provádět preventivní koupele jiker (Kolářová a Svobodová, 2009). Oplozenost jiker pocházejících od volně žijících ryb se obvykle pohybuje kolem 70–90%. Líhnutí plůdku probíhá na Rückel-Vackových aparátech či žlabových vložkách. V jeho průběhu je zapotřebí nastavit přístroje na spodní tok, zvýšit průtok vody z důvodu zvýšených nároků obsádky na kyslík a opatrně odstraňovat jikerné obaly.

Tab. 4.6.2. Přehled vnějších morfologických znaků s výrazným pohlavním dimorfismem u lipana podhorního, tzn. typických pro jednotlivá pohlaví v období pohlavní zralosti ryb.

Znak	Samec	Samice
zvětšení břišní dutiny	nevýrazné	výrazné
při stimulaci břicha uvolňují	sperma („mlíčí“) bílé barvy	bezprostředně před výtěrem jikry
močopohlavní otvor	štěrbinovitý	oválný, zduřelý
hřbetní ploutev	velká praporcovitá, ostře zakončená, zřetelně vybarvená	menší, na konci zaoblená, méně vybarvená
zbarvení těla („svatební šat“)	výrazné až temně fialové	méně výrazné

Pro odhad budoucí produkce jiker z chovaného hejna lze uvažovat s následujícími parametry:

- absolutní plodnost (počet vytřených jiker na samici) přibližně 1 500–3 000 ks;
- relativní plodnost (počet jiker na kilogram hmotnosti samice) 8 000–15 000 ks.kg⁻¹ hmotnosti samice;
- pohlavní dospělosti dosahuje přibližně 40–60% samic ve 3. roce života, zbylá část ryb dospívá v dalších letech. Samci dospívají obvykle o rok dříve než samice.

V chovu se ryby dožívají obvykle vyššího věku (zpravidla 4–7 let) než v přírodních podmínkách. Díky tomu dosahují chované ryby i větších velikostí a mají tedy i více jiker než je obvyklé u volně žijících jedinců. Hmotnost samic využívaných k umělým výtěrům se nejčastěji pohybuje mezi 200–600 g. Počet absolvovaných výtěrů za život ryby v chovu se obvykle pohybuje kolem 2–4. Velice vhodným opatřením umožňujícím identifikaci ryb je jejich značení. Značení je možno provést, pokud velikost značených ryb odpovídá požadavkům příslušných značících metod a nejlépe v podzimních měsících, kdy jsou ryby nejméně citlivé na manipulaci. V období výtěru je značení generačních ryb nevhodné a významným způsobem zvyšuje povýtěrovou mortalitu. Značení je vhodné provádět s využitím anestetik.

Zavedení výše popsaných postupů chovu generačních ryb je předpokladem pro zvýšení a stabilizaci produkce plůdku pstruha obecného a lipana podhorního. Vytvořením systému regionálních líhní pracujících s místními populacemi bude moci být ustoupeno od vysazování nepůvodních populací pocházejících z jiných regionů či ze zahraničí. Vlastním chovem generačních ryb a dodržováním výše uvedených zásad bude splněna podmínka dlouhodobé udržitelnosti a stability produkce kvalitních násad vykazujících vlastnosti maximálně podobné volně žijícím populacím. Zároveň bude moci být ustoupeno od masivního odlovu generačních ryb z volných vod, čímž bude podpořena jejich nesmírně důležitá přirozená reprodukce. Problematika chovu násad pstruha obecného a lipana podhorního a jejich vysazování do volných vod je popsána v kap. 4.8.1.

LITERATURA

- Arias, L., Sanchez, L., Martinez, P., 1995. Low stocking incidence in brown trout populations from northwestern Spain monitored by LDH-5* diagnostic markers. *Journal of Fish Biology* 47: 170–176.
- 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.
- Baruš, V., Oliva, O., 1995. Mihulovci *Petromyzontes* a ryby *Osteichtyes*. 1. Akademia, Praha, 624 s.
- Carlstein, M., 1997. Effects of rearing technique and fish size on post-stocking feeding, growth and survival of European grayling, *Thymallus thymallus* (L.). *Fisheries Management and Ecology* 4 (5): 391–404.
- Coutant, C.C., 1998. What is „normative“ for fish pathogens? A perspective on the controversy over interactions between wild and cultured fish. *Journal of Aquatic Animal Health* 10: 101–106.
- Cowx, I.G., Welcomme, R.L., 1998. Rehabilitation of Rivers for Fish. Food and Agricultural Organization of the United Nations by Fishing News Books, Oxford, UK, 304 pp.
- Čech, M., Čech, P., 2000. Potrava vydry říční na Chotýšance v zimním období 2000/2001. *Sborník vlastivěd. prací z Podblanicka* 40: 81–91.
- Čech, M., Čech, P., 2008. Potrava vydry říční (*Lutra lutra*) a norka amerického (*Neovison vison*) na Křešickém potoce (střední Čechy). *Sborník vlastivěd. prací z Podblanicka* 48: 106–121.
- Čech, M., Vejřík, L., 2011. Winter diet of great cormorant (*Phalacrocorax carbo*) on the River Vltava: estimate of size and species composition and potential for fish stock losses. *Folia Zoologica* 60 (2): 129–142.
- Einum, S., Fleming, I.A., 2001. Implications of stocking: Ecological interactions between wild and released salmonids. *Nordic Journal of Freshwater Research* 75: 56–70.
- 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.
- Fleming, I.A., Einum, S., 1997. Experimental tests, of genetic divergence of farmed from wild Atlantic salmon due to domestication. *ICES. Journal of Marine Science* 54: 1051–1063.
- Fleming, I.A., Peterson, E., 2001. The ability of released, hatchery salmonids to breed and contribute to the natural productivity of wild populations. *Nordic Journal of Freshwater Research* 75: 71–98.
- Harcup, M.F., Williams, M.R., Ellis, M.D., 1984. Movements of brown trout, *Salmo trutta* L., in the River Gwyddon, South Wales. *Journal of Fish Biology* 24: 415–426.
- Harsányi, A., Aschenbrenner, P., 2002. Vývoj obsádky a rozmnožování lipana (*Thymallus thymallus*) v dolním Bavorsku. *Bulletin VÚRH Vodňany* 38 (3): 99–127.
- Kašpar, V., Vandeputte, M., Kohlmann, K., Hulák, M., Rodina, M., Gela, D., Kocour, M., Linhart, O., 2008. A proposal and case study towards a conceptual approach of validating sperm competition in common carp (*Cyprinus carpio* L.), with practical implications for hatchery procedures. *Journal of Applied Ichthyology* 24 (4): 406–409.
- Kavalec, J., 1989. Výroba násadového materiálu lososovitých ryb v Českém rybářském svazu. In: Berka, R. (Ed.), *Chov lososovitých ryb (sborník referátů z konference)*, ČSVTS při VÚRH a SRŠ Vodňany, s. 99–103.
- Kolářová, J., Svobodová, Z., 2009. Léčebné a preventivní postupy v chovech ryb. Edice Metodik, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany, č. 88, 30 s.

- Kolářová, J., Svobodová, Z., Žlábek, V., Randák, T., Hajšlová, J., Suchan, P., 2005. Organochlorine and PAHs in brown trout (*Salmo trutta fario*) population from Tichá Orlice River due to chemical plant with possible effects to vitellogenin expression. *Fresenius Environmental Bulletin* 14 (12): 1091–1096.
- Kolářová, J., Velíšek, J., Nepejchalová, L., Svobodová, Z., Kouřil, J., Hamáčková, J., Máchová, J., Piačková, V., Hajšlová, J., Holadová, K., Kocourek, V., Klimánková, E., Modrá, H., Dobšíková, R., Groch, L., Novotný, L., 2007. Anestetika pro ryby. Edice Metodik, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany, č. 77, 19 s.
- Kouřil, J., Barth, T., Fila, F., Příhoda, J., Flegel, M., 1987a. Použití syntetického analogu lososího Gn-RH k indukovanému umělému výtěru jikernaček lipana podhorního (*Thymallus thymallus* L.). *Bulletin VÚRH Vodňany* 23 (3): 3–10.
- Kouřil, J., Barth, T., Štěpán, J., Fila, F., Příhoda, J., Flegel, M., 1987b. Umělý výtěr jikernaček lipana podhorního (*Thymallus thymallus* L.) při použití indukované ovulace pomocí analodu LH-RH a hypofýzy. *Bulletin VÚRH Vodňany* 23 (2): 3–11.
- L'Abée-Lund, J.H., 1991. Stocking of hatchery-reared fish an enhancement method? *Fauna* 44: 173–180.
- Lachance, S., Magnan, P., 1990. Performance of domestic, hybrid, and wild strains of brook trout, *Salvelinus fontinalis*, after stocking: the impact of intra- and interspecific competition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 2278–2284.
- Leszek, A., Ciesla, M., 2000. Lipan v Polsku – rozšiřování a zarybňování. *Bulletin VÚRH Vodňany* 34 (4): 110–113.
- Li, Z.H., Žlábek, V., Turek, J., Velíšek, J., Pulkrabová, J., Kolářová, J., Sudová, E., Beránková, P., Hrádková, P., Hajšlová, J., Randák, T., 2011. Evaluating environmental impact of STPs situated on streams in the Czech Republic: An integrated approach to biomonitoring the aquatic environment. *Water Research* 45 (3): 1403–1413.
- Lusk, S., Skácel, L., Sláma, B., 1987. Lipan podhorní. Český rybářský svaz, Praha, 155 s.
- Lusk, S., Lusková, V., Halačka, K., Smutný, M., 2003. Anglers' catches as an indicator of fish population status. *Ecohydrology & Hydrobiology* 3 (1): 113–119.
- Mareš, J., Habán, V., 2003. Dopad nepřiměřeného výskytu vydry a kormorána na hospodaření na revírech MRS. In: Sbor. referátů odbor. semináře „Rybářství a predátoři“. ČRS, Praha, s. 36–40.
- McMichael, G.A., Sharpe, C.S., Pearsons, T.N., 1997. Effects of residual hatchery-reared steelhead on growth of wild rainbow trout and spring chinook salmon. *Transactions of the American Fisheries Society* 126: 230–239.
- McMichael, G.A., Pearsons, T.N., Leider, S.A., 1999. Behavioral interactions among hatchery-reared steelhead smolts and wild *Oncorhynchus mykiss* in natural Streams. *Vorth. American Journal of Fisheries Management* 19: 948–956.
- Meka, J.M., 2004. The influence of hook type, angler experience, and fish size on injury rates and the duration of capture in an Alaskan catch-and-release rainbow trout fishery. *North American Journal of Fisheries Management* 24 (4): 1309–1321.
- Nieslanik, M., 2005. Uplatnění odkrmených násad pstruha obecného v odchovných potocích. In: Vykusová, B. (Ed.), Pstruh obecný (sborník příspěvků z odborného semináře). Pastviny, Rada ČRS a VÚRH JU Vodňany.
- Ovidio, M., Baras, E., Goffaux, D., Birtles, C., Philippart, C.J., 1998. Environmental unpredictability rules fall migration of brown trout (*Salmo trutta* L.) in the Belgian Ardennes. *Hydrobiologia* 371/372: 263–274.
- Pavlík, L., 2000. Historie a vlastní zkušenosti s chovem lipana v rybářské praxi. *Bulletin VÚRH Vodňany* 34 (4): 107–109.

- Pokorný, J., Kouřil, J., 1999. Chov lipana a jeho umělý výtěr. Edice Metodik, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany, č. 59, 18 s.
- Pokorný, J., Adámek, Z., Dvořák, J., Šrámek, V., 2003. Pstruhařství. Informatorium, Praha, 281 s.
- Randák, T., 2002. Vliv vybraných preparátů indukujících ovulaci na průběh výtěru generačních lipanů podhorních (*Thymallus thymallus* L.) a jejich mortalitu v povýtěrovém období. Bulletin VÚRH Vodňany 38 (4): 168–174.
- Randák, T., 2006. Možnosti zvyšování produkce násad pstruha obecného (*Salmo trutta* m. *fario* L.) a lipana podhorního (*Thymallus thymallus* L.) pro zarybňování volných vod. Disertační práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, České Budějovice, 132 s.
- Randák, T., Kocour, M., Žlábek, V., Policar, T., Jarkovský, J., 2006. Effect of culture conditions on reproductive traits of brown trout, *Salmo trutta* L. Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture 383: 1–12.
- Randák, T., Turek, J., Kolářová, J., Kocour, M., Hanák, R., Velíšek, J., Žlábek, V., 2009a. Technologie chovu pstruha obecného v kontrolovaných podmínkách za účelem produkce násadového materiálu pro zarybňování volných vod. Edice Metodik (technologická řada), Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Vodňany, č. 96, 19 s.
- Randák, T., Turek, J., Kolářová, J., Kocour, M., Kouřil, J., Hanák, R., Velíšek, J., Žlábek, V., 2009b. Technologie chovu generačních lipanů podhorních za účelem udržitelné produkce kvalitního násadového materiálu pro zarybňování volných vod. Edice Metodik (technologická řada), Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Vodňany, č. 97, 24 s.
- Risley, C.A.L., Zydlewski, J., 2010. Assessing the Effects of Catch and Release Regulations on a Brook Trout Population Using an Age-Structured Model. North American Journal of Fisheries Management 30 (6): 1434–1444.
- Rogers, M.H., Allen, M.S., Jones, D., 2005. Relationship between river surface level and fish assemblage in the Ocklawaha River, Florida. River Research and Applications 21: 501–511.
- Saunders, R.L., 1991. Potential interaction between cultured and wild Atlantic salmon. Aquaculture 98: 51–60.
- Sholes, W.H., Hallock, R.J., 1979. An evaluation of rearing fall-run chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*, to yearlings at Feather River hatchery, with a comparison of returns from hatchery, and downstream releases. California Fish and Game 64: 239–255.
- Slavík, O., Bartoš, L., 1997. Effect of water temperature and pollution on young-of-the-years fishes in the regulated stretch of the River Vltava, Czech Republic. Folia Zoologica 46: 367–374.
- Slavík, O., Mašek, P., Balvín, P., Kolářová, J., Randák, T., 2004. Migrace pstruhů obecných a variabilita průtoku v pramenných oblastech řek Vydry a Vltavy. Sborník z konference Aktuality šumavského výzkumu II. CHKO Šumava, s. 230–232.
- Slavík, O., Bartoš, L., Horký, P., 2009. Effect of river fragmentation and flow regulation on occurrence of landlocked brown trout in a fish ladder. Journal of Applied Ichthyology 25 (1): 67–72.
- Spurný, P., 2003. Deterioration of the fish community of the salmonid Dyje River cause by overwintering cormorant (*Phalacrocorax carbo*). Acta Scientiarum Polonorum 2 (1): 247–254.
- Sundström, L.F., Lohmus, M., Johnsson, J.L., 2003. Investment in territorial defence depends on rearing environment in brown trout (*Salmo trutta*). Behavioral Ecology and Sociobiology 54: 249–255.
- Turek, J., Randák, T., Velíšek, J., Hanák, R., Sudová, E., 2009. Porovnání abundance a biomasy rybí obsádky v morfologicky a průtokově odlišných úsecích malého toku. Bulletin VÚRH Vodňany 45 (1): 18–25.

- Turek, J., Randák, T., Horký, P., Žlábek, V., Velíšek, J., Slavík, O., Hanák, R., 2010a. Post-release growth and dispersal of pond and hatchery-reared European grayling *Thymallus thymallus* compared with their wild conspecifics in a small stream. *Journal of Fish Biology* 76: 684–693.
- Turek, J., Horký, P., Velíšek, J., Slavík, O., Hanák, R., Randák, T., 2010b. Recapture rate and growth of hatchery-reared brown trout (*Salmo trutta* m. *fario*, L.) in Blanice River and the effect of stocking on wild brown trout and grayling (*Thymallus thymallus*, L.). *Journal of Applied Ichthyology* 26 (6): 881–885.
- Verspoor, E., 1998. Reduced genetic variability in 1st generation hatchery populations of atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45 (10): 1686–1690.
- Waples, R.S., 1991. Genetic interactions between hatchery and wild salmonids: lessons from the Pacific Northwest. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48 (1):124–133.

4.7. Účelové rybářské hospodaření (M. Vašek, Z. Adámek, J. Kubečka)

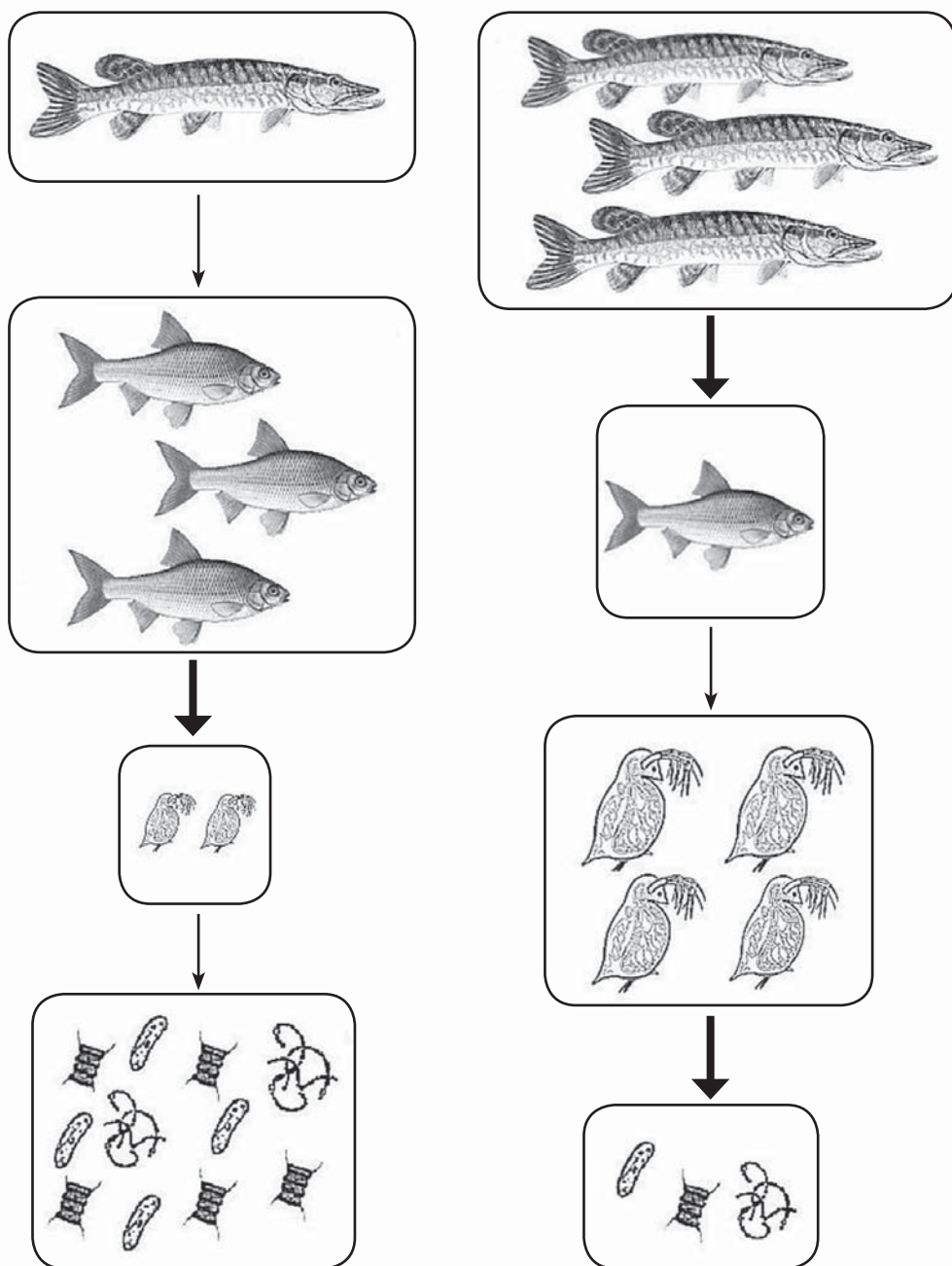
4.7.1. Biomanipulace

Snaha pozitivně ovlivnit ekologické procesy a kvalitu vody v jezerech a nádržích prostřednictvím zásahů do rybího společenstva (obsádky) je předmětem účelového rybářského hospodaření. Účelové řízení rybí obsádky, jehož hlavním cílem je omezit rozvoj planktonních řas, je označováno termínem **biomanipulace**. Princip biomanipulace spočívá v eliminaci populací planktonožravých ryb (plotice obecná, ouklej obecná, cejn velký, cejnek malý, perlín ostrobřichý, kapr obecný, karas stříbřitý), ať už přímými odlovy těchto nežádoucích ryb nebo jejich potlačení prostřednictvím vysazování ryb dravých. Snížení početnosti planktonožravých ryb vede k omezení jejich vyžíracího tlaku na zooplankton, následně dochází k rozvoji populací velkých druhů filtrujícího zooplanktonu (perloočky rodu *Daphnia*), který účinně odstraňuje drobné planktonní řasy z vodního sloupce, což se v konečném důsledku projevuje zvýšenou průhledností vody. Biomanipulace tedy představuje cílené ovlivňování nižších článků potravního řetězce skrze působení na ryby jakožto hierarchicky vyšší článek potravního řetězce (obr. 4.7.1.).

Fakt, že rybí obsádka je schopná kontrolovat druhové a velikostní složení společenstva zooplanktonu a fytoplanktonu i jejich množství, byl poprvé objeven Hrbáčkem (1962). Posléze, v 70. až 90. letech minulého století, se manipulace s rybími obsádkami a její dopady na strukturu a fungování vodních ekosystémů stala předmětem celé řady vědeckých studií. Intenzita výzkumu této problematiky byla motivována praktickou snahou omezit projevy **antropogenní eutrofizace** (nežádoucí rozvoj planktonních řas a sinic způsobený přebytkem živin v prostředí v důsledku lidské činnosti). V této době byla také publikována metodická příručka „Účelové rybí obsádky v údolních nádržích“ (Lusk a kol., 1983), jež obsahuje přehled o významu, tvorbě a využití řízených rybích obsádek v přehradních nádržích. Pozdější výzkumy některé dřívější názory opravily a zejména lépe a přesněji vymezily podmínky, při kterých je biomanipulace nejvíce účinná. Aktuální syntézu problematiky biomanipulace nalezne zájemce například v pracích Hanssona a kol. (1998) a Mehnera a kol. (2002, 2004). U nás jsou biomanipulační opatření různou měrou uplatňována především na nádržích vodárenských, které slouží k akumulaci surové pitné vody. V poslední době však narůstá zájem využít potenciál biomanipulace pro zlepšení jakosti vody i v přehradních nádržích a rybnících používaných pro rekreaci.

4.7.2. Živinová zátěž a limity úspěšné biomanipulace

V podmínkách většiny přehradních nádrží a jezer mírného klimatického pásma se jako klíčový biogenní prvek limitující rozvoj primárních producentů (tj. sinic, řas a vyšších rostlin) uplatňuje fosfor. Fosfor je tudíž živina, která svou dostupností určuje biologický produkční potenciál povrchových vod. Vlivem nadměrného přísunu fosforu pronikavě roste úživnost povrchových vod a dochází k nežádoucímu rozvoji planktonních řas a sinic, a důsledkem toho i k zhoršení kvality vody. Podle dostupnosti živin a výše primární produkce dělíme vodní nádrže do čtyř základních typů. **Oligotrofní** nádrže jsou nejméně úživné (< 10 mg celkového fosforu na m³), mají nízkou primární produkci, vysokou průhlednost (> 6 m) a poměrně nízkou biomasu ryb (10–30 kg·ha⁻¹). Jedná se vždy o nádrže hluboké, ležící většinou v horských oblastech. **Mezotrofní** nádrže mají středně velký obsah živin (10–30 mg celkového fosforu na m³), nižší průhlednost (6–3 m) a biomasu ryb obvykle v rozmezí 50–100 kg·ha⁻¹. **Eutrofní** nádrže mají velký obsah živin (35–100 mg celkového fosforu na m³), malou průhlednost (3–1,5 m) a biomasu ryb obvykle větší než 100 kg·ha⁻¹. Nádrže s velmi vysokým obsahem živin (> 100 mg celkového fosforu na m³) a velkou produkcí organické hmoty označujeme jako **hypertrofní**. Často se jedná o mělké nádrže s velmi nízkou průhledností (< 1,5 m), biomasa ryb může dosahovat až několika stovek kg na ha plochy nebo naopak může být velmi nízká kvůli úhynům ryb v důsledku extrémních výkyvů v koncentraci kyslíku, volného amoniaku a pH.



Obr. 4.7.1. Zjednodušené schéma působení dravých a planktonožravých ryb na nižší články potravního řetězce (planktonní koryše a řasy). Intenzita vyžíracího tlaku je znázorněna tloušťkou šipek. Vlevo: nežádoucí stav s velkým množstvím planktonožravých ryb a silným vegetačním zákalem vody. Vpravo: žádoucí stav (nízké množství planktonožravých ryb, rozvinutý velký filtrující zooplankton a slabý vegetační zákal vody), jenž je cílem biomanipulačních zásahů (upraveno podle Adámek a kol., 2010).

Potřeba omezení rozvoje planktonních řas a sinic vyvstává zejména u eutrofizovaných vodárenských nádrží, kde velká biomasa fytoplanktonu působí značné problémy při úpravě surové vody na vodu pitnou. Jedním z možných nástrojů regulace biomasy fytoplanktonu je biomanipulace. Je však nutné si uvědomit, že efektivita biomanipulačních opatření má určité hranice, které jsou vymezené zejména přísunem živin neboli živinovým zatížením a hloubkou nádrže. Překročí-li **živinové zatížení** vodní nádrže určitou mez, biomanipulace ztrácí svoji účinnost – nelze očekávat podstatné a dlouhodobé snížení biomasy planktonních řas prostřednictvím řízené rybí obsádky. Znalost živinového zatížení je proto nezbytnou podmínkou při rozhodování o možnosti a vhodnosti provedení biomanipulace v konkrétní vodní nádrži.

Pod pojmem vnější živinové zatížení rozumíme přísun fosforu z povodí do nádrže prostřednictvím přítoků. V případě hlubokých, teplotně stratifikovaných nádrží nemá toto vnější zatížení překročit hodnotu 0,6–0,8 g celkového fosforu na m² plochy nádrže za rok (Benndorf a kol., 2002), mají-li se biomanipulační opatření projevit podstatným zlepšením kvality vody. U mělkých nádrží a jezer může maximální roční hodnota vnějšího zatížení činit až 2 g celkového fosforu na m² plochy nádrže (Jeppesen a kol., 1990). Překračuje-li vnější zatížení nádrže mezní hodnotu, je nutné nejprve omezit přísun fosforu do nádrže opatřeními v povodí (zlepšení čištění komunálních odpadních vod, protierozní ochrana zemědělských ploch, revitalizace toků v povodí, optimalizace retenční účinnosti přednádrží) a teprve potom je účelné provádět biomanipulaci. Není-li možné podstatně snížit nadměrný přísun živin z povodí, lze množství fytoplanktonu v hlubokých eutrofních nádržích regulovat umělou destratifikací vodního sloupce. Princip této technologie spočívá v míchání celého vodního sloupce, přičemž je fytoplankton přesouván do hlubokých vrstev, kde je jeho růst účinně brzděn nedostatkem světla – limitujícím zdrojem pro řasy přestává být fosfor a stává se jím sluneční záření.

Pokud je vnější živinové zatížení menší než doporučená mezní hodnota a přesto je koncentrace celkového fosforu ve vodě nádrže vysoká, jedná se o systém s velkým vnitřním zatížením, které vzniká uvolňováním fosforu z nahromaděného sedimentu. Má-li biomanipulace v mělkých jezerech (průměrná hloubka < 3–5 m) vést sama o sobě k výraznému zlepšení kvality vody, nesmí průměrná roční koncentrace celkového fosforu překročit hranici 100–250 mg.m⁻³ (Jeppesen a Sammalkorpi, 2002). Limitní koncentrace celkového fosforu ve vztahu k účinnosti biomanipulace v hlubokých stratifikovaných jezerech a nádržích (průměrná hloubka > 5–10 m) nebyla přímými vědeckými studiemi dosud jasně stanovena, předpokládá se mezní hodnota odpovídající průměrné roční koncentraci celkového fosforu 20–50 mg.m⁻³ (Jeppesen a Sammalkorpi, 2002; Mehner a kol., 2004). Pokud je mezní koncentrace fosforu překročena, je nutné aplikovat vedle biomanipulace i další přístupy, např. odtěžení sedimentů či jejich chemické ošetření (mělké nádrže) nebo aeraci hypolimnia (hluboké nádrže).

4.7.3. Stav rybí obsádky

Znalost aktuálního stavu rybí obsádky ve vodní nádrži je důležitým předpokladem pro účelné naplánování a provedení biomanipulačních opatření. Nepostradatelné jsou především spolehlivé informace o početnosti, biomase a druhovém složení rybí obsádky. Tyto základní parametry rybí obsádky stanovíme kontrolními odlovy hromadnými lovnými prostředky. Přístupy zjišťování stavu a početnosti obsádek jsou popsány v kapitole 4.2., případně v příručce „Metodika monitorování rybních společenstev nádrží a jezer“ (Kubečka a kol., 2010).

Z hlediska kvality vody je žádoucí, aby biomasa nedravých ryb (planktonofágní a bentofágní druhy) v nádržích a jezerech nepřesahovala hodnotu 50 kg.ha⁻¹ (Seda a kol., 2000; Mehner a kol., 2004). Vztah mezi biomasou nedravých ryb a velikostním složením zooplanktonu je uveden v kapitole 4.5. Snížení biomasy nedravých ryb na hodnotu 50 kg.ha⁻¹ nebo nižší je kritickým požadavkem pro rozvoj velkého

filtrujícího zooplanktonu a výsledné zlepšení kvality vody (snížení množství fytoplanktonu a zvýšení průhlednosti). Omezení obsádky nedravých ryb na hodnotu v rozmezí 50–100 kg.ha⁻¹ může vést k pozitivním změnám kvality vody, jedná se však obvykle o změny pouze krátkodobého charakteru. V situaci, kdy biomasa nežádoucích ryb v nádrži s velkou obsádkou není snížena pod hranici 100 kg.ha⁻¹, nelze očekávat zlepšení kvality vody.

4.7.4. Metody řízení rybí obsádky

Vlastní řízení rybí obsádky s cílem eliminovat biomasu nežádoucích druhů je založeno především na regulačních odlovech planktonofágních a bentofágních ryb a na vysazování dravců. Intenzita a rychlost eliminace nežádoucí obsádky jsou klíčovými faktory, které rozhodují o účinnosti biomanipulace. K výraznému zlepšení kvality vody je nutné snížit biomasu nežádoucích ryb pod hranici 50 kg.ha⁻¹ nejlépe během jednoho až tří roků (Mehner a kol., 2004). Regulační odlovy ryb prováděné dlouhodobě, avšak s nedostatečnou intenzitou, nemohou zásadním způsobem zvrátit negativní poměry v ekosystému vodní nádrže. Ve větších nádržích s obsádkou nežádoucích ryb přesahující výrazně hranici 50 kg.ha⁻¹, není reálné provést rychlé snížení biomasy nedravých ryb pouze prostřednictvím vysazování dravců. V takovém případě je nezbytné nejprve razantně omezit biomasu planktonofágních a bentofágních ryb pomocí různých metod regulačních odlovů.

Na slovitelných plochách pobřeží nádrže lze aplikovat **regulační odlovy** záťahovými sítěmi. Odlovy jsou neúčinnější ve tření (mimo dobu tření na větších vodách zejména v noci). V období rozmnožování je účinný také odlov kaprovitých ryb na trdlišťích pomocí elektrického agregátu. Hromadné lovné prostředky typu pelagického tralu či košelkového nevodu jsou nepostradatelné pro intenzivní odlovy nežádoucích ryb z volné vody hlubokých nádrží (obr. 4.7.2.). Odlovy migrujících a troucích se ryb do vězenců, vrší, lapacích beden a podobných zařízení jsou další vhodnou metodou regulačních odlovů. Použití vězenců (obr. 6.2.10. v kapitole 6.2.) je velmi účinné pro regulační odlovy okouna říčního (Seda a Kubečka, 1997). Velká část (až 20% obsádky) nedravých ryb mnoha druhů může být odlovena vězencovým systémem překrývajícím celou přítokovou zónu údolní nádrže (obr. 4.7.3. a 4.7.4.). Živé ryby získané během regulačních odlovů (např. cejn velký) mohou být použity jako ryby násadové pro zarybnění jiných vod (obr. 4.7.5.). Usmrcené čerstvé ryby, zchlazené nebo zmrazené, lze nabídnout jako krmivo zoologickým zahradám. Jsou-li biomanipulační opatření prováděna na nádrži využívané k rekreačnímu rybolovu, je žádoucí umožnit celoroční rybolov nedravých ryb (včetně kapra obecného) bez délkových a hmotnostních limitů. Vysazování nedravých ryb (včetně kapra obecného, lína obecného a býložravých druhů) do nádrží, kde je prováděn management rybí obsádky zaměřený na zlepšení kvality vody, je nežádoucí (viz kapitola 4.7.5.).

Kompletně lze odstranit nežádoucí rybí obsádku pouze u vypustitelných nádrží, jako jsou například rekreační rybníky, využívané veřejností jako tzv. přírodní koupaliště. U vodárenských přehradních nádrží to obvykle není možné, neboť tyto nádrže jsou vypouštěny jen výjimečně, v případě nutné opravy hrází. Odstranit celou rybí obsádku je možné také pomocí specificky působících rybích jedů (tzv. piscicidů). Nejznámější je rotenon (organická látka získávaná extrakcí z kořenů a stonků některých tropických a subtropických rostlin rodů *Lonchocarpus* a *Derris*), dříve hojně používaný pro regulaci početnosti přemnožených ryb zejména v USA. V podmínkách České republiky však vytrávení rybí obsádky není akceptovatelné ze zákonných a etických důvodů, a v případě vodárenských nádrží navíc i z důvodů praktické proveditelnosti. Jinou formou regulace početnosti rybí obsádky je manipulace s vodní hladinou. Před výtěrem kaprovitých ryb je vhodné krátce zaplavit pobřežní vegetaci, na kterou se tyto druhy ryb (převážně fytofilní a fytolitofilní) přednostně vytírají a následně hladinu snížit tak, aby vytřené jikry zůstaly na suchu a uhynuly, případně se staly potravou bezobratlých, vodních ptáků a savců, žijících v okolí nádrže.

V nádrži, ve které byla biomasa planktonofágních a bentofágních ryb snížena hromadnými regulačními odlovy na úroveň blízkou kritické hodnotě $50 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, je důležité udržovat tento příznivý stav prostřednictvím **vysazování a hájení dravých ryb**. Aby dravé ryby účinně regulovaly produkci nežádoucích druhů a dokázaly jejich početnost držet na nízké hladině, měl by podíl dravců (štika obecná, candát obecný, bolen dravý, sumec velký a velcí jedinci okouna říčního) na celkové biomase dospělých ryb v nádrži činit 25 až 40 % (Mehner a kol., 2004). Navýšení podílu dravců v rybí obsádce lze dosáhnout jejich intenzivním vysazováním a účinnou ochranou. Hluboké nádrže a také plošně rozsáhlé mělké nádrže zarybňujeme candátem obecným a bolenem dravým (obr. 4.7.6.), kteří efektivně loví drobné planktonožravé ryby ve volné vodě. Důležitou doplňkovou složku násad tvoří sumec velký, jenž je vzhledem ke své velikosti schopen konzumovat i velké dospělé jedince plotice obecné a cejna velkého. Zejména v případě menších mělkých nádrží s porosty ponořených vodních rostlin se jako hlavní vysazovaný druh a nejúčinnější dravec uplatňuje štika obecná. Štika je však významným dravcem také v pobřežní zóně hlubokých nádrží, a proto by měla být podporována vysazováním i v tomto typu vod.

Rychlený štičí plůdek vysazujeme na jaře, nejlépe vzápětí po vykulení larev kaprovitých ryb, které představují pro malé štičky vhodnou potravu. Velikost vysazovaného štičího plůdku by měla být co nejvíce uniformní, aby se zamezilo vzájemnému kanibalismu. Obvyklé hustoty vysazování rychlené štičky jsou 1 ks na 5–10 m vhodného pobřeží s úkryty. Candát a bolen jsou nejčastěji vysazováni ve stádiu ročka. Někdy bývá vysazován též rychlený candátí plůdek. Ten je však značně choulostivý na transport, manipulaci a případné hladovění a je tedy nutné počítat s velkou mírou úmrtnosti násady. Rychleného candáta je vhodné vysazovat tehdy, kdy má dostatečný velikostní náskok před potenciální kořistí (ideální je dvojnásobek délky těla). V takové situaci může být vysazení rychleného plůdku ekonomicky neefektivnější, záleží však i na přítomnosti potenciálních predátorů, především okouna. Pokud je v nádrži přítomna hojnější populace okouna říčního, je vhodné vysazovat starší (dvou- a víceleté) násady, poněvadž tyto ryby mají již nízkou přirozenou mortalitu. Obstarání starších násad dravců však může činit potíže, neboť ne vždy je jich u producentů dostatek a také cena vysazeného kusu je mnohonásobně vyšší. Množství ročně vysazovaných dravců ve stádiu rychleného plůdku či ročka by v závislosti na podmínkách v nádrži a charakteru rybí obsádky mělo obnášet řádově nejméně desítky, lépe však stovky až tisíce jedinců na hektar plochy vodního objektu. Rámcová rozmezí násad pro naše nádrže stanovili Lusk a Vostradovský (1978), pro účinné prosazení biomanipulačního efektu je však třeba vysazovat více než 5 kg dravých ryb na hektar a rok (Seda a kol., 2000). Přeprava násad dravých ryb na místo určení musí být zajištěna potřebným technickým vybavením (převážné bedny se vzduchováním). Candáta obecného, bolena dravého a větší násadu sumce můžeme vysazovat hromadně na dvě nebo tři místa nádrže. Násadu štičky obecné a ročka sumce velkého vysazujeme jednotlivě či po několika kusech podél břehové linie celé nádrže. Rozvoz násady provádíme prostřednictvím lodě s motorem.

Zvláštní režim v rámci účelového hospodaření zasluhují **pstruhová (salmonidní) rybí společenstva**. Lososovité ryby byly přítomny v rané fázi vývoje mnoha nádrží (viz kapitola 3.5.) a na mnoha nádržích byly učiněny pokusy o zarybnění s významným podílem lososovitých ryb. Hlavními účinnými složkami pro biomanipulaci jsou zde pstruh obecný, pstruh duhový a případně siven americký. Zejména při významném podílu jezerní formy pstruha obecného představují salmonidní společenstva analogii salmonidních horských jezer, která jsou běžná v sousedních zemích (Kubečka a Peterka, 2009), velká část společenstva je představována potenciálně dravými lososovitými rybami. Zároveň slouží jako zdroj nedostatkového generačního materiálu (Piecuch a kol., 2007). Kladný vliv takového společenstva na kvalitu vody vodárenské nádrže Hubenov byl zdokumentován Hrbáčkem a kol. (1986). Doporučovaná hustota zarybnění se pohybovala v rozmezí 200–500 jedno až dvouletých pstruhů na ha (Lusk a Vostradovský, 1978), v praxi je to však spíše kolem $100 \text{ ks} \cdot \text{ha}^{-1}$. Nicméně bylo prokázáno, že i pstruzi se v přehradních nádržích dokážou žít z podstatné části největšími jedinci filtrujícího zooplanktonu, jako tomu bylo např. v nádrži Opatovice po napuštění, kde tvořila *Daphnia longispina* až 15 % potravy



Obr. 4.7.2. Noční úlovek vlečné sítě (pelagického tralu) z volné vody nádrže Římov. V úlovku převažuje cejn velký (foto: FISHECU).



Obr. 4.7.3. Systém dvou obřích vězenců překrývající přítokovou zónu nádrže Římov. Vzhledem k rozměrům komory a velikosti úlovků bylo nutno postavit pro vyzvedávání každého vězence lešení (foto: FISHECU).



Obr. 4.7.4. Vybírání úlovku z komory obřího vězence (foto: FISHECU).



Obr. 4.7.5. Perforovaná přepravní loď je užitečnou pomůckou, pokud chceme ryby z regulačních odlovů zachovat živé (foto: FISHECU).



Obr. 4.7.3. Bolen dravý (nahore) a candát obecný (dole) jsou významnými predátory drobných planktonožravých ryb. Často jsou vysazováni do vodárenských nádrží jako součást účelových rybích obsádek (foto: J. Peterka).

pstruha potočního (Losos, 1976). Jejich vyžírání však nebývá srovnatelné např. s kaprovitými rybami a zooplankton v nádržích se salmonidními obsádkami obsahuje podstatně větší podíl velkých jedinců perlooček (Hrbáček a kol., 1986).

Většina rybích obsádek prognózovaných jako pstruhové postupem času degradovala na jiné typy tak, jak je popsáno v kapitole 3.5. Stalo se tak zejména v důsledku zavlečení ekologicky agresivních druhů ryb (Adámek a kol., 1995), které často nebyly v povodí nádrže původní (jako nástražní rybičky legálních či nelegálních rybářů, jako kontaminace nežádoucími druhy z rybníků a dalších vod v povodích pstruhových nádrží, případně i jako chybné vysazení). Ochrana povodí pstruhových nádrží je prvořadým úkolem rybářského managementu. Nadmořské výšky našich pstruhových nádrží nejsou příliš velké (500–750 m) a druhy běžné v nižších polohách (okoun říční, ježdík obecný, štika obecná, candát obecný, plotice obecná apod.) se mohou stát významnými škůdci či konkurenty lososovitých ryb. Dalším velmi důležitým ochranným opatřením je ochrana lososovitých ryb před nezákonným odlovem (pytláctví), případně i ochrana před ptačími a savčími predátory. O stavu salmonidních společenstev v přehradních nádržích existuje v současné době velmi málo spolehlivých informací, přežívají zřejmě v nádrži Morávka v Beskydech (Piecuch a kol., 2007), v acidifikovaných nádržích Jizerských hor (Kubečka a kol., 1998) a v Krušných horách (Peterka a kol., 2009). Zaslouží si maximální ochranu a podpůrná opatření, neboť představují sladění maximálního ekologického potenciálu s velmi dobrým vlivem na kvalitu vody.

4.7.5. Podpůrná biomanipulační opatření

Úspěšná biomanipulace mělkých nádrží je provázána rozvojem submerzních makrofyt, tj. ponořených vyšších vodních rostlin, v důsledku zvýšené průhlednosti vody. Také v hlubokých nádržích, ve kterých příliš nekolíšá vodní hladina, dochází k rozvoji ponořené měkké vegetace v mělké pobřežní zóně. Zarůstání dřívě volné plochy dna submerzními druhy rostlin lze hodnotit jako pozitivní důsledek biomanipulačních zásahů, neboť ponořené rostliny se významným způsobem podílí na udržení a dalším zlepšení jakosti vody, kterého bylo předtím dosaženo redukcí nežádoucí rybní obsádky (Hansson a kol., 1998; Jeppesen a Sammalkorpi, 2002). Ponořené rostliny absorbují v průběhu vegetační sezóny značné množství fosforu, čímž brzdí růst a rozvoj planktonních řas. Navíc porosty rostlin zpevňují povrch sedimentu a brání tak jeho zvěření, čímž zvyšují průhlednost vody a omezují uvolňování živin ze sedimentu do vody. S rostoucí průhledností vody a tedy i větší dostupností světla pronikají makrofyty do větších hloubek, čímž se dále umocňuje jejich pozitivní vliv na jakost vody. Porosty vodních rostlin jsou také oblíbenými stanovišti dravých ryb, zejména štiky obecné a velkých jedinců okouna říčního, a vytváří tudíž vhodné podmínky pro jejich zvýšenou početnost a predací tlak na nežádoucí druhy ryb. Jelikož ponořená vegetace funguje jako stabilizační činitel vodního ekosystému, je třeba její počáteční rozvoj chránit a podporovat.

Z tohoto důvodu není žádoucí vysazovat do nádrží, na kterých jsou uplatňována biomanipulační opatření, amura bílého, jenž je účinným konzumentem měkké vodní vegetace. Nežádoucí je též vysazování bentofágních ryb (kapr obecný, lín obecný, cejn velký). Tyto ryby nejsou vhodné jednak proto, že vedle bentické zvěřeny konzumují také velký zooplankton, a dále proto, že při hledání bentické potravy přerývají sediment (tzv. bioturbace), čímž podporují uvolňování živin do vody (Adámek a Maršálek, 2012) a navíc neustálým rozrušováním povrchu dna komplikují uchycení a rozrůstání submerzních makrofyt. Pro snížení množství řas ve vodních nádržích doporučovali někteří autoři využít filtrující býložravé druhy asijských ryb, tolstolobika bílého a tolstolobce pestrého. Nutno podotknout, že tyto velké kaprovité ryby jsou vhodné hlavně pro omezení rozvoje vodních květů (koloniální řasy a sinice) v hypertrofních nádržích a jezerech, a to především v tropických oblastech, kde velké druhy filtrujícího zooplanktonu ve sladkých vodách přirozeně chybí (Xie a Liu, 2001). Pro účely biomanipulace méně

úživných nádrží mírného pásu se tyto nepůvodní druhy ryb nehodí (Radke a Kahl, 2002). Jednak nejsou schopny efektivně konzumovat drobný fytoplankton a navíc se částečně živí i zooplanktonem. Větší obsádka těchto ryb vede k eliminaci filtrujícího zooplanktonu, v důsledku čehož může dojít i k zvýšení biomasy planktonních řas.

Nadměrný rozvoj ponořené vegetace v mělkých jezerech a nádržích sloužících jako přírodní koupaliště může být vnímán jako nežádoucí. V takovém případě lze regulovat rozsah porostů ponořených rostlin pomocí speciálních žacíh strojů. V úvahu připadá i možnost využít biomelioračních schopností amura bílého. Tuto alternativu je však nutné obezřetně zvážit. Příliš početná populace amura dokáže zlikvidovat veškerou měkkou vodní vegetaci, čímž dojde k uvolnění živin vázaných v rostlinách a ekosystém nádrže se vrátí do původního stavu charakterizovaného vysokou biomasou fytoplanktonu a nízkou průhledností vody. Určení optimální početnosti obsádky amura bílého, která by v nádrži zachovala dostatečné množství ponořených makrofyt, se v praxi ukázalo být jako poměrně obtížné. Nadměrnou obsádku amura v případě nevypustitelných nádrží navíc nelze snadno redukovat.

Negativním vedlejším jevem biomanipulačních zásahů může být prudký nárůst početnosti plůdku nežádoucích druhů, k němuž obvykle dochází v prvních letech po výrazném snížení množství planktonofágických a bentofágických ryb hromadnými regulačními odlovy. Příčinou tohoto jevu je lepší růst a přežívání raných vývojových stádií ryb v důsledku snížené potravní konkurence ze strany dospělců. Dostatečné množství dravců dokáže zabránit opětovnému nárůstu početnosti populací nežádoucích druhů, a je proto vhodné dravce do biomanipulovaných systémů doplňovat. Množství dravých ryb navyšujeme podle potřeby jejich vysazováním a také účinnou ochranou. Na přehradních nádržích vodárenského určení je rekreační rybolov zakázán. Tyto vody nicméně přitahují zájem pytláků, právě kvůli možnosti lovu dravých ryb. Zejména candát obecný a štika obecná jsou druhy poměrně snadno zranitelné nedovoleným rybolovem. Je proto důležité, aby správci vodárenských nádrží v součinnosti s policií zajistili co nejdůslednější ochranu řízených rybích obsádek. V případě biomanipulovaných rekreačních nádrží využívaných k rekreačnímu rybolovu je potřeba průběžně sledovat a flexibilně regulovat lov dravců vhodnými prostředky (např. zvýšením lovné míry, omezením počtu docházek, zavedením režimu „chyt' a pust'“) tak, aby bylo zabráněno jejich nadměrné exploataci.

4.7.6. Biomeliorace

Nejvýznamnějším **biomeliorativním opatřením** je likvidace makrofyt, a to jak ponořené, tak vynořené litorální vegetace. Ve volných vodách, které nejsou podřízeny rybníkářskému managementu, je role vodních makrofyt z hlediska významu pro biologii a fungování ekosystému až na výjimky pozitivní, i když hodnocení optimální intenzity zarůstání se liší – nejvyšší druhová diverzita ryb byla zjištěna ve středně zarostlých (31–70 % povrchu), nejvyšší početnost ryb v silně zarostlých (> 70 %) a nejvyšší průměrná hmotnost ryb v řídké zarostlých (1–30 %) nádržích (Randall a kol., 1996). Nádrže bez makrofyt vykazovaly nejnižší druhovou diverzitu i početnost ryb, avšak průměrná hmotnost ryb byla jen o málo nižší než maximální hodnoty, což dokladuje, že lokality zarostlé makrofyty jsou využívány především mladšími ročníky ryb jako místa odrůstání („nursery areas“).

Ponořené vodní rostliny jsou rovněž významným substrátem pro rozvoj fytofilních potravních organizmů (larvy pakomárů, jepic, vážek, vodních brouků, některé perloočky aj.) a zlepšují podmínky pro život stanovištních dravých ryb (štika). Hlavními negativy nadměrného rozvoje ponořené flóry ve volných vodách je snížení průniku světelného a tepelného záření. Zarůstání litorálu vynořenou („tvrdou“) flórou je považováno za faktor snižující produkční plochu nádrží, avšak zvyšující jejich diverzitu. Za pozitivum přiměřeného (do 1 m šířky) zarůstání příbřežních partií vynořenou vegetací je považována ochrana břeh-

hů před erozí vlnami. Litorál s tvrdou flórou má často specifickou faunu a je i úkrytem pro plůdek ryb a fytofilní druhy.

Nejvýznamnějším biologickým způsobem omezení nebo likvidace ponořené („měkké“) i vynořené („tvrdé“) vodní vegetace je vysazení amura bílého. Biomasa okolo 50 kg.ha⁻¹ je dostačující pro eliminaci ponořených a plovoucích rostlin (okřehky) i vláknitých řas během jedné sezóny. Je však třeba, aby byl amur bílý v nádrži přítomen od počátku vegetační sezóny, neboť je nutné, aby kontroloval rozvoj vegetace již v období jejího nástupu. Nelze např. předpokládat, že dokáže odstranit okřehky v nádrži, jejíž hladina je jimi již zcela pokrytá. Pro eliminaci vynořené tvrdé vegetace během jedné až dvou sezón je zapotřebí biomasa amura okolo 100 kg.ha⁻¹, pro dlouhodobou kontrolu jejich rozvoje bez totální eliminace dostačuje biomasa do 50 kg.ha⁻¹.

Za biomeliorativní opatření lze považovat rovněž využití moluskofágních ryb k eliminaci měkkýšů, především plžů (plovatky rodu *Lymnaea*) jako mezihostitelů parazitických motolic nebo přemnožených mlžů – slávička *Dreissena polymorpha*, jejíž kolonie mohou ucpávat přítoková a odtoková zařízení. Tento přístup je však zatím spíše ve fázi výzkumu, pokud jde o využití typického moluskofága amura černého, *Mylopharyngodon piceus* (Adámek, 1998), avšak naráží na legislativní problémy s vysazením nového nepůvodního druhu ryb.

LITERATURA

- Adámek, Z., 1998. Amur černý – *Mylopharyngodon piceus* (Richardson, 1845). Přehled. Bulletin VÚRH Vodňany 34: 16–24.
- Adámek, Z., Maršálek, B., 2013. Bioturbation of sediments by benthic macroinvertebrates and fish and its implication for pond ecosystems: a review. *Aquaculture International* 21 (1): 1–17.
- Adámek, Z., Vostradovský, J., Dubský, K., Nováček, J., Hartvich, P., 1995. Rybářství ve volných vodách. Victoria Publishing, Praha, 205 s.
- Adámek, Z., Helešic, J., Maršálek, B., Rulík, M., 2010. Aplikovaná hydrobiologie. 2. rozšířené přepracované vydání. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Vodňany, 350 s.
- Benndorf, J., Böing, W., Koop, J., Neubauer, I., 2002. Top-down control of phytoplankton: the role of time scale, lake depth and trophic state. *Freshwater Biology* 47: 2282–2295.
- Hansson, L.A., Annadotter, H., Bergman, E., Hamrin, S.F., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Luokkanen, E., Nilsson, P.A., Søndergaard M., Strand, J., 1998. Biomanipulation as an application of food-chain theory: constraints, synthesis and recommendations for temperate lakes. *Ecosystems* 1: 558–574.
- Hrbáček, J., 1962. Species composition and the amount of zooplankton in relation to the fish stock. *Rozpravy, Československá akademie věd* 72 (10): 116 pp.
- Hrbáček, J., Albertová, O., Desortová, B., Gottwaldová, V., Popovský, J., 1986. Relation of the zooplankton biomass and share of large cladocerans to the concentration of total phosphorus, chlorophyll-a and transparency in Hubenov and Vrchlice reservoirs. *Limnologia* 17: 301–308.
- Jeppesen, E., Sammalkorpi, I., 2002. Lakes. In: Perrow, M., Davy, T. (Eds), *Handbook of Ecological Restoration. Volume 2: Restoration practice*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 297–324.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Kristensen, P., Søndergaard, M., Mortensen, E., Sortkjaer, O., Olrik, K., 1990. Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes 2: threshold levels, long-term stability and conclusions. *Hydrobiologia* 200–201: 219–227.
- Kubečka, J., Peterka, J., 2009. Ekologický potenciál rybích obsádek našich nádrží: Mohou nám okolní jezera sloužit jako referenční stavy? *Vodní hospodářství* 59: 125–126.
- Kubečka, J., Frouzová, J., Čech, M., Prachař, Z., Peterka, J., Vožechová, M., 1998. Ichtyologický průzkum úrodných nádrží v Jizerských horách v r. 1997. Zpráva Hydrobiologického ústavu, Biologické centrum AV ČR, v.v.i., České Budějovice, 42 s.
- Kubečka, J., Frouzová, J., Jůza, J., Kratochvíl, M., Prchalová, M., Říha, M., 2010. Metodika monitorování rybích společenstev nádrží a jezer. Biologické centrum AV ČR, v.v.i., České Budějovice, 63 s.
- Losos, B., 1976. Zur Nahrung der Bachforelle (*Salmo trutta* m. *fario*) in der Trinkwassertalsperre Opatovice (Tschechoslowakei). *Zoologické listy* 25: 275–288.
- Lusk, S., Vostradovský, J., 1978. Ryby a rybářské hospodářství na vodárenských nádržích. *Vertebratologické zprávy* 1978: 20–28.
- Lusk, S., Heteša, J., Hochman, L., Král, K., 1983. Účelové rybí obsádky v úrodných nádržích. Hydroprojekt, Brno, 109 s.
- Mehner, T., Benndorf, J., Kasprzak, P., Koschel, R., 2002. Biomanipulation of lake ecosystems: successful applications and expanding complexity in the underlying science. *Freshwater Biology* 47: 2453–2465.
- Mehner, T., Arlinghaus, R., Berg, S., Dörner, H., Jacobsen, L., Kasprzak, P., Koschel, R., Schulze, T., Skov, C., Wolter, C., Wysujack, K., 2004. How to link biomanipulation and sustainable fisheries management: a step-by-step guideline for lakes of the European temperate zone. *Fisheries Management and Ecology* 11: 261–275.

- Peterka, J., Čech, M., Draštík, V., Frouzová, J., Janovský, M., Muška, M., Prchalová, M., 2009. Průzkum rybí obsádky nádrže Fláje v roce 2008. Zpráva Hydrobiologického ústavu, Biologické centrum AV ČR, v.v.i., České Budějovice, 14 s.
- Piecuch, J., Lojkásek, B., Lusk, S., Marek, T., 2007. Spawning migration of brown trout, *Salmo trutta* in the Morávka reservoir. Folia Zoologica 56: 201–212.
- Radke, R.J., Kahl, U., 2002. Effects of a filter-feeding fish [silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix* (Val.)] on phyto- and zooplankton in a mesotrophic reservoir: results from an enclosure experiment. Freshwater Biology 47: 2337–2344.
- Randall, R.G., Minns, C.K., Cairns, V.W., Moore, J.E., 1996. The relationships between an index of fish production and submerged macrophytes and other habitat features at three littoral areas in the Great Lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53: 35–44.
- Seda, J., Kubečka, J., 1997. Long-term biomanipulation of Římov Reservoir (Czech Republic). Hydrobiologia 345: 95–108.
- Seda, J., Hejzlar, J., Kubečka, J., 2000. Trophic structure of nine Czech reservoirs regularly stocked with piscivorous fish. Hydrobiologia 429: 141–149.
- Xie, P., Liu, J., 2001. Practical success of biomanipulation using filter-feeding fish to control cyanobacteria blooms. The Scientific World 1: 337–356.

4.8. Chov násad pro zarybňování volných vod a jejich vysazování (J. Andreji, P. Dvořák, T. Randák, J. Turek)

4.8.1. Pstruh obecný (*Salmo trutta m. fario*) a lipan podhorní (*Thymallus thymallus*)

Odchov násad pstruha obecného je možno provádět intenzivním i extenzivním způsobem, popř. i kombinací obou způsobů (Randák, 2006). Při **extenzivním způsobu** je plůdek v období přechodu na exogenní výživu či již rozkrmený plůdek vysazován do chovných potoků. V praxi je realizován také postup, který spočívá v intenzivním odchovu plůdku v prvních 2–3 měsících života a v jeho následném vysazení do odchovných potoků. Tento způsob významně snižuje ztráty plůdku v prvních měsících života. Při nasazování chovných kapilár a nádrží je třeba zvolit optimální velikost obsádky pro danou lokalitu, která závisí především na úživnosti prostředí, morfologii toku, hydrologickém režimu (důležitá jsou především průtoková minima v letním období) atp. Velmi často jsou především odchovné potoky přesazovány, což má za následek vysoké ztráty vysazených ryb a tím dochází ke zbytečnému plýtvání s mnohdy nedostatkovým nasadovým materiálem. Při využívání potoků k odchovu násad je pro zachování genetické variability původních populací velmi vhodné obhospodařovat pouze části těchto toků (např. dolní poloviny). V horních partiích by měl probíhat přirozený vývoj zdejších populací ryb založený na přirozené reprodukci. Při vlastním nasazování chovných kapilár je nutno plůdek vysadit rovnoměrně po celé délce odchovné části toku. Ještě před vlastním vysazením je velmi důležité věnovat maximální pozornost aklimatizaci ryb na teplotní podmínky v toku. V podmínkách odchovných potoků jsou produkovány 1–2leté násady. V případě extenzivního chovu lipana podhorního je plůdek v období přechodu na exogenní výživu či již rozkrmený plůdek vysazován do nádrží rybničního typu s dostatkem přirozené potravy, popř. je možno obsádku přikrmovat pomocí granulovaných krmných směsí. V těchto podmínkách jsou produkovány 1–2leté násady.

V případě **intenzivního** způsobu je plůdek pstruha i lipana odkrmován pomocí granulovaných krmných směsí ve zhuštěných obsádkách ve speciálních nádržích. V prvních několika týdnech odchovu jsou obvykle využívány mělké plastové žlaby, později návazné žlabové systémy, kruhové nádrže, případně rybníčky, sádky atp. Obvykle bývá odchov ukončen ve stadiu ročka či dvouročka a ryby vysazeny do volných vod, případně jsou takto odchované ryby použity pro další chov do stadia generačních ryb.

Výše uvedené způsoby produkce násad pstruha obecného i lipana podhorního mají mnoho nevýhod, které byly již uvedeny v kapitole 4.6. Je nutno si uvědomit, že hlavním účelem vysazování násad těchto druhů ryb je **podpora volně žijících populací**. Výše popsané a nyní používané postupy tento účel velmi často neplní a v mnoha případech jsou vyloženy v tomto směru kontraproduktivní. Na základě stávající úrovně poznání je možno doporučit způsob, který potenciálně může narušené volně žijící populace skutečně podporovat. V případě pstruha obecného se jedná o vysazování **plůdku** získaného především výtěrem chovaných generačních ryb v provozech regionálních líhni přímo do rybářských revírů. Plůdek je ideální vysadit jako váčkový nebo odkrmený (4–6 týdnů). V případě lipana se jedná o vysazování čtvrtročka (cca o velikosti 5 cm) odchovaného nejlépe extenzivním či polointenzivním způsobem v rybničních podmínkách. Plůdek by měl opět pocházet především z chovaných generačních ryb. Využití chovaných generačních ryb k umělým výtěrům významně omezuje využívání volně žijících generačních ryb k těmto účelům a ve svém důsledku tedy podporuje přirozený výtěr. Při aplikaci tohoto způsobu není nutno hospodařit na potocích, čímž dojde k vytvoření podmínek pro potenciální obnovu funkčních populací v těchto dosud tradičně obhospodařovaných malých tocích. Pokud jsou chována generační hejna vycházející z lokálních populací, nedochází ke genetické kontaminaci vlivem dovozu násad z jiných regionů. Do revírů vysazované kategorie jsou minimálně ovlivněny podmínkami umělého chovu a mají potenciál pro dobrou adaptabilitu v přírodních tocích. Pokud v toku nedochází v důsledku malého počtu generačních ryb či jiných negativních faktorů k dostatečné úrovni přirozené

reprodukce a k úspěšné inkubaci jiker, vysazení plůdku respektive čtvrtročka doplní populaci těchto kategorií v dané lokalitě. Těmito kategoriemi prakticky **nelze lokalitu přerybnit**. Pokud v důsledku jejich vysazení dojde k překročení „odchovné kapacity“ toku pro danou kategorii, je pro populaci ryb jako takovou menší problém přebytečné jedince eliminovat. Toto nelze předpokládat v případech přesazení lokality staršími násadami. Pokud je v toku dostatek generačních ryb a probíhá zde jejich **úspěšná přirozená reprodukce, vysazování násad za účelem podpory těchto populací nemá smysl a působí spíše negativně**.

Při **vysazování násad** pstruha obecného a lipana podhorního do pstruhových revírů je zapotřebí postupovat nanejvýš rozumně a odpovědně. Je nutno vycházet ze znalosti místních podmínek a také ze znalosti výsledků hospodaření na daném toku v minulých sezónách. Příslušný hospodář by měl mít informace o tom, jak vypadá struktura populací ryb v daném revíru, zda se vysazované druhy ryb přirozeně rozmnožují, měl by mít informace o hydrologických poměrech, o členitosti toku, o možnostech a stavu znečištění, o výši rybářského tlaku, o působení rybích predátorů atp. Na základě znalosti výše uvedených informací je teprve možno rozhodnout o efektivním způsobu podpory populací žijících v daném toku pomocí vysazování odchovaných násad. V současné době objemy násad vysazované do rybářských revírů vychází z tzv. zarybňovacích plánů, které jsou stanoveny příslušnými rybářskými orgány. Tato stanovená množství jednotlivých druhů ryb je uživatel revíru povinen každoročně vysadit. Velikostní kategorie vysazovaných ryb, jejich původ, způsob a termín vysazení již však může významně ovlivnit rybářský hospodář. Co se týče volby původu násad, měly by být preferovány násady odchované z potomstva místních populací generačních ryb. Pokud je to možné, je z hlediska lepší adaptability v podmínkách přírodních toků výhodnější využívat násady co nejméně ovlivněné podmínkami umělého chovu. Je vhodné preferovat vysazování raných kategorií, popř. starších násad odchovaných extenzivním způsobem.

Pokud jsou násadové ryby odchovávány **extenzivním způsobem** (odchovné potoky, rybníky) na přirozené potravě, vykazují po vysazení do rybářských revírů větší schopnost adaptace na nové podmínky v porovnání s násadami stejného původu odchovanými v umělých chovech (Turek a kol., 2012). V případě extenzivně chovaných násad je z důvodu vyššího přežití možno doporučit vysazování starších (např. dvouletých) ryb. Pokud jsou násadové ryby odchovávány v podmínkách **umělých chovů**, je jejich adaptační schopnost na přírodní podmínky nižší a klesá s rostoucí dobou pobytu ryb v těchto podmínkách. Z hlediska skutečně efektivní podpory volně žijících populací je tedy v případě uměle odchovaných ryb žádoucí vysazovat co nejmladší kategorie (maximálně ročka). Starší kategorie je účelné vysazovat až v lovné velikosti a pouze za účelem vychytání těchto násad sportovními rybáři.

Optimální doba pro vysazování násad jsou jarní měsíce (duben, květen), kdy již opadly sněhové vody a je dostatek přirozené potravy. V případě čtvrtročka lipana se jedná o letní měsíce. Podzimní vysazení násad do rybářských revírů je vhodné provádět pouze při dvouletých cyklech hospodaření na některých odchovných potocích. V průběhu druhé zimy totiž často na takovýchto tocích dochází k významným ztrátám na rybí obsádce. Příčinami těchto ztrát jsou již relativně velká velikost ryb, nízké průtoky v zimních měsících a s tím související nedostatek úkrytů pro tyto ryby, které jsou následně vystaveny působení rybích predátorů. V řadě potoků existuje i riziko vymrzání. Velikost násadových ryb odchovaných v chovných potocích se v průběhu zimního období významně nemění, tzn., že již na podzim můžeme vysadit velikostně podobné ryby jako na jaře následujícího roku. Tyto ryby pak mají ve větším toku větší naději na přežití zimního období, než ryby ponechané ve stíněných podmínkách chovné kapiláry.

Při vlastním vysazování násad do rybářských revírů je nutno pstruhy vysazovat rovnoměrně po celé délce nasazované části toku, přičemž je samozřejmě vhodné preferovat přirozené habitaty s dostatkem úkrytových možností. V případě lipana vysazujeme do vhodných partií toku skupiny ryb čítající několik desítek jedinců (do jednoho místa). Před vlastním vysazením je nutno ryby adaptovat na teplotní podmínky dané lokality.

4.8.2. Pstruh duhový (*Oncorhynchus mykiss*) a siven americký (*Salvelinus fontinalis*)

Objem násad pstruha duhového (obr. 4.6.11.) a sivena amerického (obr. 4.6.12.) vysazovaných do rybářských revírů neustále vzrůstá. Důvodem je jejich vysoká oblíbenost u sportovních rybářů a přijatelná cena. Násady obou druhů jsou produkovány výhradně pomocí intenzivních technologií využívajících granulovaná krmiva (Pokorný a kol., 2003). Do rybářských revírů se vysazují většinou jako mírové ryby v délce přes 25 cm, určené k rychlému odlovu. Vzrůstá poptávka i po trofejních exemplářích o hmotnosti až několik kilogramů. Pro většinu organizací je nejvýhodnějším řešením nákup násadových ryb od velkých producentů a jejich vysazení do revíru. Odchov vlastních násadových ryb je rentabilní u organizací disponujících vlastním rybochovným zařízením zaměřeným na produkci lososovitých ryb a zdrojem kvalitní vody. Její teplota by ve vegetačním období neměla dlouhodobě překračovat 20 °C. Technologie používané pro oba druhy jsou prakticky totožné.



Obr. 4.8.1. Pstruh duhový je sportovními rybáři velmi oblíben (foto: T. Randák)

Plůdek je získáván umělým výtěrem generačních ryb chovaných intenzivním způsobem v kontrolovaných podmínkách. Inkubace jiker probíhá na horizontálních líhňarských aparátech (Rückel-Vacek) či v inkubačních láhvích. Inkubační doba se u obou druhů pohybuje kolem 300–400 °D. Krmení plůdku je zahájeno po spotřebování přibližně 2/3 žloutkového vajíčka. Plůdek obou druhů je rozkrmán většinou v laminátových žlabech s použitím startérových krmných směsí. Hustota ryb může být až 100 tis. ks.m⁻³ na začátku rozkrmu a postupně je snižována na cca 20 tis. ks.m⁻³. Krmení by mělo být prováděno zpočátku ručně, v 5–8 denních dávkách *ad libitum*. Použité granule by se měly zvolna potápět. Po získání návyku na krmivo lze použít automatická krmítka. V průběhu odchovu plůdku je třeba dodržovat hygienu chovu (odstraňování uhynulých ryb a zbytků krmiva) a sledovat parametry kvality vody. Důležitý je zejména obsah rozpuštěného kyslíku, který by na odtoku z nádrží neměl klesat pod 6 mg.l⁻¹. Po dosažení délky okolo 5 cm a hmotnosti cca 2–5 g se plůdek vysazuje do větších nádrží k dalšímu odchovu. Ten probíhá v betonových či plastových nádržích. Větší ryby (od hmotnosti 10 g) lze odchovávat i v zemních rybníčcích.

Ke krmení je využíváno výhradně peletované suché krmivo renomovaných výrobců s velikostí granulí odpovídající aktuálnímu věku (velikosti) ryb. Velikost krmné dávky je s ohledem na podmínky doporučena výrobcem krmiva. Obsádky při odchovu ve žlabech se zpočátku mohou pohybovat do 5 tis. ks.m⁻³, v průběhu odchovu je třeba je adekvátně snižovat na konečných cca 50–100 ks.m⁻³ u tržních ryb o hmotnosti 200–350 g. Příliš nízká obsádka vede ke zhoršenému příjmu krmiva vlivem plachosti ryb. Důležité je opět dodržování zásad zoohygieny, sledování obsahu kyslíku a v případě jeho poklesu na odtoku pod 6 mg.l⁻¹ snížení krmné dávky či vynechání krmení úplně. Při odchovu v zemních rybníčkách platí stejná pravidla, obsádky všech věkových kategorií však musí být na úrovni 1/3–1/2 obsádky betonových žlabů. Při obou způsobech odchovu je výhodou možnost aerace nádrží a jejich zastřešení a oplocení.

Vysazování do revírů je prováděno obvykle s ohledem na požadavky sportovních rybářů, většinou těsně před začátkem rybářské sezóny. **Účelem vysazování** v tomto případě **není podpora volně žijících populací**. Jedná se o nepůvodní druhy ryb introdukované v minulosti ze Severní Ameriky. Ryby se vysazují v lovné velikosti a je snaha o jejich maximální návratnost ve formě úlovků rybářů. V tekoucích revírech nemá smysl tyto druhy vysazovat více jak týden před zahájením lovu. Při delším pobytu zvýšené obsádky vysazených ryb v revíru hrozí riziko vysokých ztrát způsobených predátory a také proudovou migrací. Velmi negativním jevem jsou také interakce s původní obsádkou revíru. Obvykle se jedná o prostorovou a potravní konkurenci. Tento problém je minimalizován, pokud probíhá rybářská sezóna. Rybáři obvykle většinu vysazených ryb velmi rychle odloví. Vybrané revíry lze zarybňovat průběžně po celou rybářskou sezónu. Atraktivitu revíru zvyšuje vysazování trofejních jedinců.

4.8.3. Bolen dravý (*Apis aspius*)

Generační ryby se nejčastěji získávají odlovem z volných vod v době migrace na trdliště nebo přímo na trdlištích. Samotný umělý výtěr je v případě potřeby možné realizovat přímo v terénu po odlovu, popř. se generační ryby převážejí na líheň a výtěr se uskutečňuje tam. Generační materiál je také možné chovat v rybníčních podmínkách (Targońska a kol., 2008). Umělý výtěr je prováděn při teplotě vody 11–14 °C (Kujawa a kol., 1997). Generační ryby se většinou hormonálně nestimulují; v případě potřeby je však možné použít kapří hypofýzu, případně v kombinaci s choriongonadotropinem (HCG) ve dvou dávkách, nebo syntetické preparáty Ovopel, resp. Ovaprim (Kujawa a kol., 1997) v jedné nebo dvou dávkách. Výtěr mlíčáků se provádí až po předcházejícím odstranění moči masáží břišní partie a vzhledem k vysokému naředění spermatu močí je vhodné odsávat ho odsávačkou do imobilizačního roztoku. Z důvodu jednodušší manipulace s rybami je vhodné umělý výtěr provádět za použití anestezie 2-phenoxyethanolem. Relativní plodnost jikernaček se pohybuje v rozmezí 27 500–108 000 ks.kg⁻¹. Jikry jsou lepkavé, nažloutlé barvy, velké v průměru 1,5 mm. Odlepkování jiker se provádí několikerým propláchnutím vodou, nebo klasickými metodami používanými u kapra (mlékem, jilem nebo talkem). Inkubace probíhá v Zugských lahvích při teplotě 14–19 °C (Kujawa a kol., 2010). Plůdek se líhne po 6–8 dnech, v závislosti na teplotě vody, jeho velikost dosahuje v průměru kolem 8–9 mm a žloutkový váček tráví ještě 7–10 dní. Po rozplavání se váčkový plůdek nasazuje k dalšímu odchovu.

Odchov plůdku se uskutečňuje v monokultuře v rybníčních nebo kontrolovaných podmínkách. V prvním případě se rozplavaný váčkový plůdek nasazuje do malých rybníčků v množství 100 000 ks.ha⁻¹ Bo₀. Odchov probíhá do podzimu a odchovaný plůdek Bo₁ dorůstá velikosti 8–12 cm, přičemž ztráty dosahují hodnot okolo 40%. Odchov v kontrolovaných podmínkách recirkulačních systémů probíhá v odchovných nádržích při teplotě vody 23–25 °C po dobu zpravidla 3 týdnů. Pro krmení se v úvodní fázi odchovu nejčastěji využívají naupliová stádia žábřonožek, později pak umělá krmiva. Počáteční obsádka v těchto nádržích je 40–200 ks.l⁻¹ a odchovaný plůdek dosahuje velikost přibližně 2–2,5 cm a ztráty po dobu odchovu se v závislosti na hustotě obsádky a předkládané potravě pohybují do 35% (Turkowski a kol., 2008; Kujawa a kol., 2010).



Obr. 4.8.2. Bolen dravý – naše jediná skutečně dravá kaprovitá ryba (foto: T. Randák).

4.8.4. Candát obecný (*Sander lucioperca*)

Vlastní reprodukce candáta se provádí přirozeným, poloumělým nebo umělým výtěrem (Steffens a kol, 1996). Přirozený výtěr je nejméně používaný způsob reprodukce candáta, který se realizuje buď v monokultuře (obdoba staročeské metody u kapra), nebo v polykultuře s kaprem, kde se ke K_1 nebo K_2 nasazuje 1–5 párů generačních ryb (obr. 4.8.3.) na hektar. Takto lze do podzimu získat 1 000–5 000 ks Ca, s individuální kusovou hmotností 10–20 g (Čítek a kol., 1993; Steffens a kol., 1996; Stráňai, 2000).

Poloumělý výtěr se realizuje nejčastěji v sádkách nebo malých rybníčcích, na předem připravená hnízda (podložky) zhotovené z kořenových drnů ostřic, kořenů vrby, popřípadě olše, nebo také ze syntetických materiálů. Do sádek se nasazují generační ryby při teplotě 10–14 °C v poměru 1♀: 1♂ na jedno hnízdo, přičemž se počítá s prostorem 5–10 m² (Stráňai, 2000), v některých případech až 20–30 m² (Horváth a kol., 2002) pro jeden pár. K vlastnímu výtěru dochází do několika dní od vysazení ryb, mlíček následně chrání hnízdo s vytřenými jikrami. Generační ryby se zpravidla hormonálně nestimulují, nebo se z důvodu synchronizace výtěru hormonální preparát podává jen jikernačkám (Horváth a kol., 2002; Zakęs a Demska-Zakęs, 2004). Hnízda s jikrami se ve stádiu očních bodů přenašejí na líheň, popř. přímo na lokalitu, kde bude probíhat odchov plůdku (Čítek a kol., 1993; Stráňai, 2000; Horváth a kol., 2002).

Umělý výtěr candáta se provádí na líhni při teplotě vody 11–16 °C, po předcházející anestezii v roztoku hřebíčkového oleje, 2-phenoxyethanolu, MS-222 nebo přípravku Propiscin (Meddour a kol., 2005). Před samotným výtěrem se generační ryby hormonálně stimulují kapří hypofýzou, popřípadě v kombinaci s choriongonadotropinem nebo syntetickými preparáty (Ovopel, Ovurelin, Lecirelin), v jedné, resp. dvou dávkách (Horváth a kol., 2002; Musil a Kouřil, 2006). Relativní plodnost jikernačky dosahuje 100 000–250 000 ks.kg⁻¹ a průměrná velikost nenabobtnalých jiker bývá 0,6–1,3 mm. Jikry jsou šedozelené barvy a jsou lepkavé. Odlepkovávají se pomocí suspenze jílu, talkem, mlékem, modifikovanou Woynarovichovou metodou nebo samotným taninem (Steffens a kol., 1996; Musil a Kouřil, 2006). Inkubace jiker probíhá v inkubačních lahvích (Zugských) při teplotě 12–17 °C a líhnutí plůdku nastává po 3–7 dnech v závislosti na teplotě vody. Vylíhnutí plůdek je velký 4–5 mm a žlutkový váček tráví 7–10 dní.



Obr. 4.8.3. Pohlavní dimorfismus u candáta – jickernačka nahoře a mlíčák dole. V době tření má mlíčák tmavě pigmentované břicho a prsní, břišní a anální ploutve (foto: J. Andrej).

Plůdek se odchovává v přirozených nebo kontrolovaných podmínkách nejčastěji v monokultuře do velikosti rychleného plůdku (Ca_1). K odchovu jsou nasazovány buď jikry ve stádiu očních bodů nebo váčkový plůdek získaný z umělého výtěru. V prvním případě se do vhodných rybníků nasazují jikry v množství 20 000–100 000 ks Ca_1 na 100 m². Po 3–5 týdnech odchovu dosahuje rychlený plůdek Ca_1 velikost 1,5–3 cm a ztráty po dobu odchovu zpravidla nepřekračují 50–60%. V druhém případě se do příkopových rybníčků nasazuje do 300 ks Ca_0 na běžný délkový metr. Odchov se realizuje po dobu 3–4 týdnů a odchovaný plůdek Ca_1 dorůstá velikosti 2–3 cm, přičemž ztráty se pohybují v rozmezí 50–70% (Lusk a Krčál, 1988; Čítek a kol., 1993; Stráňai, 2000). Alternativou předcházejícího způsobu je odchov váčkového plůdku candáta ve vhodných rybnících, do kterých se nasazuje do 100 000 ks.ha⁻¹ Ca_0 na 4–5 týdnů. Rychlený plůdek dorůstá velikosti 4–7 cm a ztráty činí kolem 50% (Steffens a kol., 1996; Molnár a kol., 2004). Odchov váčkového plůdku v kontrolovaných podmínkách se praktikuje v průtočných nádržích různého tvaru při teplotě vody 18–26 °C po dobu 5 týdnů. V této fázi odchovu se pro krmení plůdku využívá přirozená potrava (nauplie žabronožek) nebo komerčně vyráběné náhradní krmiva. Počáteční obsádka Ca_0 25–100 ks.l⁻¹ se v průběhu odchovu (po dosažení celkové délky těla cca 10 mm, tj. přibližně po 2 týdnech) redukuje na 6–15 ks.l⁻¹. Rychlený plůdek Ca_1 na konci odchovu má velikost 4–4,5 cm a celkové ztráty po dobu odchovu bývají v rozmezí 55–80%, v závislosti na technice krmení a druhu potravy (Ostaszewska a kol., 2005; Skudlarek a Zakęs, 2007).

Odchov starších věkových kategorií se realizuje opětovně buď v přirozených, nebo kontrolovaných podmínkách. Rychlený candát se nasazuje do rybníků zpravidla v monokultuře v množství 5 000–30 000 ks.ha⁻¹. Doporučuje se přidat generační „krmné ryby“, jejichž plůdek bude sloužit jako potrava pro candáta. Ztráty do konce vegetačního období zpravidla nepřekračují 50% (Čítek a kol., 1993; Stráňai, 2000). Odchov 2–3leté násady se v přirozených podmínkách uskutečňuje ve výtažnicích nebo hlavních rybnících výhradně v polykultuře s kaprem K_1 nebo K_2 . Na odchov se nasazuje 50–150 ks.ha⁻¹ Ca_1 , resp. 50–75 ks.ha⁻¹ Ca_2 (Čítek a kol., 1993; Stráňai, 2000).

Jednotlivé technologie odchovu starších násad candáta v kontrolovaných podmínkách v závislosti na hustotě obsádky, světelném režimu nebo předkládané dietě jsou podrobně popsány např. v práci Molnár a kol. (2004) a Zakęs a kol. (2006).

4.8.5. Cejn velký (*Abramis brama*)

Generační ryby se získávají buďto odlovem z volných vod, nebo se chovají v rybničním prostředí. Reprodukce cejna se provádí buď poloumělým, nebo umělým výtěrem. Při poloumělém výtěru se do malých rybníčků nebo sádek nasazují generační ryby v množství 10 ks na 100 m² v poměru 2♀ : 3♂. Tyto nádrže by měly být z části zatrávněné, resp. se do nich umísťují hnízda, na která se generační ryby vytírají. Generační ryby se při tomto způsobu reprodukce hormonálně nestimulují. Získané jikry se ve stádiu očních bodů přenášejí do odchovného rybníka nebo se inkubace a počáteční odchov realizuje spolu s generačními rybami.

Určitou alternativou tohoto způsobu reprodukce je získání jiker v době přirozeného výtěru cejna z volných vod, kdy se v době výtěru instalují třecí hnízda, která se po nakladení jiker přenášejí do odchovných rybníčků (Stráňai, 1996, 2010).

Druhým způsobem reprodukce cejna je umělý výtěr. Ten probíhá na líhni při teplotě kolem 20 °C. Ryby se hormonálně stimulují kapí hypofýzou, popřípadě v kombinaci s choriongonadotropinem (HCG) nebo syntetickými preparáty (Ovopel) ve dvou, resp., jedné dávce, po předcházející anestezii 2-phenoxyethanolem. Relativní plodnost jikernaček se pohybuje v rozpětí 90 000–150 000 ks.kg⁻¹. Jikry mají nažloutlou barvu, jsou lepkavé a jejich průměrná velikost dosahuje 1,5–1,8 mm. Odlepkují se pomocí mléka nebo suspenzí jílu. Inkubace probíhá v Zugských lahvích při teplotě 20–21 °C (Kucharczyk a kol., 1999). Líhnutí nastává po 4–5 dnech, vylíhnutý plůdek je velký přibližně 7 mm a žlutkový váček tráví 6–8 dní, v závislosti na teplotě vody (Žiliukienė, 2005). Rozplavaný plůdek se vysazuje k dalšímu odchovu.



Obr. 4.8.4. Cejn velký (foto: T. Randák).

Plůdek je možné odchovávat v přirozených podmínkách na bázi přirozené potravy, případně s příkrmováním (nejčastěji obilné šrot) v plůdkových výtažnicích, do kterých se nasazuje 50 000–100 000 ks.ha⁻¹ C_v, na celé vegetační období a ztráty po dobu odchovu dosahují až 90 % (Stráňai, 1996, 2010). Váčekový plůdek je také možno odchovávat v klíčkách do stádia rychleného plůdku po dobu přibližně 6 týdnů při teplotě vody 17–21 °C a počáteční obsádce 5 000 ks.m⁻³ C_v. Odchovaný plůdek C_v dosahuje na konci odchovu velikost kolem 2 cm (Žiliukienė, 2005). Odchov v kontrolovaných podmínkách probíhá při teplotě vody 25–28 °C po dobu tří týdnů. Krmení plůdku při tomto způsobu odchovu je založeno nejčastěji na přirozené potravě (kultivace nálevníků, nauplie žábřonožky, tříděný zooplankton), méně na umělém krmivu. Ztráty po dobu odchovu nepřesahují 10 % (Kucharczyk a kol., 1999).

Nejběžnějším způsobem získávání násady cejna je nákup z rybníčních akvakultur, popř. je možno využít ryby odlovené při regulačních odlovech na nádržích.

4.8.6. Hrouzek obecný (*Gobio gobio*)

Reprodukce hrouzka obecného je v našich podmínkách uskutečňována především umělým výtěrem. Ten probíhá na líhni při teplotě vody 16–19 °C. Před samotným výtěrem se jikernačky hrouzka hormonálně stimulují kapří hypofýzou nebo syntetickými preparáty (Ovopel, Kobarelin, popřípadě Lecirelin) ve dvou, resp. jedné dávce (Kouřil a kol., 2008). Mlíčáky obvykle není potřeba hormonálně stimulovat. Mlíčí se získává klasicky masáží břišní partie, ale v poloze břichem nahoru. Uvolněné kapky mlíčí se odsávají injekční stříkačkou a hned se používají na osemenění předem vytřených jiker. Nejvhodnějšími anestetickými přípravky jsou hřebíčkový olej nebo 2-phenoxyethanol. Relativní plodnost dosahuje 65 000–120 000 jiker na kilogram hmotnosti jikernaček. Jikry jsou lepkavé, našedlé a jejich velikost je přibližně 1,1–1,3 mm. Odlepkování jiker je prováděno pomocí suspenze talku nebo mléka, popřípadě enzymem alkalázou (Palíková a Krejčí, 2006; Kouřil a kol., 2008). Inkubace jiker probíhá vzhledem k jejich menšímu množství v malých inkubačních láhvích o objemu 0,3–1 litr při teplotě vody 18–24 °C. Líhnutí začíná po 3–4 dnech v závislosti na teplotě vody (Kouřil a kol., 2008). Velikost vylíhnutého plůdku se pohybuje mezi 3–4 mm a žloutkový váček tráví přibližně 2–3 dny. Na začátku larvální periody se plůdek nasazuje na další odchov.



