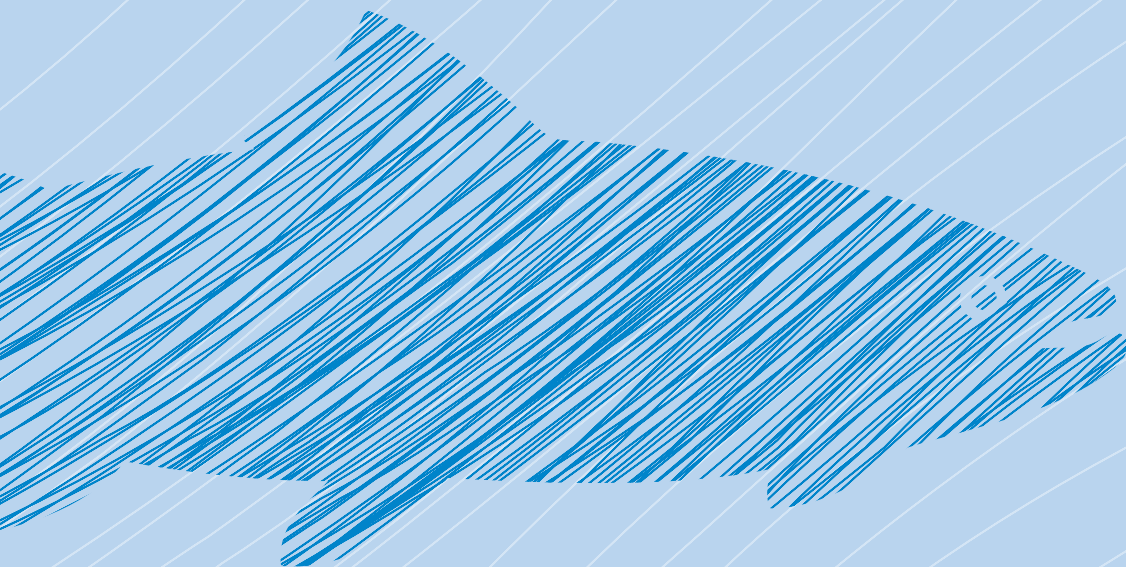


Monitoring migrace lososa obecného

(Salmo salar L.)



Jiří Musil a kolektiv
Praha 2017

VÚV
TGM

ICELAND
LIECHTENSTEIN
NORWAY
eea
grants

norway
grants

Monitoring migrace lososa obecného

(Salmo salar L.)

**Jiří Musil
a Miroslav Barankiewicz**

Citace dokumentu

Musil, J., Barankiewicz, M. (2017). Monitoring migrace lososa obecného, Salmo salar. Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.Masaryka, veřejně výzkumná instituce, Praha 16 pp.

Autorský tým

Jiří Musil¹, Miroslav Barankiewicz^{1,2}

¹Oddělení ekologie vodních organismů, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, v.v.i., Podbabská 30, 160 00 Praha 6

²Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, katedra Zoologie a rybářství, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6 - Suchbátka

*autor pro korespondenci

Vydal Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.Masaryka, v.v.i.
Praha 2017

OBSAH

1.	Účel publikace	5
2.	Úvod	5
3.	Výskyt	7
4.	Biologická, ekologická a migrační charakteristika	7
5.	Míra ohrožení a ochrana	8
6.	Možnosti obnovení migrace	8
7.	Metody odlovu a monitoring lososa	10
8.	Literatura	16
9.	Poděkování	21

1. ÚČEL PUBLIKACE

Realizace prvního monitoringu migrace lososa v ČR proběhla díky projektu Norských fondů EHP-CZ02-OV-1-016-2014 „Vytvoření strategie pro snížení dopadů fragmentace říční sítě ČR. Účelem této publikace proto je prvotní představení metodických postupů sledování migrace lososa. Získané poznatky z projektu reflektují historicky první skutečné údaje o migrační úspěšnosti tohoto druhu na našem území. V kontextu záchrany tohoto druhu, resp. jeho repatriačního programu však jde jen o dílčí „migrační část“, kterou musí nutně doprovázet další výzkumné úsilí cílené kromě stanovení počtu migrantů a významné migrační aspekty také na kvalitu životního prostředí a významné antropogenní tlaky jako například klimatické změny. Tato metodika představuje praktický metodický návod pro následné migrační studie.

2. ÚVOD

Diadromní druhy jsou nejvíce ohroženou skupinou ryb, protože je jejich reprodukční úspěch ovlivněn antropogenní degradací mořských i říčních ekosystémů. Tato skutečnost je příčinou jejich částečného až úplného vymizení z evropských řek (Lucas a Baras, 2001).

Na území České republiky byly diadromní druhy v minulosti velmi hojné, s dokladovaným historickým výskytem 12 z celkových 15 diadromních druhů (Musil a kol., 2009), které se vyskytovaly/vyskytují na evropském kontinentu. Z tohoto počtu se 9 druhů historicky vyskytovalo v povodí řeky Labe, 5 druhů v povodí řeky Odry a 3 druhy v povodí řeky Dunaje.

Působením mnoha antropogenních tlaků (fragmentace a hydroenergetika, rybářský management a lov, nepůvodní druhy včetně transferu nových nemocí a parazitů aj.) je v současnosti prokázán již jen výskyt 6 diadromních druhů v řece Labi na území SRN, 3 druhů v povodí řeky Odry na území Polska a předpokládaný výskyt 3 druhů jeseterů v povodí řeky Dunaje (Musil a kol., 2009). V České republice je v současnosti pravděpodobný omezený přirozený výskyt jen v případě 1 druhu – úhoře říčního,

Anguilla anguilla (výskyt lososa obecného, *Salmo salar*, je výsledkem probíhajícího reintrodukčního programu) a jeho populace je plně závislá na umělém vysazování.

