

Společenstvo juvenilních ryb – vhodný nástroj pro sledování ekologického stavu

LIBOR MIKL, PAVEL STIERAND, ROBERT ŽALIO, VÍT KODEŠ

Klíčová slova: biomonitoring – společenstvo juvenilních ryb – ekologický stav – teplota vody

ABSTRAKT

Vodní organismy mají velmi dobrou schopnost reflektovat podmínky prostředí, ve kterém žijí, proto jsou často využívány k posouzení ekologického stavu. Společenstvo juvenilních ryb (0+) představuje vhodný nástroj pro monitoring ekologického stavu vodních toků, protože vykazuje velmi rychlou reakci na měnící se podmínky. Cílem studie bylo posouzení stavu společenstva juvenilních ryb (0+) na 22 sledovaných lokalitách napříč Českou republikou (ČR) v letech 2019–2021. Odlov ryb byl prováděn elektrolovem (bateriovým agregátem) v mělkých úsecích podél břehové linie. Společenstvo juvenilních ryb (0+) bylo relativně bohaté, celkem bylo zaznamenáno 36 druhů, minimálně byly zachyceny čtyři a maximálně 15 druhů na lokalitu (průměrně se vyskytovalo devět druhů na lokalitu). Ve sledovaném období byly zjištěny významné rozdíly ve společenstvu juvenilních ryb (0+) napříč lokalitami i mezi jednotlivými lety. Zhodnocení ekologického stavu bylo realizováno pomocí českého multimetrického indexu (CZI). Byly zaznamenány zásadní změny ekologického stavu: čtyři lokality vykazovaly výrazné zhoršení a čtyři naopak odrazily výrazné zlepšení stavu. Na zbylých lokalitách byl stav spíše setrvalý (nedocházelo k výraznému zlepšení ani zhoršení). Nejlepší ekologický stav, kde společenstvo juvenilních ryb odpovídá přirozenému vodnímu toku, byl zjištěn na lokalitách Orlice v Nepasicích (Královéhradecký kraj) a Olše ve Věřňovicích (Moravskoslezský kraj). Naopak nejnižší hodnoty CZI vykazovaly lokality Ohře – Želina (Ústecký kraj), Dyje – Podhradí nad Dyjí, Dyje – Jevišovka (Jihomoravský kraj) a Cidlina – Sáňy (Středočeský kraj), které reflektovaly poškozený stav. Zhoršení ekologického stavu nebylo zapříčiněno změnou vhodných habitatů nebo jejich úbytkem, ale především přítomností nepůvodních druhů, jež hodnotu indexu CZI výrazně snižují. Závěry našeho průzkumu poukazují na skutečnost, že k významným změnám ve společenstvu juvenilních ryb může docházet na téže lokalitě i ve velmi krátkém časovém úseku (jednoho roku). Meziroční změny mohou být proto značné, a z toho důvodu je důležité monitoring provádět každoročně.

ÚVOD

Velká část říčních systémů je silně pozměněna či poškozena lidskou činností [1], jako jsou nevhodné hydromorfologické úpravy i manipulace na vodních elektrárnách [2, 3], zavlečení invazních druhů, nadměrný vstup živin a znečištění cizorodými látkami [3]. Tyto multistresory významně ovlivňují celé vodní ekosystémy [1]. Voda a její kvalita hraje významnou roli z hlediska její využitelnosti jako nenahraditelné vstupní suroviny pro nespočet odvětví činností člověka [4]. Stejně tak i životní prostředí, na které je vázáno částečně nebo celým životním cyklem velké množství organismů. Využití vodních organismů (bioty) jako indikátoru ekologického stavu má opodstatněný význam [5]. Jejich

fyziologická tolerance a ekologické preference úzce souvisejí s podmínkami prostředí, v němž žijí, a jsou schopny rychle reflektovat změny prostředí [6, 7]. Bioindikátory jsou široce využívány k poskytování užitečných informací o změnách či znečištění životního prostředí a odrážejí dlouhodobé vlivy/stresory, jež na organismy nepůsobí odděleně, nýbrž současně [8]. Většinou jsou metody hodnocení založeny na taxonomickém složení společenstva, které poskytuje informace o biologických interakcích, vnitřním utváření společenstva, ale i fungování daného ekosystému [9]. Společenstvo juvenilních ryb (tj. 0+, kde 0 znamená žádná prožitá zima a + znamená prožitá vegetační sezona) proto představuje vhodný nástroj pro monitoring ekologického stavu ve vodních tocích, zejména proto, že je většina českých a moravských vodních toků zarybňována, tj. jsou vysazováni subadultní a adultní jedinci [6]. Juvenilní ryby (0+) reflektují bezprostředně reprodukční úspěch nebo neúspěch v posledním období tření a vykazují výrazně rychlejší reakci na měnící se podmínky prostředí než dospělí jedinci [6, 10]. Kromě reprodukční úspěšnosti dospělců je společenstvo juvenilních ryb (0+) ovlivněno přežíváním jejich raných stadií, které jsou velmi těsně spjaty s výskytem vhodných mikro až mezohabitatů [11], jako jsou mělké úseky s dostatkem potravy a úkrytů, tzv. „rybí školky“ [10, 11]. Společenstvo juvenilních ryb (0+) je také utvářeno sezonními i mezisezonními změnami habitatů a hydrologickým [12] i teplotním režimem, který má podstatný vliv na celkovou diverzitu i abundanci jednotlivých druhů [13, 14]. Změny prostředí můžeme sledovat prostřednictvím diverzity v lokálním měřítku, a to na základě druhů v daném společenstvu (α diverzita) nebo i na širší škále, mezi jednotlivými společenstvy (β diverzita, [15, 16]). Cílem studie bylo posouzení společenstva juvenilních ryb (0+) a ekologického stavu vodních toků podle českého multimetrického indexu (CZI) v rámci jednotlivých povodí během let 2019–2021 na 22 lokalitách, které reprezentují závěrové profily a významné páteřní toky v ČR.

METODIKA

Biologické hodnocení sledovaných vodních toků bylo provedeno pomocí přirozeného rybního společenstva, tj. juvenilních ryb (0+). Metodika byla sestavena tak, aby bylo možné s jejím použitím provést odlov, základní zpracování a vyhodnocení vzorků ryb (0+) [17, 18]. Vybraná metodika reprezentuje současný stav vodních toků [19], kdy jsou odebírány pouze ryby, které jsou staré maximálně několik měsíců. Ichtyologický průzkum probíhal na 22 lokalitách (obr. 1), jež byly vybrány na základě předešlých poznatků z monitoringu jakosti vod, který provádí Český hydrometeorologický ústav [19]. Sledované lokality byly umístěny v závěrových profilech a na páteřních tocích ČR (obr. 1). Vzorkovací místa pro odlov juvenilních ryb (0+) byla umístěna pod obcemi a přilehlými aglomeracemi z důvodu možného ovlivnění technickými úpravami, jezovými manipulacemi, vypouštěním odpadních vod i plošnými zdroji znečištění, a to

zejména ve významných zemědělských oblastech. Díky danému vzorkovacímu designu bylo možné objektivně zachytit vliv lidské činnosti na společenstvo juvenilních ryb (0+) mezi jednotlivými povodími, ale i napříč ČR.



Obr. 1. Situační mapa sledovaných vodních toků s vyznačenými profily, na nichž probíhal odlov juvenilních ryb (0+): **1)** Labe – Hradec Králové, **2)** Orlice – Nepasice, **3)** Cidlina – Sány, **4)** Labe – Litoměřice, **5)** Ploučnice – Děčín (Březiny), **6)** Ohře – Želina, **7)** Malše – Roudné, **8)** Vltava – Boršov, **9)** Vltava – Hluboká nad Vltavou, **10)** Lužnice – Veselí nad Lužnicí, **11)** Mže – Plzeň, **12)** Berounka – Plzeň, **13)** Sázava – Zruč nad Sázavou, **14)** Vltava – Praha (Vrané), **15)** Želivka – Poříčí, **16)** Ostravice – Ostrava, **17)** Odra – Ostrava (Svinov), **18)** Olše – Věřňovice, **19)** Morava – Blatec, **20)** Moravská Dyje – Písečné, **21)** Dyje – Podhradí, **22)** Dyje – Jevišovka

Fig. 1. Map of rivers with sites where juvenile fish assemblages were monitored.