Obr. 4.8.5. Hrouzek obecný je poslední dobou vyhledávaným druhem pro zarybňování rybářských revířů

(foto: J. Andrej).

Násadový materiál hrouzka se nejčastěji získává z přirozeného výtěru generačních ryb v rybníku. Pro tento účel jsou vhodné menší rybníky s písčítým nebo šterkovým dnem, resp. sádka se šterkovým dnem. Vylíhnutý plůdek se celé vegetační období odchovává v rybníku spolu s generačními rybami (období staročeské metody chovu kapra). V průběhu odchovu je možné plůdek hrouzka přikrmovat šrotem nebo prosetým granulovaným krmivem. Na podzim se loví plůdek o individuální kusové hmotnosti 1–3 g (Kouřil a kol., 2008).

Plůdek hrouzka je také možné odchovávat v kontrolovaných podmínkách líhni po dobu zhruba jednoho měsíce. Podrobněji je tento způsob odchovu zpracovaný v práci autorů Kestemont a Awaïss (1989).

4.8.7. Jelce jesen (*Leuciscus idus*)

Generační ryby je možné získat odlovem z volných vod přímo na trdlištích, kde se v případě potřeby ihned vytírají, nebo se výtěr realizuje až po převozu na líheň. Generační jeseni bez problémů snášejí manipulaci a převoz, stejně jako přípravu k výtěru. Úspěšně dozrávají v průtočných rybnících a je možné je komorovat s jinými druhy kaprovitých ryb (Stráňai, 1996). Na základě těchto zkušeností se poslední dobou ve většině případů používají generační ryby odchované v rybníčních podmínkách (Hamáčková a kol., 2008a).

Reprodukce jelce jesena je zabezpečována téměř výlučně umělým výtěrem na líhni při teplotě vody 12–15 °C. Před samotným výtěrem je vhodné generační ryby hormonálně stimulovat. K tomu je možné použít kapří hypofýzu nebo syntetické preparáty komerčně prodávané pod značkou Ovopel nebo Supergestran. Hormonální přípravky se jikernačkám aplikují v jedné nebo dvou dávkách, v závislosti na použitém preparátu, podrobněji je tato problematika popsána v práci Kouřil a Hamáčková (1998). Hormonální stimulace mlíččáků zpravidla není potřebná. Z důvodů jednodušší manipulace s generačními rybami a eliminace rizika jejich poranění nebo poškození se doporučuje provádět umělý výtěr v anestezii. Pro tento účel je nejvhodnější hřebíčkový olej nebo 2-phenoxyethanol. Relativní plodnost jikernaček bývá na úrovni 130 000–150 000 ks.kg⁻¹ a průměrná velikost nenabobtnalých jiker se pohybuje od 1,9 do 2,3 mm. Jikry jsou nažloutlé, mírně průsvitné a lepkavé. Odlepkování jiker se provádí mlékem nebo suspenzí talku po dobu 30 minut. Jikry se inkubují v Zugských (Weissových) lahvích při teplotě 15–18 °C. K líhnutí plůdku dochází po 6–9 dnech, v závislosti na teplotě vody. Vylíhnutý plůdek dosahuje délky 6,5–7,0 mm a žloutkový váček tráví přibližně 5 dní. Po naplnění plynového měchýře je plůdek připravený pro vysazení do volných vod nebo pro další odchov.

Plůdek je odchováván nejčastěji v rybníčních podmínkách. Vhodné jsou menší a mělké nádrže a rybníky o výměře do 0,5 ha a hloubce do 1 m. Při odchovu v monokultuře se v závislosti na kvalitě rybníka nasazuje do 500 000 ks Je_0 na 1 ha. V případě odchovu s přikrmováním je možné obsádku až ztrojnásobit. Výhodnější je však chovat plůdek jelce jesena v polykultuře s kaprem, popřípadě s línem. V tomto případě se přisazuje násada kapra K_2 v množství do 500 ks.ha⁻¹ (Hamáčková a kol., 2008a). Na přikrmování je možné využít obilný šrot, strouhanku ze starého pečiva, popřípadě granulovanou krmnou směs (Stráňai, 1996; Hamáčková a kol., 2008a). Ztráty v průběhu odchovu do podzimu se pohybují v rozpětí 60–80%. Dalším způsobem je odchov váčkového plůdku jelce jesena do stádia rychleného plůdku (Je_r) v příkopových rybníčcích. Délka odchovu je v tomto případě 2–3 měsíce, s počáteční obsádkou 300–500 ks váčkového plůdku na 1 m². Rychlený plůdek Je_r dorůstá do velikosti 30–50 mm a ztráty v průběhu odchovu dosahují 40–60%. Váčkový plůdek jelce jesena lze také odchovávat v kontrolovaných podmínkách po dobu 3–4 týdnů. Na odchov jsou vhodné malé průtočné nádrže, do kterých se nasazuje 50–100 ks váčkového plůdku na 1 litr. Pro krmení plůdku je využívána živá potrava (naupliová stádia žabronožky), popřípadě v kombinaci s umělým krmivem. Při zabezpečení dostatku kvalitního krmiva je možné obsádku zvýšit až na 200–300 ks.l⁻¹ Je_0 , přičemž ztráty v průběhu odchovu jsou 10–20% (Turkowski a kol., 2008). Chov starších věkových kategorií se cíleně neprovádí, v případě potřeby je možné jesena přisadit ke kaprovi K_2 jako vedlejší rybu.

4.8.8. Jelec tloušť (*Squalius cephalus*)

Generační ryby se nejčastěji získávají z volných vod přímo na trdlišcích, kde v případě potřeby vytíráme tyto ryby přímo u vody, nebo až po převozu na líheň. Generační ryby je možné získat také vlastním chovem ve farmovém prostředí (Stráňai, 1996; Kucharczyk a kol., 2008). Umělý výtěr probíhá na líhni při teplotě vody 15–20 °C (Stráňai, 1996). Generační ryby se předem hormonálně stimulují kapří hypofýzou, choriongonadotropinem, nebo syntetickými preparáty (Ovopel, Ovaprim) v dvou, resp. jedné dávce (Stráňai, 1996; Hliwa a kol., 2009). Všechny operace uskutečňované při umělém výtěru se provádějí v celkové anestezii za použití přípravku 2-phenoxyethanol. Relativní plodnost jikernaček se pohybuje v rozpětí 50 000–65 000 jiker na kg hmotnosti a průměrná velikost nenabobtnalých jiker je kolem 1,6–2,0 mm. Jikry jsou lepkavé, olivově zelené barvy. Jikry se zbavují lepkavosti několikanásobným propláchnutím vodou. Inkubace jiker probíhá v Zugských nebo Chasseových lahvích při teplotě 16–19 °C. Líhnutí plůdku nastává po 3–5 dnech, v závislosti na teplotě vody. Vylíhnutý plůdek je přibližně 6–7 mm velký a žlutkový váček tráví 6–8 dní. Po naplnění plynového měchýře plůdek vysazujeme k dalšímu chovu nebo přímo do volných vod.

Odchov plůdku se uskutečňuje v přírodních podmínkách v příkopových rybníčcích nebo menších nádržích. Odchov v příkopových rybníčcích probíhá 2–3 měsíce, s počáteční obsádkou 300–500 ks.m⁻² J_t . Odchovaný plůdek J_t dorůstá do velikosti 30–50 mm a ztráty v průběhu odchovu činí 40–60%. Při odchovu v menších nádržích nebo rybníčcích se nasazuje až 500 000 ks.ha⁻¹ na celé vegetační období, přičemž ztráty do podzimu dosahují 60–80% (Stráňai, 1996, 2010). Odchov plůdku se v kontrolovaných podmínkách uskutečňuje převážně v recirkulačních systémech při teplotě vody 25 °C. Samotný odchov trvá v závislosti na podmínkách 3 týdny až půl roku. Rozplavaný plůdek jelce tlouště se nasazuje v množství 50–200 ks.l⁻¹. V počáteční fázi odchovu je vhodné plůdek krmit živou potravou (nauplie žábřonožek), později je možné přejít i na umělá krmiva. Ztráty dosahují do konce odchovu v závislosti na předkládané dietě a hustotě obsádky hodnoty 5–20% (Kwiatkowski a kol., 2008).



Obr. 4.8.6. Jelec tloušť je poměrně rozšířená a hojná ryba (foto: T. Randák).

4.8.9. Kapr obecný (*Cyprinus carpio*)

Kapra je možné rozmnožovat přirozeným způsobem nebo umělým výtěrem. Mezi přirozené způsoby rozmnožování patří hromadný výtěr (staročeská metoda) a skupinový výtěr (Dubraviova metoda). Principem hromadného výtěru kapra je přirozený výtěr vybrané skupiny generačních ryb (6–12 ks.ha⁻¹, poměr pohlaví 1 : 2 ve prospěch mlíčáků) ve vhodném výtěrovém rybníku a následný odchov generačních ryb spolu s plůdkem po celé vegetační období. Při skupinovém výtěru se rovněž uskutečňuje přirozený výtěr, ale už jen vybraného páru (1♀ a 2♂), resp. malé skupiny (2♀ a 4♂) v malém, tzv. „Dubraviové“ rybníčku (50–150 m²). Výhody, resp. nevýhody obou způsobů přirozeného výtěru jsou podrobně popsány v práci Krupauer (1964). Tyto způsoby reprodukce kapra patří mezi nejstarší metody reprodukce kapra, které se ještě v hojně míře využívaly i v druhé polovině 20. století. Zavedením umělého výtěru jako nové metody reprodukce kapra v 70. letech minulého století, dochází k postupnému opomíjení těchto metod a dnes se s nimi můžeme setkat víceméně už jen sporadicky.

Umělý výtěr je v současnosti nejmladší a zároveň i dominantní metodou reprodukce kapra u nás. Samotný výtěr probíhá při teplotě vody 21–22 °C, po předcházející hormonální stimulaci a anestezii. Generační ryby se hormonálně stimulují pomocí kapří hypofýzy, přípravkem na bázi kapří hypofýzy (Repro-Genol) nebo syntetickými preparáty (Ovopel, Dagin). Hormonální stimulace se jikernačkám podává v dvou dávkách, mlíčákům v jedné (Brzuska, 2006). K anestezii je nejčastěji využíván hřebíčkový olej nebo 2-phenoxyethanol. Relativní plodnost u kapra dosahuje hodnotu 100 000–200 000 ks.kg⁻¹. Jikry jsou lepkavé, žlutohnědé až žlutozelené barvy a jejich velikost v nenabobtnalém stavu dosahuje 1,0–1,5 mm. Odlepkování jiker se provádí pomocí zředěného plnotučného mléka nebo suspenzí jílu. Inkubace jiker probíhá v Zugských, popřípadě Chasseových láhvích při teplotě 18–22 °C. Líhnutí začíná při této teplotě přibližně po 3 dnech. Vylihnutý plůdek je velký asi 5–7 mm a žloutkový váček tráví v závislosti na teplotě vody ještě 3–4 dny. Vylihnutý plůdek se do doby rozplavání nasazuje do kolébek nebo speciálních inkubátorů. Po rozplavání se plůdek vysazuje k dalšímu odchovu do rybníků (Stráňai, 2000; Horváth a kol., 2002; Gela a kol., 2009).

Váčkový plůdek můžeme odchovávat v přirozených podmínkách v plůdkových výtažnicích nebo v kontrolovaných podmínkách v líhni na žlabech. Odchov v plůdkových výtažnicích je nejčastěji využívaný způsob, který lze vykonávat metodou s přesazením nebo bez přesazení. První metoda s přesazením spočívá v odchovu váčkového plůdku prvních 4–8 týdnů v plůdkovém výtažníku I. řádu, následným slovením a opětovným nasazením do plůdkového výtažníku II. řádu až do konce vegetačního období. Počáteční obsádka plůdkového výtažníku je 200 000–1 000 000 ks.ha⁻¹ K₀, v závislosti na plánované délce odchovu. Odchovaný rychlený kapr má velikosti 3–5 cm a ztráty v průběhu odchovu činí 55–65 % (Pokorný, 1987). Následně se do plůdkového výtažníku II. řádu nasazuje 10 000–50 000 ks.ha⁻¹ K₁, který se odchovává do konce vegetačního období. Finálním produktem je K₁ o průměrné kusové hmotnosti 30–50 g, přičemž ztráty nepřekračují 25 %. Tato metoda umožňuje produkovat plůdek K₁ o vyšší kusové hmotnosti (Pokorný, 1987; Stráňai, 2000). Druhou metodou odchovu v přirozených podmínkách je metoda bez přesazení, kdy se váčkový plůdek nasazuje přímo do plůdkových výtažníků II. řádu na celé vegetační období. Počáteční obsádka činí 50 000–200 000 ks.ha⁻¹ K₀, finální produkt je K₁ o průměrné kusové hmotnosti 15–35 g a ztráty v průběhu odchovu dosahují 70–95 % (Čítek a kol., 1993; Stráňai, 2000; Horváth a kol., 2002). Odchov váčkového plůdku v kontrolovaných podmínkách není v současnosti běžně využívanou metodou odchovu váčkového plůdku kapra. Samotný odchov trvá většinou 3–4 týdny a probíhá při teplotě 25–30 °C, nejčastěji na žlabech, do kterých se nasazuje váčkový plůdek po rozplavání, v počátečním množství 50 000–100 000 ks.m⁻³ K₀. Po 14 dnech se obsádka redukuje na 20 000–50 000 ks.m⁻³ a po 21 dnech odchovu na 10 000–30 000 ks.m⁻³. Takto odchovávaný plůdek je nutné krmit přirozenou potravou (nálevníky, naupliová stádia žabronožek, tříděný zooplankton). Ztráty v závislosti na druhu předkládané potravy dosahují v prvních dvou týdnech odchovu 20–30 %, v dalším období nepřekračují 10–20 % (Kouřil a Hamáčková, 1982).

Odchov starších věkových kategorií se provádí ve výtažnicích a hlavních rybnících, do kterých se ryba nasazuje na celé vegetační období. V případě odchovu dvouleté násady je obsádka $1\ 000\text{--}5\ 000\ \text{ks}\cdot\text{ha}^{-1} K_1$, v závislosti na intenzitě hospodaření. Odchovaná násada K_2 standardně dosahuje hmotnost $300\text{--}600\ \text{g}$, někdy až $800\ \text{g}$ a ztráty v průběhu odchovu bývají kolem $10\text{--}30\%$ (Stráňai, 2000). Při odchovu tříleté ryby se nasazuje $300\text{--}2000\ \text{ks}\cdot\text{ha}^{-1} K_2$, v závislosti na intenzitě chovu. Odchovaná ryba K_3 standardně dosahuje hmotnost $1\ 500\text{--}2\ 000\ \text{g}$ při ztrátách kolem $2\text{--}5\%$ (Stráňai, 2000).

4.8.10. Lín obecný (*Tinca tinca*)

V současnosti nepoužívanějším způsobem reprodukce lína je umělý výtěr na líhni klasickou suchou cestou při teplotě vody $21\text{--}23\ ^\circ\text{C}$ nejlépe od generačních ryb ve věku $3\text{--}6$ let o kusové hmotnosti $400\text{--}1\ 500\ \text{g}$ v případě jikernaček a $250\text{--}800\ \text{g}$ v případě mlíčáků (Pokorný a Kouřil, 1983). Jikernačky lína se hormonálně stimulují jednorázově syntetickými preparáty Kobarelin nebo Ovopel (Linhart a kol., 2000; Flajšhans a kol., 2010). Taktéž je možné použít i kapří hypofýzu v dvou dávkách (Pokorný a Kouřil, 1983). Mlíčáci se hormonálně stimulují jednorázově dávkou kapří hypofýzy a vytírají se až po předchozím zbavení se moči masáží břišní partie. Vzhledem k vysokému naředění spermatu lína močí je vhodné odsávat ho odsávačkou do imobilizačního roztoku (Pokorný a Kouřil, 1983; Linhart a kol., 2000; Flajšhans a kol., 2010). Před samotným výtěrem je vhodné generační ryby anestetizovat roztokem 2-phenoxyethanol nebo hřebíčkovým olejem. Relativní plodnost lína se pohybuje v rozpětí $80\ 000\text{--}150\ 000\ \text{ks}\cdot\text{kg}^{-1}$. Jikry jsou lepkavé, olivově zelené barvy a poměrně malé, v průměru jen kolem $0,4\text{--}0,5\ \text{mm}$. Odlepkování se uskutečňuje pomocí enzymu alkalázy po dobu 2 minut, pomocí zředěného mléka, suspenzí talku nebo roztokem taninu. Inkubace jiker probíhá v Zugských láhvích při teplotě $20\text{--}23\ ^\circ\text{C}$. Líhnutí začíná při této teplotě přibližně po 3 dnech. Vylíhnutý plůdek je velký asi $3,5\text{--}5\ \text{mm}$ a žlutkový váček tráví v závislosti na teplotě $3\text{--}5$ dní. Čerstvě vylíhnutý plůdek se z láhvi přemísťuje do kolébek a po rozplavání se vysazuje do rybníků. Mimo umělého výtěru je možné generační ryby rozmnožovat i přirozeným výtěrem v monokultuře s následným odchovem plůdku do konce vegetačního období (obdoba staročeské metody u kapra), nebo přirozeným výtěrem v polykultuře s $K_0 - K_1$ (Pokorný a Kouřil, 1983).

Plůdek lína se u nás nejčastěji odchovává v přirozených podmínkách v menších rybnících v monokultuře nebo polykultuře s plůdkem kapra, popřípadě jiných druhů ryb. Odchovává se po celé vegetační období metodou s přesazením nebo bez přesazení. Při odchovu plůdku v monokultuře bez přelovení se nasazuje $100\ 000\text{--}400\ 000\ \text{ks}\cdot\text{ha}^{-1} L_0$. Odchovaný plůdek L_1 dosahuje velikost $2\text{--}3\ \text{g}$ a ztráty do podzimu činí $70\text{--}95\%$. Při odchovu s přelovením se nasazuje $300\ 000\text{--}2\ 000\ 000\ \text{ks}\cdot\text{ha}^{-1} L_0$ do plůdkového předvýtažníku (plůdkový výtažník I. řádu). Po $6\text{--}8$ týdnech se loví L_1 , který se dále nasazuje na do plůdkového výtažníku (plůdkový výtažník II. řádu) v množství $50\ 000\text{--}80\ 000\ \text{ks}\cdot\text{ha}^{-1} L_1$. Na podzim lovíme L_1 o velikosti $2\text{--}6\ \text{cm}$, resp. $3\text{--}10\ \text{g}$ při ztrátách kolem $60\text{--}65\%$ (Pokorný a Kouřil, 1983; Stráňai, 2000). Váčekový plůdek je možné odchovávat i v kontrolovaných podmínkách po dobu až 11 měsíců (Wolnický a kol., 2006). Samotný odchov probíhá v průtočných nádržích při teplotě $28\ ^\circ\text{C}$. Jednotlivé fáze odchovu, počáteční obsádky, velikost odchovaného plůdku a ztráty v průběhu odchovu jsou podrobně popsány např. v práci Wolnický a kol. (2006), Mamcarz a kol. (2011).

Produkce starších ročníků násad se uskutečňuje zpravidla v přirozených podmínkách buď v monokultuře nebo polykultuře s kaprem K_2 nebo K_3 , kdy se přisazuje lín v množství kolem 10% kusové obsádky kapra. Ztráty se v průběhu odchovu pohybují v rozpětí $10\text{--}30\%$, v závislosti na věkové kategorii odchovávané násady (Pokorný a Kouřil, 1983; Stráňai, 2000).

4.8.11. Mník jednovousý (*Lota lota*)

Mník jednovousý se vyskytuje především v tocích pstruhového, lipanového a parmového charakteru. Je poměrně náročný na kvalitu vody a obsah kyslíku. Je to studenomilný druh s maximální aktivitou v zimních měsících. V tuto dobu, obvykle na přelomu prosince a ledna, se i vytírá. Možnosti umělé reprodukce a odchovu násad uvádí Pokorný a Adámek (1997) a Pokorný a kol. (2003). V praxi se obvykle používají dva postupy získávání generačních ryb. První je založen na jejich získávání přímo z toků pomocí elektrického agregátu. Ryby jsou nejčastěji odlovovány na podzim současně s generačními pstruhovými. Ryby vybrané pro umělou reprodukci by měly mít hmotnost vyšší než 300 g. Do výtěrového období jsou umístěny v průtočných sádkách či rybnících s kvalitní vodou a s dostatkem úkrytů. Vhodné je jejich přikrmování živými či mrtvými rybami. Druhým způsobem získávání generačních ryb je jejich odchov v kontrolovaných podmínkách. Obvykle se používají vhodné průtočné nádrže s dostatkem úkrytů. Ryby jsou krmeny přirozenou potravou, v případě vytvoření návyku je možno používat i krmné směsi.

V praxi se nejvíce osvědčuje poloumělý výtěr. Při tomto způsobu jsou generační ryby na začátku výtěrového období umístěny do průtočného žlabu, který je vystlán monofilovou vložkou. Ryby se vytírají přirozeným způsobem obvykle v noci, přičemž vytvářejí charakteristická „klubka“. Oplozená a pohybem těl a prouděním odlepkované jikry se hromadí v dolní části žlabu na monofilové podložce, odkud jsou ráno líhňářem odsány a umístěny na inkubační láhve.

Někdy je realizován i umělý výtěr, pro který jsou nevhodnější jedinci o kusové hmotnosti 250–1 000 g. Samotný umělý výtěr se realizuje při poklesu teploty vody na 2–3 °C (Pokorný a Adámek, 1997). Před samotným výtěrem se jikernačky hormonálně stimulují syntetickým přípravkem Ovopel (Horváth a kol., 1997). Někdy však spontánně dozrají i bez hormonální stimulace. U mlíčáků hormonální stimulace obvykle není potřebná. Všechny předcházející operace je vhodné vykonávat v anestezii. Relativní plodnost u mníka dosahuje hodnotu 400 000–700 000 ks.kg⁻¹. Jikry mají velkou tukovou kapku, díky které jsou lehce vznášivé, ne však pelagické. Někdy jsou mírně lepkavé, ale při promývání se lepkavosti zbaví a jejich velikost se pohybuje od 0,8–1,2 mm. Na inkubaci jsou nevhodnější Kannengietterovy nebo Zugské láhve (Pokorný a Adámek, 1997; Žarski a kol., 2010). Inkubační doba je v rozmezí 90–190 °D a vylíhnutý plůdek je velký 3,5–3,8 mm. K rozplavání plůdku dochází za 20–30 °D od vylíhnutí a v tomto období se nasazuje k dalšímu odchovu.

Do revírů se mník vysazuje nejčastěji ve stádiu váčkového plůdku, případně půlročka či ročka. Tyto kategorie jsou odchovávány většinou extenzivně ve vhodných rybnících na přirozené potravě. Obsádka Mn_0 se pohybuje v závislosti od typu rybníčku a doby odchovu od 30 do 100 ks.m⁻², nebo se odchovává v polykulturně s kaprem ($K_{1,2}$), popřípadě s plůdkem síha. Obsádka Mn_0 se v tomto případě pohybuje od 5–20 ks.m⁻². Velikost planktonu v době vysazení plůdku musí odpovídat jeho potřebám. V průběhu počátečního odchovu nesmí být rybník zprůtočen, protože plůdek má tendenci unikat z nádrže. Díky své malé velikosti k úniku využije i malé skuliny. Plůdek se obvykle loví na začátku léta ve velikosti kolem 5–7 cm nebo na podzim a vysazuje se do vhodných revírů. Odchov plůdku intenzivním způsobem v kontrolovaných podmínkách se realizuje v žlabech nebo nádržích po dobu 30–35 dní. Umělý odchov plůdku je v počátečních fázích založený na kultivaci nálevníků, žábřonůžek a následně na umělém v krmivu. Problematická je zejména počáteční fáze exogenní výživy, a to z důvodu velmi malé velikosti plůdku a získávání odpovídající velikosti krmných organizmů. Následně je mník schopen se velmi rychle naučit na umělá krmiva. Počáteční obsádka Mn_0 se pohybuje v rozpětí 50–100 ks.l⁻¹ a odchov se realizuje při teplotě vody 6–14 °C. Rozkrmování plůdku začíná zpravidla 2. až 3. den po rozplavání (naplnění plynového měchýře). Ztráty do konce odchovu dosahují v závislosti na druhu předkládané potravy hodnotu 30–75% (Shiri Harzevilli a kol., 2003). Na konci odchovu dosahuje plůdek mníka celkovou délku 13–16 mm. Následně může být tento plůdek použit k dalšímu chovu v kontrolovaných podmínkách, nejčastěji s využitím granulovaných krmných směsí. Poměrně dobře je již tento způsob chovu propracován v Německu (obr. 4.8.7.).



Obr. 4.8.7. Odchov plůdku mnika jednovousého ve vertikálních přístrojích – Lindbergmühle, Německo
(foto: T. Randák).

4.8.12. Okoun říční (*Perca fluviatilis*)

Generační ryby se získávají buď odlovem z volných vod, nebo se odchovávají v podmínkách extenzivní či intenzivní akvakultury. Samotná reprodukce okouna se realizuje přirozeným výtěrem, poloumělým nebo umělým výtěrem. Přirozený výtěr probíhá nejčastěji v malých rybníčcích nebo sádkách, do kterých se jako výtěrový substrát umísťují suché nebo čerstvé větve, které zároveň slouží i jako přirozený úkryt. Generační ryby nasazujeme v období jejich přirozeného výtěru při teplotě vody 12–15 °C v poměru 1♂ : 1♀ (Kucharczyk a kol., 1996). Zpravidla se generační ryby hormonálně nestimulují, a pokud ano, tak jen jikernačky jednorázovou dávkou. Při poloumělém výtěru, který se uskutečňuje nejčastěji v kontrolovaných podmínkách, se generační ryby umísťují do vhodných nádrží nebo klecí o objemu 0,1–1 m³ v poměru 1♂ : 1♀ a množství 20–50 párů.m⁻³. Nasazují se přitom hormonálně stimulované jikernačky a mlíčáci bez hormonální stimulace (Kouřil a kol., 2001; Policar a kol., 2009b).

Umělý výtěr okouna se provádí v kontrolovaných podmínkách při teplotě vody 12–15 °C, po předcházející hormonální stimulaci a anestezii. Tu je možné provést hřebíčkovým olejem, 2-phenoxyethanolem, přípravkem MS-222 anebo Propiscinem. Hormonální stimulace se podává jen jikernačkám ve formě intramuskulární injekce do hřbetní svaloviny jednorázově, ve výjimečných případech ve dvou dávkách (Kucharczyk a kol., 1996). Aplikuje se hypofýza, choriongonadotropin (Kucharczyk a kol., 1996), nebo komerčně vyráběné syntetické preparáty, z kterých v případě okouna se nejvíce doporučuje Supergestran (Kouřil a kol., 2001). Mlíčí se odebírá do injekčních stříkaček nebo se přímo vytlačuje na jikry. Jistým negativem umělého výtěru je vyšší mortalita generačních ryb v povýtěrovém období, hlavně u exemplářů původem z volných vod (Policar a kol., 2009b). Relativní plodnost okouna se pohybuje v rozpětí 100 000–135 000 ks.kg⁻¹. Jikry jsou uvolňované ve formě jikrných provazců krémové až bleďožluté barvy, dlouhých až 1,5 m a průměrná velikost jiker se pohybuje v rozpětí 1–2 mm. Inkubace jiker probíhá v průtočných žlabech, aparátech, popřípadě akváriích při teplotě 13–18 °C. Inkubační doba trvá 80–160 °D a k líhnutí při těchto teplotách dochází za 7–14 dní (Kouřil a kol., 2001). Vylíhnuté larvy se opatrně odsávají a přemísťují na místo následného odchovu. Vylíhnutý plůdek dosahuje velikosti přibližně 6 mm a žlutkový váček tráví 4–6 dní. Zvláštností je příjem potravy ještě před naplněním plynového měchýře (Policar a kol., 2009b).

Plůdek okouna můžeme odchovávat v přirozeném prostředí nebo v kontrolovaných podmínkách. Odchov v přirozeném prostředí se uskutečňuje v menších rybníčcích do 2,5 ha v monokultuře po dobu 1,5–2 měsíců (rychlený plůdek), nebo do konce vegetačního období. Při odchovu rychleného plůdku je počáteční obsádka 100 000–300 000 ks.ha⁻¹ váčkového plůdku. Odchovaný plůdek dorůstá do velikosti 35–50 mm a ztráty po dobu odchovu činí přibližně 65–80 %. Při odchovu do konce vegetačního období se nasazuje do 100 000 ks.ha⁻¹ váčkového plůdku. Roček dosahuje 65–75 mm a ztráty dosahují 80–90 % (Stejskal a kol., 2010).

Odchov v kontrolovaných podmínkách se praktikuje buď v betonových nádržích po dobu přibližně 6 týdnů, anebo v plastových či sklolaminátových nádržích různého tvaru. V prvním případě se nasazuje 4 000 ks.l⁻¹ O₂ a odchov probíhá při teplotě 17 °C. Na konci odchovu dosahuje rychlený plůdek velikost okolo 3 cm a hmotnost 0,2–0,3 g a je plně adaptovaný na příjem suché diety. Ztráty po dobu odchovu činí 60–70 % a podíl kanibalů do 2 % (Policar a kol., 2009b). Při druhém způsobu odchovu je obsádka 20–100 ks.l⁻¹ váčkového plůdku. Odchov na začátku probíhá při nižších teplotách (17 °C) než je optimum (23 °C) z důvodu tlumení rozvoje kanibalismu. V průběhu odchovu se však teplota postupně zvyšuje na 22–23 °C. Velikost odchovaného plůdku, jakož i ztráty po dobu odchovu, jsou srovnatelné s předcházejícím způsobem (Policar a kol., 2009b). Při odchovu plůdku je také možné využít kombinaci odchovu v přirozených podmínkách na bázi přirozené potravy do stádia rychleného plůdku a následný odchov v kontrolovaných podmínkách na bázi peletovaných krmiv (Stejskal a kol., 2007; Policar a kol., 2009b; Stejskal a kol., 2010). Odchov starších násad probíhá buď v kontrolovaných podmínkách recirkulačních systémů v monokultuře s použitím umělých krmiv při teplotě vody 23 °C, kde se nasazuje až 60 kg.m⁻³ (Mélard a kol., 1996), anebo v rybníčcích podmínkách na bázi přirozené potravy v polykultuře nejčastěji s kaprem (Policar a kol., 2009b).

4.8.13. Okounek pstruhový (*Micropterus salmoides*)

Reprodukcí okounka je možné provádět několika způsoby. Prvním způsobem je přirozený výtěr generačních ryb v rybníku a jejich následný společný odchov s plůdkem (obdoba staročeské metody u kapra). Tato metoda je však nespolehlivá a málo produktivní, vzhledem k malému počtu odchovaného potomstva. Dalším způsobem reprodukce je umělý výtěr a následná umělá inkubace jiker. I když je tato metoda poměrně dobře propracovaná, v chovatelské praxi, zatím nenašla širší uplatnění (Kouřil a Klimeš, 1999). V našich podmínkách je zatím nejvíce využívána metoda reprodukce s řízeným výtěrem v třecích rybnících a její různé modifikace. Nejčastěji se využívá způsob přirozeného výtěru v malém rybníku nebo sádce s písčítým nebo štěrko-písčítým dnem, kde se nasadí generační ryby v počtu přibližně 1 pár na 10 m². K výtěru dochází při teplotě vody 17–23 °C zpravidla do několika dnů po nasazení. Po výtěru se generační ryby odloví v době, kdy se začne plůdek z jednotlivých hnízd rozdělovat na menší skupinky – hejna (Dubský, 1982). Další alternativou této metody je rovněž přirozený výtěr v rybníku, ale už do předem připravených hnízd nebo podložek (Kouřil a Berka, 1981; Roncarati a kol., 2005).

Plůdek okounka se nejčastěji odchovává v monokultuře přímo v rybnících nebo venkovních nádržích, ve kterých proběhl i samotný výtěr generačních ryb a inkubace jiker. Počáteční odchov trvá 3–4 týdny do velikosti přibližně 20 mm. Následně se tento plůdek odlovuje na plné vodě a nasazuje k dalšímu chovu do malých mělkých rybníků. V závislosti na intenzitě chovu a množství dostupné potravy se nasazuje 10 000–20 000, resp. 100 000–200 000 ks.ha⁻¹. Finálním produktem je roček o velikosti 7–25 g, při celkové délce těla 80–120 mm. Ztráty do podzimu se pohybují v rozpětí 10–40% (Kouřil a Klimeš, 1999).

Odchov starších ročníků se v našich podmínkách cíleně neprovádí, v případě potřeby je možné tento odchov realizovat v rybníčních podmínkách buď v monokultuře, nebo v polykultuře s kaprem. V případě monokultury je potřeba rybník nasadit dostatečným množstvím krmných ryb adekvátní velikosti.

4.8.14. Ostroretka stěhovavá (*Chondrostoma nasus*)

Generační ryby se získávají odlovem z volných vod přímo na trdlištích. Tam se v případě potřeby hned vytírají, případně se k výtěru převezou na líheň. Krátkodobě je možné generační ryby přechovávat i v průtočných nádržích; pobyt delší než 2 dny už způsobuje zhoršení biologické kvality pohlavních produktů, které ztrácejí schopnost oplození, resp. zhoršují embryonální vývoj. Z tohoto důvodu je proto výhodnější celoročně odchovávat generační materiál ve vhodných rybnících nebo náhonech (Hochman a Peňáz, 1989). Umělý výtěr se uskutečňuje na líhni při teplotě vody 8–10 °C, po předcházející anestezii přípravkem 2-phenoxyethanol. Před samotným výtěrem se jikernačky hormonálně stimulují kapří hypofýzou nebo syntetickými preparáty Ovopel, popřípadě Ovaprim, v jedné až dvou dávkách (Hochman a Peňáz, 1989; Targoňska a kol., 2008; Žarski a kol., 2008). Hormonální stimulace mlíčáků není potřebná (Žarski a kol., 2008), ale v případě potřeby se může použít kapří hypofýza v poloviční dávce. Jako nouzové řešení je možné použít i přepasírované samčí gonády po předcházející disekci, podobně jako u štiky (Hochman a Peňáz, 1989). Relativní plodnost jikernaček se pohybuje v rozmezí 30 000–40 000 ks.kg⁻¹ a průměrná velikost nenabobtnalých jiker dosahuje 1,9–2,5 mm. Jikry jsou šedožluté až šedozelené barvy a jsou lepkavé. Odlepkování se provádí obvykle propláchnutím ve vodě, pokud jsou jikry více lepkavé, je možné jako odlepkovací roztok použít suspenzi talku po dobu asi 25 minut, nebo jiné způsoby používané při odlepkování jiker kapra (Hochman a Peňáz, 1989; Halačka a Lusk, 1995). Inkubace probíhá v Žugských nebo Kannengieterových lahvích při teplo-

tě vody 8–13 °C, kterou je možné v závěru inkubace zvýšit na 15–16 °C, čímž se urychlí a zkrátí období líhnutí. Líhnutí nastává přibližně po 2–3 týdnech, v závislosti na teplotě vody. Vylíhnutý plůdek je světloplachý, dosahuje velikosti 8–9 mm a žloutkový váček tráví přibližně 10–11 dní. Po naplnění plynového měchýře se rozplavává, ztrácí se jeho světloplachost a v tomto období je možné ho nasazovat k dalšímu odchovu.

Odchov váčkového plůdku se uskutečňuje v přirozených podmínkách, nejčastěji v malých zemních rybníčcích s nízkým sloupcem vody a v příkopových rybníčcích, nebo v kontrolovaných podmínkách v průtočných nádržích kruhového nebo obdélníkového půdorysu (Hochman a Peňáz, 1989; Fiala a kol., 2008). Při odchovu v přirozených podmínkách je možné plůdek ostroretky odchovávat do stádia rychleného plůdku v zemních rybníčcích s obsádkou 500 000–1 000 000 ks.ha⁻¹, nebo příkopových rybníčcích, kam se nasazuje 400–600 ks.m⁻² váčkového plůdku. Ztráty po 6–8 týdnech odchovu bývají 40–80 % a rychlený plůdek dosahuje velikosti 4–6 cm. Plůdek ostroretky je také možné odchovávat v zemních rybníčcích celé vegetační období a v tom případě se nasazuje 100 000–200 000 ks.ha⁻¹ váčkového plůdku. Ztráty do podzimu dosahují rovněž 40–80 %. Takovýto plůdek (obr. 4.8.8.) dorůstá v průměru do velikosti kolem 6 cm a hmotnosti 1 g (Hochman a Peňáz, 1989). V obou případech se plůdek ostroretky od velikosti 2 cm přikrmuje drobným prachovým krmivem na hladinu (mouka, šrot, přesáté granulované krmivo – „odrol“ apod.). Počáteční odchov plůdku se v kontrolovaných podmínkách provádí v průtočných nádržích s výškou vodního sloupce 15–25 cm, při teplotě vody 25–28 °C. Do těchto nádrží se nasazuje 40–100 ks.l⁻¹ váčkového plůdku, v závislosti na předkládané potravě a odchov se realizuje 3–4 týdny. Jako krmivo se používají naupliová stádia žábřonožek, avšak lze také využít i komerčně vyráběné startérové směsi. Po dosažení velikosti 20–25 mm se obsádka redukuje na polovinu. Po čtyřech týdnech odchovu dorůstá plůdek 25–30 mm a ztráty nepřekračují 10 % (Spurný a kol., 2007; Fiala a kol., 2008; Kujawa a kol., 2010). Následně se tento plůdek odchovává intenzívním způsobem na bázi umělých krmiv přibližně 7–8 týdnů do velikosti 50–55 mm a hmotnosti zhruba 1 g. Počáteční obsádka činí 30 ks.l⁻¹, po 4 týdnech odchovu se snižuje na polovinu.

Odchov starších násad (obr. 4.8.8.) se v rybníčcích podmínkách realizuje jen zřídka. V kontrolovaných podmínkách je možné odchovávat Os₁ od podzimu do jara následujícího roku při teplotě vody přibližně 20–24 °C, nejčastěji s využitím kompletních krmných směsí. Do odchovných nádrží se nasazuje počáteční obsádka 10 ks.l⁻¹, která se v průběhu odchovu redukuje až na 0,6 ks.l⁻¹. Za toto období dosáhne ostroretka velikost 14–18 cm a hmotnost 20–40 g. V závěrečné fázi odchovu se pozvolně snižuje teplota vody a krmná dávka z důvodu adaptačních procesů při vysazování. Při samotném vysazování, jak plůdku nebo starší násady, je potřeba zohlednit fakt, že ostroretka je hejnová ryba, která je schopná rychlé adaptace na nové podmínky prostředí jen ve velké skupině. Proto se doporučuje vysazovat na jedno místo v případě plůdku 500–1 000 ks a v případě násady minimálně 100 ks (Hochman a Peňáz, 1989; Fiala a kol., 2008).



Obr. 4.8.8. Plůdek a násada ostroretky stěhovavé (foto: J. Andreji).

4.8.15. Parma obecná (*Barbus barbus*)

Generační materiál se u nás získává především odlovem z volných vod v květnu až červnu, přímo na trdlištích, kde je možné tyto generační ryby hned vytírat, nebo je převézt na líheň (Krupka, 1987). Existuje rovněž možnost chovu generačního materiálu v průtočných nádržích v kontrolovaných podmínekách (Philippart a kol., 1989). V případě umělého výtěru přímo na trdlištích se získané pohlavní produkty transportují na líheň separátně v termoboxech a oplodnění jiker spermatem se realizuje až na líhni, nebo se jikry oplodní přímo v terénu a na líheň se převážejí už oplozené. V případě transportu generačních ryb na líheň za účelem jejich umělého výtěru se tyto ryby nejprve aklimatizují a následně se hormonálně stimulují (Krupka, 1987; Policar a kol., 2009a). Umělý výtěr probíhá při teplotě vody 16–18 °C. Jikernačky se hormonálně stimulují výlučně syntetickými preparáty (Supergestran, Ovopel, Dagin), použití kapří hypofýzy se u parmy nedoporučuje (Kouřil a kol., 2006), mlíčky není nutné hormonálně stimulovat. Před samotným výtěrem, resp. hormonální stimulací je potřebné generační ryby anestetizovat v roztoku hřebíčkového oleje nebo 2-phenoxyethanolu. Relativní plodnost parmy je 36 000–85 000 jiker. Jikry jsou nažloutlé o velikosti 1,8–2,1 mm a mírně lepkavé. Odlepkování není potřebné, zpravidla postačuje jikry několikrát propláchnout vodou (Krupka, 1987; Policar a kol., 2009a). Inkubace jiker probíhá v Zugských láhvích při teplotě vody 17–18 °C a líhnutí plůdku začíná po 5–8 dnech (Krupka, 1987; Policar a kol., 2007). Čerstvě vylíhnutý plůdek měří přibližně 8–9 mm a žloutkový váček tráví 10–12 dní. V tomto období přechází na exogenní výživu.

Váčkový plůdek parmy je možné odchovávat v přirozených podmínkách v monokultuře v příkopových rybníčcích, do kterých se nasazuje do 200 ks.m⁻², nebo malých rybníčcích, do kterých se nasazuje až do 100 000 ks.ha⁻¹ váčkového plůdku parmy. Odchovaný plůdek (obr. 4.8.9.) na konci vegetačního období dosahuje velikost 5–7 cm a hmotnost kolem 1–1,5 g (Straňai, 2010). Častěji se však plůdek odchovává v kontrolovaných podmínkách ve žlabech nebo akváriích s využitím živé potravy (nauplie žábřonožek) nebo krmných směsí. Odchov v těchto podmínkách probíhá při teplotě 21–25 °C a trvá od 3 týdnů do třech měsíců, případně celoročně (Krupka, 1987; Fiala a Spurný, 2001; Policar a kol., 2007; Žarski a kol., 2011). Při třítydenním počátečním odchovu se nasazuje až 200 ks.l⁻¹ váčkového plůdku, který dorůstá velikosti kolem 3 cm a hmotnosti 0,15 g. Ztráty v průběhu odchovu v závislosti na předkládané potravě nepřekračují 3 % (Žarski a kol., 2011). Při tříměsíčním odchovu se nasazuje 40–50 ks.l⁻¹ váčkového plůdku s postupnou redukcí až na 2,5 ks.l⁻¹. Takto odchovaný plůdek dosahuje 6–7 cm při hmotnosti 2–3 g. Ztráty v průběhu odchovu nabývají hodnot 20–25 % (Krupka, 1987; Policar a kol., 2007). Odchov starších násad parmy (obr. 4.8.9.) se realizuje zejména v souvislosti se zabezpečením generačního materiálu pro potřeby umělého výtěru.



Obr. 4.8.9. Plůdek a násada parmy obecné (foto: J. Andrej).

4.8.16. *Perlín ostrobřichý (Scardinius erythrophthalmus)*

Generační ryby se už převážně odchovávají v rybníčních podmínkách. Umělý výtěr se uskutečňuje na líhni při teplotě vody 16–20 °C. Před samotným výtěrem se jikernačky hormonálně stimulují buď kapří hypofýzou nebo syntetickými přípravkami Ovopel, Kobarelin, popřípadě Lecirelin, zpravidla v jednorázové dávce (Horváth a kol., 1997; Kouřil a kol., 2008). Mlíčáky obvykle není potřeba hormonálně stimulovat. Z důvodu jednodušší manipulace s rybami je vhodné umělý výtěr provádět v anestezii. Jako nejvhodnější přípravky se používají hřebíčkový olej nebo 2-phenoxyethanol. Relativní plodnost jikernaček se pohybuje v poměrně širokém rozpětí 16 000–182 000 ks.kg⁻¹. Jikry jsou nažloutlé, lepkavé a jejich velikost se v průměru pohybuje kolem 1 mm. Odlepkování se provádí pomocí suspenze talku nebo mléka. Inkubace jiker probíhá v Zugských lahvích při teplotě vody 18–24 °C. Líhnutí začíná po 3–4 dnech v závislosti na teplotě vody a vylíhnutý plůdek je velký 4–5 mm a žloutkový váček tráví další 2–3 dny. Pro plůdek perlína je charakteristická negativní fototaxe. Na začátku larvální periody se plůdek nasazuje na další odchov.

Nejjednodušším způsobem získávání násadového materiálu je přirozený výtěr generačních ryb v rybnících a jejich následný chov i s plůdkem do konce vegetačního období (obdoba staročeské metody u kapra). Využívají se malé rybníčky (do 0,2 ha), do kterých se v závislosti na množství vodní vegetace nasazuje 100–250 ks generačních ryb na 1 ha. Takovým způsobem je možné na podzim dosáhnout až 500 000 ks plůdku o kusové hmotnosti 1–3 g (Pípalová a Adámek, 2001). Plůdek je možné odchovávat rovněž v kontrolovaných podmínkách líhne v malých průtočných nádržích, do kterých se nasazuje rozplavaný váčkový plůdek v množství 50 ks.l⁻¹. Odchov se realizuje přibližně měsíc při teplotě vody 25 °C. Ztráty se v průběhu odchovu při zkrmování živé potravy pohybují v rozpětí 1–5 %, ale při zkrmování suchých náhradních krmiv dosahují až 55 % (Wolnický a kol., 2009).

4.8.17. *Podoustev říční (Vimba vimba)*

Generační ryby se získávají nejčastěji odlovem z volných vod v čase migrace na trdliště, ale také je možné odchovávat generační materiál v rybníčním prostředí (Hamáčková a kol., 2008b; Łuszczek-Trojnar a kol., 2008). Umělý výtěr se realizuje na líhni při teplotě vody 19–20 °C. Vzhledem k relativně malé velikosti ryb a jednodušší manipulaci s nimi se doporučuje použít anestezii (hřebíčkový olej nebo 2-phenoxyethanol). Před samotným výtěrem je vhodné jikernačky hormonálně stimulovat kapří hypofýzou nebo syntetickými preparáty (Ovopel, Lecirelin) v jedné, resp. dvou dávkách. Mlíčáky zpravidla není potřeba hormonálně stimulovat, po hormonální stimulaci se však od nich získá větší objem spermatu. Mlíčí se vytírá přímo na jikry, nebo se odsává a ihned používá k osemnění předem vytřených jiker (Horváth a kol., 1997; Hliwa a kol., 2003). Relativní plodnost jikernaček se pohybuje v rozmezí 100 000–200 000 ks.kg⁻¹ a průměrná velikost nenabobtnalých jiker se pohybuje od 0,6 do 2,0 mm. Jikry jsou růžovožluté barvy, mají tuhý elastický obal a jsou lepkavé. Odlepkování se provádí pomocí suspenze talku asi 1 hodinu. Inkubace probíhá v Zugských (Weissových) láhvích při teplotě 20–24 °C (Hamáčková a kol., 2008b; Łuszczek-Trojnar a kol., 2008). Líhnutí plůdku nastává zhruba po 3–4 dnech, v závislosti na teplotě vody a vylíhnutý plůdek je velký přibližně 5,0–6,5 mm. Resorpce žloutkového váčku trvá až 14 dní, proto se doporučuje zkrátit toto období přenesením plůdku do vody s vyšší teplotou (okolo 25 °C) ještě před naplněním plynového měchýře. Po přechodu plůdku z embryonální do larvální periody můžeme přistoupit k jeho vysazení do volných vod nebo k dalšímu odchovu.

Váčkový plůdek podoustve je možné odchovávat v podmínkách rybníčního prostředí nebo v kontrolovaných podmínkách. Odchov v kontrolovaných podmínkách probíhá nejčastěji po dobu 20 dní (Kujawa a kol., 2006; Hamáčková a kol., 2008b), ale je možné ho realizovat i celoročně (Hliwa a kol., 2003). V počáteční fázi je odchov založený na živé potravě (nauplie žabronožek), následně pak na suchých

krmných směsích. Pro odchov se používají mělké průtočné nádrže, do kterých se nasazuje váčkový plůdek v množství 40–60 ks.l⁻¹. Optimální teplota vody je 23–25 °C. Ztráty v průběhu odchovu bývají v závislosti na druhu použité potraviny 1–10%. Odchovaný plůdek dosahuje po 20 dnech velikost 1–2 cm, resp. po přibližně 10 měsících jako P₁ více jak 8 cm (Hliwa a kol., 2003, Hamáčková a kol., 2008b). V rybníčních podmínkách se váčkový plůdek podoustve chová zpravidla v monokultuře v menších rybnících do 0,5 ha, s možností výlovu pod hrází. Do těchto rybníků se nasazuje 400 000–1 000 000 ks.ha⁻¹ váčkového plůdku. Odchov probíhá do podzimu a ztráty nepřekračují 20%. Odchovaná podoustev má velikost 4–5 cm a hmotnost 0,7–0,9 g. Další možností je odchov odkrmeného plůdku v rybníčním prostředí po předcházejícím 20denním odchovu v kontrolovaných podmínkách taktéž v monokultuře. Technologicky jde o stejný systém odchovu jako předcházející způsob. Nasazuje se však menší množství ryb (100 000 ks.ha⁻¹), odchovaná podoustev je pak větší (5–9 cm, resp. 1,2–2,5 g) a ztráty nepřekračují 10% (Hamáčková a kol., 2008b).

Odchov starších násad podoustve je možné realizovat také v kontrolovaných podmínkách ve větších průtočných nádržích za stejných podmínek jako odchov plůdku. Obsádka se v tomto případě pohybuje v rozpětí 15–20 kg.m⁻³, v závislosti na velikosti násady a intenzitě krmení. Při tomto způsobu odchovu je potřeba zabezpečit nádrže proti úniku, resp. vyskočení ryb (Hamáčková a kol., 2008b). Rybníční odchov násad je možné vykonávat buď v monokultuře nebo polykultuře, nejčastěji s kaprem. Při odchovu v monokultuře se nasazuje 50 000–100 000 ks ryb na 1 ha, v závislosti na věkové kategorii odchovávané násady. Při odchovu v polykultuře s kaprem se nasazuje do 2 500 ks.ha⁻¹ plůdku, 1 000 ks.ha⁻¹ dvouleté násady, 800 ks.ha⁻¹ tříleté násady a 500 ks.ha⁻¹ čtyřleté násady (Hamáčková a kol., 2008b; Łuszczek-Trojnar a kol., 2008).

4.8.18. Střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*)

Generační ryby (2–3leté exempláře o hmotnosti 3–10 g) se získávají v čase výtěru odlovem z volných vod přímo na trdlištích, nebo se odchovávají v rybníčních podmínkách. Samotná reprodukce se realizuje umělým nebo poloumělým výtěrem. Umělý výtěr se provádí klasicky, suchou cestou, po předcházející hormonální stimulaci obou pohlaví. K hormonální stimulaci se využívá kapří hypofýza, která se injekčně podává jikernačkám ve dvou a mlíčkům v jedné dávce (Stalmans a Kestemont, 1991). Relativní plodnost se pohybuje na úrovni přibližně 100 ks.g⁻¹ a průměrná velikost nenabobtnalých jiker se pohybuje v průměru kolem 0,3 mm. Inkubace jiker probíhá v Zugských láhvích o menším objemu nebo horizontálních inkubačních přístrojích, při teplotě vody 11–15 °C.

Poloumělý výtěr je nejčastěji využívaný způsob reprodukce střevle, který se praktikuje v malých odchovných rybnících (Stalmans a Kestemont, 1991; Stráňai, 2010), ale častěji v nádržích umístěných v líhni (Kestemont a Stalmans, 1992; Krupka, 1999), na tzv. výtěrová hnízda, což jsou v podstatě podložky, koše nebo keramické nádoby vyplněné štěrkem. Do takto připravených nádrží se umístí generační ryby v počtu 500–1500 ks.m⁻², resp. až 3 000 ks.m⁻³. Po výtěru se jikry spolu se substrátem přemístí na inkubační aparáty, kde probíhá jejich inkubace při teplotě 16 °C. Plůdek se líhne přibližně po 6 dnech a žloutkový váček tráví přibližně 14 dní. Těsně před strávením žloutkového váčku se plůdek přemístí na další odchov (Stalmans a Kestemont, 1991; Krupka, 1999).

Váčkový plůdek se odchovává v monokultuře v malých odchovných rybnících o výměře do 0,1 ha zpravidla do podzimu, nebo 1–2 měsíce na žlabech v kontrolovaných podmínkách na líhni. Při odchovu v rybníčkách se v závislosti na kvalitě rybníka nasazuje 15–200 ks váčkového plůdku na 1 m². Ztráty do podzimu dosahují 38–52% (Stalmans a Kestemont, 1991). Při odchovu ve žlabech se nasazuje 20–50 ks váčkového plůdku na 1 litr při teplotě vody 20 °C. Ztráty v průběhu odchovu dosahují hodnotu 10–20% za předpokladu, že se plůdek krmí živou nebo kombinovanou potravou (živá + suchá). Při použití výhradně suché potraviny bývají ztráty až 56–70% (Kestemont a Stalmans, 1992; Krupka, 1999).

4.8.19. Sumec velký (*Silurus glanis*)

Vlastní reprodukce sumce se provádí umělým nebo poloumělým výtěrem. Při umělém výtěru se obvykle používají generační ryby ve věku 4–10 let a kusové hmotnosti 5–25 kg (Linhart a kol., 2001), ale z důvodu jednodušší manipulace je vhodnější používat generační ryby o hmotnosti 4–8 kg (Kouřil a kol., 1992). Samotný umělý výtěr probíhá na líhni při teplotě vody 22–25 °C, po předcházející celkové anestezii a hormonální stimulaci. K anestezii se používá hřebíčkový olej nebo 2-phenoxyethanol. Generační ryby se hormonálně stimulují jednorázovou dávkou kapří hypofýzy, přičemž mlíčáci se injikují 24–48 hodin před plánovaným výtěrem. Použití syntetických preparátů (Kobarelin, Ovopel) se u sumce nedoporučuje z důvodu prodloužení a zvětšení časového rozpětí ovulace. Mlíčí, které se při masáži uvolňuje spolu s močí, se odsává do zkumavek naplněných imobilizačním roztokem (Kouřil a kol., 1992; Linhart a kol., 2001). V případě nedostatku mlíčí se provádí disekce gonád a jejich následné propasírování přes jemnou tkaninu (uhelon, gáza) přímo na jikry (Horváth a kol., 2002). Relativní plodnost sumce se pohybuje v rozpětí 10 000–48 000 ks.kg⁻¹ a průměrná velikost nenabobtnalých jiker dosahuje 2,0–3,0 mm. Jikry jsou šedožluté až šedozelené barvy a jsou lepkavé. Odlepkují se pomocí enzymu alkaláza po dobu 2 minut (Linhart a kol., 2001), popřípadě suspenzí jílu po dobu 5–10 minut (Kouřil a kol., 1992). Inkubace jiker probíhá v inkubačních láhvích (Zugsých) při teplotě 22–24 °C a líhnutí plůdku začíná po přibližně 3 dnech. Vylíhnutý plůdek je velký 8,0–10,0 mm, žlutkový váček tráví 3–4 dny. Dalším způsobem reprodukce sumce je jeho poloumělý výtěr. Ten se provádí nejčastěji v sádkách nebo malých rybnících na předem připravená hnízda z kořínků vrby, olše nebo ostrice. Do sádek se nasazuje pár generačních ryb stejné velikosti a k vlastnímu výtěru dochází při teplotě vody 20–22 °C v krátkém čase. Vytřené jikry chrání mlíčák. Hnízda s jikrami se přenášejí na líheň do žlabů, resp. do rybníků, kde bude probíhat jejich následný odchov, nejpozději 12 hodin před plánovaným líhnutím (Čítek a kol., 1993; Stráňai, 2000; Horváth a kol., 2002).

Váčkový plůdek je možné odchovávat v přirozených nebo kontrolovaných podmínkách. V přirozených podmínkách odchováme sumce v monokultuře nebo polykultuře, nejčastěji s línem, kaprem, býložravými rybami, nebo jinými hospodářsky preferovanými druhy ryb. Vlastní odchov probíhá v příkopových rybníčkách nebo klasických plůdkových výtažnicích na bázi přirozené potravy po dobu 1–1,5 měsíce, resp. do konce vegetačního období. Lepších výsledků se dosahuje při odchovu v polykultuře, kde se nasazuje 1 000–8 000 ks.ha⁻¹ váčkového plůdku, avšak ztráty po dobu odchovu jsou poměrně vysoké a dosahují až 80 % (Čítek a kol., 1993; Stráňai, 2000; Horváth a kol., 2002). Z tohoto důvodu je lepší váčkový plůdek sumce nasazovat na další odchov až po jeho počátečním rozkrmení, po dosažení velikosti minimálně 1,5 cm (Kouřil a kol., 1992; Linhart a kol., 2001). Tento počáteční odchov plůdku sumce probíhá na líhni v zakrytých (zatemněných) žlabech od začátku exogenní výživy po dobu 3–6 týdnů, při teplotě 26–30 °C na bázi přirozené potravy (tříděný zooplankton, později i plůdek kaprovitých druhů ryb) nebo suché krmné směsi. V závislosti na délce odchovu a druhu předkládané potravy se nasazuje 10–200 ks.l⁻¹ váčkového plůdku, přičemž ztráty po dobu tohoto období činí 10–30 % a odchovaný rychlený plůdek *Su_r* má velikost 2–5 cm, resp. 0,1–1 g (Hamáčková a kol., 1992; Jamrůz a kol., 2008; Zaikov a kol., 2008). Takto odkrmený plůdek je možné dále odchovávat buď v přirozených, nebo kontrolovaných podmínkách. V přirozených podmínkách se *Su_r* nasazuje do menších rybníků při odchovu v monokultuře v množství 2–10 ks.m⁻²; při odchovu v polykultuře s kaprem nebo býložravými rybami v množství 1–5 ks.m⁻². Ztráty po dobu odchovu bývají kolem 30–60 % a roček sumce *Su_r* dorůstá do velikosti 10–20 cm a hmotnosti 20–80 g (Čítek a kol., 1993; Stráňai, 2000). Odchov v kontrolovaných podmínkách se realizuje v průtočných, resp. recirkulačních systémech zpravidla na bázi suchých diet. Počáteční obsádka *Su_r* je až 4 000 ks.m⁻³, ale v průběhu celoročního odchovu se redukuje až na 160 ks.m⁻³. Jednotlivé fáze odchovu, velikost finálního produktu, jakož i technika krmení jsou podrobněji uvedené v práci Talpeš a kol. (2009).

Odchov starších násad se realizuje nejčastěji v rybníčních podmínkách v polykultuře s kaprem, línem nebo býložravými rybami, kdy se nasazuje 50–150 ks.ha⁻¹ Su_1 (Čítek a kol., 1993; Stráňai, 2000). Při využití granulovaných krmiv je možné obsádku zvýšit až na 50–100 kg.ha⁻¹ Su_1 , resp. při odchovu v monokultuře až na 150–200 kg.ha⁻¹ Su_1 .

4.8.20. Štika obecná (*Esox lucius*)

Generační materiál pro účely reprodukce pochází téměř výlučně z rybníčních chovů. Umělý výtěr se provádí na líhni při teplotě 8–10 °C (obr. 4.8.10.). Hormonální stimulace zpravidla není potřebná, v případě nutnosti je možné použít buď kapří hypofýzu nebo syntetické preparáty Ovopel, Ovaprim nebo Dagin (Čítek a kol., 1993; Stráňai, 2000; Muscalu-Nagy a kol., 2011). Před samotnou realizací výtěru se ryby anestetují přípravkem 2-phenoxyethanol. Relativní plodnost jikernaček dosahuje 15 000–45 000 ks.kg⁻¹. Jikry jsou lepkavé, žlutooranžové až oranžové barvy a jejich průměrná velikost je 1,5–2,5 mm. Odlepkování se provádí několikanásobným propláchnutím vodou, nebo klasicky pomocí emulze jílů (Čítek a kol., 1993; Stráňai, 2000; Horváth a kol., 2002). Inkubace jiker probíhá v Zugských nebo Chasseových láhvích při teplotě vody 8–12 °C. Líhnutí nastává za 8–14 dní. Vylíhnutý plůdek dosahuje velikost 8,5–9 mm a žloutkový váček tráví 5–10 dní. Vylíhnutý plůdek se do doby rozplavání opertně přemísťuje do kolébek.

Váčkový plůdek se nejčastěji odchovává v monokultuře do stádia rychleného plůdku (\mathcal{S}_1) buď v přírodních, nebo kontrolovaných podmínkách na líhni. V obou případech se zkrmuje přirozená potrava (plankton, plůdek krmných ryb). Při odchovu v kontrolovaných podmínkách se váčkový plůdek odchovává v průtočných nádržích různého tvaru při teplotě vody 14–18 °C po dobu zpravidla 2–3 týdnů. Doporučovaná obsádka pro tento způsob odchovu je 6–7 ks.l⁻¹. Po tomto období má odchovaný plůdek velikost 2,5–4 cm a ztráty v průběhu odchovu činí 50–60 % (Čítek a kol., 1993, Stráňai, 2000; Horváth a kol., 2002). Odchov v přirozených podmínkách se realizuje v malých rybníčkách nebo sádkách o výměře 0,1–1 ha, kam se nasazuje až 80 000 ks.ha⁻¹ \mathcal{S}_0 a po 2–3 týdnech odchovu má rychlený plůdek velikost 3–4 cm. Ztráty po dobu odchovu jsou kolem 50 %. Alternativou je odchov váčkového \mathcal{S}_0 v příkopových rybníčkách, do kterých se nasazuje 200–250 ks na běžný délkový metr. Odchov trvá přibližně 3–4 týdny a finální produkt měří 5–6 cm při přežití 20–40 % (Lusk a Krčál, 1988; Čítek a kol., 1993). Váčkový plůdek je možné odchovávat i v klecích po dobu 2–3 týdny. Počáteční obsádka je 3 000 ks.m⁻³ \mathcal{S}_0 . Na konci odchovu má plůdek velikost 2–2,5 cm (Čítek a kol., 1993; Žiliukiene a Žiliukas, 2006). Při odchovu váčkového plůdku štiky v polykultuře s kaprem (K_1 nebo K_2) se nasazuje 200–2 000 ks.ha⁻¹ \mathcal{S}_0 na celé vegetační období. Na podzim pak roček štiky (\mathcal{S}_1) dosahuje velikost 100–200 g při přežití 10–40 % (Čítek et al., 1993; Stráňai, 2000).

Odchov starších násad se provádí ve výtažnicích nebo hlavních rybnících v polykultuře s kaprem. Při odchovu dvouleté násady se vysazuje v závilosti na potravních podmínkách 20–200 ks.ha⁻¹ \mathcal{S}_1 a ztráty do konce vegetačního období bývají 20–40 %; při odchovu tříleté násady je obsádka 10–30 ks.ha⁻¹ \mathcal{S}_2 , přičemž ztráty nepřesahují 20 % (Čítek et al., 1993).

4.8.21. Tolstolobik bílý (*Hypophthalmichthys molitrix*)

Generační ryby se pro potřeby reprodukce chovají výlučně v rybníčních podmínkách. Umělý výtěr se provádí na líhni při teplotě vody 22–25 °C. Generační ryby se hormonálně stimulují samotnou kapří hypofýzou, popřípadě v kombinaci s choriongonadotropinem, nebo syntetickými preparáty (Ovopel, Ovaprim) v jedné, resp. dvou dávkách (Schoonbee a Prinsloo, 1984; Brzuska, 1999; Stráňai, 2000; Horváth a kol., 2002). Všechny opera-



Obr. 4.8.10. Umělý výtěr štiky obecné (foto: J. Andreji).

ce související s umělým výtěrem se provádí po předcházející anestezii za použití přípravku 2-phenoxyethanol. Relativní plodnost jikernaček se pohybuje v rozpětí 60 000–92 000 ks.kg⁻¹. Jikry jsou pelagické, průsvitné, bledožluté barvy a jejich průměrná velikost v nenabobtnalém stavu dosahuje v průměru 0,7–1,3 mm. Po styku s vodou silně bobtnají a zvětšují svůj objem 30–50krát. Inkubace jiker probíhá v Zugských lahvích při teplotě vody 23–25 °C. Líhnutí nastává přibližně za 1–1,5 dne. Vylíhnutý plůdek dosahuje velikost kolem 5 mm a žloutkový váček tráví přibližně 3 dny. Vylíhnutý plůdek se do doby rozplavání nasazuje do kolébek nebo speciálních inkubátorů. Po rozplavání se plůdek vysazuje k dalšímu odchovu do rybníků.

4.8.22. *Tolstolobec pestrý (Hypophthalmichthys nobilis)*

I zde se generační ryby pro potřeby reprodukce chovají jenom v rybníčních podmínkách. Umělý výtěr se provádí na líhni při teplotě vody 24–26 °C. Generační ryby se hormonálně stimulují samotnou kapří hypofýzou, popřípadě v kombinaci s choriongonadotropinem, nebo syntetickými preparáty v jedné, resp. dvou dávkách (Schoonbee a Prinsloo, 1984; Strážai, 2000; Horváth a kol., 2002; Meddour a kol., 2005). Manipulace s rybami se provádí po předcházející anestezii za použití přípravku 2-phenoxyethanol nebo MS-222 Sandoz. Relativní plodnost jikernaček se pohybuje v rozpětí 40 000–60 000 ks.kg⁻¹. Jikry jsou pelagické, světlešedé barvy a jejich průměrná velikost v nenabobtnalém stavu je v průměru 0,9–1,2 mm; po nabobtnání 3,2–5,3 mm. Inkubace jiker probíhá v Zugských láhvích při teplotě vody 22–26 °C (Čítek a kol., 1993). Líhnutí začíná přibližně za 1,5–2 dny. Vylíhnutý plůdek dosahuje velikosti 7–8 mm a žloutkový váček tráví přibližně 3 dny. Vylíhnutý plůdek se do doby rozplavání nasazuje do kolébek nebo speciálních velkokapacitních inkubátorů. Po rozplavání se plůdek vysazuje na další odchov do rybníků, stejně jako u předchozího druhu.

4.8.23. Amur bílý (*Ctenopharyngodon idella*)

Obdobně jako u tolstolobika a tolstolobce, i u amura se generační ryby chovají v rybničním prostředí. Generační ryby se hormonálně stimulují kapří hypofýzou, při možné kombinaci s choriongonadotropinem, popřípadě syntetickými preparáty (Ovopel, Dagin) v dvou, resp. jedné dávce (Schoonbee a Prinsloo, 1984; Brzuska, 1999; Horváth a kol., 2002), po předcházející anestezii v roztoku 2-phenoxyethanol nebo MS-222 Sandoz. Samotný umělý výtěr se provádí na líhni při teplotě vody 20–24 °C. Relativní plodnost jikernaček dosahuje rozpětí 60 000–123 000 ks.g⁻¹. Jikry jsou našedlé, pelagické a jejich průměrná velikost v nenabobtnalém stavu dosahuje 0,9–1,5 mm. Po styku s vodou rychle bobtnají a za několik hodin dosahují velikost 4–5 mm. Inkubace jiker probíhá v Zugských lahvích při teplotě vody 21–22 °C (Čítek a kol., 1993). Líhnutí nastává přibližně za 1–1,5 dne. Vylíhnutý plůdek je velký 6–7 mm a žloutkový váček tráví přibližně 3 dny. Vylíhnutý plůdek se do doby rozplavání nasazuje na kolébky nebo do speciálních inkubátorů. Po rozplavání se plůdek nasazuje na další odchov do rybníků.

Odchov násadového materiálu býložravých druhů ryb – Tb, Tp, Ab

Váčkový plůdek se v našich podmínkách nejčastěji odchovává v monokultuře v přirozených podmínkách, ale je možné ho taktéž odchovávat i v kontrolovaných podmínkách. Při odchovu v přirozených podmínkách v monokultuře se nasazuje 1 000 000–2 500 000 ks.ha⁻¹ váčkového plůdku do plůdkového výtažníku I. řádu na 3–5 týdnů. Po tomto období dosahuje rychlený plůdek velikost 2–4 cm, přičemž ztráty se pohybují v rozpětí 20–70 %. Rychlený plůdek býložravých ryb nasazujeme na další odchov do plůdkového výtažníku II. řádu v množství 100 000–150 000 ks.ha⁻¹ do konce vegetačního období (Čítek a kol., 1993; Stráňai, 2000). Pokud se váčkový plůdek býložravých druhů ryb odchovává přímo v plůdkovém výtažníku bez přelovení, nasazuje se 25 000–50 000 ks.ha⁻¹ váčkového plůdku. Ztráty jsou v tomto případě až 90 %. Při odchovu v polykultuře s kaprem, což je méně častý způsob, se nasazuje 50 000–200 000 ks.ha⁻¹ K_r a k němu 15 000–80 000 ks.ha⁻¹ rychleného plůdku býložravých ryb v poměru 50 % Tb_r, 25 % Tp_r a 25 % Ab_r. Ztráty do podzimu u býložravých ryb bývají kolem 50–70 % (Čítek a kol., 1993; Stráňai, 2000). Odchov váčkového plůdku se realizuje i v kontrolovaných podmínkách na líhni, kdy se plůdek odchovává v průtočných nádržích po dobu 2–4 týdnů, při teplotě vody 25–30 °C na bázi přirozené potravy, ale lze využít také obilninové šroty nebo komerčně vyráběné startérové směsi. Počáteční obsádka 100–400 ks.l⁻¹ se postupně redukuje v závislosti na délce odchovu a druhu předkládané potravy na 25–50 ks.l⁻¹. Ztráty po dobu tohoto odchovu nepřekračují 35 % a rychlený plůdek měří 2,5–3,5 cm (Prinsloo a Schoonbee, 1986; Čítek a kol., 1993; Stráňai, 2000).

Odchov starších násad se realizuje v polykultuře (Milstein a kol., 2006; Afzal a kol., 2007) s kaprem ve výtažnicích nebo hlavních rybnících, kdy se k základní obsádce kapra přisazuje do 50 % plůdku býložravých ryb, resp. do 30 % dvouleté násady býložravých ryb (Stráňai, 2000).

4.8.24. Úhoř říční (*Anguilla anguilla*)

Tím, že je úhoř katadromní rybou, jeho reprodukce se u nás nerealizuje. V zahraničí se provádí umělý výtěr úhoře, zatím však jen v experimentálních podmínkách (Boëtius a Boëtius, 1980). Obě pohlaví se hormonálně stimulují přírodními nebo syntetickými preparáty v 12–25 dávkách (Palstra a Van den Thillard, 2009), resp. pomocí buněčných implantátů (Spaink a kol., 2005). Relativní plodnost se pohybuje v průměru kolem 1 600 000 ks.kg⁻¹ a průměrná velikost jiker je kolem 1 mm. Zřejmě kvůli doposud neobjasněným problémům při oplození, inkubaci, líhnutí a počátečním odchovu se tato metoda reprodukce prozatím nepoužívá v praxi.

Odchov násadového materiálu v našich podmínkách závisí na dovozu úhořího monté ze zahraničí (Španělsko, Francie, Velká Británie). Průměrná velikost dovezeného monté se pohybuje zpravidla v rozpětí 60–80 mm, resp. 0,30–0,50 g. Samotný odchov se realizuje výlučně v kontrolovaných podmínkách. K tomuto účelu se používají nádrže a žlaby různého půdorysu a objemu. V současné době se osvědčily plastové nádrže obdélníkového půdorysu o objemu 1 m³, se spádovaným dnem a odtokem zabezpečeným proti úniku monté. Výška vodního sloupce v této nádrži by měla být kolem 50 cm a vrchní okraj nádrže musí být opatřený po celém obvodu kolmo dovnitř vybíhající, přibližně 4–5 cm širokou lištou, která zabraňuje úniku monté (Peňáz a Wohlgemuth, 1988). Do těchto nádrží se nasazuje zhruba 30–40 ks.l⁻¹, resp. 12–15 g.l⁻¹ monté (Appelbaum a kol., 1998), v některých případech až 30 g.l⁻¹. Takto vysoké počáteční obsádky jsou potřebné pro vytvoření intenzivních potravních reflexů. V případě zředěné obsádky monté hůře přijímá krmivo a pomaleji roste (Peňáz a Wohlgemuth, 1988). V současné době probíhá vlastní odchov úhořího monté zpravidla po dobu 3 měsíců, při teplotě vody 22–25 °C. Počáteční krmení monté začíná v závislosti na době dovozu (zpravidla únor – květen) tresčími jikrami, planktonem (živý nebo mražený), popřípadě jikrami kaprovitých druhů ryb, po 1–2 týdnech se plynule přechází na kaši z granulovaného krmiva a po dalších dvou týdnech se aplikuje už jen suché granulované krmivo. Tímto způsobem odchovávaný úhoř přibližně po měsíci zdvojnásobí svou hmotnost a ke konci odchovu dosahuje velikost 15–20 cm, resp. 1,5–3 g. Ztráty po dobu odchovu zpravidla nepřekračují 20%. Takto odchovaný úhoř se vysazuje do rybářských revírů a jeho přežití je mnohem vyšší (až 60 %), než u monté vysazeného bezprostředně po dovozu (přežití kolem 1–2 %).

LITERATURA

- Afzal, M., Rab, A., Akhtar, N., Khant, F.M., Barlas, A., Qayyum, M., 2007. Effect of Organic and Inorganic Fertilizers on the Growth Performance of Bighead Carp (*Aristichthys nobilis*) in Polyculture System. *International Journal of Agriculture and Biology* 9 (6): 931–933.
- Appelbaum, S., Chernitsky, A., Birkan, V., 1998. Growth observation on European (*Anguilla anguilla* L.) and American (*Anguilla rostrata* Le Sueur) glass eels. *Bulletin Francais de la Pêche et de la Pisciculture* 349: 187–193.
- Boëtius, I., Boëtius, J., 1980. Experimental maturation of female silver eels, *Anguilla anguilla*. Estimates of fecundity and energy reserves for migration and spawning. *Dana* 1: 1–28.
- Brzuska, E., 1999. Artificial spawning of herbivorous fish: use of an LHRH-a to induce ovulation in grass carp, *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes) and silver carp *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes). *Aquaculture Research* 30: 849–856.
- Brzuska, E., 2006. Artificial propagation of female Hungarian strain 7 carp (*Cyprinus carpio*) after treatment with carp pituitary homogenate, Ovopel or Dagin. *Czech Journal of Animal Science* 51 (3): 132–141.
- Čítek, J., Krupauer, V., Kubů, F., 1993. Rybníkářství. Informatorium, Praha, 282 s.
- Dubský, K., 1982. Řízená reprodukce okounka pstruhového. *Živa* 30 (3): 118.
- Fiala, J., Spurný, P., 2001. Intensive rearing of common barbel (*Barbus barbus* L.) larva using dry starter feeds and natural diet under controlled conditions. *Czech Journal of Animal Science* 7: 320–326.
- Fiala, J., Spurný, P., Tichý, T., 2008. Intenzivní metody odchovu plůdku a násadového materiálu ostroretky stěhovavé (*Chondrostoma nasus* L.). Edice Metodik, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany, č. 86, 12 s.
- Flajšhans, M., Rodina, M., Kašpar, V., Luhan, R., 2010. Technologie hromadné indukce triploidie u lína obecného (*Tinca tinca*) v provozních podmínkách rybích líhní. Edice Metodik, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Vodňany, č. 106, 19 s.
- Gela, D., Kocour, M., Rodina, M., Flajšhans, M., Beránková, P., Linhart, O., 2009. Technologie řízené reprodukce kapra obecného (*Cyprinus carpio* L.). Edice Metodik, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Vodňany, č. 99, 43 s.
- Halačka, K., Lusk, S., 1995. Mortality in eggs of nase, *Chondrostoma nasus*, during incubation. *Folia Zoologica* 44 (Suppl. 1): 51–56.
- Hamáčková, J., Kouřil, J., Vachta, R., 1992. Odchov raného plůdku sumce velkého. Edice Metodik, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany, č. 40, 10 s.
- Hamáčková, J., Kouřil, J., Adámek, Z., 2008a. Řízená reprodukce a odchov plůdku jelce jesena (*Leuciscus idus*). Edice Metodik, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany, č. 84, 12 s.
- Hamáčková, J., Kozák, P., Lepič, P., Kouřil, J., 2008b. Umělá reprodukce a odchov násadového materiálu podoustve říční. Edice Metodik, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany, č. 82, 14 s.
- Hliwa, P., Demska-Zakęs, K., Martyniak, A., Król, J., 2003. Gonadal differentiation in *Vimba vimba* (L. 1758). *Czech Journal of Animal Science* 48 (11): 441–448.
- Hliwa, P., Żyła, A., Król, J., 2009. Gonadogenesis in Chub *Squalius (Leuciscus) cephalus* (L. 1758). *Folia biologica* 57 (3–4): 115–20.
- Hochman, L., Peňáz, M., 1989. Výtěr a odchov plůdku ostroretky stěhovavé. Edice Metodik, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany, č. 34, 16 s.

- Horváth, L., Szabó, T., Burke, J., 1997. Hatchery testing of GnRH analogue-containing pellets on ovulation in four cyprinid species. *Polish Archives of Hydrobiology* 44: 221–226.
- Horváth, L., Tamás, G., Seagrave, C., 2002. *Carp and pond fish culture*. 2nd edition. Fishing news books, Oxford, UK, 170 pp.
- Jamróz, M., Kucharczyk, D., Kujawa, R., Mamcarz, A., 2008. Effect of stocking density and three various diets on growth and survival of European catfish (*Silurus glanis* L.) larvae under intensive rearing condition. *Polish Journal of Natural Sciences* 23 (4): 850–857.
- Kestemont, P., Awaïss, A., 1989. Larval rearing of the gudgeon, *Gobio gobio* L., under optimal conditions of feeding with the rotifer, *Brachionus plicatilis* O.F. Müller. *Aquaculture* 83 (3–4): 305–318.
- Kestemont, P., Stalmans, J.M., 1992. Initial feeding of European minnow larvae, *Phoxinus phoxinus*, L. Influence of diet and feeding level. *Aquaculture* 104 (3–4): 327–340.
- Kouřil, J., Berka, R., 1981. Chov sumce a okounka pstruhového. Studijní informace. Živočišná výroba. Ústav vědeckotechnických informací pro zemědělství, Praha, 79 s.
- Kouřil, J., Hamáčková, J., 1982. Odchov raného plůdku kapra ve žlabech. Edice Metodik, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany, č. 3, 15 s.
- Kouřil, J., Hamáčková, J., 1998. Hormonally induced artificial propagation of ide *Leuciscus idus* by means of carp pituitary. Proc. Conf. *Aquaculture and water: fish culture, shellfish culture and water usage*. EAS, Oostende, Belgium, pp. 143–144.
- Kouřil, J., Klimeš, J., 1999. Rozmnožování a odchov násadového materiálu okounka pstruhového. Edice Metodik, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany, č. 60, 9 s.
- Kouřil, J., Linhart, O., Hamáčková, J., 1992. Umělý výtěr sumce velkého. Edice Metodik, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany, č. 39, 10 s.
- Kouřil, J., Hamáčková, J., Lepič, P., Mareš, J., 2001. Poloumělý a umělý výtěr okouna říčního. Edice Metodik, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany, č. 68, 11 s.
- Kouřil, J., Hájek, J., Barth, T., 2006. Indukovaná ovulace a umělý výtěr jikernaček parmy říční (*Barbus barbatus* L.) při použití různých dávek analogu GnRH. In: Vykusová, B. (Ed.). IX. Česká ichtyologická konference, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany, s. 63–65.
- Kouřil, J., Hamáčková, J., Lepičová, A., Adámek, Z., Lepič, P., Kozák, P., Policar, T., 2008. Řízená reprodukce a odchov plůdku perlína ostrobřichého a hrouzka obecného. Edice Metodik, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany, č. 69, 12 s.
- Krupauer, V., 1964. Výtěr kaprů. Metodiky pro zavádění výsledků výzkumu do praxe. Ústav vědeckotechnických informací Ministerstva zemědělství, lesního a vodního hospodářství, č. 13, 22 s.
- Krupka, I., 1987. Umělý výtěr a odchov plůdku parmy. Edice Metodik, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany, č. 23, 13 s.
- Krupka, I., 1999. Čerebľa v umelom chove. *Poľovníctvo a rybárstvo* 51 (7): 46–47.
- Kucharczyk, D., Kujawa, R., Mamczarz, A., Skrzypczak, A., Wyszomirska, E., 1996. Induced spawning in perch *Perca fluviatilis* L. using carp pituitary extract and HCG. *Aquaculture Research* 27: 847–852.
- Kucharczyk, D., Luczynski, M., Kujawa, R., Czerkies, P., 1999. Effect of temperature on embryonic and larval development of bream (*Abramis brama* L.). *Aquatic Sciences* 59: 214–224.
- Kucharczyk, D., Targońska, K., Źarski, D., Kujawa, R., Mamczarz, A., 2008. A review of the reproduction biotechnology for fish from the genus *Leuciscus*. *Archives of Polish Fisheries* 16 (4): 319–340.

- Kujawa, R., Mamcarz, A., Kucharczyk, D., 1997. Effect of temperature on embryonic development of asp (*Aspius aspius* L.). Polish Archives of Hydrobiology 44: 139–143.
- Kujawa, R., Hliwa, P., Martyniak, A., Mamcarz, A., Kucharczyk, D., 2006. Initial rearing of vimba larvae (*Vimba vimba* L.) under controlled conditions on natural food and commercial fodder. Polish Journal of Natural Sciences 21 (2): 971–985.
- Kujawa, R., Kucharczyk, D., Mamcarz, A., Jamróz, M., Kwiatkowski, M., Targońska, K., Źarski, D., 2010. Impact of supplementing natural feed with dry diets on the growth and survival of larval asp, *Aspius aspius* (L.), and nase, *Chondrostoma nasus* (L.). Archives of Polish Fisheries 18: 13–23.
- Kwiatkowski, M., Źarski, D., Kucharczyk, D., Kupren, K., Jamróz, M., Targońska, K., Krejszeff, S., Hakuć-Błażowska, A., Kujawa, R., Mamcarz, A., 2008. Influence of feeding natural and formulated diets on chosen rheophilic cyprinid larvae. Archives of Polish Fisheries 16 (4): 383–396.
- Linhart, O., Gela, D., Flajšhans, M., Rodina, M., 2000. Umělý výtěr lína obecného s využitím enzymu při odlepkování jiker. Edice Metodik, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany, č. 63, 15 s.
- Linhart, O., Gela, D., Rodina, M., 2001. Umělý výtěr sumce velkého s využitím enzymu při odlepkování jiker. Edice Metodik, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany, č. 70, 16 s.
- Lusk, S., Krčál, J., 1988. Příkopové rybníčky. Edice Metodik, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany, č. 28, 15 s.
- Łuszczek-Trojnar, E., Drag-Kozak, E., Kleszcz, M., Popek, W., Epler, P., 2008. Gonadal maturity in vimba (*Vimba vimba* L.) raised in carp ponds. Journal of Applied Ichthyology 24: 316–320.
- Mamcarz, A., Targońska, K., Kucharczyk, D., Kujawa, R., Źarski, D., 2011. The effect of live and dry food on rearing of tench (*Tinca tinca* L.) larvae under controlled conditions. Italian Journal of Animal Science 10: 42–46.
- Meddour, A., Rouabah, A., Meddour-Bouderda, K., Loucif, N., Remili, A., Khatal, Y., 2005. Experimentations sur la reproduction artificielle de *Sander lucioperca*, *Hypophthalmichthys molitrix* et *Aristichthys nobilis* en Algérie. Sciences and Technologie C 23: 63–71.
- Mélard, C., Kestemont, P., Grogard, J.C., 1996. Intensive culture of juvenile and adult Eurasian perch (*Perca fluviatilis*): Effect of major biotic and abiotic factors on growth. Journal of Applied Ichthyology 12: 175–180.
- Milstein, A., Ahmed, A.F., Masud, O.A., Kadir, A., Wahab, M.A., 2006. Effects of the filter feeder silver carp and the bottom feeders mrigal and common carp on small indigenous fish species (SIS) and pond ecology. Aquaculture 258: 439–451.
- Molnár, T., Hancz, C., Bódis, M., Müller, T., Bercsényi, M., Horn, P., 2004. The effect of initial stocking density on growth and survival of pike-perch fingerlings reared under intensive conditions. Aquaculture International 12: 181–189.
- Muscalu-Nagy, C., Appelbaum, S., Gospič, D., 2011. A New Method for Out-of-Season Propagation for Northern Pike (*Esox lucius*, L.). Animal Science and Biotechnologies 44 (2): 31–34.
- Musil, J., Kouřil, J., 2006. Řízená reprodukce candáta obecného a odchov jeho plůdku v rybnících. Edice Metodik, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany, č. 76, 16 s.
- Ostaszewska, T., Dabrowski, K., Czumińska, K., Olech, W., Olejniczak, M., 2005. Rearing of pike-perch larvae using formulated diets – first success with starter feeds. Aquaculture Research 36: 1167–1176.
- Palíková, M., Krejčí, R., 2006. Artificial stripping and embryonic development of the common gudgeon (*Gobio gobio* L.) and its use in embryo-larval tests – a pilot study. Czech Journal of Animal Science 51 (4): 174–180.