Současný areál výskytu a kriticky nízká početnost diadromních druhů (např. Lassale a kol., 2009; Lucas a Baras, 2001) byl a je významný podnět k přijetí opatření směřujících k jejich ochraně v mezinárodním, národním i lokálním měřítku (IUCN, CITES, NATURA 2000). Většina diadromních druhů je součástí mezinárodních (např. Council Regulation EC 1100/2007) a národních plánů managementu s cílem obnovy jejich populací snížením či zastavením působení negativních antropogenních faktorů včetně řízené repatriace druhů z daných lokalit již vymizelých v rámci záchranných programů (Kirschbaum a Gessner, 2000). Ve srovnání s řadou environmentálně vyspělých evropských zemí obecně a zemí s ČR přeshraničních, je však v případě ČR zpracován prozatím jen plán managementu úhoře říčního (Musil et al., 2008).

Pro přípravu a realizaci jednotlivých záchranných aktivit a opatření je zásadním předpokladem obnova migrační průchodnosti toků a znalost historického a současného výskytu, které determinují potenciální areál rozšíření a představují referenční podmínky (Wolter a kol., 1995; Lassale a kol., 2009), které je ideálně možné dosáhnout. Vazba referenčních podmínek (historických areálů výskytu) je také požadavkem Rámcové směrnice o vodách (WFD, 2000), kde je významnost výskytu diadromních druhů v mezinárodních povodích zahrnuta v hodnocení ekologického stavu vod a jsou označeny za druhy reflektující dobrý ekologický stav především z pohledu prostupnosti toků v podélném profilu (Schmutz et al., 2007). Obnova migračních areálů diadromních druhů je tedy zcela zásadním krokem směřujícím k jejich ochraně, je vyžadována řadou legislativních opatření a je strategickou prioritou v zprůchodňování říční sítě. Životní cykly diadromních druhů a s nimi spojené migrační charakteristiky jsou velmi odlišné ve srovnání s potamodromními druhy. Následující informace sumarizují jednotlivé migrační charakteristiky. Jsou zde také uvedeny příklady zahraničních projektů k obnovení volné migrace.

3. VÝSKYT

Losos se vyskytuje prakticky na celém Atlantském pobřeží Evropského kontinentu, v úmoří Severního, Baltského, Bílého a Barentsova moře, na Islandu, ve Velké Británii a Skandinávii. Izolované populace jsou známé z Finska, Švédska, Ruska i Norska. Introdikován byl prakticky na všechny kontinenty, velké populace se vyskytují například na Novém Zélandě, v Chile a Argentině (Kottelat a Freyhof, 2007). V ČR se tento dříve významný hospodářský druh historicky vyskytoval v řadě toků povodí Labe a lokálně v povodí Odry (Frič, 1893). Od roku 1948 byl v důsledku fragmentace a pravděpodobně i dalších antropogenních tlaků hodnocen jako vymizelý stejně jako v celém povodí Labe. V roce 1998 byl zahájen pokus o jeho reintrodukcii také na naše území (nepůvodní populace pocházející ze Švédska) a výsledkem rozsáhlého nasazování raných juvenilních stádií na řekách Kamenici, Ploučnici i Ohři, je prozatím jeho sporadický výskyt na těchto lokalitách (populační údaje prozatím chybí). Kamenice, Ploučnice, horní úseky Vltavy, Ohře, Otavy, Tichá a Divoká Orlice představovaly historicky významné reprodukční prostředí tohoto druhu v ČR.

4. BIOLOGICKÁ, EKOLOGICKÁ A MIGRAČNÍ CHARAKTERISTIKA

Losos je anadromní druh, s životním cyklem vázaným na sladkovodní (juvenilní perioda) a mořské prostředí (adultní perioda). Podobně jako v případě pstruha mořského *Salmo trutta* jde o druh s řadou fenotypových forem zahrnujících rovněž residentní, nemigrující populace (Fleming, 1996; Klemetsen a kol., 2003). V případě typických migrujících populací, začíná hlavní reprodukční anadromní migrace obvykle v létě. Tato migrace má typický sezonní charakter a může trvat od několika dní po mnoho měsíců (Klemetsen a kol., 2003). Časový průběh migrace je odlišný pro jednotlivá pohlaví a velikostní spektrum migrantů a je závislý především na průtoku a teplotě vody. Velcí jedinci samičího pohlaví (jikernačky) migrují obvykle jako první a jsou následováni velkými samci (mlíčáci). Velikostně malí a mladí jedinci migrují jako poslední. Anadromní migrace lososů se může skládat z několika fází, které se významně liší mírou pohybové aktivity (Hawkins a Smith, 1986). Ačkoliv je

migrace energeticky velmi náročná, losos obecný stejně jako pstruh mořský v průběhu migrace nepřijímá potravu (Klemetsen a kol., 2003). Po výtěru v podzimním období, migrují přeživší jedinci (označují se termínem „kelts“) nazpět a po několika letech se může celý cyklus opakovat (losos obecný stejně jako pstruh mořský patří mezi polycyklické druhy s opakovaným výtěrem, Niemelä a kol., 2000). Po vykulení jiker stráví larvální a juvenilní jedinci rok i několik let v sladkovodním prostředí (Klemetsen a kol., 2003). Tito jedinci se označují termínem strdlíce. Po tzv. smoltifikaci, která iniciuje zahájení katadromní migrace (Thorpe, 1994). Tyto migrace začínají obvykle na jaře s pokračováním až do začátku léta a jsou závislé na mnoha externích podnětech (Lundqvist a kol., 1988). Migranti se shlukují do hejn a zahajují synchronní potravní migraci do moře (Eriksson a Lundqvist, 1982). Po jednom až několika letech v závislosti na podmínkách prostředí a populačních charakteristikách, dosahují mladí lososi pohlavní dospělosti a migrují zpět do místa narození k reprodukci (Klemetsen a kol., 2003).

