

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA



DISERTAČNÍ PRÁCE

**SLEDOVÁNÍ MIGRACÍ RYB NA VODNÍCH DÍLECH A MOŽNOSTI
JEJICH OCHRANY**

Ing. Petr Dvořák

Školitel: doc. Ing. Petr Hartvich, CSc.
Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Zemědělská fakulta

2006

Děkuji vedoucímu disertační práce doc. Ing. P. Hartvichovi, CSc., za pomoc, kterou mi poskytoval v průběhu doktorandského studia.

Dále bych rád poděkoval vedení územního výboru ČRS v Boršově nad Vltavou, za umožnění výzkumných odlovů v obhospodařovaných tocích jižních Čech a a panu Winfredu Kleinovi z rybářské organizace IG Lahn za zprostředkování výzkumných odlovů v Německu. Stejně tak děkuji všem, kteří se podíleli na terénním sledování.

Prohlašuji, že jsem disertační práci vypracoval samostatně na základě vlastních zjištění a za pomoci uvedené literatury.

A handwritten signature in black ink, consisting of stylized initials, positioned above a horizontal dotted line.

V Táboře dne 3.1. 2006

1. ÚVOD	2
2. CÍL PRÁCE	3
3. LITERÁRNÍ REŠERŠE	4
3.1. MIGRACE RYB	4
3.2. OCHRANA MIGRUJÍCÍCH RYB A OBNOVA VOLNÝCH MIGRAČNÍCH CEST	7
3.2.1. <i>Restaurace průchodnosti migračních bariér</i>	9
3.2.2. <i>Ochrana migrujících ryb před zařízením na odběr technologické vody</i>	16
I. Mechanické zábrany.....	21
II. Elektronické zábrany a plašiče.....	24
III. Kombinované elektromechanické zábrany	25
IV. Světelné zábrany k plašení ryb:.....	26
V. Zvukové odpuzování, plašení a navádění ryb	27
VI. Pneumatické zábrany a plašení ryb.....	27
VII. Varovné systémy signalizující počátek zvýšených migrací ryb	27
4. CHARAKTERISTIKA LOKALIT A METODIKA PRÁCE	28
4.1. <i>Lužnice – MVE Rožmberk</i>	28
4.2. <i>Blanice - rybí přechod Bavorov</i>	30
4.3. <i>Elbach - MVE Hadamar</i>	34
5. VÝSLEDKY	37
5.1. MIGRACE RYB MVE ROŽMBERK	37
5.1.1. <i>Sledování migrací ryb MVE Rožmberk</i>	37
5.1.2. <i>Intenzita migrací ryb v průběhu diurnálního cyklu</i>	39
5.1.3. <i>Zdravotní stav a druh poranění procházejících ryb</i>	40
5.2. MIGRACE RYB RYBÍM PŘECHODEM NA ŘECE BLANICI U BAVOROVA	42
5.2.1. <i>Výskyt ryb v rybím přechodu v Bavorově na řece Blanici</i>	42
5.2.2. <i>Migrace ryb rybím přechodem na řece Blanici u Bavorova</i>	50
5.3. OCHRANA RYB MIGRUJÍCÍCH PŘES VYNÁŠECÍ ČESLE NA MVE HADAMAR	60
5.3.1. <i>Podzimní migrace ryb v Elbachu a kontrola účinnosti rolovacích česlí v roce 2002</i>	60
5.3.2. <i>Jarní migrace ryb v Elbachu a kontrola účinnosti rolovacích česlí v roce 2003</i>	63
5.3.3. <i>Migrace ryb v Elbachu a kontrola účinnosti rolovacích česlí na jaře 2004</i>	66
5.3.4. <i>Hodnocení účinnosti vynášecích česlí na ryby migrující přes MVE Hadamar 2002</i>	69
5.3.5. <i>Migrace lososa obecného (Salmo salar) tokem Elbachu v roce 2003 a 2004</i>	73
5.3.6. <i>Hodnocení jarní migrační aktivity ryb – Hadamar 2004</i>	75
5.3.7. <i>Vliv technických úprav česlí na ochranu lososa obecného a střevličky východní při migraci Elbachem v roce 2004</i>	78
6. DISKUSE	83
6.1. <i>Migrace ryb MVE Rožmberk a jejich poškozování</i>	83
6.2. <i>Migrace ryb řekou Blanici v okolí Bavorova</i>	84
6.3. <i>Migrace ryb a jejich ochrana na MVE Hadamar</i>	86
7. ZÁVĚR	88
7.1. <i>MVE Rožmberk a její vliv na migrace ryb v řece Lužnici</i>	88
7.2. <i>Posouzení rybiho přechodu u Bavorova na středním toku řeky Blanice</i>	89
7.3. <i>Ochranná funkce vynášecích česlí u MVE Hadamar pro ryby migrující řekou Elbach</i>	90
8. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	92
9. SOUHRN	98
10. SUMMARY	99

1. Úvod

Migrace jsou jedním ze základních životních projevů ryb. V době rozmnožování má většina našich říčních druhů ryb tendenci migrovat na lokality vhodné k výtěru. V období nepříznivých vodních poměrů (povodně nebo letní sucha), nedostatku potravy, zimování, přemnožení populace aj. dochází také k intenzivním migračním aktivitám ryb. Vzdálenosti, na které ryby migrují ovlivňuje především druhová příslušnost a možnost volné migrační trasy v tocích. Nejdlejší migrace podnikají anadromní a katadromní druhy sladkovodních ryb mezi mořem a vnitrozemskými toky. Z našich druhů je to například úhoř říční nebo losos obecný, kterého se snažíme vrátit do našich volných vod. Méně známé byly například mihule mořská, mihule říční, placka pomořanská, aj. Vzdálenosti na které migrují druhy ryb žijící ve sladkých vodách jsou většinou kratší. Například parma obecná může migrovat na svá trdliště až 200 km, pstruh obecný několik desítek km, ale většinou se migrace pohybují v rozmezí jen několik stovek metrů až kilometrů.

Člověk využívá tekoucí vody pro závlahy, pro průmysl, v domácnosti, jako zdroje energie, jako transportní cesty, k rybolovu a v neposlední řadě k rekreaci a využití volného času. Pro lepší využití vodních zdrojů vytvořil příčné stupně, jezy, zdymadla a přehradu, které ovlivňují průtok vody v řekách během celého roku.

Výstavbou vodních děl docházelo postupně k přerušení volných tras pro migrující ryby v tocích. Výrazně se změnil charakter vodního biotopu z proudivého lotického prostředí na stojaté lentické. Postupně se zvyšovala eutrofizace a snižovala kvalita a čistota vody v tocích. V důsledku toho vymizely z našich toků některé druhy ryb (*Alosa alosa*, *Petromyzon marinus*, *Lampetra fluviatilis*, *Salmo trutta trutta*, aj.), pro které byly migrace nezbytné k zachování populace a rozmnožování. Podélná segmentace toku vytvořila lokality, ve kterých mizí původní rybí společenstva lotického prostředí. Rovněž došlo k snížení druhové variability méně přizpůsobivých reofilních druhů a k zvýšení počtu indiferentních druhů a ryb lentického prostředí.

Zprůchodněním jezů a vodních staveb na tocích, lze z části eliminovat negativní působení příčných stupňů na rybí společenstva. Migrační prostupnost toků je možné vyřešit výstavbou rybích přechodů. K ochraně ryb ve volných tocích byla vyvinuta celá řada ochranných opatření a zábran. Tato zařízení v kombinaci s bypassem znemožňují vstup migrujících ryb do sacích šachet a navádějí ryby mimo odběr technologické vody, kde mohou pokračovat ve volné migraci.

2. Cíl práce

V předložené práci jsem se zaměřil na některé problémy spojené s podélnou migrací ryb v našich tocích a jejich ochranu. V poslední době se značně zlepšila kvalita vody v tocích, což má pozitivní vliv na biodiverzitu naší ichtyofauny. Je ale třeba vytvořit rybám vhodné podmínky k přirozené reprodukci, zejména zprůchodněním umělých migračních bariér.

K dosažení stanoveného cíle bylo nejprve nutné provést komplexní ichtyologický průzkum, tzn. pomocí kvantitativních odlovů zjistit druhové složení, biomasu a četnost ryb ve vybraných lokalitách. Výsledky průzkumu vytvořily exaktní podklady pro tuto disertační práci.

1. Migrace ryb a jejich destrukce v MVE Rožmberk.
2. Migrace ryb optimálním přechodem v Bavorově na řece Blanici
3. Posouzení ochrany ryb před destrukcí v MVE Hadamar.

3. Literární rešerše

3. 1. Migrace ryb

Jako migrace jsou označována pravidelná a hromadná stěhování živočišných druhů nebo ras, jež vznikla během historického vývoje a jsou dědičně zakódována. Úkolem migrací je přemísťování do míst s takovými podmínkami, jež jsou migranty vyžadovány ve fázi životního cyklu nastupujícího ke konci migrace (Nikoľskij, 1961).

Podle Vostradovského (2005) znamená migrace aktivní i pasivní přesun ryb, který má různé příčiny biotického nebo abiotického původu. V prvním případě důvody k migraci vznikají v samotném rybím organismu (například vliv hormonálních změn). Vlivem biotických faktorů migrace se ryby přesunují na místa vhodná k přirozenému rozmnožování, vyhledávají příznivější lokality s bohatší potravní nabídkou, ukrývají se před predátory, apod. Abiotickými podněty k migraci jsou zejména kolísání teploty, průtoků, náhlé změny životního prostředí (zákal, znečištění), atd. Pasivní migrace ryb (ichtyodrift) jsou vyvolány unášecím účinkem vyššího proudění vody v tocích. Jsou běžné u vývojových stádií ryb (jikry, larvy, plůdek), které nemají dostatečně vyvinutý pohybový aparát a jsou pasivně unášeny. Baruš et Oliva (1995) popisují aktivní a pasivní migrace se zřetelem na energetický výdej, kdy se aktivní migrace uskutečňuje pomocí aktivních pohybů jedince, který vydává energii na pohyb. Při aktivní migraci může jedinec řídit a aktivně měnit směr migrační trasy. Naproti tomu pasivní migrace je uskutečňována bez energetických výdajů využíváním proudění vody v sladkovodních tocích, i mořích. Podle autorů patří mezi pasivní migrace např. návrat dospělých lososů z horních úseků řek do níže položených míst toku po výtěru. Autoři uvádějí i kombinaci aktivních a pasivních migrací, kam patří např. migrace larev úhoře v moři a v pobřežním pásmu anebo juvenilní a adultní jedince migrující po proudu toku.

I když většina našich říčních druhů má tendenci migrovat alespoň v době rozmnožování, za klasické reprezentanty můžeme označit ryby lososovité (například lososa obecného, pstruha obecného). Zejména v době rozmnožování mají snahu migrovat proti proudu, překonávat nejrůznější překážky na toku a dostat se až na vyhovující trdliště. Tyto druhy ryb mají k pobytu v proudném prostředí přizpůsobený i tvar těla. Vzhledem k místu rozmnožování (a s tím souvisejícími předvýtěrovými migracemi) byly ryby rozděleny do dvou základních skupin.

- Ryby migrující řekami proti směru proudění jsou označovány jako druhy **anadromní** (losos, pstruh mořský, některé druhy jeseterů, mihule mořská a říční a další druhy). Migrují

z moře do řek a často vystupují vysoko proti proudu, kde vyhledávají místa vhodná k rozmnožování.

- Druhy **katadromní** (úhoř) se za účelem rozmnožování naopak vrací zpět do moře, na tisíce kilometrů vzdálené trdlišť. Obě skupiny ryb migrují mezi slanou a sladkou vodou z důvodu rozmnožování, vývoje a pohlavního dospívání – souhrnně se označují jako diadromní druhy (Vostradovský, 2005).

Migrace podle hlavních typů životního prostředí rozděljuje Tortonese (1949).

- **Monodromní** migrace, které se týkají přesunů pouze v jednom z hlavních typů prostředí, tj. buď jen v moři, anebo pouze ve sladkých vodách.

- **Diadromní** migrace, tedy přesuny mezi mořem a sladkými vodami. Mezi tyto migrace patří *anadromní* – směrem z moře do sladkých vod, *katadromní* – směrem ze sladkých vod do moří, *amfidromní* – migrace druhů vytírajících se v obou typech prostředí.

Gaisler (1983) rozděljuje migrace podle hlavních typů životního prostředí následovně.

- **Holobiontní** migrace, které vykonávají druhy žijící trvale jen v jednom typu životního prostředí - v moři tzv. *thalosobiontní*,

- ve sladkých vodách tzv. *potamobiontní*. **Amfibiontní** migrace, tedy přesuny mezi mořem a sladkými vodami u druhů s vysokým stupněm osmoregulace. Do těchto migrací patří *gamodromní*, tj. migrace motivovaná rozmnožováním, ty se dále rozlišují na *thalasotokní* s rozmnožováním ve sladkých vodách (lososi). Mezi *agamodromní* patří migrace bez vztahu k rozmnožování (např. cípalovití).

Nikoľskij (1961) a Meissner (1937) rozdělují migrující ryby podle rozsahu jejich migrací.

- Jako **tažné** jsou označovány druhy diadromní, tj. druhy s rozsáhlejšími migracemi mezi mořem a sladkými vodami (zástupci jeseterovitých, lososovitých nebo úhořovitých).

- Mezi **polotažné** patří druhy nebo populace osídlující dolní úseky toků a přilehlé brakické vody. Patří sem hlavně pelagofilní druhy, jako ostrucha křivočará, koruška mořská, dále jsou do této skupiny zařazovány i populace některých dalších druhů známých z naší ichtyofauny, avšak trvale žijících i v mořích při ústí řek, jako např. kapr obecný, cejn velký a siný, podoustev říční, candát obecný, plotice obecná, sumec velký. Tyto populace se druhotně přizpůsobily životu v moři, které jim zajišťuje především trofickou stránku jejich životního cyklu, zatímco jejich rozmnožování probíhá vždy ve sladké vodě.

- Mezi **netážné** (též usedlé nebo stanovištní) patří druhy konající rozsáhlé oboustranné migrace, avšak pouze ve sladkých vodách (ostroretka stěhovavá, jelec jesen aj.).

Vostradovský (2005) upozorňuje na celou řadu migrací našich říčních druhů ryb, jako je parma, ostroretka, podoustev, jelec jesen a proudník aj. Parma, ostroretka a podoustev mohou migrovat na vzdálenost stovek kilometrů, pokud jim to průchodnost toku dovoluje. Kratší, nepravidelné migrace (často sezónního charakteru) celých populací uvádí autor u plotic, ouklejí a také okounů (např. z údolní nádrže do přítoku).

Mantejfel (1980) potvrzuje, že rozsah migrací je nejen u různých druhů, ale i v rámci jednoho druhu u různých poddruhů nebo populací velmi proměnlivý. Může kolísat od několika desítek metrů (hlaváčovití, korálové ryby) až po několik tisíc kilometrů u již zmíněného úhoře. Autor dále dodává, že druhy trvale žijící na jednom místě prakticky neexistují.

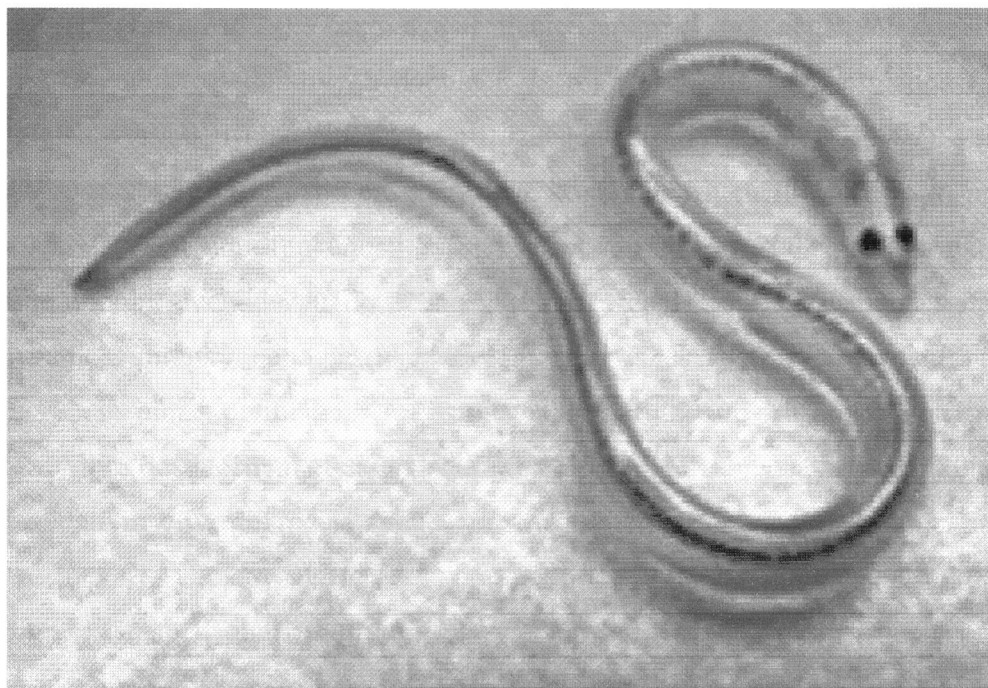
Migrace neprobíhají pouze v horizontálním směru, ale v hlubších typech vod i vertikálně, zpravidla v závislosti na výskytu, koncentraci a migraci potravních organismů a na koncentraci O₂ ve vodě. Převážná většina druhů ryb podniká svoje migrace v různých početných hejnech, a to mnohdy i ryby žijící jinak jednotlivě. Hejnové chování umožňuje migrujícím rybám lepší orientaci při tahu, rychlejší nalézání potravních zdrojů nebo míst ke tření, jakož i efektivnější ochranu před nepřáteli.

Baruš et Oliva (1995) potvrzují, že dobu zahájení migrací stimuluje celá řada faktorů jak endogenních (stav vývoje gonád, stav nasycenosti, koeficient kondice, zásoby tuku apod.), tak i exogenních (proudění a úroveň vodního stavu, světlo a jeho denní rytmus, teplota vody, obsah solí, obsah rozpuštěných plynů - zejména kyslíku atd.).

K nejnámější poproudové migraci patří katadromní migrace úhoře říčního. Dospělí úhoři ve věku 9 až 12 let táhnou na místa tření, jež jsou z našich vod vzdálená téměř 7 000 km, nejintenzivněji v tmavých nocích od srpna do září. Značné množství táhnoucích úhořů, překonávajících vodní stupně, uhynie při vniknutí do turbín (Butschek et Hofbauer, 1956; Vostradovská et Vostradovský, 1971; Schmidt, 1923; Tesch, 1983). Larvy migrují z místa rozmnožování, pomocí Golského proudu, ke břehům Evropy po dobu 2,5 – 3 roků. Zde se dovršuje vývoj leptocefalové larvy, která má délku 75 až 80 mm a průměrnou hmotnost 1,5 g (Schmidt, 1909; Čihař, 1983). Zde v šelfových vodách probíhá během 3. roku života úplná proměna larev v tzv. skleněné úhoře (obr.1), kdy tělo postupně nabývá úhořího tvaru (Strubberg, 1913; Bertin, 1956). Průhlední úhořici – monte, pronikají v hojných počtech proti proudu řek. Frič (1908) uvádí, že do vnitrozemí táhnou převážně samice a samci zůstávají při ústí řek.

V minulých dobách táhli úhoři do našich řek a potoků pravidelně Labem, Odrou i Vislou. Nejrůznější příčné vodní stavby však takovéto přirozené pronikání úhořů do našich vod znemožnily (Čihař, 1983; Thompson, 1988). Stále vzrůstající odlov úhořůho monté a juvenilních úhořů pro průmyslové odchovy rovněž významně snižují početnost mladých úhořů migrujících proti proudu řek do vnitrozemí.

Obr. 1 „skleněný úhoř“



3.2. Ochrana migrujících ryb a obnova volných migračních cest

Výstavba příčných stupňů na tocích je jedním ze základních prvků úpravy toků. Slouží k vyrovnávání podélného spádu napřímených toků, zejména malých a středních.

Příčné stupně regulují průtoky vody, z části brání malým a středním povodním, a současně bývají energeticky využívány. Později, v sedmdesátých až osmdesátých letech, se stavěly již téměř výhradně nádrže jako zdroj technologické vody pro vodárenství (kumulace pitné vody pro městské aglomerace), průmyslová centra, závlahy apod. Některé nádrže, vybudované ve druhé polovině minulého století, mají kromě retenčního významu i význam vyrovnávací (z hlediska průtoků) nejen pro tok, na kterém jsou vybudovány, ale i z hlediska plavby např. na Labi - Nechanice, Jesenice (Adámek et al., 1995). Údolní nádrže jsou také využity jako revíry pro sportovní rybaření. Na většině vodárenských nádrží je uplatňováno účelové rybářské obhospodařování (Lusk et Vostrádovský, 1978; Lusk et Král, 1990; Lusk, 1999).

Přehrady a údolní nádrže trvale přerušují souvislost říčního kontinua s velmi závažnými negativními důsledky pro původní vodní společenstva toku. Většina přehrad představuje nepřekonatelnou překážku pro oboustrannou migraci ryb. Zejména u anadromních druhů jsou důsledky přehrad doslova katastrofální. Na našem území je známý negativní vliv stupně Střekov na Labi, který můžeme považovat za menší přehradu, na vymizení lososa obecného z našich vod (Lusk, 1999). Znemožnění třecích migrací má negativní dopad do oblasti přirozené reprodukce jednotlivých populací. Je rovněž znemožněno případné znovuosídlení výše ležících vyrybněných úseků toku z přirozených zdrojů (Lusk et al., 1997).

V roce 2003 byl na labském jezu u střekovského zdymadla uveden do provozu nový rybí přechod. Sledování funkčnosti rybího přechodu v roce 2003 - 2004 ukázalo, že za sledované období přechod využilo až sto tisíc ryb. Nebyla však zaznamenána migrace štiky, mníka, sumce, mřenky nebo ježdíka, které v Labi také žijí. Pro umožnění migrací všem druhům ryb je nutné optimální řešení umístění vstupního otvoru s významným prouděním vody, který by s dostatečným efektem lákal ryby k ústí přechodu (Slavík et al., 2005).

Negativní vliv přehrad je zvláště patrný na migrující populaci úhoře říčního. Úhoří monte se musí do ČR dovážet letecky, protože příčné překážky na většině toků neumožňují jeho migraci. Dospělí úhoři migrující na výtěr do Sargasového moře jsou ničeny turbínami vodních elektráren (Vostradovský et Vostradovská, 1971; Hartvich et al., 1995). Na migrační bariéru vodních staveb upozorňuje také Kubečka et al. (1997).

Přehrada i vzniklé jezero způsobuje i fragmentaci původně velkých populací některých druhů ryb (ostroretka stěhovavá, podoustev říční), což ve svých důsledcích může ohrozit i jejich genetickou variabilitu a existenci vůbec. Přehrady rozdělují nejen vlastní tok, ale i celou hydrologickou síť (povodí) dotyčného toku na trvale neprostupně oddělené části a to i z hlediska dalšího vývoje tamních dílčích „ichtyofaun“. Uvedené vlivy přehrad na rybí faunu se obvykle projevují a bývají vyhodnoceny a vnímány až v delším časovém horizontu (Lusk, 1999).

V lotickém prostředí údolních nádrží mohou být zcela mimořádně i po několik let přítomny druhy ryb, které jinak obývají lentické prostředí. V podmínkách údolní nádrže Lipno tomu tak bylo po napuštění v případě mníka, v nádrži Želivka u jelce proudníka, jinde u jelce tlouště apod. Tyto ryby našly po narození v nových podmínkách zpočátku vhodné zdroje potravy (plankton), přežívaly 2 až 3 roky, ale postupně z nádrže ustoupily (Adámek et al., 1995).

Adámek et al. (1995) uvádí, že ryby migrující do pstruhového úseku nad nádrží negativně ovlivňují druhovou skladbu původních ryb a znesnadňují rybářské obhospodařování

pstruhového revíru. Zároveň dodává, že např. štika, ceněná ryba údolní nádrže, je v pstruhovém revíru lovena bez velikostního a početního limitu jako ryba škodlivá.

Migrace ryb z nádrže do toku nad nádrží lze z části omezit vybudováním stupňů. Ty by však měly být vybudovány výše nad nádrží, aby ryby, které potřebují k výtěru reofilní říční prostředí (bolen dravý, lipan podhorní, případně i pstruh obecný, aj.) se mohly ve vymezeném úseku úspěšně vytříť (Lusk, 1999).

Vlivem vypouštění spodní vody z přehrady kolísá teplota vody v toku pod přehradou. V jarním a letním období dochází k ochlazení a v podzimním a zimním období k oteplení vody proti původnímu stavu (Peňáz, 1963). Kubíček (1997) sledoval změny teplotního režimu vytékající vody pod přehradou Vranov na řece Dyji, kde teplota kolísala v průběhu roku od 2 do 14 °C a průměrná teplota vody nad přehradou byla vždy o 1 až 1,5 °C vyšší.

Se změnou teploty vypouštěné vody z nádrže dochází v toku pod nádrží často ke vzniku pstruhových pásem. Původní kaprovité ryby jsou nahrazeny rybami lososovitými (Lusk et Vostrádovský, 1978; Lusk, 1999). Adámek et al. (1995) připomíná takto nově vzniklé pstruhové revíry na řece Vltavě - pod Lipnem, Vraným, Štěchovicemi apod.

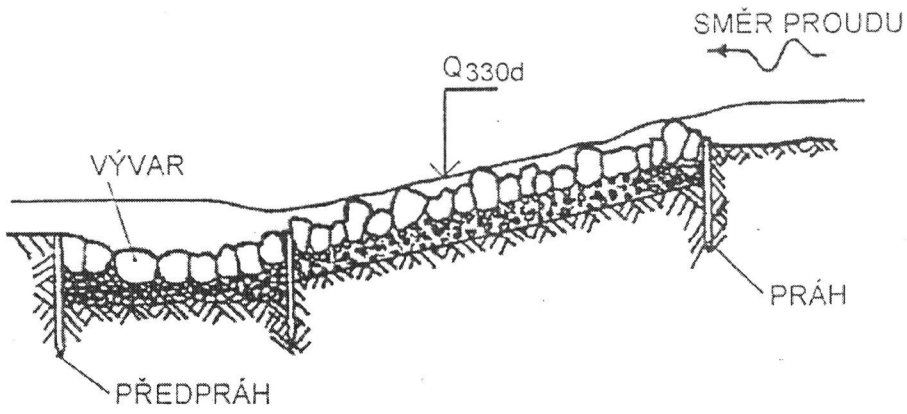
Na případy možného úhynu ryb v níže ležícím toku či nádrží v důsledku odtékání málo okysličené vody z přehradních jezer upozorňuje Lusk (1999).

3.2.1. Restaurace průchodnosti migračních bariér

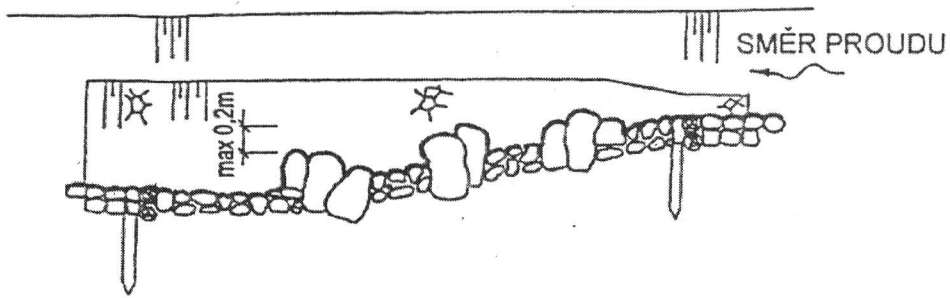
Obnova migrační průchodnosti příčných bariér na tocích by neměla probíhat nahodile, ale dle časového postupu a v závislost na rozsahu migrací by se nejdříve měly zprůchodňovat hlavní toky jako Labe, Morava, Odra.

Podle Hartvicha (1997) mají rybí přechody umožnit průchod přes příčné bariéry, aby ryby a ostatní živočichové mohli vykonávat pravidelné migrace k místům přirozeného rozmnožování. Nejnižší stupně (především rozdíl hladin pod 30 cm) nahrazují prahy z jedné strany kamenů, z více prahů vznikají kaskády. U vyšších příčných překážek se používají různé technologie ke stavbě **zdrsněných skluzů** (obr. 2) nebo **peřejnatých sekcí – balvanitých ramp** (obr. 4), které tvoří v korytě toku nakloněnou rovinu s mírným sklonem. Z hlediska uspořádání vodního biotopu je nejvhodnější komůrkový kamenný skluz (obr. 3), vytvořený ze stupňovitě ukládaných valounů. Mezi valouny jsou pomístně ponechány mezery, které zajišťují migrační cestu pro ryby. Tento skluz je vhodný i pro mihule potoční, neboť nevytváří nepřekonatelné skoky v nivelitě dna a zachovává stálou vodní hladinu i při $Q_{330 d}$.

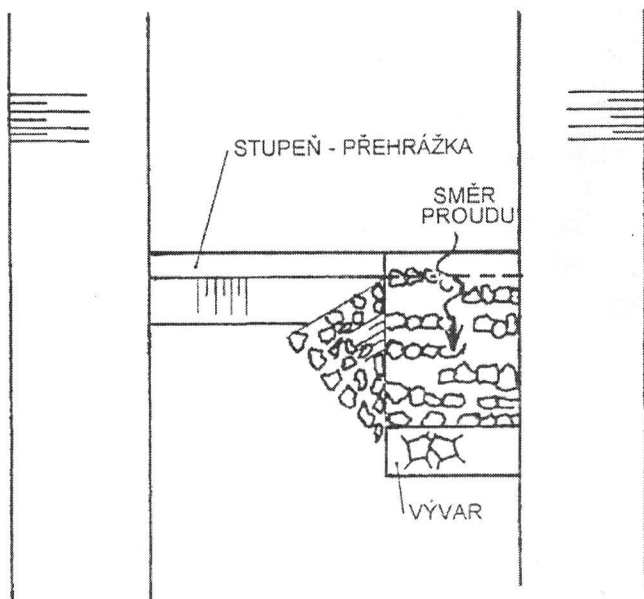
Obr.2. Zdrsňený skluz



Obr. 3. Komůrkový kamenný skluz



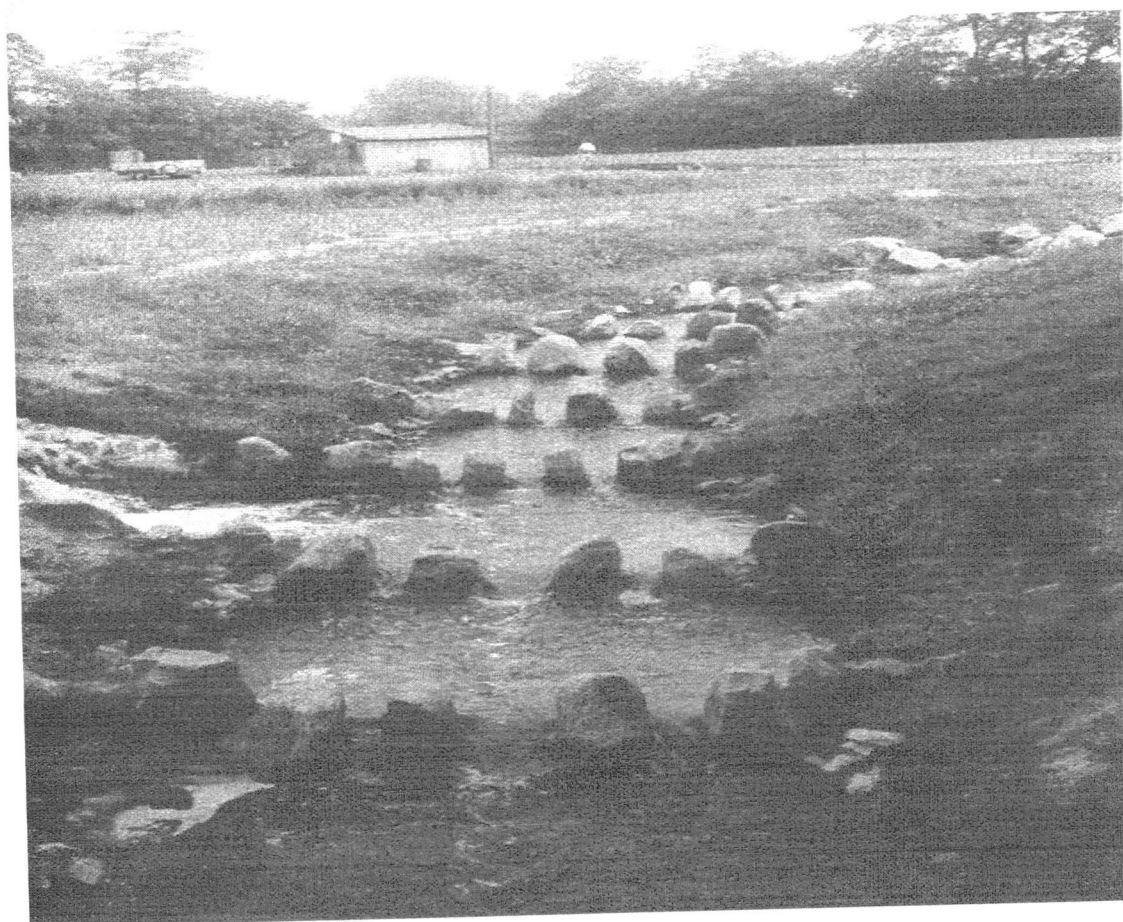
Obr. 4. Balvanitá rampa



U vysokých stupňů se upřednostňují **obtokové kanály** (bypassy – obr. 5), které rybám umožňují migraci kolem vodního stupně. Dno se ponechává členité, stejně jako nepravidelné koryta a meandry. Podobným typem je **tůňový přechod**, který může být postaven jako obtokový kanál nebo jako součást tělesa příčné překážky (viz Hartvich 1997). Skládá se z několika navazujících nádržek mezi kterými přetéká voda. Rozdíl hladin je zde do 20 cm.

Výše zmíněné typy rybích přechodů nazývá autor jako *přírodě blízké*.