1) Labe – Hradec Králové, **2)** Orlice – Nepasice, **3)** Cidlina – Sány, **4)** Labe – Litoměřice, **5)** Ploučnice – Děčín (Březiny), **6)** Ohře – Želina, **7)** Malše – Roudné, **8)** Vltava – Boršov, **9)** Vltava – Hluboká nad Vltavou, **10)** Lužnice – Veselí nad Lužnicí, **11)** Mže – Plzeň, **12)** Berounka – Plzeň, **13)** Sázava – Zruč nad Sázavou, **14)** Vltava – Praha (Vrané), **15)** Želivka – Poříčí, **16)** Ostravice – Ostrava, **17)** Odra – Ostrava (Svinov), **18)** Olše – Věřňovice, **19)** Morava – Blatec, **20)** Moravská Dyje – Písečné, **21)** Dyje – Podhradí, **22)** Dyje – Jevišovka

Odlov ryb

Odlovy ryb (0+) byly prováděny od druhé poloviny srpna do druhé poloviny září. Konec léta představuje vhodné období pro odběr vzorků juvenilních ryb (0+) z důvodu relativně nízkých a stabilních průtoků. I abundance juvenilních ryb (0+) je už relativně stabilní, ve srovnání s vysokou mortalitou, jež nastává během prvních týdnů až měsíců po vylíhnutí/vykulení [10]. Juvenilní ryby (0+) se v tomto období stále zdržují v mělkých úsecích podél břehu a ještě se nepřesouvají do hlubších částí vodních toků (na zimoviště), k čemuž dochází zpravidla během podzimních měsíců [10]. V tomto období jsou juvenilní ryby (0+) již dostatečně odrostlé, determinační znaky mají podobné dospělčům a jejich determinaci je možné provádět přímo v terénu [17, 20].

Odlov ryb byl prováděn podél břehové linie vodního toku (obr. 2) bateriovým elektrickým agregátem (typu SEN a LENA od firmy Bednář) s výstupní frekvencí 50–95 Hz [10, 21]. Ryby byly loveny pomocí stejnosměrného pulzního proudu, který není při daném rozmezí kmitočtu pro zdraví ryb nebezpečný [17, 20]. Délka proloveného úseku se odvíjela od množství mezohabitátů (mělké proudné úseky, mrtvé dřevo, vodní i zaplavená terestrická vegetace, stojatá voda) a pohybovala se v rozmezí od 50 m do 200 m (medián 100 m). Sledovaný úsek byl rozdělen na několik dílčích úseků tak, aby byla zachycena významná

část variability prostředí a celkové společenstvo juvenilních ryb (0+). Následně po ulovení byly ryby determinovány přímo na dané lokalitě (obr. 3).



Obr. 2. Odlov juvenilních ryb v mělkých úsecích podél břehové linie

Fig. 2. Juvenile fish assemblages sampling in shallow sections along the riverbank



Obr. 3. Determinace odlovených ryb v terénu

Fig. 3. The determination of juvenile fish

ZPRACOVÁNÍ DAT

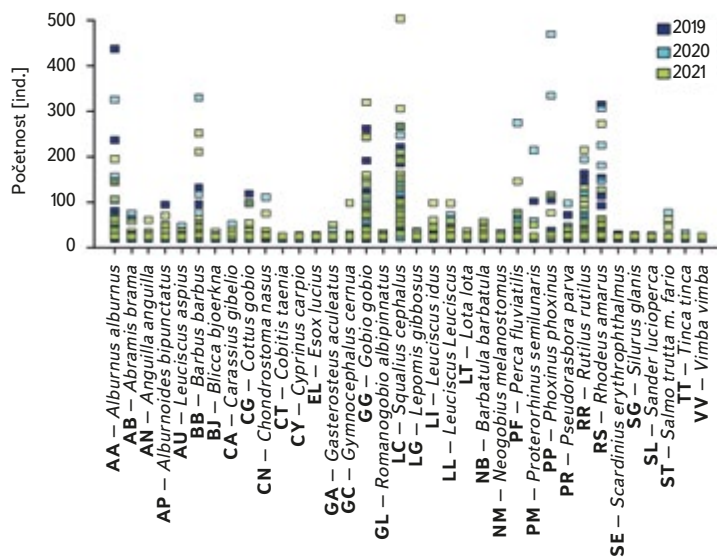
Zhodnocení ekologického stavu sledovaných vodních toků bylo provedeno prostřednictvím českého multimetrického indexu (CZI), který kombinuje několik metrik, jejichž výsledky jsou spojeny do multimetrického výstupu a zahrnují několik atributů společenstva. Mezi metriky, jež popisují a hodnotí podmínky prostředí, patří nadmořská výška, řád vodního toku dle Strahlera, úmoří, typ toku (A – horské potoky až G – nížinné řeky) a typické taxony pro daný typ vodního toku i nepůvodní druhy, které významným způsobem snižují výslednou hodnotu indexu [16]. Multimetrický index byl vypočítán dle následující rovnice:

$$CZI = \frac{w_1 * EQRTD + w_2 * EQRAR + w_3 * EQRND1 + w_4 * EQRND2}{4}$$

kde

wi	je váha metriky při výpočtu CZI
TD	počet typických taxonů
AR	abundance reofilů (proudofilní druhy)
ND1	přítomnost nežádoucích druhů
ND2	relativní zastoupení nežádoucích druhů – nabývá hodnot od 0 do 1 (kategorie CZI, 0–0,2 zničený; > 0,2–0,4 poškozený; > 0,4–0,6 střední; > 0,6–0,8 dobrý a > 0,8–1 výborný). Horní a dolní mez hodnot metrik slouží k výpočtu Ecological Quality Ratio (EQR), tj. poměru mezi zjištěnými a očekávanými (referenčními) hodnotami [16].

Rozdíly ve společenstvu juvenilních ryb byly vyhodnoceny v programu R softwaru ver. 4.2.2 [21] prostřednictvím metody PERMANOVA (Permutational Multivariate Analysis of Variance) a zobrazeny pomocí vícenásobného škálování – NMDS (Non-Metric Multidimensional Scaling). Vizualizace rozdílů ve společenstvu ryb byla zobrazena prostřednictvím kódového označení jednotlivých druhů (**AA** – *Alburnus alburnus*, **AB** – *Abramis brama*, **AN** – *Anguilla anguilla*, **AP** – *Alburnoides bipunctatus*, **AU** – *Leuciscus aspius*, **BB** – *Barbus barbus*, **BJ** – *Blicca bjoerkna*, **CA** – *Carassius gibelio*, **CG** – *Cottus gobio*, **CN** – *Chondrostoma nasus*, **CT** – *Cobitis taenia*, **CY** – *Cyprinus carpio*, **EL** – *Esox lucius*, **GA** – *Gasterosteus aculeatus*, **GC** – *Gymnocephalus cernua*, **GG** – *Gobio gobio*, **GL** – *Romanogobio albipinnatus*, **LC** – *Squalius cephalus*, **LG** – *Lepomis gibbosus*, **LI** – *Leuciscus idus*, **LL** – *Leuciscus leuciscus*, **LT** – *Lota lota*, **NB** – *Barbatula barbatula*, **NM** – *Neogobius melanostomus*, **PF** – *Perca fluviatilis*, **PM** – *Proterorhinus semilunaris*, **PP** – *Phoxinus phoxinus*, **PR** – *Pseudorasbora parva*, **RR** – *Rutilus rutilus*, **RS** – *Rhodeus amarus*, **SE** – *Scardinius erythrophthalmus*, **SG** – *Silurus glanis*, **SL** – *Sander lucioperca*, **ST** – *Salmo trutta m. fario*, **TT** – *Tinca tinca*, **VV** – *Vimba vimba*).