- Palstra, A., Van den Thillart, G., 2009. Artificial maturation and reproduction of the European eel. In: van den Thillart, G., Dufour, S., Rankin, J.C. (Eds), Spawning migration of the European eel. Reproduction index, a useful tool for conservation management. Springer-Verlag, New York, USA, pp. 309–332.
- Peňáz, M., Wohlgemuth, E., 1988. Intenzivní chov úhořího monté. Edice Metodik, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany, č. 29, 14 s.
- Philippart, J.C., Mélard, Ch., Poncin, P., 1989. Intensive culture of the common barbel, *Barbus barbus* (L.) for restocking. In: De Pauw, N., Jaspers, E., Ackefors, H., Wilkins, N. (Eds.), Aquaculture: a biotechnology in progress: volume 1: pp. 483–491.
- Pípalová, I., Adámek, Z., 2001. Grass carp (*Ctenopharyngodon idella*) grazing on aquatic macrophytes and its impact upon rudd (*Scardinius erythrophthalmus*) reproduction. In: 10th European Congress of Ichthyology, Prague, Czech Republic, p. 57.
- Pokorný, J., 1987. Odchov rychleného plůdku kapra v plůdkových výtažnicích I. řádu. Edice Metodik, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany, č. 25, 16 s.
- Pokorný, J., Kouřil, J., 1983. Intenzivní chov lína. Edice Metodik, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany, č. 5, 14 s.
- Pokorný, J., Adámek, Z., 1997. Umělý výtěr mníka jednovousého a odchov jeho plůdku. Edice Metodik, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany, č. 53, 10 s.
- Pokorný, J., Adámek, Z., Dvořák, J., Šrámek, V., 2003. Pstruhařství. Informatorium, Praha, 281 s.
- Policar, T., Kozák, P., Hamáčková, J., Lepičová, A., Musil, J., Kouřil, J., 2007. Effects of short-time *Artemia* spp. feeding in larvae and different rearing environments in juveniles of common barbel (*Barbus barbus*) on their growth and survival under intensive controlled conditions. Aquatic Living Resources 20: 175–183.
- Policar, T., Drozd, B., Kouřil, J., Hamáčková, J., Alavi, S.M.H., Vavřečka, A., Kozák, P., 2009a. Současný stav, umělá reprodukce a odchov násadového materiálu parmy obecné (*Barbus barbus* L.). Edice Metodik, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Vodňany, č. 95, 43 s.
- Policar, T., Stejskal, V., Bláha, M., Alavi, S.M.H., Kouřil, J., 2009b. Technologie intenzivního chovu okouna říčního (*Perca fluviatilis* L.). Edice Metodik, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Vodňany, č. 89, 51 s.
- Prinsloo, J.F., Shoonbee, H.J., 1986. Comparison of the early larval growth rates of the Chinese grass carp *Ctenopharyngodon idella* and the Chinese silver carp *Hypophthalmichthys molitrix* using live and artificial feed. Water SA 12 (4): 229–234.
- Randák, T., 2006. Možnosti zvyšování produkce násad pstruha obecného (*Salmo trutta* m. *fario* L.) a lipana podhorního (*Thymallus thymallus* L.) pro zarybňování volných vod. Disertační práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, 132 s.
- Roncarati, A., Vicenzi, R., Melotti, P., Dees, A., 2005. Largemouth bass (*Micropterus salmoides* Lacépède): reproduction management and larval rearing in Italy. Italian Journal of Animal Science 4 (Suppl. 2): 586–588.
- Shiri Harzevilli, A., De Charleroy, D., Auwerx, J., Vught, I., Van Slycken, J., Dhert, P., Sorgeloos, P., 2003. Larval rearing of burbot (*Lota lota* L.) using *Brachionus calyciflorus* rotifer as starter food. Journal of Applied Ichthyology 19: 84–87.
- Schoonbee, H.J., Prinsloo, J.F., 1984. Techniques and hatching procedures in induced spawning of the European common carp, *Cyprinus carpio* and the Chinese carps *Ctenopharyngodon idella*, *Hypophthalmichthys molitrix* and *Aristichthys nobilis* in Transkei. Water SA 10 (1): 36–39.

- Skudlarek, M., Zakęś, Z., 2007. Effect of stocking density on survival and growth performance of pikeperch, *Sander lucioperca* (L.), larvae under controlled conditions. *Aquaculture International* 15: 67–81.
- Spaink, H.P., Van den Thillart, G., Schnabel Peraza, D., 2005. Means and methods for improving the development and maturation of eggs and/or sperm in fish using hormones produced by transplanted cells. Patent WO2006080841.
- Spurný, P., Fiala, J., Mareš, J., 2007. Intensive rearing of the nase *Chondrostoma nasus* (L.) larvae using dry starter feeds and natural diet under controlled conditions. *Czech Journal of Animal Science* 49 (10): 444–449.
- Stalmans, J.M., Kestemont, P., 1991. Production de juvéniles de vairon *Phoxinus phoxinus* L. á partir de larves obtenues en conditions contrôlées. *Bulletin Francais de la Pêche et de la Pisciculture* 320: 29–37.
- Steffens, W., Geldhauser, F., Gerstner, P., Hilge, V., 1996. German experiences in the propagation and rearing of fingerling pikeperch (*Stizostedion lucioperca*). *Annales Zoologici Feniici* 33: 627–634.
- Stejskal, V., Policar, T., Musil, J., Kouřil, J., 2007. Adaptace různých velikostí plůdku okouna říčního na umělé krmivo. *Bulletin VÚRH, Vodňany* 43: 41–46.
- Stejskal, V., Policar, T., Bláha, M., Křišťan, J., 2010. Produkce tržního okouna říčního (*Perca fluviatilis*) kombinací rybničního a intenzivního chovu. *Edice Metodik, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Vodňany, č. 105*, 34 s.
- Stráňai, I., 1996. Chov ryb. Vydavateľské a edičné stredisko, Vysoká škola poľnohospodárska, Nitra, 76 s.
- Stráňai, I., 2000. Chov ryb. Vydavateľské a edičné stredisko, Slovenská poľnohospodárska univerzita, Nitra, 195 s.
- Stráňai, I., 2010. Chov nížinných druhov ryb. In: Mužík, V. (Ed.), *Hospodárenie v rybárskych revíroch. Slovenský rybársky zväz, Žilina*, s. 23–59.
- Talpeş, M., Patriche, N., Tenciu, M., Arsene, F., 2009. Perspectives regarding the development of intensive rearing technology for *Silurus glanis* in Romania. *Lucrări ştiinţifice Zootehnie şi Biotehnologii* 42 (2): 130–135.
- Targońska, K., Źarski, D., Kucharczyk, D., 2008. A review of the artificial reproduction of asp, *Aspius aspius* (L.), and nase, *Chondrostoma nasus* (L.). *Archives of Polish Fisheries* 16 (4): 341–354.
- Turek, J., Horký, P., Źlábek, V., Velíšek, J., Slavík, O., Randák, T., 2012. Recapture and condition of pond-reared, and hatchery-reared 1+ European grayling stocked in addition to wild conspecifics in a small river. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 405.
- Turkowski, K., Kucharczyk, D., Kupren, K., Hakuć-Blażowska, A., Targońska, K., Źarski, D., Kwiatkowski, M., 2008. Economic aspects of the experimental rearing of asp, *Aspius aspius* (L.), ide, *Leuciscus idus* (L.), and dace *Leuciscus leuciscus* (L.), under controlled conditions. *Archives of Polish Fisheries* 16: 397–411.
- Wolnicki, J., Myszowski, L., Korwin-Kossakowski, M., Kamiński, R., Stanny, A., 2006. Effects of different diets on juvenile tench, *Tinca tinca* (L.) reared under controlled conditions. *Aquaculture International* 14: 89–98.
- Wolnicki, J., Sikorska, J., Kamiński, R., 2009. Response of larval and juvenile rudd *Scardinius erythrophthalmus* (L.) to different diets under controlled conditions. *Czech Journal of Animal Science* 54 (7): 331–337.
- Zaikov, A., Iliev, I., Hubenova, T., 2008. Investigation on growth rate and food conversion ratio of wels (*Silurus glanis* L.) in controlled conditions. *Bulgarian Journal of Agricultural Science* 14: 171–175.

- Zakęś, Z., Demska-Zakęś, K., 2004. Controlled reproduction of pikeperch *Sander lucioperca* (L.): a review. Archives of Polish Fisheries 17: 153–170.
- Zakęś, Z., Kowalska, A., Czerniak, S., Demska-Zakęś, K., 2006. Effect of feeding frequency on growth and size variation in juvenile pikeperch, *Sander lucioperca* (L.). Czech Journal of Animal Science 51 (2): 85–91.
- Żarski, D., Targońska, K., Ratajski, S., Kaczkowski, Z., Kucharczyk, D., 2008. Reproduction of nase, *Chondrostoma nasus* (L.), under controlled conditions. Archives of Polish Fisheries 16 (4): 355–362.
- Żarski, D., Kucharczyk, D., Sasinowski, W., Targońska, K., Mamcarz, M., 2010. The influence of temperature on successful reproductions of burbot *Lota lota* (L.) under hatchery conditions. Polish Journal of Natural Sciences 25 (1): 93–105.
- Żarski, D., Kupren, K., Targońska, K., Krejszeff, S., Furgaa-Selezniow, G., Kucharczyk, D., 2011. The effect of initial larval stocking density on growth and survival in common barbel *Barbus barbus* (L.). Journal of Applied Ichthyology 27: 1155–1158.
- Žiliukienė, V., 2005. The diet of *Abramis brama* (L.) larvae reared in illuminated cages. Journal of Applied Ichthyology 21: 406–409.
- Žiliukienė, V., Žiliukas, V., 2006. Feeding of early larval pike *Esox lucius* L. reared in illuminated cages. Aquaculture 258: 378–387.

4.9. Ochrana ryb a mihulí v Evropě a v ČR (J. Musil)

Říční síť Evropského kontinentu zahrnuje na severu povodí řek Severního ledového oceánu, na jihu povodí řek Středozezemního moře, na západě Atlantický oceán a na východě Černé a Kaspické moře. Tato geografická oblast je charakteristická různorodým klimatem a stanovišti s velkou druhovou diverzitou fauny a flóry. Zvláště oblast Středozezemního moře je z pohledu počtu druhů řazena mezi zvláště významné oblasti biodiverzity planety jako tzv. „biodiversity hotspot“ (významné oblasti s výskytem endemických druhů; Mittermeier a kol., 2004).

Česká republika je zde územně relativně malým celkem, ale její lokalizace ve středu Evropy a říční síť, která zahrnuje tři mezinárodní povodí (Labe, Dunaj a Odru), souvisejí s naší relativně bohatou diverzitou sladkovodních ryb.

4.9.1. Druhová diverzita

Termínem druhová diverzita vyjadřujeme druhovou pestrost a jak je z názvu patrné, jako základní jednotku uvažujeme druh. Druhová diverzita je podřízeným termínem biodiverzity (označované rovněž jako biologická diverzita), která rozlišuje formy organismů na všech známých úrovních – molekulární, populační, druhové a ekosystémové a lépe tak vyjadřuje unikátní biologickou rozmanitost (Magurran a McGill, 2011).

Druhová diverzita sladkovodních ryb v Evropě

Sladkovodní ryby představují kolem ¼ světových obratlovců a jsou druhově nejpočetnější skupinou obratlovců Evropy s 546* původními druhy ryb a mihulí (Kottelat a Freyhof, 2007; Freyhof a Brooks, 2011). Sladkovodní ryby zahrnují různé taxonomické a ekologické skupiny a mihule jsou pro účely této publikace rovněž zařazeny mezi sladkovodní ryby. Pro tuto relativně malou skupinu (42 druhů) představuje Evropský kontinent centrum diverzity s 14 přítomnými druhy (Kottelat a Freyhof, 2007). Další skupinou „evropského významu“ jsou jeseteři. Podobně jako v případě mihulí je jejich druhová diverzita v Evropě vysoká a 8 z celkem 26 druhů je známých z Evropy (Billard a Lecointre, 2001; Pikitch a kol., 2005). Dolní část řeky (delta) Dunaje je z globálního pohledu nejvýznamnější reprodukční oblastí pro 3 druhy jeseterů včetně největšího žijícího zástupce planety – vyzy velké (*Huso huso*), která dosahuje délky přes 8 m a hmotnosti přes 3,2 tuny (Kottelat a Freyhof, 2007). Většina jeseterů patří do skupiny dlouhověkých ryb (pro tyto druhy je charakteristická dlouhá juvenilní perioda s první reprodukcí ve věku 10 i více let). Jde o druhy diadromní (druhy svým životním cyklem vázané na sladkovodní a mořské prostředí), anadromní (druhy, které většinu svého životního cyklu realizují v prostředí mořském a migrují do sladkých vod za účelem reprodukce) a druhy polycyklické (druhy s opakovaným výtěrem, který je v případě jeseterů často v několikaletých intervalech). Zástupci anadromních druhů ryb jsou známí z několika čeledí včetně mihulí (Kottelat a Freyhof, 2007). Většina evropských druhů ryb patří do čeledi Cyprinidae (kaprovití), která je druhově nejbohatší v mírném pásmu a na jihu Evropy. Zástupci čeledí Coregonidae (síhovití), Salmonidae (lososovití) a Thymallidae (lipanovití), v minulosti řazení do jediné čeledi Salmonidae, tedy lososi, pstruzi, lipani a síhové, jsou dominantní a nejpočetnější zástupci horských oblastí a severu Evropy. Další významnou skupinou jsou ryby ostnoploutvé (řád: Perciformes; Freyhof a Brooks, 2011). Přestože nepředstavují druhově početnou skupinu, v sladkovodních ekosystémech plní významné ekologické role. Někteří zástupci jako například ježdík obecný (*Gymnocephalus cernua*) a někteří hlaváči (*Neogobius* sp.) jsou bohužel také známí jako invazní druhy, ať již v rámci Evropy anebo v celosvětovém měřítku (Kornis a kol., 2012). Přes 80 % všech druhů sladkovodních ryb Evropy představují endemité a mnoho z těchto druhů obývá ohraničené lokality zahrnující jednu nebo několik řek či jezer (Kottelat a Freyhof, 2007).

Druhová diverzita sladkovodních ryb v České republice

Současný počet původních ryb a mihulí, které se vyskytovaly/vyskytují na našem území, zahrnuje celkem 61* druhů. V případě mihulí z tohoto počtu 2 druhy představují residentní druhy (mihule ukrajinská, *Eudontomyzon mariae*; mihule potoční, *Lampetra planeri*) a dva anadromní druhy (mihule říční, *Lampetra fluviatilis*; mihule mořská, *Petromyzon marinus*). Podobně jako v evropském měřítku byla Česká republika významným přirozeným areálem diadromních druhů ryb. Podle Béguera a kol. (2007) je v západní Evropě uváděn výskyt 11–15 diadromních druhů s jejich nejvyšším počtem (11–12 druhů) ve střední Evropě (tato studie nezahrnuje povodí Dunaje, kde může být tento počet ještě vyšší). V České republice byl na základě historické evidence a literárních pramenů doložen výskyt 9 druhů v povodí řeky Labe, 5 druhů v povodí řeky Odry a 3 druhů v povodí řeky Dunaje (Musil a kol., 2009). Z čeledi Acipenseridae (jeseterovití) se na našem území prokazatelně vyskytovali jeseter velký, *Acipenser sturio*, (povodí Labe a Odry), vyza velká, *Huso huso*, (povodí Dunaje) a stále se ještě vyskytuje jeseter malý, *Acipenser ruthenus*, (povodí Dunaje). Diskutabilní, avšak ne zcela nereálný (existuje historická evidence o úlovcích, které svým popisem nepatří k výše zmíněným druhům, ale není zachován žádný dokladový exemplář), je historický výskyt dalších druhů jeseterů (jeseter ruský, *Acipenser gueldenstaedtii*; jeseter hladký, *Acipenser nudiiventris*; jeseter hvězdnatý, *Acipenser stellatus*). Tyto druhy jsou známé z přilehlých a hydrologicky spojených povodí Dunaje (Musil a kol., 2009). Avšak i kdyby šlo skutečně o výskyt zmíněných druhů, pak bylo zaznamenáno jen několik individuí a jejich výskyt nelze považovat za pravidelný.



Obr. 4.9.1. Mezi faunisticky cenné, člověkem dosud málo ovlivněné lokality s vysokou druhovou diverzitou, patří aluvium meandrující řeky Odry (CHKO Poodří, Bohumín; foto: J. Musil).

Většina druhů ryb a mihulí České republiky patří do čeledi Cyprinidae (32 druhů, 53 % ichtyofauny). Ostatní druhy patří k čeledím Percidae (okounovití – 8 druhů), Petromyzontidae (mihulovití – 4 druhy), Acipenseridae (3 druhy), Cobitidae (sekavcovití – 2 druhy a 1 hybridní komplex *Cobitis* sp.*), Salmonidae (2 druhy a druh *Salmo trutta*, který je dále kategorizován na formu mořskou – *S. trutta* m. *trutta*, formu potoční – *S. trutta* m. *fario* a formu jezerní – *S. trutta* m. *lacustris*), Cottidae (vrankovití – 2 druhy), Anguillidae (úhořovití – jediný druh, úhoř říční, *Anguilla anguilla*, který se vyskytuje v Evropě), Clupeidae (sleďovití – 1 druh), Balitoridae (mřenkovití – 1 druh), Esocidae (štikovití – 1 druh), Lotidae (mníkovití – 1 druh), Pleuronectidae (platýsovití – 1 druh), Coregonidae (síhovití – 1 druh), Thymallidae (lipanovití – 1 druh), Siluridae (sumcovití – 1 druh). V České republice se nevyskytují endemité.

*Pozn. Každý rok je vědci celosvětově popsáno 300–500 nových druhů ryb. Z tohoto počtu je v Evropě popsáno kolem 5–10 nových sladkovodních ryb. V současnosti se předpokládá, že 18 z 564 druhů nejsou druhy uspokojivě popsané a předpokládá se rovněž popis zcela nových druhů. Odhad celkového počtu původních sladkovodních ryb se tak pohybuje mezi 700–800 druhy oproti 160–270 druhům uváděných v 19. století. Centrem druhové diversity je v Evropě oblast Středozemního moře, odkud je popsána většina nových druhů. Většina nově popsáných druhů je však bohužel řazena mezi druhy ohrožené (Freyhoff a Brooks, 2011). S rozvojem molekulárních metod došlo také v ČR v posledních letech k několika taxonomickým změnám, respektive k diferenciaci původního rodu *Gobio* na dva rody – rod *Gobio* sp. s druhy *G. gobio*, *G. obtusirostris* a pravděpodobně dalším druhem *G. carpathicus* a rod *Romanogobio* s druhy *R. belingi*, *R. vladkovi*, *R. banaticus* a pravděpodobně jedním dalším druhem (Mendel, os. sděl., 2012). Hrouzek Kesslerův (*R. kessleri*) se naopak na našem území nevyskytuje (Mendel a kol., 2008). Komplikovaná je taxonomická situace v případě rodu *Cobitis* sp., kde se jako čistý druh v ČR vyskytuje pravděpodobně jen sekavec podunajský (*Cobitis elongatoides*) a v závislosti na povodí se vyskytují tzv. hybridní diploidně polyploidní komplexy (Ráb a Bohlen, 2001), na jejichž genomu se kromě *C. elongatoides* podílejí další druhy *C. taenia* a *C. tanaïtica* (Ráb a Lusk, 1998; Hanel a Lusk, 2005). Podobně složité je celkové stanovení druhového počtu ichtyofauny ČR, které se dle jednotlivých autorů různí. V této publikaci nebyla jako původní druh shodně s ostatními autory (Lusk a kol., 2010; Musil a kol., 2010) uvažována koljuška tříostná (*Gasterosteus aculeatus*), ale také hlavačka mramorovaná (*Proterorhinus semilunaris*), jejíž expanzivní charakter šíření z jediné oblasti a další biologické charakteristiky odpovídají expanzivní fázi invaze, typické pro invazní nepůvodní druhy (Musil a kol., 2010).

4.9.2. Nejvýznamnější antropogenní tlaky ohrožující sladkovodní ryby

Zemědělské aktivity, jako jsou odlesnění a zúrodnění půdy, byly jedny z prvních lidských činností datovaných již do doby bronzové, které měly za následek výraznou modifikaci krajiny a změnu průtokových poměrů, toků živin a sedimentů, rovněž modifikaci vodních ekosystémů. Podobně následky nadměrného lovu ryb, jejich translokace a introdukce jsou známy již ze starověkého Říma. Ze stejné doby jsou známy první regulace vodních toků (římské akvadukty), které však dosáhly významné intenzity až s použitím nových technologií v průběhu 19. a 20. století. S industrializací Evropy v 19. století přibyl k již stávajícím problémům degradace vodních ekosystémů další negativní faktor, plošné a bodové znečištění. Dvacáté století je charakteristické především masovou výstavbou vodních děl, často k hydroenergetickým a vodohospodářským účelům (obr. 4.9.2.), a obecnou regulací toků, jevem označovaným jako fragmentace říční sítě. Fragmentace dosáhla zvláště v západní Evropě a České republice nebyvalých rozměrů a pokračuje v podstatě do současnosti. Původní říční prostředí (lotické) tak bylo a je výstavbou příčných překážek (jezů a nádrží) výrazně pozměněno na prostředí stojaté (lentické). Původní říční společenstva (reofilní) byla a jsou postupně nahrazována eurytopními, s často nepůvodními, více tolerantními druhy.

Ačkoliv existuje mnoho antropogenních tlaků (některé z nich, jako například znečištění vod, jsou podrobně diskutovány v kapitolách 3.3., 3.4. a 5.5.), z pohledu současné Evropy jsou nejvýznamnějšími tlaky ohrožující biodiverzitu vodních ekosystémů nekontrolovaný odběr vody z toků, fragmentace a hydroenergetika, nepůvodní druhy a rekreační rybníkářství.

Odběry vody

Nekontrolovaný, často ilegální odběr vody za účelem zemědělství je zvláště významná hrozba v oblasti Středozemního moře, která představuje z pohledu biodiverzity rybových obratlovců nejcennější část Evropy (Freyhof a Brooks, 2011). Tyto odběry vody jsou charakteristické tím, že se voda do říčního systému již nevrací, a ačkoliv jsou v řadě případů odběry sezonní, představují zcela zásadní faktor limitující existenci rybích populací. Komerčnímu využití vody je ve srovnání s ochranou biodiverzity často dávána přednost, což zdaleka není fenoménem poplatným jen pro jižní Evropu. V České republice jsou velmi významnou hrozbou odběry vody charakteristické návratem do systému, které jsou typicky spojené s činností vodních elektráren (VE) a jsou proto diskutovány níže.

Fragmentace a hydroenergetika

Možnost volného šíření organismů je základní podmínkou jejich přirozeného chování, strategií pro realizaci životního cyklu a udržení se v čase a prostoru. V případě migrací mezi různými typy vodních ekosystémů (moře a vnitrozemské toky) a jejich prostředím (dolní, střední a pramenné úseky) jsou organizmy omezeny umělými překážkami.

Výstavba jezů, zdymadel a přehradních nádrží má v Evropě a zvláště v ČR velmi dlouhou historii sahající až do středověku. Například na území ČR byla již v roce 1492 postavena nejstarší přehradní nádrž v Evropě, Jordán v Táboře. Podobně byla říční síť ČR ve středověku přerušena masivní výstavbou soustav rybníků, především pak v pardubickém kraji, jižních Čechách a na Moravě. K výstavbě jezů s náhony pro mlýny a zpracování dřeva v průběhu 19. století postupně přibýly mnohem významnější faktory – využití spádu toku pro výrobu elektrické energie a výstavba vodních děl za účelem vodárenství a hydroenergetiky. Výsledkem uvedených aktivit je v Evropě významně fragmentová, v ČR pak prakticky zcela neprůchodná říční síť. V souvislosti se zvyšující se fragmentací byl již v průběhu minulého století pozorován výrazný pokles migrujících rybích populací.

Nejen v České republice vedla zvyšující se fragmentace toků (stavba příčných jezových překážek a vodních děl) k výraznému početnímu poklesu populací většiny reofilních druhů (Lucas a Baras, 2001) a částečnému až úplnému vymizení specializovaných diadromních druhů (Béguer a kol., 2007). Ačkoliv je tento stav výsledkem působení řady antropogenních tlaků (lov, rybářský management, znečištění, klimatické změny, modifikace či ztráta původních habitatů jako důsledek regulace a úprav koryta toků), klíčový vliv omezení či zastavení volné migrace je zcela patrný na příkladu současného areálu výskytu diadromních druhů, limitovaných přítomností první nádrže na toku (obr. 4.9.2.). Diadromní (anadromní a katadromní) druhy svým životním cyklem vyžadují periodické migrace v obou směrech a na dlouhé vzdálenosti, a proto jsou fragmentací nejvíce ohroženou skupinou organismů v současnosti s mnoha druhy v Evropě (např. síh ostrorypý, *Coregonus oxyrinchus*; mihule rodu *Eudontomyzon* sp. anadromní formy) a na našem území (např. placka pomořanská, *Alosa alosa*; platýs bradavičnatý, *Pleuronectes flesus*; jeseter velký a vyza velká) již vymizelými nebo je jejich existence již zcela závislá na umělém vysazování (jeseteři, úhoř říční, losos obecný). Negativní dopad neprůchodné říční sítě se však nevyhýbá ani ostatním, hojněji se vyskytujícím potamodromním rybám, a v obecném měřítku prakticky všem vodním organizmům.



Obr. 4.9.2. Fragmentace říční sítě v České republice patří mezi nejvýznamnější antropogenní tlaky. Příčné překážky v hlavních migračních koridorech mimo jiné zásadně ovlivňují přirozený areál výskytu diadromních druhů, které se zde v minulosti hojně vyskytovaly (regulovaný úsek středního Labe, jez Dolní Beřkovice, Mělník; foto: J. Musil).

Významným, s fragmentací doprovodným negativním faktorem, jsou ekologické důsledky spojené s výstavbou a provozem hydroenergetických zařízení. Jejich provoz je spojen s mechanickým zraňováním a přímou mortalitou migrantů při průchodu turbínou, tzv. turbínovou mortalitou. Přes řadu technicky možných nápravných opatření, která jsou v mnoha zemích podmínkou provozu vodních elektráren (VE) nikoliv však běžná realita v ČR, doposud bohužel neexistuje takové, které by mortalitu zcela eliminovalo. Ukázkovým příkladem v současnosti politicky podporované hydroenergetiky pod nálepkou „zelená energie“, která skutečné ekologické důsledky zcela ignoruje, je turbínová mortalita úhoře říčního, která běžně u malých vodních elektráren (MVE) přesahuje 60%. Pakliže uvažujeme kumulativní účinek v důsledku přítomnosti mnoha vodních elektráren na toku, kterým musí dospělí jedinec migrovat za účelem reprodukce v Sargasovém moři, je procento přežití (= migrační úspěšnost) minimální. Není tedy překvapením, že se tento dříve běžný druh dostal na Červený seznam do kategorie kriticky ohrožených druhů. Problematika turbínové mortality se však zdaleka netýká pouze úhoře říčního a je relevantní hrozbou pro všechny migrující organizmy. Kromě výše zmíněných přímých dopadů, je hydroenergetika logicky spojena s odběry vody z toku, které jsou v souvislosti s finančním ziskem několika korporací plánovány jako maximálně možné a jsou často překračovány. Změny přirozeného hydrologického režimu tak významně ovlivňují jak abiotické a biotické parametry říčního prostředí, tak funkčnost samotných nápravných opatření jako např. rybích přechodů.

Negativní dopady fragmentace toků spojené s existencí příčných překážek však zdaleka přesahují pouze otázku volné migrace vodních organismů včetně prostorové izolace populací, protože nevratně mění původní stanoviště (transport a ukládání sedimentů, jakost a průtokové poměry toků) a limitují dostupnost druhově specifického prostředí (rozmnožovací plochy, úkryty pro zimování, preferovaná stanoviště pro získávání potravy). Tyto změny mimo jiné vytvářejí často vhodné podmínky pro rozvoj biologických invazí (Leprieur a kol., 2006) a jsou spojené s následnými ekologickými dopady ve formě významných změn na úrovni jednotlivých populací, druhů a společenstev (Musil a kol., 2012). Negativní dopady fragmentace toků příčnými překážkami je tedy zapotřebí chápat velmi komplexně, protože mají zásadní vliv na ekologickou funkčnost a biodiverzitu vodních ekosystémů.

Antropogenní tlak fragmentace je ve vztahu ke klimatickým změnám a s nimi spojeným plánovaným opatřením (rozsáhlá výstavba nádrží a rozvoj hydroenergetiky), v současnosti společně s nepůvodními druhy nejvýznamnější hrozbou pro udržení a zachování biodiverzity vodních ekosystémů. Evropskou legislativou je proto požadována obnova migrační průchodnosti a dosažení dobrého ekologického stavu toků prostřednictvím řady legislativních opatření, jako jsou například směrnice 2000/60/ES, ustávající rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky (Rámcová směrnice o vodách), Nařízení Rady ES 1100/2007, kterým se stanoví opatření pro obnovu populace úhoře říčního, Směrnice Rady 92/43/EHS o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin a jiné. K naplnění výše zmíněné legislativy a řešení současné špatné situace na našich řekách byla vytvořena a schválena Koncepce zprůchodňování říční sítě ČR, která je ve své první fázi orientovaná na výstavbu rybích přechodů (Birklen a kol., 2009; MŽP, 2010). Doprovodné, negativní faktory – změny hydrologického režimu v obecné rovině, se v současnosti v ČR řeší prostřednictvím MŽP ČR v rámci tzv. minimálních zůstatkových průtoků. Na celosvětové úrovni se rozvíjí velmi slibná koncepční strategie tzv. ekologických limitů ELOHA (Ecological limits of hydrologic alteration; Poff a kol., 2010).

Nepůvodní druhy

Negativní důsledky nepůvodních druhů a s invazivními druhy spojené biologické invaze jsou v současné době považovány za jeden z nejvýznamnějších faktorů poklesu biologické diverzity planety (Williamson, 1999). Nepůvodní druhy ovlivňují biodiverzitu a tedy řadu původních populací a druhů sladkovodních ryb celou řadou mechanismů, z nichž nejvýznamnější představují prostorová a potravní konkurence, přímá predace, transfer nových parazitů a nemocí a také například změny genetického složení původních populací (Gozlan a kol., 2010a). Důsledky nepůvodních druhů jsou často významnější v oblastech s absencí původních dravých ryb nebo ve společenstvech s malou druhovou diverzitou, kde jsou původní druhy často rychle nahrazeny konkurenčně lépe vybavenými nepůvodními druhy ve srovnání s druhově bohatými rybími společenstvy dolních úseků velkých řek. Kontrola introdukcí nepůvodních druhů je tedy významným úkolem (obr. 4.9.3.) a její úspěšná realizace, je rovněž nezbytnou podmínkou pro zachování současné biodiverzity.

Významnost kontroly introdukcí může být vhodně demonstrována na úspěšné invazi střevličky východní, *Pseudorasbora parva*. Tento druh pocházející z jihovýchodní Asie (Mongolsko, Čína, Korea, Japonsko) byl do Evropy zavlečen spolu s býložravými rybami sektorem rybníční akvakultury nejprve do Rumunska, odkud se v důsledku neexistence a/nebo nefunkčnosti kontrolních mechanismů během posledních 40 let rozšířil prakticky po celé Evropě s řadou negativních dopadů na původní společenstva ryb (Gozlan a kol., 2010b). Většina nepůvodních ryb a především právě druhy z pohledu ochrany biodiverzity nejnebezpečnější však nepocházejí z Dálného východu nebo exotických zemí, ale z Evropy (obr. 4.9.4.). Významným introdukčním vektorem je zde rekreační rybářství – „legální“ i nelegální nasazování rybářů (Rahel, 2004). Klasickými příklady jsou štika obecná (*Esox lucius*), sumec velký



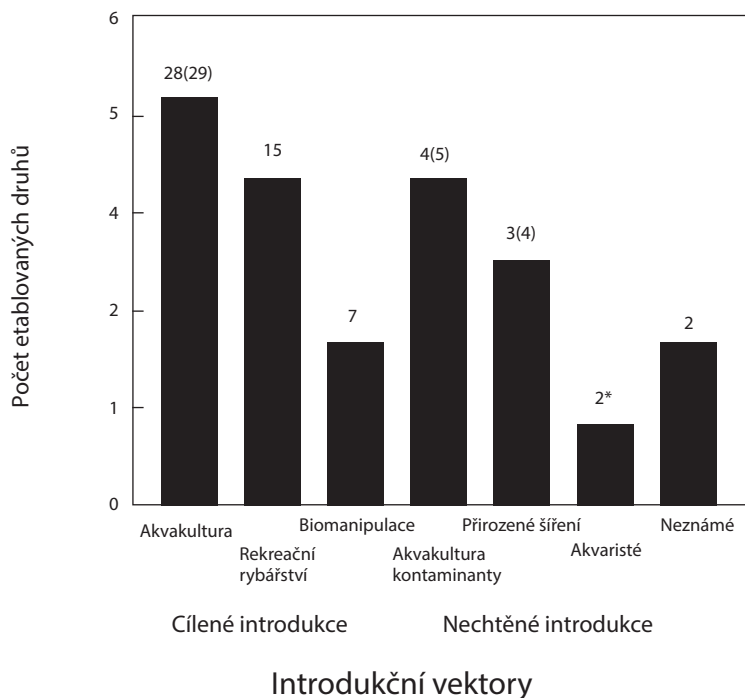
Obr. 4.9.3. Hlaváčkovec Glenův, *Perccottus glenii*, ryba původem z Dálného východu a severovýchodu Číny, je novým invazivním druhem Evropy, který se šíří povodím Dunaje dále na západ. Jeho invaze do ČR je tak velmi pravděpodobná (foto: J. Musil).

(*Silurus glanis*) nebo candát obecný (*Sander lucioperca*), atraktivní „velké dravé ryby“, které byly předmětem mnoha introdukcí napříč Evropou jako například ve Španělsku nebo Itálii. V současnosti jsou tyto druhy (především jejich lov) nejvíce popularizovány a medializovány právě v oblastech, kde představují nepůvodní druhy. Důvodem je hlavně skutečnost, že se v důsledku svých lepších konkurenčních schopností a charakteristice nepůvodního areálu (teplé klima) vyskytují často ve vysokém počtu a ve značných velikostech. Společně s nimi zde ovšem, byly introdukovány také potravní druhy, které představují ideální návnadu, často notoricky známé invazní druhy jako například karas stříbřitý (*Carassius gibelio*). Nejdrastičtějším příkladem dopadu introdukcí za účelem sportovního rybolovu v Evropě je v současnosti řeka Ebro, kde je po několika málo letech ichtyofauna tvořena pro rybáře atraktivním rybím společenstvím střední Evropy včetně invazních zástupců s úplnou absencí původních rybích druhů (García-Berthou, 2007).



Obr. 4.9.4. Z pohledu ochrany biodiverzity nejnebezpečnější druhy ryb nepocházejí z Dálného východu nebo exotických zemí, ale z Evropy. Významným introdukčním vektorem je rekreační rybářství – „legální“ i nelegální nasazování rybářů. Klasickým příkladem je sumec velký (*Silurus glanis*), který byl a je jako atraktivní druh předmětem mnoha introdukcí napříč Evropou. Ve Španělsku nebo Itálii je jeho introdukce provázána enormními ekologickými důsledky (foto: J. Musil).

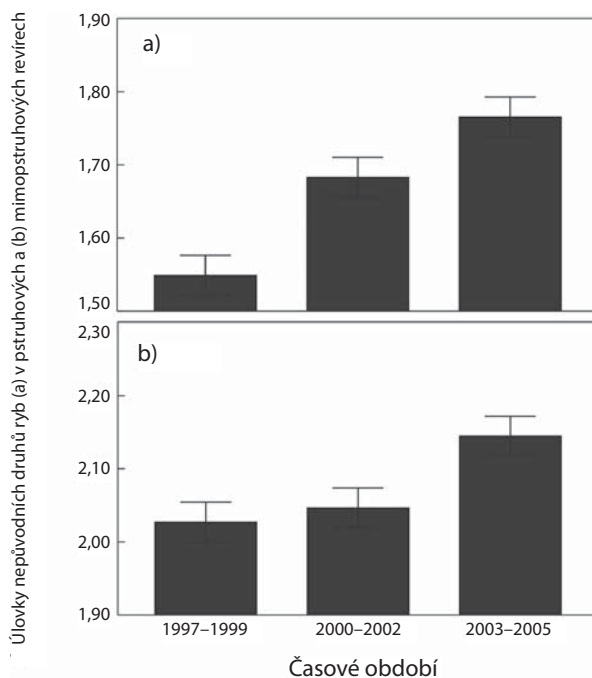
Nepůvodní druhy jsou významnou hrozbou rovněž v našich vodách. Právě v České republice, která byla již v minulosti předmětem řady introdukcí (42 introdukovaných druhů¹⁾ především vektory akvakultury, rekreačním rybářstvím a za účelem biomanipulačních opatření (obr. 4.9.5.), je z volných vod dokladován výskyt 29 nepůvodních druhů. Navíc, 20 nepůvodních druhů se ve volných vodách stále vyskytuje, z nichž 14 jsou již druhy etablované a 2 druhy invazní (střevlička východní, *Pseudorasbora parva*, karas stříbřitý, *Carassius gibelio*). Počet nepůvodních druhů, které se přirozeně rozmnožují, představuje kolem 27 % současné ichtyofauny České republiky (Lusk a kol., 2010; Musil a kol., 2010).



Obr. 4.9.5. Introdukční vektory nepůvodních sladkovodních ryb s počtem introdukovaných (hodnoty uvedeny nad sloupci, v závorce je uveden počet dalších pravděpodobně introdukovaných druhů) a etablovaných druhů (modifikováno dle Musila a kol., 2010).

¹ Pozn. Podobně jako v případě původních druhů však stanovení celkového počtu nepůvodních druhů v našich vodách není podle jednotlivých autorů jednotné (Adámek a Kouřil, 1996; Lusk a kol., 2010; Musil a kol., 2010). Například druhy jeseterů, které jsou známy jako původní z přilehlých a hydrologicky spojených povodí Dunaje, nejsou Musilem a kol. (2010) považovány za druhy nepůvodní, ale protože je v současnosti o jejich původnosti nedostatek informací, nejsou zde zařazeny ani mezi druhy původní (jeseter ruský, *Acipenser gueldenstaedtii*; jeseter hladký, *Acipenser nudiiventris*; jeseter hvězdnatý, *Acipenser stellatus*). Diskuse a určité nejasnosti o původnosti na našem území se týkají také dalších druhů, jako například hlavačky mramorované (*Proterorhinus semilunaris*), ale také například kapra obecného (*Cyprinus carpio*) nebo koljušky tříostné (Froufe a kol., 2002; Kottelat a Freyhoff, 2007; Musil a kol., 2010). Podobně není mezi nepůvodní druhy obecně zařazena hořavka duhová, *Rhodeus amarus*, která naopak patří mezi druhy chráněné evropskou i národní legislativou, přestože je s velkou pravděpodobností na našem území nepůvodním druhem (Van Damme a kol., 2007).

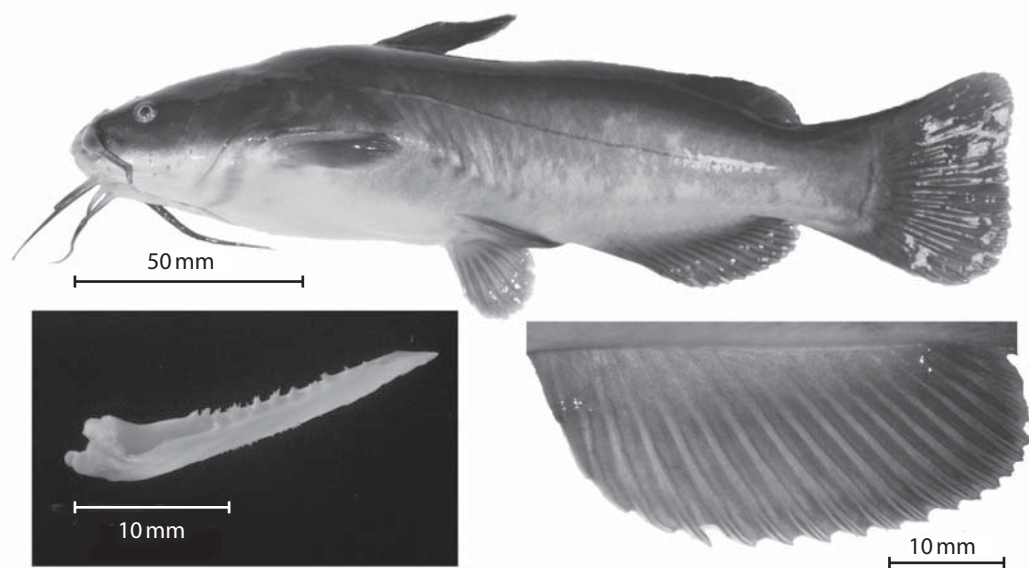
Nejvýznamnějším introdukčním vektorem nepůvodních druhů ryb je nejenom v České republice rybníční akvakultura (García-Berthou a kol., 2005; Rahel, 2007; Musil a kol., 2010; intenzivní akvakultura jako uzavřený systém je považována v souvislosti s biodiverzitou za bezpečnou a není v této kapitole diskutována). Zvláště akvakultura, která je na chovu nepůvodních druhů v současnosti globálně (Gozlan a kol., 2010a) i v České republice závislá, však spolu s cílenými introdukcemi do tohoto sektoru byly a jsou introdukovány také druhy necílové (nechtěné), typicky jako kontaminanty rybích obsádek (např. střevlička východní, karas stříbřitý, sumeček černý, *Ameiurus melas*; obr. 4.9.7.). Tyto necílové druhy často disponují řadou invazních charakteristik vedoucích k rychlé adaptaci a zvýšení své konkurence a tedy i šance na přežití (druhy s krátkým generačním cyklem, často s opakovanou reprodukcí v rámci jedné sezóny a péčí o potomstvo, potravní generalisté nebo druhy piscivorní aj.). Proto jsou v naprosté většině schopné rychlé aklimatizace (druhy aklimatizované místním podmínkám, které se zatím přirozeně nerozmnožují) se schopností se etablovat (druhy, které se v novém areálu již přirozeně rozmnožují) a v případě, že se dostanou do volných vod, mohou se stát druhy naturalizovanými (druhy vykazující ekologické vlastnosti volně žijících organismů) nebo invazními. Za invazivní se považují naturalizované druhy, které v důsledku biotických interakcí negativně ovlivňují původní organizmy na úrovni populace, druhu, společenstva a/nebo se účastní významných ekosystémových změn, například změnou toku energie ovlivněním potravní základny aj. Akvakultura tak představuje významný vektor transportu nepůvodních organismů. Protože je akvakultura zákonitě spojená s častými transfery rybích obsádek, tyto necílové druhy se v rámci akvakultury velmi rychle šíří. Vlastním mechanismem introdukce nepůvodních druhů (introdukční vektor) do volných vod jsou pak především úniky ryb z akvakultury (Musil a kol., 2007) nebo jejich záměrné vysazování.



Obr. 4.9.6. Úlovky (t) nepůvodních druhů ryb v období 1997–2005 (modifikováno dle Musila a kol., 2010).

Druhým nejvýznamnějším vektorem introdukcí nepůvodních druhů je v České republice rekreační rybařství. Kromě vlastní produkce násad v rybnících nebo nasazování ryb původem z akvakultury s identickými riziky jako rybníční akvakultura, jsou zde cílové nepůvodní druhy vysazovány do volných vod záměrně za účelem zvýšení atraktivity a druhové pestrosti lovených druhů. Přestože byla většina těchto introdukcí neúspěšná nebo jde o druhy aklimatizované (tab. 4.9.1.), které se v současnosti za normálních okolností přirozeně nerozmnožují, z obr. 4.9.6. je jasně patrný výrazný nárůst úlovků nepůvodních druhů v důsledku jejich masového nasazování. Tato skutečnost je alarmující zvláště v pstruhových revírech (pstruh duhový, *Oncorhynchus mykiss*; siven americký, *Salvelinus fontinalis*). Kromě vlastního nasazování, je rekreační rybolov nebezpečným vektorem introdukcí a šíření nepůvodních druhů používáním nepůvodních organismů jako nástrahy, které jsou po ukončení rybolovu vypuštěny živé na „svobodu“.

Mezi další introdukční vektory a cesty šíření nepůvodních druhů ryb patří především cílené introdukce za účelem biomanipulačních opatření v rámci tzv. top-down kontroly – ovlivněním různých trofických pozicí potravního řetězce za účelem změny toku živin (tolstolobik bílý, *Hypophthalmichthys molitrix*; tolstolobec pestrý, *Hypophthalmichthys nobilis*; amur bílý, *Ctenopharyngodon idella*) a k redukci nežádoucí vegetace (amur bílý) nebo organismů (amur černý, *Mylopharyngodon piceus*) v akvakultuře. Dále se jedná o šíření nepůvodních druhů hydrologickým systémem, které je často doprovázeno dalšími lidskými aktivitami (plavba), úniky nepůvodních organismů z chovů okrasných nebo akvarijních ryb aj.



Obr. 4.9.7. V roce 2007 byl ve volných vodách ČR registrován další ze severoamerických sumecků (*Ictaluridae*), sumeček černý, *Ameiurus melas* (Musil a kol., 2008a). Tento druh je na základě vnější morfologie velmi podobný blízkému příbuznému druhu, který se rovněž ve vodách ČR vyskytuje, sumecku americkému (*Ameiurus nebulosus*). Pro bezpečnou identifikaci je vhodná aplikace metod geometrické morfologie a/nebo analýza m-DNA (Musil a Pettrýl, nepublikováno; foto: M. Bláha).

Z detailnější analýzy a chronologického sledu introdukcí nepůvodních organismů a v obecně rovněž biologických invazí (v případě druhů invazních), je patrná významná závislost na demografických, socioekonomických a politických faktorech (Lockwood a kol., 2009). Podobně je charakteristické, že většina nepůvodních druhů, a zvláště druhy invazní, jsou introdukovány a šíří se kombinací mnoha vektorů a cest. Příkladem mohou být oba invazní druhy ryb, karas stříbřitý a střevlička východní, na jejichž úspěšné invazi se podílely oba nejvýznamnější introdukční vektory (úniky z akvakultury, kontaminant obsádky při nasazování, nástražní ryby), ale invaze byla významně urychlena rovněž šířením v hydrologickém systému (Lusk a kol., 2010; Musil a kol., 2010). Také jsou v současnosti již známé zásadní faktory ovlivňující druhově specifickou schopnost se etablovat a tedy být potenciálně invazním druhem (García-Berthou a kol., 2005; Jeschke a Strayer, 2006).

Naše současná znalost, jakou hrozbou a jakým rizikem nepůvodní druhy pro biodiverzitu jsou, je však stále velmi limitovaná. Do současnosti je naprostá většina prací zahrnujících problematiku ekologických dopadů nepůvodních druhů ryb v České republice (sumarizováno Adámkem a Kouřilem, 1996; Luskem a kol., 2010; Musilem a kol., 2010) orientována na prostorovou a potravní konkurenci, predaci, transfer nových parazitů a nemocí, hybridizaci aj. tedy na mechanismy, kterými nepůvodní druhy mohou ovlivňovat biodiverzitu. Je nutno uvést, že podobným způsobem může působit i mnoho původních druhů ryb nasazovaných z podmínek akvakultury. Studie, které by negativní dopad nepůvodních druhů na biodiverzitu skutečně demonstrovaly populačním poklesem, limitací/vymizením konkrétního druhu nebo změnou společenstva, struktury nebo funkčnosti ekosystému, prozatím chybí. Studium ekologických dopadů nepůvodních druhů je navíc komplikováno výrazně synergickým působením s ostatními antropogenními tlaky (Didham a kol., 2007).

Pochopení procesu, jak jsou nepůvodní druhy do volných vod introdukovány, jakou schopnost mají se etablovat a jak se šíří (Rahel, 2004, 2007), hodnocení jejich rizikovosti včetně znalosti kauzálních ekologických dopadů (Didham a kol., 2007; Gozlan a kol., 2010a), hrají zásadní roli v možnosti úspěšně predikovat a kontrolovat biologické invaze. Základními kroky k účelné ochraně biodiverzity jsou zvýšení vědecké pozornosti na otázku biologických invazí a vývoje kontrolních mechanismů, managementová opatření (eradikace, vzdělávání aj.) a nutná legislativní podpora. V České republice toto prakticky chybí. Navíc je nezbytný mentální posun společnosti od současné preference a kategorizace na druhy chtěné (druhy nasazované a introdukované), nechtěné (druhy, které je potřeba zlikvidovat) a komerčně nezajímavé (druhy, které jsou ponechány vlastnímu osudu).

Tab. 4.9.1. Nepůvodní druhy ichtyofauny České republiky. Pod termínem status jsou zahrnuty informace týkající se naturalizačního procesu (Ex, vymizelý; A, aklimatizovaný; E, etablovaný; N, naturalizovaný druh; NE, nehodnocený z důvodu absence relevantních informací), populačního trendu (u druhů etablovaných nebo naturalizovaných; L, lokální populace; W, široký areál rozšíření) a zda jde o druh invazní (In, invazní; NE, nehodnocený z důvodu absence relevantních informací). Další informace uvádí Musil a kol. (2010).

Druh latinsky	Druh česky	První introdukce	Naturalizace	Populační trend
Acipenseridae⁰				
<i>Acipenser baeri</i> ⁽¹⁾	jeseter sibiřský	1982	A	
Polyodontidae⁰				
<i>Polyodon spathula</i>	veslonos americký	1995	A	
Catostomidae²				
<i>Ictiobus cyprinellus</i>	bufalo velkoustý	1986	A	
<i>Ictiobus niger</i>	bufalo černý	1986	A	
Centrarchidae				
<i>Ambloplites rupestris</i>	okounek skalní	1892	Ex	
<i>Enneacanthus</i> sp.		1914	Ex	
<i>Lepomis gibbosus</i> ⁽³⁾	slunečnice pestrá	1929	E	L, NE
<i>Lepomis auritus</i>	slunečnice ušatá	?	Ex	
<i>Micropterus dolomieu</i>	okounek černý	1889	Ex	
<i>Micropterus salmoides</i> ⁽⁴⁾	okounek pstruhový	1889	A, ?E	NE
Cichlidae^{2,5}				
<i>Oreochromis aureus</i>	tilapia zlatá	?		
<i>Oreochromis urolepis</i>		?		
<i>Oreochromis mossambicus</i>	tilapie mosambická	?		
<i>Oreochromis niloticus</i>	tilapie nilská	1985		
Clariidae^{2,5}				
<i>Clarias gariepinus</i>	keříčkovec jihoafrický	1986		
Coregonidae				
<i>Coregonus albula</i>	síh malý	1889	Ex	
<i>Coregonus autumnalis</i>	síh omul	1959	Ex	
<i>Coregonus maraena</i> ¹	síh severní	1882	A, E	W
<i>Coregonus peled</i> ¹	síh peled'	1970	A, E	W
Cyprinidae				
<i>Carassius auratus</i>	karas zlatý	?	NE	NE
<i>Carassius gibelio</i> ^{(3),6}	karas stříbřitý	1961	N	W, In
<i>Carassius langsdorffi</i> ⁶	karas ginbuna	?	NE	NE
<i>Ctenopharyngodon idella</i> ⁴	amur bílý			
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> ^{1,4}	tolstolobik bílý			
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i> ^{1,4}	tolstolobec pestrý			
<i>Mylopharyngodon piceus</i>	amur černý			
<i>Pseudorasbora parva</i> ^{3,6}	stěvlička východní	1982	N	W, In
<i>Rhodeus amarus</i> ^{(3),6}	hořavka duhová	?	N	W, NE

Druh latinsky	Druh česky	První introdukce	Naturalizace	Populační trend
Gasterosteidae				
<i>Gasterosteus aculeatus</i> ⁶	koljuška tříostná	?	N	L
Gobiidae				
<i>Neogobius melanostomus</i> ⁶	hlaváč černý	2008	E	L, NE
<i>Proterorhinus semilunaris</i> ⁶	hlavačka mramorovaná	1994	N	W, ?In
Channidae				
<i>Channa argus</i>	hadohlavec skvrnitý	1956	Ex	
Ictaluridae				
<i>Ameiurus melas</i> ³	sumeček černý	2003	E	L, NE
<i>Ameiurus nebulosus</i>	sumeček americký	1890	N	L, NE
<i>Ictalurus punctatus</i>	sumeček tečkovaný	1985	A	
Salmonidae				
<i>Oncorhynchus clarkii</i>	pstruh žlutohrdlý	1905	Ex	
<i>Oncorhynchus mykiss</i> ^{4,7}	pstruh duhový	1888	A, E	W
<i>Salvelinus alpinus</i>	siven arktický	1581	Ex	
<i>Salvelinus fontinalis</i> ^{4,7}	siven americký	1883	A, E	W
<i>Salvelinus namaycush</i>	siven obrovský	1972	Ex	
Thymallidae				
<i>Thymallus arcticus</i>	lipan severní	1959	Ex	

⁰ chov v intenzivní a rybníční akvakultuře, okrasné ryby a vysazování za účelem rekreačního rybolovu v soukromých revírech

¹ druhy, které se vyskytují především ve formě hybridů

² druhy se v ČR již běžně nechovají, ale jsou v ČR individuálně drženy

³ necílové introdukované druhy, kontaminanty rybích obsádek (v závorce jsou uvedeny druhy, pro které je známa také tato introdukční cesta)

⁴ druhy, které jsou vysazovány do volných vod (jejichž existence ve volnosti je závislá na vysazování)

⁵ teplomilné druhy, chované výhradně v intenzivní akvakultuře

⁶ druhy se známým „přirozeným šířením“ (v závorce jsou uvedeny druhy, pro které je známa také tato introdukční cesta)

⁷ jsou známé lokální etablované populace, rozsáhlý areál výskytu je však výsledkem nasazování

Rekreační rybářství

Rekreační rybářství (= sportovní rybolov) je v důsledku zlepšení životních podmínek obyvatelstva a jejich vyšším požadavkům na relaxaci a využívání volného času, globálně rychle rostoucím sektorem. Nejen v České republice, kde je navíc historicky velmi dobře organizováno, plní řadu funkcí přesahujících svým významem pouze využívání přirozené produktivity vod lovením ryb a přímo se podílí na aktivitách spojených s ochranou některých druhů ryb jako například návrat lososa obecného do České republiky (obr. 4.9.8.).



Obr. 4.9.8. Poloumělý výtěr páru lososa obecného (*Salmo salar*) odloveného na trdlišti *Ameiurus melas*

2. listopadu 2011 (samec, celková délka = 72 cm, hmotnost = 3,02 kg; samice: celková délka = 84 cm, hmotnost = 4,20 kg; řeka Kamenice; foto: M. Trýzna).

V současnosti se však rekreační rybářství globálně vyznačuje také velmi intenzivním managementem představujícím reakci na rychlý rozvoj sektoru a výrazný nárůst početní základny (například v ČR je v Českém a Moravském rybářském svazu organizováno kolem 350 tis. rybářů). Častým managementovým opatřením jsou zde introdukce sportovně „atraktivních“ nepůvodních druhů (Cambrey, 2003; Cowx a kol., 2010), jejichž rizikovost je diskutována výše. Podobně je znám a zdokumentován negativní vliv v současnosti masového nasazování typicky sportovně atraktivních druhů na diverzitu a strukturu rybích společenstev (vlivem prostorové a potravní kompetice, predace, přenosu nemocí a parazitů, hybridizace aj.), a tedy na vodní ekosystémy obecně (Cambray, 2003; Cowx a kol., 2010; Welcomme a kol., 2010). Rizikovost zde výrazně stoupá, pokud je nasazování doprovázeno transfery ryb z jiných povodí (ztráta genetické identity a variability populací) nebo z akvakultury (přenos nemocí a parazitů, prostorová konkurence, hybridizace; Muhlfeld a kol., 2009), pokud plány nasazování nerespektují přirozená rybí společenstva a nejsou z nich odvozeny (nepodporují přirozenou reprodukci ryb), a pokud neexistují tzv. klidové zóny, které jsou významné rezervoáry zvláště pro druhy, které nejsou předmětem rybolovu (Cowx a kol., 2010).

4.9.3. Červený seznam ohrožených druhů

Status druhového ohrožení rostlin a živočichů je jedním z nejvíce používaných indikátorů ke stanovení stavu ekosystému a poskytuje aktuální informace o problematice ohrožení a nutnosti ochrany. Status ohrožení je tedy důležitým nástrojem ke stanovení priorit druhové ochrany. Tento systém je proto používán v celé řadě legislativních rámců upravujících ochranu druhové diverzity na celém světě. Z globálního měřítka je nejlepším informačním zdrojem o druhovém ohrožení rostlin a živočichů databáze Světového svazu ochrany přírody (the International Union for Conservation of Nature, IUCN), tzv. Červený seznam ohrožených druhů (www.iucnredlist.org). Tento seznam je sestaven za účelem stanovení relativního rizika vymizení druhu s hlavním cílem katalogizace a identifikace nejvíce ohrožených taxonů. Současně tento seznam poskytuje základní taxonomické informace, stav ohrožení a informace o výskytu, pokud byl cílový druh předmětem hodnocení (IUCN, 2001). Červený seznam obsahuje celkem 9 kategorií od kategorie málo dotčený (Least Concern), pro druhy, které aktuálně nejsou ohroženy, po kategorii vymizelí (Extinct), pro druhy, které se již na Zemi nevyskytují. Tato kategorizace je založena na sadě kvantitativních kritérií, která jsou ve vazbě na populační trendy, velikost a strukturu populací včetně geografického areálu výskytu. Druhy klasifikované jako zranitelné (Vulnerable), ohrožené (Endangered) a kriticky ohrožené (Critically Endangered) jsou považovány za ohrožené.

Riziko druhového ohrožení může být hodnoceno na globální, regionální nebo národní úrovni. Jeden druh může být hodnocen v jiné kategorii například v globálním nebo v národním Červeném seznamu ohrožených druhů. Klasickým příkladem jsou druhy globálně hodnocené v kategorii málo dotčené (LC), z nichž řada je na regionální, ale i národní úrovni ohrožena řadou antropogenních tlaků a jsou proto například v národním Červeném seznamu mihulí a ryb ČR (Lusk a kol., 2004) hodnocené jako druhy ohrožené (tab. 4.9.2.). K zařazení do jednotlivých kategorií jsou používána pravidla a kritéria stanovená v metodickém návodu IUCN (2003), která byla například v případě národního Červeného seznamu ryb a mihulí modifikována z důvodu nedostatku relevantních dat (Lusk a kol., 2004). Zařazení druhů s endemickým/endemickým výskytem je samozřejmě identické na globální i regionální úrovni, ale v případě regionálních nebo národních červených seznamů se používají rovněž další dvě kategorie, a to druhy regionálně vymizelé (Regionally Extinct) a nehodnocené (Not applicable; IUCN 2003).

Tab. 4.9.2. Původní druhy ichtyofauny České republiky. Informace zahrnují názvosloví použité Kottelatem a Freyhofem (2007), stav druhového ohrožení dle IUCN, druhovou mezinárodní ochranu v rámci Bernské úmluvy, Směrnice o stanovištích (EEC 92/43) a CITES včetně národní legislativy – vyhlášky č. 395/1992Sb. a vyhlášky č. 166/2005 Sb. V závorce jsou uvedeny staré názvy druhů, které již nejsou aktuální.

Druh latinsky	Druh česky	IUCN Evropa	IUCN ČR	Vyhláška 395/1992 Sb.	Vyhláška 166/2005 Sb.	Bernská úmluva	Směrnice o stanovištích	CITES
Acipenseridae								
<i>Acipenser ruthenus</i>	jeseter malý	VU	NE		příloha 2C	III	V	II
<i>Acipenser sturio</i>	jeseter velký	CR	RE			II	II, IV	I
<i>Huso huso</i>	vyza velká	CR	RE			II, III	V	II
Anguillidae								
<i>Anguilla anguilla</i>	úhoř říční	CR	NT					II
Clupeidae								
<i>Alosa alosa</i>	placka pomořanská	LC	RE			III	II, V	
Balitoridae								
<i>Barbatula barbatula</i>	mřenka mramorovaná	LC	LC					
Cobitidae								
<i>Cobitis elongatoides</i> ²	sekavec dunajský	LC	EN		příloha 2A	III	II	
<i>Cobitis taenia</i> ²	sekavec písečný	LC		ST	příloha 2A	III	II	
<i>Cobitis taenitica</i> ²		NA			příloha 2A	III	II	
<i>Misgurnus fossilis</i>	piskoř pruhovaný	LC	EN	EN	příloha 2A	III	II	
<i>Sabanejewia aurata</i> ⁰	sekavčík horský	LC		CR	příloha 2A	III	II	
<i>Sabanejewia balcanica</i>	sekavčík balkánský	LC	CR		příloha 2A	III	II	
Cyprinidae								
<i>Abramis brama</i>	cejn velký	LC	LC					
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	ouklejka pruhovaná	LC	VU	ST		III		
<i>Alburnus alburnus</i>	ouklej obecná	LC	LC					
<i>Aspius aspius</i>	bolen dravý	LC	LC		přílohy 2A,C	III	II,V	
<i>Ballerus ballerus</i> (<i>Abramis ballerus</i>)	cejn siný	LC	VU			III		
<i>Ballerus sapa</i> (<i>Abramis sapa</i>)	cejn perleťový	LC	CR	EN		III		
<i>Barbus barbus</i>	parma říční	LC	NT		příloha C		V	
<i>Blicca bjoerkna</i>	cejnek malý	LC	LC					
<i>Carassius carassius</i>	karas obecný	LC	VU					
<i>Chondrostoma nasus</i>	ostroretka stěhovavá	LC	EN			III		
<i>Cyprinus carpio</i>	kapr obecný	VU	CR	EN				

Druh latinsky	Druh česky	IUCN Evropa	IUCN ČR	Vyhláška 395/1992 Sb.	Vyhláška 166/2005 Sb.	Bernská úmluva	Směrnice o stano- vištích	CITES
Cyprinidae								
<i>Gobio gobio</i>	hrouzek obecný	LC	LC					
<i>Gobio obtusirostris</i> ¹		LC						
<i>Leucaspius delineatus</i>	slunka obecná	LC	EN					
<i>Leuciscus idus</i>	jelec jesen	LC	VU	EN				
<i>Leuciscus leuciscus</i>	jelec proudník	LC	LC					
<i>Pelecus cultratus</i>	ostrucha křivočará	LC	CR	ST	přílohy 2A,C	III	II,V	
<i>Phoxinus phoxinus</i>	střevle potoční	LC	VU	EN				
<i>Rhodeus amarus</i> ³ (<i>Rhodeus sericeus</i>)	hořavka duhová	LC	LC	EN	příloha 2 A	III	II	
<i>Romanogobio albipinnatus</i>	hrouzek bělo- ploutvý	LC	VU		příloha 2 A	III	II	
<i>Romanogobio belingi</i> ¹		LC				III	II	
<i>Romanogobio vladykovi</i> ¹		LC				III	II	
<i>Romanogobio kessleri</i> ²	hrouzek Kesslerův	LC	CR	CR	příloha 2 A	III	II	
<i>Romanogobio banaticus</i> ¹								
<i>Rutilus pigus</i>	plotice lesklá	LC	RE	EN		III	II,V	
<i>Rutilus rutilus</i>	plotice obecná	LC	LC					
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	perlín ostrobřichý	LC	LC					
<i>Squalius cephalus</i> (<i>Leuciscus cephalus</i>)	jelec tloušť	LC	LC					
<i>Tinca tinca</i>	lín obecný	LC	LC					
<i>Vimba vimba</i>	podoustev říční	LC	VU			III		
Esocidae								
<i>Esox lucius</i>	štika obecná	LC	LC					
Lotidae								
<i>Lota lota</i>	mník jednovousý	LC	VU	EN				
Percidae								
<i>Gymnocephalus baloni</i>	ježdík dunajský	LC	CR	ST	příloha 2A,B	III	II,IV	
<i>Gymnocephalus cernua</i>	ježdík obecný	LC	LC					
<i>Gymnocephalus schraetzer</i>	ježdík žlutý	LC	CR	EN	přílohy 2A,C	III	II,V	
<i>Perca fluviatilis</i>	okoun říční	LC	LC					

Druh latinsky	Druh česky	IUCN Evropa	IUCN ČR	Vyhláška 395/1992 Sb.	Vyhláška 166/2005 Sb.	Bernská úmluva	Směrnice o stano- vištích	CITES
Cyprinidae								
<i>Sander lucioperca</i> (<i>Stizostedion lucioperca</i>)	candát obecný	LC	LC					
<i>Sander volgensis</i> (<i>Stizostedion volgensis</i>)	candát východní	LC	NT			III		
<i>Zingel streber</i>	drsek menší	LC	CR	CR	příloha 2A	III	II	
<i>Zingel zingel</i>	drsek větší	LC	CR	CR	přílohy 2A,C	III	II, V	
Petromyzontidae								
<i>Eudontomyzon mariae</i>	mihule ukrajinská	LC	CR	CR	příloha 2A	III	II	
<i>Lampetra fluviatilis</i>	mihule říční	LC	RE		příloha 2A,C	III	II, V	
<i>Lampetra planeri</i>	mihule potoční	LC	EN	CR	příloha 2A	III	II	
<i>Petromyzon marinus</i>	mihule mořská	LC	RE			III	II	
Pleuronectidae								
<i>Platichthys flesus</i>	platýs bradavičnatý	LC	RE					
Coregonidae								
<i>Coregonus oxyrinchus</i>	síh ostronosý	EX	RE		příloha 2C	III	V	
Salmonidae								
<i>Hucho hucho</i>	hlavátka podunajská	EN	RE		příloha C	III	II, V	
<i>Salmo salar</i>	losos obecný	NE	CR		příloha 2A,C	III	II, V	
<i>Salmo trutta m. trutta</i>	pstruh obecný mořský	LC	RE					
<i>Salmo trutta m. fario</i>	pstruh obecný potoční	LC	LC					
Thymallidae								
<i>Thymallus thymallus</i>	lipan podhorní	LC	NT		příloha C	III	V	
Cottidae								
<i>Cottus gobio</i>	vranka obecná	LC	VU	EN	příloha 2A		II	
<i>Cottus poecilopus</i>	vranka pruhoploutvá	LC	VU	EN		III		
Siluridae								
<i>Siluris glanis</i>	sumec velký	LC	LC			III		

⁰ druhy, které jsou předmětem národní legislativy, ale dle posledních dostupných informací se na našem území nevyskytují

¹ nově popsané původní druhy, které v současnosti ještě nejsou předmětem národní legislativy

² druhy, které se vyskytují jako hybridní diploidně polyploidní komplexy

³ velmi pravděpodobně nepůvodní druhy

Pozn. Ve vyhlášce č. 166/2005 Sb. jsou všechny druhy sekavců uvedeny jako rod sekavec (*Cobitis* sp.) proti vyhlášce 395/1992 Sb., kde je uveden jediný druh, sekavec písečný, který se v ČR nevyskytuje; podobně sekavčík balkánský je ve vyhlášce 166/2005 Sb. uváděn jako *Sabanejewia aurata/balkanica* a není předmětem vyhlášky 395/1992 Sb., kde je uveden sekavčík horský. Nesrovnalosti existují rovněž v případě dalších druhů, především v souvislosti se změnami taxonomického zařazení.

Druhové ohrožení sladkovodních ryb Evropy

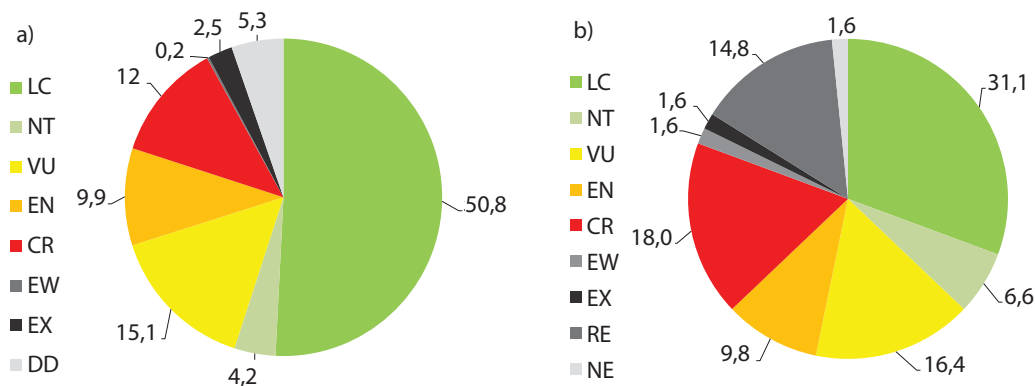
Na úrovni Evropy je nejméně 37 % druhů sladkovodních ryb klasifikováno jako ohrožené, z nichž 12 % představují druhy kriticky ohrožené, 10 % druhy ohrožené a 15 % druhy zranitelné. Současně 4 % druhů jsou klasifikována jako druhy téměř ohrožené (Near Threatened). Třináct druhů je globálně hodnocených jako vymizelé (Extinct), z nichž 10 se vyskytovalo pouze v Evropě (obr. 4.9.9.). Jistým problémem pro hodnocení je nedostupnost objektivních, relevantních dat, která se týkají především populačních trendů (IUCN vyžaduje datové řady za posledních 10 let, tedy alespoň za tři generace). Z toho důvodu se uvažuje o využití dalších dostupných datových sad, například z monitoringu Rámcové směrnice o vodách, protože je pravděpodobné, že zpřesněním populačních dat jednotlivých druhů bude identifikováno více ohrožených druhů, než je tomu v současnosti. V západní Evropě byly zaznamenány nejdramatičtější populační poklesy v období od 1890–1990. V posledních dvou až třech dekadách se populační pokles zpomalil a v případě některých populací došlo k jejich stabilizaci, ačkoliv nedosahují stavu před působením antropogenních tlaků.

Z pohledu jednotlivých taxonomických skupin jsou nejohroženější skupinou jeseteři, jejichž existence je dnes zcela závislá na umělé reprodukci a nasazování. V případě druhů jesetera jadranského (*Acipenser naccarii*), jesetera velkého (*A. sturio*) a perského (*A. persicus*) nebyla zaznamenána přirozená reprodukce již po několik desítek let a tyto druhy by proto byly bez lidské pomoci brzy klasifikovány jako vymizelé. Pro další zástupce, jako jsou například jeseter hvězdnatý (*A. stellatus*), ruský (*A. gueldenstaedtii*) nebo vyza velká (*Huso huso*), jsou známy již jen zbytkové populace a několik málo reprodukčních ploch, které jsou v současnosti všechny lokalizovány v dolním úseku řeky Dunaje, tedy v rámci EU. Mezi další vysoce ohrožené druhy patří úhoř říční (*Anguilla anguilla*), v současnosti klasifikovaný v kategorii kriticky ohrožených druhů, který je jediným zástupcem čeledi Anguillidae v Evropě (Freyhof a Brooks, 2011).

Z pohledu jednotlivých taxonomických skupin je aktuální ohrožení sladkovodních ryb (37 %) druhé nejvyšší za sladkovodními měkkýši (44 %), následované obojživelníky (23%; Cuttelod a kol., 2011). Pro srovnání, počet ohrožených druhů plazů, savců nebo ptáků se pohybuje „jen“ kolem 13–19 % (Temple a Terry, 2007; Cox a Temple, 2009).

Druhové ohrožení sladkovodních ryb v České republice

V České republice je klasifikováno 44 % ichtyofauny jako druhy ohrožené, z nichž 18 % představují druhy kriticky ohrožené (11 druhů), 10 % druhy ohrožené (6 druhů) a 16 % druhy zranitelné (10 druhů). Současně 7 % druhů je klasifikováno jako druhy téměř ohrožené (4 druhy). Jako regionálně vymizelé (Regionally Extinct) je hodnoceno 16 % ichtyofauny (10 druhů). V důsledku nedostupnosti dat nebyl hodnocen (Not Evaluated) 1 druh, jeseter malý, *Acipenser ruthenus* (tab. 4.9.2., obr. 4.9.9.).



Obr. 4.9.9. Míra druhového ohrožení v rámci tzv. Červených seznamů ohrožených druhů sladkovodních ryb

(a) v Evropě (upraveno dle Freyhofa a Brooks, 2011) a (b) v České republice (EX, vymizelý; EW, vymizelý ve volnosti; RE, regionálně vymizelý; CR, kriticky ohrožený; EN, ohrožený; VU, zranitelný; NT, téměř ohrožený; LC, málo dotčený; DD, NE, druhy nehodnocené).

Z pohledu jednotlivých skupin jsou v ČR v důsledku fragmentace a regulace říční sítě nejohroženější především potamodromní druhy vyžadující obousměrné migrace na střední vzdálenosti a druhy svým biologickým cyklem vázané na říční aluvia. Ze skupiny diadromních ryb je v ČR většina druhů již vymizelých a v případě posledních 2 žijících druhů (losos obecný, *Salmo salar*; úhoř říční, *Anguilla anguilla*), je jejich existence již zcela závislá na nasazování. Navíc, současný losos obecný, který je hodnocen jako kriticky ohrožený druh (Lusk a kol., 2004; Lusk a kol., 2011), je výsledkem introdukce švédských populací, protože původní populace labského lososa byla v minulém století člověkem vyhubena. Hodnocení úhoře říčního v národním Červeném seznamu jako druh zranitelný (Lusk a kol., 2004) nerespektuje populační kritéria IUCN (2003), protože je jeho populace zcela závislá na umělém nasazování, bez kterého by byl velmi pravděpodobně v ČR druhem vymizelým.

Statistiky druhového ohrožení sladkovodních ryb jasně dokladují vysokou bio-indikační hodnotu ryb k antropogenním tlakům a alarmující míru ohrožení na straně jedné a nedostatečnou ochranu sladkovodních ekosystémů a jejich biodiverzity na straně druhé. Tato skutečnost zavazuje každý stát k odpovědnosti a ochraně populací, které představují naše společné přírodní bohatství.

4.9.4. Legislativní rámec vztahující se k ochraně sladkovodních ryb

Národní legislativa

Vývoj legislativy vztahující se k sladkovodním rybám (ichtyofauně) a jejich ochraně je v historickém kontextu a zvláště na našem území velmi zajímavý se vznikem prvotní legislativy – zákona o rybářství již v 80 letech 19. století, který byl přijat velkou zásluhou významného přírodovědce prof. Antonína Friče. Národní legislativa je však předmětem jiné kapitoly této knihy a byla naposledy detailně zpracována Hanelem a Luskem (2005). Ve stručnosti lze tedy sumarizovat, že sladkovodních ryb a jejich ochrany se v České republice týkají především následující právní předpisy: zákon č. 114/1992Sb o ochraně přírody a krajiny ve znění pozdějších předpisů, který je nejvýznamnějším nástrojem ochrany nejen ichtyofauny včetně vyhlášky č. 395/1992, kterou se provádějí některá ustanovení uvedeného zákona, konkrétně je

zde jmenovitý seznam zvláště chráněných druhů, kategorizovaných jako druhy kriticky ohrožené, silně ohrožené a ohrožené, a vyhlášky č. 166/2005 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení uvedeného zákona ve znění pozdějších předpisů, v souvislosti s vytvářením soustavy NATURA 2000 (tab. 4.9.2.); mezi další legislativu, která se ochrany ichtyofauny a jejího prostředí dotýká, patří zákon o rybářství č. 99/2004Sb. a jeho prováděcí vyhláška č. 197/2004 Sb.; zákon č. 254/2001 o vodách a o změně některých pozdějších zákonů (vodní zákon), nařízení vlády č. 61/2003 o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech; Nařízení vlády č. 71/2003 Sb. o stanovení povrchových vod vhodných pro život a reprodukci původních druhů ryb a dalších vodních živočichů a o zjišťování a hodnocení stavu jakosti těchto vod; vyhláška č. 21/2009 Sb., kterou se mění vyhláška č. 296/2003 Sb., o zdraví zvířat a jeho ochraně, o přemístování a přepravě zvířat a o oprávnění a odborné způsobilosti k výkonu některých odborných veterinárních činnostech, ve znění pozdějších předpisů a mnohé další.

Od roku 1996, kdy Česká republika požádala o členství v Evropské unii, je pro Českou republiku závazné evropské právo, které bylo již v průběhu přístupových jednání (1996–2003) a v následném období inkorporováno do národní legislativy a proces implementace probíhá v podstatě do současnosti. Aktuální národní legislativa tedy ve velké míře vychází z legislativy Evropského společenství a mezinárodních úmluv a dohod, jestliže je Česká republika nebo Evropské společenství jejich signatářem.

Významné mezinárodní úmluvy a dohody

Česká republika je signatářem řady mezinárodních úmluv a dohod. S ohledem na ochranu biodiverzity sladkovodních ryb jsou zásadní především následující úmluvy:

Úmluva o biologické rozmanitosti (Convention on Biological Diversity)

Úmluva o biologické rozmanitosti patří k nejvýznamnějším mezinárodním úmluvám v oblasti životního prostředí a byla přijata na konferenci OSN o životním prostředí a rozvoji 5. června 1992 v brazilském Rio de Janeiru 188 státy. Pro ČR vstoupila v platnost 3. 3. 1994. Hlavními cíli úmluvy jsou ochrana biologické rozmanitosti na všech jejích úrovních (genetické, druhové a ekosystémové), udržitelné využívání jejích složek a přístup ke genetickým zdrojům zahrnující spravedlivé a rovnocenné rozdělování přínosů plynoucích z jejich využívání. Úmluva identifikuje ochranu přírody *in situ* (na místě výskytu) a *ex situ* (zahrnující záchranné opatření mimo areál výskytu). Jak je však zmiňováno Hanelem a Luskem (2005), tato úmluva je garantována v českém právním řádu jen částečně a například doposud není uspokojivě vyřešena problematika genetické diverzity, tedy ochrana na úrovni populací. (Důležité odkazy: oficiální stránky Úmluvy o biologické rozmanitosti – <http://www.biodiv.org>; informační systém Úmluvy o biologické rozmanitosti Evropského společenství – <http://biodiversity-chm.eea.europa.eu>; Strategie ochrany biologické rozmanitosti České republiky – <http://chm.nature.cz/cooperation/fol362718>).

Úmluva o ochraně evropské fauny, flory a přírodních stanovišť – Bernská úmluva (Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats)

Tato úmluva byla sjednána ve švýcarském Bernu 19. září 1979. K úmluvě přistoupila Česká republika s řadou někdy kuriózních výhrad od 27. srpna 1997. Sekretariát Bernské úmluvy sídlí ve Štrasburku, v sídle Rady Evropy. Úmluva má více než 50 smluvních stran z evropského i afrického kontinentu a smluvní stranou je také Evropské společenství. Cílem této úmluvy je chránit planě rostoucí rostliny a volně žijící živočichy a jejich přírodní stanoviště, prosazovat při ochraně spolupráci mezi státy a klást zvláštní důraz na ochranu ohrožených a zranitelných druhů, a to včetně stěhovavých (migrujících) druhů. Součástí úmluvy jsou přílohy týkající se ochrany celoevropsky významných druhů a poddruhů planě rostoucích rostlin (Příloha 1) a volně žijících živočichů (Příloha 2; tab. 4.9.2.). Ty je zakázáno například sbírat, vyrušovat, poškozovat, odchytávat z přírody, držet, obchodovat na vnitřním trhu a záměrně usmrct. Příloha 3 se

týká živočichů, které smluvní strany nemusejí přísně chránit, ale jejichž využívání by mělo probíhat rozumným způsobem tak, aby neohrozilo jejich existenci. Příloha 4 obsahuje seznam zakázaných prostředků lovu či usmrcování živočichů. Tato úmluva má zvláštní kontrolní mechanismus, kdy občan nebo organizace ze státu, který je smluvní stranou Bernské úmluvy, může upozornit Sekretariát (řídící orgán), že podle jejich názoru neplní vláda dané země v určitém konkrétním případě závazky, které na sebe přistoupením k Úmluvě převzala. Stálý výbor tuto stížnost v případě, že je oprávněná, vyslechne a požádá vládu příslušné země o oficiální stanovisko. Jestliže dá za pravdu stěžovateli, navrhne uvedenému státu konkrétní doporučení pro nápravu a vyzve jej, aby je naplnil. Příklad je uzavřen teprve tehdy, pokud stálý výbor uzná, že uvedená smluvní strana jeho doporučení naplnila dostatečným způsobem. (Důležité odkazy: Oficiální stránky Bernské úmluvy http://www.coe.int/t/dg4/cultureheritage/nature/bern/default_en.asp).

Úmluva o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin – CITES (*Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora*)

Je známa také jako Washingtonská úmluva, protože byla sjednána v hlavním městě USA na konferenci 80 zemí dne 3. března 1973. Úmluva CITES vstoupila v platnost 1. července 1975 a dnes je jejím signatářem již více než 175 zemí včetně všech 27 členských států EU. Česká republika se k této smlouvě připojila ještě jako Československo 28. května 1992 jako jedna z posledních Evropských zemí. CITES je v současnosti globální mezinárodní smlouvou pod patronací Programu Organizace spojených národů pro životní prostředí (*United Nations Environment Programme – UNEP*) a je považována za významný nástroj světové strategie ochrany přírody. Jde o vládní smlouvu, která je však silně podporována významnými mezinárodními ochrannými nevládními organizacemi, jako je Světový svaz ochrany přírody (*The World Conservation Union – IUCN*), Světový fond ochrany přírody (*World Wildlife Fund – WWF*) a mnoho dalších. Finančně a politicky má úmluva významnou podporu ze strany Evropské unie, USA a dalších zemí. Hlavním cílem této úmluvy je potřeba chránit biologickou rozmanitost a přispívat k jejímu udržitelnému využívání tím, že se zajistí, aby se žádný druh volně žijících živočichů nebo planě rostoucích rostlin nestal nebo nezůstal předmětem neudržitelného využívání mezinárodním obchodem, a tak přispět k významnému snížení míry ztráty biologické rozmanitosti. Předmětem ochrany CITES je více než 5 000 druhů zvířat a kolem 28 000 taxonů rostlin. Tato úmluva se týká kromě živých také mrtvých exemplářů včetně všech vývojových stádií, částí těla a výrobků z nich. Podle stupně ohrožení své existence v přírodě jsou rozděleny do tří seznamů vyjmenovaných v přílohách I, II a III:

Příloha I. Druhy přímo ohrožené vyhubitím, které jsou nebo by mohly být ohroženy mezinárodním obchodem. Mezinárodní obchod s těmito druhy je zakázán (zákaz dovozu a vývozu) a je povolován jen výjimečně. Celním orgánům musí být předloženo vývozní povolení země vývozu a současně i dovozní povolení země, kam je exemplář dovážen.

(V této příloze je z ryb, které se na našem území vyskytovaly, zařazen jeseter velký, *A. sturio*).

Příloha II. Druhy, jejichž situace v přírodě není kritická, ale které by mohly být ohroženy, pokud by mezinárodní obchod s nimi nebyl regulován v souladu s principy udržitelnosti obnovitelných přírodních zdrojů. Hlavní důraz je kladen na povolení ze země vývozu, které potvrdí, že vývozem nedochází k ohrožení volně žijících populací daného druhu. Vědecké orgány vyhodnocují údaje o rozsahu obchodu podle vydávaných povolení a srovnávají je s údaji o stavu populací zvířat a rostlin v přírodě, pokud by obchod byl příčinou jejich nadměrného poklesu, doporučí omezení obchodu. V tomto seznamu jsou také druhy snadno zaměnitelné za exempláře ohrožených druhů z přílohy I a II, což zjednodušuje práci celních a ostatních kontrolních orgánů. (V této příloze jsou z ryb, které se na našem území vyskytovaly, zařazeny všechny druhy jeseterů, a z recentních druhů úhoř říční, *Anguilla anguilla*).

Příloha III. Tato příloha zahrnuje druhy, které jsou ohroženy mezinárodním obchodem pouze v určitých zemích a jsou chráněny na návrh těchto zemí. Pro exempláře pocházející z těchto zemí je třeba celním orgánům předložit exportní povolení výkonného orgánu vyvážející země. V ostatních případech obchodník předloží potvrzení o původu exemplářů.

(Důležité odkazy: Sekretariát CITES – www.cites.org; CITES v EU – http://ec.europa.eu/environment/cites/home_en.htm Ministerstvo životního prostředí www.mzp.cz/cites; Červená kniha ohrožených druhů – www.redlist.org)

Navazující vybraná legislativa Evropského společenství

Rámcová směrnice o vodách (Water Framework Directive 2000/60/ES)

Tato směrnice Evropského parlamentu vstoupila v platnost dne 23. října 2000 a ustanovuje rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky. Má dva hlavní cíle, a to ochranu a zlepšení ekologického stavu vodních a na vodu vázaných ekosystémů (vyžaduje například obnovení říčního kontinua a tedy přirozeného prostředí ryb) a podporu udržitelného, vyváženého a opodstatněného využívání vodních zdrojů (včetně protipovodňové ochrany atp.). V rámci této legislativy byla realizována řada významných aktivit, jako například plány povodí, monitoring bioindikačních organismů a vývoj a evaluace metod k hodnocení ekologického stavu (v době přípravy této publikace je uvažováno o začlenění dalších indikátorových ukazatelů především nepůvodních druhů), jejichž výsledky musí každý členský stát v pravidelných intervalech předat řídicímu orgánu EU (více v kapitole 3.3.).