Obr. 5. Obtokový kanál (bypass)



Jako optimální kritéria pro průchodnost přírodě blízkých přechodů Hartvich (1997)

- uvádí:
- variabilní proudění v příčném i podélném směru
 - maximální rychlost proudění vody při dně $0,2 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$
 - střední rychlost proudění vody $0,5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$
 - velikostně odstupňovaný hrubý substrát dna se štěrbinami

Štěrbínový přechod byl vyvinut v severní Americe, kde byl od poloviny 20. století široce využíván (obr. 7). Staví se ve dvou variantách, s jednou nebo dvěma štěrbinami po stranách příček. Dno je zdrsněno kameny a dalším substrátem čímž dochází k snížení rychlosti proudění vody. Tento typ rybího přechodu umožňuje migraci i mladším věkovým kategoriím ryb, zároveň tak často nedochází k jeho zanášení (Clay, 1995)

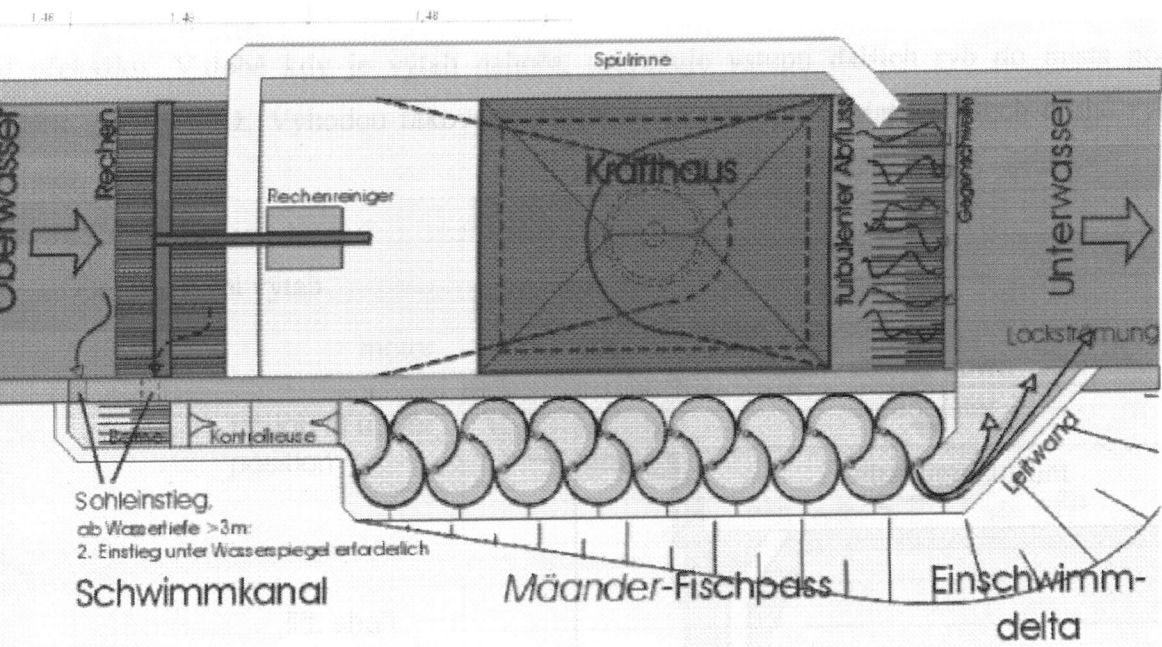
Obr. 7. Štěrbínový přechod



Další variantou **štěrbínového přechodu** je rybí přechod složený z jednotlivých půlkruhů oddělených mezi sebou štěrbinami. V půlkruzích dochází k turbulentnímu proudění, zatímco v štěrbinách se vytváří klidnější proudění. Tento typ rybího přechodu je možno použít u vyšších přírodních překážek toků (Ökofisch, 2005).

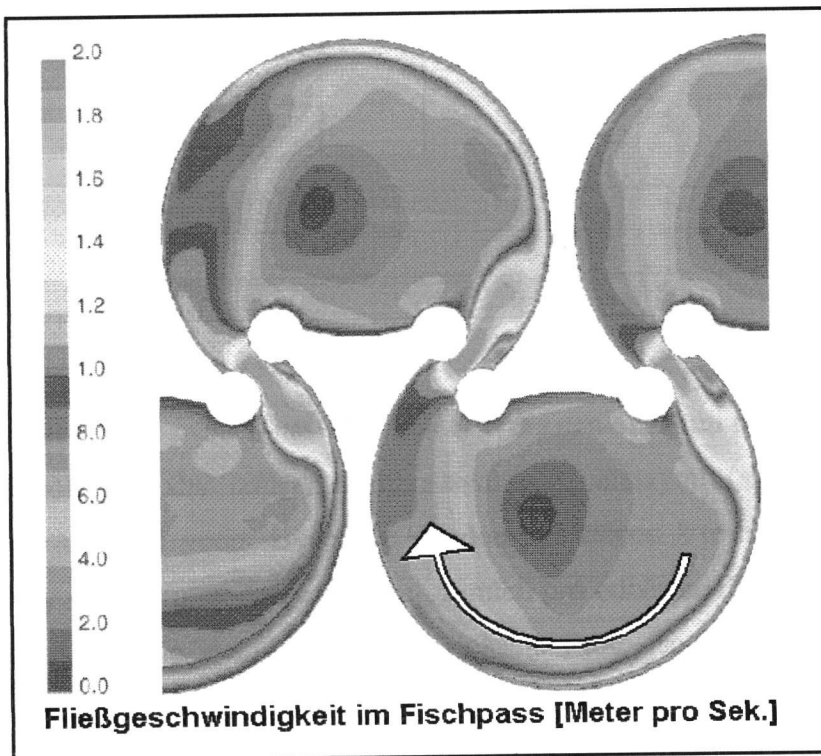
Přechod je znázorněn na obrázku 8. Obrázek 9 ukazuje různé rychlosti proudění vody od okraje ke středu půlkruhu.

obr. 8. Štěrbínový rybí přechod s půlkruhy



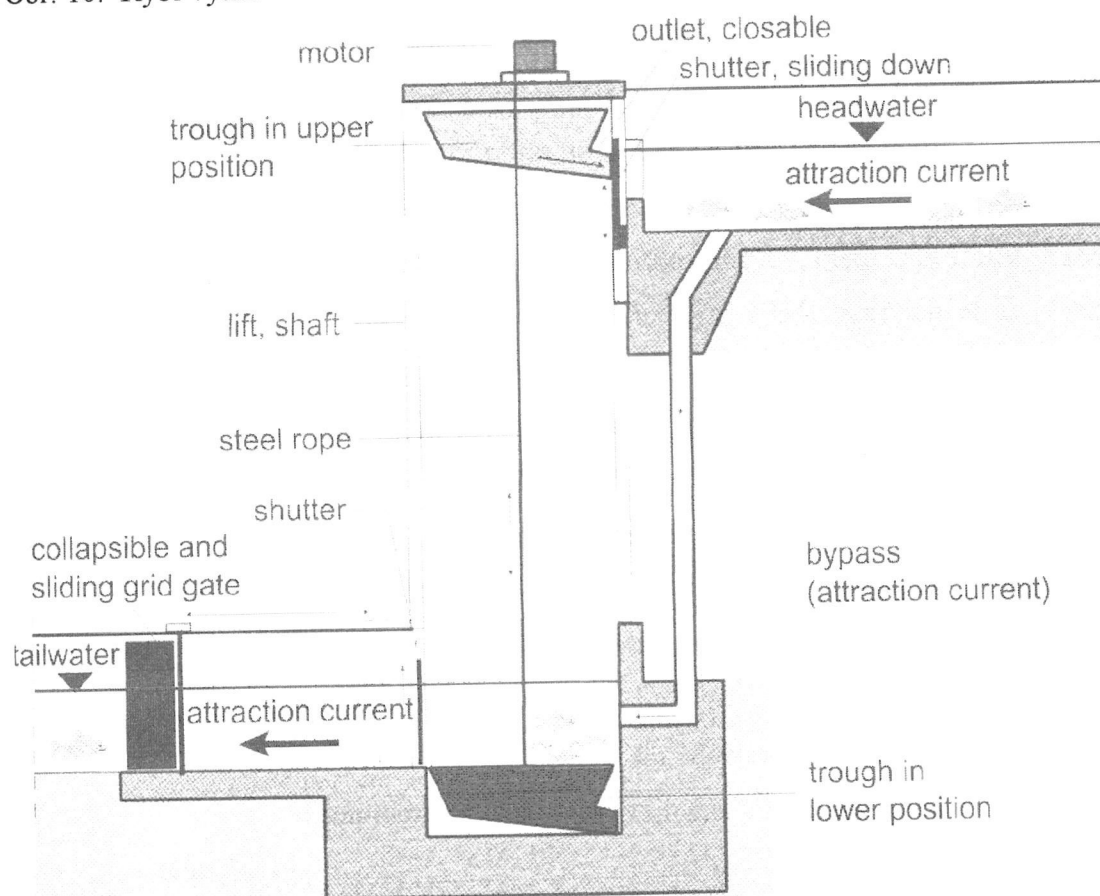
Querschnitt eines Wasserkraftwerks mit Mäander-Fischpass

obr. 9. Různou rychlost proudění vody od středu k okraji půlkruhu ukazuje stupnice v levé části obrázku. Rychlost proudu je uvedena v $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.



Rybí výtahy se instalují v místě před vysokými příčnými překážkami (obr. 10). Do komory výtahu jsou proudem lákány ryby, poté dochází k zvednutí výtahu a vypuštění ryb nad překážku. V době kdy je výtah nahoře, zabraňuje vstupu dalších ryb do místa pod výtahem padací mříž. Výhodou takového přechodu je umožnění migrace všech druhů ryb (Larinier, 2002).

Obr. 10. Rybí výtah



Hartvich et Dvořák (2002) uvádějí následná **doporučení pro ochranu migrujících ryb**:

- Vždy upřednostnit *boční odběry* vody z toků před dnovými (alpskými, tyrolskými) odběry, které nasávají vodní živočichy s vodou odváděnou k technologickému využití. Dnové odběry vznikly původně v alpských zemích pro odběr neoživených vod vzniklých táním sněhu a ledu ve vysokohorských polohách. Proto jsou pro naše vody osídlené vodními organismy nevhodné.

Pro ryby a ostatní vodní živočichy, kteří zůstanou ve vypuštěných přivaděčích vody (před asanací, opravou nebo jiném přerušení provozu), je třeba zajistit včasný transfer do hlavního toku.

Při výskytu perlorodek a velevrubů (kriticky ohrožené a chráněné druhy) v přírodě blízkých náhonech se instalují zábrany s obtokem (bypasssem) až v blízkosti vtoku vody do hydrotechnického objektu. Požaduje se co největší možné obousměrné zprůchodnění přivaděče pro ryby, na kterých parazitují vývojová stádia (glochidie) těchto mlžů.

3.2.2. Ochrana migrujících ryb před zařízením na odběr technologické vody

Turbíny větších vodních elektráren mechanicky poškozují ryby, které jsou k nim stržené proudem (Schaferna, 1929; Cada, 1990; Matěna et Kubečka, 1994; Hartvich et al., 1995; Hartvich et al., 1998). Nejvíce poškozovanou rybou je úhoř říční, který při poproudové migraci do Sargasového moře vyhledává nejsilnější proud a je vtahován do vtoku elektrárny, kde je lopatkami turbíny usmrcen. Na velké ztráty úhořů při katadromní migraci upozorňuje také Václavík (1957). Hartvich et al. (1995) uvádí následující poranění na tělech úhořů při květnovém odlovu prošlých ryb pod MVE Lipno I:

- fraktury páteře a lebky, distorze obratlů
- vyhřeznutí vnitřností
- poškození povrchu těla až po oddělení kůže od svaloviny
- diseminovaná hemoragie zejména v kaudálních částech povrchu

těla

Autoři uvádějí i poškození na dalších druzích ryb (ježdík, okoun, cejn velký, candát obecný aj.). U cejnů o velikosti 140 – 245 mm byla zjevná poškození těla (ztráta šupin) a žaber. U větších kusů ryb okouna a candáta bylo zjištěné mechanické poškození povrchu těla, u malých okounů krváceniny v kaudální části dutiny tělní.

Podle Hartvicha et al.(1998) bylo turbínami ÚN Lipno I v období od dubna 1997 do února 1998 usmrceno přes 15 tun úhořů. Přesné údaje jsou patrné z tabulky 1.

hlavně povýtěrových migrací, kdy k pudové migraci po proudu přispívá i oslabení ryb v procesu reprodukce. Ranná vývojová stádia, plůdek a ryby do velikosti 150 mm, které jsou strženy soustrojí turbín, jsou průchodem turbíny poškozovány jen málo a reverzibilně. Autoři dodávají, že tyto ztráty dosahují u salmonidů i kaprovitých ryb kolem 10 %. Hartvich et al. (1998) uvádí, že na poproudově migrující ryby působí i výrazné tlakové změny a turbulence. Ač nejsou na první pohled patrné, způsobují rybám vážná vnitřní poranění, kvůli kterým ryby většinou uhynou. Schaferna (1929) a Václavík (1957) uvádějí, že změnám tlaku v turbíně poměrně dobře odolává rybí plůdek.

Jedním z významných faktorů ovlivňující průchod ryb do turbíny je velikost mezer mezi česlicemi MVE. Jsou-li příliš malé, pak menší ryby, které by jinak s určitou pravděpodobností prošly bez většího poškození turbínou, hynou po zachycení na česlích. Příliš velké mezery mezi česlicemi zase umožňují strhávání větších ryb, u kterých pak dojde k poškození lopatkami turbíny (Václavík, 1957).

Jako nejpríjemnější kompromis ve velikosti mezer česlí 20 mm uvádí Adámek et Jurajda (1997). Mezery nad 25 mm jsou podle Schaferny (1929) nevhodné. Kubečka et al. (1997) dodává, že česle s velikostí mezer 20 mm jsou spolehlivou zábranou vstupu úhořů do turbín. Naproti tomu Kašpar (1997) oponuje, že jemnost česlí 15 – 20 mm způsobuje na menších tocích ztrátu spádu 10 – 15 % a dodává, že pro efektivní energetický provoz MVE musí být velikost mezer mezi česlicemi alespoň 25 – 30 mm.

Podle zákona č. 114/1992 Sb. O ochraně přírody a krajiny, v § 5 odstavci 3, se mluví o zabraňování nadměrnému zraňování a úhynu živočichů nebo ničení jejich biotopů, kterému lze zabránit technicky i ekonomicky dostupnými prostředky. Zákon dále uvádí minimální velikost mezer mezi česlicemi 15 mm na pstruhových vodách a 30 mm na vodách mimopstruhových.

Zprůchodnění vod pro vodní organismy ukládá všem vlastníkům vodních děl zákon O vodách č. 254/2001 Sb. Toto ustanovení platí jak při nové výstavbě, tak při jakýchkoliv stavebních změnách (včetně stavby MVE). Z paragrafu 15 odst. 6 je jasné, že při povolování vodních děl musí být zohledněna také ochrana vodních ekosystémů, což přímo souvisí se stavbou rybího přechodu (Vostradovský, 2005).

Jako nejschůdnější způsob řešení se jeví použití různých typů a konstrukcí rybích zábran, které se instalují před vtoky vodních elektráren a jejich kombinace s rybími bypassy a rybími přechody (Dvořák et Holub, 2003). Podle Hartvicha et Dvořáka (2002) musí zábrana plnit zejména dva důležité úkoly:

1. Zabránit proplavání ryb především pohlavně dospělých (v ideálním případě i v larválním a juvenilním věku, jikrám průchod nevadí) přes turbíny.
2. Usměrnit a odvést ryby do obtokového kanálu, popřípadě do původního koryta toku postiženého odběrem vody, který prochází mimo pracovní prostor turbín do spodního úseku toku pod MVE.

Vlivem provozu zejména malých vodních elektráren na vodních tocích dochází často ke snížení průtoku vody v toku pod nimi. Podle Bernardové (1997) je cílem stanovení a zajištění minimálních průtoků MQ ve vodních tocích přispět k udržení základních ekologických funkcí vodních toků pod odběry vody.

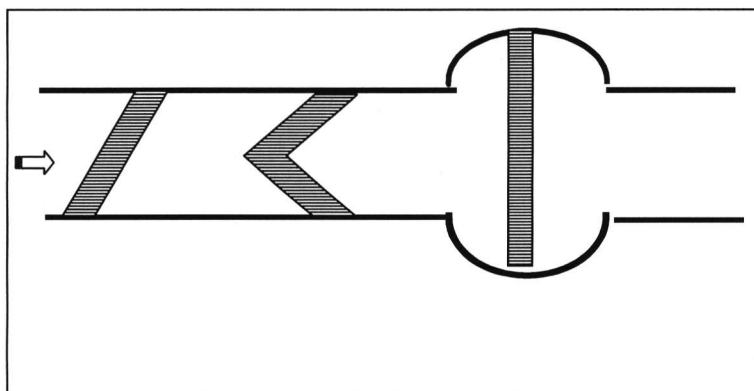
Stanovení minimálního (také sanitárního nebo asanačního) průtoku, bývá při dolní hranici Q_{330} , Q_{355} někdy i Q_{364} , což představuje průtok který trvá 330, 355 nebo 364 dní v roce. Podle dosud provedených studií se doporučuje při vodohospodářských bilancích vycházet z minimálního průtoku Q_{330} , neboť 330 denní voda neohrožuje rybí obsádku a zvládá také zbytkové znečištění (Holčík et Hensel, 1972; Adámek et al., 1995). Průtok Q_{330} , který napomáhá udržení rezistentního společenstva toku, uvádí i Kubiček (1997). Zároveň dodávají, že průtok Q_{355} je příznivější pro zachování dnové bioty a malé ryby a nejnižší doporučovaný průtok, Q_{364} , je nevhodný pro ryby a bezobratlé (spodní hranice únosnosti ekosystému). Lusk et al. (1996) upozorňuje na to, že nulový průtok, i krátkodobý, znamená v postižené části toku především likvidaci rybího osídlení. Lusk et al. (1997) navrhuje, aby byly MVE vybaveny automatickým systémem, který zajišťuje dodržování a zapisování minimálního zbytkového průtoku pod odběrovým profilem. Tok nad a pod odběrem by měl být opatřen odečtem průtoku, který umožňuje kontrolu odběru vody. V provozních podmínkách je nutno jednoznačně stanovit tzv. minimální asanační průtok pod odběrovým profilem a průtok v toku nad MVE, při kterém je nutno provoz tohoto zařízení zastavit. Odpojení turbíny při poklesu průtoku na limitní hodnotu navrhuje i Poupě (1997). Zcela specifickým problémem je špičkování elektráren tj. náhlé, časově omezené několika násobné navýšení průtoku proti normálnímu nebo minimálnímu stavu opakující se periodicky (pravidelně i nepravidelně) během dne nebo delšího časového úseku. Takovýto jev lze klasifikovat jako jeden z nejtvrdějších stresů, který zcela změní společenstvo dna včetně rybí obsádky v mnoha parametrech (Helešic et Kubiček, 1997). Na negativní vlivy špičkovacího provozu MVE upozorňuje i Lusk et al. (1996 a 1997) a Zahradka (1997).

Lusk et al. (1997) dodává, že nekompromisní uplatňování sankcí při nedodržování stanovených podmínek provozu by výrazně přispělo k minimalizaci škodlivého vlivu MVE na

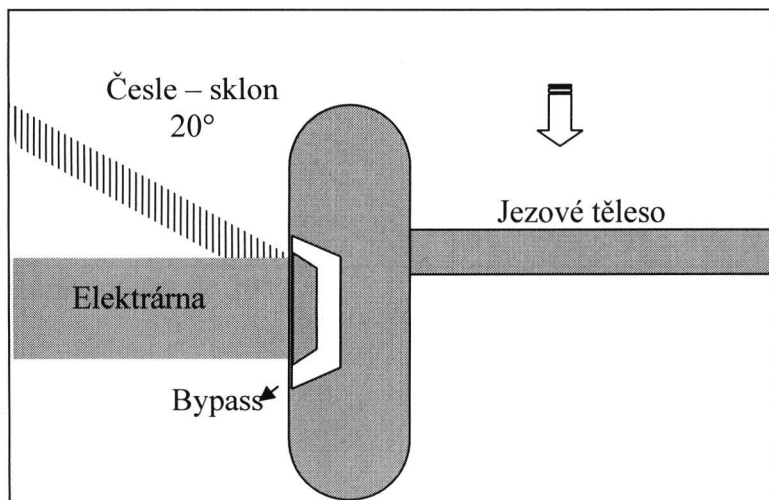
Mechanické zábrany

Mezi nejčastější mechanické zábrany uvádí Hartvich et Dvořák (2002) **česlové stěny**. Ze dna koryta jsou postaveny svisle, šikmo nebo vodorovně. Česle by se měly vyrábět z tvrdých, nepružných materiálů (Bardy, Lindstrom, Fechner, 1991). Mezera mezi česlicemi se uzavírá podle typu rybiho pásma. Malé mezery mezi česlemi mohou u větších odběrů omezovat průtok vody neboť se zanáší. Ucpávání mezer česlí se řeší rozšířením příčného profilu česlové stěny ve tvaru písmene V nebo U vrcholem směřujícím proti proudu (obr. 11 a 12). Podle Kubečky et al. (1997) jsou česle s velikostí mezer 20 mm spolehlivou zábranou proti úhořům do turbín MVE.

Obr. 11. Uspořádání česlové stěny



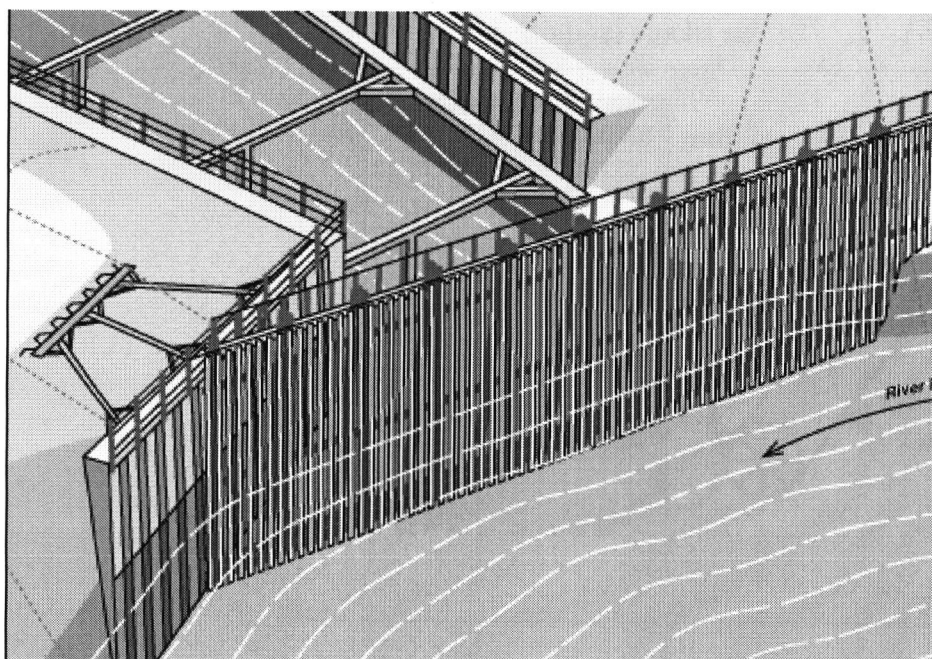
Obr. 12. Šikmé uspořádání česlí před odběrným místem



Další mechanickou zábranou je **Louver**. Slouží k ochraně lososů migrujících do moře. Má 15 cm široké pruhy železné pásoviny, s mezerami o šířce 10cm. Pásky jsou skloněné pod úhlem 15° šikmo ke směru proudění.

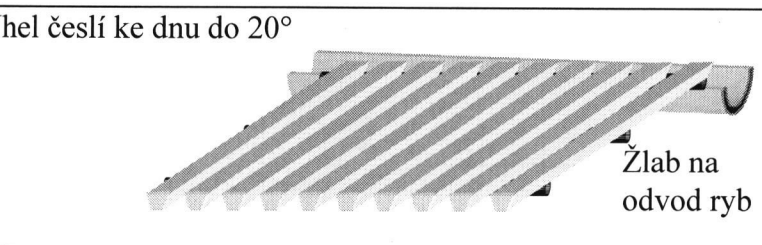
Strdlice lososa zaregistrují překážku v toku a vyhnou se jí. Zábrana je instalována na straně bočních odběrů vody z říčního koryta (obr.13). K zamezení migrace úhořů se ukázala (Bates et Vinsonhaler, 1956).

obr. 13. Louver



Zvláštní mechanickou zábranou je **Wedge – Wire – Screen**. Skládá se z prutů trojúhelníkového tvaru, které jsou širší základnou nasměrovány proti proudu (obr. 14). Pruty jsou od sebe vzdáleny 5,3 mm. Zábrana se instaluje kolmo na směr toku, při sklonu 18° ke dnu. Zábranu je nutné kombinovat s obtokem, který odvádí ryby mimo MVE (Hartvich et al., 2002).

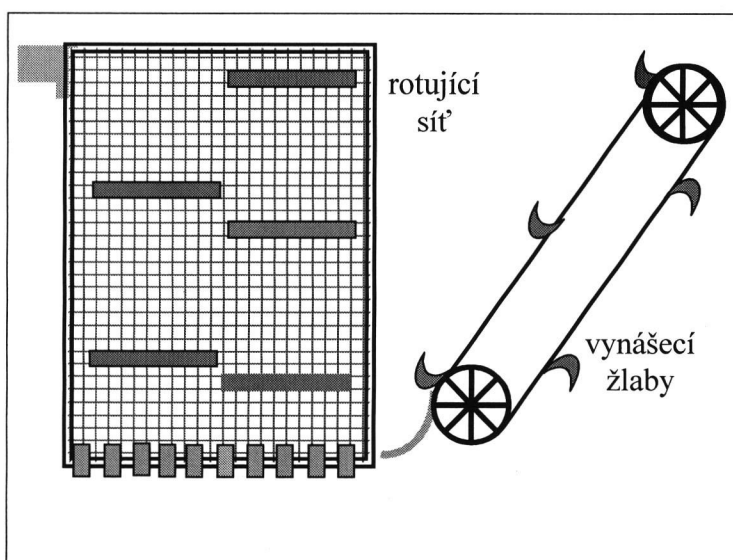
obr. 14. Wedge – Wire - Screen



Mezi nejjednodušší a nejučinnější mechanické zábrany patří **filtry** umístěné před odběrem vody. Jako náplň filtrů se používá písek, šterkopísek nebo šterk. Nevýhoda těchto filtrů je v tom, že se dají použít jen u malých odběrů vody.

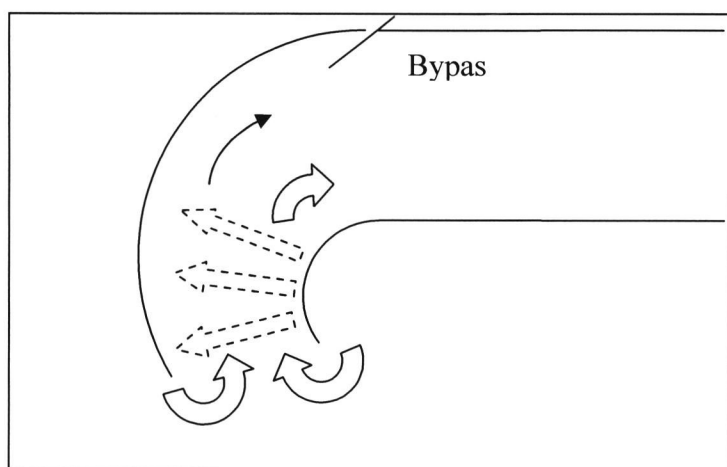
Mezi velmi účinné zábrany patří **ploché sítě**, jako např. **zábrana z nekonečného sítěného pásu s vynášecími žlábkami** pro ryby (obr. 15.). Pás je poháněn elektromotorem, stejně jako pumpa pro čerpání vody do obtokového žlabu, kterým se ryby splavují mimo technologický odběr vody. Zábrana je možno instalovat i v úhlu 30° k hladině vody, zejména pro ochranu malých ryb a plůdku. Účinnost zábrany přesahuje 70 %.

Obr. 15. Rotující plochá síť



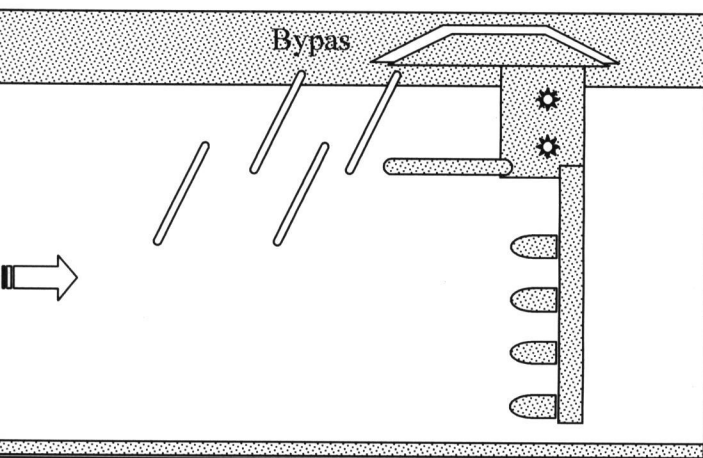
Mezi novou metodu ochrany ryb před poškozením v turbínách patří **využití turbulentního proudění vody** v ohybu nasávacího potrubí (obr. 16.). Ryby unášené proudem jsou díky vlivem odstředivé turbulence vody naváděny do bočního obtoku, který je umístěn na vnější straně ohybu (Hartvich et Dvořák, 2002).

Obr. 16. Oddělování ryb účinkem turbulence v potrubí



Betonové **naváděcí valy** se instalují v příčném profilu koryta šikmo na dně 10 – 15 m před odběrem vody do MVE (obr. 17.). Výška valu se pohybuje kolem 100 cm. Ryby migrující u dna jsou směřovány k jedné straně, odkud jsou naváděny do obtoku. Pro lepší směrnění poproudové migrace úhořů se do horní části valu zapustí tyče bílé barvy. Migrující ryby jsou lépe směřovány ke dnu a mohou proplouvat podél valu do obtoku bypassu (Holzner, 1999).

obr. 17. Naváděcí valy



berhardův přesmyk

Představuje optimální kombinaci zábrany a obtoku pro ochranu migrujících úhořů před škivým účinkem turbín MVE. Skládá se ze dvou dřevěných, 30 cm vysokých černě natřených žlabů. První žlab, vložený vedle turbíny mezi jemné česlice a stoupající ode dna k horní hladině. Druhý žlab je skloněný do spodní vody. Stoupající žlab má děrované stěny, aby voda odtékala do turbínových komor, takže se neztrácí a voda do žlabu více proudí než v jeho okolí, čímž jsou úhoři lákáni. Horní konec žlabu bývá někdy zúžen až na 8 cm a může být hloubce jen 5 cm. Sklon žlabu je 1:4. Klesající žlab je bez otvorů, je jen 10 až 15 cm široký mezi jeho stěnami z hladkých prken jsou přepážky ke zmírnění rychlosti vody. Sklon je strmější, 1:2 (Vyskočil, 1921).

Elektronické zábrany a plašiče

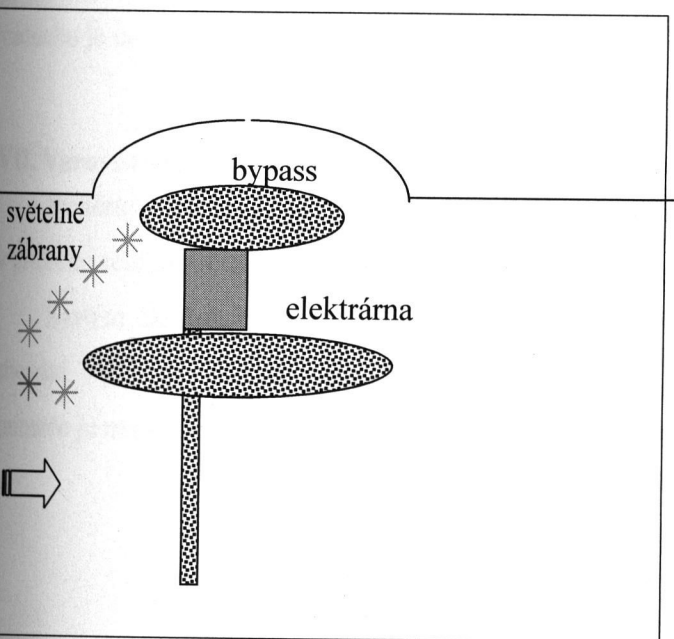
Mezi elektronické zábrany patří zařízení ELZA 2 (obr. 18) a ERZU-1. Prvně zmíněná ochrana má pro ryby migrující proti proudu účinnost kolem 40 % a pro poproudově migrující okolo 70 % (Adámek, 1997). ERZU-1 je nejvíce účinná proti migraci generačních ryb

Ryby jsou směřovány do roury, která je odvádí kolem turbíny. Nad púlvanami jsou instalovány elektrody spojené s elektrickým plašícím zařízením pro ryby, které by chtěly plavat mimo púlvany. Ryby jsou nuceny plavat zpět ke dnu a tím se vrací do vody v púlvanách, které jsou bez napětí a proplavou mimo turbínu hydroelektrárny (Borchard et Bosse, 1995).

IV. Světelné zábrany k plašení ryb:

Jedná se o vodotěsná elektrická světla umístěná na kovovém rámu, která mohou svítit nepřetržitě nebo přerušovaně s možností regulace počtu impulsů pro zvýšení jejich účinnosti. U úhořů se odpudivá reakce na světlo projevila při intenzitě světla 500 až 560 nm.

Obr. 20. Světelná plašicí zábrana



Světelná zábrana ryby zastaví a nasměruje do zastíněného bypassu kudy ryby migrují až do úvodního koryta toku (obr. 20). Pro funkční použití světelných zábran je vybudování obtoku nezbytné. Podle různých výzkumů snižují funkční zábrany škody na úhořích až o 60 %. Pro některé druhy ryb, plůdek, zooplankton mohou být světelné zábrany naopak lákavé, proto se používají světelné impulsy o různé frekvenci a intenzitě. Účinnost zábrany se výrazně snižuje při nízké průhlednosti vody. Dobrý efekt přináší kombinace světelných plašičů s jinými typy světelných zábran (Pavlov et Lupandin, 1995).

V. Zvukové odpuzování, plašení a navádění ryb

Některé zvukové frekvence ryby stimulují a jiné odpuzují. Proto se musí najít optimální frekvence a rozsah zvukového pásma, které bude působit na co nejširší druhové spektrum ryb. Tyto zábrany je možné využít i k navádění ryb při hospodářských odloveh (Larinier et al., 2002).

VI. Pneumatické zábrany a plašení ryb

Bublinová stěna je zábrana tvořená drobnými bublinkami vzduchu vypouštěných ode dna. Ryby před stěnou zastaví a jsou vynášeny bublinkami vzduchu k hladině. Odtud jsou nasměrovány do bypassu, kterým proplavou kolem turbíny MVE.

Princip zábrany se **vzduchovými tryskami** je založen na intenzivním vhánění vzduchu do vody pomocí tlakových trysek. Migrující ryby jsou tak odháněny opačným prouděním před odběrem vody. Optimální velikost bublin je 2 - 3 mm. Při správném nastavení tlaku vzduchu je účinnost zábrany až 80 % (Hartvich et Dvořák, 2002).

VII. Varovné systémy signalizující počátek zvýšených migrací ryb

Systémy umožňují spolehlivě určit nástup intenzivních rybích migrací, především úhoře, v průběhu sezóny, lunárních, průtokových i denních cyklů.