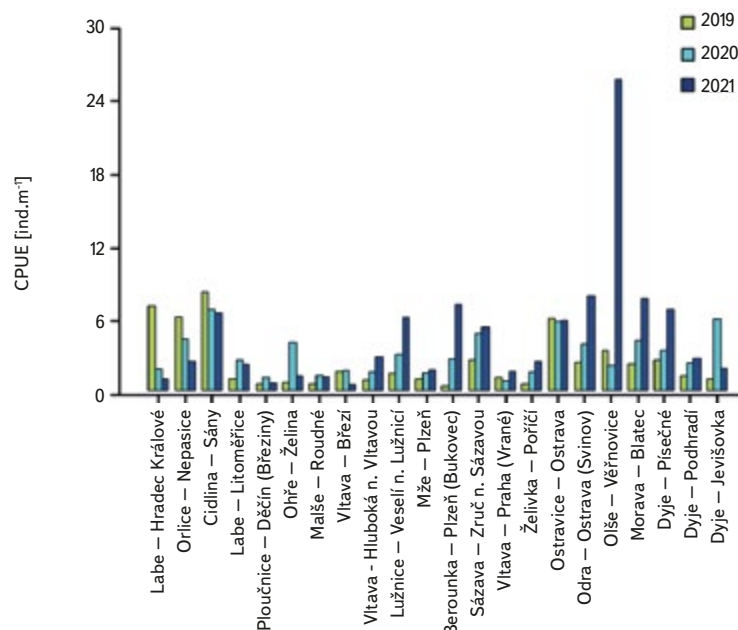


Obr. 4. Abundance jednotlivých druhů juvenilních ryb za období 2019–2021
Fig. 4. The results of juvenile fish survey, abundance of fish species between 2019–2021

CN – *Chondrostoma nasus*, **CT** – *Cobitis taenia*, **CY** – *Cyprinus carpio*, **EL** – *Esox lucius*, **GA** – *Gasterosteus aculeatus*, **GC** – *Gymnocephalus cernua*, **GG** – *Gobio gobio*, **GL** – *Romanogobio albipinnatus*, **LC** – *Squalius cephalus*, **LG** – *Lepomis gibbosus*, **LI** – *Leuciscus idus*, **LL** – *Leuciscus leuciscus*, **LT** – *Lota lota*, **NB** – *Barbatula barbatula*, **NM** – *Neogobius melanostomus*, **PF** – *Perca fluviatilis*, **PM** – *Proterorhinus semilunaris*, **PP** – *Phoxinus phoxinus*, **PR** – *Pseudorasbora parva*, **RR** – *Rutilus rutilus*, **RS** – *Rhodeus amarus*, **SE** – *Scardinius erythrophthalmus*, **SG** – *Silurus glanis*, **SL** – *Sander lucioperca*, **ST** – *Salmo trutta m. fario*, **TT** – *Tinca tinca*, **VV** – *Vimba vimba*). Porovnání rozdílů ve společenstvu juvenilních ryb mezi jednotlivými lety (2019–2021) bylo provedeno s použitím euklidovské vzdálenosti (Jaccard index). Pro zhodnocení (beta) diverzity společenstva mezi jednotlivými lokalitami ve sledovaném období byl použit Cao index [22].

VÝSLEDKY

Společenstvo juvenilních ryb bylo poměrně bohaté, celkem bylo zaznamenáno 36 druhů na 22 lokalitách. Ve složení druhového společenstva mezi jednotlivými lokalitami byly značné rozdíly, minimálně byly zaznamenány čtyři druhy na lokalitu (Cidlina – Sáňy v roce 2019), naopak nejvíce druhů (15) bylo uloveno v roce 2021 na lokalitě Labe – Hradec Králové (úsek byl loven pod jezem v blízkosti obce Vysoká nad Labem). Ve sledovaném období bylo v průměru na lokalitách odloveno devět druhů (průměrně bylo zaznamenáno 7,1 druhu na lokalitu v roce 2019, 8,7 v roce 2020 a 9,7 v roce 2021). Mezi druhy s nejvyšší abundancí patřil jelec tloušť (*Squalius cephalus* Σ6156 ind. [individuum], obr. 4, tab. 1), hrouzek obecný (*Gobio gobio* Σ2976 ind., obr. 4, tab. 1), hořavka duhová (*Rhodeus amarus* Σ2518 ind., obr. 4, tab. 1), ouklej obecná (*Alburnus alburnus* Σ2447 ind., obr. 4, tab. 1), plotice obecná (*Rutilus rutilus* Σ2007 ind., obr. 4, tab. 1) a parma obecná (*Barbus barbus* Σ1434 ind., obr. 4, tab. 1). Jednotka lovného úsilí (CPUE [Catch Per Unit Effort]) mezi jednotlivými lety a lokalitami výrazně kolísala, minimální hodnota CPUE byla zaznamenána v roce 2019 na Berounce v Plzni (Bukovec) 0,3 ind.m⁻¹ (obr. 5) a maximální 25,4 ind.m⁻¹ na Olši ve Věřňovicích v roce 2021 (obr. 5). Průměrná hodnota CPUE mezi lokalitami a lety dosahovala hodnot 3,3 ind.m⁻¹. Průměrná a vyšší hodnota CPUE byla za sledované

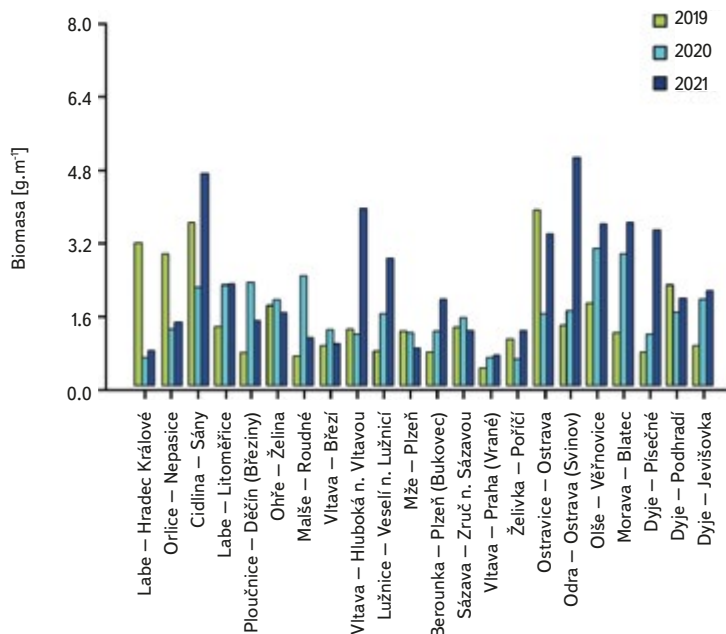


Obr. 5. Výsledky lovného úsilí (CPUE) na sledovaných lokalitách za období 2019–2021
Fig. 5. The results of catch per unit effort (CPUE) at monitored localities between 2019–2021

období zaznamenána ve 23 případech (v roce 2019 na pěti a shodně v letech 2020 a 2021 na devíti lokalitách). Podobně jako CPUE, tak i biomasa ryb vykazovala vysokou variabilitu mezi lety a lokalitami. Nejnížší hodnoty 0,4 g.m⁻¹ byly zaznamenány v roce 2019 na Vltavě v Praze (Vrané, obr. 6), naopak nejvyšší 5,0 g.m⁻¹ byly evidovány v roce 2021 na Odře v Ostravě (Svinov, obr. 6). Průměrná hodnota biomasy mezi lokalitami ve sledovaném období dosahovala 1,8 g.m⁻¹. Průměrná a vyšší hodnota biomasy byla evidována ve 27 případech (v roce 2019 byla nalezena na sedmi, v roce 2020 na osmi a v roce 2021 na 12 lokalitách). Zhodnocení ekologického stavu podle českého multimetrického indexu (CZI) prokázalo podstatné změny na sledovaných lokalitách, které nastaly během let 2019–2021. Zhoršení stavu bylo zaznamenáno na čtyřech sledovaných lokalitách ve srovnání s předchozími lety (Labe – Hradec Králové, Ploučnice – Děčín/Březiny, Mže – Plzeň, Dyje – Podhradí, obr. 7). Nejnížší hodnoty CZI, a tedy i nejhorší ekologický stav (tj. zničený a poškozený) byly zaznamenány na lokalitách Ohře – Želina (0,200, obr. 7), Dyje – Jevišovka (0,295, obr. 7), Cidlina – Sáňy (0,305, obr. 7), a Dyje – Podhradí (0,344, obr. 7). Na Ohři v Želině v populaci dominoval zejména okoun říční (*Perca fluviatilis*), s minoritním podílem plotice obecné a koljušky třístné (*Gasterosteus aculeatus*). Ve společenstvu na Dyji v Jevišovce majoritní podíl tvořily hlavačka poloměsíčitá (*Proterorhinus semilunaris*), hořavka duhová a plotice obecná. Na Cidlině v Sáňech tvořili ve společenstvu majoritní podíl hořavka duhová, hrouzek obecný, plotice obecná a střevlička východní (*Pseudorasbora parva*). Na Dyji v Podhradí dominovali ve společenstvu ryb jelec tloušť, plotice obecná a okoun říční. Zlepšení ekologického stavu bylo detekováno celkem na devíti lokalitách (obr. 7). Nejvýraznější zlepšení za sledované období bylo zaznamenáno na čtyřech lokalitách, tj. na Labi v Litoměřicích, Lužnici ve Veselí n. Lužnicí, Vltavě v Praze (Vrané) a Dyji v Písečném. Na lokalitách Orlice v Nepasicích, Olše ve Věřňovicích ekologický stav nabýval 1. třídy (tj. velmi dobrý). U zbývajících lokalit byl stav spíše setrvalý, nedocházelo ani k výraznému zlepšení, ani ke zhoršení (obr. 7). Mnohorozměrné analýzy prokázaly významné rozdíly ve společenstvu juvenilních ryb v letech 2019–2021 ($P = 0,011$, obr. 8a), ale nebyly prokázány rozdíly v diverzitě mezi společenstvy napříč sledovanými lokalitami ($P = 0,086$, obr. 8b).

