

Stav reofilních druhů ryb v České republice a negativní vlivy na ně působící

The status of rheophilic fish species in the Czech Republic and negative effects on their populations

MILAN MUŠKA^{1, 2}

¹Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Kaplanova 1931/1, Praha 11, 148 00; milan.muska@nature.cz

²Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, Na Sádkách 7, České Budějovice, 370 05

Abstract: Based on the analysis of literal data and Habitats Directive reporting forms, the status of selected rheophilic fish species was assessed according to their preferred occurrence in the upper, middle and lower reaches of rivers in the Czech Republic. Species communities of lower river sections were rated worst, followed by species communities of upper river sections, and species communities of middle river sections corresponding to the barbel zone were rated best. The negative impacts on populations of rheophilic fish species are then discussed and examples of their consequences are given. Stream fragmentation, alteration of hydrologic conditions, stream regulation, surface water pollution, and hydropower were ranked as the most important impacts by degree of significance. Finally, trends in the status of rheophilic fish species and changes in the effect of the negative impacts were evaluated.

Keywords: Habitat Directive, conservation status assessment, endangered species of fish, river ecosystems

Abstrakt: Na základě analýzy literálních údajů z hodnotících zpráv dle Směrnice o stanovištích byl vyhodnocen stav vybraných reofilních druhů ryb dle jejich preferovaného výskytu v horních, středních a dolních úsecích řek v České republice. Nejhuře hodnocená byla společenstva druhů z dolních úseků řek, následovala společenstva horních úseků a nejlépe hodnocena byla společenstva středních úseků odpovídajících parrmovým úsekům. Dále jsou diskutovány negativní vlivy působící na populace reofilních druhů ryb s uvedenými příklady jejich dopadů. Jako nejvýznamější vlivy byly dle míry významnosti vyhodnoceny fragmentace toků, změny hydrologických poměrů, regulace toků, znečištění povrchových vod a hydroenergetika. Závěrem byl vyhodnocen vývoj stavu reofilních druhů ryb a změny v působení negativních vlivů.

Klíčová slova: hodnocení stavu, ohrožené druhy ryb, Natura 2000, říční ekosystémy

Úvod

Říční ekosystémy patří celosvětově i přes svou omezenou rozlohu mezi ekosystémy s největší diverzitou a specifickou dynamikou. Zároveň se jedná o ekosystémy, které jsou jedny z nejohroženějších a bohužel stále relativně opomíjené z pohledu jejich výzkumu a ochrany (REID et al. 2019). Reofilní druhy ryb (RDR) jsou jejich významnou součástí. Reofilní ryby jsou různorodá funkční skupina druhů definovaná svou úzkou vazbou na tekoucí vody alespoň po část svého ontogenetického vývoje (SCHIEMER & WAIDBACHER 1992). V podmínkách České republiky můžeme za původní reofilní druhy považovat širokou škálu druhů (tab. 1), které tvoří i díky převaze tekoucích vod mezi přírodními vodními stanovišti na našem území téměř polovinu ichtyofauny. Reofilní druhy ryb jsou považovány díky rozmanitosti svých ekologických nároků, měnícími se i v průběhu životního cyklu, a požadavky na integritu říčních habitatů v širokém časoprostorovém kontextu, za důležitý indikátor ekologické kvality řek a říčních ekosystémů (COPP 1989, SCHIEMER 2000). Jejich zastoupení ve společenstvech ryb tekoucích povrchových vod je i proto jednou z metrik hodnocení jejich ekologického stavu dle Rámcové směrnice

o vodách (2000/60/ES; EFI+ CONSORTIUM 2009; JANÁČ et al. 2019). Významná část RDR aktuálně patří v České republice k druhům ohroženým dle Červeného seznamu (tab. 1; Lusk et al. 2017) nebo jsou chráněné zákonem (tab. 1; zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny).

Naopak některé RDR byly za účelem zvýšení rybářské atraktivity revírů do České republiky dovezeny (MUSIL et al. 2010). Jednalo se převážně o losovité druhy ze Severní Ameriky jako např. o pstruha duhového (*Oncorhynchus mykiss*), pstruha žlutohlého (*O. clarkii*) či sivena severního (*Salvelinus alpinus*) a sivena amerického (*S. fontinalis*). Žádný z těchto druhů se v České republice až na výjimku lokálních populací sivena amerického v Jizerských horách (ŠANDA et al. 2015) neaklimatizoval a v současnosti jsou populace sivena amerického a pstruha duhového ve volných vodách závislé výhradně na vysazování. Zajímavostí je i dovoz a chov lipana bajkalského (*Thymallus baicalensis*) v roce 1960, ale ani jeho introdukce neproběhla úspěšně a postupně vymizel (MIHÁLIK 1961).

Metodika

Stav vybraných RDR a přehled na ně působících ohrožujících faktorů byl vyhodnocen na základě výsledků hodnotících zpráv dle Směrnice o stanovištích za poslední hodnotící období 2013–18 (EEA, Eionet portal 2022) a rešerše odborné literatury. Pro větší přehlednost byl stav jednotlivých druhů sloučen dle jejich preferovaných habitatů pro horní, střední a dolní části říční sítě (viz tab. 2). Vývoj stavu RDR byl hodnocen na základě výsledků hodnotících zpráv za tři dostupné hodnotící období (2004–06, 2007–2012, 2013–18) a rešerše odborné literatury.



Obr. 1. Lipan podhorní (*Thymallus thymallus*) představuje druh horních úseků řek v nedávné minulosti široce rozšířený, ale v současnosti dramaticky mizející z českých řek (foto Milan Hladík).

Fig. 1. The Grayling (*Thymallus thymallus*) represents a species of upper reaches of rivers that was widespread in the recent past, but is currently dramatically disappearing from Czech rivers (photo by Milan Hladík).

Tab. 1. Přehled původních reofilních druhů rybovitých obratlovců vyskytujících se v České republice s jejich zařazením do příloh Směrnice o stanovištích, stupněm ochrany dle zákona o ochraně přírody a krajiny (ZOPK), Červeného seznamu (ČS) a počtu známých nálezů v Nálezové databázi ochrany přírody (NDOP). KO – kriticky ohrožený, SO – silně ohrožený, O – ohrožený.

Table 1. List of native rheophilous fish species (RFS) occurring in the Czech Republic with their inclusion in the Annexes of the Habitats Directive, the degree of protection according to Nature and Landscape Protection Act (ZOPK), red list (ČS) and the number of known findings in the Species occurrence database (NDOP). KO – critically endangered, SO – heavily endangered, O – endangered.

Reofilní druhy ryb, obratlovců ČR					
Český název	Latinský název	Směrnice	ČS	ZOPK	NDOP
Mihule potoční	<i>Lampetra planeri</i>	Př. II	VU	KO	3361
Vranka obecná	<i>Cottus gobio</i>	Př. II	NT	O	3951
Vranka pruhozlutvá	<i>Cottus poecilopus</i>		NT	O	543
Pstruh obecný	<i>Salmo trutta</i>				6117
Losos obecný	<i>Salmo salar</i>	Př. II, V	CR		258
Střevle potoční	<i>Phoxinus phoxinus</i>		VU	O	2593
Mřenka mramorovaná	<i>Barbatula barbatula</i>				3319
Mník jednovousý	<i>Lota lota</i>		NT	O	872
Lipan podhorní	<i>Thymallus thymallus</i>	Př. V	VU		1186
Sekavčík horský	<i>Sabanejewia balcanica</i>	Př. II	CR	KO	48
Jelec proudník	<i>Leuciscus leuciscus</i>				1800
Jelec tloušť	<i>Squalius cephalus</i>				4231
Jelec jesen	<i>Leuciscus idus</i>		NT	O	674
Ouklejká pruhozaná	<i>Alburnoides bipunctatus</i>		VU	SO	553
Parma obecná	<i>Barbus barbus</i>	Př. V	NT		1372
Ostřetka stěhovavá	<i>Chondrostoma nasus</i>		VU		915
Podoustev říční	<i>Vimba vimba</i>		VU		485
Hrouzek obecný	<i>Gobio gobio</i>				4117
Hrouzek banátský	<i>Romanogobio banaticus (kessleri)</i>	Př. II	CR	KO	65
Hrouzek Vladykovův	<i>Romanogobio vladkovi (albipinnatus)</i>	Př. II	VU		204
Hrouzek Belingův	<i>Romanogobio belingi (albipinnatus)</i>	Př. II	NE		24
Sekavci	<i>Cobitis sp.</i>	Př. II	EN	SO	524
Drsek větší	<i>Zingel zingel</i>	Př. II, V	CR	KO	21
Drsek menší	<i>Zingel streber</i>	Př. II	CR	KO	35
Ježdík žlutý	<i>Gymnocephalus schraetser</i>	Př. II, V	CR	O	20
Ježdík dunajský	<i>Gymnocephalus baloni</i>	Př. II, V	CR	KO	39
Jeseter malý	<i>Acipenser ruthenus</i>	Př. II	CR		10
Bolen dravý	<i>Leuciscus aspius</i>	Př. II, V			1067
Cejn perleťový	<i>Ballerus sapa</i>		CR	O	8
Cejn siný	<i>Ballerus ballerus</i>		NT		33
Ostrucha křivočará	<i>Pelecus cultratus</i>	Př. II, V	CR	SO	9

Výsledky a diskuze

Zhodnocení stavu populací RDR není na úrovni celé České republiky snadným úkolem. Základním předpokladem pro hodnocení jsou kvalitní vstupní data z monitoringu jednotlivých druhů. Uceleným přehledem o rozšíření RDR je např. Nálezová databáze ochrany přírody (NDOP 2022). Přehled rozšíření vybraných RDR za období před rokem 2002, mezi lety 2002–11 a mezi lety 2012–22 v jednotlivých čtvrcích síťového mapování je zobrazeno na obr. 2 a počty nálezů jednotlivých druhů jsou uvedeny v tab. 1. Z obrázku je patrné, že množství informací o druzích potoků a horních úseků řek (obr. 2A) zahrnuje většinu vhodných lokalit, zatímco v případě RDR větších toků (obr. 2B) není aktuální znalost rozšíření některých druhů dostatečná a pro získání uceleného přehledu si bude vyžadovat doplnění.