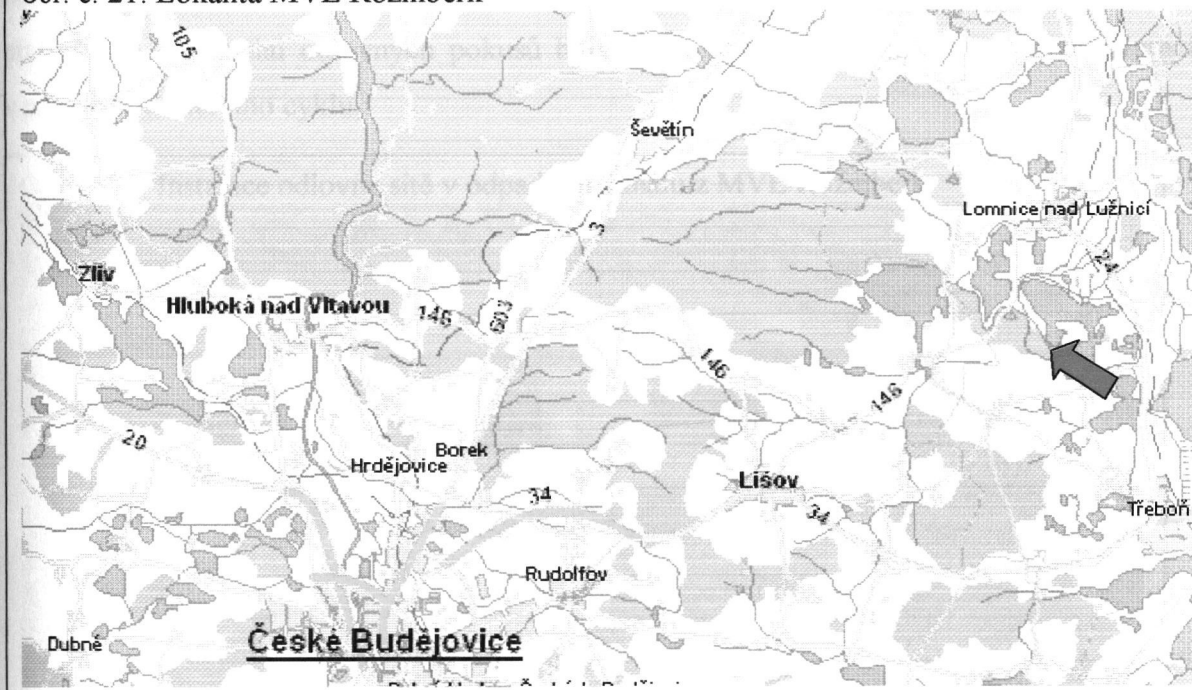
Systém sleduje chování a migrační aktivitu úhořů v zajetí, které jsou obdobou jejich chování v přírodě. Do speciální nádrže se nasadí úhoři s mikročipy a pomocí anténního snímače je neustále kontrolován charakter a intenzita jejich pohybů (Larinier et al., 2002).

4. Charakteristika lokalit a metodika práce

4.1. Lužnice – MVE Rožmberk

Malá vodní elektrárna (dále jen „MVE“) Rožmberk je postavena na řece Lužnici pod rybníkem Rožmberk (1996 Janda, Pechar a kol.). K pohonu turbín MVE je využívána voda odebíraná nasávací šachtou z rybníka Rožmberk. Vstupní otvor do šachty je umístěn 1 m nade dnem. Šachta má tvar obdélníku (šířka 1 m, délka 5 m) a vtok je chráněn proti úniku ryb z rybníka česlemi. Česle jsou instalovány šikmo ke dnu, jsou ocelové, proudnicového tvaru a s mezerami 30 mm. Voda přichází odběrnými kanály na dvě francisovy turbíny o hltnosti $2 \times 3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Turbína dosahuje při plném výkonu 200 otáček za minutu. MVE je nepřetržitě plněna malým zdrojem vody $10 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$, jako opatření proti zavzdušňování pracovního prostoru turbíny. Energeticky využitá voda se odvádí odpadními tunely do betonového koryta, které se levostraně vlevá do řeky Lužnice, přibližně 10 m od výpustních kanálů rybníka Rožmberk. Provoz elektrárny a výroba elektrické energie je podřízena rybářskému hospodaření na rybníce a udržovacímu průtoku vody v řece Lužnici.

Obr. č. 21: Lokalita MVE Rožmberk



Odlov vzorků ryb procházejících MVE byl zajištěn vzorkovací sítí o rozměrech 5 x 2 x 1 m s oky 6 x 6 mm. Síť byla instalována do betonového koryta pod vyústění odpadního kanálu elektrárny (viz. obr. 22). Vstup do sítě byl vyztužen obdélníkovým rámem. Poměrně malá oka síťoviny zajišťovala minimální únik lovených ryb sítí (propluly pouze larvy ryb a drobný plůdek).

Při výpočtu poměru vzorkovaného a nevzorkovaného objemu vody v odpadním kanálu z elektrárny, filtrovala rámová síť s ohledem na velikost průtoku jednu čtvrtinu odtékající vody.

Sledování migrací ryb přes MVE Rožmberk probíhala vždy v sedmidenním intervalu v době zvýšené migrační aktivity ryb a vyšších průtoků vody elektrárnou. V roce 1999 v době strojení rybníka Rožmberk byla provedena studie zjišťující početnost, druhovou rozmanitost a velikostní variabilitu a vliv diurnálního cyklu na intenzitu migrace ryb unikajících z rybníka a procházejících přes turbíny. Tato studie se opakovala v roce 2001 a 2004. U odlovených vzorků ryb byl posouzen jejich zdravotní stav a u plůdku se hodnotilo procento přežití.

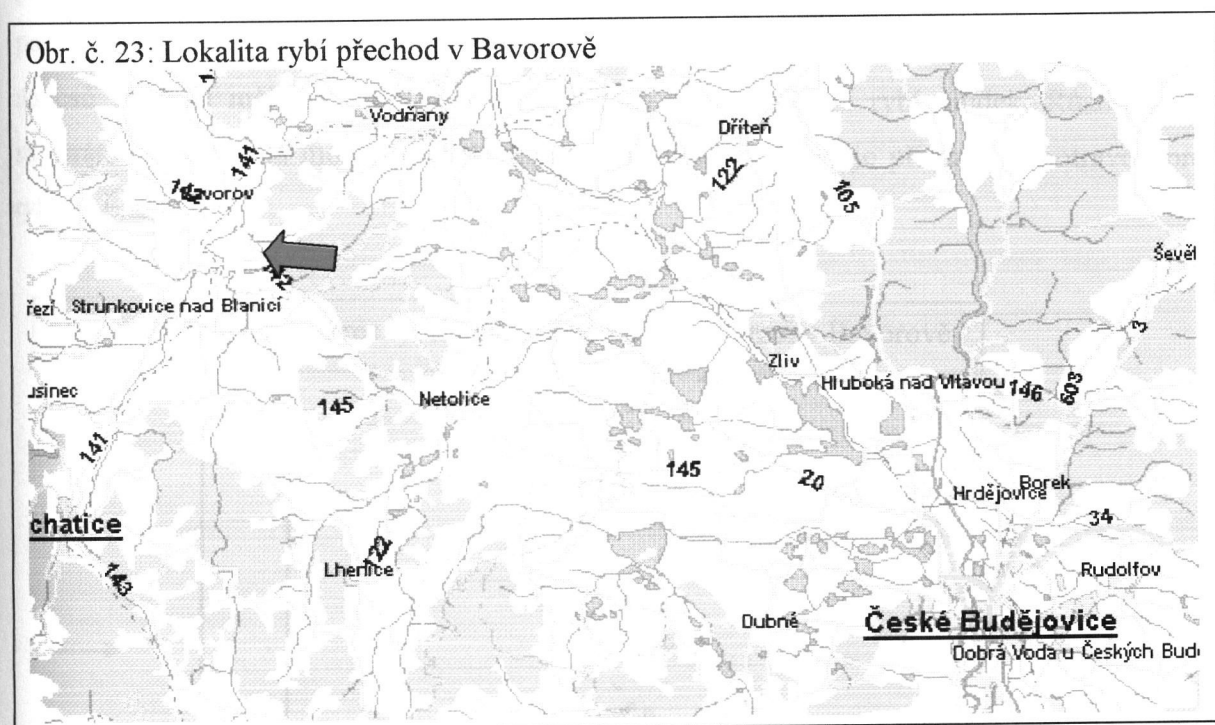
Další sledování proběhla na jaře v dubnu 2000, koncem března a začátkem dubna 2001 a v dubnu 2002 v období zvýšených průtoků vody v řece Lužnici po tání sněhu. Zjišťována byla početnost, velikostní a druhová variabilita a posuzován byl i zdravotní stav procházejících ryb přes MVE. V průběhu odlovných pokusů byly zjišťovány rozdíly intenzity rybích migrací v průběhu diurnálního cyklu.

Obr. č. 22: Instalace odlovné sítě v odpadním kanálu z MVE Rožmberk



4.2. Blanice - rybí přechod Bavorov

V ichtyofauně řeky Blanice je zastoupeno široké spektrum převážně říčních druhů ryb s různými nároky na kvalitu vodního prostředí. V řece Blanici a její přítocích se vyskytuje kriticky ohrožený druh mihule potoční, ohrožené a chráněné druhy ryb jako mník jednovousí, střevele potoční a vranka obecná.



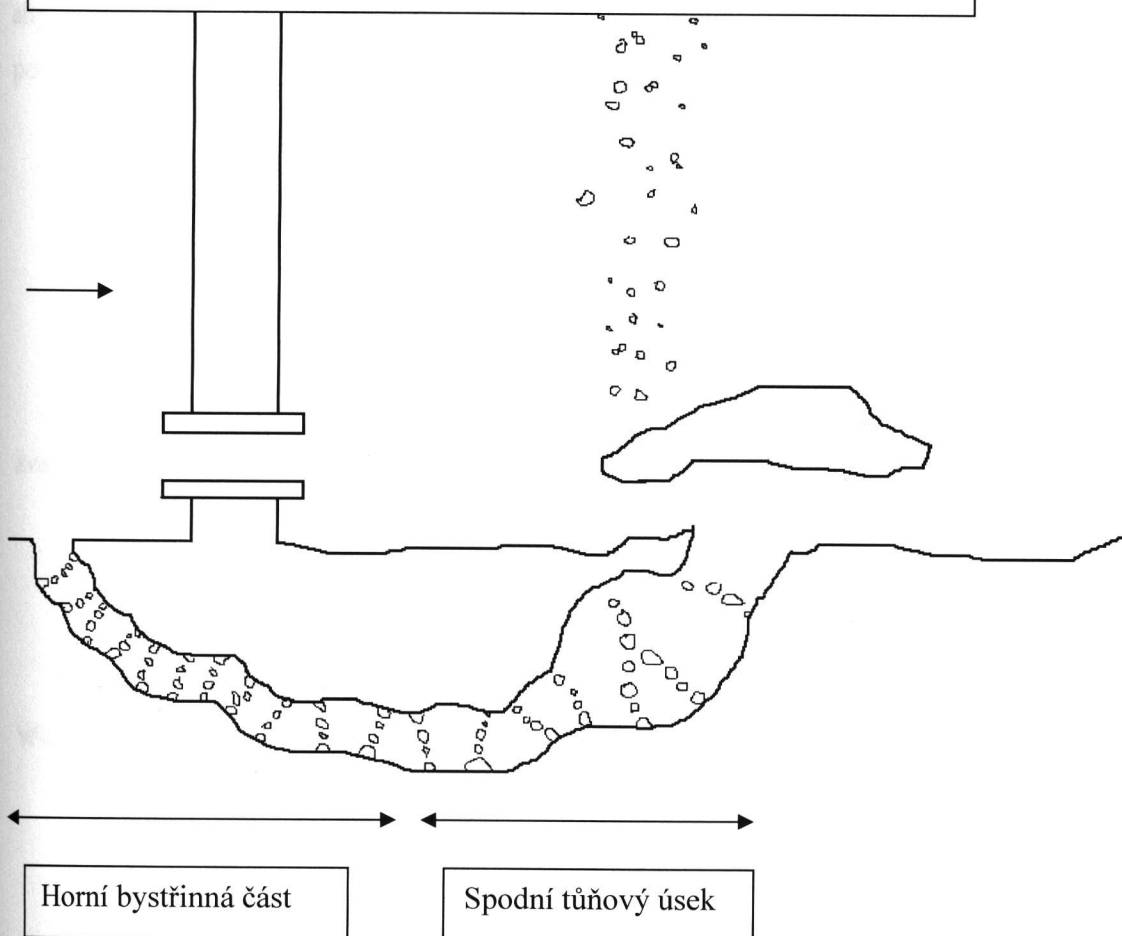
V rámci probíhajícího revitalizačního programu říčních toků byla vybrána lokalita jezu na řece Blanici u obce Bavorov pro stavbu rybího přechodu. Rybí přechod v Bavorově byl vybudován jako “přírodě blízký”, který nenarušuje přírodní okolí řeky Blanice. Je vedený z nadjezí kolem jezového pilíře a ústí do řeky asi 20 m pod jezem. Průtok v řece závisí především na vypouštění vody z vodárenské nádrže v Husinci, na několika přítocích pod nádrží, ale také může být rychle zvýšen letními srážkovými přívaly v okolí Bavorova (povodně v srpnu 2002). Rybím přechodem protéká za normálního stavu v řece okolo 250 l/s a průtok je v něm stabilnější než v řece, protože je vymezen příčným profilem vtokového objektu.

Horní bystrinná část začíná vtokovým profilem vybudovaným nad jezem. V horní části přechodu o šířce asi 2,5 m je k potřebnému vzduť vody zabudováno devět balvanitých prahů. Mezi nimi jsou ponechány různě široké mezery umožňující rybám proplouvat při hladině i u dna. Na dně je umístěn hrubý substrát složený ze šterku a menších kamenů. Takto zdrsněné

dno účinně snižuje rychlost proudění vody a usnadňuje rybám výstup proti proudu. Při průměrném sklonu 5 % není rozdíl hladin mezi jednotlivými prahy vyšší než 15 cm a hloubka vody se většinou pohybuje od 0,3 do 0,5 m.

Pro dolní tůňovou část přechodu bylo vyčištěno slepé rameno řeky. Šířka dolního úseku se pohybuje v rozmezí 3 - 5 m a spád je po celé délce nepatrný 2 %. Vhodným umístěním balvanů se zde střídají zúžené profily s menší hloubkou a vyšší rychlostí proudění s prohloubenými tůňemi o větší šířce a maximální hloubce 1 m (obr. 24). Uložené kameny podél břehů zabraňují vymílání, odnosu sedimentu a zanášení tůňek. Ukládáním jemných nánosů vznikají mělčiny, které vytvářejí vhodná stanoviště pro rybí plůdek. Různorodost substrátů na dně dala možnost širokému rozvoji bentosu, který je přirozenou potravou pro ryby.

Obr. č. 24 Situační náčrt rybího přechodu na řece Blanici v Bavorově



Výzkumné sledování osidlování a kontrola průchodnosti rybího přechodu na Blanici probíhalo v letech 2001 - 2003. Kontrolní odlovy ryb, které osidlovaly rybí přechod se dle možností prováděly po celý rok v měsíčních intervalech (Persat, Copp, 1990). Vlastní lov ryb se uskutečnil pomocí elektrického přenosného agregátu – typové označení EFKO 1500. Rybí přechod byl rozdělen na

Obr. č. 25 Instalace odlovných klecí



bystřinnou horní část (vyšší spád a rychlost vody) a navazující spodní tůňový úsek (mírný spád toku a nízké proudění vody s tišinami). Obě části se samostatně a opakovaně lovily, abychom získali základní data pro odhad celkové abundance ryb ve sledovaných lokalitách podle Sebera et Le Crena, 1967:

$$S = (C_1^2 - C_2) / (C_1 - C_2)$$

S - celkový počet ryb v lokalitě
 C₁ - počet ryb z prvního lovu
 C₂ - počet ryb z druhého lovu

U odlovených ryb se zjišťovala druhová rozmanitost, ichtyomasa a délka těla. Změřené a zvažené ryby byly vždy vráceny do své původní lokality výskytu.

Druhová biodiverzita a ekvitabilita sledovaných lokalit se zjišťovala podle Shannon – Wienerův indexu diverzity:

$$D = - \sum_{i=1}^s P_i (\log_e P_i)$$

P_i = N_i/N
 N_i – početnost i-tého druhu
 N – celkový počet odlovených ryb

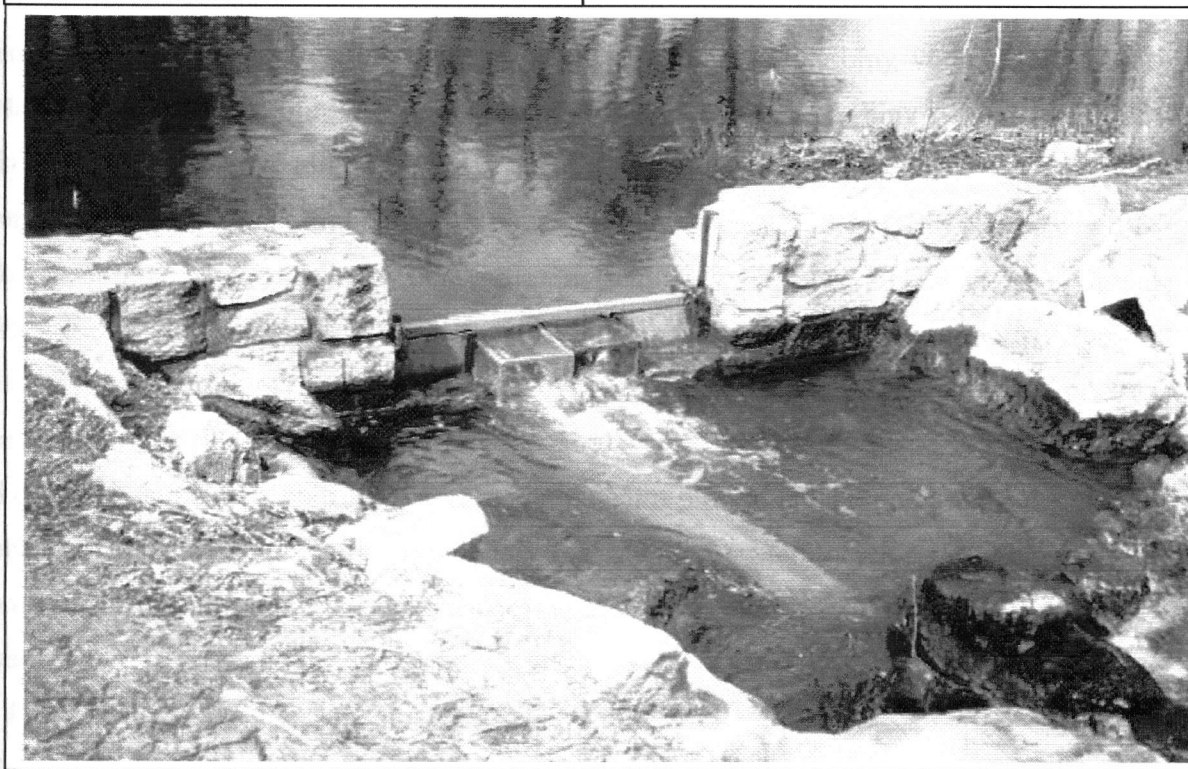
a ekvitabilita:

$$E = \frac{D}{D_{max}}$$

Při terénním sledování, měření a zejména vážení odloveného vzorku je nezbytné zjišťovat tyto data s co největší přesností. Nemenší přesnosti je převážně docilováno při stanovování individuální biomasy odlovených ryb. Proto jsme se snažili aplikovat matematický model tureckých ichtyologů na zjišťování individuální hmotnosti mořských druhů ryb, na našich vnitrozemských tocích. Autoři Filiz, Bilge (2004) použili nelineární vztah mezi délkou těla (L) a váhou (W) ryb.

$$W = a \cdot L^b \quad \text{kde } a, b \text{ jsou hledané parametry (lišící se podle druhu ryby)}$$

Obr. č. 26 Vtok RP na Blanici u Bavorova



Pro kontrolu migrační průchodnosti byly zhotoveny dvě síťové klece (Obr. 25, 26). Klece sloužily k odchytu ryb migrujících proti proudu a zároveň po proudu rybím přechodem na řece Blanici (Hladík, Kubečka, 2003, Dvořák, 2001). Selektivitu klecí určovala použitá síťovina, která měla velikost ok 6 x 6 mm. Klece se instalovaly do vtoku rybiho přechodu v průběhu vegetačního roku. Podle možností bylo prováděno kontrolní sledování migrací, které průměrně trvalo 14 odlovných dnů, každý měsíc. U odlovených ryb se zjišťovala jejich abundance, druhová rozmanitost, ichtyomasa a ichtyologická délka. Po změření a zvážení byly ryby navraceny zpět do toku Blanice za odlovné klece, ve směru kterým původně migrovaly.

Mimo prováděných odlovů byla dále měřena teplota vody, obsah rozpuštěného kyslíku, pH, vodivost vody multifunkčním měřicím přístrojem Gryf 158, rychlost proudění a hloubka vody v jednotlivých úsecích rybiho přechodu.

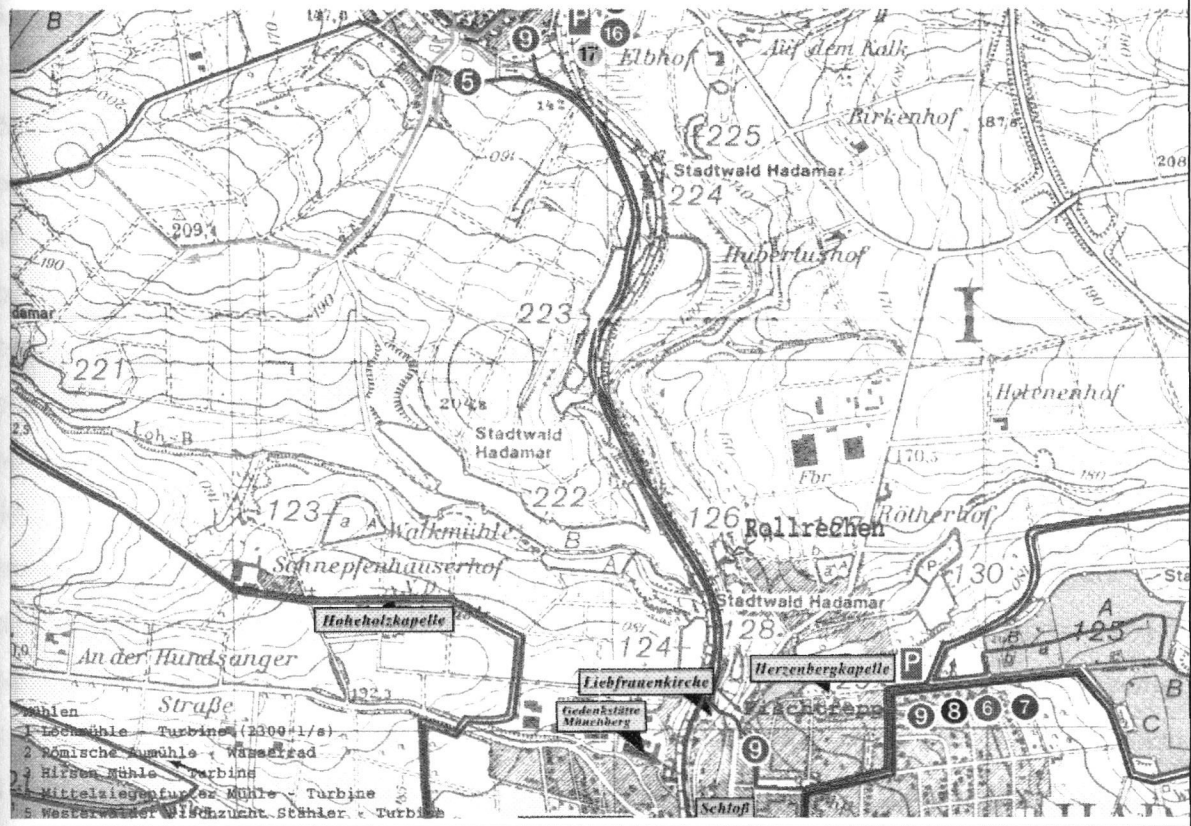
4.3. Elbach - MVE Hadamar

Každoročně vysoké ztráty na rybích obsádkách způsobené průchodem ryb skrz turbíny vodních elektráren si vynutily pozornost nejenom rybářů, ale i široké veřejnosti. Tudíž je snahou tyto ryby účinně chránit a odvádět je mimo smrtící údery lopatek. V dnešní době je již známa řada zábran, které účinně brání rybám v průchodu skrz turbíny vodních elektráren. Avšak tyto zábrany již hůře řeší možnosti převádět ryby okolo turbíny a umožnit rybám pokračovat v poproudové migraci. Ryby vybuzené k migraci se totiž před takovouto zábranou hromadí a je jen otázka času, kdy se jim podaří zábranu překonat. Při větším počtu ryb může dokonce dojít k zahlcení zábrany ichtyomasou (tento jev je především znám při migraci pohlavně dospívajících úhořů). Takto zahlcenou zábranu je nutno vyzvednout z vody a vyčistit. Tak se ovšem otvírá pro po proudově migrující ryby cesta, která zpravidla končí na lopatkách turbín. Nedojde-li přímo k usmrcení ryb, tak dochází k nejrůznějším poškozením (od odřených šupin přes vnitřní krvácení, k amputacím ploutví nebo k naseknutí těl). S tímto problémem se celkem spolehlivě vypořádaly rolovací česla, která nejen že zabraňují rybám v průchodu vodní turbínou, ale dokonce je vynášejí pomocí žlábků do obtokové strouhy a navádí je zpět do řeky pod turbínu.

Posuzovaná rolovací česla jsou ve zkušebním provozu již tři roky a jsou instalována před turbínou malé vodní elektrárny v Hadamar (obr. 23). Městečko Hadamar se nachází šedesát kilometrů severně od Frankfurtu. Geografické souřadnice jsou $N = 50^{\circ}27'307''$, $EO = 08^{\circ}02'740''$. Malou vodní elektrárnu o maximální hltnosti 350 l pohání voda, jež je přiváděna k turbíně náhonem z řeky Elbach. Tento náhon je široký 2.5 m, hluboký 1 až 1,5 m a dlouhý 650 m. Před elektrárnou je náhon zatrubněn v délce 50 m.

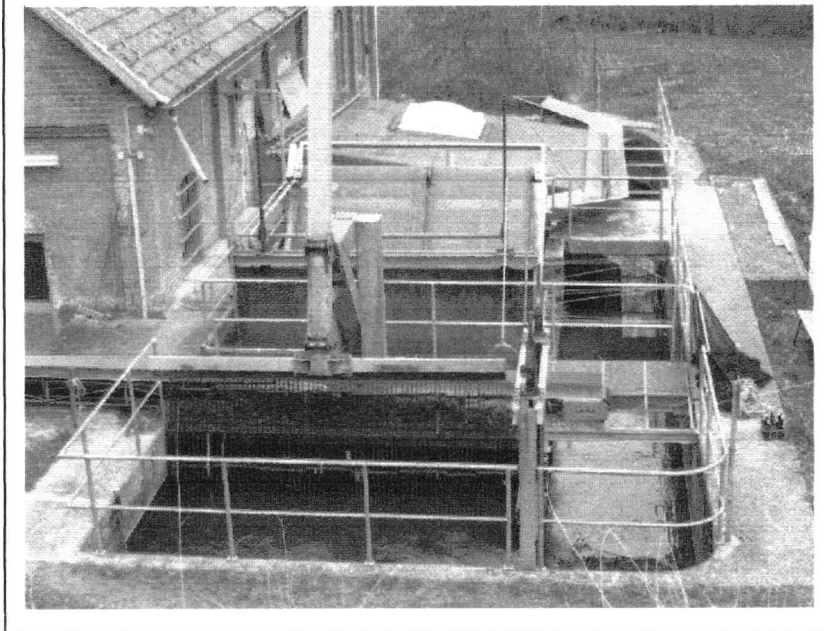
Vyústění potrubí je 3 m před hrubými česlemi. Vzdálenost mezi jednotlivými pruty těchto samočisticích česel je 5 cm. Za hrubými česlemi je bezpečnostní hrazení, které i při plném otevření zasahuje 20 cm pod hladinu. Toto ponoření způsobuje nežádoucí turbulentní proudění vody.

Obr. č. 23 Lokalita MVE Hadamar



Zařízení vynášecích česlí je namontované v kovovém rámu (obr. 24), který určuje šikmé nastavení česlí. Vlastní vynášecí síť tvoří dva nekonečné pásy z antikorových lanek vypletených napříč nerezovými pruty. Velikost otvorů mezi lanky a pruty je 8x15 mm. Na pásech jsou připevněny vynášecí korýtky z plastové hmoty. Na levém pásu je připevněno sedm vynášecích korýtek a na pravém pásu šest korýtek. Otáčky česlí jsou 0,25 otáček za minutu. Rám se síťovinou vstupuje do vody pod úhlem 40° a končí u dna těsně za hradící stěnou. Ke dnu je fixován pruh gumotextýlie, který kopíruje vynášecí pás s korýtky a zároveň zamezuje průchodu ryb pod vynášecí sítí.

Obr. č. 24 Vynášecí česla před vtokem do MVE Hadamar



Vlastní pozorování bylo prováděno na podzim 2002 nepřetržitě 96 hodin, v roce 2003 kontinuálně 144 hodin a 2004 proběhlo jarní sledování migrací ryb opět 96 hodin.

Ryby, které migrovaly náhonem i jeho zatrubněnou částí se dostaly do prostoru před hrubá česla, kterými bez větších problémů propluly. Visuelně bylo pozorováno několik velkých ryb pro které měly hrubé česle zhoršenou průchodnost. Většina velkých ryb však bez potíží vymigrovala z tohoto prostoru proti proudu zpět do náhonu. Ryby prošlé hrubými česlemi připlouvaly k rolovacím česlům, na které najížděly a pomocí žlábků připevněných na síťovině byly vynášeny do odvodového žlabu. Do tohoto žlabu byla pomocí čerpadla nepřetržitě přiváděna voda, která vynesené ryby směřovala za turbínu zpět do volné vody Elbachu. Ryby odchycené přímo ze žlábků na rolovacích česlech nebo v odvodovém kanálku byly druhově determinovány, byla zaznamenána doba ulovení, změřena ichtyologická délka těla a zjištěna hmotnost těla ryb. Dále byl posouzen a zaznamenán zdravotní stav ulovených ryb. Zdravotní stav se hodnotil v čtyřbodové stupnici: 0 – ryba bez poškození, 1 - ryba s povrchovým poškozením, bez následků (odřené šupiny, natržené ploutve); 2 - ryba s vážným poškozením s následky (bez oka, bez ocasní ploutve, roztržená svalovina); 3 - ryba mrtvá. Vzhledem k technické odlišnosti žlábků na levém a pravém pásu síťoviny byl zaznamenáván i pás, který danou rybu vynesl.

Po zjištění všech údajů byly odlovené ryby vráceny do řeky Elbach.

5. Výsledky

5.1. Migrace ryb MVE Rožmberk

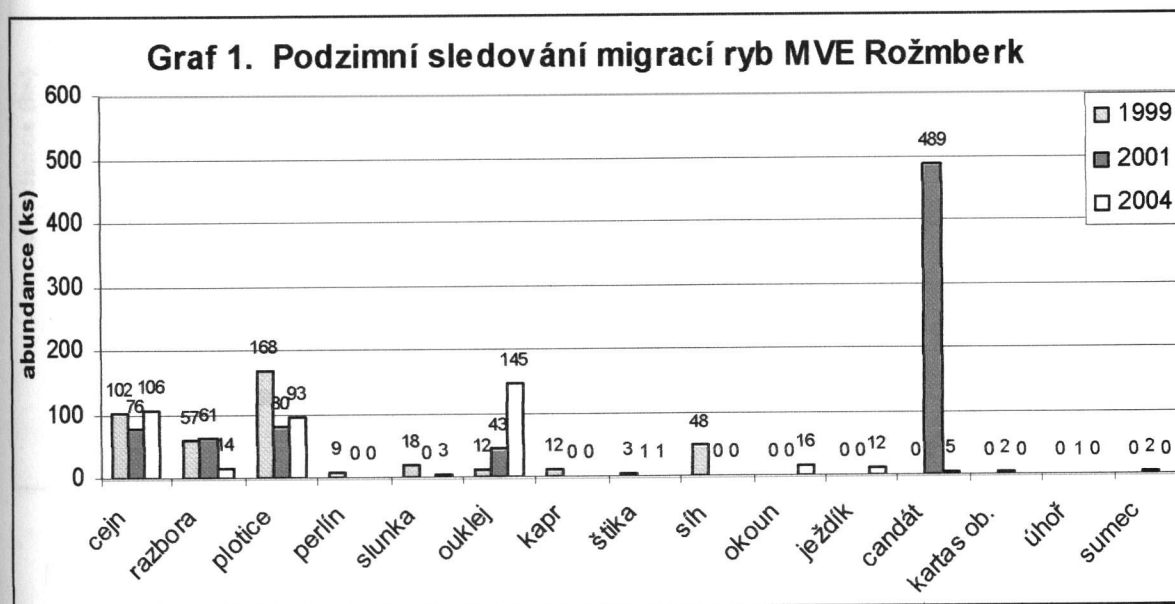
5.1.1. Sledování migrací ryb MVE Rožmberk

Z dosažených výsledků vyplývá, že při podzimní migraci bylo v roce 1999 odloveno 9 druhů ryb o celkové abundanci 429 ks. nejvíce byla lovena plotice obecná 168 ks, cejn velký 102 ks, střevlička východní 57 ks a zjištěn byl i síh 48 ks. Ostatní druhy slunka obecná, kapr obecný, ouklej obecná, perlin ostrobřichý a štika obecná se vyskytovaly jen ojediněle a v nižším počtu.

V roce 2001 opět 9 druhů ryb o celkové abundanci 755 ks ryb s výraznou převahou tohoto candáta obecného (489 ks), další výrazná migrace byla zaznamenána u plotice obecná 80 ks, cejn velký 76 ks, střevlička východní a ouklej obecná 43 ks. Odloveni byli i 2 ks sumce velkého a 2 ks karase obecného.

V roce 2004 bylo odloveno 9 druhů ryb o celkové abundanci 395 ks ryb s převahou oukleje obecné 146 ks, cejna velkého 106 ks a plotice obecné 93 ks. Dále byl uloven okoun říční 16 ks, střevlička východní 14 ks, ježdík obecný 12 ks, candát obecný 5 ks a slunka obecná 3 ks. zaznamenan byl i úlovek jedné štiky obecné.

Souhrnné výsledky podzimních odlovů jsou znázorněny v grafu 1.



Zvýšený výskyt juvenilního candáta obecného v roce 2001 byl způsoben vytvořením vhodných podmínek (teplota a kvalita vody) k výtěru generačních ryb candáta, což se

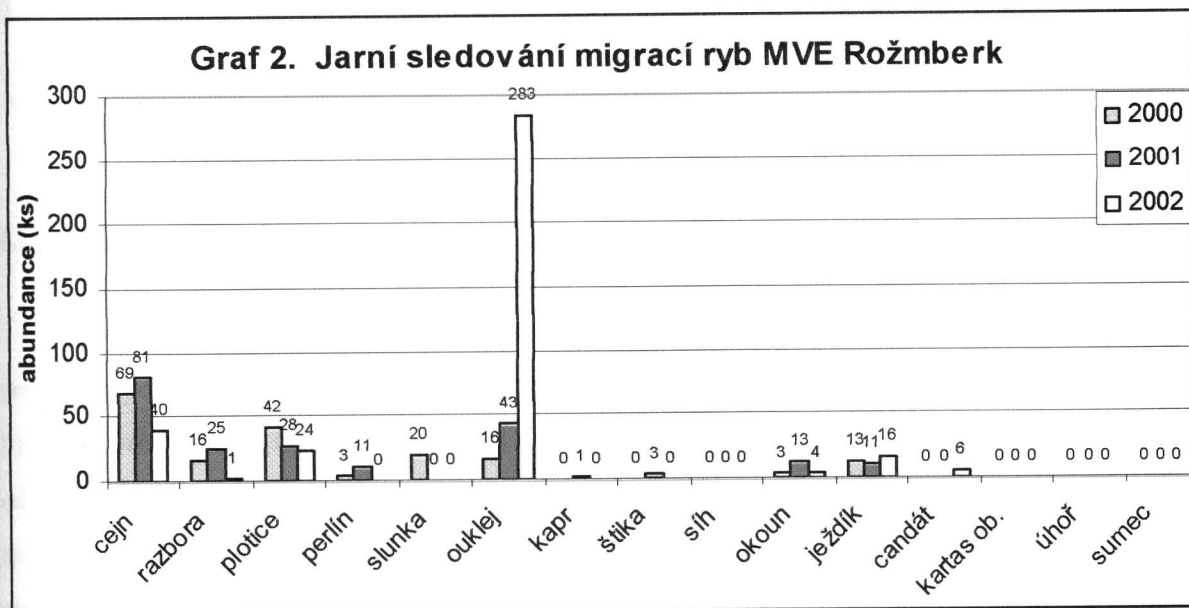
v rybníce Rožmberk stává ojediněle. Průměrná teplota vody (graf 3) v průběhu sledování kolísala od 5 do 6,8 °C a byla vyrovnaná bez výrazného kolísání. Průtok vod MVE dosahoval až 5,8 m³·s⁻¹.