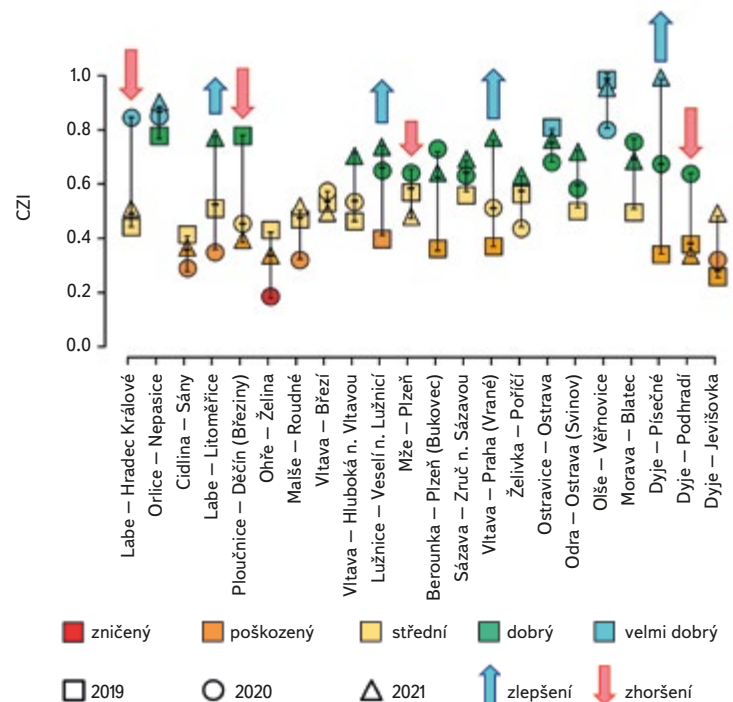
DISKUZE

Studie byla prováděna napříč ČR. Jednotlivé vodní toky a lokality se od sebe výrazně lišily nejen vodnatostí, geomorfologií, ale i technickými úpravami koryta. Na všech 22 sledovaných lokalitách bylo společenstvo juvenilních ryb velmi rozmanité. Druhová diverzita kolísala napříč jednotlivými lety i lokalitami, celkem bylo zaznamenáno 36 druhů (minimálně byly zachyceny čtyři a maximálně 15 druhů na lokalitu). Hodnoty CPUE vykazovaly poměrně vysokou variabilitu mezi lokalitami i sledovanými lety (obr. 5). Nejnížší hodnoty CPUE (0,3 ind.m⁻¹, obr. 5) byly zaznamenány na Berounce v Plzni v roce 2019, ale v roce 2021 byly již evidovány hodnoty CPUE 6,8 ind.m⁻¹ (obr. 5). Naopak nejvyšší hodnoty CPUE byly v roce 2021 na Olši ve Věřňovicích 25,4 ind.m⁻¹, avšak v předchozích letech byly zaznamenány výrazně nižší abundance (4,5 a 2,1 ind.m⁻¹, obr. 5). Obdobně i biomasa vykazovala velkou proměnlivost ve sledovaném období mezi lokalitami i lety, nejnížší hodnoty byly zjištěny na Vltavě v Praze (0,4 g.m⁻¹, obr. 6) v roce 2019, ale v roce 2021 biomasa dosahovala téměř dvojnásobných hodnot (obr. 6). Naopak nejvyšší hodnoty 5,0 g.m⁻¹ byly v roce 2021 na Odře v Ostravě (v městské části Svinov, obr. 6), nicméně v předchozích letech byly zaznamenány více než třikrát nižší hodnoty biomasy (obr. 6). Výrazné rozdíly v biomase i CPUE mezi jednotlivými lety v rámci těžby lokality mohou souviset s meziročními rozdíly, výkyvy teplot či fluktuací hladiny (povodně, sucho), které mají výrazný vliv na reprodukční potenciál ryb i celé jejich společenstvo [6, 24, 25]. Rozdíly v abundanci i biomase mohou být taktéž ovlivněny meziročními biologickými cykly, jako jsou velikosti jednotlivých kohort, které vstupují do rozmnožování [6, 10], jež se mohou mezi jednotlivými lety výrazně lišit. Dále mohou být zapříčiněny i fluktuací dostupné potravy, tj. změnou ve společenstvu mikro a makrozoobentosu, které představuje významný zdroj potravy pro juvenilní ryby [24, 26, 27]. Mimo jiné i výrazná fluktuace teploty má citelný vliv na reprodukci ryb [13, 28], protože vyšší teploty vody mohou přispět k dřívější době tření, naopak náhlý pokles může zpomalit či oddálit tření ryb [13, 29].



Obr. 6. Biomasa juvenilních ryb na sledovaných lokalitách za období 2019–2021

Fig. 6. Biomass of juvenile fish at monitored localities between 2019–2021



Obr. 7. Zhodnocení ekologického stavu na sledovaných lokalitách podle českého multimetrického indexu (CZI) za období 2019–2021

Fig. 7. The evaluation of ecological status using the Czech multimetric index (CZI) at monitored localities between 2019–2021

Tab. 1. Přehled ulovených juvenilních ryb (0+) na sledovaných lokalitách za období 2019–2021
 Tab 1. Summary of juvenile fish (0+) caught at monitored sites for the period 2019–2021

		Ouklejobecná <i>Alburnus alburnus</i>	Cejn velký <i>Abramis brama</i>	Bolen dravý <i>Leuciscus aspius</i>	Úhoř říční <i>Anguilla anguilla</i>	Parma obecná <i>Barbus barbus</i>	Cejnek malý <i>Blicca bjoerkna</i>	Karas stříbřitý <i>Carassius gibelio</i>	Ostretka stěhovavá <i>Chondrostoma nasus</i>	Sekavec písečný <i>Cobitis taenia</i>	Kapr obecný <i>Cyprinus carpio</i>	Štika obecná <i>Esox lucius</i>	Koljuška třístná <i>Gasterosteus aculeatus</i>	Ježdík obecný <i>Gymnocephalus cernua</i>	Hrouzek obecný <i>Gobio gobio</i>	Hrouzek běloploutvý <i>Romanogobio albipinnatus</i>	Jelec tloušť <i>Squalius cephalus</i>
kód		AA	AB	AU	AN	BB	BJ	CA	CN	CT	CY	EL	GA	GC	GG	GL	LC
Labe – Hradec Králové	2019	226	1			1											19
	2020	315				100			3						15		68
	2021	40	2	1	37		1							3	92	8	44
Orlice – Nepasice	2019	8				117			11						108		106
	2020	48		2		320			93					1	50		55
	2021	31	2			40			52						139		25
Cidlina – Sáňy	2019														252		20
	2020	1													37		12
	2021														45		30
Labe – Litoměřice	2019	6	5												18		90
	2020																36
	2021			5					1					2	3		110
Ploučnice – Děčín (Březiny)	2019					80			1						10		76
	2020					6		6	5						1	1	2
	2021			1		2		15			2	3			4		39
Ohře – Želina	2019						1						1		2		18
	2020											1	21				
	2021											2	26	5			5
Malše – Roudné	2019					33									4		113
	2020	1													8		16
	2021					10								2	70		77
Vltava – Březí	2019	1				11									59		173
	2020														19		140
	2021					12						1			14		37
Vltava – Hluboká n. Vltavou	2019	46		1			2								2		6
	2020	85	1	27													32
	2021	15		13													5