5. MÍRA OHROŽENÍ A OCHRANA

Tento druh je zařazen do přílohy II a IV Směrnice Rady č. 92/43/EEC. V Červeném seznamu IUCN je zařazen do kategorie NE (nehodnocený) (Freyhof a Brooks, 2011). V ČR je *S. salar* uveden ve vyhlášce 166/2005Sb. V Červeném seznamu ČR je v současnosti hodnocen jako kriticky ohrožený druh (Hanel a Lusk, 2005).

6. MOŽNOSTI OBNOVENÍ MIGRACE

A. Katadromní poproudová migrace

Jako nejvýznamnější negativní faktor je shodně řadou autorů uváděná mortalita spojená s provozem energetických zařízení. Migranti mohou procházet přes turbíny, migrovat přepady, bypassy či jinou vhodnou alternativou v závislosti na typu a velikosti energetických staveb. Turbínová mortalita je značně závislá na technických parametrech stejně jako na velikosti migrantů, jejich velikostně specifickému chování, průtoku atp. K jejímu snížení je vyvinuto a používá se mnoho různých opatření,

typicky zahrnujících navigační systémy (elektrické bariéry, stroboskopická světla, Muir a kol., 2001; Scruton a kol., 2003), které navádějí migranty do bezpečných zón bypassů či odlovných zařízení. Problematika energetických zařízení je zvláště významná v případě velkých vodních děl, kde je však v současnosti komplexně řešena pouze v rámci USA. Přehrady jsou zde podobně jako v některých průmyslových státech Evropy situovány prakticky po celém podélném profilu toku. Provozovatel však dostává časově omezenou licenci, jejíž opětovné získání je možné výhradně za podmínek splnění řady environmentálních opatření včetně požadavku na volnou migraci. V případě velkých vodních děl USA jsou anadromní migranti nejčastěji odlovováni, individuálně značeni a s pomocí rybích výtahů nebo přímo transportováni do vodního díla, odkud mohou pokračovat dále proti proudu. V případě katadromních migrantů jsou s pomocí navigačních elektrických systémů naváděni do odlovného zařízení, kde jsou jedinci identifikováni a opět s pomocí výtahů či přímého transportu převezeni pod překážku. Tato opatření na některých lokalitách umožňují migraci i několika desítkám tun pacifických lososů. Negativní důsledky přehrad však zahrnují kromě prostorové izolace obvykle také další negativní faktory jako je zvýšená predace a pomalejší nástup migrace, které jsou často doprovázeny zvýšenou mortalitou (Olsson a kol., 2001). Zpoždění migrace může vést k zvýšenému stresu migrantů a následně zvýšené citlivosti k znečištění a zvýšené vnímavosti k nemocem a parazitům (Mathers a kol., 2002).

B. Anadromní reprodukční migrace

Lososi musí během své reprodukční migrace překovávat mnoho migračních bariér především v silně regulovaných tocích. Současně jde o druh s mimořádnou pohybovou kapacitou a překážky menší než 4m nepředstavují pro lososi zásadní překážku, pokud je pod překážkou dostatečně dlouhý a hluboký úsek umožňující následný skok. Během migrace se jedinci orientují a vyhledávají místa s největším prouděním vody (Thorstad a kol., 2003) a tato podmínka musí být při designování vstupu rybího přechodu respektována a je obvykle řešena přidavným lákavým proudem (Thorstad a kol., 2003). Pokud ano, lososi využívají prakticky všechny přírodě blízké a technické rybí přechody, ačkoliv pro lososi existují některé specifické typy charakteristické vysokou rychlostí trati přechodu zvláště v Severní Americe (např. Alaskan fishway).

7. METODY ODLOVU A MONITORING LOSOSA

Monitoring migrací je obvykle nákladným projektem, který vyžaduje k tomuto účelu specifické vybavení a dostatečné odborné i technické zkušenosti výzkumného týmu. Obecně platí, že obtížnost a cena projektu klesá s možností automatizace monitoringu. Technicky nejjednodušší metodické přístupy jako např. aplikace vrší, vězenců nebo úhořích lapadel, ve kterých jsou ryby jednorázově (odlovy) nebo opakovaně (monitoring) odloveny a zcela závisí na lidském faktoru, kdy budou ryby vyprostěny, je omezená. Tyto metody tzv. pasivního lovu jsou spojeny s častým mechanickým zraňováním a tedy s vysokým rizikem sekundárních infekcí. Takový postup musí být v souladu se zákonem na ochranu zvířat proti týrání č. 246/1992 Sb. Navíc musí brát zřetel na skutečnost, že pasivně ulovené ryby bez přítomnosti neustálé kontroly mohou být předmětem odcizení. Odchytková zařízení jsou doprovázeny vysokými ekonomickými náklady spojenými s nepřetržitým provozem, často na několika místech současně. Jejich aplikace je výrazně sezonní a nemohou být použity např. při zvýšených nebo naopak nízkých vodních stavech.

METODY ODLOVU

V souladu s cíli projektu jsou pro účely této publikace podávány informace o odlovu živých jedinců v tekoucích vodách.