Ačkoli jsou v České republice RDR součástí hodnocení tekoucích vod dle Rámcové směrnice o vodách (JANÁČ et al. 2019), představuje početnost RDR pouze jednu z metrik ve výpočtu ekologického stavu a dobrý ekologický stav nemusí *a priori* představovat jejich prosperující populaci. Pravidelné hodnocení stavu jednotlivých druhů dle standardizované metodiky představují například červené seznamy (CHOBOT & NĚMEC 2017). Zde je předmětem hodnocení celkový areál a vývoj početnosti jednotlivých druhů (CHOBOT & PLESNÍK 2017). Poslední verze Červeného seznamu ryb a mihulí ČR vznikla v roce 2015 (LUSK et al. 2017). Jak je patrné z tab. 1, více než polovina původních RDR vyskytujících se v České republice je do jisté míry ohrožena vymizením a 10 druhů bylo dokonce zařazeno do kategorie kriticky ohrožených, tj. aktuálně čelí výjimečně vysokému nebezpečí vymizení ve volné přírodě.

Pro hodnocení stavu druhů lze využít s určitou mírou spolehlivosti i rybářské úlovkové statistiky. Rybáři mají za povinnost zapisovat své docházky, jednotlivé přisvojené úlovky druhů ryb vyjmenovaných ve vyhlášce č. 197/2004 Sb. a sumárně i úlovky jedinců ostatních druhů ryb (Vyhláška č. 197/2004 Sb.). Pro druhy, které nejsou předmětem rybářského managementu, bylo na některých lokalitách prokázáno reprezentativní zastoupení v úlovcích rybářů porovnatelné jejich skutečnému zastoupení ve společenstvu (PIVNÍČKA et al. 2005). Jak už ale vyplývá z povinností rybářů, v sumářích úlovků chybí ryby vrácené do revíru (ryby nedosahující nejmenší lovné míry, ulovené v době hájení či chráněné podle zvláštních právních předpisů), ryby ulovené způsobem „chyt’ a pust’“ a informace o některých druzích mohou být uvedeny pouze sumárně v kategorii „ostatní“ a některé druhy nemusí rybáři ani dobře determinovat. U rybářsky atraktivních druhů mohou být úlovková data navíc ovlivněna i zvýšením lovné míry, jak bylo prokázáno v případě analýzy úlovkových dat lipana podhorního (LYACH & REMR 2019), či celkově se měnícími zájmy rybářů, jejich chováním a vývojem rybářských technik, a proto je třeba k posuzování populačních trendů z úlovkových dat přistupovat s rezervou (SPURNÝ et al. 2017). Zatím nebyla posouzena možnost využít statistiky z rybářských závodů. Například při muškařských závodech jsou sice zaznamenávány pouze ryby přesahující minimální lovnou míru (většinou 15 cm) a ryby nejsou měřeny, ale během dne je z daných úseků ulovena a tím i zaznamenána většina jedinců a ryby jsou determinovány do druhu.

Systematickým hodnocením stavu jednotlivých druhů příloh Směrnice o stanovištích se zabývají hodnotící zprávy dle článku 17 této směrnice. Hodnocení probíhá po šesti letých periodách dle metodického vedení Evropské komise, více např. CHOBOT (2016). Předmětem hodnocení stavu jednotlivých druhů jsou parametry areál, početnost, habitat a tlaky a hrozby. Dle hodnotícího algoritmu je na základě hodnocení jednotlivých parametrů vyhodnocen i celkový stav druhu. Z celkového počtu 32 RDR je předmětem tohoto pravidelného hodnocení 15 druhů příloh Směrnice o stanovištích, přehled je uveden v tab. 1.

Systematický přehled o stavu hodnocených RDR a jeho vývoji nám poskytne srovnání sloučených hodnocení druhů dle jejich výskytu v jednotlivých částech říčního kontinua či dle tradičních rybích pásem (obr. 3). Horní úseky toků (potoky a říčky odpovídající pstruhovému a lipanovému pásmu) lze s jistotou mírou zobecněně charakterizovat výskytem vranky obecné, sekavčíka balkánského, lososa obecného, lipana podhorního a obou druhů mihulí (potoční a ukrajinské). Stav těchto druhů vykazuje aktuálně převažující

zastoupení druhů hodnocených v nepříznivém stavu (tab. 2). To je dáno jak zastoupením lokálně se vyskytujících ohrožených druhů (mihule ukrajinská, sekavčík balkánský a losos obecný), tak i zhoršujícím se stavem populací lipana podhorního. Populace lipana obecně dlouhodobě dramaticky klesají a to jednak následkem nevhodných úprav toků, jeho ústupem z míst mimo původní areál, kde se vyskytoval pouze díky vysazování, i vlivem vysokého rybářského tlaku v kombinaci s nadměrnou predací kormoránem velkým (ČECH & VEJŘÍK 2011) a dalších rybožravých predátorů (vydra obecná, norek americký a morčák velký). V důsledku rybářského managementu došlo také ke změnám vnitrodruhové genetické variability lipana (PAPOUŠEK et al. 2009), které mohou stát i za aktuální nízkou efektivitou podpory druhu vysazováním (BLABOLIL et al. 2021), i když na některých lokalitách se tento efekt neprokázal (TUREK et al. 2018).

Ke zlepšení setrvale nepříznivého stavu u lososa nevedl ani realizovaný reintrodukční program, kdy i přes intenzivní vysazování stovek tisíc jedinců plůdku bylo v letech 2012–18 zaznamenáno přibližně 30 navrátilých se dospělců. To sice reprezentuje mírný nárůst oproti předchozímu období (2006–12), ale i tak je cíl vytvoření samoreprodukující se populace stále značně vzdálený, možná až nereálný. Základním předpokladem pro úspěšný návrat lososů je migrační způsobilost alespoň toku Kamenice či výstavbou nového rybního přechodu na vodním díle Střekov (HANEL et al. 2016).

Naopak u vranky obecné a mihule potoční dosahují již všechny kvantitativní parametry (areál, populace, habitat) příznivých hodnot (viz obr. 2A) a celkové hodnocení převážilo k méně příznivému na základě hodnocení budoucích vyhlídek. V průběhu posledních let (2012–18) se totiž jako zásadní vliv, umocňující ostatní negativní faktory působící na jejich populace (např. upravená koryta, fragmentace, špičkování), ukázalo sucho a rozkolísání srážek vlivem globální změny klimatu. Jejich následkem jsou mihule z horních úseků vyplachovány bleskovými povodněmi a společně s vrankami odsud mizí i následkem jejich vysychání v obdobích srážkově deficitních. Vinou fragmentace se pak už jedinci nemohou v mnoha případech na původní lokalitu vrátit a dochází tak k postupnému zmenšování jejich areálu.

Nejběžnějším zástupcem RDR v horních částech toků je pstruh obecný (viz obr. 2A; tab. 1). Ten sice není předmětem hodnocení stavu, ale nemůžeme nástin stavu jeho populací opomenout. Jak ukazuje obrázek 2A, areál pstruha se významně nemění. Pstruh obecný je hlavním druhem rybářského obhospodařování lososových vod a jeho umělý výtěr a vysazování probíhá již od poloviny 19. století (Vackův chov pstruhů od roku 1862). To vedlo k tomu, že v našich vodách máme v současnosti naprosté minimum přirozeně se reprodukcí původních populací (KOHOUT et al. 2012). Změny v systému rybářského managementu a změny pravidel lovu vedly v průběhu posledních 20 let k výraznému poklesu úlovků tohoto druhu dosahovaných sportovním rybolovem. Tento pokles je zejména dán zvýšenou mírou ochrany tohoto druhu ze strany sportovních rybářů, a to jak úpravou pravidel rybolovu, kdy na řadě revírů jsou například zvýšeny minimální lovné míry na 30–45 cm, ale i chováním samotných rybářů, kteří i mírové ryby ve velké míře pouštějí zpět a tím se neprojevují ve statistikách úlovků. V menší míře se může na poklesu populací pstruha obecného v některých revírech podílet predací tlak přirozených predátorů, zvyšující se podíl násad získaných intenzivním odchovem s horší schopností adaptace na přirozené podmínky a v neposlední řadě nahrazováním jeho násad pstruhem duhovým a sivenem americkým.