V průběhu jarních sledování migrací ryb MVE Rožmberk bylo v roce 2000 odloveno 8 druhů ryb o celkové abundanci 182 ks. V úlovku dominoval cejn velký 69 ks, dále byla odlovena plotice obecná 42 ks, slunka obecná 20 ks, ouklej obecná 16 ks, střevlička východní a ježdík obecný 13 ks. zaznamenan byl i okoun říční 3 ks a perlín ostrobřichý 3 ks.

V roce 2001 bylo odloveno 9 druhů ryb o celkové abundanci 216 ks. Mezi odlovenými druhy opět dominovali cejn velký 81 ks, ouklej obecná 43 ks, plotice obecná 28 ks a střevlička východní 25 ks. zaznamenan byl i okoun říční 13 ks, ježdík obecný 12 ks, perlín ostrobřichý, 3 ks štiky obecné a jeden kapr obecný.

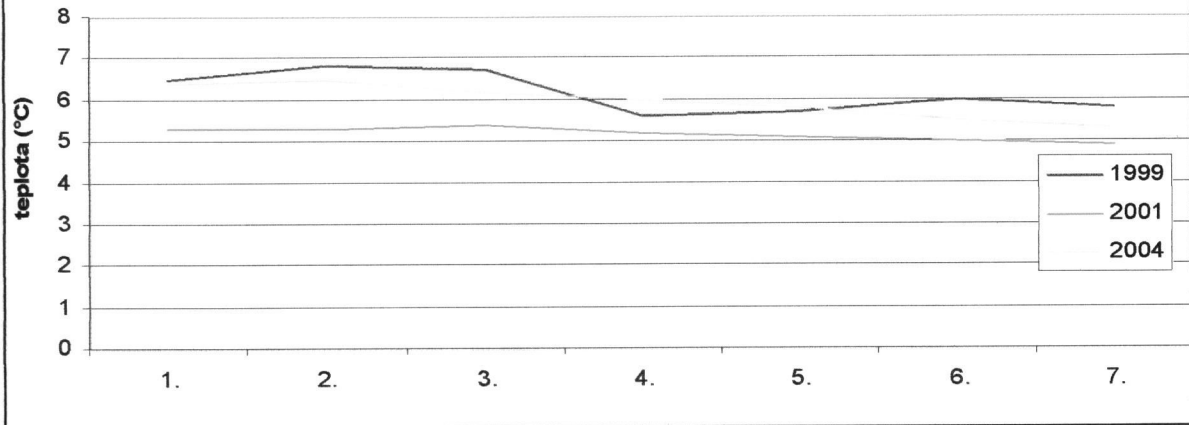
V roce 2002 se podařilo odlovit 7 druhů ryb o celkové abundanci 374 ks, s výraznou převahou oukleje obecné (283 ks). Zjištěna byla i migrace cejna velkého 40 ks, plotice obecné 24 ks, ježdíka obecného 16 ks. Zaznamenan byl candát obecný v počtu 6 ks, okoun říční 4 ks a střevlička východní 1 ks.

Výsledky jarních odlovů jsou znázorněny v grafu 2.

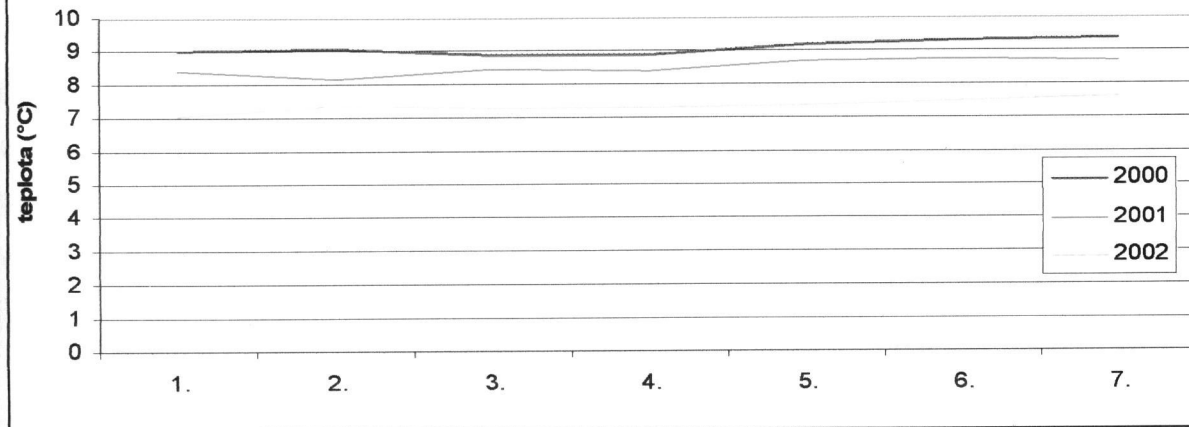


Průměrná denní teplota jarní vody protékající turbinou (graf 4) byla 7,2 – 9,5 °C. Průtoky vody MVE byly vyrovnané a pohybovaly se mezi 4,1 – 5,5 m³·s⁻¹.

Graf 3. Průměrná denní teplota vody při podzimních sledováních MVE Rožmberk



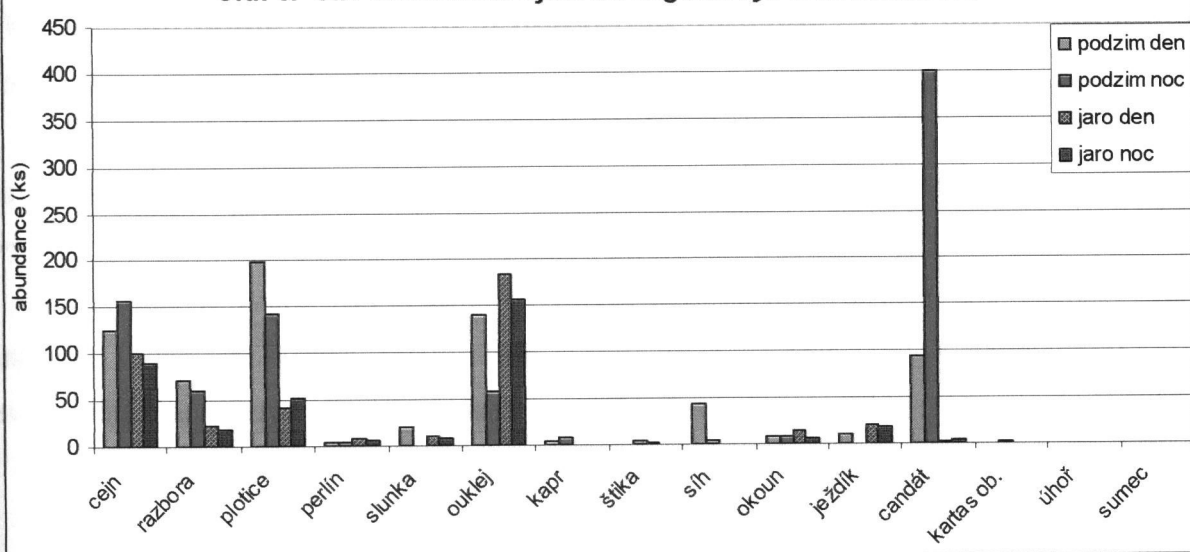
Graf 4. Průměrná denní teplota vody při jarních sledováních MVE Rožmberk



5.1.2. Intenzita migrací ryb v průběhu diurnálního cyklu

Vliv diurnálního cyklu na intenzitu migrace ryb MVE Rožmberk se podařilo prokázat pouze při podzimní migraci candáta obecného. Během nočního pozorování od 18,00 do 6,00 bylo odloveno 400 ks tohoročka candáta obecného a při denním sledování od 6,00 do 18,00 se odlovilo pouze 94 ks. Cejn velký byl v průběhu sledování odlovován při podzimních migracích převážně v noci a na jaře byla zjištěna silnější denní migrační aktivita, narozdíl od opačné migrační aktivity plotice obecné. Zvýšená denní migrační aktivita oproti se projevila u oukleje obecné a střevličky východní. Intenzita migrace ostatních ryb je ovlivňována zejména vyšším průtokem vody, teplotou vody, únikovou reakcí při vypouštění rybníka a diurnální cyklus je pouze doplňkovým nikoli základním faktorem působícím na migraci ryb (graf 5).

Graf 5. Vliv diurnálního cyklu na migrace ryb MVE Rožmberk



Dříve intenzivní podzimní migrace úhořů z rybníka Rožmberk v průběhu jeho výlovů jsou dnes již zanedbatelné. I přesto, že období (říjen), teplota vody (7 – 8 °C) i zvýšený průtok vody z vypouštěného rybníka intenzitu migrací úhořů výrazně zvyšuje (Peňáz, Prášil 1987). Nulový úlovek úhoře byl pravděpodobně způsoben velmi nízkým výskytem úhoře říčního v rybníku Rožmberk a rovněž tím, že ČRS již omezil intenzivní vysazování úhořůho monté a juvenilních úhořů do horní tok Lužnice a jejich přítoků.

5.1.3. Zdravotní stav a druh poranění procházejících ryb

Kromě početnosti bylo sledováno vnější a vnitřní poranění ryb při průchodu vtakovým objektem a turbínou. U starších ryb s větší tělesnou délkou cejn, plotice, štika byly nalezeny nejrůznější druhy poškození (graf 6). Od okrsků na těle bez šupin, vyboulení očí (exophthalmus), vnitřnímu krvácení do svaloviny a vnitřních orgánů u větších i menších jedinců především plotic a cejna, až k oddělení ploutví a částí těla (Hartvich, 1995)

Odloveno bylo několik částí rozseklých těl, jedinců s useklým skřelovým víčkem cejna a plotice. Zjišťování příčiny poškození bylo problematické a mohlo být způsobeno dvěma faktory, při čistění česlí na nasávacím kanálu, které byly čistěny mechanicky hráběmi a ryby přisáté na česle mohly být poškozeny (o čemž svědčí častý výskyt velkých kaprových šupin odchycených v síti), nebo poškození způsobuje turbína (např. useklá skřelová víčka).

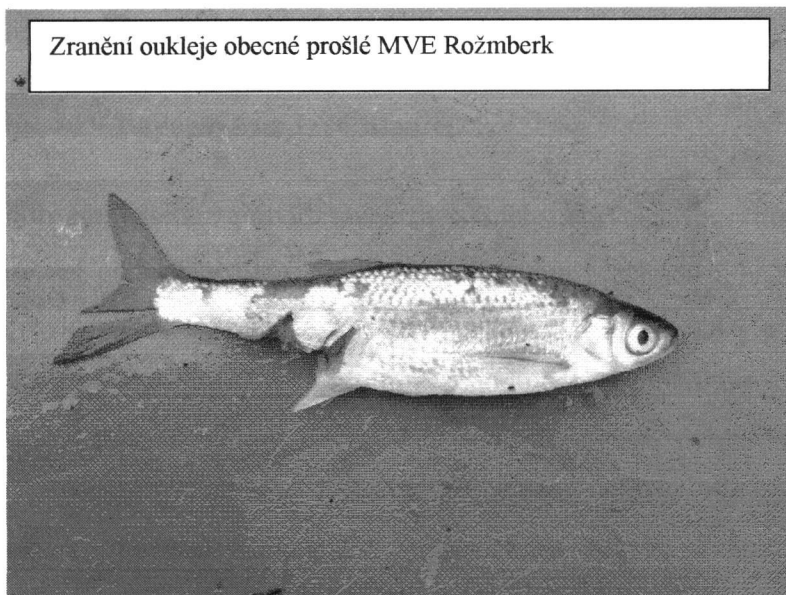
Oukleje měli většinou poškozenou a odřenou kůži s místy bez šupin a roztřepené, či úplně chybějící části ocasní ploutve, což pravděpodobně způsobilo tření v blízkosti turbíny a mechanické odírání v turbině (obr. 25).

Odlovené štiky měly poškozený epidermis, odřený až na svalovinu s výraznými krváceninami. Při pitvě byla v kaudální části těla zjištěna fraktura páteře se silným krevním výronem.

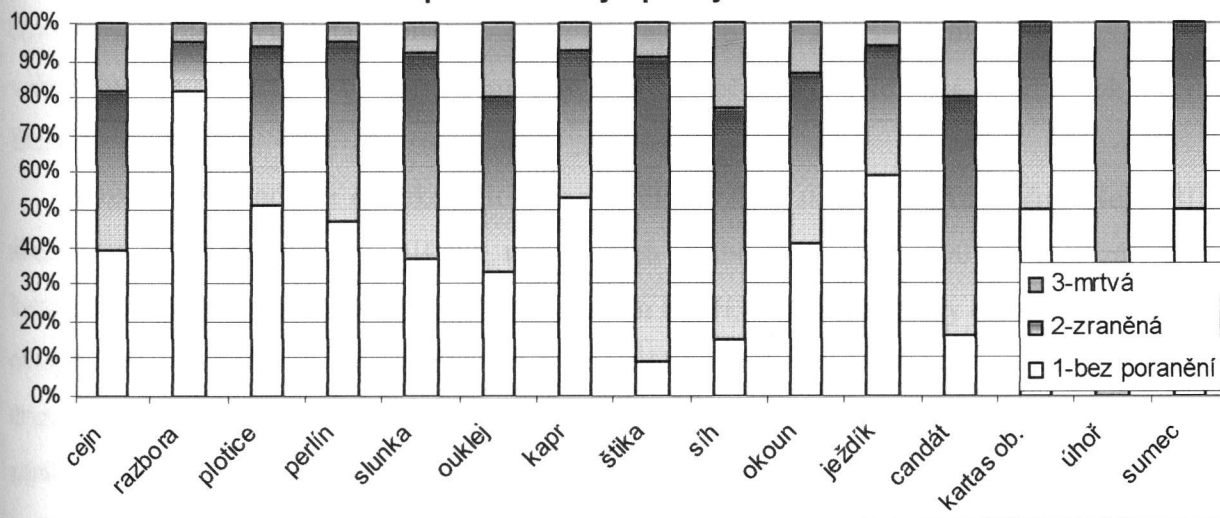
U odloveného kapra bylo zjištěno poškození kůže na třech místech, kde chybělo větší množství šupin, kůže byla odtržena od svaloviny, byla nesouvislá a pohmožděná. Ve svalovině se nacházely krváceniny a hematomy. Páteř nebyla porušena.

Ulovený úhoř říční vykazoval frakturu páteře, kterou potvrdila terénní pitva.

Tohoroček candáta obecného po průchodu MVE trpěl dočasnou desorientací v prostoru z 85 % odlovených jedinců.



Graf 6. Četnost poranění u ryb prošlých MVE Rožmberk



5.2. Migrace ryb rybím přechodem na řece Blanici u Bavorova

Střední tok Blanice okolo Bavorova je typickým lipanovým rybím pásmem. V toku se střídají peřejnaté úseky a hlubší tůně. Při monitoringu ichtyofauny řeky Blanice v roce 2002 – 4 byla v lokalitě Bavorov zjištěna přítomnost 19 druhů převážně reofilních, dále eurytopních a limnofilních druhů ryb. Nejvyšší početnost byla zjištěna u druhu *Leuciscus leuciscus*, *Rutilus rutilus*, *Leuciscus cephalus*, *Gobio gobio*, *Perca fluviatilis*, *Barbatula barbatula*, *Salmo trutta m. fario*, *Pseudorasbora parva*, *Thymalus thymalus*, *Esox lucius*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Cottus gobio*. Druhy *Phoxinus phoxinus*, *Lota lota*, *Alburnus alburnus*, *Anguilla anguilla*, *Lampetra planeri*, *Tinca tinca*, *Barbus barbus* se vyskytovaly vzácně nebo jen ojediněle a většinou určitým typem mikrohabitatu.

5.2.1. Výskyt ryb v rybím přechodu v Bavorově na řece Blanici

Výsledky odlovů elektrickým agregátem v pravidelných měsíčních intervalech v rybím přechodu na řece Blanici v Bavorově podává ucelený přehled o osidlování přechodu rybami v průběhu celého roku. Celkově bylo v roce 2002 odloveno 609 ks ryb o biomase 9501 g a v roce 2003 bylo odloveno 993 ks o biomase 7867 g. V rybím přechodu bylo v průběhu roku uloveno 17 druhů ryb 7 čeledí – kaprovití (*Gobio gobio*, *Leuciscus leuciscus*, *Leuciscus cephalus*, *Barbatula barbatula*, *Phoxinus phoxinus*, *Tinca tinca*, *Rutilus rutilus*, *Barbus barbus*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Alburnus alburnus*, *Pseudorasbora parva*), štikovití (*Esox lucius*), lososovití (*Salmo trutta m. fario*), lipanovití (*Thymalus thymalus*), okounovití (*Perca fluviatilis*), úhořovití (*Anguilla anguilla*), treskovití (*Lota lota*) a čeleď mihulovití (*Lampetra planeri*) viz data tabulka č. 2 a 3. Z údajů vyplývá, že přírodě blízký rybí přechod v Bavorově je vhodným biokoridorem pro rybí společenstvo osidlující střední tok řeky Blanice.

V rybím přechodu se dle ekologického rozdělení ryb vyskytovaly tři skupiny. Nejvyšší abundance a biomasa byla zjištěna u reofilních druhů ryb v roce 2002 a to v září po katastrofické srpnové povodni, v roce 2003 v srpnu a září, dále následovaly eurytopní druhy a okrajově se vyskytovaly i limnofilní druhy. V průběhu roku se abundance ryb, biomasa i druhové osídlení rybího přechodu výrazně měnilo. Vliv na osídlení rybího přechodu měla zejména teplota vody, která v zimních měsících poklesla na 0 °C a v letních měsících vystoupila až na 19 °C.

Ve všech odlovech se v úlovku vždy vyskytoval jelec proudník, který trvale osidloval rybí přechod spolu s okounem říčním. Hluboký spodní tůňový úsek rybího přechodu se stal lokalitou, ve které ryby přečkávají období nepříznivých vodních poměrů, zejména v době vysokých průtoků v řece vlivem jarního tání, přívalových deštích nebo podzimního vypouštění rybníků. Rybí přechod byl rybami osidlován i v době nízkých průtoků v řece, v jeho spodní hlubší části. Přírodní charakter břehů, břehových porostů, litorálu, dnový substrát v rybím přechodu je lokalitou, která je hojně osídlována drobným rybím plůdkem říčních druhů ryb (období nízkých průtoků, povodně) v řece Blanici. Při odlovech ryb elektrickým agregátem bylo v rybím přechodu opakovaně uloveno i několik exemplářů raka říčního. V zimních měsících byl potvrzen výskyt i vydry říční (stopy, trus).

Tab. 2 Elektrolov RP Bavorov 2002	Eko. skupina	IV.		VI.		VII.		IX.		X.		XI.		XII.	
		N	W	N	W	N	W	N	W	N	W	N	W	N	W
<i>Gobio gobio</i>	reofilní	12	151			1	5	16	106	2	7	16	148	8	100
<i>Leuciscus leuciscus</i>	reofilní	43	441	12	502	20	1079	59	136	1	45	3	5	5	183
<i>Leuciscus cephalus</i>	reofilní	7	134	8	459			7	510			2	13	2	37
<i>Thymalus thymalus</i>	reofilní					2	17	1	67					2	243
<i>Barbatula barbatula</i>	reofilní			2	14	5	47	4	22	1	35				
<i>Salmo trutta m. fario</i>	reofilní	6	166	3	83	4	213	3	30			1	125		
<i>Phoxinus phoxinus</i>	reofilní	3	16	4	11	11	48	2	6			1	0,8	1	2
<i>Lampetra planeri</i>	reofilní							1	11					1	10
<i>Lota lota</i>	reofilní	1	105					1	30	2	220	1	140		
<i>Tinca tinca</i>	limnofilní													1	4
<i>Perca fluviatilis</i>	eurytopní	5	177	8	247	6	224	22	410	1	100	5	160	4	33
<i>Rutilus rutilus</i>	eurytopní	1	6	1	20			4	17			1	64	2	47
<i>Pseudorasbora parva</i>	eurytopní	14	16	2	11	120	429	80	207	11	41	12	9	15	34
<i>Esox lucius</i>	eurytopní					1	100	2	365	1	195				
<i>Anguilla anguilla</i>	eurytopní							5	637	2	225				
Celková abundance	609	92		40		170		206		21		42		41	

N – početnost, W - hmotnost

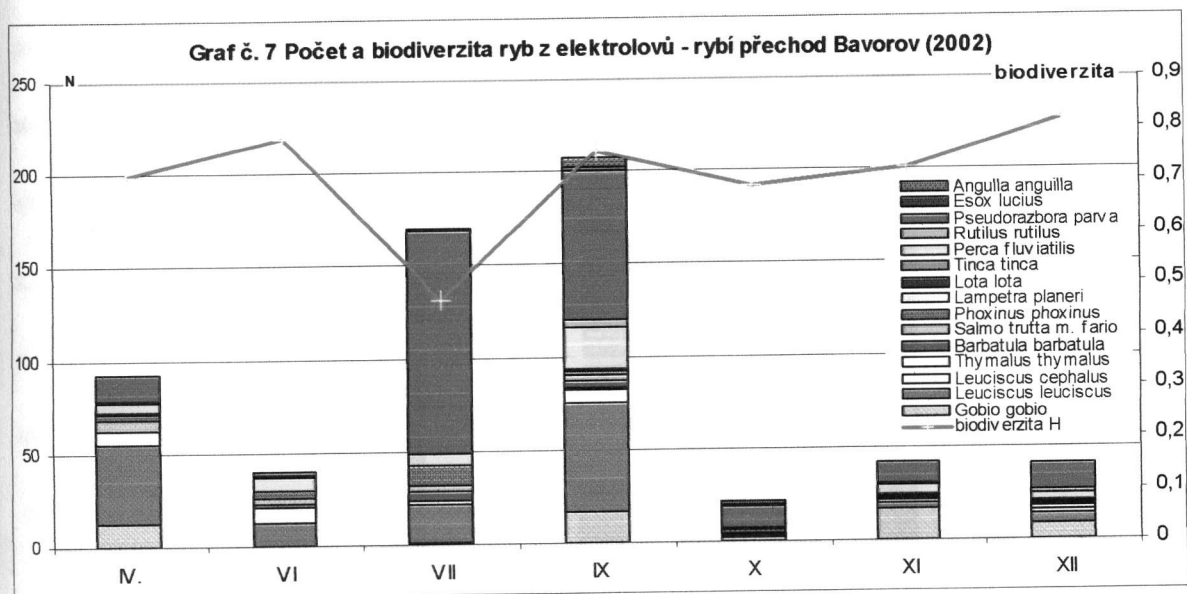
Tab. 3 Elektrolov RP Bavorov 2003	Eko. skupina	I.		II.		III.		IV.		V.		VI.		VII.		VIII.		IX.		X.		XI.	
		N	W	N	W	N	W	N	W	N	W	N	W	N	W	N	W	N	W	N	W	N	W
<i>Gobio gobio</i>	reofilní			3	12	8	45					8	97	5	65	16	146	12	74	28	106	11	72
<i>Leuciscus leuciscus</i>	reofilní	1	4	2	2	70	304	4	18	2	4	26	34	7	54	74	423	19	299	6	47		
<i>Leuciscus cephalus</i>	reofilní					2	11	1	6	6	47	9	70	1	8	38	276	2	15	3	57		
<i>Thymalus thymalus</i>	reofilní	1	10	2	405					15	92	11	101	5	39								
<i>Lota lota</i>	reofilní					2	456															1	51
<i>Barbatula barbatula</i>	reofilní					2	4	1	5	12	96	18	193	9	67	8	68	4	45				
<i>Barbus barbus</i>	reofilní									1	11												
<i>Salmo trutta m. fario</i>	reofilní	1	11					1	2	12	70	16	124	2	12	3	139	3	21	4	56		
<i>Phoxinus phoxinus</i>	reofilní			2	5	13	36			2	8	3	17	1	4	5	7	9	18	1	2		
<i>Lampetra planeri</i>	reofilní	1	9	1	3	5	18			2	23	2	36	2	21								
<i>Tinca tinca</i>	limnofilní			2	5																		
<i>Scardinius erythroph.</i>	limnofilní									1	9			1	8								
<i>Perca fluviatilis</i>	eurytopní			11	91	4	25	5	136	6	137	7	139	10	183	6	100					3	19
<i>Alburnus alburnus</i>	eurytopní					2	8									14	40						
<i>Rutilus rutilus</i>	eurytopní					1	2									196	999	10	84				
<i>Pseudorasbora parva</i>	eurytopní			1	2	131	455	13	40	1	6	2	3	2	13	1	2	10	21				
<i>Esox lucius</i>	eurytopní			1	251					1	10			1	106								
<i>Anguilla anguilla</i>	eurytopní											1	214			1	173						
Celková abundance		993	4	23	240	25	69	100	57	358	85	29											

N – početnost, W - hmotnost

Tabulka č. 4 Počet jedinců z měsíčních elektrolovů v RP Bavorov 2002

Druh	IV.	VI.	VII.	IX.	X.	XI.	XII.
<i>Gobio gobio</i>	12	0	1	16	2	16	8
<i>Leuciscus leuciscus</i>	43	12	20	59	1	3	5
<i>Leuciscus cephalus</i>	7	8	0	7	0	2	2
<i>Thymalus thymalus</i>	0	0	2	1	0	0	2
<i>Barbatula barbatula</i>	0	2	5	4	1	0	0
<i>Salmo trutta m. fario</i>	6	3	4	3	0	1	0
<i>Phoxinus phoxinus</i>	3	4	11	2	0	1	1
<i>Lampetra planeri</i>	0	0	0	1	0	0	1
<i>Lota lota</i>	1	0	0	1	2	1	0
<i>Tinca tinca</i>	0	0	0	0	0	0	1
<i>Perca fluviatilis</i>	5	8	6	22	1	5	4
<i>Rutilus rutilus</i>	1	1	0	4	0	1	2
<i>Pseudorasbora parva</i>	14	2	120	80	11	12	15
<i>Esox lucius</i>	0	0	1	2	1	0	0
<i>Anguilla anguilla</i>	0	0	0	5	2	0	0
biodiverzita	0,717	0,791	0,477	0,76	0,691	0,725	0,818

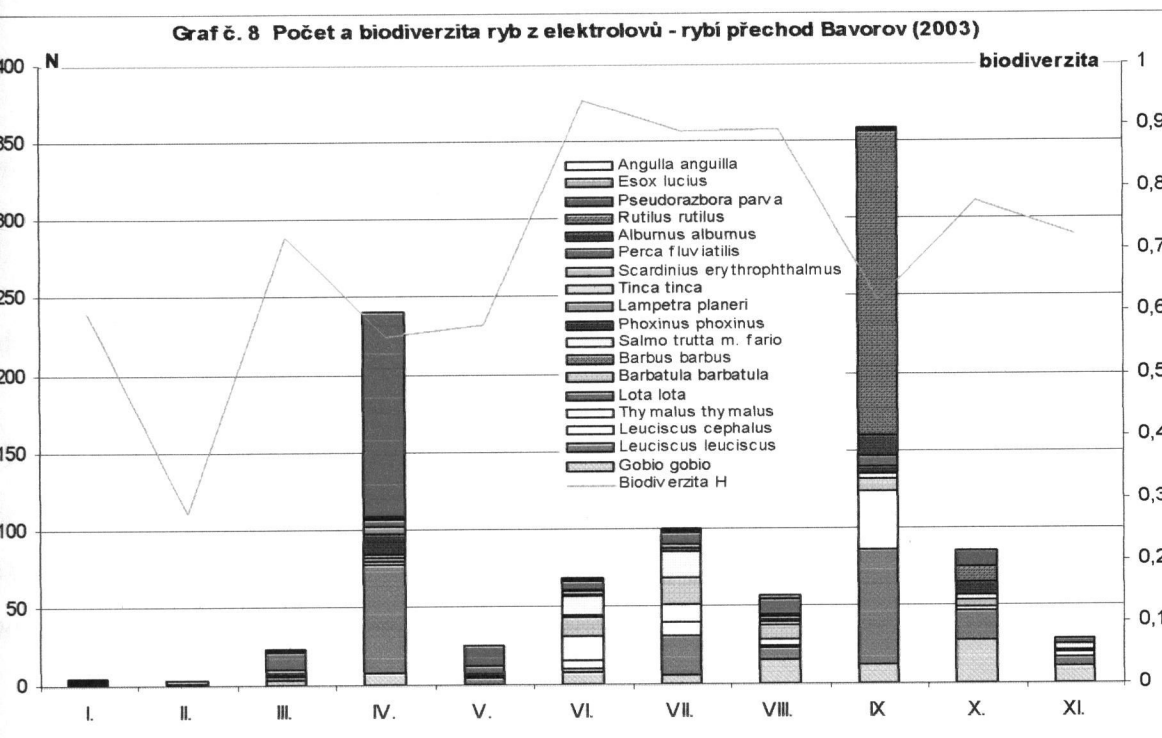
V průběhu roku 2002 se druhové složení ryb v přechodu výrazně neměnilo. Pouze v červenci došlo k poklesu druhové rozmanitosti zvýšeným výskytem jednoho druhu *Pseudorasbora parva*, který se do toku dostával spolu s vodou z okolních rybníků (viz tab. 4). V srpnu se sledování nemohlo provádět pro povodňový stav na toku. Graf č. 7 představuje abundanci jednotlivých druhů ryb v průběhu roku 2002. V červenci a zejména v září se výrazně abundance ryb v rybím přechodu zvýšila tím, že v řece proběhla povodeň a ryby využívaly přechodu jako stávaníště s mírnějším proudem. Po odeznění zvýšených průtoků koncem září abundance ryb opět poklesla a ryby se vrátily na svá původní stanoviště v řece.



Tabulka č. 5 Počet jedinců z měsíčních elektrolovů v RP Bavorov 2003

Druh	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX	X.	XI.
<i>Gobio gobio</i>	0	0	3	8	0	8	5	16	12	28	11
<i>Leuciscus leuciscus</i>	1	0	2	70	4	2	26	7	74	19	6
<i>Leuciscus cephalus</i>	0	1	0	2	1	6	9	1	38	2	3
<i>Thymalus thymalus</i>	1	2	0	0	0	15	11	5	0	0	0
<i>Lota lota</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1
<i>Barbatula barbatula</i>	0	0	0	2	1	12	18	9	8	4	0
<i>Barbus barbus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Salmo trutta m. fario</i>	1	0	0	0	1	12	16	2	3	3	4
<i>Phoxinus phoxinus</i>	0	0	2	13	0	2	3	1	5	9	1
<i>Lampetra planeri</i>	1	0	1	5	0	2	2	2	0	0	0
<i>Tinca tinca</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scardinius erythrophth.</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Perca fluviatilis</i>	0	0	11	4	5	6	7	10	6	0	3
<i>Alburnus alburnus</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	14	0	0
<i>Rutilus rutilus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	196	10	0
<i>Pseudorasbora parva</i>	0	0	1	131	13	1	2	2	1	10	0
<i>Esox lucius</i>	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Anguilla anguilla</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
Biodiverzita	0,602	0,276	0,723	0,561	0,583	0,945	0,896	0,895	0,617	0,778	0,725

V roce 2003 jsme mohli díky mírné zimě sledování provádět i v zimních měsících viz. tab. 5 a graf č. 8. Rozmanitost rybích druhů v přechodu nebyla v průběhu roku rovnoměrná a výrazně se lišilo zimní období a vegetační období. V zimě bylo v rybím přechodu odloveno 25 druhů ryb, kdežto v období vegetace se zde současně vyskytovalo až 12 druhů z celkově odlovených 18 druhů ryb.



V grafu č. 8 je možné pozorovat, že abundance ryb v rybím přechodu výrazně stoupla v období zvýšených průtoků koncem března a dubna a v září. V zimních měsících se abundance i druhová variabilita ryb v přechodu výrazně snížila. Bylo však potvrzeno, že rybí přechod je osidlován rybami po celý rok.

Dále jsme se snažili najít a vytvořit správný vztah mezi délkou těla (L) a váhou (W) odlovených ryb, aby bylo možné omezit individuální vážení ryb a koeficientů odvážených jedinců přepočítat individuální hmotnost pro všechny jedince.

Vycházeli jsme ze vztahu $W = a.L^b$ kde a, b jsou hledané parametry (lišící se podle druhu ryby).

Před použitím této metody jsme si museli odpovědět na několik otázek:

1. Proč je vhodný právě tento model?
2. Jak lze správně odhadnout parametry a, b ?
3. Neexistují vhodnější metody k odhadování parametrů v takovém modelu?

ad 1. Při vynesení námi naměřených dat L a W do grafu jsme zjistili, že skutečně vhodným modelem pro námi hledaného vztahu může být exponenciální regrese

ad 2. v případě odpovědi na druhou otázku se domníváme, že lze použít „metodu linearizace“, tj. uvedený vztah zlogaritmuje a dostaneme:

$$\log W = \log a + b \log L$$

pokud provedeme formální substituci rovnice např.

$$Y = \log W, A = \log a, X = \log L$$

a dostaneme vztah

$$Y = A + b X$$

což je „klasická“ lineární regrese se dvěma parametry A, b a grafem by tedy měla být přímka, což se následně u většiny druhů ryb potvrdilo a lze tedy říci, že námi zvolený model je vhodný pro vyjádření vztahu mezi délkou a váhou ryb.

Parametry A , b jsme odhadli standardním postupem, jde o lineární regresi se dvěma parametry a použili jsme metodu nejmenších čtverců, kde dostaneme i s^2 a koeficient determinace.

Pokud tyto parametry vypočítáme, tak parametr A se v našem původním vztahu ($W = a.L^b$) nevyskytuje, ale platí, že

$$10^A = a \quad \text{parametr } b \text{ se nemění.}$$

ad 3. Existují i další metody jak dostat přesnější výsledky. Jde například o metodu transformovaných dat (viz Spät, 1973). Další vylepšení metody tzv. modifikovaná metoda transformovaných vah byla odvozena v roce 1985. Použití této metody, není zcela jednoduché a je výrazně pracnější.