Jelec jesen <i>Leuciscus idus</i>	Jelec proudník <i>Leuciscus leuciscus</i>	Slunečnice pestrá <i>Lepomis gibbosus</i>	Mník jednovousý <i>Lota lota</i>	Mřenka mramorovaná <i>Barbatula barbatula</i>	Hlaváč černouštý <i>Neogobius melanostomus</i>	Okoun říční <i>Perca fluviatilis</i>	Hlavačka poloměsíčitá <i>Proterorhinus semilunaris</i>	Střevlička východní <i>Pseudorasbora parva</i>	Plotice obecná <i>Rutilus rutilus</i>	Hořavka duhová <i>Rhodeus amarus</i>	Perlín ostrobřichý <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Sumec velký <i>Silurus glanis</i>	Candát obecný <i>Sander lucioperca</i>	Pstruh obecný <i>Salmo trutta m. fario</i>	Lín obecný <i>Tinca tinca</i>	Podoustev říční <i>Vimba vimba</i>	Ouklejška pruhovaná <i>Alburnoides bipunctatus</i>	Střevle potoční <i>Phoxinus phoxinus</i>	Vranka obecná <i>Cottus gobio</i>	suma [ind.]
LI	LL	LG	LT	NB	NM	PF	PM	PR	RR	RS	SE	SG	SL	ST	TT	VV	AP	PP	CG	
										98										345
	1			3					23	1										529
	19	9	3			6			13	3										281
	12																			362
	6			4		2				4										585
	12					1				3										305
								55		76										403
						5		78	99	295										527
						8		89	110	106										388
									8							4				131
						15			179	18										248
36	5					4		1	6	40										213
	2																	96	82	347
1	6				11	38			7	1										85
17					5	1		2	31		1	2								125
2						32			56											112
						262			105						3					392
	2					125			10											175
	26			3					1	2									103	285
	2					27			19	13										86
	15			10		10			5	10									18	227
	10			2					26	19										301
	17	15				51													1	243
	9	2		1		27													30	133
						27			131											216
	20					41			3											209
	76					17			10					1						137

	Ouklej obecná <i>Alburnus alburnus</i>	Cejn velký <i>Abramis brama</i>	Bolen dravý <i>Leuciscus aspius</i>	Úhoř říční <i>Anguilla anguilla</i>	Parma obecná <i>Barbus barbus</i>	Cejnek malý <i>Blicca bjoerkna</i>	Karas stříbřitý <i>Carassius gibelio</i>	Ostroretka stěhovavá <i>Chondrostoma nasus</i>	Sekavec písečný <i>Cobitis taenia</i>	Kapr obecný <i>Cyprinus carpio</i>	Štika obecná <i>Esox lucius</i>	Koljuška třístná <i>Gasterosteus aculeatus</i>	Ježdík obecný <i>Gymnocephalus cernua</i>	Hrouzek obecný <i>Gobio gobio</i>	Hrouzek běloploutvý <i>Romanogobio albipinnatus</i>	Jelec tloušť <i>Squalius cephalus</i>
kód	AA	AB	AU	AN	BB	BJ	CA	CN	CT	CY	EL	GA	GC	GG	GL	LC
Lužnice – Veselí n. Lužnicí	2019	15	48			6	1							33		209
	2020	36	55						2					123		127
	2021	85	35	1			1							130		72
Mže – Plzeň	2019							1						19		82
	2020							2						8		123
	2021				6									15		50
Berounka – Plzeň (Bukovec)	2019					1		2						78		30
	2020			5	7	8		11		1			2	83		72
	2021					18		11						305		141
Sázava – Zruč nad Sázavou	2019					6		2						22		113
	2020				2	13		4			1			18		234
	2021					30		3			2			228		250
Vltava – Praha (Vrané)	2019	433	1											15		60
	2020	29			5	3	2						2			103
	2021	124	1	12	10	1								2		290
Želivka – Poříčí	2019													4		97
	2020				2											195
	2021													5		192
Ostravice – Ostrava	2019	131		3		27								13		256
	2020	3				4										82
	2021	14				3		6	2				76			173
Odra – Ostrava (Svinov)	2019	25	1			21	2							16		184
	2020	140				4		2	1					8		103
	2021					235								50		80
Olše – Věřňovice	2019	131				34								17		74
	2020	4				58		5						1		66
	2021	176				193								226		495
Morava – Blatec	2019	20	6					1						179		44
	2020	4				5								22		72
	2021	38				22								120	1	131

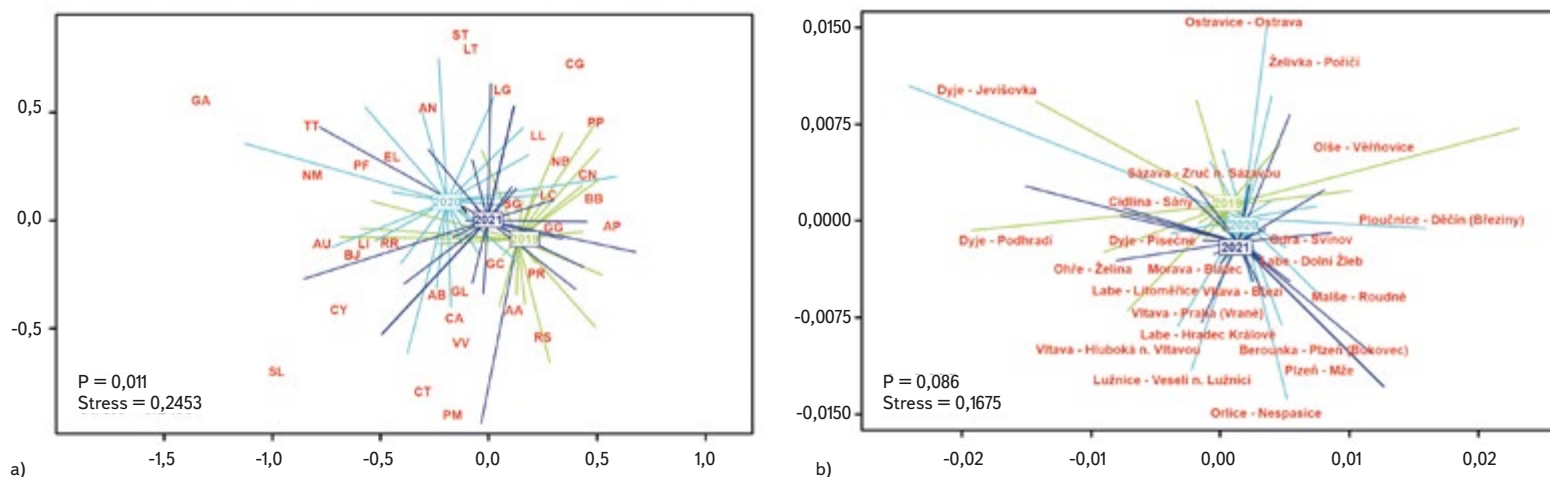
Jelec jesen <i>Leuciscus idus</i>	Jelec proudník <i>Leuciscus leuciscus</i>	Slunečnice pestrá <i>Lepomis gibbosus</i>	Mník jednovousý <i>Lota lota</i>	Mřenka mramorovaná <i>Barbatula barbatula</i>	Hlaváč černouštý <i>Neogobius melanostomus</i>	Okoun říční <i>Perca fluviatilis</i>	Hlavačka poloměsíčitá <i>Proterorhinus semilunaris</i>	Střevlička východní <i>Pseudorasbora parva</i>	Plotice obecná <i>Rutilus rutilus</i>	Hořavka duhová <i>Rhodeus amarus</i>	Perlín ostrobříhý <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Sumec velký <i>Silurus glanis</i>	Candát obecný <i>Sander lucioperca</i>	Pstruh obecný <i>Salmo trutta m. fario</i>	Lín obecný <i>Tinca tinca</i>	Podoustev říční <i>Vimba vimba</i>	Ouklejška pruhovaná <i>Alburnoides bipunctatus</i>	Střevle potoční <i>Phoxinus phoxinus</i>	Vranka obecná <i>Cottus gobio</i>	suma [ind.]
LI	LL	LG	LT	NB	NM	PF	PM	PR	RR	RS	SE	SG	SL	ST	TT	VV	AP	PP	CG	
	3					1		19	149		11									495
1		1				3		5	27							2				382
25	35					6		5	196	5										596
	14																			116
	52							3												188
	15		12	22		10		2	10					40					75	256
	12			1				1	2											127
12	43			36				6	101			4			11	2			6	410
21	75		4	17				15	85										11	703
										307										450
	3							27	42	211					1					556
				2				2		256										773
									7											516
2	1								64		5									216
1	12					2		1	15	1										472
3	2			1		1			20					8				91		227
						31			4					57				324		613
	6					3			73		2			23				53		357
				1				1		3								120		555
	1							8			3							464		565
	1							2	1	2								6		286
	1							4		140										394
						7		4	53	31								28		381
										7		2						12		386
	6			1														78	89	430
				1		15		8		2								5		165
				33					5									47	94	1269
	6							19	14	36										325
8									23	109										243
				7		1		1	5	26								26		378