(Důležité odkazy: Vodní politika EU – <http://water.europa.eu/policy>; Společná prováděcí strategie – http://ec.europa.eu/environment/water/waterframework/objectives/implementation_en.htm; Evropská agentura pro životní prostředí – www.eea.europa.eu/themes/water; WISE – Evropský informační systém o vodě – <http://water.europa.eu>)

Směrnice o stanovištích (Habitat Directive 92/43/EHC) a Natura 2000

Politika ochrany přírody je v rámci Evropské unie kromě výše zmíněné směrnice o vodách a mezinárodních úmluv dána především dvěma legislativními rámci, a to v Evropě nejstarší společnou legislativou v ochraně přírody a krajiny, Směrnicí o ptácích z roku 1979 (2009/147/EC) a Směrnicí o stanovištích (92/43/EHC), které mají za cíl ochranu stanovišť a druhů vyskytujících se na územích EU. Ve vztahu k rybovitým obratlovcům má majoritní význam Směrnice o stanovištích, která řeší ochranu stanovišť (habitatů) a druhů jiných než ptáků a přitom je lhostejné, zdali jde o sladkovodní, terestrické či mořské ekosystémy. Jedním z požadavků této směrnice byla identifikace „evropsky významných lokalit“, jejich odborné zhodnocení (rozsah antropogenních tlaků) včetně návrhu opatření vedoucích k jejich ochraně a přípravy vhodného managementu, a to v součinnosti se strategií trvale udržitelného rozvoje. Tyto lokality, společně s těmi, které jsou předmětem ochrany dle Směrnice o ptácích, představují základní platformu současného systému Natura 2000 – základního kamene společné evropské ochrany přírody. Identifikace významných lokalit a druhů jednotlivými členskými státy je ve smyslu Směrnice o stanovištích realizována na základě příloh této směrnice, které uvádějí typy stanovišť a druhy evropského významu. Každý členský stát tak musel navrhnout jednotlivé lokality Natura 2000 pro všechny druhy uvedené v příloze II a IV s tím, že příloha IV identifikuje druhy vyžadující striktní ochranu. Z pohledu sladkovodních ryb je v příloze II a IV v současnosti evidováno 202 druhů (Freyhof a Brooks, 2011), z nichž pro 16 byly navrženy lokality Natura 2000 na území České republiky (AOPK ČR, Hanel a Lusk, 2005). Vymezení území naturových druhů v rámci systému Natura 2000 má za jednoznačný cíl zachování či zlepšení přirozeného prostředí (stanovišť), a tedy ochranu cílových druhů. Jednotlivá území Natura 2000 by tak měla zahrnovat lokality, které jsou zvláště zranitelné s ohledem na výskyt ohrožených druhů, lokality, které obývají druhy s endemickým nebo omezeným areálem výskytu nebo lokality, které představují

významné reprodukční stanoviště. V případě ČR byly tyto lokality ve většině případů vymezeny jako samostatné vodní biotopy s výskytem populací „naturových“ druhů ryb a mihulí a vlastní proces jejich výběru uvádí řada publikací (např. Lusk a kol., 2002; Dušek a kol. 2004).

(Důležité odkazy:

Natura 2000 EU – http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index_en.htm; Ministerstvo životního prostředí ČR – http://www.mzp.cz/cz/natura_2000; Agentura ochrany přírody a krajiny – <http://www.nature.cz/natura2000-design3/hp.php>; Česká inspekce životního prostředí – <http://www.cizp.cz/>; Státní fond životního prostředí České republiky – <http://www.sfpz.cz>).

Nařízení Rady č. 708/2007 o používání cizích a místně se nevyskytujících druhů v akvakultuře (Council regulation No 708/2007 concerning the use of alien and locally absent species in aquaculture) včetně nařízení č. 304/2011, kterým se mění Nařízení Rady č. 708/2007

Tato směrnice identifikuje invazivní cizí druhy jako jeden z hlavních antropogenních tlaků, vedoucích k poškození biologické rozmanitosti, v součinnosti s Úmluvou o biologické rozmanitosti, již je Společenství smluvní stranou. Každá smluvní strana, pokud je to možné a vhodné, zabraňuje zavádění cizích druhů, které ohrožují ekosystémy, přírodní stanoviště nebo druhy, a takové cizí druhy kontroluje nebo hubí. Cílem tohoto nařízení je tedy v rámci Evropského společenství optimalizovat užitek spojený s vysazováním a přemísťováním nepůvodních druhů v akvakultuře, ale zároveň minimalizovat respektive zabránit změnám ekosystémů, předejít negativním biologickým interakcím s původními populacemi, včetně genetických změn, a omezit šíření necílových druhů (úniky z akvakultury) a škodlivé účinky na přírodní stanoviště. Směrnice z pohledu potenciálních rizik úniku nepůvodních druhů z akvakultury striktně rozlišuje uzavřenou a otevřenou akvakulturu (nařízení EU č. 304/2011, kterým se mění nařízení Rady č. 708/2007), podrobně uvádí metodické postupy monitoringu a hodnocení rizikovosti introdukcí (tzv. screening a risk assessment) na jehož základě upravuje povolení introdukcí (nebo zakazuje) nepůvodních organismů pro účely akvakultury. Tato směrnice se vztahuje na všechny chované cizí a místně se nevyskytující (nepůvodní) vodní organismy s výjimkou druhů zařazených v příloze IV. Tato směrnice je strategickou legislativou v otázce kontroly nejvýznamnějšího introdukčního vektoru nepůvodních druhů ve vodních ekosystémech – akvakultury (Musil a kol., 2010), ale doposud nebyla inkorporována do národní legislativy.

(Důležité odkazy: Legislativa v EU – http://europa.eu/legislation_summaries/environment/nature_and_biodiversity/l28179_en.htm)

Nařízení Rady (ES) č. 1100/2007, kterým se stanoví opatření pro obnovu populace úhoře říčního (Council regulation No 1100/2007 establishing measures for the recovery of the stock of European eel)

V posledním desetiletí byl pozorován jako výsledek řady antropogenních tlaků a jejich dopadů (turbinová mortalita, obchod s monté za účelem intenzivní akvakultury, introdukce a plošné rozšíření nepůvodní parazitické hlístice krevnatky úhoří, *Anguillicola crassus*, lov, klimatická změna a s ní související fluktuace Golského proudu, predáčn tlak kormorána velkého, *Phalacrocorax carbo* aj.), výrazný populační pokles úhoře říčního *Anguilla anguilla*, a to až na kritickou úroveň představující méně než 1 % jeho historické početnosti (ICES, 2004). Tyto skutečnosti vedly Evropské společenství k adopci opatření (podrobně je tato problematika diskutována níže), která mají za cíl zastavit pokles a obnovit populaci úhoře říčního. Cílem tohoto nařízení je garance, prostřednictvím tzv. plánů managementu, kde každý členský stát navrhnul opatření vedoucí ke splnění cíle této směrnice na úrovni mezinárodních povodí nebo v rámci svého území (ČR), že bude umožněna katadromní (poproudová) reprodukční migrace mimo území každého členského státu Společenství pro minimálně 40 % populace úhoře říčního vzhledem k jeho historické početnosti na daném území před negativním ovlivněním člověkem. Součástí každého plánu managementu, který musí být řídicím orgánem EU schválen, je kromě návrhu a predikce

účinnosti jednotlivých opatření rovněž časový harmonogram, do kdy bude tento cíl splněn. Plán managementu České republiky je řízen Ministerstvem zemědělství a byl zpracován Musilem a kol. (2008b). V součinnosti s Nařízením Rady byla vymezena oblast managementu úhoře na základě přítomnosti velkých vodních děl, která pro úhoře představují neprůchodné migrační bariéry a mají významný negativní vliv v důsledku vysoké turbínové mortality. Tento plán obsahuje rovněž další nápravná opatření, jako je snížení turbínové mortality vodních elektráren, řízené nasazování do nejméně rizikových povodí a hlavních migračních koridorů (nasazování realizuje Český rybářský svaz). Důležitým kontrolním mechanismem je vlastní monitoring úspěšnosti migrace (Musil a kol., 2008b), který bude vyhodnocovat efektivitu jednotlivých opatření včetně jejich modifikace za účelem splnění cíle Nařízení Rady. Realizace prvního monitoringu s použitím biotelemetrických metod probíhá právě v době přípravy této publikace v rámci projektu MZE ČR (Musil, os. sděl., 2012). Významnost tohoto nařízení je kromě vlastní ochrany tohoto druhu také v zajištění alokace monté pro účely zarybňování volných vod EU, které je na státní úrovni, a pokud je nasazování v součinnosti s plánem managementu, finančně podporováno prostřednictvím Operačních programů.

(Důležité odkazy: Legislativa v EU – <http://eur-lex.europa.eu/cs/index.htm>; Ministerstvo zemědělství – www.mze.cz; Český rybářský svaz – www.rybsvaz.cz/)

4.9.5. Významné diadromní druhy s mezinárodním záchranným programem

V současnosti v České republice oficiálně neexistuje rybí druh, pro který by byl zpracován záchranný program (Hanel a Lusk, 2005; AOPK ČR) s výjimkou úhoře říčního, který je předmětem Plánu managementu ČR v součinnosti s Nařízením Rady č. 1100/2007. Dalším druhem, který je předmětem mezinárodních záchranných programů a vyskytuje se na našem území, je losos obecný (*Salmo salar*).

Úhoř říční (*Anguilla anguilla*)

Úhoř říční (obr. 4.9.10.) se vyskytuje na Atlantském pobřeží Evropského kontinentu jižně až po Kanárské ostrovy, vyskytuje se v úmoří Středozemního, Severního a Baltského moře, velmi zřídka také v úmoří Bílého a Barentsova moře. Malé množství monté migruje rovněž do Černého moře. Jde o druh, který je díky své atraktivitě intenzivně vysazován ve volných vodách (rekreační rybářství). Část populace zůstává trvale v mořském prostředí. V posledním desetiletí byl pozorován výrazný populační pokles až na kritickou úroveň představující méně než 1 % jeho historické početnosti (ICES, 2004). Jde o významný hospodářský druh a odlovené monté z brakických vod je introdukováno na řadu kontinentů za účelem akvakultury (nejvíce do Asie), protože doposud nebyla zvládnuta technologie výtěru s následným odchovem životaschopného potomstva. V České republice se díky dlouholetému vysazování monté Českým a Moravským rybářským svazem (a v minulosti rovněž sektorem akvakultury) vyskytuje úhoř ve všech hlavních povodích. V povodí Dunaje je však druhem nepůvodním (Kottelat a Freyhof, 2007).

Úhoř říční je katadromní druh, který po několika letech růstové periody v sladkovodním prostředí (výhradně samičí pohlaví, protože samci zůstávají trvale v moři nebo brakických vodách) jako tzv. „žlutí úhoři“ (yellow eel), dosáhne pohlavní dospělosti a to obvykle ve velikosti od 60 do 110 cm a ve věku od 10–13 let (Tesch, 2003). Dosáhnutí pohlavní dospělosti je doprovázeno metamorfózou do stadia tzv. „stříbrných úhořů“ (silver eel), která je doprovázena řadou morfologických a fyziologických změn. Adultní jedinci realizují katadromní reprodukční migraci do oblasti výtěru v Sargasovém moři, která však stále není přesně lokalizována (v současnosti tuto otázku a oceánskou migraci úhoře obecně řeší mezinárodní tým v rámci projektu Alliad). Časový průběh katadromní (poproudové) migrace se u jednotlivých pohlaví pravděpodobně liší a v sladkovodním prostředí (samice) je odlišný v různých geografických šířkách (Tesch, 2003). Tato migrace je typicky synchronní pro velký počet jedinců a v případě střední

Evropy je charakteristická dvěma migračními vrcholy v období březen – květen a srpen – říjen, ale je výrazně řízena teplotou vody se silnějším podzimním tahem (Tesch, 2003, MO ČRS Tábor, nepubl. data). V tomto období v některých zemích stále ještě je (například v Holandsku nebo Německu) a na našem území historicky byl (provoz posledního úhořího lapadla na řece Lužnici byl ukončen v roce 2009, MO ČRS Tábor, osob. sděl., 2008) úhoř často loven metodami hromadného lovu s pomocí vězenců, úhořích lapadel (tzv. slupů) nebo vrší. Katadromní migrace v sladkovodním prostředí je považována za nejkritičtější periodu, kdy dochází k enormní mortalitě mechanickým zraňováním v důsledku provozu turbín vodních elektráren. Výsledná mortalita (přímá i následná v důsledku vnitřních zranění) je značně závislá na typu turbíny, jejímu sklonu a počtu otáček, její velikosti a hltnosti. Obecně se uvádí v širokém rozmezí od 15 do 100%. Reprodukční migrace úhoře je ovlivněna především teplotou vody, průtokem, turbiditou, světelnou intenzitou, lunárním cyklem a barometrickým tlakem (Matthews a kol., 2001; Tesch, 2003). Migrace neprobíhá nikdy ve dne a je nejintenzivnější za tmavých nocí v první nebo poslední fázi měsíce s největší aktivitou při soumraku a uprostřed noci (Deelder, 1984). Úhoř je znám jako citlivý k signalizaci změn barometrického tlaku, signalizaci seismické aktivity a využíváním magnetismu k navigaci (Durif a kol., 2011). Podobně je pozitivně i negativně vnímavý k zvukům různé frekvence (Patrick a kol., 1982).



Obr. 4.9.10. Úhoř říční (*Anguilla anguilla*) je svým životním cyklem vázán na sladkovodní i mořské prostředí. Při katadromní reprodukční migraci do moře je úhoř ohrožen především provozem vodních elektráren spojeným s mechanickým zraňováním a vysokou mortalitou. V současnosti je evidován pokles populačního stavu úhoře až na kritickou úroveň 1 % historického stavu, částečně také jako následek invaze nepůvodního parazita, hlístice krevnatky úhoří (*Anguillicola crassus*), nadměrného lovu a dalších antropogenních tlaků (řeka Labe, foto: J. Musil).

Úhoří monté jsou transparentní larvy, které připlouvají k pobřeží a vstupují do brakických vod v závislosti na geografické poloze. V případě Irsko a jihu Anglie je to obvykle od října do prosince a monté zde začíná aktivně migrovat až v průběhu jara (Matthews a kol., 2001). Jarnímu období rovněž odpovídá doba největšího lovu monté například na řekách Ern Shannon a Severn (Solomon a Beach, 2004). Někteří jedinci v brakickém prostředí zůstávají i po několik let či po celou sladkovodní fázi životního cyklu. Většina jich však migruje proti proudu řek především v teplých měsících a tato migrace může být rovněž přerušovaná a trvat i po řadu let. Na identických lokalitách tak byla zaznamenána migrace juvenilních jedinců různého stáří a velikosti (Naismith a Knights, 1988). Nejvýznamnějším faktorem ovlivňujícím anadromní migraci monté je teplota vody s optimem od 9 do 16 °C (Matthews a kol., 2001; Tesch, 2003). Průtok není významným faktorem v případě monté a 1+ juvenilů, a naopak v případě starších jedinců působí zvýšený průtok jako významný stimulátor migrace a atraktant. Mezi další faktory ovlivňující anadromní migraci patří příliv a pravděpodobně také lunární cyklus, ačkoliv není tak markantní jako v případě katadromně migrujících dospělých úhořů. Podobná situace je v diurnální migrační aktivitě, kdy monté nevykazuje významné preference ve srovnání s výraznou noční aktivitou 1+ a starších úhořů (Tesch, 2003). Vzdálenost protiproudé migrace je v prvním roce života významně ovlivněna relativně krátkým vhodným obdobím, malou velikostí jedince a s tím spojenou malou pohybovou rychlostí a obvykle nepřekračuje několik málo kilometrů. Naproti tomu jsou dokladované vzdálenosti protiproudé migrace z nížinných, málo nebo vůbec fragmentovaných toků, kde monté migrovalo přes 200 km od přílivové zóny. V přirozených podmínkách je patrný početně-věkový vztah, kde se vzrůstající vzdáleností od moře klesá početnost a zvyšuje se věk jedinců úhoře. Názory na maximální vzdálenost protiproudé migrace úhoře však nejsou jednotné a obvykle jsou udávány vzdálenosti nepřekračující 250–300 km. Vzdálenost historické migrace na území České republiky tak patří k nejdělsím známým (Musil a kol., 2009).

V návaznosti na rapidní populační pokles úhoře říčního byl úhoř zařazen do Červeného seznamu IUCN mezi kriticky ohrožené druhy. Současně byl tento druh v souvislosti s vývozem monté za účelem akvakultury v červnu roku 2007 zařazen do přílohy II CITES. Nejvýznamnějším krokem k jeho ochraně však bylo Nařízení rady Evropského společenství č. 1100/2007, kterým se stanoví opatření pro obnovu populace úhoře říčního, které má charakter evropského záchranného programu. Toto nařízení alokuje část odloveného monté pro účely zarybňování volných vod, a to v návaznosti na plány managementu úhoře členských států, které konkrétně identifikují jednotlivé faktory mortality úhoře a zavazují členský stát k realizaci účinných nápravných opatření (viz výše). Otázka obnovení obousměrných migrací je v obecné rovině řešena související legislativou (Rámcová směrnice o vodách, Koncepce zprůchodnění říční sítě ČR atd.). Úhoř říční však vykazuje výraznou migrační specifitu a obnova jeho migrací v podélném profilu vyžaduje velmi individuální přístup (tato problematika a různá technická řešení je podrobně uvedena v připravované publikaci Slavík a kol., v tisku), který prozatím v podmínkách České republiky chybí.

Losos obecný (*Salmo salar*)

Losos obecný (*Salmo salar*) se vyskytuje prakticky na celém Atlantském pobřeží Evropského kontinentu, v úmoří Severního, Baltského, Bílého a Barentsova moře, na Islandu, ve Velké Británii a Skandinávii. Izolované populace jsou známé z Finska, Švédska, Ruska i Norska. Jako významný hospodářský druh byl introdukovan prakticky na všechny kontinenty. Velké populace se vyskytují například na Novém Zélandu, v Chile a Argentině (Kottelat a Freyhof, 2007). V České republice jak dokladují bohaté historické prameny, se tento dříve běžný a významný hospodářský druh vyskytoval v řadě toků povodí Labe a je znám rovněž z povodí Odry (Frič, 1893). Ve Vltavě migrovali lososi až do Teplé a Studené Vltavy, v řece Otavě migrovali do pramenných částí řeky Vydry, Křemelné a Losenice. Významnými trdlišti byly rovněž řeky Ohře, Kamenice, Ploučnice a Tichá a Divoká Orlice, ostatní přítoky lososi obvykle nevyhledávali

(Ulrych, 2007). Výstavba jezů v Čechách je známa již z 13. století a přesto, že v této době nebyly jezy pro lososy zcela neprůchodné překážky, tyto stavby byly využívány k instalaci velice účinných odlovných zařízení tzv. lososnic, kterých bylo jenom v 18. století v migračních koridorech lososů v Čechách známo více než 20 (Andreska, 2010a) Postupně populace lososa klesaly a v 70 letech 19. století byl již losos v Čechách vzácností (Ulrych, 2007). V této době se o záchranu lososa pokusil prof. Antonín Frič, realizací prvního umělého výtěru a založením 30 lososích líhní (Frič, 1893). S narůstající fragmentací a regulací toků pro vodní dopravu, pokračujícím lovem a vzrůstajícím znečištěním však ani tato aktivita nedokázala zastavit klesající populační trend. Výstavbou Střekovského zdymadla (1923–35) byla pak migrace lososa a obecně všech diadromních druhů ryb a mihulí do Čech definitivně ukončena. Poslední losos v Čechách byl uloven v roce 1948 u Lovosic (Ulrych, 2007; Andreska 2010a,b). Podobně jako v Čechách byl losos v polovině 20. století vyhuben také v Německé části Labe (Monnerjahn, 2011) a původní populace labského lososa navždy zanikla.

Losos obecný je anadromní druh, s životním cyklem vázaným na sladkovodní (juvenilní perioda) a mořské prostředí (adultní perioda). Podobně jako v případě pstruha mořského, *Salmo trutta* m. *trutta*, jde o druh s řadou fenotypových forem zahrnujících rovněž residentní, nemigrující populace (Fleming, 1996; Klemetsen a kol., 2003). V případě typických migrujících populací, začíná hlavní reprodukční anadromní migrace obvykle v létě. Tato migrace má typický sezónní charakter a může trvat od několika dní po mnoho měsíců (Klemetsen a kol., 2003). Časový průběh migrace je odlišný pro jednotlivá pohlaví a velikostní spektrum migrantů a je závislý především na průtoku a teplotě vody. Velcí jedinci samičího pohlaví (jikernačky) migrují obvykle jako první a jsou následováni velkými samci (mlíčáci). Velikostně malí a mladí jedinci migrují jako poslední. Anadromní migrace lososů se může skládat z několika fází, které se významně liší mírou pohybové aktivity. Ačkoliv je migrace energeticky velmi náročná, losos obecný stejně jako pstruh mořský v průběhu migrace neprijímá potravu (Klemetsen a kol., 2003). Po výtěru v podzimním období, migrují přeživší jedinci (označují se termínem „kelts“) nazpět a po několika letech se může celý cyklus opakovat (losos obecný stejně jako pstruh mořský patří mezi polycyklické druhy s opakovaným výtěrem). Po vykulení stráví juvenilní jedinci rok i několik let v sladkovodním prostředí (Klemetsen a kol., 2003). Tito jedinci se označují termínem strdlíce. Po tzv. smoltifikaci se strdlíce shlukují do hejn a zahajují synchronní katadromní potravní migraci do moře (Eriksson a Lundqvist, 1982). Tato migrace začíná obvykle na jaře s pokračováním až do začátku léta a je závislá na mnoha externích podmínkách (Lundqvist a kol., 1988). Po jednom až několika letech v závislosti na podmínkách prostředí a populačních charakteristikách, dosahují mladí lososi pohlavní dospělosti a migrují zpět do místa narození k reprodukci (Klemetsen a kol., 2003).

Původní populace labského lososa byla v polovině 20. století vyhubena. První snahy o reintrodukci lososa do povodí Labe začaly v Německu již v roce 1976 v Dolním Sasku (dolní Labe). V roce 1980 byl vysazen první plůdek a strdlíce dovezené ze Švédské řeky Lagan rovněž do povodí řeky Stör (Šlesvicko-Holštýnsko). Introdukce lososa původem z několika oblastí (Švédsko, Norsko, Dánsko, Irsko, dnes jsou využívány populace švédské a dánské) jsou realizovány od roku 1983 rovněž v dalších povodích dolního (Dolního Sasko, Hamburk, Šlesvicko-Holštýnsko) a středního Labe (Sasko-Anhaltsko, Braniborsko; Monnerjahn, 2011). Plánu managementu lososa se však několik států dolního Labe účastní nepřímo například zpřístupňováním migračních koridorů a revitalizačních programů, protože v současnosti jsou tato povodí v důsledku významných ekosystémových změn (přehrad) jako reprodukční stanoviště lososa nevhodná. V středním Polabí se reintrodukční program Sasko a Anhaltska netýká výhradně lososa, ale také pstruha mořského a jesetera velkého a je koordinován Institutem sladkovodního rybářství Postdam-Sacrow v Brandenburku (Monnerjahn, 2011).

V roce 1994 byl v Sasku přijat Plán managementu lososa a byl zahájen rozsáhlý reintrodukční program Elbelachs 2000 také v horním Labi s cílem obnovy samostatně se rozmnožující populace. K tomuto programu, který je pro německou část Labe financovaný z části Saskem, evropským projektem

INTERREG a spoluúčastí saských rybářských svazů, se v roce 1998 připojil také Český rybářský svaz – Severočeský územní svaz a od roku 2000 také Správa národního parku České Švýcarsko (aktivita známá jako Losos 2000). Tento reintrodukční program je na České straně spolufinancován AOPK ČR s finanční spoluúčastí ČRS a veřejnosti. Od roku 1995 tak byla zahájena reintrodukce lososa v německé části horního Labe do vybraných povodí Saska (Monnerjahn, 2011) a od roku 1998 rovněž na naše území, v současnosti do řeky Kamenice a jejího přítoku Chříbské Kamenice, Ještědského potoka na řece Ploučnici a horní části Libočanského potoka pod Doupovem na Ohři (Kava, 2007). Celkem bylo v období 1998 až 2011 na tyto lokality vysazeno 2 910 000 ks lososa v kategorii rozplavaného plůdku a 53 000 ks plůdku ve velikosti 8-10 cm. Tato násada pochází z inkubace jiker v líhních SRN, v Děčíně nebo Jablonci nad Nisou (Kava, 2007) a v posledních letech rovněž z umělého výtěru odlovených generačních ryb na našem území. Ve shodě s reintrodukčním programem horního Labe jsou všichni lososi původem ze Švédské populace Lagan. Výsledkem reintrodukčního programu je od roku 2002 (existuje informace o úlovku lososa již v r. 2001) pozorovaný opětovný návrat prvních adultních jedinců (4 ks) do řeky Kamenice. V období 2002 až 2011 bylo na základě náhodných úlovků, cílených odlovů elektrickým agregátem a pozorování, evidováno kolem 100–150 ks dospělých ryb. Přestože je tento odhad komplikovaný věrohodností údajů, jen v řece Kamenici byli v roce 2002 dokladováni 4 ks, v roce 2008 8 ks a v roce 2011 již 12 ks adultních exemplářů lososa. Až na jedinou výjimku (úlovek z řeky Ohře v roce 2004), byli všichni adultní lososi registrováni výhradně v nefragmentovaném úseku Labe pod Střekovem (Kava, osob. sděl., 2012; obr. 4.9.11.).



Obr. 4.9.11. Úlovek samice (jikernačky) lososa obecného (*Salmo salar*) celková délka = 104 cm, nevážená) z nefragmentovaného úseku Labe v Hřensku (revír Labe 1) – prvotní výsledky repatriace lososa v Čechách?
(lovec L. Mervínský; foto: archiv T. Kava).

Ze srovnání reintrodukčních programů lososa mezi Německem a Českou republikou je zřejmé, že v případě Německa jde o významný záchranný program. Losos byl v Německu úmyslně vybrán jako tzv. vlajkový druh, protože je druhem dostatečně atraktivním a známým široké veřejnosti, jde o výborný druh indikující kvalitu životního prostředí (migrační průchodnost, kvalitu vody a substrátu) a je tedy vhodným indikátorem ekologického stavu toků včetně účinnosti revitalizačních opatření. Reintrodukční program lososa je proto realizován napříč povodím Labe v součinnosti s Rámcovou směrnicí o vodách s dalším cílem než je samotná reintrodukce lososa, zlepšení ekologického stavu říční sítě a reintrodukce ostatních v minulosti vymizelých druhů. Reintrodukce lososa je zde proto významně legislativně podpořena (Plán managementu lososa), odborně koordinována výzkumnými institucemi a její financování garantuje udržitelnost projektu. Právě udržitelnost je v případě reintrodukce lososa pravděpodobně klíčovým faktorem, protože ani v Německu se prozatím nepodařilo úspěšně obnovit samostatně udržitelnou populaci lososa ani v povodí Labe ani v povodí Rýna (Monnerjahn, 2011). Naopak, v České republice je prozatím reintrodukční program realizován jako ochranná aktivita Českým rybářským svazem se spoluúčastí AOPK ČR. Přestože úloha lososa jako vlajkového druhu je i zde obecně chápána (Andreska, 2010b), reintrodukce lososa v Čechách je prozatím jen částečně podpořena legislativně zařazením lososa na národní Červený seznam jako kriticky ohrožený druh (Hanel a Lusk, 2005) a do vyhlášky 166/2005 Sb. mezi naturové druhy (přesto, že nejde o původní a samostatně se rozmnožující populace). Ačkoliv již některé pozitivní náznaky existují (Konceptce zprůchodnění říční sítě ČR), přímá návaznost na Rámcovou směrnicí o vodách a s ní spojené zprůchodnění říční sítě ČR včetně nutných revitalizací říčního prostředí, záchranný program (zahrnující odborný monitoring a evaluaci kompenzačních opatření) a finanční udržitelnost prozatím reintrodukcí lososa v Čechách chybí. Navzdory realitě, že mnoho toků, které představovaly historicky významná trdliště labského lososa je velmi pravděpodobně pro reintrodukcí navždy ztraceno (nevratné ekosystémové změny spojené s výstavbou vodních děl), splnění výše uvedených podmínek je alespoň určitou nadějí, že by se k nám losos obecný mohl v budoucnu opět vrátit.

LITERATURA

- Adámek, Z., Kouřil, J. 1996. Nepůvodní druhy ryb posledních let v České republice z hlediska původní ichtyofauny. Biodiverzita ichtyofauny ČR 1: 34–41.
- Andreska, J., 2010a. Losos labský v historických záznamech a v současnosti I. Živa 4: 178–182.
- Andreska, J., 2010b. Losos labský v historických záznamech a v současnosti II. Živa 6: 276–279.
- Béguier, M., Beaulaton, L., Rochard, E., 2007. Distribution and richness of diadromous fish assemblages in Western Europe: large-scale explanatory factors. Ecology of Freshwater fish 16: 221–237.
- Billard, R., Lecointre, G., 2001. Biology and conservation of sturgeon and paddlefish. Reviews in Fish Biology and Fisheries 10: 355–392.
- Birklen, P., Dobrovský, P., Slavíková, A., Horecký, J., Musil, J., Marek, P., 2009. Řešení migrační prostupnosti říční sítě v ČR. Ochrana přírody 5: 10–12.
- Cambrey, J.A., 2003. Impact on indigenous species biodiversity caused by the globalisation of alien recreational freshwater fisheries. Hydrobiologia 500: 217–230.
- Cowx, I.G., Arlinghaus, R., Cook, S.J., 2010. Harmonizing recreational fisheries and conservation objectives for aquatic biodiversity in inland waters. Journal of Fish Biology 76: 2194–2215.
- Cox, N.A., Temple, H.J., 2009. European Red List of Reptiles. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 44 pp.
- Cuttelod, A., Seddon, M., Neubert, E., 2011. European Red List of Non-marine Molluscs. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 110 pp.
- Deelder, C.L., 1984. Synopsis of biological data on the eel. FAO Fisheries synopsis 80, 79 pp.
- Didham, R.K., Fylianakis, J.M., Gemmel, N.J., Rand, T.A., Ewers, R.M., 2007. Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. Trends in Ecology and Evolution 22: 489–496.
- Durif, C., Gjosaeter, J., Vollestad, L.A., 2011. Influence of oceanic factors on *Anguilla anguilla* (L.) over the twentieth century in coastal habitats of the Skagerrak, southern Norway. Proceedings of the Royal Society B: 1–10.
- Dušek, J., Dušek, M., Lusk, S., 2004. Návrh pSCI území pro ryby a mihulovce v rámci soustavy chráněných území Natura 2000 v České republice. Biodiverzita ichtyofauny ČR 5: 5–18.
- Eriksson, L.O., Lundqvist, H., 1982. Circannual rhythms and photoperiod regulation of growth and smolting in Baltic salmon (*Salmo salar* L.). Aquaculture 28: 113–121.
- Fleming, I.A., 1996. Reproductive strategies of Atlantic salmon: ecology and evolution. Reviews in Fish Biology and Fisheries 6: 379–416.
- Freyhof, J., Brooks, E., 2011. European Red List of Freshwater Fishes. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 62 pp.
- Frič, A., 1893. Losos labský. Biologická a anatomická studie. Praha, 103 pp.
- Froufe, E., Magyary, I., Lehoczky, I., Weiss, S., 2002. Mt-DNA sequence data supports an Asian ancestry and single introduction of the common carp into the Danube Basin. Journal of Fish Biology 31: 301–304.
- García-Berthou, E., 2007. The characteristics of invasive fishes: what has been learned so far? Journal of Fish Biology 71 (Suppl D): 33–55.
- García-Berthou, E., Alcaraz, C., Pou-Rovira, Q., Zamora, L., Coenders, G., Feo, C., 2005. Introduction pathways and establishment rates of invasive aquatic species in Europe. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 62: 453–463.
- Gozlan, R.E., Britton, J.R., Cowx, I., Copp, G.H., 2010a. Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. Journal of Fish Biology 76: 751–786.

- Gozlan, R.E., Andreou, D., Asaeda, T., Beyer, K., Bouhadad, R., Burnard, D., Caiola, N., Cakic, P., Djikanovic, V., Esmaili, H.R., Falka, I., Golicher, D., Harka, A., Jeney, G., Kováč, V., Musil, J., Nocita, A., Povz, M., Virbickas, T., Wolter, Ch., Tarkan, A.S., Tricarico, E., Trichkova, T., Verreycken, H., Witkowski, A., Chun-guang Zhang, Zweimueller, I., Britton, J.R., 2010b. Pan-continental invasion of *Pseudorasbora parva*: towards a better understanding of freshwater fish invasions. *Fish and Fisheries* 11: 315–340.
- Hanel, L., Lusk, S., 2005. Ryby a mihule České republiky: Rozšíření a ochrana. Český svaz ochránců přírody, Vlašim, 448 pp.
- ICES, 2004. Report of the ICES/EIFAC Working Group on Eels. International Council for the Exploration of the Sea, Galway, Ireland, 38 pp.
- IUCN, 2001. IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland.
- IUCN, 2003. Guidelines for application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels: Version 3.0. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland.
- Jeschke, J.M., Strayer, D.L., 2006. Determinants of vertebrate invasion success in Europe and North America. *Global Change Biology* 12: 1608–1619.
- Kava, T., 2007. Průběh repatriace lososa obecného v ČR a perspektivy jejího dalšího postupu. In: Kava, T. (Ed.), Sborník referátů semináře LOSOS 2007, Český rybářský svaz, Severočeský územní svaz Ústí nad Labem, 8–19.
- Klemetsen, A., Amundsen, P.A., Dempson, J.B., Jonsson B., Jonsson, N., O'Connell, M.F., Mortensen, E., 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish* 12: 1–59.
- Kornis, M.S., Mercado-Silva, N., Vander Zanden, M.J., 2012. Twenty years of invasion: a review of round goby *Neogobius melanostomus* biology, spread and ecological implications. *Journal of Fish Biology* 80: 235–285.
- Kottelat, M., Freyhof, J., 2007. Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, 646 pp.
- Leprieur, F., Hickey, M.A., Arbuckle, C.J., Closs, G.P., Brosse, S., Townsend, C.R., 2006. Hydrological disturbance benefits a native fish at the expense of an exotic fish. *Journal of Applied Ecology* 43 (5): 930–939.
- Lockwood, J.E., Hoopes, M.F., Marchetti, M.P., 2009. *Invasion Ecology*. Blackwell Publishing Ltd., USA, 299 pp.
- Lucas, M.C., Baras, E., 2001. *Migration of Freshwater Fishes*. Blackwell Science Ltd., Oxford, UK, 420 pp.
- Lundqvist, H., Clarke, W.C., Johansson, H., 1988. The influences of precocious sexual maturation on survival to adulthood of river stocked Baltic salmon, *Salmo salar*, smolts. *Holarctic Ecology* 11: 60–69.
- Lusk, S., Lusková, V., Dušek, M., 2002. Ichtyologická území v soustavě Natura 2000 v povodí řeky Moravy. *Biodiversita ichtyofauny ČR* 4: 45–48.
- Lusk, S., Hanel, L., Lusková, V., 2004. Red List of the ichthyofauna of the Czech Republic: Development and present status. *Folia Zoologica* 53 (2): 215–226.
- Lusk, S., Lusková, V., Hanel, L., 2010. Alien fish species in the Czech Republic and their impact on the native fish fauna. *Folia Zoologica* 59 (1): 57–72.
- Lusk, S., Lusková, V., Hanel, L., Lojkásek, B., Hartvich, P., 2011. Červený seznam mihulí a ryb České republiky – verze 2010. *Biodiverzita ichtyofauny ČR* 8: 68–78.
- Magguran, A.E., McGill, B.J., 2011. *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford University Press, UK, 345 pp.

- Matthews, M., Evans, D., Rosellm R., Moriarty, C., Marsh, I., 2001. Erne eel enhancement programme. Northern Regional fisheries Board, Ballyshannon, UK, 348 pp.
- Mendel, J., Lusk, S., Lusková, V., Koščo, J., Vetešník, L., Halačka, K., 2008. Nejnovější poznatky o druhové pestrosti hrouzka rodu *Gobio* a *Romanogobio* na území ČR a SR. In: Kopp, R. (Ed.), XI. Česká ichtyologická konference, Brno, 166–173.
- Mittermeier, R.A., Robles Gil, P., Hoffmann, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C.G., Lamoreux, J., Fonseca, G.A.B., 2004. Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. CEMEX, Conservation International and Agrupacion Sierra Madre, Mexico City, 392 pp.
- Monnerjahn, U., 2011. Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) re-introduction in Germany: a status report on national programmes and activities. Journal of Applied Ichthyology 27 (Suppl. 3): 33–40.
- Muhlfeld, C.C., Kalinowski, S.T., McMahon, T.E., Taper, M.L., Painter, S., Leary, R.F., Allendorf, F.W., 2009. Hybridization rapidly reduces fitness of a native trout in the wild. Biology Letters 5: 328–331.
- Musil, J., Adámek, Z., Baranyi, Ch., 2007. Seasonal dynamics of fish assemblage in a pond canal. Aquaculture International 15: 217–226.
- Musil, J., Drozd, B., Bláha, M., Gallardo, J.M., Randák, T., 2008a. First records of the black bullhead, *Ameiurus melas* (Rafinesque, 1820) in the Czech Republic. Cybium 32 (4): 352–354.
- Musil, J., Slavík, O., Horký, P., 2008b. Plán managementu úhoře v České republice. Ministerstvo zemědělství České republiky, 44 s.
- Musil, J., Slavík, O., Horký, P., Zbořil, A., 2009. Zpracování koncepčního přístupu k zvyšování průchodnosti řek včetně zanesení do systému GIS: Analýza současného omezení migračních požadavků ichtyofauny ČR. Zpráva MŽP ČR, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, v.v.i., Praha, 36 s.
- Musil, J., Jurajda, P., Adámek, Z., Horký, P., Slavík, O., 2010. Non-native fish introductions in the Czech Republic – species inventory, facts and future perspectives. Journal of Applied Ichthyology 26 (Suppl. 2): 38–45.
- Musil, J., Horký, P., Slavík, O., Zbořil, A., Horká, P., 2012. The response of young of the year fish to river obstacles: Functional and numerical linkages between dams, weirs, fish habitat guilds and biotic integrity across large spatial scale. Ecological Indicators 23: 634–640.
- MŽP ČR, 2010. Koncepce zprůchodnění říční sítě České republiky. Ministerstvo životního prostředí České republiky, 14 pp.
- Naismith, I.A., Knights, B., 1988. Migrations of elvers and juvenile eels, *Anguilla anguilla* L., in the River Thames. Journal of Fish Biology 33: 161–175.
- Patrick, P.H., Sheehan, R.W., Sim, B., 1982. Effectiveness of a strobe light eel exclusion scheme. Hydrobiologia 94: 269–277.
- Pikitch, E.K., Doukakis, P., Lauck, L., Chakrabarty, P., Erickson, D.L., 2005. Status, trends and management of sturgeon and paddlefish. Fish and Fisheries 6: 233–265.
- Poff, L.N., Richter, B.D., Arthington, A.H., Bunn, S.E., Naiman, R.J., Kendy, E., Acreman, M., Apse, C., Bledsoe, B.P., Freeman, M.C., Henriksen, J., Jacobson, R.B., Kennen, J.G., Merritt, D.M., OKeefe, J.H., Olden, J.D., Rogers, K., Tharme, R.E., Warner, A., 2010. The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new Framework for developing regional environmental flow standards. Freshwater Biology 55: 147–170.
- Ráb, P., Lusk, S., 1998. Biodiverzita ryb Česko-Slovenské části střední Evropy ve světle nových poznatků. Biodiverzita ichtyofauny ČR 2: 19–29.
- Ráb, P., Bohlen, J., 2001. Species and hybrid richness in spined loaches of the genus *Cobitis* (Teleostei: Cobitidae), with a checklist of European forms and suggestions for conservation. Journal of Fish Biology 59: 75–89.

- Rahel, F., 2004. Unauthorized fish introductions: fisheries management for people, for the people or by the people? American Fisheries Society Symposium 44: 431–443.
- Rahel, F., 2007. Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: its a small word after all. Freshwater Biology 52: 696–710.
- Slavík, O., Vančura, Z., Musil, J., Horký, P., 2012. Migrace ryb a rybí přechody. Ministerstvo životního prostředí České republiky, Praha, 130 s.
- Solomon, D.J., Beach, M.H., 2004. Fish Pass design for Eel and Elver (*Anguilla anguilla*). Environment Agency R&D Technical Report W2-070/TR, 99 pp.
- Temple, H.J., Terry, A., 2007. The status and distribution of European mammals. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 60 pp.
- Tesch, F.W., 2003. The eel. Wiley-Blackwell, Oxford, UK, 416 pp.
- Ulrych, M., 2007. Historie lososa v Čechách. In: Kava, T. (Ed) Sborník referátů semináře LOSOS 2007. Český rybářský svaz, Severočeský územní svaz Ústí nad Labem, 4–7.
- Van Damme, D., Bogutskaya, N., Hoffman, R.C., Smith, C., 2007. The introduction of European bitterling (*Rhodeus amarus*) to west and central Europe. Fish and Fisheries 8: 79–106.
- Welcomme, R.L., Cowx, I.G., Coates, D., Béné, Ch., Funge-Smith, S., Halls, A., Lorenzen, K., 2010. Inland capture fisheries. Philosophical Transactions of the Royal Society B 365: 2881–2896.
- Williamson, M., 1999. Invasions. Ecography 22 (1): 5–12.

4.10. Značení ryb (*J. Turek*)

Značení a značkování ryb jsou základní techniky umožňující provádění detailních a vysoce objektivních studií na rybách ve všech možných směrech. Pomocí značených ryb je možno získávat široké spektrum informací. Některé metody značení umožňují sledování ryb za účelem lepšího porozumění jejich migračnímu chování, jiné metody, založené na znovuoživení označených ryb, poskytují informace o složení populací ve volných vodách, růstu a přežití ryb v přirozených podmínkách. Značení ryb je rovněž nezbytným předpokladem pro jejich rozlišování a vedení evidence v rámci šlechtitelské činnosti (zákon č. 154/2000 Sb. o šlechtění, plemenitbě a evidenci hospodářských zvířat a o změně některých souvisejících zákonů (plemenařský zákon) i chovatelské manipulaci, neboť umožňuje identifikaci jedinců různých plemen, či geografického původu.

Základními požadavky při značení ryb jsou (Kelly, 1967; Wydoski a Emery, 1983):

- možnost identifikace jedince či skupiny ryb;
- neovlivnění růstu, přežití, chování a pravděpodobnosti ulovení označené ryby;
- životnost značky po dobu vyžadovanou účelem značení;
- snadná aplikace a následná identifikace značky;
- ekonomická efektivnost.

Z hlediska využití lze značení ryb rozdělit na dva základní způsoby: skupinové a individuální.

Skupinové značení je využíváno především pro možnost identifikace skupin ryb různého původu (plemena, geografický původ, způsob odchovu či krmení, ošetření), které mají být společně vysazeny do volných vod nebo k dalšímu odchovu. Vzhledem k tomu, že skupinové značení je používáno pro početné skupiny ryb (stovky jedinců a více), často malých velikostí (roček), je vhodné, aby metoda značení byla technicky, časově i cenově nenáročná. Důležitým požadavkem je rovněž rychlá a jednoznačná identifikace označených ryb při následném odlovu.

Individuální značení se používá v případech, kdy je potřebné identifikovat jednotlivé jedince. U takto označených ryb je možno sledovat individuální parametry (růst, migraci aj.) každého jedince. Tento typ značení je rovněž využíván při značení plemenných (matečných) ryb v rámci šlechtitelské činnosti či uchovávání a obnovy genetických zdrojů ryb. Metoda je většinou založena na implantaci značky s unikátním kódem. Tyto značky či způsob jejich aplikace představují pro ryby zpravidla vyšší stresovou zátěž ve srovnání se skupinovým značením, navíc individuální značky mají jistou velikost a lze je proto využít pouze u jedinců od určité velikosti (závislost na druhu ryby). Náklady spojené s individuálním značením ryb jsou zpravidla vyšší ve srovnání se skupinovým značením.

V rámci obou způsobů značení lze dále charakterizovat různé metody. V následující části jsou popsány nejčastěji používané metody značení, včetně jejich výhod a nevýhod a nejčastějšího způsobu využití.

4.10.1. Využití rozdílů morfologických znaků

Nejspolehlivějšími rozdíly je např. různý typ ošupení (šupinatý x lysý u kapra obecného), popř. zbarvení (normální x okrasné u lína obecného, jelce jesena, perlína, pstruha duhového, sumce velkého, jeseřů a dalších druhů ryb, u nichž se barevné mutace vyskytují). Využití této metody spočívá v možnosti porovnat různé užitkové parametry, fyziologii či biologii takovýchto odlišných skupin v rámci druhu při jejich chovu ve společném prostředí, což je velmi důležité (Flajshans a kol., 2008). Hlavní výhodou je nenáročnost, snadná identifikace ryb a možnost použití již pro raná vývojová stádia. Nevýhodou, zejména při odchovu plůdku, je nutnost přesné identifikace generačních ryb z genetického hlediska z důvodu fenotypového projevu potomstva.

4.10.2. Amputace (perforace) ploutví

Tato metoda se používá výhradně pro skupinové značení ryb. Spočívá v amputaci jedné z párových ploutví, což nezpůsobuje rybám vážnější zdravotní ani pohybové problémy. Perforace ploutví, nejčastěji horního nebo dolního laloku ocasní ploutve, se provádí kleštěmi, či průbojníkem. Po označení je nutno postižená místa ošetřit vhodným desinfekčním prostředkem (např. KMnO_4). Nejčastěji jsou tyto způsoby značení používány pro identifikaci remontních ryb či v rámci šlechtění při testování užitkovosti ryb v rybnících. Výhodou této metody je rychlost a velmi nízké finanční náklady. Nevýhodou možnost negativního ovlivnění zdravotního stavu ryb (zaplísnění) a skutečnost, že ploutve po určité době dorůstají a regenerují, což ztěžuje identifikaci takto označených ryb po delším období. Tento způsob značení je možno používat pouze v umělém chovu ryb, nebo pro vědecké účely (zákon 246/1992 Sb. na ochranu zvířat proti týrání, ve znění pozdějších předpisů).

4.10.3. Kryogenní metoda (značení pomocí tekutého dusíku)

Metoda je využívána pro skupinové, popř. individuální značení ryb se silnou kůží a malými šupinami nebo bez šupin. V ČR připadá v úvahu především pro značení línů, lysých plemen kapra, výjimečně generačních pstruhů či sumců. Principem metody je poškození inervace melanoforů v pokožce ryb přiložením kovové (hliníkové) matrice namražené v tekutém dusíku na teplotu $-196\text{ }^\circ\text{C}$. Takto ošetřené místo je barevně odlišitelné od okolní tkáně a po dobu cca dvou let jsou na pokožce viditelné obrázky ve tvaru použité matrice (alfanumerické značky, tečky, čárky apod.). Postiženou oblast pokožky při značení je rovněž nutno desinfikovat. Označit lze skupinu ryb stejnou maticí, nebo jednotlivé ryby pomocí unikátní kombinace znaků. Výhodou metody je její přijatelná cena a rychlost značení. Chovatel potřebuje ke značení matrice kontejner na tekutý dusík, tekutý dusík a ochranné pomůcky. Nevýhodou je postupně se zhoršující rozpoznatelnost značky a možnost zaplísnění ryb při neodborně provedeném značení. Využití je rovněž limitováno velikostí značených ryb, u menších jedinců je zvýšené riziko poškození.

4.10.4. Přívěsné značky, terčíky apod.

V minulosti časté značení pomocí přívěsných značek, přichycených pomocí provázku nejčastěji k hřbetní ploutvi, případně různých terčíků upevněných na ploutve je dnes již používáno ojediněle. Své uplatnění tato metoda nachází především při chovu jeseterů, neboť ti mají k tomuto typu značení vhodně anatomicky utvářené prsní ploutve. Tento způsob značení umožňuje jak skupinovou tak individuální identifikaci. Jedná se o levnou metodu značení, její nevýhodou je poměrně vysoká ztrátovost značek u většiny druhů ryb (při zachycení značky o překážky ve vodním prostředí či v průběhu manipulace s rybami) a poměrně velká časová náročnost značení.

4.10.5. Elastomery – Visible implant elastomer (VIE) tags

Jedná se o vnitřní (interní) barevné značky, vyrobené z biokompatibilního dvousložkového elastomeru. Využívány jsou především ke skupinovému značení ryb, umístěním více značek na jednoho jedince lze dosáhnout i možnosti identifikace jednotlivých ryb, což ale zvyšuje časovou náročnost značení. Použití metody je možné i pro juvenilní ryby od velikosti cca 5 cm. Před použitím je nutno smíchat obě složky (eleastomer a tvrdidlo) v poměru určeném výrobcem. Princip značení spočívá v injekční aplikaci

tekutého elastomeru pod průhlednou pokožku ryb, nejčastěji na hlavě (zejména v okolí oka) popřípadě do ploutví. V průběhu několika hodin, maximálně dní, dojde k vytvrdnutí elastomeru do podoby pružné pevné látky. Aplikaci značek je vhodné provádět v anestezii za použití vhodného anestetika (viz Kolářová a kol., 2007). Aplikace je prováděna jehlou o velmi malém průměru (inzulínka), takže dochází k minimálnímu poškození značené ryby (obr. 4.10.1.). Implantovaná značka nepůsobí negativně na okolní tkáň, takže dochází k rychlé regeneraci místa aplikace. V odborné literatuře není zaznamenán negativní vliv značení VIE značkami na přežití a růst ryb. Značky jsou dodávány v deseti barvách, z nichž některé jsou fluorescenční. Značky jsou okem identifikovatelné po dobu dvou let i déle, v závislosti na změnách zbarvení a průhlednosti pokožky v místě aplikace v průběhu růstu ryby. U fluorescenčních barev usnadňuje identifikaci nasvícení UV-lampou. Ztrátovost VIE značek je ovlivněna místem aplikace, stupněm poškození tkáně při aplikaci a zkušenostmi značící osoby. Ztráty značek VIE u 4 druhů lososovitých ryb zaznamenané McMahonem a kol. (1996) se v průběhu 30–430 dnů od aplikace pohybovaly v rozmezí 2–50 %, přičemž nejvýznamnější ztráty byly v průběhu prvních 100 dnů experimentu. Bolland a kol. (2009) zjistili u kaprovitých (plotice, jelec tloušť a jesen) v prvním měsíci po označení vyšší retenci VIE značek (96–98 %) při značení na hlavě než na ploutvích (78–90 %). Po 6 měsících byla retence naopak vyšší u značek umístěných v ploutvích (77–89 %), než na hlavě (21–58 %). Při jednoduchém skupinovém značení (rozdílné barvy pro každou skupinu), lze ztrátovost značek eliminovat aplikací více značek stejné barvy na každou rybu.



Obr. 4.10.1. Sada pro značení pomocí VIE značek a příklad umístění značky u plotice obecné (foto: J. Turek).

4.10.6. Alfnumerické značky – Visible implant alpha (VIA) tags

Tyto značky jsou tvořeny různobarevným, plochým plastickým štítkem o rozměrech 1,2 × 2,7 mm, na němž je vytištěn černou barvou kód, sestávající z písmene a dvou čísel. K dispozici jsou značky čtyř barev, z nichž u každé je možných 2500 různých kódů. Tento systém je využitelný pro individuální značení ryb od velikosti cca 10–15 cm. Aplikace značek se provádí pomocí speciálního aplikátoru. Ten je tvořen plochou dutou jehlou, do jejíhož hrotu se značka nasune. Následně je hrotem aplikátoru značka umístěna pod průhlednou tkáň ryby (většinou na hlavě) a jazýčkem uvnitř jehly vysunuta z aplikátoru (obr. 4.10.2.). Značky jsou následně čitelné pouhým okem. Identifikaci VIA značek lze rovněž zlepšit UV-lampou. Vliv na značené ryby, stejně jako vliv změn průhlednosti pokožky na identifikaci, je stejný jako u VIE značek. Anestezie značených ryb je pro úspěšnou aplikaci VIA značek nezbytná. Ztrátovost tohoto typu značek je většinou udávána okolo 20% (např. Rikardsen a kol., 2002) a je značně závislá na zkušenostech značitele. Ke ztrátám značek dochází většinou krátce po jejich aplikaci, vlivem poškození pokožky v okolí značky.



Obr. 4.10.2. Aplikace VIA značky u lipana podhorního (foto: J. Turek).

4.10.7. Kovové značky s kódem (CWT – Coded wire tags)

Tyto značky jsou kousky zmagnetizovaného drátku z nerezavějící oceli o průměru 0,25 mm, opatřené natištěným číselným kódem. Aplikují se speciálním injektorem (pracujícím na stejném principu jako aplikátor VIA značek), většinou do rostra, lícního svalu nebo jiné oblasti svaloviny. Výrobce nabízí rovněž automatické aplikátory. Délka značek se pohybuje od 0,5 do 2,2 mm. Značky mohou být detekovány pomocí čteček, pracujících na bázi detektoru kovů. Aplikací značek na různá místa je možno označit a následně rozlišit skupiny ryb. Individuální identifikace kódu je možná po vyjmutí značky pod binolupou při 20 až 40násobném zvětšení. Výhodou těchto značek je možnost značení velmi malých ryb, minimální invazivnost aplikace při prakticky nulové ztrátovosti značek. Nevýhodou je vysoká pořizovací cena aplikátoru a zejména detektoru značek a rovněž nutnost vyjmutí značky pro individuální identifikaci ryb.

Značící systémy VIE, VIA a CWT jsou vyráběny americkou firmou Northwest Marine Technology (www.nmt.us).

4.10.8. Radiofrekvenční identifikační systémy (RFID – Radio frequency identification systems)

Systémy individuálního značení, založené na bezkontaktní interakci mezi transpodérem („čip“) a čtecím zařízením prostřednictvím rádiových vln. Pro značení ryb jsou použitelné pasivní transpodéry (tagy, nesprávně čipy), nazývané PIT (Passive Integrated Transponder) tagy (obr. 4.10.3.). Jsou tvořeny paměťovým čipem s miniaturní cívkou a kondenzátorem zapouzdřeným biokompatibilním sklem do válečku o průměru 2 mm a délce 11–15 mm. Pokud se transpodér ocitne v elektromagnetickém poli antény (čtečky), v cívce se indukuje napětí, které nabíjí kondenzátor. To umožní odeslat informaci uloženou v paměťovém tagu do čtecího zařízení, které signál dekoduje a odešle na komunikační rozhraní. Vlastní kód tagu představují číselné či alfanumerické kombinace o různé délce (zpravidla 10 či 15 znaků). Kód se zobrazí jednak na displeji čtečky a zároveň je možné jeho zobrazení přímo v počítači (např. v programu Excel), který je možné se čtečkou propojit pomocí kabelu (např. USB). Pro komunikaci počítače se čtecím zařízením je nutné nainstalovat do PC program dodávaný výrobcem zároveň se čtečkou.

Implantace značek do těla ryb se provádí aplikátorem fungujícím na principu injekční jehly s vnitřním „pístem“, který vytlačuje transpodér z jehly do tkáně. Za předpokladu sterilizace, nebo alespoň desinfekce je možno tyto aplikátory použít i opakovaně, pro implantaci více tagů.

PIT tag se aplikuje nejčastěji do hřbetní svaloviny v úrovni začátku hřbetní ploutve pod ostrým úhlem (cca 30°) do hloubky asi 1–1,5 cm. Aplikátor je třeba umístit mezi šupiny, protože u ryb s většími šupinami (kapr, amur) nelze šupiny propíchnout, u ryb s menšími šupinami (lososovití) hrozí zatlačení šupiny do ranky po vpichu a následná infekce. Při aplikaci je vhodné použít anestetika a místo vpichu ošetřit vhodným desinfekčním prostředkem.

Použití PIT tagů je vhodné zejména pro značení plemenných ryb větších velikostí. Předností tohoto systému je prakticky nulová ztrátovost a dlouhá životnost tagů. Nevýhodou je jeho finanční náročnost, spočívající v nutnosti počáteční investice do čtecího zařízení a vyšší ceny vlastních tagů. Systém tedy využívají zejména chovatelé se záměrem dlouhodobého chovu ryb, včetně rozmnožování.

RFID systémy jsou dodávány různými výrobci (info např. www.trovan.com; www.aegid.de)



Obr. 4.10.3. Sada pro aplikaci a identifikaci PIT značek (foto: J. Turek).

4.10.9. Radiová telemetrie

Radiotelemetrie umožňuje aktivní sledování pohybu označených ryb v aktuálním čase. Principem je implantace telemetrické vysílačky do těla ryby, nejčastěji do dutiny břišní. Implantaci musí provádět veterinární lékař. Vysílačky vysílají pravidelný, individuálně kódovaný signál, který je zobrazován na displeji telemetrického přijímače. Systém může používat dva modely přenosu signálu. V přehradních nádržích a jezerech je s úspěchem využíván akustický model, kdy je signál vysílačky přenášen na jedné frekvenci pro každou rybu. Akustický signál je vhodný do prostředí s velkou hloubkou a popř. vysokou vodivostí. Naopak později vyvinutý digitálně kódovaný model využívá možnosti sledovat až několik set ryb na jedné frekvenci. Tato metoda je však omezená na prostředí s nízkou výškou vodního sloupce (cca do 4 m) a nízkou vodivostí (500–600 μS), jako jsou řeky a potoky. Pozice ryb se určuje tzv. triangulací. Podstatou metody je měření relativní síly signálu z místa, kde je signál nejsilnější a následně dvou dalších. Aktuální místo výskytu sledované ryby vytkne průnik přímků vedených ze tří zmiňovaných pozic pozorovatele. Pozice pozorovatele je upřesněna geografickými souřadnicemi, jejichž zpracování následně umožňují speciální programy. Některé speciální vysílačky umožňují zaznamenat, zda se ryba pohybuje nebo kolik energie právě pro pohyb spotřebává, či jsou schopny zaznamenat, ve které hloubce se ryba nachází (pomocí měření tlaku) nebo aktuální teplotu. Přijímače (antény + dekodéry) mohou být pevně instalovány v okolí pokusné nádrže či toku, popř. přenášeny ručně či na lodi. Tento způsob značení je používán pouze při specializovaných vědeckých studiích, zaměřených na zkoumání migračních vlastností a dalších typů chování ryb (Lucas a Baras 2001). Použitelnost je limitována vysokou cenou přístrojů i vysílaček, možností značit pouze dostatečně velké ryby (od cca 12 g) a kapacitou baterie vysílačky. Baterie udrží vysílač v chodu cca 20 dní (nejmenších vysílaček o hmotnosti 0,25 g) až 4 roky.

LITERATURA

- Bolland, J.D., Cowx, I.G., Lucas, M.C., 2009. Evaluation of VIE and PIT tagging methods for juvenile cyprinid fishes. *Journal of Applied Ichthyology* 25: 381–386.
- Flajšhans, M., Kocour, M., Ráb, P., Hulák, M., Šlechta, V., Linhart, O., 2008. *Genetika a šlechtění ryb. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech*, 232 s.
- Kelly, W.H., 1967. Marking fish with dyes. *Transactions of the American Fisheries Society* 96: 163–175.
- Kolářová, J., Velíšek, J., Nepejchalová, L., Svobodová, Z., Kouřil, J., Hamáčková, J., Máchová, J., Piačková, V., Hajšlová, J., Holadová, K., Kocourek, V., Klimánková, E., Modrá, H., Dobšíková, R., Groch, L., Novotný, L., 2007. *Anestetika pro ryby. Edice Metodik, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany, č. 77*, 19 s.
- Lucas, M.C., Baras, E., 2001. *Migration of freshwater fishes. Blackwell Science, Oxford, UK*, 420 pp.
- McMahon, T.E., Dalbey, S.R., Ireland, S.C., Magee, J.P., Byorth, P.A., 1996. Field evaluation of visible implant tag retention by brook trout, cutthroat trout, rainbow trout, and arctic grayling. *North American Journal of Fisheries Management* 16: 921–992.
- Rikardsen, A.H., Woodgate, M., Thompson, D.A., 2002. A comparison of floy and soft Vialpha tags on hatchery Arctic charr, with emphasis on tag retention, growth and survival. *Environmental Biology of Fishes* 64 (1–3): 269–273.
- Wydoski, R.S., Emery, L., 1983. Tagging and marking. In: Nielsen, A., Johnson, D.L. (Eds), *Fisheries techniques. American Fisheries Society, Bethesda, USA*, pp. 215–237.
- Zákon č. 154/2000 Sb. o šlechtění, plemenitbě a evidenci hospodářských zvířat a o změně některých souvisejících zákonů (plemenářský zákon).
- Zákon č. 246/1992 Sb. na ochranu zvířat proti týrání, ve znění pozdějších předpisů.

**FAKTORY NEGATIVNĚ OVLIVŇUJÍCÍ
SPOLEČENSTVA RYB VE VOLNÝCH VODÁCH
A MOŽNOSTI JEJICH ELIMINACE**

Z. Adámek, P. Dvořák, J. Andreji, T. Randák



FAKTORY NEGATIVNĚ OVLIVŇUJÍCÍ SPOLEČENSTVA RYB VE VOLNÝCH VODÁCH A MOŽNOSTI JEJICH ELIMINACE

Z. Adámek, P. Dvořák, J. Andreji, T. Randák

5.1. Hydrotechnické zásahy do biologických procesů ve volných vodách (Z. Adámek)

5.1.1. Změny hydrologického režimu toků

Regulace toků byly v minulosti a jsou často ještě i dnes preferovaným technickým řešením nepříznivých změn průtokového režimu. Tyto změny jsou vyvolávány měnicími se odtokovými poměry v povodích, různíci se především v krátkodobém sezónním horizontu či vznikajícími nárazově. Registrujeme je ovšem i dlouhodobě v souvislosti s globálními klimatickými změnami. Regulace jsou nejčastěji realizovány formou zásahů do podélného a příčného profilu a výstavbou jezů a přehrad. Potřeba ovlivňovat hydrologický režim toků je násobena zvýšenou spotřebou vody a elektrické energie, využitím vodních cest pro dopravu, sporty a rekreaci, což vedlo a vede k výstavbě nádrží i drobných staveb přímo v tocích. Všechny zásahy do hydrologického režimu toků vedou k narušení přirozeného průběhu fyzikálních, chemických i biologických pochodů v tocích s negativními důsledky pro jejich ekosystémy.

Odtokový režim

Základním velkoplošným vlivem na odtokový režim je lidskou činností vyvolaná změna povrchových odtokových poměrů v krajině. V případě, že intenzita a úhrn dešťových srážek převyšují infiltraci (vsakování) vody do půdy, nastává **povrchový odtok přebytečné vody**. Zásadním důsledkem je **vodní eroze**, která působí škody jak na území, kde vzniká, tak i následně v celém povodí, kde dochází k fyzické degradaci vodního prostředí a zhoršuje se jakost vody. Známým příkladem důsledků vodní eroze je zanášení nádrží včetně rybníků splachy zeminy, které vede především ke snížení produkčního objemu a zvýšenému zarůstání tvrdou vnošenou vegetací. Pokud nedojde k včasnému odstranění přebytečných vrstev sedimentů (odbahnění), hrozí nebezpečí změny rybníčního ekosystému na mokřadní. Eroze se projevuje povrchovým smyvem, který může být dlouhodobý, spojený s vytvářením erozních rýžek, rýh a stružek soustřeďujících povrchový odtok, případně lokálními nánosy zeminy. Rozsáhlými smyvy a splachy půdy jsou v tomto směru ohroženy především zemědělské plochy, na nichž nebyly dodrženy příslušné agrotechnické postupy při extrémních srážkových událostech (obr. 5.1.1.). Přitom je odnášena ornice, půda je ochuzována o živiny a je zhoršována její vodní jímavost, což vzniklé problémy ještě násobí. Opakovaným výskytem eroze se stupňují ztráty půdních částic z povrchové vrstvy půdy. Tyto jevy a zásahy v povodích mění tzv. **specifický odtok**, který je definován objemem odtoku vody na plošnou jednotku povodí, zpravidla v $\text{m}^3 \cdot \text{km}^{-2}$.

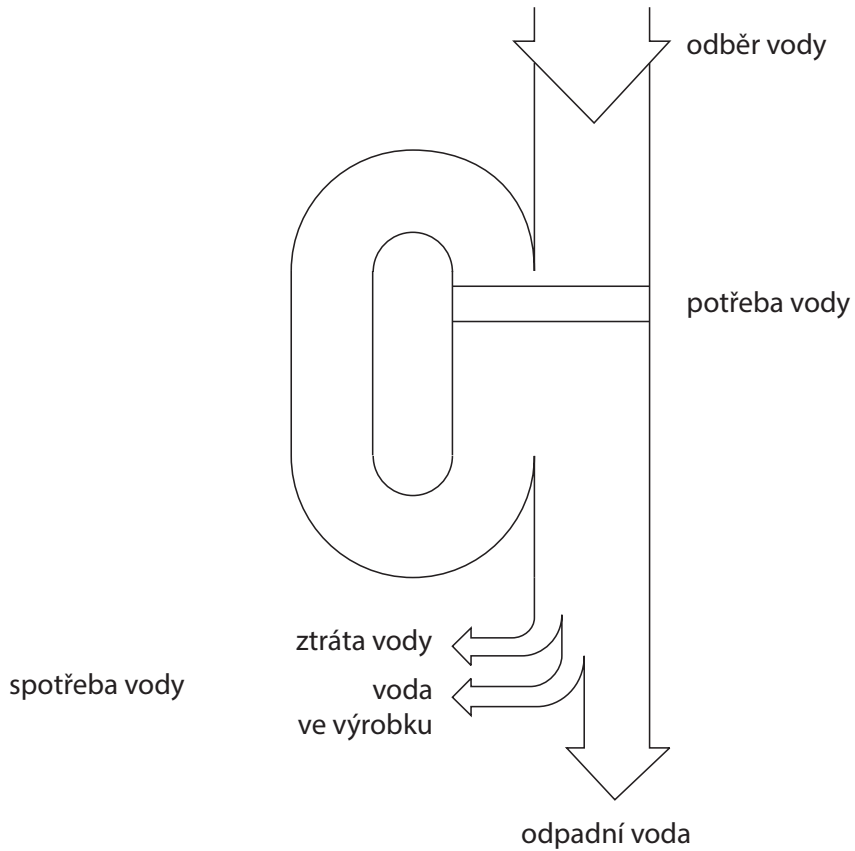


Obr. 5.1.1. Splachy ornice v důsledku nesprávného agrotechnického postupu při pěstování brambor kolmo na vrstevnice (Stonařov, srpen 2011; foto: Z. Adámek).

Odběry vody

Působení člověka se zcela zásadně promítá do ovlivňování ekologie povrchových vod. Nejvýznamnějším projevem působení člověka je nakládání s vodami, a to ze dvou pohledů – kvantitativního (ovlivňování množství vody v ekosystému) a kvalitativního (znečištění vody a kvalita ekosystému – recipientu). Z kvantitativního hlediska se všeobecně uznává základní schéma nakládání s vodami (obr. 5.1.2.), které definuje základní pojmy, a to **potřebu vody** – skládající se z vody odebrané ze zdroje a z vody, která se recykluje (vrací do technologie) a **spotřebu vody** – což je voda, která se po odběru nevrací do systému v lokalitě odběru, ale může být vrácena na jiném místě nebo se vypaří či trvale zabuduje do výrobku. Na místě odběru nebo v jeho blízkosti (ve stejném úseku řeky, nebo alespoň ve stejném dílčím povodí) se vrací **odpadní voda**. Dle uvedeného schématu můžeme tedy teoreticky ke každé lidské činnosti (výrobě) vypracovat bilanci potřeby vody.

Odběry vody jsou realizovány především pro potřeby průmyslu, vodárenství, závlahy a provozu vodních elektráren. Jejich důsledkem je kolísání hladiny v nádržích a snížení průtoku v tocích pod místem odběrů, ať již odvedením do náhonu, derivačního kanálu nebo do technologického provozu. V těchto případech pak dochází ke změně hydrologického režimu úseku, který může být dlouhý od několika desítek metrů až po desítky kilometrů, s tím, že odvedená voda se nemusí vrátit do toku v původním množství, ale zpravidla v menším.



Obr. 5.1.2. Základní schéma manipulace s vodou (upraveno z Adámek a kol., 2010).

Odběry vody z nádrží se projevují kolísáním hladiny v různém rozsahu a době trvání. Zatímco odběry vody pro potřeby závlah nebo vodárenství vyvolávají kontinuální, krátkodobě nepřilíš výrazný pokles hladiny, důsledkem odběrů vody pro potřeby hydroenergetiky je zpravidla náhlé snížení hladiny vody spojené s obnažením pásma litorálu, které eliminuje produkčně nejnvýznamnější plochy dna. Protože k těmto poklesům dochází pravidelně, není dno litorálu významněji (často vůbec) oživeno. K podobnému jevu dochází při pravidelném snížení hladiny na většině přehradních nádrží před zimním obdobím, které slouží k vytvoření zásobního prostoru pro retenci vody a omezení průtoků pod nádržemi v důsledku jarního tání sněhu. V těchto případech je pak znovu zaplavené dno litorálu ve vegetační sezóně oživeno převážně drobnými vývojovými instary vodních larev hmyzu (pakomáři, jepice rodu *Caenis*) a starší vývojová stádia nebo permanentní benthická fauna (nitěnky) zcela chybí (obr. 5.1.3.). Na pomalý kontinuální pokles hladiny v důsledku odběru vody pro závlahy nebo vodárenství, ke kterému dochází hlavně v sušších obdobích roku, je benthická fauna schopna reagovat ústupem s vodní hladinou, ohrožení však mohou být mlži, kteří rychlejšího pohybu nejsou schopni. Pro ryby představuje snižování vodní hladiny a obnažování litorálních pásem především redukcí potravní základny a úkrytů, případně ohrožení reprodukční úspěšnosti vyschnutím nakladených jiker.



Obr. 5.1.3. Litorál Brněnské přehrady obnažený na zimu kvůli vytvoření prostoru pro retenci vody z jarního tání (foto: Z. Adámek).

Odběry vody z vodotečí pro potřeby vodárenství, závlah či průmyslu se mohou projevit negativně při déletrvajícím období sucha, kdy dochází ke snížení průtoků a tím i hloubky a ke zvýšenému prohřívání vody, snížení koncentrace kyslíku, sníženému naředění cizorodých látek a enormnímu zarůstání dna vláknitými řasami. Mnohem významněji se však uplatňuje snížení (kolísání) průtoků vyvolané činností derivačních vodních děl (mlýnů a malých vodních elektráren).

Udržení **průtokového režimu** na hodnotách blízkých přirozeným má pro fungování říčního ekosystému zásadní vliv. Ryby reagují na změny průtoku celým svým životním cyklem včetně třecích a potravních migrací (Lusk a kol., 2011). Radikální snížení průtoků má ve vegetační sezóně za následek snížení růstu a kondice ryb, v období zimního klidu pak zvýšené ochlazování nebo dokonce promrzání včetně dna. V postižených tocích pak může dojít k tomu, že teplota proudící vody klesne až pod 0 °C, což vyvolá vytváření různě silné ledové krusty na dně s fatálními důsledky pro život ryb i bentických živočichů. Tekoucí voda nezamrzne ani při teplotách pod bodem mrazu v důsledku kontinuálního proudění, avšak pomalu proudící vrstvy u dna zamrzat mohou (obr. 5.1.4.). Udržení potřebného průtoku je zásadně důležité pro třecí protiproudové migrace např. pstruha potočního a pro funkčnost rybích přechodů.



Obr. 5.1.4. Promrzání dna a vodního sloupce při extrémních mrazech – Zděchovka, únor 2005
(foto: Z. Adámek).

Kromě přímých vlivů lidských aktivit na změny průtokových režimů manipulací s průtoky se uplatňují i vlivy nepřímé, spočívající v úpravách koryt toků, které vedou k rychlému odvedení vody z oblastí zájmu člověka (sídel, staveb, zemědělských ploch apod.). V jejich důsledku se odtok vody v povodích toků významně urychlil, což podporuje vznik extrémních průtokových stavů s rychlým odezněním a následným prodloužením období nízkých průtoků s výše popsanými negativními důsledky pro biotu toku.

Na **vysoké průtoky** včetně extrémních průtokových situací jsou ryby i bentické organizmy dobře adaptovány a v neupravených korytech je přečkávají v podstatě bez následků. V napřímených tocích však mají jen omezené možnosti úkrytu na dně a při březích a dochází k jejich splavování s proudem (drift). Zoobentos reaguje na nástup extrémních průtokových stavů únikem do zvodnělého podloží (hyporeálu), kde bez následků období vysokých průtoků spojených se zvýšenou rychlostí proudu přečká. Extrémní průtoky jsou často spojeny i s transportem pevných částic, který se projevuje změnami členitosti dna a jeho zanášením.

Pro udržení funkčnosti ekosystémů tekoucích vod je důležité zachování tzv. minimálních průtoků. Stanovení **ekologicky přijatelných minimálních průtoků**, které mají být v ovlivněném toku zachovány, má pro zachování udržitelného vývoje ekosystému toku zásadní význam. V podmínkách ČR je tato

potřeba navíc zvýrazněna nízkou vodnatostí většiny vodotečí a velkým počtem subjektů (především malých vodních elektráren), které jsou na nich vybudovány nebo jejichž výstavba je zvažována. Kvalitativní i kvantitativní ukazatele jednotlivých společenstev toku jsou snížením průtoků ovlivněny velmi významně – v tomto směru je reakce ryb na fyzickou degradaci prostředí významně citlivější než je tomu u zoobentosu (Adámek a Jurajda, 2001). Snížený průtok a s ním spojená menší hloubka a rychlost proudu vedou ke zvýšenému prohřívání a prosvětlení, což podporuje zarůstání vláknitými řasami a ponořenými i vynořenými makrofyty. Je známo, že již při průtoku Q_{330} (minimální průtok, který je dodržen po 330 dní v roce) se snižuje druhová rozmanitost a mění struktura společenstev rostlin i živočichů. Proto musí být tento průtok zachován jako **minimální zůstatkový průtok** alespoň v tocích s Q_{355} menším než $50 \text{ l}\cdot\text{sec}^{-1}$. V tocích s vyššími průtoky jsou požadavky na hodnoty minimálního zůstatkového průtoku nižší (tab. 5.1.1.).

Tab. 5.1.1. Stanovení minimálního zůstatkového průtoku (MZP) podle metodického pokynu ZP16/98

(Balvín a Mrkvičková, 2011).

Q_{355} toku ($\text{m}^3\cdot\text{sec}^{-1}$)	MZP ($\text{m}^3\cdot\text{sec}^{-1}$)
< 0,05	Q_{330}
0,05–0,5	$(Q_{330} + Q_{355}) \cdot 0,5$
0,5–5,0	Q_{355}
> 5	$(Q_{355} + Q_{364}) \cdot 0,5$

Zvýšené prohřívání a přístup světla podporující zarůstání menších pstruhových potoků často umožňuje výskyt dalších druhů ryb – především juvenilních reofilních cyprinidů (střevle potoční, jelec proudník, jelec tloušť, parma obecná aj.), což paradoxně zvyšuje biodiverzitu ichtyofauny (Adámek a Jurajda, 2001). Nicméně tento stav není přirozený ani žádaný, neboť populace druhů typické pro tento typ toků (pstruh potoční, vranka, mřenka) sice přežívají, ale jejich denzita i biomasa jsou významně zredukovány.

5.1.2. Vliv vodních staveb

Příčné regulace toků

Příčné stavby – jezy a přehrady představují velmi závažný zásah do fungování ekosystémů vodního toku. Negativní vliv jezů je obvykle zvýšen skutečností, že jsou budovány převážně na podélně regulovaných tocích s cílem mj. zvýšit retenci vody pro energetické využití, splavnění toku, odběry aj.

Jezy vytvářejí stálé nadržení vody – jezovou zdrž, která se postupně zanáší plaveninami (jemnozrnny materiál rozptýlený ve vodě) a splaveninami (hrubozrné částice posunované po dně koryta vodním proudem). Jezová zdrž se zanáší postupně podle proudových poměrů na horním vzduť hrubým materiálem a ve větších hloubkách a u jezového tělesa, kde je proudění minimální, jemnými částicemi menšími než 2 mm. Výstavbou jezů vzniká pro ekosystém zcela nové prostředí – velká plocha a objem stojaté vody s úplně jinými organizmy. Zatímco v původním, neovlivněném toku převládají reofilní (proudofilní) organizmy obvykle s vysokými nároky na obsah kyslíku, v jezové zdrži se objevují organizmy stojatých vod (např. planktonní korýši, nitěnky) s nižšími nároky na kyslík i kvalitu vody, které by jinak v toku nemohly vůbec přežít. Zvýšená sedimentace nerozpuštěných organických látek v jezové zdrži vede ke zvýšenému odčerpávání rozpuštěného kyslíku, což může v případě silného zatížení organickým znečištěním vést až ke kritickým poklesům jeho hodnot. Mechanická aerace difuzí kyslíku ze vzduchu je v jezové zdrži velmi nízká v důsledku klidné hladiny. Někdy bývá zmiňována jako pozitivum zvýšená aerace vody na jezovém přepadu, je však nutno zdůraznit, že tato aerace obvykle nemůže kompenzovat

ztrátu kyslíku způsobenou respirací ekosystému jezové zdrže, protože zvláště v případech významnější organické zátěže je následné odčerpání kyslíku v toku pod jezem vyšší než přínos aerací na jezu a obvykle k němu dojde již na poměrně krátkém úseku. Úsek toku pod jezem je navíc ohrožen možností vyplavení sedimentů při zvýšených průtocích nebo manipulacích s vlastním jezovým tělesem.

Nejvýznamnějším negativním důsledkem výstavby příčných staveb je změna charakteru toku z proudivého ekosystému na systém na sebe navazujících zdrží se stojatou vodou, což vede k významné destrukci společenstva především reobiontních a reofilních organismů. Takto bylo ve světě znehodnoceno velké množství řek, u nás je takto postižena řeka Vltava a na Slovensku řeka Váh.

Pokud jsou jezy jen ve formě nízkých stupňů, není jejich vliv zásadní a naopak mohou mít i kladný vliv na rybí obsádku (vyšší hloubka, úkryty). V jezových zdržích se často vyskytují ryby charakteristické pro nižší pásma – jako např. plotice, okoun, štika, ostroretka v pstruhových a lipanových pásmech nebo kapr a cejn v pásmu parmovém. Typické druhy ryb těchto pásem (pstruh obecný i duhový, lipan, mník) jsou v jezových zdržích méně početné, avšak dorůstají zde často trofejních velikostí. Obecně platí, že na napřímených tocích představují jezové zdrže místa se zvýšenou denzitou ryb všech věkových kategorií, avšak také obvykle nepřekonatelnou migrační bariéru (obr. 5.1.5.), zvláště pokud nejsou opatřeny funkčním rybím přechodem. Výstavba jezových a přehradních zdrží vede k fragmentaci toku a narušení **říčního kontinua** (Vannote a kol., 1980). To je charakterizováno jako kontinuální gradient fyzikálních podmínek od pramene až po ústí toku, který vyvolává nepřetržitý sled biologických reakcí a charakteristický průběh a změny v zatížení, transportu, využití a ukládání organické hmoty po celé délce toku. Je tedy logické, že zadržení vody i příčná stavba samotná je zcela zásadním porušením tohoto říčního kontinua.



Obr. 5.1.5. Jezy bez rybích přechodů představují pro ryby i ostatní vodní živočichy nepřekonatelnou migrační bariéru – jez na řece Moravě v Bolelouci (foto: Z. Adámek).

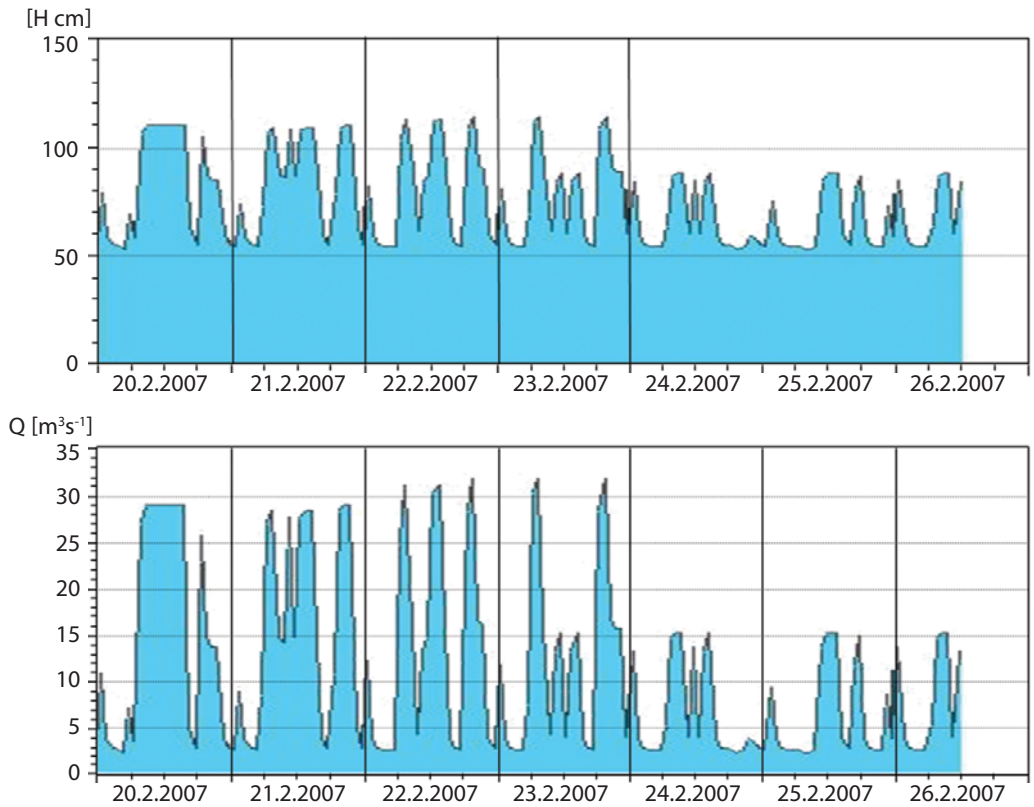
Zcela specifické podmínky se vytvářejí v ekosystémech vzniklých výstavbou přehradních nádrží. Přehrazením toku hrázovým tělesem je nadržena velký objem vody, jehož oživení je blízké ekosystémům jezer, avšak má celou řadu specifik, která jsou dána především účelem, pro který byla přehradní nádrž vybudována. Nejčastěji to bývá funkce vodohospodářská (retence, resp. vyrovnání průtokových poměrů), je ale běžné, že se uplatňuje hned několik dalších funkcí, jako např. energetická, vodárenská, rekreační, závlahová aj. Jejich specifika s ohledem na rybářský management jsou rozvedena v příslušné kapitole 4.

Příčné regulace – jezy a přehrady – způsobují v ekosystému tekoucích vod řadu zásadních změn v důsledku:

- nepřirozeného ročního a denního hydrologického režimu;
- nepřirozeného ročního a denního teplotního režimu;
- změněného odnosového režimu a ukládání plavenin a splavenin a s tím spojené změněné morfologie a granulometrie sedimentů dna a břehů;
- řízeným odtokem s respektováním minimálních průtoků.

Těmito změnami je pak zásadně ovlivněn život toků pod, ale do jisté míry i nad nádrží. Průtoky pod nádrží mají jinou roční distribuci – zatímco v neovlivněných tocích jsou maxima ve střední Evropě v březnu a dubnu a minima pak v září (srpen až říjen), pod přehradou jsou jarní zvýšené až povodňové průtoky zploštěny a roztaženy na delší časové období, minima prakticky nenastávají, a pokud ano, jsou vyšší a rozložena na více měsíců. Teplotní režim toku pod nádrží je zásadně ovlivněn hloubkovým profilem, kterým je voda z nádrže vypouštěna. Při vypouštění přes horní přepad dochází k oteplení řeky, při vypouštění ode dna pak dochází naopak k výraznému ochlazení s absencí nejvyšších teplot v červenci a srpnu. V zimě tok pod nádrží nezamrzá, čímž je odstraněna další přirozená ekologická disturbance – ledové dřevnice, a ryby jsou vystaveny působení predáčního tlaku rybožravých predátorů (kormorána). Vypouštění vody z hypolimnia je spojeno i s problémy v nasycení vody kyslíkem. Do toku odtéká studená voda s velkým kyslíkovým deficitem a následně se intenzivně dosycuje plyny. Ve vodě se tak vyskytují mikrobublinky rozpuštěných plynů, které se objevují zvláště při intenzivním prohřívání a vzniká tzv. supersaturace. Mikrobublinky se pak objevují na těle a hlavně v cévní soustavě ryb, což může vést k jejich poškození, které se nazývá „plynová bublinová nemoc“ („gas-bubble disease“). Tento chorobný stav se projevuje plynovými emboliemi v cévách – hlavně vlásečnicích žaber a zvýšenou mortalitou plůdku především lososovitých ryb pod přehradami (Fijan, 2006).