Elektrolov

Elektrolov patří celosvětově mezi jednu z nejčastěji používaných aktivních metod lovu ryb pro výzkumné účely (Beaumont a kol., 2002; Miranda, 2009; Murphy a Willis, 1996; Schreck a Moyle, 2002). Metoda elektrolovu není v živočišné říši neznámá a jako obranná reakce a strategie lovu je používána např. paúhořem elektrickým (*Electrophorus electricus*), tedy daleko dříve než tento způsob objevilo samo lidstvo. Vlastní lov může být realizován tzv. broděním obvykle s pomocí méně výkonných elektrických agregátů (za účelem vzorkování plůdkových společenstev nebo v malých tocích) nebo z lodě. Principem lovu elektrinou je vytvoření elektrického pole ve vodě za pomoci elektrického agregátu. Pole je vytvořeno mezi dvěma elektrodami ponořenými do vody (kladnou anodou a zápornou katodou). Nosiči náboje mezi oběma elektrodami jsou rozpouštěné ionty ve vodě. Ryby, které se vyskytují v do-

sahu elektrického pole, jsou narkotizovány (galvanonarkóza) a dochází u nich k stimulaci nervové soustavy, která se projevuje nuceným plaváním směrem k elektrodě (galvanotaxe). Narkotizační účinek trvá relativně krátkou dobu a po několika vteřinách, maximálně minutách je ryba již plně zotavena. Zástupci rodu *Salmo* sp. jsou velmi citliví na narkotizační účinky působení elektrického proudu (Gabriel a Wendt, 2003) a metoda odlovu ryb elektrickým agregátem patří mezi hojně používané metody lovu tohoto druhu pro výzkumné účely (např. Gabriel a Wendt, 2003). Elektrolov je ve srovnání s ostatními alternativními metodami – vrše, vězence pravděpodobně nejšetrnější metodou s ohledem na welfare odlovených ryb.

Síťové lovné prostředky

Mezi aktivní síťové lovné prostředky patří především čeřeny, vrhací sítě, vatky, záta-hové sítě, košelkové nevodky, vlečné sítě a sítě tlačné (Murphy a Willis, 1996). Jedná se o metody, při nichž jsou ryby loveny aktivním pohybem sítě, který je vyvolán buďto přitahováním, zvedáním nebo vrháním sítě pracovníky provádějícími odlov anebo vlečením či tlačáním sítě motorickou silou. Ve většině případů loví ryby ve vodním sloupci, ale pro rychlé druhy ryb jako jsou lososovití nejsou kromě raných věkových stádií příliš účinné (Gabriel a Wendt, 2003). Další skupinu představují pasivní síťové lovné prostředky (tenata, vrše, vězence, pasti). Jedná se o metody, kterými jsou ryby loveny pasivně, ryba se uloví na základě své vlastní pohybové aktivity (tenata, vrše, vězence). Zvláště poslední dvě uvedené metody – vrše a vězence, jsou pro odlov účinné a jsou za tímto účelem také využívány (Gabriel a Wendt, 2003). Jejich hlavní výhodou je poměrně snadné ulovení velkého množství ryb v době jejich hromadné migrace. Nevýhodou je především nízká účinnost v době, kdy ryby nemigrují, jejich mechanické zraňování, možnost jejich odcizení a komplikovaná manipulace spojená s vysokými ekonomickými náklady. Základní podmínkou úspěšnosti je rovněž znalost místních podmínek, protože jsou aplikovatelné výhradně na místech s rovným dnem a tedy především ve stojatých vodách.

Kombinace elektrolovu a síťových lovných prostředků

V praxi jde pravděpodobně o jednu z neúčinnějších metod (Gabriel a Wendt, 2003), která je využívána především v případě komerčních odlovů (Německo, Holandsko, Dánsko). Především aktivní síťové lovné prostředky jsou kombinovány s elektroda-

mi, čímž dochází k okamžitému omráčení ryb vyskytujících se v blízkosti a uvnitř sítě. Jako výhody se uvádí větší účinnost lovu a obecně lepší welfare ulovených ryb. Pro vlastní aplikaci jsou však poplatné všechny nevýhody těchto technik (reliéf dna) a jsou proto vhodné ve stojatých vodách. Tyto metody jsou běžně aplikovány v mořském rybníkářství a vědecká pracoviště České republiky s nimi prozatím nemají zkušenosti (podrobně tyto metody uvádí např. Gabriel a Wendt, 2003).

METODY MONITORINGU MIGRACE LOSOSA

Podle aktuálního stanoviska vlivného časopisu River Research and Applications zaměřeného právě na praktickou obnovu říčních ekosystémů (migrační studie, záchranné programy aj.), je nevhodnější metodou monitoringu migrací ryb biotelemetrie (Bunt a kol., 2011). Pouze tato metoda (podrobněji dělená na pasivní integrátory a radiovou telemetrii) totiž umožňuje vyhodnotit úspěšnost migrantů podle poměru počtu označených ryb a ryb, které sledovaný úsek úspěšně překonaly. Podle tohoto stanoviska jsou ostatní metody monitoringu (především pasivní značky, vrše a přímé odlovy) omezené. Pro úplnost a historické souvislosti je však v této publikaci zmíněno také použití pasivních značek a jsou zde nastíněny rovněž ostatní alternativní metody, které mají řadu omezení a nelze je pro studium migrace lososa doporučit.

Radiová telemetrie

Radiová telemetrie je nejpřesnější a nejpopsnější metodou s ohledem na ekologické souvislosti. Výhodou je, že umožňuje studovat celkové chování značených ryb, např. identifikovat zahájení migrace, její přerušení, průchod definovaným úsekem aj. a to za dlouhý časový interval (definovaný životností baterie vysílačky) a prakticky nepřetržitě (při použití automatické telemetrie). Při známém počtu značených jedinců je tak tato metoda využívána např. ke stanovení procenta úspěšných migrantů při průchodu definovaným úsekem toku (rybí přechody, „escapement studies“ cíl tohoto projektu), turbínou hydroelektrárny atp. Radiová telemetrie je obecně známá metoda, kdy se do ryby implantuje vysílací jednotka (vysílačka), která předává radiový signál do přijímače. Rozlišujeme dva základní druhy radiotelemetrie – akustickou a digitálně kódovanou. Akustická telemetrie je založena na přenosu zvukového signálu na jedné frekvenci. Protože se zvuk ve vodě dobře šíří, metodu lze použít