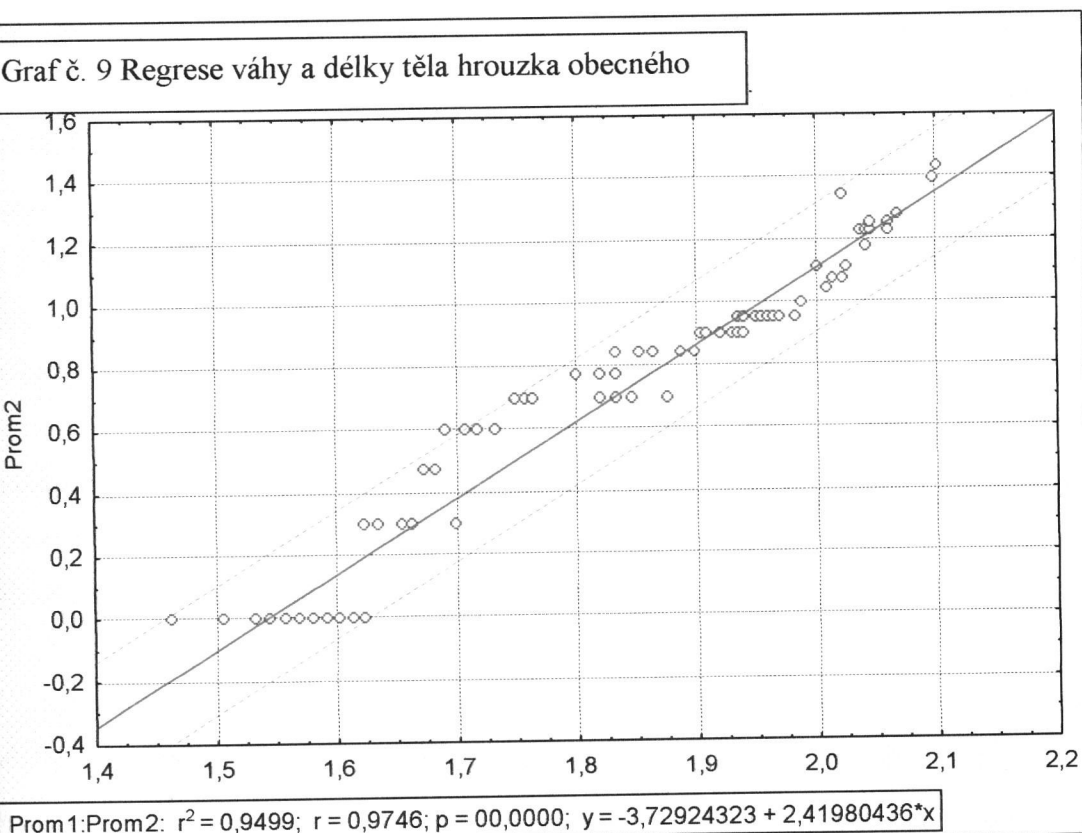
Tabulka 6 předkládá výsledná data nelineární regrese mezi váhou a délkou těla jednotlivých druhů ryb. Jak je patrné na hodnotách determinačního koeficientu, ne u všech ryb vyšly zjišťované koeficienty s dostatečnou pravděpodobností. Nejnižší stupeň pravděpodobnosti jsme zaznamenali u koeficientu mihule potoční (*Lampetra planeri*), je to způsobeno zastavením a úbytkem váhy po dosažení pohlavní dospělosti (nevyrovnanost exponenciální regrese růstu váhy a délky těla), což výsledná data značně zkresluje.

Tabulka 6. Délka těla L (mm), hmotnost W (g) ryb odlovených v RP na Blanicí u Bavorova 2003

Druh	n	$L_{\min} - L_{\max}$	$W_{\min} - W_{\max}$	$W = aL^b$		r^2
				$b \pm 95\% \text{ C.I.}$	a	
<i>Gobio gobio</i>	91	29 - 126	1 - 27	2,4 \pm 0,278	0,0001865	0,95
<i>Leuciscus leuciscus</i>	211	23 - 200	1 - 231	2,2 \pm 0,207	0,0005611	0,83
<i>Leuciscus cephalus</i>	63	30 - 141	1 - 43	2,2 \pm 0,201	0,0005375	0,87
<i>Tinca tinca</i>	2	36 - 47	2 - 3	1,5 \pm 0,043	0,008596	1
<i>Thymalus thymalus</i>	34	50 - 273	4 - 285	2,5 \pm 0,273	0,0001822	0,94
<i>Lota lota</i>	3	146 - 372	51 - 400	2,3 \pm 0,298	0,0003764	0,97
<i>Barbatula barbatula</i>	54	37 - 116	1 - 23	2,2 \pm 0,17	0,0005292	0,81
<i>Perca fluviatilis</i>	52	63 - 178	4 - 87	2,7 \pm 0,21	0,00007085	0,78
<i>Alburnus alburnus</i>	16	40 - 73	1 - 6	2,8 \pm 0,228	0,00004241	0,69
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	2	80 - 87	8 - 9	1,4 \pm 0,01	0,01701	1
<i>Rutilus rutilus</i>	207	25 - 110	1 - 14	2 \pm 0,195	0,00107	0,84
<i>Salmo trutta m. fario</i>	42	44 - 210	2 - 120	2,1 \pm 0,145	0,0008505	0,9
<i>Phoxinus phoxinus</i>	36	30 - 75	1 - 7	2,6 \pm 0,25	0,00008059	0,67
<i>Pseudorasbora parva</i>	161	28 - 75	1 - 7	2,9 \pm 0,196	0,00002841	0,84
<i>Esox lucius</i>	3	100 - 306	10 - 251	2,9 \pm 0,487	0,00001621	0,97
<i>Anguilla anguilla</i>	2	405 - 440	173 - 214	2,6 \pm 0,04	0,00003527	1
<i>Lampetra planeri</i>	13	74 - 162	2 - 19	0,8 \pm 0,239	0,1313	0,36

C.I. konfidenční interval, a úsek vztahu, b sklon vztahu $W = aL^b$, r^2 determinační koeficient, n abundance

průběh koeficientů nelineární regrese váhy a délky těla hrouzka obecného (*Gobio gobio*). je s 0,05 stupni volnosti rozmístěn okolo lineární přímky funkce ($y = 3,73 + 2,42x$) v grafu č. 9.



5.2.2. Migrace ryb rybím přechodem na řece Blanici u Bavorova

Odlovy ryb do upravených vězenců jsme začali provádět v roce 2002, stejně tak i v roce 2003 od dubna, když došlo k snížení průtoků vody v řece z jarního tání. Ukončení odlovů ryb bylo v roce 2002 i 2003 v listopadu, kdy začala horní část rybího přechodu zamrzat. Ryby migrovaly rybím přechodem v průběhu téměř celého našeho sledování. V srpnu, říjnu a listopadu 2002 nám zvýšené průtoky vody v řece neumožnily provést pravidelné měsíční kontrolní odlovy.

Migrace jednotlivých druhů ryb proti proudu i po proudu rybím přechodem v Bavorově na řece Blanici jsou znázorněny procenticky v grafu č. 10 a 11.

V roce 2002 migroval rybím přechodem proti proudu nejvíce okoun říční v průběhu celého roku, jelec proudník a jelec tloušť migrovali převážně v období zvýšených průtoků.

Ostatní druhy ryb, např. pstruh obecný, lipan podhorní, střevele potoční, hrouzek obecný, aj. využívaly rybí přechod v době svých třecích migrací a při vyhledávání vhodného stanoviště, zejména v období výrazných změn vodního prostředí (zvýšené průtoky a proudění vody, změny chemických a fyzikálních vlastností vody). Migrace ryb po proudu byla nejsilnější u střevečky východní a okouna říčního v průběhu celého sledování (graf č. 10).

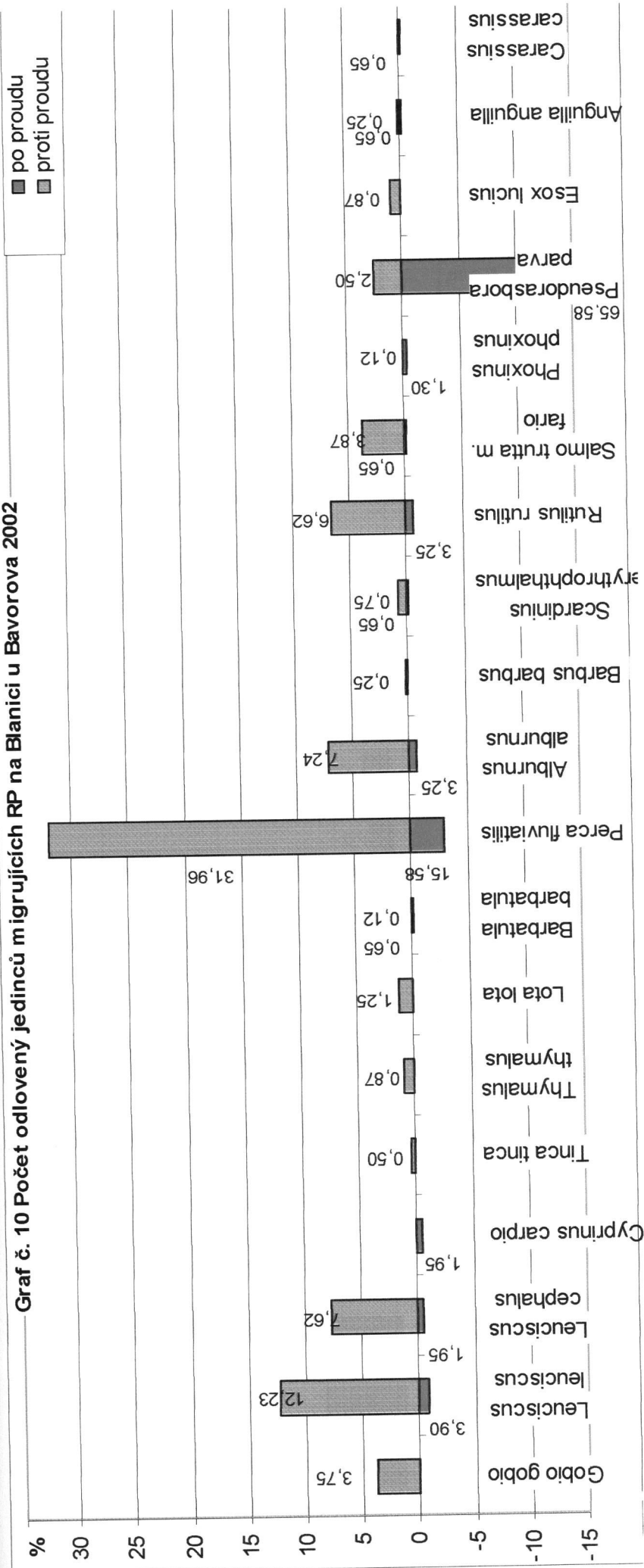
V roce 2003 byla zaznamenána nejsilnější proti proudová migrace u hrouzka obecného v květnu a začátkem června v době zvýšení teploty vody nad 12 °C, kdy dochází k výtěru tohoto druhu. Dále byla zachycena zvýšená migrace plotice obecné a okouna říčního v červnu a září v období zvýšených průtoků vody a nebo těsně po nich. Při porovnání poproudové migrace ryb v roce 2003 s rokem 2002, je vidět výrazné zvýšení migrací většiny druhů. V roce 2003 byla zaznamenána nejsilnější poproudová migrace na podzim u candáta obecného. Většinou se jednalo o vyrovnanou velikost tohoročka, který unikal z vodárenské nádrže Husinec a z rybníků při jejich strojení. Střevečka východní migrovala po proudu rybím přechodem v době sledování průběžně. Výrazně se zvýšila poproudová migrace pstruha obecného, mřenky mramorované, jelce proudníka a hrouzka obecného viz graf č.11.

Vrcholové protiproudové migrace jsme zaznamenali na jaře (duben – květen), v době tření většiny říčních druhů ryb vyskytujících se v Blanici. V letním období při zvýšení teploty a snížení průtoku vody v řece i v rybím přechodu, intenzita migrací ryb výrazně poklesla, zejména v roce 2003 v období července až září (viz graf č. 14 a 15).

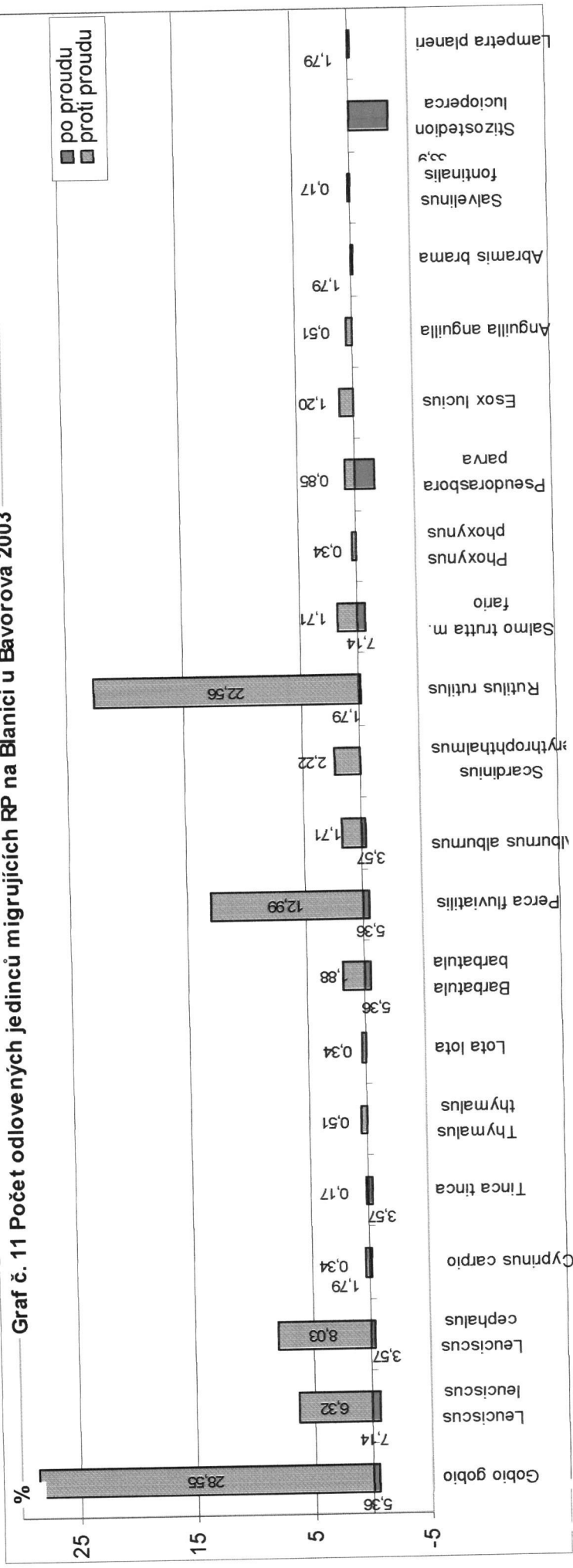
V roce 2002 proběhlo, kromě katastrofické srpnové povodně několik menších lokálních povodní, které pozitivně ovlivnily protiproudové migrace ryb rybím přechodem. Intenzivní poproudové migrace byly zaznamenány v roce 2002 před nástupem srpnové povodně (graf 12 a 13) a v roce 2003 v polovině června, kdy vlivem zvyšující se teplotě vody a snížení obsahu rozpuštěného kyslíku nad jezem migrovaly ryby rybím přechodem do proudných úseků řeky Blanice (graf 15). V podzimním období září a říjnu vlivem zvýšeného průtoku vody řekou (strojení rybníků a trvalejší deštivé srážky) docházelo k intenzivní protiproudové migraci ryb.

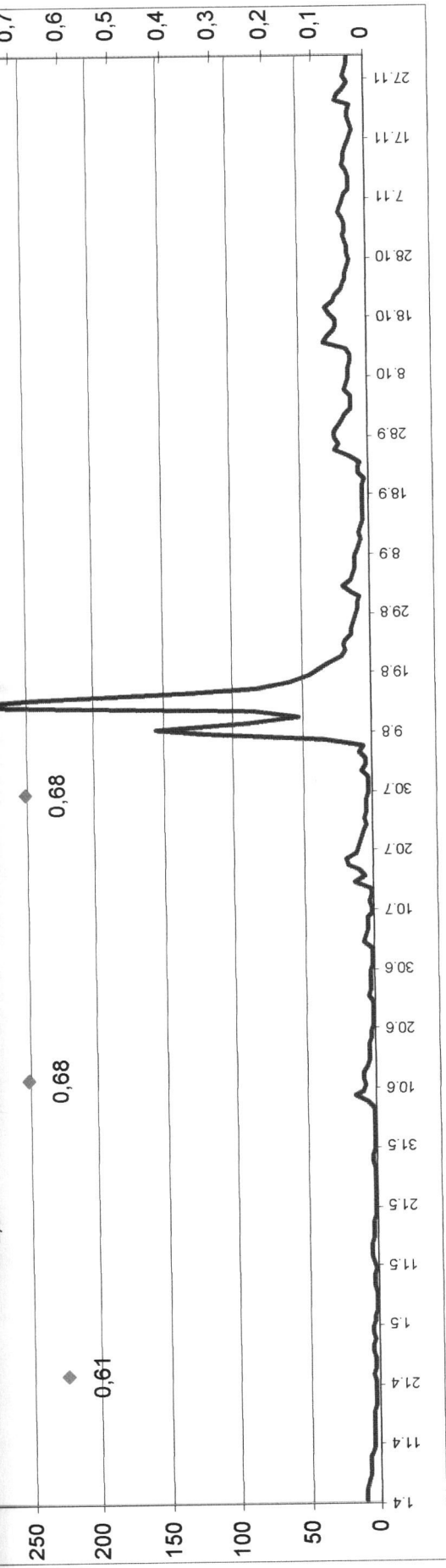
Směrem po proudu toku migrovaly zejména ryby uniklé z rybníčních soustav výše na toku (driftovaly s proudem) a dostávaly se tak do rybího přechodu (*Stizostedion lucioperca*, *Pseudorasbora parva*).

Graf č. 10 Počet odlovený jedinců migrujících RP na Blanici u Bavorova 2002

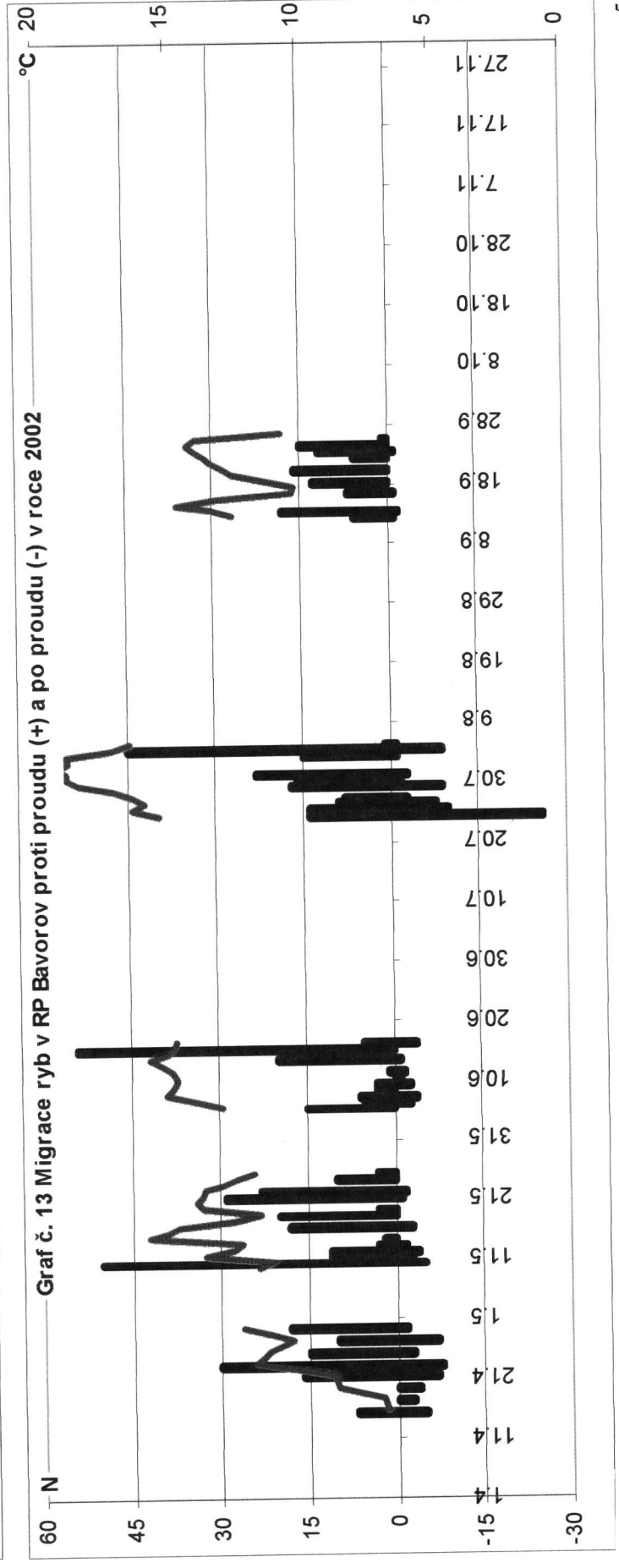


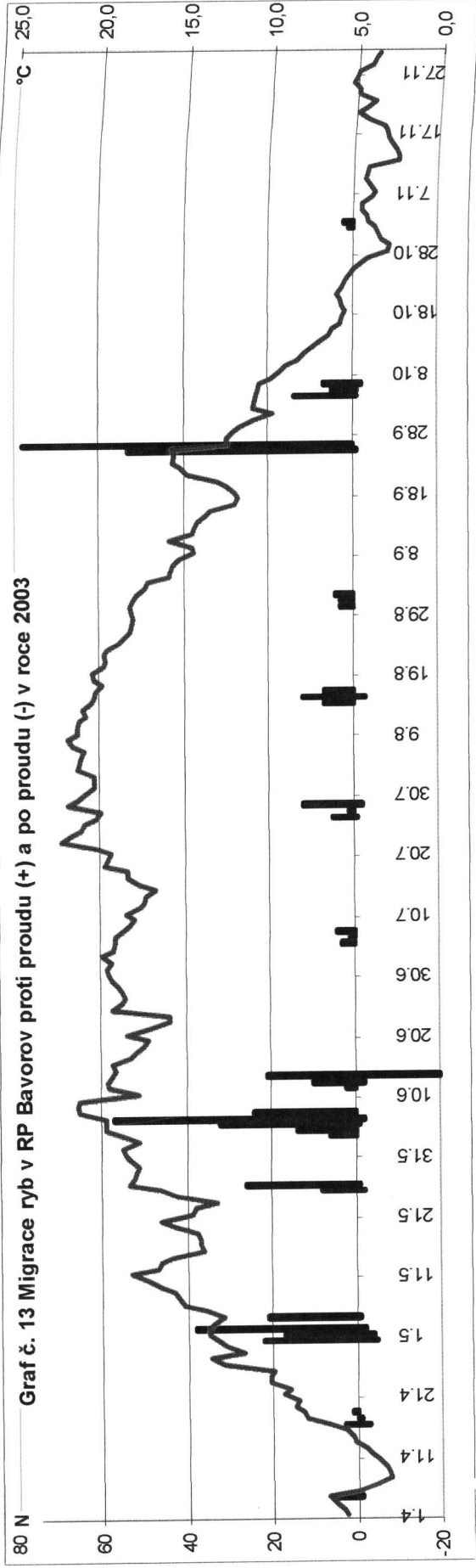
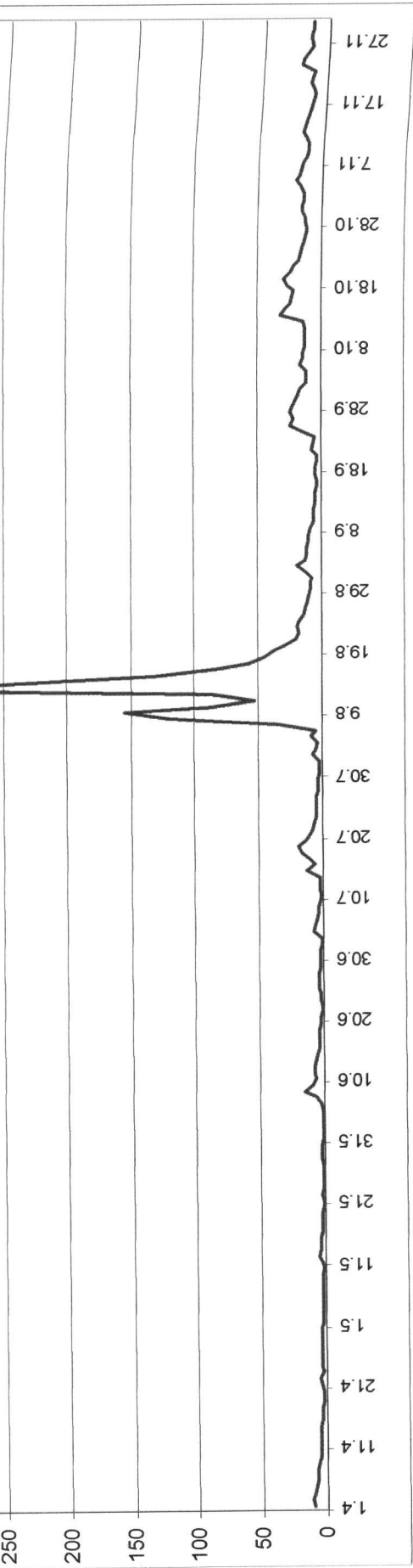
Graf č. 11 Počet odlovených jedinců migrujících RP na Blanicích u Bavorova 2003



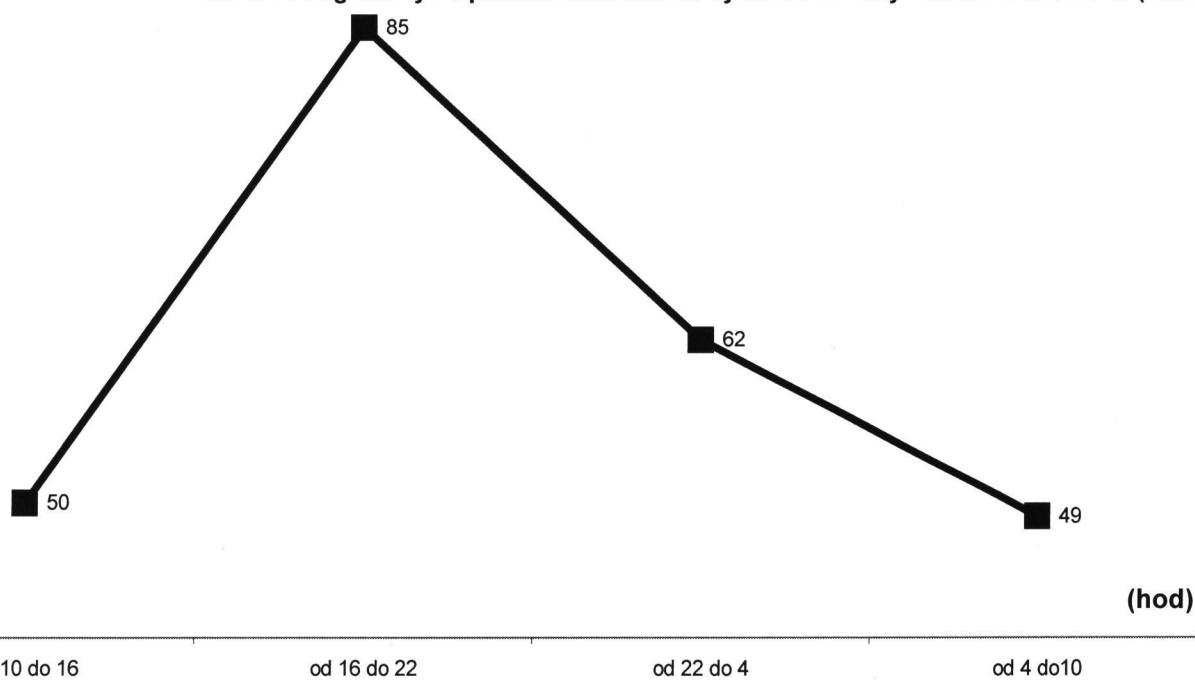


Graf č. 13 Migrace ryb v RP Bavorov proti proudu (+) a po proudu (-) v roce 2002





Graf č. 16 Migrace ryb v průběhu diurnálního cyklu na RP řeky Blanice v Bavorově (2003)



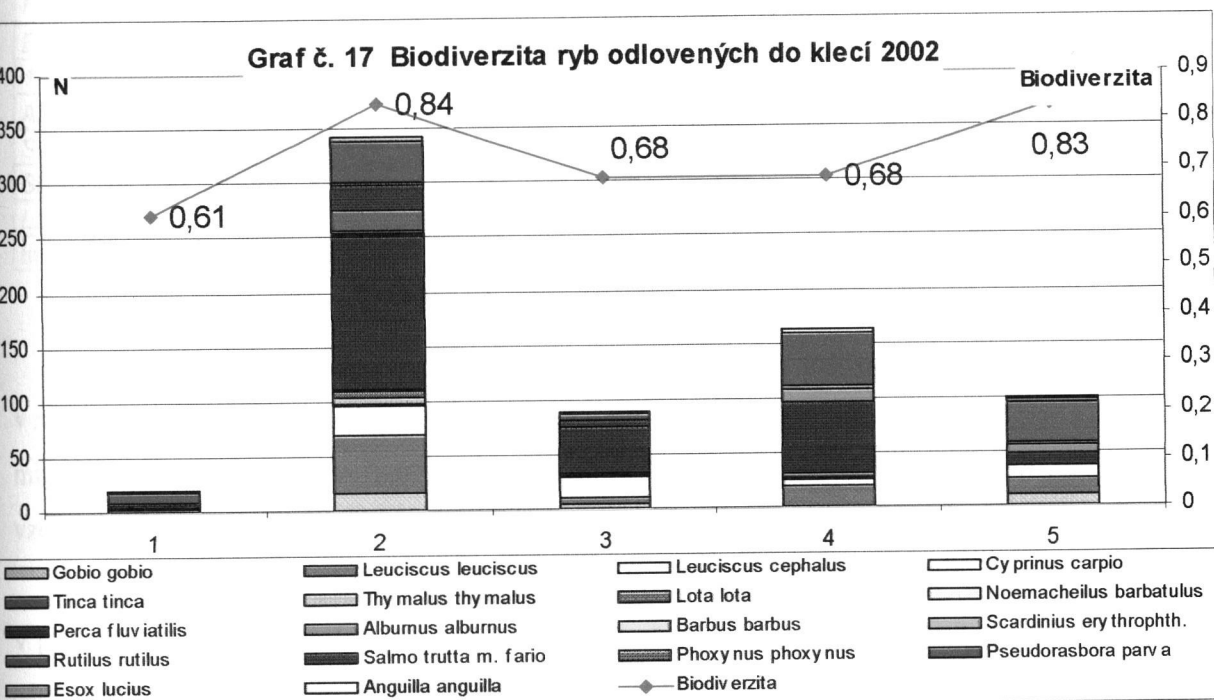
Průběh denní migrace ryb jsme sledovali v roce 2003 při intenzivních migracích ryb na jaře (květen) a na podzim (září).

Jak vyplývá ze sledování průběhu migrací v závislosti na diurnálním cyklu, intenzita rybí migrace dosahovala vrcholu v průběhu denní aktivity ryb, a to v odpoledních hodinách a na večer mezi 16 a 22 hodinou. Teplota vody a obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě v převážné většině měření vrcholily právě okolo 16 hodiny odpolední, což značně ovlivňuje poloha sledované lokality a zastínění toku řeky Blanice břehovou vegetací (graf č. 16). Na teplotní a hydrologický režim řeky Blanice u Bavorova má rovněž značný vliv i režim vypouštění asanačního průtoku vody z nádrže Husinec výše na toku Blanice. Převážnou většinu roku se z nádrže odpouští spodní, studená voda s nízkým obsahem rozpuštěného kyslíku (Lusk, Halačka, Lusková 1997, Lusk 1999, Kubečka, et al. 1997).

Ryby aktivně migrovaly a vystupovaly rybím přechodem. V nočních, ranních a dopoledních hodinách nebyla zjištěna příliš intenzivní migrace ryb na jaře ani na podzim. V závislosti na diurnálním cyklu probíhaly jarní i podzimní migrace ryb obdobně a vrcholily převážně ve večerních hodinách. I při náhlých změnách tlaku vzduchu a počasí (střídání tlakové výše a níže), zejména při podzimním sledování, jsme nezaznamenali zvýšenou intenzitu migrační aktivity ryb zmiňovanou denní dobu, narozdíl od sledování Jense 1953.

Druh	IV	V	VI	VII	IX
<i>Gobio gobio</i>	0	15	3	0	10
<i>Leuciscus leuciscus</i>	2	54	7	20	14
<i>Leuciscus cephalus</i>	0	27	19	4	12
<i>Cyprinus carpio</i>	0	0	0	3	0
<i>Tinca tinca</i>	0	1	0	3	0
<i>Thymalus thymalus</i>	0	6	1	0	0
<i>Lota lota</i>	1	6	2	0	0
<i>Noemacheilus barbatulus</i>	0	2	0	0	0
<i>Perca fluviatilis</i>	2	140	42	65	11
<i>Alburnus alburnus</i>	0	2	0	13	8
<i>Barbus barbus</i>	0	1	0	0	0
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	0	3	0	0	3
<i>Rutilus rutilus</i>	1	18	0	3	35
<i>Salmo trutta m. fario</i>	1	23	7	0	1
<i>Phoxynus phoxynus</i>	0	3	0	0	0
<i>Pseudorasbora parva</i>	11	38	6	48	3
<i>Esox lucius</i>	1	3	1	0	2
<i>Anguilla anguilla</i>	0	0	0	3	0
Index biodiverzity	0,612	0,841	0,683	0,684	0,832

Celkový počet odlovených ryb v rybím přechodu v měsíčních intervalech v roce 2002 nebyla vyrovnaná. Nejvyšší početnost vykazoval okoun říční a jelec proudník zvláště při květnové migraci. V květnu byla dále zaznamenána intenzivní migrace jelce tlouště, plotice obecné, a pstruha obecného. V červenci navíc začala rybím přechodem intenzivně migrovat střeblíčka východní. Sledování v srpnu nemohlo být vlivem extrémního povodňového stavu na toku Blanice prováděno (viz. tabulka 7).



Druhové složení a indexy biodiverzity ryb procházejících rybím přechodem nebyly v průběhu roku konstantní a docházelo k výrazným změnám. Index biodiverzity mezi dubnem – zářím mírně kolísal mezi 0,61 – 0,84. Celkově bylo v roce 2002 odloveno v rybím přechodu 18 druhů ryb migrujících proti nebo po proudu toku. Při nejsilnější migraci v květnu migrovalo rybím přechodem 16 druhů ryb a rybí přechod vykazoval nejvyšší index biodiverzity 0,841. V červnu a červenci počet migrujících druhů i biodiverzita poklesla na 0,68. V září opět došlo k zvýšení biodiverzity 0,83 vlivem početně vyrovnané migraci 10 druhů ryb viz. graf č. 17.

