

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Fakulta rybářství a ochrany vod
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Diplomová práce

Je vysazování rychleného plůdku lipana podhorního vhodným
postupem pro podporu tohoto druhu ve volných vodách?

Autor: Bc. Jan Patejřík

Vedoucí diplomové práce: prof. Ing. Tomáš Randák, Ph.D.

Konzultant diplomové práce: Ing. Jan Turek, Ph.D.; M.Sc. Mladen Avramovič

Studijní program: Zemědělská specializace

Studijní obor: Rybářství a ochrana vod

Forma studia: prezenční

Ročník: druhý

České Budějovice, 2023

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem autorem této kvalifikační práce a že jsem ji vypracoval pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu použitých zdrojů.

Jan Patejřík

Datum:

Podpis:

PODĚKOVÁNÍ

Chtěl bych začít tím, že vyslovím velké díky mému vedoucímu diplomové práce, prof. Ing. Tomášovi Randákovi, Ph.D., za jeho vedení, sdílení vědomostí a za neocenitelnou pomoc a podporu. Také bych velmi rád poděkoval za pomoc svým konzultantům - Ing. Janovi Turkovi a Ph.D. a M.Sc. Mladenovi Avramovičovi. Za pomoc se statistickým vyhodnocením dat velice děkuji prof. Ing. Janu Hoškovi, Ph.D. Samozřejmě nemohu opomenout svou rodinu a přítelkyni, kteří mi poskytli nezbytnou podporu.

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

Fakulta rybářství a ochrany vod

Akademický rok: 2021/2022

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(projektu, uměleckého díla, uměleckého výkonu)

Jméno a příjmení:	Bc. Jan PASTEJŘÍK
Osobní číslo:	V21N001P
Studijní program:	N4106 Zemědělská specializace
Studijní obor:	Rybářství a ochrana vod
Téma práce:	Je vysazování rychleného plůdku lipana podhorního vhodným postupem pro podporu tohoto druhu ve volných vodách?
Zadávací katedra:	Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Zásady pro vypracování

Úvod:

Lipan podhorní (*Thymallus thymallus*) byl v našich vodách ještě v nedávné minulosti poměrně hojným druhem. V důsledku působení celé řady negativních faktorů, z nichž zřejmě nejvýznamnější je působení rybožravých predátorů, se stavy jeho populací razantně snížily a na řadě lokalit tento druh zcela vymizel. Uživatelé rybářských revírů se snaží situaci zlepšit vysazováním násad. Toto vysazování je však nejčastěji založeno na využívání jedno či dvouletých uměle odchovaných jedinců, přičemž stále větší podíl násadového materiálu pochází z intenzivních umělých chovů. Odchov násad v intenzivních podmínkách, tzn. ve vysokých hustotách obsádek a výživy pomocí granulovaných kompletních krmných směsí, má však silně negativní vliv na fyziologii chovaných jedinců a zejména pak na jejich chování. Obecně je možné říci, že čím déle jsou jedinci chováni v podmínkách umělého chovu, tím horší je jejich schopnost adaptace na podmínky přírodních toků, do kterých jsou vysazováni. V průběhu mnoha předchozích studií bylo opakovaně prokázáno, že vysazování intenzivně odchovaných jednoletých a starších jedinců nemá z hlediska podpory volně žijících populací téměř žádný význam. Úkolem aktuálního výzkumu je tedy hledat a ověřovat skutečně efektivní postupy vedoucí k obnovení a stabilizaci populací lipana podhorního v našich tocích. Jednou z možných cest je využívání co nejranějších stádií, které nejsou či jsou pouze minimálně ovlivněny podmínkami umělých chovů.

Cíl práce:

Posoudit možnost posílení či obnovení populace lipana podhorního v úsecích vybraných toků pomocí vysazení rychleného plůdku odchovaného v podmínkách rybníčního chovu.

Metodický postup:

Z chovatelského zařízení bude nakoupeno přibližně 15-20 000 ks váčkového plůdku lipana podhorního. Plůdek bude vysazen do 0,1 ha zemního rybníčku v areálu FROV JU ve Vodňanech, který bude předem připraven tak, aby tam při vysazení plůdku bylo již dostatečné množství planktonu. V průběhu odchovu bude rybníček v případě potřeby dotován živým zooplanktonem z jiných nádrží. Při odchovu nebudou použity umělé krmné směsi. Odchov v rybníčních podmínkách bude probíhat přibližně po dobu 8 týdnů. Následně (přibližně začátkem července) bude plůdek sloven a označen pomocí koupele v alizarinové červení, která se ukládá do kostí a její fragmenty jsou následně viditelné pod UV lampou zejména v ploutevních paprscích. Označení jedinci budou vysazeni do předem zvolených úseků toků Polečnice, Zlatý potok, Blanice nad a pod ÚN Husinec. Tyto přibližně 100-150 m dlouhé úseky budou před vysazením proloveny elektrickým agregátem a bude v nich provedena populační analýza. V říjnu 2022 bude posuzována efektivita testovaného způsobu podpory populací lipana podhorního. Sledované úseky budou opět proloveny pomocí elektrického agregátu, bude opět provedena populační analýza a zjišťována přítomnost označených vysazených jedinců. Následně budou proloveny i navazující úseky toků o délce několika set metrů za účelem zjištění přítomnosti označených jedinců. Složení populací ryb v monitorovaných úsecích a velikostní parametry zpětně odlovených jedinců budou porovnány s daty získanými na jaře. Hlavním výsledkem práce bude prokázání či neprokázání výskytu na jaře vysazených lipanů ve sledovaných úsecích toků a charakteristika jejich růstu na základě statistického porovnání velikostních parametrů skupin vysazených a zpětně odlovených jedinců v jednotlivých lokalitách. Na základě výsledků práce budou formulována doporučení pro další aktivity v oblasti managementu lipana podhorního v ČR, případně přímo již doporučení pro rybářskou praxi.

Rozsah pracovní zprávy: 40-70 stran
Rozsah grafických prací: dle potřeby
Forma zpracování diplomové práce: tištěná


Seznam doporučené literatury:

- Randák, T., Slavík, O., Kubečka, J., Adámek, Z., Horký, P., Turek, J., Vostradovský, J., Hladík, M., Peterka, J., Musil, J., Prchalová, M., Jůza, T., Kratochvíl, M., Boukal, D., Vašek, M., Andreji, J., Dvořák, P., Just, T., Blabolil, Říha, M., 2015. Rybářství ve volných vodách. 2. upravené vydání, FROV JU, Vodňany, 463 s.
- Baruš, V., Oliva, O., et al., 1995. Mihulovci Petromyzontes a ryby Osteichthyes. Academia, Praha, 623 s.
- Randák, T., 2006. Možnosti zvyšování produkce násad pstruha obecného (*Salmo trutta m. fario* L.) a lipana podhorního (*Thymallus thymallus* L.) pro zarybňování volných vod. Disertační práce, ZF JU, České Budějovice, 132 s.
- Harsányi, A., Aschenbrenner, P., 2002. Vývoj obsádky a rozmnožování lipana (*Thymallus thymallus*) v dolním Bavorsku. Bulletin VÚRH, Vodňany, 3: 99 – 127.
- Cove R.J., Taylor, R.J., Gardiner R., 2018. European Grayling Conservation, Ecology & Management: A Practical Conservation Guide for the United Kingdom. Grayling Research Trust, 97 s.

Vedoucí diplomové práce: **prof. Ing. Tomáš Randák, Ph.D.**
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Konzultanti diplomové práce: **Ing. Jan Turek, Ph.D.**
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický
MSc. Mladen Avramović

Datum zadání diplomové práce: 21. ledna 2022
Termín odevzdání diplomové práce: 2. května 2023

 **prof. Ing. Pavel Kozák, Ph.D.**
děkan

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
KATEDRA RYBÁŘSTVÍ A OCHRANY VOD
Žitáři 728/II
309 25 Vodňany (2)

 **prof. Ing. Tomáš Randák, Ph.D.**
ředitel

V Českých Budějovicích dne 25. února 2022

OBSAH

1. ÚVOD	8
2. CÍL PRÁCE A HYPOTÉZA	9
3. LITERÁRNÍ PŘEHLED	10
3.1. VÝVOJ POPULACÍ LIPANA PODHORNÍHO (THYMALLUS THYMALLUS L.) NA NAŠEM ÚZEMÍ	10
3.1.1. Historický vývoj	10
3.1.2. Současná situace	11
3.2. LIPAN PODHORNÍ A RYBÁŘSKÝ MANAGEMENT	12
3.2.1. Vysazování násad	13
3.2.2. Sportovní rybolov a jeho vliv na populace lipana	15
3.3. PERSPEKTIVNÍ OPATŘENÍ ZAMĚŘENÁ NA PODPORU VOLNĚ ŽIJÍCÍCH POPULACÍ LIPANA PODHORNÍHO	18
3.3.1. Získávání generačních ryb a jejich odchov v kontrolovaných podmínkách	18
3.3.2. Využití inkubátorů jiker umístěných přímo v tocích	19
3.3.3. Možnost vysazení generačních ryb v předvýtěrovém stádiu	21
3.3.4. Vysazování juvenilních stádií ryb	22
3.3.5. Úprava pravidel sportovního rybolovu	23
3.3.6. Podpora přirozené reprodukce obnovou trdlišť	24
3.4. MONITORING POPULACÍ RYB A OVĚŘOVÁNÍ EFEKTIVITY PROVEDENÝCH OPATŘENÍ	25
3.4.1. Lov elektrickým agregátem	26
3.4.2. Značení ryb	31
3.4.2.1. Značení raných stádií ryb	32
3.4.2.1.1. Chemické značení – ARS	32
3.4.2.1.2. Značení kalceinem a oxytetracyklinem	33
3.4.2.1.3. Značení larev ryb obohacenými stabilními izotopy	33
3.4.2.2. Značení starších ryb	34
3.4.2.2.1. Amputace/perforace ploutví	35
3.4.2.2.2. Kódované drátkové mikroznačky (CWT)	36
3.4.2.2.3. Využití otolitů	37
3.4.2.2.4. Využití morfologických znaků ryb – analýza obrazu	38
3.4.2.2.5. Radiofrekvenční identifikační systémy	39
3.4.2.2.6. VIE systém (elastomery)	40
4. METODIKA	41
4.1. METODICKÝ POSTUP EXPERIMENTU	41
4.2. CHARAKTERISTIKA EXPERIMENTÁLNÍCH ÚSEKŮ	41
4.2.1. Blanice Vodňanská	41
4.2.2. Zlatý potok	42
4.2.3. Chvalšinský potok (Polečnice)	43
4.3. ODCHOV NÁSADY	45
4.4. ZNAČENÍ A VYSAZENÍ RYB	46
4.5. MONITOROVACÍ ODLOVY	47
4.6. VYHODNOCENÍ EXPERIMENTU A STATISTICKÉ ZPRACOVÁNÍ	48

5. VÝSLEDKY	50
5.1. PARAMETRY PROSTŘEDÍ	50
5.1.1. <i>Prostředí odchovné nádrže</i>	50
5.1.2. <i>Teplota vody</i>	51
5.1.3. <i>Průtoky vody v experimentálních úsecích</i>	51
5.2. KONTROLNÍ ODLOVY V EXPERIMENTÁLNÍCH ÚSECÍCH	52
5.2.1. <i>Složení populace ve Chvalšinském potoce</i>	55
5.2.2. <i>Populační složení v Blanici</i>	58
5.2.3. <i>Populační složení ve Zlatém potoce</i>	61
5.3. RŮST VYSAZENÝCH RYB	64
6. DISKUZE	70
7. ZÁVĚR	78
8. SEZNAM LITERATURY	79
8.1. INTERNETOVÉ ZDROJE:	87
9. SEZNAM TABULEK	88
10. SEZNAM GRAFŮ	88
11. SEZNAM OBRÁZKŮ	90
12. SEZNAM PŘÍLOH	91
13. PŘÍLOHY	92
14. ABSTRAKT	97
15. ABSTRACT	98

1. ÚVOD

Lipan podhorní (*Thymallus thymallus* L.) je původním druhem našich vodních toků, a ještě donedávna se v nich přirozeně vyskytoval. Ačkoliv prozatím není na seznamu ohrožených živočichů, díky jeho početným stavům by se však za ohrožený druh považovat jistě dal – jeho populace na území České i Slovenské republiky kolabují (Randák, 2020). Postupné vymizení druhu je možné přisuzovat mnoha negativně působícím faktorům, přičemž nejvýraznějším z nich je pravděpodobně působení rybožravých predátorů.

Snaha o zlepšení jeho stavů ze strany uživatelů rybářských revírů probíhá v podobě vysazování násad založeném na využívání jednoletých či dvouletých uměle odchovaných jedinců. Základním aspektem pro přežití ryb po vysazení je jejich schopnost adaptace na nové životní podmínky. Tato schopnost se u ryb však vytrácí s délkou jejich pobytu v umělých podmínkách chovu. Ovlivněny jsou jejich etologické i fyziologické vlastnosti. Vypouštěné ryby musí být schopny především získávat potravu, mít únikový reflex před predátory a musí být rovněž schopny žít v často specifickém chemismu vody typickém pro danou horní část toku. V minulosti bylo opakovaně prokázáno, že vysazování intenzivně odchovaných jedinců nemá z hlediska podpory volně žijících populací téměř žádný význam. Aktuální výzkum si klade za cíl otestovat možnost vysazení co nejranějších stádií minimálně ovlivněných prostředím chovu a zajistit tak skutečně efektivní vysazování, které přispěje ke stabilizaci lipana v našich tocích.

2. CÍL PRÁCE A HYPOTÉZA

Cílem práce bylo posoudit možnost posílení či obnovení populace lipana podhorního v úsecích vybraných toků pomocí vysazení rychleného plůdku odchovaného v podmínkách rybníčního chovu.

Hypotéza: Vysazování rychleného plůdku lipana uprostřed vegetační sezony je předpokladem pro jeho lepší adaptabilitu a je tedy vhodnou alternativou směřující k úspěšné podpoře tohoto druhu ve volných vodách.

3. LITERÁRNÍ PŘEHLED

3.1. Vývoj populací lipana podhorního (*Thymallus thymallus* L.) na našem území

3.1.1. Historický vývoj

Lipán je původním druhem žijícím na území České republiky – zde se jako dominantní druh lipána rozšířil právě lipán podhorní (*Thymallus thymallus* L.) (Baruš a Oliva, 1995). V minulosti proběhla snaha o introdukci lipána bajkalského (*Thymallus baicalensis* Dybowski, 1874), nesetkala se však s velkým úspěchem (www.bioloob.cz). Existuje ale hypotéza, že vysazovaný druh splynul s původním lipánem podhorním (Lusk a kol., 1987). Ve světě se můžeme setkat s ještě s několika dalšími druhy z rodu *Thymallus*. Jedním z nich je rovněž hojně rozšířený druh, a to s lipán severní (*Thymallus arcticus* Pallas, 1776) – vyskytuje se zejména v Kanadě, na Aljašce a na Sibiři (internet 1).

Pstruhové revíry, které bývají domovinou právě lipána podhorního, se nachází v horních částech toků, na vhodných úsecích pod přehradami, ale rovněž také na některých menších chladnějších nádržích.

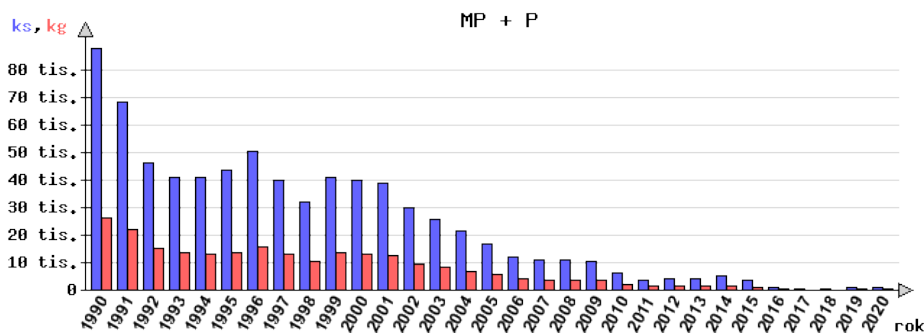
Lusk a kol. (1987) uvádí jako nejvýznamnější následující lokality výskytu:

- Povodí Labe: Divoká a Tichá Orlice, Jizera, Ploučnice a Metuje
- Povodí Vltavy: Teplá a Studená Vltava nad a pod přehradou Lipno, dále Malše, Blanice, Otava, Volyňka, Úhlava a rovněž Berounka v oblasti nad Plzní
- Povodí Ohře: úsek pod Nechranicemi
- Povodí Dyje: řeka Dyje pod údolní nádrží Vranov, Dalešice, Vír, Svratka
- Povodí Moravy: Bečva a Moravská Sázava
- Povodí Odry: Odra, Ostravice a Opava

Na našem území došlo v minulosti k rozšíření území vhodného pro výskyt lipána s výstavbou přehrad. Ty totiž přinesly tzv. sekundární pstruhová pásma a lipánů začalo přibývat (Šimek a Rys, 1989). Toto tvrzení lze doložit na statistikách rybářských úlovků – v roce 1960 bylo uloveno 5 871 lipánů, o 20 let později, tedy v roce 1980, se počet úlovků vyšplhal na 80 351 ks (internet 2). Pro srovnání bylo v roce 2021 zaznamenáno pouhých 920 ulovených kusů lipána (internet 3).

3.1.2. Současná situace

Od 90. let klesá množství úlovků nejen lipana podhorního, ale rovněž pstruha obecného – počet úlovků lipana poklesl dokonce stokrát. V některých letech můžeme pozorovat nepatrné zlepšení, sestupný trend počtu ulovených kusů se však nemění (Slavík, 2014). Tento úbytek je znázorněn grafem Českého rybářského svazu, jenž zobrazuje množství ulovených lipanů podhorních v mimopstruhových i pstruhových revírech (**graf 1**).



Graf 1 – Úlovky lipana podhorního na pstruhových revírech ČRS v období 1990-2020 (zdroj: Český rybářský svaz).

Z mnoha našich toků lipan téměř vymizel kvůli nemalému množství negativně působících antropogenních i přírodních faktorů (Randák, 2020). Mezi ně patří nejen působení rybožravých predátorů (hlavně kormorána velkého a vydry říční), znečištění vod, fyzické zásahy do vodních toků (např. úpravy břehů, dna, stavby migračních bariér či ovlivnění hydrologických poměrů), ale také způsob rybářského hospodaření v nich. Bez změny přístupu rybářského managementu nemůže ke zlepšení katastrofální situace dojít (Slavík, 2014). Výsledky švédského výzkumu 1989 naznačují úzký rozsah fyzikálních parametrů v místech tření, ale i malé změny prostředí způsobené regulací průtoku nebo hladiny vody mohou narušit tření lipanů a způsobit snížení velikosti populace nebo dokonce vyhynutí (Gönczi, 1989).

Populace lipana podhorního však neklesají jen v České republice, ale klesají v celé Evropě. V Polsku byly analyzovány tři základní parametry popisující rybářský tlak na tuto rybu v povodí Dunajce: průměrný měsíční úlovek na jednoho rybáře, celkový úlovek na rybáře patřících do různých místních Polského rybářského svazu a celkový

úlovek na rybářský revír. Bylo zjištěno, že v období mezi lety 1999 až 2011 bylo v povodí Dunajce uloveno celkem 74 014 kusů lipana podhorního (o celkové hmotnosti 25 511 kg). Zpočátku se roční úlovky rychle zvyšovaly, přičemž maximum bylo v roce 2002, kdy rybáři ulovili 20 796 kusů o celkové hmotnosti 6 810 kg. Od té doby úlovky postupně klesaly. V roce 2004 se počet ulovených lipanů snížil o 66,3 % a v následujícím roce byl zaznamenán další 52% pokles. Navzdory ochranným opatřením přijatým Polským rybářským svazem úlovky v následujících letech nadále klesaly. Předložené výsledky spolu s úvahami o původu zarybňovacího materiálu vypouštěného do povodí Dunajce naznačují, že mohlo dojít k vážnému narušení fylogenetické integrity populací lipana podhorního v tomto říčním systému, což mělo za následek pokles úlovků. Je nutné, aby násadový materiál vypouštěný do povodí Dunajce byl nejen kvalitní, ale fylogeograficky náležící do daného místa výskytu, jinak by ochrana lipana podhorního mohla být zcela neúspěšná (Augustyn a Nowak, 2014).

V Rakousku býval lipan též široce rozšířen. V posledních letech však stále více studií hlásí výrazný pokles početnosti jeho populací. Od roku 1997 má lipan v Rakousku status ohroženého druhu. V roce 1997 byly v rámci multidisciplinárního výzkumného programu "Lokální adaptace, ohrožení a ochrana lipana podhorního" realizovány tři projekty v Horním Rakousku, Salcbursku a Korutanech. Výzkum zahrnoval opakovaný monitoring toků elektrickým agregátem ve vybraných úsecích osmi řek a sběr dat o charakteristikách biotopů, druhovém složení ryb, početnosti a velikostním rozložení populace, růstu a tělesné kondici, jakož i o době reprodukce a migračních aktivitách lipana. Dále byla studována genetická a morfologická variabilita mezi populacemi lipana. Výsledkem byly důkazy o existenci odlišných negativních vlivů způsobených jednotlivými faktory nebo kombinací faktorů na populace lipana v každém ze studovaných říčních úseků (Uiblein a kol., 2001).

3.2. Lipan podhorní a rybářský management

Lipan podhorní je v mnoha evropských regionech považován za ohrožený druh. V posledních desetiletích se rybářští hospodáři stále více obracejí k programům vysazování jako k jednomu ze způsobů, jak bojovat proti negativnímu ovlivnění populací lipana (Duftner a kol., 2005). Jedním z hlavních, často negativně působících

faktorů, je i rybářský management, který zahrnuje zejména produkci a vysazování násad a sportovní rybolov (Randák, 2020). Vysazování násad je dnes nedílnou pomocí rybářů přírodě. Stále více sportovních rybářů hledá zábavu a odpočinek podél břehu řek a efektivita rybolovných technik neustále stoupá. Z toho důvodu již ryby nenacházejí dostatek příležitostí k úspěšnému přirozenému rozmnožování. Proto je nutné, aby pomocí umělého chovu a vysazování násad docházelo ke kompenzaci úbytku ryb ve volných vodách (Štorcl, 1953). Zarybňování se však často jeví jako neefektivní kvůli nízké kvalitě vodních toků a může mít také důležité genetické důsledky. Ztráta genetické specifity místních divokých populací může vyvolat snížení jejich fyzické zdatnosti a adaptace na specifické podmínky (Persat, 1996).

3.2.1. Vysazování násad

V minulosti byly násady vysazovány čistě pro potřeby sportovních rybářů – ostatně někde je tomu tak dodnes (Cove a kol., 2018). Nejen v revírech s nedostatečnou přirozenou reprodukcí je doplňování obsádky důležitou součástí rybářského managementu. V ČR je vysazování násad do volných vod – respektive do rybářských revírů nastaveno pravidly vycházejícími ze Zákona č. 99/2004 Sb. a jeho prováděcí vyhlášky. Na základě rozhodnutí tzv. rybářského orgánu, pod jehož správu daný revír náleží, je pro každý revír nastaven tzv. zarybňovací plán, který příslušnému uživateli revíru ukládá povinnost každoročního vysazování specifikovaných druhů včetně jejich množství. V případě některých druhů (např. kapra obecného) probíhá vysazování za účelem jejich okamžitého lovu sportovními rybáři. U druhů, jakým je právě lipan podhorní, je však situace poněkud odlišná – zde se jedná, či spíše by se mělo jednat, především o podporu výskytu druhu ve volných vodách či jeho záchranu před vymizením. Z toho důvodu je nutné hledat skutečně efektivní postupy zarybňování, které nebudou plnit pouze roli splněných zarybňovacích plánů, ale budou přinášet reálné výsledky (Randák, 2020). Produkce násad je spolu se zarybňováním revírů každoročně opakujícím se procesem. Funkčnost celého systému podmiňuje jeho dlouhodobá udržitelnost (Randák a kol., 2014). Již několik výzkumů v minulosti prokázalo, že nejdůležitější vlastností vysazovaných ryb je jejich schopnost adaptace na nové podmínky (Randák, 2020). Na tento fakt je třeba v případě lipana klást obzvlášť

velký důraz, jelikož je rybou s nízkou schopností přizpůsobení se novým životním podmínkám (Lusk a kol., 1987). Čím dál větší podíl vysazovaných násad představují jedinci odchovaní v podmínkách umělých chovů, kde jsou chovány ve zhuštěných obsádkách a krmeny kompletním granulovaným krmivem. V důsledku podmínek odchovu velmi vzdáleným přírodním podmínkám ryby z umělých chovů ztrácí svou schopnost reagovat na predátory a obstarávat si přirozenou potravu (Cove a kol., 2018). Z toho důvodu není vhodné vysazovat ryby staršího věku, zejména pak ryby uměle odchované (Randák, 2020). Ideálním řešením by bylo využívat regionálních líhni produkujících násady pro povodí, ve kterém se nachází. Nutnost lokálnosti souvisí s genetickými vlastnostmi vysazovaných násad – nejen, že mají vliv na jejich schopnost adaptace, ale mohou rovněž ovlivnit (případně naopak poškodit) původní populace (Randák a kol., 2014; Cove a kol., 2018). Poškození původních populací může nastat tehdy, když se vysazovaní jedinci začnou rozmnožovat s těmi divokými – tím geneticky mohou snížit schopnost původní populace přežít, jelikož dochází ke změně či ztrátě zakódovaných velmi dlouhou dobu vytvářených vlastností. Dlouhodobé vysazování lipanů z umělých chovů snižuje genetickou variabilitu volně žijících populací. Snížená genetická variabilita má za následek sníženou místní adaptaci, respektive tyto ryby nemají dostatečný genetický potenciál adaptovat se (Cove a kol., 2018).

V současnosti není produkce násadového materiálu lipana podhorního dostatečná. Část násad je produkována umělým rozmnožováním zbytků generačních ryb žijících ve volných vodách, nicméně stále více jsou pro umělou reprodukci využívány odchované generační ryby. Využívání volně žijících generačních ryb pro umělou reprodukci však negativně ovlivňuje přirozené rozmnožování v tocích, jejíž úspěšný průběh je základem pro existenci a stabilitu populace. Navíc generační ryby, které byly z přírody odloveny a uměle vytřeny, vykazují po zpětném vysazení vysokou mortalitu (Randák, 2002). Násadový materiál pak bývá odchováván nejčastěji do stádia ročka a vysazován na podzim nebo na jaře. K jeho odchovu jsou používány tři metody, a to extenzivní (s využitím pouze přirozené potravy), polointenzivní založená na kombinaci přirozené potravy a krmných směsí a intenzivní založená na kompletním pokrytí výživy ryb granulovanými krmnými směsmi. Všechny metody mají své výhody a nevýhody. U extenzivních metod jsou hlavním problémem rybí predátoři a nízký počet odchovaných

jedinců, se zvyšující se intenzitou a délkou chovu pak klesá schopnost adaptability produkovaných násad v podmínkách přírodních toků (Randák, 2014). V současné době je v případě lipana podhorního nejčastěji vysazovanou kategorií násad uměle odchovaný roček, popř. dvouroček. Již několik studií však prokázalo, že adaptabilita těchto násad je velice nízká a současné způsoby vysazování lipana tedy nemají na podporu stávajících ohrožených populací prakticky žádný pozitivní vliv (Turek, 2010). Z toho důvodu je nutné hledat nové postupy vysazování lipana podhorního, které přinesou lepší výsledky. Hlavním účelem vysazování lipana by měla být především podpora populací, které jsou do značené míry negativně ovlivněny antropogenními faktory (Randák a kol., 2014).

V případě lipana se v minulosti prakticky nevyužíval k vysazování do volných vod plůdek, a to z důvodu nízké efektivity. Dle informací z rybářské praxe bylo zkoušeno i vysazování juvenilních jedinců ve stáří několika měsíců, nicméně z důvodu nemožnosti označení tak malých jedinců nebylo možno výsledek vysazení vyhodnotit a v současné době se vysazování této kategorie prakticky nepoužívá.

3.2.2. Sportovní rybolov a jeho vliv na populace lipana

Sportovní rybolov je jedním z klíčových faktorů negativně působících na populace lososovitých ryb žijících v rybářských revírech (Randák, 2020). Rybářství je lidská činnost vykonávaná v přírodě a má tak vliv na životní prostředí a jeho složky (Šulcová, 2009). Sportovní rybolov byl dlouhou dobu z pohledu mezinárodní kontroly ve vztahu k trvalé udržitelnosti vodních ekosystémů přehlížen. Jeho trvalá udržitelnost je závislá na jeho harmonizaci s ochranou přírody (Musil a kol., 2014).

V Čechách byly vydány první předpisy samostatně upravující výkon rybářského práva roku 1855, na Moravě již v roce 1882. Důvodem k jejich vydání byl úpadek rybářství ve volných tekoucích vodách způsobený tím, že byly čím dál více využívány k průmyslovým a plavebním účelům. Rybám tak byly odnímány nezbytné přirozené existenční podmínky. Účelem těchto předpisů byla ochrana rybolovu a rovněž stanovily veřejnoprávní omezení výkonu rybářského práva, které bylo právem soukromým. V Čechách a na Moravě byl lov ryb podmíněn vlastnictvím rybářského lístku, ve Slezsku rybářské lístky zavedeny nebyly. V zákonech byla rovněž stanovena doba hájení pro

některé druhy ryb. Vládním nařízením č. 5/1942 Sb. byla stanovena povinnost majitelů a nájemníků rybářského práva starat se svým nákladem o zarybnění tekoucích vod, ve kterých jim příslušel výkon rybářského práva. Podstatou myšlenky vytvářet v tekoucích vodách rybářské revíry bylo vždy racionální využití vod k rybářskému hospodaření. V Čechách a ve Slezsku však byly vytvořeny až po zestátnění rybářského práva v roce 1952. Na Moravě však existovaly rybářské revíry již předtím, na základě moravských zemských zákonů a jejich prováděcích předpisů (Vimr, 1947).

Od konce 80. let minulého století dochází v našich pstruhových vodách k trvalému poklesu stavů populací lipana podhorního i pstruha obecného, což se projevuje rovněž na poklesu množství jejich úlovků sportovními rybáři. Technika rekreačního lovu ryb se neustále vyvíjí, a tak jsou rybáři loveny stále větší počty ryb, a to i menších velikostních kategorií. I přes praktikování tzv. metody „chyt' a pust'“ dochází k poškození ryb a jejich následnému úhynu, případně znemožnění jejich účasti na přirozeném výtěru (Randák, 2020). Poškození ryb háčkem bylo již v minulosti prokázáno (Post a kol., 2003). Při vysokém tlaku sportovních rybářů to může vést k poklesu populace (a to právě přes praktikování metody „chyt' a pust'“), protože celková úmrtnost ryb je příliš vysoká (Näslund a kol., 2005). Dle výzkumu provedeném v roce 2009 má na poškození ryb vliv rovněž způsob jejich krátkodobého přechování sportovními rybáři – jako nejšetrnější k rybám se jevil speciální sak (Strapina, 2009).