Pro střední úseky toků (odpovídající přibližně parmovému pásmu, obr. 3), zahrnující výsledky hodnocení pro parmu obecnou a hrouzky banátského, Vladykovova a Belingova (tab. 2), je výsledné hodnocení překvapivě nejlepší ze všech biotopů. Tyto úseky řek již nejsou aktuálně tak významně poznamenány znečištěním jako v minulosti a zmíněné druhy zde nacházejí, i přes přetrvávající fragmentaci a kanalizaci koryt relativně stabilní životní podmínky. V případě parmy ale nemusí na mnoha lokalitách docházet k přirozené reprodukci a část populací může být do jisté míry závislá na vysazování (Lusk 1996). Populace parmy obecné prošly historicky výrazným poklesem a i díky vysazování a zlepšení kvality vody se vývoj populací stabilizoval a aktuálně se parma vyskytuje ve většině větších řek (obr. 2B; POLICAR et al. 2009). Její populace ale stále neodpovídají původní-

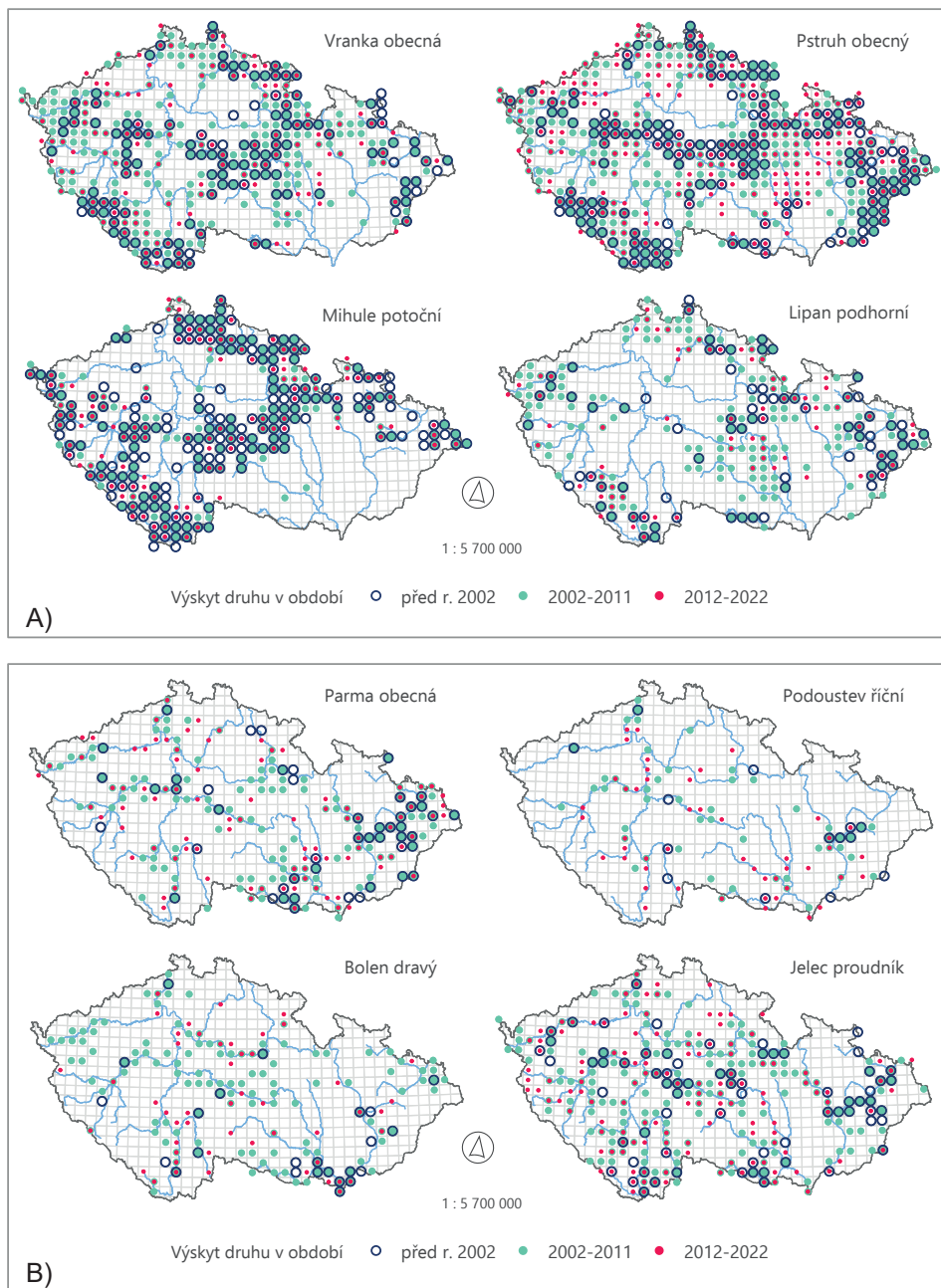
mu stavu a jsou i nadále ohrožovány převážně fragmentací a úpravami toků i změnami hydrologického a teplotního režimu vodních toků vlivem provozu přehradních nádrží. Jak naznačuje příklad nepříznivého stavu hrouzka banátského, významným vlivem zůstává i nízká diverzita substrátů (nepřítomnost štěrkových náplavů) a hloubek v napřímených úsecích řek.

V hodnocení RDR reprezentující dolní úseky větších řek jsou pouze populace bolena dravého hodnoceny v méně příznivém stavu (tab. 2). Podobně jako u parmy, došlo i u populací bolena v posledních letech ke stabilizaci vlivem vysazování i zlepšení kvality vody (BLABOLIL et al. 2021) a tento jev je patrný i ve statistikách úlovků bolena v revírech ČRS a MRS. Ostatní zahrnuté druhy, např. ostrucha krivočará, drsci menší a větší, ježdíci dunajský a žlutý a jeseter malý, se ani v letech 2012–18 nepodařilo zaznamenat ve větším počtu a jejich výskyt je spíše náhodilý a byly proto hodnoceny v nepříznivém stavu. Tyto druhy se sice koncem minulého a počátkem tohoto století se zlepšením kvality vody navrátili do oblasti soutoku Moravy a Dyje (JURAJDA et al. 1992, LUSK et al. 2004), ale stále zde nevytváří početnější stálé populace a jejich výskyt má spíše difúzní charakter. Nepříznivý stav těchto druhů koresponduje s obecnými trendy, kdy ve spodní úsecích větších řek se postupně kumulují všechny negativní vlivy působící v rámci povodí (TOCKNER et al. 2010). Tyto části byly také člověkem nejvíce nevhodně upravovány a protékají již většinou hlavně kulturní krajinou ovlivněnou intenzivní zemědělskou činností. Současný stav těchto druhů tak naznačuje, že samotné zlepšení některých parametrů kvality vody není pro posílení jejich populací dostatečné a je třeba podniknout komplexnější kroky k podpoře těchto druhů směřující k revitalizaci větších částí dolních úseků řek a obnovení funkčního říčního kontinua včetně umožnění podélné i laterální migrace napojením hlavního toku na poříční tůň a ramena.

Tab. 2. Přehled hodnocení RDR zařazených do příloh Směrnice o stanovištích za jednotlivá hodnotící období 2004–06 (2006), 2007–2012 (2012) a 2013–18 (2018). Pokud se druh vyskytuje v obou biogeografických oblastech ČR, je hodnocení pro kontinentální (k) a panonskou (p) oblast uvedeno pouze, pokud se liší. FV – příznivý stav, U1 – méně příznivý stav, U2 – nepříznivý stav.

Table 2. Overview of RFS assessments included in the Habitats Directive Annexes for each reporting period 2004-06 (2006), 2007-2012 (2012), and 2013-18 (2018). If the species occurs in both biogeographical regions of the Czech Republic, the assessment for the continental (k) and Pannonian regions (p) is given only if they differ. FV – favourable status, U1 – unfavourable – inadequate, U2 – unfavourable – bad status.

Druh	Horní tok			Druh	Střední tok			Druh	Dolní tok		
	2006	2012	2018		2006	2012	2018		2006	2012	2018
<i>Cottus gobio</i>	U1	U1	U1	<i>Barbus barbus</i> (k)	U1	U1	U1	<i>Acipenser ruthenus</i>	U1	U2	U2
<i>Eudontomyzon mariae</i>	U2	U2	U2	<i>Barbus barbus</i> (p)	FV	FV	U2	<i>Gymnocephalus baloni</i>	U2	U2	U2
<i>Lampetra planeri</i>	U1	U1	U1	<i>Romanogobio banaticus</i>	U2	U2	U2	<i>Gymnocephalus schraetser</i>	U2	U2	U2
<i>Salmo salar</i>	U2	U2	U2	<i>Romanogobio vladykovi</i> (k)	U2	U2	U2	<i>Leuciscus aspius</i> (k)	FV	U1	U1
<i>Sabanejewia balcanica</i>	U2	U2	U2	<i>Romanogobio vladykovi</i> (p)	U1	U1	U1	<i>Leuciscus aspius</i> (p)	FV	U1	U1
<i>Thymallus thymallus</i> (k)	FV	U1	U2	<i>Romanogobio belingi</i>	0	U2	U2	<i>Pelecus cultratus</i>	U2	U2	U2
<i>Thymallus thymallus</i> (p)	FV	U2	U2					<i>Zingel zingel</i>	U2	U2	U2
								<i>Zingel streber</i>	U1	U2	U2

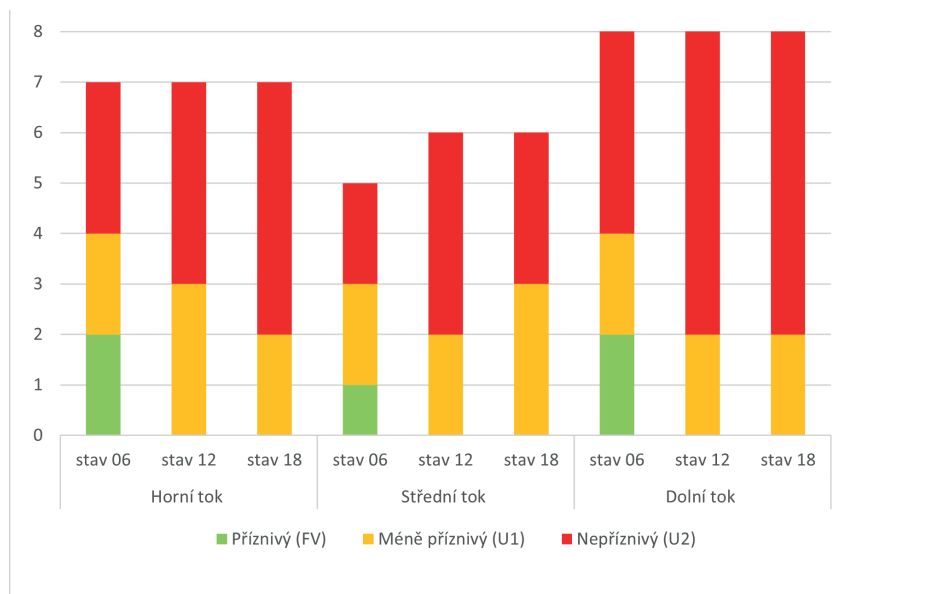


Obr. 2. Rozšíření vybraných RDR pro období před rokem 2002, 2002–11 a 2012–22 dle obsazených čtverců síťového mapování v horních (A) a středních a dolních (B) úsecích říční sítě. Zdroj NDOP 2022.

