

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Vysazování nebo přirozená reprodukce? Management
volně žijících populací ryb v říční síti ČR**

Bakalářská práce

Autor práce: Lucie Vávrová

Obor studia: Veřejná správa v zemědělství a krajině

Vedoucí práce: Ing. Pavel Horký, Ph.D.

© 2017 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Vysazování nebo přirozená reprodukce? Management volně žijících populací ryb v říční síti ČR" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 12. 4. 2017

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala vedoucímu své bakalářské práce Ing. Pavlu Horkému, Ph.D. za ochotu, vstřícnost, cenné rady a za trpělivost při kontrole práce.

Vysazování nebo přirozená reprodukce? Management volně žijících populací ryb v říční síti ČR

Souhrn

Předmětem bakalářské práce je na základě současné literatury zdokumentovat a shrnout vliv nejdůležitějších biotických a abiotických faktorů na přežití uměle odchovaných ryb po jejich vysazení do volných vod. Vysazování uměle odchovaných ryb bývá často kritizováno, protože s sebou přináší mnoho potencionálních negativních vlivů na původní populace. Ryby z líhní se od divokých mohou lišit v chování, morfologii a fyziologii. Odlišné chování může významně ovlivnit vzájemné interakce, jako jsou konkurence, agresivita, predace a jiné. Vysazované ryby jsou mnohem agresivnější a často nepocházejí z dané lokality, což může způsobit genetickou degradaci místní populace a jejich potomků. Na úspěšnou adaptaci uměle odchovaných ryb má vliv také způsob jejich odchovu, období jejich vysazení do volných vod, ale také přizpůsobení se příjmu přirozené potravy. Práce popisuje vlivy faktorů na přežití ryb a poskytuje doporučení, jak správně odchovávat ryby pro jejich lepší adaptaci.

Klíčová slova: vysazování ryb, rybářství, říční ekosystémy

Stocking or natural reproduction? Management of wild fish populations within the river network of the Czech Republic

Summary

The subject of the Bachelor thesis is to summarize the influence of the most important biotic and abiotic factors to the survival of artificially reared fish after their release into open waters based on the up to date literature. Releasing of artificially reared fish is often criticized, since it brings a lot of possible negative impacts to the indigenous populations. The fish from hatcheries can differ from the wild ones in their behaviour, morphology and physiology, which influences the mutual interactions like competition or aggression significantly. Hatchery reared fish are more aggressive and they often do not originate from the same locality to which they are released. This fact can cause a genetic degradation of a local population and its offspring. The way of the breeding, capability to adapt to natural diet after the release as well as the time of the release influence the artificial reared fish adaptation success. This Thesis describes factors influencing, artificial reared fish survival and it recommend how to reach their better adaptation.

Keywords: fish stocking, fishery, river ecosystems

Obsah

1	Úvod	1
2	Cíl práce	2
3	Literární rešerše	3
3.1	Historie rybnářství na území ČR	3
3.2	Organizace rybnářství v ČR	5
3.2.1	Český rybnářský svaz a Moravský rybnářský svaz	5
3.3	Hospodaření ve volných vodách	5
3.3.1	Rybnářské revíry	5
3.3.1.1	Revíry mimopstruhové	6
3.3.1.2	Revíry pstruhové	7
3.3.2	Rybnářský hospodář	7
3.3.3	Zarybnovací plán	8
3.4	Reprodukce ryb na území ČR	8
3.4.1	Charakteristika pohlavních produktů ryb	9
3.4.2	Přirozená reprodukce ryb	10
3.4.2.1	Faktory ovlivňující přirozenou reprodukci ryb	11
3.4.2.2	Podpora přirozeného rozmnožování	12
3.4.3	Umělá reprodukce ryb	13
3.4.3.1	Kulení plůdků	16
3.4.3.2	Odchov plůdků a násad	16
3.5	Vysazování uměle odchovaných ryb	18
3.5.1	Chování uměle odchovaných ryb ve volném prostředí	20
3.5.1.1	Genetická proměnlivost uměle odchovaných a divokých ryb	20
3.5.1.2	Adaptace uměle odchovaných ryb na přirozenou potravu	21
3.5.1.3	Velikost, růst a zbarvení těla uměle odchovaných ryb	22
3.5.1.4	Výživa a energetická bilance uměle odchovaných ryb	23
3.5.1.5	Agresivní chování uměle odchovaných ryb	24
3.5.1.6	Reprodukční chování vysazených ryb	25
3.5.1.7	Migrační chování vysazených ryb	26
3.5.1.8	Adaptace vysazených ryb na přirozené predátory	28
4	Závěr	30
5	Seznam použité literatury a internetových zdrojů	32

1 Úvod

Rybářství je jedno z nejstarších řemesel zajišťujících zdroje lidské potravy. Také v České republice má rybářství mnohasetletou tradici. Dnes už neplatí tvrzení uváděné v mnoha historických knihách, že rybářství jako způsob obživy patří k nevyčerpatelným zdrojům. V České republice je vzhledem k vnitrokontinentální poloze provozováno pouze sladkovodní rybářství, které se dělí na rybářství produkční (akvakulturu) a na rybářství ve volných vodách. Akvakultura zahrnuje kromě tradičního rybníkářství dynamicky se rozvíjející chov akvarijních ryb, nebo chov tržních ryb v intenzivních odchovných systémech. Rybářství ve volných vodách se naopak zaměřuje zejména na hospodaření v říčních tocích za účelem provozování rekreačního rybolovu, který je jednou z nejoblíbenějších volnočasových aktivit. V současné době se mu věnuje 3,3 % populace ČR. Rybáři z rybářských sdružení ročně chytí na udici 3 500 tun různých druhů ryb, přičemž většinu ulovených ryb tvoří kapr obecný (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758; 2 500 tun). Dalšími lovenými druhy je například amur bílý (*Ctenopharyngodon idella* Valenciennes, 1844; 60 tun), štika obecná (*Esox lucius* Linnaeus, 1758; 120 tun), candát obecný (*Sander lucioperca* Linnaeus, 1758; 83 tun), pstruh duhový (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum, 1792; 42 tun), pstruh obecný (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758; 15 tun) a siven americký (*Salvelinus fontinalis* Mitchill, 1814; 7 tun). Rekreační rybářství má mnoho pozitivních dopadů. Například zvyšuje ekonomický přínos státu, napomáhá k přípravě nové legislativy, informuje veřejnost o ochraně přírody a především je provozováno jako volnočasová aktivita. Zároveň ale působí i negativně, a to na celkový stav vodních ekosystémů a jejich biodiverzitu. Původní populace ryb jsou ohrožovány zejména intenzivním vysazováním, nevhodným složením rybích obsádek, genetickým znečištěním původních populací, nadměrným rybolovem a celkově nevhodným přístupem k managementu volných vod.

2 Cíl práce

Vysazování uměle odchovaných ryb je plošně realizované v celé říční síti ČR. Vysazování ale neřeší příčiny poklesu stavu populací a snaží se pouze snižovat jeho důsledky. Uměle odchované ryby lze navíc v mnoha ohledech považovat za nebezpečné pro původní divoké populace. Vysazování uměle odchovaných ryb do volné přírody za účelem zlepšení stavu jejich populací tak může mít zcela opačný efekt. Cílem této bakalářské práce je popsat současné znalosti dané problematiky a případně doporučit změny v managementu volně žijících populací ryb v říční síti ČR.

3 Literární rešerše

3.1 Historie rybářství na území ČR

Historie rybářství ve volných vodách na území ČR se odvíjí již od pravěku, kdy byly k rybaření prokazatelně využívány zejména větší toky typu Labe, Ohře nebo Vltavy. Řada náčiní dodnes používaného k lovu ryb, jako např. vrše, má původ právě v těchto pravěkých dobách (Adámek a kol., 1995).

Následný vývoj rybářství ve volných vodách lze rozdělit do několika etap. První období sahá od pravěku až do počátku 14. století, kdy byl rybolov poprvé ovlivněn právními dokumenty. Rybářské právo vlastnila šlechta, města nebo přímo rybářské cechy (Pokorný a kol., 2004). V této době se jen na území Prahy vyskytovalo 46 profesionálních říčních rybářů (Andreska, 1997). Rybolov probíhal pomocí sítí, vrší, vězenců a podobného náčiní. Lov ryb na udici byl výjimečný a provozovaný pouze jako zábava majetnějších vrstev obyvatel (šlechty). V této době byly i vzhledem k relativně nízké hustotě obyvatel společenstva ryb minimálně narušená nadměrným rybolovem nebo dalšími negativními dopady lidské činnosti jako je znečištění, fragmentace apod. (Adámek a kol., 1995).

Velké změny v užívání volných vod přineslo 19. století. Toto období bylo zlomové pro vývoj rybích populací. S nástupem hospodářského a průmyslového vývoje se značně zhoršily podmínky pro život ryb. Na tocích se začaly provádět regulace, které měly za následek úbytek přirozených úkrytů, zhoršení podmínek pro přirozenou reprodukci a zároveň se vlivem průmyslu prudce zhoršila kvalita vody (Pokorný a kol., 2004). V roce 1848 ztratili feudálové své postavení v rybolovných právech. Rybářství se tak stalo veřejným a mohl ho provozovat každý bez omezení. Tato změna znamenala prudké zvýšení množství rybářů a tím pádem došlo i k nadměrnému rybolovu a snižování početnosti původních populací (Adámek a kol., 1995). Významnou osobností této doby byl prof. Antonín Frič, který se zasloužil o vydání prvních zákonů o rybářství, stanovení doby hájení jednotlivých druhů ryb a jejich nejmenší lovné délky. Profesor Frič zároveň začal s výstavbou rybích líhní a ve své podstatě tak založil umělý chov ryb v ČR (Adámek a kol., 1995; Randák a kol., 2013).

V druhé polovině 19. století začaly vznikat první rybářské spolky (Šeplavý a kol., 2015). Cílem spolků bylo pronajímat si určité úseky řek pro rekreační rybolov. V této době nebyly jednotně napsány rybářské zákony, které by všechny rybářské spolky usměřňovaly v jejich rybolovu a každý spolek měl svá pravidla. Důsledkem byly konflikty mezi spolky, ale i mezi jednotlivými rybáři a úřady. V roce 1883 byl vydán první rybářský zákon, který

v podstatě ukončil veškerý volný rybolov na tocích. Zákon platil až do doby vzniku Československého státu a prvních úprav se dočkal teprve v roce 1938 (Randák a kol., 2013). V roce 1953 vstoupil v platnost Zákon o rybářství č.62/1952 Sb., který nastavil nová pravidla tykající se rybářství. Tento rybářský zákon sjednocoval rybářské právo na celém území Československa. Zestátnil rybářská práva na tekoucích vodách, rozdělil tekoucí vody na revíry a stanovil jim rybářské hospodáře, umožnil rozvoj rybářství ve volných vodách pro účast široké veřejnosti na rekreačním rybolovu a zavedl chráněné rybí oblasti (Adámek a kol., 2015; Šeplavý a kol., 2015).

Ve 30. letech proběhly na území ČR první rybářské závody a rekreační rybolov se postupem času stával vyhledávanou aktivitou (Šeplavý a kol., 2015). Naopak profesionální říční rybolov v první polovině 20. století postupně ustupoval (Randák a kol., 2013). Nepříznivé podmínky pro rybářství s sebou přineslo období druhé světové války. Velké škody byly v poválečných letech postupně odstraňovány dobrovolnými pracemi rybářů po dobu dvou let. V tomto období docházelo k velkým změnám v technologii výroby v průmyslových podnicích a s tím přišlo i další velké znečišťování životního prostředí ryb (Adámek a kol., 1995). Vlivem pokračující industrializace na počátku 20. století bylo zasahováno do přirozené morfologie toků a docházelo tak k ohrožení migrujících ryb (Adámek a kol., 1995; Randák a kol., 2013). Nejznámějším příkladem, kdy došlo k přerušení tahu ryb (zejména lososů obecných (*Salmo salar* Linnaeus, 1758) na území ČR, bylo vybudování zdymadla ve Střekově v roce 1935 (Andreska, 1987). Problematikou rybí migrace přes zdymadlo ve Střekově se zabývalo a doposud zabývá mnoho autorů (např. Libý a kol., 1995; Vostradovský, 1995; Slavík, 1996; Prchalová a Slavík, 2004; Prchalová a kol., 2011). Zdymadlo bylo postaveno na Labi a ukončilo tak migraci ryb migrujících od německého Geesthachtu do Ústí nad Labem či naopak (Volf, 1956). Tento problém měl být vyřešen výstavbou komůrkového rybího přechodu v roce 1937. V pozdějším sledování se ale ukázalo, že vybudovaný přechod není pro ryby optimální, a tak došlo v roce 2002 k přestavbě (Libý a kol., 1995; Prchalová a Slavík, 2004). Studie Slavíka (2005) však ukázaly, že ani tato přestavba rybího přechodu není z hlediska migračních potřeb opět zcela vyhovující. Další přestavby rybího přechodu se již neuskutečnily, rybí migrace jsou tedy v této části toku omezovány.

V roce 1968 došlo k rozdělení Československého svazu rybářů na dva samostatné svazy, a to na Český rybářský svaz a na Slovenský rybářský zväz (Šeplavý a kol., 2015). Po roce 1989 došlo k politickým a hospodářským změnám, kdy byly řízením rybářství pověřeny organizace rekreačních rybářů, které byly sdruženy do spolků (Adámek a kol., 1995).

V následujících letech docházelo k rozvoji umělého chovu ryb za účelem udržení stávajících druhů ryb v říční síti a došlo k dalšímu rozdělení Českého rybářského svazu, kdy se od ČRS oddělil Jihomoravský územní svaz, který dal vzniknout dnešnímu Moravskému rybářskému svazu (Adámek a kol., 1995; ČRS,2003-2016).