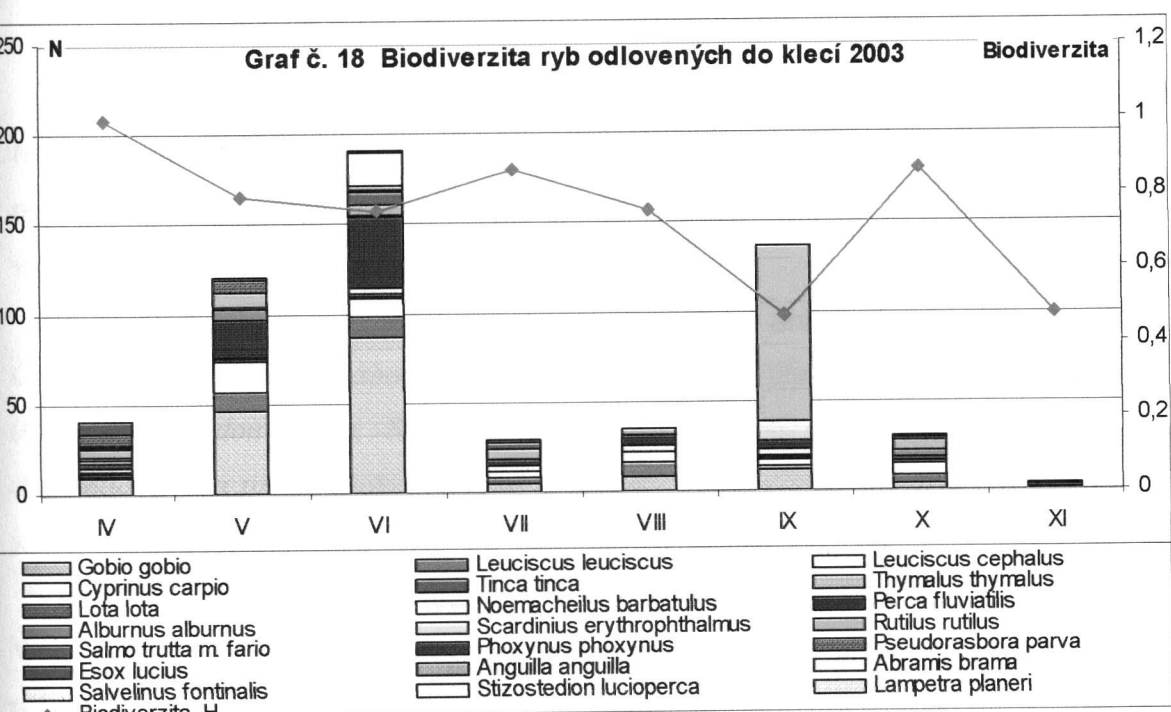
Tabulka č. 8 Počet jedinců migrujících v RP Bavorov 2003

Druh	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI
<i>Gobio gobio</i>	9	46	87	5	8	12	3	0
<i>Leuciscus leuciscus</i>	1	11	11	3	8	2	5	0
<i>Leuciscus cephalus</i>	1	17	11	4	6	3	7	0
<i>Cyprinus carpio</i>	1	0	0	0	0	2	0	0
<i>Tinca tinca</i>	1	1	1	0	0	0	0	0
<i>Thymalus thymalus</i>	2	1	0	0	0	0	0	0
<i>Lota lota</i>	0	0	1	0	0	1	0	0
<i>Noemacheilus barbatulus</i>	0	0	4	3	3	3	1	0
<i>Perca fluviatilis</i>	2	21	39	3	6	5	3	0
<i>Alburnus alburnus</i>	3	6	0	0	0	0	3	0
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	1	1	1	0	0	10	0	0
<i>Rutilus rutilus</i>	5	8	6	6	4	98	6	0
<i>Salmo trutta m. fario</i>	1	0	7	4	0	0	1	1
<i>Phoxynus phoxynus</i>	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Pseudorasbora parva</i>	6	7	1	1	0	0	0	0
<i>Esox lucius</i>	6	0	0	0	0	0	0	1
<i>Anguilla anguilla</i>	0	1	2	0	0	0	0	0
<i>Abramis brama</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salvelinus fontinalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Stizostedion lucioperca</i>	0	0	19	0	0	0	0	0
<i>Lampetra planeri</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
Index biodiverzity	1,0	0,79	0,75	0,867	0,755	0,474	0,865	0,477

Nejpočetnějším druhem odloveným při migracích ryb rybím přechodem v Bavorově byl v roce 2003 hrouzek obecný, zejména v květnu a červnu. V těchto měsících intenzivně migroval i okoun říční. Zvýšená migrace byla zaznamenána i u plotice obecné v září po náhlé vzestupu průtoku vody v Blanici (viz tab. 8).

Kolísání biodiverzity ryb migrujících rybím přechodem 2003 popisuje graf č. 18. V průběhu roku biodiverzita ryb postupně klesala od dubna, do září, kdy byla nejnižší 0,474, odloveno bylo sice 9 druhů ryb, ale s výraznou převahou plotice obecné. V říjnu byla již

početnost migrujících druhů vyrovnaná a biodiverzita se zvýšila na 0,865. V listopadu, po poklesu teploty vody migrovaly rybím přechodem již jen tři druhy ryb.



3. Ochrana ryb migrujících přes vynášecí česle na MVE Hadamar

3. 1. Podzimní migrace ryb v Elbachu a kontrola účinnosti rolovacích česlí v roce 2002

Podle rozdělení ryb do ekologických skupin migrovalo na podzim 2002 přes vynášecí česle nejvíce eurytopních a limnofilních druhů. Migrace reofilních druhů byla zaznamenána pouze u *Gobio gobio*, *Leuciscus leuciscus*, *Acipenser sturio*, *Oncorhynchus mykiss* a vysazeného *Salmo salar* (viz. tab. č. 9).

Zvýšená početnost produkčně chovaných eurytopních druhů (*Carassius auratus gibelio*, *Cyprinus carpio*, *Pseudorasbora parva*, *Esox lucius*, *Anguilla anguilla*) a limnofilních druhů (*Ctenopharyngodon idella*, *Stizostedion lucioperca*, *Gasterosteus aculeatus*, *Leucaspis lineatus*, *Tinca tinca*) v toku Elbachu je způsoben intenzivním chovem ryb v okolí toku a jejich únikem při vypouštění rybníků a odchovny ryb na oteplené vodě.

Z výsledků vyplývá, že zdravotní stav vnesených ryb česlemi nebyl nikterak uspokojivý. Úlovku převládaly ryby 2 kategorie hodnocení zdravotního stavu 36 % (ryba s vážným poškozením a s trvalými následky). Neporaněných ryb v kategorii 0 bylo odloveno 26 %, v 1 kategorii povrchově poškozených se odlovilo 22 % a ve 3 kategorii uhynulých ryb 16 %.

Tabulka č. 9 Sledování migrací ryb přes vynášecí česla na MVE Hadamar (2002)

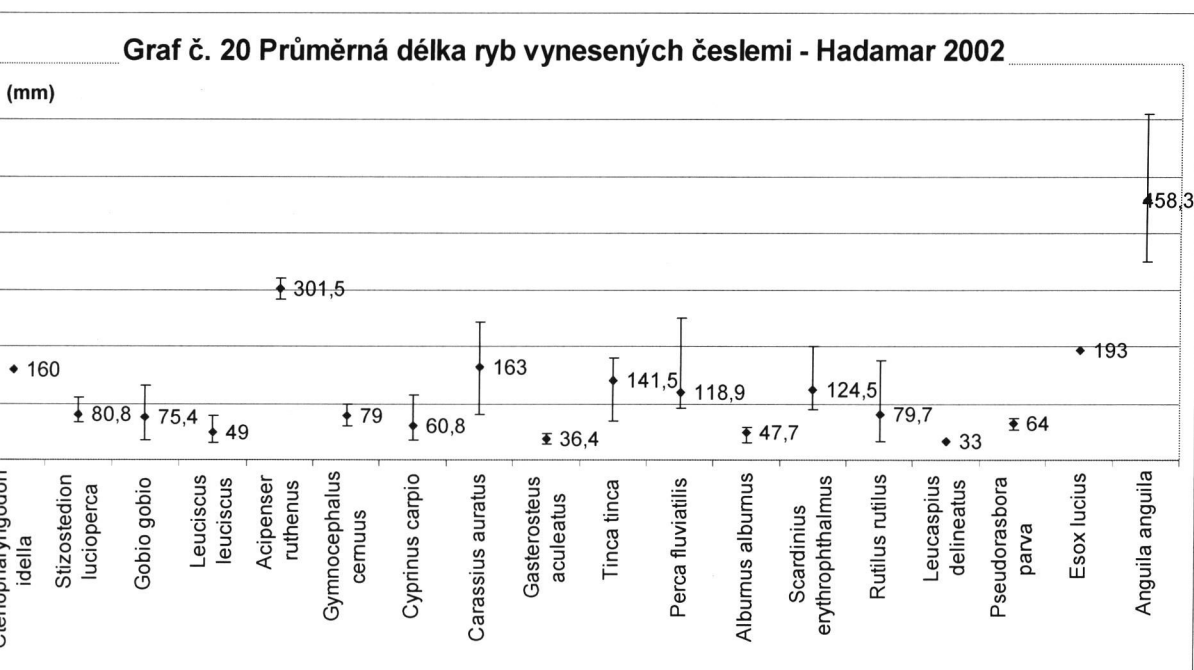
Druh	Ekologická skupina	Zdravotní stav				Četnost		Hmotnost		Pás síťoviny	
		0	1	2	3	ks	%	(g)	(%)	L	P
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Limnofilní	0	1	0	0	1	0,1	74	1,0	0	1
<i>Stizostedion lucioperca</i>	Limnofilní	65	83	145	73	366	53,8	2160	28,5	203	163
<i>Gobio gobio</i>	Reofilní	3	5	2	0	10	1,5	115	1,5	6	4
<i>Leuciscus leuciscus</i>	Reofilní	3	3	6	2	14	2,1	29,1	0,4	7	7
<i>Acipenser sturio</i>	Reofilní	0	1	1	0	2	0,3	355	4,7	0	2
<i>Symnocephalus cernus</i>	Limnofilní	10	9	14	8	41	6,0	404	5,3	19	22
<i>Cyprinus carpio</i>	Eurytopní	9	6	7	4	26	3,8	242	3,2	16	10
<i>Carassius auratus gibelio</i>	Eurytopní	1	1	0	0	2	0,3	536	7,1	2	0
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Limnofilní	67	26	17	7	124	18,2	126,7	1,7	62	62
<i>Tinca tinca</i>	Limnofilní	2	1	8	1	12	1,8	777	10,3	3	9
<i>Perca fluviatilis</i>	Eurytopní	2	1	4	1	8	1,2	431	5,7	5	3
<i>Alburnus alburnus</i>	Eurytopní	1	3	17	4	25	3,7	48,2	0,6	12	13
<i>Cardinius erythrophth.</i>	Limnofilní	0	2	2	0	4	0,6	242	3,2	2	2
<i>Utilus rutilus</i>	Eurytopní	9	6	14	5	34	5,0	495	6,5	18	16
<i>Leucaspis delineatus</i>	Limnofilní	0	0	0	1	1	0,1	0,3	0,0	1	0
<i>Pseudorasbora parva</i>	Eurytopní	1	0	2	0	3	0,4	15	0,2	0	3
<i>Esox lucius</i>	Eurytopní	0	1	0	0	1	0,1	55	0,7	0	1
<i>Anguilla anguilla</i>	Eurytopní	5		1	0	6	0,9	1465	19,4	2	4
celkem		178	150	242	109	680		7570,3		358	322

Nejčetnější rybou vynesenu česlemi byl candát obecný (*Stizostedion lucioperca*) 53,8 %, který měl i nejvyšší celkovou ichtyomasu 28,5 %. Silná poproudová migrace byla zaznamenána i u koljušky tříostré (*Gasterosteus aculeatus*) 18,2 % z celkového počtu odlovených ryb.

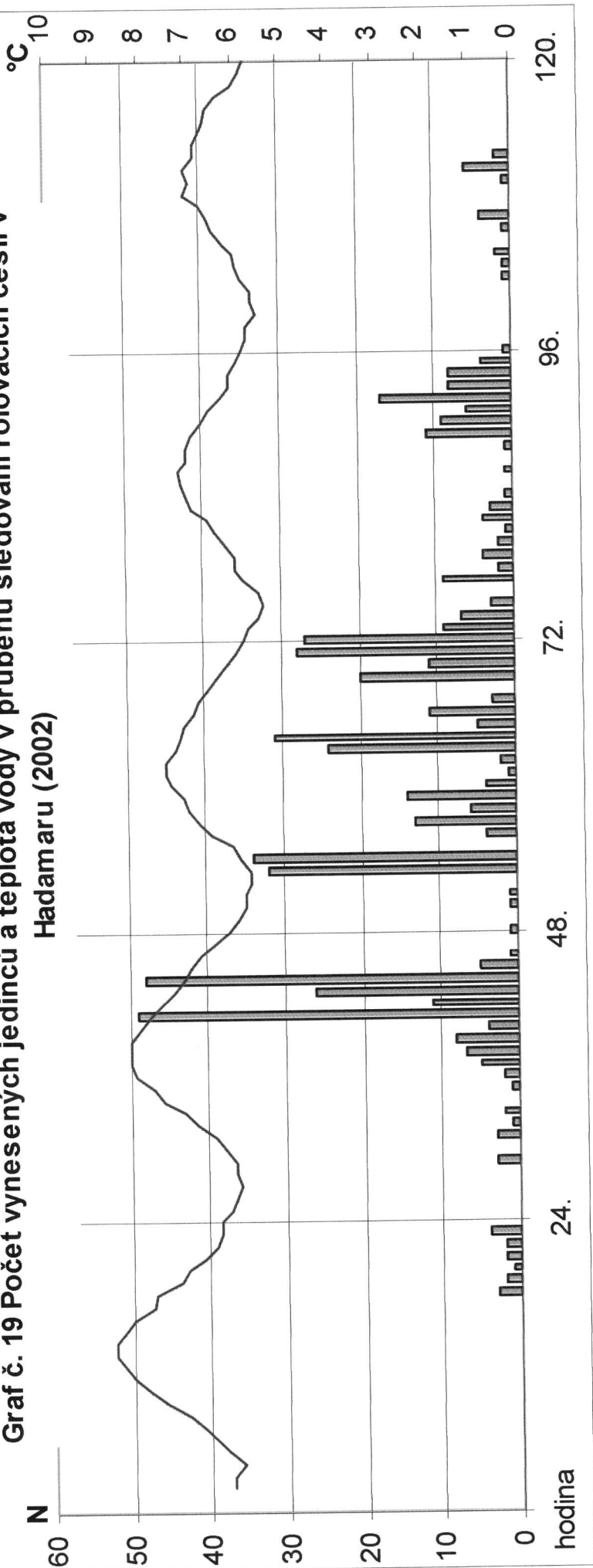
Celkem bylo zaznamenáno 18 druhů ryb o celkové abundanci 680 ks, z nichž 358 ks migrovalo levým pásem česlí s 7 vynášecími korýtky a 322 ks pravým pásem se 6 vynášecími korýtky.

Průběh intenzity migrace ryb přes vynášecí česla na MVE Hadamar a průběh teploty vody v Ilbachu v roce 2002 je zaznamenán v hodinových intervalech na grafu č. 19. Jak je možné z grafu pozorovat, diurnální cyklus a teplota vody měly při konstantním průtoku vody elektrárnou výrazný vliv na intenzitu poproudové migrace ryb. Intenzita migrace ryb v průběhu dne zesilovala především v odpoledních hodinách a večer, kdy teplota vody dosahovala nejvyšších hodnot 7,3 – 8,8 °C. Naopak nejvyšší pokles migrační aktivity ryb byl zaznamenán v ranních hodinách při teplotě 5,5 – 6 °C.

Průměrné hodnoty tělesné délky migrujících ryb přes vynášecí česla, spolu s naměřenými maximálními a minimálními hodnotami jsou znázorněny v grafu č. 20. Nejmenší odlovenou rybou, které česle vynesly byla slunka obecná (*Leucaspis delineatus*) o délce těla 33 mm. Největší odlovenou rybou, která česle vynesly byla úhoř říční (*Anguilla anguilla*), nastupující svou třetí poproudovou migraci do moře, dosahoval největší průměrné tělesné délky 458,3 mm.



Graf č. 19 Počet vynesených jedinců a teplota vody v průběhu sledování rolovacích česlí v Hadamaru (2002)



3. 2. Jarní migrace ryb v Elbachu a kontrola účinnosti rolovacích česlí v roce 2003

Jarní sledování ochranného účinku vynášecích česlí u MVE Hadamar na migrující ryby proběhlo mezi 8–14. dubnem v roce 2003.

Podle ekologického členění ryb, při poproudové jarní migraci stále převládají eurytopní ryby (*Perca fluviatilis*, *Alburnus alburnus*, *Rutilus rutilus*, *Pseudorasbora parva*, *Esox lucius*). Počet reofilních (*Gobio gobio*, *Leuciscus cephalus*, *Salmo salar* – uměle vysazeno 10 ks, *Oncorhynchus mykiss*) a limnofilních druhů (*Ctenopharyngodon idella*, *Stizostedion nigrum*, *Uperca, Gymnocephalus cernuus*, *Tinca tinca*) druhů se při jarním migračním tahu postupně vyrovnal jak je možné pozorovat v tabulce č. 10.

Při posuzování zdravotního stavu vynesných ryb česlemi byly oproti podzimnímu sledování ryby méně poškozené a zaplísňené. V úlovku převládaly ryby bez patrných známek poškození a dle změny zdravotního stavu bylo 49 % v kategorii 0 bez zranění. Do kategorie 1 ryby s povrchovým zraněním bez trvalých následků bylo zařazeno 29 % odlovených jedinců. Ryb s vážným poraněním s trvalými následky bylo v kategorii 2 - 16 % a pouze 6 % bylo odloveno uhynulých ryb v kategorii 3.

Nejvíce loveným druhem byla plotice obecná (*Rutilus rutilus*), které bylo odloveno 64,1 % z celkového počtu a 36,55 % z celkové biomasy poproudově migrujících ryb. Vyšší migrační aktivita byla zaznamenána u lososa obecného (*Salmo salar*) 14,36 % a oukleje obecné (*Alburnus alburnus*) 7,18 % z celkové abundance úlovku.

Celkem bylo při sledování jarních migrací ryb přes MVE Hadamar v roce 2003 odloveno 155 ks ryb 13 druhů o biomase 3935 g. Levým pásem vynášecích česlí migrovalo 75 ks ryb a pravým pásem 120 ks ryb.

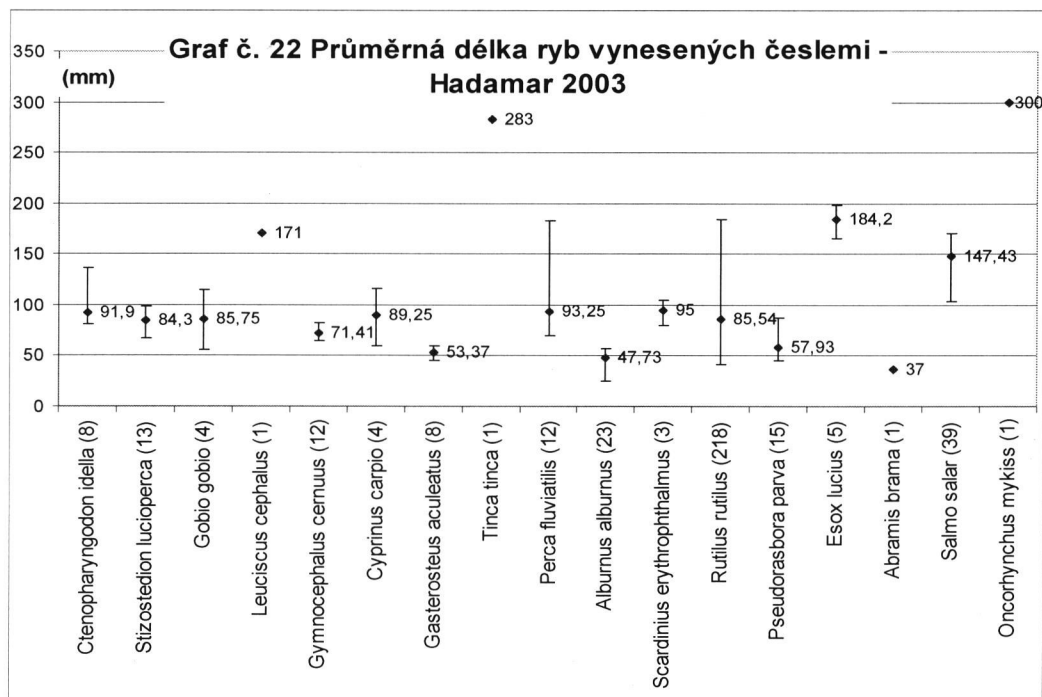
Intenzita migrací ryb přes vynášecí česle na MVE Hadamar je spolu s kontinuálním měřením teploty vody Elbachu vyjádřena v hodinových intervalech. Bylo zjištěno, že při konstantním průtoku vody elektrárnou má na intenzitu jarní migrace ryb výrazný vliv ustávající teplota vody v Elbachu. Zejména v posledních 2 dnech sledování se průměrná hodinová denní intenzita migrace ryb zvyšovala až na 7 – 11 ks za hodinu (grafu č. 21).

Tabulka č. 10 Sledování migrací ryb přes vynášecí česla na MVE Hadamar (2003)

Druh	Ekologická skupina	Zdravotní stav				Četnost		Hmotnost		Pás síťoviny	
		0	1	2	3	ks	%	(g)	(%)	L	P
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Limnofilní	1	2			3	1,54	33	0,839	1	2
<i>Stizostedion lucioperca</i>	Limnofilní	2	2	3	1	8	4,10	45,9	1,167	3	5
<i>Gobio gobio</i>	Reofilní		2			2	1,03	10	0,254	1	1
<i>Leuciscus cephalus</i>	Reofilní	1				1	0,51	64	1,627	1	
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Limnofilní	2	1			3	1,54	16,4	0,417	1	2
<i>Tinca tinca</i>	Limnofilní		1			1	0,51	472	12	1	
<i>Salmo salar</i>	Reofilní	11	9	5	3	28	14,36	1261,2	32,06	15	13
<i>Perca fluviatilis</i>	Eurytopní	4	1	1		6	3,08	41	1,042	3	3
<i>Alburnus alburnus</i>	Eurytopní	4	6	3	1	14	7,18	27	0,686	9	5
<i>Rutilus rutilus</i>	Eurytopní	69	31	18	7	125	64,10	1437,7	36,55	40	85
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Reofilní		1			1	0,51	428	10,88		1
<i>Pseudorasbora parva</i>	Eurytopní	1				1	0,51	10	0,254		1
<i>Esox lucius</i>	Eurytopní	1	1			2	1,03	88	2,237		2
Celkem		96	57	30	12	195		3934		75	120

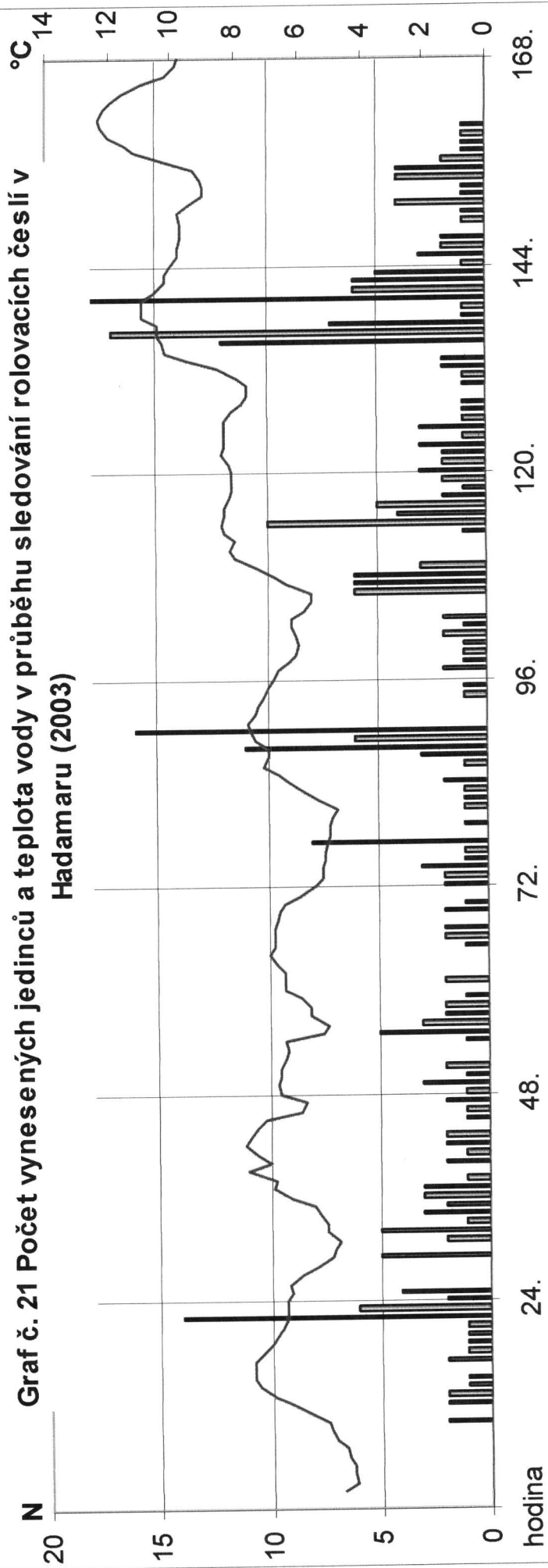
Vliv diurnálního cyklu se výrazně projevilo u lososa obecného (*Salmo salar*) na vrcholových večerních a nočních migracích a intenzivní denní migraci zaznamenané u plotice obecné (*Rutilus rutilus*) a oukleje obecné (*Alburnus alburnus*).

Velikostní variabilita délky těla ryb migrujících na jaře 2003 přes vynášecí česla s vyznačením průměrných hodnot je znázorněna v grafu č. 22. Nejmenší ryba vynesena rotačními česly byla ouklej obecná (*Alburnus alburnus*), jejíž tělesná délka měřila 25 mm. Další jedinci do velikosti tělesné délky 50 mm, kteří migrovali přes vynášecí česla byly u odlovených druhů koljuška tříostná (*Gymnocephalus cernuus*), plotice obecná (*Rutilus rutilus*), střevlička východní (*Pseudorasbora parva*) a cejn velký (*Abramis brama*).



Graf č. 21 Počet vynesných jedinců a teplota vody v průběhu sledování rolovacích česlí v

Hadamaru (2003)



5. 3. 3. Migrace ryb v Elbachu a kontrola účinnosti rolovacích česlí na jaře 2004

Při jarním sledování poproudových migrací ryb přes vynášecí česle na MVE Hadamar bylo zaznamenáno 9 eurytopních druhů ryb (*Rhodeus sericeus*, *Pseudorasbora parva*, *Cyprinus carpio*, *Carassius auratus gilelio*, *Perca fluviatilis*, *Alburnus alburnus*, *Rutilus rutilus*, *Esox lucius*). Druhou nejpočetnější skupinou odlovených ryb byly reofilní druhy (*Gobio gobio*, *Leuciscus leuciscus*, *Leuciscus cephalus*, *Salmo salar* – uměle vysazeno 500 ks, *Chondrostoma nasus*, *Oncorhynchus mykiss*). Oproti sledování v roce 2002 a 2003 došlo k úbytku migrujících ryb limnofilních druhů (*Stizostedion lucioperca*, *Gymnocephalus cernuus*, *Gasterosteus aculeatus*, *Tinca tinca*) (viz tab. 11).

Kvalita zdravotního stavu a stupeň poškození ryb byl srovnatelný s předcházejícím pozorováním migrací ryb v Hadamaru na jaře 2003. V úlovku převládaly ryby zdravotního stavu v kategorii 0 (bez poškození) 44 %, v kategorii 1 bylo zaznamenáno 29 % ryb poškozených jen povrchově, 16 % ryb bylo zařazeno v kategorii 2 a uhynulých ryb ve 3 kategorii bylo odloveno 11 % z celkového počtu 606 ks.

V průběhu sledování projevila nejvyšší migrační aktivitu střevlička východní (*Pseudorasbora parva*), které bylo odloveno 42,08 % z celkového úlovku. Pokusně vysazený losos obecný (*Salmo salar*) migroval v intenzitě 32,18 % z celkového úlovku.

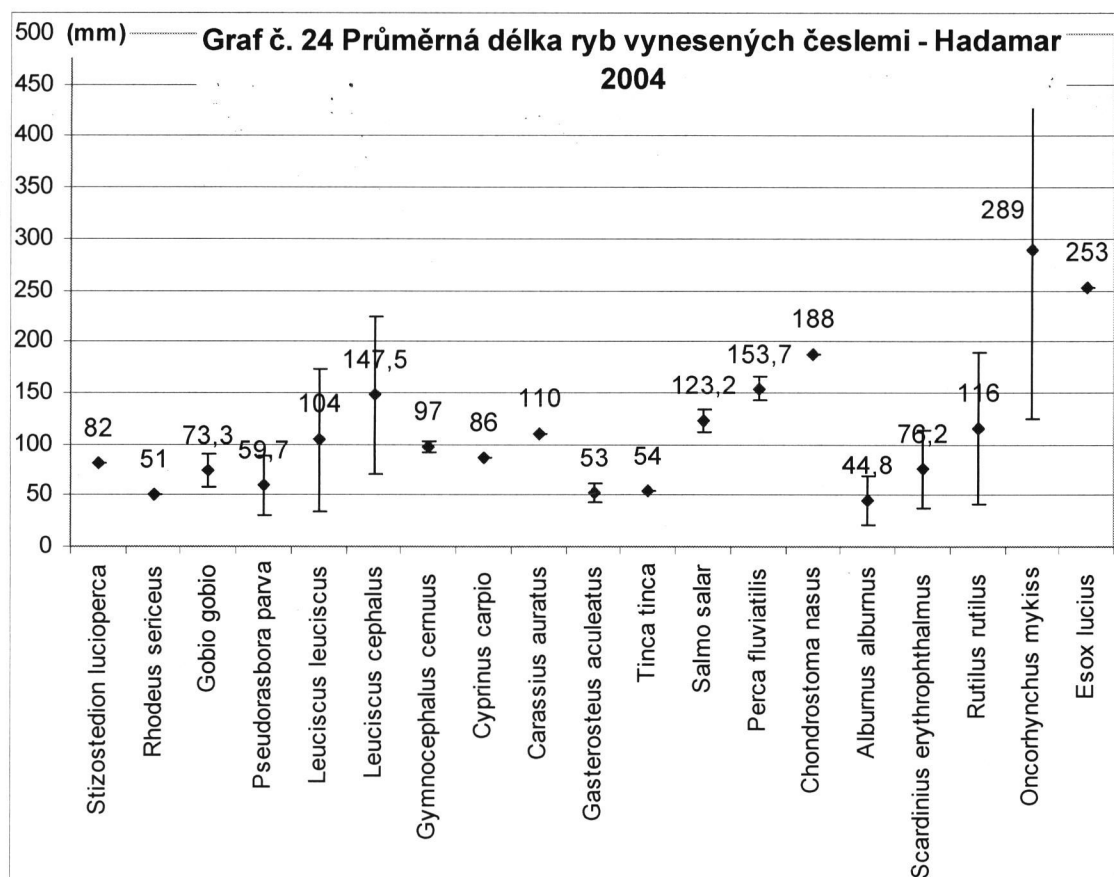
Tabulka č. 11 Sledování migrací ryb přes vynášecí česla na MVE Hadamar (2004)

Druh 2004	Ekologická skupina	Zdravotní stav				Četnost		Hmotnost		Pás	
		0	1	2	3	ks	%	(g)	(%)	L	P
<i>Stizostedion lucioperca</i>	Limnofilní		1			1	0,17	6	0,05		1
<i>Rhodeus sericeus</i>	Eurytopní	1				1	0,17	5	0,04		1
<i>Gobio gobio</i>	Reofilní	1	2			3	0,50	20	0,18	1	2
<i>Pseudorasbora parva</i>	Eurytopní	106	68	49	32	255	42	1328	11,69	118	137
<i>Leuciscus leuciscus</i>	Reofilní	2	3	2		7	1,16	209	1,84	5	2
<i>Leuciscus cephalus</i>	Reofilní		1	1		2	0,33	239	2,1	1	1
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Limnofilní	1	2			3	0,50	51	0,45	1	2
<i>Cyprinus carpio</i>	Eurytopní		1			1	0,17	8	0,07		1
<i>Carassius auratus gilelio</i>	Eurytopní	1				1	0,17	15	0,13	1	
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Limnofilní	4	3	1	1	9	1,49	33	0,29	1	8
<i>Tinca tinca</i>	Limnofilní		1			1	0,17	3	0,03	1	
<i>Salmo salar</i>	Reofilní	103	56	22	14	195	32,1	4564	40,18	112	83
<i>Perca fluviatilis</i>	Eurytopní	1	1		1	3	0,50	248	2,18	1	2
<i>Chondrostoma nasus</i>	Reofilní		1			1	0,17	90	0,79	1	
<i>Alburnus alburnus</i>	Eurytopní	14	18	11	14	57	9,41	151,5	1,33	26	31
<i>Scardinius erythrophth.</i>	Limnofilní	12	5	2	1	20	3,30	208	1,83	7	13
<i>Rutilus rutilus</i>	Eurytopní	14	12	6	4	36	5,94	1180	10,39	19	17
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Reofilní	5	2	1	1	9	1,49	2875	25,31	6	3
<i>Esox lucius</i>	Eurytopní		1			1	0,17	126	1,11		1
Celkem		265	178	95	68	606	100	11359,5		301	305

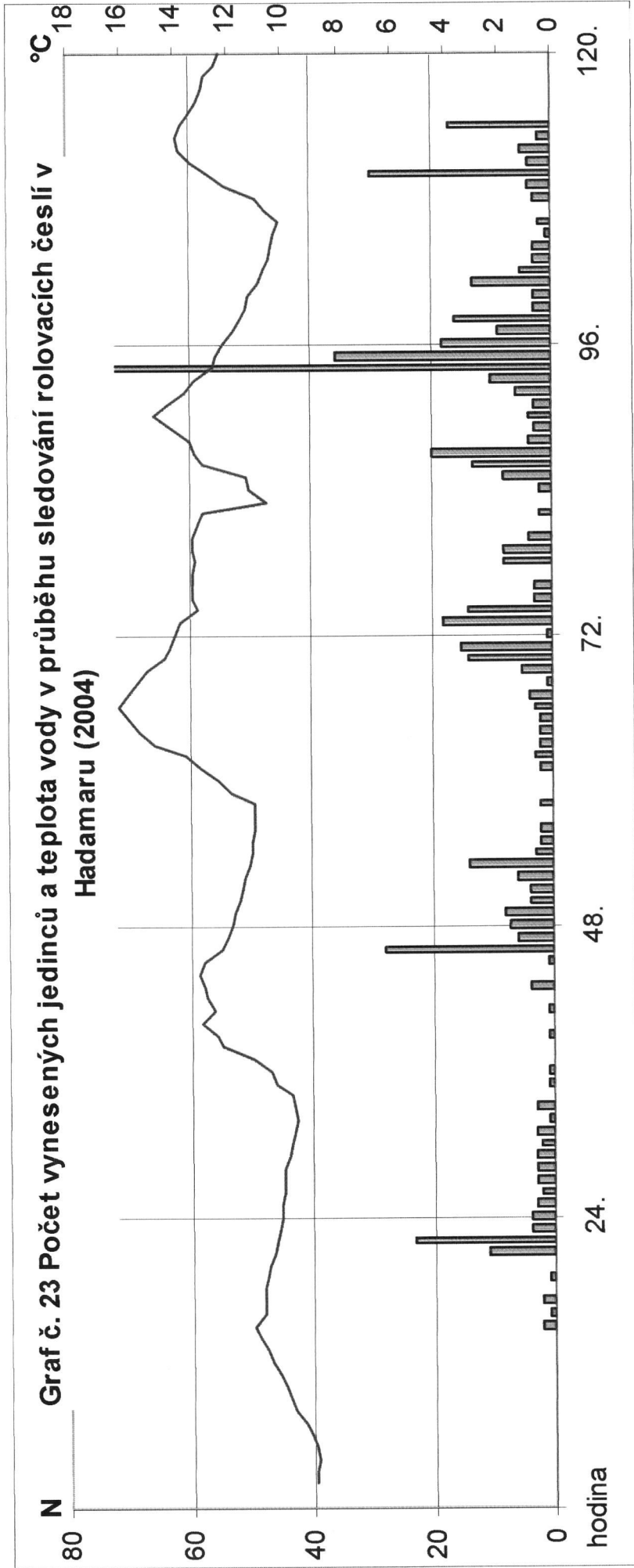
V průběhu sledování jarních migrací ryb přes MVE Hadamar v roce 2004 bylo odloveno 19 druhů ryb o celkové početnosti 606 ks ryb a ichtyomase 11360 g. Levým pásem vynášecích česlí migrovalo 301 ks ryb a pravým pásem 305 ks ryb.