Fig. 2. Distribution of selected RFS for the periods pre-2002, 2002–11, and 2012–22 by occupied grid mapping quadrats in upper (A) and middle and lower (B) river sections. Source: Species occurrence database 2022.

Ojedinelou snahou zlepšit stav některého z těchto druhů reprezentuje projekt LIFE Sterlet zaměřený na podporu jesetera malého v povodí Dunaje (LIFE Sterlet 2022). V rámci projektu bylo od roku 2016 každoročně vysazováno přibližně 5000 jeseterů malých odchovaných v polopřirozeném prostředí do Moravy a Dyje. Cílem projektu je obnovení stabilní samoreprodukující se populace a v případě, že bude projekt úspěšný, může naznačit i možné budoucí kroky na podporu ostatních ohrožených RDR dolních úseků řek. Míra ohrožení vybraných RDR je na základě hodnocení jejich stavu nejvyšší ve spodních úsecích řek (obr. 3). Podobně ohrožené jsou ale překvapivě i druhy obývající horní úseky. Z dlouhodobého pohledu je ale v obou těchto skupinách RDR vidět negativní trend vývoje. Nejlépe hodnocené jsou druhy obývající střední úseky řek, i zde je ale stále polovina druhů hodnocena v nepříznivém stavu. Předkládané hodnocení samozřejmě nepředstavuje celkové hodnocení stavu všech RDR, ale jedná se o přehled aktuálního stavu vybraných druhů, které byly do jisté míry ohrožené již při tvorbě příloh Směrnice o stanovištích a vyžadovaly tak ochranu. Jak ale ukazuje i zařazení všech RDR v červených seznamech, kde je více než polovina RDR do jisté míry ohrožena vyhynutím, celkový stav populací RDR tak nebude o moc pozitivnější a ukazuje se, že RDR reprezentují funkční indikátory kvality vodního prostředí a je třeba jejich výzkumu věnovat významnou pozornost.

Globálně jsou migrující říční druhy ryb (převážně se jedná o RDR) ohroženy přibližně v podobném měřítku jako v České republice. Na základě analýzy dlouhodobých dat o početnosti 765 populací náležících ke 162 druhům byl v letech 1970–2012 zjištěn globální trend úbytku jejich početnosti o 41 % (WWF/ZLS 2016). V naprosté většině případů je jako zásadní hrozba pro RDR celosvětově identifikována ztráta jejich habitatu, která je zdokumentována ve 48 % řek na celém světě, ať již ve formě regulace toku či jeho fragmentace (GRILL et al. 2015). Tato situace se do roku 2030 pravděpodobně spíše zhorší dopady realizace již plánovaných přehrad. Celkově se pak odhaduje nárůst negativně ovlivněných povodí až na 93 % a to hlavně stavbou přehrad v dosud málo zasažených povodích v rozvojových zemích (GRILL et al. 2015).



Obr. 3. Přehled hodnocení stavu a jeho vývoj pro RDR zařazených do příloh Směrnice o stanovištích dle jejich hlavního výskytu v říčním kontinuu.

Fig. 3. Overview of the status assessment and its development for the RFS listed in the annexes of the Habitats Directive according to their main occurrence in the river continuum.

Ohrožující faktory

Hodnocení významnosti ohrožujících faktorů (vlivů) i budoucích hrozeb zahrnutých RDR je také součástí hodnocení dle Směrnice o stanovištích. Zde stále patří mezi nejvýznamější vlivy negativně působící na RDR fragmentace habitatů, změny hydrografických poměrů, regulace toků a znečištění vody (obr. 3). Řeky a jejich biota ale integrují a akumulují většinu ohrožujících faktorů na škále celých povodí (TOCKNER et al. 2010), které působí většinou současně, ale i přes to si je pokusíme představit jednotlivě.

Fragmentace toků

Hydrologická spojitost generující přirozené gradienty fyzikálních a biologických faktorů je základní vlastností říčních ekosystémů a v nich probíhajících ekologických procesů. Lidská činnost ale po staletí tento základní rys narušuje stavbou překážek – fragmentací. Jelikož volná migrace v podélném profilu toků je jednou ze základních životních potřeb většiny říčních druhů ryb (ALÒ et al. 2021), bývá fragmentace říčních ekosystémů řazena mezi nejzásadnější negativní vlivy evropských řek (EEA 2018) způsobující významný úbytek migrujících druhů ryb (BELLETTI et al. 2020). Vliv fragmentace spočívá převážně ve zvýšení rizika vymírání místních metapopulací (DUNCAN & LOCKWOOD 2001) a jedním z mechanismů je např. postupné snižování genetické variability populací izolovaných překážkami (JUNKER et al. 2012, SCHMIDT & SCHAEFER 2018).

Významný negativní dopad fragmentace řek na migrující druhy ryb vedl k několika iniciativám mapujícím její aktuální stav (AMBER Consortium 2020). Celosvětově je tak odhadováno, že fragmentace postihuje přibližně 63 % velkých řek (delší než 1000 km; GRILL et al. 2019). Vzhledem k hustotě lidské populace a historickému využívání vodních toků v Evropě je zde odhadován celkový počet překážek v řekách až na 1,2 milionu s průměrnou hustotou 1 bariéry na 1,4 km toku (BELLETTI et al. 2020) s nejvyšší hustotou bariér ve střední Evropě. Zároveň se ukazuje, že naprostou většinu tvoří bariéry nižší než 2 m, které ačkoli tvoří nepřekonatelnou překážku pro většinu druhů, jsou většinou opomíjeny (BELLETTI et al. 2020). Snahy o mapování bariér na celoevropském měřítku tak stále ukazují zásadní nedostatky v evidenci překážek, což významně komplikuje efektivní plánování nápravy tohoto stavu, který je zahrnutý v ambiciózním plánu EU znovu propojit 25 000 km řek do roku 2030 (EK 2020).

Situace v České republice připomíná v mnoha aspektech stav na celoevropské úrovni. Přehled o množství a parametrech migračních překážek byl recentně aktualizován v rámci projektu DAMIPR na významných tocích (HLADÍK et al. 2017) a bylo zde dokumentováno 6700 překážek. Detailnější terénní mapování v chráněných územích a evropsky významných lokalitách o rozsahu přibližně šestiny délky říční sítě identifikovalo dalších přibližně 7000 neprostupných migračních překážek (AOPK ČR 2017). To naznačuje, že evidence, hlavně menších migračních překážek typu prahů a stupňů, je na republikové úrovni stále nekompletní. Právě opomíjené drobnější překážky (< 1 m) např. prahy, propustky apod. představují díky dentritickému tvaru říční sítě a hustotě cest velký problém. Pozitivní zprávou je, že nápravná opatření v těchto případech nemusí být drahá a navíc je lze spojit s plánovanými opravami cest.

Přímý dopad fragmentace toků na společenstva RDR nebyl překvapivě cílem mnoha studií. Většina studií se zabývá dopady na jednotlivé druhy, jejich migrační schopnosti či prokázání výsledků nápravných opatření (PANCHAN et al. 2022, SLAVÍK et al. 2012). Výrazný pozitivní vliv na RDR po obnovení konektivity byl například zdokumentován v Anglii v povodí řeky Wear, kde po odstranění či zprůchodnění osmi bariér došlo k výraznému nárůstu jejich početnosti i areálu (SUN et al. 2022). Celkový úbytek RDR vzhledem k počtu bariér i zkrácení volně prostupných úseků řeky byl prokázán v České republice Musilem (MUSIL et al. 2012). Negativní dopad zkrácení volně prostupných úseků řek na početnost a její fluktuaci byl popsán i pro pstruha obecného ve Švédsku (TAMARIO et al. 2021). Primární negativní vliv fragmentace na populace RDR byl prokázán i v Japonsku, kde analýza dlouhodobých sledování ukazuje, že dopady jsou spíše dlouhodobé a jejich efekt nemusí být zřejmý okamžitě po vzniku bariéry (FUKUSHIMA et al. 2007). Tento efekt vede často k tomu, že jsou dopady fragmentace při hodnocení vlivů jednotlivých staveb spíše

podceňovány či dokonce přehlíženy (FULLER et al. 2015). Fatální dopad je samozřejmě patrný v případech, kdy bariéra oddělí jedince od jejich kritického habitatu, např. trdlišť. Tato situace je specifická převážně pro diadromní druhy, např. mihule říční (LUCAS et al. 2009), jesetery (FRIEDRICH et al. 2018) a lososa obecného (THORSTAD et al. 2008) či některé populace pstruha obecného, u většiny našich RDR k ní ale dochází zřídka.

U většiny potamodromních RDR dochází spíše k soustředění celé metapopulace na jediné vhodné a značně prostrově omezené trdliště, většinou přímo pod výše umístěným jezem či v některém z přítoků. Zde ale pro tření a inkubaci jiker nejsou optimální podmínky a působí zde mnoho nepřírodních faktorů jako jsou špičkování (BARTOŇ et al. 2022), predace nadpočetných generalistů (ŠMEJKAL et al. 2017) či zhoršená kvalita substrátu. Současné studie ukazují, že pro mnoho RDR může být významným limitujícím faktorem i kvalita substrátu na trdlišti, konkrétně dostatek kyslíku v hyporeálu (NAGEL et al. 2020). Dostupnost vhodných dnových habitatů s dostatkem šterkové frakce je sekundárně také limitována fragmentací, jelikož ty sedimentují v jezových zdržích, kde nejsou pro ryby dostupné a panují zde nevhodné podmínky pro vývoj jiker. Zbylé fragmenty šterkových a kamenitých substrátů jsou často degradovány splachy půdy z polí či jsou často anoxické následkem rozkladných procesů spojených s přebytkem organických látek (eutrofizací).