Specifickým problémem je provoz energetických přehradních nádrží v režimu tzv. **špičkování**. Jedná se o nárazový provoz vodní elektrárny zpravidla 2× denně, kdy dojde k náhlému zvýšení průtoku z minimálního až nulového průtoku na průtok daný hltností turbín (obr. 5.1.6.). V režimu špičkování pracují prakticky všechny velké vodní elektrárny u nás. Při zastavení činnosti vodní elektrárny dochází k poklesu průtoku a odtékání vody korytem toku. Tento proces je již pomalejší a je významně ovlivněn morfologií dna.



Obr. 5.1.6. Špičkování vodního díla Vranov, Dyje, vodočet Hamry (upraveno z Adámek a kol., 2010).

Špičkování způsobuje řadu disturbancí, které se pak následně projevují i v možnostech rybářského managementu. Jedná se především o:

- rychlý odnos lehkých částic – nic se neukládá, koryto se pořád vyplachuje;
- sediment ve svrchní vrstvě díky neustálému proplachování obsahuje velmi málo organické hmoty, což vytváří zcela specifické podmínky především pro makrozoobentos, neboť je silně redukována potravní základna pro detritovorní organizmy;
- kolísání koncentrace kyslíku ve dně spojené s posunem anoxické – redoxní zóny k povrchu dna;
- trvalá a masivní eroze břehů, na nichž se nevytváří svažující se postupné pásmo s porostem pobřežních rostlin a břeh je trvale odhalený.

Je třeba si uvědomit, že špičkování – náhlé změny v průtoku – je pro vodní organizmy prakticky neznámým fenoménem. V přírodních neovlivněných systémech i katastrofická povodeň nastává postupně a jediné jarní povodňové průtoky při prolomení ledových bariér mohou být velmi blízké špičkování. Tento průtok však zpravidla nastane jen jednou a po něm již následuje ustálený režim. K náhlému rapidnímu poklesu průtoku, který je součástí špičkování, v přírodě vůbec nedochází.

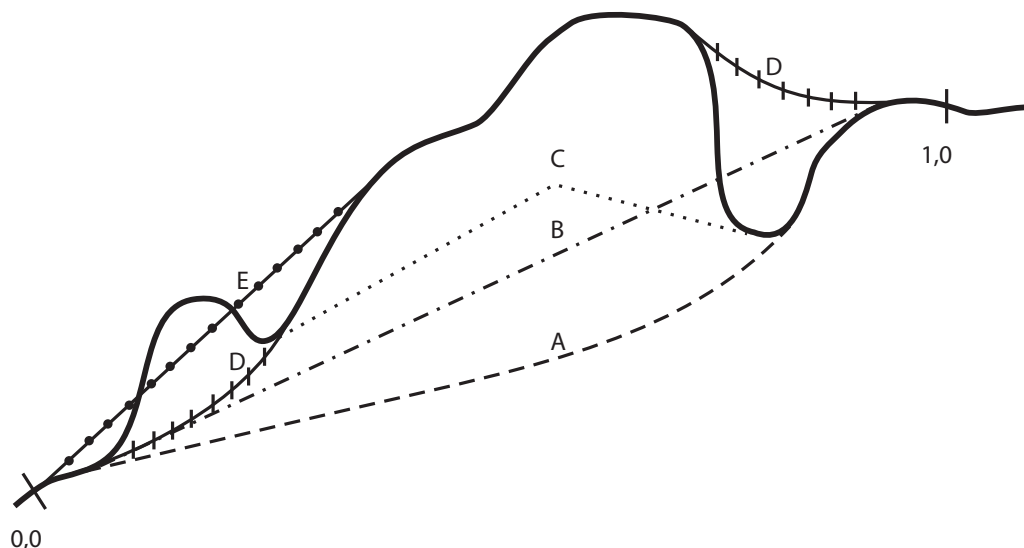
Režimu špičkování průtoků pod hydroenergetickými objekty jsou podobné náhlé změny průtoků, nadměrně zvyšované pro potřeby konání vodáckých závodů. Hlavním problémem je, podobně jako při špičkování, náhlý vzrůst a zvláště pak náhlý pokles průtoků, násobený ovšem skutečností,

že k němu dochází jen maximálně několikrát za rok, nikoliv denně jako při špičkování. Ekosystém toku tak není na tento jev nijak adaptován. Nebezpečí odplavení zvýšeným průtokem se pro ryby ani makrozoobentos nezdá být nijak zásadní, větší problémy však působí rychlý pokles a odtok vody z příbřežní části koryta (mnohdy nově zaplavených ploch v příbřežní zóně), na něž vodní živočichové nestačí zavčas reagovat a v jehož důsledku pak hynou v malých izolovaných kalužích či tůňkách anebo na suchu.

Podélné regulace toků

V kulturní krajině jsou podélné úpravy (regulace) toků velmi častým jevem, ne vždy se však jedná o činnost plně odůvodněnou. Pověštinou spočívají v úpravách podélné geometrie koryta spojených s různými formami opevnování břehů. Nejčastěji jsou podélné regulace odůvodňovány potřebou ochrany různých aglomerací včetně průmyslových objektů, komunikací a zemědělských ploch před extrémními (povodňovými) vodními stavy, méně často se jedná o požadavek na splavnění či pozemkové úpravy. Běžné je zjednodušení (napřimění) toku při průtoku intravilánem.

Přirozený tok v krajině vytváří nivu – **záplavové území**, ve kterém se vytváří meandry toku, slepá a mrtvá ramena. Ty mají pro fungování přírodních ekosystémů zásadní význam. Ramena toku, komunikující s hlavním tokem ať už trvale nebo při záplavách, slouží reprodukci a odrůstání plůdku říčních druhů ryb. Zvláště při záplavách dochází k propojení hlavního toku s rameny v jeden celek. Nově zatopená území rozšiřují prostor pro rozvoj přirozené potravy a poskytují vhodný výtěrový substrát fytofilním a indiferentním druhům ryb. Při následném poklesu hladiny pak podstatná část plůdku a juvenilních ryb zůstává v ramenech, odkud následně migrují zpět do hlavního toku, kde dorůstají do pohlavní dospělosti (Jurajda a kol., 2001). U nás takto funguje jen nepodstatná část vodních toků vesměs v chráněných územích. Nejběžnější přístupy k napřimování (podélným regulacím) toků jsou znázorněny na obr. 5.1.7.



Obr. 5.1.7. Možnosti úpravy podélné geometrie toku (dle Zelinka a Kubiček 1985, upraveno z Adámek a kol., 2010), pozn. A – E různé varianty řešení (viz text).

Typy úprav A a B jsou z hlediska ekologie toku a jeho nivy nejméně vhodné (bohužel však nejběžnější) – dojde k významnému zkrácení toku a aktivní oživené zóny dna a břehů. Zrychlí se odtok z území a tím se tok vystaví větším rozdílům v průtoku. Lze očekávat jednak rychle nastupující povodňové průtoky s rychlým odezněním, jednak i významně nižší minimální průtoky. V takto narovnaném úseku se pak většinou zpomaluje odtok pomocí příčných staveb (jezů) se všemi výše zmíněnými důsledky. Zbylé typy úprav (C, D, E), prováděné na kratších úsecích toků, umožňují alespoň částečné zachování některých zakřivení (meandry), tedy vytváření nárazového a nánosového běhu se štěrkovými lavicemi, ostrovy a erozními oblastmi. Nepříznivý dopad podélných regulací toků je nejzřetelnější v případech menších toků s vyšším spádem.

Podélná regulace toku je zásahem, který se projevuje na fungování jeho ekosystému velmi nepříznivě. Zkrátí se vlastní vodoteč, zmenší počet aktivních prvků (štěrkové lavice a ostrovy) v toku a celkově je redukována jeho ekologická rozmanitost, sníží se komunikace říční vody přes břeh a dno s vodami podříčními (hyporeál) a podzemními. Podélné úpravy toků vedou rovněž ke zkrácení břehové linie a redukcii vodní plochy a objemu vody. Z hydrologického hlediska se zrychlí odtok vody z krajiny, prodlouží doba trvání deficitních vodních stavů a naopak zvýší nebezpečí rychlého nástupu a náhlé kulminace vysokých vodních stavů. Napřimování toků je spojeno rovněž se zánikem nebo významnou redukcí pobřežních porostů. Významně se sníží i samočistící schopnost toku a znečištění se pak dostává do větší vzdálenosti od zdroje. Dochází i k nepřírozenému transportu plavenin a splavenin, jehož efekt se ještě násobí v případech kombinace podélných regulací s jezy.

Rybí společenstva podélně regulovaných toků jsou v porovnání s přirozenými podmínkami kvalitativně i kvantitativně podstatně chudší a to nejen z důvodu omezení přirozené reprodukce a možnosti odrůstání plůdku, zmíněné výše. V napřimeném toku je rovněž významně snížená diverzita habitatů a možnost úkrytů. Potravní základna (nárosty a makrozoobentos) není degradací habitatu v toku regulovaném napřimením koryta tak výrazně ovlivněna, naopak může dojít ke zvýšenému rozvoji tolerantních organismů při snížení druhové diverzity (Adámek a Jurajda, 2001). Rybí společenstvo je rovněž nepříznivě ovlivněno i extrémně zvýšenými průtoky v období zvýšených vodních stavů, kdy je eliminována možnost přežít toto období mimo hlavní koryto. Nicméně se ukazuje, že schopnost ryb přežít období extrémních průtoků je vyšší než se předpokládalo a ryby se dokáží poměrně dobře udržet na místech původního výskytu nebo v jejich blízkosti, přičemž využívají omezená místa o nižší rychlosti proudu, pravděpodobně v těsné blízkosti břehů či dna.

Podélné regulace toků jsou často spojovány i s různými úpravami břehové linie a dna. Nejčastější technická řešení jsou znázorněna na obr. 5.1.8.

Zatrubnění toku (obr. 5.1.8.a.) je z ekologického hlediska nepřijatelné řešení. Tok je zcela odstraněn z povrchu, ať už pod nebo nad úroveň terénu, čímž je znemožněna komunikace mezi povrchovými vodotečemi a podzemními vodami, chybí světlo a provzdušňování toku je velmi omezené. Jedná se proto o naprosto nevyhovující úpravu, vylučující život ryb, zelených rostlin a vyšších vodních živočichů.

Tvrdé opevnění dna a břehů (obr. 5.1.8.b.) spočívá ve zpevnění betonovými prvky, které jsou často k sobě natěsně spojeny. V takovém toku dochází takřka výlučně k laminárnímu proudění s velkou unášecí schopností, dno má velmi nízkou hydraulickou drsnost, chybí diverzifikace rychlostí proudu a dna a takřka zcela chybí úkryty. Je významně odstraněna komunikace s podříčními a podzemními vodami, dno a břehy jsou pro organizmy neprostupné. Navíc takto regulované toky jsou často ideálně vyspádovány tak, aby voda co nejrychleji odtékala. Toto řešení má za následek po většinu roku velmi malou hloubku. V letním období se voda intenzivně prohřívá, nejsou výjimkou teploty vyšší než 27 °C, což je pro většinu říčních organismů letální teplota nehledě k tomu, že ve vodě je obvykle deficit rozpuštěného kyslíku. V mrazivých zimách tyto toky zcela promrzají až ke dnu a vzhledem k nemožnosti úniku organismů do dna to vede k jejich úhynu. V takto upravených tocích dno často zarůstá vláknitými sinicemi a řasami, zvláště pak v tocích s vysokým obsahem živin. Zoobentos je kvalitativně i kvantitativně velice





Obr. 5.1.8. Různé typy podélných regulací toků (a – zatrubnění – Bílina pod Jirkovem, b – tvrdé opevnění – Bílina, Jirkov, c – kamenné opevnění břehů – Bílina nad Mostem, d – opevnění nárazového břehu – Vlára, Bylnice; foto: Z. Adámek).

chudý a v podstatě omezen pouze na drobné druhy máloštětinatých červů a larev pakomárů, případně pijavky, které se jimi živí. Pokud není v takto upravených tocích rychlost proudu vyšší než $0,1-0,2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, bývají zde velmi hojné i larvy jepic (*Cloeon*, *Baetis*), které zde profitují z preferovaného mikrohabitatu (vláknité řasy) a absence ryb. Ryby se zde vyskytují jen sporadicky, takřka výlučně v souvislosti s migračními aktivitami a často úplně chybí. Mohou zde přežívat maximálně jako nultá věková kategorie (plůdek) v těsné blízkosti břehů nebo porostech.

Opevnění břehů kamenným záhozem (obr. 5.1.8.c.), hrubošterkovou rovinou nebo dřevěným roubením je již přírodě bližší. Dno je zachováno s původním substrátem a umožňuje tak komunikaci s podříční a podzemní vodou. Jsou však odstraněny přirozené úseky s tůňmi, šterkovými lavicemi a podemletými břehy. Aby se zmírnil tento problém, staví se na takto upravených korytech jízky (kamenné anebo roubené), které alespoň částečně vytváří rozmanitost proudových, ukládacích a hloubkových poměrů v toku a tím i rozmanitost substrátů dna. Negativním jevem při těchto regulacích je používání ostrohranného lomového kamene a v poslední době i zpevnování drátěnými konstrukcemi (gabiony – drátokamenné klece). V takto regulovaných tocích je již z velké většiny zachována fauna, omezeny jsou ovšem fytofilní organizmy vázané na břehy porostlé vegetací, žijící v obnažovaných březích a v kořenech stromů pobřežní vegetace, které normálně zasahují do vody. Pokud tok není kryt břehovou keřovou a stromovou vegetací, pak je voda v letních měsících intenzivně prohřívána slunečním zářením. Zvýšená teplota společně s velkou dávkou využitelného fotosyntetického záření umožňuje, zvláště v tocích s vyšším obsahem živin, rozvoj vláknitých řas a sinic. Dosti časté je také zarůstání těchto toků vyššími rostlinami, zvláště lakušníky a rdesty. Zoobentos je zde rozvinut bez významných omezení. Kamenný zához břehového opevnění slouží jako refugium hlavně plůdku (0+), případně i adultním jedincům některých bentických druhů ryb (vranka, hrouzek, mník). Kamenné záhozy dolní Moravy a Dyje jsou v posledních letech kolonizovány zástupci hlaváčovitých (Gobiidae) – hlavačkou mramorovanou a nově i hlaváčem černoústým (*Neogobius melanostomus*). Produkční potenciál takto upravených menších toků, hlavně pstruhových potoků je významně zvyšován výstavbou jízků. Nicméně principiálně tento stav není přirozený ani žádaný a má jisté oprávnění pouze v intravilánu obcí.

Typ **regulačního zásahu s opevněním nárazových břehů** z důvodu snížení eroze (obr. 5.1.8.d.) je přírodě nejbližší. Opevnění se provádí kamenným záhozem, roubením z kmenů, kombinací proutěných výpletů a kamenného záhozu. Tyto úpravy, zejména pokud jsou zachovány břehové porosty, mají téměř neměřitelný vliv na celkové oživení toku.

Účelným opatřením, které minimalizuje negativní dopad úprav toků a břehů, je využití tvrdých porostů ke zpevnění břehů, případně dna (tzv. **vegetační opevnění**). Vhodné vegetační opevnění odolává proudu až o rychlosti $0,5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, v nárazech i podstatně vyšším. Jeho předností je maximální možné přiblížení přirozenému stavu, vytvoření úkrytů pro ryby (především plůdek) a substrátu pro rozvoj přirozené potravy. K osázení dna nebo břehů jsou vhodné takřka všechny druhy vynošené tvrdé vegetace (puškvorec, šmel, orobince, zblochan, zepar, rákos, chrastice rákosovitá) a keřovité vrby, jejichž předností je, že snáší i občasné zatopení a velkou rychlost proudu.

LITERATURA

- Adámek, Z., Jurajda, P., 2001. Stream habitat or water quality – what influences stronger fish and macrozoobenthos biodiversity? *Ecohydrology and Hydrobiology* 1: 305–311.
- Adámek, Z., Helešic, J., Maršálek, B., Rulík, M., 2010. Aplikovaná hydrobiologie. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Vodňany, 350 s.
- Balvín, P., Mrkvičková, M., 2011. Stanovení minimálních zůstatkových průtoků. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace* 53: 1–3.
- Fijan, N., 2006. Zaštita zdravlja riba. Sveučilište u Zagrebu, Veterinarski fakultet, 392 pp.
- Jurajda, P., Reichard, M., Hohausová, E., Černý, J., 2001. Comparison of 0+ fish communities between regulated-channelized and floodplain stretches of the River Morava. *Archiv für Hydrobiologie – Supplement* 135 (2–4): 187–202.
- Lusk, S., Hartvich, P., Lojkásek, B., Lusková, V., 2011. Migrace ryb a migrační prostupnost vodních toků. *Biodiverzita ichtyofauny ČR (VIII)*: 5–67.
- MŽP, 1998. Metodický pokyn MŽP o minimálních zůstatkových průtocích ve vodních tocích č. ZP 16/98. *Věstník MŽP č. 5/1998*.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130–137.

5.2. Náprava poškozených vodních ekosystémů (Z. Adámek)

5.2.1. Stanovení ekologicky únosných minimálních průtoků a úprav hydrologického režimu

Minimální průtoky a změny hydrologického režimu jsou jedny z nejvýznamnějších negativních jevů působících na biotu toků. V posledních letech se proto setkáváme se zvýšenou snahou, ne vždy ovšem úspěšně završenou, o provedení potřebných nápravných opatření. Na změnách hydrologického režimu se ponejvíce podílejí, jak je popsáno již výše:

- špičkování – mezi zvýšenými průtoky často až nulové průtoky;
- derivační elektrárny a mlýny s náhony – ovlivněný úsek řeky;
- odběry vod – vodárenské a užitkové;
- manipulace s vodohospodářskými soustavami – např. napouštění a vypouštění rybníků.

Minimální průtok (MQ) je bilanční hodnota, která má charakter přednostně zabezpečeného nároku na vodní zdroj; respektuje zachování podmínek pro **biologickou rovnováhu v toku a v jeho nejbližším okolí** a umožňuje obecné užívání vody, které nevyžaduje povolení vodohospodářských orgánů.

Ke stanovení takového průtoky bylo publikováno mnoho kritérií a jejich shrnutí publikoval v roce 1990 B. Statzner a kol.:

1. základem posouzení musí být morfologie dna (průřez koryta tj. tvar omočeného profilu, spád a hydraulická drsnost dna – granulometrie substrátu);
2. míra technických úprav v korytě řeky, čím jsou větší, tím více musí být nadlepen zbytkový průtok;
3. pro bezobratlé je hloubka méně kritickou proměnnou než pro ryby, pro které je třeba respektovat také určitý typ a rychlost proudění. Ryby jsou proto nejvhodnější indikátorovou skupinou;
4. minimální průtok by měl být "přírodě blízký", včetně příslušného vlivu na složení a distribuci celkové fauny dna nebo významných druhů;
5. minimální průtok musí vyhovovat rybám i jejich potravním organizmům;
6. průtokové podmínky, vyhovující chráněným druhům musí být preferovány před ostatními kritérii;
7. minimální průtok se musí stanovovat případ od případu.

Vodohospodáři považují za hydrologicky minimální průtok Q_{364} , tj. průtok který v dlouhodobém sledování teče jen jednou ročně a všechny ostatní průtoky jsou vždy vyšší. Za ekologicky únosný průtok pak byl mnohokrát navržen Q_{355} , tj. průtok který se vyskytne 10 dnů v roce a všechny ostatní průtoky jsou vyšší.

Avšak všechny tyto hodnoty vycházejí jen z hydrologie a neberou v úvahu ekologii toku, což je přístup, který se v současnosti mění. Objektívni stanovení minimálního průtoky, který by neměl zásadní vliv na populace a společenstva vodních organizmů, je metodicky obtížný úkol. Obvykle se stanovuje, že MQ musí odpovídat hodnotám, které vedou k maximálně 20% poklesu hodnot abundance a biomasy makrozoobentosu, což odpovídá hodnotám mezi Q_{330} a Q_{300} tedy hodnotě, kterou je třeba dodržet v pstruhových a lipanových pásmech. Zákonem o vodách č. 254/2001 Sb. je stanoven postup, uvedený v kapitole 5.1. Hydrotechnické zásahy. Metodický pokyn MŽP pak jednoznačně stanovuje, že tyto hodnoty jsou doporučené a výchozí a minimální průtok se musí stanovovat individuálně dle výše uvedených zásad. Tak se běžně stane, že v lichoběžníkovém korytě velkého průřezu je nutný minimální průtok až několikanásobně vyšší než v přirozeném meandrujícím toku.

Minimální průtoky nejsou jediným problémem, způsobovaným příčnými a podélnými stavbami. Špičkování a nulové průtoky je možno eliminovat výstavbou zdrže s dostatečným objemem hned pod přehradou. U velkých vodních děl se staví vyrovnávací nádrže. Tyto objekty mají řízený odtok tak, aby špičku co možná nejvíce odstranily a zcela zamezily extrémně nízkým průtokům.

Další možností je úprava koryta tzv. výhony, což jsou šikmé nebo kolmé hráze v toku (deflektory – obr. 5.2.1.), zvyšujících retenci vody v korytě a zpomalující proudění. Staví se jako nepropustné (z hlediska ekologie toku málo vhodné) nebo propustné z kamenných bloků, často zpevňovaných roubeninou.



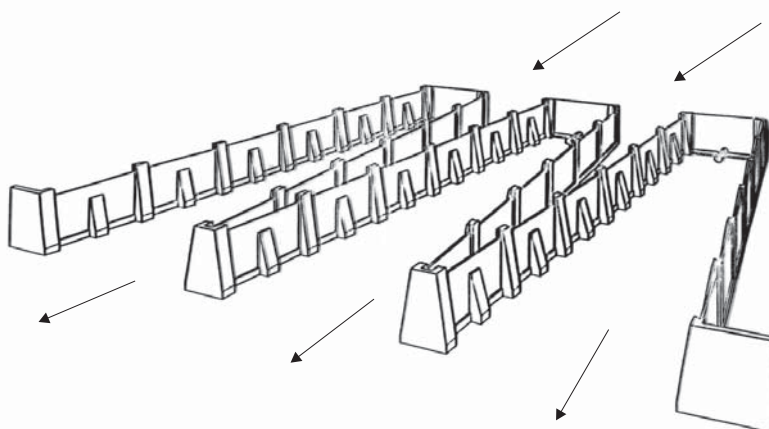
Obr. 5.2.1. Deflektory na Dyji – NPR Soutok, Pohansko (foto: P. Jurajda).

5.2.2. Náprava odtokových poměrů

Významným budoucím úkolem ve všech povodích v kulturní krajině je změna odtokových poměrů. Změny odtokových poměrů v krajině lze dosáhnout změnou rozsahu zalesněných a zatravněných ploch, odstraněním neuvážených regulací a obnovou mokřadů v krajině.

Možnosti restaurace a revitalizace toků degradovaných regulacemi jsou extrémně náročné a spočívají v nápravě a úpravě podélné a příčné geometrie koryta a úpravě celého záplavového území. Vždy je nutno postupovat komplexně, tj. když se revitalizuje vlastní koryto řeky, je nutno provést úpravy i v břehové linii a optimálně i v celé nivě – záplavovém území. Jezová tělesa jsou významnou překážkou migrace vodních organismů, především ryb a přepadový paprsek mnohdy nestačí dosytit vodu kyslíkem (viz kapitolu 5.1. Hydrotechnické zásahy). K tomu je možno udělat mnoho technických úprav. Jednou z nejjednodušších úprav je snížení výšky jezu a prodloužení přepadové hrany (obr. 5.2.2.).

Dalším, v poslední době často užívaným řešením, je zcela manipulovatelný (vakový) jez, který umožňuje úplné vypuštění zdrže. Často se užívají také jezová tělesa tvořená drátovými bloky naplněnými kamenivem (gabiony) anebo jen jez tvořený kamenným záhozem (balvanité skluzy – obr. 5.2.3.). Ty mohou plnit i funkci rybích přechodů, umožňujících rybám a dalším vodním živočichům překonání příčné překážky na toku.



Obr. 5.2.2. Možná úprava jezu – prodloužení koruny jezu s vyšším provzdušňováním (upraveno z Adámek a kol., 2010).



Obr. 5.2.3. Balvanitý skluz na řece Moravě u Lanžhota (foto: Z. Adámek).

Všechna nápravná opatření a zásahy by měly být doprovázeny sledováním účinku – biomonitorem zaměřeným na klíčová společenstva a na klíčové taxony. Sledování rybiho společenstva by mělo být zaměřeno zvláště na klíčové druhy, přednostně predátory a chráněné druhy (Adámek a kol., 2010). V horních úsecích toků jsou za klíčové druhy považovány: mihule potoční, vranka obecná i pruhoploutvá a pstruh potoční, v níže položených profilech potom především reofilní druhy – parma obecná, ostroretka stěhovavá, jelec tloušť, ouklej obecná a dravé druhy. U dravců je však jistou nevýhodou, že je na ně významně zaměřen rybářský tlak, což zásadně snižuje jejich využitelnost pro potřeby smysluplného monitoringu.

LITERATURA

- Adámek, Z., Helešic, J., Maršálek, B., Rulík, M., 2010. Aplikovaná hydrobiologie. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Vodňany, 350 s.
- MŽP, 1998. Metodický pokyn MŽP o minimálních zůstatkových průtocích ve vodních tocích č. ZP 16/98. Věstník MŽP č. 5/1998.
- Statzner, B., Kohmann, F., Schmedtje, U., 1990. Eine Methode zur ökologischen Bewertung von Restabflüssen. *Wasserwirtschaft* 80: 248–254.
- Zákon č. 254/2001 Sb. Zákon o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon).

5.3. Ochrana migrujících ryb (P. Dvořák, J. Andreji)

Globální, ale i lokální neuvážené zásahy do vodního prostředí způsobily změny v rybích společenstvech a poznání velkého rozsahu těchto změn vede ke snaze ryby i další živé organismy účinnou formou chránit. V 19. století, kdy začala být voda v tocích intenzivně technologicky využívána, vznikaly četné vodní stavby, které přerušily vodním živočichům volné migrační trasy, na kterých byli existenčně závislí. Výrazně negativně působí na ryby a další organismy vodní elektrárny.

5.3.1. Vliv provozu vodních elektráren na ryby

Provoz malých vodních elektráren (MVE) negativně působí na stav rybích společenstev ve vodním toku. Vlivem odběru vody z toku dochází obvykle k snižování počtu druhů a enormní zvýšené abundanci 1–2 druhů, kterým vyhovuje mělká voda (např. hrouzek obecný, mřenka mramorovaná). Jezové zdrže mění původní mezohabitaty ryb tekoucích vod a vytváří podmínky pro druhy stojatých vod (např. plotice obecná, cejn velký, karas stříbřitý). Derivované úseky toků MVE mají prokazatelně nižší abundanci a biomasu. Cyklický provoz elektrárny (špičkování) znemožňuje stabilizovat vodní biotop, který je rybami méně osídlován, snižuje se přirozená produkce a v určitých případech může docházet i k úhynu jiker, plůdku a ryb. Příčné stupně znemožňují rybám tokem volně migrovat a znovu osídlovat jeho horní úseky (Otterström, 1931).

Ryby strhávané proudem vody na objekty malých vodních elektráren (MVE) jsou poškozovány zachytáváním na česlích a průchodem turbínou. Polovinu jedinců zachycených na česlích tvoří nemocní nebo poranění jedinci, kteří z důvodu onemocnění nebo poranění nebyli schopni odolávat nasávacímu tahu vody, který je strhl na česla. Zvýšený počet ryb zachycených na česlích MVE je v období třecích a povýřetových migrací. Raná vývojová stádia, plůdek a ryby do velikosti cca 15 cm jsou průchodem turbínou MVE poškozovány jen v malém rozsahu a reverzibilně. U plůdku kaprovitých dosahují tyto ztráty způsobené průchodem přes turbínu MVE přibližně 10 % (Adámek a Jurajda, 1997).

Lopatky turbín způsobují migrujícím rybám povrchová i vnitřní zranění, hematomy, fraktury, anebo sekají jejich těla na části (Monten, 1985; Davies, 1988). Při sledování působení různých typů turbín na procházející ryby popsal Davies (1988) 4 základní příčiny jejich poškozování:

- srážka s pevnou nebo rotující částí turbíny;
- náhlá změna tlaku;
- odstředivá síla a turbulence;
- hydrodynamická kavitace.

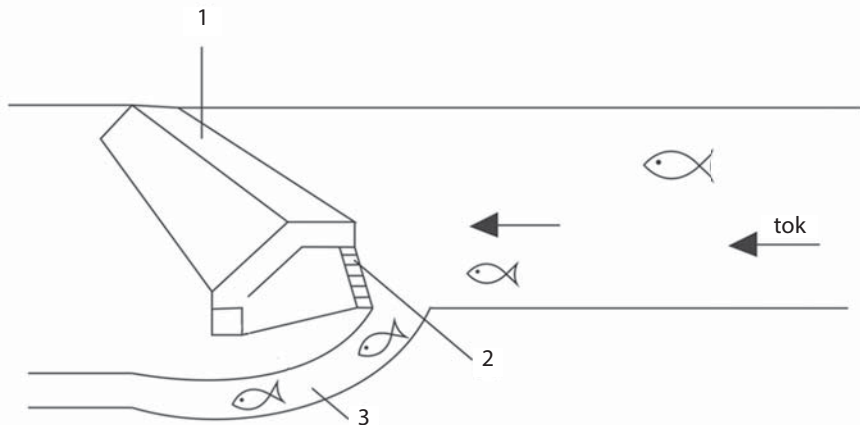
U ryb procházejících přetlakovými turbínami můžeme zaznamenat výrazný exophthalmus, krváceniny v očích, roztržení očí a krvácení u bází ploutví. Dochází také k vnitřním poraněním, jako je roztržený plynový měchýř, krvácení do vnitřních orgánů, tkání, případně tvorbě povrchových zranění způsobených zejména hydrodynamickou kavitací (Davies, 1988). Mechanická poškození bývají u živých ryb prošlých přes vodní turbínu méně nebezpečná, ale ryby většinou hynou důsledkem rychlých změn tlaku a hydrodynamické kavitace (Donaldson, 1960; Cada, 1990). U malých ryb a larev hmyzu dochází v důsledku náhlé změny tlaku při průchodu turbínami ke zvýšenému poškození a vyšší úmrtnosti (Marcy, 1975; Collins, 1984). Zranění ryb prošlých turbínami se liší i velikostně. Pakliže je postižení větší než čtvrtina povrchu těla, vede zranění ke smrti poškozené ryby (Kostecki a kol., 1987; Bernoth, 1990).

5.3.2. Rybí zábrany a jejich funkce

Od konce 19. století započal rozsáhlý výzkum zaměřený na zlepšení životních podmínek ryb závislých na migracích. Zlepšení protiproudové migrace ryb zajišťuje výstavba rybích přechodů (viz kapitola 3.8.) a poproudovým migracím napomáhají technické nebo přírodní obtoky („bypassy“) doplněné rybími zábranami chránícími ryby před nasátím v odběrných místech. Rybí zábrany se začaly používat na počátku 20. století, především pro ochranu mladých lososů (strdlíc) a dospělých úhořů migrujících do moře (Baar, 1903; Lundbeck, 1927; Otterström, 1931).

Rybí zábrany mají dvě základní funkce:

- **zabránit vniknutí ryb i ostatních vodních živočichů do technických zařízení** (vodní elektrárny, čerpací stanice, zavlažovací systémy, čistící stanice, rybochovné objekty atd.);
- **usměrnit a odvést ryby mimo technická zařízení do původního koryta toku postiženého odběrem vody**, např. obtokem (obr. 5.3.1.).



Obr. 5.3.1. Schéma jezů s instalovaným obtokem MVE pro poproudově migrující ryby. Jezové těleso (1) vytváří příčnou bariéru pro migrující ryby. Vtok do MVE je chráněn proti vnikání ryb zábranou (2), která migrující ryby směřuje do obtoku (3) (schéma: P. Dvořák).

Před vlastní instalací rybích zábran je důležité:

- a) znát údaje o hydrotechnickém systému;
- b) znát informace o hydrologickém průtoku a topografii dna vodního toku;
- c) provést biologické hodnocení dotčeného úseku vodního toku;
- d) zmapovat rybí společenstvo dotčeného toku, příp. dalších možných druhů migrujících tokem, aby mohl být vybrán vhodný typ zábrany a jejich parametrů.

Vhodné umístění rybí zábrany před odběrem vody z toku (náhon) dává předpoklad jejího správného fungování. Míru účinnosti ochranného zařízení ovlivňuje také rychlost proudění vody ve vodním toku. Ochranné systémy jsou instalovány před vlastní turbíny nebo napájecí objekty (náhony), jsou vždy spojené s bypassem, který zajistí migrujícím rybám dostat se mimo pracovní prostor turbíny zpátky do toku pod elektrárnu.

Možnosti snížení negativních vlivů MVE na vodní biotu

Rozhodujícími předpoklady pro úspěšné snižování negativních vlivů vodních děl na vodní biotu jsou dodržování příslušné legislativy a objektivní postoj orgánů státní správy k výstavbě nových a případně provozu stávajících vodních staveb a MVE. Především je nezbytné, aby výstavba a provoz MVE vycházely z globálního hodnocení území a říčního kontinua. Takovýto přístup zabrání devastaci vodního toku a uchová jeho ekologickou stabilitu a funkci významného krajinného prvku. Ke snížení negativních vlivů MVE na vodní biotu může dojít při dodržování níže uvedených opatření:

- zajištění průběžné regulace odběru vody za účelem dodržení minimálního zůstatkového průtoku;
- zamezení akumulace vody a cyklického ovlivňování průtoku řek;
- instalace technických zařízení omezujících vstup vodních živočichů do tělesa elektrárny;
- výstavba náhradní migrační cesty přes příčnou bariéru (jez, hráz apod.);
- minimalizace úniku látek snižujících kvalitu vod (látky spojené s provozem MVE – oleje, mazací tuky, barvy, laky, desinfekční a čisticí prostředky, odpadní splaškové vody apod.).

Existující systémy zaměřené na přímou ochranu migrujících ryb (tzv. rybí zábrany) dělíme na:

- a) mechanické
- b) optické
- c) akustické
- d) elektrické
- e) jiné

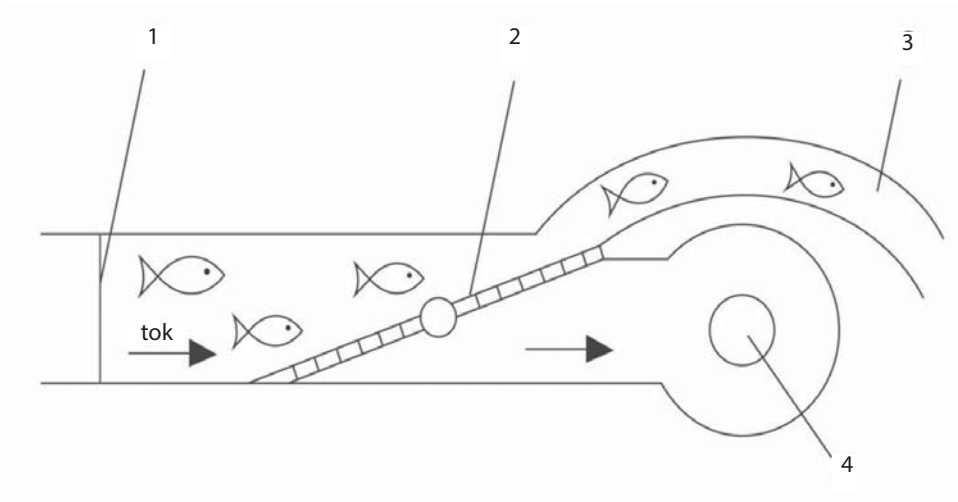
a) Mechanické zábrany

Česle

Jsou jednou z nejstarších a stále nejužívanějších rybích zábran. Využívají se především jako ochrana proti vnikání ryb do míst určených pro spotřebu technologické vody, proti vnikání nežádoucích druhů ryb a vodních živočichů do rybochovných objektů, proti úniku ryb při vypouštění (strojení) rybníků před výlovem. Česlové pruty se orientují vodorovně, nebo svisle. Mají mít proudnicový tvar (klade malý odpor protékající vodě) a jsou zaoblené proti možnému zranění ryb. V závislosti na druhu rybiho společenstva je nezbytné volit vhodnou rozteč česlí (Adam, 1998; Hartvích a Dvořák, 2002). Rychlost proudění vody před česlemi by neměla překročit $0,2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, čímž se zvyšuje bariérový efekt zábrany a ryby se jí snadno vyhnou a jsou směřovány do obtoku. Zvýšení průtoku česlovou stěnou, kterou vyžadují technologické odběry, umožňuje vhodné postavení česlového pole např. šikmým nastavením česlí a lomenou česlovou stěnou ve tvaru písmene V nebo U vrcholem směřujícím proti proudu (Hartvích a Dvořák, 2002).

Otočné ploché česle

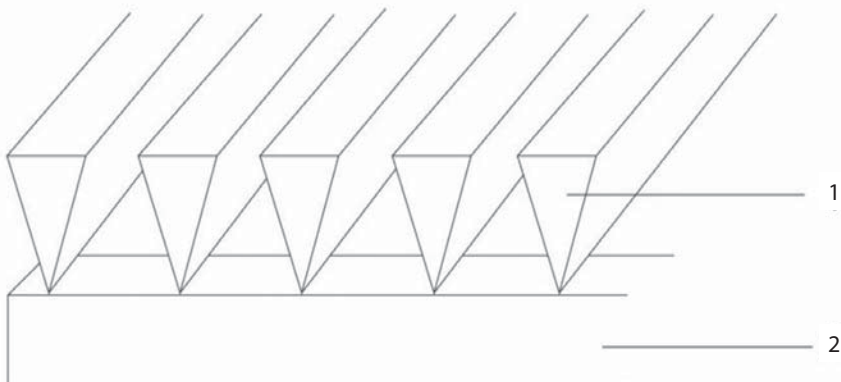
Otočné ploché česle (obr. 5.3.2.) směřují migrující ryby do obtoku mimo pracovní prostor turbín MVE. Česle jsou uprostřed fixovány na otočném čepu, což umožňuje propláchnutí nachytaných nečistot. Po přetočení česlí dojde k pročištění protékající vodou a česle mohou opět správně fungovat a navádět ryby. Otočné česle je vhodné instalovat na menších tocích (příp. na začátek náhonu) před odběr technologické vody (Höfer a Riedmüller, 1996). Mezery mezi pruty by měly mít rozteč max. 20 mm. Obtok pro migraci ryb okolo odběru vody je napojen u zadní báze česlové stěny (postačuje trubka o průměru 300 mm). Z pozorování, které provedl Rathke a Kuhlmann (1994) vyplývá, že instalováním zábrany s obtokem se snížily škody na migrujících úhořích až o 62 %.



Obr. 5.3.2. Otočné česle. Instalují se do náhonu (1), vlastní česle (2) jsou uchyceny na otočném čepu, který umožňuje jejich překlopení a propláchnutí protékající vodou, ryby jsou česlemi směřovány do obtoku (3), mimo turbínu MVE (4) (schéma P. Dvořák).

Česle s trojúhelníkovými pruty

Odlíšnou konstrukci mají česle tvořené trojúhelníkovými pruty (Wedge – Wire – Screen), které jsou širší základnou nasměrovány proti proudu (obr. 5.3.3.). Mezery mezi pruty bývají 5,3 mm, a proto jsou účinné i pro juvenilní ryby (Otto a kol., 1981; Ehrler a Raifsnider, 1999). Česle jsou instalovány v mírném sklonu ke dnu ve směru toku, což zvyšuje jejich ochranný účinek, usnadňuje automatické čištění a zvyšuje plochu protékající vody a brání jejím vzdouvání (Weisberg a kol., 1987). Česle jsou horním okrajem napojeny na příčný obtok, který odvádí ryby mimo technický objekt pod příčnou překážku. Pro dnové odběry jsou využívány lichobežníkové česle v podobě cylindrických válců (obr. 5.3.4.), které fungují podobně jako sací koš čerpadel a mají velmi vysokou účinnost ochrany.



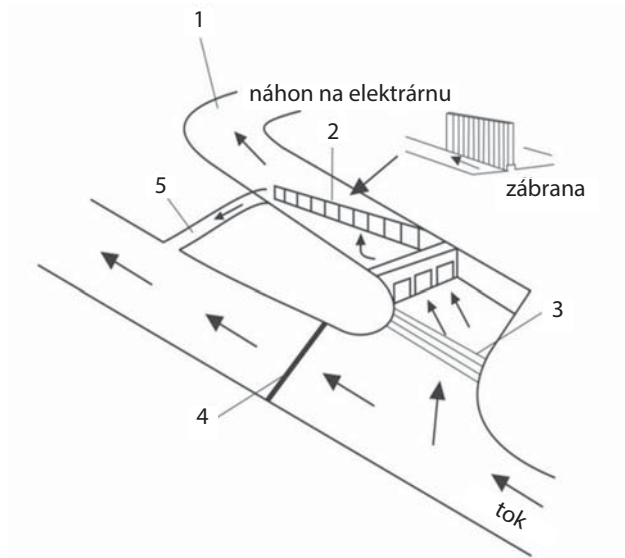
Obr. 5.3.3. Česle z trojúhelníkových prutů. Česle tvoří pruty trojúhelníkového profilu (1) směřované základnou k přítoku vody, pruty vyztužují příčnicku (2) (schéma P. Dvořák).



Obr. 5.3.4. Cylindrický válec z lichoběžníkových prutů instalovaný jako ochranný filtr na potrubí odebírající technologickou vodu (foto převzato z <http://www.bdiscreens.com/fishdiversion.htm> se souhlasem Industrial Screen Products, Inc., P.O. Box. 366, Placerville, CA 95667 USA).

Louver

Louver (žaluzie) je česlová zábrana vyvinutá na ochranu mladých lososů (smoltů) migrujících do moře (obr. 5.3.5.). Zábranu tvoří až 15 cm široké železné pruhy vertikálně orientované, mezi kterými jsou mezery o šířce do 10 cm (optimum 4 cm). Česle jsou instalovány v úhlu 65–80° na směr proudění vody a tím vytváří pro ryby odpuzující turbulentní proudění (obr. 5.3.6.). Migrující lososi orientující se i zrakem před sebou navíc neregistrují volnou migrační cestu a zábraně se vyhýbají a migrují podél ní až do bypassu (Scruton a kol., 2002). Zábrana je instalována na vtoku bočních odběrů vody z říčního koryta. Její účinnost je významně ovlivněna průtokem a čistotou vody (Bates a Vinsonhaler, 1956; Bates a Jewett, 1961). Skinner (1974) posuzoval Louver zábranu uspořádanou do V-tvaru se sklonem 15° k směru proudnice. Sledování prokázalo snížený ochranný efekt pro migrující ryby menších velikostí. V Německu byla sledována účinnost zábrany proti migrujícím úhořům, avšak v těchto testech se neosvědčila (Goosney, 1997).



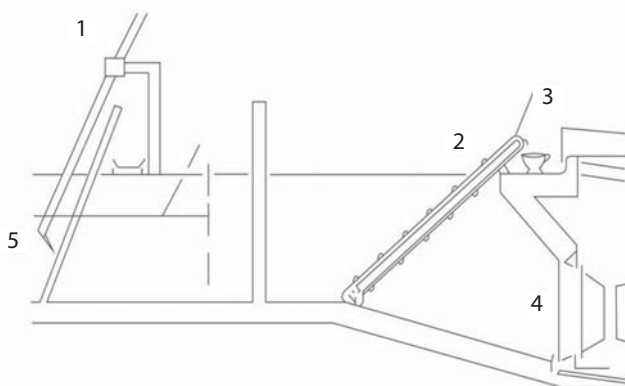
Obr. 5.3.5. Instalace zábrany Louver do náhonu vody pro MVE Voda vtéká náhonem (1) do MVE, ryby jsou směrovány zábranou (2), proplovají obtokem (bypasem, 5) zpět do hlavního toku pod jez (4), hrubé nečistoty a splaveniny jsou zachycovány předčesly (3) (schéma P. Dvořák).



Obr. 5.3.6. Pohled proti proudu zavlažovacího kanálu – šikmé postavení zábrany – Louver. (foto převzato z http://www.usbr.gov/pmts/hydraulics_lab/pubs/manuals/fishprotection/ se souhlasem U.S. Department of the Interior Bureau of Reclamation Denver, Colorado 2006: Fish Protection at Water Diversions, A Guide for Planning and Designing Fish Exclusion Facilities 2006, pp. 480).

Rotační síť

Relativně novou zábranou jsou pohyblivé česle ve formě různě uspořádaných plochých rotačních sítí doplněných obtokem pro odvádění migrujících ryb (obr. 5.3.7.). Udržení požadovaného průtoku vody závisí na čistotě sítěné zábrany. K jejímu čištění se většinou používají vysokotlaké vodní trysky. Síť se mohou rovněž čistit mechanickými kartáči, které pojíždějí po síti a čistí ji v pravidelných intervalech. Vysoká ochranná účinnost pro migrující ryby je dosahována pomalou rotací kovové sítě, která má velikost ok 8 × 15 mm. Zábranu je vhodné používat na malých a středních tocích, kde dosahuje více jak 70% účinnosti (Matthews a kol., 1977; Hartvich a kol., 2008). Při správné instalaci (sklon do 30°) je vhodnou ochranou pro juvenilní ryby a odrostlý plůdek. Zábrana je využívána i v produkčním chovu ryb, při výlovu ročka candáta pod hrází rybníků, kdy kontinuálně odlovuje ryby migrující s vypouštěnou vodou.



Obr. 5.3.7. Schéma instalace zábrany ve formě rotační sítě pro derivační MVE v německém Hadamaru.

Technologická voda z náhonu (5) protéká přes hrubá česla (1) na rotační česla (2) vlnějí ryby a drobné nečistoty do obtoku (3). Voda je následně odebrána MVE (4), (schéma P. Dvořák).

Rotační válec

Zábranu tvoří válec z trojúhelníkových česlových prutů přes které prochází voda a migrující ryby jsou odklány od bočního odběru zpátky do toku. (obr. 5.3.8.). Ochrannou funkci válce zvyšuje jeho proudová rotace, čímž dochází i k jeho proplachování a čištění. Odběr vody je možné realizovat z vnitřního prostoru válce, nebo až za válcem. Pokud je zábrana instalována do náhonů, je nezbytné zajistit migraci ryb vhodným obtokem těsně u návodní strany válce. Zábrana je zejména vhodná pro odběr vody z menších toků (Höfer a Riedmüller, 1996; Holzner, 1999).

b) Optické zábrany

Tento typ zábran vyžaduje dostatečnou průhlednost vody (obr. 5.3.9.), proto se ochranný účinek světelné zábrany výrazně snižuje vlivem zákalu v eutrofních a hypertrofních tocích nebo při povodních. Účinky světelných zábran působí na říční druhy ryb selektivně. Světloplaché druhy ryb se zábraně vyhýbají, naopak světlomilné druhy jsou zábranou lákány (Betge a kol., 1965). Nové rtuťové výbojky mírně zvýšily účinnost zábrany, ovšem migrující úhoři tuto zábranu po krátkodobém přerušení migrace opět překonali. Teprve zvýšení průtoku vody obtokem odklonilo migrující úhoře z hlavní proudnice do obtoku (Berg, 1985, 1994; Seifert 1998). Vysoká účinnost světelné zábrany vybavené rtuťovou výbojkou plněnou heliem a stroboskopické lampy se projevila u migrujících lososů (Nemeth a Anderson, 1992).



Obr. 5.3.8. Rotační sítěný válec. (foto převzato z <http://www.bdisccreens.com/fishdiversion.htm> se souhlasem B. Deo-Volente, Inc. 1255 Monmouth Blvd., Galesburg, Illinois 61401).



Obr. 5.3.9. instalace podvodních světlometů (foto: Bruijs, 2010).

Vzduchová bublinová stěna

V těchto ochranných systémech je využíván volně se vznášející plyn v podobě drobných vzduchových bublin, který vytváří několik cm širokou stěnu. Ryby vizuálně reagují na bariéru, navíc repelentně působí i hluk, který stlačený vzduch při unikání do vody vytváří. Trefethen (1968) popisuje plašící účinky a neprostupnost těchto bariér u migrujících sledů.

Řetězové závěsy

Jedná se o závěs z kovových lesklých řetězů, instalovaný před boční vtok (náhon) do elektrárny. Ryby závěs vnímají jako optickou bariéru a vyhýbají se jí. Účinnost zábrany zvyšuje i zvuk, který vzniká pohybem a třením vzájemně propojených řetězů (Holzner, 1999). Tato řetězová zábrana může být používána stacionárně, příp. velmi dobře funguje jako nekonečný rotující pás.

c) Akustické zábrany

Generování repelentního zvuku

Vytváření hluku nebo generování zvuku pod vodou má vliv na chování ryb. Některé zvuky mohou ryby lákat (stimulační), jiné odpuzovat (repelentní). Zvukový projektor (obr. 5.3.10.) generuje zvuk pomocí flexibilní membrány (Filčagov a kol., 1988; Hartvich a Dvořák, 2002).

Enger a kol. (1993) sledoval reakci mladých lososů – strdlíc, na různé zvukové frekvence a zjistil, že výrazný repelentní účinek má frekvence 10 Hz. Svě laboratorní zjištění ověřil i v praxi a strdlíce se lokalitám s generovaným zvukem (10 Hz) před MVE vyhýbaly. Jiné frekvence (např. 150 Hz) neprokázaly žádný výrazný repelentní vliv na lososa. Nedwell a kol. (2003) studovali reakci ryb na hladinu zvukové zábrany a vylepšovali její účinnost propojením s elektrickou zábranou. Její účinnost potvrdili i někteří chovatelé násad lososů v Německu, kteří zmiňují snížení ztrát až o 96 %.



Obr. 5.3.10. Podvodní zvukový projektor a generátor zvuku s řídicí jednotkou (foto: Buijs, 2010).

„Popper“

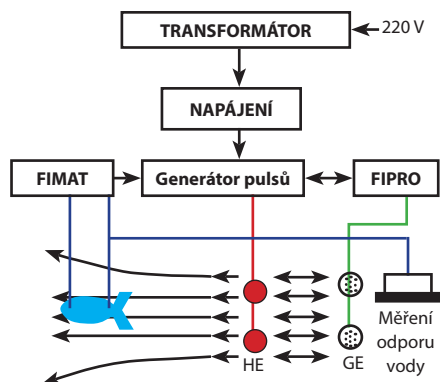
Jedná se o zvukovo-pneumatickou zábranu fungující na principu vytváření zvuku pomocí stlačeného vzduchu vypuštěného z trysek pod vodní hladinou. Tím vznikají repelentní zvuky nebo tlakové vlny, které trvale plaší ryby a udržují je v bezpečné vzdálenosti od odběru vody. Nevýhodou je, že účinnost zábrany se v době intenzivní migrační aktivity ryb snižuje a navíc je provoz zábrany energeticky velmi náročný (Holzner, 1999).

d) Elektrické zábrany

Pomocí elektrického pulzního pole nebo konstantního stejnosměrného pole je možné odpudivě působit na migrující ryby. Účinnost elektrické zábrany je ovlivněna celou řadou fyzikálních a chemických vlastností vody (průtok, teplota), druhem a velikostí migrujících ryb i jejich fyziologickým stavem (Hartvich a Dvořák, 2002). Jako nevhodnější se pro testování účinnosti elektrické zábrany a působení elektrického pole na ryby osvědčil úhoř (Rommel a McCleave, 1973). Úhoř byl schopen rozpoznat i sebemenší změnu elektrického pole a reagovat na něj únikem. Plašící účinek elektrického pole na reofilní druhy ryb se oproti konstantnímu působení elektrického proudu významně zvýšil střídáním napětí a změnou frekvence elektrických pulzů (Halsband, 1955a,b; 1956). Elektrickou zábranu tvoří zdroj elektrické energie, generátor pulsů, vedení a elektrody instalované do toku (obr. 5.3.11.). Tyto základní součásti zábrany mohou být vybaveny ještě zařízeními, které vyhodnocuje plašící účinek elektrického pole na migrující ryby a následně mění frekvenci a intenzitu elektrických pulzů. Elektrody mohou být instalované v jedné i více řadách. Účinnost jednořadých elektrod pro migrující úhoře je nejvyšší při rychlosti proudění vody do 3 m.s⁻¹ a teplotách nad 9 °C (Meyer-Waarden, 1956; Adlmannseder, 1986). I přes různé úpravy a vylepšení účinnosti plašícího efektu elektrických zábran je jejich účinnost dočasná (především pro úhoře) a pokud není zábrana spojena s funkčním obtokem, tak ji ryby překonávají (Rauck, 1980).

Dvou a víceřadé uspořádání elektrod

Tyto systémy jsou používány zejména v Rusku a vzhledem ke svému uspořádání mají velmi vysokou účinnost. Jsou instalovány do pomalu tekoucích vod, aby měly migrující ryby dostatek času k úniku z výrazně většího elektrického pole (Holzner, 1999). Mimo jiné jsou zábrany využívány v rybochovných objektech proti vnikání nežádoucích druhů ryb a jiných vodních živočichů.



Obr. 5.3.11. Schéma elektronické zábrany Geiger. Generátor pulsů mění frekvenci a intenzitu elektrických pulzů, zařízení Fimat monitoruje účinnost plašícího pole a upravuje střídání frekvencí elektrických pulzů, zařízení Fipro sleduje vybrané fyzikální a chemické vlastnosti vody, mezi elektrodami (He a Ge) vzniká plašící elektrické pole, které odpuzuje ryby (schéma P. Dvořák).

e) Další typy a možnosti ochrany migrujících ryb

Použití chemických odpuzovadel

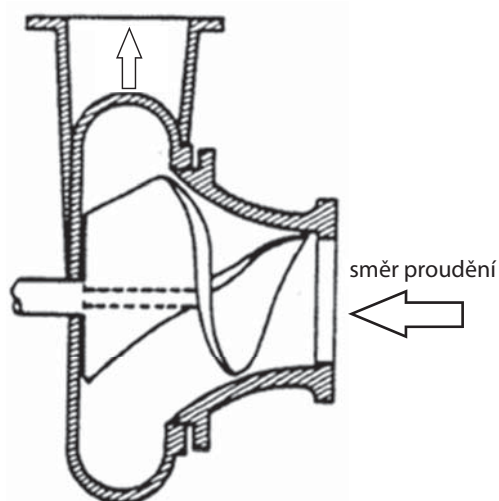
Chemické repelenty byly pouze pokusně využívány na testovacích objektech s odběrem technologické vody. Účinné látky byly aplikovány pomocí dávkovacích jednotek na vtocích do náhonů derivačních MVE kontinuálně nebo intervalově. K plašení ryb byly využity ekologicky odbouratelné chemické přípravky, které nejsou návykové a reziduální. Chemické látky použité k plašení působily na sliznice rybího těla a to především očí (Holzner, 1999). V současné době se chemické repelentní přípravky k plašení ryb v tocích nevyužívají.

Rybí čerpadla

Rybí čerpadla jsou svou konstrukcí a provozem šetrná k rybám, které spolu s vodou nasávají. Čerpadla mají pomalý chod a oblé listy kuželového rotoru, který se rozšiřuje ve směru proudění (obr. 5.3.12.). Jejich využití je hlavně v lokalitách s pravidelnými a hojnými tahy menších druhů ryb, kde není možné obtoky efektivně stavět, příp. je několik vodních stupňů v krátké vzdálenosti od sebe a ryby jsou nakládány, převáženy a vypouštěny až za skupinou nepřekonatelných překážek (např. Columbia River, Spojené státy). Efektivita a účinnost čerpadla je přímo závislá na správném fungování odlovné rybí pasti, která musí ryby k přepravě nachytat (Holzner, 1999).

Bezpečný provoz vodních elektráren a odběrů vody – vodní turbíny neškodící rybám

McKee a Rossi (1995) popisují turbínu vycházející z Kaplanovy turbíny, která však mění vnitřní hydraulické poměry, které významně snižují poškozování procházejících ryb. Úspěšně byla otestována při jarní proudové migraci strdlíc lososů. Prostřednictvím cílených opatření a úprav na turbínách je možné minimalizovat nebezpečí, které hrozí procházejícím rybám (Bernoth, 1990). Nové typy nízkootáčkových rotorů, oblé lopatky a změny provozních podmínek snižují kavitaci a především turbulentní proudění. Velmi vhodným přístupem uživatelů vodních elektráren je omezení jejich činnosti v době zvýšené migrační aktivity ryb.



Obr. 5.3.12. Schéma rybího čerpadla (schéma Clay, 1995).

LITERATURA

- Adam, B., 1998. Aalabwanderung – Ergebnisse von Versuchen in Modellgerinnen. In: Lukowski, V.M. (Eds), Durchgängigkeit Von Fliesgewässern für Stromabwärts Wandernde Fische. Deutscher Fischerei-Verband, Hamburg, Germany, pp. 37–68.
- Adámek, Z., Jurajda, P., 1997. Poškození ryb průchodem přes turbíny malé vodní elektrárny. Bulletin VÚRH JU Vodňany 33 (1–2): 120–130.
- Adlmannseeder, J., 1986. Kleinspannungs-Fischscheuch- und -leitanlagen. Österreichs Fischerei 39: 240–246.
- Baar, N.N., 1903. Ein Beitrag zur Schädigung der Aale durch Turbinen und Mühlräder. Fischerei Zeitung, 6.
- Bates, D.W., Vinsonhaler, R., 1956. Use of louvers for guiding fish. Transaction of the American Fisheries Society 86: 38–57.
- Bates, D.W., Jewett, S.G., 1961. Louver efficiency in deflecting downstream migrant steelhead. Transaction of the American Fisheries Society 90: 336–337.
- Berg, R., 1985. Turbinenbedingte Schäden an Fischen – Bericht über Versuche am Laufkraftwerk Neckarzimmern. Landesanstalt für Umweltschutz Baden – Württemberg; Institut für Seenforschung und Fischereiwesen, Württemberg, Germany, 25 pp.
- Berg, R., 1994. Fischereischäden durch Turbinen. Arbeiten des Deutschen Fischereiverbands 44: 41–47.
- Bernoth, E.M., 1990. Schädigung von Fischen durch Turbinenanlagen. Deutsche Tierärztliche Wochenschrift 97: 161–164.
- Betge, E., Rhode, H., Kulow, H., 1965. Untersuchungen über die Reaktion der Fische auf unterschiedliche Farben und Stärken des elektrischen Lichts. Radebeul; Deutsche Fischereizeitung 12: 286–291.
- Brujjs, C.M.M., 2010. Reduction of fish impingement: Best Available Approach for cooling water intakes? International workshop on sustainable use of cooling water from the Wadden sea, 4. 11. 2010, Netherland, p. 16.
- Cada, G.F., 1990. A review of studies relating to the Effects of propeller-type turbine passage on Fish early life Stages. North American Journal of Fisheries Management 10 (4): 418–426.
- Clay, C.H., 1995. Design of Fishways and Other Fish Facilities. Lewis Publishers, CRC Press Inc., Boca Raton, USA, 248 pp.
- Collins, N.H., 1984. Potential fish mortality associated with hydroelectric turbines. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 1256: 551–563.
- Davies, J.K., 1988. A Review of Information Relating to Fish Passage Through Turbines: Implications to Tidal Power schemes. Journal of Fish Biology 33: 111–126.
- Donaldson, I.J., 1960. Helping Salmon to the Sea. Compressed Air Magazine, pp. 14–19.
- Ehrler, C., Raifsnider, C., 1999. Evaluation of the Effectiveness of Intake Wedgewire Screens. In: Power Impacts on Aquatic Resources Conference, Atlanta, GA, April 12-15, 1999. Environmental Science and Policy 3: 361–368.
- Enger, P.S., Karlson, H.E., Knudsen, F.R., Sand, O., 1993. Detection and reaction of fish to infrasound. Fish Behaviour in Relation to Fishing Operations, ICES Marine science symposia. Copenhagen 196: 108–112.
- Filčagov, L.P., Medvedovskij A.J., Varič J.N., Filčagov A.P., Orišič M.P., 1988. Vazmožnosti ispolzovánija izličatelej zvukovyh častot kak elementa kompleksnyh rybozašitnyh ustrojstv. Rybnoje chozajstvo 42: 55–59.

- Goosney, R.G., 1997. An efficient diversion/bypass system for Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolt and kelt in power canals. In: EPRI Fish Passage Workshop May 6–8, 1997, Milwaukee, Wisconsin. Electric Power Research Institute, Palo Alto, USA, 7 pp.
- Halsband, E., 1955a. Untersuchungen über die Betäubungsgrenzpulszahlen verschiedener Süßwasserfische. Archiv für Fischereiwissenschaft 6 (1–2): 45–53.
- Halsband, E., 1955b. Untersuchungen über den Einfluß verschiedener Stromarten auf den Stoffwechsel der Fische. Archiv für Fischereiwissenschaft 6 (5–6): 39–47.
- Halsband, E., 1956. Die Beziehung zwischen Intensität und Zeitdauer des Reizes bei der elektrischen Durchströmung von Fischen. Archiv für Fischereiwissenschaft 7 (1): 74–81.
- Hartvich, P., Dvořák, P., 2002. Zařízení k usměrnění poproudových migrací ryb. Edice Metodik, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany, č. 66, 16 s.
- Hartvich, P., Dvořák, P., Tlustý, P., Vrána, P., 2008. Rotation screen prevents fish damage in Hydroelectric Power Stations. Hydrobiologia 609: 163–176.
- Höfer, R., Riedmüller, U., 1996. Fischschäden bei Salmoniden durch Turbinen von Wasserkraftanlagen. Literaturstudie im Auftrag des RP Freiburg, 86 pp.
- Holzner, M., 1999. Untersuchungen zur Vermeidung von Fischschaden im Kraftwerksbereich. Landesfischereiverband Bayern, 224 pp.
- Kostecki, P.T., Clifford, P., Gloss, S.P., Carlisle J.C., 1987. Scale loss and survival in smolts of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) after turbine passage. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 44 (1): 210–214.
- Lundbeck, J., 1927. Untersuchungen über die Beschädigung von Fischen, besonders Aalen, in den Turbinen des Kraftwerks Friedland (Ostpreußen). Zeitschrift für Fischerei 25: 439–465.
- Marcy, B.C., 1975. Entrainment of organisms at power plants, with emphasis on fishes – an overview. In: Saila, B.S. (Ed.), Fisheries and energy production: a symposium 1975. Lexington, USA, 89–106.
- Matthews, G.M., Swan, G.A., Smith, J.R., 1977. Improved bypass and collection system for protection of juvenile salmon and steelhead trout at Lower Granite Dam. Marine Fisheries Review 39:10–14.
- McKee, C.A., Rossi, G., 1995. Rocky Reach Kaplan Turbines: Development of Fish-Friendly runners. Barcelona / Spain; Hydropower into the next Century; S. Hydropower into the Next Century, 1995, Barcelona, Spain, 127–135.
- Meyer-Waarden, P.F., 1956. Über den elektrischen Scheueffekt und seine Verwendung in Fischerei und Wasserbau. Archiv für Fischereiwissenschaft 7 (2): 192–209.
- Monten, E., 1985. Fish and turbines. Norstedts Tryckeri, Stockholm, Sweden, 109 pp.
- Nedwell, J., Turnpenny, A., Langworthy, J., Edwards, B., 2003. Measurements of underwater noise during piling at the Red Funnel Terminal, Southampton, and observations of its effect on caged fish. Subacoustech Ltd., Bishops Waltham, Hampshire, UK, Report 558 R 0207
- Nemeth, R.S., Anderson, J.J., 1992. Response of juvenile Coho and Chinook salmon to strobe and mercury vapor lights. North American Journal of Fisheries Management 12(4): 684–692.
- Otterström, J., 1931. Die Turbinen und die abwärts wandernden jungen Lachse und Forellen. Extrait du Journal du Conseil International pour l'Exploration de la mer 7: 63–75.
- Otto, R.G., Hiebert, T.I., Kranz, V.R., 1981. The Effectiveness of a Remote Profile-Wire Screen Intake Module in Reducing the Entrainment of Fish Eggs and Larvae. In: Dorn, P.B., Larson, J.T. (Eds), Proceedings of the Workshop on Advanced Intake Technology 1981. San Diego, California, USA, 47–56.

- Rathke, P.C., Kuhlmann, H., 1994. Untersuchungen über die Schädigung von Fischen durch die Turbine und Rechen im wasserkraftwerk Dringenauer Muhle (Bad pyrmont). Arbeiten des deutschen fischereiverbands 59: 37–74.
- Rauck, G., 1980. Mengen und Arten vernichteter Fische und Krebstiere an den Rechen des Einlaufbauwerks im Kernkraftwerk Brunsbüttel, sowie Testversuche zur Reaktion von Fischen auf die Elektroscheuchanlage auf der Basis von dort anfallenden Fischproben. Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Veröffentlichungen des Instituts für Küsten- und Binnenfischerei, Hamburg, 22 pp.
- Rommel, S.A., McCleave, J.D., 1973. Sensitivity of American Eel (*Anguilla rostrata*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*) to teak electric and magnetic fields. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 30 (5): 657–663.
- Scruton, D.A., McKinley, R.S., Kouwen, N., Eddy, W., Booth, R.K., 2002. Use of telemetry and hydraulic modeling to evaluate and improve fish guidance efficiency at a louver and bypass system for downstream-migrating Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts and kelts. Hydrobiologia 483 (1–3): 83–94.
- Seifert, K., 1998. Funktion einer Lichtscheuchanlage zur Aalableitung an einem Kleinkraftwerk. Fischer und Teichwirt 5: 205.
- Skinner, J.E., 1974. A functional evaluation of a large louver screen installation and fish facilities research on California water diversion project. In: Jensen, D.L. (Ed.), Second Entrainment and Intake Screening Workshop 1974, Johns Hopkins University, Baltimore, USA, 225–249.
- Trefethen, P.S., 1968. Fish-Passage Research, Review of Progress, 1961–1966 Washington D.C., United States Department of the Interior, 254: 25.
- Weisberg, S.B., Burton, W.H., Jacobs, F., Ross, E.A., 1987. Reductions in Ihtyoplankton Entrainment with Fine-Mesh, Wedge-Wire Screens. North American Journal of Fisheries Management 7: 386–393.

5.4. Rybožraví predátoři a jejich vliv na populace ryb v rybářských revírech (Z. Adámek)

Problematika škod způsobených rybožravými predátory je v podmínkách ČR trvale velmi aktuální a nepochybně lze říci, že závažnost konfliktu mezi rybářstvím a ochranou přemnožených chráněných predátorů, je trvale akcentována společenskými a ekonomickými aspekty. Rostoucí šíření chráněných rybích predátorů v Evropě i u nás je důsledkem změn ve využití krajiny člověkem spojené se zlepšením čistoty vody a jejich poměrně velice účinnou ochranou hlavně v posledních dvou desetiletích. Změny ve využití krajiny člověkem přispěly především k enormnímu nárůstu počtu kormoránů na území Evropy, méně se pak podílely na zvyšování počtu vyder a jen v malém rozsahu je lze dávat do souvislosti s počty volavek a ledňáčků. Zvláštní kapitolou je norek americký, který se rozšířil do volné přírody především v důsledku likvidace chovů v posledních desetiletích anebo únikem z nich. Nejvýznamnějšími faktory, které k šíření rybích predátorů u nás přispěly, jsou (kromě zvýšené legislativní ochrany):

- bohatá a snadno dostupná potravní nabídka ryb v rybnících;
- zvýšení úživnosti (trofie) našich vod;
- nezamrzání toků pod údolními nádržemi;
- omezení aplikace pesticidů;
- napřimování a regulace toků spojené se ztrátou ekologické rozmanitosti (úkrytů, mělkých peřejí apod.);
- zarybňování volných vod uměle odchovanými násadami se slabšími únikovými reakcemi.

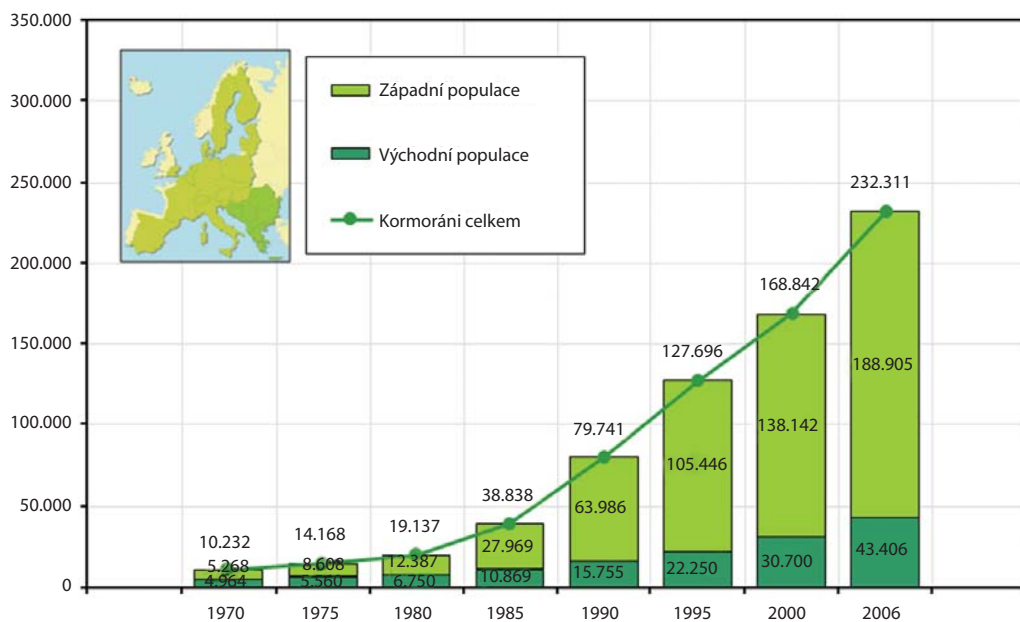
5.4.1. Kormorán velký (*Phalacrocorax carbo sinensis*)

Kormorán velký (obr. 5.4.1.) je druhem, u kterého je možno zaznamenat extrémní zvýšení početnosti v relativně velice krátkém časovém úseku. Uvádí se, že na počátku dvacátého století hnízdilo na území severozápadní a střední Evropy cca 3 500–4 300 párů, zatímco v současnosti jich bylo napočítáno již 340 000, což spolu s nehnízdícími jedinci představuje přibližně 1 400 000 ptáků (obr. 5.4.2.). V rybářství působí vážné škody, které vedly dokonce až k uzavření některých farem na severu evropského kontinentu. Ve volných vodách působí největší ztráty na pstruhových vodách, zvláště pak na populacích lipana, který se neukrývá a velikostně i morfologicky odpovídá potravním nárokům kormorána. Na některých známých lipanových revírech v Německu, Švýcarsku a Rakousku poklesly stavy jeho populací natolik dramaticky, že se zde již takřka nevyskytuje. Fatální pokles úlovků je ale zaznamenáván i u nás na některých pstruhových revírech pod přehradami, jako např. na Dyji pod Vranovem, Vltavě pod Lipnem anebo Ohři pod Nechranicemi. Na mimopstruhových revírech jsou pak velké škody způsobené řádově až stovkami lovcích kormoránů hlášeny hlavně v zimním období např. z Radbuzy v Plzni, Labe nad Ústím nad Labem nebo Vltavy v Praze.

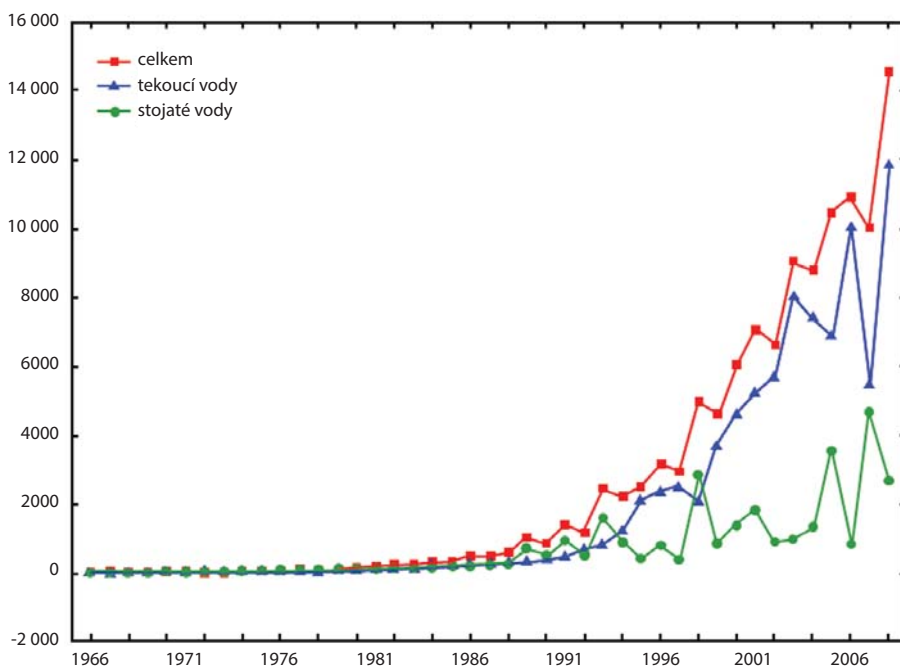
Největší škody působí hejna kormorána migrující na podzim (říjen – listopad) ze severu na jih a následně poněkud menší škody působí tato hejna při návratu v jarním období (březen – duben). Nemalé počty (odhaduje se 9 až 14 tisíc jedinců) u nás pak zimují (obr. 5.4.3.). V mimohnízdním období jsou vydávána povolení k odstřelu kormorána a ročně je jich tak legálně odstřeleno u nás cca 4 tisíce kusů, v jiných zemích (např. Francie, Německo) až několikanásobně více.



Obr. 5.4.1. *Kormorán velký* (foto: P. Vrána).



Obr. 5.4.2. Vývoj počtů hnízd kormorána velkého v Evropě v letech 1970–2006, upraveno podle P. Musila (nepubl.).



Obr. 5.4.3. Odhad počtu zimujících jedinců kormorána v ČR (leden), upraveno podle P. Musila (nepubl.).

V době jarních a podzimních migrací se u nás kormorán vyskytuje všude tam, kde nachází vhodné potravní podmínky, tj. na rybnících obvykle v obdobích bez ledové pokrývky a po zamrznutí stojatých vod na velkých řekách a otevřených tocích pod nádržemi. Hnízdní populace u nás vesměs nepředstavují závažný problém. V současnosti se hnízdní kolonie u nás nacházejí na 4 místech a počet hnízdicích párů se pohybuje okolo tří set. Při krmení mladých na hnízdě (od konce května do začátku července) létají rodičovští ptáci až 25 km. Hnízdní stromy v koloniích a jejich okolí, ale stejně tak i na nocovištích, kde se přes noc koncentrují až stovky ptáků, jsou pokryty jejich trusem a odumírají (obr. 5.4.4.).



Obr. 5.4.4. Nocoviště kormoránů se stromy spálenými trusem v rezervaci Kopački Rit (Chorvatsko) na soutoku Dunaje a Drávy (foto: Z. Adámek).

Lov potravy

Kormoráni loví kořist (ryby) potápěním z hladiny. Při plavání pod vodou zabírají oběma nohama současně a pomáhají si dlouhým ocasem (až 15 cm), který používají jako hloubkové kormidlo. Postavení křídel při potápění v poloze mírně od těla jim umožňuje potápět se až do hloubek kolem 16 m, nejčastěji však loví v hloubkách do 1–3 m a setrvávají pod vodou 15–30 (výjimečně až 70) sekund.

Lov ryb kormoránem je založen na vizuálním vyhledávání kořisti z hladiny ponořením hlavy až za oči. Taktika lovu spočívá ve dvou přístupech – lovu v blízkosti břehu a lovu na volné hladině. Při kolektivním lovu v blízkosti břehu jsou ryby natlačovány a koncentrovány v příbřežních partiích. Tato taktika je uplatňována zvláště na stojatých vodách s vyšší koncentrací potravních ryb (rybníky) a často se při tomto lovu přizívují i jiní rybožraví ptáci (ponejvíce volavky a racci). Při lovu na volné hladině tvoří hejno kormoránů polokruhové nebo liniové formace, jejichž cílem je obklíčení ryb. Plavou dopředu, potápějí se za kořistí a ženou hejno ryb před sebou. Jedinci zpoždění lovem a polykáním kořisti vzletávají a zaujímají

pozici opět v čele formace, nakrmení potom zůstávají vzadu. Vlastní fáze aktivního lovu ryb trvá okolo 15 minut a kormorán se za tuto dobu potopí asi třicetkrát. Z hlediska diurnálního potravního rytmu lze pozorovat dva vrcholy aktivity – dvě až pět hodin po východu slunce a jednu hodinu před západem slunce až do západu. V době hnízdění však loví po celý den.

K lovu hejnových ryb slouží kormoránům především skupinový lov, ten však může být i adaptací na lov ve vodě o snížené průhlednosti. Taktika skupinového lovu je u kormoránů v Evropě poměrně nedávným jevem a je spojována s přizpůsobením se podmínkám snížené viditelnosti. V Holandsku byla pozorována změna taktiky z individuálního na skupinový lov v sedmdesátých letech, kdy se vlivem eutrofizace silně snížila průhlednost vody v jezerech. Ve vodě o snížené průhlednosti je skupinový lov efektivnější, kormoráni při něm tlačí hejno ryb směrem k hladině, kde jsou díky lepším světelným podmínkám snáze ulovitelné.

Kormoráni uchopují rybu ostrou špičkou zobáku (Kortan a Adámek, 2010) se snahou o zásah do oblasti za skřelemi (obr. 5.4.5.) a vyplouvají s ní na hladinu, kde ji polykají hlavou napřed. Ryby, které se kormoránovi nepodaří ulovit, protože mu unikly ze zobáku nebo které nedokázal polknout kvůli velikosti, mají různě hluboká poranění (obr. 5.4.6.), která jsou příčinou infekcí a následných úhynů (Adámek a kol., 2007). Další škody (kromě přímé predace a zraňování), které na rybách ve volných vodách způsobují, jsou podobně jako na rybnících spojeny se stresovými reakcemi ryb vystavených působení lovicích hejn kormoránů, ztrátou kondice a snížením přirozené imunity (Kortan a kol., 2008, 2011; Kortan a Adámek, 2011; Ondračková a kol., 2012).



Obr. 5.4.5. Nejčastější způsob uchopení kořisti kormoránem (foto: Z. Adámek).



Obr. 5.4.6. *Typické poranění ryby uniklé kormoránovi (foto: Z. Adámek).*

Složení potravy

Prakticky výlučnou potravou kormorána jsou ryby. Pouze v jediném případě byla nalezena ve vývržcích stehenní kost skokana (Adámek, 1991). Kormorán velký je přes svou schopnost ulovit v podstatě každou rybu odpovídající velikosti především potravní oportunist, tzn., že loví přednostně takovou potravu, která je v daném období nejsnáze dostupná. Často uváděná preference oslabených nebo nemocných ryb kormoránem je z hlediska faktické argumentace málo významná, neboť podíl těchto ryb na jeho výživě je zanedbatelný a kormorán je natolik zdatným lovcem, že není na tuto kořist nikterak odkázán. Pozitivní vliv eliminace oslabených a nemocných ryb je zanedbatelný ve srovnání s rozsahem oslabování a zraňování zdravých ryb lovicími kormorány. Zdá se, že více preferovanými druhy jsou stříbřitě zbarvené a neukrývající se ryby, jako např. lipan a tolstolobici, zvláště pak druhy tvořící hejna (síhové, ouklej, plotice apod.). Selektivní chování nemusí vycházet pouze z preference kormoránů pro určitý druh ryb, ale spíše pouze odráží rozdílnou dostupnost kořisti, související s druhově specifickým chováním, antipredačními reakcemi nebo hloubkovou distribucí. V potravě kormoránů na stojatých vodách jsou častěji nalézány druhy, tvořící hejna, zatímco druhová výběrovost na řekách odpovídá spíše hustotě konkrétního druhu.

Druhová a velikostní preference kořisti úzce souvisí s kvalitou prostředí. Většina druhů ryb, které kormoráni loví v přirozených podmínkách skupinovým lovem, patří k těm, které zvyšují hustotu svých populací vlivem eutrofizačních procesů. Optimem z hlediska průhlednosti je pro lovicí kormorány voda se středním zákalem. Voda o příliš vysokém zákalu limituje detekci kořisti vlivem snížené viditelnosti,

naopak ve velmi čisté vodě mohou ryby před predátory lépe unikat. Z hlediska velikostního složení potravy jsou nejčastěji loveny ryby ve velikosti 15–20 (25) cm. Kormoráni však dokáží ulovit a spolknout i jedince o délce nad 30 cm a hmotnosti okolo půl kilogramu. I podstatně větší jedince však zraňuje neúspěšným pokusem o ulovení – největší dokumentované ryby se zřejmým zraněním kormoránem byly kapr (53 cm o hmotnosti 2 kg – Davies a kol., 1995) a sumec o hmotnosti 2,2 kg (Adámek a kol., 2007).

Denní spotřeba potravy kormoránem se v průběhu roku mění a nejčastější odhady se pohybují okolo 0,5 kg, což je i hodnota, respektovaná metodikou stanovení výše škod způsobených kormoránem (viz dále).

Na přehradních nádržích obvykle dominují v potravě nejpočetnější a nejsnadněji dostupné druhy ryb, jako je plotice a ouklej. Cejn, který díky svému vysokému tělu představuje pro kormorána obtížně polykatelnou kořist, je podle Čecha (2004) konzumován jen v omezeném rozsahu, přestože jeho populace jsou rovněž velmi početné (ÚN Želivka).

Složení potravy kormoránů lovcích na tekoucích vodách se různí podle charakteru toku. V rychleji proudících řekách jsou obecně nejčastější kořisti lososovité ryby včetně lipana, zatímco v dolních, pomalu proudících úsecích převládají v potravě kaprovité ryby, nejčastěji plotice a cejn do 30 cm. Porovnání složení potravy kormorána se složením ichtyofauny toků navštěvovaných lovcími kormorány ukazuje na prakticky nulovou selektivitu ve výběru kořisti na řekách. Nicméně většina autorů akcentuje v těchto souvislostech významný podíl lososovitých ryb a zvláště již v úvodu kapitoly zmíněného lipana v potravě kormorána. Z rozsáhlých studií, provedených ve Švýcarsku v letech 1974–1992, vyplynulo, že na velkých regulovaných tocích je nejčastější potravou kormorána plotice (55 %) a tloušť (23 %). Ve větších neregulovaných řekách však bylo v potravě kormorána zjištěno 65 % lososovitých, z čehož největší podíl tvořil lipan se 49%. Pouze v několika případech na menších tocích převažovala parma, tloušť a další reofilní kaprovití (Sutter, 1997).

Ochrana ryb ve volných vodách před predací kormorána je prakticky nemožná. Odstřel a plašení chráněného ptáka nejsou dovoleny. Ostatně jejich účinek je i tak výhradně krátkodobý, protože vyplašení kormoráni se pouze přesunou na jiné místo a pokračují v lovu se stejnou intenzitou. Ryby, které před plašením ulovili, navíc obvykle vyvrhnou kvůli lepšímu vzletnutí z hladiny a potřebnou biomasu potravy musí pak pochopitelně nalovit znovu. Lokality, ze kterých byli vyhnáni, jsou pak obsazeny ptáky z jiných, méně vhodných potravních míst. Překrytí kriticky ohrožených míst řek nataženými dráty, které by bránily kormoránům snést se na hladinu, není přijatelné z hlediska ochrany přírody, neboť by mohlo dojít ke zranění jiných chráněných ptáků.

V současnosti byl kormorán, po vážných diskusích na úrovni příslušných ministerstev, vyřazen z chráněných druhů do kategorie lovné zvěře.

5.4.2. Vydra říční (*Lutra lutra*)

Populace vydry v České republice pokrývá více než 40 % území a jejich početnost je odhadována na cca 2000–2500 jedinců. Největší výskyt je v oblasti jižních Čech a na Českomoravské vrchovině. Tyto dvě původně oddělené populace mají rostoucí tendenci a spojily se s výběžkem polské populace vyder na severu. Na severovýchodní Moravu do Beskyd se rozšířila populace ze Slovenska a Polska, menší populace je také na Bruntálsku, Jesenicku a na severu Čech.

Vydra (obr. 5.4.7.) je živočichem s převážně noční aktivitou obývající u nás v podstatě všechny typy vod. Značnou část života tráví ve vodním prostředí, potřebují však bezpečná místa na souši pro odpočinek a odchov mládat. Nory a odpočinková místa jsou obvykle v břehu, často mezi kořeny pobřežních stromů, mohou být také v rákosí, kupách kamení, naplaveninách a hustých keřích. Teritorium zahrnuje vždy více nor, každá je využívána po určitou dobu, přičemž nory sloužící k odchovu mládat bývají dále od břehu než odpočinkové. Samci opouštějí samici brzy po páření a obvykle v květnu až srpnu se rodí jedno až tři mládata, která v září až v prosinci opouštějí nory a s matkou zůstávají přibližně jeden rok.



Obr. 5.4.7. *Vydra říční* (foto: Z. Kadlečková).