Sledování poproudových migrací ryb v hodinových intervalech a průběh kolísání teploty vody Elbachu je znázorněno v grafu č. 23. Jak je z výsledků patrné průběh migrační aktivity ryb kopíruje změny teploty vody v průběhu dne. Čtvrtý den sledování došlo ve průběhu večerního pozorování mezi 21 – 22 hodinou k výrazné poproudové migraci pokusně vysazeného lososa obecného (*Salmo salar*) do náhonu elektrárny. Opět byl zaznamenán vliv diurnálního cyklu na intenzitu migrace lososa obecného (*Salmo salar*), neboť se vrchol migrační aktivity smoltů posunul mezi 22 večerní a 2 hodinu ranní, jak rovněž popsal Jens 1997.

Vynášecí česla zachycovala i druhy ryb s délkou těla pod 50 mm. Nejnižší průměrné hodnoty délky těla vnesených ryb byly zaznamenány u druhu ouklej obecná (*Alburnus alburnus*) – 44,8 mm, hořavka duhová západní (*Rhodeus sericeus*) – 51 mm a koljuška tříostná (*Gasterosteus aculeatus*) – 53 mm. Naopak největší rybou, kterou česla vynesla byl pstruh duhový (*Oncorhynchus mykiss*) o tělesné délce 432 mm viz. graf č.24.



N Graf č. 23 Počet vynesených jedinců a teplota vody v průběhu sledování rolovacích česlí v Hadamaru (2004)

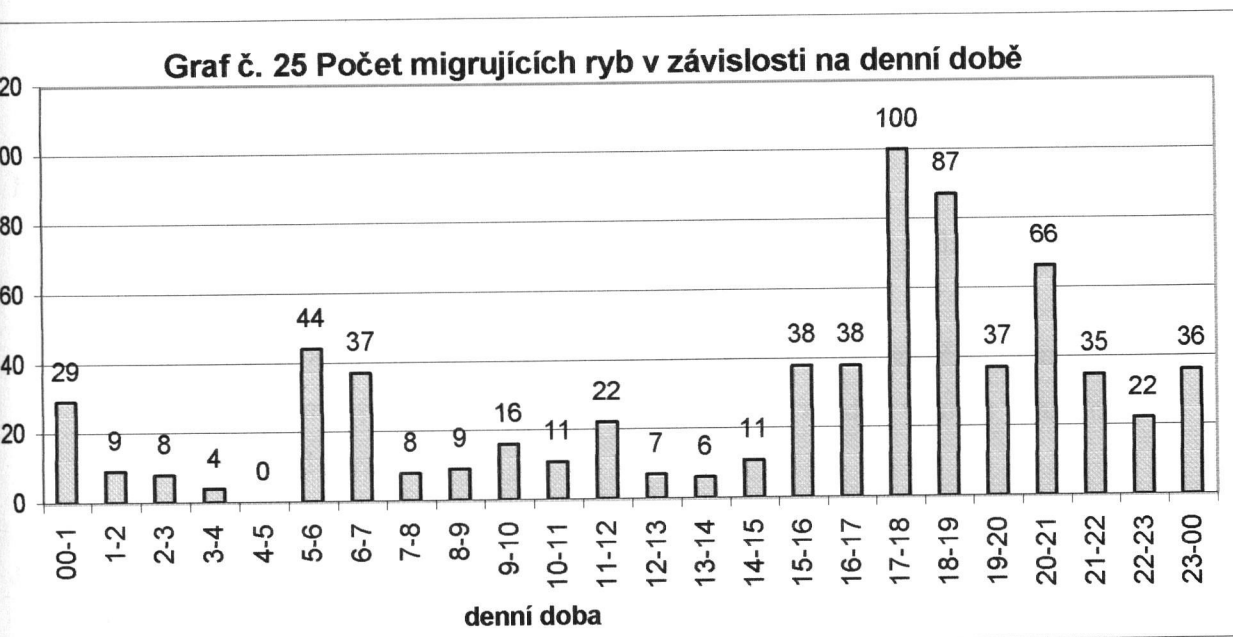


5. 3. 4. Hodnocení účinnosti vynášecích česlí na ryby migrující přes MVE Hadamar 2002

Pozorování poproudové migrace ryb proběhlo 4.11.2002 – 8.11.2002 nepřetržitě 96 hodin. Celkem bylo odloveno a zaznamenáno 680 kusů ryb. V průběhu sledování byl zaznamenán i vynášecí pás, kterým byla ryba vynesena (levý pás - 7 korýtek, vynesl celkem 358 kusů a pravý pás - 6 korýtek vynesl celkem 322 kusů ryb.

Základní otázky:

1. Nejprve bylo stanoveno zda je statisticky významný rozdíl mezi počtem ryb migrujících pravým a levým pásem?
2. Dále byl posouzen vliv denní doby na intenzitu migrační aktivity, tj. lze sledované rozdíly v počtu vnesených ryb během dne považovat za statisticky významné?
3. Jak daná data spojitého charakteru „diskretizovat“, tj. jak velké je třeba volit časové intervaly (1 hodina, 2 hodiny, ...)?



Graf č. 25 zachycuje „hodinovou migraci“ sledovaných 680 ryb přes elektrárnu Hadamar.

ad1. Nejprve byla řešena první otázka, tj. problematika, zda oba pásy vynášejí ryby „stejně dobře“ nebo zda je mezi nimi statisticky významný rozdíl. Levým pásem prošlo celkem 358 kusů zatímco pravým pásem jen 322 kusů. Vzhledem k tomu, že je v pravém pásu méně vynášecích korýtek o kterých předpokládáme, že se podstatně podílí na počtu

vynesených ryb, jsou tato data v souladu s našimi představami. Předpokládaná (hypotéza H_0) je, že oba pásy vynášejí ryby stejně dobře, tj. každá z ryb projde pravým či levým pásem se stejnou pravděpodobností 0,5. Považujeme-li (což je obvyklé) chování jednotlivých ryb za vzájemně nezávislé, je počet ryb vynesených pravým (analogicky lze uvažovat i levý) pásem náhodná veličina X s binomickým rozdělením. Celkem tedy z 680 ryb jich 322 prošlo levým pásem. Pokud je pravděpodobnost tohoto menší než 0,05 zamítneme hypotézu (na hladině významnosti 5%), že oba pásy vynášejí ryby stejně dobře. Spočítejme tedy uvažovanou pravděpodobnost

$$P(X \leq 322) = \sum_{i=0}^{322} \binom{680}{i} \left(\frac{1}{2}\right)^{680} = 0,08974606684$$

Jak je vidět hledaná pravděpodobnost není menší než 0,05 a tedy hypotézu H_0 nelze zamítnout. Statisticky tedy **není** (na hladině významnosti 5%) **mezi oběma pásy** **okazatelný rozdíl** v „úspěšnosti vynášení“ ryb.

Statistický závěr z tohoto výpočtu:

- Kapacita obou pásů je pro vynášení ryb dostatečná a tedy není podstatné, že jeden z pásů měl o korytko více
- Naopak je průchod pásy tak pomalý, že dochází k jakémusi „brždění či kumulaci“ ryb před pásy a v tomto případě by se také mohly případné rozdíly v počtu vynášecích korytek poněkud stírat.

Statistická zajímavost:

Kolik ryb nejvýše (z celkového počtu 680) by mohlo projít pravým pásem, aby už byl statisticky (na hladině významnosti 0,05) průkazný rozdíl mezi oběma pásy? Na funkci (viz příloha) lze ukázat, že je to nejvýše 318 ryb (levým pásem by v tom případě prošlo 362 ryb).

$$P(X \leq 318) = \sum_{i=0}^{318} \binom{680}{i} \left(\frac{1}{2}\right)^{680} = 0,04954081166 \leq 0,05$$

d 2. Druhá otázka se týká závislosti migrační aktivity na denní době. Z uvedeného grafu č 25 je patrné, že jsou poměrně velké rozdíly mezi jednotlivými částmi dne. Zbývá jen vyšetřit, zdaly jsou tyto rozdíly statisticky průkazné či nikoli.

Vzhledem k tomu, že čas je spojitá veličina musíme ji nutně pro další výpočty nějakým způsobem diskretizovat tj. zvolit nějakou délku časového intervalu a přejít od jednotlivých pozorování ke kumulaci. Volba délky intervalu závisí na tom co chceme sledovat. Při „malé“ délce intervalu z procesu kumulace nic nezískáme, naproti tomu při příliš dlouhém intervalu se mohou smazat „charakteristické“ rysy dat. Jako první nás přirozeně napadne provádět kumulaci po jednotlivých hodinách (tak je také sestaven výše uvedený graf 25).

Předpokládejme, že ryby migrují během dne rovnoměrně (hypotéza H_0). Tedy pravděpodobnost, že daná ryba proplave vynášecím pásem je stejná pro každý z 24 uvažovaných hodinových intervalů (0-1, 1-2, ..., 23-24). Proplaváním ryby okolo MVE nastane jeden z 24 stejně možných výsledků. Označme X_i počet ryb, které proplavou během i -té hodiny (X_6 je počet ryb, které proplavou od 6:00-6:59). Dostáváme se tak k multinomickému rozdělení a použijeme Pearsonův test. Ten je v našem případě založen na veličině

$$\chi^2 = \frac{24}{680} \sum_{i=1}^{24} X_i^2 - 680.$$

li

$$\chi^2 \geq \chi_{23}^2(0,05)$$

pak zamítneme hypotézu, že migrační aktivita ryb nezávisí na denní době. Vzhledem k tomu, že se jedná o asymptotický test lze ho použít jen pro dostatečně velké n (v našem případě je $n = 680$). Obvykle se v „klasické“ literatuře uvádí, že musí pro všechna $i=1, \dots, 24$ platit

$$np_i \geq 5.$$

Vzhledem k tomu, že $n = 680$ a $p_i = 1/24$ je tato podmínka splněna neboť

$$np_i = 680 \frac{1}{24} = 28,33 \geq 5.$$

Moderní statistická literatura však uvádí jako nutnou podmínku pro „bezproblémovou“ aplikaci Pearsonova testu splnění tzv. *Yarnoldova kritéria* (viz Yarnold 1970 a Eaton 1978),

$$np_i \geq 5q,$$

kteřá říká, že musí platit

kde q je podíl tříd pro než platí

$$np_i < 5.$$

Vzhledem k tomu, že se v našem případě takové třídy nejsou je *Yarnoldovo kritérium* samozřejmě splněno.

Spočítejme nyní veličinu χ^2 . Dostaneme, že

$$\chi^2 = 544,91$$

Ve statistických tabulkách (Likeš, Laga 1978) najdeme hodnotu

$$\chi_{23}^2(0,05) = 41,638$$

Protože je

$$\chi^2 = 544,91 \geq 41,638 = \chi_{23}^2(0,05)$$

zamítáme hypotézu H_0 o tom, že ryby migrují během dne pravidelně.

ad 3. Vzhledem k k statistické průkaznosti výpočtů v bodě 2. stačí volit jako „kumulační interval“ jednu hodinu.

5. 3. 5. Migrace lososa obecného (*Salmo salar*) tokem Elbachu v roce 2003 a 2004

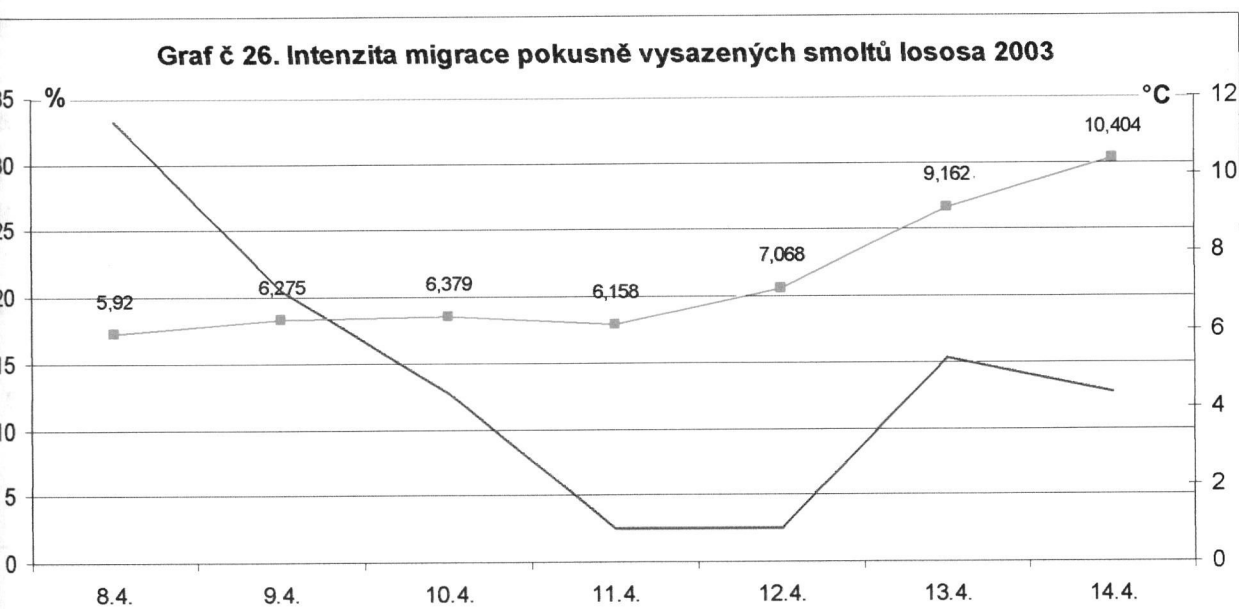
Během sledování poproudových migrací ryb byl v roce 2003 proveden test účinnosti vynášecích česlí pro lososa obecného (*Salmo salar*). Do přívodního kanálu MVE Hadamar bylo vysazeno 500 ks lososa obecného ve vývojové fázi smolta a byla sledována jeho migrace po proudu a přes rolovací česle.

Z grafu č. 26 vyplývá, že intenzita migrace smoltů byla nevýrazná a ojedinělá. Podmínky k migraci byly nepříznivé, neboť intenzivní jarní migrace smolta je podmíněna zvyšujícím se průtokem vody v řece a vzestupem teploty vody nad 10 °C. V průběhu sledování byl průtok vody MVE Hadamar stabilizovaný a teplota vody vystoupila nad 10 °C až poslední den sledování.

Zvýšená „migrační aktivita“ smolta na počátku sledování byla zjevně způsobena stresem z nového prostředí okamžitě po vysazení do náhonu před MVE se projevoval únikovou reakcí. Dalším faktorem „migrace“ v počátku sledování by mohl být ichtyodrift, neboť někteří jedinci byly po dlouhém transportu ve špatném kondičním stavu a driftovali po proudu.

Vlastní aktivní migrace se projevila až koncem 5. dne po vysazení, kdy stoupala průměrná denní teplota vody v Elbachu až nad 10 °C.

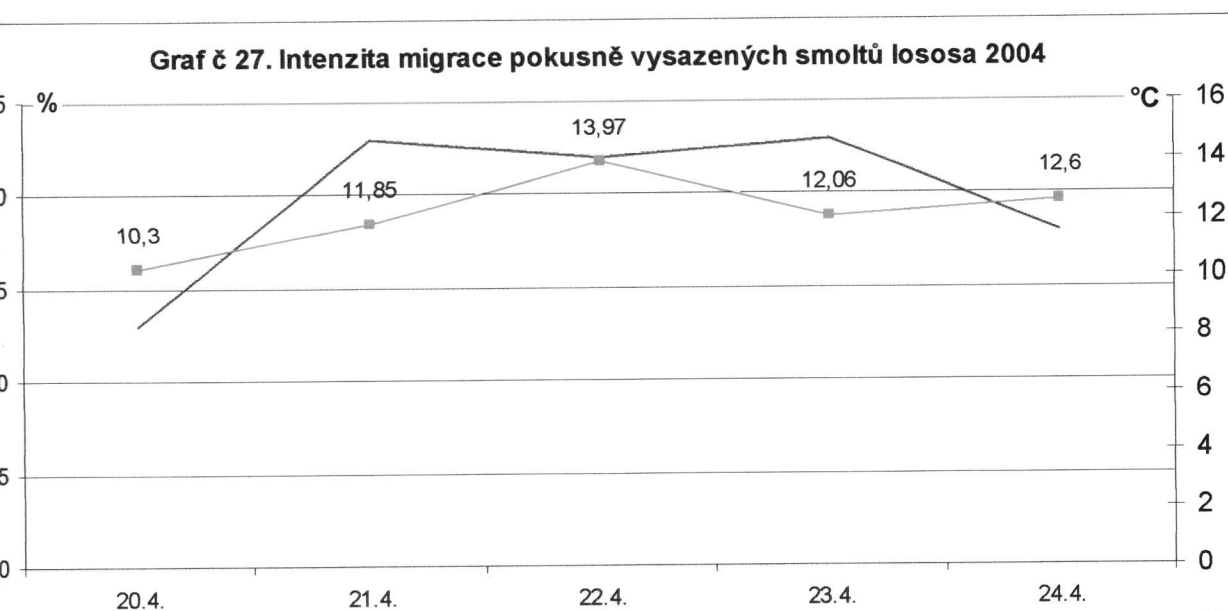
Celkově bylo v průběhu sledování odloveno 28 ks lososa obecného (*Salmo salar*) z vysazených 500 ks. Zaznamenáno bylo 11 ks smoltů bez zjevného poškození v kategorii hodnocení zdravotního stavu 0 (viz tab. 10). V kategorii 1 (povrchové poškození) 9 ks, v kategorii 2 (poškození s trvalými následky) 5 ks a v kategorii 3 (uhynulé ryby) 3 ks.



Další sledování poproudových migrací smoltů lososa obecného (*Salmo salar*) proběhlo v roce 2004. Hodnocena byla účinnost vynášecích česlí pro smolty. Do přírodního kanálu MVE Hadamar bylo 7 dní před vlastním sledováním vysazeno 500 ks lososa obecného. Vynášecí česle byly zapnuty teprve na začátku sledování poproudových migrací ryb, aby bylo zabráněno úniku smoltů před vlastním sledováním.

Intenzitu migrací smoltů lososa obecného (*Salmo salar*) přes vynášecí česle na MVE Hadamar v roce 2004 popisuje graf č. 27. Průběh denní migrace smoltů probíhal ve stejných časových intervalech, jako u ostatních zaznamenaných ryb migrujících po proudu (viz graf č. 21 a graf č. 23). Intenzita migrace smoltů kopírovala s určitým zpožděním denní průběh kolísání teploty vody (Gowans et al, 2003) v Elbachu. Jak je z grafu č. 27 patrné teplota vody v průběhu sledování vystoupila nad 10 °C a již nepoklesla. Průtok vody v řece se během sledování migrací pozvolna zvyšoval. Tyto faktory přispěly k tomu, že se podařilo odlovit aktivně migrující smolty lososa na vynášecích česlích.

V průběhu 5 denního sledování se podařilo z 500 ks vysazených smoltů zaznamenat poproudovou migraci u 195 ks o biomase 4564 g. Z hlediska hodnocení zdravotního stavu (viz tab. 11) bylo odloveno 103 ks smoltů bez poškození, povrchové poškozených 56 ks, silně poraněných s trvalými následky 22 ks a uhynulých ryb bylo zaznamenáno 14 ks.



5. 3. 6. Hodnocení jarní migrační aktivity ryb – Hadamar 2004

Pozorování poproudových migrací ryb přes vynášecí česle na MVE Hadamar proběhlo 20.4. – 24.4.2004 nepřetržitě 102 hodin. Celkem bylo v průběhu sledování zaznamenáno 606 ks migrujících ryb.

Pásky vynášecích česlí byly upraveny, úsek pravého pásu byl zastíněn a levý pás zůstal nezastíněný. Zastíněným pravým pásem bylo vyneseno 305 ks ryb a nezastíněným levým 301 ks ryb.

Levý pás měl stále 7 korýtek a pravý 6 jako tomu bylo v předchozím sledování.

Získaná data musela být očištěna tj. vynásobena údaji od 18-12 hodin koeficientem 5/4 (viz tab. 12 „očištěná“ data), neboť doba od 12-18 hodin se ve sledovaném období vyskytuje 5x, zatímco zbývající část dne byla pozorována pouze 4x.

Základní otázky:

1. Preferují ryby (všechny dohromady) nebo jen losos pravý nebo levý pás? Je statisticky významný rozdíl mezi počtem ryb migrujících pravým a levým pásem?
2. Závisí „migrační aktivita“ ryb na denní době, tj. lze sledované rozdíly v počtu vnesených ryb během dne považovat za statisticky významné?
3. Závisí migrační aktivita na světelných poměrech?

Po zkušenostech z minulých rozborů, volíme opět kumulaci dat po hodině (viz tab. 12).

čas	kusy	"očištěné"	čas	kusy	"očištěné"
0--1	37	46,25	12--13	14	14
1--2	37	46,25	13--14	44	44
2--3	13	16,25	14--15	30	30
3--4	15	18,75	15--16	13	13
4--5	30	37,5	16--17	10	10
5--6	18	22,5	17--18	23	23
6--7	15	18,75	18--19	11	13,75
7--8	9	11,25	19--20	8	10
8--9	7	8,75	20--21	23	28,75
9--10	6	7,5	21--22	145	181,25
10--11	1	1,25	22--23	60	75
11--12	6	7,5	23--24	31	38,75

$$np_i \geq 5q,$$

kde q je podíl tříd pro než platí

$$np_i < 5.$$

Vzhledem k tomu, že se v našem případě takové třídy nejsou je *Yarnoldovo kritérium* samozřejmě splněno.

Spočítejme nyní veličinu χ^2 . Dostaneme, že

$$\chi^2 = 1469,19$$

Ve statistických tabulkách (Likeš, Laga 1978) najdeme hodnotu

$$\chi_{23}^2(0,05) = 41,638$$

Protože je

$$\chi^2 = 544,91 \geq 41,638 = \chi_{23}^2(0,05)$$

zamítáme hypotézu H_0 o tom, že ryby migrují během dne pravidelně.

Přes česle elektrárny Hadamar prošlo ve sledovaném období celkem 18 různých druhů ryb, ale většinu z nich tvořily *lososy* (195 kusů) a *střevlička východní* (255 kusů). Uděláme proto stejné šetření i pro tyto dvě skupiny zvlášť.

5. 3. 7. Vliv technických úpravy česlí na ochranu lososa obecného a střevličky východní při migraci Elbachem v roce 2004

Migrace lososa obecného

Nejprve vyšetříme, zda lososy nepreferují některý z pásů. Předpokládejme, že lososy si vybírají pás náhodně (hypotéza H_0) tj. každá z ryb projde pravým či levým pásem se stejnou pravděpodobností 0,5. Považujeme-li (což je obvyklé) chování jednotlivých ryb za vzájemně nezávislé, je počet ryb vnesených pravým (analogicky lze uvažovat i levý) pásem náhodná veličina X s binomickým rozdělením. Celkem tedy z 195 ryb jich 83 prošlo pravým pásem. Pokud je pravděpodobnost tohoto menší než 0,05 zamítneme hypotézu (na hladině významnosti 5%), že si oba pásy vybírají ryby náhodně. Spočítejme tedy uvažovanou pravděpodobnost

Analogicky jako v situaci kdy se zabýváme všemi rybami současně, lze pomocí χ^2 zamítnout hypotézu, že losos migruje během dne pravidelně.

Migrace střeblíčky východní

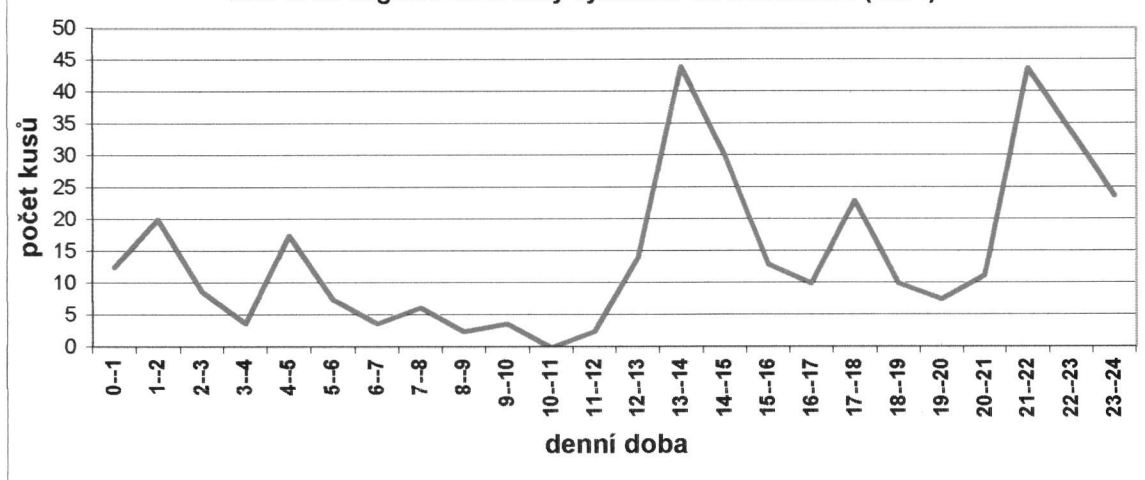
Opět vyšetříme, zda střeblíčka východní preferuje některý z pásů (podobně jako u lososa). Celkově bylo odloveno 255 kusů střeblíčky východní, pravým pásem bylo vyneseno 118 kusů a levý pás vynesl 137 ks ryb.

$$P(X \leq 118) = \sum_{i=0}^{118} \binom{255}{i} \left(\frac{1}{2}\right)^{255} = 0,1298 \geq 0,05$$

Na základě tohoto výsledku **nelze zamítnout** hypotézu, že ryby nepreferují žádný z pásů.

Tabulka č. 14 Hodinová kumulace dat migrací střeblíčky		
čas	kusy	"očistěné"
0--1	10	12,5
1--2	16	20
2--3	7	8,75
3--4	3	3,75
4--5	14	17,5
5--6	6	7,5
6--7	3	3,75
7--8	5	6,25
8--9	2	2,5
9--10	3	3,75
10--11	0	0
11--12	2	2,5
12--13	8	14
13--14	33	44
14--15	14	30
15--16	6	13
16--17	3	10
17--18	16	23
18--19	8	10
19--20	6	7,5
20--21	9	11,25
21--22	35	43,75
22--23	27	33,75
23--24	19	23,75

Graf č. 30 Migrace střevličky východní MVE Hadamar (2004)

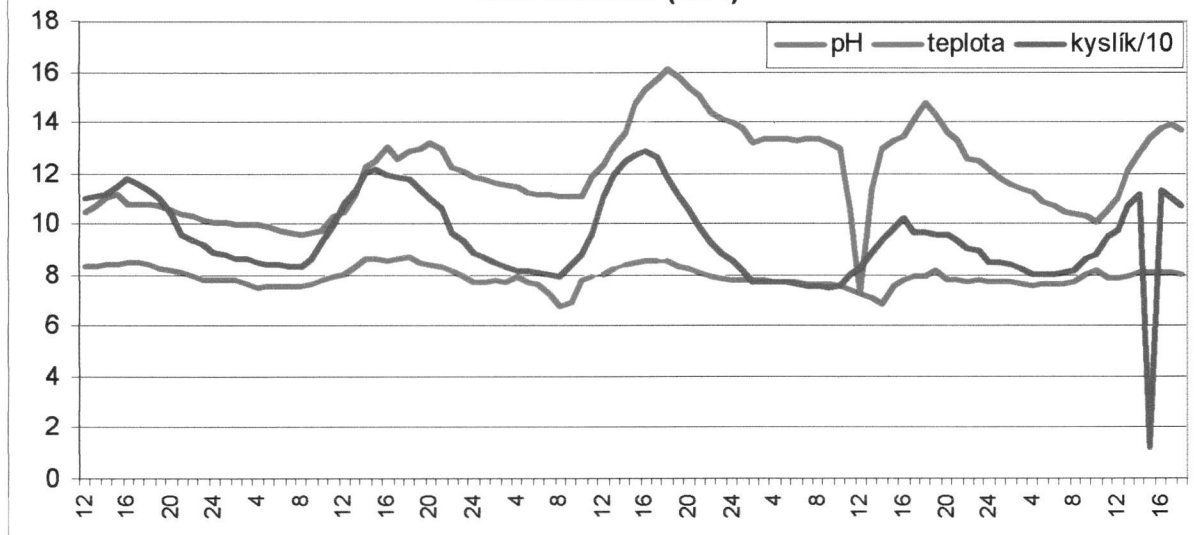


Analogicky jako v situaci kdy se zabýváme všemi rybami současně, lze pomocí χ^2 zamítnout hypotézu, že střevlička východní migruje během dne pravidelně.

Další část zobrazuje závislosti migrace na teplotě, pH či kyslíku. Do grafu č. 31 je zakreslen průběh všech tří veličin – teplota je červená, kyslík je modrý a pH je zeleně.

Jedná se jen o porovnání, proto je hodnota kyslíku vydělena 10. Z průběhu grafu č. 31 je patrná závislost mezi obsahem kyslíku a teplotou (průběhy obou grafů jsou velmi podobné). Není však jasné proč vznikly na těchto grafech „dvě ostré špičky“. Jedná se o prudký pokles teploty 23.4. ve 12 hodin na 7,3°C (červený graf) a 24.4. v 15 hodin obsahovala voda jen 12,5 jednotek kyslíku (modrý graf).

Graf č. 31 Měření pH, teploty a kyslíku vody v průběhu sledování na MVE Hadamar (2004)



Zastínění pravého pásu se nijak neprojevilo, pokud uvažujeme všechny ryby dohromady. V případě lososa je statisticky významný rozdíl mezi pravým a levým pásem. Lososy prokazatelně dávají přednost nezastíněnému pásu. Migrační aktivita ryb je ovlivněna celou řadou biotických i abiotických faktorů. Průběh migrace ryb nelze tak snadno ovlivnit a posunout pouhým krátkodobým "zatemněním". Tento jev by se možná projevil kdyby v "zatemněném" území byly ryby delší čas.

Vzhledem ke kolísající teplotě i hodnotě pH během dne nelze statisticky prokázat vliv těchto veličin na migrační aktivitu ryb.

6. Diskuse

6.1. Migrace ryb MVE Rožmberk a jejich poškozování

Ryby z obsádky rybníka Rožmberk migrují, nebo jsou proudem strhávány do vtoku MVE Rožmberk. Při podzimním sledování byla zaznamenána silná poproudová migrace candáta obecného, okouna říčního a ježdíka obecného, kterou u percidní obsádky nádrže Mostiště a Věstonice popisuje i Baruš et al. (1985). U odlovených druhů cejn obecný, střevlička východní, plotice obecná, perlín ostrobřichý, slunka obecná, ouklej obecná, kapr obecný, štika obecná, síh (kříženec), karas obecný, sumec velký, aj. nelze jasně potvrdit poproudovou migraci a spíše se domnívám, že v průběhu vypouštění rybníka se ryby koncentrují před odběrem vody do elektrárny, do kterého jsou strhávány zvýšeným průtokem a prouděním vody. Byla zaznamenána i migrace úhoře říčního, jehož poproudové migrace podrobně popisuje Jens (1997), Baruš (1985), Butschek, Hofbauer (1956), Vostradovská, Vostradovský (1971), Schmidt (1923), Tesch, (1983). Malá početnost úhoře říčního v rybníku Rožmberk a v přítoku Lužnice - Stará řeka zapříčinila, že jsme odlovili pouze jeden exemplář pohlavně dospívajícího a migrujícího úhoře. Nízká početnost úhořů v tocích zapříčinila především výstavba migračně neprostupných příčných bariér na tocích. Dále se výrazně snižuje vysazování juvenilní úhořů, vzhledem k stále rostoucí ceně monté do volných vod. Rovněž i zvýšená produkce tržního úhoře v umělých odchovech způsobuje vyšší zájem a potřebu úhoří násady, která se stále získává odlovem juvenilních úhoříků, migrujících proti proudu řek do vnitrozemí.

Zahraniční analýzy (Larinier, Dartiguelongue 1989) popisují různé typy poškození, vzhledem k požívanému typu turbíny. Na Francisově turbíně, která je na MVE Rožmberk je vážnost poškození ryb ovlivněna rychlostí prostupu vody rotorem, velikostí otáček rotoru, délkou a tvarem těla procházejících ryb a vzdáleností mezi jednotlivými segmenty lopatek statoru a rotoru. Poškození ryb měly zejména dvě základní příčiny, stejně jak uvádí Montén (1985). Nejzřetelnější byla poškození způsobená mechanickým nárazem lopatek do migrující ryby. Další poškození ryb způsobovaly rychle se měnící příčné a podélné tlaky uvnitř turbíny (spád, turbinové tlaky - kavitace) a za turbínou. Tato poškození nejsou na první pohled zřetelná, ale rovněž vážně poškozovaly, nebo usmrcovaly ryby. U rybiho plůdku a u choulostivějších druhů ryb (např. síh, candát) se po průchodu turbínou objevovaly příznaky dezorientace způsobené turbulencí a tlaky vody v potrubí a turbíně, které pozoroval i Bernnote (1990). K vážnějšímu poškození u juvenilních stádií ryb však nedocházelo (zjištěno terénní pitvou). Juvenilním rybám se po 1 až 2 hodinách v pokusné sádce znovu vracely

normální životní projevy a mohly být vypuštěny do toku. Exophtalmus juvenilních ryb pozorovaný Hartvichem (1997, 1998) u candátů na VD Lipno I (převýšení 160 m) se na Rožmberské MVE nepodařilo prokázat, neboť výškové převýšení nasávací hladiny a výtoku elektrárny jsou jen 8 – 10 m dle vodního stavu rybníka Rožmberk.

Ekologické aspekty vodní elektrárny na přezimující ryby, kvalitu a čistotu vody v toku:

Ryby připravující se v období podzimu na přezimování jsou průchodem přes vodní elektrárnu vystaveny velkému stresu a jsou v různém rozsahu poškozeny. To má značný vliv na jejich kondici a zdravotní stav. Proto v období přezimování takto postižené ryby většinou uhynou, nebo po přezimování mají špatný zdravotní stav. U pohlavně dospělých ryb dochází k snížení plodnosti, nebo nedojde ke tření vůbec, jak popisuje Svobodová (2001).

Mrtvá těla a jejich části vyplavované elektrárnou jsou zdrojem potravy dravých ryb, které vytažují ze spodní části toku a soustřeďují se pod výtokem z elektrárny, podobně jak uvádějí Hartvich, Kubečka, Matěna (1998). Mimo jiné jsou usmrčené ryby zdrojem potravy rybožravých ptáků.

Problémem zůstávají nespotřebované zbytky ryb. Postupně dochází k jejich rozpadu a rozkladu čímž se zvyšuje trofie vody Lužnice pod elektrárnou. Dochází k ekologickému znečištění toku, kterému se dá alespoň částečně předejít, jak poznamenal Holzner (1999).

6.2. Migrace ryb řekou Blanici v okolí Bavorova

Přírodě blízký rybí přechod v Bavorově byl postaven jako boční obtok kolem příčného jezového stupně v toku řeky Blanice. Rybí přechod byl vhodně situován do zaneseného starého ramene řeky Blanice. Rybí přechod se zcela začlenil do krajinného rázu v okolí řeky Blanice. Stavba rybího přechodu probíhala 3 roky a dokončen byl v roce 2001. V roce 2002 převedl rybí přechod část abnormálních průtoků vody srpnové povodně, aniž by došlo k porušení stavby a znemožnění jeho hlavní funkce migrační průchodnosti toku pro ryby (Hartvich, Dvořák, Holub, 2004).