Dle průzkumu provedeného v roce 2017 rybolov na pstruhových vodách provozuje 14,54 % rybářů. V průběhu roku 44,49 % rybářů realizuje 11 až 50 docházek k vodě, 30,17 % rybářů pak 51 až 100 docházek. Průměrné roční množství přivlastněných ryb na jednoho rybáře dosahuje 30,5 kg. Na pstruhových vodách je 59,82 % docházek realizováno na říčních tocích, 23,44 % na potocích, 5,85 % na údolních nádržích, a jen 10,89 % na ostatních vodních plochách spadajících do kategorie pstruhových vod. Nejvyhledávanějším a zároveň nejvíce loveným druhem je pochopitelně kapr obecný, kterého vyhledává 63,58 % rybářů a tvoří 43,24 % kusových a 70,43 % hmotnostních úlovků. Podíl lipana podhorního je pouze 0,41 % kusových a 0,09 % hmotnostních úlovků, přičemž tato čísla se v průběhu let neustále snižují (Spurný a kol., 2017).

Organizace a provozování sportovního rybolovu je jedním z hlavních účelů hospodaření na rybářských revírech a také významným zdrojem finančních prostředků,

kteří umožňují zajištění péče o revíry. Provozování sportovního rybolovu a jeho pravidla jsou stanoveny Zákonem č.99/2004 Sb. a jeho prováděcí vyhláškou. Legislativa stanovuje např. minimální lovné délky, doby hájení, limity počtu a hmotnosti ponechaných jedinců a definuje povolené způsoby lovu. Tato pravidla vychází většinou z historie, ovšem jsou do nich zakomponovány rovněž prvky moderního rybolovu a ochrany krajiny. Jednotliví uživatelé rybářských revírů mají možnost pravidla rybolovu v rámci bližších podmínek upravit, zpřesnit, případně zpřísnit – např. místní úpravy týkající se vymezení míst určených ke sportovnímu rybolovu, zvýšení minimální lovné míry ryb, rozšíření hájení nebo zákaz některé z rybolovné techniky (Randák a kol., 2015).

V 60. letech minulého století byla minimální lovná délka u lipana na základě věkových a růstových studií nastavena na 27 cm (Baruš a Oliva, 1995; Lusk a kol., 1987). Dle aktuálně platného rybářského řádu je minimální lovná míra lipana nastavena s ohledem na vývoj populací lipana v našich vodách na 30 cm, a to jak ve pstruhových, tak mimopstruhových revírech. V některých revírech je zvýšena až na 40 cm. V rybářských revírech je lipan hájen od 1. prosince do 15. června. (Český rybářský svaz, z.s. – bližší podmínky výkonu rybářského práva na rybářských revírech 2022, tzv. Rybářský řád).

Základem pro stabilní výskyt populace a její rozvoj je existence úspěšného přirozeného rozmnožování. Pro dlouhodobě úspěšný přirozený výtěr je ale nutný dostatek generačních ryb – jejich počet je snižován také sportovním rybolovem. Nejen, že jsou jako ponechané úlovky z vody „odebírány“, ale jsou rybářskými háčky poškozeny, soubojem oslabeny a nemusí tak být schopny se výtěru zúčastnit (Randák, 2020). Vzhledem k rychlosti růstu a biologii lipana se dá říci, že je danému kusu umožněn pouze 1 výtěr za život, jelikož poté se dle zákona stává velikostně ponechatelnou rybou (Lusk a kol., 1987).

Roku 2002 byl na Aljašce proveden výzkum za účelem posouzení zranitelnosti lipana severního vlivem sportovního rybolovu – např. zda a případně kolikrát dojde k jeho ulovení rybářem, či jak se následně chová. Během jarního tření došlo v místech trdlišť k odchytu ryb a implementaci radiových telemetrických značek 35 dospělým jedincům. Výsledky této studie však odhalily, že většina (tj. > 50 %) lipanů, kteří se třou

v místech odchyty značených jedinců, po výtěru migrují jinam – tedy mimo oblast intenzivního sportovního rybolovu. I přes tento fakt však došlo k ulovení několika jedinců rybáři. Většina ulovených lipanů (64 %) byla menší než 315 mm délky těla (Gryška, 2006).

3.3. Perspektivní opatření zaměřená na podporu volně žijících populací lipana podhorního

3.3.1. Získávání generačních ryb a jejich odchov v kontrolovaných podmínkách

Z hlediska ochrany původních populací je velmi problematické využívání volně žijících generačních ryb pro umělou reprodukci. Z volných vod, kde jich ovšem nebývá dostatek ani pro přirozenou reprodukci, jsou obvykle odlovovány v předvýtěrovém období. Často jsou ryby loveny přímo na trdlištích, čímž je přirozená reprodukce narušena v jejím nejcitlivějším období a lovem jsou poškozovány také přirozeně vytřené jikry. Tento hospodářský postup může vést až k úplnému vymizení lipana z dané lokality. Z důvodu nutnosti získávání dostatku jiker jsou ryby loveny ze stále delších a cennějších úseků našich pstruhových revírů (Randák a kol., 2009). Na druhou stranu produkce potomstva divokých jikernaček ulovených v dané řece je výhodná, jelikož je zachována genetická identita místních populací (Persat, 1996).

Menší dopad na divoké populace lipana má odlov generačních lipanů v podzimním období, přes zimu jsou ryby drženy ve vhodných nádržích – např. v zemních a příkopových rybnících, kanálech a sádkách. Nejvhodnější jsou ale průtočné rybníky (obvykle do 1 ha s dostatečným vodním sloupcem 1-3 m) napájené kvalitní vodou, s výskytem dostatečného množství přirozené potravy, která je nutná pro lepší dozrávání a větší množství pohlavních produktů. Na umělá krmiva se ryby nemusí vůbec zvyknout, případně jejich pohlavní produkty nebudou v očekávané kvalitě a dostatečném množství. V jarním období jsou ryby přeloveny do manipulačních nádrží v prostoru líhně a následně uměle vytírány. Po skončení výtěru jsou ryby co nejdříve vysazeny zpět do jejich domovského toku (Randák a kol., 2009).

Významného zvětšení generačních hejn pro umělou reprodukci lze dosáhnout jejich chovem v kontrolovaných podmínkách (Randák a kol., 2015). Je však nutné zajistit rybám optimální podmínky. V první řadě je podmiňující vydatný a celoroční zdroj

kvalitní vody s teplotou dlouhodobě nepřekračující 20 °C, zásobující průtočný systém. V kontrolovaných podmínkách je vhodné ryby chovat již od stádia plůdku. Původ ryb je rovněž velmi důležitý – ideální je vycházet z ryb žijících v místních podmínkách, kam budou vysazováni jejich potomci. K maximálnímu zachování vlastností rodičovské populace dojde, pokud budou vytírány pouze první generace uměle chovaných ryb. Genetickou variabilitu lze zvýšit tím, že jikry odchovaných jikernaček budou oplozovány spermatem samců odchycených z volné přírody, což je však obvykle nereálné (Randák a kol., 2009).

3.3.2. Využití inkubátorů jiker umístěných přímo v tocích

Inkubace jiker přímo ve vodních tocích je jednou z perspektivních metod zlepšení stavů populací lososovitých ryb, jelikož díky působení specifických místních podmínek na jikry dojde k adaptaci ryb na dané prostředí. Na našem území se tato metoda zatím teprve rozvíjí, ovšem ve světě byla využívána již v minulosti. Ve spojených státech docházelo k inkubaci jiker v potocích na území tzv. Severozápadní plošiny od 80. let 20. století. Díky tomu došlo k obnově populací lipana severního (*Thymallus articus*) (Mock, 2019). Takzvané RSI (remote site incubators) inkubátory byly s úspěchem využity na pěti přítocích jezera Upper Red Rock Lake v jihozápadní Montaně. Došlo k umělému výtěru dospělých jedinců lipana severního a oplozené jikry byly okamžitě umístěny do 12 RSI v roce 2000. Kromě každodenního odstraňování mrtvých jiker a uhynulého plůdku nebyla podávána žádná profylaxe. Roku 2002, tedy 2 roky po inkubaci jiker v RSI inkubátorech, byl pozorován nejen výskyt lipana severního, ale také jeho přirozený výtěr po proudu od dvou lokalit RSI na přítocích. Druh byl v tomto potoce naposledy pozorován koncem 60. let 20. století. Ryby pozorované při tření v roce 2002 pocházely z RSI. Inkubátory umístěné přímo v tocích jsou užitečné, nákladově efektivní nástroje, které by mohly pomoci obnovit přirozenou reprodukci lipanů severních (Kaeding a Boltz, 2004).

Na horním toku Smědé v Jizerských horách byl v únoru roku 2019, ve spolupráci s Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích, pokusně nainstalován inkubátor s 2000 jiker pstruha obecného, a to za účelem vytvoření „odolnější“ populace. Pstruzi zde v minulosti nebyli schopni přežít v příliš kyselé vodě. Díky odsíření nebo uzavření

elektráren však došlo ke zlepšení životního prostředí a pstruzi tak nyní mohou v potocích přežít. Pro inkubaci byl využit takzvaný Firzlauffův inkubační přístroj (**obr. 1**), ukotvený na dně horního koryta Smědé. Do něj bylo vloženo 2000 kusů jiker pstruha ve stadiu očních bodů (internet 4). Stejná metoda byla využita i v roce 2016 při pokusu o návrat lososa do říčky Kamenice v Národním parku České Švýcarsko. Líhnutí jiker v inkubačních schránkách bylo mimo jiné testováno také proto, že není zcela objasněný mechanismus, jakým u juvenilních lososů dochází k tzv. homingu, tedy jakým způsobem si lososi vytvářejí vazbu k domovskému vodnímu toku. Cílem správy parku je tímto způsobem populaci posilovat více, než dosavadním a nepřiliš úspěšným způsobem spočívajícím ve vysazování plůdku či čtvrtročků (internet 5).

Rybáři MO ČRS Aš využívají plastové schránky pro inkubaci jiker pstruha obecného, a to s cílem obnovy populací v menších přítocích, kde došlo k výraznému omezení či úplnému zastavení přirozené reprodukce tohoto druhu. S tím souvisí také ochrana dalšího, též ohroženého druhu, a to perlorodky říční – ta ke svému životnímu cyklu potřebuje pstruha obecného jako hostitele. Plastové plovoucí schránky obdobné konstrukce využívá od roku 2018 také organizace Beleco, z. s. při repatriaci lososa obecného zpět do povodí řeky Kamenice. Plastové schránky umístěvané na dna řek (tzv. Viber-boxy) využívá Čechách k inkubaci jiker MO ČRS Jablůnkov. Spolek Přátelé vod pětিলisté růže usiluje pomocí inkubátorů (**obr. 2**) o návrat populací pstruha obecného v revírech MO ČRS Krumlov (Aubrechtová a kol., 2020).



Obr. 1 – Firzlauffův inkubační přístroj (zdroj: www.aquafuture.de).



Obr. 2 – Inkubátory s jikrami pstruha potočního spolku Přátelé vod pětিলisté růže umístěné v toku (zdroj: Přátelé vod pětিলisté růže).

3.3.3. Možnost vysazení generačních ryb v předvýtěrovém stádiu

Předpoklad takového postupu je, že se uměle odchované generační ryby vysazené krátce před výtěrem do přírodního toku instinktivně přirozeně vytřou. Pro výtěr si generační ryby pravděpodobně budou umět vybrat vhodné místo a zvolit optimální čas. Tato metoda byla otestována v rámci výzkumu Fakulty rybářství a ochrany vod v roce 2020. Odchov generačních lipanů probíhal v průtočné požární nádrži Hulák v Prachaticích s přítomnou přirozenou potravou doplněnou granulovanými kompletními krmnými směsmi pro pstruha duhového se sníženým obsahem tuku.

Při vyhodnocení experimentu bylo zpětně pomocí elektrického agregátu odloveno pouze 10 ze 167 generačních ryb. To svědčí o nízké schopnosti adaptace násad staršího věku na přírodní podmínky, a to i přes její odchov v extenzivních podmínkách. Na značném úbytku generačních ryb mohlo hrát svou roli rovněž působení rybožravých predátorů – zejména vydry říční. Očekávaný přirozený výtěr proběhl, avšak v minimální míře vlivem řady možných faktorů. V monitorovaných úsecích bylo

odloveno 11 juvenilních lipanů. Lze tedy konstatovat, že alespoň minimální přirozený výtěr proběhl a pravděpodobně se na něm podíleli i vysazení jedinci (Pastejřík, 2021).

3.3.4. Vysazování juvenilních stádií ryb

Za tzv. juvenilní stádium či juvenilní periodu je u ryb označováno období počínající definitivně ukončeným vývinem a rozlišením tělních orgánů a končící nástupem pohlavní dospělosti. Rybí organismus v tomto období rychle roste, získává první „životní zkušenosti“ a je tolerantnější ke změnám podmínek oproti předchozím vývojovým stádiím, zejména oproti larválnímu stádiu (např. při vysazování) (Lotocki, 2017). Z toho důvodu se vzhledem k nízké efektivitě dnes v případě lipana podhorního nepoužívá přímo plůdek, ale čtvrtroček (tzn. ryby ve stáří 2-4 měsíců) (Randák a kol., 2014). Plůdek lipana totiž není na rozdíl od plůdku pstruha v období přechodu na exogenní výživu vybaven energetickými rezervami uložených ve zbytku žloutkového vajíčku, a tak je pro něj příchod do nového prostředí ještě složitější (Randák, 2020). Čtvrtroček je produkován v kombinaci intenzivního a extenzivního chovu. V počátku je po dobu 2-3 týdnů odchováván na žlabech (**obr. 3**). Následuje extenzivní odchov na rybnících. Důležitý je dostatek přirozené potravy, který podmiňuje schopnost jejího příjmu po vysazení do přírody. K vysazení dochází zpravidla v době plné vegetační sezóny – v létě. Tím mají ryby větší šanci zvládnout úspěšně adaptaci na nové podmínky přírodního toku včas před příchodem zimy (Randák a kol., 2014).



***Obr. 3** – Mělký žlab využívaný k odchovu plůdku lipana podhorního (zdroj: *Produkce juvenilních kategorií pstruha obecného a lipana podhorního pro zarybňování volných vod*).*

Je prokázáno, že odchov v líhních má vliv na agresivní chování ryb a zároveň oslabuje jejich únikové reakce před predátory. Lipani z líhni jeví v průměru agresivnější chování než ryby divoké. Ryby z umělých chovů jsou také prokazatelně méně opatrné (Salonen a Pehkuri, 2006).

3.3.5. Úprava pravidel sportovního rybolovu

Ve Švédsku byl proveden výzkum vlivu zavedení systému „chyt’ a pust’ na populaci lipana. K samotnému vyhledávání ryb byla použita velmi neobvyklá metoda – vodní toky přímo prohlíželi potápěči opatření šnorchly. Tato metoda byla použita v kombinaci s odchycem ryb pomocí muškařského náčiní a jejich následným označením externími značkami. Ty pak byly při odchycení sportovními rybáři evidovány. Ze studie je možné vyvodit závěr, že zavedení restriktivních rybářských předpisů vedlo ke značným změnám ve velikostní struktuře a hustotě populace lipanů. Výsledky také naznačují, že populace lipanů se zlepšila co do počtu kusů a průměrné velikosti během celého 10letého období od zavedení restriktivních předpisů. Dalo by se však

konstatovat, že může trvat až 10 let nebo i déle, než bude možné pozorovat plné účinky omezujících (tj. chyt' a pust') nařízení o rybolovu (Näslund a kol., 2005).

Statistika úlovků z Anglie rovněž svědčí o úbytku lipanů podhorních a pstruhů obecných z tavných toků od 80. let minulého století – tedy od stejného období, jako na našem území. Pro plošný monitoring sportovními rybáři byly stanoveny tzv. „dny lovu lipana“ – zkoumal se počet úlovků lipana ve standardizovaném období, aby měl výzkum vypovídající hodnotu (Cove a kol., 2018).

V lednu roku 2016 byla v České republice zvýšena minimální povolená lovná velikost lipana podhorního z 30 na 40 cm. Tato studie hodnotila, zda zvýšení minimální lovné velikosti mělo nějaký vliv na odlov lipana. Ve studii zahrnujících roky 2011 až 2017 byly použity údaje z 229 rybářských revírů. Během 7 let rybáři navštívili studované rybářské revíry 3,6 milionkrát a ulovili 105 000 kusů lososovitých ryb. Podíl lipana na celkovém odlovu lososovitých ryb činil pouze 0,5 %. Omezení rybolovu způsobilo snížení úlovků lipana na jednu návštěvu. Snížil se také podíl lipana na celkovém odlovu i počet rybářských lokalit, kde rybáři lipana úspěšně ulovili. Zarybnění rybami bylo během sledovaného období konstantní. Zvýšení minimální lovné velikosti vedlo ke zvýšení průměrné hmotnosti ulovených ryb. Závěrem lze říci, že zvýšení minimální lovné velikosti významně pozitivně ovlivnilo složení populací ryb (Lyach a Remr, 2019).

3.3.6. Podpora přirozené reprodukce obnovou trdlišť

Pro úspěšné rozmnožování lososovitých ryb jsou nezbytná šterková trdlišť. V mnoha světových řekách došlo k jejich vážné degradaci v důsledku regulace řek. Aby mohlo dojít k obnově přirozené reprodukce lososovitých ryb, obnovují správci řek tato výtěrová místa. Pro obnovená trdlišť však většinou chybí měření jejich účinnosti (Pulg a kol., 2013).

V lednu roku 1990 bylo do přehrazeného úseku Vysokého Rýna nasypáno 10 m³ praného šterku (zrnitost 16-50 mm), aby se otestoval jeho potenciál pro tření lososovitých ryb, které ho mohou využít jako své trdlišť. Po dobu tří let byl sledován proces infiltrace jemných sedimentů do šterku a následné zanášení. Míra zanesení byla nižší v zimě než v létě. Během období tření lipana byla měřena také koncentrace kyslíku

na trdlišti. Úspěšný embryonální a larvální vývoj lipana podhorního ve šterkovém loži byl pozorován již na jaře let 1991 a 1992 (Zeh a Dönni, 1994).

Při studii na řece Moosach v jižním Německu byly k obnově trdlišť na šterkovém loži, použity dvě metody: přidávání šterku a čištění naplaveného šterku. V letech 2004 až 2008 bylo sledováno sedm zkušebních lokalit se zaměřením na stav sedimentů. Dále bylo sledováno přežívání jiker pstruha obecného a změny ve struktuře populace pstruha obecného. Jak přidávání šterku, tak čištění šterku se ukázalo jako vhodné pro obnovu, vytvoření trdlišť pro pstruha potočního. Pstruh potoční se úspěšně rozmnožoval na všech testovaných lokalitách. Relativní počet roček pstruha potočního se po obnově zřetelně zvýšil. Sediment na testovacích lokalitách se během 4 let studie rozměnil. V prvních 2 letech byly zachovány velmi vhodné podmínky s potenciálním přežíváním jiker více než 50 %. Poté se podmínky lokalit mírně zhoršily, což znamenalo přežití jiker menší než 50 %. Předpokládalo se však, že podmínek nevhodných pro reprodukci bude dosaženo 5 až 6 let po obnově trdlišť (Pulg a kol., 2013).

3.4. Monitoring populací ryb a ověřování efektivity provedených opatření

Dlouhodobý ekologický monitoring je nezbytný pro pochopení interakce mezi prostorovými a časovými vzory a variabilitou (McClelland a kol., 2012). Pro správné rybářské hospodaření ve volných vodách je velmi důležitá nejen znalost struktury a dynamiky populací, ale také získávání zpětné vazby o dopadu a efektivitě provedených opatření (např. způsobu zarybňování) v konkrétním revíru či jeho části (Randák a kol., 2015). Mnohé z pozorovaných trendů mohou odrážet pozitivní účinky rehabilitačního úsilí v celé řece. Data získaná při dlouhodobém programu sledování populací ryb na řece Illinois zdůrazňují význam dlouhodobých monitorovacích programů pro detekci časových a prostorových posunů v populacích ryb v kontextu antropogenních a přirozených změn ve vodních ekosystémech (McClelland a kol., 2012). O stavu rybiho společenstva v daném revíru může orientačně informovat množství a struktura úlovků sportovních rybářů vyplývající z jejich evidence. Nicméně druhové a velikostní složení evidovaných úlovků je významně ovlivněno nastavenými pravidly rybolovu (viz 3.3.5).

Lipan podhorní je poměrně obtížně sledovatelným druhem (Cove a kol., 2018). Zřejmě nejvhodnějším způsobem monitoringu složení rybích populací na menších

tocích je odlov pomocí elektrického agregátu v rámci konkrétně definovaných podmínek (např. délka či plocha úseku, typ agregátu a jeho nastavení, počet agregátů atp.). Při tomto odlovu se používá pulzní stejnosměrný proud, na nějž lipan relativně dobře reaguje (Cove a kol., 2018; Jepsen a Pont, 2007).

V kanadské Albertě a v celém severoamerickém areálu výskytu populace lipana severního jeho stavy velmi rychle klesají. V rámci monitorování populací a plánování jejich obnovy je třeba současně populace dobře a efektivně monitorovat. Při výzkumu bylo hodnoceno, zda běžné techniky monitoringu, tedy lov zádovým elektrickým agregátem a lov na udici, mohou spolehlivě zjistit přítomnost a určit odhady početnosti druhu v broditelných přítocích řeky Athabasca. Byla ověřena nová technika průzkumu ke zjištění průběhu přirozeného výtěru a sledování početnosti – vyhledávání a sčítání jiker. Největší pravděpodobnost detekce výskytu druhu byla zjištěna při lovu elektrickým agregátem a lovu na suché mušky. Průzkumy pomocí detekce jiker zřídka detekovaly výskyt lipana a jako monitorovací nástroj ve studovaných tocích obecně selhaly. Bylo zjištěno, že velikostní struktura úlovků podléhala časovému zkreslení (začátek léta versus pozdější léto) a závisela na metodě lovu. Jak se dalo očekávat, při lovu na udici bylo zjištěno více velkých ryb (>110 mm) a úlovky zahrnovaly jak mladé, tak dospělé jedince. Při lovu na udici bylo zaznamenáno přibližně 3,1krát více velkých jedinců lipana podhorního/km ve srovnání se zádovým agregátem. Oproti tomu rocci byli snadněji detekováni pomocí agregátu na konci léta (červenec-srpen). Výzkum zdůrazňuje některé problémy při formulování protokolů z průzkumu toků pro monitorování ubývajícího druhu, který se vyznačuje nízkou populační hustotou a nerovnoměrným rozšířením (MacPherson a kol., 2012).

3.4.1. Lov elektrickým agregátem

V současné době je za nejvíce efektivní způsob ichtyologického průzkumu na menších tocích považován lov ryb pomocí elektrického agregátu (Podlesný a kol., 2010). Jeho výhodou je možnost využití i na lokalitách s výskytem překážek (např. vodní vegetace, kořeny, balvany) a odhalí rovněž přítomnost plůdku (poukáže tedy na přirozené rozmnožování ryb v dané lokalitě) (Jurajda a kol., 2019; Kubečka a Prchalová, 2006). Nevýhodou je však malá účinnost v hloubkách nad 1,5 m. Rovněž

bylo zjištěno, že účinnost lovu lososovitých ryb elektrickým agregátem klesá s rostoucí šířkou řeky. Výsledky ukázaly, že průměrnou účinnost přesahující 50 % lze dosáhnout při použití dvou anod do šířky řeky asi 6,5 m a při použití tří anod do šířky řeky asi 11 m. Roční a starší ryby jsou odchyťávány účinněji než plůdek při ekvivalentních šířkách řek. Ojedinele může funkčnost elektrického agregátu ovlivňovat příliš nízká vodivost v horských potocích nebo naopak příliš vysoká vodivost v lokalitách zatížených minerálním znečištěním (Kennedy a Strange, 1981).

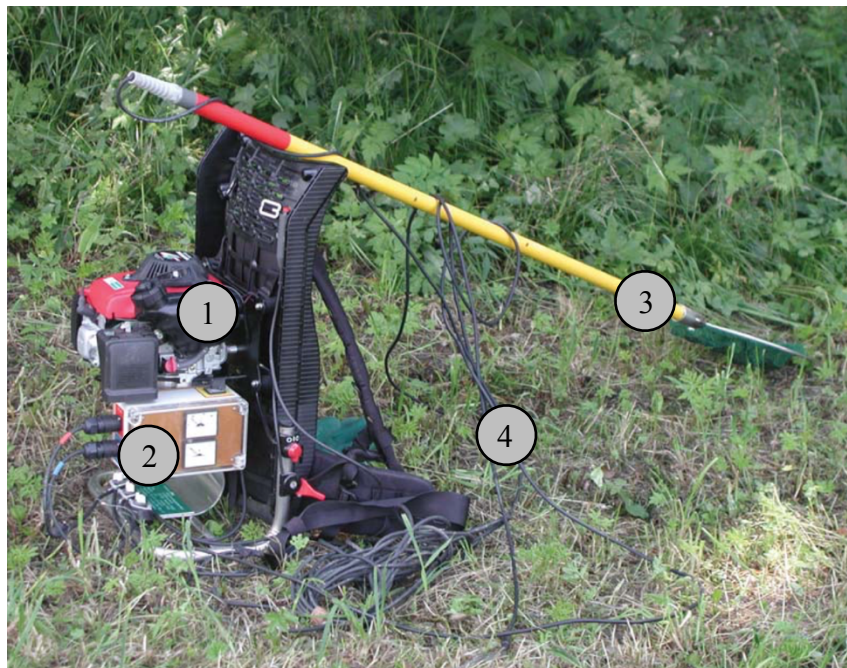
Agregáty dělíme do kategorií podle způsobu jejich využití a zejména zdroje energie. Při monitoringu ryb žijících ve pstruhových a lipanových pásmech, tedy domovně lipana podhorního, se lze vodou brodit. U nás jsou pro tyto účely nejvíce využívány tzv. zádové agregáty vybavené dvoutaktním spalovacím motorem s možností regulací otáček, který pohání alternátor vyrábějící střídavý proud. Odtud je elektrický proud veden do řídicí skříňky, kde je přeměněn na proud jednosměrný. Na řídicí skřínce se nachází měřiče napětí, indikátory provozu, přepínání výstupního napětí a konektory pro připojení katody a anody. Tato soustava je poháněna motorem o výkonu 1,5-3,0 kW (Turek a Kratochvíl, 2015). Popisovaný elektrický agregát je znázorněn na přiložené fotografii (**obr. 4**).

Ponořením obou elektrod (tzn. katody a anody) do vody dojde k vytvoření elektrického pole charakterizovaného siločárami probíhajícími ve všech směrech od jedné elektrody ke druhé, přičemž v oblasti elektrod jsou siločáry na jednotce plochy hustší, s přibývajícím vzdáleností od elektrod jejich hustota klesá. Stejnoseměrný pulzující proud je využíván, jelikož je pro ryby podstatně méně nebezpečný než proud střídavý. Pole stejnosměrného elektrického proudu působí na nervovou soustavu ryb a vyvolává tzv. elektrotaktické a elektronarkotické reakce. V prvním případě jsou to pohyby ryby v eklektickém poli, ve druhém případě se jedná o navození narkotického stavu. Pohyb v elektrickém poli (tzv. elektrotropizmus) se u ryb projevuje svalovou reakcí a jejich přitahováním ke kladné elektrodě (anodě). Na tělo působí napětí přímo úměrně délce těla a vzniká mezi hlavou a ocasem. Větší ryby jsou z toho důvodu vůči elektrickému proudu vnímavější než ryby menší nebo mladší – na ně je zapotřebí zvýšit počet pulzů. Obecně platí, že ryby kaprovité jsou citlivější než ryby lososovité. Galavanonarkóza u

kaprovitých ryb nastává při působení napětí okolo 1,0 V, u lososovitých ryb je zapotřebí až dvojnásobek (Turek a Kratochvíl, 2015).

Fyziologické reakce ryby na stejnosměrný proud zahrnují 4 fáze:

1. **Excitace (zvýšená dráždivost)** – neklid a snaha o únik z elektrického pole
2. **Zesílená excitace** – ryba zaujímá paralelní postavení s elektrickým proudem
3. **Galvanotaxe (pohyb v elektrickém poli)** – ryba se otáčí hlavou k anodě a pohybuje se tímto směrem.
4. **Galvanonarkóza** – ztráta vědomí a citlivosti vlivem elektrického proudu v bezprostřední blízkosti anody, provázena svalovou křečí (po přerušení proudu se ryba po krátké době kolem 20 sekund zotavuje) (Spurný, 2021). Doba zotavení z šoku, respektive doba obnovy tělesných funkcí je závislá na: vodivosti vody, druhu a velikosti ryby, době působení elektrického proudu a velikosti jeho napětí (Turek a Kratochvíl, 2015).



Obr. 4 – Základní elektrický agregát se spalovacím motorem; popis: motor (1), řídicí skříňka (2), anoda (3), katoda (4) (zdroj: Randák a kol., 2015).

Působení neurofyziologických mechanismů vedoucích ke galvanotaxi u ryb při lovu stejnosměrným elektrickým proudem bylo zkoumáno pozorováním reakcí ryb na různé gradienty. U ryb obrácených ke kladné elektrodě je první galvanotaxickou odezvou inhibovaný efekt plavání na dlouhé motorické axony. Dále dochází k intenzivnímu, koordinovanému plavání, které je výsledkem intenzivních negativních

nábojů na smyslových somách, které zavádějí mozkový reflex, překonávající inhibici motorických axonů. Za třetí ryba ochabne, protože mozkový reflex nemůže prorazit zvýšenou inhibici motorických somas. Čtvrté pseudonucené plavání, při kterém se ztrácí rovnováha, nastává prostřednictvím reflexů v míšních nervech. Nakonec je tetanie vyvolána přímou excitací svalových vláken. S rybami obrácenými k zápornému pólu je první galvanotaxickou reakcí tetanické plavání směrem k zápornému pólu v důsledku usnadnění centrálních motorických nervů a pouze částečně řízené mozkiem. Jak se napětí zvyšuje, tato kontrola mozku selhává a tetanie se objevuje prostřednictvím větší excitace motorických somas v mozku, motorických míšních nervů a svalových vláken. Když jsou ryby umístěny přes elektrické pole, těla se zakřivují směrem ke kladnému pólu, protože motorické míšní nervy směřující k zápornému pólu jsou inhibovány, zatímco nervy obrácené ke kladnému pólu jsou stimulovány. Běžné ekologické chování ryb může výrazně ovlivnit odezvu na elektrický proud. Platýsové se například mohou zavrtat nebo zůstat na dně a odolávat plavecké reakci, dokud nezavládne narkóza nebo tetanie (Vibert, 1963).