	Ouklejš obecná <i>Alburnus alburnus</i>	Cejn velký <i>Abramis brama</i>	Bolen dravý <i>Leuciscus aspius</i>	Úhoř říční <i>Anguilla anguilla</i>	Parma obecná <i>Barbus barbus</i>	Cejnek malý <i>Blicca bjoerkna</i>	Karas stříbrný <i>Carassius gibelio</i>	Ostřetřka stěhovavá <i>Chondrostoma nasus</i>	Sekavec písečný <i>Cobitis taenia</i>	Kapr obecný <i>Cyprinus carpio</i>	Štika obecná <i>Esox lucius</i>	Koljuška třístná <i>Gasterosteus aculeatus</i>	Ježdík obecný <i>Gymnocephalus cernua</i>	Hrouzek obecný <i>Gobio gobio</i>	Hrouzek běloploutvý <i>Romanogobio albipinnatus</i>	Jelec tloušť <i>Squalius cephalus</i>
kód	AA	AB	AU	AN	BB	BJ	CA	CN	CT	CY	EL	GA	GC	GG	GL	LC
Dyje – Písečné	2019	33												106		19
	2020	9						1						96		174
	2021					1		11						55		179
Dyje – Podhradí	2019	11	10			1	3									7
	2020	49	1			1	3		2			1		10		55
	2021		10			3	10	1					5			63
Dyje – Jevišovka	2019	64						6							2	5
	2020	50						31		1						40
	2021					10		15						17	3	60



LI	LL	LG	LT	NB	NM	PF	PM	PR	RR	RS	SE	SG	SL	ST	TT	VV	AP	PP	CG	
								2	10	307										477
								5	6	165	2							1		459
				26		3			6	30								20		331
						57	6		27			1								123
						6	39		43	9						1				220
						54	27	3	61	25										261
							86			42										205
							200	19	103	131			3			2				580
4	2						27	2	10	35										185





Obr. 8. Podobnosti mezi sledovanými lokalitami na základě společenstva juvenilních ryb, a) výsledky mnohorozměrné analýzy společenstva ryb mezi lety 2019–2021, b) rozdíly ve společenstvu ryb mezi sledovanými lokalitami v letech 2019–2021

Fig. 8. Similarities between monitored localities based on juvenile fish assemblages, a) the results of nonmetric multidimensional scaling of juvenile fish assemblages between 2019–2021, b) differences in juvenile fish assemblages between localities and across years 2019–2021

Lze se domnívat, že výrazný pokles teploty v jarním období může zapříčinit i absenci kohorty, zejména u ryb s dávkovým výtěrem, jako jsou např. jelec tloušť a ostroretka stěhovavá [30]. V roce 2020 byl únor a březen výrazně teplotně nadprůměrný, naopak květen byl teplotně velmi chladný (s odchylkou $-2,1$ °C od normálu, [31]). Na řadě lokalit byla evidována v tomto roce během odlovů ryb chybějící kohorta, resp. velikostní spektrum se pohybovalo pouze ve dvou kategoriích (cca 20–30 mm a 40–50 mm délky těla), střední kategorie 30–40 mm téměř chyběla (týkalo se to zejména jelce tlouště a ostroretky stěhovavé). I přes značné rozdíly v abundanci jednotlivých druhů (obr. 4) a výrazné variabilitě v druhové diverzitě (obr. 8a) a vzhledem k podstatným rozdílům mezi řadou lokalit (obr. 8b) nebyly nalezeny statisticky významné rozdíly ve společenstvu juvenilních ryb mezi sledovanými lokalitami ($P = 0,086$, obr. 8b), avšak tato hodnota je poměrně blízko k hladině významnosti ($P = 0,05$). Naopak byly zaznamenány významné rozdíly ve společenstvu v období 2019–2021 ($P = 0,011$, obr. 8a), kdy se druhová variabilita nápadně měnila během sledovaných let (obr. 8a). Neprůkazné rozdíly ve společenstvu juvenilních ryb mezi lokalitami mohly být zapříčiněny významným zastoupením eurytopních druhů, neboť sledované lokality se nalézají spíše v dolních částech vodních toků, a proto si společenstva mezi lokalitami mohla být i dosti podobná. Naopak významné rozdíly ve společenstvu ryb mezi sledovanými lety mohou poukazovat na zásadní změny, které se odehrávají během jednotlivých let, nebo mohly být zachyceny odrazy běžných meziročních fluktuací jinak stabilního společenstva [25]. Podle českého multimetrického indexu dvě lokality vykazovaly téměř stabilně nejlepší skladbu plůdkového společenstva, tj. výborný ekologický stav (0,863–1,0 CZI, obr. 7). Šlo o Orlici v Nepasicích a Olši ve Věřňovicích. Břehy a dno byly tvořeny středně hrubým štěrkem až pískem. Vyskytovalo se zde značné množství mezohabitatů, které byly vhodné jak pro reprodukci, tak i pro růst a přežívání plůdkového společenstva [32], tj. mělké pláže s malou rychlostí proudu a větším množstvím mrtvého dřeva, jež tvořily vhodný habitat s dostatkem potravy a úkrytů [10, 33]. Naopak nejnižší hodnoty CZI (0,200, 0,296, 0,305, 0,344, obr. 7), které představují „nejhorší“ (zničený až poškozený stav) byly nalezeny na Ohři v Želíně, Dyji v Jevišovce, Cidlině v Sánech a Dyji v Podhradí. Ohře a Dyje byly ovlivněny přilehlými vodními nádržemi (Nechranická, Vranovská a Novomlýnská nádrž), do nichž tvoří hlavní přítoky. Současně nádrže ovlivňují i výsledné společenstvo juvenilních ryb (např. výškou vzduší i rozmnožováním části obsádky nádrže v přítocích). Ve sledovaných úsecích bylo dno poměrně mělké, kamenité až písčité a jen místy porostlé řasovými nárosty a vodními

makrofyty. Na Ohři bylo druhové společenstvo poměrně chudé, s převládající dominancí zejména okouna říčního, menším zastoupením plotice obecné a koljušky tříostné. V jarních měsících míří část obsádky z přehrady do přítoků, kde se rozmnožuje [34, 35]. V brzkých jarních měsících dochází k rozmnožování okouna [35] a následně plotice [36]. Okoun říční je schopen už ve velikosti od 25–30 mm aktivně lovit menší velikosti juvenilních ryb. Těto velikosti běžně dorůstá v průběhu července až srpna [37–39]. Jeho velká abundance společně s enormním predančním potenciálem mu umožní převládnutí ve společenstvu juvenilních ryb, kde následně tvoří dominantní podíl. Nízké hodnoty českého multimetrického indexu na Dyji v Podhradí a v Jevišovce byly způsobeny relativně malou abundancí reofilních druhů, vyšší abundancí eurytopních druhů, jako byly plotice obecná a hořavka duhová, a zejména přítomností nepůvodních druhů, jako byli hlavačka poloměsíčitá, střevlička východní a karas stříbřitý (*Carassius gibelio*). Na Cidlině v Sánech ve společenstvu ryb v daném období klesala abundance hrouzka obecného a postupně začala dominovat plotice obecná a střevlička východní. Společenstvo bylo ovlivněno blízkostí Žehuňského rybníka, který měl vliv na průtokové poměry a teplotní režim a může sloužit i coby rezervoár nepůvodních druhů, jako je střevlička východní. Zhoršení ekologického stavu podle CZI během sledovaného tříletí bylo evidováno na čtyřech lokalitách (Labe – Hradec Králové, Ploučnice – Děčín/Březiny, Mže – Plzeň a Dyje – Podhradí, obr. 7). V daném období nebyla zaznamenána výrazná změna mezohabitatů na sledovaných lokalitách (např. technické úpravy koryta či nadměrné zarůstání koryta makrofyty z důvodu nízkých průtoků). Zhoršení bylo způsobeno zejména přítomností nepůvodních druhů, jež výrazným způsobem snižují hodnotu CZI. Tyto druhy expandují již z nově kolonizovaných území dále nebo jsou záměrně či nezáměrně rozšiřovány s nasadou ryb [40, 41], popřípadě pocházejí z úniků z rybníků a jiných vodních ploch (produkční, okrasné rybníky a jezírka), které jsou situovány v horních částech povodí [42]. Naopak zlepšení stavu během let 2019–2021 bylo zaznamenáno na čtyřech lokalitách (Vltava – Hluboká nad Vltavou, Vltava – Vrané nad Vltavou, Želivka – Poříčí, Dyje – Písečné, obr. 7). Zlepšení může souviset s vytvořením vhodných mezohabitatů pro přežívání plůdku, které vznikly v důsledku výraznějších hydrologických událostí (tj. zvýšených vodních stavů), jež byly zaznamenány především v jarních i podzimních měsících roku 2020 (Český hydrometeorologický ústav, nepublikovaná data). Výrazné fluktuace vodních stavů mohou mít za následek hydromorfologické změny v korytě řek [43, 44], zejména pročištění koryt od jemného anorganického i organického materiálu

(detritu), jež mohou přispět k vytvoření řady mezohabitatů [11]. Ty mohou být následně využitelné pro jednotlivá stadia juvenilních ryb (0+) [32, 45, 46].