V rybím přechodu Bavorov byla v průběhu sledování výskytu ryb v roce 2002 - 2003 zjištěna přítomnost 18 druhů ryb a larev mihule potoční o celkové abundanci 1602 ks a biomase 17368 g. Byly zde zastoupeny reofilní druhy ryb charakteristické pro lipanové pásmo středního toku řeky Blanice v okolí Bavorova (*Thymalus thymalus*, *Salmo trutta* m. *fario*, *Leuciscus leuciscus*, *Leuciscus cephalus*, *Gobio gobio*, *Phoxinus phoxinus*, *Barbatula barbatula*, *Lota lota*, *Barbus barbus*). V rybím přechodu se dále vyskytovaly i druhy netypické pro lipanové pásmo, jako *Tinca tinca*, *Perca fluviatilis*, *Rutilus rutilus*, *Scardinius*

erythrophthalmus, *Pseudorasbora parva*, *Esox lucius*, *Anguilla anguilla*, které se do řeky Blanice dostávaly únikem z Husinecké nádrže a okolních rybníků (Hartvich, Dvořák, Holub 2004).

Rybí přechod se stal vhodným habitatem pro reofilní druhy v období zhoršených vodních poměrů v řece. Spodní tůňový úsek poskytoval dostatek úkrytů, vhodného dnového substrátu (písek, štěrk) a litorální vegetace, ve kterém se zdržovaly zejména ranná vývojová stadia reofilních druhů ryb – *Gobio gobio*, *Leuciscus leuciscus*, *Phoxinus phoxinus* jak uvádí Hartvich, Dvořák, Holub (2004) a na obdobných lokalitách Aadland (1993), Bernardová (1997).

Matematický model nelineárního vztahu růstu délky těla a váhy testovaný pro výpočet individuální hmotnosti u mořských druhů ryb, který vyzkoušeli Filiz, Bilge (2004), jsme použili pro přepočítání u vybraných sladkovodních druhů ryb. Vytvořili jsme a upravili vztah mezi délkou těla (L) a váhou (W) odlovených ryb, aby bylo možné omezit individuální vážení ryb. Pomocí koeficientů odváženého vzorku jedinců vybraných druhů jsme přepočítali individuální hmotnost pro ostatní ryby v rámci druhu, stejně jako Froese a Pauly (2004).

Jak vyplynulo z výsledků hodnot determinačních koeficientů, ne u všech druhů ryb vyšly zjišťované koeficienty s dostatečným stupněm pravděpodobnosti stejně jako tomu bylo u Filize a Bilge (2004). Nejnižší stupeň pravděpodobnosti jsme zaznamenali u koeficientů mihule potoční (*Lampetra planeri*). Předpokládáme, že je to způsobeno zastavením a úbytkem váhy při dosažení pohlavní dospělosti (nevyrovnanost exponenciální regrese růstu váhy a délky těla), což výsledná data daného výpočtu značně zkresluje. Dostatečnou pravděpodobnost (95 %) průběhu koeficientů nelineární regrese váhy a délky těla jsme zaznamenali u hrouzka obecného (*Gobio gobio*). Zjištěné koeficienty jsou rozmístěna okolo lineární přímky funkce ($y = 3,73 + 2,42x$) s 0,05 stupni volnosti. Tyto koeficienty můžeme používat pro zjišťování individuální hmotnosti tohoto druhu na dané lokalitě.

Model nelineární regrese vztahu růstu délky těla a váhy je v ichtyologické praxi využitelnou metodou stanovování individuální hmotnosti rybích populací. Pracnější metody např. metoda transformovaných dat (viz Spät, 1973) předkládá sice přesnější data, ale je výrazně složitější a časově náročnější.

Od dubna 2002 do listopadu 2003 proběhlo sledování efektivnosti rybího přechodu na řece Blanici v Bavorově. Zjištěné výsledky naznačují průchodnost rybího přechodu pro 23 druhů ryb a kruhoústých migrujících proti i po proudu. Celkově bylo zaznamenáno 1176 ks ryb o biomase 49522g migrujících proti proudu a 210 ks ryb o biomase 2350g migrujících po

proudu. Ze zjištěných údajů vyplývá, že rybí přechod je průchodný pro rybí společenstvo řeky Blanice a výrazně přispívá k v zvyšování druhové rozmanitosti, abundance a biomasy zejména typických reofilních druhů lipanového pásma řeky Blanice v okolí Bavorova.

Efektivnost rybího přechodu na Blanici v Bavorově je zvyšována i tím, že kromě dodržování asanační průtoky vody v řece, je odváděn zbývající proud vody do rybího přechodu. Tím je zajištěn dostatek vody pro migrující ryby i v období nízkých průtoků vody řekou. Výtok z rybího přechodu je situován 10 m pod tělesem jezu, ale koryto řeky je upraveno tak, že hlavní proudnice je směřována k výtoku z přechodu, což zajišťuje dostatečně lákavý proud pro migrující ryby proti proudu (Hartvich, Dvořák, Holub, 2004).

6.3. Migrace ryb a jejich ochrana na MVE Hadamar

V druhovém složení odlovených ryb převládala ekologická skupina eurytopních ryb. Nejčtenější rybou vnesenou česlemi byl v průběhu podzimního sledování v roce 2002 candát obecný (*Stizostedion lucioperca*), a to v počtu 365 kusů (54 % z celkového počtu vnesených ryb), podobné podzimní migrace popisuje i Baruš et al. (1985) při sledování poproudových migrací percidní obsádky nádrže Mostiště a Věstonice. Při sledování jarní migrace v roce 2003 byla zjištěna nejvyšší abundance vneseného druhu u plotice obecná (*Rutilus rutilus*) v počtu 125 ks (64 %) a v roce 2004 střevlička východní (*Pseudorasbora parva*) v počtu 255 ks (42 %).

Nejvyšší ichtyomasa byla zjištěna v roce 2002 u migrujícího candáta obecného (*Stizostedion lucioperca*), a to 2160 gramů, což je 29 % z celkové ichtyomasy, v roce 2003 u plotice obecné (*Rutilus rutilus*) 1438 g (37 %) a v roce 2004 u lososa obecného (*Salmo salar*) 4564 g (40 %).

Zdravotní stav vnesených ryb byl při prvním sledování (podzim 2002) v kategorii 2 - ryba silně poškozená s trvalými následky, a to v počtu 242 kusů (téměř 36 %) z celkového počtu 680 kusů vnesených ryb. V druhém a třetím roce byla většina odlovených ryb z hlediska hodnocení zdravotního stavu kategorií 0 – bez poškození. Tato skutečnost svědčí o šetrném zacházení česlí s rybou. Navíc se domníváme, že většina zranění nebyla způsobena vlastním provozem česlí, ale druhotnými faktory a zvláště pak ne příliš vhodnou instalací a postavením česlí před elektrárnou.

- a) Nízký počet vynášecích korýtek měl za následek, že se před česlemi hromadily ryby, které se v tomto prostoru zdržovaly až několik desítek hodin, a tak mohlo docházet k poranění ryb.
- b) Ploutve ryb poškozovala především hrubá česla, kde docházelo k poškození nebo až k amputaci ploutví díky automatickému čištění.
- c) Ke ztrátě a otěru šupin nejvíce docházelo při turbulentním proudění vody, které způsobovala z části ponořená stavící stěna. Zde byla řada ryb vynášena na stěny náhonu a nárazem nebo oděrem o ně docházelo k zraňování ryb.

K migraci ryb v průběhu sledování na MVE v Hadamaru lze konstatovat, že ryby k migraci preferovaly spíše večerní hodiny od 18 do 22 hodiny a naopak od 24 do 7 hodiny ranní migrace ustávala, podobně jak uvádí Jens (1997).

Při provedených pokusech efektivnosti vynášecích česlí pro poproudové migrace smoltů lososa obecného (*Salmo salar*) v průběhu sledování v roce 2003 a 2004, byla zaznamenána poproudová migrace 5,6 % z celkově vysazených 500 ryb v roce 2003, ale v roce 2004 již bylo pozorováno 39 % z 500 vysazených smoltů. Navíc odlovení jedinci byly dle hodnocení zdravotního stavu převážně v kategorii 0 – ryba bez poškození.

Problematika migrací ryb a jejich ochrany má stále ještě celou řadu nejasností a neobjevených příčin. Jedním z našich dalších záměrů, je proto provádět sledování poproudových migrací přes vynášecí česla na elektrárně Wilhelmhausen, zejména pak detailně prozkoumat účinnost této zábrany na ochranu pohlavně dospívajících úhořů říčních migrujících řekou Lahn. Malá vodní elektrárna Wilhelmhausen prodělala v letech 2003-4 kompletní renovaci a jako ochrana proti vnikání ryb byla před vtoky na turbíny instalována 10 m široká vynášecí česla napojena na obtokový bypass kombinovaný s štěrbínovým rybím přechodem (Henker 2001). Tato lokalita je proto vhodným objektem pro hodnocení ochranných opatření pro migrující ryby.

7. Závěr

7.1. MVE Rožmberk a její vliv na migrace ryb v řece Lužnici

Technologická voda pro MVE Rožmberk je odebírána z rybníka Rožmberk. Provoz elektrárny je podřízen rybářskému obhospodařování rybníka a zajišťování asanačního průtoku vody v Lužnici – Stará řeka pod elektrárnou. K intenzivním migracím ryb a ichtyodriftu dochází zejména v době zvýšených průtoků a při přípravě rybníka na výlov.

Při podzimním vypouštění docházelo zejména k intenzivním migracím percidní obsádky rybníka, podobně jak popisuje Baruš (1985) při sledování poproudových migrací z nádrží Věstonice a Mostiště. V průběhu sledování v roce 2001 se mimo jiné podařilo zachytit vyšší počet juvenilního tohorodka candáta obecného v počtu 489 ks, migrujícího po proudu přes elektrárnu.

V průběhu jarního sledování byl zaznamenán zvýšený průchod ryb přes elektrárnu u druhu ouklej obecná, cejn velký, plotice obecná, stěvlička východní, okoun říční a ježdík obecný. Lze předpokládat, že ne všechny druhy odlovených ryb aktivně poproudově migrovaly a je pravděpodobné, že docházelo i k ichtyodriftu, vlivem silného proudění vody v okolí nasávacího objektu elektrárny.

Stávající ochrana ryb před průnikem do MVE Rožmberk je pouze pasivní a tvoří ji česla proudnicového tvaru se světlostí 5 cm. Tato ochrana je pro většinu rybí obsádky, zvláště pak juvenilních jedinců nedostatečná. Ryby procházející MVE Rožmberk jsou vážně poškozovány a usmrcovány rotory Francisových turbin, vlivem turbulentního proudění a náhlých změn tlaku uvnitř pracovního prostoru elektrárny.

Jednou z možných variant ochrany ryb před průchodem přes turbíny MVE Rožmberk je úprava česlí na vtoku do elektrárny. Nové typy česlí s lichoběžníkovým profilem prutů instalované šikmo ke dnu mají vyšší účinek proti průchodu ryb. Zmenšení mezer mezi ocelovými pruty česlí je rovněž možné, ale sníží se tím i objem protékající vody, což je pro energetiky nepřijatelné jak uvedli Matěna, Kubečka (1994) a Turpeny, Hanson (1996).

Poměrně známou a v praxi u nás využívanou je elektronická zábrana ELZA 2, která by pro kapacitu Rožmberské MVE plně postačovala (viz podobná sledování Marzlufa, Halsbanda (1985)). Pro nerovnoměrný odběr vody během roku si ryby nestačí na elektrické konstantní impulsy zvyknout a nebude se tím snižovat účinnost zábrany, jak podobně popsali Davies (1988) a Aldmannseder (1986).

7.2. Posouzení rybího přechodu u Bavorova na středním toku řeky Blanice

V průběhu sledování byla potvrzena migrační průchodnost rybího přechodu pro 23 druhů ryb a kruhoústých dospělců i juvenilních jedinců.

Rybí přechod se stal vhodnou lokalitou, kterou ryby využívaly jako přechodné stanoviště zejména v době abnormálních průtoků vody v řece při povodni v roce 2002). Trvalý výskyt v rybím přechodu byl zaznamenán u jelce proudníka, okouna říčního, hrouzka obecného, jelce tlouště, plotice obecné, mřenky mramorované a střevličky východní a to především v oblasti litorálu spodní tůňové části rybího přechodu. Horní peřejnatý úsek preferoval zejména pstruh potoční, střevle potoční a lipan podhorní. Přechodně se v rybím přechodu vyskytovali i mník jednovousí, mihule potoční, lín obecný, štika obecná, úhoř říční, parma říční, perlín ostrobřichý a ouklej obecná.

Přínos rybího přechodu se výrazně projeví až za delší časové období na kvalitativním i kvantitním složení rybího společenstva v jeho okolí jak uvedli Knaepkens (2005) a Preity et al (2003). Zprůchodnění Bavorovského jezu pozitivně ovlivňuje druhovou rozmanitost a zastoupení původních druhů ryb středního toku řeky Blanice.

Na konci vegetační sezony po opadu listí a při zvýšených průtocích vody a povodních docházelo k ucpávání štěrbin určených k migraci ryb a k zanášení přechodu písčítým a jílovitým sedimentem. Je nezbytné zajistit pravidelné vyčištění přechodu, aby zůstal pro ryby stále průchodný. Bylo by žádoucí legislativně stanovit správce rybího přechodu, který by zajišťoval jeho údržbu, opravy a pravidelné čištění.

Průběžné sledování migrační průchodnosti po uvedení rybího přechodu do provozu přináší mnoho poznatků o správné funkci stavby a dává přehled o výskytu, početnosti a velikosti všech vyskytujících se druhů ryb, které rybím přechodem migrují.

V průběhu sledování byla potvrzena migrační průchodnost rybího přechodu pro 23 druhů ryb a kruhoústých v různém stupni ontogenetického vývoje.

Rybí přechod se stal vhodnou lokalitou, kterou ryby využívaly jako přechodné stanoviště zejména v době abnormálních průtoků vody v řece (povodně 2002).

7.3. Ochranná funkce vynášecích česlí u MVE Hadamar pro ryby migrující řekou Elbach

Vynášecí česla svou konstrukcí umožňují vynášení ryb pomocí žlábků do odvodového bypassu. Antikorová síťovina o velikosti ok 8 x 15 znemožňuje průnik ryb dokonce již od velikosti 35 mm. Naopak vynášecí žlábků byly schopny vynést úhoře říčního (*Anguilla anguilla*) o délce těla 610 mm.

V průběhu tří sledování na podzim 2002, na jaře 2003, 2004 bylo česlemi vyneseno a nasměrováno mimo pracovní prostory turbíny MVE Hadamar 23 druhů ryb o celkové počtu 1481 jedinců a celkové ichtyomase 22864 g.

Z důvodů krátké odstávky MVE v Hadamaru bylo možné provést kontrolu vynášecích česlí i pod vodou a posoudit konstrukční nedostatky a způsob instalace česlí. Dle zjištěných údajů lze doporučit jistá vylepšení, vedoucí k vyšší efektivnosti vynášecích česlí:

- Na celkovou šíři 4,5 m a délku 18 m vynášecí síťoviny umístit pouze 13 kusů vynášecích korýtek o rozměrech 500 x 150 x 100 mm, se ukázalo jako nedostatečné. Tento problém lze úspěšně řešit korýtky po celé délce vynášecí síťoviny nebo lepší variantou je použít místo korýtek pásy silonových kartáčů, ze kterých vynášené ryby nebudou vyskakovat.
- Gumotextýlie, která má umožňovat snadný průchod vynášecích korýtek a zároveň zamezovat průchodu ryb pod česlemi se skládá z nepravidelných segmentů. Tato nepravidelnost nejen, že může poškozovat vynášecí korýtky, ale zároveň může vytvořit volnou migrační trasu do turbíny elektrárny.
- Pro bezchybnou funkci rolovacích česel je nezbytné zachovat konstantní, laminární proudění vody. Tuto podmínku narušuje bezpečnostní uzávěr, který i při plném otevření zasahuje 20 cm pod hladinu. Toto ponoření způsobuje turbulentní proudění vody, které je nežádoucí. Desorientované ryby se zde vyčerpávají a dochází k nejrůznějším druhům poškození ryb.
- Uložení hnacího i hnaného napínacího válce rolovacích česlí je pouze v silonových pouzdrech, bez valivých ložisek. Během krátké doby provozu dochází k opotřebování pouzder, vyosení napínacích válců a poškozování okrajů rotující sítě o rám česlí. Navíc dochází k brždění a zasekávání sítě, což značně ovlivňuje efektivnost vynášení migrujících ryb a výrazně snižuje životnost zařízení.

Bohatá druhová rozmanitost, charakter toku, dnový substrát a chemické a fyzikální vlastnosti vody odpovídají parrmovému rybímu pásmu řeky Elbach. Zábrany a zařízení na ochranu ryb při poproudové migraci přispívají k udržení a zvyšování indexu biodiverzity

v tocích, jak uvádí Odeh a Orvis (1998). Vynášecí česla jsou možným efektivním řešením ochrany migrujících ryb středních a malých toků před negativními účinky odběrů technologické vody.

Posuzovaná vynášecí česla na elektrárně v Hadamaru jsou po provedení zmiňovaných úprav vhodným zařízením pro ochranu ryb migrujících po proudu v malých a středních tocích.

8. Seznam použité literatury

- AAland, L. P., 1993: Stream habitata types: their fish assemblages and relationship to flow. North American Journal of Fisheries Management, 13: 790-806
- Aldmannseder, J., 1986: Kleinspannungs-Fischscheuch-und Leitanlagen. Österreichs Fischerei, 39, 8-9, 240 - 246
- Adámek, Z., 1995: Rybářství ve volných vodách. East Publishing, a.s. Praha 205 s.
- Adámek, Z., Jurajda, P., 1997: Poškození ryb průchodem přes turbíny malé vodní elektrárny. Buletin VÚRH Vodňany, 166 – 169 s.
- Bardy, D., Lindstrom, L., Fechner, D., 1991: Design of extendet leght submergend travelling screen and submerged bar screen fish guidance equipment. Waterpower 1: 345-354
- Baruš, V., Pavlov, D. S., Nezdolij, V. K., Gajdůšek, J., 1985a: Downstream fish migration from the Mostišťe and Věstonice reservoirs (ČSSR). Topical problems of Ichthyology 2. (Transaction of the Czechoslovak-Soviet ichtyological cooperation), Brno, pp. 7-18
- Baruš, V., Pavlov, D. S., Nezdolij, V. K., Gajdůšek, J., 1985b: Downstream fish migration from the Mostišťe and Věstonice reservoirs (ČSSR) in spring. Folia Zool. Brno, 34 (1): 75-87
- Baruš, V., Oliva, O., et al. 1995: Mihulovci (Petromyzontiformes) a ryby (Osteichtyes), I. díl. Academia, AV ČR, Praha. 698 s.
- Baruš, V., Oliva, O., et al. 1995: Mihulovci (Petromyzontiformes) a ryby (Osteichtyes), II. díl. Academia, AV ČR, Praha. 623 s.
- Bates, D. W., Vinsorhaler, R., 1956: The use of louvers as means of guiding fish at the Tracy Kalifornia, dumping plant // Mimeo Rept. Region. I.U.S. Fish and Wildlife Serv., 21 pp.
- Bernardová, I., 1997: Ekologické pojetí zásad stanovení minimálních průtoků v tocích. Buletin VÚRH Vodňany, 38 – 43 s
- Bernnote, E.M., 1990: Schädigung von Fischen durch Turbinenanladen. Dtsch. tierartz, Wschr 97,1: 161 - 164
- Bertin, L., 1956: Eals, a biological study. Cleaver-Hume Press Ltd., London, 192 pp.
- Butschek, v., Hofbauer, J., 1956: Versuche über die Schädigung von Aalen durch Kaplan-turbinen. Arch. Fischwiss., 7: 178 - 184
- Cada, G. F., 1990: Assessing fish mortality rates. Hydro Review, Fef. 1990: 52 – 60 s.
- Clay, Ch. H., 1995: Design of Fishways and Other Fish Facilities. 248 pp.
- Čihař, J., 1983: O rybách a rybaření. Práce, Praha. 242 s.

- Davies, J. K., 1988: A review of information relating to fish passage through turbines: implications to tidal power schemes. *The Fisheries Society of the British Isles* 33 A: 111 - 126
- Dvořák, P., 2001: Sledování poproudových migrací ryb. Závěrečná zpráva JÚS ČRS Č. Budějovice, 2002, 1- 22
- Dvořák, P., Holub, M., 2003: Migrace ryb malou vodní elektrárnou na jezu Dráčov v roce 2002. Sborník příspěvků studentů DSP z konference s mezinárodní účastí, 199 – 204.
- Eaton, P. W., 1978: Yarnold's criterion and minimum sample size, *Amer. Statist.* 32, 102-103
- Edwardes, M., 2000: <http://web.ukonline.co.uk/mike.edwardes/Angulla.html>
- Filiz, H., Bilge, G., 2004: Length – weight relationships of 24 fish species from the North Aegean Sea, Turkey: *J. Appl. Ichthyologie.* 20, 2004, 431-432
- Frič, A., 1908: České ryby a jejich cizopasníci. 2. vydání, VI. Nákladem, Praha, 78 pp
- Froese, R., Pauly, D., 2004: FishBase. World Wide Web elektronick publikacion, <http://www.fishbase.org>
- Gowans, A. R. D., Armstrong, J. D., Priede, I. G., Mckelvey, S., 2003: Movements of Atlantic salmon migrating upstream through a fish-pass complex in Scotland. *Ecology of Freshwater Fish*, 12: 177–189
- Halačka, K., Lusková, V., Lusk, S., 1997: Výskyt řemenatky (*Ligula colymbi*) u sekavce (*Cobitis* sp.). *Buletin VÚRH Vodňany*, 73 – 76 s
- Hartvich, P., Lusk, S., 2000: Ichtyofauna a migrační průchodnost řeky Otavy. *Biodiversita ichtyofauny 4eské republiky (III)*. Brno, 63 - 71
- Hartvich, P., Dvořák, P., 2002: Zařízení k usměrnění poproudových migrací ryb. *Edice metodik č. 66, Vodňany* 16 pp
- Hartvich, P., 1997: Hlavní typy rybích přechodů a jejich biotechnické funkce. *VÚRH Vodňany, Metodika č. 52.* 10 pp
- Hartvich, P., Dvořák, P., Holub, M., 2004: Výskyt ryb v rybím přechodu na řece Blanici v Bavorově. *Biodiverzita ichtyofauny České republiky*, V: 93-98
- Hartvich, P., Kubečka, J., Matěna, J., 1998: sledování škodlivých vlivů hydroelektrárny Lipno I. na ryby migrující po proudu z údolní nádrže. Závěrečná zpráva
- Hartvich, P., Kubečka, J., Svobodová, Z., 1995: Změny zdravotního stavu ryb po úniku turbinami údolní nádrže Lipno. *Buletin VÚRH Vodňany*, 106 – 111 s
- Henker, H., 2001: Planfeststellung Wasserkraftwerk Wilhelmshausen 1 – 20.
- Holčík, J., Hensel, K., 1972: *Ichtyologická příručka*. Obzor, Bratislava. 217 s

- Holzner, M., 1999: Vermeidung von Fischäden im Kraftwerkbereich. Landesfischereiverband Bayern e.V., heft 1, 224 pp.
- Jens, G., 1953: Über den lunaren Rhythmus der Blankaalwanderung. Arch. Fisch. Wiss. 4, 1953, 94-100
- Jens, G., 1997: Zeitliche Viertelung der Vanderintensitat des Blankaals: In Jahr, im Mondmonat und im Tagesablauf. Fischwanderhilfen 3.5.1, 34
- Jungwirth, M., Schmutz, S., Weiss, S., 1998: Fish Migration and Fish Bypasses. Department of Hydrobiology, Fisheries and Aquaculture, University of Agricultural Sciences, Vienna, Austria, 438 pp.
- Kašpar, J., 1997: Technická opatření omezující negativní vlivy provozu MVE na vodní prostředí, Buletin VÚRH Vodňany, 16 – 21 s.
- Knaepkens, G., Baekelandt, K., Eens, M., 2005: Fish pass effectiveness for bullhead (*Cottus gobio*), perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in regulated lowland river. Ecology of Freshwater Fish, Blackwell Munksgaard, 59 - 68
- Kostkan, V., Rulík, J., 1997: Některé aspekty biologického hodnocení MVE na příkladu lokalit stará Ves u Rýmařova a Ruda nad Moravou – Hrabenov. Buletin VÚRH Vodňany, 137 – 147 s
- Kubečka, J., Hartvich, P., Matěna, J., 1997: Vliv derivačních malých vodních elektráren na rybí obsádky toků. Buletin VÚRH Vodňany, 83 – 101 s
- Kubíček, F., 1997: Problematika minimálních průtoků ve vztahu k biotě a zejména makrozoobentosu tekoucích vod. Sborník deter. Kurzu makrozoobentosu, 5, 26 – 31.
- Krebsch, Ch., 1989: Ekological mythology. Harper and Row. 550 pp.
- Larinier, M., Dartiguelongue, J., 1989: La cirkulation des poissons migrateurs: le transit a travers les turbines des instalations hydroelektriques. Bull. Fr. Peche Piscic, 1 – 90
- Larnier, M., Travade, F., Porcher, J. P., 2002: Fish Wals: biological basis, design kriteria and monitoring. Bull. Fr. Peche Pisc., 364 suppl., 208 pp.
- Larinier, M., Dartiguelongue, J., 1989: La cirkulation des poissons migrateurs: le transit a travers les turbines des instalations hydroelektriques. Bull. Fr. Peche Piscic, 1 – 90
- Lusk, S., 1999: Vliv přehrad a údolních nádrží na diverzitu ichtyofauny České republiky. Buletin VÚRH Vodňany, 13 – 19 s
- Lusk, S., Král, K., 1990: Účelové rybí obsádky ve vodárenských nádržích. Živočišná výroba, 28 (11): 927 – 936 s.

- Lusk, S., Vostradovský, J., 1978: Účelové rybí obsádky ve vodárenských nádržích. *Vertebrat. Zprávy*, 1978, 19 – 28 s.
- Lusk, S., Lusková, V., Hanel, L., Halačka, K., 2000: Záchrané programy v ichtyologii. *Biodiverzita* 3, 91-96
- Lusk, S., Halačka, K., Lusková, V., 1997: Vliv malých vodních elektráren na vodní toky a jejich rybí osídlení. *Buletin VÚRH Vodňany*, 111 – 117 s
- Lusk, S., Halačka, K., Lusková, V., 1996: Vliv malých vodních elektráren na diverzitu rybiho osídlení vodních toků. *Biodiverzita ichtyofauny ČR (I)*: 65 – 68 s
- Likeš, J., Laga, J., 1978: Základní statistické tabulky, SNTL, Praha
- Mantejfel, B. P., 1980: *Ekologija povedenija životnych*. Izd. Nauka, Moskva, 230 pp.
- Marzluf, W., Halsband, E., 1985: Elektromechanische Fischumleitung entwickelt. *Fisch und Fang*, 12: 36 - 37
- Matěna, J., Kubečka, J., 1994: ovlivnění ekosystému vodních toků provozem MVE, zpráva výzkumného ústavu
- Matěnová, V., Matěna, J., 2002: Diverzita rybiých společenstev Stropnice, Pohořského potoka a Černé v Novohradských horách (jižní Čechy). *Biodiverzita* 4, 2002, 133-140
- Meisner, E., 1937: *Ichtiologia stosowana*. 1. vyd. 1937. Inst. Ryb. W Gdyni, 286 pp
- Montén, E., 1985: Francis Turbines 10 - 12, The Motala Experiments (1952 - 1953) Fish and Turbines: 38 - 60.
- Nikolskij, G. V., 1961: *Ekologija ryb. Vysšaja škola*, Moskva, 355 pp.
- Odeh, M., Orvis, C., 1998: Downstream Fish Passage Design Considerations and Developments at Hydroelectric Projects in the North-east USA, Fish Migration and Fish Bypasses, 267 - 280
- Ökofish P, 2005: <http://www.fischpass.com/mitte.htm>
- Pavlov, D. S., Lupanin, A. I., Kostj, A. N., 1999: Downstream migration of fish through dam sof hydroelectric power plants. Russian academy of Science. Moscow-Nauka, 202 pp.
- Peňáz, M., 1963: teplotní režim úseku Svratky pod Vírskou nádrží. *Vodohospodářský časopis SAV*, 207 – 210 s
- Peňáz, M., Prášil, O., 1987: Úhoř říční. ČRS - Státní zemědělské nakladatelství - Praha, 46 - 57, 75 -78
- Persat, H., Copp, G. H., 1990: Electrofishing and point abundance sampling for the ichthyology of large rivers. In: Cowx (ed.): *Developments in electric fishing*, 1989: 203-219

- Poupě, J., 1997: Malé vodní elektrárny, rybářství a správní řízení. Buletin VÚRH Vodňany, 22 – 28 s
- Preity, J. L., Harrison, S. S., Shepherd, d. J., Smith, C., And Hildrew, A. G., Hey, R. D., 2003: River rehabilitation and fish population: assessing the benefit of instream structures. J. Appl. Ecology, 40: 251 – 265
- Schaferna, K., 1929: Nebezpečí turbín. Rybářský věstník, IX, 1: 2pp
- Schmid, K. J., 1909: Remarks on the metamorphosis and distribution of the larve of the eel (*Angulla angulla*). Meddelels. Komm. Havunderog. Ser. Fisk., 3 (3): 1 – 17.
- Schmid, K. J., 1923: Breeding places and migrations of the eel. Nature, No. 2776, 111: 51-54.
- Siligato, S., Guumpinger, C., 2002: Das oesterreichische Maltsch – System. Technisches Buro fur Geweserokologie Wels, 38 s
- Slavík, O., et all., 2005: Labská cesta pro ryby opět snazší. Rybářství, 3: 6 – 9 s
- Svobodová, Z., 2001: Stres u ryb. Buletin VÚRH Vodňany, 169 – 191 s.
- Späth, H., 1973: Algorithmen für elementare Ausgleichsmodele, Oldenburg, München-Wien 157
- Strubberg, a., 1913: The metamorphosis of elvers as influenced by outward conditions. Medd. Komm. Havundersogelser, Ser. Fisk., 4 (3): 1 – 11.
- Tesch, F. W., 1983: Der All. Biologie und Fischerei. 2 vyd. Paul Parey, Hamburg u. Berlin. 303 pp
- Thompson, J. C., 1988: Migrace zvířat. Albatros, Praha. 118 s.
- Tortonese, E., 1949: A proposita di pesci migratori, i vari tipi di spostamentie la relativa terminologia. Boll. Zool. Ital., 16: 38.
- Turpeny, A. W. H., Hanson, K., 1996: Mechanism of Fish Damage in Low – Head Turbines: An Experimental Appraisal. International Concerence on Fish Migration and Fish Bypass – Channels (Vienna)
- Václavík, B., 1957: Ochranná opatření proti škodlivému účinku turbín. Čs. rybářství, 12: 180 – 181 s.
- Vostradovský, J., 2005: Rybí přechody I, II. Rybářství 45s, 51s
- Vostradovský, J., Vostradovská, M., 1971 K úniku ryb turbínami a hrází nádrže Lipno. Bulletin VÚRH Vodňany, 7 (3): 24 - 28
- Vyskočil, L., 1921: Rybí přesmyky. Státní výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický Praha, 8 pp.

Yarnold, J. K., 1970: The minimum expectation in χ^2 goodness of fit test and accuracy of approximations for the null distribution, J. Amer. Statist. Assoc. 65, 864-886

Zelinka, M., Kubiček, F., 1985: Základy aplikované hydrobiologie. Skripta UJEP Brno, 256 pp.

Zdroje a finanční krytí disertační práce:

Grantový projekt MŠMT J06/98:12200003/3

Grantový projekt č. A6093105 Grantové agentury Akademie věd ČR

Projekt GA ČR č. 206/03/Z022

Výzkumný projekt MŽP ČR č. VaV/620/9/03

9. Souhrn

Cílem předložené práce je popsat problematiku protiproudových a poproudových migrací ryb v tocích.

Sledování poproudových migrací ryb bylo provedeno na MVE Rožmberk (1999-2004). Celkem bylo odloveno 15 druhů ryb o abundanci 1579 ks. Zdravotní stav odlovených ryb nebyl uspokojivý. Z celkového počtu odlovených ryb bylo 37 % silně poškozeno a 11 % ryb bylo uhynulých. Jako možná ochrana migrujících ryb je instalace nového typu čelí (Wedge – wirw- Screan), nebo použití elektronického odpuzovače Elza II.

Monitoring ichtyofauny rybího přechodu v Bavorově proběhl v letech 2002-2003. V přechodu bylo v průběhu sledování odloveno elektrickým agregátem 18 druhů ryb o abundanci 1602 ks. Při sledování migrační průchodnosti bylo zaznamenáno 23 migrujících druhů ryb. Celkově bylo odloveno 1176 ks ryb o biomase 49522g migrujících proti proudu a 210 ks ryb o biomase 2350g migrujících po proudu. Ze zjištěných údajů vyplývá, že rybí přechod je průchodný pro rybí společenstvo řeky Blanice a výrazně přispěje v zvyšování druhové variability, abundance a biomasy zejména typických reofilních druhů lipanového pásma řeky Blanice v okolí Bavorova.

Ochrana ryb před vnikáním do pracovního prostoru MVE Hadamar byla sledována na vynášecích rotačních česlích v roce 2002-2004. Zaznamenáno bylo 23 druhů ryb o abundanci 1481 ks a biomase 22863,8g. Nízká selektivita zábrany k malým velikostem migrujících ryb se potvrdila odlovem jedinců v larválním a juvenilním stádiu. Vynášecí česle jsou vhodným prostředkem na ochranu ryb migrujících po proudu na malých a středních tocích

10. Summary

Aim of the submitted work is to describe the problems connected to upstream and downstream migration of fish in the streams.

Monitoring of the downstream migration of fish was examined on a small hydroelectric power station Rožmberk (1999-2004). In sum there were 15 fish species with abundance of 1579 pcs caught. The health condition of fish was not favourable. From all fish 37% was badly injured and 11% was dead. It is possible to protect migrating fish by a screen or electrical repulsion device Elsa II.

Monitoring of the ichthyofauna of fish bypass in Bavorov proceeded in the years 2002 - 2003. During the monitoring of the fish bypass there were 18 migrating species caught using an electric aggregate with the abundance of 1602 pcs. The monitoring of migration trafficability using cages showed the total of 23 registered migrating fish species. Totally there were 1176 pcs. of fish with a biomass of 49522 g migrating upstream and 210 pcs. of fish with biomass of 2350 g migrating downstream caught. Our findings result in a conclusion, that the fish bypass is clear for the fish community of the river Blanice and it will significantly contribute to increment of fish species diversity, abundance and biomass especially in the case of reptile species of the grayling zone of Blanice river in the surrounding of Bavorov.

Protection of the fish against intrusion to the workspace of small hydroelectric power plant in the Hadamar was monitored on a staging rotary screen in the years 2002 - 2004. There were 23 fish species with the abundance of 1481 pcs. and a biomass of 22863,8 g recorded. A low selectivity of prevention for small sized fish was confirmed by caughts of larval and juvenile stages of fish using electrofishing. The staging screen is a suitable device for the protection of downstream migrating in the middle-size streams.

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA
KNIHOVNA
Studentská 13
370 05 České Budějovice