Změny hydrologických podmínek

Přirozený hydrologický režim vodních toků má významný vliv pro výskyt RDR. Ten je ale často ovlivněn jezy a přehradami, kdy na většině jsou instalovány hydroelektrárny. Velmi zásadním negativním vlivem je špičkování, kdy dochází k akumulaci vody v nádrži a jejímu vypouštění v krátkém časovém období a může docházet ke změnám oproti přirozenému průtoku až o stovky procent. Tyto změny samozřejmě mají významný negativní vliv na biotu a populace RDR. Dochází například jak k destrukci trdlišť a ovlivňování tření (BARTOŇ et al. 2022), vymívání jiker (BARTOŇ et al. 2021), přímé mortalitě způsobené uvíznutím převážně juvenilních jedinců po opadání „povodňové“ vlny (stranding) (SALTVEIT et al. 2001) a snížení přežívání juvenilních stádií následkem snížení vhodného životního prostoru a potravní základny (CASAS-MULET et al. 2016) i celkovým změnám geomorfologie toku.

Již aktuálně můžeme pozorovat i významný negativní vliv klimatické změny na hydrologické podmínky, který bude podle všech klimatických scénářů ještě intenzivnější v blízké budoucnosti. Následkem klimatické změny dojde ke změnám v rozložení srážek v průběhu roku i nárůstu četnosti extrémních hydrologických situací (povodeň, sucho). Jejich negativní dopad v kombinaci s fragmentací na horní úseky toků je již uveden výše, ale tento jev se samozřejmě projeví v celých povodích. Vhodné habitáty pro jednotlivé druhy se budou pravděpodobně posouvat v rámci toku a ryby nebudou schopny, i díky vysoké míře fragmentace, dispergovat stejnou rychlostí a přibude tak populací vyskytujících se v nepříznivých podmínkách (RADINGER et al. 2017).

Regulace toků

Úpravy vodních toků mají dlouhou historii a docházelo k nim hlavně z důvodů využití toků pro plavbu, protipovodňové ochrany a hydromeliorace zemědělské půdy. V České republice je celkové upraveno přibližně 30 % délky vodních toků. Úpravami toků dochází většinou ke zkrácení a zahloubení toku, ale také oddělení říčních ramen a postranních koryt od vlastního toku, které jsou následně degradovány či úplně převedeny na zemědělskou půdu a takto bylo v Evropě pozměněno až 90 % původních říčních niv (TOCKNER et al. 2010). Právě tyto habitáty jako jsou postranní koryta a napojená říční ramena s mělčinami s prohřátou a pomalu proudící vodou jsou ale využívány většinou RDR k odrůstání plůdku zejména ve středních a dolních úsecích řek (STOFFERS et al. 2022). Negativní následky úpravy koryt na úspěšnost reprodukce RDR tak byly dokumentovány v celé Evropě (STOFFERS et al. 2022), v Čechách popsal pokles počtů plůdku RDR v závislosti na kanalizaci Moravy pod Hodonínem JURAIDA (1995).

Znečištění vody

Nástupem industrializace na konci 19. století došlo k masivnímu nárustu znečištění evropských řek, které vedlo často i k vymírání některých druhů (FREYHOF & BROOKS 2011). Vlivem lidské činnosti se tak dostávají do toků ve zvýšené míře látky narušující biogeochemické cykly a negativně tak ovlivňují celé vodní společenstvo. Reofilní druhy ryb patří díky svým vyšším nárokům na kvalitu vody k citlivým indikátorům znečištění a používají se tak i při testech či biomonitoringu sledování kvality vody (SVOBODOVÁ et al. 2004). Například vranka obecná, lipan podhorní, pstruh obecný i mihule potoční, patří také mezi indikační druhy při hodnocení zatížení toků organickými látkami, tzv. saprobiologii (SLÁDEČKOVÁ & SLÁDEČEK 1998). V průběhu dvacátého století bylo znečištěním postihnuto v České republice přibližně 28 % všech toků (LELLÁK & KUBÍČEK 1991). Tato situace se naštěstí postupně zlepšovala, a zatímco v roce 1990 bylo ještě evidováno 381 havárií na pozemních vodách, v roce 2007 bylo evidováno již „pouze“ 175 havárií (JÁGLOVÁ et al. 2009). Tento trend, společně se stavbou a modernizací čističek odpadních vod (ČOV), se projevil i na vývoji znečištění na přelomu tisíciletí, kdy výrazně vzrostlo zastoupení toků v I. třídě znečištění (ČSN 75 7221), většina toků byla již hodnocena ve II. třídě a téměř vymizely toky s nejhorším znečištěním (LANGHAMMER et al. 2013).

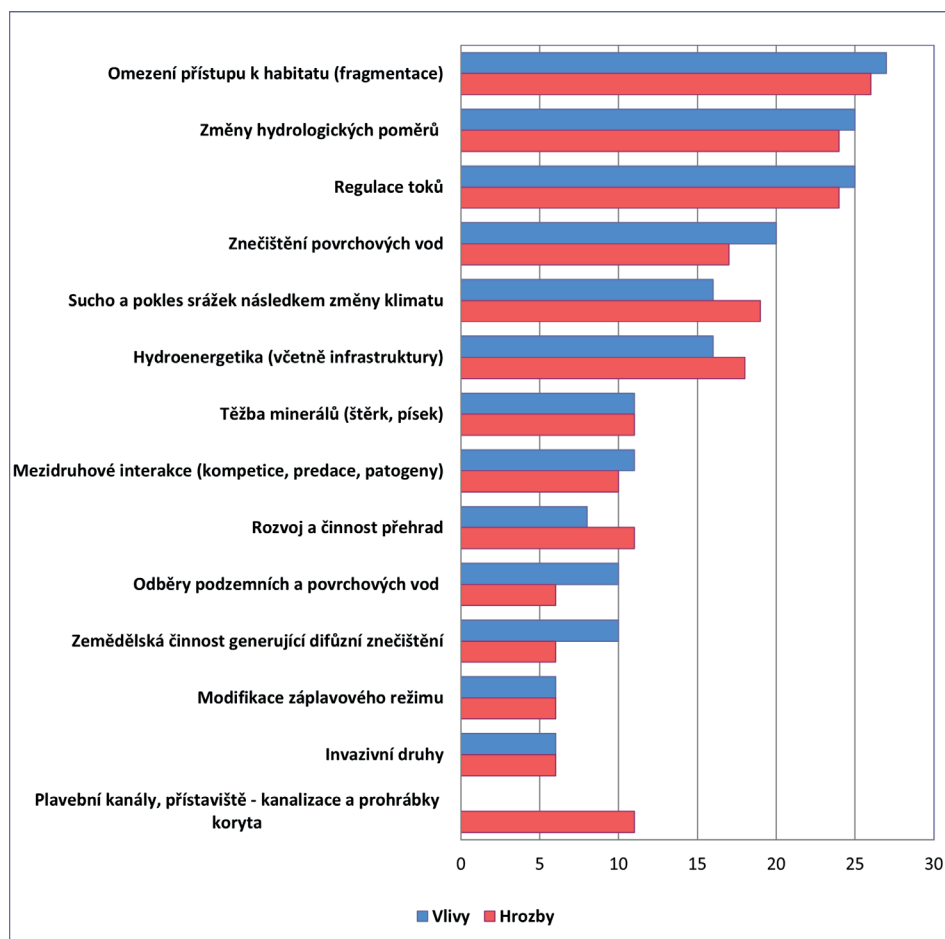
Přímý dopad znečištění na rybí společenstvo se nepodařilo prokázat Jurajdovi (JURAJDA et al. 2010) v Labi. RDR se ale ve zkoumaném úseku Labe (Hradec Králové – Přelouč) vyskytovaly pouze vzácně, společenstvu dominovaly generalisté, ale regulace a fragmentace toku hrála pravděpodobně významnější roli než vlastní vliv pozorovaného výrazného znečištění pod ČOV. Naopak významný vliv znečištění na rybí společenstva byl prokázán v silně znečištěné řece Bílině (JURAJDA et al. 2010). Zde diverzita rybiho společenstva nestoupala směrem po proudu, jak je obvyklé, společenstvu dominovaly odolné druhy generalistů, a RDR se vyskytovali buď pouze v horních částech toku (pstruh obecný) či v přítocích nezasažených znečištěním (jelec tloušť). Klesající vliv znečištění vody je patrný i na celosvětové analýze dlouhodobě sledovaných populací migrujících druhů ryb, kde je po roce 2006 patrný nápadný nárůst jejich početnosti v některých regionech, například v Evropě. Tato změna trendu je dáвана do souvislosti hlavně s výsledky přijaté celoevropské legislativy, které se daří některé dopady na ekosystémy tekoucích vod napravovat, hlavně tedy zlepšením kvality vody (WW/ZLS 2016).

I přes tento pozitivní trend se ale aktuálně objevují nové znečišťující látky mající negativní dopad na populace ryb, souhrně označované jako xenobiotika, zahrnující např. farmaka a jejich deriváty, návykové látky a mikroplasty. Jedná se o široké spektrum látek, které mají zásadní dopad na imunitu (SEGNER et al. 2012), přežívání jedinců (HUBENÁ et al. 2020), reprodukci i změny metabolismu (STROBEL et al. 2022), chování (BRODIN et al. 2013) a dokonce v některých případech ovlivňují i pohlaví ryb (TYLER et al. 1998). Působení tohoto koktejlu cizorodých látek není ale zatím vzhledem k jejich vysokému počtu zcela známé. Tyto látky navíc prochází často i ČOV a významně ovlivňují níže žijící rybí společenstva ryb, obzvláště v případě drobných toků, kde často přítok z ČOV tvoří významný podíl průtoku (RANDÁK 2013).