Dle výzkumu z roku 1995 však může mít šok organismu působením stejnosměrného proudu negativní vliv. Pstruh duhový (průměrná celková délka 330 mm) byl vystaven pulznímu stejnosměrnému proudu po dobu 10 s. Kontrolní ryby byly vystaveny stejnému množství manipulace, ale nebyly šokovány proudem. Po 35 dnech od pokusu kontrolní ryby přibraly v průměru 51,3 g a ryby vystavené šoku 33,7 g. Čtyři ryby (8,0 %), které během pokusu uhynuly, byly všechny vystavené elektrickému proudu. Zkoumán byl také vliv elektrošoků na růst juvenilních jedinců lipana podhorního a pstruha obecného. Tyto ryby byly vystaveny stejnému trvání elektrošoků, jako zmiňovaný pstruh duhový. Po 28 dnech byl průměrný růst délky a hmotnosti lipana podhorního vystaveného elektrošokům výrazně nižší než u kontrolních ryb. Jak pstruh obecný, tak kontrolní ryby po elektrošocích zhubly. Na konci studie však byla hmotnost kontrolního pstruha potočního výrazně vyšší než u elektrošokovaných ryb. Délka těla však nebyla ovlivněna. Je známo, že lov ryb elektrickým proudem způsobuje rybám různý stupeň traumatizace. Nejčastější formou trvalého zranění zaznamenaného u velkých lososovitých ryb je poškozená či zlomená páteř vlivem prudké křeče svalů.

Přestože elektrošoky způsobují určitou úmrtnost, účinky nesmrtelných poranění nebyly dosud plně vyhodnoceny (Dwyer a White, 1995).

Při lovu brodem se postupuje proti proudu řeky směrem k překážce (např. k jezu), což umožňuje snadnější odlov omráčených ryb. V podmínkách výskytu lipana podhorního loví agregátem z pravidla 2-3 pracovníci. Ti předávají ulovené ryby pomocníkům se sítkami, haltýři a nádobami pro krátkodobé uchování ryb. Pomocníci rovněž aktivně loví omráčené ryby, které se pracovníkům s agregáty nepodařilo zachytit. (Cove a kol., 2018). Na břehu je pro roztrídění a zkoumání úlovku možno postavit terénní pracoviště.

Pro získání přehledu o vývoji populací a následně i plošného odhadu biomasy a abundance přítomných druhů a kategorií ryb je nutné pravidelně prolovovat více experimentálních úseků. Z dlouhodobých výzkumů vyplynulo, že nejlepším časem pro lov elektrickým agregátem je začátek října, jelikož poskytuje důležité informace o populační dynamice lipana v daném ekosystému. Zkušenosti rovněž naznačují, že by se ročně měly prolovovat minimálně tři reprezentativní úseky o délce 200 m (respektive minimálně 600 metrů z daného toku) pro získání potřebných informací o funkčnosti místních populací (Cove a kol, 2018).

Byl zkoumán rovněž vliv lovu elektrickým agregátem na mortalitu jiker lipana severního. Hypotéza, že elektrický rybolov ovlivňuje mortalitu jiker, byla podpořena dvěma experimenty. V experimentu 1 byla zkoumána mortalita jiker od rodičů, kteří byli před třením vystaveni působení elektrického agregátu, a v experimentu 2 byla zkoumána mortalita jiker, které byly zasaženy elektrošoky po oplození. V experimentu 1 byla míra úmrtnosti jiker výrazně vyšší než u kontrolní skupiny. U pokusu 2 se průměrná mortalita jiker významně lišila podle rodičů (za byli nebo nebyli vystaveni působení proudu), napětí a vývojového stadia jiker. Největší rozdíl v průměrné úmrtnosti ve srovnání s kontrolní skupinou byl u jiker, které byly elektrošokovány při nejvyšším gradientu napětí (1,30-1,50 V/cm) po oplození a od rodičů, kteří byli elektrošokováni před třením. Za normálních terénních podmínek by nejvyšší úroveň elektrošoků použitou v této studii zažily pouze jikry v těsné blízkosti elektrody. V ostatních fázích vývoje a při nižších úrovních napětí (což odpovídá větší vzdálenosti od elektrod zádového agregátu) byla úmrtnost jiker podstatně nižší. Výsledky této studie

naznačují, že i v situacích, kdy jsou jikry vystavené působení elektrického agregátu, je vliv na populaci, plynoucí z monitoringu populace lipana, nízký (Roach, 1999).

3.4.2. Značení ryb

Při posuzování efektivity prováděných opatření v rámci rybářského managementu – zejména se týká hodnocení adaptability vysazovaných jedinců či testování funkčnosti rybích přechodů – se neobejdeme bez provedení identifikace tedy označení sledovaných jedinců. Značení ryb umožňuje objektivní individuální či hromadnou identifikaci zkoumaných jedinců (Halačka a kol., 2017). Značení umožnilo získání informací o biologii a ekologii mnoha druhů ryb (Thorsteinsson, 2002). Technologie značení ryb se neustále vyvíjí a umožňují tak značení i raných vývojových stádií ryb. Díky tomu můžeme sledovat růst, migraci, rozmnožování a populační dynamiku. Při volbě vhodného způsobu značení je třeba zohlednit:

- účel značení
- velikost ryb
- množství značených jedinců – individuální/skupinové značení
- ekonomické hledisko (Turek a kol., 2014)
- časovou náročnost
- potřebu speciálních nástrojů pro aplikaci
- minimalizaci stresové zátěže značeného jedince (při značení a následné identifikaci)
- trvanlivost značky
- náročnost detekce značky (souvisejí se snížením stresu) (Halačka a kol., 2017)

Průběh značení ryby i manipulace s ní při její identifikaci představují stresovou situaci. Zejména při značení ranných stádií ryb je tedy nutné zvolit takovou metodu, která neovlivní jejich chování, růst, migraci, pohyb či nezpříčiní dokonce jejich úhyn. Lososovité ryby jsou citlivé na kvalitu vody – z toho důvodu je nutné volit postup s co nejnižší mírou manipulace (Turek a kol., 2014). Stres v době značení a tím pádem i jeho dopad na poškození značené ryby lze snížit užitím anestetik – následovat by pak měla dezinfekční koupel, dezinfekce postiženého místa v případě větších ryb (Kolářová a Svobodová, 2009; Kolářová a kol, 2012).

3.4.2.1. Značení raných stádií ryb

3.4.2.1.1. *Chemické značení – ARS*

V případech experimentů jako je tento je nutné označit skupinově poměrně velké množství ryb raných vývojových stádií. V České republice přichází na scénu nový způsob značení využitelný právě pro tyto potřeby. Jedná se o metodu tzv. chemického značení, která funguje na bázi koupele ryb v určité chemické substanci – tu lze v rybě detekovat i po dlouhé době. Vychází ze schopnosti alizarinové červeni (ARS) vázat se na vápenité struktury v organismech (kost, šupina, otolit). K následné detekci a identifikaci jedince se využívá fluorescenčních vlastností zmíněného barviva, které je do tkání ryb aplikováno koupelí v roztoku barviva v řádu hodin (Halačka a kol., 2017). Detekovatelné je i jen velmi slabé obarvení (Halačka a kol., 2018).

Pozorování odhalují, že doba identifikovatelnosti značených ryb je značně dlouhá – až několik let při zvětšení těla na dvojnásobek až trojnásobek původní velikosti při značení. Závislá je hlavně na růstu jedince, jelikož dochází k „ředění“ či obrůstání tkáně se zafixovaným barvivem. Doba detekovatelnosti značky rovněž závisí na tloušťce a pigmentaci kůže – nejenže ovlivní průchodnost světla při odrazu pro detekci, ale rovněž určí množství samotného barviva, které se při aplikaci dostane do cílené tkáně (Halačka a kol., 2018). Identifikace ryb vyžaduje speciální vybavení a odborný personál. V případě laboratorního výzkumu je využíván fluorescenční mikroskop. V terénu je však alternativou zelené laserové ukazovátka s ochrannými brýlemi (**obr. 5**) (Turek a kol., 2014).



Obr. 5 – Práce s laserovým ukazovátkem a ochrannými brýlemi v terénních podmínkách – detekce označených vysazených lipanů (foto: autor).

Roku 1995 byl proveden experiment, jenž testoval možnost značení larev lipana podhorního tetracyklin-hydrochloridem a alizarinovou červení. Výsledky získané značením druhou zmíněnou metodu byly lepší, než v případě první metody využívající značení otolitů (o značení otolitů pojednává kapitola 3.4.1.2.3.) – ryby chované v akváriu měly ARS značky pomocí UV záření a mikroskopu čitelné po dobu 842 dní (Nagiec a kol., 1995).

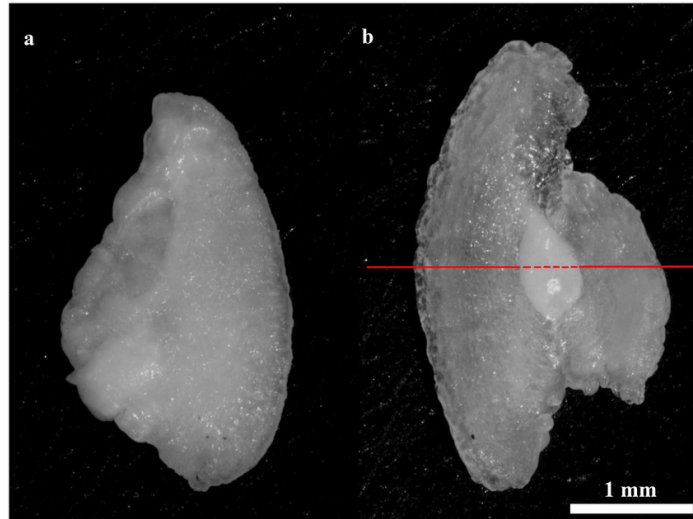
3.4.2.1.2. Značení kalceinem a oxytetracyklinem

Podobná chemická metoda (tedy vystavení ryb koupeli v reziduální chemické sloučenině) byla zkoumána v roce 1997 v rámci značení larválních stádií lososa obecného (*Salmo salar* Liné, 1758). Experiment prokázal možnost využití kalceinu jako efektivního dlouhodobého označení ryb (Mohler, 2011). Kalcein je jinak známý jako fluorexon či fluoresceinový komplex. Jedná se o fluorescenční barvivo se vzhledem oranžových krystalů (internet 6). Ryby byly vystaveny koncentraci kalceinu 125 a 250 mg/l na 48 hodin, přičemž ryby z menší koncentrace vykazovali menší mortalitu. Po 234 dnech byl kalcein pomocí ultrafialového záření detekován v ocasní ploutvi 93 % ryb. Koncentraci 250 mg/l ve stejně dlouhém čase expozice byla druhá skupina ryb vystavena působení oxytetracyklinu – jeho přítomnost v rybách však nebyla prokázána (Mohler, 2011).

3.4.2.1.3. Značení larev ryb obohacenými stabilními izotopy

Otolity jsou specifickými útvary v lebce – jsou součástí statokinetického a vestibulárního ústrojí a díky nim ryba zaznamenává polohu a změny pohybu těla (Řeřucha, 2019) (**obr. 6**). Skládají se z uhličitanu vápenatého a jejich chemické složení odráží fyzikálně-chemické vlastnosti okolní vody, ve které ryby žijí. Značení otolitů pomocí obohacených stabilních izotopů funguje na principu změny relativního množství určitých stabilních izotopů v otolitech a vytváří umělou značku, která je odlišitelná od přirozených variací v poměrech izotopů. Tímto způsobem lze vytvořit jedinečné izotopové „otisky prstů“, které jsou detekovatelné bez ohledu na velikost nebo životní fázi znovu chycené ryby. Pomocí různých kombinací samotných

obohacených izotopů barya a stroncia lze potenciálně generovat několik stovek unikátních otolitových otisků. Kromě toho lze stabilní izotopy bezpečně používat v nízkých dávkách k označení ryb bez nepříznivých účinků na jejich zdraví nebo na lidi, kteří je konzumují. Pro identifikaci jedince touto metodou je však nutné rybu usmrtit (de Braux a kol., 2014).



Obr. 6 – Otolity juvenila lososa atlantského (zdroj: www.researchgate.net).

Chemické analýzy otolitů byly použity při experimentu roku 2006 ke zkoumání vzorců diadromie u lipanů australských (*Prototroctes maraena*), kteří byli odebráni ze tří řek v jihovýchodní Austrálii. Koncentrace Sr:Ca a Ba:Ca byly měřeny v otolitech 25 ryb a ve vzorcích vody odebraných ze sladké a mořské vody. Výsledky svědčí o pobytu v moři během juvenilní fáze s vysokým poměrem Sr:Ca a nízkým poměrem Ba:Ca ve vnitřní oblasti otolitů, které byly konzistentní ve všech třech řekách. Tento obecný vzorec byl patrný u všech zkoumaných jedinců, což naznačuje, že diadromní migrace může být obvyklým aspektem životního cyklu. Chemické znaky vnějších oblastí otolitů se mezi třemi řekami lišily, zatímco ve vnitřních oblastech otolitů nebyl žádný rozdíl. To naznačuje, že nedospělí jedinci z různých řek mohou pobývat v relativně homogenním chemickém prostředí, jako je moře, a populace v pobřežních viktoriánských řekách mohou mít společný mořský zdroj nárůstu (Crook a kol., 2006).

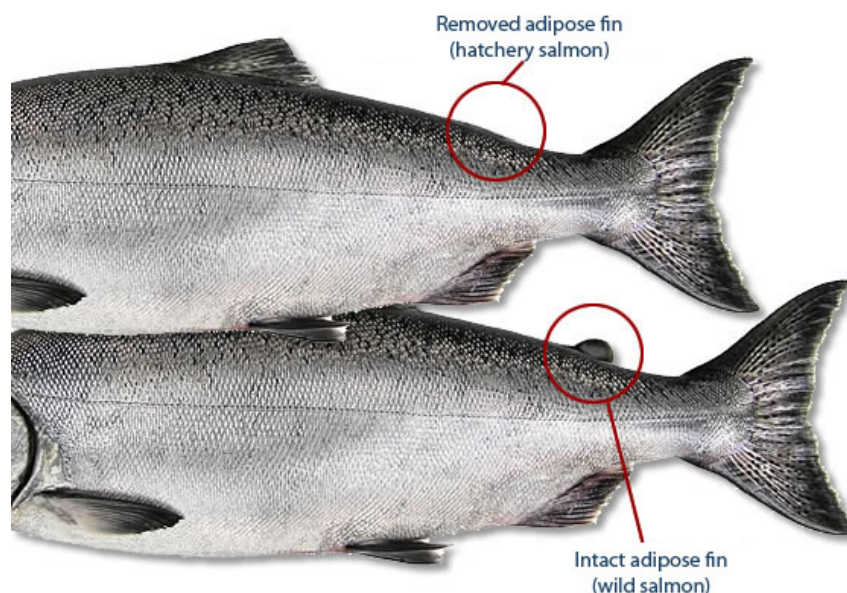
3.4.2.2. Značení starších ryb

Spolu s rostoucí velikostí ryb přibývá i možnost jejich značení. Na rozdíl od raných vývojových stádií již kromě skupinového značení přichází v potaz rovněž

značení individuální – tedy takové, jenž nám umožní při odlovu identifikovat od sebe i jednotlivé ryby. V následující části jsou popsány metody, jež mohou být použity pro značení vysazovaných lososovitých druhů ryb.

3.4.2.2.1. Amputace/perforace ploutví

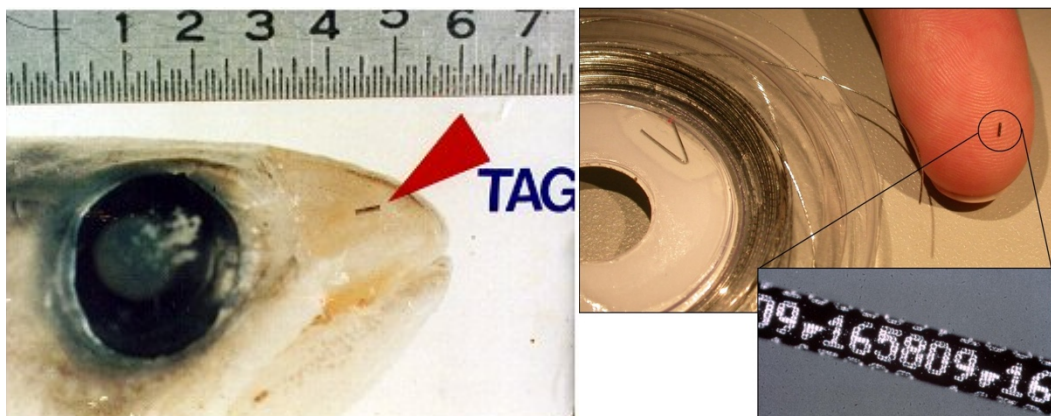
Jednou z možností skupinového značení větších ryb je amputace/perforace ploutví (Turek a kol., 2014) – v současné době však lze považovat za možnost zastaralou. Tato metoda je povolena pouze pro vědecké nebo chovatelské účely, jinak je dle zákona 246/1992 Sb. klasifikována jako týrání zvířat (Zákon č. 246/1992 Sb. - Zákon České národní rady na ochranu zvířat proti týrání). Pro rozpoznání příslušnosti jedince k definované skupině dojde většinou k odstřížení části spodního či horního laloku ocasní ploutve, nebo k amputaci jedné z párových ploutví. U lososovitých ryb může být však využita jejich tuková ploutvička, která může být bez většího vlivu na rybu odstraněna (Turek a kol., 2014) (**obr. 7**). Obecně je možno konstatovat, že se ryba dokáže se ztrátou ploutve vyrovnat a je schopná ji kompenzovat (Wagner a kol., 2009). Všechna postižená místa je však nutno vydezinfikovat, neboť otevřené rány představují vstupní bránu pro infekce či plísně, které mohou zapříčít úhyn označené ryby (Vander Haegen a kol., 2005)



Obr. 7 – Znázornění označení vysazeného lososa (nahore) s amputovanou tukovou ploutvičkou (zdroj: www.wdfw.gov).

3.4.2.2.2. Kódované drátkové mikroznačky (CWT)

Nejen velké, ale i poměrně malé ryby (viz **obr. 8**) mohou individuálně označit tzv. kódované drátkové mikroznačky (**obr. 9**). Jedná se o malé kousky drátku z nerezavějící oceli o délce 0,5 až 2,2 mm, na něž jsou laserem vypáleny kódy. Tyto značky jsou nejčastěji umísťovány do rostra ryby, nebo do lícního svalu za oko (Turek a kol., 2014).



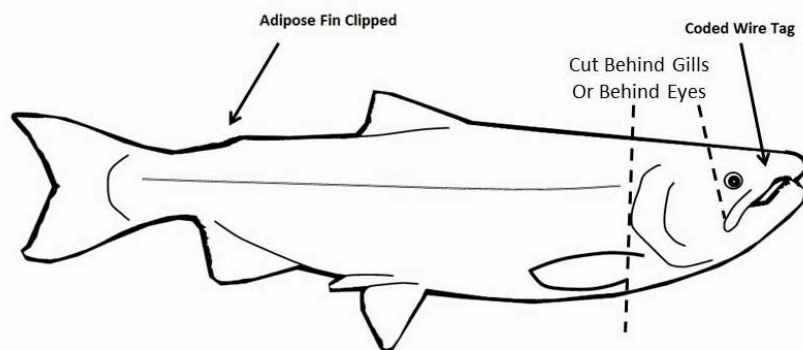
Obr. 8 a 9 – CWT mikroznačka umístěna v rostru malé ryby (vlevo) a vzhled a velikost CWT mikroznačky (vpravo) (zdroj: www.marine.ie).

Roku 1979 byl v Irsku zřízen program na označování lososů ve snaze určit míru využívání populací lososů při rybolovu na volném moři a v irském komerčním a rekreačním rybolovu. Kromě toho byly provedeny specifické experimenty ke zlepšení užitečnosti vysazených juvenilů chovaných v líhni a ke zlepšení znalostí o celkové užitečnosti irských populací. Vrácení značek poskytuje informace např. o migračních vzorcích, složení populací, načasování návratu, rychlosti růstu či vlivu predace (internet 7). Aby bylo zřejmé, že ryba nese CWT mikroznačku, je možné ji dodatečně označit amputací tukové ploutvičky (**obr. 10**) – takto byli označeni lososi čavyča (*Oncorhynchus tshawytscha* Walbaum, 1792), jenž byly vysazeny do jezera Michigan a řeky Huron v USA (internet 7).



Obr. 10 – Losos čavyča označen amputací tukové ploutvičky i CWT mikroznačkou (zdroj: Michigan Department of Natural Resources).

Nevýhodou tohoto způsobu značení je nutnost usmrcení ryby, vyjmutí značky a využití zvětšovacího zařízení pro identifikaci jedince (Turek a kol., 2014). V případě zmiňovaných lososů čavyča byl pro rybáře vydán návod, jak v případě odchyty označeného jedince správně postupovat – amputovat hlavu a odevzdat ji na některém z předepsaných míst (Michigan Department of Natural Resources – Fisheries Division, 2013) (**obr. 11**).



Obr. 11 – Návod na správnou amputaci hlavy uloveného jedince – vědci tak mohou díky rybářům získávat informace (zdroj: Michigan Department of Natural Resources).

3.4.2.2.3. Využití otolitů

Jak je zmíněno výše, tak je možné ke značení ryb využívat absorpční vlastnosti otolitů. V tomto případě však nedochází k cílenému zabudovávání chemických prvků do jejich struktury. Stavba otolitů připomíná do určité míry letokruhy dřeva – každý „letokruh“ v sobě nese údaje o daném životním stádiu ryby. Jak ryba roste, otolit absorbuje stopové prvky, včetně stroncia, které se přirozeně vyskytuje v horninách a

oceánu. Změřením poměrů izotopů stroncia v otolitech a jejich porovnáním s poměry, které byly naměřeny v celém povodí, jsou vědci schopni říci, kde ryba žila a odkud pochází v případě tažných lososů čavyča – tento výzkum byl proveden na Aljašce – u lososů odchycených v ústích řek bylo tedy možno zjistit jejich původ. Otolity jsou pro výzkum odebírány z mozkovny ryb po jejich usmrcení (**obr. 12**) (Ahearn, 2015).



Obr. 12 – Odběr otolitu z mozkovny lososa čavyča (zdroj: www.opb.org).

3.4.2.2.4. *Využití morfologických znaků ryb – analýza obrazu*

Jedná se o jednu z nejzákladnějších metod k rozlišení ryb. Může být využit k rozlišení skupin ryb – např. různých plemen. Díky příchodu analýzy obrazu je pak od sebe možné odlišovat u některých druhů ryb i jednotlivce (Turek a kol., 2014). Boky lipanů jsou obvykle posety černými tečkami. Počet a pozice těchto teček jsou specifické pro každého jednotlivce (podobně jako otisky prstů) a umožňují tak identifikovat každou rybu. Nejlepší metodou pro zaznamenání těchto znaků je fotografování každé ryby. Při opětovném odchycení lze rybu rozpoznat porovnáním fotografií – k tomu je využíván počítač, který dokáže porovnat fotografie s vysokou přesností (Persat, 1982).

3.4.2.2.5. Radiofrekvenční identifikační systémy

Pro značení ryb jsou využívány tzv. PIT tagy neboli pasivní transpondéry. Jsou to válečky dlouhé 11-15 mm o průměru 2 mm a jejich životnost není omezena. Nejčastěji se aplikují do hřbetní svaloviny v oblasti prvního paprsku hřbetní ploutve za pomoci speciálního aplikátoru připomínající běžnou injekční stříkačku (**obr. 13**). Při aplikaci je nutné dodržovat hygienická opatření, aby nedošlo k infekci rány a následnému úhynu ryby. Je také nezbytné hledět na velikost značené ryby – v případě pstruhů nemá značka vliv na růst ryb těžších než 200 g. Při zpětném odchytu ryby je čip načten čtečkou, nebo může být průběžně sledován např. bránou na rybím přechodu a umožňovat tak monitoring pohybu ryb či efektivitu rybího přechodu (Turek a kol., 2014). V roce 1993 byl zahájen experiment s cílem porovnat dvě metody značení, respektive jejich retenci v těle lipana sibiřského (*Thymallus arcticus* Pallas, 1776) – PIT a externích značek. Retenci tagů nejlépe reprezentovaly výkonové křivky pro oba typy tagů. Okamžité ztráty byly vyšší u značek PIT. Navzdory tomuto počátečnímu rozdílu byla retence mezi těmito dvěma typy tagů po 3 letech velmi podobná (85 % a 83 %, v tomto pořadí pro kotvící a PIT tagy). Ztráta externích značek se v průběhu času zrychlila, zatímco ztráta značek PIT zůstala přiměřeně konstantní. Bylo odhadnuto, že polovina externích značek bude ztracena do 6 let a že všechny budou ztraceny do 8 let. Naproti tomu by trvalo 11 let, než by se ztratila polovina PIT tagů, a 17 let, než by byly ztraceny všechny PIT tagy (Buzby a Deegan, 1999)



Obr. 13 – Implantace PIT tagu do těla lipana podhorního (zdroj: Turek a kol., 2014).

3.4.2.2.6. VIE systém (elastomery)

Elastomerní značky (VIE – Visible Implant Elastomer) jsou tvořeny dvěma roztoky na bázi silikonu, které po smíchání vytvoří kompaktní pevnou látku. Smíchaný roztok se vpravuje pod průhlednou pokožku ryb - např. do okolí očí, čelistí či mezi ploutevní paprsky ryb. Výhody tohoto systému značení jsou bez pochyb možnost značení i malých ryb (přibližně od 8 cm), následná jednoduchá detekce v terénu bez většího ohrožení života sledované ryby a relativně nízká cena jedné značky. Vlivem růstu ryby může však klesat čitelnost značky, významné jsou i ztráty značek (Turek a kol., 2014).

4. METODIKA

4.1. Metodický postup experimentu

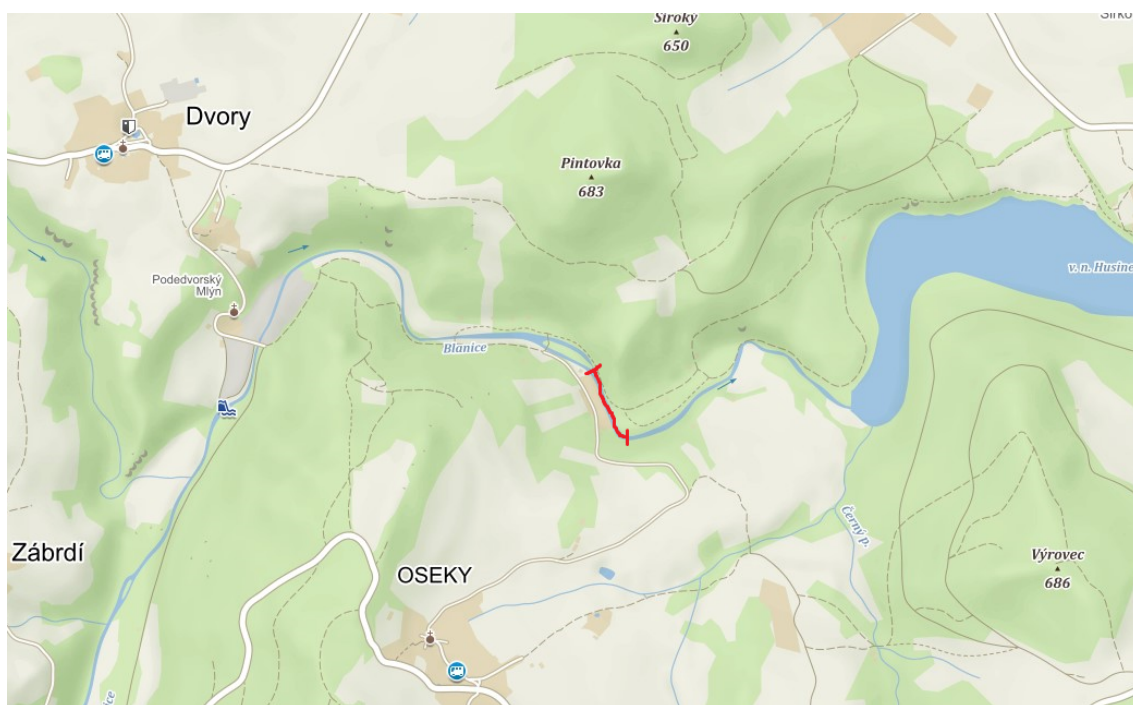
- 1) Nákup 20 000 ks váčkového plůdku z líhně
- 2) Odchov plůdku v odchovné nádrži (zemním rybníčku) po dobu 2 měsíců
- 3) Monitoring populací v experimentálních úsecích před vysazením ryb
- 4) Rozdělení ryb do tří skupin, měření biometrických údajů a značení ryb, instalace dataloggerů do vodních toků, vysazení ryb
- 5) Hodnocení úspěšnosti experimentu – monitoring experimentálních úseků, identifikace ryb a jejich měření
- 6) Statistická analýza dat

Bohužel v roce 2022 se v rybníčních podmínkách FROV JU nepodařilo odchovat rychlený plůdek lipana podhorního potřebný pro řešení této práce. Pro zpracování práce mi byla školitelem poskytnuta data z předchozího pilotního experimentu, který podle stejné metodiky proběhl v letech 2021–2022 a na jehož realizaci jsem se také částečně podílel. V roce 2021 se podařilo potřebný počet rychleného plůdku odchovat.