Studie sociálního chování vyder ukazují, že teritorium samic je rozděleno na vlastní vnitřní část, kterou si samice hájí, a na okrajové zóny, kde se překrývá se sousedními teritorii. Překrývání teritorií je více patrné v oblastech s plošně rozmístěnými vodními zdroji, než u jedinců obývajících říční ekosystémy. Teritorium samců je daleko větší a zahrnuje teritoria několika samic, mezi kterými samci migrují. Rozloha teritoria může být značně variabilní v závislosti na velikosti a rozmístění vodních ploch na daném území a především v závislosti na množství potravy. Uvádí se obvykle rozsah teritoria v průměru 20 km toku pro samice a 40 km toku pro samce, v přepočtu na velikost vodní plochy pak 63 ha pro dospělého samce a 34 ha pro samice. Vydry mohou mít 2–4 hlavních oblastí aktivity v rámci jejich území, ve kterých vždy tráví několik dní a vzdálenost, kterou vydry urazí během jedné noci, může být i 15 km. V zimních měsících a v období snížené dostupnosti potravy mohou vydry akceptovat úzký kontakt a v místě s přístupem do vody a dostatkem potravy tolerovat lov jedinců z okolních teritorií na svém území (Roche, 2001).

Přítomnost vydry lze rozpoznat podle pobytových znaků. Vydry si svá teritoria značují trusem, který zanechávají na viditelných místech, jako jsou kameny, kmeny nebo písek. Oblíbenými místy pro zanechávání trusu jsou velké kameny či skalky vybihající do vody nebo místa pod mosty. Zejména v zimě je možno nalézt charakteristické pětiprsté stopy, nory v břehu nebo skluzavky do vody na zasněžených nebo bahnitých březích. V zimě jsou často vidět nezkonsumované zbytky ryb na břehu nebo na ledě, zejména z větších kusů ryb vydra často požírá pouze břišní partie nebo zanechá na ledě hlavy ryb.

Potrava

Potravu vydry tvoří převážně ryby, zastoupení nerybí složky v potravě je ovlivněno sezónní dostupností. Kromě ryb jsou loveni savci, ptáci, plazi, raci, měkkýši, hmyz i obojživelníci. Obojživelníci mohou v některých oblastech v jarním období tvořit značnou část potravy. Rybí složka tvoří přibližně 75–85 % kořisti a vzrůstá v zimních měsících, kdy je dostupnost ostatních potravních složek omezená. Zastoupení jednotlivých druhů ryb v potravě je závislé především na jejich dostupnosti a náchylnosti k predaci. Bylo prokázáno, že pomalu se pohybující druhy ryb a ryby žijící u dna jsou loveny mnohem častěji. Bylo tomu tak například i na severočeské Kamenici, kam je pravidelně vysazován plůdek lososa. Vranka a lipan byli vydrou loveni v podílu významně vyšším, než odpovídalo jejich zastoupení v toku, naproti tomu pstruha a strdlice lososa vydra lovila s mírně nižší úspěšností (Kortan a kol., 2010).

Uvádí se, že v potravě vydry dominují menší ryby – většina studií uvádí průměrnou velikost lovených ryb do 15 cm, ale vzhledem k metodickým omezením však může být podíl velkých ryb značně podhodnocen. Zbytky velkých ryb nejsou totiž v trusu, z něhož se analýzy potravy provádějí, zachovány a tak je negativní role vyder s ohledem na konzumaci větších jedinců ryb často podceňována. Z ulovených velkých ryb vyžírá vydra obvykle pouze měkké partie v oblasti hrdla a zčásti i vnitřnosti (obr. 5.4.8.). K rekonstrukci původní délky a hmotnosti se využívá regresní vztah mezi průměrem obratle a uvedenými parametry. Rekonstruovaná hmotnost některých kaprů z našich rybníků, nezkonsumovaných a ponechaných vydrou, odpovídala až 7 kg (68 cm), největším zdokumentovaným úlovkem vydry je pak kapr z říčky mezi dvěma finskými jezery o délce 88 cm, jehož ponechané zbytky vážily 14,5 kg (Adámek a kol., 2003). Negativním rysem potravního chování vydry jakožto inteligentního a „hravého“ predátora je nadbytečný lov „pro zábavu“ nebo při výuce lovu potomstva.

Denní příjem kořisti vydrou je závislý na velikosti jedince a na energetickém výdeji. Provedené studie se většinou shodují v závěru, že denní příjem tvoří 12–15 % hmotnosti těla, tj. kolem 1 kg kořisti (Carss a kol., 1990). V zimních měsících může být množství kořisti vyšší, protože při lovu ve studené vodě mají vydry zvýšené energetické nároky na udržení tělesné teploty, které kompenzují zvýšením příjmu potravy a lovem energeticky výhodnější kořisti (Kruuk, 1995).



Obr. 5.4.8. Zbytky kaprů zanechané vydrou (foto: Z. Adámek).

Vliv predace na rybí společenstva

Studie zabývající se vlivem predace vyder na rybí společenstva se shodují v závěru, že predace vyder významným způsobem potlačuje populace ryb (např. Alexander, 1979). Na skotské lososové řece Dee a jejích přítocích vydry zkonzumovaly 9,6–12,0 g lososovitých ryb na m², což představovalo 53 až 67 % roční produkce (Kruuk a kol., 1993). V této studii byl zjištěn pozitivní vztah mezi biomasou ryb, a tudíž její produktivitou, a využitím řeky vydrami vyjádřeným jako počet nocí strávených vydrou na jednom hektaru vodní plochy. Využití toku také klesalo se zvětšující se šířkou řeky, což je vysvětlováno vyšší produktivitou rybního společenstva v užších tocích. Vydry hrají důležitou roli ve vztazích mezi populací ryb a prostředím, zároveň je však hustota ryb pravděpodobně limitujícím faktorem pro výskyt vyder (Kruuk, 1995).

Výše uvedená studie je příkladem výzkumu potravních vztahů v přirozených podmínkách, kde se vztahy mezi predátorem a kořistí vyvíjely po dlouhou dobu a mezi oběma populacemi bylo pravděpodobně dosaženo ekologické rovnováhy. Ve vodách s vysazovanými uměle odchovanými rybami je však situace značně odlišná. Při vysoké hustotě ryb, kdy potravní zdroje jsou navíc často doplňované, není predátor potravně limitován, což mu umožňuje udržovat vyšší početní stavy a menší teritoria (Roche, 2001). Tato situace se odráží ve zvýšeném predacním tlaku na ryby a ve vyšších finančních ztrátách způsobených rybářskému hospodaření.

Značný podíl na ztrátách je také přikládán tzv. nepřímému vlivu predace na rybí obsádky, který je zmiňován hlavně v souvislosti s rybníky. Tento jev se projevuje zejména v zimním období, kdy lovící vydry vyrušují zimující ryby, které se zvedají ze dna a ztrácejí tak energii potřebnou k přezimování. Na jaře pak dochází vlivem oslabení a snížené odolnosti vůči chorobám k jarním úhynům. V migračních cestách vyder, jako jsou menší toky a spojnice mezi rybníky, dochází k vytlačování ryb z těchto lokalit. Nepřímý vliv predace na rybí obsádky a skutečný podíl těchto nepřímých ztrát na produkci však dosud nebyl žádnou studií ověřen vzhledem k omezeným metodickým možnostem.

Ochrana ryb před predací vydry ve volných vodách neexistuje. Chovy s vysokou koncentrací ryb (pstruhařství, sádky apod.) lze ochránit pečlivým oplocením a instalací elektrického odpuzovače na přítoku (Halada a kol., 2011).

5.4.3. Norek americký (*Mustela vison*)

Norek je šelma z čeledi lasicovitých, která se u nás volně vyskytuje v důsledku úniku nebo nekontrolovaného vypouštění z farem kožešinových zvířat. Živí se drobnými savci, hady a žábami a většinou suchozemskými bezobratlými, ale nezanedbatelný podíl jeho potravy tvoří i ryby a raci. Zvláště populace raků kamenáčů, ale i raků říčních jsou v některých menších tocích likvidovány jeho predací ve významném rozsahu. Vyskytuje se po celém území ČR a je považován za invazivní nepůvodní druh, který u nás nemá v přírodě významné konkurenty ani nepřátele.

5.4.4. Ledňáček říční (*Alcedo atthis*)

Ledňáček říční je po většinu roku samotářsky žijící a přísně teritoriální pták. Živí se především menšími rybami do velikosti 12 cm, které tvoří 60–70 % jeho potravy. V menší míře konzumuje rovněž vodní hmyz nebo drobné obojživelníky. Přestože loví i plůdek hospodářsky významných druhů ryb (pstruh) a má poměrně vysokou spotřebu potravy (uvádí se až 60 % jeho hmotnosti denně), jeho negativní vliv na rybní společenstva není nijak zásadní, protože přes poměrně běžný výskyt, nejsou jeho populace nijak početné a spíše se jedná o jednotlivé ptáky, kteří díky svému pestrému zbarvení neuniknou pozornosti. Z důvodu snadnějšího příjmu kořisti povětšinou loví plůdek drobných kaprovitých s nízkým tělem (hrouzek, tloušť, stěvlička apod.).

5.4.5. Čáp černý (*Ciconia nigra*)

Čáp černý je velký, převážně černý pták, jehož počty u nás v posledních letech rovněž vzrůstají. Žije především v lesích výše položených oblastí, ale vyskytuje se i v nížinných lužních lesích. Protože se živí převážně rybami a dalšími drobnými živočichy, které loví hlavně v menších vodních tocích, dokáže vyvinout poměrně významný predanční tlak hlavně na odchovné kapiláry s ročkem a dvouročkem pstruha potočního, kde může působit nezanedbatelné škody.

Ryby jsou loveny i dalšími rybožravými predátory, hlavně ptáky, jako jsou volavky popelavá (*Ardea cinerea*) a bílá (*A. alba*), čáp bílý (*Ciconia ciconia*), raci (racek chechtavý, *Chroicocephalus ridibundus* a vzácněji i někteří další raci) nebo potápka roháč (*Podiceps cristatus*) a řada dalších. Negativní důsledky jejich predančního tlaku na rybí společenstva ve volných vodách však nejsou nijak závažné a spíše se uplatňují na rybnících.

5.4.6. Vyčíslení a náhrada škod způsobených rybožravými predátory

Objem náhrad, vyplácených podle zákona o náhradě škod způsobených zvláště chráněnými živočichy č.115/2000 Sb. (v případě rybářství kormoránem a vydrou), dosahuje v současnosti ročně několik desítek milionů korun a jsou takto hrazeny v podstatě jen přímé ztráty predací na rybochovných objektech. Odhaduje se, že jednotliví rybí predátoři se podílejí na škodách vzniklých v rybářství ČR následovně: kormorán 70 %, vydra 23 %, volavky 5 % a norek 2 %. Sekundární škody způsobené úhynem a poškozením ryb v důsledku zranění lovicemi predátory a vyvolanými panickými stresovými reakcemi až na výjimky hrazeny nejsou, přestože zákon o náhradách škod způsobených zvláště chráněnými živočichy to umožňuje. Důvodem je především obvykle složité dokazování škody, které většinu žadatelů odradí. Ve volných vodách není ve smyslu stávajícího výkladu zákona náhrada škod způsobených chráněnými rybožravými predátory možná, neboť je principiálně uplatňován přístup, podle kterého jsou ryby v rybářských revírech tzv. „*res nullius*“, tedy „věc ničí“ a vlastnictvím se stávají až v momentě ulovení.

Zákon č. 115/2000 Sb. umožňuje za splnění zákonem daných podmínek na vybraných předmětech náhrady škody, určených tímto zákonem, uhradit škodu, kterou způsobil vybraný zvláště chráněný živočich, ovšem pouze na rybochovných objektech (rybnících, sádkách, pstruhařstích). V případě škody způsobené vydrou říční a kormoránem velkým je nutné výši škody doložit odborným či znaleckým posudkem a respektovat příslušné metodiky (AOPK ČR, 2010a,b). Vzhledem k tomu, že tyto náhrady nejsou ve smyslu stávající dílky zákona uplatnitelné na volných vodách, uvedeme pouze základní zásady jejich stanovení.

Žádost se předkládá místně příslušným referátům životního prostředí krajských úřadů. Dle zákona č.115/2000 Sb. se náhrada škod vztahuje pouze na ryby chované k hospodářským účelům v rybnících, sádkách, rybích líhních a odchovnách, klecových odchovech a pstružích farmách. Na méně cenných druzích ryb („bílá ryba“) je možné škodu hradit pouze v případě, že tyto byly ve škodném období žadatelem nasazeny a žadatel je tedy schopen doložit cenu této násady. Výši škody je nutné prokázat odborným popř. znaleckým posudkem. Zpracovatel posudku vychází z dat, která obdrží od žadatele o náhradu škody. Součástí posudku musí být zejména následující: přehled posuzovaných rybníků žadatele se záznamem parcelního vymezení, katastrálního území, výměry všech posuzovaných rybníků, obdobím jejich nasazení a seznamem druhů, množství a velikostní kategorie ryb, aktuální ceny ryb v Kč za 1 kg a záznam o výsledcích evidence početnosti predátorů. Hodnota rybí obsádky se v případě škod způsobených kormoránem počítá pouze pro ryby, které nedosáhly průměrné kusové hmotnosti 0,7 kg, pro vydru tento limit neplatí.

LITERATURA

- Adámek, Z., 1991. Potravní biologie kormorána velkého (*Phalacrocorax carbo* L.) na nádržích Nové Mlýny. Bulletin VÚRH Vodňany 27: 105–111.
- Adámek, Z., Kortan, D., Lepič, P., Andreji, J., 2003. Impacts of otter (*Lutra lutra* L.) predation on fishponds: A study of fish remains at ponds of the Czech Republic. Aquaculture International 11: 389–396.
- Adámek, Z., Kortan, J., Flajšhans, M., 2007. Computer-assisted image analysis in the evaluation of fish wounding by cormorant [*Phalacrocorax carbo sinensis* (L.)] attacks. Aquaculture International 15: 211–216.
- Alexander, G.R., 1979. Predators of fish in coldwater streams. In: Clepper, H. (Ed.), Predator-prey systems in fisheries management, Sport Fishing Institute, Washington D.C., USA, pp. 153–170.
- AOPK ČR, 2010a. Metodika stanovení výše náhrad škod způsobených kormoránem velkým (*Phalacrocorax carbo*) dle zákona č. 115/2000 Sb., v platném znění. AOPK Praha, 21 s.
- AOPK ČR, 2010b. Metodika stanovení výše náhrad škod způsobených vydrou říční (*Lutra lutra*). AOPK Praha, 17 s.
- Carss, D.N., Kruuk, H., Conroy, J.W.H., 1990. Predation on adult Atlantic salmon, *Salmo salar* L., by otters, *Lutra lutra* (L.), within the River Dee system, Aberdeenshire, Scotland. Journal of Fish Biology 37: 935–944.
- Čech, M., 2004. Potrava kormorána velkého na údolních nádržích. Rybářství 107:14–15.
- Davies, J.M., Feltham, M.J., Walsingham, M.V., 1995. Fish wounding by cormorants, *Phalacrocorax carbo* L. Fisheries Management and Ecology 2: 321–324.
- Halada, R., Rutkayová, J., Adámek, Z., Gučík, M., 2011. Fish electrical repeller ELZA2 as a prevention of European otter (*Lutra lutra*) access to fish farming facilities. In: Proceedings of the 46th Croatian and 6th International Symposium on Agriculture, Opatija, Croatia, pp. 777–781.
- Kortan, J., Adámek, Z., 2010. Determinace poranění ryb kormoránem velkým a ostatními rybožravými ptáky. Edice Metodik, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Vodňany, č. 100, 26 s.
- Kortan, J., Adámek, Z., 2011. Behavioural response of carp (*Cyprinus carpio*, L.) pond stock upon occurrence of hunting great cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*) flocks. Aquaculture International 19: 121–129.
- Kortan, J., Adámek, Z., Flajšhans, M., Piačková, V., 2008. Indirect manifestation of cormorant (*Phalacrocorax carbo carbo* (L.) predation on pond fish stock. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 389 (01).
- Kortan, D., Adámek, Z., Vrána, P., 2010. Otter, *Lutra lutra*, feeding pattern in the Kamenice River (Czech Republic) with newly established Atlantic salmon, *Salmo salar*, population. Folia Zoologica 59: 223–230.
- Kortan, J., Blahova, J., Kruzikova, K., Adamek, Z., 2011. Stress responses of carp pond fish stock upon hunting activities of the great cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis* L.). Aquaculture Research 42: 322–330.
- Kruuk, H., 1995. Wild otters: Predation and Populations. Oxford University Press, Oxford, UK, 290 pp.
- Kruuk, H., Carss, D.N., Conroy, J.W.H., Durbin, L., 1993. Otter (*Lutra lutra* L.) numbers and fish productivity in rivers in north-east Scotland. Symposium of the Zoological Society London, No. 65: 171–191.

- Ondračková, M., Kortan, J., Vojtek, L., Adámek, Z., 2012. Parasite infection in common carp wounded by cormorant (*Phalacrocorax carbo*) attacks. Parasitology Research 110: 1487–1493.
- Roche, K., 2001. Sprainting behaviour, diet, and foraging strategy of otters (*Lutra lutra* L.) in the Třeboň Biosphere Reserve (Czech Republic). PhD Thesis. Academy of Sciences of the Czech Republic, Institute of Vertebrate Biology in Brno, 135 pp.
- Sutter, W., 1997. Roach rules: shoaling fish are a constant factor in the diet of Cormorants *Phalacrocorax carbo* in Switzerland. Ardea 85: 9–27.

5.5. Znečištění vod a jeho vliv na ryby (T. Randák)

Významným faktorem ovlivňujícím zdravotní stav ryb žijících ve volných vodách, jejich reprodukci i hygienickou kvalitu je také přítomnost cizorodých látek ve vodním prostředí. Důsledkem industriálního rozvoje se během dvacátého století dramaticky zvýšilo množství chemických látek kontaminujících životní prostředí. V současné době je běžně používáno téměř 100 000 chemických látek.

V minulosti se na znečišťování vodního prostředí nejvíce podílela průmyslová výroba. V důsledku vypouštění odpadních vod z průmyslových podniků se do toků dostávala řada chemických sloučenin. Mezi nejvýznamnější znečišťující látky patřily takzvané toxické kovy (rtuť – Hg, kadmium – Cd či olovo – Pb) a organochlorované sloučeniny (polychlorované bifenyly – PCB, hexachlorbenzen – HCB, dioxiny). Po zavedení dokonalejších čistírenských technologií, zákazu výroby a používání řady nebezpečných látek už nejsou přísuny škodlivin z těchto zdrojů do vody tak podstatné. Většina těchto sloučenin však v životním prostředí stále přetrvává a může ovlivňovat i organizmy. Problémem jsou hlavně kontaminované usazeniny v tocích a v nádržích a také staré ekologické zátěže nacházející se poblíž vodních toků. Cizorodé látky z usazenin a skládek se do vodního prostředí neustále uvolňují a kontaminují potravní řetězce, jejichž nedílnou součástí jsou i ryby.

V minulosti byla značným zdrojem chemického znečištění vod také intenzivní zemědělská výroba nadměrně využívající průmyslová hnojiva a perzistentní pesticidy (např. hexachlorcyklohexan – HCH, dichlordifenyltrichlorethan – DDT). V tomto ohledu se situace zlepšila v souvislosti s poklesem intenzity zemědělské výroby a také v důsledku používání poměrně rychle odbouratelných pesticidů. Nicméně právě výskyt reziduí pesticidů ve vodách představuje v současnosti poměrně významný problém, a to dokonce i na vodárenských nádržích. I v bezprostředním okolí těchto nádrží je často provozována intenzivní zemědělská výroba (obr. 5.5.1.).



Obr. 5.5.1. Aplikace pesticidů v bezprostřední blízkosti vodárenské nádrže Švihov (Želivka) – klíčového zdroje pitné vody pro Prahu a střední Čechy (2011; foto: T. Randák).

Dalším významným zdrojem znečištění vodního prostředí jsou komunální odpadní vody. Po rozsáhlé výstavbě čistíren odpadních vod (ČOV) v nedávné minulosti se sice výrazně zlepšila kvalita vody v našich tocích, a to především z hlediska zatížení organickými látkami a nutrienty, nicméně řada vědeckých studií dokládá, že stávající čistírenské technologie nedokáží eliminovat řadu biologicky aktivních sloučenin. Tyto sloučeniny se prostřednictvím „vyčištěných“ odpadních vod vypouštěných z ČOV dostávají do vodního prostředí, kde mohou ovlivňovat přítomné organismy. Mezi tyto sloučeniny patří především léčiva (hormonální přípravky, léky na snižování vysokého krevního tlaku, antibiotika, antirevmatika, antiepileptika atp.), parfémy, složky kosmetických přípravků, saponáty a jejich degradační produkty nebo pesticidy. Některé z těchto látek mohou organismy vystavené jejich působení ovlivňovat mnohem více než stále klesající koncentrace nejčastěji sledovaných průmyslových kontaminantů, zvláště jde-li o látky narušující hormonální funkce organismů. Jejich výskyt v životním prostředí je považován za jednu z nejzávažnějších příčin poruch rozmnožování organismů, včetně člověka.

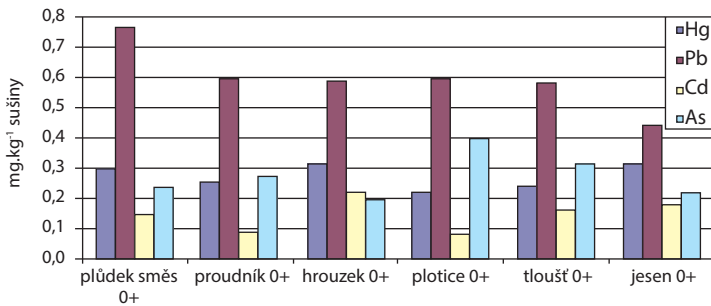
Při posuzování kontaminace vodních ekosystémů cizorodými látkami jsou k analýzám využívány různé abiotické (např. voda, sediment) a biotické (např. ryby, bentos, biofilm, makrofyta) složky vodního prostředí. Mezi nejvýznamnější indikátory kontaminace patří ryby, které představují konečný článek potravního řetězce ve vodním prostředí. U řady cizorodých látek, např. u rtuti a perzistentních organochlorovaných polutantů, prakticky nedochází k biodegradaci a tyto látky se kumulují v tkáních ryb. To znamená, že jejich koncentrace v tkáních rostou se zvyšujícím se věkem a trofickou úrovní ryb. Aby bylo možno objektivně posuzovat kontaminaci vodního prostředí cizorodými látkami, je nutno zvolit tzv. indikátorové druhy vodních organismů. Hlavními požadavky na tyto druhy jsou jejich dostupnost na většině sledovaných lokalit a dostatečně dlouhá doba jejich výskytu v hodnoceném prostředí. Dále je při výběru vhodného indikátorového druhu nutno brát v úvahu i chování sledovaných látek v organismu ryb. Obecně lze říci, že nejvhodnějšími bioindikátory pro posuzování kontaminace vodního prostředí kovy jsou vyšší věkové skupiny dravých druhů ryb, např. štika obecná, candát obecný, okoun říční, bolen dravý. Pro posuzování kontaminace vodního prostředí perzistentními organochlorovanými polutanty, které se kumulují především v tukcích, jsou nejvhodnějšími bioindikátory ryby s vyšším obsahem tuku ve svalovině (např. úhoř říční, sumec velký). Ovšem získání reprezentativního množství výše zmíněných druhů ryb je na řadě lokalit téměř nemožné. V rámci monitoringu kontaminace volných vod jsou v České republice již dlouhodobě využívány především 4 (indikátorové) druhy ryb:

- jelec tloušť (*Squalius cephalus*) – poměrně snadno odlovitelný druh vyskytující se prakticky ve všech typech tekoucích vod ČR kromě horských úseků, z hlediska výživy se jedná o polyfága,
- cejn velký (*Abramis brama*) – zástupce bentofágních druhů,
- okoun říční (*Perca fluviatilis*) – zástupce dravých druhů,
- pstruh obecný (*Salmo trutta*) – druh vyskytující se v horních částech toků.

V rámci monitoringu kontaminace produkčních rybníků je v České republice využíván kapr obecný (*Cyprinus carpio*).

Malou vypovídací schopnost mají v podmínkách volných vod druhy ryb, které jsou uměle vysazovány v lovných velikostech (např. kapr obecný). Značnou nevýhodou analýz ryb vyšších věkových kategorií je skutečnost, že v důsledku migrací v průběhu života nemusí zjištěné hodnoty obsahu cizorodých látek v tkáních těchto ryb korespondovat se zatížením lokality, ve které byly tyto ryby odloveny. Další možností pro porovnání různých lokalit je využití plůdku ryb jako další složky vodního ekosystému indukující zatížení cizorodými látkami (Randák a kol., 2006). Výhodou této metodiky je snadná ulovitelnost reprezentativního vzorku. Juvenilní ryby většiny druhů se v prvních měsících exogenní výživy vyskytují podél břehové linie a jsou tak snadněji odlovitelné než adultní jedinci, vyskytující se v mnohdy hlubších a proudnějších částech toku. Odlov juvenilních ryb je možno provádět pomocí jednoduchého vybavení. Ulavitelnost se zhoršuje s rostoucím věkem ryb, který souvisí s růstem jejich schopnosti aktivního pohybu. V průběhu juvenilní periody v letních měsících jsou významnější přesuny značně omezeny, tzn., že juvenilní ryby ve vět-

šíně případů setrvávají v prvních měsících života v lokalitě, ve které došlo k jejich vykulení z jiker. Naopak u starších ryb jsou migrace v průběhu celé sezony běžné (Slavík a Jurajda, 2001). Lze předpokládat, že společenstvo juvenilních ryb různých druhů v prvních měsících exogenní výživy přijímá přirozenou potravu podobného složení (plankton, biofilm) a tedy s podobným obsahem cizorodých látek. Analýzami byla v případě koncentrací cizorodých látek v homogenátu těl juvenilních ryb zjištěna velmi nízká mezidruhová variabilita (obr. 5.5.2.). Odlovené juvenilní ryby není na základě dosavadních zjištění nutno druhově separovat ani provádět jejich další zpracování (vyvrhování, odběr svaloviny apod.). Naopak je žádoucí vnitřnosti v rybách ponechat. Ve vnitřnostech dochází k vyšší kumulaci většiny kovů v porovnání se svalovinou (Svobodová a kol., 2002), vyskytují se zde zbytky přirozené potravy a také obsahují oproti svalovině více tuku.



Obr. 5.5.2. Obsah toxických kovů ve vzorcích juvenilních ryb v lokalitě Děčín (2005).

Z cizorodých látek jsou v rybách sledovány zejména ty, které jsou či dříve byly limitovány naší nebo evropskou legislativou – tzn. toxické kovy Hg, Cd, Pb a perzistentní organochlorované polutanty (PCB, HCH, HCB, DDT). Pro ilustraci – v současné době stanovuje hygienické limity a nejvyšší přípustná množství (NPM) kontaminantů v potravinách nařízení Komise 1881/2006/ES (nahrazuje 466/2001/ES), Vyhláška MZd č. 68/2005 Sb. a Vyhláška č. 305/2004 Sb. (tab. 5.5.1.).

Tabulka 5.5.1. Hygienické limity pro obsah kontaminantů v rybách.

Polutant	HYGIENICKÉ LIMITY		
	Svalovina ryb	jednotky	zdroj
Hg	0,5 (úhoř, štika 1,0)	mg.kg ⁻¹ svaloviny	ES č. 1881/2006
Pb	0,3	mg.kg ⁻¹ svaloviny	ES č. 1881/2006
Cd	0,05 (úhoř 0,1)	mg.kg ⁻¹ svaloviny	ES č. 1881/2006
Σ PCB	2,0 (jedlý podíl)	mg.kg ⁻¹ svaloviny	Vyhláška č. 305/2004 Sb.
Σ DDT*	0,5	mg.kg ⁻¹ svaloviny	Vyhláška č. 68/2005 Sb.
γ-HCH*	0,05	mg.kg ⁻¹ svaloviny	Vyhláška č. 68/2005 Sb.
Σ α+β HCH*	0,02	mg.kg ⁻¹ svaloviny	Vyhláška č. 68/2005 Sb.
HCB*	0,05	mg.kg ⁻¹ svaloviny	Vyhláška č. 68/2005 Sb.

* Pro ryby s obsahem tuku vyšším než 10 % je maximální limit vyjádřen v mg.kg⁻¹ tuku. V těchto případech je maximální limit roven desetinasobku hodnoty stanovené vyhláškou.

5.5.1. Toxické kovy

Rtuť, kadmium a olovo jsou nejčastěji sledované toxické kovy v rámci monitoringu kontaminace vodního prostředí. Nejvíce problematická z hlediska kontaminace rybí svaloviny je jednoznačně rtuť. Tento kov má schopnost kumulace v organismech, tzn. nejvyšší koncentrace jsou nalézány u starších ryb (Jewett a kol., 2003; Žlábek a kol., 2005). Z hlediska zatížení jednotlivých tkání jsou nejvyšší koncentrace v běžně zatížených lokalitách obvykle detekovány ve svalovině, v silně zatížených lokalitách pak v játrech (Havelková a kol., 2008). Obecně nejvyšší hodnoty obsahu rtuti ve svalovině se vyskytují u druhů stojících na konci potravních řetězců, tzn. u dravých druhů ryb (např. štika obecná, bolen dravý, sumec velký, candát obecný, okoun říční; Svobodová a kol., 1987). Rtuť se ve vodních ekosystémech vyskytuje v několika formách zahrnujících elementární rtuť (Hg^0), anorganické a organické formy rtuti, především potom monomethylrtuť (CH_3Hg^+ ; MeHg) a dimethylrtuť ($\text{CH}_3)_2\text{Hg}$. Převažující formou rtuti (až 100%) v tkáních většiny druhů ryb je MeHg (Maršálek a kol., 2006). Ta je díky svým neurotoxickým vlastnostem považována za nejtoxičtější formu rtuti. Ryby jsou hlavním zdrojem expozice člověka methylrtutí (WHO, 1990), proto jsou hlavním cílem sledování kontaminace vodních ekosystémů jak z ekologického, tak z hygienického hlediska.

Obsah celkové rtuti ve svalovině ryb pocházejících z neznečištěného prostředí v našich podmínkách nepřesahuje hodnotu $0,2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ svaloviny (Kružíková a kol., 2008). V rybnících jsou obvykle nalézány hodnoty obsahu rtuti ve svalovině ryb nižší než $0,1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Svobodová a kol., 2002). Nejvyšší koncentrace tohoto kovu v rybách jsou v rámci ČR nalézány v rybách vyskytujících se na středním toku české části Labe (mezi Pardubicemi a Mělníkem) a v nádrži Skalka u Chebu. V těchto lokalitách dochází také velmi často k překračování hygienického limitu pro obsah rtuti ve svalovině ryb stanoveného evropskou směrnicí ES č. 1881/2006.

Kromě rtuti jsou v tkáních ryb často zjišťovány také koncentrace kadmia a olova. Kontaminace vodního prostředí těmito kovy je obvykle antropogenního původu. Jedná se o látky velmi perzistentní, které kontaminují potravní řetězce a kumulují se v organismech. Tyto kovy vykazují vysokou toxicitu pro organismy již ve velmi nízkých koncentracích (Fiango a kol., 2007). Na rozdíl od rtuti jsou v případě ryb nejvyšší koncentrace těchto polutantů nalézány v ledvinách a v játrech. Ve svalovině jsou obvykle koncentrace minimální (Čelechovská a kol., 2007).

5.5.2. Polychlorované bifenyly (PCB) a organochlorované pesticidy (OCP)

Polychlorované bifenyly (PCB – suma 7 indikátorových kongenerů – K28, K52, K101, K118, K138, K153, K180), hexachlorcyklohexan (HCH), hexachlorbenzen (HCB), dichlordifenyiltrichlorethan (DDT) a octachlorstyren (OCS) jsou kromě toxických kovů nejčastěji sledované polutanty v rámci monitoringu kontaminace vodního prostředí.

Polychlorované bifenyly se ve druhé polovině minulého století staly významnými kontaminanty životního prostředí. PCB patří mezi nejstabilnější organické sloučeniny, jejich rozpustnost ve vodě je nízká, dobře jsou rozpustné v nepolárních rozpouštědlech a v tucích. PCB se využívaly zejména v elektrotechnickém průmyslu jako náplně kondenzátorů a transformátorů, ve strojírenství jako nehořlavé kapaliny pro přenos tepla, náplně hydraulických zařízení, v chemickém průmyslu při výrobě syntetických laků, barev a plastů. V 70. letech byla jejich výroba v důsledku varujících zjištění o jejich škodlivosti v životním prostředí omezena a v 80. letech pak úplně zakázána (Svobodová a kol., 1987). Do vodního prostředí se v současné době dostávají především ze starých ekologických zátěží. PCB přecházejí do potravních řetězců, kumulují se v rostlinných i v živočišných organismech. Jejich perzistence vzrůstá se vzrůstajícím stupněm chlorace. PCB jsou lipofilní sloučeniny a jejich kumulace v organismech je významně ovlivňována obsahem tuku v tkáních (Niimi a Oliver, 1989).

Pesticidy na bázi DDT byly v minulosti používány jako velmi účinné insekticidy, které byly plošně používány v zemědělství, lesnictví i v rámci lidské hygieny. Problémy spojené s masivním používáním DDT se objevily na konci 40. let minulého století. Carson (1962) poprvé poukázal na rizika spojená s perzistencí DDT ve složkách životního prostředí a s jeho schopností kumulovat se v živých organizmech. Následně bylo popsáno mnoho negativních vlivů DDT na volně žijící organizmy, spojených s přítomností polutantu v potravních řetězcích. DDT a jeho metabolity (zejména DDE) byly následně klasifikovány jako endokrinní disruptory (EDCs – Endocrine Disrupting Chemicals; Keith, 1997), tzn. sloučeniny narušující endokrinní systémy v organismu, včetně reprodukce. DDE a PCB byly označeny za všudypřítomné kontaminanty životního prostředí, které představují závažné riziko pro zdraví volně žijících živočichů i člověka.

Ve 40. letech minulého století se jako účinný insekticid začal využívat i lindan (gamma izomer HCH). Tato sloučenina byla využívána také jako fungicid a antiparazitikum. Technický lindan byl obvykle doprovázen 5 dalšími izomery, z nichž nejvýznamnější byly izomery alfa a beta. Současně s plošným rozšířením používání lindanu byly popsány jeho negativní vlastnosti, zejména perzistence v životním prostředí, kontaminace potravních řetězců a vysoká toxicita pro ryby (Duffus, 1980). US EPA (U.S. *Environmental Protection Agency*) následně označila lindan jako potenciální kancerogen. Alfa a beta izomery HCH jsou v současné době považovány za všudypřítomné environmentální kontaminanty (Saunders a Harper, 1994).

HCB byl v minulosti používán jako fungicid k moření osiv a vzniká i v rámci chemických výrob. Stejně jako výše zmíněné kontaminanty i HCB je v životním prostředí silně perzistentní a vykazuje vysokou biakumulační schopnost (Augustijn-Beckers a kol., 1994). Obdobné vlastnosti vykazuje i OCS, vznikající jako vedlejší produkt v chemických výrobcích (Kaminský a Hites, 1984).

Systematicky se přítomnost perzistentních organických polutantů (POPs) zejména DDT a jeho metabolitů, HCH a HCB začala v ČR sledovat na konci 70. let minulého století. Pozornost byla soustředěna na toky (např. Svobodová a kol., 1993), nádrže (Hajšlová a kol., 1997) i rybníční a faremní chovy (Svobodová a kol., 2003). Výsledky těchto studií upozornily na zvýšenou kontaminaci ryb z volných vod DDT a jeho metabolity (zejména DDE) a HCH. Nejvyšší hodnoty byly nalézány v rybách s vysokým podílem tuku ve svalovině (tloušť, sumec, úhoř) a v rybách potravně vázaných na dno toku (parma).

5.5.3. Cizorodé látky v mase ryb z významných rybářských revírů ČR (nepublikovaná data FROV JU)

V letech 2006–2010 byla za finanční podpory Ministerstva zemědělství ČR realizována studie, jejímž cílem bylo posoudit zatížení masa ryb žijících ve významných rybářských revírech ČR vybranými cizorodými látkami a posoudit jejich konzumovatelnost. Z toxických kovů byly zjišťovány koncentrace Hg, Pb, Cd, z POPs pak koncentrace PCB, HCH, HCB a DDT. Sledováno bylo celkem 31 významných rybářských revírů na území ČR (obr. 5.5.3.).

Jako referenční druh byl pro porovnání jednotlivých lokalit využit cejn velký (*Abramis brama*). Dále byly analyzovány vzorky svaloviny dalších 5 druhů ryb, které se ve sledovaných lokalitách vyskytují nejčastěji a jsou sportovními rybáři loveny a konzumovány. Analyzovány byly běžně lovené velikosti ryb, tzn. obvykle přesahující minimální lovnou délku. Stanovení obsahu rtuti, olova a kadmia bylo prováděno u všech odlovených kusů cejna velkého individuálně, u ostatních druhů pak ve směsných vzorcích. Výsledky analýz svaloviny ryb byly konfrontovány s výše uvedenými hygienickými limity.



Obr. 5.5.3. Monitorované rybářské revíry (2006–2010).

Dále bylo v případě jednotlivých polutantů provedeno hodnocení zdravotních rizik pro konzumenty pomocí toxikologických limitů přijatých Světovou zdravotnickou organizací WHO (tab. 5.5.2.). Při výpočtech byly využívány limitní expoziční hodnoty (toxikologické limity) sledovaných chemických látek a konkrétní koncentrace polutantu ve svalovině indikátorových ryb.

Tabulka 5.5.2. Toxikologické limity WHO

Polutant	TOXIKOLOGICKÉ LIMITY			zdroj
	expoziční limit		jednotky	
MeHg	1,6	PTWI	$\mu\text{g.kg t. hm.}^{-1}.\text{týden}^{-1}$	WHO
Pb	25	PTWI	$\mu\text{g.kg t. hm.}^{-1}.\text{týden}^{-1}$	WHO
Cd	7	PTWI	$\mu\text{g.kg t. hm.}^{-1}.\text{týden}^{-1}$	WHO
Σ PCB	0,4	PMTDI	$\mu\text{g.kg t. hm.}^{-1}.\text{den}^{-1}$	WHO
Σ DDT	20	ADI	$\mu\text{g.kg t. hm.}^{-1}.\text{den}^{-1}$	WHO
γ -HCH	8	ADI	$\mu\text{g.kg t. hm.}^{-1}.\text{den}^{-1}$	WHO
$\Sigma \alpha+\beta$ HCH	–	–	–	–
HCB	0,17	ADI	$\mu\text{g.kg t. hm.}^{-1}.\text{den}^{-1}$	WHO

Limitní expoziční hodnoty: ADI (acceptable daily intake – přípustný denní příjem), PTWI (provisional tolerable weekly intake – podmíněný tolerovatelný týdenní příjem), PMTDI (provisional maximum tolerable daily intake – podmíněný maximální denní příjem). $\mu\text{g.kg t. hm.}^{-1}.\text{týden}^{-1}$ – mikrogram na kilogram tělesné hmotnosti za týden

Vlastní porovnání s toxikologickými limity bylo provedeno dle následujících vzorců:

$$D = EL \times W$$

$$NTL = \frac{D}{C}$$

$$PP = \frac{NTL}{P}$$

D – přijatelný (tolerovatelný) denní, týdenní, měsíční příjem polutantu (mg/osobu)

EL – expoziční limit ADI, TWI, PTWI, PMTDI (WHO, EFSA)

W – průměrná tělesná hmotnost konzumenta (70 kg)

c – obsah polutantu ve svalovině ryb (mg.kg⁻¹ čerstvé hmoty)

NTL – hmotnost rybí svaloviny pro naplnění toxikologického limitu – (kg/den, týden, měsíc)

PP – počet porcí, které může konzument sníst za dané období (porce/ den, týden, měsíc)

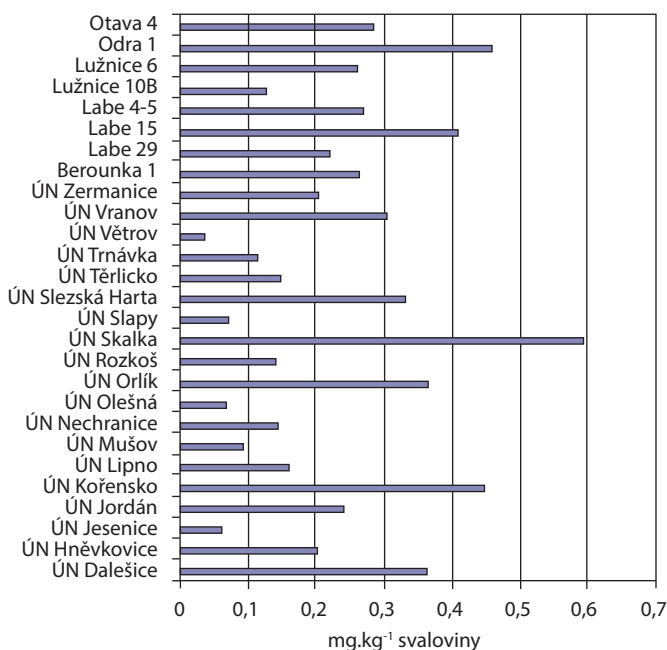
P – hmotnost jedné porce (170 g)

Konkrétním výstupem tohoto hodnocení byl počet porcí (porce = 170 g) z druhově, velikostně a hmotnostně definovaných ryb, které může konzument (sportovní rybář) zkonsumovat z dané lokality za jeden měsíc. Konzumace tohoto množství rybího masa pro člověka o průměrné hmotnosti 70 kg dle současných znalostí neznámá zdravotní riziko. Údaje o počtu porcí byly pro dané druhy ryb a konkrétní lokality seřazeny do přehledných tabulek. Tabulky se stručně, avšak laické veřejnosti srozumitelně vysvětlenými hodnotami jsou rybářské veřejnosti k dispozici v informačních letáčích vydávaných MZe ČR a také na webových stránkách (www.bezpecnostpotravin.cz).

Nejvýznamnějším kontaminantem nalézaným ve svalovině ryb odlovených ve volných vodách ČR byla ve sledovaném období jednoznačně rtuť. Nejvyšší hodnoty byly zjištěny v nádrži Skalka v minulosti silně kontaminované průmyslovými odpadními vodami s vysokými koncentracemi rtuťnatých sloučenin. V této lokalitě zjišťované koncentrace celkové rtuti často, a především u dravých ryb, významně překračovaly hodnotu 1 mg.kg⁻¹ svaloviny. Hodnota hygienického limitu 0,5 mg.kg⁻¹ byla překročena prakticky ve všech případech. Například u vzorku svaloviny bolena dravého (zástupce dravých ryb) byla zjištěna hodnota obsahu rtuti 3,57 mg.kg⁻¹. Výsledky prokázaly stále vysokou kontaminaci nádrže Skalka rtuť a poukázaly na vysoké hygienické riziko konzumace zejména dravých ryb odlovených v této nádrži, což korespondovalo s předchozími daty (Maršálek a kol., 2005). Další lokality, ve kterých byly zaznamenávány zvýšené koncentrace rtuti ve svalovině ryb, se nacházejí na středním toku české části řeky Labe (lokalita pod Neratovicemi), na Odě 1 (pod Ostravou) a v nádržích Dalešice, Kořensko a Vranov. Hodnoty obsahu tohoto kovu ve svalovině analyzovaných ryb v těchto lokalitách v několika případech překračovaly hodnotu 0,5 mg.kg⁻¹. Nejčastěji k překročení limitu docházelo u dravých druhů ryb. S výjimkou vzorku bolena dravého z lokality Labe 15 – Neratovice (2,18 mg.kg⁻¹) se hodnoty obsahu rtuti ve svalovině ryb pohybovaly pod 1 mg.kg⁻¹. V ostatních sledovaných lokalitách koncentrace celkové rtuti obvykle nepřesahovaly, či jen mírně, hodnotu 0,5 mg.kg⁻¹ svaloviny. Porovnání průměrných koncentrací rtuti ve svalovině referenčního druhu cejna velkého je znázorněno na obr. 5.5.4.

Hodnoty obsahu Cd a Pb ve svalovině ryb odlovených ve sledovaných lokalitách byly nízké a ve většině případů se nacházely v okolí mezí detekce použitých analytických metod. Pouze v jednom případě došlo k překročení hygienického limitu pro obsah Cd ve svalovině, a to u candáta obecného z lokality Těrlicko (0,058 mg.kg⁻¹).

Z hlediska konzumovatelnosti, tj. limitního počtu porcí, byla kromě 1 výjimky (vzorek úhoře z lokality Těrlicko, kde bylo limitující PCB) ve všech případech limitující koncentrace rtuti. Nejproblematictější z hlediska konzumace se jeví velké (staré) exempláře dravých druhů ryb. Nejnižší úroveň zatížení obvykle vykazoval kapr obecný – nejčastěji lovený druh v ČR. Tento druh je do volných vod vysazován obvykle v lovných velikostech a pochází tedy z obecně nekontaminovaných rybníčních chovů. Při hodnocení nebyly brány v úvahu ostatní možné zdroje vystavení člověka sledovaným chemickým látkám.

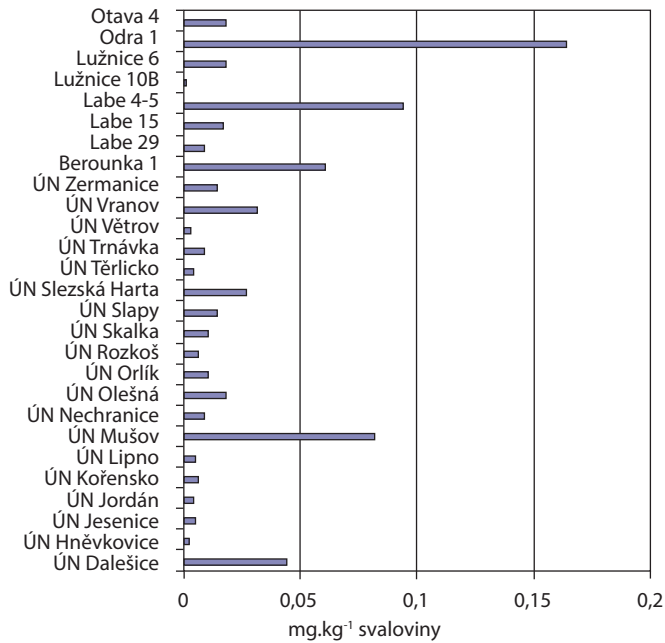


Obr. 5.5.4. Porovnání průměrných koncentrací rtuti ve svalovině cejna velkého v rybářských revírech sledovaných v letech 2006–2010 (nepublikovaná data FROV JU).

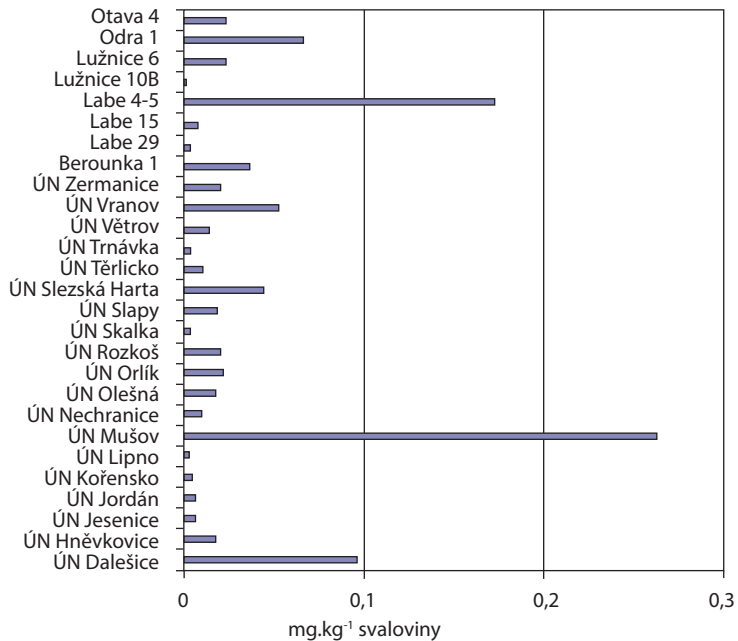
Nejvyšší hodnoty obsahu sumy 7 indikátorových kongenerů PCB ve svalovině cejna velkého byly zjištěny v lokalitách Odra pod Ostravou, Labe pod Ústím nad Labem a Mušov (obr. 5.5.5.). Nicméně zjišťované koncentrace byly obecně velice nízké a pohybovaly se hluboko pod hygienickým limitem. Nejvyšší zjištěná koncentrace PCB ve svalovině ryby byla nalezena v lokalitě Žermanice, a to v případě úhoře říčního (1,67 mg.kg⁻¹ svaloviny). Přitom z hlediska porovnání hladin PCB ve vzorcích hlavního indikátorového druhu – cejna velkého, právě Žermanice náležely k méně zatíženým lokalitám. Tato koncentrace byla z hlediska ostatních cca 180 hodnot změřených v rámci této studie extrémní. Příčinou byl několikanásobný obsah tuku ve svalovině úhoře říčního (v tomto případě 18%) ve srovnání s ostatními analyzovanými druhy (v této lokalitě např. cejn velký – 3,2%). PCB a POPs obecně se kumulují především v tuku. Proto bývají koncentrace PCB ve svalovině ryb s vyšším podílem tuku v této tkáni mnohdy až o několik řádů vyšší v porovnání s druhy s nižším obsahem tuku odlovenými ve stejné lokalitě. Z hlediska přesnějšího porovnání úrovně zatížení lokalit je lepší uvádět obsahy POPs přepočtené na tuk (Randák a kol., 2009). Obdobné závislosti byly pozorovány i v případě ostatních sledovaných POPs.

Na obr. 5.5.6. jsou znázorněny koncentrace obsahu DDT (vyjádřené jako suma DDT, DDD a DDE) ve směsných vzorcích cejna velkého. Nejvyšší hodnoty byly zjištěny v lokalitách Dalešice, Labe pod Ústím nad Labem a Mušov. Obecně se hodnoty obsahu DDT ve svalovině ryb ze sledovaných lokalit pohybovaly hluboko pod hygienickým limitem.

Koncentrace HCH a HCB se ve většině případů pohybovaly pod mezí detekce použitých analytických metod. Pouze v několika lokalitách a především u ryb s vyšším obsahem tuku ve svalovině byly koncentrace těchto sloučenin detekovatelné.



Obr. 5.5.5. Porovnání obsahu PCB (suma 7 indikátorových kongenerů) ve svalovině cejna velkého v rybářských revírech sledovaných v letech 2006–2010 (nepublikovaná data FROV JU).



Obr. 5.5.6. Porovnání obsahu DDT (suma metabolitů DDE, DDD, DDT) ve svalovině cejna velkého v rybářských revírech sledovaných v letech 2006–2010 (nepublikovaná data FROV JU).

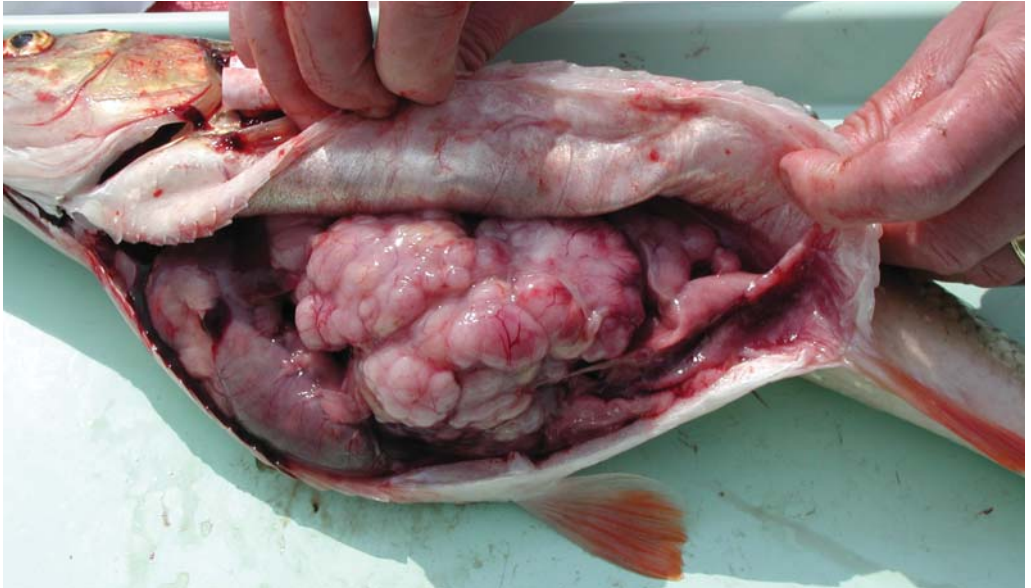
Z hlediska konzumovatelnosti ryb nepředstavují sledované POPs až na jednu výjimku, kterou byl úhoř z lokality Žermanice, ve sledovaných rybářských revírech významný problém. Z hlediska teoretického akceptovatelného počtu porcí vypočtených s pomocí expozičních limitů se u těchto sloučenin pohybujeme obvykle v desítkách až tisících porcí na osobu za měsíc. V případě limitujícího polutantu rtuti se jedná řádově o jednotky až desítky porcí za měsíc.

Konzumace masa kapra obecného, který je v našich revírech nejčastěji lovenou rybou, z hlediska obsahu cizorodých látek **zdravotní riziko nepředstavuje**, a to ani ve více zatížených lokalitách (údolní nádrž Skalka, Labe u Neratovic). Kapři se totiž do revírů vysazují až v lovných velikostech (obvykle tříleté ryby) a do té doby vyrůstají v podmínkách rybníčních chovů. Nejvíce kaprů sportovní rybáři odloví krátce po vysazení a případný negativní vliv dané lokality je tudíž nevýznamný. Relativně nízké koncentrace cizorodých látek jsou zjišťovány i v mase dalších často lovených kaprovitých ryb (cejn, plotice). Poněkud horší je situace u dravců (štika, sumec, candát, bolen, okoun), kteří stojí na konci potravního řetězce a v jejichž organizmu se hromadí více cizorodých látek. Zvláště maso větších a starších jedinců ulovených ve znečištěných lokalitách nelze doporučit k pravidelné konzumaci.

5.5.4. Vliv běžných komunálních zdrojů znečištění vodního prostředí na ryby

V důsledku zlepšující se úrovně čištění odpadních vod průmyslových závodů a zákazů výroby některých v minulosti problematických látek (např. PCB, DDT) klesá pravděpodobnost vzniku nových zátěží prostředí těmito již „klasickými“ polutanty. Člověk se však obklopuje stále novými a novými chemickými sloučeninami, které mohou potenciálně negativně ovlivňovat nejen jeho zdraví, ale i stabilitu celých ekosystémů. Za nejvýznamnější se v tomto ohledu v současnosti považují především farmaka, chemikálie pro osobní potřebu člověka, baktericidy atp. Část těchto látek je zahrnována do skupiny EDCs. EDCs jsou syntetické nebo přirozeně se vyskytující chemikálie, které již v minimálních koncentracích ovlivňují rovnováhu normálních hormonálních funkcí u živočichů. Poškození endokrinního systému ryb může ve svém důsledku způsobit i poruchy jejich reprodukce (Tyler a kol., 1998). Do této skupiny látek patří především klasické chlorované insekticidy, syntetické pyrethroidy, účinné látky herbicidů a průmyslové chemické látky (PCB, PAH, ftaláty, styreny, Hg a další; Keith, 1997), steroidní léčiva a jejich metabolity (Kolpin, 2002), degradační produkty neionogenních tenzidů (alkylfenoly; Bennie a kol., 1997), mošusové („musk“) sloučeniny – syntetické analogy pižma plošně používané jako vonné esence v širokém sortimentu spotřebního zboží (Rimkus, 1999) atp. Obecně však o účincích těchto „nových“ sloučenin vyskytujících se v životním prostředí existuje minimum informací. S jejich přítomností v životním prostředí jsou spojovány problémy reprodukce u živočichů včetně člověka, kancerogenita (obr. 5.5.7.) atp. Většina těchto sloučenin vstupuje do vodního prostředí prostřednictvím komunálních odpadních vod.

Z aktuálních studií světového výzkumu je zřejmé, že velmi významnou roli v kontaminaci životního prostředí a v potenciálním vlivu na organizmy mají farmaka (Heberer, 2002; Li a Randák, 2009; Corcoran a kol., 2010). V současné době jsou rizika spojená s přítomností širokého spektra farmak v životním prostředí předmětem intenzivního výzkumu. Farmaka jsou rizikovou skupinou environmentálních kontaminantů především z důvodu jejich plošného užívání v humánní i veterinární medicíně. Celosvětová spotřeba aktivních sloučenin se odhaduje na více než 100000 tun za rok (Kummerer, 2004). Toto množství zahrnuje přibližně 3 000 různých substancí, které jsou užívány v medicínské praxi v zemích EU. Přírodní a syntetická farmaka používaná u lidí nebo zvířat jako profylaktika, terapeutika a diagnostika obsahují téměř vždy biologicky aktivní látky. Početnou skupinu léčiv tvoří přírodní látky (antibiotika, alkaloidy, steroidy, aminokyseliny, enzymy, bílkoviny, vitamíny). Nejpočetnější a stále se rozrůstající skupinu léků tvoří syntetická léčiva. Vedle uměle vyráběných přírodních látek se jedná o jejich různé obměny a strukturální analogy i látky nemající v přírodě vůbec obdoby. Farmaka jsou z organizmů vy-



Obr. 5.5.7. *Nádor na gonádách samce jelece tlouště odloveného na soutoku Labe a Bíliny (foto: T. Randák).*

lučována v původní formě nebo ve formě metabolitů. Následně tyto sloučeniny vstupují především prostřednictvím komunálních odpadních vod do vodního prostředí. Farmaka nejsou zcela degradována v čistírenských procesech na ČOV, což znamená, že vstupují do vodního prostředí i prostřednictvím „vyčištěných“ odpadních vod. Následně pak ovlivňují vodní organismy vyskytující se v těchto lokalitách (Heberer, 2002; Corcoran a kol., 2010).

Farmaka jsou obecně biologicky vysoce účinné látky, což znamená, že ovlivňují organismy již ve velmi nízkých koncentracích (Gunnarsson a kol., 2008). Mezi biologicky nejúčinnější patří steroidní léčiva (např. 17 α -ethinylestradiol (EE2), 17 β -estradiol (E2), diethylstilbestrol (DES) atp.). Tato farmaka jsou řazena do skupiny látek EDCs, tzn., že v těle organismů narušují syntézu, vylučování, transport, vázání, aktivitu nebo eliminaci přírodních hormonů, které jsou zodpovědné za udržování homeostáze, reprodukci a rozvoj organismu. V humánní medicíně se steroidní hormony používají k léčbě hormonálních poruch zejména pohlavních orgánů. Syntetické steroidy jsou dále běžně předepisovány jako orální antikoncepce (EE2 aj.).

V největších koncentracích jsou steroidní látky zpravidla nalézány v influentech (přítocích) i efluentech (odtocích) z ČOV, v čistírenských kalcích a v nízkých koncentracích (řádově v jednotkách ng.l⁻¹) jsou běžně detekovány v povrchových vodách (Kolpin, 2002). Po průniku do vodního ekosystému mohou steroidní hormony negativně působit na vodní organismy a krajním projevem jejich přítomnosti může být až feminizace samců a vznik hermafroditismu. Syntetický ethinylestradiol pocházející z antikoncepčních prostředků a přírodní estrogení steroidy, estradiol a estron byly ve švédské studii efluentu z ČOV označeny za hlavní zdroj estrogenity (Hanselman a kol., 2003). Běžně dostupné technologie čištění odpadních vod do značné míry hladiny steroidních látek redukuje, ale konečná koncentrace těchto látek přesto může snadno překračovat koncentrace, při nichž lze předpokládat negativní vliv na vodní organismy, zejména ryby. V případě 17- β -estradiolu byly příznaky feminizace pozorovány dokonce již při koncentracích nižších než 1 ng.l⁻¹ (Dorabawilla a Gupta, 2005).

Do současnosti byla již publikována řada studií popisujících negativní efekty výskytu farmak v životním prostředí. Získaná data dokumentují, že odtékající vyčištěná voda z běžných ČOV je významným zdrojem znečištění vodního prostředí – a to zejména farmaky a chemikáliemi pro osobní potřebu člověka. (Pharmaceuticals and Personal Care Products – PPCPs). Je zřejmé, že i zdánlivě bezvýznamné zdroje znečištění, jako jsou ČOV běžných obcí, významně zatěžují vodní prostředí biologicky aktivními cizorodými sloučeninami. Vliv těchto sloučenin na vodní organismy narůstá se snižujícím se naředěním vypouštěných vod z ČOV vodou toku, do kterého jsou zaústěny. Jak vyplývá z dosavadních sledování – nejhorší situace tedy není – jak by se mohlo na první pohled zdát – na dolních tocích velkých řek, ale na menších tocích, kde jsou nižší průtoky a voda vypouštěná do nich z ČOV se tam ředí méně (Li a kol., 2011; obr. 5.5.8.). Tyto toky často bývají využívány k produkci násad pstruha obecného nebo i k odlovům generačních ryb na umělé výtěry. V některých lokalitách došlo v důsledku znečištění vodního prostředí k významnému zhoršení reprodukce ryb (Kolářová a kol., 2005).

Působení různých dosud nesledovaných biologicky účinných skupin látek vstupujících do vodního prostředí prostřednictvím běžných komunálních odpadních vod je ve světě v současnosti předmětem intenzivního výzkumu. Je pravděpodobné, že právě tyto dosud opomíjené skupiny látek působí na vodní organismy významněji než neustále se snižující koncentrace běžně sledovaných průmyslových polutantů.



Obr. 5.5.8. Zaústění vyčištěných komunálních odpadních vod z ČOV Prachatice do Živného potoka. Tyto vody tvoří přibližně 30 % průtoku recipientu. U ryb vyskytujících se pod touto ČOV dochází k poruchám reprodukce a dalším významným fyziologickým změnám v organismu (foto: T. Randák).

5.5.5. Havarijní znečištění

Za havarijní znečištění považujeme mimořádně závažné zhoršení nebo ohrožení jakosti povrchových či podzemních vod, které má přechodný charakter. V jeho důsledku obvykle dochází k poškození životního prostředí, ryb i dalších vodních organismů, k narušení samočisticích procesů ve vodě, ke zhoršení chemismu vody včetně úbytku kyslíku, ke změnám pachu, chuti a barvy vody i pachu a chuti ryb a někdy také ke hromadění cizorodých látek ve složkách vodního prostředí. Havarijní znečištění způsobují značné hospodářské škody na rybích obsádkách a vyžadují nákladnou sanaci zasažených oblastí. V České republice je každoročně zaznamenáno 200 až 300 havarijních znečištění, z nichž pouze necelou polovinu se podaří objasnit. **Detailní informace týkající se havarijních úhynů, jejich příčin, postupů při jejich objasňování včetně právního rámce jsou popsány v metodice Svobodové a kol. (2011).**

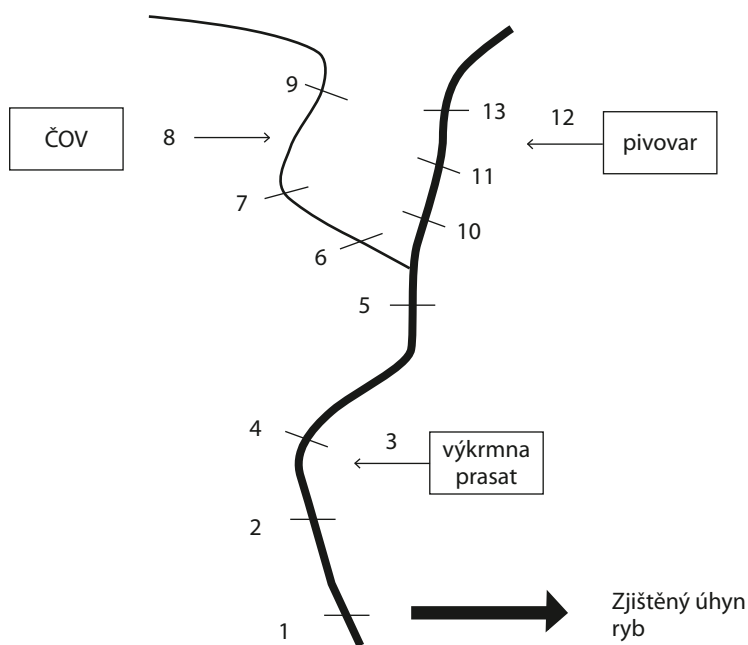
Ve většině případů je havarijní znečištění spojeno s **úhynem ryb**. Jeho nejčastějšími příčinami jsou zvýšené koncentrace organických látek ve vodě, obvykle spojené s poklesem obsahu kyslíku spotřebovávaného při jejich rozkladu. Havarijní úhyny způsobené nedostatkem kyslíku ve vodě se objevují obvykle v létě v období nízkých průtoků, na jaře a v létě v nádržích bohatých na živiny či v úsecích toků při nadměrném rozvoji rostlinného planktonu, kdy dochází ke kyslíkovým deficitům v nočních a ranních hodinách před východem slunce v důsledku dýchání těchto organismů, a také v úživných nádržích při přemnožení hrubého živočišného planktonu, který zlikviduje plankton rostlinný, produkující kyslík.

Znečištění organickými látkami bývá často spojeno se zvýšenými koncentracemi amoniaku (čpavku). Ten se ve vodě vyskytuje v závislosti na kyselosti či zásaditosti (pH) a na teplotě ve dvou formách – vázané a volné. Volný amoniak je pro ryby silně toxický a jeho podíl (z celkového množství amoniaku) se zvyšuje s rostoucím pH. Optimální hodnoty pH pro většinu sladkovodních ryb se pohybují v rozmezí 6,5 až 8,0. K poškození a úhynu lososovitých ryb dochází při pH nižším než 4,8 a vyšším než 9,2. Kaprovité ryby hynou při pH pod 5 a nad 10,8 (Svobodová a kol., 1987). Ke snižování hodnot pH vodního prostředí přispívají kyselá deště, tání sněhu v oblasti rašelinišť nebo havárie, při nichž uniknou silné kyseliny či siláční šťávy. Ke zvyšování pH dochází v nádržích bohatých na živiny, kde je při silném vegetačním zákalu v důsledku intenzivní fotosyntézy odčerpáván oxid uhličitý působící jako určitý stabilizátor pH. Ke zvýšení pH může dojít při úniku odpadních vod s obsahem zásaditých látek, případně při haváriích souvisejících s některými stavebními pracemi (např. při úniku cementových výluhů).

Mnoho havarijních úhynů ryb způsobí znečištění vodního prostředí různými chemickými látkami (pesticidy, kyanidy, chlórem, ropnými látkami či kovy). K otravám pesticidy dochází nejčastěji v důsledku smyvu čerstvě aplikovaných postřiků z polí. Kyanidy se mohou do vody dostat při haváriích v některých průmyslových provozech. Typickým příznakem otravy ryb kyanidy je jasné červené zbarvení žaberních oblouků – kyanidy totiž zabraňují přechodu kyslíku z krve do buněk. Příčinou otrav chlórem bývá obvykle znečištění vody dezinfekčními prostředky, které tuto chemikálii obsahují. Sloučeniny chlóru jsou často přítomny i v pitné vodě, což může způsobit úhyn ryb přechovávaných v nádržích s čerstvě napuštěnou pitnou vodou (třeba vánočních kaprů ve vaně). Chceme-li ryby do takového prostředí umístit, musíme po napuštění nádrže nechat vodu alespoň několik hodin odstát. Ani toto opatření však není dostatečné, pokud je voda desinfikována stabilnějšími sloučeninami chlóru např. chloraminem. Ropné látky vytvářejí na hladině tenkou vrstvu zabraňující přístupu atmosférického kyslíku do vody, při rozsáhlejších haváriích proto dochází k úhynům ryb udušením. Ropa a produkty z ní působí ve vodě i toxicky a kromě toho už ve velmi nízkých koncentracích (řádově v miligramech na litr) negativně ovlivňují smyslově vnímatelné vlastnosti rybiho masa, zejména jeho chuť a vůni. Hlavním zdrojem znečištění vodního prostředí kovy je průmyslová činnost. Toxicita jednotlivých kovů je různá a velmi závisí i na chemické formě jejich výskytu ve vodě. Některé, například rtuť, mají schopnost hromadit se v organismu. Nejvýznamnější kovy z hlediska problematiky kontaminace jsou rtuť, kadmium, olovo, železo, arsen, nikl, měď, hliník, chrom a zinek (Svobodová a kol., 1987).

Pro **vyšetření příčin havarijního znečištění** a postižení viníka jsou zásadní správně provedená **místní šetření a odběry vzorků**. Havárii je proto třeba neprodleně oznámit policii, popřípadě příslušnému rybářskému hospodáři, hasičům, hygienikům či pracovníkům zabývajícím se ochranou životního prostředí a co nejdříve provést odběry vzorků vody, ryb, případně sedimentu, drobných organismů, nárostů a planktonu a doručit tyto vzorky co nejrychleji do specializovaných laboratoří. Existuje-li podezření na konkrétní či možné zdroje znečištění, je nutno provést odběry vzorků nad a pod všemi těmito zdroji.

V místech odběru vzorků je dobré změřit teplotu, průhlednost vody a obsah kyslíku. Pokud se v lokalitě ještě vyskytují živé ryby (nejlépe s příznaky poškození), je ideální jich několik odlovit a dopravit pokud možno v živém stavu do specializované laboratoře. Nemá smysl zkoumat ryby ve stadiu rozkladu. Velmi důležité je čitelné a nesmazatelné označení odebraných vzorků, jejich uložení v chladu a co nejrychlejší transport do laboratoří. Vhodné je poříditi náčrtek odběrových míst s uvedením času odběru vzorků a případných zdrojů znečištění (obr. 5.5.9.). Vzorky vody je možno nabrat do plastových lahví od neochucené vody, sedimenty do mikrotenových sáčků, vzorky drobných organismů, nárostů a planktonu nejlépe do čistých sklenic.



Obr. 5.5.9. Situační náčrtek míst odběru vzorků vody při zjištění úhynu ryb (dle Svobodové a kol., 2011).

V případě podezření, že ve vodě mohl nastat úbytek kyslíku způsobený nadměrným rozvojem rostlinného planktonu, je nutno obsah kyslíku změřit v nočních hodinách. Právě v noci totiž fytoplanktonní organismy kyslík neprodukují, nýbrž spotřebovávají. Již první paprsky slunce opět nastartují fotosyntézu a kyslíku ve vodě začne velice rychle přibývat.

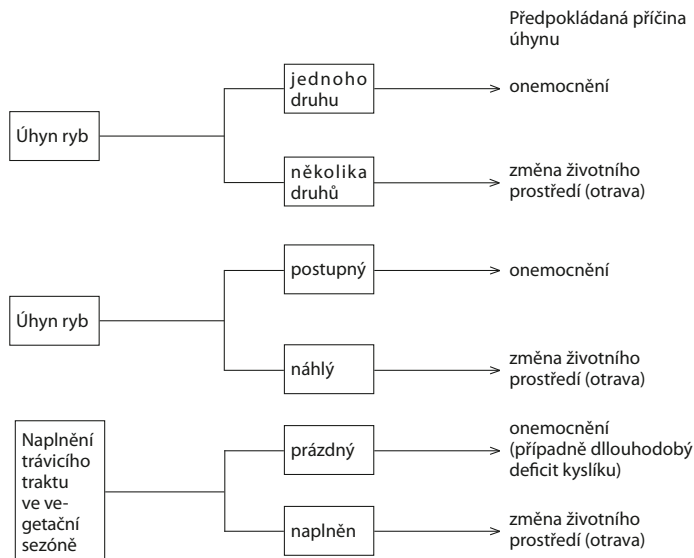
O odběrech vzorků je důležité sepsat protokol, který podepíše všichni účastníci šetření. Svobodová a kol. (2011) uvádějí následující vzor tohoto protokolu:

Protokol

o odběru vzorků při podezření z havarijního úhynu ryb

1. Den, hodina zjištění havárie:
2. Účastníci šetření (organizace):
3. Lokalita:
4. Vlastník/Hospodařící organizace:
5. Délka (rozloha) postiženého úseku:
6. Rozsah úhynu (druhy, kategorie a množství uhynulých ryb):
7. Popis chování a makroskopických změn na rybách:
8. Možné zdroje znečištění:
9. Odběr vzorků vody (místo a čas odběru, označení vzorků):
10. Stanovení provedená na místě (teplota, barva, průhlednost, pach, O₂, pH, příp. další; místo a čas, označení lokality):
11. Odběr vzorků ryb (uhynulé, živé, místo a čas, označení lokality, druh, kategorie, počet):
12. Vzorky odeslány (kam):
 - a) voda
 - b) ryby
 - c) jiné
13. Jiné důležité skutečnosti (průtok, počasí v době odběru vzorků a v předcházejícím období, výsledky posledních kontrolních vyšetření kvality vody a zdravotního stavu ryb aj.):
14. Vyjádření účastníků šetření:
15. Podpisy, datum, čas:
16. Připojený situační náčrtek s vyznačením významných lokalit odběrů, zdrojů a dalších skutečností (např. postup toxické vlny)

K rozhodování, na co zaměřit pozornost při odběrech vzorků a při vyšetřování příčin havarijního úhynu, může napomoci schéma na obr. 5.5.10.



Obr. 5.5.10. Rozhodovací diagram při zjišťování úhynu ryb (Svobodová a kol., 2011).

LITERATURA

- Augustijn-Beckers, P.W.M., Hornsby, A.G., Wanchope, R.D., 1994. Pesticide properties database for environmental decision making. II. Additional compounds. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 137: 1–82.
- Bennie, D.T., Sullivan, C.A., Lee, H.B., Peart, T.E., Maguire, R.J., 1997. Occurrence of alkylphenols and alkylphenol mono- and diethoxylates in natural waters of the Laurentian Great lakes basin and the upper St Lawrence River. *Science of the Total Environment* 193: 263–275.
- Carson, R., 1962. *Silent spring*. Houghton – Mifflin, Boston, MA, USA, 368 pp.
- Corcoran, J., Winter, M.J., Tyler, C.R., 2010. Pharmaceuticals in the aquatic environment: A critical review of the evidence for health effects in fish. *Critical Reviews in Toxicology* 40 (4): 287–304.
- Čelechovská, O., Svobodová, Z., Žlábek, V., Macharáčková, B., 2007. Distribution of Metals in Tissues of the Common Carp (*Cyprinus carpio* L.). *Acta Veterinaria Brno* 76: 93–100.
- Dorabawila, N., Gupta, G., 2005. Endocrine disrupter – estradiol – in Chesapeake Bay tributaries. *Journal of Hazardous Materials* 120 (1–3): 67–71.
- Duffus, J.H., 1980. *Environmental Toxicology: resource and environmental sciences series*. Halsted Press, John Wiley and Sons, New York, USA, 164 pp.
- Fianko, J.R., Osa, S., Adomako, D., Adotey, D.K., Serfor-Armah, Y., 2007. Assessment of heavy metal pollution of the iture estuary in the Central Region of Ghana. *Environmental Monitoring and Assessment* 131 (1–3): 467–473.
- Gunnarsson, L., Jauhiainen, A., Kristiansson, E., Nerman, O., Larsson, D.G.J., 2008. Evolutionary Conservation of Human Drug Targets in Organisms used for Environmental Risk Assessments. *Environmental Science and Technology* 42 : 5807–5813.
- Hajšlová, J., Schoula, R., Kocourek, V., Holadová, K., Poustka, J., Kohoutková, J., Svobodová, Z., 1997. Polychlorinated biphenyls and other persistent chlorinated contaminants in fish as indicators of pollution of aquatic ecosystem in Czech Republic. *Toxicological and environmental chemistry* 59: 279–291.
- Hanselman, T.A., Graetz, D.A., Wilkie, C., 2003. Manure-Borne Estrogens as Potential Environmental Contaminants: A Review. *Environmental Science and Technology* 37 (24): 5471–5478.
- Havelkova, M., Dusek, L., Nemethova, D., Poleszczuk, G., Svobodova, Z., 2008. Comparison of mercury distribution between liver and muscle – A biomonitoring of fish from lightly and heavily contaminated localities. *Sensors* 8 (7): 4095–4109
- Heberer, T., 2002. Occurrence, fate, and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: a review of recent research data. *Toxicology Letters* 131: 5–17.
- Jewett, S.C., Zhang, X., Sathynaidu, A., Kelley, J.J., Dasher, D., Duffy, L.K., 2003. Comparison of mercury and methylmercury in northern pike and Arctic grayling from western Alaska rivers. *Chemosphere* 50: 383–392.
- Kaminsky, R., Hites, R.A., 1984. Octachlorostyrene in Lake Ontario: sources and fates. *Environmental Science and Technology* 18: 275–279.
- Keith, L.H., 1997. *Environmental endocrine disruptors*. John Wiley and Sons Inc, New York, USA, 1232 pp.
- Kolářová, J., Svobodová, Z., Žlábek, V., Randák, T., Hajšlová, J., Suchan, P., 2005. Organochlorine and PAHs in brown trout (*Salmo trutta fario*) population from Tichá Orlice River due to chemical plant with possible effects to vitellogenin expression. *Fresenius Environmental Bulletin* 14 (12a): 1091–1096.
- Kolpin, D.W., 2002. Pharmaceuticals, Hormones, and Other Organic Wastewater Contaminants in U.S. Streams 1999–2000: A National Reconnaissance. *Environmental Science and Technology* 36: 1202–1211.

- Kružiková, K., Svobodová, Z., Valentová, O., Randák, T., Velíšek, J., 2008. Mercury and methylmercury in muscle tissue of chub from the Elbe River main tributaries. *Czech Journal of Food Sciences* 26 (1): 65–70
- Kummerer, K., 2004. *Pharmaceuticals in the Environment*, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, Germany, 505 pp.
- Li, Z.H., Randák, T., 2009. Residual pharmaceutically active compounds (PhACs) in aquatic environment: status, toxicity and kinetics. *Veterinary Medicine – Czech* 52 (7): 295–314.
- Li, Z.H., Žlábek, V., Turek, J., Velíšek, J., Pulkrabová, J., Kolářová, J., Sudová, E., Beránková, P., Hrádková, P., Hajšlová, J., Randák, T., 2011. Evaluating environmental impact of STPs situated on streams in the Czech Republic: An integrated approach to biomonitoring the aquatic environment. *Water Research* 45 (3): 1403–1413.
- Maršálek, P., Svobodová, Z., Randák, T., Švehla, J., 2005. Mercury and methylmercury contamination of fish from the Skalka reservoir: A case study. *Acta Veterinaria* 74 :427–434.
- Maršálek, P., Svobodová, Z., Randák, T., 2006. Total mercury and Methylmercury contamination in fish from various sites along the Elbe river. *Acta Veterinaria Brno* 75: 579–585.
- Niimi, J., Oliver, B.G., 1989. Distribution of polychlorinated biphenyl congeners and other halocarbons in whole fish and muscle from Lake Ontario salmonids. *Environmental Science and Technology* 23: 83–88.
- Randák, T., Slavík, O., Žlábek, V., Horký, P., 2006. Využití juvenilních ryb v rámci monitoringu kontaminace vodního prostředí cizorodými látkami. *Metodika, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, v.v.i., Praha*, 25 s.
- Randák, T., Žlábek, V., Pulkrabová, J., Kolářová, J., Kroupová, H., Šířoká, Z., Velíšek, J., Svobodová, Z., Hajšlová, J., 2009. Effects of pollution on chub in the River Elbe, Czech Republic. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72: 737–746.
- Rimkus, G.G., 1999. Polycyclic musk fragrances in the aquatic ecosystem. *Toxicology Letters* 111: 37–56.
- Saunders, D.S., Harper, C., 1994. Pesticides. In: Hayes, W. (Ed.), *Principles and Methods of Toxicology*. Raven Press, Ltd., New York, USA, pp. 389–415.
- Slavík, O., Jurajda, P., 2001. Metodický návod pro sledování společenstev juvenilních ryb. *Výzkum pro praxi, sešit 44, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, v.v.i., Praha*, 40 s.
- Svobodová, Z., Gelnarová, J., Justýn, J., Krupauer, V., Šimanov, L., Valentová, V., Vykusová, B., Wohlgemuth, E., 1987. *Toxikologie vodních živočichů*. SZN, Praha, 231 s.
- Svobodová, Z., Vykusová, B., Máchová, J., Bastl, J., Hrbková, M., Svobodník, J., 1993. Monitoring of foreign substances in fishes from the Jizera river in the Otradovice locality. *Bulletin VÚRH Vodňany* 29: 28–42.
- Svobodová, Z., Žlábek, V., Čelechovská, O., Randák, T., Máchová, J., Kolářová, J., Janoušková, D., 2002. Content of metals in tissues of marketable common carp and in bottom sediments of selected ponds of South and West Bohemia. *Czech Journal of Animal Science* 47: 339–350.
- Svobodová, Z., Žlábek, V., Randák, T., Máchová, J., Kolářová, J., Hajšlová, J., Suchan, P., 2003. Profiles of organochlorine POPs in tissues of marketable carp and in bottom sediments of selected ponds of South and West Bohemia. *Acta Veterinaria Brno* 72: 295–309.
- Svobodová, Z., Máchová, J., Chloupek, P., Večerek, V., 2011. Metodický postup vyšetřování havarijních úhynů ryb. *Edice Metodik (technologická řada), Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Vodňany, č. 107*, 28 s.
- Tyler, C.R., Jobling, S., Sumpter, J.P., 1998. Endocrine disruption in wildlife: A critical review of the evidence. *Critical review in toxicology* 28 (4): 319–361.
- Žlábek, V., Svobodová, Z., Randák, T., Valentová, O., 2005. Content of mercury in muscle of fish from the Elbe River and its tributaries. *Czech Journal of Animal Science* 50 (11): 528–534.

ODLOVY RYB VE VOLNÝCH VODÁCH

*J. Turek, M. Kratochvíl, T. Jůza, J. Kubečka,
M. Prchalová, J. Peterka*

6

ODLOVY RYB VE VOLNÝCH VODÁCH

J. Turek, M. Kratochvíl, T. Jůza, J. Kubečka, M. Prchalová, J. Peterka

6.1. Odlov ryb elektrickým agregátem (J. Turek, M. Kratochvíl)

První pokusy s odlovem ryb pomocí elektrického proudu byly prováděny již na přelomu 19. a 20. století, v provozních podmínkách začala být tato metoda u nás využívána od 50. let minulého století. V současné době jsou k dispozici elektrické agregáty s rozdílným pohonem i výkonem umožňující lov ve všech typech vod.

6.1.1. Význam a využití lovu ryb elektrickým agregátem

Použití elektrického agregátu k lovu ryb je opodstatněné zejména tehdy, potřebujeme-li lovit různé druhy ryb, různé věkové kategorie, za současného požadavku mobility v terénu a efektivity lovu. V některých typech vod je elektrolov jedinou možnou metodou odlovu ryb. Jeho hlavní výhody spočívají v jednoduchosti, pohotovosti a efektivitě. Zároveň se jedná o fyzicky nenáročnou metodu lovu, která je při správném použití šetrná k odlovovaným rybám. Elektrický agregát je využíván:

- k odlovům ročka a násady pstruha obecného z odchovných potoků,
- k získávání generačních ryb,
- při regulačních odlovech přemnožených ryb,
- k lovu nedostatkových druhů za účelem jejich přenosu do jiných lokalit nebo za účelem dalšího chovu,
- při kontrolních odlovech,
- při havarijních situacích na revírech,
- k vědeckým účelům a biomonitoringu,
- zřídka při hospodářských odlovech tržních ryb.

6.1.2. Zákonná úprava lovu ryb elektrickým proudem

Lov ryb pomocí elektrického agregátu podléhá úpravě několika právních norem. Z pohledu **zákona č. 99/2004 sb.** o rybařství se jedná o zakázaný způsob lovu (§ 13, odst. 2c), přičemž výjimky z tohoto zákazu může povolit příslušný rybařský orgán k chovu ryb, jejich záchraně při mimořádných situacích, k vědeckým účelům nebo v jednotlivých zvlášť odůvodněných případech (§ 13, odst. 5). Odstavec 6 stejného paragrafu pak stanovuje, že lov pomocí elektrického proudu je povolen pouze při splnění bezpečnostních předpisů. Osoba obsluhující elektrické zařízení musí mít u sebe povolení k takovému lovu a doklady opravňující jeho použití, stanovené vyhláškou **č. 50/1978 Sb.** o odborné způsobilosti v elektrotechnice.

Prováděcí **vyhláška 197/2004 Sb.** zákona o rybařství pak stanovuje, že výjimky ze zákazu lovu pomocí elektrického proudu lze povolit jen uživateli rybařského revíru k zajištění rybích násad, k lovu generačních ryb, k přemístění rybí obsádky do jiné lokality, k vědeckým či vzdělávacím účelům, při povodních, při mimořádném a život ryb ohrožujícím znečištění vody, při sníženém průtoku vody, při sníženém obsahu kyslíku ve vodě nebo pro potřeby regulace a kontroly skladby rybí obsádky rybařského revíru. Rybníkáři lze povolit výjimku pro potřeby rybníkářské praxe (§ 9, odst. 2). Zároveň je vyhláškou stanovena maximální doba 2 roky, na kterou lze výjimku udělit (§ 9, odst. 3).