v hlubokých jezerech a přehradních nádržích nebo v prostředí o vysoké vodivosti. Akustická verze je účinná i za velkých povodní při silně zakalené vodě. Velkou nevýhodou je však nezbytnost sledování každé ryby na jednotlivé radiové frekvenci, protože přijímač všechny frekvence automaticky skenuje (dlouhý skenovací čas) a při sledování velkého počtu značených jedinců dochází často k přehlédnutí individuální ryby. Další nevýhodou je nutnost obvykle několika hydrofonů, které jsou trvale instalovány na vodní hladině (omezení plavby) a slouží k zachycení signálu, které přenáší pomocí dalšího vysílače do vzduchu. Naopak digitálně kódovaná telemetrie je ideálním nástrojem pro říční prostředí. Na jedné radiové frekvenci je možné sledovat až 500 kusů ryb. Použití pouze jedné frekvence snižuje administrativní zátěž pro přidělení exkluzivní frekvence nebo využití frekvencí volně dostupných (telekomunikační úřady). Digitálně kódovaná verze je omezena při použití ve velkých hloubkách (do 5m) a za vysoké vodivosti (do 500 mS). Dle účelu studia existuje vlastní přijímací zařízení v mobilní a stacionární verzi. Mobilní telemetrie je přenosná a je primárně určena k manuálnímu (monitorování z automobilu, lodi atp.) vyhledávání pozice značeného jedince. Opakem jsou stacionární automatické stanice, trvale instalované na předem definovaném místě, které zaznamenávají průchod definovaným úsekem. Nezbytným komponentem je instalace antén, které sbírají signály vysílané vysílačkami jak je zřetelné z obr. 3. Konkrétní aplikace a tedy výběr vhodné radiotelemetrické metody je značně závislý na cílech sledování, na podmínkách prostředí a může být ovlivněn zvoleným typem vysílací jednotky, vysílačky. Nejdůležitějším parametrem pro správnou volbu vysílačky je její uvažovaná životnost (délka studie), typ vysílačky (senzorové vysílačky poskytující řadu specifických proměnných např. EMG) a dodržení hmotnostního poměru mezi váhou ryby a vysílačky, který má být na vzduchu méně než 2% a ve vodě méně než 1,7% hmotnosti ryby (Winter 1983). Mezi nejvýznamnější výrobce patří kanadský Lotek (www.lotek.com), Vemco (www.vemco.com) nebo americký ATS (www.ats.track.com).

Telemetrie s pasivními integrátory

Vhodný nástroj nejen pro monitoring migrací ryb (použití při testování rybích přechodů, v akvakultuře) představuje technologie pasivních integrátorů (PIT). Metoda umožňuje získat jednoznačné údaje o výskytu konkrétního jedince v přesně definovaném místě. Ryby jsou značeny „pasivními integrátory“, které mají velmi malé roz-

měry (mikročipy standardu ISO mají rozměr 12 x 2 mm a hmotnost 0,09 g). Je tak možné označit i malé ryby až o pouhé hmotnosti 3 g (Navarro et al. 2006). Tyto mikro značky sice nemají vlastní baterii, ale při kontaktu se signálem, který vysílá anténa, předají individuální kód zpět do antény, která je rovněž vlastním čtecím zařízením. Následně je odezva zapsána do databáze přijímače. K dispozici je tak záznam přítomnosti značky (ryby) v konkrétním čase na určitém místě. Metoda je pro svou přesnost a jednoduchost používána i v laboratorních podmínkách. Velkou výhodou této metody je možnost značení velkého (cena značek) nebo specifického (např. odlišné velikostní skupiny ryb) vzorku. Omezením je však požadavek, aby se pasivní integrátor (značená ryba) přiblížil k anténě alespoň na vzdálenost 30 cm. Proto je tato metoda aplikovatelná v terénních studiích jen omezeně, obvykle při ověřování funkčnosti rybích přechodů, kde je možné kombinací několika antén přehradit trat přechodu nebo usměrnit pohyb ryb k anténě.

Pasivní značky

Jako pasivní označujeme značky, které je na rybu nezbytné připevnit a takto označeného jedince opětovně odlovit, což je zároveň největší limitací této metody. Značek existuje velké množství, pro skupinové i individuální značení (barevné i kodované rozlišení). Nevýhodou této metody je určitý podíl ztráty značek (cca 2-13 %). Pro úplnost je vhodné zmínit značení pomocí radioaktivních izotopů, DNA, diferencovaných růstů za odlišné teploty nebo pomocí parazitů. Zatímco v lokálních především habitatových studiích jsou pasivní značky a/nebo ostatní metody uvedené výše často s úspěchem používány (malé toky, izolované lokality), v případě dlouhodobých migračních studií diadromních druhů je jejich aplikace limitovaná možností zpětného odlovu. Pasivní značky (podobně jako telemetrie s pasivními integrátory - PIT) se zde v praxi nejvíce používají u anadromních druhů (lososi) především v USA a Kanadě a to výhradně v kombinaci s automatickými odlovnými stanicemi (odlov do pneumatických sběrných košů) během protiproudé anadromní migrace, kdy je odlovena většina migrující populace.

Použití ostatních metod monitoringu migrací ryb, které jsou individuálně používány v behaviorálních studiích nebo ověřování funkčnosti rybích přechodů (např. prosté pozorování a kamerové systémy) je omezeno na malé toky s vysokou průhlednos-

tí vody. Použití bioskenerů je rovněž možné výhradně za podmínek migrace přes limitovaný prostor definovaný velikostí skenovacího rámu a nejsou pro monitoring úhoře vhodné.