3.2 Organizace rybářství v ČR

3.2.1 Český rybářský svaz a Moravský rybářský svaz

Český rybářský svaz je občanské sdružení sdružující rekreační rybáře v Čechách a na severní Moravě (Pokorný a kol., 2004). V současné době patří ČRS k největšímu zájmovému sdružení v České republice. Skládá se ze sedmi územních svazů (Pražský, Středočeský, Jihočeský, Západočeský, Severočeský, Východočeský a Severomoravský; ČRS,2003-2016). Sdružuje téměř 250 000 členů, kteří jsou pod vedením 481 místních organizací hospodařících v 1329 rybářských revírech (Šeplavý a kol., 2015).

Moravský rybářský svaz sídlí v Brně, sdružuje rybáře téměř po celé Moravě. MRS obhospodařuje rybářské revíry na území Jihomoravského kraje, na většině území Zlínského kraje, částečně na území Olomouckého kraje a kraje Vysočina (MRS, 2010). Tento svaz sdružuje celkem 70 000 členů, kteří spadají pod 102 místních organizací obhospodařujících celkem 293 rybářských revírů (Šeplavý a kol., 2015). MRS svaz plní obdobné úkoly jako ČRS, např. chová a chrání ryby, poskytuje pomoc pro menší organizační jednotky svazu, chrání přírodu a čistotu vod, rozvíjí rybářský sport, vydává povolenky k lovu ryb a mnohé další. Tyto dva svazy se tedy od sebe liší pouze místem působení (MRS, 2010).

3.3 Hospodaření ve volných vodách

3.3.1 Rybářské revíry

Rybářský revír se vytváří na tekoucích vodách, rybnících anebo na uzavřených vodách (údolní nádrže, jezera, tůně, propadliny vzniklé těžbou apod.) a je vyhlášen příslušným rybářským orgánem na daném vodním toku tzn. pouze v obvodu své územní působnosti (§ 4, zákonu č. 99/2004 Sb., Zákon o rybářství). Dělení revírů se může taktéž posuzovat dle kvantitativních a kvalitativních prvků (Adámek a kol., 2013). Revíry se dále dělí dle způsobu užívání. Prvotně slouží revíry k provozování rekreačního rybolovu, kdy tato kategorie je v ČR nejvíce zastoupena. Další kategorií jsou chráněné rybí oblasti, jež mohou sloužit jako

rezervoár generačních ryb, a proto je v těchto oblastech lov ryb zakázán. Chovné revíry umožňují zejména odchov plůdku nebo násady, a to většinou pstruha obecného. Poslední kategorií jsou tzv. revíry účelové, sloužící především pro výzkumné instituce a školy zaměřené na výuku v oblasti rybářství (Adámek a kol., 2015). V ČR je k dispozici 1 300 rybářských revírů, z toho je 832 revírů mimopstruhových a 458 revírů pstruhových (Musil a kol., 2014). Rybářské revíry jsou vyhlašovány Ministerstvem zemědělství České republiky na základě žádosti vlastníka pozemku či rybníka nebo na žádost vlastníka či vlastníků pozemku, kde se nachází uzavřená voda. Po správném úředním procesu je rybářským orgánem přiděleno číslo revíru. Dále musí být uveden název, výměra vodní plochy, umístění rybářského revíru a zda se jedná o revír pstruhový nebo mimopstruhový (§ 4, zákon č. 99/2004 Sb., Zákon o rybářství). Rozhodnutí o tom, zda má být revír pstruhový či mimopstruhový rozhoduje především charakter toku a přirozený výskyt rybích druhů. Hranici mezi těmito dvěma pásmy pomyslně rozděluje střed lipanového pásma (Adámek a kol., 2013).

3.3.1.1 Revíry mimopstruhové

Hospodaření na mimopstruhových revírech je řazeno k významným činnostem rybářských svazů (Dus a kol., 2010). Mezi mimopstruhové revíry jsou zařazovány dolní a střední toky řek, údolní a umělé nádrže, zatopené lomy, důlní propadliny a písňiky a některé rybníky (Randák a kol., 2013). Bývá zde pomalejší proudění, vyšší teplota vody a dno bývá tvrdé nebo pokryté vrstvou sedimentů. Výhodou je bezesporu velká potravní nabídka a to zejména ze zástupců zoobentosu, zooplanktonu, hmyzu a rostlin. (Adámek a kol. 1995; Dus a kol., 2010; Adámek a kol., 2013). Mimopstruhové revíry se vyznačují velkou druhovou rozmanitostí. Může se tu vyskytovat až 30 druhů ryb s minimálním výskytem lososovitých druhů (Adámek a kol., 2013). Na těchto vodách se nejčastěji provozuje rekreační rybolov a rybaři zde až 88,4 % rybářů (Musil a kol., 2014). Typičtí zástupci těchto vod jsou především kaprovité druhy ryb, z nich je nejvíce loven kapr obecný. Dále se zde často vyskytují a loví tyto druhy ryb: lín obecný (*Tinca tinca* Linnaeus, 1758), sumec velký (*Silurus glanis* Linnaeus, 1758), karas stříbřitý (*Carassius auratus* Linnaeus, 1758), ouklej obecná (*Alburnus alburnus* Linnaeus, 1758) a karas obecný (*Carassius carassius* Linnaeus, 1758; Adámek a kol., 2013). Složení společenstva ryb je přitom významným determinačním znakem mimopstruhového revíru (Randák a kol., 2013).

3.3.1.2 Revíry pstruhové

Pstruhové revíry bývají nejčastěji vyhlášovány na horních tocích řek, potoků a na některých úsecích pod přehradními nádržemi, kde má tekoucí voda dobrou kvalitu, relativně nízkou teplotu a obsahuje dostatečné množství kyslíku (Randák a kol., 2013). Teplota vody v letních měsících by neměla překročit 20 °C a pH vody by se mělo ideálně pohybovat kolem 7 tedy neutrální reakce (Šimek, 1954). Základem pro vyhlášení pstruhového revíru jsou především vhodné podmínky pro život lososovitých ryb (Randák a kol., 2013; Adámek a kol., 2015). Rybí druhy žijící v tomto revíru jsou reprodukčně vázány na tvrdé, kamenité či štěrkově-písčité dno s dostatkem úkrytů (Šimek, 1954; Dus a kol., 2010). Vyskytuje se zde řada zástupců z mechů, rozsivek, řas a vodní fauny, jako jsou larvy jepic, pošvatek a chrostíků, proudomilky apod. (Pokorný a kol., 2004).

V pstruhových revírech se vyskytují zejména pstruh obecný, lipan podhorní (*Thymallus thymallus* Linnaeus, 1758), mník jednovousý (*Lota lota* Linnaeus, 1758), střevle potoční (*Phoxinus phoxinus* Linnaeus, 1758), hrouzek obecný (*Gobio gobio* Linnaeus, 1758), mřenka mramorovaná (*Barbatula barbatula* Linnaeus, 1758) a ve vhodných podmínkách i mihule potoční (*Lampetra planeri* Bloch, 1784; Randák a kol., 2013). Kromě těchto původních druhů jsou do pstruhových revírů ve velké míře vysazovány druhy nepůvodní, především pstruh duhový a siven americký. Tyto dva druhy ryb jsou získávány převážně z intenzivních chovů a do vod jsou vysazovány již v lovné velikosti (Randák a kol., 2013; Adámek a kol., 2015). Pstruh duhový a lipan podhorní jsou typickými rybami žijícími v pstruhových vodách a již přes 100 let jsou objektem umělého chovu. Rekreační rybolov na pstruhových vodách je velmi oblíben a to i přes to, že pstruhové revíry zauímají pouze 9 % (4 000 ha) z celkové plochy vod, které jsou využívány rekreačními rybáři (Adámek a kol., 2015). Rybolov na pstruhových revírech provozuje 13,7 % rybářů (Musil a kol., 2014).

3.3.2 Rybářský hospodář

Každý rybářský revír by měl mít, uživatelem revíru, stanoveného rybářského hospodáře a jeho zástupce. Hospodář zodpovídá za stav populací ryb v revíru a přímo ho svou činností ovlivňuje. Mezi další úkoly, které musí rybářský hospodář dle Šilhavého a kol., (2015) a Adámka a kol., (1995) plnit, patří vedení evidenčního listu rybářského revíru, zpracovávání zarybňovacího plánu, vedení statistiky zarybňování, vedení seznamu vydaných povolenek, seznamu členů rybářské stráže, statistiky úlovků a projednávání rozsahu zásahů do

okrajů revírů při rekultivacích a odbahňování. Funkci rybářského hospodáře musí, dle §7 zákona č. 99/2004 Sb., vykonávat občan České republiky, který je starší 21 let. Tato činnost může být vykonávána osobou, která má odborné znalosti o rybářství, v lepším případě je absolventem rybářské školy nebo učiliště. Další možností je speciální školení a poté složení zkoušek rybářského hospodáře. Tyto zkoušky jsou složeny ze dvou částí, a to z praktické části (znalost ryb a jejich správné určování) a teoretické části, kde jsou ověřovány znalosti z hydrobiologie, ekologie, právních předpisů, ichtyologie atp. (Adámek a kol., 2015).

3.3.3 Zarybňovací plán

Zarybňovací plán musí být sestaven v okamžiku vyhlášení nového rybářského revíru a představuje druhy ryb, jejich počty a hmotnosti, ve kterých musí být pravidelně vysazovány do konkrétního revíru. Počet, druhové složení a hmotnost vysazovaných ryb se určuje dle plochy revírů, ale také podle jejich charakteru tzn., zda je revír pstruhový či mimopstruhový. Platnost zarybňovacího plánu by měla být dlouholetá, avšak každým rokem se musí provádět pravidelná aktualizace vzhledem ke změnám cen násad, dopravného atd. (Adámek a kol., 1995). Důležitou činností a hlavním cílem zarybňovacího plánu je doplňování druhů ryb, které nejsou schopné se rozmnožit přirozenou cestou, a které rychleji mizí pod tlakem rekreačních rybářů (Adámek a kol., 2015). Uživatel revíru je povinen si násady, ať už nákupem nebo vlastním odchovem zajistit sám. Nejvíce se na vlastní produkci ryb orientují místní organizace ČRS a MRS a jsou proto významnými producenty kapra, ale i ostatních druhů ryb. Pro každý rybí druh je zapotřebí sestavit individuální plán zarybnění (Adámek a kol., 1995; Randák a kol., 2013).

3.4 Reprodukce ryb na území ČR

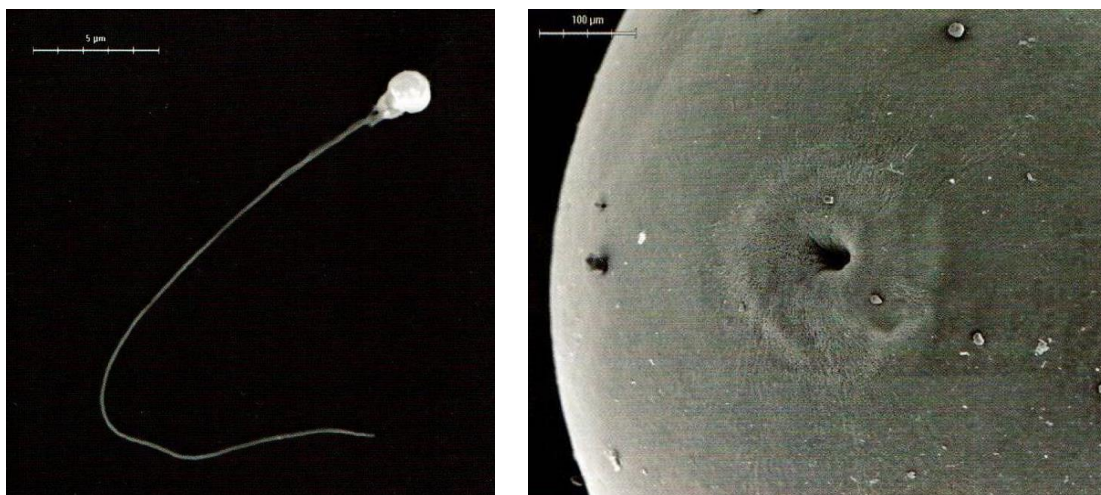
Ryby v ČR se vyznačují pohlavním rozmnožováním, kdy hlavním principem je oplození pohlavních buněk vně těla rodičů, tedy mimotělní oplození (Tyus, 2012). Místo, kde se ryby přirozeně rozmnožují neboli třou, se nazývá trdliště. K oplození dohází tehdy, pokud se pohlavní produkty vypuštěné z těla samce dostanou do kontaktu s vypuštěnými pohlavními produkty z těla samice, přičemž rozmnožování se účastní pouze generační neboli matečné ryby. Generační ryby jsou pohlavně dospělí mlíčňáci a jikernačky (Pokorný a kol., 2004). Velmi vzácným typem reprodukce ryb je živorodost. Živorodky jsou ryby, u kterých dochází k oplození uvnitř těla. V ČR není tento druh reprodukce u původních druhů ryb zaznamenán,

ale můžeme je pozorovat u mnoha známých akvarijských druhů rybek, které se v ČR chovají např. mečovky, paví očka nebo halančici (Čihař, 1983).

V ČR se reprodukce ryb dělí na reprodukci přirozenou, umělou a poloumělou, kdy jsou kombinovány přirozené podmínky a umělý substrát nebo přenos jiker do kontrolovaných podmínek (Vítek, 2013). Důležitým faktorem pro rozmnožování je reprodukční chování, na kterém závisí úspěšnost reprodukce. Součástí reprodukčního chování je pohyb a správný výběr místa pro tření, jeho následná příprava a obhajoba před konkurenty, námluvy, samotné páření a případná rodičovská péče (Keenleyside, 1979).