4.2. Charakteristika experimentálních úseků

4.2.1. **Blanice Vodňanská**

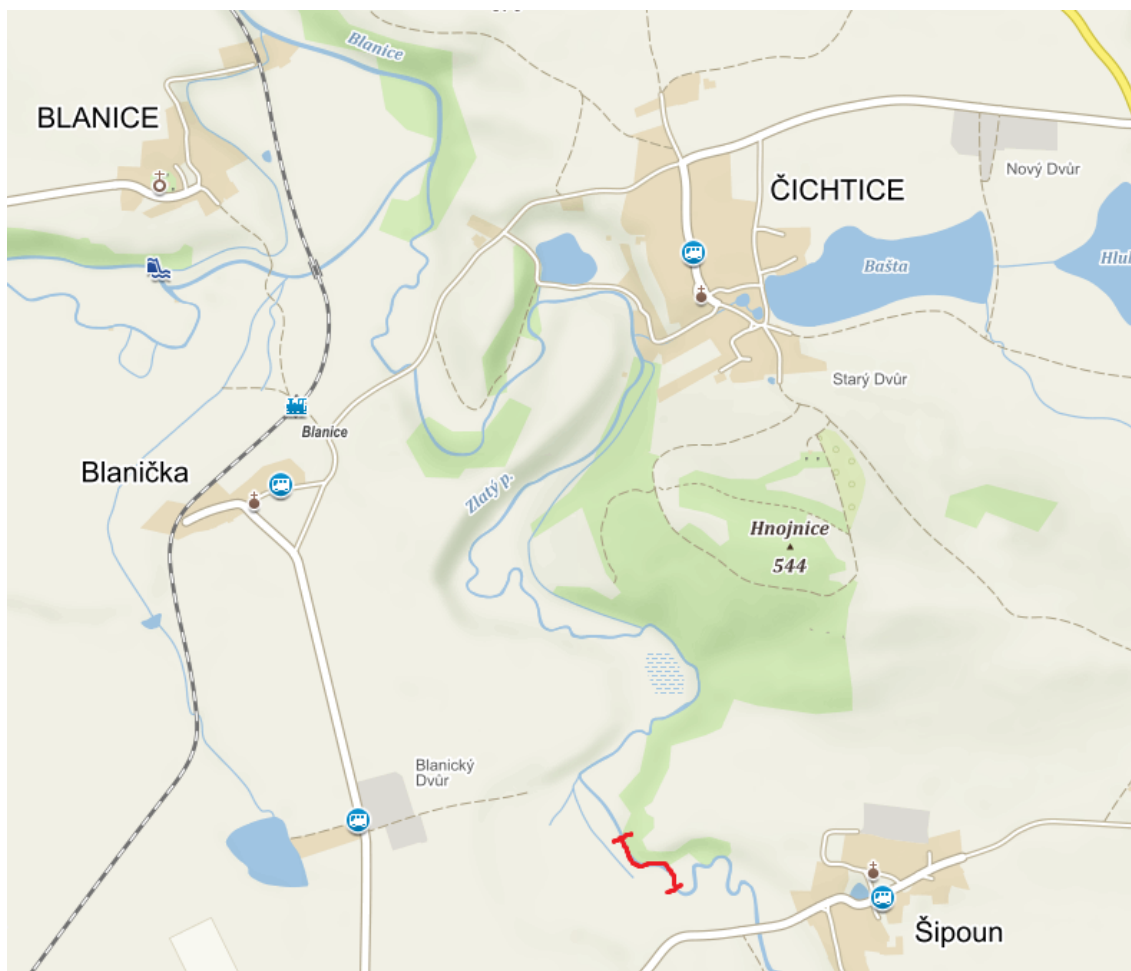
Řeka Blanice pramení na severním svahu Knížecího Stolce ve vojenském újezdu Boletice. Jedná se o nejvýznamnější pravostranný přítok Otavy, do které se vlévá u Putimi na jejím 32,28 ř. km. Celková délka toku je 94,73 km s plochou povodí 861,91 km². Na 57,588 ř. km se nachází dnes vodárenská nádrž Husinec. Úsek, do kterého byli vysazeni lipani, se nachází cca 1 km nad koncem vzduť této nádrže na ř. km 60 (obr. 14, GPS: N 49 1.96435', E 13 57.90287'). Průměrný roční průtok je zde 1,8 m³.s⁻¹. Experimentální úsek je dlouhý cca 170 metrů, s přírodním kamenitým až šterkovitým dnem. Šířka toku je 9–12 metrů (průměrně 10,5 m), hloubka od 20 do 80 cm. Břehy jsou kamenité, porostlé listnatými stromy a keři. V okolí úseku se na levém břehu nachází jehličnatý les, na pravém pak louka s v současnosti nevyužívaným chatkovým kempem. Lokalizace úseku je znázorněna na přiložené mapě (**obr. 14**).



Obr. 14 – Lokalizace experimentálního úseku na Blanici Vodňanské.

4.2.2. Zlatý potok

Zlatý potok je nejdelší přítok jihočeské řeky Blanice, do které se vlévá na jejím 41,0 říčním kilometru. Délka toku činí 36,7 km. Plocha povodí měří 92,3 km². Úsek, do kterého byli vysazeni lipani, se nachází u obce Šipoun, cca 3 km proti proudu od ústí potoka do Blanice (obr. 15, GPS: N 49 5.24703', E 14 5.18272'). Průměrný roční průtok je zde 1,8 m³.s⁻¹. Experimentální úsek je dlouhý cca 200 metrů, s šířkou od 1,5 do 3 metrů (průměrně 2,25 m). Dno je písčité až štěrkovité, v místech s pomalým prouděním s vrstvou bahnitých nánosů. Hloubka se pohybuje od 10 cm na štěrkových lavicích do 160 cm v hlubších tůních. Břehy jsou hlinité, porostlé vrby různých stáří, jejichž kořenový systém místy zasahuje do toku, kde tvoří úkryty pro ryby. V okolí úseku se na obou březích nachází obhospodařované louky. Lokalizace úseku je znázorněna na přiložené mapě (**obr. 15**).



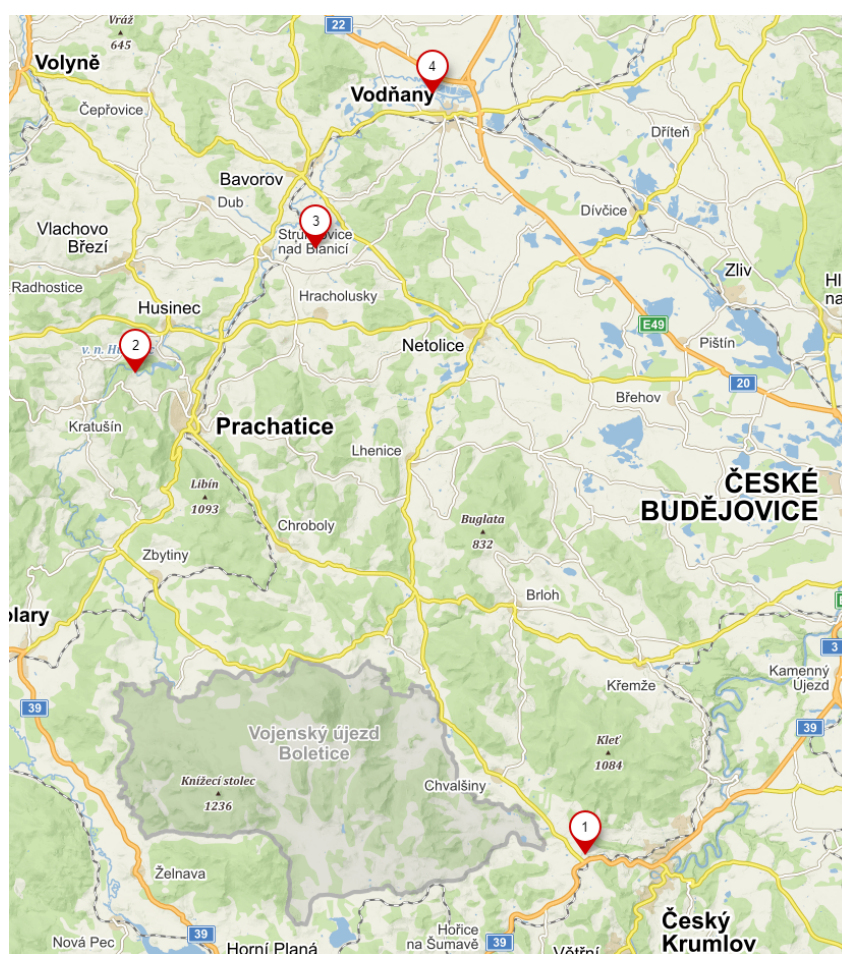
Obr. 15 – Lokalizace experimentálního úseku na Zlatém potoce.

4.2.3. Chvalšinský potok (Polečnice)

Chvalšinský potok (Polečnice) je říčka v okrese Český Krumlov, levostranný přítok Vltavy. Její celková délka činí 32,8 km a plocha povodí 197,9 km². Úsek, do kterého byli vysazeni lipani, se nachází pod obcí Kájov, cca 5,5 km proti proudu od ústí do Vltavy (obr. 16, GPS: N 48 49.13722', E 14 16.07520'). Průměrný roční průtok je zde 1,1 m³.s⁻¹. Experimentální úsek je dlouhý cca 180 metrů, s šířkou od 2 do 5 metrů (průměrně 3,5 m). Dno je písčité až šterkovité, místy s většími kameny, ve spodní, pomalu tekoucí části s jemnými sedimenty. Hloubka se pohybuje od 10 cm na šterkových lavicích do 100 cm. Břehy jsou hlinité až kamenité, porostlé listnatými stromy a keři. V okolí úseku se vyskytují obhospodařované louky a listnaté lesíky, na levém břehu je fotovoltaická elektrárna. Přes horní část úseku vede silniční most. Lokalizace úseku je znázorněna na přiložené mapě (**obr. 16**). Na **obr. 17** je možné vidět situaci rozložení všech zmiňovaných experimentálních úseků.



Obr. 16 – Lokalizace experimentálního úseku na Chvalšinském potoce (Polečnici).



Obr. 17 – Celková situační mapa: 1 – lokalita na Chvalšinském potoce, 2 – lokalita na Blanici vodňanské, 3 – lokalita na Zlatém potoce, 4 – chovný rybník ve Vodňanech.

4.3. Odchov násady

Z chovatelského zařízení Kachní farma Holýšov bylo nakoupeno 20 000 ks váčkového plůdku lipana podhorního, který byl následně vysazen do zemního rybníčku v areálu Experimentálního rybochovného pracoviště a pokusnictví FROV ve Vodňanech o velikosti 0,08 ha. Nádrž je napájena náhonem z řeky Blanice, má bahnité dno, zatravněné břehy a průměrnou hloubku cca 1 m (**obr. 18**). Plůdek byl do odchovné nádrže vysazen dne 11. 5. 2021. Nádrž byla předem připravena tak, aby pro vysazený plůdek poskytovala dostatečné množství planktonu – byla napuštěna s dostatečným předstihem, což umožnilo rozvoj požadovaných potravních organismů. V průběhu odchovu byl rybníček pro doplnění přirozené potravy dotován živým zooplanktonem z jiných nádrží. Využití umělých krmných směsí bylo při odchovu zcela vyloučeno pro zachování adaptace ryb na přirozenou potravu po vysazení do podmínek volného toku. Celková délka odchovu v rybníčních podmínkách trvala 7 týdnů. Po celou dobu odchovu probíhalo kontinuální měření teploty a pH (viz kapitola 5.1.1). Plůdek byl ze zemního rybníčku sloven dne 28. 6. 2021. Celkem bylo sloveno 5 400 ks.



Obr. 18 – Odchovný zemní rybníček v areálu Experimentálního rybochovného pracoviště a pokusnictví FROV ve Vodňanech.

Ryby byly po výlovu z rybníčku měřeny a váženy. Byla vyhodnocována celková délka (CD), délka těla (DT) a hmotnost. Průměrná hodnota těchto parametrů byla stejná pro ryby vysazované do všech 3 sledovaných lokalit. Jejich průměrná délka těla činila 54,3 mm, průměrná celková délka 64,1 mm a průměrná hmotnost 2,18 g (viz **tabulka 1**). Primární data jsou uvedena v příloze č.1.

Tab. 1 – Biometrické hodnoty plůdku lipana podhorního při vysazení do experimentálních úseků dne 28. 6. 2021.

	délka těla [mm]	celková délka [mm]	hmotnost [g]
$\bar{x} \pm s_x$	54,3±3,4	64,1±3,8	2,18±0,39

4.4. Značení a vysazení ryb

Po vylovení z odchovné nádrže byl plůdek značen pomocí koupele v alizarinové červení (ARS) (**obr. 19**). Ta se následně ukládá do kostí a její fragmenty jsou následně viditelné po osvětlení laserovým ukazovátkem produkujícím záření o vlnové délce 530-560 nm, zejména v ploutevnických paprscích (bližší postup této metody značení ryb je popsán v kapitole 3.4.2.1.1). Účelem značení byla možnost následné identifikace nasazených jedinců při kontrolních odlovech. Před vysazením bylo 100 jedinců individuálně změřeno (délka těla, celková délka) a zváženo, čímž byly zjištěny velikostní charakteristiky odchovaných jedinců před jejich vysazením do vybraných toků.



Obr. 19 – Značení násady pomocí koupele v alizarinové červení (foto: autor).

Po označení bylo dalším krokem vysazení ryb do výše popsaných předem vybraných lokalit. Ryby byly rozděleny do třech stejně početných skupin – každá z nich zahrnovala 1 800 kusů odchovaného plůdku lipana podhorního. Kvůli předpokládané migraci ryb po proudu po jejich vypuštění byly pro vysazení zvoleny horní části experimentálních úseků. K vysazení, jehož průběh znázorňuje fotografie (**obr. 20**), došlo v polovině vegetační sezóny, tedy 29. a 30. června 2021. Před vlastním vysazením byly zvolené úseky proloveny pomocí elektrických agregátů a byla provedena populační analýza přítomného společenstva ryb (viz část 4.5.). Při vysazení byly do sledovaných úseků umístěny teplotní datalogery měřící teplotu vody každých 30 minut v období od vysazení po podzimní odlov.



Obr. 20 – Vysazení plůdku lipana podhorního do předem vybraných lokalit (foto: autor).

4.5. Monitorovací odlovy

V rámci populačního monitoringu byl každý experimentální úsek proloven dvěma elektrickými agregáty (FEG 1500, EFKO, Německo). Při kontrolním odlovu se postupovalo proti proudu. První odlov byl proveden před vysazením ryb, aby bylo možné vyhodnotit počáteční stav populace. Následné odlovové akce byly stejným způsobem zopakovány na podzim a na jaře, což umožnilo vyhodnotit a sledovat změny v biometrických vlastnostech, které poskytly informace o růstu a vývoji ryb v období

mezi kontrolními odlovy a umožnily tak porovnání kondice ryb v obou obdobích. V případě podzimního odlovu byl proloven také úsek pod hlavními úseky, aby bylo možné zjistit přítomnost vysazených jedinců v případě jejich migrace a získat jejich biometrická data.

Během monitoringu byly v experimentálních úsecích odlovovány všechny ryby, které byly následně rozděleny dle druhů. V případě pstruha obecného a lipana podhorního byly také rozděleny dle věku na tohorocky a starší jedince. Byly spočítány kusy a zjištěna celková hmotnost jednotlivých druhů. Tyto údaje byly použity pro výpočet abundance a biomasy na jednotku plochy (m²) experimentálních úseků, přičemž údaje o délce a šířce byly zjišťovány pomocí terénního GPS přístroje.

V případě značených lipanů byla provedena individuální biometrická měření, zahrnující měření celkové délky těla (CD), délky těla (DT) a hmotnosti jednotlivých jedinců. Tyto biometrické údaje jsou důležité pro výpočet růstu, přežívání a dalších ekologických parametrů vysazených ryb.

4.6. Vyhodnocení experimentu a statistické zpracování

Pro vyhodnocení experimentu byl proveden kontrolní odlov experimentálních úseků pomocí elektrického agregátu. Monitoring proběhl 11. a 12. října 2021, tedy zhruba 3,5 měsíce od vysazení násady. Byly proloveny všechny experimentální úseky. Kromě experimentálních úseků byly proloveny také navazující úseky nacházející se pod nimi, jelikož byla předpokládána jistá míra migrace. Důvodem bylo získání vyššího počtu zpětně odlovených vysazených jedinců za účelem přesnějšího statistického porovnání biometrických parametrů. V těchto navazujících úsecích byl odlovován pouze lipan podhorní a následně byly měřeny a váženy pouze označení jedinci. K identifikaci ryb značených ARS v terénu je zapotřebí laserové ukazovátka produkující záření o vlnové délce 530-560 nm, ochranné brýle, případně přenosný stolek. Průběh identifikace je znázorněn na přiložených fotografiích (**obr. 21 a 22**).

Složení rybích populací v monitorovaných úsecích v termínu jednotlivých odlovů bylo znázorněno pomocí koláčových grafů, ze kterých vyplývá i vliv realizovaného opatření na změnu struktury společenstva ve smyslu přítomnosti lipana podhorního, jakožto podporovaného druhu.



Obr. 21 a 22 – Průběh identifikace značených ryb v terénu pomocí laserového ukazovátka (vlevo) a reakce ARS na ozáření světelným zdrojem při pohledu přes ochranné brýle (vpravo) (foto: autor).

Kondiční stav vysazených ryb byl stanoven pomocí tzv. Fultonova koeficientu (K) dle vzorce: $K = (m/DT^3) * 100$, kde m je tělesná hmotnost v gramech a DT je délka těla ryby v centimetrech. Tento koeficient byl určován pro ryby před jejich vysazením a při kontrolním podzimním odlovu. Výsledky byly zpracovávány v počítačovém softwaru Microsoft Excel. Pro statistickou analýzu, v rámci které byla hodnocena statistická významnost rozdílů biometrických parametrů ryb mezi jednotlivými kontrolními odlovy, byly využity programy Minitab a Jamovi.

Prvním krokem statistické analýzy byl test normálnosti dat pomocí programu Minitab. Normalita distribuce dat byla zjišťována provedením Shapiro-Wilkova testu. Ten odhalil, zda bude možné využít pro porovnání rozdílů v délce těla, hmotnosti a Fultonově koeficientu standardní jednocestnou Anovu, či zda bude zapotřebí využít Kruskal-Wallisův test v případě, že rozdělení dat v jednotlivých skupinách není normální.

5. VÝSLEDKY

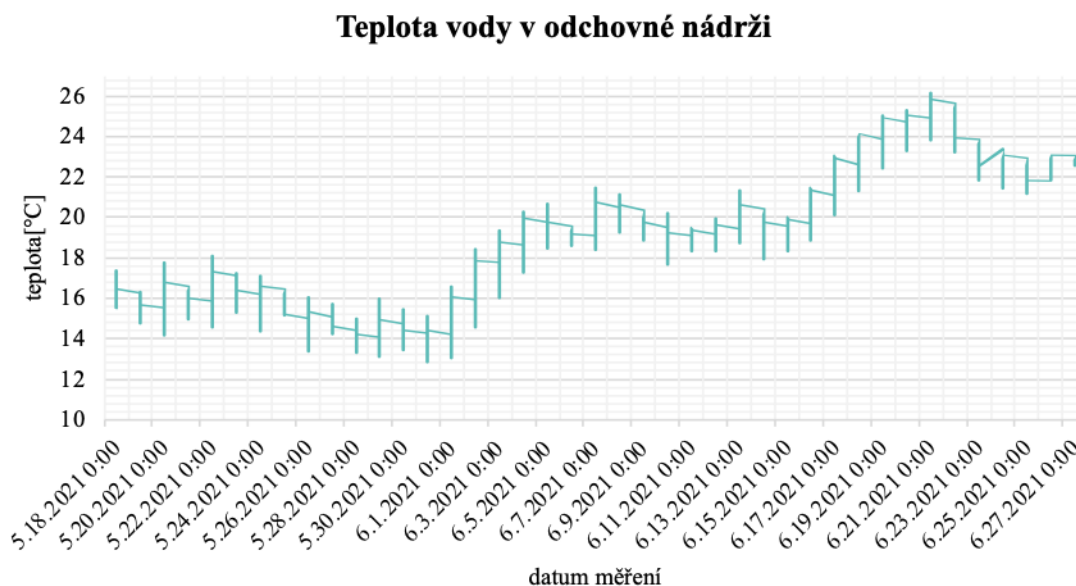
5.1. Parametry prostředí

5.1.1. Prostředí odchovné nádrže

V průběhu experimentu byla kontinuálně měřena teplota pomocí automatizovaných přístrojů, tzv. dataloggerů také v odchovné nádrži, kde byla násada odchovávána před jejím vysazením. Výsledky získané z tohoto měření posloužily pro posouzení vlivu vnějších činitelů na průběh experimentu – zejména na přežití a růst vysazovaných ryb.

Graf 2 znázorňuje průběh vývoje teploty v zemním rybníčku v průběhu odchovu ryb. Je z něj patrné, že se teplota vody zvyšovala s přicházejícím létem. Nejnižší teplota v průběhu odchovu 12,7 °C byla zaznamenána 31. 5. 2021. Nejvyšší teplota 26,1 °C pak 21. 6. 2021

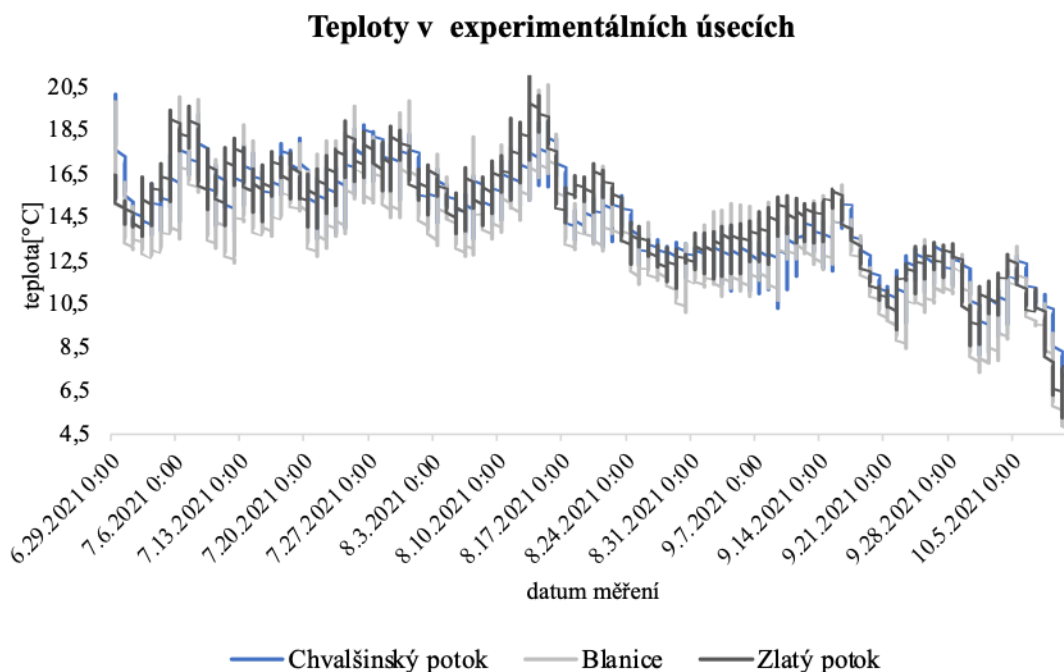
Pro zajištění co možná nejlepších podmínek pro odchov ryb bylo v zemním rybníčku pravidelně sledováno pH a obsah kyslíku. Průměrná hodnota pH při odchovu činila 8,08. Nejvyšší hodnota pH bylo naměřeno 11.6 2021, kdy jeho hodnota dosáhla 9,3. Naopak jeho nejnižší hodnota (7) byla zaznamenána 28. 5. 2021. Obsah kyslíku v době jeho měření se pohyboval mezi 7,4 – 9,7 mg/l.



Graf 2 – Vývoj teploty vody v odchovné nádrži.

5.1.2. Teplota vody

Obdobným způsobem jako v odchovné nádrži byl měřen vývoj teploty v průběhu experimentu také v jednotlivých úsecích. **Graf 3** znázorňuje vývoj teplot vody ve sledovaných lokalitách. Z těchto dat lze vyčíst, že se teploty vyvíjely v našich úsecích velice podobně, a že žádný z umístěných dataloggerů nezaznamenal významnější odchylku mezi jednotlivými lokalitami.

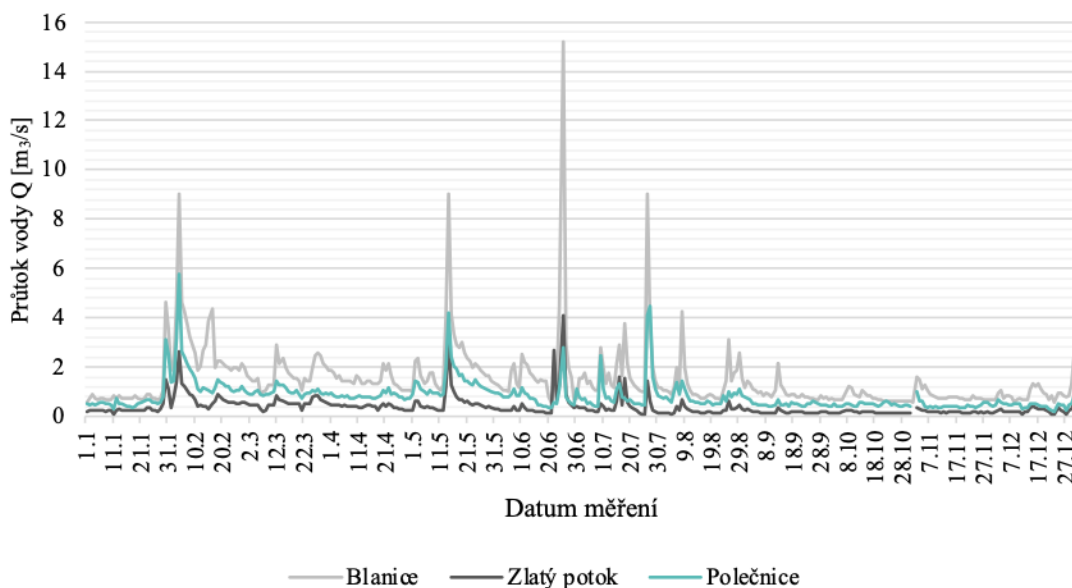


Graf 3 – Vývoj teplot vody ve sledovaných úsecích.

5.1.3. Průtoky vody v experimentálních úsecích

V rámci shromažďování dat z jednotlivých experimentálních lokalit byly zjišťovány také údaje průtoku vody, jejichž trendy byly velmi podobné. Tyto hodnoty jsou zaznamenány v **grafu 4**. Nejvyššího zaznamenaného průtoku dosáhla Blanice, a to dne 15. 6. 2021. Údaje o průtocích i teplotě pochází z měřících stanic LMG Podedvory (Blanice), LMG Hracholusky (Zlatý potok) a LMG Český Krumlov (Polečnice).

Průtoky vody v experimentálních úsecích



Graf 4 – Průtoky vody v jednotlivých lokalitách v průběhu experimentu.

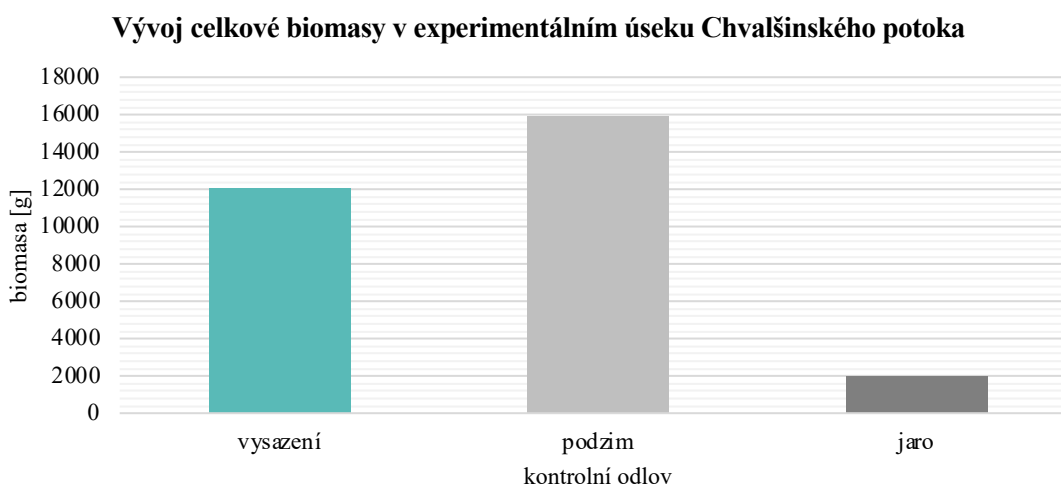
5.2. Kontrolní odlovy v experimentálních úsecích

Experimentální úseky vodních toků byly před vysazením lipana podhorního proloveny elektrickým agregátem, aby bylo předem zjištěno složení tammích populací. Výskyt lipana podhorního ve sledovaných úsecích byl prokázán ve Chvalšinském potoce a v Blanici. Ve všech monitorovaných úsecích měl velmi významné zastoupení v celkové biomase pstruh obecný. Vzhledem k tomu, že vysazené ryby po vypuštění do volné vody migrují, byly z důvodu odlovení většího množství vysazených jedinců pro biometrické analýzy při podzimním kontrolním odlovu proloveny také přibližně 150 – 200 m dlouhé úseky vodních toků nacházející se po proudu pod experimentálními úseky. Tento krok se ukázal jako správný, jelikož zde byly s úspěchem odloveni a identifikováni značení lipani. Nejvíce značených ryb bylo odloveno na podzim v Chvalšinském potoce – 66, respektive 76 značených lipanů včetně ryb chycených v navazujícím úseku. Na jaře se pak nejvíce lipanů podařilo identifikovat ve Zlatém potoce – 18 značených ryb. Celkový přehled o počtu zpětně odlovených značených ryb je znázorněn v tabulce 3. Kromě lipana podhorního však v experimentálních úsecích byly odchyťovány také další druhy ryb, jejichž počty a hmotnost byly zaznamenávány pro možnost porovnání podílu lipana podhorního na celkové biomase tammích populací.

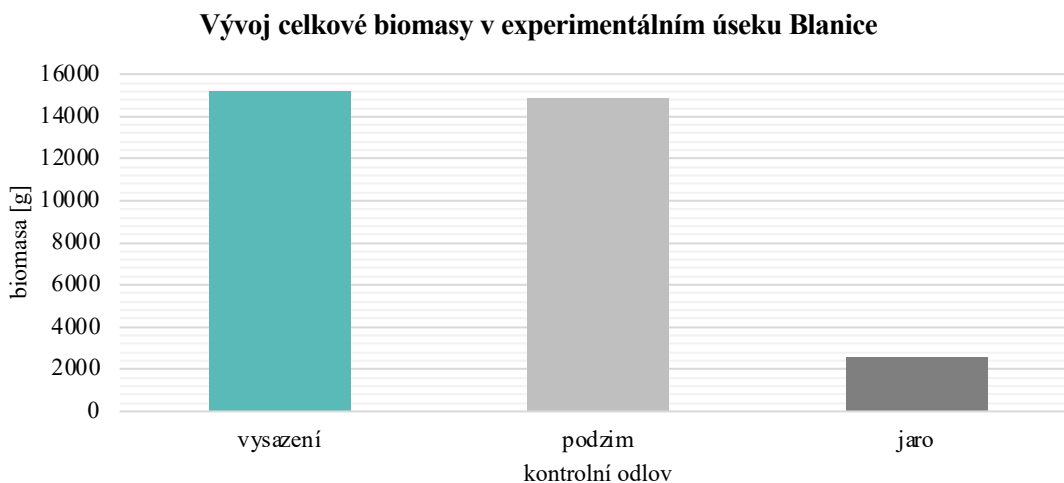
Toto srovnání zobrazují **grafy 8 až 25**. Při pohledu na výsledky je zřejmé, že se podíl lipana podhorního na celkové biomase v jednotlivých lokalitách po provedení vysazení v rámci experimentu zvýšil, a to mnohdy velmi významně. Ve Chvalšinském potoce při jarním kontrolním odlovu 21. 3. 2022 byl procentuální podíl značených lipanů na biomase ryb v úseku téměř 22 %, což lze považovat za velký úspěch. Při monitorovacích odlovech na všech lokalitách byly pozorovány stopy vyder říčních a volavek popelavých, což svědčí o silném tlaku rybích predátorů a zřejmě se jedná o klíčový faktor poklesu celkové biomasy vyskytujících se ryb ve sledovaných profilech v průběhu zimního období (**grafy 5 až 7**).