Vyhláška č. 50/1978 Sb. o odborné způsobilosti v elektrotechnice stanovuje požadavky na kvalifikaci a praxi při pracích na elektrických zařízeních. Mezi nejdůležitější pojmy patří kvalifikace pracovníků (pro tento případ členů elektrolovné čety). Vedoucí lovu, lovec a obsluhovač elektrického soustrojí musí mít kvalifikaci osob poučených (§ 4), tzn., musí být držiteli **Osvědčení o elektrotechnické kvalifikaci dle § 4 vyhlášky č. 50/1978 Sb.** Ta je vydávána na základě školení vedeného pracovníkem s vyšší kvalifikací, uvedenou v § 5–9 vyhlášky. Platnost osvědčení je možno prodloužit na základě přezkoušení, nejdéle v intervalu 3 let ode dne zkoušky, či předchozího přezkoušení. Další členové elektrolovné čety (pomocné funkce) musí splňovat kvalifikaci osob seznámených. Tuto kvalifikaci je možno získat absolvováním školení (vedeného formou kolektivního pohovoru), provedeného pracovníkem s minimální kvalifikací dle § 4 **vyhlášky č. 50/1978 Sb.** Při školení jsou pracovníci seznámeni se základními informacemi organizačně-technickými (organizace lovu), elektrotechnickými (zejména bezpečnost práce) a zásadami první pomoci. O školení je proveden zápis podepsaný všemi účastníky a školitelem.

Dalším důležitým právním předpisem je **ČSN 331500** – Revize elektrických zařízení, stanovující povinnost provedení revize elektrického zařízení (tedy i elektrolovného agregátu) každých 12 měsíců. Revizi musí provádět osoba znalá, s vyšší kvalifikací dle vyhlášky č. 50/1978 Sb., po opravě závažné poruchy pak revizní technik dle § 9 této vyhlášky. Další normy pak upravují požadavky na konstrukci elektrického agregátu.

6.1.3. Základní části elektrického agregátu a druhy používaných agregátů

Obecně se elektrický agregát skládá z několika základních částí: Jako **energetický zdroj** je v praxi využívána buď generátorová souprava, nebo akumulátor. Nejnovější typy **akumulátorů** jsou vzhledem k technické vyspělosti a nízké hmotnosti vhodným zdrojem energie pro elektrické agregáty. Nejčastěji jsou využívány malé zdroje s napětím 12 V a kapacitou do 10 Ah, výkonnější typy bateriových agregátů bývají osazeny většími akumulátory s kapacitou přes 20 Ah. Akumulátory musí být zajištěny proti úniku kyseliny a konstruovány pro časté nabíjení. Moderní tzv. gelové akumulátory splňují obě podmínky při minimálních nárocích na údržbu. Druhým zdrojem energie pro elektrolovné agregáty je **generátorová soustava**, tvořená vhodným spalovacím motorem s možností regulace otáček a výkonem nejčastěji 1,5–15,0 kW a generátorem elektrického proudu. Tím je nejčastěji alternátor vhodného typu, vyrábějící střídavý proud. Ten je dále upravován v **ovládací skříňce**. To je zařízení používané k úpravě elektrického proudu a ovládání a kontrole provozu elektrického agregátu. Přiváděný střídavý el. proud je v ní upraven na proud stejnosměrný impulzní (nejčastěji 10–120 impulzů za sekundu). Ovládací skříňka některých typů agregátů rovněž umožňuje i přepínání velikosti výstupního napětí (nejčastěji 2 stupně, cca 230/400 V). Na ovládací skříňce jsou rovněž umístěna čidla (nejčastěji informační světla), indikující aktuální chod agregátu (přítomnost proudu na vývodech pro elektrody, napětí na elektrodách, popř. i voltmetr a ampérmetr). Upravený výstupní proud je pak veden do přípojných míst pro připojení **přívodních vodičů elektrod**. To je tvořeno dobře izolovaným poddajným kabelem (min. průřez 1,5 mm²), kterým se přivádí el. energie od zdroje k elektrodám. Lovicí elektrody slouží k přímému zavádění el. proudu do vody. Elektrody jsou vždy minimálně dvě – **lovící elektroda** (kladná – **anoda**) a protilehlá (zpětná) elektroda (záporná – **katoda**). Při ponoření do vody a sepnutí ovládacího tlačítka vzniká kolem lovicí elektrody el. pole. Záporná elektroda je nutná k vytváření el. pole ve vodě. Bývá nejčastěji umístěna v blízkosti el. zdroje. Může však být také vlečena za lodí (při lovu za použití lodí, viz kap. 6.1.7.) nebo ji za sebou táhne lovec (při použití přenosného agregátu). **Lovicí tyč** anody musí být vyrobena z dobře izolujícího materiálu a konce jsou upraveny pro připojení lovicí elektrody a pro napojení přívodního vedení. Důležitou součástí tyče je ovládací tlačítko, kterým lovec podle potřeby vypíná a zapíná přívod proudu.

Rám agregátu bývá u stacionárních typů vyroben z ocelových profilů, na nichž jsou upevněny hlavní části agregátu. Často je rám opatřen podvozkiem a tažnou tyčí. U stacionárních agregátů musí být všechny části rámu vodivě spojeny a uzemněny. To je řešeno uzemňovacím bodcem – kovovou tyčí s vodičem, kterým se tyč spojí s kostrou agregátu. Po zapíchnutí do země slouží pak tyč jako ochrana před dotykovým napětím v případě poruchy elektrické části agregátu. Moderní výkonné agregáty bývají opatřeny držadly pro snadné přenášení. U mobilních typů agregátů je rám řešen jako konstrukce s popruhy, umožňující přenášení agregátu na zádech. Některé bateriové agregáty s malým a lehkým akumulátorem jsou umístěny ve speciálních brašnách spolu s nezbytným příslušenstvím. Příslušenstvím bateriových agregátů bývá i speciální nabíječka pro dobíjení používaných akumulátorů.

6.1.4. Bezpečnost práce při lovu elektrickým agregátem

Za dodržování bezpečnostních předpisů a bezpečnost lovicí čety zodpovídá vedoucí čety. Před zahájením lovu seznámí členy s jejich povinnostmi, rozděljuje úkoly, poučuje o bezpečnosti práce a provádí zápisy do provozní knihy agregátu. Vedoucí čety je rovněž zodpovědný za organizaci a průběh vlastního lovu a kontrolu ochranných pomůcek. Těmi vybavuje elektrolovnou četu subjekt, který ji jmenoval. Použití ochranných pomůcek je dáno funkcí daného členu v elektrolovné četě. Členové čety, pohybující se v nebezpečném pásmu, musí být vybaveni vysokými loveckými nebo kalhotovými botami, k izolaci rukou se používají dielektrické rukavice. Násady podběráků (saků) a nádoby na přechovávání ulovených ryb musí být vyrobeny z nevodivého materiálu, lovicí tyče anody pak musí být dokonale odizolovány od samotné elektrody.

6.1.5. Působení elektrického proudu na ryby

Ponořením obou elektrod do vody a zapojením proudu se vytvoří el. pole, charakterizované siločárami probíhajícími ve všech směrech od jedné elektrody ke druhé. Poblíž elektrod jsou siločáry na jednotce plochy hustší, s přibývajícím vzdáleností od elektrod jejich hustota klesá. Při lovu se však používá stejnosměrný pulzující proud, který je pro ryby podstatně méně nebezpečný než proud střídavý. Elektrické pole ve vodě působí na nervovou soustavu ryb a vyvolává u nich různé reakce. Ryba, která se dostává do elektrického pole o nízkém napětí, pocítí slabý účinek el. pole, projevuje se u ní neklid a snaží se z něj uniknout. Tomuto stavu se říká **excitace**. Při vyšším napětí se ryba staví hlavou směrem ke kladnému pólu a plave k němu (**anodický efekt, pozitivní galvanotaxe, kladná elektrotaxe**) a v blízkosti kladné elektrody, kde dochází k dalšímu zvýšení napětí, dochází k svalové kontrakci (extrémně až tetanické stáhnutí svalstva) a následně ke svalovému uvolnění – ryba se dostává do stavu narkózy (**galvanonarkózy**). V tomto stavu ryba ztrácí pohyblivost, klopí se na bok a klesá ke dnu. Po přemístění do čisté kyslíkaté vody dochází během několika minut k obnově tělesných fyziologických funkcí. Doba obnovy tělesných funkcí je závislá na vodivosti vody, na druhu ryby, na velikosti ryby, na době působení el. proudu a na velikosti napětí. Na tělo působí napětí, které je přímo úměrné délce těla. Toto tzv. tělesné (spádové) napětí vzniká mezi hlavou a ocasem. Větší ryby jsou vůči elektrickému proudu vnímavější než mladší ročníky a menší ryby. Na menší ryby je zapotřebí zvýšit počet pulzů. Ryby kaprovité jsou citlivější než ryby lososovité. U kaprovitých ryb galvanonarkózu vyvolává napětí okolo 1,0 V, u lososovitých ryb 1,5–2,0 V.

6.1.6. Lov ryb elektrickým agregátem brodem a ze břehu

Vybavení pro lov brodem a ze břehu

Přenosné agregáty umožňují prolovení členitých úseků tekoucích i stojatých vod, neboť jsou během lovu přenášeny obsluhovatelem zdroje. Z tohoto důvodu vyžadují nižší nároky na přípravu lovu a počet členů lovné čety (minimálně však 2 členové). Bateriové agregáty (obr. 6.1.1.) jsou většinou velmi lehké a mobilní, po připojení elektrod jsou okamžitě připraveny k lovu. Hmotnost agregátu se pohybuje od 6,5 kg (LENA, SEN od firmy Bednář) po cca 16 kg (IG200, fa AGK-Kronawitter). Jejich provoz je omezen nižším výkonem a kapacitou akumulátoru. Ta se pohybuje v závislosti na vodivosti vody a zkušenosti obsluhy okolo 5 hodin provozu u menších typů (LENA, SEN) po cca 10 hodin u výkonnějších typů. Vzhledem k tomu, že agregáty jsou většinou dodávány se dvěma akumulátory, které je možné v průběhu lovu snadno vyměnit, je možné jejich použití i při celodenním lovu. Výhodou bateriových agregátů je rovněž jejich nehlučnost. Ta je důležitá zejména při odlovu na rozlehlejších lokalitách, kde mají ryby možnost úniku z dosahu lovce. Samotná anoda bývá tvořena buď destičkou, nebo vodivým rámem vyplazeným sítkou (sakem), který umožňuje podebrání odlovené ryby.



Obr. 6.1.1. Bateriové elektrické agregáty české a zahraniční výroby (zleva LENA, SEN – fa Bednář, vpravo IG200 – fa Kronawitter; foto: J. Turek).

Zádové motorové agregáty, vyráběné v zahraničí, spojují výhodu vyššího výkonu a mobility při lovu. Jejich hmotnost se podle typu a výkonu pohybuje od 13 do 30 kg (obr. 6.1.2.). Zejména lehčí typy jsou ideální pro celodenní odlovy ve všech typech lokalit. U nás používané typy jsou osazeny spalovacími benzínovými motory (nejčastěji Honda) o výkonu 1,5–3,0 kW a alternátorem odpovídajícího výkonu. Při lovu jsou limitovány pouze nutností doplňovat palivo, v některých případech může být jejich nevýhodou hlučnost. Motor je startován pomocí samonavíjecí šňůrky a opatřen plynovou páčkou s vypínačem, umístěnou v dosahu lovců. Z hlediska bezpečnosti je vybaven sklonovým vypínačem, který umožňuje provoz jen ve svislé poloze s mírnými výkyvy. Při větším a déletrvajícím (cca 5 s) vychýlení se motor agregátu automaticky vypne.



Obr. 6.1.2. Zádový motorový agregát zahraniční výroby (EFKO, Německo) s příslušenstvím (foto: J. Turek).

Stacionární agregáty bývají umístěny na břehu prolovované lokality, přičemž lovicí elektroda je vybavena dlouhým přívodním vodičem, umožňujícím její použití ve značné vzdálenosti (až 500 m) od samotného agregátu. Jedná se o motorové agregáty s výkonem 2–4 kW a výstupním napětím 300–600 V. V ČR je v současnosti firmou Bednář nabízen agregát tvořený elektrocentrálou HONDA o výkonu 2 kW pro ovládací skříň BMA PLUS, nebo 160 NB. Agregát je vhodný pro malé a střední toky s hloubkou do 1,5 m, jeho hmotnost je 40 kg. Celé zařízení je upevněno k trubkovému rámu a opatřeno snadno

demontovatelným tažným podvozkem s koly. Použití je možné ve značně rozdílných podmínkách vodivosti lovného prostředí (100–1 500 μS). Střední výstupní proud je indikován ampérmetrem. Při obsluze ovládací skříně se reguluje pouze výkon (www.r-bednar.cz). V provozu se lze často setkat s agregátem typu ML 3, s podobnou konstrukcí, poháněným spalovacím motorem Briggs & Stratton o výkonu 3,6 kW a výstupním napětím 250/500 V. Starší typy ML 1 a ML 2 již nevyhovují dnešním technickým a bezpečnostním normám. Hlavní nevýhodou těchto agregátů je značná délka přívodního kabelu, ztěžující jejich použití v členitém a zarostlém terénu. Mezi stacionární agregáty patří rovněž výkonné agregáty s výkonem až 15 kW, používané především při lovu z lodí. Tyto agregáty jsou popsány v části věnované elektrolovu z lodě.

Z **dalšího vybavení** jsou dále při lovu brodem (nebo ze břehu) používány různé typy **saků**, které jsou voleny dle očekávané velikosti lovených ryb. Důležité je, aby jejich rukojeti byly vyrobeny z nevodivého materiálu. Nezbytností jsou **sběrné nádoby** (kýble, vědra) vyrobené nejčastěji z plastu a opatřená nevodivou rukojetí. V případě očekávaného odlovu většího počtu ryb je nutné použít **haltýř**, jehož konstrukce by měla umožňovat dostatečný průtok čerstvé vody k přechovávaným rybám. Jako haltýř jsou často využívány proutěné koše, případně větší perforované plastové nádoby.

Organizace odlovu elektrickým agregátem brodem a ze břehu

Za plánování a přípravu lovu zodpovídá vedoucí lovcí čety. Zajišťuje kontrolu funkčnosti agregátů a dalšího vybavení potřebného k lovu. Součástí vybavení musí být lékárnička první pomoci. Před zahájením lovu poučí vedoucí lovcí čety ostatní členy o bezpečnosti práce, zkontroluje vybavenost ochrannými pomůckami a určí funkce jednotlivých členů čety, jakož i signály používané při vlastním lovu. Členové čety musí být seznámeni s účelem a postupem lovu a cílovými druhy a kategoriemi (věkovými či velikostními) ryb. O poučení se vede záznam podepsaný všemi členy lovcí čety. Vedoucí lovu rovněž provede záznam do provozního deníku agregátu. Pokyn k zahájení lovu může vydat pouze vedoucí čety, přerušit lov je nutno na pokyn kteréhokoli člena čety (zejména v případě ohrožení), za deště či jiných nepříznivých klimatických podmínek, z důvodu úpravy či opravy agregátu, doplnění pohonných hmot, popř. přemístění stacionárního agregátu. Lov je ukončen na pokyn vedoucího čety, který následně zaznamená počet a druhy odlovených ryb.

Při **lovu brodem**, který je nejpoužívanějším způsobem lovu v tekoucích vodách, se postupuje obvykle proti proudu toku. Výhodou je jednak odtok zakalené vody za lovcí četu, a tím i snadnější odlov omráčených ryb a také možnost natlačení ryb k nejbližší překážce v toku (jez, šterková lavice, kamenný práh apod.), kde jsou snáze odlovitelné. Rychlost postupu se řídí podle lovce, který postupuje proti proudu a systematicky prolovuje celou plochu toku. V tocích s dostatkem úkrytů lovec střídavě vypíná a zapíná proud před předpokládaným úkrytem. Tím dosáhne vyššího účinku a donutí ryby vyvolanou elektrotaxí opustit úkryt. Lovcí elektrodu vede vždy směrem k sakům, čímž usnadňuje vylovení ryb. Těsně za lovcem postupují odebírači se saky. Jejich úkolem je přebírat od lovce ryby nabrané do saku na konci lovcí tyče, popř. aktivně odlovovat navedené a omráčené ryby, které nestihne sebrat lovec. Odebírači dále předávají ryby nosiči do nádoby s nevodivou rukojetí. Po nashromáždění více ryb odnáší nosič tyto ryby do přechovávacího zařízení (haltýř, kád, přepravní bedna). Pokud není vystřídán jiným nosičem, je lov do jeho návratu přerušen. V širších tocích (nad 5 m) je vhodné, postupují-li tokem dvě lovné skupiny (dva lovcí), počet pomocných členů pak musí být odpovídajícím způsobem navýšen. Lovci by se z důvodu efektivity odlovu měli pohybovat ve stejné úrovni (obr. 6.1.3.).

Při odlovu za účelem kvantitativního zhodnocení obsádky je třeba prolovovaný úsek na horním konci přehradit (nenachází-li se zde pevná překážka) pomocí sítí nebo dalšího elektrického agregátu. Tím je zabráněno rybám vytlačovaným lovcí proti proudu v opuštění zkoumaného úseku. Úsek je nutné prolovit několikrát a vlastní odhad populace se provede výpočtem (např. Zippin, 1956; Cowx, 1983) na základě poklesu úlovků v opakovaných odlovech.



Obr. 6.1.3. Odlov pomocí dvou elektrických agregátů v toku střední velikosti (Blanice vodňanská; foto: M. Bláha).

Při odlovech pomocí neseného agregátu, které jsou zaměřeny na odlov menšího počtu ryb (pro odběr vzorků apod.) mohou lov provádět pouze dva pracovníci, první ve funkci lovce a obsluhy zdroje a druhý pracovník je vedoucím lovu a zároveň plní funkci nosiče (popř. odebírače).

V případě použití stacionárního agregátu postupuje za nosiči obsluhvatel přírodního zdroje (kabelu vedoucího k lovicí elektrodě). Jeho úkolem je uvolňovat vedení v závislosti na postupu lovce. V členitěm terénu může být na tuto činnost vyčleněn další pracovník, aby nedošlo k přetržení kabelu, či jeho vytržení z rukojeti. Obsluhvatel elektrického soustrojí musí být trvale přítomen u agregátu a na pokyn vedoucího lovu zajistit jeho vypnutí.

Lov ze břehu se provádí na velmi úzkých pstruhových potocích nebo v místech s velkou hloubkou nebo překážkami v toku. Lovce postupuje jako první po břehu, ryby za ním loví pracovníci s podběráky, kteří jdou tokem nebo rovněž po břehu.

6.1.7. Odlov ryb elektrickým agregátem v tekoucích a stojatých vodách pomocí lodě

Základní charakteristika odlovu ryb elektrickým agregátem z lodě

Odlov ryb elektrickým agregátem z lodě je nejčastěji používán tam, kde je vzhledem k velikosti vodního tělesa, jeho hloubce či jinému omezení nemožné lovit ryby broděním při současném využití malých přenosných agregátů. Použití lodě je opodstatněné ve větších vodních tocích a téměř ve všech stojatých vodách. Ve větších vodních tocích se odlovy ryb z lodě provádějí všude, kde již brodění není možné nebo může být nebezpečné. V horních partiích větších řek a v silnějších proudech může být elektrolov prováděn také ze splouvajícího člunu nebo raftu vybaveného vesly. Elektrolov z takového zařízení je účinný tehdy, pokud člun nebo raft splouvá podél břehu rychlostí o trochu větší, než je rychlost proudu (Curry a kol., 2009). V klidnějších partiích toků či dolních úseků řek je většinou využívána loď vybavená motorem. Pokud to hloubka i charakter toku dovolují, může být proloveno jak příbřežní pásmo, tak i koryto řeky. Ideálním místem pro takový odlov jsou mělčí partie řeky v nadjezí či dolní toky řek s pomalým prouděním, kdy je možno za pomoci lodě s motorem v poměrně krátkém čase ovzorkovat delší úseky řeky. Stejně jako v případě stojaté vody, elektrolov je neúčinnější pro odlov těch druhů ryb, které jsou svým výskytem spjaty s mělkými či příbřežními oblastmi.

Odlov ryb elektrickým agregátem ve stojatých vodách má svá specifika a zároveň i různorodé využití mezi morfologicky odlišnými nádržemi. Mezi stojaté vody, kde se běžně elektrolov využívá, patří rybníky, údolní nádrže, jezera, ale i slepá a mrtvá ramena řek. Nevýhodou elektrolovu je omezené vzorkování vázané pouze na nejmělčí partie, nejběžněji se loví ryby do hloubky 1,0 až 1,5 m. Pod 1,5 m hloubky je účinnost elektrolovu velmi omezena. V hlubších stojatých vodách je proto možné vzorkovat pouze úzké příbřežní pásmo, které zaujímá jen nepatrnou plochu (objem) z celkové plochy (objemu) tělesa. Typickým příkladem těchto těles jsou hluboké kaňonovité nádrže. V mělkých jezerech či rybnících je naopak možnost provádět odlovy na většině plochy nádrže při průjezdech elektrolovné lodi napříč celým vodním tělesem.

Mezi hlavní výhody odlovu ryb elektrickým agregátem z lodě patří možnost vzorkování všech typů příbřežních habitatů, které jsou nedostupné pro odlovy záťahovou sítí, tenaty, případně i pro lov brodem. Mezi tyto habitaty patří husté porosty emerzních i submerzních vodních rostlin, souvislé rákosové pásy, potopené stromy, křoví, oblasti s výskytem kořenů, pařezů či velkých kamenů, prudší sutové svahy a skalnatá pobřeží. Při vhodném použití a správném nastavení je elektrolov jednou z nejšetnějších metod vhodnou zejména tam, kde je důležité zachovat welfare ryb, např. při odlovech, kdy jsou ryby loveny za účelem přemístění do jiné nádrže, při lovu generačních ryb a v případech, kdy jsou ryby loveny pouze k vědeckým účelům a po zaznamenání údajů nebo odebrání vzorku jsou vráceny zpět do vody.

Pro odlov ryb elektrickým agregátem z lodě obvykle postačují 3–4 osoby. Pouze v těch případech, kdy dochází k masivním odlovům ryb, např. v době tření či kumulace ryb za nízkého stavu vody, je zapotřebí k zajištění rychlého a efektivního zpracování úlovku a zkrácení pobytu ryb ve stresových podmínkách více spolupracujících osob. Lov ryb elektrinou ve větších tekoucích či stojatých vodách by neměl být prováděn v extrémních teplotních podmínkách. Ideální teplotou pro lov běžných druhů ryb elektrinou je 10–20 °C, pokud se ve vodním tělese nacházejí i ryby lososovité, pak by měl elektrolov probíhat při teplotách 10–15 °C (Beaumont a kol., 2002). Jelikož je odlov ryb elektrickým agregátem, zvláště pak na lodi, náročnou a rizikovou činností, je třeba zvážit, jakou denní dobu pro lov zvolit. Denní doba má velký vliv na distribuci i chování ryb, případně i na jejich únikové reakce, které jsou v noci podstatně sníženy. Noční odlovy ryb nám mohou poskytnout zcela odlišné výsledky než odlovy během dne, během noci je však značně omezená viditelnost a lov je tudíž náročnější a méně bezpečný. Noční odlovy lze provádět ve stojatých vodních tělesech, která bývají nepřístupná (např. vodárenské nádrže, nádrže ve vojenských újezdech apod.) a kde je sníženo riziko zasažení náhodného nočního návštěvníka elektrickým proudem. Není doporučeno lovit ryby elektrickým agregátem z lodi v nočních hodinách v rychleji tekoucích vodách, kde může být riziko neúměrně vysoké a odlovy jsou zde proto prováděny pouze během dne.

Vybavení pro odlov ryb elektrickým agregátem z lodě

Plovoucí zařízení používaná pro lov ryb elektrickým agregátem nesou veškeré vybavení pro lov ryb elektřinou včetně elektrického agregátu, elektrod, kádě s vodou pro umístění ryb, ale i vybavení pro posádku. Pro účely elektrolovu se v současné době používají lodě vyráběné z vodivých i nevodivých materiálů, nejčastěji se lze setkat s loděmi laminátovými (Anglie) nebo loděmi vyrobenými ze slitin hliníku (USA, Česká republika). Důležitou vlastností lodě musí být její dostatečná velikost, stabilita a zároveň i snadná manévrovací schopnost. Velikost lodě musí být uzpůsobena tak, aby zde byl dostatečný prostor pro umístění všech potřebných zařízení, a zároveň musí být dostatečně pohodlná pro pohyb posádky v lodi. Stabilita lodě je jedním z nezákladnějších bezpečnostních požadavků a musí splňovat taková kritéria, aby ani při extrémním zatížení na jedné straně nedošlo k převrácení lodě. Manévrovací schopnost je velmi důležitá v proudných úsecích řek, ale také tam, kde se loď pohybuje v prostředí plném překážek a v členitém příbřežním pásmu stojatých či tekoucích vod. Těmto požadavkům nejlépe odpovídají lodě 4–6 m dlouhé, 1,5–2 m široké, s dvěma uzavřenými komorami na přídi i zádi lodě (Miranda a Boxrucker, 2009; Kubečka a kol., 2010). V přední části lodě je vhodným bezpečnostním doplňkem alespoň 1 m vysoké zábradlí, které slouží jako opora pro lovce a zároveň jako ochrana proti pádu do vody (obr. 6.1.4.; Kubečka a kol., 2010). Nezbytnou součástí lodě je i motor a závěsy na vesla. Pro odlovy v rozlehlých stojatých vodách či v proudných úsecích řek je doporučen silnější motor, který je možno použít i v mělkých partiích (kratší noha motoru, případně režim shallow drive).



Obr. 6.1.4. Detail elektrolovné lodě s bezpečnostním zábradlím a systémem dvou systémů anod umístěných šikmo před trup lodě (Smith-Root, USA; foto: M. Kratochvíl).

Výkonný elektrický agregát je tvořen ze tří hlavních částí – vlastního benzinového agregátu (motoru), generátoru a elektrocentrály (ovládací skříně). Benzinový motor má přívod paliva z externí nádrže. Pro výkon elektrického agregátu použitého pro odlovy s elektrolovnou lodí platí, že by měl mít minimální výstupní výkon alespoň 5 kW (Kubečka a kol., 2010). Dále platí, že ve vodách s vyšší vodivostí by měl být analogicky použit i výkonnější elektrický agregát. Elektrocentrála je součástí celého zařízení (obr. 6.1.5.) nebo i samostatnou jednotkou spojenou s ostatními částmi zařízení pouze kabely (obr. 6.1.6.). Součástí elektrocentrály jsou i výstupy pro elektrody a bezpečnostní spínače, případně výstupy pro osvětlení. Elektrocentrála by měla být vybavena regulací výstupního napětí tak, aby mohl být celkový aplikovaný výkon udržován na konstantních hodnotách ve vodách s různou koncentrací solí. Součástí je i možnost volby používaných typů proudu – stejnosměrného, běžně označovaného jako DC (z angl. *direct current*), či pulsního stejnosměrného, běžně označovaného jako PDC (z angl. *pulse direct current*). U pulsního stejnosměrného proudu je nedílnou součástí regulace frekvence pulsů, případně další možná nastavení, pokud je jimi elektrocentrála vybavena (např. délka pracovního cyklu). Pro orientační přehled výstupních parametrů napětí a proudu je vhodnou součástí elektrocentrály i zabudovaný voltmetr a ampérmetr (obr. 6.1.7.).



Obr. 6.1.5. Elektrický agregát běžně používaný pro odlovy ryb z lodě v evropských tekoucích i stojatých vodách. Součástí zařízení je i elektrocentrála s výstupy na připojení elektrod a přídatná nádrž na benzin (Hans Grassl, Německo; foto: M. Kratochvíl).



Obr. 6.1.6. Samostatná jednotka elektrocentrály s možnostmi nastavení parametrů typu a výstupu elektrického proudu, nastavení napětí, frekvence, pracovního cyklu atd. (Smith-Root, USA; foto: M. Kratochvíl).



Obr. 6.1.7. Detailní zobrazení voltmetru a ampérmetru pro měření výstupního napětí a proudu z elektrického agregátu (Hans Grassl, Německo; foto: M. Kratochvíl).

Nezbytnou součástí elektrolovné sestavy je systém elektrod. Pro odlovy z lodě se mohou používat různé typy elektrod (odlišné tvarově, velikostně i materiálově) v závislosti na podmínkách a zaměření odlovů. Jako katody se běžně používají měděné pásky volně splývající za lodí a v místech se silně zarostlou vodní vegetací i katody plovoucí. V poslední době se nejvhodnějším řešením pro uzemnění jeví použití trupu lodě, kdy se celá loď stává zápornou elektrodou. Toto řešení má řadu výhod, například nehrozí zachycení za ponořenou vegetaci, překážku nebo dokonce namotání pásky na vrtuli motoru, jako k tomu může docházet u volně splývajících katod tažených za lodí. Další výhodou je neměnnost tvaru elektrického pole. V případě použití volně splývajících pásek tažených za lodí totiž dochází ke změnám v pozici oproti jedné či více anodám a často i k nekontrolovaným dotykům s trupem lodí. Sestavení a použití kladných elektrod (anod) je závislé na rybách, na které je odlov zaměřen. Primárně se při odlovech zaměřujeme buď na plůdek ryb (0+ ryby) nebo na odlov ryb starších, než je plůdek (1+ ryba a starší). Pro odlov plůdku ryb se nejčastěji využívá systému jedné anody, která má různé rozměry i tvar a bývá součástí sklolaminátové tyče (obr. 6.1.8.). Tato tyč může být opatřena zabudovaným bezpečnostním spínačem. Pro odlov starších ročníků ryb je nejvhodnější použití systému dvou anod, které jsou umístěny na sklolaminátových tyčích směřujících šikmo před trup lodí (obr. 6.1.9.). Tyče jsou zakončeny kovovými prstenci, do kterých se zapojuje systém elektrod. Ten má tvar hvězdice a je nejčastěji opatřen 6 ocelovými lanky, která jsou při vlastním lovu ponořeny do vody (Miranda a Kratochvíl, 2008). Nedílnou součástí sestavy elektrického agregátu jsou bezpečnostní spínače (12 V), které se používají pro aktivaci elektrického pole. Většinou je používán systém dvou spínačů, z nichž nožní (ruční) spínač je ovládán lovcem stojícím na přídi lodě. Druhý ruční (nožní) spínač je ovládán řidičem lodě sedícím na zádi, který má dostatečný přehled o všech osobách na palubě a v případě nebezpečí může spínač neprodleně vypnout (Kubečka a kol., 2010). Pro aktivaci elektrického pole musí být oba spínače zapnuty vždy současně.



Obr. 6.1.8. Odlov plůdku ryb z lodě pomocí metody bodového vzorkování. Kladná anoda (kruhového tvaru) na konci sklolaminátové tyče je umístěna do vody před loď a zároveň je aktivováno elektrické pole. Veškeré omrácené ryby jsou následně posbírány lovcem s podběrkem (foto: M. Kratochvíl).



Obr. 6.1.9. Odlovy starších a dospělých ryb probíhají za pomoci elektrolovného systému se dvěma anodami fixovanými před lodí a vybavenými ocelovými lanky, které jsou při odlovu ponořeny ve vodě (foto: M. Kratochvíl).

Metodika odlovů ryb elektrickým agregátem z lodě v tekoucích i stojatých vodách

V pomalu tekoucích i stojatých vodách je metodika odlovu ryb elektrickým agregátem z lodě podobná. Odlov plůdku ryb se provádí nejčastěji metodou bodového vzorkování běžně používaného v říčních systémech (Copp, 2010) a její modifikací ve stojatých či tekoucích vodách z lodí (obr. 6.1.8.). Odlov probíhá způsobem, kdy se loď pohybuje za pomoci vesel podél pobřeží. V určitých intervalech je anoda ponořena před loď do vody se současně aktivovaným elektrickým polem, přičemž jsou všechny omráčené ryby v aktivovaném elektrickém poli posbírány. V tomto okamžiku se loď nepohybuje. Po vysbíráání všech omráčených ryb se loď opět posunuje směrem vpřed k dalšímu, předem náhodně určenému bodu. Množství ulovených ryb (početnost) je přepočteno na počet provedených bodů a vyjadřuje se jako úlovek na jednotku úsilí (CPUE, z angl. Catch per Unit of Effort).

Pro odlovy starších ryb, než je plůdek, je používán systém dvou anod umístěných šikmo před trup lodí (obr. 6.1.4., obr. 6.1.9.). Loď se pohybuje za pomoci motoru směrem vpřed rovnoběžně se břehem rychlostí 0,5–3 km.h⁻¹ v závislosti na množství ryb, členitosti břehů, překážek ve vodě apod. (Kubečka a kol., 2010). Elektrický proud může být aktivován kontinuálně nebo může být aktivován každých 3–5 m dráhy lodě. Dočasně omráčené ryby jsou sbírány lovci stojícími na přídi lodě a umístěny do kádě s vodou. Množství ulovených ryb (početnost nebo biomasa) se vyjadřuje jako úlovek na jednotku úsilí (CPUE) a nejčastěji je vztažen k jednotkám délky pobřeží či k době, po kterou je aktivováno elektrického pole.

LITERATURA

- Beaumont, W.R.C., Taylor, A.A.L., Lee, M.J. Welton, J.S., 2002. Guidelines for electric fishing best practise. R & D Technical Report W2-054/TR. Environment Agency, Bristol, 188 pp.
- Copp, G.H., 2010. Patterns of diel activity and species richness in young and small fishes of European streams: a review of 20 years of point abundance sampling by electrofishing. *Fish and Fisheries* 11: 439–460.
- Cowx, I.G., 1983. Review of the methods for estimating fish population size from survey removal data. *Aquaculture Research* 14: 67–82.
- Curry, R.A., Hughes, R.M., McMaster, M.E., Zafft, D.J., 2009. Coldwater fish in rivers. In: Bonar, S.A., Hubert, W.A., Willis, D.W. (Eds), *Standard methods for sampling North American freshwater fishes 2009*, American Fisheries Society, Bethesda, USA, pp. 139–154.
- Kubečka, J., Frouzová, J., Jůza, T., Kratochvíl, M., Prchalová, M., Říha, M., 2010. Metodika monitorování rybích společenstev nádrží a jezer, Biologické centrum AV ČR, v.v.i., České Budějovice, 64 s.
- Miranda, L.E., Kratochvíl, M., 2008. Boat electrofishing relative to anode arrangement. *Transactions of the American Fisheries Society* 137: 1358–1362.
- Miranda, L.E., Boxrucker, J., 2009. Warmwater fish in large standing waters. In: Bonar, S.A., Hubert, W.A., Willis, D.W. (Eds), *Standard methods for sampling North American freshwater fishes 2009*, American Fisheries Society, Bethesda, USA, pp. 29–40.
- Vyhláška č. 197/2004 Sb., k provedení zákona č. 99/2004 Sb. o rybářství.
- Vyhláška ČÚBP a ČBÚ č. 50/1978 Sb., o odborné způsobilosti v elektrotechnice.
- Zákon č. 99/2004 Sb., o rybářství.
- Zippin, C., 1956. An evaluation of the removal method of animal populations. *Biometrics* 12: 163–189.

6.2. Odlov ryb pomocí sítí (T. Jůza, J. Kubečka, M. Prchalová, J. Peterka)

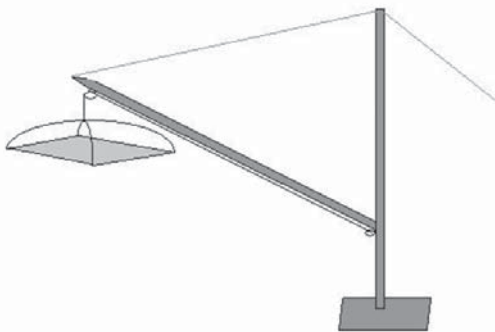
Tato kapitola podává přehled síťových technik nejčastěji používaných k lovu ryb v různých typech především stojatých a částečně také tekoucích vod. Za standardizací a rozvojem mnoha síťových odlovných prostředků používaných v podmínkách přehradních nádrží a jezer stojí Skupina ekologie ryb (FISHECU, www.FISHECU.cz) při Hydrobiologickém ústavu BC AV ČR, v.v.i., v Českých Budějovicích, proto se rozměry a konstrukce síťových prostředků popisovaných v této publikaci opírají především o mnohaleté zkušenosti a výzkumy pracovníků této skupiny. V celosvětovém měřítku podává nejnovější přehled síťových technik Gabriel a kol. (2005). Protože je účinný lov ryb pomocí některých složitějších síťových metodik zcela závislý na důkladné přípravě sítě, na správném kladení sítě do vody a také na synchronizaci práce více pracovníků, je u nich podrobněji popsán způsob zacházení a manipulace s nimi.

6.2.1. Aktivní síťové lovné prostředky

Mezi aktivní síťové lovné prostředky patří především čěreny (*lift nets*), vrhací sítě (*falling gears*), vatky (*bagnets, dragnets*), zátaňové sítě (*nevody; beach seines*), košelkové nevody (*purse seines*), vlečné sítě (*traly; trawls*) a sítě tlačné (*push nets*). Jedná se o metody, při nichž jsou ryby loveny aktivním pohybem sítě, který je vyvolán buďto přitahováním, zvedáním nebo vrháním sítě pracovníky provádějícími odlov (čěreny, vrhací sítě, zátaňové sítě, vatky, košelkové nevody) anebo vlečením či tlačáním sítě motorickou silou (vlečné a tlačné sítě, velké nevody).

Čěreny a vrhací sítě

Čěreny jsou sítě skládající se z vodorovné stěny ze síťoviny nebo vaku ve tvaru hranolu, pyramidy nebo kuželu otevřené směrem k povrchu (obr. 6.2.1. – vlevo). Poté, co byly ponořeny do požadované hloubky, jsou sítě vytaženy, ručně nebo strojově, na břeh nebo do člunu. Ryby, které se nacházejí nad sítí v okamžiku vytahování, jsou v síti zadrženy a odloveny. Pro zvýšení účinnosti čěrenů mohou být ryby lákány světlem nebo návnadou (Vácha, 2002).

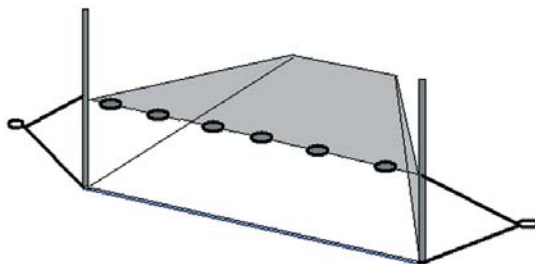


Obr. 6.2.1. Náčrt čěreny na stacionárním zařízení umístěném na břehu s mechanizovaným zdvihovým systémem (vlevo; podle Váchy, 2002) a lov ryb pomocí vrhací sítě (vpravo, foto: FISHECU).

Vrhací sítě jsou sítě vrhané do vody ze břehu, z mělké vody nebo ze člunu, které odlovují ryby při kle­sání (obr. 6.2.1. – vpravo). Po dopadu na dno se vrhací sítě různě složitými mechanismy uzavírají. Jejich použití je obvykle omezeno na mělké vody (Vácha, 2002). Jak čeřeny, tak vrhací sítě se obvykle používají k lovu menších ryb s omezenou únikovou reakcí. V České republice obvykle tyto metody k běžnému monitoringu vodních těles používány nejsou a jedná se o metody okrajové.

Vatky

Vatky se skládají ze sítě s hlubokým jádrem, horní žíně s plováky (75 cm od sebe), dolní zátěžové žíně a dvou žezel (obr. 6.2.2.). Žezla jsou dvě krátké dřevěné tyče, na nichž jsou upevněny dva krátké provázky (traky) s oky na navázání vlečných lan. Používají se především k odlovu plůdku a násad v příbřežních zónách a při výloveh rybni­ků, kdy se vatka „rozdá“ podél části pobřeží a pracovníci na každé straně síť přitahují směrem ke břehu nejprve pomocí vlečných lan, později za pomoci žezel. Při přiblížení žezel ke břehu je prolovená oblast uzavřena a ulovené ryby zůstávají v jádru vatky. Vatky se používají rovněž v proudících vodách potoků a řek, kdy se s nimi postupuje po proudu a jsou tak loveny ryby, které po vyrušení prchají proti proudu do sítě. Plůdkové vatky mí­vají šířku 3, 6 nebo 10 m a velikost ok 6 nebo 10 mm. Vatky pro lov ryb starších než tohoročních se vyrábějí v šířkách 5, 7 a 12 m s velikostí ok 20, 25 a 30 mm. Výška vatek bývá 50 až 75 cm a hloubka od 2 do 7 m (Adáamek a kol., 1995).



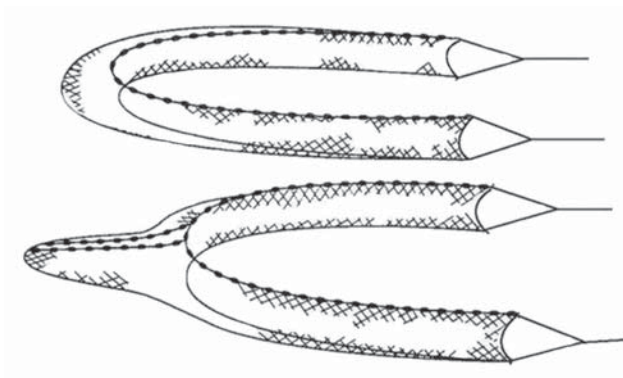
Obr. 6.2.2. Fotografie (nahore; foto: P. Pokorný) a schematický obrázek (dole; autor: P. Pokorný) vatky.

Zátahové sítě

Zátahové sítě jsou tvořeny síťovým plotem opatřeným plováky (max. 1 m od sebe) na horní žíni a zá-
těžemi na spodní žíni (podobně jako u vatky). Často však postrádají žezla, nemusejí být vybaveny jádrem
(jednoduchý síťový plot) a plováková a zátěžová žíň jsou na obou koncích spojeny provazy (stejný
princip jako traky u vatky; obr. 6.2.3.). Síť může být také případně doplněna tažnými lany připevněnými
na oba její konce. Obecně je můžeme rozdělit na zátahové sítě plůdkové o délce 10 až 20 m, výšce 2 až
3 m s velikostí ok 1 až 2 mm a adultní (určené k lovu ryb starších než tohoročních) o délce 30 až 1 000 m
případně i více, výšce 3 až 10 m s velikostí ok 6 až 50 mm (obr. 6.2.4.). Říha a kol. (2008) doporučují ale-
spoň 50 m dlouhou adultní zátahovou síť pro běžné vzorkování ryb na přehradních nádržích (hloubka
4 m, velikost ok 10 mm). V současné době jsou příbřežní zátahové sítě široce využívány ve všech typech
vod, a to jak ke komerčním a rybářským účelům, tak za účelem vědeckého monitoringu.

Hlavními výhodami zátahových sítí jsou především jejich jednoduchost, finanční dostupnost a rych-
lost provedení zátahu, při kterém nedochází k nadměrnému poškození a vyčerpání ryb. Při použití zá-
tahových sítí větších rozměrů může být během relativně krátkého časového úseku prolovena velká část
příbřežní oblasti. Tato oblast je přesně definována a můžeme snadno vztáhnout úlovek na prolovenou
plochu (Kubečka a kol., 2010). Účinnost vůči různým druhům a různým velikostním skupinám ryb je
značně vysoká. Stejně jako u každé rybolovné techniky se i u adultních zátahových sítí setkáváme s ve-
likostní selektivitou, kdy nejsou obvykle kvantitativně (v množství odpovídajícím skutečnému zastou-
pení v nádrži) loveny nejmenší ryby, které procházejí skrz oka sítě (k lovu těchto ryb však používáme zá-
tahové sítě plůdkové). Od určité velikosti ulovitelnost roste téměř exponenciálně a brzy se rovná téměř
100 procentům (obr. 6.2.13.). Při doporučené velikosti ok 10 mm jsou sítě koncem léta neselektivní pro
všechny ryby starší než tohoroční. Mluvíme-li o selektivitě zátahových sítí, je zapotřebí zmínit rovněž
ryby, které jsou schopny přeskakovat horní žíni sítě při zátahu a výrazně tak snižovat pravděpodob-
nost svého ulovení. Jedná se především o větší jedince druhů jako kapr, bolen, amur nebo tolstolobik.
Nevýhodou zátahových sítí je pak především omezenost použití na mělkou příbřežní oblast obvykle
do hloubky 4 až 5 m s malým sklonem dna (do 30°) bez velkých terénních nerovností (balvany, větve,
pařezy). Zátahování je možné provádět ve dne i v noci. Noční odlovy mají obvykle cennější výpovědní
schopnost (Říha a kol., 2008, 2011).

Samotný zátah začíná přípravou sítě. Adultní zátahová síť se pečlivě naloží obvykle na přední pramice
(na zádi bývá lodní motor) a je tak připravena k použití. Pramice následně vypluje (za použití vesel a zádi
napřed) po obvodu oblasti, která má být prolovena a síť z její předě je nakladena do vody. Ohraničí se
tak část pobřeží, která bude následně slovena. Vlastní vytahování sítě je prováděno tak, že na obou je-
jích stranách jsou alespoň dva pracovníci. Na každé straně jeden pracovník přitahuje horní žíni a druhý
pracovník spodní. Během zátahu musí být spodní žíň v neustálém kontaktu se dnem, aby pod ní ryby
nemohly proplout. Při vytahování sítě pracovníci na obou koncích pomalu postupují směrem k sobě
až do momentu, kdy dochází k vyjádření sítě a k jejímu vyzvednutí z vody. Celý úlovek je pak šetrně
seřtesen do části sítě s největším množstvím ryb a vybírán do kádí k dalšímu zpracování (Kubečka a kol.,
2010). Plůdkové zátahové sítě, které jsou poměrně krátké, rozdáváme podél břehu z pramice na veslech,
v případě vzorkování lokality s malou hloubkou může síť do vody rozdat pracovník ve vysokých holín-
kách (Slavík a Jurajda, 2001). Postup při zátahu je pak stejný jako u adultní sítě, na každé straně plůdkové
sítě však obvykle stačí jeden pracovník (obr. 6.2.4.). V příručce Slavík a Jurajdy (2001) je uveden také
postup lovu plůdkovou zátahovou sítí v proudných lokalitách.



Obr. 6.2.3. Zátahová síť, jednoduchý síťový plot (horní obrázek) a síť s jádrem (dolní obrázek; Kubečka a kol., 2010).



Obr. 6.2.4. Odlov plůdku ryb pomocí plůdkové zátahové síť (nahore) a odlov dospělých ryb pomocí adultní zátahové síť (dole; foto: FISHECU).

Košelkové nevodý

Košelkový nevod je v podstatě zátahová síť uzpůsobená lovu ryb ve volných vodách hlubokých vodních těles. Je to původně mořská metodika, která byla úspěšně převedena také do sladkovodních podmínek. Košelkový nevod tvoří pás síťoviny (podobně jako zátahovou síť) s plováky na horní žíni (max. 1 m od sebe) a ocelovými kroužky zavěšenými na spodní žíni (max. 1 m od sebe). Košelkové nevodý můžeme stejně jako zátahové síť rozdělit na plůdkové a adultní. Délka plůdkových košelkových nevodů používaných ve sladkých vodách je 60 m, výška 6 m a velikost ok 1 až 2 mm. Adultní sladkovodní košelkové nevodý jsou přes 100 m dlouhé, přes 10 m vysoké s velikostí ok 6 až 10 mm.

Hlavní výhodou košelkového nevodu je poměrně nízká pořizovací cena vzhledem k pořizovací ceně jiných aktivních metod používaných ve volných vodách, dále šetrnost k rybám a možnost vyjádření úlovku na prolovený objem či plochu. Mezi hlavní nevýhody patří především potřeba značných zkušeností pracovníků provádějících odlovy a také poměrně malý prolovený objem vzhledem k celkovému objemu volné vody vodních těles. Další nevýhodou je nižší ulovitelnost větších ryb, které mohou uniknout z prolovované oblasti během vydávání nevodu (Charles-Dominique, 1989; Říha a kol., 2012).

Odlovům samotným předchází důkladná příprava nevodu na košelkovací loď (obr. 6.2.5.). Jedná se o štíhlou dlouhou pramici vybavenou závěsným motorem, na kterou je síť položena tak, že horní žíň s plováky leží na zádi a spodní žíň s ocelovými kroužky na přídi lodi. Loď je vybavena elektromotorem a kladkou a na přídi také ručním bubnovým navijákem s navinutým lanem procházejícím skrz kroužky na spodní žíni nevodu. Relativně dlouhá a úzká loď je při práci s košelkovým nevodem na vodě poměrně nestabilní, proto se připevňuje k jejímu levoboku přídavný plovák pro zvýšení stability. Před vlastním rozdáváním síť do vody je jedna strana nevodu ukotvena mimo košelkovací loď (jako kotva může sloužit jiná pramice s pracovníkem, který při vydávání nevodu do vody vesly brzdí pohyb). Při rozdávání nevodu se košelkovací loď rozjede a rozdává síť ve směru hodinových ručiček do vody tak, že obkrouží na hladině kruh. Během obkružování je vyhazována síťovina, přičemž horní žíň je plováky držena na hladině, zatímco spodní žíň s ocelovými kroužky rychle klesá a uzavírá tak prolovovanou oblast ze stran. V této fázi je ve volné vodě utvořen jakýsi válec (obr. 6.2.5. nahoře). Uzavření válce docílíme navíjením lana procházejícího skrz kroužky k navijáku, čímž se kroužky stáhnou k sobě a uzavřou válec zespodu. V této chvíli jsou ryby, které byly košelkovým nevodem obkrouženy, uvězněny uprostřed válce ze síťoviny. V další fázi se pomocí elektromotoru přes kladku vytáhne do lodi spodní žíň s kroužky, zatímco horní žíň zůstává na hladině a pracovníci v košelkovací lodi začnou nabírat do loď také síťovinu (obr. 6.2.5. uprostřed). Po nakasání veškeré síťoviny do lodi zůstane v poslední kapse úlovek. Úlovek je následně vybrán do kádě k dalšímu zpracování.



Obr. 6.2.5. Rozdaný adultní košelkový nevod (nahofe), nabírání síťoviny do lodi během košelkování (uprostřed) a loď se speciálními modifikacemi pro zacházení s košelkovým nevodem používaná Hydrobiologickým ústavem BC AV ČR, v.v.i. – patent č. 302159 (dole; foto: FISHECU).

Vlečné sítě (traly)

Vlečné sítě jsou aktivně lovicí sítě kuželovitého tvaru ušité obvykle ze 4 panelů (protilehlé panely jsou identické) zakončené jádrem nebo zužujícím se rukávem. Jedná se původně o mořskou metodiku, která byla v posledních desetiletích úspěšně převedena rovněž do sladkovodního prostředí. Tyto sítě jsou používány buďto pro lov při dně (bentické traly) nebo pro lov ve volné vodě (pelagické traly; Gabriel a kol., 2005). Vzhledem k množství překážek na dně našich vod jsou v našich podmínkách bentické traly použitelné pouze zřídka a mnohem častěji se proto používají traly pelagické. Stejně jako většinu síťových rybolovných technik můžeme také traly rozdělit na plůdkové a adultní. Pro nejranější stádia plůdku se používají tzv. ichtyoplanktonní traly (obr. 6.2.6.).

Ichytoplanktonní a plůdkové traly jsou oproti adultním podstatně menších rozměrů (obr. 6.2.6.). Jako dostatečně účinné se pro lov plůdku v podmínkách českých nádrží ukázal být tral se čtvercovým vstupním otvorem o velikosti 2×2 m v případě ichtyoplanktonního tralu (Jůza a kol., 2010) a 3×3 m v případě plůdkového tralu (Jůza a Kubečka, 2007). Na tento pevný kovový rám je našita síťovina vyrobená z tylu (velikost ok $1 \times 1,35$ mm) v případě ichtyoplanktonního tralu. Plůdkový tral má v přední části síťovinu o velikosti ok 6 mm a 4 mm v zadní části, kde se hromadí úlovek (jádro, tzv. cod end). Na přechodu obou těchto částí je našit trychtýř ze síťoviny (ouvržek), který zabraňuje úniku ryb z koncové části tralu při zastavení tahu. Na koncovou část síťoviny ichtyoplanktonního tralu je připevněn odnímatelný kovový válec (kolektor), ve kterém se hromadí úlovek. Do středu horní části rámu obou typů tralů je připevněn plovák, který udržuje tral na hladině, případně vložením lana mezi plovák a rám tralu je možné měnit hloubku vzorkování (obr. 6.2.6.). Ve spodních rozích rámu tralu je připevněno závaží o hmotnosti odpovídající velikosti plováku. Ichytoplanktonní i plůdkové traly těchto rozměrů musí být taženy plavidlem o výkonu minimálně 25 koní, aby bylo možné dosáhnout optimální rychlosti $1 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Optimální dobou trvání tahu bývá v podmínkách českých nádrží 5 minut (ichtyoplanktonní tral) nebo 10 minut (plůdkový tral). Vlečné plavidlo by mělo mít na zádi také dostatečně velkou pracovní plochu, na kterou je možné tral po ukončení tahu položit a zpracovat úlovek. Vhodnou dobou pro vzorkování volné vody pomocí plůdkového tralu je noc, vzhledem k výrazně snížené aktivitě ryb a přesunům plůdku od břehu do volné vody na noc (Gliwicz a Jächner, 1992). Ichytoplanktonní traly se používají ve dne i v noci. Minimální počet pracovníků při ichtyoplanktonním i plůdkovém tralování jsou 3 lidé.

Adultní traly používané v podmínkách českých nádrží jsou 15 až 40 m široké, přibližně 10 metrů vysoké a 40 až 100 metrů dlouhé. Nemají tedy kovový rám jako traly ichtyoplanktonní a plůdkové, ale jsou rovněž vybaveny ouvržkem. Velikost ok v koncové části tralu, kde se hromadí ulovené ryby, je 10 mm a směrem k přední části se oka zvětšují (u vstupu jsou obvykle oka 100 až 400 mm velká; obr. 6.2.7.).

Mezi hlavní výhody použití vlečných sítí patří především to, že je možné prolomit značné objemy a různé hloubky volné vody během poměrně krátké doby a úlovek lze jednoduše vztáhnout na jednotku plochy či objemu (Kubečka a kol., 2010). Spektrum ulovitelných druhů a velikostí je velmi široké. I u tralů se objevuje velikostní selektivita, která má podobný průběh jako u záťahové sítě (obr. 6.2.13.). Pomocí tralů lze také odlovit značnou část rybí biomasy na sledované lokalitě, a proto je lze využít k bio-manipulačním odlovům (odstranění nežádoucích druhů ryb, viz kapitola 4.7.). Mezi nevýhody patří především to, že pořizovací cena tralových sítí je poměrně vysoká a tažení sítě volnou vodou vyžaduje výkonná a speciálně upravené tažné lodě s vysokou pořizovací cenou a poměrně vysokou spotřebou paliva v průběhu tahu. Stejně jako v případě odlovů košelkovým nevodem vyžaduje především adultní tralování dobře vyškolenou a secvičenou posádku. Adultní tralování je účinné ve dne i v noci, avšak pro průzkumné účely lze jednoznačně doporučit tralování noční, kdy jsou reakce ryb na blížící se tralovou síť mnohem slabší (Rakowitz a kol., 2012).

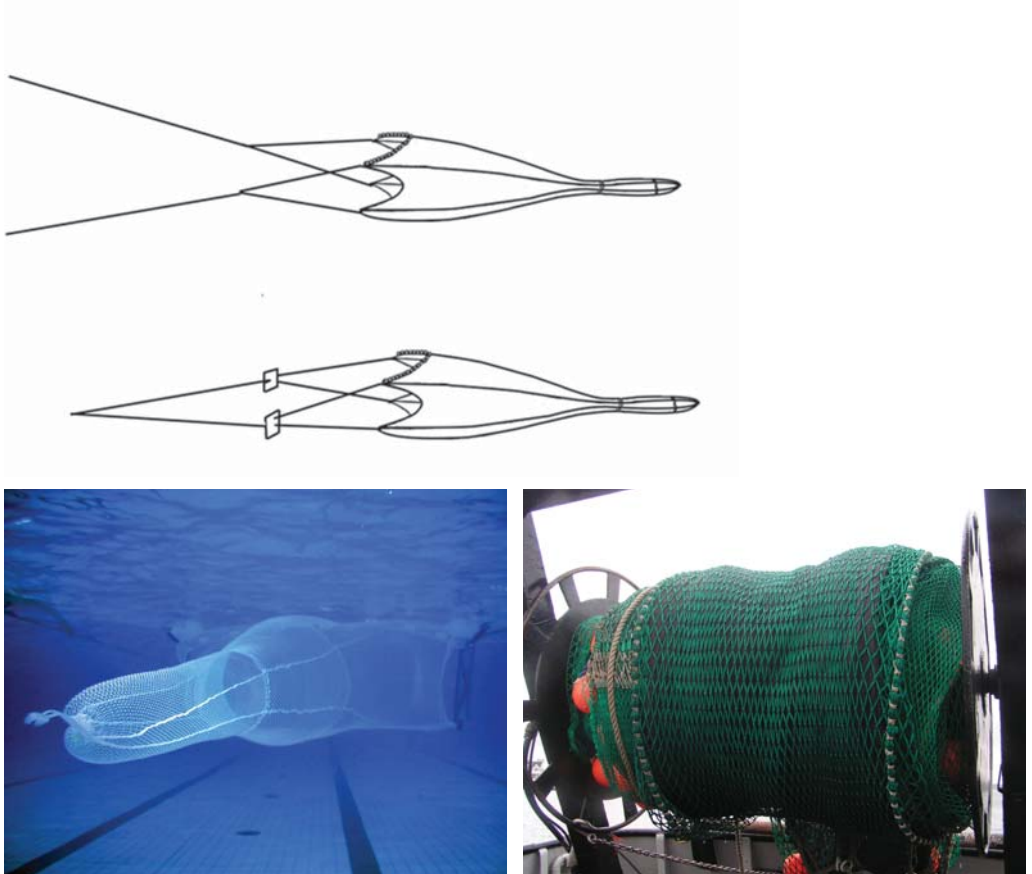
Adultní tralování se dá, vzhledem k počtu tažných lodí, rozdělit na jednolodní a dvoulodní. Při jednolodním tralování je tral vlečen pouze jednou lodí a jeho rozevření je udržováno pomocí rozpěrných desek, které jsou zavěšeny na tažných lanec před tralem (obr. 6.2.7.). Při dvoulodním tralování je tral

vlečen dvěma tažnými loděmi, z nichž každá táhne jednu stranu tralu (obr. 6.2.7.). Lodě od sebe při tahu udržují konstantní vzdálenost, čímž zabezpečují optimální rozevření vstupního otvoru tralu. Při lovu adultních ryb ve sladkých vodách nejsou obvykle k dispozici tak výkonné lodě jako na moři, proto se jako mnohem výhodnější ukázalo dvoulodní tralování (Gabriel a kol., 2005). Základním parametrem tažné lodě (trawleru) je její tažná síla. Při dvoulodním tralování je nutné mít dvě tažné lodě, každou s minimálně poloviční tažnou silou než je celková síla nutná k tahu tralu. Při adultním tralování je také nezbytné, aby jedna z tažných lodí byla vybavena hydraulicky ovládaným tralovým bubnem pro navíjení lan a tralu (obr. 6.2.7.; Kubečka a kol., 2010). Rychlost vlečení adultního tralu by měla být nejméně $1,2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ a dobu trvání tahu volíme s ohledem na množství ulovených ryb v rozmezí 15 až 30 minut.



Obr. 6.2.6. Rámový ichtyoplanktonní tral používaný k odlovům nejranějších stádií plůdku ve volných vodách přehradních nádrží (nahore, foto: P. Pokorný) a plůdkové traly používané k odlovům juvenilního plůdku později v sezóně (dole, foto: FISHECU).

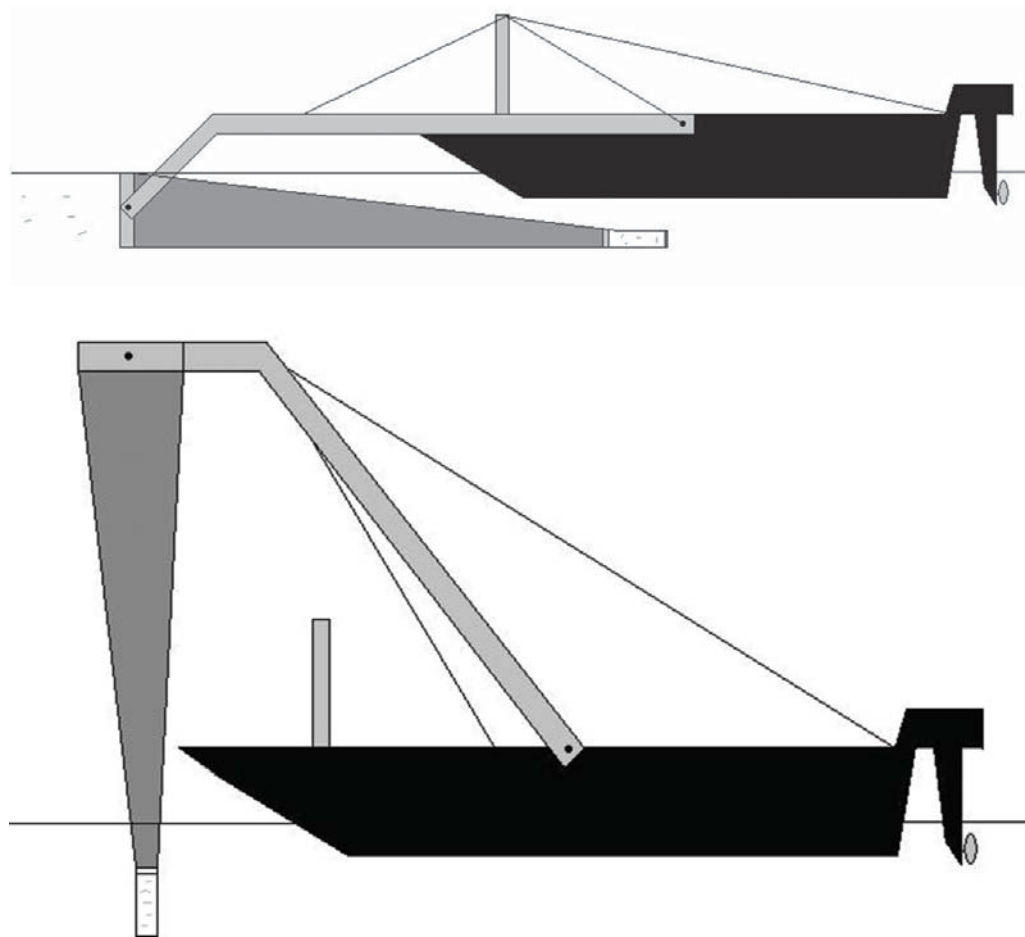
Vlastnímu lovu předchází navinutí tralu včetně tažných lan na buben jedné z tažných lodí (obr. 6.2.7.) a dopnutí na místo prvního tahu. Při vlastním rozdávání tralu do vody jeden pracovník za neustálého pomalého pohybu lodi vpřed odvíjí síťovinu z bubnu tralu a další dva pracovníci zajišťují, aby se síť z paluby dobře rozdávala. V okamžiku, kdy už je téměř celá síť ve vodě a na palubě zbyl jen vstupní otvor (koncová část se do vody rozdává jako první), připojí pracovníci do horních rohů tralu plováky držící tral na hladině (nebo v požadované hloubce za použití lan mezi plovákem a tralem) a do spodních rohů závaží odpovídající hmotnosti zajišťující správné svislé otevření tralu. Po rozdání veškeré síťoviny tralu do vody jsou z bubnu odvinuta obě tažná lana a následně připlouvá druhá tažná loď, která si připojí své tažné lano. Lodě se vzdálí od sebe a v případě, že se i tral na hladině rozevře správným způsobem (plováky se od sebe vzdálí), může začít tah. Vhodnou součástí, která adultní tralování usnadní a urychlí je tzv. manipulační loď s minimálně 3 pracovníky. Jedná se o pramici s kádí, podběráky, vzduchováním a dalším zařízením nezbytným pro zpracování ulovených ryb. Po skončení tahu připlouvá tato loď ke koncové části tralu (označena plovákem), a její posádka uvolňuje úlovek do připravené kádě. Poté opět uzavře koncovou část tralu a může následovat další tah. Po ukončení posledního tahu je síť navinuta na buben na tažné lodi postupem opačným jejím rozdáváním (Kubečka a kol., 2010).



Obr. 6.2.7. Schéma tralu pro dvoulodní tralování (horní schéma vlevo nahoře) a jednolodní tralování s rozpěrnými deskami (dolní schéma vlevo nahoře, Kubečka a kol., 2010), model adultního tralu (vlevo dole, foto: FISHECU) a adultní tral navinutý na bubnu tažné lodi (vpravo dole, foto: FISHECU).

Tlačné sítě

Tlačná síť je funkcí velmi podobná síti vlečné s tím rozdílem, že není vlečena na laně za plavidlem, ale je na pevné konstrukci tlačena těsně před lodí nebo v různých hloubkách pod lodí (obr. 6.2.8.). Hlavní výhodou tlačné sítě oproti vlečné je neovlivnění vzorkovaných oblastí plavidlem (síť loví v předstihu a plavidlo připluje až po ní do již proloveného prostoru). Velkými nevýhodami tlačné sítě jsou malá maximální velikost (síť musí být vzhledem k potřebě pevné konstrukce velikostně srovnatelná s šířkou plavidla) a omezená hloubková dostupnost (obvykle do 4 m; obr. 6.2.8.). Vzhledem k velikostem používaných plavidel na jezerech a přehradních nádržích jsou obvyklé rozměry tlačné sítě maximálně 1 × 1 m, což v kombinaci s použitím tylové síťoviny (velikost ok 1 × 1,35 mm) umožňuje lov pouze nejranějších stádií ryb (larev a časných juvenilů) podobně jako ichtyoplanktonní tral. Kvantitativní lov staršího plůdku a dospělých ryb není pomocí tlačné sítě možný.



Obr. 6.2.8. Náčrt sítě tlačené před plavidlem v průběhu lovu (nahore) a pozice tlačné sítě po ukončení lovu před vyprázdněním úlovku (dole, podle Herziga a kol., 1994).

6.2.2. Pasivní síťové lovné prostředky

Mezi pasivní síťové lovné prostředky patří především samočinná lapadla jako tenata (gillnets), vrše (pots), vězence (fyke nets), pasti (traps) a sítě stavitelné do proudu (stow nets). Jedná se o metody, kterými jsou ryby loveny pasivně, tzn., síť se nepohybuje, ale ve vodě čeká, než se do ní ryby uloví na základě své vlastní pohybové aktivity (tenata, vrše, vězence) nebo je do ní zanesena proudem vody (sítě stavitelné do proudu).

Tenata

Tenata se skládají z jemné síťoviny a spodní zátěžové a horní plovákové žíně (obr. 6.2.9.). Žíně a síťovina jsou vyváženy tak, aby zajišťovaly svislé postavení tenat ve vodě. Ryby jsou do tenat uloveny různým způsobem, nejčastěji jsou zachyceny za trup za hlavou, žábra, zuby nebo jiné výběžky těla (obr. 6.2.9.; Prchalová a kol., 2008). Tenata mohou být použita jako bentické, pelagické, svislé nebo driftující sítě. Od posledních dvou typů se však při monitorování sladkovodních systémů ustoupilo. Velikost oček používaných tenat se různí podle cílových druhů a velikostí lovených ryb. Tenata se mohou skládat ze síťoviny o jedné velikosti oček nebo z úseků síťoviny (tzv. panelů) o různé velikosti oček – tzv. mnohoočeková tenata (Kubečka a kol., 2010).

Tenata dělíme podle habitatů, pro které jsou určena, na bentická (dnová) a pelagická (pro volnou vodu, Kubečka a kol., 2010). **Bentická tenata** jsou vyvážena tak, aby spodní zátěžová žíně kopírovala dno a horní plováková žíně zajišťovala svislé postavení sítě ve vodě. Jejich výška je obvykle 1,5 m a na každém konci je síť opatřena plovákem na úvazu dostatečné délky, který po instalaci lokalizuje tenata ve vodě (Kubečka a kol., 2010). **Epipelagická tenata** jsou instalována přímo od hladiny díky plovákům na horní žíně (obr. 6.2.9.). Jejich výška je 4,5 až 6 m a vzorkují hladinovou vrstvu volné vody. Na mělčích lokalitách (např. v přítokových oblastech nádrží nebo rybnících) je možné použít epipelagická tenata o výšce pouze 3 nebo 1,5 m (Kubečka a kol., 2010). **Mesopelagická tenata** prolouvají hloubky pod epipelagickými tenaty, tj. nejčastěji od 5 do 9,5 až 11 m, a to díky pomalu potápivým žíním. Hloubka horní žíně tenat je určována délkou úvazu mezi hladinovými plováky a horní žíně (obr. 6.2.9.). Minimální bezpečná hloubka v místě instalace je 12 m. **Batypelagická tenata** jsou stejné konstrukce jako epipelagická (sítě ve vzplývavé díky dostatečně nadnášivé horní žíně), avšak jsou určena k lovu ve velkých hloubkách blízko dna. Hloubku instalace zajišťují úvazy mezi závažími a spodní žíně (obr. 6.2.9.). Minimální hloubka v místě instalace je 20 m.

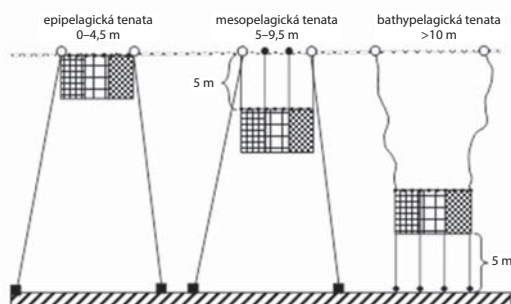
Všechny výše uvedené typy tenat mají stejnou stavbu: skládají se z 2,5 m širokých panelů tenatoviny dílčích velikostí oček. Panely jsou k sobě napevno sešity po celé výšce. Oček je v každé síti 12 velikostí – 5 mm; 6,25; 8; 10; 12,5; 15,5; 19,5; 24; 29; 35; 43 a 55 mm (tzv. standardní tenata – odpovídají požadavkům uvedeným v evropské i české normě pro lov tenaty, EN 14 757, 2005, ČSN 75 7708, 2005, velikost oček je udávána od uzlíku k uzlíku). Pokud je opodstatněné předpokládat v daném vodním tělese výskyt ryb větších velikostí (> 30 cm délky těla), je důležité přidat panely s velikostí oček 70, 90, 110 a 135 mm. Panely s velkými očky tvoří samostatná tenata (tzv. velkooká tenata), ve kterých je pak délka jednotlivých panelů 10 m a instalují se podle stejných vzorkovacích schémat jako tenata standardní (Kubečka a kol., 2010).

Hlavními výhodami použití tenat jsou především možnost lovit ve všech hloubkách a habitatech sledovaného vodního tělesa a široká ulovitelnost různých druhů a velikostí ryb. Široké velikostní spektrum je zajištěno právě zkombinováním různě velkých ok v panelu. Tenata tvořená panely s pouze jednou velikostí ok jsou značně selektivní (tzv. jednovrcholová selektivita), kdy jsou uloveny pouze ryby, které velikostně odpovídají použité velikosti ok a větší ani menší ryby loveny nejsou nebo jsou loveny jen velmi vzácně (obr. 6.2.13.). Mezi hlavní nevýhody patří fakt, že tenata poskytují údaje pouze o relativní početnosti a biomase ryb prostřednictvím úlovku na jednotku úsilí (relativní úlovek CPUE a BPUE,

viz kap. 4.2.) a v současné době není znám přepočítání mezi úlovkem na jednotku úsilí a absolutním množstvím ryb ve vodních tělesech. Mezi další nevýhody patří především možnost poškození tenat na místech s ponořenými překážkami (stromy, pařezy, skály apod.), podhodnocení méně se pohybu- jících druhů nebo velikostních kategorií ryb (např. teritoriální štiky nebo drobných tohoročních ryb), podhodnocení ryb s atypickou morfologií těla (úhoř), nadhodnocení aktivnějších druhů s větší pravdě- podobností ulovení (okoun), možnost saturace tenat, kdy již ulovené ryby snižují pravděpodobnost dal- ších úlovků a v neposlední řadě také destruktivnost metody, při které je část ryb po celonoční instalaci usmrcena (Kubečka a kol., 2010).

Rozdávání tenat do vody se provádí z lodi, a to do přímé linie, která kopíruje v případě bentických tenat danou hloubku resp. hloubkové rozmezí. Epipelagická a mesopelagická tenata je nutno ukotvit nebo vyvázat ke břehu nebo k jinému stabilnímu prvku (bójky, mostní pilíře apod.), aby se zabránilo splavání sítí. Instalace se provádí 2 až 3 h před západem slunce a tenata jsou z vody vybírána 2 až 3 h po východu slunce následujícího dne. Toto časové období se odvíjí od vrcholů aktivity ryb, které jsou pro většinu našich druhů při soumraku a rozbřesku (Prchalová a kol., 2010), a zajišťuje tak maximální úlo- vek. Základem efektivní instalace tenat je jejich pečlivé srovnání do beden. Po vytažení tenata do lodi se bedna s úlovkem označí a popisem doplní o případné úlovky ušlechtilých ryb, které byly v průběhu vy- bíráni vypuštěny zpět do vody. Vlastní vzorkování bentickými tenaty obstarávají dva pracovníci (jeden pracovník manipuluje se sítěmi a druhý obsluhuje loď). U vyšších pelagických sítí je optimální provádět manipulaci se sítěmi ve dvou osobách, tj. počet členů posádky se zvyšuje na tři (Kubečka a kol., 2010).

Závěrem kapitoly o tenatech je třeba zmínit rovněž podobný typ stavěcích sítí a to tzv. síť dvoustěnné, popřípadě trojstěnné (*trammel nets*). Skládají se ze dvou vnějších sítí, nazývaných zrcadla, zhoto- vených ze silnějšího materiálu s velikostí ok 100 až 150 mm, a síť vnitřní zvané jádro, která je naopak vyrobena z velmi jemného materiálu s velikostí ok 15 až 30 mm. Tato vnitřní síť je několikanásobně delší a vyšší, než jsou obě zrcadla. Všechny tři (nebo dvě) sítě jsou na sebe složeny, přičemž vnitřní síť je volně zřasena, a spojeny jsou horní a spodní žíní. Horní žíně má plováky, dolní olovenou zátěž nebo zátěžovou šňůru. Výška sítě bývá 3 až 5 m. Výhodou této sítě je, že se daří ulovit ryby méně poškozené a použitelné pro další vysazování nebo chov. Ryba se při dosažení překážky snaží prorazit stěnu sítě, projde zrcadlem, vytvoří záhyb na hustém jádře jemné síťoviny, která se protáhne protějším okem druhého zrcadla, a vy- tvoří jakousi kapsu, v níž uvázne (Prášil a Reiser, 1976). Vybírání ryb z těchto sítí je však časově velmi náročné a jsou proto používány pro monitoring rybích společenstev jen velmi zřídka.



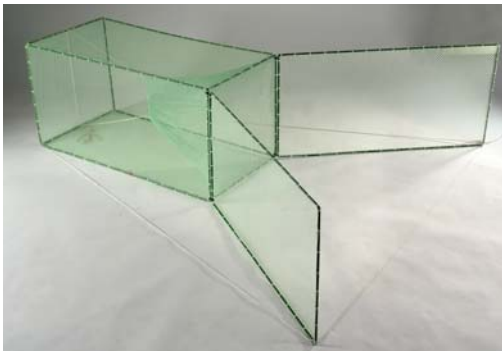
Obr. 6.2.9. Ryby ulovené do bentických tenat (vlevo, foto: FISHECU) a design instalace pelagických tenat ve volné vodě nádrže (vpravo, Kubečka a kol., 2010).

Vrše

Vrše jsou lovné prostředky válcového nebo čtvercového průřezu, v současnosti obvykle z kovového nekorodujícího materiálu potaženého síťovinou (obr. 6.2.10.). V přední části se nachází rozšířený vstup nebo dvě křídla navádějící ryby do hlavní komory vrše. Ve směru od vstupního otvoru do prostoru v komoře vrše je napnutý síťový trychtýř (ouvržek). Funkce lovu ryb za pomoci vrší spočívá v tom, že ryba navedena za pomoci rozšířeného vstupu nebo křídel skrz ouvržek do hlavní komory již není schopna zpětně najít úzké ústí ouvržku a zůstane uvězněna v komoře vrše. Délka vrší včetně křídel se pohybuje od 0,8 do 2 m, šířka komory bývá 25 až 50 cm. Speciálním druhem vrší jsou tzv. Brederovy pasti o velikosti přibližně 40 cm včetně křídel, sloužící k lovu plůdku.

Hlavní výhodou vrší je jejich jednoduchá a levná konstrukce, oproti např. tenatům mnohem snadnější uvolňování ulovených ryb a možnost jejich instalace i na velmi strukturované dnové habitaty. Ryby z vrší zůstávají při vhodně zvolené frekvenci vybírání v dobrém stavu. Nevýhodou je jejich nízká účinnost mimo období velké aktivity ryb a vysoký stupeň druhové selektivity. Jsou proto úspěšně používány především při hromadných tazích nebo při odlovech vybraných druhů ryb v průběhu zvýšené aktivity během tření na trdlišti.

Vrše se kladou na dno z lodi obvykle za pomoci provazu přivázaného jedním koncem ke konstrukci vrše. Na druhý konec je přivázán plovák, který usnadňuje nalezení vrše při jejím vybírání. Vrše vybíráme denně, v případě malého množství lovených ryb je možné interval výběru prodloužit.



Obr. 6.2.10. Tzv. *Klíčavská vrš s pevným kovovým rámem* (vlevo; foto: P. Pokorný) a *pohled na roztažený Římovský předsíňový vězenec* (Kubečka, 1992) s *předsíní 1,5 × 1,5 m, komorou o průměru 0,9 m a velikostí ok 20 mm* (vpravo; foto: FISHECU).

Vězence

Princip lovu do vězenců je stejný jako v případě vrší. Jejich konstrukce je tvořena obručemi kruhového nebo čtvercového tvaru (obr. 6.2.10. a 6.2.11.). Na konstrukci je napnutá síťovina. Oproti vrším jsou vězence větších rozměrů se vstupním otvorem do komory větším než 1 m. Křídla přišitá ze stran ke vstupnímu otvoru jsou obvykle dlouhá několik metrů a celková délka vězence je pak i několik desítek metrů. Při hromadných třecích tazích ryb se k odlovu používají vězence, jejichž křídla přepaží celou šířku toku či vodního útvaru, a vlastní vězenec je pak ukotven na konstrukci z lešenářských trubek (obr. 6.2.11.; Hladík a Kubečka, 2003). Vstup do vězence tvoří, stejně jako v případě vrší, ouvržek ve tvaru kuželovitého rukávce s otvorem, kterým ryby proplouvají do komory. Vězenec může mít i více ouvržků

(dva, tři) a podle toho ho označujeme jako jedno-, dvou- či tříkomorový (obr. 6.2.11.). Stejně jako v případě vrší jsou i při lovu pomocí vězenců ryby pomocí křídel naváděny ke vstupnímu otvoru a dále skrz ouvřek do komory, kde zůstávají uvězněny.

Hlavní výhodou lovu pomocí vězenců je poměrně snadné ulovení velkého množství ryb v době jejich hromadných tahů a jejich dobrý stav. Nevýhodou zůstává především nízká účinnost vězenců v době, kdy ryby netáhnou. Úspěšnost lovu vězenci velmi záleží také na dobré znalosti místních podmínek, především míst výskytu a tahů ryb a na znalosti reliéfu dna. Úlovek menších vězenců je vždy druhově selektivní.

Vězence se instalují na ploché dno nebo na dno s mírným sklonem z lodi a vypínají se buď mezi kůly anebo pomocí dostatečně těžkých závaží připevněných na začátek křídel a také na konec vězence za poslední komoru. Při vybírání ryb se pak obvykle nevyndává celý vězenec, ale za pomoci lana s plovákem připevněného ke konstrukci vstupního otvoru vězence se do lodi zvedají pouze komory s úlovkem, zatímco křídla zůstávají ve vodě. Po uvolnění ryb z komor se vězenec opět vypne na původní místo. Vězence vybíráme přibližně dvakrát týdně, v případě velkého množství lovených ryb interval zkrátíme.



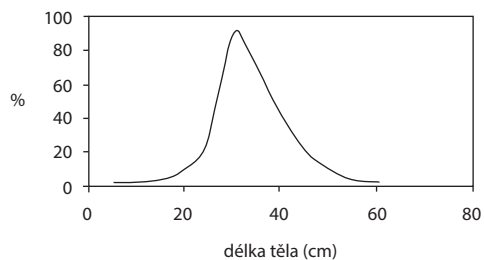
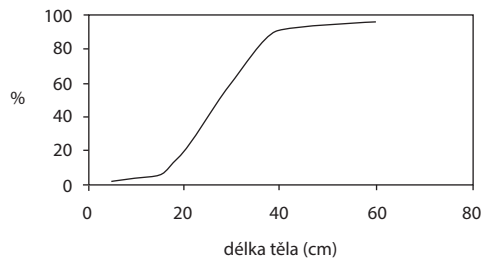
Obr. 6.2.11. Obří vězenec přehrazující celou přítokovou zónu nádrže (vlevo) a ukázka dvoukomorového vězence s obručemi kruhovitěho tvaru (vpravo; foto: FISHECU).

Sítě stavitelné do proudu

Sítě stavitelné do proudu slouží k lovu raných stádií ryb (ichthyoplanktonu), která jsou pasivně unášena proudem (driftují). Používají se především k odlovům v řekách nebo ve výpustech vodních těles. Jedná se o rámovou konstrukci obdélníkového tvaru (nejčastěji $0,5 \times 1$ m), na kterou je našita 2 m dlouhá síťovina z tylu o velikosti ok $1 \times 1,35$ mm (Peterka a kol., 2004; obr. 6.2.12.). Spodní strana rámu bývá vybavena dvěma ostny sloužícími k upevnění rámu do dna, boční část konstrukce bývá vybavena kovovými podpěrami udržujícími síť ve svislé poloze, případně se rám v horní části připevní k napnutému lanu (obr. 6.2.12.). Síť loví obvykle v celém vodním sloupci od hladiny ke dnu. Hlavní výhodou těchto sítí je jejich jednoduchá a levná konstrukce. Hlavní nevýhodou je jejich tendence k ucpávání při delších expozicích a jejich použitelnost pouze při menších průtocích vody.



Obr. 6.2.12. Sítě stavitelné do proudu nainstalované v korytě řeky (foto: FISHECU).



Obr. 6.2.13. Hypotetické selekční křivky typické pro aktivní (nahore, zátahová síť, tral s jednotnými velikostmi ok) a pasivní lovné prostředky (dole, tenata s jednou velikostí ok). Procenta na ose Y udávají relativní účinnost (podle Pivničky, 1993).

LITERATURA

- Adámek, Z., Vostradovský, J., Dubský, K., Nováček, J., Hartvich, P., 1995. Rybářství ve volných vodách. Victoria Publishing, Praha, 205 s.
- ČSN 75 7708 (EN 14 757), 2005. Jakost vod – Odběr vzorků ryb tenatními sítěmi.
- EN 14 757, 2005. Water Quality – Sampling of fish with Multimesh Gillnets, CEN TC 230.
- Gabriel, O., Lange, K., Dahm, E., Wendt, T., 2005. Fish Catching Methods of the World. Fourth edition. Blackwell Publishing, Oxford, UK, 523 pp.
- Gliwicz, Z.M., Jächner, A., 1992. Diel migrations of juvenile fish – a ghost of predation past or present? Archiv für Hydrobiologie 124: 385–410.
- Herzig, A., Miksch, E., Auer, B., Hain, A., Wais, A., Wolfram, G., 1994. Fischbiologische Untersuchung des Neusiedler Sees. Biologisches Forschungsinstitut für Burgenland, Biologische Station Neusiedler See, Illmitz, Austria, 124 pp.
- Hladík, M., Kubečka, J., 2003. Fish migration between the reservoir and its main tributary. Hydrobiologia 504: 251–266.
- Charles-Dominique, E., 1989. Catch efficiencies of purse and beach seines in Ivory Coast lagoons. Fisheries Bulletin 87: 911–921.
- Jůza, T., Kubečka, J., 2007. The efficiency of three fry trawls for sampling the freshwater pelagic fry community. Fisheries Research 85: 285–290.
- Jůza, T., Čech, M., Kubečka, J., Vašek, M., Peterka, J., Matěna, J., 2010. The influence of the trawl mouth opening size and net colour on catch efficiency during sampling of early fish stages. Fisheries Research 105: 125–133.
- Kubečka, J., 1992. Fluctuations in fyke-net catches during the spawning period of the Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) in the Římov Reservoir, Czechoslovakia. Fisheries Research 15: 157–167.
- Kubečka, J., Frouzová, J., Jůza, T., Kratochvíl, M., Prchalová, M., Říha, M., 2010. Metodika monitorování rybích společenstev nádrží a jezer. Biologické centrum AV ČR, v.v.i., České Budějovice, 64 s.
- Peterka, J., Vašek, M., Kubečka, J., Hladík, M., Hohausová, E., 2004. Drift of juveniles after riverine spawning of fishes from the Římov reservoir, Czech Republic. Ecohydrology & Hydrobiology 4: 459–468.
- Pivnička, K., 1993. Ekologie ryb. Přírodovědecká fakulta UK v Praze. Státní pedagogické nakladatelství, Praha, 251 s.
- Prášil, O., Reiser, F., 1976. Hospodaření na údolních nádržích v ČSR. Ministerstvo zemědělství a výživy, Praha, 152 s.
- Prchalová, M., Kubečka, J., Říha, M., Litvín, R., Čech, M., Frouzová, J., Hladík, M., Hohausová, E., Peterka, J., Vašek, M., 2008. Overestimation of percid fishes (Percidae) in gillnet sampling. Fisheries Research 91: 79–87.
- Prchalová, M., Mrkvička, T., Kubečka, J., Peterka, J., Čech, M., Muška, M., Kratochvíl, M., Vašek, M., 2010. Fish activity as determined by gillnet catch: A comparison of two reservoirs of different turbidity. Fisheries Research 102: 291–296.
- Rakowitz, G., Tušer, M., Říha, M., Jůza, T., Balk, H., Kubečka, J., 2012. Use of high-frequency imaging sonar (DIDSON) to observe fish behaviour towards a surface trawl. Fisheries Research 123–124: 37–48.
- Říha, M., Kubečka, J., Mrkvička, T., Prchalová, M., Čech, M., Draščík, V., Frouzová, J., Hladík, M., Hohausová, E., Jarolím, O., Jůza, T., Kratochvíl, M., Peterka, J., Tušer, M., Vašek, M., 2008. Dependence of beach seine net efficiency on net length and diel period. Aquatic Living Resources 21: 411–418.