3.4.1 Charakteristika pohlavních produktů ryb

Pohlavní produkty rybích samců (mlíčníků) se nazývají mlíčí a pohlavní produkty samic (jikernaček) se nazývají jikry (Pokorný a kol., 1992). Mlíčí je tekutina charakteristická smetanovou konzistencí obsahující spermie a tzv. semennou plazmu. Spermie jsou jedny z nejmenších tělesných buněk samců (Dubský a kol., 2003). Velikost spermií souvisí s druhem a velikostí ryb. Jejich délka se pohybuje od 11 μm do 60 μm a hlavička má průměr 1-2 μm (pozn. 1 μm = 0,001 mm; Pokorný a kol., 2004). Spermie jsou v těle samců nepohyblivé a aktivují se až při kontaktu s vodou (Dubský a kol., 2003).



Obrázek 1. Spermie a jikra s mikropylem lína obecného (zdroj: Adámek, 2015)

Na rozdíl od spermií jsou jikry jedny z největších buněk v těle samice (Pokorný a kol., 2004). Na povrchu jsou jikry kryty vícevrstevným, pevným a pružným jikerným obalem (Pokorný a kol., 1992). Dále vajíčko obsahuje otvor zvaný mikropyle. Tímto otvorem se

dostává spermie dovnitř vajíčka a může tak dojít k oplození. Ve vajíčku je přítomna jedna nebo více olejových kapének, které obsahují barviva. Po oplození obal vajíčka ztvrdne a tím chrání vajíčko (Bone and Moore, 2008). Pokud je oplozená jikra sytě zbarvená, znamená to, že je zdravá, zatímco bílá barva jikry značí odumření (Pokorný a kol., 2004).

3.4.2 Přirozená reprodukce ryb

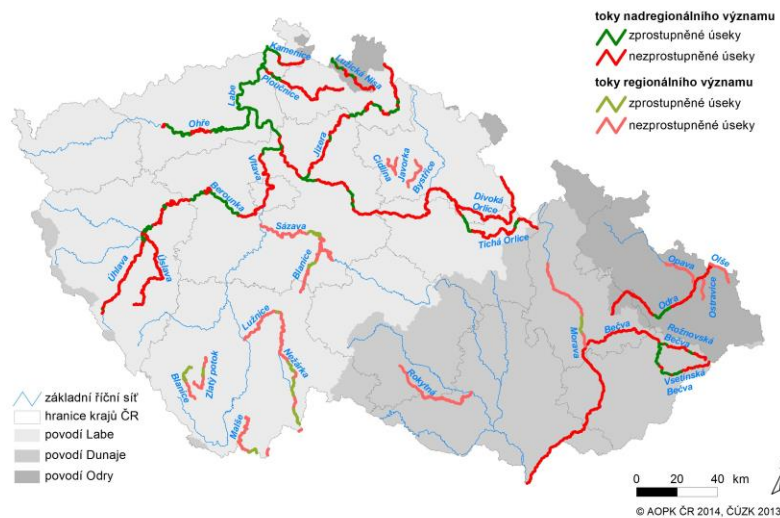
Pokud má být zachována genetická variabilita rybích populací i v budoucích generacích, je nezbytné podporovat rozmnožování ryb a to především formou přirozené reprodukce (Wootton, 1990). Reprodukce se mohou účastnit pouze ryby, které již dosáhly pohlavní dospělosti, ovšem věk pohlavní dospělosti se mezidruhově liší (Tyus, 2012; Adámek a kol., 2013). Kaprovité druhy ryb pohlavně dospívají již během prvního nebo druhého roku života, zatímco například candát nebo sumec dospívá až kolem čtvrtého roku života (Baruš a Oliva, 1995). Pro odpovídající vývoj jiker je nezbytný výběr vhodné reprodukční plochy neboli trdliště, které si vybírají dospělé ryby před zahájením reprodukce (Lusk a kol., 1992).

Za účelem dosažení vhodné reprodukční plochy ryby často migrují na velké vzdálenosti (Dus a kol., 2010). Migrace je dle Braniše a kol., (1999) pohyb ryb za účelem rozšíření druhu. Jiný výklad uvádí Pokorný a kol., (2004), který migraci popisuje jako pravidelné stěhování neboli přesuny jednotlivců určitým směrem za určitým cílem. Třetí migrace, tedy přesun ryb za účelem rozmnožování, bývají z hlediska trvání nejdelší (Slavík a kol., 2012). Příkladem může být ostroretka stěhovavá (*Chondrostoma nasus* Linnaeus, 1758), která za rozmnožováním cestuje až několik desítek kilometrů (Lusk a kol., 2014). Problém nastává, když je migrace ryb znemožněna výskytem příčných překážek v toku (Randák a kol., 2013). Délka říční sítě v ČR je 76 000 km, přičemž na ní bylo vybudováno až 1 750 umělých překážek (jezů, přehrad, vodní děl) vyšších než jeden metr. Umělými překážkami, je tak celá říční síť rozdělena na poměrně krátké úseky (Marek, 2013). Pokud jsou ryby při reprodukční migraci zastavené překážkou v toku, tak se následně nuceně rozmnožují v úseku pod ní. Tyto místa však často nejsou pro vývoj jiker optimální a reprodukce je tak neúspěšná (Lusk a kol., 2014). Vzniklou nepříznivou situaci by měly alespoň částečně vyřešit výstavby rybích přechodů. Cílem rybích přechodů je umožnění rybám, ale i jiným vodním organismům překonat překážku ve vodním toku a podporovat tak jejich přirozený pohyb ať už za účelem reprodukce nebo za potravními zdroji (Marek a Vostradovský, 2011).



Obrázek 2. Migrační rampa na řece Dyje v Břeclavi. (zdroj: Adámek a kol., 2015)

Aktuální stav migrační prostupnosti na území ČR



Obrázek 3. Vyhodnocení stavu zprostupnění vodních toků do roku 2014 (zdroj: Birklen, 2014)

3.4.2.1 Faktory ovlivňující přirozenou reprodukci ryb

Jednotlivé druhy ryb mají odlišné nároky na prostředí, kde žijí a na prostředí pro reprodukci. Mezi hlavní faktory ovlivňující přirozenou reprodukci ryb patří teplota vody a její chemické vlastnosti, délka světelného dne, ale také charakteristika břehů, dna a dostatek úkrytů (Pokorný a kol., 2004). Jedním z nejdůležitějších faktorů je vhodnost konkrétního substrátu k naklazení a následnému vývoji jiker (Just a kol., 2003). Příkladem mohou být

lososovité ryby, které pro své rozmnožování potřebují především dobrou kvalitu vod, ve kterých budou mít dostatek potravy pro svůj další vývoj. Pokud dojde k extrémní změně kvality vod, může dojít k fyziologickému traumatu ryb nebo dokonce ke smrti (Becker, 2001).

Na základě jednotlivých požadavků, ať už pro reprodukci nebo na životní prostředí, jsou rybí populace zjednodušeně rozděleny na tři základní skupiny - reofilní, limnofilní a eurytopní (Randák a kol., 2013). Reofilní skupina zahrnuje druhy, které se vyskytují v úsecích s vyšším spádem (Schiemer a Waidbacher, 1992). Charakteristickým znakem reofilních skupin je výtěr nad písčitém či šterkovitým substrátem (Balon, 1975). Dle Schiemera a Waidbachera (1992) spadají do reofilní skupiny například tyto druhy ryb - jelec tloušť (*Leuciscus cephalus* Linnaeus, 1758), parma obecná (*Barbus barbus* Linnaeus, 1758), lipan podhorní, mřenka mramorovaná, ostroretka stěhovavá, pstruh obecný, střevle potoční a další. Tyto druhy ryb se vyskytují v celém říčním profilu a je tedy patrné, že reofilní skupina ryb tvoří v tekoucích vodách ČR většinové zastoupení (Randák a kol., 2013).

Důležitým znakem druhů spadající do limnofilní skupiny je jejich výskyt ve stojatých vodách, záplavových zónách a tůních. Tyto typy vod preferují zejména druhy ryb jako candát východní (*Sander volgensis* Gmelin, 1789), hořavka duhová (*Rhodeus amarus* Bloch, 1782), piskoř pruhovaný (*Misgurnus fossilis* Linnaeus, 1758), karas obecný a lín obecný (Schiemer a Waidbacher, 1992). Reprodukce těchto druhů probíhá převážně nad rostlinami, popřípadě dochází ke stavbě hnízd či využívání žabrové dutiny mlžů. Méně náročné druhy ryb na třecí substrát spadají do eurytopní skupiny (Balon, 1975). Typickými zástupci této skupiny jsou například candát obecný (*Sander lucioperca* Linnaeus, 1758), cejn velký (*Abramis brama* Linnaeus, 1758), okoun říční (*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758), plotice obecná (*Rutilus rutilus* Linnaeus, 1758), kapr obecný a další. Eurytopní skupinu charakterizuje široká ekologická valence, tedy odolnost vůči změnám prostředí, díky které se vyskytují v různých typech toků (Dubský a kol., 2003).

3.4.2.2 Podpora přirozeného rozmnožování

Jedním z přístupů jak zjistit, zda v toku probíhá přirozené rozmnožování je pravidelný monitoring toků. Monitoring se provádí za účelem zjišťování počtu dospělých reprodukčně schopných jedinců, a zda se v toku nacházejí juvenilní stádia, tedy stádia, která nejsou dospělá a dokazují tak výskyt přirozené reprodukce (Randák a kol., 2013).

Jak už bylo zmíněno, rybí populace a jejich přirozené rozmnožování je ohrožováno mnoha faktory. Jako je degradace přirozených biotopů a nadměrný rybolov (Safina and

Duckworth, 2013). Pro zachování volně žijících rybích populací je nezbytné podporovat přirozené rozmnožování. Dle Randáka a kol. (2013) se opatření mohou provádět jak z pohledu organizačního, tak i z pohledu technického. Z pohledu organizačního se přirozené rozmnožování může podporovat například vyhlášením chráněných rybích oblastí v místech, kde se ryby rozmnožují nebo ochranou generačních ryb, kdy je rybolov omezen například vyššími mírami. Mezi technické úpravy patří například výstavba již zmiňovaných rybích přechodů, ochrana či obnova přirozených stanovišť pro rozmnožování, ale také vodohospodářská revitalizace jednotlivých toků. Vodohospodářskou revitalizací se rozumí technický zásah, který mění charakter vodního toku do přírodně blízké podoby (Just a kol., 2003). Po revitalizačním zásahu je nutné usměrňovat vývoj toku tak, aby se co nejdříve přiblížil přírodnímu (Tlapák, 2001). Cílem revitalizací je například obnovování obousměrné prostupnosti koryta, obnova členitosti vodního prostředí, zadržování vody v krajině a její zkvalitňování, zlepšování vodních, mokřadních a jiných biotopů za účelem ochrany rostlin a živočichů, obnovování přirozeného zamokření území atd. (Just, 2005).

Při výběru způsobu obhospodařování toků je důležitá i podpora veřejnosti, kdy jsou pomocí výzkumů zjišťovány názory, zda by rybáři byli ochotni finančně podporovat některé akce, zaměřující se na podporu přirozené reprodukce ryb. Arlinghaus a Mehner (2005) provedli telefonický výzkum v Německu, kdy se zajímali o to, jaký způsob zarybňování by byli tamní rybáři ochotni finančně podpořit. Rybáři měli na výběr ze dvou způsobů, prvním způsobem zarybňování bylo vysazování ryb a druhým způsobem byla obnova přirozeného stanoviště. Rybáři, kteří se ve výzkumu přikláněli spíše k tradičnímu rybářství za účelem zisku, by upřednostnili vysazování. Zatímco rybáři, přiklánějící se více k ekologickému myšlení, by v konečném výsledku upřednostnili obnovu přirozeného prostředí, čímž by vlastně podpořili přirozenou reprodukci ryb. O ekologickém směru hospodaření ve volných vodách a jeho významu je nezbytné informovat širší rybářskou veřejnost, aby populace ryb v tocích nebyly ovlivňovány nově vysazovanými jedinci.

3.4.3 Umělá reprodukce ryb

Umělá reprodukce ryb byla vyvinuta zejména v důsledku potřeby nahradit nedostatečnou přirozenou reprodukci a kompenzovat tak různé tlaky, jako např. rekreační rybolov, působící na společenstva ryb. Umělá reprodukce se obvykle skládá z několika kroků. Jmenovitě se jedná o odchyt či odchov generačních ryb, umělé oplození jiker, líhnutí jiker, odchov ryb v kontrolovaných podmínkách a posléze vysazování uměle odchovaných ryb do

přirozeného prostředí (Pokorný a kol., 1992). V současné době se počet umělých chovů zvyšuje, s cílem zachovávat, doplňovat nebo obnovovat volně žijících populace (Huusko and Vehanen, 2011).

První pokusy o umělý výtěr lososa obecného (*Salmo salar* Linnaeus, 1758) a pstruha obecného probíhaly ve 20. a 50. letech 19. století (Andreska, 1997). Prvotním cílem umělého rozmnožování byla snaha o záchranu lososa obecného, který se ve volných vodách na území ČR vytrácel (Adámek a kol., 2015). Pstruhařství neboli chov lososovitých ryb je do dnešní doby nejvíce rozšířeným odvětvím umělé reprodukce ryb (Pokorný a kol., 2004). Na druhou stranu se ale v současnosti běžně uměle rozmnožují i ostatní druhy ryb, jako je bolen dravý (*Aspius aspius* Linnaeus, 1758), jelec jesen (*Leuciscus idus* Linnaeus, 1758), candát obecný, cejn velký, hrouzek obecný, jelec tloušť, kapr obecný, lín obecný, mník jednovousý, okoun říční, parma obecná, sumec velký, štika obecná a další (Randák a kol., 2013).