Mezidruhové interakce a hydroenergetika

Mezi další faktory negativně ovlivňující původní RDR patří i nepůvodní invazivní druhy (BERNERY et al. 2022). V České republice byla jako potenciální hrozba pro dolní úseky Moravy, Dyje a Labe vnímána invaze hlaváče černoústého. Významný negativní vliv tohoto druhu na původní RDR ryb však nebyl zatím naštěstí prokázán (JANÁČ et al. 2016, 2018) jelikož hlaváči obsadili převážně nevyužitou niku upravených úseků s břehy stabilizovanými kamenným záhozem. Negativně mohou na RDR ale působit i stanovištěně nepůvodní nadpočetné populace generalistických druhů. K tomu často dochází v tocích nad přehradami, které poskytují vhodné podmínky druhům původně cejnového pásma. Tyto druhy zde dosahují vysokých početností a sezónně naprosto vytlačují původní méně kompetičně silné RDR (pstruha obecného a lipana podhorního) z řeky nad přehradou (ŠMEJKAL et al. 2023). Tento efekt byl popsán na řece Malši nad VN Římov (HLADÍK et al. 2008) a Vltavě na VN Lipno (PRAUSEROVÁ et al. 2021).

Společenská poptávka po obnovitelných energetických zdrojích zvýšila v minulosti zájem o instalaci převážně malých vodních elektráren (vodní elektrárna s výkonem < 10 MW – MVE) na mnoho tocích. S jejich rozvojem je ale spojeno mnoho již výše zmíněných negativních dopadů, které jsou umocněny dvěma faktory. Zejména na menších vodních tocích jsou MVE konstruovány v derivačním schématu a ovlivněné úseky vodních toků jsou poměrně dlouhé. Navíc nejsou často dodržovány předepsané minimální zůstatkové průtoky a ovlivněné úseky krátkodobě vysychají (KUBEČKA et al. 1997). Mimo tyto vlivy představují ale MVE pro RDR i riziko přímé mortality ryb průchodem turbínou (ADÁMEK & JURAIDA 1997). Vzhledem k celkově zanedbatelné produkci elektřiny z MVE (v ČR < 1 %), a naopak jejich nezanedbatelnému environmentálnímu dopadu by bylo vhodné pohled na jejich rozvoj a podporu přehodnotit a jejich další rozvoj by neměl být podporován (GEIST 2021).



Obr. 4. Přehled identifikovaných vlivů (aktuálně působící negativní faktory) a hrozeb (negativně působící vlivy v blízké budoucnosti) uvedených pro RDR příloh Směrnice o stanovištích v posledním hodnotícím období (2013–18). Zdroj EEA, Eionet portal 2022.

Fig. 4. Overview of identified pressures (currently acting negative factors) and threats (negatively acting impacts in the near future) for the RFS listed in Habitat Directive annexes during the recent reporting period (2013-18). Source EEA, Eionet portal 2022.

Závěr

V České republice došlo v průběhu posledních 40 let k výrazné změně intenzity devastčních a rizikových faktorů působících na RDR (Lusk et al. 2017). Postupně se omezil zničující vliv chemického znečištění, zejména z výrobních provozů, ale i sídelních aglomerací a bodových zdrojů. Nadále však přetrvává vnos živin díky nedostatečnému čištění fosforu v ČOV a ze zemědělské činnosti a objevují se nové formy znečištění (xenobiotika). V podstatě došlo i k zastavení úprav vodních toků, ale jejich revitalizace se uskutečňují zatím pouze velmi omezeně a v minimu případů dochází i k obnově propojení řek a jejich záplavových území. Také náprava fragmentace říční sítě je realizována téměř výhradně formou stavby rybích přechodů, a to navíc naprosto nedostačující rychlostí výstavby v řádu několika přechodů ročně. V poslední době bylo realizováno či je diskutováno i několik velkých staveb sloužících rozšíření splavnosti vodních cest pro obchodní i rekreační plavbu (např. zdymadlo Děčín, Vodní koridor Dunaj–Odra–Labe). Tyto zásahy do vodních toků mají či budou mít významný negativní vliv na životní prostředí a obzvláště populace RDR a jejich společenský přínos je v lepším případě diskutabilní. Mezi významné budoucí hrozby pro populace RDR lze počítat i některá uvažovaná opatření pomáhající v boji se suchem, jako jsou stavby nových přehrad. V budoucnu lze ale i očekávat další pozitivní změny říčních ekosystémů na základě zlepšování národní legislativy i implementací evropských předpisů, např. Strategie v oblasti biologické rozmanitosti do roku 2030 (EK 2020) či Nařízení o obnově přírody (EK 2022). Sladkovodní biotopy i tak ale bohužel zůstávají prostředím, kde se zájmy volně žijících organismů a potažmo i ochrany přírody střetávají s mnoha dalšími zájmy (doprava, energetika, vodárenství a rybářství) a díky své přirozené kontinuitě se vlivy působící v různých částech často násobí. To bohužel také znamená vysokou komplexitu jakýchkoli managementových opatření, která musí ideálně zahrnovat alespoň významnou část povodí a zapojení všech hlavních uživatelů toku, což způsobuje jejich vzácnost.

Summary

The rheophilic fish guild, consisting of riverine fish species that prefer flowing water during certain life stages, make up a significant part of the indigenous fish community in healthy rivers. Rheophilic fish are considered important indicators of the habitat integrity and ecological quality of rivers, because they require a variety of specific habitats throughout their life in a broad spatio-temporal context. Under the conditions of the Czech Republic, we can consider a wide range of species as native rheophilous species, which, thanks to the dominance of flowing waters among the natural water habitats on our territory, make up almost half of the ichthyofauna.

Based on the analysis of literal data and Habitats Directive reporting forms, the status of selected rheophilic fish species was assessed according to their preferred occurrence in the upper, middle and lower reaches of rivers in the Czech Republic. Species communities of lower river sections were rated worst, followed by species communities of upper river sections, and species communities of middle river sections corresponding to barbel zone were rated best. The negative impacts on populations of rheophilic fish species are then discussed and examples of their consequences are given. Stream fragmentation, alteration of hydrologic conditions, stream regulation, surface water pollution, and hydropower were ranked as the most important impacts by degree of significance. Finally, the development of the status of rheophilic fish species and the changes in the effect of the negative impacts were evaluated.

In the Czech Republic, the intensity of devastating and risk factors affecting RFS has changed significantly over the last 40 years. The devastating effect of pollution, especially from manufacturing plants, but also from residential areas and point sources, has been gradually reduced. In essence, the alteration of watercourses has also been stopped, but their revitalization is carried out only to a very limited extent, and in very few cases the connectivity of rivers and their floodplains is also restored. The elimination of the fragmentation of the river network is also carried out almost exclusively through the construction of fish ladders, and at a completely inadequate rate of construction

on the order of several fish ladders per year. However, freshwater biotopes unfortunately remain an environment where the interests of wild organisms, and thus nature conservation, collide with many other interests (transportation, energetics, water supply and fisheries), and thanks to their natural continuity, the influences acting in different parts often multiply. Unfortunately, this also means a high complexity of any management measures, which ideally must include at least a significant part of the watershed and the participation of all the main stakeholders of the stream, which makes them rare.

Poděkování

Článek byl vypracován s finanční podporou projektu TAČR SS02030027 Vodní systémy a vodní hospodářství v ČR v podmínkách změny klimatu. Autor vřele děkuje oběma oponentům, dr. Petrovi Blabolilovi a dr. Milanu Hladíkovi, za konstruktivní a podnětné komentáře, které výrazně pomohly kvalitě článku.

Literatura

- ADÁMEK Z. & JURAIDA P. (1997) Poškození ryb průchodem přes turbíny malé vodní elektrárny. – Bulletin VÚRH Vodňany 33: 120–130.
- ALÒ D., LACY S. N., CASTILLO A., SAMANIEGO H. A. & MARQUET P. A. (2021): The macroecology of fish migration. – *Global Ecology and Biogeography* 30: 99–116.
- AMBER Consortium (2020): The AMBER Barrier Atlas. A Pan-European database of artificial instream barriers. Version 1.0 June 29th 2020. <https://amber.international/european-barrier-atlas/>
- AOPK ČR (2017): Databáze migračních bariér [online]. [Cit. 11. 1. 2023]. – Dostupné z: <http://vodnitoky.ochranaprirody.cz/vodni-toky-o-databazi/>
- BARTOŇ D., BRABEC M., SAJDLOVÁ Z., SOUZA A. T., DURAS J., KORTAN D., BLABOLIL P., VEJŘÍK L., KUBEČKA J. & ŠMEJKAL M. (2022): Hydropeaking causes spatial shifts in a reproducing rheophilic fish. – *Sci. Total. Environ.* 806: 150649.
- BARTOŇ D., BRETÓN F., BLABOLIL P., SOUZA A. T., VEJŘÍK L., SAJDLOVÁ Z., KOLAŘÍK T., KUBEČKA J. & ŠMEJKAL M. (2021): Effects of hydropeaking on the attached eggs of a rheophilic cyprinid species. – *Ecohydrology* 4: e2280.
- BELLETTI B., LEANIZ C. DE, JONES J., BIZZI S., BÖRGER L., SEGURA G., CASTELLETTI A., BUND W. VAN DE, AARESTRUP K., BARRY J., BELKA K., BERKHUYSEN A., BIRNIE-GAUVIN K., BUSSETTINI M., CAROLLI M., CONSUEGRA S., DOPICO E., FEIERFEIL T., FERNÁNDEZ S., FERNÁNDEZ GARRIDO P., GARCIA-VAZQUEZ E., GARRIDO S., GIANNICO G., GOUGH P., JEPSEN N., JONES P. E., KEMP P., KERR J., KING J., ŁAPIŃSKA M., LÁZARO G., LUCAS M. C., MARCELLO L., MARTIN P., MCGINNITY P., O'HANLEY J., AMO R. DEL, PARASIEWICZ P., PUSCH M., RINCON G., RODRIGUEZ C., ROYTE J., SCHNEIDER C. T., TUMMERS J. S., VALLESÍ S., VOWLES A., VERSPOOR E., WANNINGEN H., WANTZEN K. M., WILDMAN L. & ZALEWSKI M. (2020): More than one million barriers fragment Europe's rivers. – *Nature* 588: 436–441.
- BERNERY C., BELLARD C., COURCHAMP F., BROUSSE S., GOZLAN R. E., JARIĆ I., TELETCHÉA F. & LEROY B. (2022): Freshwater Fish Invasions: A Comprehensive Review. – *Annual Rev. Ecol. Evol. Syst.* 53: 427–456.
- BLABOLIL P., HOLUBOVÁ M., KOLAŘÍK T. & ŠMEJKAL M. (2021): Management a podpora populací vybraných reofilních kaprovitých ryb ve volných vodách. – Certifikovaná metodika Ministerstva zemědělství České republiky MZE-67819/2021-15000: 51.
- BRODIN T., FICK J., JONSSON M. & KLAMINDER J. (2013): Dilute Concentrations of a Psychiatric Drug Alter Behavior of Fish from Natural Populations. – *Science* 339: 814–815.
- CASAS-MULET R., SALTVEIT S. J. & ALFREDSEN K. T. (2016): Hydrological and thermal effects of hydropeaking on early life stages of salmonids: A modelling approach for implementing mitigation strategies. – *Sci. Total. Environ.* 573: 1660–1672.
- COPP G. H. (1989): The habitat diversity and fish reproductive function of floodplain ecosystems. – *Environ. Biol. Fishes* 26: 1–27.
- ČECH M. & VEJŘÍK L. (2011): Winter diet of great cormorant (*Phalacrocorax carbo*) on the River Vltava: estimate of size and species composition and potential for fish stock losses. – *Folia Zool.* 60: 129–142.