ZÁVĚR

Výsledky studie poukazují na skutečnost, že společenstvo juvenilních ryb (0+) představuje vhodný indikátor ekologického stavu našich vodních toků a je přímo i nepřímo ovlivněno přírodními podmínkami v daném roce. Zlepšení ekologického stavu bylo na mnoha lokalitách pravděpodobně způsobeno především zvýšenými vodními stavy, které působí jako významný korytotvorný prvek a jež zapříčinily odstranění nánosů a vytvoření vhodných mezohabitatů pro rozmnožování a následně přežívání prvních stadií juvenilních ryb (0+), zejména u reofilních druhů. Avšak zhoršení ekologického stavu nebylo zapříčiněno výraznou změnou vhodných habitatů nebo jejich náhlým úbytkem, nýbrž především přítomností nepůvodních druhů, jež hodnotu indexu CZI výrazně snižují. Závěry našeho průzkumu poukazují na skutečnost, že k významným změnám ve společenstvu juvenilních ryb může docházet na téže lokalitě i ve velmi krátkém časovém úseku (jednoho roku). Meziroční změny mohou být i velmi výrazné, a tak je důležité monitoring provádět každoročně, aby bylo možné „běžné“ fluktuace oddělit od zásadních změn probíhajících ve společenstvu juvenilních ryb (0+).

Literatura

- [1] SÁNCHEZ-PÉREZ, A., OLIVIA-PATERNA, F. J., COLIN, N., TORRAVLA, M., GÓRSKI, K. (2020) Functional response of fish assemblage to multiple stressors in a highly regulated Mediterranean river system. *Science of the total environment* 730: 2–10.
- [2] 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 reophilic fish. *Science of the Total Environment* 806: 1–11.
- [3] POIKANE, S., RITTERBUSCH, D., ARGILLIER, C., BIAŁOKOZ, W., BLABOLIL, P., BREINE, J., JAARMSA, N. G., KRAUSE, T., KUBEČKA, J., LAURIDSEN, T. L., NÖGES, P., PEIRSON, G., VIRBICKAS, T. (2017) Response of fish communities to multiple pressure: Development of a total anthropogenic pressure intensity index. *Science of the total environment* 586: 502–511.
- [4] ARIAS-REAL, R., GUZIÉTRZ-CÁNOVAS, G., MENÉNDEZ, M., MUÑOZ, I. (2022) Drying niches of aquatic macroinvertebrates indicators in intermittent and ephemeral streams. *Ecological indicators* 142: 1–8.
- [5] LAFONT, M., TIXIER, G., MARSALEK, J., JÉZÉQUEL, C., BREIL, P., SCHMITT, L. (2012) From research to operational biomonitoring of freshwaters: suggested conceptual framework and practical solutions. *Ecohydrology and Hydrobiology* 12: 9–20.
- [6] JURAJDA, P., SLAVÍK, O., WHITE, S., ADÁMEK, Z. (2010) Young-of-the-year fish assemblages as an alternative to adult fish monitoring for ecological quality evaluation of running waters. *Hydrobiologia* 644: 89–101.
- [7] KOŽENÝ, P., JANOVSÁ, H., SVOBODOVÁ, J. (2021) Kvalita vody a stav společenstev vodních bezobratlých v drobných tocích Prahy. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace* 5: 4–21.
- [8] MARIN, V., ARRANZ, I., GRENOUILLET, G., CUCHEROUSET, J. (2023) Fish size spectrum as a complementary biomonitoring approach of freshwater ecosystems. *Ecological Indicators* 143: 1–8.
- [9] MOUILLOT, D., GRAHAM, N. A. J., VILLÉGER, S., MASON, N. W. H., BELLWOOD, D. R. (2013) A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology and Evolution* 28: 167–177.
- [10] VALOVÁ, Z., JURAJDA, P., JANÁČ, M. (2006) Spatial distribution of 0+ juvenile fish in differently modified lowland rivers. *Folia Zoologica* 55 (3): 293–308.
- [11] LORENZ, A., W., STOLL, S., SUNDERMANN, A., HAASE, P. (2013) Do adult and YOY fish benefit from river restoration measures? *Ecological Engineering* 61: 174–181.
- [12] BUNN, S. E., ARTHINGTON, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30: 492–507.
- [13] JAIN, S., SHARMA, G., MATHUR, Y. P. (2013) Effect of temperature variation on fish in lakes. *International Journal of Engineering Research and Technology* 2: 2 516–2 523.
- [14] ROLLS, R. J., CHESSMAN, B. C., HEINO, J., WOLFENDEN, B., GROWNS, I. O., CHESHIRE, K. J. M., CURWEN, G., RYAN, D., BUTLER, G. L. (2021) Consequences of hydrological alteration for beta diversity of fish assemblages at multiple spatial scales. *Science of The Total Environment* 798: 1–14.
- [15] BRADLEY, J., CARDINALE, J., GONZALEZ, A., ALLINGTON, G. R. H., LOREAU, M. (2018) Is local biodiversity declining or not? A summary of the debate over analysis of species richness time trends. *Biological conservation* 219: 175–183.
- [16] JANÁČ, M., JURAJDA, P., POLÁŠEK, M., NĚMEJCOVÁ, D. *Metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (kategorie řeka) pomocí biologické složky ryby*. VÚV TGM, MŽP ČR. Praha. 2019. 5–12 s.
- [17] JURAJDA, P., ADÁMEK, Z., JANÁČ, M. *Metodika odlovu a zpracování vzorků plůdkových společenstev ryb tekoucích vod*. MŽP ČR. Praha. 2019. 4–5 s.
- [18] NYESTE, K., DOBROCSI, P., CZEGLÉDI, I., CZÉDLI, H., HARANGI, S., BARANYAI, E., SIMON, E., NAGY, S. A., NNTAL, L. (2019): Age and diet-specific trace element accumulation patterns in different tissues of chub (*Squalius cephalus*): Juveniles are useful bioindicators of recent pollution. *Ecological Indicators* 101: 1–10.
- [19] MIKL, L., STIERAND, P., ŽALIO, R., BAŠTÝŘOVÁ, Z., BÁRTA, B., LEONTOVYČOVÁ, D., KODEŠ, V. (2019) *Závěrečná zpráva odlovu ryb 0+ v rámci monitoringu chemického stavu ČR za rok 2019*. 2 s.
- [20] KUBEČKA, J., FROUZOVÁ, J., JÚZA, T., KRATOCHVÍL, M., PRCHALOVÁ, M., ŘÍHA, M. *Metodika monitorování rybích společenstev nádrží a jezer*. Biologické centrum AV ČR, České Budějovice 2010. 23 s.
- [21] MIKL, L., ADÁMEK, Z., ROCHE, K., VŠETIČKOVÁ, L., ŠLAPANSKÝ, L., JURAJDA, P. (2017) Invasive Ponto-Caspian gobies in the diet of piscivorous fish in a European lowland river. *Fundamental Applied Limnology* 190(2): 157–171.
- [22] R Core Team (2022) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Dostupné z: <https://www.R-project.org/>
- [23] CAO, Y., WILLIAMS, W. P., BARK, A. W. (1997). Similarity measure bias in river benthic Auswuchs community analysis. *Water Environment Research* 69: 95–106.
- [24] BALCOMBE, S. R., ARTHINGTON, A. H., THOMS, M. C., WILSON, G. G. (2011) Fish assemblage patterns across a gradient of flow regulation in an Australian dryland river system. *River research and applications* 27: 168–183.
- [25] CZEGLÉDI, I., SPECZIÁR, A., ERŐS, T. (2021) Temporal dynamics of freshwater fish assemblages, their background and methods of quantifications – A synthesis. *Fish and Fisheries* 23: 93–108.
- [26] RECKENDORFER, W., KECKEIS, H., TIITU, V., WINKLER, G., ZORNIG, H., SCHIEMER, F. (2001) Diet shifts in 0+ nase, *Chondrostoma nasus*: Size-specific differences and the effect of food availability. *Archiv für Hydrobiologie – Supplements* 135: 425–40.
- [27] NUNN, A. D., TEWSON, L. H., COWX, I. G. (2012) The foraging ecology of larval and juvenile fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 22: 377–408.
- [28] CAISSIE, D. (2006) The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology* 51: 1 389–1 406.
- [29] FUJIMAN, L. A., BATTY, R. S. (1997) What a drag it is getting cold: partitioning the physical and physiological effects of temperature on fish swimming. *The Journal of Experimental Biology* 200: 1 745–1 755.
- [30] BARUŠ, V., OLIVA, O. (1995) *Fauna ČR a SR. Mihulovci a ryby*. Academia Praha.
- [31] Český hydrometeorologický ústav, *Klimatická ročenka České republiky 2020*. Dostupné z: https://info.chmi.cz/rocenka/meteo2020/omk_2020_HQ.pdf
- [32] CZEGLÉDI, I., ERŐS, T. (2013) Characterizing the long-term taxonomic and functional variability of a stream fish assemblage. *Fundamental and Applied Limnology – Archiv für Hydrobiologie* 183 (2): 153–162.
- [33] BENTER, S., GÜL, A. (2020) Biological properties of European bitterling *Rhodeus amarus* (Bloch, 1782) in Dinsiz Stream, Turkey. *Acta Aequatica: Aquatic Sciences Journal* 7 (2): 60–64.
- [34] HLADÍK, M., KUBEČKA, J. (2003) Fish migration between a temperate reservoir and its main tributary. *Hydrobiologia* 504: 251–266.
- [35] ŘÍHA, M., HLADÍK, M., MRKVIČKA, T., PRCHALOVÁ, M., ČECH, M., DRAŠTÍK, V., FROUZOVÁ, J., JÚZA, T., KRATOCHVÍL, J., PETERKA, M., VAŠEK, M., KUBEČKA, J. (2013) Post-spawning dispersal of tributary spawning fish species to a reservoir system. *Folia Zoologica* 62 (1): 1–13.
- [36] VØLLESTAD, L., LABÉE-LUND, J. (1987) Reproductive biology of stream-spawning roach, *Rutilus rutilus*. *Environmental Biology of Fishes* 18: 219–227.
- [37] ROMARE, R. (2000) Growth of larval and juvenile perch: the importance of diet and fish density. *Journal of Fish Biology* 56: 876–889.
- [38] DÖRNER, H., WAGNER, A. (2003) Size-depent predator-prey relationship between perch and their fish prey. *Journal of Fish Biology* 62: 1021–1032.
- [39] KRATOCHVÍL, M., PETERKA, J., KUBEČKA, J., MATĚNA J., VAŠEK, M., VANČÍKOVÁ, I., ČECH, M., SEĎA, J. 2008., Diet of larvae and juvenile perch, *Perca fluviatilis* performing diel vertical migrations in a deep reservoir. *Folia Zoologica* 57(3): 313–323.
- [40] LUSK, S., LUSKOVÁ, V., HANEL, L. (2010) Alien fish species in the Czech Republic and their impact on the native fish fauna. *Folia Zoologica* 59 (1): 57–72.
- [41] TAKÁCS, P., CZEGLÉDI, I., FERINCZ, Á., SÁLY, P., SPECZIÁR, A., VITÁL, Z., WEIPERTH, A., ERŐS, T. (2017) Non-native fish species in Hungarian waters: historical overview, potential sources and recent trends in their distribution. *Hydrobiologia* 795: 1–22.
- [42] COPP, G. H., BIANCO, P. G., BOGUTSKAYA, N., ERIS, T., FALK, I., FERREIRA, M. T., FOX, M. G., FREYHOF, J., GOZLAN, R. E., GRABOWSKA, J., KOVAČ, V., MORENO-AMICH, R., NASEKA, A. M., PEÑAZ, M., POVZ, M., PRZYBYLSKI, M., ROBILLARD, M., RUSSELL, I. C., STAKENAS, S., ŠUMER, S., VILA-GISPERS, A., WIESNER, C. (2005) To be, or not to be, a non-native freshwater fish? *Journal of Applied Ichthyology* 21: 242–262.
- [43] TRNKA, M., BALEK, J., ŠTĚPÁNEK, P., ZAHRADNÍČEK, P., MOŽNÝ, M., EITZINGER, J., ŽALUD, Z., HERBERT, F., TURŇA, M., NEJEDLÍK, P., SEMERÁDOVÁ, D., HAVLINKA, P., BRÁZDIL, R. (2016) Drought trends over part of central Europe between 1961 and 2014. *Climatic Research* 70: 143–160.