Základní podmínkou umělého výtěru je zisk kvalitních generačních ryb, z odchovných zařízení nebo z volných vod, kdy je důležité dobré načasování a zvolení vhodného stanoviště pro odchyt. Odlovené ryby, například pomocí elektrického agregátu, sítí nebo lapacích zařízení, se rozdělí dle pohlaví a umístí se do manipulačních nádrží (Říha, 1986; Dus a kol., 2010). Po rozdělení je možné uskutečnit umělý výtěr přímo v terénu nebo se dle potřeby generační ryby převážejí v manipulačních nádržích na líheň a výtěr se provádí až tam (Randák a kol., 2013). Samotný proces vytírání je poměrně složitá činnost a je proto důležité ho uskutečňovat za přítomnosti pracovníků, kteří mají potřebné teoretické znalosti a především praktické zkušenosti. Pro každý druh ryb může být použit jiný způsob výtěru, přičemž důležitou roli hraje i velikost ryby (Pokorný a kol., 1992).

Počáteční fáze výtěru spočívá v uchopení samice (tzv. jikernačky) a následného vytlačení jiker do přistavené suché a čisté misky (Adámek a kol., 2013). Po vytření musí být miska uzavřena víčkem nebo překryta vlhkým hadrem, aby se zabránilo vyschnutí jiker. Dále by měla být miska přemístěna na bezpečné místo, kde bude zajištěna optimální teplota. Pohlavní produkty od samců (tzv. mlíčňáků) se mohou odebírat více způsoby. Buď je mlíčí vytíráno podobně jako u jikernaček nebo se mlíčí odebírá pomocí injekčních stříkaček. Mlíčí je skladováno při teplotě 2-4 °C (Kocourek a kol., 2012). Pro snazší manipulaci při výtěru větších ryb se používají anestetika, která výtěr usnadní a především ochrání rybu před poškozením.



Obrázek 4. Umělý výtěr samice a samce pstruha duhového (zdroj: http://rybsvazjbc.cz/?page_id=125)

Konečnou fází výtěru je smíchání vytřených jiker s mlíčím (Pokorný a kol., 1992). Aby byla co nejvíce podpořena genetická variabilita budoucího potomstva, je doporučováno jikry samic smíchat dohromady a následně je nechat oplodnit spermatem hned od několika samců. Přičemž jako nejoptimálnější se jeví metoda, kdy jsou jikry od uměle odchovaných samic oplodněny spermatem od volně žijících samců (Randák a kol., 2013). Po dostatečném promíchání jiker s mlíčím se přidá voda, která zaktivuje spermie a tím začne proces oplozování (Pokorný a kol., 1992). Jikry s mlíčím se nechávají odstát 3-4 minuty, během této doby dochází k samotnému oplozování jiker, uzavření mikropyle a bobtnání jiker. Po tomto procesu se voda z misek slévá, jikry jsou proplachovány čerstvou vodou a dochází k odstraňování mlíčí a neoplozených jiker (Luska kol., 1987). Procentuální úspěšnost oplození se při umělém výtěru pohybuje od 80 do 90 % (Pokorný a kol., 1992). Oplozené jikry se nejčastěji ukládají na ploché aparáty (např. Rückel-Vackovi aparáty) nebo do inkubačních lahví (např. Zugské lahve), kde dochází k inkubaci a následnému líhnutí neboli kulení (Příhoda, 2006).



Obrázek 5. Rückel-Vackovi aparáty (zdroj:vlastní) a Zugské láhve (zdroj: <https://www.chytej.cz/clanky/1398/kapri-trochu-jinak-3-dil-kapr-v-produkcnim-rybarstvi/>)

3.4.3.1 Kulení plůdků

Po inkubaci dochází k vykulení (vylíhnutí) váčkového plůdku z jiker (Pokorný a kol., 2003). Kamler (1992) popisuje líhnutí jako jev, při kterém zárodek opouští vaječný obal a přechází tak do vnějšího prostředí. Ke kulení dochází, když se ke konci inkubační doby začíná embryo v jikře stále více pohybovat. V konečné fázi dochází k pokusům o napřimování těla a následkem toho dojde k prasknutí jikrných obalů a osvobození plůdku (Dus a kol., 2010). U většiny ryb dochází ke kulení ocáskem napřed (Pokorný a kol., 2003).

Jakmile se ryby vylíhnou, dochází ke změně chování, kdy se zapojují smyslové orgány, které pak informují jedince o vnějším prostředí (Peňáz, 2001). Dochází také k prvním vědomě pohybovým reakcím, kdy se jednotlivci přesouvají směrem k nebo od zdroje podnětu a nastávají jevy jako je např. ukrývání, unikání před světlem či zvýšení citlivosti vůči stresovým faktorům prostředí (Peňáz, 2000). V tomto období vývoje ryb vzrůstají nároky na kyslík, je tedy potřeba zvýšit průtok vody celým inkubačním zařízením (Pokorný a kol., 2013).

3.4.3.2 Odchov plůdků a násad

Mezi způsobem odchovu plůdků a násad jednotlivých druhů ryb jsou v důsledku jejich lišících se nároků významné rozdíly. Násady některých druhů ryb se odchovávají extenzivně, jiné intenzivně, případně kombinací obou způsobů (Randák a kol., 2013). V minulosti se praktikovala především metoda extenzivní a to proto, že intenzivní způsob nebyl dostatečně

propracován a nedostatečná adaptace ryb na granulovaná krmiva způsobovala vysokou mortalitu plůdků (Příhoda a kol., 1989).

Extenzivní metody jsou realizovány pomocí odchovných objektů, které jsou buď přírodní, nebo uměle vytvořené. Mezi přírodní jsou řazeny především odchovné potoky, zatímco umělé vybudované jsou například zemní odchovné rybníčky, příkopové rybníčky, náhony atp. (Pokorný a kol., 1992). Pokud se k odchovu násad používají odchovné potoky, je ideální obhospodařovat například pouze dolní část, přičemž horní část potoku je ponechána pro přirozený vývoj rybích populací (Dus a kol., 2010). Principem extenzivního způsobu je, že již rozkrmený plůdek je vysazován do odchovných objektů, kde může být částečně podpořen jeho další přirozený vývoj. Naslund (1992) ve své studii porovnával ryby chované v rybích líhních a ryby chované extenzivním způsobem. Ryby chované extenzivním způsobem mají dle jeho výsledků větší šanci na přežití než ryby z líhní. Stejného názoru je i Huet (1986), který se taktéž přiklání k extenzivnímu odchovu a to z toho důvodu, že ryby odchované tímto způsobem jsou zvyklé na přirozenou potravu a tím se jejich šance na přežití ve volných vodách výrazně zvyšuje.



Obrázek 6. Sádky Jablonec nad Nisou (zdroj: vlastní)

Intenzivní odchov je charakterizován vykrmováním plůdků pomocí granulovaných krmných směsí ve speciálních nádržích (Randák a kol., 2013). Speciálními nádržemi se rozumí například plastové, betonové či laminátové žlaby, kruhové rybníčky, sádky atp. (Pokorný a kol., 1992). V praxi se často používají kruhové nádrže, které zajistí optimální proudění vody, rychlé odstranění usazených pevných látek a především poskytují stejnou

kvalitu vody ve všech částech nádrže (Timmons et al., 1998). Důležitým faktorem je kvalita vody, která by měla odpovídat chemickými a fyzikálními parametry pitné vodě. Pro tento způsob odchovu je doporučováno používat stejný zdroj vody, který byl použit pro inkubaci jiker (Gela et al., 2013). Posledním způsobem je kombinace extenzivního a intenzivního odchovu. Nejdříve je plůdek v prvních třech měsících odchováván intenzivně a poté následuje vysazení do potoků a nádrží určených k extenzivnímu odchovu s přirozenou potravou (Dus a kol., 2010). Po dostatečně dlouhém vývoji se násady či plůdky začínají vysazovat do volných vod anebo se používají pro další chov do stadia generačních ryb (Pokorný a kol., 2004; Dus a kol., 2010).

3.5 Vysazování uměle odchovaných ryb

Dle Craiga (2016) je vysazování popsáno jako vypuštění juvenilních ryb do vodního prostředí. Přičemž mladé ryby používané pro vysazování jsou získávány buď z přirozeného prostředí nebo z rybích líhní. Při vysazování je vhodné dodržet základní pravidla, která zabrání co nejmenšímu následnému úhynu. Ryby určené k vysazování by měly být dostatečně vyvinuté, v dobré kondici a připravené na adaptaci v novém prostředí (Pokorný a kol., 1992). Charakter toku by měl mít co nejlepší vlastnosti pro dobrou aklimatizaci vysazovaných ryb. Těmito vlastnostmi se rozumí například dostatek přirozené potravy a úkrytů, čistota toku, dostatečné množství kyslíku, minimální výskyt predátorů, stanoviště vhodná k přirozenému rozmnožování atp. (Dus a kol., 2010). Neoptimálnější podmínky pro vysazování ryb jsou na jaře na přelomu dubna a května. Další vysazování se provádí na podzim v průběhu září a října (Lusk a kol., 1992).

Před vysazením ryb do volných vod se musí provést jejich přeprava. Podle množství, druhu ryb a jejich velikosti, ale také vzdálenosti se způsoby přepravy liší (Adámek a kol., 1995). Například přeprava plůdků je náročnější, než přeprava ostatních věkových kategorií ryb. Před samotným vysazováním musí dojít k několika opatřením, aby se zabránilo případným ztrátám. Jedním z nich je vyrovnání teplotních rozdílů mezi vodou v přepravních nádobách a vodou cílovou (Pokorný a kol., 1992).



Obrázek 7. Vysazování z raftu umožní distribuci ryb v rámci celého revíru (Randák a kol., 2013)

Poté co jsou teploty vyrovnány, se realizuje samotné vysazování. Tento proces je pro ryby velmi stresující, proto je potřeba ho provádět co možná nejšetrněji. Mladší věkové kategorie jsou vypouštěny z více míst, aby se nestaly snadnou kořistí a našly tak dostatek potravy a úkrytů, zatímco starší násady, například u druhů ryb jako je kapr a lín, se obvykle vypouštějí z jednoho nebo několika málo míst zarybňovaného úseku (Pokorný a kol., 1992; Adámek a kol., 1995). Tento názor je však zastaralý. Dle Duse a kol., (2010) je výhodnější, aby i starší násady byly vysazovány rovnoměrně podél celé délky zarybňovacího toku, přičemž podstatné je vybírat místa s dostatkem úkrytů. Rovnoměrné vysazení násad má hned několik výhod, například menší riziko napadení predátory, snížení vnitrodruhové konkurence a tlaku na původní populace ryb. Pokud dojde k vysazení ryb ve velkých počtech do jednoho místa, nastává horší distribuce ryb do vhodných stanovišť (Cresswell, 1981).

Po vysazení začíná adaptace nově vysazených ryb na nové prostředí. Zprvu bývají ryby malátné a s minimálními pohyby zůstávají v blízkosti břehů. Aby se ryby stihly dostatečně aklimatizovat, je vhodné udělat opatření proti jejich předčasnému lovení (Adámek a kol., 1995). Proces úspěšné adaptace vysazovaných ryb na přírodní podmínky závisí na mnoha faktorech. Důležitý je způsob odchovu, velikost při vysazení, ale především záleží na původu ryb a jejich genetických vlastnostech (Dus a kol., 2010). Pokud dochází k vysazování, je dobré vždy upřednostnit násady místní, před násadami dovezenými z jiných regionů, případně ze zahraničí. Násady pocházející z generačních ryb místních populací jsou schopny se lépe adaptovat na nové prostředí (Randák a kol., 2013). Jako nejlepší způsob odchovu vysazovaných ryb se jeví způsob extenzivní, kdy dochází alespoň částečně k přivyknutí na

přirozenou potravu (Huet, 1986). Velký vliv na adaptaci má i věk vysazované ryby. Pokud je ryba do přirozených vod vysazena po relativně krátkém období v líhni, mohou u ní být zachovány původní vlastnosti chování a tím může dojít k lepší aklimatizaci na nové prostředí (Salonen and Peuhkuri 2004).

Pokud je zapotřebí podpořit volně žijící populace ryb umělou reprodukcí, je důležitá vysoká genetická variabilita vysazovaných ryb, ale i podobnost genetického profilu vysazovaných ryb profilu původních populací. Pokud je tento postup dodržován, při křížení původních a nasazovaných populací nedochází k rizikům spojených s outbreední depresí (viz kapitola 3.5.1.1; Kocourek a kol., 2012).

3.5.1 Chování uměle odchovaných ryb ve volném prostředí

Rozdíly v chování mezi divokými a uměle odchovanými rybami jsou zjišťovány zejména v oblastech příjmu a vyhledávání potravy, reakcí na predátory, projevů agrese vůči ostatním rybám a reprodukčního chování (Huntingford, 2004). Podle Duse a kol., (2010) vykazují větší schopnost adaptace ryby, které byly odchovávány extenzivním způsobem v odchovných potocích a rybnících s přirozenou potravou než ryby, které byly odchovávány v intenzivních umělých chovech. Mnoho autorů se ztotožňuje s tvrzením, že vysazování ryb do přirozených toků negativně ovlivňuje původní populace. Vysazované ryby ovlivňují divoké například predací, konkurencí, ale i přenosem nemocí (White et al., 1995; Einum and Fleming, 2001). Dalším velmi negativním průvodním jevem vysazování uměle odchovaných ryb je genetické ovlivnění původních populací (Heggenes et al., 2002). Většina vysazených ryb totiž nepochází z toku, do něhož jsou vysazovány a tím dochází k ohrožení původní rybí populace (Gross et al., 2001; Gum et al., 2003). Vlivem nedostatečného přizpůsobení násad na nové podmínky až 95 % uměle odchovaných ryb vypuštěných do volných vod uhynie, anebo poslouží jako potrava jiným živočichům (Brown and Laland, 2001).