- ČSN 75 7221 (1998): Jakost vod - klasifikace jakosti povrchových vod. – Český normalizační institut, Praha.
- DUNCAN J. R. & LOCKWOOD J. L. (2001): Extinction in a field of bullets. – *Biol. Conserv.* 102: 97–105.
- EFI+ CONSORTIUM (2009). Manual for the application of the new European Fish Index –EFI+. A fish-based method to assess the ecological status of European running waters in support of the Water Framework Directive. June 2009. (7) (PDF) Manual for the application of the new European Fish Index - EFI+. A fish-based method to assess the ecological status of European running waters in support of the Water Framework Directive. Available from: https://www.researchgate.net/publication/40434892_Manual_for_the_application_of_the_new_European_Fish_Index_-_EFI_A_fishbased_method_to_assess_the_ecological_status_of_European_running_waters_in_support_of_the_Water_Framework_Directive [accessed Dec 09 2022].
- EIONET PORTAL – URL: <https://nature-art17.eionet.europa.eu/article17/>
- Evropská komise (2020): Sdělení komise Evropskému parlamentu, radě, evropskému hospodářskému a sociálnímu výboru a výboru regionů: Strategie EU v oblasti biologické rozmanitosti do roku 2030, navrácení přírody do našeho života. – Dostupné z: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/?uri=CELEX:52020DC0380>
- Evropská komise (2022): Návrh nařízení Evropského parlamentu a Rady o obnově přírody ze dne 22. 6. 2022. – Dostupné z: <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/f5586441-f5e1-11ec-b976-01aa75ed71a1/language-cs/format-PDF>
- FREYHOF J. & BROOKS E. (2011): European Red List of Freshwater Fishes. – Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- FUKUSHIMA M., KAMEYAMA S., KANEKO M., NAKAO K. & ASHLEY S. E. (2007): Modelling the effects of dams on freshwater fish distributions in Hokkaido, Japan. – *Freshw. Biol.* 52: 1511–1524.
- FULLER M. R., DOYLE M. W. & STRAYER D. L. (2015): Causes and consequences of habitat fragmentation in river networks. – *Ann. NY Acad. Sci.* 1355: 31–51.
- GEIST J. (2021): Editorial: Green or red: Challenges for fish and freshwater biodiversity conservation related to hydropower. – *Aquat. Conserv.* 31: 1551–1558.
- GRILL G., LEHNER B., THIEME M., GEENEN B., TISCKNER D., ANTONELLI F., BABU S., BORRELLI P., CHENG L., CROCHETIER H., EHALT MACEDO H., FILGUEIRAS R., GOICHOT M., HIGGINS J., HOGAN Z., LIP B., MCCLAIN M. E., MENG J., MULLIGAN M., NILSON C., OLDEN J. D., OPPERMAN J. J., PETRY P., REIDY LIERMANN C., SÁENZ L., SALINAS-RODRIGUEZ S., SCHELE P., SCHMITT R. J. J., SNIDER J., TAN F., TOCKNER K., VALDUJO P. H., SOESBERGEN A. VAN & ZARFL C. (2019): Mapping the world's free-flowing rivers. – *Nature* 569: 215–221.
- GRILL G., LEHNER B., LUMSDON A. E., MACDONALD G. K., ZARFL C. & LIERMANN C. R. (2015): An index-based framework for assessing patterns and trends in river fragmentation and flow regulation by global dams at multiple scales. – *Environ. Res. Lett.* 10: 15001.
- HLADÍK M., KUBEČKA J., MRKVIČKA T., ČECH M., DRAŠTÍK V., FROUZOVÁ J., HOHAUZOVÁ E., MATĚNA J., MATĚNOVÁ V., KRATOCHVÍL M., PETERKA J., PRCHALOVÁ M. & VAŠEK M. (2008): Effects of the construction of a reservoir on the fish assemblage in an inflow river. – *Czech J. Anim. Sci.* 53: 537–547.
- HLADÍK M., ŠKUTA S., ZBOŘIL A. & MUSIL J. (2017): Evidence příčných staveb na vodních tocích. – *Vodní hospodářství* 67: 1–5.
- HUBENÁ P., HORKÝ P., GRABIC R., GRABICOVÁ K., SLAVÍK O. & RANDÁK T. (2020): Environmentally relevant levels of four psychoactive compounds vary in their effects on freshwater fish condition: a brain concentration evidence approach. – *PeerJ*. 8: e9356
- CHOBOT K. [ed] (2016): Druhy a přírodní stanoviště: Hodnotící zprávy o stavu v České republice. – AOPK ČR, Praha.
- CHOBOT K. & NĚMEC M. [eds] (2017): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Obratlovci. – *Příroda* 34: 1–182.
- CHOBOT K. & PLESNÍK J. (2017): Kategorie a kritéria IUCN a jejich použití pro Červené seznamy obratlovců ČR. – *Příroda* 34: 36–43.

- JÁGLOVÁ V. [ed] (2009): Voda České republiky v kostce. – Ministerstvo životního prostředí ČR, Praha.
- JANÁČ M., JURAJDA P., POLÁŠEK M. & NĚMEJCOVÁ D. (2019): Metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (kategorie řeka) pomocí biologické složky ryby. – Certifikovaná metodika Ministerstva zemědělství České republiky. – Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i., Praha.
- JANÁČ M., ROCHE K., ŠLAPANSKÝ L., POLÁČIK M. & JURAJDA P. (2018): Long-term monitoring of native bullhead and invasive gobiids in the Danubian rip-rap zone. – *Hydrobiologia* 807: 263–275.
- JANÁČ M., VALOVÁ Z., ROCHE K. & JURAJDA P. (2016): No effect of round goby *Neogobius melanostomus* colonisation on young-of-the-year fish density or microhabitat use. – *Biol. Invasions* 18: 2333–2347.
- JUNKER J., PETER A., WAGNER C. E., MWAIKO S., GERMANN B., SEEHAUSEN O. & KELLER I. (2012): River fragmentation increases localized population genetic structure and enhances asymmetry of dispersal in bullhead (*Cottus gobio*). – *Conserv. Genet.* 13: 545–556.
- JURAJDA P. (1995): Effect of channelization and regulation on fish recruitment in a flood plain river. – *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 10: 207–215.
- JURAJDA P., GELNAR P. & KOUBKOVÁ B. (1992): Occurrence of Ziege (*Pelecus cultratus*) in the River Morava with notes on its parasites. – *Folia Zool.* 139: 187–189.
- JURAJDA P., ADÁMEK Z., JANÁČ M. & VALOVÁ Z. (2010): Longitudinal patterns in fish and macrozoobenthos assemblages reflect degradation of water quality and physical habitat in the Bílina river basin. – *Czech J. Anim. Sci.* 55: 123–136.
- JURAJDA P., JANÁČ M., VALOVÁ Z. & STRECK G. (2010): Fish community in the chronically polluted middle Elbe River. – *Folia Zool.* 59: 157–168.
- KOHOUT J., JAŠKOVÁ I., PAPOUŠEK I., ŠEDIVÁ A. & ŠLECHTA V. (2012): Effects of stocking on the genetic structure of brown trout, *Salmo trutta*, in Central Europe inferred from mitochondrial and nuclear DNA markers. – *Fish Manag. Ecol.* 19: 252–263.
- KUBEČKA J., MATĚNA J. & HARTVICH P. (1997): Adverse ecological effects of small hydro-power stations in the Czech Republic: 1. Bypass plants. – *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 13: 101–113.
- LANGHAMMER J., MATOUŠKOVÁ M. & KLIMENT Z. (2013): Assessment of spatial and temporal changes of ecological status of streams in Czechia: a geographical approach. – *Geografie* 118: 309–333.
- LELLÁK J. & KUBÍČEK F. (1991): *Hydrobiologie*. – Karolinum, Praha.
- LIFE-STERLET PROJECT [online]. Copyright © life [cit. 11.12.2022]. – Dostupné z: <https://life-sterlet.boku.ac.at/index.php/the-project.html>
- LUCAS M. C., BUBB D. H., JANG M.-H., HA K. & MASTERS J. E. G. (2009): Availability of access to critical habitats in regulated rivers: effects of low-head barriers on threatened lampreys. – *Freshw. Biol.* 54: 621–634.
- LUSK S. (1996): Development and status of populations of *Barbus* in the waters of the Czech Republic. – *Folia Zool.* 45: 39–46.
- LUSK S., HALAČKA K., LUSKOVÁ V. & VETEŠNÍK L. (2004) Re-occurrence of *Zingel streber* (Teleostei: Pisces) in the Czech Republic. – *Folia Zool.* 144: 417–422.
- LUSK S., HANEL L., LOJKÁSEK B., LUSKOVÁ V. & MUŠKA M. (2017): Červený seznam mihulí a ryb České republiky. – *Příroda* 34: 51–82.
- LYACH R. & REMR J. (2019): The effect of a large-scale fishing restriction on angling harvest: a case study of grayling *Thymallus thymallus* in the Czech Republic. – *Aquat. Living Resour.* 32: 11
- MIHÁLIK J. (1961): Aklimatizace lipana bajkalského v našich vodách. – *Československé rybářství* 2: 50–51.
- MUSIL J., JURAJDA P., ADÁMEK Z., HORKÝ P. & SLAVÍK O. (2010): Non-native fish introductions in the Czech Republic – species inventory, facts and future perspectives. – *J. Appl. Ichthyol.* 26: 38–45.