Tab. 2 – Počet zpětně odlovených značených lipanů podhorních v jednotlivých experimentálních úsecích.

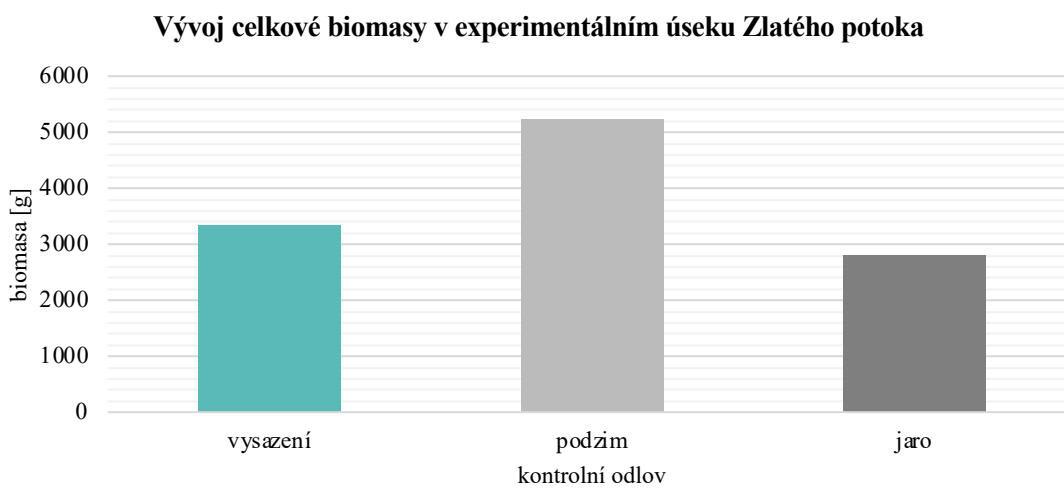
lokality	podzim [ks]	jaro [ks]
Chvalšinský potok	66 (+ 10 v mimopopulačním úseku)	9
Blanice	30 (+ 15 v mimopopulačním úseku)	2
Zlatý potok	23 (+ 4 v mimopopulačním úseku)	18



Graf 5 – Vývoj celkové biomasy v experimentálním úseku Chvalšinského potoka.

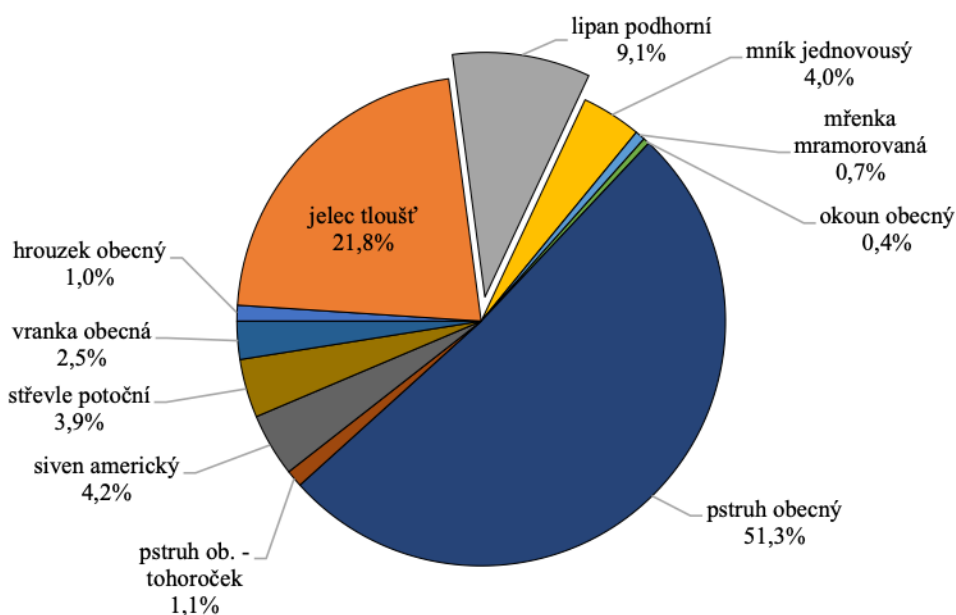


Graf 6 – Vývoj celkové biomasy v experimentálním úseku Blanice.

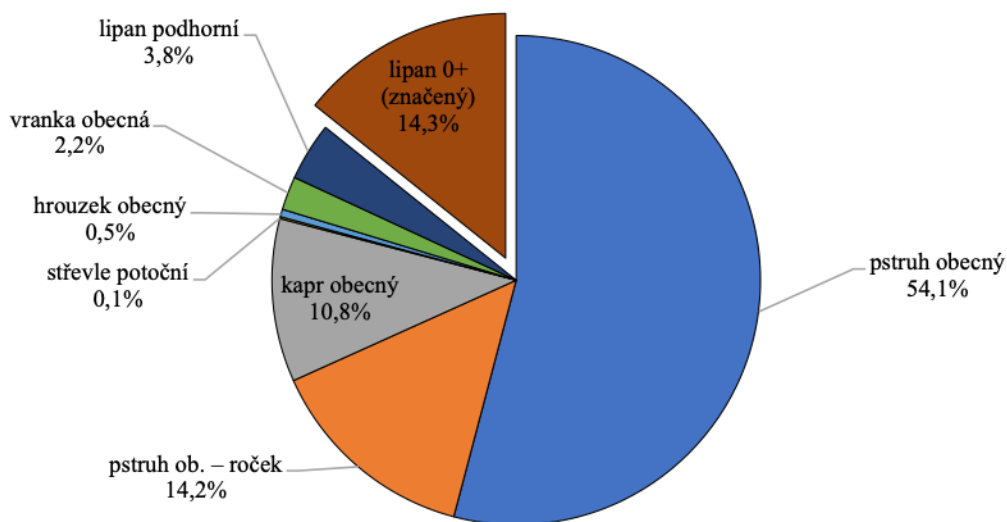


Graf 7 – Vývoj celkové biomasy v experimentálním úseku Zlatého potoka.

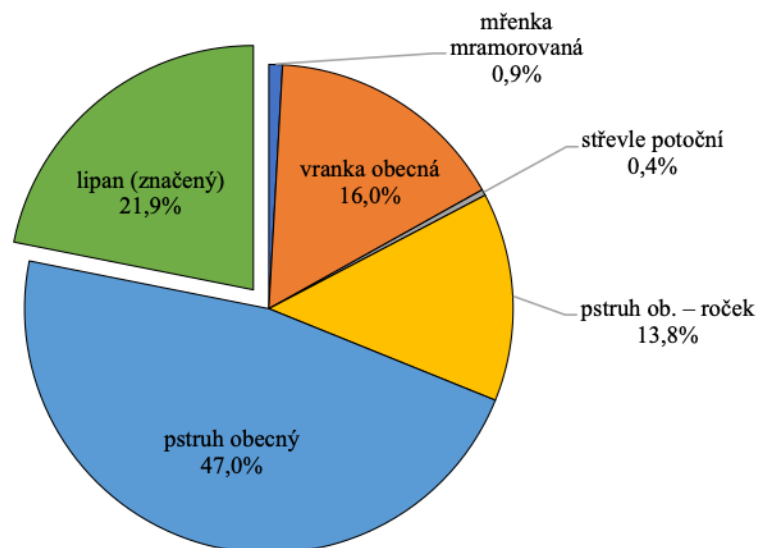
5.2.1. Složení populace ve Chvalšinském potoce



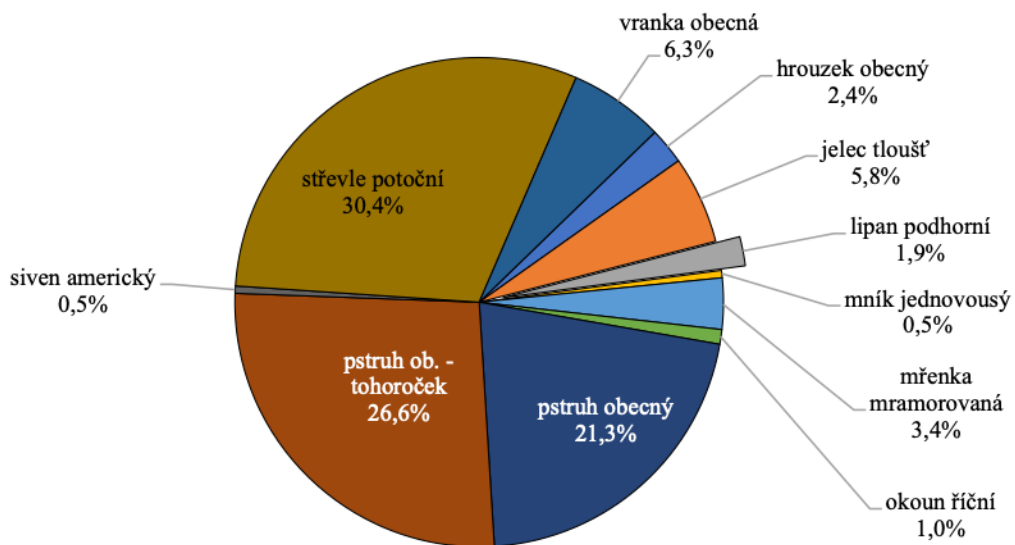
Graf 8 – Populační složení ve Chvalšinském potoce 29. 6. 2021 před vysazením ryb (procentuální podíl na biomase ryb v úseku).



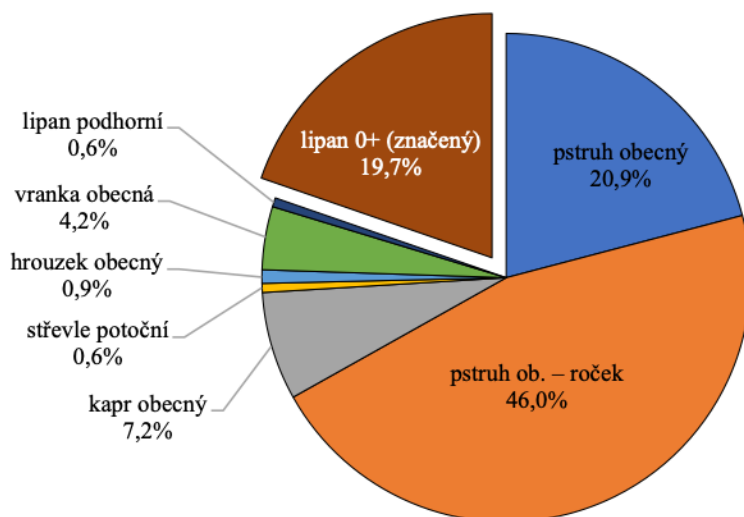
Graf 9 – Populační složení ve Chvalšinském potoce 11. 10. 2021 při podzimním kontrolním odlovu (procentuální podíl na biomase ryb v úseku).



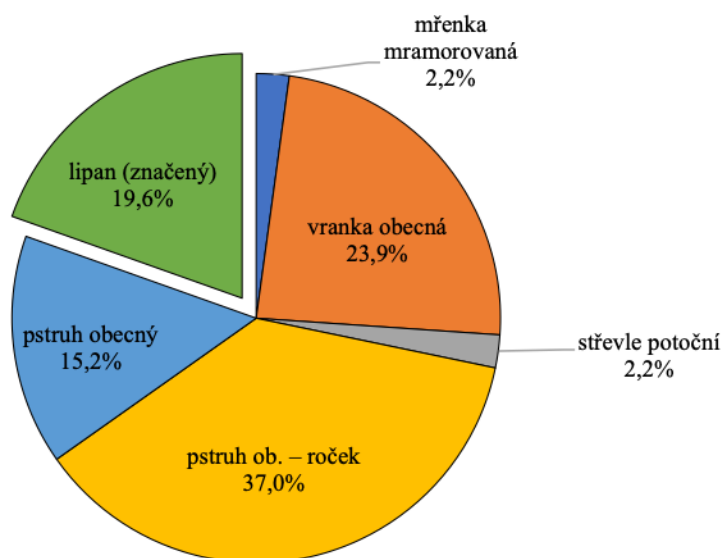
Graf 10 – Populační složení ve Chvalšinském potoce 21. 3. 2022 při jarním kontrolním odlovu (procentuální podíl na biomase ryb v úseku).



Graf 11 – Populační složení ve Chvalšinském potoce 29. 6. 2021 před vysazením ryb (procentuální podíl na celkové abundanci).

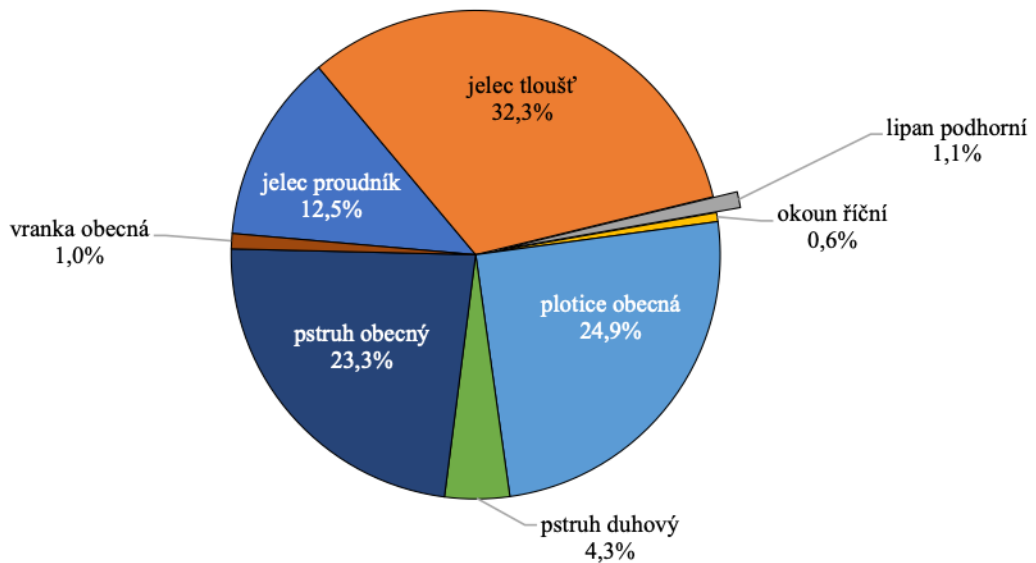


Graf 12 – Populační složení ve Chvalšinském potoce 11. 10. 2021 při podzimním kontrolním odlovu (procentuální podíl na celkové abundanci).

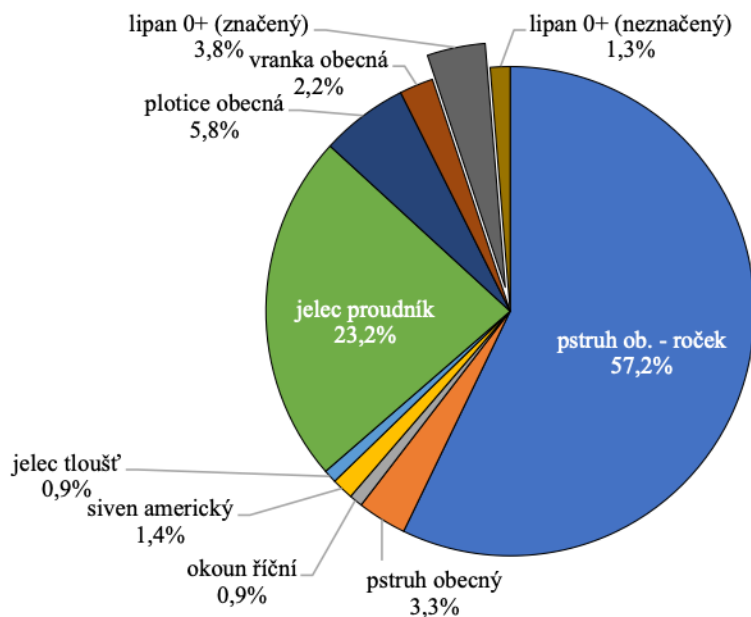


Graf 13 – Populační složení ve Chvalšinském potoce 21. 3. 2022 při jarním kontrolním odlovu (procentuální podíl na celkové abundanci).

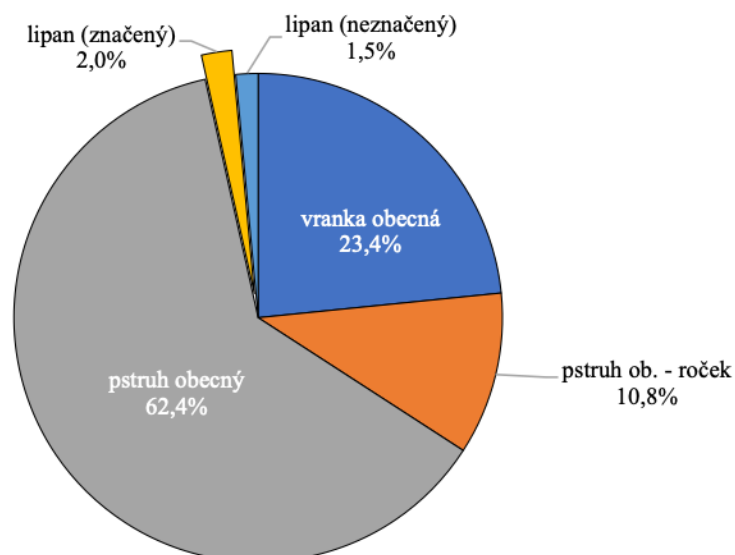
5.2.2. Populační složení v Blanici



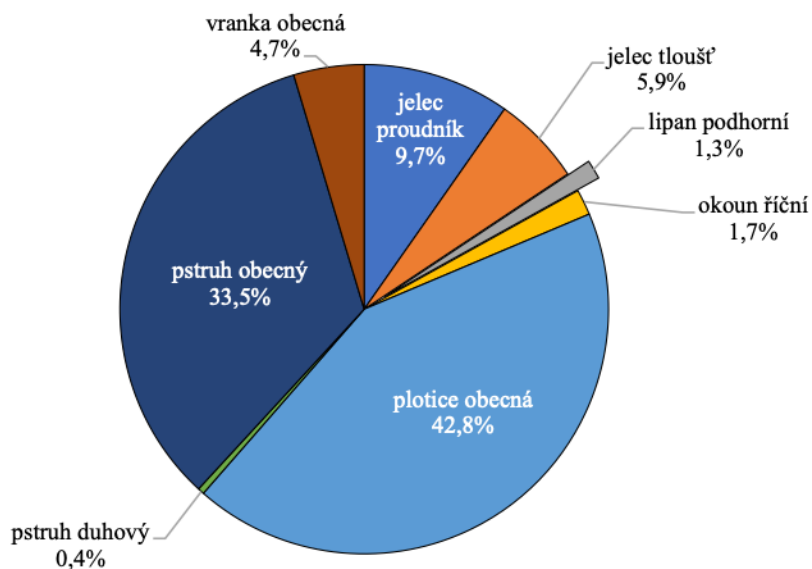
Graf 14 – Populační složení v Blanici 29. 6. 2021 před vysazením ryb (procentuální podíl na biomase ryb v úseku).



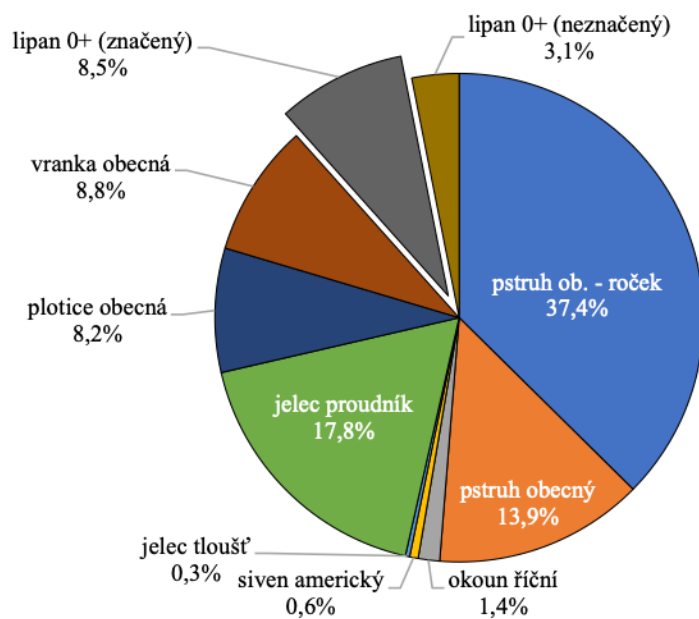
Graf 15 – Populační složení v Blanici 11. 10. 2021 při podzimním kontrolním odlovu (procentuální podíl na biomase ryb v úseku).



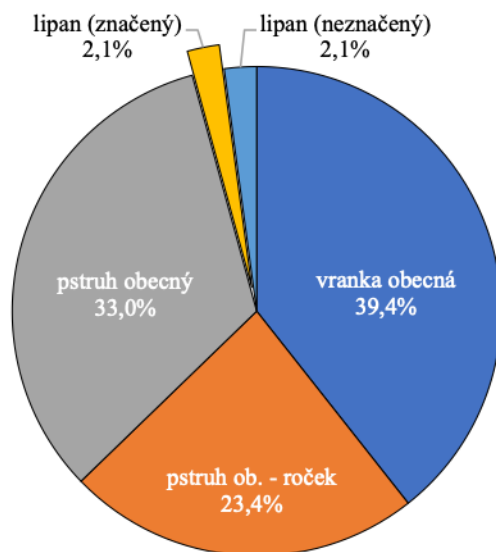
Graf 16 – Populační složení v Blаницi 21. 3. 2022 při jarním kontrolním odlovu (procentuální podíl na biomase ryb v úseku).



Graf 17 – Populační složení v Blаницi 29. 6. 2021 před vysazením ryb (procentuální podíl na celkové abundanci).

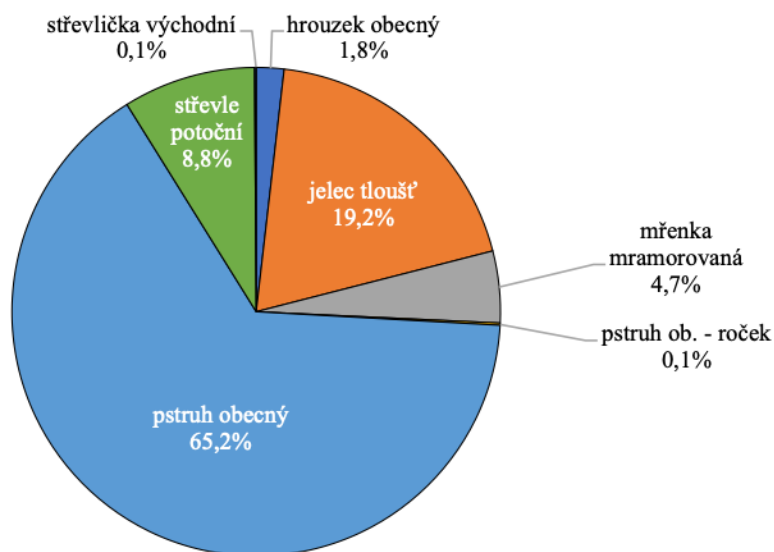


Graf 18 – Populační složení v Blаницi 11. 10. 2021 při podzimním kontrolním odlovu (procentuální podíl na celkové abundanci).

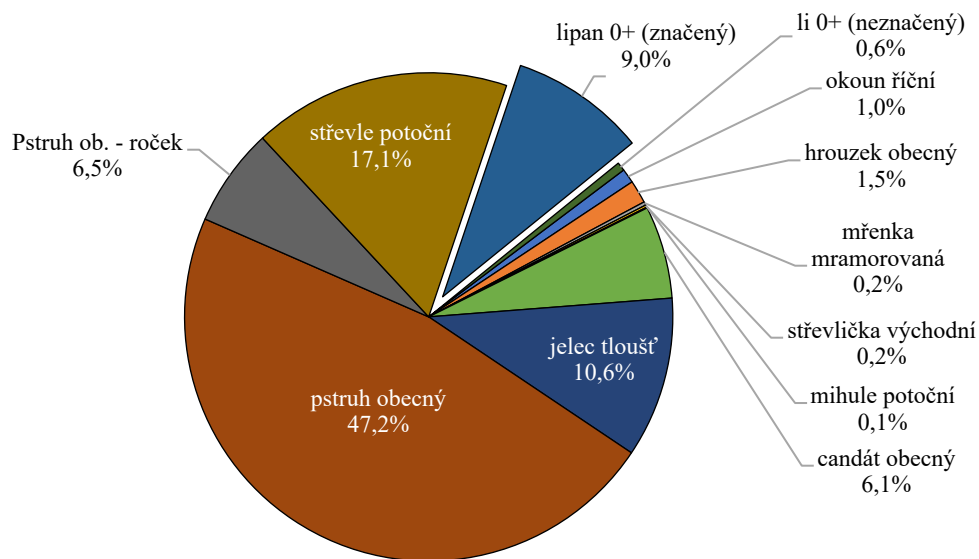


Graf 19 – Populační složení v Blаницi 21. 3. 2022 při podzimním kontrolním odlovu (procentuální podíl na celkové abundanci).

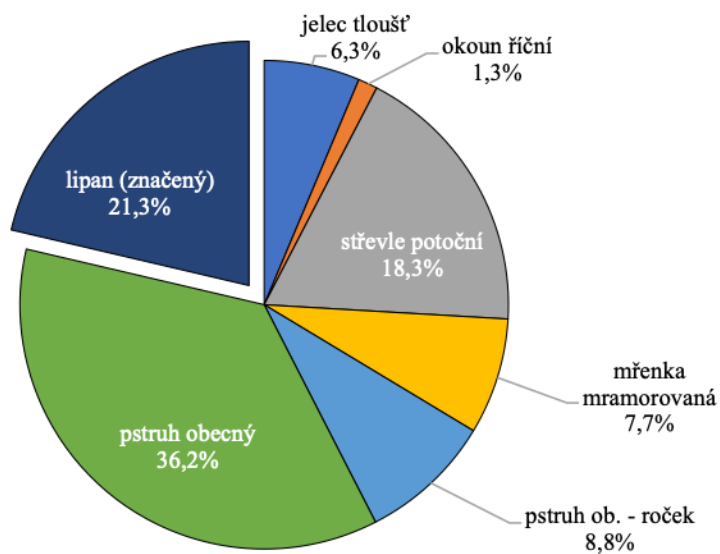
5.2.3. Populační složení ve Zlatém potoce



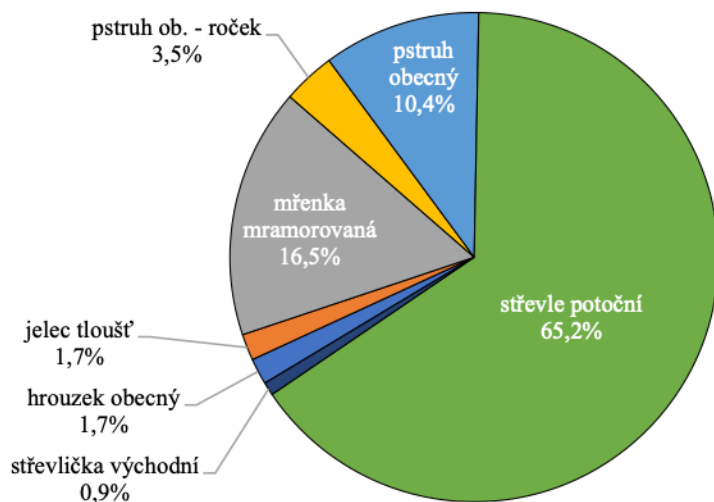
Graf 20 – Populační složení ve Zlatém potoce 30. 6. 2021 před vysazením ryb (procentuální podíl na biomase ryb v úseku).



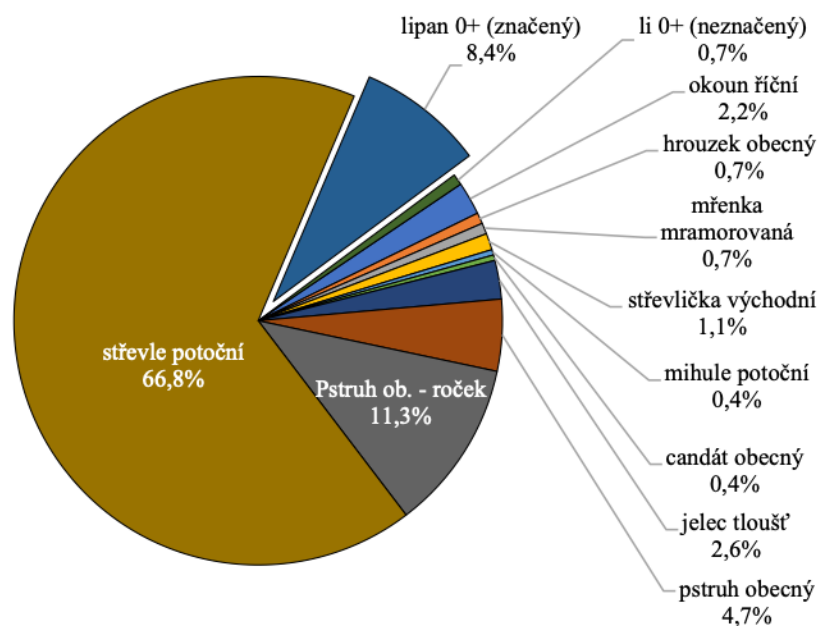
Graf 21 – Populační složení ve Zlatém potoce 12. 10. 2021 při podzimním kontrolním odlovu (procentuální podíl na biomase ryb v úseku).



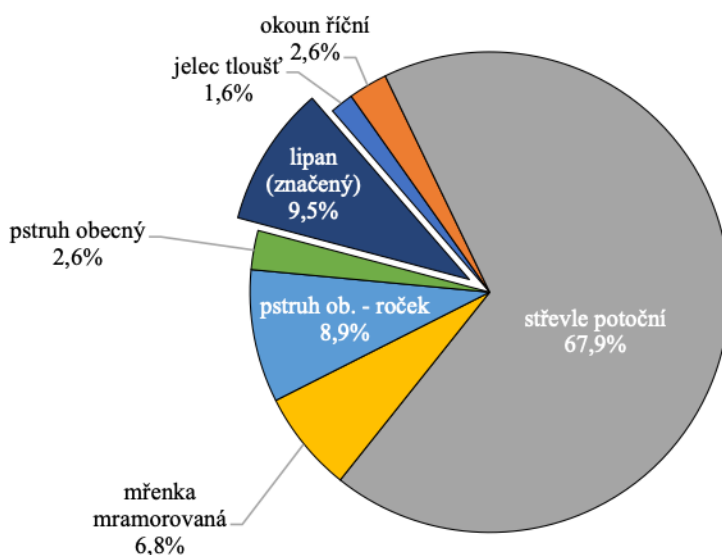
Graf 22 – Populační složení ve Zlatém potoce 21. 3. 2022 při jarním kontrolním odlovu (procentuální podíl na biomase ryb v úseku).