3.5.1.1 Genetická proměnlivost uměle odchovaných a divokých ryb

Uměle odchované ryby se oproti divokým rybám liší různou měrou i geneticky. Genetické odlišnosti závisí na původu generačního hejna, které se používá pro umělý výtěr, ale také na způsobu odchovu. Vlivem odlišného prostředí a genetického základu vznikají mezi oběma skupinami různé fenotypové a genotypové odchylky (Hanák, 2008). Snustad (2009) popisuje genotyp jako souhrn všech dědičných vloh jedince uložených v genech. Uplatnění či

projev těchto vloh poznáváme pomocí fenotypu, který vzniká působením genotypu a vnějšího prostředí (Nečásek, 1997). Změna fenotypu může být ovlivněna nejen přírodními podmínkami, ale také podmínkami, které byly vytvořeny člověkem (Huntingford, 2004). Genetické odlišnosti uměle odchovaných ryb a ryb divokých mohou být i důsledkem úmyslného či neúmyslného výběru, náhodného genetického driftu či inbreedingu (Price, 1999). Inbreedingem neboli křížením příbuzných jedinců (Frankham et al., 2002), dochází ke ztrátě genetické diverzity a je snížena heterozygotnost (genetická variabilita) rybích populací (Bezdíček a kol., 2010). Tento jev může mít za následek ztrátu některých vzácných alel, které jsou nositeli znaků určitých vlastností a pro přežití ryb v dané lokalitě jsou nezbytné. Příkladem takové vlastnosti může být například ochranné zbarvení (Taylor and Larkin, 1986). Opakem inbreedingu je outbreední deprese, tedy zanesení genu z jiné populace (uměle odchovaných ryb) do genomu divokého potomstva (Edmands, 2007). Jinými slovy, pokud vysazený jedinec přežije a zapojí se do přirozeného rozmnožování, dojde ke křížení původních a nepůvodních populací. Toto křížení následně ovlivní genetickou čistotu původních populací ryb (Tymchuk et al., 2007; Hutchings and Fraser, 2008), dojde ke zhoršení fitness a schopnosti adaptace původních populací na místní podmínky prostředí (Weiss et al., 2001). Aby se zamezilo negativnímu ovlivňování původní populace, je nutné vysazovat takové násady, které pocházejí z generačních ryb místních populací a byly odchovány v prostředí, které se co nejvíce podobá tomu, do něhož budou vysazovány (Hanák, 2008).

3.5.1.2 Adaptace uměle odchovaných ryb na přirozenou potravu

Schopnost přizpůsobit se přirozené potravě je pro vysazené ryby jedním z hlavních limitujících faktorů pro přežití ve volných vodách (Bachman, 1984). Ryby z líhní jsou pravidelně krmeny kvalitními směsmi, nejsou tedy nuceny potravu obtížně vyhledávat anebo za ní dokonce migrovat (Huntingford, 2004). Sundström a Johnsson (2001) provedli experiment, kdy porovnávali potravní chování divokých a uměle odchovaných ryb z jedné řeky. Z tohoto experimentu bylo zjištěno, že divoké ryby přijímaly více potravy, byly aktivnější v útocích na živou kořist a efektivněji ji napadaly než ryby odchované v umělých systémech. Toto tvrzení je ve shodě se Sanchezem et al., (2001), který potvrzuje, že uměle odchované ryby přijmou mnohem méně potravy v porovnání s rybami divokými. Podle Huntingfordové (2004) se přizpůsobení na živou kořist může rychle změnit v důsledku nasbíraných zkušeností z nového prostředí. Po pár týdnech po vypuštění uměle odchovaných

ryb do volných vod, bylo zjištěno, že žaludky těchto ryb byly podstatně prázdnější než u divokých ryb, nicméně po 2 měsících se žaludeční obsah postupně vyrovnával (Munakata et al., 2000). Uměle odchované ryby obecně přijímají menší množství potravy, ale za to mají mnohem větší nároky na potravu, co se objemu týče (Thoedesen et al., 1999). To nasvědčuje i tomu, že obsah žaludku u vysazených uměle odchovaných ryb obsahuje větší podíl nepotravni složky, jako jsou například kamínky či listí (Johnsen and Ugedal, 1986). Mnoho druhů ryb má tendenci konzumovat více náletového hmyzu, který se usazuje na hladině. Tento fakt může být spojen s návykem ryb z umělých chovů, kdy je granulované krmivo aplikováno na hladinu (Johnson et al., 1996).

Díky nasbíraným zkušenostem z volných vod se u uměle odchovaných ryb zlepšuje i účinnost útoku na živou kořist, kdy je útok takřka stejně efektivní jako u divokých populací (Steingrund and Ferno, 1997). Taktéž Brown et al., (2003) uvádí, že ryby z umělých chovů se po určité době po vysazení mohou přizpůsobit prostředí vlivem učení, kdy ryba získává nové vlastní zkušenosti nebo je přejímá od jiných.



Obrázek 8. Elektronická identifikace očipovaných ryb (zdroj: Dus a kol., 2010)

3.5.1.3 Velikost, růst a zbarvení těla uměle odchovaných ryb

Velikost a rychlost růstu ryb je dána druhem ryby, množstvím přijaté potravy, metabolismem, ale také závisí na teplotě vody a obsahu kyslíku. Obecně je známo, že mladé ryby rostou rychleji, přičemž v dospělosti se jejich růst zpomaluje vlivem vyšší spotřeby energie (Hanák, 2008). Uměle odchované ryby jsou charakteristické větší velikostí a rychlejším růstem, než jim odpovídající divoké ryby stejné věkové kategorie. Rychlejší růst

uměle odchovaných ryb způsobuje mnoho faktorů, například výběr generačních hejn, která dříve pohlavně dospívají a dochází u nich k brzkému vytírání (Fleming et al., 2002), podávání kvalitních průmyslových krmiv, ale také kvalita odchovných zařízení (Berejikian et al., 1999). Podle Hanáka (2008) není zrychlený růst podmíněn jen chovnou kondicí, ale je ovlivněn i genetickými odlišnostmi nebo projevem fenotypu.

Důležitým prvkem pro dobrou adaptaci vysazených ryb je i zbarvení těla. Příkladem mohou být uměle odchované lososovité ryby, které jsou většinou zbarveny světleji než jejich divoké protějšky (Donnelly a Whoriskey, 1991). Důvodem světlejšího zbarvení může být přizpůsobení se ryb barvě podkladu odchovného zařízení (Maynard et al., 1995), ale i strava generačního hejna, kdy může dojít k redukci pigmentu v jikrách a následkem toho se změní barva potěru (Berejikian a kol., 1999). Rozdíl ve zbarvení mezi uměle odchovanými a divokými rybami může mít velký vliv na konkurenční interakce (Hanák, 2008). Lososovité ryby, které mají v sociální hierarchii dominantnější postavení, zůstávají světlejší, zatímco ryby podřízené ztmavnou a tím signalizují svoji podřízenost. Problém nastává tehdy, když odchované ryby nejsou schopny přejímat vzory podřízeného zbarvení a může tak docházet k agresivním potyčkám mezi divokými a odchovanými rybami (Berejikian, 1999).

3.5.1.4 Výživa a energetická bilance uměle odchovaných ryb

Pokud se vysazeným rybám v přirozeném prostředí nedostane dostatečného množství potravy, dochází k ovlivnění jejich růstu a velikosti. Využití živin z potravy záleží i na stravitelnosti a energetické hodnotě potravy. Pokud jedinci rychle rostou, jsou úspěšnější při bránění svého teritoria a získávají lepší potravní, ale i tělesnou kondici (Hanák, 2008). Čím má ryba lepší tělesnou kondici, tím lépe dokáže odolávat predačnímu tlaku (Metcalf a Thorpe, 1992). Uměle odchované ryby ale po třech měsících od vysazení ztrácí 5-25 % tělesné hmotnosti, kdy hlavním důvodem snížení hmotnosti je nevyvážená energetická bilance. S nevyvážením energetické bilance, u uměle vysazených ryb, souvisí i další charakteristiky, například nižší využití potravy, menší vytrvalost a snížení pohybových vlastností (Olla et al., 1998). Následkem toho je organismus nucen spotřebovávat zásobních látky svého těla a tím dochází ke ztrátě tělesné hmotnosti. V horším případě může dojít k vyčerpání organismu a následně ke smrti (Hanák, 2008).

3.5.1.5 Agresivní chování uměle odchovaných ryb

V umělých nádržích jsou často ryby chovány ve velkých hustotách. Tento způsob chovu má za následek zvýšenou agresivitu vůči ostatním jedincům. Agresivita je pro ryby z líhní velmi specifická a její projevy po vysazení jsou značné (Randák a kol., 2013). Agresivní chování je dle Hayesové (2013) naučené a získává se například prostým pozorováním ostatních jedinců nebo může být naučené napodobováním v době vývinu podle vlastní zkušenosti. Agrese může být také vyvolána frustrací, kdy se jedinci nedostane uspokojení, kterého se dožaduje (Dollard et al., 1939). Rozdíly v agresivním chování ryb v líhních a ryb divokých potvrdila řada autorů (např. Einum a Fleming, 2001; Huntingford, 2004; Hedenskog et al., 2002). Příčinou agresivního neboli antagonistického chování jedince ve volných vodách je nenaplnění jeho základních potřeb, mezi něž patří například zisk potravního zdroje, postavení v hierarchii či rozmnožovací pud (Sousa-Santos et al., 2014). Hlavním důvodem agresivního chování v umělých systémech je souboj o potravu a prostor, kde je podávána (Randák a kol., 2013).

Po vysazení uměle odchovaných ryb do volných vod se toto naučené agresivní chování projevuje mnoha konflikty vůči divokým jedincům. Příkladem může být chování lososovitých ryb, které své agresivní chování dávají najevo kousáním, pronásledováním, přibližováním a následným vzdalováním se od svých divokých protějšků (Mason and Chapman, 1965). Takto mohou být méně agresivní ryby vyháněny do energeticky méně příznivých míst (Fausch, 1984). Randák a kol., (2013) spojuje agresivitu ryb s efektem tzv. drahého nepřítele. Efekt drahého nepřítele je spojen s rozpoznáváním a agresivním chováním vůči ostatním jedincům. Míra agresivity, která se projeví při setkání jedinců, se odvíjí dle toho, zda se jedná o jedince známé či neznámé (Frostman and Sherman, 2004). Tuto známost popisuje Chivers et al., (1995) jako familiaritu. Familiarita vzniká po vzájemném kontaktu či zkušenosti během několika dní (Griffiths and Magurran, 1997), kdy u známých ryb dochází ke spolupráci např. při získávání potravy či při obraně před predátory (Griffiths et al., 2004). Leiser a Itzkowitz (1999) prováděli experiment, při kterém zjišťovali míru agrese samce, který si hájil své teritorium. Pokud bylo jeho teritorium narušeno jediným samcem, agresivita bránícího samce byla směřována na odhánění tohoto protivníka. Pokud bylo teritorium ohroženo dvěma jedinci, pozornost bránícího samce byla věnována s větší mírou protivníkovi, který byl velikostně větší. Míra projevované agresivity se změnila, pokud jeden z útočníků byl pro bránícího samce známý. V tomto případě byly útoky samce směřovány na neznámého útočníka. Tento efekt drahého nepřítele je pro nově vysazované ryby velkým rizikem. Po

vysazení jsou tyto ryby napadány původními populacemi, které si brání své teritorium. Vysazeným rybám tak nezbývá nic jiného, než putovat do jiných míst a cílené vysazování tak ztrácí svůj smysl (Randák a kol., 2013). Podle Browna et al., (1996) hraje důležitou roli při vysazování ryb vzájemné rozeznávání na základě příbuznosti, např. na základě pachových stop nebo vizuálních znaků. Pokud jsou si ryby příbuzné, dochází u nich v určitých podmínkách ke vzájemné podpoře, dojde-li ale k omezení životních podmínek, příbuzní jedinci jsou vůči sobě více agresivní než k jedincům nepříbuzným.

Agresivní chování je spojeno i s růstovým hormonem, Fleming et al., (2000) zjistil, že rychleji rostoucí salmonidi, mají vyšší hladinu tohoto hormonu, jenž má za následek zvýšenou agresi. Projevy agresivního chování mohou mít negativní vliv na zdravotní stav jedince a jeho přežití (Chapman, 1962). Agresivní chování může vyžadovat větší výdej energie, a to pak může způsobit větší nápadnost pro predátory (Jakobsson et al., 1995). Například agresivní jedinci brání potravní zdroj i přesto, že není omezen. Toto chování má za následek větší spotřebu energie a jedinci tak rostou pomaleji, než méně agresivní protějšky (Weber a Fausch, 2003). Výsledkem velkých výdejů energie je pak menší velikost, která neumožňuje rybám dostatečný respekt z predátorů, a stávají se tak snadnou kořistí.