- MUSIL J., HORKÝ P., SLAVÍK O., ZBOŘIL A. & HORKÁ P. (2012): The response of the young of the year fish to river obstacles: Functional and numerical linkages between dams, weirs, fish habitat guilds and biotic integrity across large spatial scale. – *Ecol. Indic.* 23: 634–640.
- NAGEL C., PANDER J., MUELLER M. & GEIST J. (2020): Substrate composition determines emergence success and development of European nase larvae (*Chondrostoma nasus* L.). – *Ecol. Freshw. Fish.* 29: 121–131.
- PANCHAN R., PINTER K., SCHMUTZ S. & UNFER G. (2022): Seasonal migration and habitat use of adult barbel (*Barbus barbus*) and nase (*Chondrostoma nasus*) along a river stretch of the Austrian Danube River. – *Environ. Biol. Fish.* 105: 1601–1616.
- PAPOUŠEK I., HALAČKA K., KOHOUT J., ŠLECHTA V., VETEŠNÍK L. & MENDEL J. (2009): Genetická diverzita populací lipana (*Thymallus thymallus* L.) v České republice odvozená z mikrosatelitních markerů. – In: Sborník referátů z konference s mezinárodní účastí konané v Brně 2. a 3. prosince 2009, pp. 38–43, Brno.
- PFAUSEROVÁ N., SLAVÍK O., HORKÝ P., TUREK J. & RANDÁK T. (2021): Spatial distribution of native fish species in tributaries is altered by the dispersal of non-native species from reservoirs. – *Sci. Total. Environ.* 755: 1–12.
- PIVNIČKA K., ŠVÁTORA M., KRÍŽEK J., HUMPL M. & SÝKORA P. (2005): Fish assemblages in the Berounka River and its tributaries (Úhlava and Mže) in 1975–2004, environmental parameters, fishery statistics and electroshockers data. – *Acta Univ. Carol. Environ.* 19: 33–90.
- POLICAR T., DROZD B., KOUŘIL J., KOZÁK P., HAMÁČKOVÁ J., ALAVI S. M. H. & VAVŘEČKA A. (2009): Současný stav, umělá reprodukce a odchov násadového materiálu parmy obecné (*Barbus barbus* L.). – Edice metodik. – FROV JU, Vodňany.
- RADINGER J., ESSL F., HÖLKER F., HORKÝ P., SLAVÍK O. & WOLTER C. (2017): The future distribution of river fish: The complex interplay of climate and land use changes, species dispersal and movement barriers. – *Glob. Chang. Biol.* 23: 4970–4986.
- RANDÁK T. (2013): Cizorodé látky ve vodním prostředí a jejich vliv na ryby. – *Živa* 6: 275–277.
- REID A. J., CARLSON A. K., CREED I. F., ELIASON E. J., GELL P. A., JOHNSON P. T. J., KIDD K. A., MACCORMACK T. J., OLDEN J. D., ORMEROD S. J., SMOL J. P., TAYLOR W. W., TOCKNER K., VERMAIRE J. C., DUDGEON D. & COOKE S. J. (2019): Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. – *Biological Reviews* 94: 849–873.
- SALTVEIT S. J., HALLERAKER J. H., ARNEKLEIV J. V. & HARBY A. (2001): Field experiments on stranding in juvenile atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropeaking. – *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 17: 609–622.
- Schiemer F. (2000): Fish as indicators for the assessment of the ecological integrity of large rivers. – *Hydrobiologia* 422: 271–278.
- SCHMIDT B. V. & SCHAEFER J. F. (2018): Comparative genetic isolation patterns for multiple headwater fishes in three geographic regions. – *J. Fish. Biol.* 92: 1090–1109.
- SEGNER H., WENGER M., MÖLLER A. M., KÖLLNER B. & CASANOVA-NAKAYAMA A. (2012): Immunotoxic effects of environmental toxicants in fish — how to assess them? – *Environ. Sci. Pollut. Res.* 19: 2465–2476.
- SLÁDEČKOVÁ A. & SLÁDEČEK V. (1998): Natural communities in running waters of the Czech Republic. – *Acta Univ. Carol. Environ.* 12: 61–98.
- SLAVÍK O., HORKÝ P., RANDÁK T., BALVÍN P. & BÍLÝ P. (2012): Brown Trout Spawning Migration in Fragmented Central European Headwaters: Effect of Isolation by Artificial Obstacles and the Moon Phase. – *Trans. Am. Fish. Soc.* 141: 673–680.
- Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady z 23. října 2000 ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky
- SPURNÝ P., MAREŠ J., KOPP R., GRMELA J., MAREŠ L. & Malý O. (2017). Socioekonomická studie sportovního rybolovu v České republice 2017. – Mendelova univerzita v Brně, Brno.

- STOFFERS T., BUIJSE A. D., VERRETH J. A. J. & NAGELKERKE L. A. J. (2022): Environmental requirements and heterogeneity of rheophilic fish nursery habitats in European lowland rivers: Current insights and future challenges. – *Fish Fish.* 23: 162–182.
- STROBEL A., LILLE-LANGØY R., SEGNER H., BURKHARDT-HOLM P., GOKSØYR A. & KARLSEN O. A. (2022): Xenobiotic metabolism and its physiological consequences in high-Antarctic Notothenioid fishes. – *Polar Biol.* 45: 345–358.
- SUN J., TUMMERS J. S., GALIB S. M. & LUCAS M. C. (2022): Fish community and abundance response to improved connectivity and more natural hydromorphology in a post-industrial subcatchment. – *Sci. Total. Environ.* 802: 149720.
- SVOBODOVÁ Z., MÁCHOVÁ J. & VYKUSOVÁ B. (2004): Přehled testů toxicity na rybách a jejich využití. Ekotoxikologické biotesty 4. – In: Sborník pracovní konference 15.–17. 9. 2004, pp. 8–17, Chrudim.
- ŠANDA R., ŠVÁTORA M., VUKIČ J., HOŘICKÁ Z., SYCHROVÁ O. & MARIČ S. (2015): Evaluation of the temporal development of three introduced populations of brook trout, *Salvelinus fontinalis*, in Jizerské Mountains, Czech Republic. – *Arch. Biol. Sci.* 67: 775–784.
- ŠMEJKAL M., BARAN R., BLABOLIL P., VEJŘÍK L., PRCHALOVÁ M., BARTOŇ D., MRKVIČKA T. & KUBEČKA J. (2017): Early life-history predator-prey reversal in two cyprinid fishes. – *Sci. Rep.* 7: 6924.
- ŠMEJKAL M., BARTOŇ D., DURAS J., HORKÝ P., MUŠKA M., KUBEČKA J., PFAUSEROVÁ N., TESFAYE M. & SLÁVÍK O. (2023): Living on the edge: Reservoirs facilitate enhanced interactions among generalist and rheophilic fish species in tributaries. – *Front. Environ. Sci.* (accepted).
- TAMARIO C., DEGERMAN E., POLIC D., TIBBLIN P. & FORSMAN A. (2021): Size, connectivity and edge effects of stream habitats explain spatio-temporal variation in brown trout (*Salmo trutta*) density. – *Proc. R. Soc. B* 288: 20211255.
- THORSTAD E. B., ØKLAND F., AARESTRUP K. & HEGGBERGET T. G. (2008): Factors affecting the within-river spawning migration of Atlantic salmon, with emphasis on human impacts. – *Rev. Fish Biol. Fish.* 18: 345–371.
- TOCKNER K., PUSCH M., BORCHARDT D. & LORANG M. S. (2010): Multiple stressors in coupled river–floodplain ecosystems. – *Freshw. Biol.* 55: 135–151.
- TUREK J., ŽLÁBEK V., VELÍŠEK J., LEPIČ P., ČERVENÝ D. & RANDÁK T. (2018): Influence of geographic origin on post-stocking survival and condition of European grayling (*Thymallus thymallus*) in a small river. – *Aquat. Living Resour.* 31: 29.
- TYLER C. R., JOBLING S. & SUMPTER J. P. (1998): Endocrine Disruption in Wildlife: A Critical Review of the Evidence. – *Crit. Rev. Toxicol.* 28: 319–361.
- Vyhláška č. 197/2004 Sb. k provedení zákona č. 99/2004 Sb., o rybníkářství, výkonu rybářského práva, rybářské strážní, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů (zákon o rybářství) (ve znění pozdějších předpisů).