Graf 23 – Populační složení ve Zlatém potoce 30. 6. 2021 před vysazením ryb (procentuální podíl na celkové abundanci).



Graf 24 – Populační složení ve Zlatém potoce 12. 10. 2021 při podzimním kontrolním odlovu (procentuální podíl na celkové abundanci).



Graf 25 – Populační složení ve Zlatém potoce 21. 3. 2022 při jarním kontrolním odlovu (procentuální podíl na celkové abundanci).

5.3. Růst vysazených ryb

Dalším ze sledovaných parametrů v rámci experimentu byl růst ryb po jejich vysazení do prostředí volné přírody. Parametry celkové délky (CD), délky těla (DT) a hmotnosti byly měřeny také při kontrolních odlovech na podzim a na jaře, aby bylo možné vyhodnotit, zda ryby po vysazení prospívají a jejich tělesné parametry se zvyšují úměrně s jejich věkem. Jak v Blanici, tak ve Zlatém potoce došlo u ryb k nárůstu průměrné délky těla, přičemž významnější zvýšení této hodnoty bylo zaznamenáno mezi vysazením a podzimním kontrolním odlovem. Ve všech úsecích byl pozorován nárůst průměrné hmotnosti značených vysazených lipanů. Tyto informace jsou graficky znázorněny v **grafech 26 až 34**.

Rozdíly hodnot délky těla, hmotnosti a Fultonova koeficientu mezi jednotlivými měřeními byly zpracovány statisticky pomocí Kruskal–Wallisova testu, přičemž hladina významnosti byla nastavena na 0,05 (resp. 5 %). Data získaná z tohoto testu však nelze považovat za zcela relevantní, jelikož množství vstupních dat (respektive množství zpětně odchycených ryb) neodpovídá v některých měřeních minimálnímu počtu vstupních dat pro vypovídající statistický test, tedy 20 údajům. Aby bylo možné se stoprocentní přesností získaná data statisticky vyhodnotit a zjistit tak, k jakým růstovým a kondičním změnám u vysazených ryb dochází, bude nutné daný experiment v dalších letech zopakovat. Získané množství dat pak bude pro statistické vyhodnocení dostatečné a bude možné do něj promítnout vliv prostředí, který se může v průběhu let změnit.

Aby bylo možné přesněji vyhodnotit délkový a hmotnostní přírůstek ryb společně se změnou jejich kondičního stavu, bylo za potřeby provést výpočet koeficientů těchto údajů, a to vždy pro změnu jejich hodnot mezi jednotlivými měřeními. Tyto koeficienty byly přepočítány na počet týdnů mezi kontrolními odlovy. V níže uvedené **tabulce 3** jsou uvedeny koeficienty délkového přírůstku ryb. Můžeme z nich vyčíst, že největšího přírůstku od vysazení do podzimu dosahovaly ryby ve Chvalšinském potoce, zatímco ve Zlatém potoce, který měl nejmenší přírůstek mezi vysazením a podzimem, došlo k největšímu přírůstku mezi podzimem a jarem v porovnání se zbylými úseky.

Tab. 3 – Koeficienty délkového přírůstku ryb.

délkový přírůstek			
porovnání	Chvalšinský potok	Blanice	Zlatý potok
vysazení vs. podzim	5,43	3,88	3,20
podzim vs. jaro	0,70	0,72	1,46

Stejným způsobem došlo také k analýze hmotnostního přírůstku. Koeficienty vzniklé z této analýzy jsou uvedeny v **tabulce 4**. Tyto výsledky prakticky kopírují výsledky délkového přírůstku ryb. Narozdíl od délkového přírůstku byl nejvyšší hmotností přírůstek zaznamenán jak mezi vysazením a podzimem, tak mezi podzimem a jarem u ryb ve Chvalšinském potoce. Můžeme však konstatovat, že nástup zimy razantně růst ryb, a to jak hmotnostní tak délkový, zpomalí. Statistické testy ve všech úsecích odhalily statisticky významné rozdíly v hmotnostních a váhových parametrech mezi jednotlivými měřeními ve všech lokalitách.

Tab. 4 – Koeficienty hmotnostního přírůstku ryb.

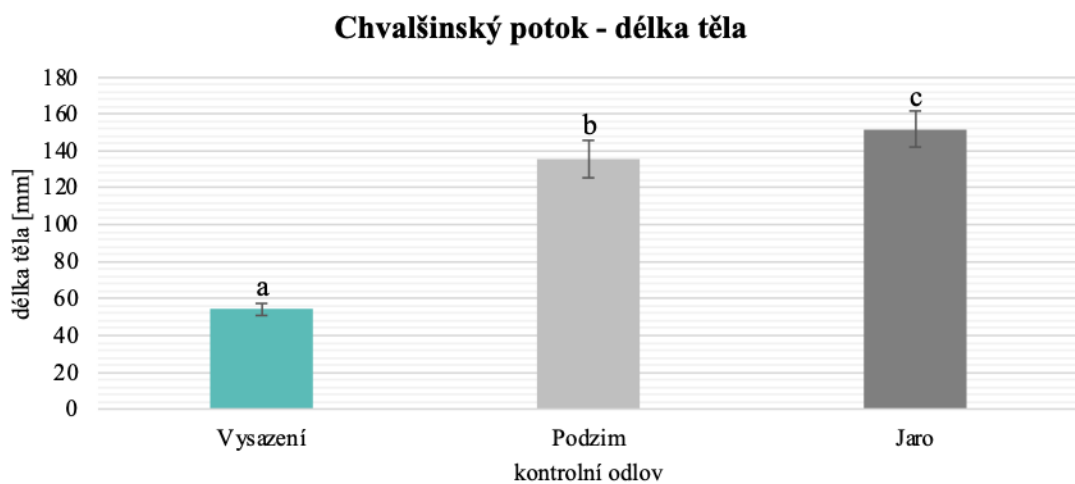
hmotnostní přírůstek			
porovnání	Chvalšinský potok	Blanice	Zlatý potok
vysazení vs. podzim	2,08	1,06	1,22
podzim vs. jaro	0,66	0,41	0,56

Ze vztahu délky těla a hmotnosti bylo možné stanovit kondici ryb vyjádřenou pomocí Fultonova koeficientu. Níže uvedená **tabulka 5** uvádí koeficienty jeho změny v průběhu experimentu. Můžeme vidět, že kondiční stav ryb byl v čase téměř vyrovnaný. Po vysazení došlo k drobnému snížení Fultonova koeficientu, a to pravděpodobně z důvodu adaptace jedinců na změnu prostředí. Na jaře však došlo k drobnému zlepšení. Ryby jsou v zimě sice vystaveny těžším životním podmínkám, ale zároveň zpomalují svůj růst. Zároveň již zřejmě došlo i k jejich úplné adaptaci na nové prostředí. Statistický test však odhalil, že ve všech úsecích byla změna kondice nevýznamná, ve Chvalšinském potoce pak dle statistiky nedošlo k její výrazné změně ani po vysazení

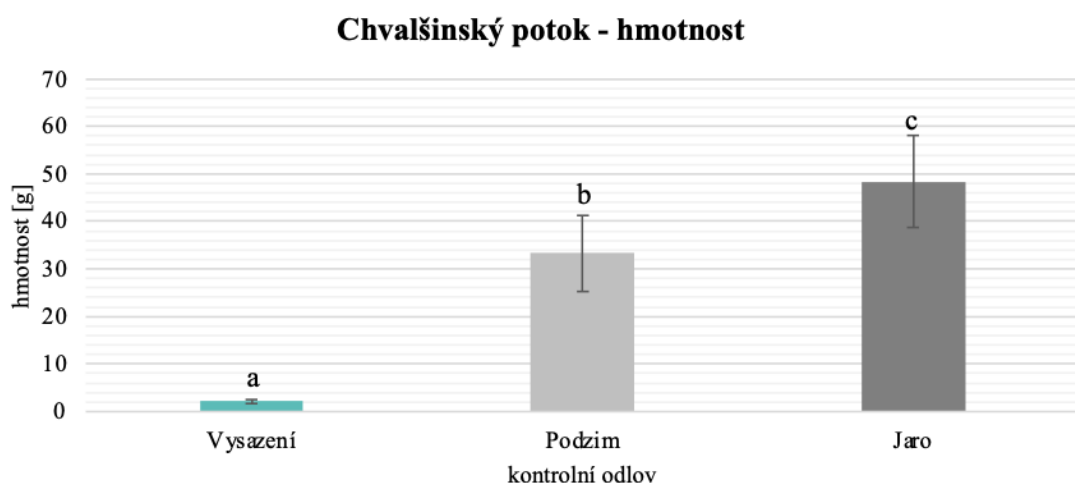
ryb. Můžeme tak konstatovat, že kondice ryb po vysazení do nových podmínek byla stabilní a její drobné výkyvy jsou téměř zanedbatelné.

Tab. 5 – Koefficienty změny Fultonova koeficientu.

změna Fultonova koeficientu			
porovnání	Chvalšinský potok	Blanice	Zlatý potok
vysazení vs. podzim	-0,00053	-0,00646	-0,00646
podzim vs. jaro	0,00048	0,00061	0,00189

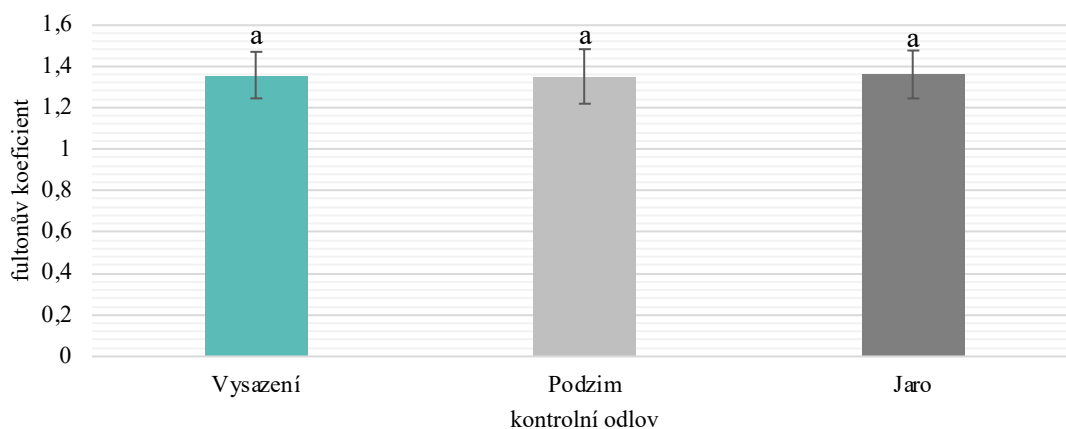


Graf 26 – Průměrná délka těla zpětně odlovených lipanů podhorních ve Chvalšinském potoce.



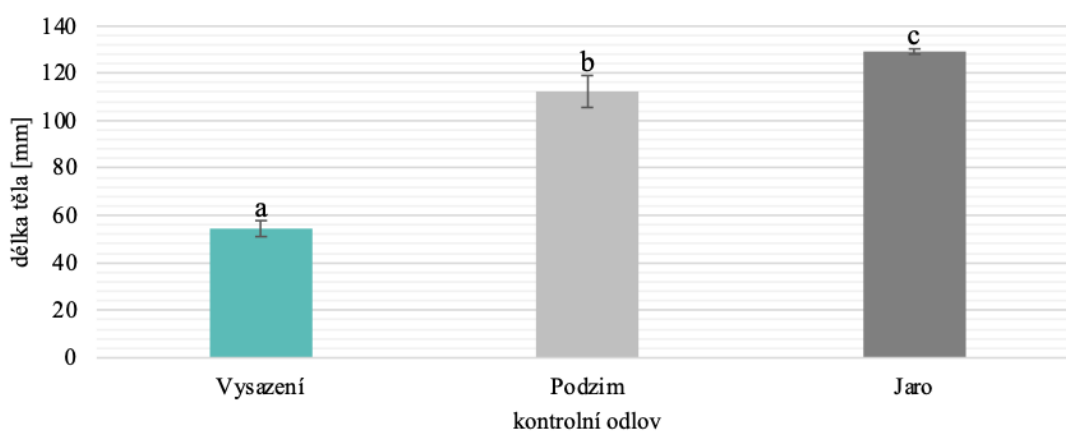
Graf 27 – Průměrná hmotnost zpětně odlovených lipanů podhorních ve Chvalšinském potoce.

Chvalšinský potok - Fultonův koef.



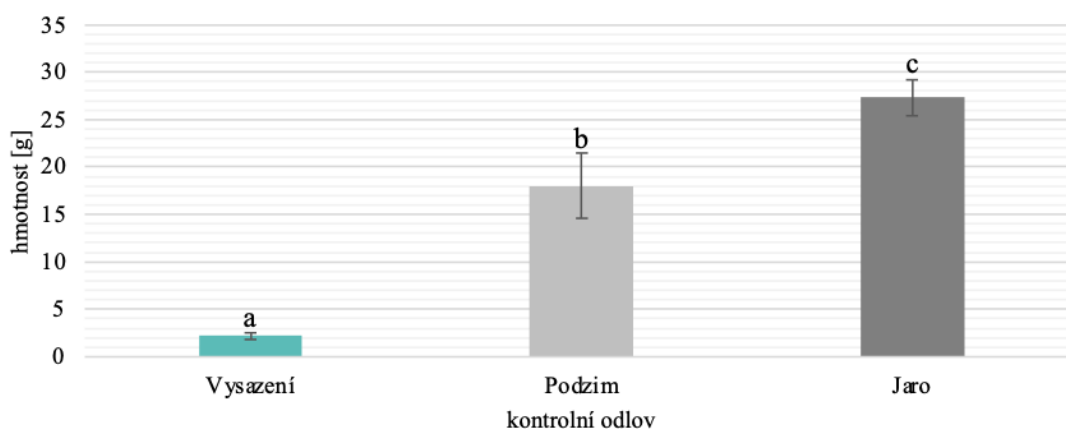
Graf 28 – Průměrný Fultonův koeficient zpětně odlovených lipanů podhorních ve Chvalšinském potoce.

Blanice - délka těla



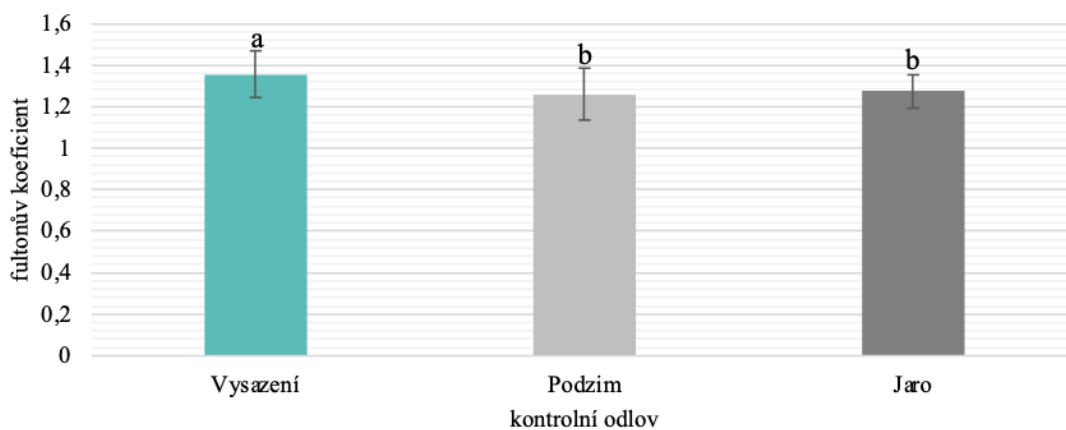
Graf 29 – Průměrná délka těla zpětně odlovených lipanů podhorních v Blanici.

Blanice - hmotnost



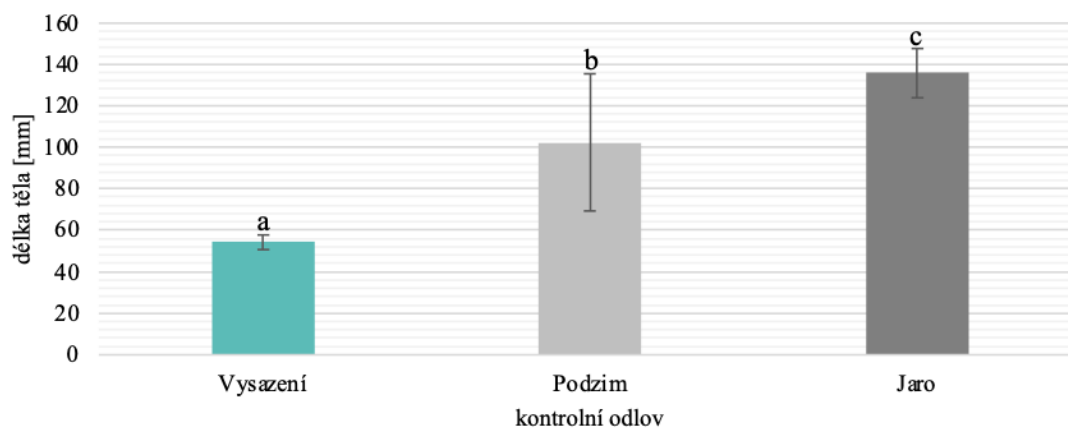
Graf 30 – Průměrná hmotnost zpětně odlovených lipanů podhorních v Blanici.

Blanice - Fultonův koef.

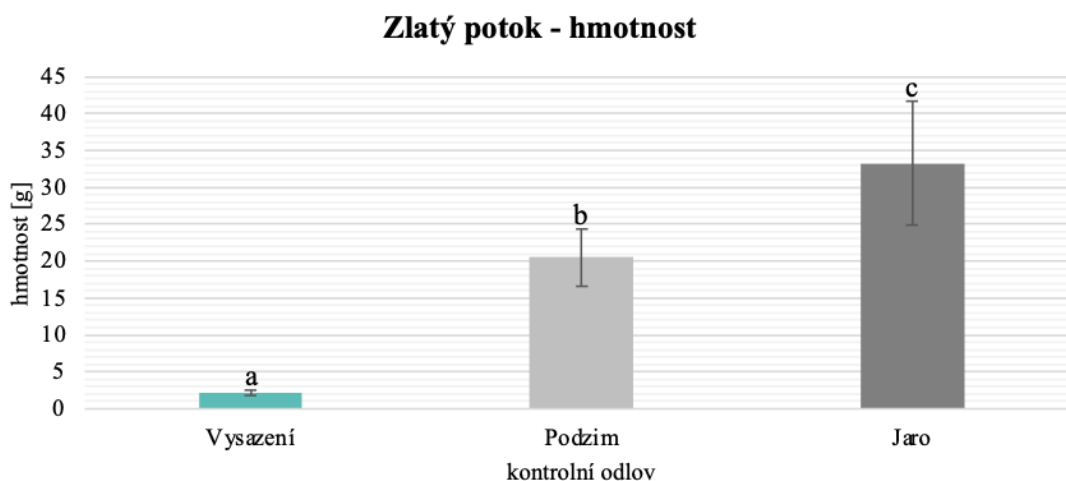


Graf 31 – Průměrný Fultonův koeficient zpětně odlovených lipanů podhorních v Blanici.

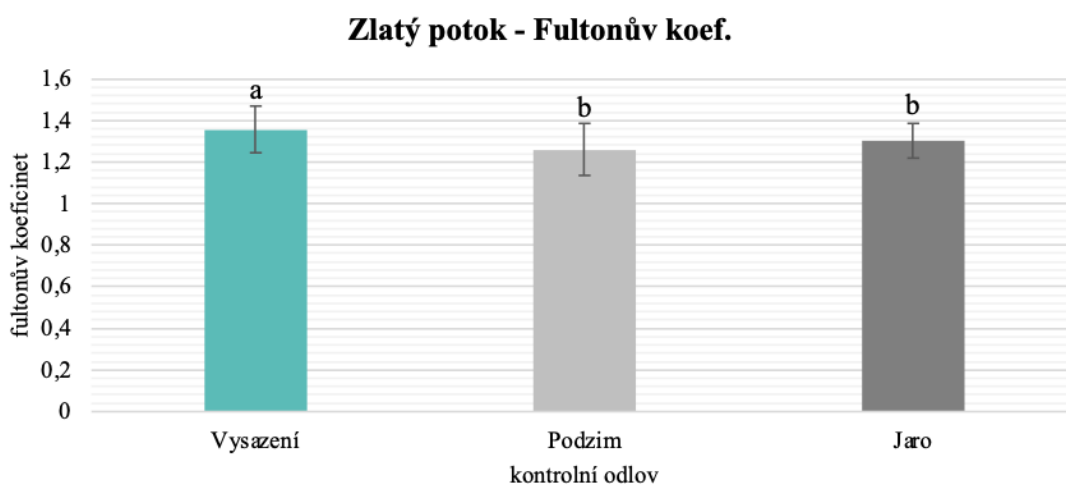
Zlatý potok - délka těla



Graf 32 – Průměrná délka těla zpětně odlovených lipanů podhorních ve Zlatém potoce.



Graf 33 – Průměrná hmotnost zpětně odlovených lipanů podhorních ve Zlatém potoce.



Graf 34 – Průměrný Fultonův koeficient zpětně odlovených lipanů podhorních ve Zlatém potoce.

6. DISKUZE

Výsledky experimentu dokládají, že možnost vysazení lipana podhorního ve stádiu rychleného plůdku se jeví jako perspektivní možnost pro podporu či obnovu populací tohoto druhu v našich vodách. Ryby v tomto životním stádiu, navíc odchované v extenzivních podmínkách zemního rybníčku, totiž vykazují dostatečnou schopnost adaptace na nové podmínky po vysazení. Tato vlastnost násady je na základě mnoha experimentů považována za naprosto klíčovou k jejímu úspěšnému přežití (Turek, 2010; Coughlan a kol., 2016; Otero a kol., 2004). Kromě této vlastnosti jsou již ryby z chovu v tomto stádiu vybaveny dostatečnou zásobou energie, která jim umožní přežití při příchodu do nového a částečně neznámého prostředí.

Jednou z nejdůležitějších vlastností ryb, kterou musí po vysazení disponovat, je schopnost získávání přirozené potravy. Z toho důvodu byly ryby chovány v extenzivních podmínkách s podporou výskytu zooplanktonu. Po vysazení plůdku lipana do volné přírody byla v rámci studie v roce 2011 zjišťována míra přežití a růstové parametry. Před vypuštěním do volné přírody na jaře byl plůdek chován 7 týdnů v líhni ve dvou skupinách: plůdek krmený živými dafniemi a živými larvami pakomárů a plůdek krmený granulovanou stravou. V říjnu byla kontrolována míra přežití ryb. Míra přežití a specifická míra růstu byla vyšší u ryb krmených přirozenou potravou než u ryb odchovaných na granulovaných směsích. Průměrné množství přirozené potravy nalezené v žaludcích ryb bylo významně vyšší u ryb odchovaných na přirozené stravě. Živá strava dodávaná v období odchovu násady má pozitivní vliv na potravní schopnosti ryb a jejich přežití ve volné přírodě (Czerniawski, 2015). Z toho důvodu byl způsob odchovu ryb v rámci našeho experimentu vhodnou volbou.

Již značné množství studií provedených po světě prokázalo, že odchov nejen lipana v extenzivních podmínkách s přirozenou potravou zlepšuje míru jeho přežití po vysazení. Studie O'Briena a kol. (2011) provedená v Irsku zjistila, že lipani chovaní v extenzivní líhni s přirozenou potravou měli vyšší míru přežití a růstu než lipani chovaní v konvenční líhni s umělou potravou. Studie naznačuje, že přirozená potrava zlepšila fyziologický vývoj ryb, což vedlo k lepšímu růstu a míře přežití. Navíc přirozená potrava posiluje imunitní systém ryb, což vede k větší odolnosti vůči nemocem a parazitům. Schindler a kol (2013) došel k závěru, že lipani chovaní v extenzivních

podmínkách po vysazení do volné přírody s větší úspěšností lovili přirozenou kořist. To naznačuje, že ryby byly lépe přizpůsobeny přirozenému prostředí a měly větší šanci na přežití. Přirozená potrava při odchovu podporuje přirozený výběr, což vede k zachování prospěšných genetických znaků a zvýšení fitness (Akari a kol., 2008).

Přežití juvenilních lipanů podhorních po vysazení může být do určité míry ovlivněno množstvím vysazených ryb. Studie provedená v Norsku zjistila, že nižší hustota obsádky vedla k vyšší míře přežití. Toto zjištění naznačuje, že pečlivé zvážení množství vysazovaných ryb může zvýšit úspěšnost programů zarybňování.

Námi zvolené experimentální úseky jednotlivých vodních toků byly voleny tak, aby vysazeným rybám poskytovaly dostatečně členité prostředí s dostatkem úkrytových možností před predátory. Studie provedená ve Švédsku se zabývala vlivem složitosti biotopu na přežití mladých lipanů po vysazení. Závěrem bylo, že lipani vysazení do oblastí s vysokou členitostí biotopu měli vyšší míru přežití než lipani vysazení do oblastí s nízkou členitostí biotopu (Lundqvist a Greenberg, 1996). Naše výsledky dokládají, že členitost prostředí byla pro vysazované ryby dostatečná.

Po vysazení ryb do experimentálních úseků došlo k jejich částečné migraci po proudu. Tento jev se však zdá být po porovnání s jinými experimenty poměrně běžný. Studie v německé řece zjistila, že chování a migrace juvenilních lipanů se liší v závislosti na konkrétním místě vysazení. Lipani vysazení v rámci experimentu v horním toku řeky měli tendenci migrovat po proudu, zatímco lipani vysazení v dolním toku zůstávali na místě (Koed a Ziege, 2007). Při pokusech v letech 1995 a 1996 byl zjišťován vliv aklimatizace juvenilů v ohradě umístěné v proudu na jejich migraci po vysazení, v porovnání s aklimatizací ve stojaté vodě a přímým vysazením bez aklimatizační doby. Bylo však zjištěno, že doba ani způsob aklimatizace neměly na procento ryb, které migrovali po proudu, žádný významný vliv. Také mezi pohlavími nebyly zjištěny žádné rozdíly v prostorovém rozmístění ani v potravní aktivitě (Thorfe, 2002). Německá studie z roku 2008, jenž studovala vliv 5denní aklimatizace juvenilů pstruha obecného v toku před vysazením, respektive vypuštěním, potvrzuje významnost adaptace vysazovaných ryb na nové podmínky. Růst aklimatizovaných i neaklimatizovaných ryb po vysazení byl velmi slabý po dobu nejméně 44 až 50 dnů. Po tomto pomalém začátku všechny ryby výrazně rostly, ale aklimatizovaní pstruzi

dosahovali o 40,1 % lepších výsledků než neaklimatizovaní jedinci. Byl učiněn závěr, že aklimatizace v toku napomáhá rychlé adaptaci vysazených juvenilních pstruhů, a tím jim poskytuje určité růstové výhody (Baer a Brinker, 2008). V případě našeho experimentu byla pro potřeby dosažení co možná největší míry adaptace využita metoda extenzivního odchovu v zemním rybníčku.

Zcela jistě lze tento experiment, respektive postup považovat za daleko efektivnější než vysazování generačních ryb v jejich předvýtěrovém období (Pastejřík, 2021). Předpokladem byla hypotéza, že se generační ryby z extenzivního chovu po vysazení do volné vody přirozeně vytřou, což zajistí potomstvu dodatečnou adaptaci na přírodní podmínky. V průběhu experimentu však došlo k vymizení téměř všech vysazených matečných ryb z několikakilometrového úseku řeky, do kterého byly vysazeny. Míra přirozeného výtěru v předvýtěrovém období vysazených generačních ryb tak nenaplnila očekávání. Tento experiment však prokázal, že je možno zajistit dostatečnou adaptaci potomstva i pomocí jeho krátkodobého extenzivního umělého chovu a není nezbytné „nutit“ odchované generační ryby k přirozenému výtěru, aby došlo k expozici ryb daným podmínkám již od stádia jiker.

Efektivita využití rychleného plůdku může být dozajista porovnávána s efektivitou v současnosti hojně se rozvíjející metody reintrodukce lososovitých ryb, a to s využitím tzv. RSI inkubátorů, které umožňují umístění jiker nebo plůdku v přírodním prostředí do speciálně navržené inkubační nádoby. Ta chrání jikry a plůdek před predací a poskytuje optimální podmínky prostředí pro vývoj. Hlavní výhodou těchto inkubátorů je zajištění adaptace ryb na specifické podmínky prostředí v místě vysazení. Bylo však zjištěno, že ryby v RSI inkubátorech mají nižší míru přežití ve srovnání s vysazováním juvenilních stádií ryb (Rust a kol., 2019). Podle této studie mají mladé ryby vysazené přímo do vodního toku 50 až 80% míru přežití, zatímco ryby z RSI inkubátorů mají pouze 5 až 30% míru přežití. Kromě toho nesou inkubátory oproti vysazování odchovaných juvenilních ryb další nevýhody, jako vysoké počáteční náklady, značné nároky na údržbu mají omezenou kapacitu a mohou produkovat pouze omezený počet ryb ročně. Těsná blízkost ryb v inkubátoru může zvýšit riziko přenosu a propuknutí nemocí. Ani tato metoda zcela nepotlačuje riziko predace. Přežití inkubovaných ryb může značně ovlivnit zanesení inkubátoru (a tedy i inkubovaných jiker) unášenými sedimenty ve

vodě, které mohou zapříčinit udušení (Greig a kol., 2005). Také inkubátory tedy mají svá rizika a nesou určité nevýhody. Samozřejmě značnou roli hraje konkrétní prostředí, ale vysazení čtvrtročka lipana podhorního by do budoucna mohlo při reintrodukčních projektech vykazovat vyšší úspěšnost při nižších finančních nákladech a nižší časové náročnosti.

Z důvodu evaluace výsledků byly v průběhu experimentu zaznamenávány měřitelné parametry vody (teplota, a průtok vody), které mohly výsledky experimentu ovlivnit. Významnější výkyvy byly zaznamenány v naměřených datech o průtocích vody v jednotlivých úsecích. Ze závěru studie z roku 1994 však vyplývá, že v experimentálním toku obsahujícím dostupné úkrytové zóny nezpůsobily mírné a okamžité změny průtoku vysokou mortalitu ani výrazné zvýšení migrace dvouměsíčních lipanů podhorních. Ryby byly schopny rychle reagovat na přívalové deště změnou využití prostoru. Reakce ryb na tyto změny průtoku odpovídala strategii úkrytu, tj. vyhledávání úkrytu a minimalizace vzdálenosti k jeho nalezení (Valentin a kol., 1994). Roli mohlo hrát do určité také kolísání teploty, které ovlivňuje migraci juvenilních lipanů. I z toho důvodu byla při našem experimentu teplota průběžně měřena a zaznamenávána. Studie v minulosti prokázala, že náhlý pokles teploty vody vede k výrazně vyšší migraci po proudu než zvyšující se teplota vody. Navíc po ochlazení vody trvá migrace mnohem déle a ve větší míře, než při náhlém oteplení (Auer a kol., 2022). Teplota úzce souvisí také s aktivitou predátorů, např. vydry říční. S klesající teplotou vody s přicházející zimou jsou predátoři aktivnější a častěji loví (Sutela a kol., 2004). Vydra říční se dle pobytových znaků v našich experimentálních úsecích vyskytuje. Zvýšený výskyt vydry v proudných vodních tocích v zimním období má souvislost s podzimními výlovy rybníků či jejich zamrznáním. V obou případech hledají predátoři nová útočiště, která nalézají právě v tekoucích vodách (Birks a Gaywood, 1998; Wright a kol., 2003).