- Říha, M., Kubečka, J., Prchalová, M., Mrkvička, T., Čech, M., Draštík, V., Frouzová, J., Hohausová, E., Jůza, T., Kratochvíl, M., Peterka, J., Tušer, M., Vašek, M., 2011. The influence of diel period on fish assemblage in the unstructured littoral of resevoirs. *Fisheries Management and Ecology* 18: 339–347.
- Říha, M., Jůza, T., Prchalová, M., Mrkvička, T., Čech, M., Draštík, V., Muška, M., Kratochvíl, M., Peterka, J., Tušer, M., Vašek, M., Kubečka, J., 2012. The size selectivity of the main body of a sampling pelagic pair trawl in freshwater reservoirs during the night. *Fisheries Research* 127–128: 56–60.
- Slavík, O., Jurajda, P., 2001. Metodický návod pro sledování společenstev juvenilních ryb. Výzkum pro praxi, sešit 44, VÚ vodohospodářský, Praha, 40 s.
- Vácha, F., 2002. Definice a klasifikace kategorií rybolovného nářadí. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, Vodňany, 32 s.

SPORTOVNÍ RYBOLOV

M. Hladík

SPORTOVNÍ RYBOLOV

M. Hladík

Organizace sportovního rybolovu je jedním z hlavních cílů hospodaření na rybářských revírech. Jelikož jsou rybářské revíry převážně ve vlastnictví státu, stát dal uživatelům rybářských revírů prostřednictvím § 13 zákona č. 99/2004 Sb., o rybníkářství, výkonu rybářského práva, rybářské strážní, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů (zákon o rybářství) a jeho prováděcí vyhlášky poměrně zásadní mantinely, ve kterých je možné sportovní rybolov provozovat. Tato pravidla jsou dána jednak historicky, neboť prodělala určitý vývoj, a dále jsou ovlivněna například požadavky ochrany přírody a částečně i moderními prvky ve sportovním rybolovu. Dále je dána uživatelům rybářských revírů možnost tato zákonem daná pravidla rybolovu v rámci tzv. bližších podmínek upravit, zpřesnit, případně zpřísnit. Zde se právní názory na toto ustanovení rozcházejí, část právníků včetně výkladu některých zástupců Ministerstva zemědělství toto ustanovení interpretují tak, že je uživatelům revírů dána volná ruka v upřesnění pravidel rybolovu na jimi spravovaných revírech pouze s tím, že nemohou být v rozporu s pravidly stanovenými zákonem a vyhláškou, například že nelze snížit minimální lovnou míru pod stanovenou hranici, ale lze ji zvýšit. Část právníků naopak vyvozuje, že tímto způsobem lze pouze upřesnit lokální podmínky rybolovu a pro zásadní změny pravidel rybolovu (ať zpřísnění, nebo naopak zmírnění) je nutné vždy žádat o výjimku příslušný rybářský orgán. Bohužel oficiální výklad není k dispozici, a tak jednotliví uživatelé postupují podle svých možností a svého názoru či citu. Setkáváme se tak jednak s různými místními úpravami týkajícími se především vymezení, kde je lov povolen a kde naopak není, ale také například se zvýšenými mírami ryb, rozšířením hájení jednotlivých druhů, zákazů některých rybolovných metod a podobně.

V rybářských revírech je zakázáno lovit ryby jinak než na udici čeřínkováním a pouze za určitých podmínek je možné získat výjimku z tohoto zákazu (viz kapitola o hospodaření na rybářských revírech). Dále jsou vymezena i místa, ze kterých není možné lovit (např. mosty, hráze nádrží, plavební komory, rybí přechody atd.). Vlastníci příbřežních pozemků nesmí bránit ve výkonu rybářského práva a musí přetvořit označení revírů (§ 11 zákona, odst. 8a9), i když mají nárok na náhradu škody, kterou by výkonem rybářského práva uživatel případně způsobil.

Každý, kdo chce lovit ryby na rybářském revíru, musí jako první krok získat rybářský lístek, podmínky pro jeho získání a vydávání stanoví opět zákon a vyhláška. Dále pak je nutné získat (vlastně zakoupit) pro daný revír povolenku k lovu. V rámci ČRS jsou nejvíce využívány tzv. územní roční povolenky, tedy povolenky s platností na všechny pstruhové nebo mimopstruhové revíry daného územního svazu. Je možné koupit i povolenky s kratší dobou platnosti (1 den, tři dny, týden) a také tzv. povolenky celosvazové, tedy platné na všech revírech ČRS. Existuje i takzvaná celorepubliková povolenka, platná na revírech ČRS i MRS.

V rámci nejvýznamnějších obecných pravidel rybolovu, která stanoví zákonné předpisy, můžeme vyjmenovat lovné míry vybraných druhů ryb (nejmenší délka, kterou ryba musí dosáhnout, aby si ji rybář mohl ponechat), denní doby lovu ryb v kalendářním roce (liší se podle měsíců a mezi pstruhovými a mimopstruhovými revíry a není dovoleno lovit přes noc) a doby hájení jednotlivých druhů ryb (období, kdy si tyto ryby nemůže rybář ponechat). Ve své příloze pak vyhláška definuje vzor formuláře povolenky k lovu a povolené způsoby lovu.

Pravidla rybolovu se liší mezi pstruhovými a mimopstruhovými (MP) revíry. Nejvýznamnější rozdíl spočívá v zákazu používání jakýchkoliv nástrah živočišného původu na pstruhových revírech. Navíc každá lososovitá ryba ulovená na pstruhovém revíru jinak než na umělé mušku nebo přívlačí musí být puštěna zpět. Na mimopstruhových revírech je lov na rybičku a lov přívlačí povolen od 16. června do konce roku, na pstruhových revírech je pak lov přívlačí pouze na umělé nástrahy povolen od 16. dubna do konce srpna. Na mimopstruhových revírech je povoleno lovit celoročně, na pstruhových revírech je sice v rámci legislativy povoleno také lovit celoročně, ale v rámci bližších podmínek platných na revírech ČRS a MRS je možné lovit pouze od 16. dubna do 30. listopadu.



Obr. 7.1. Lososovité ryby vyžadují zvláštní péči a ochranu (krásný lipan podhorní z revíru Vltava 33; foto: M. Hladík).

Základní metody lovu ryb jsou definovány v příloze 7 vyhlášky, uvádíme zde výtah z těchto definic:

Lov na položenou a plavanou představuje základní způsob lovu ryb, kdy je možné lovit nejvýše na dvě udice, na každé udici jsou nejvýše 2 návazce s jednoduchými háčky nebo 1 návazec s dvojháčkem nebo trojháčkem (pouze na MP revírech). Při lovu na živočišnou nástrahu na MP revírech mohou být použity i víceháčkové systémy s nejvýše třemi háčky (jedno, dvoj nebo trojháčky). Při lovu na položenou není pohyb nástrahy osobou provádějící lov aktivně ovlivňován. Při lovu na plavanou může osoba provádějící lov pohyb nástrahy aktivně ovlivňovat.

Lov přívlačí spočívá v aktivním vedení nástrahy a lze při něm použít pouze 1 udici, která je při lovu držena v ruce; jiná udice není nastražena. Za nástrahu se použije 1 umělá nebo přirozená nástraha. Nástraha má podle své konstrukce nejvýše 3 háčky (jedno, dvoj nebo trojháčky). Za lov přívlačí se považuje i lov na umělou mušku, pokud je nástraha vybavena doplňky zvyšujícími dráždivost pro ryby, jako jsou například rotující plíšek nebo vrtulka.

Lov hlubinnou přívlačí je lov z pohyblivého se plavidla s použitím 1 udice, při němž je 1 nástraha tažena v jakékoliv hloubce vody; jiná udice není nastražena. Za nástrahu se použije 1 umělá nebo přirozená nástraha. Nástraha má podle své konstrukce nejvýše 3 háčky (jedno, dvoj nebo trojháčky). K pohonu plavidla je možné využít i motor dle podmínek stanovených pro plavbu na daném revíru, ale na některých revírech (ÚN Lipno, ÚN Orlický) je například hlubinná přívlač povolena pouze z plavidla poháněného lidskou silou.

Při lovu na umělou mušku lze použít pouze 1 udici, která je při lovu držena v ruce; jiná udice není nastražena. Na udici jsou nejvýše 3 návazce s jednoduchými háčky. Nástraha je nahazována pomocí muškařské šňůry nebo vlasce, kdy nosnou funkci zabezpečuje kulové nebo jiné plovátko, popřípadě jiná zátěž. Za umělou mušku se považuje nástraha imitující hmyz nebo jiné organismy. Nástraha se nevybavuje doplňky, které svým pohybem zvyšují dráždivost pro ryby, například rotující plíšek nebo vrtulka.

Při lovu muškařením se použije 1 udice, která je při lovu držena v ruce; jiná udice není nastražena. Na udici jsou nejvýše 2 návazce s jednoduchými háčky nebo 1 návazec s dvojháčkem nebo trojháčkem. Nástraha je nahazována pomocí muškařské šňůry nebo vlasce, kdy nosnou funkci zabezpečuje kulové nebo jiné plovátko, popřípadě jiná zátěž. Za nástrahu se použije i živý nebo mrtvý hmyz. Nástraha se

nevybavuje doplňky, které svým pohybem zvyšují dráždivost pro ryby, například rotující plíšek nebo vrtulka.

Při lovu čeřínkováním se použije 1 vodorovná síť, jejíž plocha nepřevyšuje výměru 1 m². Při lovu čeřínkováním nesmí být nastraženy udice.

Díky rozvoji sportovního rybolovu, kdy se výroba rybářských potřeb stala již samostatným průmyslovým odvětvím, a díky možnostem výměny informací dochází k tomu, že stávající definice rybolovných způsobů jsou již zastaralé a nedostatečné a bude nutné definovat rybolovné způsoby nově (pokud je to vůbec nutné). Už teď není možné některé populární metody správně zařadit, často je rybáři kombinují, a to dělá problémy ve výkladu jednotlivých metod zejména ve vazbě na období roku, kdy je jednotlivé metody možné použít. Tím dochází i ke konfliktům například s rybářskou stráží.

Charakteristiky jednotlivých metod rybolovu

Sportovní rybolov je jedním z velmi se rozvíjejících odvětví využití volného času, vnášejí se do něj neustále nové prvky (nejnovější metody lovu a jejich kombinace), materiály (hliníkové slitiny, titan, kevral, grafit, syntetické návnady případně jejich příměsi) i vybavení (elektromotory, zařízení GPS, echoloty). Je velmi těžké v jednom odstavci jednotlivé metody charakterizovat a čtenáře je nutné odkázat na specializované publikace, které se jednotlivým metodám a jejich odnožím samostatně věnují. Základní v současné době používané metody lovu lze popsat následujícím způsobem:

Lov na položenou patří mezi tradiční způsoby rybolovu, kdy rybář sedí na břehu nebo na zakotvené lodi a pruty má položené ve vidličkách (případně v lodi), záběr signalizuje takzvané čihátko umístěné na vlasci před špičkou prutu nebo mezi očky. Nástraha leží na dně, kde ji fixuje zátěž (takzvané olůvko), která zároveň umožňuje i nástrahu dopravit do vody, tedy nahazovat. Takto se loví především kaprovité druhy ryb, velmi často se používá takzvané vnaďení, kdy rybář pomocí návnady přitáhne a udrží ryby na místě lovu. Návnadu rybář buď sype přímo do vody, nebo ji umísťuje na takzvané krmítko, které je součástí udice a slouží i jako zátěž. Za návnadu se používají zejména nejrůznější směsi složené z přírodního základu (například obilný šrot) a chuťových doplňků. Ryby se pak loví pomocí nástrahy, nejčastěji rostlinného (kukuřice, brambor, těstoviny, burizony) nebo živočišného (žížaly, kostní nebo moučné červy) původu.



Obr. 7.2. Klasický lov na položenou s čihátkem umístěným před prutem (Lipno, foto: M. Hladík).

Na lov dravých ryb se jako nástraha používá mrtvá nebo živá rybička. Pokud pomineme diskusi o etičnosti tohoto lovu, jednoznačnou nevýhodou tohoto způsobu lovu dravých ryb je fakt, že rybář nechává rybě nástražní rybičku takzvané „zažrat“ a při záseku se pak háček velmi často zapíchne do vnitřních orgánů a díky tomu je i podměrečná ryba odsouzena k smrti. Z toho důvodu například Jihočeský územní svaz ČRS na ÚN Lipno stanovil minimální velikost nástražní rybičky na 20 cm, aby ochránil podměrečné dravé ryby a především candáty.

Moderní alternativou lovu na položenou je takzvaný „feeder“, který je charakteristický zvláštní konstrukcí krmítka a montáže celé udice a dále tím, že vlasce je napnutý, pruty jsou nastraženy téměř kolmo na směr vlasce a záběr signalizuje jemná reflexně zbarvená špička prutu. Pro různé typy vod, varianty lovu a lovených ryb je možné používat různé pevné a citlivé špičky a konstrukce zátěže a krmítka.

Další odnoží lovu na položenou je lov kaprů na takzvané „boilies“, kdy jsou za nástrahu použity kuličky různé velikosti umístěné na provázku mimo háček. Princip využívá zvyku kaprů, kteří před tím, než nástrahu pozřou, ji často zkusmo nasávají a vyplivávají. Takto nasají nástrahu a v momentě, kdy ji chtějí vyplivnout, se jim volný háček zapíchne uvnitř tlamy a kapr se při následném úniku sám zasekne. Složení vnačících směsí a také výroba boilie, tedy nástražních kuliček, je opravdovou vědou, existují desítky přísad a příchutí a také různé typy vlastní montáže. Nutno dodat, že pomocí této metody je možné ulovit opravdu velké kapry, o kterých rybáři před tím ani nesnili, a použitím vhodné velikosti boilie se omezují úlovky menších ryb a tím i jejich poškozování.

Méně sportovní metodou je tzv. „lov na srkačku“, kdy je použita zvláštní montáž, skládající se ze silného kmenového vlasce (0,30 mm), krmítka a dvou háčků na krátkých návazcích z pletené šňůry. Na háčcích je v obloučku buď nastražena kukuřice, nebo nějaká vzplývavá nástraha (stačí i kulička polystyrenu), nebo na nich ani nástraha není a háčky jsou zamáčknuty do krmítkové směsi. Ryba háček nasaje spolu s krmítkovou směsí a sama se zasekne. Metoda je to velmi účinná, ale jak je již uvedeno výše, o její sportovnosti se dá pochybovat a v případě utržení je montáž pro ryby velmi nebezpečná, na některých revírech je již dokonce zakázána.

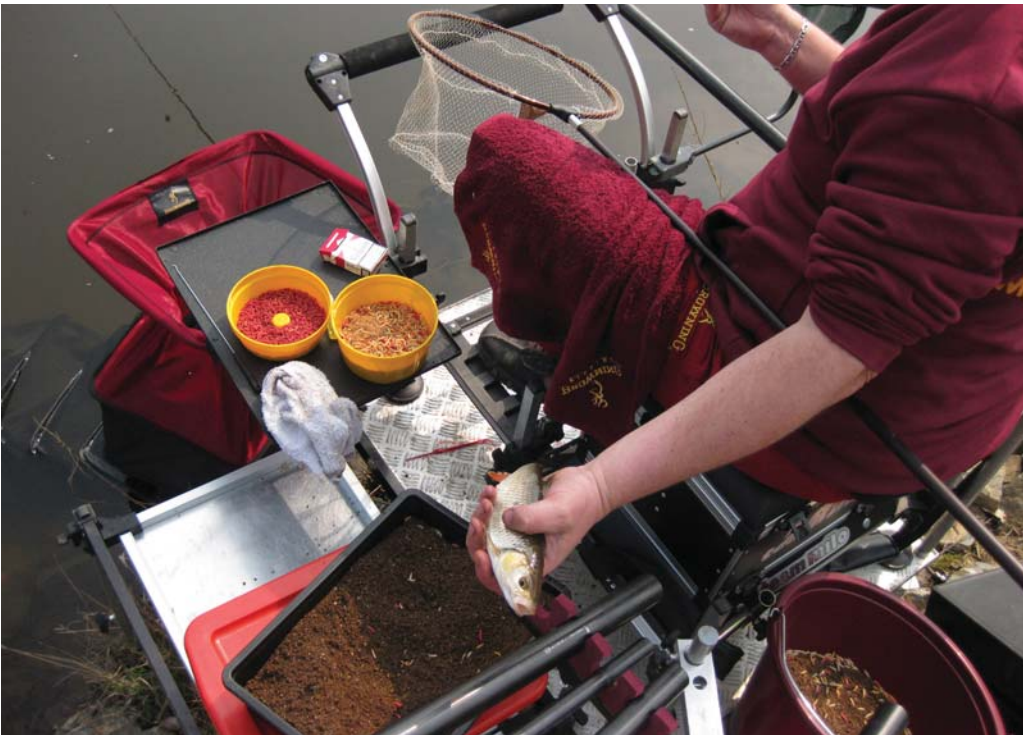
Při lovu na plavanou je možné také použít dva pruty, nástrahu udržuje ve správné výšce nade dnem takzvaný splávek, který zároveň svým pohybem signalizuje záběr ryby. Při tomto lovu je možné s nástrahou pohybovat a tak i prochyťávat větší plochu a nástrahu oživovat. Používá se opět široká škála návnad a nástrah, do dokonalosti tuto metodu dotáhli závodníci „plavačkáři“, kteří umějí na dobře zarybněných lokalitách ulovit desítky ryb za hodinu. Při lovu dravých ryb se jako nástraha opět používají rybičky. Odnoží tohoto lovu je lov sumců na bójku, která svou konstrukcí jednak udržuje nástražní rybičku (kterou může být i dvoukilový kapr) na vybraném místě a zároveň svým odporem pomáhá sumce zaseknout.

Při lovu přívlačí se používají především umělé nástrahy (i když je možné lovit i na rybku), ty lze laicky rozdělit na třpytky (jsou z kovu a při pohybu rotují nebo se různě motají a blýskají), woblerly (plastové nebo dřevěné napodobeniny rybiček v přírodních barvách opatřené lopatkou pro zajištění kymácivého pohybu) a takzvané „gumy“ – tedy nástrahy vyrobené z měkkého materiálu opět napodobující různé rybičky nebo jiné živočichy (banjo, twister, ripper, smáček, kopyto atd.). Je těžké vytvořit nějakou definici, jelikož jednotlivé typy nástrahy se i kombinují, ale pro základní orientaci asi stačí toto rozdělení. Úspěch v lovu spočívá jednak v nalezení správného místa a výběru nástrahy, ale také v jejím vedení, kdy se pomocí navijáku a prutu dává nástraze život. Často o úspěchu lovu rozhoduje i přesnost hodu, jelikož dravé ryby velmi často vyhledávají úkryty.

Třpytky lze rozdělit na rotační a plandavky. „Rotačky“ jsou konstruovány tak, že kolem tělíčka mušky se otáčí prohnutý kovový plíšek (list) a vytváří tak zvukové efekty, vibrace a záblesky a tím láká dravce k útoku. „Plandavky“ jsou z jednoho kusu plechu často prohnutého nebo vydutého, při vedení se pohybují ze strany na stranu a pomocí záblesků imitují raněnou rybku. Oba druhy třpytek mají lesklou povrchovou úpravu doplněnou o různé vzory nebo potisky, imitují buď přirozené barvy rybek, nebo jsou zcela fantastické. Legendární třpytka „Cyankáli“ velmi účinná na okouny má zvláštní konstrukci, kdy tělíčko má dvě části, kolem první se otáčí plíšek a druhá slouží vedle zvýšení dráždivosti i pro vyvážení třpytky, která se neotáčí a nekrouží vlasce.



Obr. 7.3. Plavačkáři používají k lovu speciální sedačky a pruty dlouhé až 11 m (Vltava, nad papírenským jezem v Českých Budějovicích; foto: M. Hladík).



Obr. 7.4. Nejoblíbenější nástrahou při plavané jsou různě barvení mouční červi (foto: M. Hladík).



Obr. 7.5. Pro přívlač na rozlehlých údolních nádržích je vhodnější použít loďku (foto: M. Hladík).

„Wobler“ většinou plavou a pod hladinu je dostaneme až pohybem a odporem lopatky. Podle velikosti a úhlu lopatky lze pak docílit různě agresivního pohybu a různých hloubek potopení. Nejčastěji mají přirozené barvy, kdy napodobují okouna, plotici, slunku, pstruha nebo i štika, často jsou doplněny nějakým atraktivním prvkem, (například velké oko, oranžové břicho nebo červený střípce na háčku), někdy jsou překvapivě efektivní i vyložené fluo-barvy. Některé vzory mají v těle umístěny kuličky, které při pohybu vibrují a tím zvyšují dráždivost nástrahy.



Obr. 7.6. I u nás se již můžeme setkat se speciální lodí upravenou pro sportovní přívlač (ÚN Lipno), otočné sedačky zajistí pohodlí při jinak poměrně namáhavém lovu (foto: M. Hladík).

Pro lov u hladiny se používají takzvané „popery“, které plavou a při přitahování kličkují po hladině a vytvářejí rozruch. Imitují tak zraněnou rybkou nebo rybkou unikající u hladiny. Tato metoda je neodolatelná zejména pro boleny.

Kapitolou samou o sobě jsou „gumy“, tedy nástrahy vyrobené z měkčeného plastu. Opět je lze koupit v desítkách typů, velikostí, barev a konstrukcí, imitují rybkou, pijavice, žáby i raky a další bezobratlé, často jsou napuštěny nějakou vůní, která jim dodává na přitažlivosti. Základní je nezátížená verze, kdy se nástraha upevňuje na háček se zabudovanou zátěží, ale existují i nástrahy, které mají již zátěž zabudovanou přímo v těle. Společným znakem těchto nástrah je pozice ve vodě, kdy je háček obrácen vzhůru, což snižuje riziko vážky a také zlepšuje efektivitu záseku.

Zajímavou metodou je takzvaný „drop shot“, tedy systém, kdy na konci udice je umístěna podlouhlá zátěž a v zhruba 60 cm vzdálenosti od konce pak vlastní nástraha, nejčastěji nějaká „guma“. To umožňuje velmi pomalý lov těsně nade dnem a také citlivé ožívování nástrahy bez rizika vážky, cílovou rybkou je nejčastěji okoun a candát, ale uloví se i štika nebo sumec.

Použití vybavení odpovídá předpokládanému úlovku. Při lovu na řekách se obecně používá jemnější vybavení, rybáři se často pohybují vodou a důležitější než délka hodu je jeho přesnost. Při lovu na stojaté vodě se obecně používá pevnější prut, silnější vlasce a také větší nástrahy, jelikož lze očekávat větší úlovek. Při lovu z lodí se z důvodu snažší manipulace používají kratší pruty, při lovu ze břehu naopak delší, jelikož je často třeba házet dále.



Obr. 7.7. Úlovek candáta na wobler (Lipno; foto: M. Hladík).

Při lovu hlubinou přívlačí se loví na nástrahy tažené za jedoucí lodí. Tento způsob je velmi populární například na moři nebo na velkých jezerech v zahraničí, proloví se jím velká plocha, pro úspěch je nutné najít správnou nástrahu, hloubku a rychlost jejího vedení, tedy i její vzdálenost za lodí. Při použití motoru a doplňkových zařízení, jako jsou GPS a echolot, je velmi efektivní a je i diskutována jeho „sportovnost“. Z toho důvodu je například na ÚN Orlík nebo ÚN Lipno povolen tento lov pouze při pohonu lodi pomocí vesel, motor musí být vypnutý. Odnoží tohoto lovu je v Holandsku a Německu oblíbený takzvaný „vertical fishing“, kdy je pomocí motoru loď udržována na jednom místě poblíž úkrytů dravých ryb a rybář se snaží opakovanými pohyby nástrahy vydráždit ryby k útoku. Záběr často přijde až po dlouhé době, ale bývá velmi agresivní.

Lov na umělé mušky je považován za královskou disciplínu sportovního rybolovu, jelikož se loví výhradně na umělé nástrahy – mušky převážně vlastní výroby, a jelikož vyžaduje kromě rybářských zkušeností velkou dávku fyzického nasazení a umění přesných hodů a také znalost biologie a chování ryb. Pruty se vyznačují lehkostí, výkonem a trvanlivostí, mušky se nahazují pomocí muškařské šňůry (má délku přibližně 30 m a vyrábí se plovoucí a dále s různou rychlostí potápění, což umožňuje lov v různých hloubkách), ke které je připojen několik metrů dlouhý návazec z vlasce a jedna až tři mušky. I když je muškaření (jak stále v rozporu s terminologií vyhlášky náš oblíbený sport nazýváme) spojováno zejména s lovem lososovitých ryb, lze na mušky ulovit všechny druhy ryb a existují speciální vzory mušek na kapry, jelce, plotice, okouny, candáty i štiky.

V jednoduchosti lze mluvit o rozdílnosti vybavení pro lov na řekách a jezerech. Na řece se používá jemnější vybavení a většinou vystačíme pouze s plovoucí muškařskou šňůrou. Lovíme na suché mušky (představují hmyz plovoucí na hladině nebo právě se líhnoucí), mokré mušky (vedou se aktivně nebo pasivně ve sloupci nebo těsně pod hladinou a představují unášený mrtvý hmyz, líhnoucí se vývojová stadia hmyzu nebo třeba malý plůdek ryb) nebo na nymfy, které jsou zatížené a umožňují lov poblíž dna.



Obr. 7.8. Lov na suchou mušku na Vltavě 29 pod Lipnem (foto: M. Hladík).



Obr. 7.9. *Krabička jezerních muškařů hýří barvami (foto: M. Hladík).*

Vývoj technologie výroby prutů umožnil konstrukci extra jemných a dlouhých prutů a tím i vývoj takzvané „francouzské nymfy“, kdy k nahazování a vedení nymf se používá pouze velmi dlouhý ujímaný (to znamená, že se postupně ztenčuje) návazec a není potřeba muškařská šňůra. To umožňuje lov na jemné mušky a velmi těsný kontakt mezi muškami a rybářem a výrazně se zvyšuje efektivita lovu a dají se ulovit i velmi opatrné ryby.

Zvláštní metodou lovu na umělou mušku na řece je lov na „strýmr“, kdy se používají různé potápivé šňůry a loví se nejčastěji na napodobeniny rybiček, které se aktivně vedou poblíž dna, metoda je tedy vhodná pro lov pstruhů, ale i velkých tloušťů, candátů, bolenů a štik.

Na stojaté vodě je vedle správného místa k lovu nutné objevit i správnou hloubku, ve které se ryby vyskytují, ta je pro úspěch často kritickým parametrem, a proto se používá široká škála muškařských šňůr. Ve výčtu můžeme začít u plovoucí šňůry, pak následuje „Midge tip“, která má kraťouchký průhledný potápivý konec a umožňuje zanoření návazce pod hladinu, pak „Ghost tip“ která má průhledný konec dlouhý asi 2 metry. Velmi oblíbená je tzv. „Hover“, která se potopí pouze těsně pod hladinu. Pak následují různé intermediální šňůry, které se potápějí rychlostí 2–10 cm za vteřinu, a pak potápivé, které mají jádro plněné wolframovým prachem a dokáží se potápět i rychlostí 20 cm za vteřinu a lze s nimi dosáhnout i hloubek okolo 10 metrů. Při lovu ze břehu je nutné i umění dalekých hodů.

Základní a tradiční metodou muškaření na jezerech je lov z lodí driftujících ve větru (takzvaný loch-style) provozovaný zejména na Britských ostrovech, kdy se loví z volně unášené lodi, kterou ve směru udržuje takzvaný padák. Rybáři loví pouze po větru před lodí a díky pohybu lodě prochytávají velký prostor. V našich podmínkách zatím není žádný revír vhodný pro tento lov, ale snad se nějakého dočkáme.

Samostatnou kapitolou je vázání umělých mušek, kdy si rybáři sami vyrábí nástrahy pro lov z různých přírodních nebo syntetických materiálů. Známe sice některé základní populární vzory mušek, ale existují miliony variant a každý muškař má svou vlastní krabičku zaručených tutovek. Ve vázání se pořádají i závody, často jde už spíše o určitý druh umění nebo projevu estetického cítění. To dává muškaření další rozměr, žádný muškař by nechtěl na mušku, která se jemu samotnému nelíbí. Samozřejmostí se stává používání háčků bez protihrotu, které omezují poškozování ryb.

Lov z lodí je všeobecně zakázán a je možné jej využít pouze na rybářských revírech, kde je to výslovně povoleno. Zajímavou novinkou je lov z takzvaných belly-boatů. Jedná se o nafukovací zařízení, na kterém rybář sedí na úrovni hladiny a pohybuje se pomocí ploutví. Loví se z nich především na přívlač a na umělé mušky.

Lov na dírkách je velmi populární v severských zemích a spočívá v lovu ryb z ledu. Za tímto účelem je nutné vysekat nebo vyvrtat otvor a použít speciální krátký prut. Loví se především ryby aktivní v zimě, tedy síhové, štiky, okouni, pstruzi a siveni, někde i jeseteři. V rámci české legislativy je tento lov oficiálně zakázán, ale lze z tohoto zákazu udělit výjimku, čehož řada zejména soukromých vlastníků rybníků využívá a dírkování se stává populární i u nás. Lze pořádát i společné akce či závody, kdy je možný úzký kontakt mezi jednotlivými rybáři. V rámci legislativy by bylo vhodné zrušit zákaz lovu pod ledem a spíše definovat jeho pravidla.

Sportovní rybolov v rámci rybníkářství

Také v rámci rybníkářství je možné provozovat sportovní rybolov, jeho pravidla upravuje, nebo spíše neupravuje § 3 zákona, kdy v odstavci 2 je stanoveno, že lov ryb se provádí buď hromadně účinnými metodami (tedy především sítěmi) anebo na udici, a lov může provádět buď rybníkář sám anebo jím pověřené osoby. Tím veškerá zákonem daná omezení končí, rybáři lovící na těchto vodních plochách nepotřebují rybářský lístek, pravidla rybolovu určuje pouze rybníkář, tedy jsou často v porovnání s podmínkami na rybářských revírech mnohem volnější (lov ryb v noci, lov na více prutů, lov na dírkách). Toto pojetí rybolovu je již komerčním způsobem zábavy. Ceny bývají mnohem vyšší v porovnání s podmínkami v rámci ČRS a také jsou razantněji omezeny úlovky, jelikož se jedná o tržní vztah a těžko může být rybáři povoleno odnést od vody více, než zaplatí.



Obr. 7.10. Muškaření z belly-boatu na nádrži Květoňov (foto: T. Randák).

Způsoby ztraktivnění rybářských revírů

V rámci ČRS se postupně uplatňují některé možnosti, jak rybolov ztraktivnit. Začínají se objevovat rybníky, které nejsou již vedeny jako rybářské revíry, ale rybolov je provozován v rámci rybníkářství, což dává volnou ruku v nastavení pravidel rybolovu, i když stále vycházejí z pravidel, na která jsme zvyklí na rybářských revírech, a která mají své opodstatnění. Na těchto lokalitách nebo i na některých údolních nádržích je na základě výjimky v letním období umožněno lovit přes noc, takzvaný 24 hodinový rybolov. To přináší jednak úlovky trofejních ryb a také určitou možnost dobrodružství pro rybáře. Na řadě revírů je zavedeno pravidlo K70, které spočívá v povinnosti pustit všechny kapry delší než 70 cm. To má za cíl zvýšit atraktivitu revírů a dopřát úlovky trofejní ryby více rybářům.

Objevují se pstruhové revíry se zvláštním režimem vyjmuté z krajského hospodaření, kde platí pouze místní povolenka, která je několikanásobně dražší, než povolenka krajská. Podle hesla „za více peněz více muziky“ mají rybáři možnost lovit pstruhy velké velikosti pravidelně vysazované v hojném počtu, je zde intenzivnější rybářská stráž a také lepší servis, jsou zde navíc často přísnější pravidla rybolovu a omezení docházek a úlovků.

Etika sportovního rybolovu

Na závěr této kapitoly považujeme za nezbytné zdůraznit, že současný rozvoj rybářského vybavení výrazně převážil misku vah na stranu rybáře a pro ryby je velmi těžké tomuto rybářskému tlaku dlouhodobě odolávat. Bez výrazného zpřísnění pravidel rybolovu a změny etiky už tento krásný sport přestává být sportem, ale spíše soubojem technologií s přírodou. Několik gramů těžké pruty vyrobené z grafitu dohodí nástrahy sto metrů daleko a zdolají jakoukoliv rybu, pletené šňůry o průměru několik desetin milimetru se snad ani nedají přetrhnout, fluorocarbonové vlasce nejsou ve vodě vidět, některé umělé nástrahy vypadají a voní lépe než jejich přirozené vzory. GPS nás navede přesně na místo lovu a echolot nám ukáže reliéf dna i lovené ryby. Pokud by rybáři odnesli všechny ryby, které uloví, tak v rybářských revírech nebude brzy co lovit. Proto se zavádějí nejrůznější omezení metod lovu, počtu ryb, které je možné odnést, ale to vše nepomůže, pokud se nezmění myšlení rybářů a nepřestanou považovat „sportovní rybolov“ za levný způsob, jak opatřit večeři pro sebe a své známé, případně se prodejem ryb živit. Ulovení ryby je zážitkem, ale její puštění zpět ještě větším.



Obr. 7.11. Pstruh duhový je díky své bojovnosti vhodným obohacením některých revírů, ale například do revírů na území národních parků nebo chráněných krajinných oblastí je nevhodný, zde by měla být snaha o obnovu původní rybí obsádky (foto: M. Hladík).



Obr. 7.12. Pstruh obecný je již na řadě pstruhových revírů vzácností (Vltava 29; foto: M. Hladík).

REJSTŘÍK

autor



REJSTŘÍK*autor***A**

Absolutní metody 139
 Abundance 6, 42, 52, 84, 85, 96, 100, 101, 107, 137, 138, 145, 153, 188, 206, 314, 378
 Acidifikace 64, 74
 Adaptabilita násad 158
 Aerace hypolimnia 210
 Allenova křivka 98
 Anadromní druhy 21, 254, 255, 257, 282
 Antropogenní eutrofizace 208
 Antropogenní ovlivnění 58
 Antropogenní stresory 5, 63, 64, 66, 67
 Antropogenní tlaky 7, 56, 133, 134, 135, 256, 257, 258, 259, 265, 269, 273, 274, 277, 278, 280
 Antropogenní vlivy 48, 55, 135

B

Bathypelagický plůdek 147
 Belly boat 408, 409
 Bentos 38, 39, 55, 172, 346
 Bentický 79, 146, 216, 301, 302, 303, 310, 385, 389, 390
 Bentofágní ryby 211, 212, 216, 217
 Beverton-Holtova závislost (populačního doplňku) 88, 89
 Biodiverzita (synonymum: biologická rozmanitost) 13, 40, 180, 191, 192, 254, 257, 259, 261, 263, 265, 274, 275, 285, 286, 287, 304, 313, 423
 Biologická integrita 66, 67, 135
 Biogenní prvek 208
 Bioindikátor 346
 Biological Quality Element 55
 Biologické invaze (synonyma: bio-invaze, biotické) 259, 265, 431
 Biomanipulace 7, 208, 210, 211, 212, 216, 262
 Biomeliorace 7, 217
 Bioskener 120
 Bioturbace 216
 Bližší podmínky rybolovu 170, 399
 BPUE 76, 145, 153, 389
 Bypass 114, 319, 322, 330, 331

C

Centrum aktivity 6, 102, 103
 Cirkadiánní rytmus ?
 Common Implementation Strategy 55
 CPUE 145, 148, 153, 154, 377, 389
 Cyklující populace 75

Č

- Čáp 8, 142
 Červený seznam ohrožených druhů 7, 269, 284
 Český multimetrický index (CZI) 134, 135
 Český rybářský svaz 162, 185, 190, 205, 279, 283, 286, 288, 427, 431

D

- Daphnia 173, 208, 212
 Deflektor 314, 315
 DELT odlišnosti 67
 Denní stupně (°D) 194
 Destratifikace 210
 Diadromní druhy (antonymum: residentní druhy) 7, 254, 255, 257, 258, 279, 282, 431
 Diadromní ryby 35, 274
 Diurnální rytmus ?
 Doba zdržení 41, 60, 62, 113
 Domácí okrsek 6, 102, 132
 Dominance 6, 75, 77, 78, 79, 80, 109, 125, 148
 Dostupnost energie 43, 44
 Drift 113, 126, 303, 394
 Druhová diverzita 7, 122, 217, 254, 255, 259, 269
 Druhová dominance 148
 Druhové složení 65, 66, 105, 120, 148, 149, 163, 172
 Duální aktivita 106
 Důlní jezera 5, 72, 74, 75, 76, 84, 431

E

- Ecological Quality Ratio (EQR) 55, 66, 69, 134, 135
 Echointegrace I 141
 Echolot 409
 Eliminace biomasy 95, 96
 Ekologická kvalita 5, 55, 63, 64, 65, 66, 67, 69, 133, 135, 149, 174
 Ekologická valence 47, 72
 Ekologický potenciál 63, 64, 65, 66, 67, 69, 70, 77, 81, 149, 216, 219
 Ekologický stav 6, 55, 56, 63, 67, 69, 73, 133, 134, 135, 136, 137, 139, 166, 169, 259, 277, 284, 429
 Ekosystém břehový 60
 Ekosystém litorálního typu 60
 Ekosystém pelagického typu 60, 65
 Epipelagický plůdek 147
 Eroze 65, 218, 299, 307, 310
 Eupotamon 40
 European Fish Index (EFI) 133, 137
 Eurypotní skupina 47
 Eutrofie 72
 Eutrofní 63, 72, 73, 141, 208, 210, 324
 Exponenciální růst 92

F

Familiarita (známost) 157, 159
 Feeder 250, 402
 Fragmentace 38, 48, 256, 257, 258, 259, 274, 282, 305, 431
 Fytofilní druh 149, 218
 Fytoplankton 39, 41, 55, 60, 208, 210, 211, 217, 358

G

Generační ryby 183, 190, 193, 195, 196, 200, 201, 202, 224, 225, 227, 229, 230, 231, 232, 233, 235, 236, 239, 241, 242, 243, 244, 245, 246
 Gonadosomatický index 86, 88, 89
 Graham-Schaeferův model 96
 Guidance documents 55, 57

H

Habitat 51, 52, 53, 65, 75, 107, 108, 109, 124, 125, 126, 132, 133, 134, 137, 138, 140, 146, 147, 148, 149, 155, 220, 222, 257, 275, 277, 285, 287, 309, 310, 313, 318, 372, 389, 391
 Havarijní znečištění 8, 357, 358
 Hodnocení ekologického stavu 6, 63, 67, 69, 133, 134, 137, 277
 Horní míra kapra (tzv. K70) 173
 Hospodář 13, 27, 84, 158, 161, 162, 163, 166, 171, 173, 222, 358, 430
 Hybridní diploidně polyploidní komplexy 256, 272
 Hydrická revitalizace 74
 Hydrodynamická kaviace 318
 Hygienický limit 347, 348, 349, 351, 352
 Hypertrofie 72
 Hypolimnion 148

CH

Chlorofyl 67
 Chráněná rybí oblast 161
 Chov generačních ryb 195, 199

I

Implementace 54, 55, 57, 60, 70, 275
 Index biologické integrity 66, 67, 135
 Index biotické integrity (IBI) 133, 138, 149
 Index diverzity 148
 Index lovitelné části populace 151
 Index rybí obsádky 67
 Index vyrovnanosti (equitability) 148
 Indikátor společenstva ryb 66, 67
 Indikátorové druhy ryb 346
 Interkalibrace 55, 56, 63, 135
 Introdukce 5, 18, 19, 26, 27, 64, 77, 83, 165, 166, 256, 259, 260, 261, 262, 263, 264, 265, 266, 267, 268, 274, 278, 282, 283, 284
 Introdukční vektory 259, 261, 262, 263, 264, 265, 278
 Invazní druhy 84, 254, 256, 260, 262, 265, 266
 Iteroparita 87

J

Jez 27, 36, 37, 38, 39, 41, 48, 113, 119, 167, 256, 257, 258, 282, 299, 304, 305, 306, 309, 315, 316, 319, 320, 323, 370, 403
 Jezero 26, 29, 40, 41, 55, 59, 60, 63, 65, 66, 67, 69, 70, 72, 73, 74, 75, 76, 77, 78, 79, 80, 81, 82, 83, 84, 102, 139, 140, 145, 146, 148, 149, 153, 154, 177, 208, 210, 212, 216, 217, 219, 254, 294, 306, 336, 340, 372, 378, 379, 388, 394, 406, 408
 Jezová zdrž 60, 304, 305, 318

K

K70 173, 409
 Kanibalismus 93, 104
 Kaprovité rybí společenstvo ?
 Katadromní druhy 257, 279
 Kohorta 88, 93
 Kolísání vodní hladiny 60, 62, 176
 Kompetitivní vyloučení ?
 Koncentrace živin (úživnost, trofie) – oligo-, mezo-, eu- 63
 Kondice 86, 87, 88, 113, 122, 133, 151, 152, 172, 302, 336
 Konstance 148
 Kontaminace vodních ekosystémů 346, 348
 Kontaminant 67, 262, 263, 265, 267, 346, 347, 348, 349, 351, 354, 434
 Kormorán 8, 26, 162, 176, 180, 188, 205, 278, 306, 332, 333, 334, 335, 336, 337, 338, 342, 343
 Kritická perioda 104
 Kvalitativní členění nádrží dle rybích obsádek ?
 Kvantitativní členění nádrží dle rybích obsádek ?
 Kyslíkový deficit 41, 73, 188, 306, 357

L

Latentní produktivita 96, 97
 Ledňáček 8, 341
 Leslieho matice 93
 Limnofilní druh 39, 40, 41, 46, 77, 78
 Limnofilní skupina 46
 Litorál 60, 61, 62, 63, 69, 146, 147, 149, 166, 176, 177, 217, 218, 301, 302
 Logistický růst 92, 97
 Lov čeremem 29
 Lov na plavanou 400, 402
 Lov na položenou 400, 401, 402
 Lovná délka (míra) 29, 91, 97, 98, 151, 173, 174, 189, 192, 217, 349, 399

M

Malá vodní elektrárna 187, 329
 Maximální udržitelný výnos 96, 97, 98
 Metalimnion 148
 Migrace 6, 21, 24, 26, 27, 35, 36, 38, 41, 44, 62, 84, 105, 110, 111, 112, 113, 114, 117, 118, 120, 121, 122, 125, 127, 131, 147, 167, 185, 187, 191, 193, 206, 224, 241, 257, 259, 274, 278, 279, 280, 281, 282, 288, 289, 302, 313, 315, 318, 319, 320, 324, 328, 330, 335, 346, 347, 423, 427, 428, 429, 430, 431

Migrace diadromní 112, 122
 Mimopstruhový rybářský revír 7, 161, 172, 173, 263, 399, 423
 Mezotrofie 63
 Mezotrofní 60, 72, 79, 208
 Moluskofágní ryby 218
 Monitorování 70, 82, 139, 153, 154, 210, 219, 378, 389, 394
 Moravský rybářský svaz 29, 160, 162, 268, 279
 Mortalita (viz úmrtnost) 90, 91, 92, 95, 97, 100, 131, 156, 157, 163, 177, 183, 192, 198, 199, 203, 204, 206, 212, 235, 248, 258, 278, 279, 280, 281, 306, 329

N

Násada ryb 163
 Neprůtočné nádrže 62
 Nepůvodní druhy ryb 165, 190, 217, 218, 224, 263, 264, 265, 285
 Norek 8, 204, 332, 341, 342

O

Období hájení ?
 Odběr vody 62, 186, 187, 188, 257, 258, 300, 301, 302, 314, 318, 319, 320, 322, 324, 327, 328, 358, 359
 Odlov ryb elektrickým agregátem 8, 131, 132, 170, 283, 365, 370, 372, 373, 377
 Okounová fáze 75, 76, 79, 80
 Oligotrofie 72, 73
 Oligotrofizace 65, 73, 74, 82
 Oligotrofní 60, 63, 72, 73, 75, 77, 78, 104, 166, 208

P

Paleopotamon 40
 Parapotamon 40, 41
 Pelagiál 60, 146, 147, 166
 Perloočky 208, 217
 Ping 140, 141, 144
 Piscicidy 24, 211
 Plankton 147, 148, 172, 183, 194, 199, 200, 233, 244, 247, 347, 357, 358
 Planktonní 35, 39, 41, 79, 99, 172, 208, 209, 210, 216, 217, 304, 358, 385
 Planktonofágní ryby 211, 212, 217
 Plodnost 6, 19, 86, 87, 88, 90, 93, 104, 139, 177, 198, 203, 224, 225, 227, 228, 229, 230, 231, 232, 233, 235, 236, 239, 241, 242, 243, 244, 245, 246, 247
 Plůdek 65, 88, 90, 147, 162, 163, 176, 177, 182, 183, 194, 199, 200, 212, 218, 221, 223, 224, 225, 226, 227, 228, 229, 230, 231, 232, 233, 235, 236, 237, 238, 239, 241, 242, 243, 244, 245, 246, 282, 310, 318, 324, 340, 341, 347, 376, 377, 406
 Plůdek, 0+ ryby, tohoročci 84
 Poloprůtočné nádrže 62
 Polycyklické druhy (antonymum: monocyklické druhy) 254, 282
 Populace 6, 7, 8, 13, 26, 27, 43, 44, 56, 60, 65, 67, 74, 75, 76, 77, 84, 85, 86, 88, 90, 91, 92, 93, 94, 95, 96, 97, 98, 99, 100, 101, 102, 104, 105, 110, 111, 112, 113, 120, 131, 132, 134, 137, 139, 148, 149, 150, 151, 152, 156, 157, 158, 163, 165, 166, 170, 173, 174, 175, 177, 180, 182, 184, 185, 186, 187, 188, 189, 190, 191, 192, 193, 196, 198, 199, 203, 208, 212, 217, 221, 222, 224, 257, 259, 263, 266, 267, 268, 269, 273, 274, 275, 276, 278, 279, 281, 282, 283, 284, 289, 304, 314, 332, 335, 337, 338, 341, 370, 334, 423, 430

Populační doplněk 88, 89, 152
 Populační dynamika 6, 84, 88, 92, 93, 99, 131, 158, 428
 Potravní řetězec 60, 99, 113, 208, 209, 264, 345, 346, 348, 349, 354
 Povolenka k lovu 166, 399
 Predace 60, 79, 93, 177, 191, 259, 265, 268, 336, 338, 340, 341, 342
 Predátoři rybožraví 8, 188, 332
 Primární produkce 39, 44, 148, 208
 Produkce biomasy 96, 97
 Profundál 146, 147
 Proportional stock density 151
 Protierozní ochrana 210
 Průtok minimální 8, 36, 111, 187, 221, 259, 303, 304, 306, 309, 313, 314, 320
 Průtočné nádrže 62, 194, 195, 226, 229, 232, 233, 236, 237, 239, 241, 242, 244, 246
 Průtočnost 62
 Přezívání 6, 41, 76, 84, 88, 90, 93, 94, 95, 96, 104, 139, 167, 174, 217
 Přirozená reprodukce 56, 122, 134, 157, 158, 172, 174, 177, 180, 190, 191, 192, 193, 203, 221, 222, 273, 427
 Přírodní stojaté vody 58
 Psamnofilní druh ?
 Pstruhové rybí společenstvo 212
 Pstruhový rybářský revír 7, 172, 180, 190, 191, 192, 423
 Pulz 327, 367
 Původní druhy ryb 7, 113, 158, 165, 174, 180, 190, 191, 192, 217, 218, 224, 254, 260, 265, 275

R

Racek 335, 342
 Rámcová směrnice o vodách 5, 6, 54, 55, 56, 58, 65, 70, 133, 156, 169, 171, 259, 273, 277, 281, 284, 429, 432
 Rámcová směrnice vodní politiky EU 42, 77, 81
 Referenční podmínky 55, 63, 67
 Referenční stav rybí obsádky ?
 Refugium 310
 Regulace toků 39, 256, 282, 299, 304, 308, 312, 332
 Regulace toků podélné 308, 309
 Reintrodukce 282, 283, 284
 Reofilní druh 38, 39, 46, 122, 134, 135, 158, 177, 256, 257, 316, 327
 Referenční 55, 63, 65, 66, 67, 70, 74, 77, 81, 133, 134, 135, 219, 349, 351
 Relativní 6, 60, 75, 96, 131, 132, 134, 135, 139, 145, 149, 152, 153, 198, 203, 224, 225, 227, 228, 229, 230, 231, 232, 233, 235, 236, 239, 241, 242, 243, 244, 245, 246, 247, 269, 294, 389, 393
 Relativní abundance nebo biomasa 6, 96, 145, 153, 389
 Relativní metody 145
 Reofilní skupina 46, 48
 Reoligotrofizace ?
 Repatriace 283, 286
 Reprodukční a ekologické skupiny 45, 48, 67, 132
 Retence živin 63
 Retenční schopnost 65
 Retenční účinnost 210
 Revitalizace toků 56, 65, 167, 210, 315, 430

- Režim hydrologický 8, 221, 258, 259, 299, 300, 306, 314
 nulový ?
 odnosový 306
 odtokový 299
 průtokový 122, 302, 303
 teplotní 73, 306
- Rickerova závislost (populačního doplňku) 88, 89
- River Continuum Concept 44, 45, 52, 109, 313
- Roháč 342
- Rotenon 24, 211
- Rybářská stráž 160, 161, 171, 399, 401, 409
- Rybářské využití 56
- Rybářský lístek 399, 408
- Rybářský revír 6, 8, 13, 29, 160, 161, 162, 164, 165, 166, 167, 169, 170, 171, 173, 176, 180, 189, 221, 222, 223, 228, 247, 252, 332, 342, 349, 350, 352, 353, 354, 365, 399, 408, 409, 423, 430
- Rybí násady 163, 166, 172, 190, 212, 222, 223, 246, 365
- Rybí pásma 35, 38, 45
- Rybí obtok (bypass) 320
- Rybí přechody 6, 56, 110, 113, 114, 115, 116, 120, 121, 122, 125, 126, 127, 167, 258, 288, 302, 305, 315, 319, 399
- Rybí zábrana 8, 319, 320

Ř

- Řád toku 36, 43, 44, 45, 46, 47, 48, 55
- Říční kontinuum ?

S

- Sediment 39, 64, 73, 104, 199, 210, 216, 219, 256, 259, 299, 305, 306, 307, 346, 358, 361
- Semelparita 87
- Síla ozvu 141
- Síla ročníku 79, 88, 91, 93, 94, 132
- Silně ovlivněný vodní útvar 56
- Sinice 61, 67, 99, 208, 210, 216, 309, 310
- Skluz 114, 315, 316, 339
- Skočná vrstva 73, 148
- Skoková rychlost 113
- Složení společenstva 43, 45, 63, 120, 139, 149, 158, 208
- Sonar 140, 143, 144, 155, 394
- Specifikované užívání 63
- Standardizovaný odlov ryb 69
- Stratifikace 60, 62, 148
- Submerzní makrofyta 216
- Sukcese 5, 63, 72, 73, 74, 78, 149, 431

Š

- Špičkování 306, 307, 308, 314, 318

T

Technologický odběr vody 320, 322, 328
Telemetrie 8, 120, 121, 132, 294
Tenata 22, 27, 69, 145, 148, 151, 153, 372, 389, 390, 393
Teorie ostrovů 43, 44
Teritorium 6, 102, 103, 105, 157, 187, 191, 338, 339, 341
Toxické kovy 8, 345, 347, 348, 349
Trofické poměry (eutrofie, eutrofizace, oligotrofie, reoligotrofizace) 153
Třpytka 402
Turbínová mortalita 258, 278, 279
Typologie 5, 43, 44, 45, 55, 58, 60, 70, 75, 134, 146, 148
Typologie jezer dle rybích obsádek 75, 148
Typologie společenstev ryb 5, 44, 45

U

Údolní nádrž 5, 21, 38, 41, 58, 59, 61, 62, 72, 77, 78, 81, 84, 148, 152, 211, 354, 372, 430
Úlovkové statistiky 145
Úlovky 24, 84, 85, 98, 151, 156, 166, 167, 168, 169, 173, 174, 175, 176, 177, 178, 182, 184, 185, 190, 263, 390, 402, 408, 409
Umělá muška 399, 400, 406, 408, 430, 433
Umělé stojaté vody 58, 66
Umělý výtěr 22, 156, 182, 183, 184, 189, 196, 198, 199, 201, 202, 203, 205, 206, 221, 224, 225, 226, 227, 228, 229, 230, 231, 232, 233, 235, 236, 239, 241, 242, 243, 244, 245, 246, 247, 249, 250, 251, 268, 283, 356
Úmrtnost 6, 84, 85, 87, 91, 90, 92, 93, 94, 95, 167, 174, 175, 178, 212, 318
Uživatel rybářského revíru 161, 162, 169, 365, 399

V

Velikostní struktura 84, 85, 97, 172, 173, 191
Věková struktura 65, 67, 84, 85, 93, 163
Věkové složení 6, 65, 85, 132, 139, 150, 151, 152
Vodní útvar 13, 41, 55, 56, 59, 60, 63, 64, 65, 66, 70, 77, 133, 139, 145, 146, 147, 161, 174, 391
Volavka 188, 335, 342
Von Bertalanffyho růstová křivka 86
Vydra 8, 26, 36, 111, 162, 188, 204, 205, 206, 281, 338, 339, 340, 341, 342, 343, 339, 340
Výhon 314
Výlovová křivka 90, 91
Vyváženost společenstev 149
Vzorkování juvenilních společenstev ryb 134

Z

Zákal 39, 60, 111, 209, 324, 337, 357
Zákon o rybářství 160, 166, 171, 274, 275, 365, 378, 399
Záplavové území 308, 315
Zarybňovací plán 65, 162, 167, 180, 184, 191, 222
Zonace společenstev ryb 45
Zooplankton 41, 60, 147, 172, 173, 183, 208, 209, 210, 211, 212, 216, 217, 219, 220, 228, 231, 243

PODĚKOVÁNÍ A ABSTRAKT

9

PODĚKOVÁNÍ

Autoři upřímně děkují Martinovi Kocourovi, Antonínovi Koubovi, Jiřímu Vostradovskému, Pavle Wildové, lektorům Lubomírovi Hanelovi a Josefovi Matěnovi za podnětné připomínky v průběhu opo-
nentury publikace, Pavlíně Novákové a Zuzaně Dvořákové za pečlivou revizi rukopisu a pomoc při
jeho kompletaci. Velmi děkujeme také Kateřině Němečkové za překlad rukopisu do anglického jazyka
a Willemovi Westrovi za korektury anglické verze.

ABSTRAKT

Publikace je zaměřena na charakteristiku volných vod a popis způsobů jejich rybářského obhospo-
dařování a využívání. Hlavní pozornost je soustředěna na problematiku hospodaření na rybářských re-
vírech včetně legislativního rámce. V knize jsou popsány moderní postupy rybářského managementu
na pstruhových a mimopstruhových revírech, možnosti rybářského využívání údolních nádrží, dále ka-
pitoly zaměřené na problematiku působení rybích predátorů ve volných vodách, znečištění vod a jeho
vlivu na ryby včetně havarijních úhynů. Jsou popsány hlavní příčiny poškození vodních ekosystémů
a potenciální možnosti jejich nápravy. Pozornost je věnována i problematice týkající se realizace hospo-
dářských a monitorovacích odlovů, chovu a vysazování násad do rybářských revírů, migracím ryb včet-
ně charakteristiky rybích přechodů a migračních zábran, ochraně biodiverzity ichtyofauny ČR a spor-
tovnímu rybolovu.

Klíčová slova: ekologie ryb, ochrana ryb, populace ryb, rybářské hospodaření, rybářské revíry, volné
vody

ABSTRACT

The publication concentrates on the characteristics of open water and describes the ways in which it
can be maintained and used for fishing. Attention is focused mainly on the issue of maintaining fishing
grounds including the legislative framework. Modern procedures of fishing management in trout and
non-trout grounds are described in the book, as well as possibilities of using valley reservoirs for fishing.
Other chapters discuss the questions of fish predators in open water and water pollution and its influ-
ence on fish including accidental deaths. The main causes of the damage of aquatic ecosystems and
potential ways for them to be repaired are described. Attention is also given to the issue of reduction
fishing for maintenance and monitoring purposes, fish farming and the introduction of fry into fishing
grounds, the migration of fish including the characteristics of fish ladders and barriers to migration, the
protection of the biodiversity of fish fauna in the Czech Republic and recreational fishing.

Keywords: fish ecology, fish protection, fish populations, fishery management, fishing grounds,
open waters

O AUTORECH

10

O AUTORECH



Doc. Ing. Tomáš Randák, Ph.D. (*1975) absolvoval gymnázium v Prachaticích. Poté vystudoval všeobecně zemědělský obor se specializací Rybářství na Zemědělské fakultě Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích (ZF JU). V roce 1998 nastoupil do Výzkumného ústavu rybářského a hydrobiologického ve Vodňanech (VÚRH). V letech 2000–2006 absolvoval distanční doktorské studium na ZF JU v oboru Aplikovaná a krajinná ekologie. V roce 2011 se úspěšně habilitoval na Fakultě rybářství a ochrany vod (FROV JU) a získal titul docent v oboru Rybářství. V letech 2002–2008 vedl Oddělení vodní toxikologie a nemocí ryb, od roku 2009 je akademickým pracovníkem FROV JU, vedoucím Laboratoře environmentální chemie a biochemie a zástupcem ředitele VÚRH. Absolvoval odborné stáže v Dánsku, ve Švédsku a v Číně. Svou výzkumnou činnost orientuje především na výskyt cizorodých látek ve vodních ekosystémech a na studium jejich vlivu na exponované organismy. Zároveň se zabývá problematikou rybářského hospodaření na volných vodách, speciálně na vodách pstruhových. K jeho pedagogickým aktivitám patří výuka předmětu Rybářství volných vod na bakalářském stupni studia na FROV JU. Zároveň vede bakalářské, magisterské i doktorské práce. Je členem vědecké rady FROV JU, autorem nebo spoluautorem více než 70 odborných recenzovaných článků publikovaných v mezinárodních časopisech a mnoha dalších odborných článků, studií, metodik, technologií a kapitol v odborných knihách. Jeho největším koníčkem je sportovní rybaření.



Mgr. Ondřej Slavík, Ph.D. (*1965) vystudoval gymnázium Přípotoční v Praze. V roce 1991 absolvoval obor Speciální biologie a ekologie na Přírodovědecké fakultě Univerzity Karlovy v Praze, kde v roce 1999 získal titul doktor v oboru Zoologie. V letech 1991–1992 pracoval ve Výzkumném ústavu rybářském a hydrobiologickém ve Vodňanech. V letech 1992–2012 byl zaměstnancem Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka v Praze, kde od roku 2007 vedl odbor Aplikované ekologie. Od roku 2007 přednáší metodologii výzkumu ekologie ryb na Ústavu pro životní prostředí Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy v Praze, kde také vede bakalářské, magisterské a disertační práce. Od roku 2013 je pracovníkem Katedry zoologie a rybářství České zemědělské univerzity v Praze. Absolvoval odborné stáže v Norsku, Velké Británii a USA, kde se soustředil na problematiku migrací ryb, návrhů rybích přechodů a stanovení ekolo-

gicky přijatelných průtoků. Podílel se na přípravě koncepce Ministerstva životního prostředí ČR pro obnovu volných migrací ryb a odstraňování migračních překážek v říční síti. Byl členem týmu pro zpracování metodických postupů hodnocení biologických složek v souladu se Směrnicí 2000/60/ES, o vodní politice; výsledné hodnocení biologické složky ryby je založeno na sledování úspěšnosti přirozené reprodukce ryb a navržená metoda byla úspěšně obhájena v rámci mezinárodního procesu porovnávání mezi členskými státy EU. Ve své výzkumné činnosti se kromě migrací ryb a jejich chování během diurnálních a sezónních cyklů specializuje na etologii ryb, především sumce velkého. Je členem České zoologické společnosti, Mezinárodní komise na ochranu Labe, American Fisheries Society, Fisheries Society of British Isles, předsedou Hospodářského odboru Republikové rady Českého rybářského svazu a zástupcem hospodáře Územního svazu města Prahy ČRS. Je autorem nebo spoluautorem více než 40 odborných recenzovaných článků publikovaných v mezinárodních časopisech a mnoha dalších odborných článků, studií, metodik a kapitol v odborných knihách.



Prof. RNDr. Jan Kubečka, CSc. (*1961) vystudoval obor Systematická zoologie a ekologie na Přírodovědecké fakultě Karlovy Univerzity v Praze. V roce 1984 nastoupil na hydrobiologické pracoviště Ústavu Krajinné Ekologie ČSAV v Českých Budějovicích. V letech 1985–1989 absolvoval na zmíněném pracovišti vědeckou aspiranturu v oboru Hydrobiologie. V letech 1991–1995 pracoval na Royal Holloway College, University of London, se zaměřením na sonarové metody studia ryb a nádrže v okolí Londýna. V roce 2002 se habilitoval na Biologické fakultě JU a získal titul docent v oboru Hydrobiologie. V roce 2011 absolvoval profesorské řízení na Fakultě rybářství a ochrany vod (FROV JU). V letech 1998–2012 vedl vědecké oddělení studující planctonní a rybí společenstva na Hydrobiologickém ústavu BC AV ČR v Českých Budějovicích a od roku 2012 působí jako ředitel tohoto

ústavu. Absolvoval odborné stáže a projekty ve Velké Británii, Holandsku, Německu, Norsku, Rakousku, USA a řadě dalších zemí. V rámci své výzkumné činnosti se věnuje především základnímu výzkumu fungování rybích obsádek údolních nádrží a jezer, reprodukci, potravním vztahům, prostorové distribuci, migracím a chování ryb, sonarové technice a hydroakustice, sukcesi, managementu a populační dynamice rybích obsádek a teorii účinnosti lovných prostředků. K jeho pedagogickým aktivitám patří výuka předmětu Ekologie vodních obratlovců na Přírodovědecké fakultě Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. Zároveň vede bakalářské, magisterské i doktorské práce. Je členem řady oborových rad, autorem nebo spoluautorem více než 100 odborných recenzovaných článků publikovaných v mezinárodních časopisech a mnoha dalších odborných článků, studií, metodik a kapitol v odborných knihách.



Doc. RNDr. Zdeněk Adámek, CSc. (*1949) vystudoval obor odborná biologie se specializací na hydrobiologii na Přírodovědecké fakultě University J. E. Purkyně (později Masarykovy univerzity – MU) v Brně. Po ročním zaměstnání jako hydrobiolog na VÚ vodohospodářském v Brně nastoupil na studijní pobyt, později interní aspiranturu, na Vysoké škole zemědělské (dnešní Mendelově univerzitě) v Brně. Od roku 1980 zde pracoval jako odborný asistent a od roku 1990 na pozici docenta. V roce 1991 nastoupil do Výzkumného ústavu rybářského a hydrobiologického ve Vodňanech (VÚRH), kde pracuje dodnes, od roku 2009 jako akademický pracovník FROV JU. Od roku 2005 je rovněž pracovníkem Oddělení ekologie ryb Ústavu biologie obratlovců AV ČR v Brně. Kromě domácích výzkumných aktivit byl a je řešitelem rovněž řady evropských projektů Rámcového programu, dlouho-

doběji pracoval také na projektech v Austrálii (OECD), Francii (PEARL) a Velké Británii (EA). Výzkumnou činnost orientuje především na interakce mezi rybami a kvalitou prostředí jak z hlediska produkčního, tak managementu volných vod. Je školitelem doktorandů na FROV JU, Zemědělské fakultě JU a na Přírodovědecké fakultě MU a autorem nebo spoluautorem více než 60 odborných recenzovaných článků publikovaných v zahraničních časopisech ohodnocených IF, a mnoha skript, metodik, knih a učebnic. Jeho největším koníčkem je rekreační (sportovní?) rybolov.



Ing. Pavel Horký, Ph.D. (*1981) absolvoval Gymnázium v Příbrami. Následně získal vysokoškolské vzdělání v magisterském studijním programu na Fakultě agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů České zemědělské univerzity v Praze, které zakončil v roce 2004 obhájáním diplomové práce na téma „Velikostní a druhová selektivita rybích přechodů během reprodukčních migrací kaprovitých ryb.“ Tamtéž pokračoval v doktorském studiu, které zakončil v roce 2008 obhájáním disertační práce na téma „Sezonní a diurnální variabilita chování vybraných druhů ryb v říčním prostředí“. V letech 2003–2012 byl zaměstnaný ve Výzkumném ústavu vodohospodářském T. G. Masaryka, kde v období 2007–2012 vedl Oddělení ekologie vodních organismů. V současnosti je akademickým pracovníkem České zemědělské univerzity v Praze na Katedře zoologie a rybářství (Fakulta agrobiologie,

potravinových a přírodních zdrojů). V rámci své výzkumné činnosti se specializuje zejména na chování, migrace a ekologii ryb v tekoucích vodách. Zároveň se věnuje otázkám vlivu antropogenních faktorů na společenstva ryb (příčné překážky, kanalizace toku apod.) a jejich minimalizaci vhodnými nápravnými opatřeními (např. rybími přechody). V této souvislosti se zabývá i hodnocením ekologického stavu toků na základě společenstev ryb dle požadavků Rámcové směrnice o vodní politice (2000/60/ES) a související problematice. Je autorem nebo spoluautorem více než 20 odborných recenzovaných článků publikovaných v zahraničních časopisech ohodnocených IF a dalších odborných článků, studií, metodik a kapitol v odborných knihách.



Ing. Jan Turek, Ph.D. (*1979) po maturitě na gymnáziu v Podbořanech a absolvování Střední rybářské školy a Vyšší odborné školy vodního hospodářství a ekologie ve Vodňanech (VOŠ VHE) vystudoval v letech 2001–2006 obor Rybářství na Zemědělské fakultě Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích (ZF JU). Poté nastoupil do doktorského studijního programu Výzkumného ústavu rybářského a hydrobiologického ve Vodňanech (VÚRH), kde se zabýval problematikou rybářského hospodaření na pstruhových vodách. Této problematice se věnuje i po dokončení (2010) doktorského studia, dále jako akademický pracovník v Laboratoři environmentální chemie a biochemie. Podílí se také na projektech laboratoře zaměřených na kontaminaci volných vod cizorodými látkami a živočichů v nich žijících. Podílí se na výuce předmětu Rybářství volných vod na bakalářském stupni studia na FROV JU.

Je vedoucím několika bakalářských prací. Jako první autor či spoluautor publikuje v recenzovaných zahraničních časopisech a je spoluautorem několika metodik a technologií, zaměřených na management pstruhových vod a chov lososovitých ryb. Jeho koníčkem je rybolov ve sladkých i slaných vodách i následné kulinární zpracování případných úlovků.



Ing. Jiří Vostradovský, CSc. (*1933) absolvent gymnázia v Praze. Vystudoval specializované studium rybářství a hydrobiologie na Mendelově zemědělské univerzitě v Brně, kde byl po dobu studia pomocnou vědeckou silou na Katedře rybářství. Doktorandské studium absolvoval v Hydrobiologickém ústavu ČAV a Karlově univerzitě v Praze v oboru Aplikovaná hydrobiologie a rybářství na údolních nádržích. Od roku 1957 až do emeritního odchodu pracoval jako vedoucí externích pracovišť (Lipno, Praha, Libčice) ve VÚRH JU Vodňany se zaměřením na volné vody, zvláště údolní nádrže. Později ještě 2 roky působil ve Výzkumném ústavu vodohospodářském TGM v Praze (člen MKOL, výzkum labských ryb, průchodnost původních rybích přechodů). Odborné, časově delší stáže absolvoval v Národním muzeu v Paříži,

kde spolupracoval na počítačovém klíči francouzských říčních ryb, v Kubánské akademii věd v Havaně (ryby v kubánských nádržích). Pět roků byl lektorem na rybářských kurzech v Twoo Lakes (Anglie). Jako rybářský biolog pracoval 2 roky pro FAO (Řím) v Africe na Cahora Bassa reservoir (Zambezi) na rybářském využití nádrže zvláště druhu *Limnothrissa miodon*. V roce 1990 byl jmenován v International Foundation for Science (IFS) ve Stockholmu do funkce Senior advisor k udělování grantů pro mladé vědecké pracovníky z rozvojových zemí. Dlouhodobě je předsedou redakční rady časopisu Rybářství a působil v ústředních hospodářských funkcích v Českém rybářském svazu. Je autorem a spoluautorem 10 knih (některé až v 7 jazykových mutacích) a 250 odborných a populárních příspěvků. Koníčkem jsou chov ryb a fotografování a sběr známek s rybími motivy.



RNDr. Milan Hladík, PhD. (*1972) pochází z Českého Krumlova, od roku 2001 bydlí v Českých Budějovicích. Je absolventem Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy v Praze, oboru Hydrobiologie. Diplomovou práci s názvem „Analýza vývoje rybí populace na vodárenské nádrži Římov“ vypracoval pod vedením doc. Jana Kubečky, CSc. na Hydrobiologickém ústavu AV ČR v Českých Budějovicích. Po obhajobě DP v roce 1999 nastoupil na postgraduální studium na Jihočeskou univerzitu v Českých Budějovicích a zároveň se stal zaměstnancem Hydrobiologického ústavu AV ČR. Po obhajobě doktorské práce s názvem „Importance of the tributary zone for development of fish population in a reservoir“ v roce 2004 nastoupil do Útvaru plánování v oblasti vod na Povodí Vltavy, státní podnik, kde se podílel na přípravě prvních plánů oblastí povodí a systému monitoringu povrchových

vod. Od roku 2008 pracuje ve firmě Vodohospodářský rozvoj a výstavba, a.s., kde se zaměřuje na problematiku ochrany přírody, plánování v oblasti vod, monitoringu, revitalizace vodních toků, migrace ryb, rybích přechodů apod. Od roku 2001 působí ve funkci hospodáře rybářských revírů v užívání Jihočeského územního svazu ČRS a dále v hospodářském odboru Rady ČRS. Je autorem nebo spoluautorem více než desítky vědeckých publikací a několika stovek popularizačních článků s tematikou sportovního rybolovu, muškaření a života kolem vody. Je organizátorem odborných seminářů nebo konferencí (například Sázavský seminář – komplexní řešení problematiky výstavby rybích přechodů 2009–2011 a Odborný seminář konaný při příležitosti 50 let sportovního rybolovu na Lipně v květnu 2008 ve Frymburku) a dále rybářských závodů (nejvýznamnějším bylo Mistrovství Evropy v lovu ryb na umělému mušku, Rožmberk nad Vltavou, 2011).



RNDr. Jiří Peterka, Ph.D. (*1975) absolvoval gymnázium v Českých Budějovicích. Poté vystudoval obor Zoologie na Biologické (dnes Přírodovědecké) fakultě Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích (PřF JU) a ve stejném oboru pokračoval i v doktorském studiu. Během magisterského stupně studia začal pracovat jako vědecký asistent v Hydrobiologickém ústavu Biologického centra Akademie věd ČR, v.v.i., kde od roku 2012 vede Oddělení ekologie ryb a zooplanktonu a je členem vědecké rady ústavu. V rámci své výzkumné činnosti se věnuje především sledování sukcese rybních společenstev důlních jezer a výzkumu v oblasti vnitro- a mezidruhové potravní kompetice a obecné potravní strategie plůdku ryb, zejména zástupců dvou našich nejvýznamnějších čeledí – ryb kaprovitých a okounovitých. Na PřF JU vyučuje Biologii mořských organismů a Terénní kurz biologie mořských organismů. Zároveň vede bakalářské, magisterské i doktorské práce. Je autorem nebo spoluautorem více než 30 odborných recenzovaných článků publikovaných v zahraničních časopisech a dalších odborných článků, studií a kapitol v odborných knihách. Ve volném čase se věnuje zejména potápění a fotografování pod vodou.



Ing. Jiří Musil, Ph.D. se narodil dne 24. května 1979 v Táboře, kde byl již od roku 1986 členem místní organizace Českého rybářského svazu. Absolvoval všeobecné gymnázium v Milevsku (1993–1997) a následně vystudoval specializaci Rybářství na Zemědělské fakultě (ZF) Jihočeské Univerzity v Českých Budějovicích (1997–2002). V roce 2001, během řešení své diplomové práce, nastoupil do Výzkumného ústavu rybářského a hydrobiologického ve Vodňanech (VÚRH), kde působil až do roku 2008, kdy odešel do Prahy. Na VÚRH se zabýval především nepůvodními druhy, potravní biologii, ochranným managementem a rybníční akvakulturou. V letech 2002–2007 absolvoval distanční doktorské studium na ZF JU (obor Rybářství) a na Vídeňské univerzitě, Institute of Ecology and Conservation Biology (2003–2005). Od roku 2009 pracuje jako vědecký pracovník ve Výzkumném ústavu vodohospodářském

T. G. Masaryka, v.v.i. v Praze, na oddělení Ekologie vodních organismů. Od roku 2013 je členem Katedry zoologie a Rybářství na fakultě agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, České zemědělské univerzity v Praze. J. Musil spolupracuje nebo je členem národních a mezinárodních komisí (MŽP ČR, MZe ČR, OP Rybářství, EU D.G. Fisheries, FAO), vědeckých organizací (Česká zoologická společnost, American Fisheries Society aj.) a je oponentem zahraničních odborných periodik v oblasti rybářství. Absolvoval odborné stáže v Rakousku, Španělsku, Japonsku, Anglii a Spojených státech amerických. V rámci svých výzkumných aktivit se zabývá zejména problematikou nepůvodních druhů a s nimi spojené biologické invaze ve vodním prostředí, ostatními civilizačními faktory působícími na vodní ekosystémy (fragmentace, klimatické změny, rybářský management, ekologický stav), ekologií a etologií ryb (potravní biologie, migrace ryb, morfologie aj.), rybářským a ochranným management (zaměřeným především na diadromní druhy ryb). Je autorem nebo spoluautorem více než 50 odborných publikací, aktivně spolupracuje s řadou mezinárodních institucí a univerzit. Jeho největšími koníčky jsou jeho práce, potápění (vhodná metoda studia vodních ekosystémů) a myslivost (kontrola nepůvodních druhů).



RNDr. Marie Prchalová, Ph.D. (*1979) vystudovala po Střední zemědělské škole v Poděbradech Biologickou fakultu Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. Diplomovou práci vypracovávala pod vedením odborníků z Hydrobiologického ústavu Biologického centra Akademie věd ČR, kde byla během studií zaměstnána také jako studentská pracovní síla a později zde nastoupila jako postdoktorand (2008). V současnosti pracuje na pozici vědecký pracovník tamtéž, konkrétně na Oddělení ekologie ryb a zooplanktonu v pracovní skupině FishEcU (www.fishecu.cz). Zabývá se ekologií ryb v nádržích, zejména jejich prostorovým rozmístěním a dále metodikou jejich vzorkování pomocí tenatních sítí. Účastní se mezinárodních setkávání odborníků diskutujících o vývoji standardizovaného vzorkování a hodnocení rybních společenstev pro Rámcovou směrnici o vodách a evropské

standardsy vzorkování. Vede bakalářské, magisterské i doktorské práce. V letech 2000–2003 se podílela na mezinárodním projektu Fishstrat zaměřeném na průzkum tropických nádrží v Thajsku, Filipínách a Srí Lance. V roce 2005 byla řešitelkou grantu FRVŠ na téma velikostní selektivita tenatních sítí, v letech 2009–2011 byla spoluřešitelkou grantu Mississippi State University na téma management sportovních druhů ryb v portorických nádržích. Od roku 2012 řeší projekt Grantové agentury ČR zabývající se sexuální segregací běžných druhů sladkovodních ryb. Je autorkou nebo spoluautorkou více než 30 odborných recenzovaných článků publikovaných v zahraničních časopisech a dvou metodik vzorkování ryb ve stojatých vodách. V současné době pracuje při rodičovské dovolené.



Mgr. Tomáš Jůza, Ph.D. (*1981) absolvoval gymnázium J. V. Jirsíka v Českých Budějovicích. Poté vystudoval bakalářský a magisterský obor Zoologie na tehdejší Biologické fakultě Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích (JU). V letech 2006–2011 absolvoval doktorské studium na Přírodovědecké fakultě JU. Již v průběhu studia na VŠ pracoval na částečný úvazek na Hydrobiologickém ústavu v Českých Budějovicích (HBÚ), a ve skupině Ekologie ryb a zooplanktonu (FishEcU) při HBÚ pracuje i v současné době. Absolvoval odborné stáže v USA a Kanadě zaměřené především na metodiku lovu ryb pomocí vlečných sítí. Ve své výzkumné práci se věnuje především ekologii ryb přehradních nádrží a jezer, metodice vzorkování ryb a účinnosti odlovných prostředků. Jako člen FishEcU se podílel na ichtyologických průzkumech mnoha sladkovodních přehradních nádrží a jezer v České republice, Holandsku, Německu, Rakousku, Španělsku a Portoriku. Je autorem nebo spoluautorem 20 odborných recenzovaných článků publikovaných v zahraničních časopisech ohodnocených IF.

republice, Holandsku, Německu, Rakousku, Španělsku a Portoriku. Je autorem nebo spoluautorem 20 odborných recenzovaných článků publikovaných v zahraničních časopisech ohodnocených IF.



Mgr. Michal Kratochvíl (*1982) absolvoval gymnázium v Českých Budějovicích. Po středoškolských studiích nastoupil na tehdejší Biologickou fakultu Jihočeské univerzity (později Přírodovědeckou), kde vystudoval obor Ekologie. V roce 2004 nastoupil do Hydrobiologického ústavu Biologického centra AV ČR, kde stál v roce 2006 u zrodu nové skupiny FishEcU (Fish Ecology Unit) zabývající se studiem ryb a odhadem rybích obsádek v údolních nádržích. V rámci své výzkumné činnosti se mimo jiné zabývá ekologií raných vývojových stádií ryb v podmínkách stojatých vod a metodikou odlovu ryb elektřinou. Je autorem či spoluautorem řady vědeckých i odborných publikací. Své aktivity i odbornou činnost rozvíjel na evropských i mimoevropských odborných pracovištích a vědeckých sympóziích. Mezi jeho zájmy patří především lov ryb na umělou mušku.



Doc. Ing. Mgr. A. David Boukal, Ph.D. (*1971) vystudoval aplikovanou matematiku na Fakultě jaderné a fyzikálně inženýrské ČVUT v Praze a fotografii na Institutu tvůrčí fotografie Filozoficko-přírodovědecké fakulty Slezské univerzity v Opavě. Od roku 1997 je zaměstnancem Entomologického ústavu, který je od roku 2005 součástí Biologického centra AV ČR, v.v.i., a Přírodovědecké fakulty Jihočeské univerzity (PřF JU) v Českých Budějovicích. V letech 2004–2009 absolvoval dlouhodobé stáže na Amsterdamské Univerzitě (Nizozemí) a na Institutu mořského výzkumu a Univerzitě v Bergenu (Norsko). V roce 2012 se habilitoval na PřF JU v oboru ekologie. Zabývá se především populační a evoluční ekologií vodních organismů, zejména hmyzu a ryb. V rámci svého výzkumu kombinuje laboratorní a terénní experimenty s matematickými a statistickými modely. V posledních letech se také věnuje

problematice vlivu rybářského hospodaření na rybí společenstva v našich vodách. V současnosti vyučuje předměty Evoluční ekologie a Základní ekologické metody na PřF JU a vede bakalářské, magisterské i doktorské práce. Je členem vědecké rady Hydrobiologického ústavu Biologického centra AV ČR, v.v.i., a redakčních rad časopisů *European Journal of Entomology* a *Acta Entomologica Musei Nationalis Pragae*. Publikoval více než 50 odborných recenzovaných článků v českých a zahraničních časopisech a kapitol v odborných knihách. Jeho současným největším koníčkem je aktivní pohyb na čerstvém vzduchu.



Mgr. Mojmír Vašek, Ph.D. (*1975) absolvoval Gymnázium T.G. Masaryka v Hustopečích u Brna. Poté vystudoval Biologickou fakultu Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích, kde v roce 2005 obhájil akademický titul Ph.D. v oboru Ekologie. Od roku 2000 pracuje v Hydrobiologickém ústavu Akademie věd České republiky (nyní součást Biologického centra AV ČR, v.v.i.). Odborné stáže absolvoval v Holandsku, Rakousku, Keni, Norsku a Německu. Věnuje se otázkám potravní biologie a ekologie ryb a problematice vodních ekosystémů, zejména přehradních nádrží. Je autorem či spoluautorem více než 30 původních vědeckých prací publikovaných v zahraničních časopisech ohodnocených IF.



Ing. Jaroslav Andreji, Ph.D. (*1974) vystudoval Střední rybářskou školu ve Vodňanech, obor rybářství. Následně absolvoval studium na Agronomické fakultě Slovenskej poľnohospodárskej univerzity v Nitre (AF SPU) v zootecnickém oboru. V roce 1999 nastoupil na Katedru hydinářstva a malých hospodářských zvířat (KHMHZ) AF SPU. Vedle zaměstnání absolvoval v roce 2009 také distanční doktorské studium na Fakultě agrobiologie a potravinových zdrojů (FAPZ) SPU v oboru všeobecná zootecnika. Od roku 2009 je pedagogickým pracovníkem na KHMHZ FAPZ SPU v Nitre, zaměstnancem Excelentního centra využívání a ochrany agrobiodiverzity a vedoucím Experimentálního laboratoria hospodářských zvířat na KHMHZ. Absolvoval odborné stáže v Německu, Švýcarsku a České republice. V rámci pedagogické činnosti vyučuje na bakalářském stupni předměty Chov ryb

a Rybářství ve volných vodách a v těchto disciplínách vede bakalářské i magisterské práce. Ve svých vědecko-výzkumných aktivitách se zabývá především výskytem, distribucí a interakcemi kontaminantů v tkáních ryb a věkem a růstem jednotlivých druhů ryb zejména v souvislosti s rybářským obhospodařováním volných vod. Je autorem resp. spoluautorem více než 100 odborných i vědeckých příspěvků publikovaných doma i v zahraničí.



Ing. Petr Dvořák, Ph.D. (*1975) absolvoval Střední zemědělskou školu v Táboře. Poté vystudoval Všeobecně zemědělský obor se specializací Rybářství volných vod na Zemědělské fakultě Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích (ZF JU). V letech 2000–2005 absolvoval doktorské studium na ZF JU, v oboru Aplikovaná a krajinná ekologie. Od roku 2002 nastoupil jako akademický pracovník na místo odborného asistenta Katedry rybářství na ZF JU. Od roku 2011 vedl Laboratoř rybníční akvakultury na Fakultě rybářství a ochrany vod Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích (FROV JU). Absolvoval odborné stáže v Německu, Tanzanii a Slovensku. V rámci své výzkumné činnosti se věnuje především problematice ochrany živočichů ve vodních ekosystémech a studiu rybích společenstev tekoucích vod. K jeho pedagogickým aktivitám patří výuka předmětu Anatomie a fyziologie ryb,

Ichtyologie, Sportovní rybolov a podílí se na výuce Myslivosti a Preparátorství. Zároveň vede bakalářské a magisterské práce studentů FROV i jiných fakult JU. Je autorem nebo spoluautorem několika odborných recenzovaných článků publikovaných v zahraničních časopisech a mnoha dalších odborných článků, studií, metodik a kapitol v odborných knihách. K jeho zájmům patří sportovní rybaření a myslivost.



Vydání publikace bylo uskutečněno za finanční podpory projektu OP Rybářství:
Příprava a vydání odborných publikací 2011, reg. č. CZ.1.25/3.1.00/11.00303



Evropský rybářský fond
„Investování do udržitelného rybolovu“