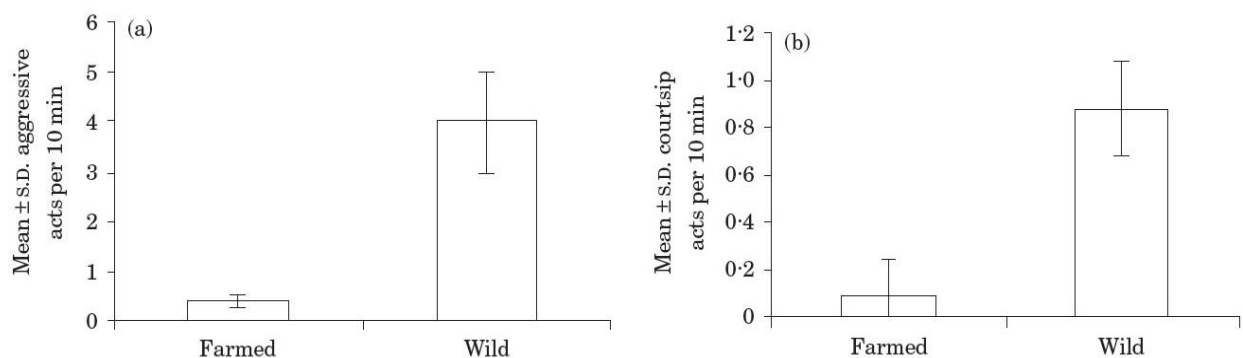
3.5.1.6 Reprodukční chování vysazených ryb

Značné rozdíly mezi uměle odchovanými a divokými rybami se projevují i v reprodukčním chování. Ryby odchované v umělých chovech byly vytírány pouze uměle, nenaučili se reprodukčnímu chování v přirozeném prostředí a dochází u nich tak i k menší úspěšnosti reprodukce (Fleming et al., 1996). Mnoho autorů (Felming and Gross, 1993; Lura et al., 1993; Fleming et al., 1996; Huntingford, 2004; Randák a kol., 2013) se zabývalo a doposud zabývá rozdílným reprodukčním chováním uměle odchovaných ryb od volně žijících populací.

Uměle odchovaní samci, kteří jsou vysazeni do volných vod, mají větší varlata než volně žijící samci (Fleming and Gross, 1993), ale v třetím období jsou odchovaní samci mnohem méně agresivní v soubojích o samice než jejich divoké protějšky. Následkem toho jsou uměle odchovaní samci méně úspěšní v namlouvání a dochází tak k menšímu počtu páření (Huntingford, 2004). Podle odhadů Fleminga et al., (1996) je reprodukční úspěch uměle odchovaných samců jen 1 až 3 % vůči divokým samcům.

I uměle odchované samice vykazují menší aktivitu v reprodukčním chování než jejich divoké protějšky. Samice, které byly uměle odchovány a následně vysazeny do volných vod

se účastní menšího počtu páření, dochází u nich k nedostatečné a nekvalitní výstavbě hnízd (Johnsson, 1997) a jejich oplozené jikry trpí větší úmrtností než u divokých samic (Fleming et al., 1996). Rozdílnému reprodukčnímu chování samic se také věnovali Fleming and Gross (1993), kteří zastávají názor, že uměle odchované samice jsou schopny vyprodukovat více vajíček na základě vyšší tělesné hmotnosti, ale dochází u nich k menšímu počtu oplození. Tento fakt potvrdili i Lura et al. (1993), kteří zkoumali reprodukční chování vysazených samic lososa obecného. Z jejich výsledků vyplývá, že samice tohoto druhu, mající menší tělesnou hmotnost než samice divoké, ukládaly méně vajíček do svých hnízd a tím docházelo k menší úspěšnosti v reprodukci.



Obrázek 9. Rozdíly v reprodukčním chování uměle odchovaných samců lososa obecného od divokých populací v období páření: a) agresivní chování b) námluvy (zdroj: Fleming a kol., 1996).

Jak už bylo naznačeno, významným faktorem úspěchu při rozmnožování je i tělesná hmotnost. Pokud jsou samice malé tělesné hmotnosti, pozdě se dostávají na výtěr, vyprodukují méně vajíček a také jich více ztratí (Flemin and Gross, 1993). Reprodukční úspěch vysazených samic je o 1/3 nižší než u samic divokých a v celkovém srovnání s divokými populacemi se reprodukční úspěch uměle odchovaných ryb ve volných vodách pohybuje pouze kolem 11 až 19 %. Příčinou takto malé úspěšnosti je domestikace ryb, která způsobuje jak reprodukční, tak i konkurenční méněcennost u dospělých uměle odchovaných jedinců (Fleming et al., 1996).

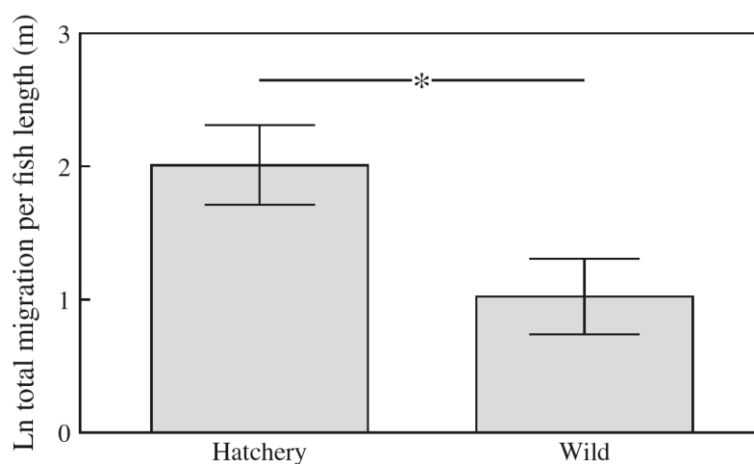
3.5.1.7 Migrační chování vysazených ryb

Vlivem návyků na odchovné prostředí, i se současnou nezkušeností se sociální strukturou ryb v tocích, se uměle odchované ryby zdržují v místě vysazení (Brown et al.,

2001), což může být atraktivní pro případné predátory. Cílem vysazené ryby je najít vhodné podmínky pro další přežití. Pokud tyto podmínky nenajde, je nucena migrovat (Thorfve, 2002). V současnosti se vysazuje celé druhové spektrum ryb, a proto nejsou jednotlivé projevy migrace u všech druhů stejné. Pohybem vysazených ryb ve volných vodách se zabývalo mnoho autorů (např. Symons, 1969; Cresswell, 1981; Thorfve, 2002; Aarestrup et al., 2005; Horká a kol., 2015).

Symons (1969) například udává, že ve stejném toku se vysazené násady lososa obecného pohybují méně, než divoký losos obecný. S tímto názorem se ztotožňuje více autorů, kteří tento fakt objasňují tím, že uměle odchované ryby jsou vytrvalostně horší plavci, než ryby divoké (Vincent, 1960; Greene, 1964; Bams, 1967).

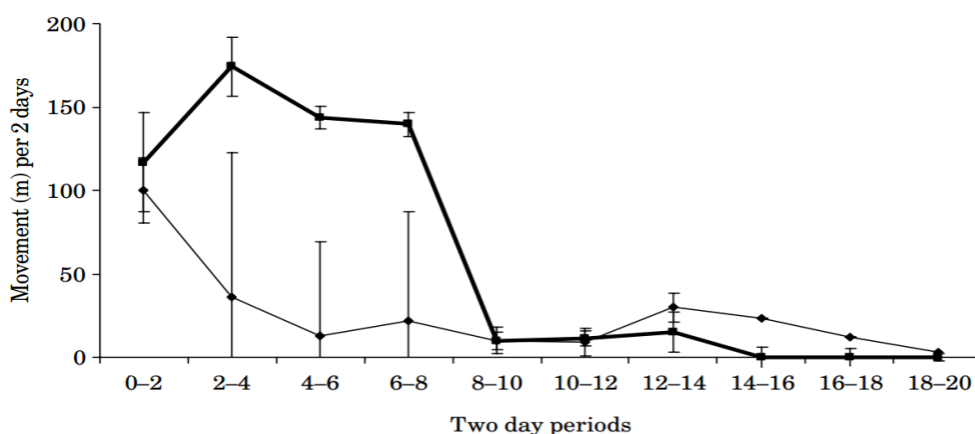
Heggenes et al., (2006) se pro změnu zaměřili na pohyby lipana podhorního po vysazování. Lipani podhorní byli označeni a následně vypuštěni do volných vod. Většina lipanů zůstala poblíž místa, kde byli vysazeni v rozmezí cca $\pm 0,5$ km, někteří z nich byli zaznamenáni až 153 km po proudu od vysazení. Stejným druhem ryb se zabývali i Horká a kol., (2015). Podle jejich výzkumu se lipani podhorní přesouvali na větší vzdálenosti než původní divoké ryby, a to především směrem po proudu. Deset procent vysazených lipanů nebylo již nikdy lokalizováno. Důvodem může být buď jejich predace nebo přesun po proudu na vzdálenost přesahující 20 km. Autoři tohoto výzkumu ale upozorňují, že vzhledem k velkému výskytu příčných překážek na toku, je pravděpodobnější, že ryby byly uloveny některým z predátorů.



Obrázek 10. Porovnání celkové migrace uměle odchovaných a divokých lipanů podhorních (zdroj: Horká a kol., 2015)

Migrační chování pstruhů po vysazení z odchovného systému do řeky sledovali i Aarestrup a kol., (2005). Po pěti týdnech monitorování, bylo zaznamenáno 13 živých pstruhů

z 50 vysazených. Z jejich výzkumu vyplývá, že u přežívajících ryb byl pozorován výrazně nižší pohyb za den než u ryb, které později zmizely, nebo uhynuly. Tyto rozdíly v chování byly nejvýraznější během 2 až 8 dnů po vypuštění, zatímco po 20. dnu již nebyla zpozorována další mortalita. Hlavní příčina úmrtnosti sledovaných ryb byla připisována vydře říční (*Lutra lutra* Linnaeus, 1758).



Obrázek 11. Záznam migrace ryb, které zemřely (■) nebo přežily (◆), za sledované období (zdroj: Aarestrup kol., 2005)

3.5.1.8 Adaptace vysazených ryb na přirozené predátory

Odlíšnost chování uměle odchovaných ryb se významně projevuje i v reakci na predátory. Ryby odchovávané v umělém prostředí nejsou ničím ohrožovány, nedochází tedy k selekčnímu tlaku vlivem rybožravých predátorů, jak tomu je ve volných vodách (Kohane and Parsons 1989). V důsledku nedostatečných zkušeností z umělých chovů dochází po vypuštění ryb do volných vod k menšímu vyhýbání se predátorům a stávají se tak snadnou kořistí (White et al., 1995; Johnsson et al., 2001). Podle Berejikiana (1995) se uměle odchované ryby nikdy nenaučí efektivně vyhýbat predátorům, tak jako ryby divoké. Tato skutečnost byla potvrzena i telemetrickou studií lipanů podhorních, kdy bylo pozorováno chování vysazených a současně i divokých ryb v řece Blanici. Výzkumem bylo potvrzeno, že s rostoucím zákalem se kontinuálně zvyšovala aktivita vysazených ryb, zatímco původní divoké ryby reagovaly na zákal pouze do určité prahové hodnoty, od které již svoji aktivitu nezvyšovaly (Horká a kol., 2015). Ryby odchované v umělých systémech vykazovaly po nasazení do volných vod podstatně nižší noční aktivitu než divoké populace ryb, které měly výrazně intenzivnější noční pohyb a to především za účelem shánění potravy, kdy bylo menší riziko setkání se s predátory (Vanderpham et al., 2012). Důsledkem domestikace ryb je i

menší plachost, proto se uměle odchované ryby stávají snazší kořistí pro vodní a ptačí predátory, ale i rekreační rybáře (Vincent, 1960; Marnell, 1985). Vzhledem k této nezkušenosti je zaznamenána vyšší mortalita u uměle odchovaných ryb, než u ryb divokých (Alvarez and Nieceza; 2003).

4 Závěr

V celé ČR, ale i v zahraničí se vysazování ryb do volných vod stále používá jako prostředek k udržení populací různých druhů ryb. Vysazování nicméně neřeší příčiny poklesu populací, ale snaží se pouze snižovat jeho důsledky. Vzhledem k negativním vlivům na divoké populace, je tato metoda mnoha odborníky kritizována. Uměle odchované ryby nejsou pro život v přirozených podmínkách dostatečně připraveny, proto po vysazení do volných vod dochází k vysoké mortalitě a cílené vysazování tak může mít zcela opačný efekt. Ryby z líhní si po vysazení hůře zvykají na nový druh potravy, a proto jí také méně přijmou, obtížněji odolávají predačnímu tlaku a jsou méně úspěšné v rozmnožování než ryby divoké. Pro vysazované ryby je typická vysoká agresivita, kdy hlavní příčinou vysoké agresivity jsou časté souboje o potravu a prostor v chovných zařízeních. Toto naučené chování posléze negativně ovlivňuje vztahy mezi uměle odchovanými a divokými rybami. Dalšími nevýhodami uměle odchovaných ryb, je například větší náchylnost k onemocnění, nižší intenzita zbarvení a nedostatečně vyvinuté ploutve. Aby nedocházelo k rizikům spojených s umělým odchovem ryb, je zapotřebí zvolit správné technologie, které zajistí jejich lepší adaptaci po vysazení.

Mnoha odborníky je doporučováno odchovávat ryby, určené pro vysazování do volných vod, extenzivním způsobem a v podmínkách, které napodobují přirozené prostředí. Výhodou tohoto způsobu je odchov ryb v nižších obsádkách a lepší přivyknutí na přirozenou potravu. Dále je vhodné odchovávat násady z místních generačních ryb, které jsou poté vysazeny do místního toku a to ve vegetačním období, kdy je dostatek potravy. Lepší adaptabilitu projevují ryby, které nebyly dlouze odchovávány v umělých systémech a byly vysazeny hned po vykulení z jiker, maximálně ve stádiu čtvrtročka. Toto vysazování má za následek větší mortalitu ryb, ale výrazně se zvyšuje schopnost adaptace na nové prostředí.