Ve všech experimentálních úsecích měl před vysazením své zastoupení také pstruh obecný, respektive jeho juvenilní kategorie. Potenciální vliv juvenilních pstruhů na přežití vysazených lipanů je předmětem mnoha studií. Zatímco některé studie naznačují, že přítomnost juvenilních pstruhů může mít negativní vliv na přežívání vysazovaných juvenilních lipanů, jiné studie zjistily, že vliv je malý nebo žádný. Jedna ze studií,

kteřou provedl Polačik a kol. (2016), zkoumala vliv juvenilního pstruha obecného na přežívání vysazených juvenilních lipanů v malém toku na Slovensku. Studie zjistila, že juvenilní pstruh potoční měl skutečně negativní vliv na přežívání vysazených juvenilních lipanů, pravděpodobně v důsledku konkurence o potravu a stanoviště. Další studie provedená Jonssonem a kol. (2007) ve Švédsku však přichází s opačným názorem. Dle norské studie z roku 2009 byl vliv přítomnosti juvenilů pstruha obecného na lipana podhorního dokonce pozitivní, pravděpodobně v důsledku sníženého predančního tlaku větších jedinců. Studie však upozornila, že pozitivní účinek byl pozorován pouze tehdy, když byla hustota mladých pstruhů potočních relativně nízká, což naznačuje, že může existovat optimální rozmezí hustoty pro koexistenci obou druhů (Knudsen a kol., 2009). Na základě zjištěných výsledků nelze s jistotou určit míru vlivu pstruha obecného na vysazeného lipana, či zda vůbec nějaký vliv v tomto poměru obsádky existoval.

Významný vliv na přežití vysazovaných lipanů mohl mít také výskyt starších kategorií pstruha obecného, který byl zaznamenán ve všech monitorovaných úsecích. Vliv predace pstruha obecného na populaci lipana podhorního je velmi komplexní a závisí na mnoha faktorech. Například studie Johnsona a kol. (2013) zjistila, že pstruh obecný má výrazný vliv na mortalitu lipana podhorního pouze v případě, že je výrazně tělesně větší než lipan. Pokud jsou oba druhy podobné velikosti, predace se výrazně snižuje. V našich experimentálních vodních tocích se však vyskytovali pstruzi daleko větší délky těla v porovnání s vysazovaným lipanem a mohli tak vysazené ryby ohrozit svou predací. Tuto teorii potvrzuje z roku 2017 provedená v Polsku. Bylo totiž zjištěno, že predace pstruhů obecných má významný vliv na populaci lipana podhorního, zejména na juvenilní jedince (Marszał et al., 2017). Tento fakt podporuje také další polský experiment z roku 2018, který provedl Kukuła a kol.

Při podzimním kontrolním odlovu bylo zaznamenáno, že u vysazených ryb došlo k nárůstu délky těla a tělesné hmotnosti. I tak však bylo pomocí výpočtu Fultonova koeficientu zjištěno, že kombinace těchto hodnot ukazuje na mírné snížení kondičního stavu ryb oproti stavu při jejich vysazení. Dle statistické analýzy našich dat však nebyl v žádném z monitorovaných úseků prokázán statisticky významný rozdíl ve Fultonově koeficientu mezi podzimem a jarem. Ryby čelí s blížící se zimou obvykle náročným

podmínkám prostředí, jež mohou významně ovlivnit míru jejich přežití, a tím i celkovou populaci. Snížení kondice, které se týká poklesu fyzického zdraví a tukových zásob, je běžným jevem, k němuž před zimou dochází. Jedním z hlavních faktorů, které přispívají ke snižování kondice juvenilních lipanů, je pokles teploty vody. S poklesem teploty se zpomaluje metabolismus ryb a snižuje se příjem potravy. To následně vede ke snížení jejich tukových zásob (Birnie-Gauvin a kol., 2020). Dalším faktorem je dostupnost potravy. S příchodem podzimu se snižuje množství dostupného hmyzu a dalších bezobratlých živočichů. V důsledku nedostatku potravy je rybám ztížena tvorba tukových zásob, v důsledku čehož se zhoršuje jejich kondice (Milner a Maitland, 2002). Kromě toho může mít na kondici juvenilních jedinců lipana podhorního vliv i zkrácení denní doby a změny fotoperiody. Se zkracováním denního světla může dojít ke změně biologických hodin ryb, což ovlivňuje jejich potravní návyky a tím i celkový zdravotní stav (Larsson a kol., 1996). Na základě uvedených studií můžeme konstatovat, že snížení kondice juvenilních jedinců lipana podhorního před zimou je přirozeným a očekávaným jevem a data zjištěná při našem experimentu nejsou v rámci celosvětových studií výjimkou.

V zimě je teplota vody v řekách výrazně nižší než v letních měsících, a to může mít vliv na metabolismus a aktivitu ryb. Jak uvádí Smith et al. (2018), nižší teploty vody vedou k pomalejšímu metabolismu, snížené aktivitě a zhoršení kondice ryb. Lipan podhorní při teplotách nižších než 5 °C snižuje svou aktivitu (Kucera, 2013). Studie také ukazují, že v mnoha případech ryby v zimě přirůstají méně než v létě, což může být dáno i tím, že je pro ně hůře dostupná potrava (Soininen a Paavola, 2015). To může vést k nedostatku živin, které jsou potřebné pro správný chod metabolismu a zdravou kondici ryb. Je tak zvýšené riziko infekce a onemocnění (Jones a Brown, 2017). Na jaře se však situace mění a teplota vody se zvyšuje. To vede k zvýšení metabolismu ryb a zlepšení kondice. Vodní prostředí je bohatší na potravu a ta se pro ryby stává lépe dostupnou (Jones a Brown, 2017). Také v rámci našeho experimentu bylo zaznamenáno zhoršení kondice v zimním období. S příchodem jara a zvýšení teploty vody se však kondice ryb začala zlepšovat a došlo také k drobnému délkovému i hmotnostnímu přírůstku. Bohužel však na jaře došlo ke snížení počtu zpětně odlovených lipanů v porovnání s podzimním kontrolním odlovem. Dle některých studií je však poměrně

nízké přežití juvenilních lipanů v zimě běžné. Studie Seifertové a kol. (2021) se zaměřila na přežití juvenilů lipana podhorního v zimě a měla za cíl zjistit, jaký je vliv teploty vody a výskytu ledové pokrývky na přežití těchto ryb. V průběhu experimentu bylo sledováno přežití 120 juvenilů lipana podhorního, kteří byli rozděleny do dvou skupin. Jedna skupina byla vystavena přirozeným podmínkám v řece Eger, zatímco druhá skupina byla umístěna v umělé nádrži, která byla chráněna proti negativním vlivům působícím v přirozeném prostředí, jako jsou prudké teplotní změny nebo výskyt ledové pokrývky. Během 50 dnů byla průměrná teplota vody v řece Eger 4,1 °C. V obou skupinách ryb bylo pozorováno nízké přežití (průměrně 12,6 %) a nebyly zaznamenány žádné rozdíly v přežití mezi kontrolními a experimentálními skupinami ryb. Výzkum tak ukázal, že přežití juvenilů lipana podhorního v zimě je velmi nízké a že teplota vody a výskyt ledové pokrývky jsou důležitými faktory ovlivňujícími přežití těchto ryb v přírodních podmínkách. Studie Kukuła a kol. (2018) se také zaměřila na přežití juvenilů lipana podhorního v zimních podmínkách, konkrétně v průběhu mrazových dnů. Cílem studie bylo zjistit, jaké jsou hlavní faktory ovlivňující přežití těchto ryb v zimních podmínkách a zda existují rozdíly v přežití mezi různými populacemi lipana podhorního. Byly sledovány různé faktory, jako jsou teplota vody, výška a rychlost proudu vody, hloubka vody, druh substrátu a kvalita prostředí. Výsledky ukázaly, že přežití juvenilů lipana podhorního bylo v průměru 62,5 %. Autoři dospěli k závěru, že klíčovými faktory jsou teplota vody a druh substrátu dna, zatímco faktor geografického původu ryb nemá na jejich přežití v zimě významný vliv.

Zásadní roli na přežití vysazených, ale i ostatních přítomných ryb by mohl hrát také predanční tlak vydry říční a volavky popelavé, a to zejména v zimním období, kdy došlo obecně k drastickému poklesu biomasy přítomných druhů ryb v experimentálních úsecích (**viz. graf 5 až 7**). Oba tyto druhy se v experimentálních lokalitách vyskytují a při kontrolních odlovech byly zjištěny jejich pobytové znaky včetně poškození několika jedinců v experimentálních úsecích neúspěšným atakem predátora. Podle výzkumu provedeného v Německu v letech 2003 a 2004 se ukázalo, že vydry říční mohou mít významný vliv na populaci lipana podhorního. Ve studii byly porovnány populace lipana podhorního v lokalitách s a bez přítomnosti vydry říční. V lokalitách, kde byla vydra přítomna, byla zaznamenána výrazně nižší hustota populace lipana podhorního

než v lokalitách bez vydry (Geist a Auerswald, 2006). Výzkum provedený v Nizozemsku v roce 2018 ukázal, že kormoráni velcí mohou mít negativní vliv na reprodukční úspěšnost lipana podhorního. V lokalitách s vysokou populací kormoránů velkých se vyskytovalo méně juvenilních jedinců lipana podhorního, což může mít negativní dopad na celkovou populaci tohoto druhu (Koelewijn a kol., 2018).

7. ZÁVĚR

Výsledky experimentu naznačují, že použití rychleného plůdku lipana podhorního může být efektivním řešením pro zarybňování volných vod. V této fázi života mají ryby dostatečné zásoby energie, které jim umožňují snadněji se přizpůsobit novým podmínkám, jsou dostatečně odolné vůči vnějším podnětům, s nimiž se setkají při přechodu z chovu do volných vod, a mají ještě k dispozici několik měsíců vegetační sezony před nástupem kritického zimního období. Významné množství zpětně odlovených jedinců ve všech sledovaných lokalitách svědčí o tom, že ryby jsou schopné v novém prostředí přežít a prosperovat. Při zpětných odlovehch bylo zjištěno, že vysazené ryby tvořily významný podíl ve společenstvech ryb vyskytujících se v experimentálních úsecích. Ve všech lokalitách bylo prokázáno úspěšné přezimování části vysazených jedinců. Označení rychleného plůdku lipana pomocí koupele v roztoku alizarinu je vhodným postupem efektivního označení velkého množství malých jedinců s možností detekce značek v terénních podmínkách bez nutnosti usmrcovat identifikované jedince. Produkce a vysazování rychleného plůdku lipana podhorního se jeví jako perspektivní postup pro obnovu a podporu jeho populací ve volných vodách.

8. SEZNAM LITERATURY

- Ahearn, A., 2015. *Using Fish Ear Bones To Track Salmon*. Oregon Public Broadcasting (OPB). Dostupné z: <https://www.opb.org/news/article/using-fish-ear-bones-to-track-salmon/>
- Araki, H., Cooper, B., Blouin, M. S., 2008. *Genetic effects of captive breeding cause a rapid, cumulative fitness decline in the wild*. *Science* 322(5903): 100-103.
- Aubrechtová, T., Ruman, Křesina, J., Křesinová, M., Lojkásek, B., 2020. *Metodika inkubace jiker vybraných druhů lososovitých ryb v podmínkách mateřského toku*. Dostupné z: [https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/ryby_raci/\\$FILE/ODOIMZ-metodika_jikry-20230112.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/ryby_raci/$FILE/ODOIMZ-metodika_jikry-20230112.pdf)
- Auer, S., Hayes, D.S., Führer, S., Zeiringer, B., Schmutz, S., 2023. *Effects of cold and warm thermopeaking on drift and stranding of juvenile European grayling (Thymallus thymallus)*. *River Research and Applications* 39(3): 401–411. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/rra.4077>
- Augustyn, L., Nowak, M., 2014. *Assessment of populations of European grayling, Thymallus thymallus (L.), in the Dunajec River catchment based on recreational catch records*. *Komunikaty rybackie* 4(141): 9-15. Dostupné z: https://www.infish.com.pl/wydawnictwo/KR/KR_numer/KR2014/Abstract14_04_02.html
- Baer, J., Brinker, A., 2008. *Pre-stocking acclimatisation of brown trout Salmo trutta: effects on growth and capture in a fast-flowing river*. *Fisheries Management and Ecology* 15: 119-126. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2007.00592.x>
- Baruš, V., Oliva, O. *Mihulovci – Petromyzontes a ryby – Osteichthyes*. Praha: Academia, 1995. Fauna ČR a SR. ISBN 80-200-0218-9.
- Birks, J.D.S., Gaywood, M.J., 1998. *The distribution and status of the otter (Lutra lutra) in Wales: 1995-97*. The Vincent Wildlife Trust, Ledbury, UK.
- Birnie-Gauvin, K., Peiman, K.S., Gallagher, A.J., Willmore, W.G., Cooke, S.J., 2020. *Unpacking the relationships between temperature, metabolic rate, and physiological performance in juvenile European grayling*. *Ecology and evolution* 10(18): 9831-9841.
- Buzby, K., Deegan, L., 1999. *Retention of Anchor and Passive Integrated Transponder Tags by Arctic Grayling*. *North American Journal of Fisheries Management* 4: 19. Dostupné z: [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1999\)019%3C1147:ROAAPI%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1999)019%3C1147:ROAAPI%3E2.0.CO;2)
- Coughlan, J., Kelly, R., O'Grady, M. F., Stevens, J. R., 2016. *Contemporary genetic mixing among grayling (Thymallus thymallus) populations facilitated by stock transfers*. *Journal of Fish Biology* 89(6): 2786-2802.
- Cove, R.J., Taylor, R.J., Gardiner, R., 2018. *European grayling Conservation, Ecology and Management: A Practical Conservation Guide for the United Kingdom*. Grayling Research Trust. Dostupné z: https://www.wildtrout.org/assets/files/news/Grayling-Conservation-Guide_2018_v2.pdf
- Crook, D.A., Macdonald, J.I., O'Connor, J.P., Barry, B., 2006. *Use of otolith chemistry to examine patterns of diadromy in the threatened Australian grayling Prototroctes maraena*. *Journal of Fish Biology* 69: 1330-1344. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2006.01191.x>

- Czerniawski, R., Domagała, J., Krepski, T., Pilecka-Rapacz, M., 2015. *The Effect of the Live Diet Given to Hatchery-Reared Fry of the European Grayling (Thymallus thymallus) on Their Survival and Growth in the Wild*. Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 15: 633-638. Dostupné z: http://doi.org/10.4194/1303-2712-v15_3_07
- Český rybářský svaz, z. s. *Přehled nejdůležitějších ustanovení zákona č. 99/2004 Sb. a vyhlášky č. 197/2004 Sb., ve znění pozdějších předpisů, a bližší podmínky výkonu rybářského práva („Rybářský řád“) platné na rybářských revírech a vodních plochách Českého rybářského svazu od 1. ledna 2022 do 31. prosince 2023*. Praha: Český rybářský svaz. Dostupné z: https://www.rybsvaz.cz/beta/images/kestazeni/rybarsky_rad.pdf
- de Braux, E., Warren-Myers, F., Dempster, T., Fjellidal, P.G., Hansen, T., Swearer, S.E., 2014. *Osmotic induction improves batch marking of larval fish otoliths with enriched stable isotopes*. ICES Journal of Marine Science 71(9): 2530-2538. Dostupné z: <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu091>
- Duftner, N., Koblmüller, S., Weiss, S., Medgyesy, N., Sturmbauer, CH, 2005. *The impact of stocking on the genetic structure of European grayling Thymallus thymallus, Salmonidae) in two alpine rivers*. Hydrobiologia 542: 121–129. Dostupné z: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-004-4951-77>
- Dwyer, W.P., White, R.G., 1995. *Management Briefs: Influence of Electroshock on Short-Term Growth of Adult Rainbow Trout and Juvenile Arctic Grayling and Cutthroat Trout*. North American Journal of Fisheries Management 15: 148-151. Dostupné z: [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1995\)015<0148:MBIOEO>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1995)015<0148:MBIOEO>2.3.CO;2)
- Finstad, A. G., Einum, S., Forseth, T., Ugedal, O., Holen, Ø. N., 2007. *Stocking density and survival of juvenile grayling (Thymallus thymallus) in a subarctic river*. Ecology of Freshwater Fish 16(3): 378-384.
- Geist, J., Auerswald, K., 2006. *Predation by otters (Lutra lutra) on fish: an estimate of the daily food requirement of otters*. Hydrobiologia 560(1): 401-410.
- Gönczi, A.P., 1989. *A study of physical parameters at the spawning sites of the european grayling (Thymallus thymallus L.)*. Regulated Rivers Research & Management 3: 221-224. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/rrr.3450030121>
- Gryška A., 2006: *Vulnerability of Arctic grayling to the Brushkana Creek sport fishery*. Dostupné z: https://www.researchgate.net/publication/323429963_Vulnerability_of_Arctic_grayling_to_the_Brushkana_Creek_sport_fishery
- Halačka, K., Poštulková, E., Kopp, R., Mareš, J., Vetešník, L. *Možnosti značení vysazovaných ryb pomocí ARS – aplikace a detekce. Metodika*. Brno: Mendelova univerzita v Brně, 2018.
- Halačka, K., Poštulková, E., Kopp, R., Mareš, J., 2017. *Alternativní značení vysazovaných ryb pro umožnění jejich následného sledování. Ověřená technologie*. Brno: Mendelova univerzita, 2018. ISBN: ISBN 978-80-7509-547-3. Dostupné z: <http://rybarstvi.eu/pub%20rybari/2017%20tech%20barveni.pdf>
- Jepsen, N., Pont, D., 2007. *Intercalibration of Fish-based Methods to evaluate River Ecological Quality. Report from an EU intercalibration pilot exercise*. ISBN: 978-92-79-06540-8. Dostupné z: https://www.unisdr.org/files/2775_EUR22878EN.pdf
- Johnson, J. B., Borcard, D., Robert, M., 2013. *Partitioning beta diversity into turnover and nestedness components*. Journal of Biogeography 40(9): 1495-1504.

- Jones, R.J., Brown, S.D., 2017. *Effects of temperature on the metabolism and activity of Thymallus thymallus in winter and spring*. Journal of Fish Biology 90(3): 1125-1138.
- Jonsson, B., Brännäs, E., Sandström, A., Näslund, I., 2007. *Survival and growth of stocked juvenile European grayling in relation to stream habitat and interactions with brown trout*. North American Journal of Fisheries Management 27(3): 734-744.
- Jurajda, P., Slavík, O., Adámek, Z. *Metodika odlovu a zpracování vzorku plůdkových společenstev ryb tekoucích vod. Metodika. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, 2009. Dostupné z: [https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/prehled_akceptovanych_metodik_tekoucich_vod/\\$FILE/OOV-RYBY_tekouci%20vody-20130129.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/prehled_akceptovanych_metodik_tekoucich_vod/$FILE/OOV-RYBY_tekouci%20vody-20130129.pdf)*
- Kaeding, L.R., Boltz, G.D., 2011. *Use of Remote-Site Incubators to Produce Arctic Grayling Fry of Wild Parentage*. North American Journal of Fisheries Management 24(3): 1031-1037, Dostupné z: <https://afspubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1577/M03-074.1>
- Kennedy, G.J.A., Strange, C.D., 1981. *Efficiency of Electric Fishing for Salmonids in Relation to River Width*. Aquaculture Research 12: 55-60. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.1981.tb00010.x>
- Knudsen, R., Amundsen, P.A., Primicerio, R., 2009. *Survival of stocked juvenile grayling: negative effects of trout in a subarctic Norwegian river*. Journal of Fish Biology 75(6): 1357-1370.
- Koed, A., Ziege, M., 2007. *Stocking strategies for anadromous salmonids in the River Rhine*. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 17(2): 159-169.
- Koelewijn, H.P., Nagelkerke, L.A., de Leeuw, J.J., 2018. *The impact of cormorants on fish populations in the Netherlands: An overview of recent research*. Aquatic Ecology 52(1): 15-26.
- Kolářová, J., Svobodová, Z. *Léčebné a preventivní postupy v chovech ryb. Metodika. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 2009. ISBN: 978-80-85887-88-4. Dostupné z: https://www.frov.jcu.cz/images/FROV/veda-a-vyzkum/metodiky/088_MET.pdf*
- Kolářová, J., Velíšek, J., Nepejchalová, L., Svobodová, Z., Kouřil, J., Hamáčková, J., Máchová, J., Piačková, V., Hajšlová, J., Holadová, K., Kocourek, V., Klimánková, E., Modrá, H., Dobšíková, R., Groch, L., Novotný, L. *Anestetika pro ryby (aktualizované vydání). Metodika. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 2012. Dostupné z: https://www.frov.jcu.cz/images/FROV/veda-a-vyzkum/metodiky/077_MET.pdf*
- Kubečka, J., Prchalová, M. *Metodika odlovu a zpracování vzorků ryb stojatých vod. Metodika. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, 2006. Dostupné z: <http://www.forumochranyprirody.cz/sites/default/files/29.pdf>*
- Kucera, J., 2013. *Lipan podhorní (Thymallus thymallus)*. Rybářství 5: 14-16.
- Kukuła, K., Mielecki, M., Kopeć, K., Kapusta, A., 2018. *The impact of brown trout (Salmo trutta) predation on the population of grayling (Thymallus thymallus) in mountain streams*. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 419: 25.
- Larsson, P., Lundqvist, H., Greenberg, L.A., 1996. *Diel feeding periodicity and nocturnal feeding of juvenile grayling (Thymallus thymallus) in relation to light intensity and prey availability*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53(6): 1296-1301.

- Lotocki, T., 2017. *Biologie ryb – Vývoj rybiho organismu*. Dostupné z: <https://www.mrk.cz/clanek.php3?id=1676>
- Lundqvist, H., Greenberg, L. A., 1996. *Effects of habitat complexity on the survival of stocked and wild brown trout and grayling in streams*. *Journal of Fish Biology* 48(5): 915-931.
- Lusk, S., Skácel L., Sláma, B. *Lipan podhorní: Thymallus thymallus (Linnaeus, 1758)*. [1. vyd.]. Praha: Český rybářský svaz, 1987.
- Lyach, R., Remr, J., 2019. *The effect of a large-scale fishing restriction on angling harvest: a case study of grayling Thymallus thymallus in the Czech Republic*. *Aquatic Living Resources* 32: 11. Dostupné z: <https://www.alr-journal.org/articles/alr/abs/2019/01/alr190011/alr190011.html>
- MacPherson, L.M., Sullivan, M.G. Foote, L., Stevens, C.E., 2012. *Evaluating Sampling Techniques for Low-Density Populations of Arctic Grayling (Thymallus arcticus)*. *Northwestern Naturalist* 93(2): 120-132. Dostupné z: <https://doi.org/10.1080/03632415.2012.704815>
- Marszał, L., Gutowska, M., Jelińska, A., Jasiński, A., 2017. *The impact of brown trout (Salmo trutta L.) predation on the population of European grayling (Thymallus thymallus L.) in a lowland river*. *Journal of Applied Ichthyology* 33(5): 916-923.
- McClelland, M.A., Sass, G.G., Cook, T.R., Irons, K.S., Michaels, N.N., O'Hara, T.M., Smith, C.S., 2012. *The Long-Term Illinois River Fish Population Monitoring Program*. *Fisheries* 37 (8): 340-350. Dostupné z: <https://doi.org/10.1080/03632415.2012.704815>
- Michigan Department of Natural Resources – Fisheries Division. *Guidelines for Volunteer Collection Of Coded Wire Tags (CWTs)*. Michigan: U. S. Fish & Wildlife Service, 2013. Dostupné z: <https://www.michiganseagrant.org/wp-content/uploads/2018/10/CWT-Packet-2016.pdf>
- Milner, N.J., Maitland, P.S., 2002. *The effects of habitat and invertebrate abundance on the growth and condition of juvenile grayling, Thymallus thymallus (L.), in a small stream*. *Fisheries Management and Ecology* 9(3): 177-184.
- Mock, A.J., *Evaluating remote site incubators to support restoration of Arctic Grayling in Michigan*. Michigan, 2019. *Diplomová práce*. Grand Valley State University. Vedoucí práce Carl R. Reutz. Dostupné z: <https://scholarworks.gvsu.edu/theses/958>
- Mohler J.W., 2011. *Management Briefs: Immersion of Larval Atlantic Salmon in Calcein Solutions to Induce a Non-Lethally Detectable Mark*. *North American Journal of Fisheries Management* 17(3): 751-756. Dostupné z: [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1997\)017%3C0751:MBIOLA%3E2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1997)017%3C0751:MBIOLA%3E2.3.CO;2)
- Musil, J., Kalous, L., Vajglová, T. a Petrtýl, M. *Rekreační rybářství a vodní ekosystémy v České republice: principy vedoucí k trvalé udržitelnosti*. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, 2014. ISBN 978-80-87402-36-8. Dostupné z: <https://metodiky.agrobiologie.cz/pdf/kzr/rekreacni-rybarstvi-a-vodni-ekosystemy-v-ceske-republice-principy-vedouci-k-trvale-udrizitelnosti.pdf>
- Nagiec, M. Czerkies, P., Goryczko, K., Witkowski, A., Murawska, E., 1995. *Mass-marking of grayling, Thymallus thymallus (L.), larvae by fluorochrome tagging of otoliths*. *Fisheries Management and Ecology* 2(3): 185-195. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.1995.tb00111.x>

- Näslund, I., Nordwall, F., Eriksson, T., Hannersjö D., Eriksson, L.O., 2005. *Long-term responses of a stream-dwelling grayling population to restrictive fishing regulations*. Fisheries Research 72(2-3): 323-332. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2004.10.018>
- O'Brien, J., O'Mahony, C., Kelly-Quinn, M., 2011. *The effects of diet and rearing density on the growth and survival of juvenile grayling, Thymallus thymallus (L.)*. Aquaculture Research 42(4): 541-550.
- Otero, J., Nicieza, A. G., Araguas, R. M., 2004. *Phenotypic plasticity in life history traits of grayling (Thymallus thymallus) in two Spanish rivers with different water velocities*. Freshwater Biology 49(4): 448-462.
- Pastejřík, J., 2021. *Posouzení možnosti reintrodukce lipana podhorního vysazením uměle odchovaných generačních ryb v předvýtěrovém období*. České Budějovice, 2021. Bakalářská práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický. Vedoucí práce: prof. Ing. Tomáš Randák, Ph.D.
- Persat, H., 1982. *Photographic identification of individual grayling, Thymallus thymallus, based on the disposition of black dots and scales*. Freshwater Biology 12: 97-101. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1982.tb00606.x>
- Persat, H., 1996. *Threatened populations and conservation of the European grayling, Thymallus thymallus (L., 1758)*. Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe 233-247. ISBN 978-3-0348-9867-6. Dostupné z: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-0348-9014-4_23
- Podlesný, M., Bednář, R., Dubský, K., Dvořák, V., Nusl, P., Poupě, J. *Lov ryb elektrickým agregátem*. Praha: Český rybářský svaz, 2010. ISBN: 978-80-254-6834-0.
- Polačik, M., Janáč, M., & Jurajda, P., 2016. *The effect of brown trout (Salmo trutta) on the survival of stocked juvenile European grayling (Thymallus thymallus)*. Hydrobiologia 763(1): 83-95.
- Post, J.R., Mushens, C., Paul, A., Sullivan, M., 2003. *Assessment of harvest regulations for sustaining recreational fisheries: model development and application to bull trout*. North American Journal of Fisheries Management 23: 22-34.
- Pulg, U., Barlaup, B.T., Sternecker, K., Trepl, L. and Unfer, G., 2013. *Restoration of spawning habitats of brown trout (Salmo trutta) in a regulated chalk stream*. River Res. Applic. 29: 172-182. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/rra.1594>
- Randák, T., 2002. *Vliv vybraných preparátů indukujících ovulaci na průběh výtěru generačních lipanů podhorních (Thymallus thymallus L.) a jejich mortalitu v povýtěrovém období*. Bulletin VÚRH Vodňany 38(4): 168-174. ISSN: 0007-389X.
- Randák, T., 2020. *Nepříznivé faktory ovlivňující ryby v pstruhových vodách*. Praha: Rybář, spol. s.r.o. Rybářství 3/2020: 36-39.
- Randák, T., 2020. *Perspektivy rybářského hospodaření v pstruhových vodách (1)*. Rybářství. Praha: Rybář, spol. 4/2020: 36-39.
- Randák, T., 2020. *Perspektivy rybářského hospodaření v pstruhových vodách (2)*. Praha: Rybář, spol. s.r.o. Rybářství 5/2020: 50-53.