SOUVISLOSTI MONITORINGU

Lov ryb pomocí elektrického agregátu podléhá několika právním normám. Z pohledu zákona č. 99/2004 sb. o rybářství se jedná o zakázaný způsob lovu (§ 13, odst. 2c). O výjimku z toho zákazu se žádá příslušný krajský úřad nebo MZE ČR a tato výjimka se uděluje uživateli revíru (§ 13, odst. 5), který se obvykle v zastoupení rybářského hospodáře odlovů účastní. Odst. 6 stejného paragrafu dále stanovuje, že lov pomocí elektrického proudu je povolen pouze při splnění bezpečnostních předpisů. Osoba obsluhující elektrické zařízení musí mít u sebe povolení k takovému lovu a doklady opravňující jeho použití, stanovené vyhláškou č. 50/1978 Sb. o odborné způsobilosti v elektrotechnice (Osvědčení o elektrotechnické kvalifikaci dle § 4 vyhlášky č. 50/1978 Sb.). Elektrický agregát podléhá revizi elektrických zařízení vyplývající z ČSN 331500.

K provádění pokusů ve volné přírodě obecně a v souvislosti s radiovou telemetrií a s ní spojenými operativními zákroky na rybách, je nezbytné respektování zákona na ochranu zvířat proti týrání č. 246/1992 Sb. Řešitelské pracoviště musí mít platnou akreditaci zařízení k provádění pokusů ve volné přírodě (akreditace zařízení řešitelského pracoviště VÚV T.G.M., v.v.i., 57873/2012-MZE-17214, 5 let, platnost do 29.3.2017). Pro projekt musí být schválen tzv. projekt pokusů, který předkládá vedoucí pokusu (§ 18a odst. 2 písm. b) zákona č. 246/1992 Sb.) odborné komisi uživatelského zařízení (§ 18b odst. 1 zákona č. 246/1992 Sb.) k příslušnému státnímu orgánu (§ 18b odst. 2, § 23 odst. 1 písm. a) zákona č. 246/1992 Sb.). Na vědomí se dává rovněž příslušné veterinární správě (§ 18a odst. 2 písm. c).

Použití radiové digitální telemetrie v tomto projektu není omezeno žádnými dalšími právními předpisy (je využívána volná radiová frekvence)

8. LITERATURA

Aarestrup, K., Okland, F., Hansen, MM. a kol. (2009). Oceanic Spawning Migration of the European Eel (*Anguilla anguilla*). *Science* 325: 1660.

Brujjs, M.C.M., Polman, H.J.G., van Aerssen, G.H.F.M. a kol. 2003. Management of silver eel: Human impact on downstream migrating eel in the river Meuse. Final Report Contract Q5RS-2000-31141, Kema, 106pp.

Deelder, CL. 1984. Synopsis of biological data on the eel. FAO Fisheries synopsis, 80. FAO, Rome.

Dittman, A. 2005. Chemical cues for sea lamprey migration. *Nature Chemical Biology* 1:316-317.

Durif C, Gosset C, Rives J, Travade F, Elie P 2003. Behavioural study of downstream migrating eels by radio-telemetry at a small hydroelectric power plant. *American Fisheries Society* 33: 343-356.

Durif, C, Gjosaeter, J., Vollestad, L.A. 2011. Influence of oceanic factors on *Anguilla anguilla* (L.) over the twentieth century in coastal habitats of the Skagerrak, southern Norway. *Proceedings of the Royal Society B*: 1-10.

Eriksson, L.O., Lundqvist, H. 1982. Circannual rhythms and photoperiod regulation of growth and smolting in Baltic salmon (*Salmo salar* L.). *Aquaculture* 28, 113-121.

Fleming, I.A. 1996. Reproductive strategies of Atlantic salmon: ecology and evolution. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 6, 379-416.

Freyhof, J., Brooks, E. 2011. European Red List of freshwater fishes. Luxembourg: Publications. Office of the European Union. 72 pp.

Frič, A. 1893. Losos labský. Biologická a anatomická studie. Praha, 103 pp.

Gessner, J. 2000. Reasons for the decline of *Acipenser sturio* L., 1758 in central Europe, and attempts at its restoration. Symposium on Conservation of the Atlantic Sturgeon *Acipenser sturio* L., 1758 in Europe, Madrid. *Bol. Inst. Esp. Oceanograph.* 16 (1-4): 117-126.

Guillard, J., Colon, B. 1998. Behavior of Migratory Fish Passing a Lock on the River Rhône, France. *Shad Journal*, winter 2008, 2-5.

Hanel, L., Lusk, S. 2005. Ryby a mihule České republiky: Rozšíření a ochrana. Český svaz ochránců přírody Vlašim.

Haro A, Castro-Santos T and Boubée J. 1999. Behavior and passage of silver-phase American eels at a small hydroelectric facility. EIFAC/ICES WG on Eels.

Hawkins, A.D., Smith, G.W. 1986. Radio-tracking observations on Atlantic salmon ascending the Aberdeenshire Dee. *Scottish Fisheries Research Report* 36.

Hillman, RJ, Cowx IG, Harvey, J. 2003. Monitoring the Allis and Twaite Shad. *Conserving Natura 2000 Rivers Monitoring Series No. 3*, English Nature, Peterborough.

Kirschbaum, F., and J. Gessner. 2000. Re-establishment programme for *Acipenser sturio* L., 1758: the German approach. *Boletín Instituto Español de Oceanografía* 16(1-4):149-156.

Klemetsen, A., P. A. Amundsen, J. B. Dempson, B. Jonsson, N. Jonsson, M. F. O'Connell, and E. Mortensen. 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish* 12:1-59.

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

Kynard, B. 1998. Twenty-two years of passing shortnose sturgeon in fish lifts on the Connecticut River: What has been learned? In: *Fish migration and fish bypasses*. M. Jungwirth, S. Schmutz, and S. Weiss (Eds.). Fishing News Books, London. pp. 255-264.

Larinier, M. 1983. Guide for planning facilities at dams for migratory fish. *Bull. Fr. Piscic.* 1983, 39pp.