Aby byla co nejvhodněji zvolena strategie pro obhospodařování volných vod v ČR, je nutné dodržovat některá konkrétní doporučení. Nejlepší variantou se jeví podporovat přirozenou reprodukci v místech, kde je to možné. Popřípadě doplňovat toky uměle odchovanými rybami pouze v obohacených extenzivních podmínkách nebo např. na aparátech přímo v toku. Velmi přínosná může být i diverzifikace revírů. Cílem diverzifikace je zvýšit ochranu původních populací ryb a zároveň zvýšit spokojenost rybářů. Zákaz vysazování a omezení rybolovu, by mělo být stanoveno na tocích, kde se nachází ještě zbytky původních populací a probíhá tam přirozená reprodukce. Zatímco u silně ovlivněných ploch (např. údolní

nádrže), které nemohou být vráceny do dobrého ekologického stavu, je možné povolit intenzivní rybaření a vysazování širokého druhového spektra ryb.

5 Seznam použité literatury a internetových zdrojů

Aarestrup, K., Jepsen, N., Koed, A., Pedersen, S. 2005. Movement and mortality of stocked brown trout in a stream. *Journal of Fish Biology*. 66(3). 721-728.

Adámek, Z., Andreska, J., Dubský, K., Edelmann, Z., Hanel, L., Hanzély, P., Hartvich P., Kepr, T., Křivanec, K., Kučera, M., Lusk, S., Navrátilová, J., Tomi, P., Tychler, M., Stupka, P., Vostradovský, J. 2015. *Rybářství a rybolov*. Český rybářský svaz. Praha. 384 s. ISBN: 978-80-905280-4-8.

Adámek, Z., Dubský, K., Jarolímková, B., Just, T., Kolářová, J., Lusk, S., Navrátil, S., Nusl, P., Svobodová, Z., Šíma, A., Štípek, J., Vančura, Z., Vrána, K. 2013. *Příručka pro rybářské hospodáře*. Český rybářský svaz. Praha. 512 s. ISBN: 978-80-905280-2-4.

Adámek, Z., Vostradovský, J., Dubský, K., Nováček, J., Hartvich, P. 1995. *Rybářství ve volných vodách*. Victoria Publishing. Praha. 205 s. ISBN: 80-7187-008-0.

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(6). 1565-1577.

Andreska, J. 1987. *Rybářství a jeho tradice*. Státní zemědělské nakladatelství. Praha. 208 s. ISBN: -

Andreska, J. 1997. *Lesk a sláva českého rybářství*. NUGA. Pacov. 166 s. ISBN: 80-85903-06-7

Arlinghaus, R., Mehner, T. 2005. Determinant of management preferences of recreational anglers in Germany: habitat management versus fish stocking. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*. 35(1). 2-17.

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

- Balon, E. K. 1975. Reproductive guilds of fishes: A proposal and definitiv. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 32(6). 821-864.
- Bams, R. A. 1967. Differences in performance of naturally and artificially propagated sockeye salmon migrant fry, as measured with swimming and predation tests. Journal of the Fisheries Research Board of Canada. 24(5). 1117-1153.
- Baruš, V., Oliva, O. 1995. Mihulovci (Petromyzontes) a ryby (Osteichthyes). Academia. Praha. 624 s. ISBN: 80-200-0500-5.
- Becker, D. 2001. Fish habitat manual guidelines and procedures for watercourse crossing in Alberta Aquatic Resources Alberta transportation. Kanada. p. 163.
- Berejikian, B. A., 1995. The effects or hatchery and wild ancestry and experience on the relative ability of steelhead trout fry (*Oncorhynchus mykiss*) to avoid a benthic predator. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 52(11). 2476- 2482.
- Berejikian, B. A., Tezak, E. P., Schroder, S. L., Flagg, T.A., Knudsen, C.M., 1999. Competitive differences between newly Emerged offspring or captive-reared and wild coho salmon. Transactions of the American Fisheries Society. 128(5). 832-839.
- Bezdíček, J., Louda, F., Šubrt, J. 2010. Vliv inbrední deprese na znaky reprodukce. Agrovýzkum Rapotín. Rapotín. 37 s. ISBN: 978-80-87144-17-6.
- Birklen, P. 2014. Aktuální podmínky pro obnovu migrační prostupnosti v ČR. In: Sborník Semináře zprůchodnění migračních překážek vodních toků: vydaný k příležitosti 100. zasedání Komise pro rybí přechody při Agentuře ochrany přírody a krajiny ČR. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky. Praha. s. 5–10. ISBN: 978-80-87457-92-4.
- Bone, Q., Moore, R. 2008. Biology of fishes. Taylor and Francis. New York. 497 s. ISBN 0-203-88522-8

Braniš, M., Pivnička, K., Benešová, L., Pušová, R., Tonika, J., Hovorka, J. 1999. Výkladový slovník vybraných termínů z oblasti ochrany životního prostředí a ekologie. Karolinum. Praha. 46 s. ISBN: 80-7184-758-5.

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(3). 313-320.

Brown, C., Laland, K. 2001. Social learning and life skills training for hatchery reared fish. *Journal of Fish Biology*. 59(3). 471-493.

Brown, C., Markula, A., Laland, K. 2003. Social learning of prey location in hatchery-reared Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology*. 63 (3). 738-745.

Craig, J. F. 2016. *Freshwater fisheries ecology*. John Wiley and Sons. Chichester. 899 s. ISBN: 978-1-118-39442-7.

Cresswell, R. C., 1981. Post-stocking movements and recapture of hatchery-reared trout released in to flowing waters - a review. *Journal Fish Biology*. 18(4). 429-442.

Česko. Zákon č. 99 ze dne 1. dubna 2004 o rybníkářství, výkonu rybářského práva, rybářské strážní, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů. In: *Sbírka zákonů České republiky*. 2004. částka 32. s. 1506. Dostupné také z http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/pravni-predpisy-mze/tematicky-prehled/Legislativa-MZe_uplna-zneni_zakon-2004-99-viceoblasti.html

Český rybářský svaz. Profil organizace [online]. Praha. Český rybářský svaz. 2003-2016. [cit. 21.11.2016]. Dostupné z < http://www.rybsvaz.cz/?page=home&lang=cz&home_menu=ano>

Čihař, J. 1983. *O rybách a rybaření*. ROH. Praha. 256 s. ISBN:-

Dollard, J., Doob, L., Miller, N., Mowrer, O., Sears, R. 1939. Frustration and aggression. *Yale University Press*. New Haven. p. 209.

- Donnelly, W. A., Whoriskey, F. G. 1991. Background-color acclimation of brook trout for crypsis reduces risk of predation by hooded mergansers *Lophodytes cucullatus*. North American Journal of Fisheries Management. 11(2). 206-211.
- Dubský, K., Kouřil, J., Šrámek, V. 2003. Obecné rybářství. Informatorium. Praha. 308 s. ISBN: 80-7333-019-9.
- Dus, M., Ehrlich, V., Ende, L., Fröhlich, L., Kout, O., Ludvík, J., Lusk, S., Matůš, J., Ouředníček, J., Pohl, J., Pokorný, J., Randák, T., Slavík, O., Starnovský, D., Steuer, M., Vostradovský, J. 2010. Ryby a rybolov v našich vodách. Reader's Digest Výběr. Praha. 360 s. ISBN: 978-80-7406-095-3.
- Edmands, S. 2007. Between a rock and hard place: evaluating the relative risk of inbreeding and outbreeding for conservation and management. Molecular ecology. 16(3). 463-475.
- Einum, S., Fleming, I. A. 2001. Implications of stocking: Ecological interactions between wild and released salmonids. Nordic Journal of Freshwater Research, 75. 56-70.
- Fausch, K. D. 1984. Profitable stream positions for salmonids: relating specific growth rate to net energy gain. Canadian Journal of Zoology. 62 (3). 441-451.
- Fleming, I. A., Gross, M. R. 1993. Breeding success of hatchery and wild coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) in competition. Ecological Applications. 3(2). 230-245.
- Fleming, I. A., Agustsson, T., Finstad, B., Johnsson, J. I., Björnsson, B. T. 2002. Effects of domestication on growth physiology and endocrinology of Atlantic salmon (*Salmo salar*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 59(8). 1323-1330.
- Fleming, I. A., Hindar, K., Mjølnerød, I. B., Jonsson, B., Balstad, T., Lamberg, A. 2000. Lifetime success and interactions of farm salmon invading a native population. Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences. 267(1452). 1517-1523.

- 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*. 893-905.
- Frankham R., Ballou, J. D., Briscoe D. A. 2002. *Introduction to Conservation Genetics*. Cambridge University Press. New York. ISBN: 05-2163-985-9.
- Frostman, P., Sherman, P. T. 2004. Behavioral response to familiar and unfamiliar neighbors in a territorial cichlid, *Neolamprologus pulcher*. *Ichthyological Research*. 51(3). 283–285.
- Gela, D., Kahanec, M., Rodina, M. 2013. *Metodika odchovu raných stádií jeseterovitých ryb*. Fakulta rybářství a ochrany vod JU. České Budějovice. Vodňany. 45 s.
- Greene, D. M., 1964. A comparison of stamina of brook trout from wild and domestic parents. *Transactions of the American Fisheries Society*. 93(1). 96-100.
- Cresswell, R. C., 1981. Post-stocking movements and recapture of hatchery-reared trout released in to flowing waters - a review. *Journal Fish Biology*, 18(4). 429-442.
- Griffiths, S. W., Magurran, A. E. 1997. Familiarity in schooling fish: how long does it take to acquire?. *Animal Behaviour*. 53(5). 945-949.
- Griffiths, S. W., Brockmark, S., Hojesjo, J., Johnsson, J. I. 2004. Coping with divided attention: the advantage of familiarity. *Proceedings of the Royal Society of London*. 271(1540). 695-700.
- Gross, R., Kühn, R., Baars, M., Schröder, W., Stein, H. Roottmann, O. 2001. Genetic differentiation of European grayling populations across the Main, Danube and Elbe drainages in Bavaria. *Journal of Fish Biology*. 58(1). 264-280.
- Gum, B., Gross, R., Rottmann, O., Schöder, W. Kühn, R. 2003. Microsatellite variation in Bavarian populations of European grayling (*Thymallus thymallus*): implications for conservation. *Conservation Genetics*. 4. 659-672.

- Hanák R., 2008. Interakce mezi volně žijícími a vysazovanými rybami v pstruhových vodách. Buletin VURH Vodňany č. XX1/08. 1-18.
- Hayesová, N. 2013. Základy sociální psychologie. vyd. 5. Portál. Praha. ISBN 978-80-262-0534-0.
- Hedenskog, M., Petersson, E., Järvi, T., 2002. Agonistic behavior and growth in newly emerged brown trout (*Salmo trutta* L.) of sea-ranched and wild origin. *Aggressive Behaviour*. 28. 145-153.
- Heggenes, J., Roed, K., H., Hoyheim, B., Rosef, L. 2002. Microsatellite diversity assesment of brown trout (*Salmo trutta*) population structure indicate limited genetic impact of stocking in a Norwegian alpine lake. *Ecology of Freshwater Fish*. 11(2). 93-103.
- Heggenes, J., Qvenild, T., Stamford, M. D., Taylor, E. B. 2006. Genetic structure in relation to movments in wild European grayling (*Thymallus thymallus*) in three Norwegian rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* . 63(6). 1309-1319.
- Horká, P., Horký, P., Randák, T., Turek, J., Rylková, K., Slavík, O. 2015. Radio-telemetry shows differences in the behaviour of wild and hatchery-reared European grayling *Thymallus thymallus* in response to environmental variables. *Journal of Fish Biology*. 86(2). 544-557.
- Huet, M., 1986. Textbook of Fish Culture. Breeding and Cultivation of Fish, 2nd edn. Fishing News Books, Blackwell Scientific Publications. Oxford. ISBN: 085-23-814-09.
- Huntingford, F. A. 2004. Implications of domestication and rearing conditions for the behaviour of cultivated fishes. *Journal of Fish Biology*. 65(1). 122-142.
- Hutchings, J. A., Fraser, D. J. 2008. The nature of fisheries-and farming-induced evolution. *Molecular ecology*. 17(1). 294-313.
- Huusko, A., Vehanen, T. 2011. Do hatchery-reared brown trout affect the growth and habitat use of wild congeners?. *Fisheries Management and Ecology* 18(3). 258-261.

- Chapman, D. W. 1962. Aggressive behavior in juvenile coho salmon as a cause of emigration. *Journal of the Fisheries Board of Canada*. 19(6). 1047-1080.
- Chivers, D. P., Brown, G. E., Smith, R. J. F. 1995. Familiarity and shoal cohesion in fathead minnows (*Pimephales promelas*): implications for antipredator behaviour. *Canadian Journal of Zoology*. 73(5). 955-960.
- Jakobsson, S., Brick, O., Kullberg, C. 1995. Escalated fighting behaviour incurs increased predation risk. *Animal Behaviour*. 49 (1). 235-239.
- Johnsen, B. O., Ugedal, O., 1986. Feeding by hatchery-reared and wild brown trout, *Salmo trutta* L., in a Norwegian stream. *Aquaculture Research*. 17(4). 281-287.
- Johnsson, J. I. 1997. Individual recognition affects aggression and dominance relations in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Ethology*, 103(4). 267-282.
- 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(4). 788-794.
- Johnson, J.H., McKeon, J.F., Dropkin, D.S., 1996. Comparative diets of hatchery and wild Atlantic salmon smolts in the Merrimack River. *North American Journal of Fisheries Management* 16(2). 440-444.
- Just, T. 2005. Vodohospodářské revitalizace a jejich uplatnění v ochraně před povodněmi. AOPK ČR a MŽP ČR. Praha. 359 s. ISBN 80-239-6351-1.
- Just, T., Šámal, V., Dušek, M., Fischer, D., Karlík, P., Pykal, J. 2003. Revitalizace vodního prostředí. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha. 144 s. ISBN: 80-86064-72-7.
- Kamler, E. 1992. Early life history of fish: An energetics approach. Springer. Nizozemsko. p. 267 . ISBN: 97-80412-337-109.