- Randák, T., Slavík, O., Kubečka, J. et al. *Rybářství ve volných vodách*. 2. aktualizované vydání. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 2015. ISBN 978-80-7514-013-5.
- Randák, T., Turek, J., Červený, D., Kolářová, J., Lepič, P., Grabic, R., Žlábek, V. *Produkce juvenilních kategorií pstruha obecného a lipana podhorního pro zarybňování volných vod*. Metodika. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 2014. ISBN 978-80-7514-005-0. Dostupné z: https://www.frov.jcu.cz/images/FROV/veda-a-vyzkum/metodiky/155_MET.pdf
- Randák, T., Turek, J., Kolářová, J., Kocour, M., Kouřil, J., Hanák, R., Velišek, J., Žlábek, V. *Technologie chovu generačních lipanů podhorních za účelem udržitelné produkce kvalitního násadového materiálu pro zarybňování volných vod*. Metodika. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 2009. ISBN: 978-80-85887-97-6. Dostupné z: https://www.frov.jcu.cz/images/FROV/veda-a-vyzkum/metodiky/097_MET.pdf
- Roach, S.M., 1999. *Influence of Electrofishing on the Mortality of Arctic Grayling Eggs*. North American Journal of Fisheries Management 19(4): 923-929. Dostupné z: [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1999\)019%3C0923:IOEOTO%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1999)019%3C0923:IOEOTO%3E2.0.CO;2)
- Rust, M.B., Budy, P., Kennedy, B.P., 2019. *Survival of juvenile cutthroat trout from remote site incubators and traditional hatcheries*. Journal of Fish and Wildlife Management 10(2): 369-379.
- Řeřucha, Z., 2019. *Co jsou to otolity a k čemu rybám slouží?* Magazín Zachytáme.cz. Dostupné z: <https://www.zachytame.cz/co-jsou-to-otolity-a-k-cemu-rybam-slouzi>
- Salonen, A., Peuhkuri, N., 2006. *The effect of captive breeding on aggressive behaviour of European grayling, Thymallus thymallus, in different contexts*. Animal Behaviour 72 (4): 819-825. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2005.12.012>.
- Seifertová, M., 2021. *Survival of juvenile grayling (Thymallus thymallus) and brown trout (Salmo trutta) during winter in a pond with an artificial basin*. Aquaculture Research 49(11): 3619-3626.
- Schindler, D. E., Armstrong, J. B., Bentley, K. T., Jankowski, K., Lisi, P. J., Payne, L. X., 2013. *Riding the crimson tide: mobile terrestrial consumers track phenological variation in spawning of an anadromous fish*. Biology Letters 9(1): 20120958. Dostupné z: <https://doi.org/10.1098/rsbl.2013.0048>
- Slavík, O. *Současný stav a možnosti zlepšení populace lipana podhorního a pstruha obecného – Vyhodnocení současné evidence úlovků lipana a pstruha obecného na revírech ČRS*. Sborník z konference. Rychnov nad Kněžnou, 2014. Dostupné z: <https://docplayer.cz/14857382-Sbornik-z-konference-soucasny-stav-a-moznosti-zlepseni-populace-lipana-podhorniho-a-pstruha-obecneho.html>
- Smith, T.R., Johnson, M.R., Williams, E.A., 2018). *Effects of low temperature and reduced food availability on the condition of Thymallus thymallus in winter*. Aquatic Ecology 52(2): 175-184.
- Soininen, J., Paavola, R., 2015. *Seasonal variation in size structure and abundance of stream-dwelling fish: the role of predation and competition*. Ecology of Freshwater Fish 24(4): 576-585.
- Spurný, P. 2021. *Využití elektrického proudu v rybářství*. Praha: Rybář, spol. s.r.o. Rybářství 4/2021: 36-39. Dostupné z: <https://irybarstvi.cz/aktualni-cislo/odemceny-clanek-z-rybarstvi-vyuziti-elektrickeho-proudu-v-rybarstvi/>

- Spurný, P., Mareš, J., Kopp, R., Grmela, J., Mareš, L., Malý, O. *Socioekonomická studie sportovního rybolovu v České republice*. Praha: Český rybářský svaz, 2017. ISBN: 978-80-905280-9-3. Dostupné z: https://www.jcus.cz/wp-content/uploads/CRS_socioekonomicka_studie_2017.pdf
- Strapina, J., 2009. *Srovnání rozsahu poškození a mortality ryb jako úlovku sportovních rybářů ponechaných v klasickém vezírku a speciálním saku – „tunelu“*. České Budějovice, 2009. Diplomová práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, Katedra rybářství a myslivosti. Vedoucí práce DOC. RNDr. Zdeněk Adámek, CSC. Dostupné z: https://dspace.jcu.cz/bitstream/handle/123456789/10600/Diplomova_prace.pdf?sequence=1
- Sutela, T., Kunasranta, M., Vehanen, T., 2003. *Effects of temperature and predation on the mortality of juvenile grayling (Thymallus thymallus)*. Ecology of Freshwater Fish 12(4): 237-244.
- Šimek, Z., Rys, J. *Ryby zblízka*. Praha: Albatros, 1989. ISBN: 13-795-89
- Štochl, S. *Dravci tůní: sportovní lov a chov dravých ryb v československých vodách*. Praha: Orbis, 1953.
- Šulcová, L. *Právní úprava rybářství*. Praha, 2009. Diplomová práce. Univerzita Karlova v Praze, Právnická fakulta. Vedoucí diplomové práce JUDr. Vojtěch Stejskal, Ph.D. Dostupné z: <https://dspace.cuni.cz/handle/20.500.11956/19660?show=full>
- Thorfve, S., 2002. *Impacts of in-stream acclimatization in post-stocking behaviour of European grayling in a Swedish stream*. Fisheries Management and Ecology 9: 253-260. Dostupné z: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.2002.00305.x>
- Thorsteinsson, V., 2002. *Tagging Methods for Stock Assessment and Research in Fisheries*. Marine Research Institute Technical Report 79. Dostupné z: https://www.star-oddi.com/media/1/3_catag.pdf
- Turek, J. *Adaptability of artificially reared brown trout (Salmo trutta m. fario L.) and European grayling (Thymallus thymallus L.) in free water condition*. Vodňany, 2010. Disertační práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický. Vedoucí práce prof. Ing. Tomáš Randák, Ph.D. Dostupné z: https://dspace.jcu.cz/bitstream/handle/123456789/1150/dizertace_turek_s_prohlasenim.pdf?sequence=1
- Turek, J., Horký, P., Slavík O., Randák, T. *Značení ryb*. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 2014. ISBN 978-80-7514-016-6. Dostupné z: https://www.frov.jcu.cz/images/FROV/veda-a-vyzkum/metodiky/154_MET.pdf
- Turek, J., Kratochvíl, M. *Odlov ryb elektrickým agregátem*. In: Randák, T., Slavík, O., Kubečka, J. et al. *Rybářství ve volných vodách*. 2. aktualizované vydání. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 2015. ISBN 978-80-7514-013-5.
- Uiblein, F., Jagsch, A., Honsig-Erlenburg, W., Weiss, S., 2001. *Status, habitat use, and vulnerability of the European grayling in Austrian waters*. Journal of Fish Biology, 59: 223-247. Dostupné z: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1095-8649.2001.tb01388.x>

- Valentin, S., Sempeski, P., Souchon, Y., Gaudin, P., 1994. *Short-term habitat use by young grayling, *Thymallus thymallus* L., under variable flow conditions in an experimental stream*. Fisheries Management and Ecology. 1: 57-65. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.1970.tb00006.x>
- Vander Haegen, G.E., Blankenship, H.L., Hoffmann, A., Thompson, D.A., 2005. *The Effects of Adipose Fin Clipping and Coded Wire Tagging on the Survival and Growth of Spring Chinook Salmon*. North American Journal of Fisheries Management 25: 1161–1170. Dostupné z: <https://doi.org/10.1577/M04-011.1>
- Vibert, R., 1963. *Neurophysiology of Electric Fishing*. Transactions of the American Fisheries Society 92: 265-275. Dostupné z: [https://doi.org/10.1577/15488659\(1963\)92\[265:NOEF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/15488659(1963)92[265:NOEF]2.0.CO;2)
- Vimr, V. *České rybářské právo*. Praha: Právnícké knihkupectví a nakladatelství V. Linhart, 1947.
- Wagner, C.P., Einfalt, L.M., Scimone, A.B., Wahl, D.H., 2009. *Effects of Fin-Clipping on the Foraging Behavior and Growth of Age-0 Muskellunge*. North American Journal of Fisheries Management 29: 1644–1652. Dostupné z: https://www.researchgate.net/publication/250017268_Effects_of_Fin-Clipping_on_the_Foraging_Behavior_and_Growth_of_Age0_Muskellunge
- Wright, I.A., Cooper, R.J., Davies, I.M., 2003. *Otter (*Lutra lutra*) habitat use and diet in an upland river system in northeast England*. Journal of Zoology 261(4): 397-407.
- Zákon č. 246/1992 Sb., *zákon České národní rady na ochranu zvířat proti týrání*. In: Sbíрка zákonů 29. 5. 1992. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/1992-246>
- Zeh, M., Dönni, W., 1994. *Restoration of spawning grounds for trout and grayling in the river High-Rhine*. Aquatic Science 56: 59–69. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/BF00877435>

8.1. Internetové zdroje:

- Internet 1: Wikipedia.org. *Arctic grayling*. Wikipedia. Cit. 14. 11. 2022. Dostupné z: https://en.wikipedia.org/wiki/Arctic_grayling
- Internet 2: Chytej.cz. *Lipan podhorní – atlas ryb*. www.chytej.cz. Cit. 18. 12. 2022. Dostupné z: <https://www.chytej.cz/atlas-ryb/lipan-podhorni/>
- Internet 3: Český rybářský svaz. *Statistiky úlovků*. www.rybsvaz.cz. Cit. 3. 9. 2022. Dostupné z: <https://www.rybsvaz.cz/beta/index.php/reviry/statistiky-ulovku>
- Internet 4: Ekolist.cz, 26. 2. 2019. *V Jizerských horách pokusně nainstalovali inkubátor jiker pstruha*. Ekolist.cz. Cit. 20. 3. 2023. Dostupné z: <https://ekolist.cz/cz/zpravodajstvi/zpravy/v-jizerskych-horach-pokusne-nainstalovali-inkubator-jiker-pstruha>
- Internet 5: Ekolist.cz., 25. 2. 2016. *Deset tisíc lososích jiker se líhne ve speciálním inkubátoru přímo v řece Kamenici*. Ekolist.cz. Cit. 20. 3. 2023. Dostupné z: <https://ekolist.cz/cz/zelena-domacnost/zpravy-zd/deset-tisic-lososich-jiker-se-lihne-ve-specialnim-inkubatoru-primo-v-rece-kamenici>
- Internet 6: Wikipedia.org. *Calcein*. Wikipedia. Cit. 9. 4. 2023. Dostupné z: <https://en.wikipedia.org/wiki/Calcein>
- Internet 7: Marine Institute. *Salmon Tagging Programme*. Cit. 25. 4. 2023. Dostupné z: <https://www.marine.ie/Home/site-area/areas-activity/fisheries-ecosystems/salmon-tagging-programme>

9. SEZNAM TABULEK

Tab. 1	Biometrické hodnoty plůdku lipana podhorního při vysazení do experimentálních úseků dne 28. 6. 2021.	Str.: 46
Tab. 2	Počet zpětně odlovených značených lipanů podhorních v jednotlivých experimentálních úsecích.	Str.: 53
Tab. 3	Koeficienty délkového přírůstku ryb.	Str.: 65
Tab. 4	Koeficienty hmotnostního přírůstku ryb.	Str.: 65
Tab. 5	Koeficienty změny Fultonova koeficientu.	Str.: 66

10. SEZNAM GRAFŮ

Graf 1	Úlovky lipana podhorního na pstruhových revírech ČRS v období 1990-2020 (zdroj: Český rybářský svaz).	Str.: 11
Graf 2	Vývoj teploty vody v odchovné nádrži.	Str.: 50
Graf 3	Vývoj teplot vody ve sledovaných úsecích.	Str.: 51
Graf 4	Průtoky vody v jednotlivých lokalitách v průběhu experimentu.	Str.: 52
Graf 5	Vývoj celkové biomasy v experimentálním úseku Chvalšinského potoka.	Str.: 53
Graf 6	Vývoj celkové biomasy v experimentálním úseku Blanice.	Str.: 54
Graf 7	Vývoj celkové biomasy v experimentálním úseku Zlatého potoka.	Str.: 54
Graf 8	Populační složení ve Chvalšinském potoce 29. 6. 2021 před vysazením ryb (procentuální podíl na biomase ryb v úseku).	Str.: 55
Graf 9	Populační složení ve Chvalšinském potoce 11. 10. 2021 při podzimním kontrolním odlovu (procentuální podíl na biomase ryb v úseku).	Str.: 55
Graf 10	Populační složení ve Chvalšinském potoce 21. 3. 2022 při jarním kontrolním odlovu (procentuální podíl na biomase ryb v úseku).	Str.: 56
Graf 11	Populační složení ve Chvalšinském potoce 29. 6. 2021 před vysazením ryb (procentuální podíl na celkové abundanci).	Str.: 56
Graf 12	Populační složení ve Chvalšinském potoce 11. 10. 2021 při podzimním kontrolním odlovu (procentuální podíl na celkové abundanci).	Str.: 57
Graf 13	Populační složení ve Chvalšinském potoce 21. 3. 2022 při jarním kontrolním odlovu (procentuální podíl na celkové abundanci).	Str.: 57

Graf 14	Populační složení v Blanici 29. 6. 2021 před vysazením ryb (procentuální podíl na biomase ryb v úseku).	Str.: 58
Graf 15	Populační složení v Blanici 11. 10. 2021 při podzimním kontrolním odlovu (procentuální podíl na biomase ryb v úseku).	Str.: 58
Graf 16	Populační složení v Blanici 21. 3. 2022 při jarním kontrolním odlovu (procentuální podíl na biomase ryb v úseku).	Str.: 59
Graf 17	Populační složení v Blanici 29. 6. 2021 před vysazením ryb (procentuální podíl na celkové abundanci).	Str.: 59
Graf 18	Populační složení v Blanici 11. 10. 2021 při podzimním kontrolním odlovu (procentuální podíl na celkové abundanci).	Str.: 60
Graf 19	Populační složení v Blanici 21. 3. 2022 při podzimním kontrolním odlovu (procentuální podíl na celkové abundanci).	Str.: 60
Graf 20	Populační složení ve Zlatém potoce 30. 6. 2021 před vysazením ryb (procentuální podíl na biomase ryb v úseku).	Str.: 61
Graf 21	Populační složení ve Zlatém potoce 12. 10. 2021 při podzimním kontrolním odlovu (procentuální podíl na biomase ryb v úseku).	Str.: 61
Graf 22	Populační složení ve Zlatém potoce 21. 3. 2022 při jarním kontrolním odlovu (procentuální podíl na biomase ryb v úseku).	Str.: 62
Graf 23	Populační složení ve Zlatém potoce 30. 6. 2021 před vysazením ryb (procentuální podíl na celkové abundanci).	Str.: 62
Graf 24	Populační složení ve Zlatém potoce 12. 10. 2021 při podzimním kontrolním odlovu (procentuální podíl na celkové abundanci).	Str.: 63
Graf 25	Populační složení ve Zlatém potoce 21. 3. 2022 při jarním kontrolním odlovu (procentuální podíl na celkové abundanci).	Str.: 63
Graf 26	Průměrná délka těla zpětně odlovených lipanů podhorních ve Chvalšinském potoce.	Str.: 66
Graf 27	Průměrná hmotnost zpětně odlovených lipanů podhorních ve Chvalšinském potoce.	Str.: 66
Graf 28	Průměrný Fultonův koeficient zpětně odlovených lipanů podhorních ve Chvalšinském potoce.	Str.: 67
Graf 29	Průměrná délka těla zpětně odlovených lipanů podhorních v Blanici.	Str.: 67
Graf 30	Průměrná hmotnost zpětně odlovených lipanů podhorních v Blanici.	Str.: 68
Graf 31	Průměrný Fultonův koeficient zpětně odlovených lipanů podhorních v Blanici.	Str.: 68

Graf 32	Průměrná délka těla zpětně odlovených lipanů podhorních ve Zlatém potoce.	Str.: 68
Graf 33	Průměrná hmotnost zpětně odlovených lipanů podhorních ve Zlatém potoce.	Str.: 69
Graf 34	Průměrný Fultonův koeficient zpětně odlovených lipanů podhorních ve Chvalšinském potoce.	Str.: 69

11. SEZNAM OBRÁZKŮ

Obr. 1	Firzlařův inkubační přístroj.	Str.: 20
Obr. 2	Inkubátory s jikrami pstruha potočního spolku Přátelé vod pětileté růže umístěné v toku.	Str.: 21
Obr. 3	Mělký žlab využívaný k odchovu plůdku lipana podhorního.	Str.: 23
Obr. 4	Zádový elektrický agregát se spalovacím motorem.	Str.: 28
Obr. 5	Práce s laserovým ukazovátkem a ochrannými brýlemi v terénních podmínkách – detekce označených vysazených lipanů.	Str.: 32
Obr. 6	Otolity juvenila lososa atlantského.	Str.: 34
Obr. 7	Znázornění označení vysazeného lososa s amputovanou tukovou ploutvičkou.	Str.: 35
Obr. 8	CWT mikroznačka umístěna v rostru malé ryby.	Str.: 36
Obr. 9	Vzhled a velikost CWT mikroznačky.	Str.: 36
Obr. 10	Losos čavyča označen amputací tukové ploutvičky i CWT mikroznačkou.	Str.: 37
Obr. 11	Návod na správnou amputaci hlavy uloveného jedince.	Str.: 37
Obr. 12	Odběr otolitu z mozkovny lososa čavyča.	Str.: 38
Obr. 13	Implantace PIT tagu do těla lipana podhorního.	Str.: 39
Obr. 14	Lokalizace experimentálního úseku na Blanicí Vodňanské	Str.: 42
Obr. 15	Lokalizace experimentálního úseku na Zlatém potoce.	Str.: 43
Obr. 16	Lokalizace experimentálního úseku na Chvalšinském potoce.	Str.: 44
Obr. 17	Celková situační mapa.	Str.: 44
Obr. 18	Odchovný zemní rybníček v areálu Experimentálního rybochovného pracoviště a pokusnictví FROV ve Vodňanech.	Str.: 45
Obr. 19	Značení násady pomocí koupele v alizarinové červení.	Str.: 46
Obr. 20	Vysazení plůdku lipana podhorního do předem vybraných lokalit.	Str.: 47
Obr. 21	Průběh identifikace značených ryb v terénu pomocí laserového ukazovátka	Str.: 49
Obr. 22	Reakce ARS na ozáření světelným zdrojem při pohledu přes ochranné brýle.	Str.: 49

12. SEZNAM PŘÍLOH

Příloha 1 – Velikostní parametry ryb před vysazením.

Příloha 2 – Velikostní parametry odchycených značených ryb při podzimním odlovu.

Příloha 3 – Populační složení ve Chvalšinském potoce při jednotlivých kontrolních odlovech.

Příloha 4 – Populační složení v Blanici při jednotlivých kontrolních odlovech.

Příloha 5 – Populační složení ve Zlatém potoce při jednotlivých kontrolních odlovech.

13. PŘÍLOHY

Příloha 1 – Parametry ryb před vysazením.

délka těla [mm]	celková délka [mm]	hmotnost [g]	délka těla [mm]	celková délka [mm]	hmotnost [g]
60	69	2,4	50	60	1,8
58	67	2,6	54	64	2
56	66	2,4	50	60	1,7
55	63	2,4	55	65	2
54	64	2,3	52	63	1,8
57	67	2,4	52	61	2
59	69	3	58	69	2,4
41	49	0,9	50	59	1,8
57	67	2,4	54	64	2,2
52	62	2,2	57	67	2,6
58	68	2,7	53	63	2
60	71	2,6	53	63	2,1
57	67	2,5	51	60	1,7
55	66	2,2	56	66	2,5
55	64	2,1	54	64	2
57	66	2,7	57	68	2,4
57	66	2,6	49	58	1,7
58	68	2,7	54	65	2,2
56	67	2,4	57	66	2,4
58	69	2,6	52	62	1,9
52	62	2,1	51	61	1,7
50	60	1,8	50	59	1,7
54	64	2,3	58	69	2,3
51	61	1,8	53	63	2
51	60	2	52	61	1,9
55	66	2,1	52	62	2,1
55	65	2,2	51	61	1,9
54	63	2,3	55	65	2,2
51	62	2,1	57	68	2,2
59	69	2,7	52	61	1,8
55	65	2,2	55	64	2,2
51	61	2	55	64	2,2
61	71	3,1	53	63	2,1
50	59	2,5	59	69	2,8
50	60	1,7	60	71	3,1
49	58	1,5	54	64	2,1
49	58	1,6	59	69	2,6
55	65	2,6	60	71	3
53	62	2	50	60	1,8
51	60	1,7	54	64	2
57	67	2,6	50	60	1,7
53	62	2	55	65	2
52	62	1,8	52	63	1,8
50	59	1,7	52	61	2
58	68	2,2	58	69	2,4
56	67	2,2	50	59	1,8
55	65	2,1	54	64	2,2
50	59	1,6	57	67	2,6
51	60	1,9	53	63	2
54	64	2	53	63	2,1
59	69	2,6	51	60	1,7
56	65	2	56	66	2,5
57	67	2,6	54	64	2
55	65	2,1	57	68	2,4
52	62	1,8	49	58	1,7
51	60	1,8	54	65	2,2
58	69	2,7	57	66	2,4
49	58	1,6	52	62	1,9
55	65	2,5	51	61	1,7
55	66	2,2	50	59	1,7
53	63	2	58	69	2,3
60	71	2,8	53	63	2

Příloha 2 – Velikostní parametry odchycených značených ryb při podzimním odlovu.

Chvalšinský potok		Blanice		Zlatý potok	
délka těla [mm]	hmotnost [g]	délka těla [mm]	hmotnost [g]	délka těla [mm]	hmotnost [g]
140	38,1	123	23	117	19,3
132	29,2	120	24,7	120	22,7
140	34,6	110	17,6	117	21
150	40,6	107	15,8	118	21,7
158	40,7	110	17	107	15,8
155	31,7	122	23,7	120	27,3
145	37,1	122	22,3	122	24,7
135	32,4	108	15,9	115	19,2
130	30	118	22,3	122	24,6
140	37,6	119	19,8	127	26,2
125	28,3	115	19,1	108	15,8
128	28	105	13,5	120	21
140	42,5	120	21,3	106	15,8
140	42,2	110	16,1	100	13
110	14	117	14,4	120	23,9
138	34,8	110	19,5	109	16,2
140	37,8	120	21,1	122	25,6
150	42,9	105	16,2	120	22,4
135	31,2	123	23,7	113	20,2
130	23,9	112	18,9	113	19,2
150	42,8	120	22,5	115	20
135	38,4	110	18,2	112	21,2
150	52,6	117	19,3	105	14,9
145	43,2	128	25,7	108	14,6
145	40,3	112	17,9	115	16,1
132	31,1	108	15	110	18,5
139	37,3	110	16,7	119	20,8
130	30,4	110	16,6		
132	32,4	110	18,3		
145	36,1	117	17,6		
138	34,3	108	14,9		
135	37,2	118	20,7		
132	29,5	105	13,1		
120	24,4	115	18,8		
140	40,1	105	14,5		
135	31,8	102	13		
130	30,6	111	14,7		
143	36,5	105	16,8		
125	28,3	102	16,9		
123	26,1	110	13,1		
125	22,7	100	14,4		
132	33,7	105	13,4		
137	40,1	110	17,1		
145	45,3				
129	28,1				
150	43,7				
140	35,4				
140	36,1				
120	24,7				
130	30,8				
150	42,8				
130	32,4				
148	37				
140	38,8				
115	22,2				
145	42,7				
140	33,9				
145	43,4				
138	34,6				
137	33,6				
141	41,1				
130	34,7				
135	34,9				
135	32,1				

120	21,7
130	31,3
140	34,5
143	38,6
125	28,6
129	30,1
130	29,2
133	34,9
120	26,7
105	14,5

Příloha 3 – Parametry odchycených značených ryb při jarním odlovu.

Chvalšinský potok		Blanice		Zlatý potok	
délka těla [mm]	hmotnost [g]	délka těla [mm]	hmotnost [g]	délka těla [mm]	hmotnost [g]
166	63,6	130	27,5	148	46
150	47,5	128	24,2	130	32
150	46,4			140	37
140	43,7			130	27
145	43,6			125	25
140	33,7			135	30
170	64,2			160	49
150	44,5			136	37
155	44,2			140	35
				135	33
				160	49
				120	21
				138	33
				145	40
				117	22
				125	24
				123	25
				138	34

Příloha 4 – Populační složení ve Chvalšinském potoce při jednotlivých kontrolních odloveh.

Chvalšinský potok				
odlov před vysazením (29. 6. 2021)				
druh	počet	hmotnost celkem [g]	biomasa [g/m ²]	abundance [ks/m ²]
hrouzek obecný	5	127	0,20	0,008
jelec tloušť	12	2644	4,20	0,019
lipan podhorní	4	1106	1,76	0,006
mník jednovousý	1	480	0,76	0,002
mřenka mramorovaná	7	80	0,13	0,011
okoun obecný	2	50	0,08	0,003
pstruh obecný	44	6214	9,86	0,070
pstruh ob. - tohoroček	55	137	0,22	0,087
siven americký	1	506	0,80	0,002
střevle potoční	63	469	0,74	0,100
vranka obecná	13	304	0,48	0,021
podzimní odlov (11. 10. 2021)				
druh	počet	hmotnost celkem [g]	biomasa [g/m ²]	abundance [ks/m ²]
pstruh obecný	70	8648	13,73	0,111
pstruh ob. - roček	154	2262	3,59	0,244
kapr obecný	24	1724	2,74	0,038
střevle potoční	2	20	0,03	0,003
hrouzek obecný	3	80	0,13	0,005
vranka obecná	14	354	0,56	0,022
lipan podhorní	2	614	0,97	0,003
lipan 0+ (značený)	66	2278,8	3,62	0,105
jarní odlov (21. 3. 2022)				
druh	počet	hmotnost celkem [g]	biomasa [g/m ²]	abundance [ks/m ²]
mřenka mramorovaná	1	18	0,03	0,002
vranka obecná	11	320	0,51	0,017
střevle potoční	1	8	0,01	0,002
pstruh ob. - roček	17	276	0,44	0,027
pstruh obecný	7	940	1,49	0,011
lipan podh. (značený)	9	437,1	0,69	0,014

Příloha 5 – Populační složení v Blanici při jednotlivých kontrolních odloveh.

Blanice				
odlov před vysazením (29. 6. 2021)				
druh	počet	hmotnost celkem [g]	biomasa [g/m ²]	abundance [ks/m ²]
jelec proudník	23	1900	1,06	0,013
jelec tloušť	14	4906	2,75	0,008
lipan podhorní	3	160	0,09	0,002
okoun říční	4	90	0,05	0,002
plotice obecná	101	3788	2,12	0,057
pstruh duhový	1	650	0,36	0,001
pstruh obecný	79	3546	1,99	0,044
vranka obecná	11	153	0,09	0,006
podzimní odlov (11. 10. 2021)				
druh	počet	hmotnost celkem [g]	biomasa [g/m ²]	abundance [ks/m ²]
pstruh ob. – roček	132	8524	4,78	0,074
pstruh obecný	49	486	0,27	0,027
okoun říční	5	132	0,07	0,003
siven americký	2	214	0,12	0,001
jelec tloušť	1	130	0,07	0,001
jelec proudník	63	3452	1,93	0,035
plotice obecná	29	864	0,48	0,016
vranka obecná	31	334	0,19	0,017
lipan 0+ (značený)	30	573,7	0,32	0,017
lipan 0+ (neznačený)	11	195,9	0,11	0,006
jarní odlov (21. 3. 2022)				
druh	počet	hmotnost celkem [g]	biomasa [g/m ²]	abundance [ks/m ²]
vranka obecná	37	600	0,34	0,021
pstruh ob. – roček	22	276	0,15	0,012
pstruh obecný	31	1600	0,90	0,017
lipan podh. (značený)	2	51,7	0,03	0,001
lipan pod. (neznačený)	2	37,7	0,02	0,001

Příloha 6 – Populační složení ve Zlatém potoce při jednotlivých kontrolních odlovech.

Zlatý potok				
odlov před vysazením (30. 6. 2021)				
druh	počet	hmotnost celkem [g]	biomasa [g/m ²]	abundance [ks/m ²]
hrouzek obecný	2	61	0,14	0,004
jelec tloušť	2	638	1,42	0,007
mřenka mramorovaná	19	158	0,35	0,063
pstruh ob. - tohoroček	4	4,9	0,01	0,013
pstruh obecný	12	2 172	4,83	0,040
střevle potoční	75	292	0,65	0,250
střevlička východní	1	3,5	0,01	0,003
podzimní odlov (12. 10. 2021)				
druh	počet	hmotnost celkem [g]	biomasa [g/m ²]	abundance [ks/m ²]
okoun říční	6	50	0,11	0,013
hrouzek obecný	2	80	0,18	0,004
mřenka mramorovaná	2	12	0,03	0,004
střevlička východní	3	8	0,02	0,007
mihule potoční	1	3	0,01	0,002
candát obecný	1	322	0,72	0,002
jelec tloušť	7	558	1,24	0,016
pstruh obecný	13	2476	5,50	0,029
pstruh ob. – roček	31	342	0,76	0,069
střevle potoční	183	897	1,99	0,407
lipan 0+ (značený)	23	471,7	1,05	0,051
lipan 0+ (neznačený)	2	29,8	0,07	0,004
jarní odlov (21. 3. 2022)				
druh	počet	hmotnost celkem [g]	biomasa [g/m ²]	abundance [ks/m ²]
jelec tloušť	3	178	0,40	0,01
okoun říční	5	36	0,08	0,01
střevle potoční	129	514	1,14	0,29
mřenka mramorovaná	13	216	0,48	0,03
pstruh ob. – roček	17	248	0,55	0,04
pstruh obecný	5	1016	2,26	0,01
Lipán podh. (značený)	18	599	1,33	0,04

14. ABSTRAKT

Tato diplomová práce se zaměřuje na možnosti podpory či obnovy populací lipana podhorního v českých tocích. V důsledku působení mnoha negativních faktorů se populace lipana podhorního v našich tocích značně snížily a vysazování uměle odchovaných jedinců se zatím ukázalo jako málo efektivní. Cílem práce bylo posoudit možnost posílení či obnovení populace lipana podhorního v úsecích vybraných toků pomocí vysazení rychleného plůdku odchovaného v podmínkách rybničního chovu. Významný počet zpětně odlovených jedinců ve všech sledovaných lokalitách svědčí o tom, že ryby jsou schopné v novém prostředí přežít a prosperovat. Při zpětných odlovech bylo zjištěno, že vysazené ryby tvořily významný podíl ve společenstvech ryb vyskytujících se v experimentálních úsecích. Ve všech lokalitách bylo prokázáno úspěšné přezimování části vysazených jedinců. Označení rychleného plůdku lipana pomocí koupele v roztoku alizarinu je vhodným postupem efektivního označení velkého množství malých jedinců s možností detekce značek v terénních podmínkách bez nutnosti usmrcovat identifikované jedince. Produkce a vysazování rychleného plůdku lipana podhorního se jeví jako perspektivní postup pro obnovu a podporu jeho populací ve volných vodách.

Klíčová slova: adaptabilita rybích násad, reintrodukce, rybářské hospodaření, juvenilní ryba, ARS, odlov elektrickým agregátem

15. ABSTRACT

This thesis focuses on the possibilities of supporting or restoring populations of the brown trout in Czech streams. Due to the effects of many negative factors, the populations of brown trout in our streams have significantly decreased, and the artificial introduction of reared individuals has so far proven to be ineffective. The aim of the thesis was to assess the possibility of strengthening or restoring the population of brown trout in selected sections of streams by introducing quick-growing fry reared in pond conditions. A significant number of recaptured individuals in all monitored locations indicates that the fish are capable of surviving and prospering in a new environment. During recaptures, it was found that the introduced fish formed a significant proportion of the fish communities present in the experimental sections. Successful overwintering of some of the introduced individuals was demonstrated in all locations. The use of alizarin solution as a bath for marking brown trout fry is an appropriate method for the efficient marking of a large number of small individuals with the possibility of detecting marks in the field without the need to kill identified individuals. The production and introduction of quick-growing fry of brown trout appear to be a promising approach for restoring and supporting their populations in free waters.

Keywords: adaptability of fish stocking, reintroduction, fisheries management, juvenile fish, ARS, electric fishing