[44] LEDVINKA, O., COUFAL, P. (2019) *Development of streamflow drought indices in the Morava river basin*. In: Electronic book with full papers from XXVIII Conference of the Danubian Countries on Hydrological Forecasting and Hydrological Bases of Water Management, sborník konference: s. 119–132. ISBN 978-966-7067-38-0.

[45] SCHMUTZ, S., JURAJDA, P., KAUFMANN, S., LORENZ, A. W., MUHAR, S., PAILLEX, A., POPPE, M., WOLTER, C. (2016) Response of fish assemblages to hydromorphological restoration in central and northern European rivers. *Hydrobiologia* 769: 67–78.

[46] MONIRUZZAMAN, M., BHOWMICK, A. R., KARAN, S., MUKHERJEE, J. (2021) Spatial heterogeneity within habitat indicates the community assemblage pattern and life strategies. *Ecological indicators* 123: 1–12.

Autoři

Mgr. Libor Mikl, Ph.D.

✉ libor.mikl@chmi.cz

ORCID: 0009-0000-0593-5225

RNDr. Pavel Stierand

✉ pavel.stierand@chmi.cz

ORCID: 0009-0004-6899-8556

Ing. Robert Žalio

✉ robert.zalio@chmi.cz

Mgr. Vít Kodeš, Ph.D.

✉ vit.kodes@chmi.cz

ORCID: 0000-0001-9637-6237

Český hydrometeorologický ústav, Praha

Příspěvek prošel lektorským řízením.

DOI: 10.46555/VTEI.2023.03.004

JUVENILE FISH ASSEMBLAGES – APPROPRIATE TOOL FOR MONITORING OF THE ECOLOGICAL STATE OF RIVERS

MIKL, L.; STIERAND, P.; ŽALIO, R.; KODEŠ, V.

Czech hydrometeorological institute, Prague

Keywords: biomonitoring – juvenile fish assemblages – ecological status – water temperature

Aquatic organisms have a very good ability to reflect the conditions of the environment they live in and, therefore they are often used to assess the ecological status of that particular environment. Juvenile fish assemblages represent an appropriate tool for monitoring of the ecological state of rivers and streams, as they show a very rapid response to changes in the environmental conditions. The goal of this study was to assess juvenile fish assemblages at 22 localities across the Czech Republic between years 2019–2021. Electrofishing gear (battery – backpack unit) was used to sample the juvenile fish assemblages in shallow parts of rivers along riverbanks. The juvenile fish assemblages were relatively diverse. Overall a total of 36 species were found, with a minimum of 4 and a maximum of 15 species per site (average of 9 species per site). Significant differences in juvenile fish assemblages across the different localities and during the various years were observed. The ecological status was assessed using the Czech multimetric index (CZI). Significant ecological state differences were observed – four localities showed a significant worsening of the ecological state and in contrast four localities showed an improvement. Rest of the localities represented a stable ecological status. Sites that showed the best ecological status, where the juvenile fish assemblages corresponded to the natural character of rivers, were Orlice in Nepasice (Hradecký region) and Olše in Věřňovice (Moravian-Silesian region). In contrast, the lowest values of CZI were detected at Ohře – Želina (Ústí nad Labem Region), Dyje – Podhradí n. Dyjí, Dyje – Jevišovka (South Moravian Region) and Cidlina – Sáňy (Central Bohemia Region), suggesting a degraded ecological status. It was found that the degradation of the ecological status was caused neither by a significant change in suitable habitats for juvenile fish nor habitat loss, but instead generally by the presence of non-native species that significantly reduce the CZI value. Based on this research it can thus be concluded that significant changes in juvenile fish assemblages at a particular location can occur even within a very short time period (one year). Year to year changes in juvenile fish assemblages can be very significant and for this reason it is important to perform monitoring every year.