- Keenleyside, M. H. A. 1979. Diversity and adaptation in fish behaviour. Springer-Verlag. New York. 208 s. ISBN: 0-387-09587-X.
- Kocourek, M., Kašpar, V., Gela, D., Flajšhans, M. 2012. Způsoby osemeňování jiker při umělé reprodukci ryb z hlediska následného využití potomstva. Fakulta rybářství a ochrany vod, Jihočeská univerzita. České Budějovice. 38 s. ISBN: 978-80-87437-54-4.
- Kohane, M. J., Parsons, P. A., 1988. Domestication. Evolutionary change under stress. *Evolutionary Biology*. 23. 31-48.
- Leiser, J. K., Itzkowitz, M. 1999. The benefits of dear enemy recognition in threecontender convict cichlid (*Cichlasoma nigrofasciatum*) contests. *Behaviour*. 136(8). 983– 1003.
- Libý, J. 2001. Zprůchodnění plavebního stupně Střekov na Labi pro protiproudňi migraci lososa. *Vodní hospodářství*. 6. 4-6.
- Libý, J., Slavík, O., Vostradovský, J. 1995. Rybí přechody na regulovaných a kanalizovaných vodních tocích. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka. Praha. 35 s.
- Lura, H., Barlaup, B. T., and Sægrov, H. 1993. Spawning behaviour of a farmed escaped female Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Journal of Fish Biology*, 42(2). 311-313.
- Lusk, S., Baruš, V., Vostradovský, J. 1992. Ryby v našich vodách. Academia. Praha. 239 s. ISBN: 80-200-0231-6
- Lusk, S., Hartvich, P., Lojkásek, B. 2014. Migrace ryb a migrační prostupnost vodních toků. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod. Vodňany. 254 s. ISBN: 978-80-87437-77-3.
- Lusk, S., Skácel, L., Sláma, B. 1987. Lipan podhorní. Český rybářský svaz. Praha. 155 s. ISBN: -

Marek, P. Zajišťování migrační průchodnosti vodních toků. *Ochrana přírody*. [online]. 21. 4. 2013 [cit. 2016-11-25]. Dostupné z < <http://www.casopis.ochranaprirody.cz/zvlastni-cislo/zajistovani-migracni-pruchodnosti-vodnich-toku/>>

Marek, P., Vostradovský, J. 2011. K výstavbě nových rybích přechodů na rybářských revírech. *Rybářství* (6). 14–17.

Marnell, L. F. 1985. Impacts of hatchery stocks on wild fish populations. In: Stroud, R.H. *Fish culture in fisheries management*. Fish Culture Section and Fisheries Management Section of the American Fisheries Society. Bethesda. 339-348.

Mason, J. C., Chapman, D. W. 1965. Significance of early emergence, environmental rearing capacity, and behavioral ecology of juvenile coho salmon in stream channels. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. 22(1). 173-190.

Maynard, D. J., Flagg, T. A., Mahnken, C. V. W. 1995. A review of seminatural culture strategies for enhancing the postrelease survival of anadromous salmonids. In: Schramm, H. L., Piper, R. G., (Ed). *Uses and effects of cultured fishes in aquatic ecosystems*. American Fisheries Society Symposium 15. 307-316.

Metcalf, N. B., Thorpe, J.B., 1992. Early predictors of life history events: the link between first feeding date, dominance and seaward migration in Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Journal of Fish Biology*. 41(sB). 93-99.

Moravský rybářský svaz. Působnost [online]. Brno. Moravský rybářský svaz. 2010. [cit. 21.11.2016]. Dostupné z < <http://www.mrsbrno.cz/index.php/31-o-nas/751-moravsky-rybarsky-svaz>>

Munakata, A., Björnsson, B. T., Jönsson, E., Amano, M., Ikuta, K., Kitamura, S., Kurokawa, T. Aida, K. 2000. Post-release adaptation processes of hatchery-reared honmasu salmon parr. *Journal of Fish Biology* 56(1). 163–172.

- Musil, J., Kalous, L., Vajglová, T. a Petrtýl, M. 2014. Rekreační rybářství a vodní ekosystémy v České republice: principy vedoucí k trvalé udržitelnosti. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, veřejná výzkumná instituce. Praha. 22 s. ISBN: 978-80-87402-36-8.
- Näslund, I., 1992. Survival and distribution of pond- and hatchery-reared 0+ brown trout, *Salmo trutta* L., released in a Swedish stream. *Aquaculture and Fisheries Management*. 23(4). 477-488.
- Nečásek, J. 1997. Genetika. 2. vyd. Scientia. Praha. 112 s. ISBN 80-7183-085-2.
- Olla, B. L., Davis, M. W., Ryer, C. H. 1998. Understanding how the hatchery environment represses or promotes the development of behavioral survival skills. *Bulletin of Marine Science – Miami*. 62(2). 531-550.
- Peňáz, M. 2000, Towards classification and terminology of early life history stages in fishes In: Mikešová, J. (Ed.). Sborník referátů ze IV. České ichtyologické konference, JU v ČB VÚRH ve Vodňanech. s. 243-248
- Peňáz, M. 2001. A general framework of fish ontogeny: a review of the ongoing debate. *Folia Zoologica*. 50(4). 241-256.
- Pokorný, J., Adámek, Z., Dvořák, J., Šrámek, V. 2003. Pstruhařství. 3. přeprac. vyd. Informatorium. Praha. 281 s. ISBN: 80-7333-022-9.
- Pokorný, J., Dvořák, J., Šrámek, V. 1992. Umělý chov ryb. Informatorium. Praha. 261 s. ISBN: 80-85427-19-2
- Pokorný, J., Lucký, Z., Lusk, S., Pohunek, M., Jurák, M., Štědronský, E., Prášil, O. 2004. Velký encyklopedický rybářský slovník. Fraus. Plzeň. 649 s. ISBN: 80-7238-117-2.
- Prchalová, M. Slavík, O. 2004. Testování účinnosti nového rybího přechodu ve Střekově na řece Labi. VII. Česká ichtyologická konference. Vodňany. 189-193.

Prchalová, M., Horký, P., Slavík, O., Vetešník, L., Halačka, K. 2011. Fish occurrence in the fishpass on the lowland section of the Elbe River, Czech Republic, with respect to water temperature, water flow and fish size. *Folia Zoologica. Praha.* 60(2). 104-114.

Price, E. O., 1999. Behavioral development in animals undergoing domestication. *Applied Animal Behaviour Science.* 65 (3). 245-271.

Příhoda, J. 2006. Chov lososovitých ryb. Style. Slovensko. 209 s. ISBN 80-969033-4-9.

Příhoda, J., Vandlík, K., Meleky, V., Lietava, P., 1989. Odchov plodíků pstruha potočného a lipňa v žlaboch. In: Berka, R. Chov lososovitých ryb (sborník referátů z konference). ČSVTS při VÚRH a SRŠ. Vodňany. 135 – 140.

Randák, T., Slavík, O., Kubečka, J., Adámek, Z., Horký, P., Turek, J., Vostradovský, J., Hladík, M., Peterka, J., Musil, J., Prchalová, M., Jůza, T., Kratochvíl, M., Boukal, D., Vašek, M., Andreji, J., Dvořák, P. 2013. Rybářství ve volných vodách. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany podzemních vod. Vodňany. 434 s. ISBN: 978-80-87437-49-0.

Říha J. 1986. Lov ryb elektrinou. Naše vojsko. Praha. 192 s. ISBN:-

Safina, C., Duckworth, A. 2013. Fish Conservation. [online]. 05.02.2013 [cit. 2017-03-02]. Dostupné z < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780123847195003154>>

Salonen, A., Peuhkuri, N. 2004. A short hatchery history: does it make a difference to aggressiveness in European grayling? *Journal of fish Biology.* 65(1). 231-239.

Sanchez, M., P., Chevassus, B., Labbé Lund, J., Quillet, e., Mambrini, M. 2001. Selection for growth of brown trout (*Salmo trutta*) affect feed intake but not feed efficiency. *Aquatic Living resources.* 14(1). 41-48.

Schiemer, S., Waidbacher, H. 1992. Strategies for conservation of a Danubian fish fauna. In Boon P., J., Calow, P., Petts, G., E. River conservation and Management. Wiley a Sons Ltd. Chichester. UK. 363-382.

Slavík, O. 1996. Migrace ryb v Labi pod Střekovem. *Živa*. 4. 179–180.

Slavík, O. 2005. Labská cesta je pro ryby opět snazší. *Rybářství* 3. 6-9.

Slavík, O., Vančura, Z., Musil, J., Horký, P., Lauerman, M., Bůžek, D., Bůžek, M. 2012. Migrace ryb, rybí přechody a způsob jejich testování: metodický postup pro návrh, realizaci a možnosti testování funkce rybích přechodů pro žadatele OPŽP. Ministerstvo životní prostředí. 139 s. ISBN: 978-80-7212-580-7.

Snustad, D. P., Simmons M. J. 2009. *Genetika*. Masarykova univerzita. Brno. 871 s. ISBN 978-80-210-4852-2.

Sousa-Santos, C., Robalo, J., Almada, V. 2014. Spawning behaviour of a threatened Iberian cyprinid and its implications for conservation. *Acta ethologica*. 17 (2). 99-106.

Steingrund, P., Fernö, A. 1997. Feeding behaviour of reared and wild cod and the effect of learning: two strategies of feeding on the two-spotted goby. *Journal Fish Biology*. 51(2). 334-348.

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(1). 249-255.

Symons, E. K., 1969. Greater dispersal of wild compared with hatchery-reared juvenile Atlantic salmon released in streams. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. 26(7). 1867-1876.

Šeplavý, P., Levá, L., Gall, V., Pondělíček, J. 2015. *Rybářství v České republice 2015*. Ministerstvo zemědělství. Praha. 43 s. ISBN 978-80-7434-186-1.

z <<http://www.ceskestredohori.cz/mista/zdymadlo-strekov.htm>>

Šilhavý, V., Hule, M., Pokorný, J., Hartman, P., Berka, R., Andreska, J., Vácha, F., Stupka, P., Linhart, O., Mareš, J., Dubský, K., Vávře, K., Pánský, K. 2012. *Naše rybářství*. České Budějovice: Rybářské sdružení České republiky. ISBN 978-80-901510-7-8.

Šimek, Z. 1954. Rybářství na tekoucích vodách. Státní zemědělské nakladatelství. Praha. 442 s. ISBN:-

Taylor, E. B., Larkin, P. A., 1986. Current response and agonistic behavior in newly emerged fry of chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*, from ocean- and stream-type populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 43(3). 565-573.

Thoedesen, J., Grisdale-Helland, B., Helland, S.J., Gjerde, B., 1999. Feed intake, growth and feed utilisation of offspring from wild and selected Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Aquaculture*, 180(3). 237-246.

Thorfve, S., 2002. Impacts of in-stream acclimatization in post-stocking behaviour of European grayling in a Swedish stream. *Fisheries Management and Ecology*. 9(5). 253-260.

Timmons, M., B., Summerfelt, S., T., Vinci, B., J. 1998. Review of circular tank technology and management. *Aquacultural Engineering*. 18(1). 51–69.

Tlapák, V., Herynek, J. 2001. Úpravy vodních toků a hrazení bystřin. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita. Brno. 146 s. ISBN 80-7157-551-8.

Tymchuk, W. E., Sündström, L .F., Devlin, R. H., 2007. Growth and survival trade-offs and outbreeding depression in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Evolution*, 61(5). 1225-1237.

Tyus, H. M. 2012. *Ecology and Conservation of Fishes*. CRC Press. New York. 529 s. ISBN: 978-1-4398-5854-7.

Vanderpham, J. P., Nakagawa, S., Closs, G. P. 2012. Diel variation in use of cover and feeding activity of a benthic freshwater fish in response to olfactory cues of a diurnal predator. *Environmental Biology of Fishes* 93(4). 547–556.

Vincent, R. E. 1960. Some influences of domestication upon three stocks of brook trout (*Salvelinus fontinalis Mitchell*). *Transactions of the American Fisheries Society*. 89(1). 35-52.

Vítek, T. Technologie chovu ryb [online]. Evropský rybářský fond. 15. července 2013 [cit. 2016-11-12]. Dostupné z <<http://docplayer.cz/4736930-Technologie-chovu-ryb-chovny-cyklus-15-7-2013-ing-tomas-vitek-ph-d-chovny-cyklus-ve-vztahu-k-technologim.html>>

Volf, F. 1956. Rybářská kontrola rybího přechodu ve Střekově. Československé rybářství. 3. 35-36.

Vostradovský J. 1995. Zdymadlo ve Střekově a rybí přechod. Rybářství. 7. 212-213.

Weber, E. D., Fausch, K. D. 2003. Interactions between hatchery and wild salmonids in streams: differences in biology and evidence for competition. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 60(8). 1018-1036.

Weiss, S., Schlötterer, C., Waidbacher, H., Jungwirth, M., 2001. Haplotype (mtDNA) diversity of brown trout *Salmo trutta* in tributaries of the Austrian Danube: massive introgression of Atlantic basin fish – by man or nature? Molecular Ecology. 10(5). 1241–1246.

White, R. J., Karr, J. R., Nehlsen, W.N., 1995. Better roles for fish stocking in aquatic resource management. In: Sachramm, H., L., Piper, R., G. Uses and effects of cultured fishes in aquatic ecosystems. American Fisheries Society Symposium. Bethesda. 527-547.

Wootton, R. J. 1990. Ecology of Teleost Fishes. Springer. London. p. 415. ISBN: 978-94-010-6859-8.