Lassale, G., Béguer, M., Beaulaton, L., Rochard, L. 2009. Learning from the Past to Predict the Future: Responses of European Diadromous Fish to Climate Change. *American Fisheries Society Symposium* 69:175-193

Legault, A. 1988. Le franchissement des barrages par l'escalade de l'anguille; étude en Sèvre Niortais. Bull. Fr. Pêche Piscic 308, 1-10.

Legault, A. 2000. Colonisation dynamics of a catchment area by eel. Characterization of migrating populations in a free access river. Ecohydraulics 2000, Quebec June 1996, A89-98.

Lucas, MC., Baras, E. 2001. Migration of Freshwater Fishes. Blackwell Science Ltd., Oxford.

Lundqvist, H., Clarke, W.C., Johansson, H. 1988. The influences of precocious sexual maturation on survival to adulthood of river stocked Baltic salmon, *Salmo salar*, smolts. Holarctic Ecology 11, 60-69.

Maitland, P.S. (2003). Ecology of the River, Brook and Sea Lamprey. Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No. 5. English Nature, Peterborough.

Mathers, R.G., De Carlos, M., Crowley, K., Teangana, D.Ó. 2002. A review of the potential effect of Irish hydroelectric installations on Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations, with particular reference to the River Erne. Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy 102b(2), 69-79.

Matthews M, Evans D, Rosell R, Moriarty C and Marsh I (2001) Erne eel enhancement programme. Northern Regional fisheries Board, Ballyshannon. 348pp.

McCleave, J.D., Kleckner, R.C. 1982. Selective tidal stream transport in the estuarine migration of glass eels of the American eel (*Anguilla rostrata*). J. Cons. Int. Explor. Mer 40, 262-271.

Morais, P., Dias, E., Babaluk, J., Antunes, C. 2011. The migration patterns of the European flounder *Platichthys flesus* (Linnaeus, 1758) (Pleuronectidae, Pisces) at the southern limit of its distribution range: Ecological implications and fishery management. Journal of Sea Research 65: 235-246.

Moriarty, C. 1978. Eels- an natural and unnatural history. David and Charles, Newton Abbot, UK.

Moser, M. L., A. L. Matter, L. C. Stuehnenberg, Bjornn, T. C. 2002. Use of an extensive radio receiver network to document Pacific lamprey (*Lampetra tridentata*) entrance efficiency at fishways in the Lower Columbia River, USA. Hydrobiologia 483: 45-53.

Muir, W.D., Smith, S.G., Williams, J.G., Sandford, B.P. 2001. Survival of juvenile salmonids passing through bypass systems, turbines, and spillways with and without flow deflectors at Snake River dams. North American Journal of Fisheries Management 21, 135-146.

Musil, J., Slavík, O. Horký, P. 2008. Plány managementu úhoře v ČR. Závěrečná zpráva MZE ČR, VÚV T.G.Masaryka v.v.i., Praha, 44pp.

Musil J., Slavík O., Horký P., Zbořil A. 2009. Zpracování koncepčního přístupu k zvyšování průchodnosti řek včetně zanesení do systému GIS: Analýza současného omezení migračních požadavků ichtyofauny ČR. Průběžná zpráva MŽP ČR, VÚV T.G.M. v.v.i., Praha, 36pp.

Naismith, I.A., Knights, B. 1988. Migrations of elvers and juvenile eels, *Anguilla anguilla* L., in the River Thames. Journal of Fish Biology 33: 161-175.

Niemelä, E., Mäkinen, T.S., Moen, K., Hassinen, E., Erkinaro, J., Lämsman, M., Julkunen, M. 2000. Age, sex ratio and timing of the catch of kelts and ascending of Atlantic salmon in the subarctic River Tenos. Journal of Fish Biology 56, 974-985.

Olsson, I.C., Greenberg, L.A., Eklöv, A.G. 2001. Effect of an Artificial Pond on Migrating Brown Trout Smolts. North American Journal of Fisheries Management 21, 498-506.

Patrick, P.H., Poulton, J.S., Brown, R. 2000. Using strobe light and sound to protect American eels. Hydro Review 19(8), 98-102.

Richkus, W.A., Dixon, D.A. 2003. Review of research and technologies on passage and protection of downstream migrating catadromous eels at hydroelectric facilities. American Fisheries Society Symposium 33:377-388.

Rosenthal, H., Bronzi, P., Spezia, M., Poggioli, C. 2008. Passage for fish: overcoming barriers for large migratory fish. Sturgeon Conservation Society: Special publication no. 2, 165 pp.

Schmutz, S., Cowx, I.G., Haidvogel, G., Pont, D. 2007. Fish-based methods for assessing European running waters: a synthesis. Fisheries Management and Ecology 14, 369-380.

Scruton, D.A., McKinley, R.S., Kouwen, N., Eddy, W. & Booth, R.K. 2003. Improvement and optimization of fish guidance efficiency (FGE) at a behavioural fish protection

system for downstream migrating Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *River Research and Applications* 19, 605–617.

Solomon D.J., Beach M.H. 2004. Fish Pass design for Eel and Elver (*Anguilla anguilla*). Environment Agency R&D Technical Report W2-070/TR, 99 pp.

Tesch, 2003. *The eel*. Oxford, UK. Wiley-Blackwell, 416 pp.

Therrien, J., Bourgeois, G. 2000. Fish Passage at Small Hydro Sites. Report by Genivar Consulting Group for CANMET Energy Technology Centre, Ottawa, 114 p.

Thorpe, J.E. 1994. An alternative view of smolting in salmonids. *Aquaculture* 121,105-113.

Thorstad, E.B., Økland, F., Kroglund, F. Jepsen, N. 2003. Upstream migration of Atlantic salmon at a power station on the River Nidelva, Southern Norway. *Fisheries Management and Ecology* 10, 139-146.

Vollestad, L.A., Jonsson, B., Hvidsten, N.A., Naesje, O., Haralstad, O., Ruud-Hansen, J. 1986. Environmental factors regulating the seaward migration of european silver eels (*Anguilla anguilla*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43, 1909-1916.

Water Framework Directive 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* L327, 1.

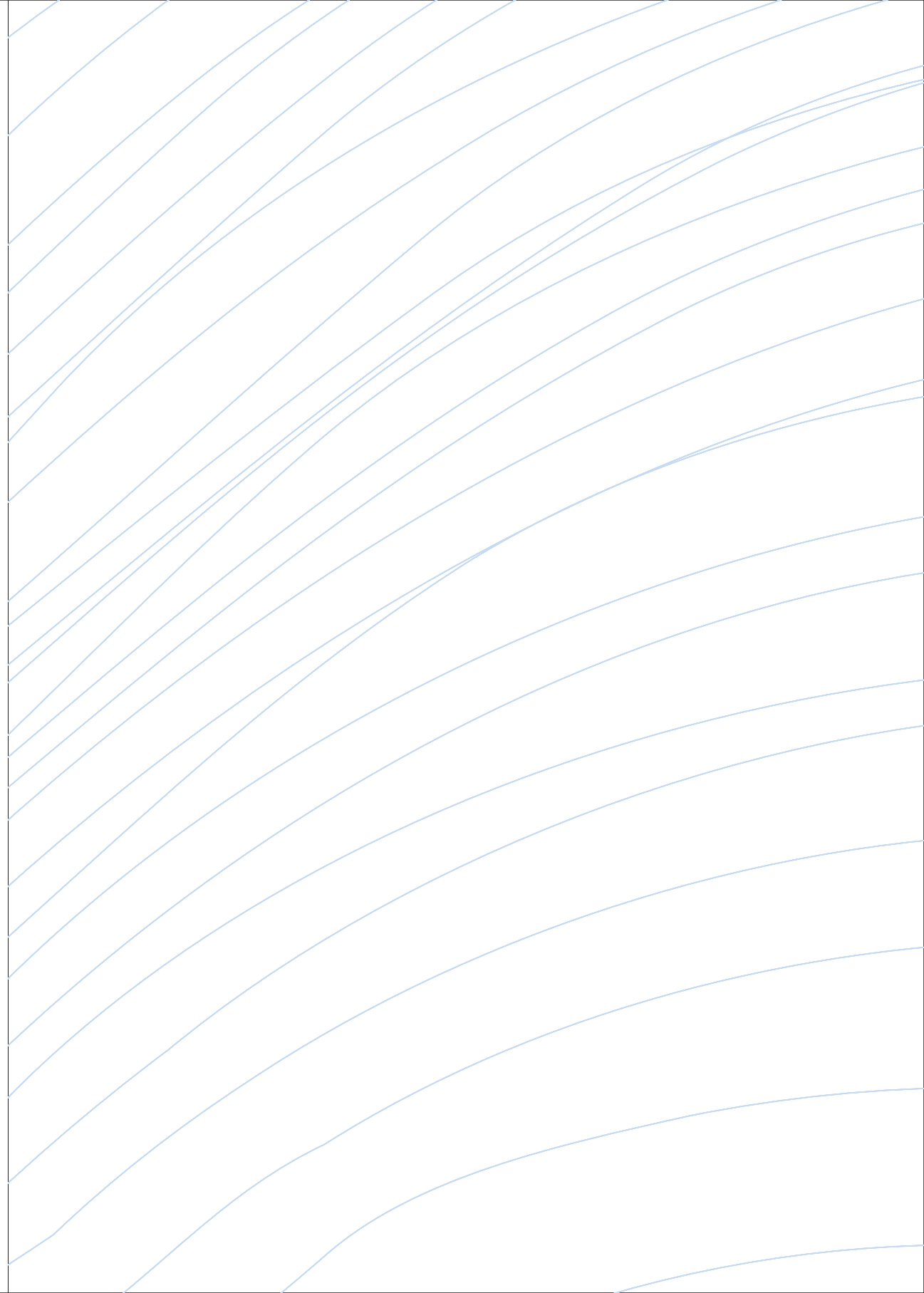
Winchell, F., Downing, H., Taft, H., Churchill, N., Martin, P. 1992. Fish Entrainment and Turbine Mortality Review and Guidelines. Report of Electric Power Research Institute, Palo Alto, California, 265 p.

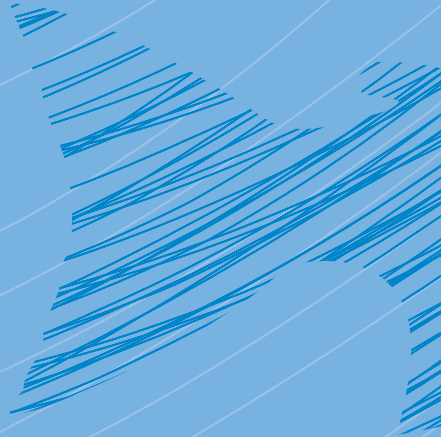
Wolter, C., Arlinghaus, R. 2004. Burst and critical swimming speeds of fish and their ecological relevance in waterways. Leibniz-institute for Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Germany.

Wolter, C., Bischoff, A., Wysujack, K. 2005. The use of historical data to assess fishfaunistic reference conditions for large rivers in northern Germany. *Archiv fur Hydrobiologie* 155, 37-51.

9. PODĚKOVÁNÍ:

Publikace vznikla v rámci projektu EHP-CZ02-OV-1-016-2014 „Vytvoření strategie pro snížení dopadů fragmentace říční sítě ČR.“ Současně bychom na tomto místě chtěli poděkovat všem, kteří pomohli/pomáhají (v terénu, konzultacemi, povoleními, spoluprací při provozování monitorovacích systémů aj.) realizaci projektů, především všem kolegům z Českého rybářského svazu, podnikům povodí, soukromým hydroenergetickým společnostem a mnohým dalším.





WWW.VUV.CZ