

CO ŘÍKAJÍ RYBY O KVALITĚ VODNÍCH EKOSYSTÉMŮ

Petr Blabolil^{1,2}, Milan Říha¹, Jiří Peterka¹, Marie Prchalová¹, Mojmír Vašek¹, Tomáš Jůza¹,
Martin Čech¹, Vladislav Drašík¹, Michal Kratochvíl¹, Milan Muška¹, Michal Tušer¹, Jaroslava Frouzová¹,
Daniel Ricard¹, Tomáš Mrkvička¹, Zuzana Sajdlová^{1,2}, Lukáš Vejřík^{1,2}, Marek Šmejkal^{1,2}, Jakub Borovec¹,
Josef Matěna¹, David Boukal^{1,2}, Jan Kubečka¹

¹ Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav,
Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, Česká republika

² Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta,
Branišovská 31a, 370 05 České Budějovice, Česká republika

Abstrakt

Byla vytvořena první česká metodika hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých vodních útvarů pomocí společenstev ryb. Před vlastním vývojem metodiky byla vypracována typologie vodních útvarů rozlišující mezi útvary v různých nadmořských výškách a různou průměrnou hloubkou. K vytváření metodiky byly použity údaje z monitoringu nádrží standardizovanou metodou odlovů ryb mnohoočkovými tenatními sítěmi. Výběr indikátorových metrik spočíval ve statistických analýzách citlivosti jednotlivých indikátorů k nejvýznamnějšímu stresoru – eutrofizaci. Na základě těchto analýz byly vybrány nejspolehlivější indikátory, které navíc splňovaly požadavky Rámcové směrnice vodní politiky (2000/60/ES), tedy zahrnující hodnocení četnosti, složení a věkové struktury rybiho společenstva. Pro každou nádrž byl kombinací vybraných indikátorů spočten poměr ekologické kvality (Ecological Quality Ratio, EQR), který vyjadřuje míru odchýlení aktuálního od maximálního ekologického potenciálu nádrže. Dále byla provedena validace spolehlivosti EQR, a to za prvé s indexem popisujícím degradaci prostředí, a za druhé pomocí časové stability EQR u nádrží s daty zahrnujícími více let vzorkování. Validace prokázaly schopnost námi vyvinutého indexu (vyjádřeného hodnotami EQR) rozlišit mezi silně a slabě antropicky degradovanými nádržemi a malou časovou variabilitu tohoto indexu. Tato metodika tak splňuje požadavky na ní kladené Rámcovou směrnicí vodní politiky (2000/60/ES) a může být použita k hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých vodních útvarů.

Klíčová slova: Rámcové směrnice vodní politiky, ekologický potenciál, silně ovlivněné vodní útvary.

Abstract

The first Czech methodology for the assessment of ecological potential of heavily modified water bodies and artificial water bodies based on fish communities was developed. The first step of developing the methodology was preparing the typology of water bodies. The typology distinguishes between water bodies of different altitudes and with and without thermal stratification. Fish were sampled by multimesh gillnets following European standard procedures. The selection of fish metrics was based on statistical analyses in which metrics (fish community indicators) were correlated with the most common stressor – eutrophication. The analysis detected several sensitive metrics (metrics showing the best correlation with the stressor) in which ecological class boundaries were set. Afterwards, combination of sensitive metrics was used for calculation of the ecological quality ratio (EQR) for each of the reservoir sampled. The EQR expresses the deviation between a reservoir's current ecological status and its maximum potential. The next step consisted of validating the

EQR with an independent pressure index and verifying the time stability of ecological potential assessment. The metrics used in the methodology fulfill all the obligations set forth in the Water Framework Directive (2000/60/EC), which include assessment of the composition, abundance and age structure of fish fauna.

Keywords: Water Framework Directive, ecological potential, heavily modified water bodies.

Úvod

Kvalita ekosystému povrchových vod je v současné době velice aktuálním tématem v rámci Evropského společenství [1]. Je totiž dobře známou skutečností, že lidská společnost tyto vody poměrně značně ovlivnila a stále ovlivňuje, a bohužel málokdy pozitivním směrem. Je tak vynakládána relativně velká snaha v celé EU, jak negativní vlivy na povrchové vody zmírnit a částečně je navrátit do „historicky“ původního stavu. A to nejen z hlediska kvality vody, ale i z hlediska dalších složek systému, protože ekologická kvalita je definována v holistickém pojetí jako soubor ekologických prvků zahrnujících biologická společenstva, chemické, morfologické a hydrologické charakteristiky [1]. V první fázi této obnovy byla věnována pozornost především přirozeným vodním tělesům, jako jsou řeky a jezera. V současné době se však obrací pozornost i k vodním útvarům člověkem výrazně modifikovaným či zcela umělým a do této kategorie u nás spadají veškeré významnější stojaté vody (velikost nad 50 ha).

Výrazně modifikované či zcela umělé útvary byly vybudovány k naplnění různých požadavků lidské společnosti a z hlediska jejich funkčnosti není možné je navrátit do „historicky“ původního stavu, protože by pak pozbyly svůj účel a úlohu. Je však možné zlepšit kvalitu jejich ekosystému a přitom zachovat poslání daného vodního tělesa. Zde se používá porovnání s nejpodobnějším přirozeným útvarem (např. pro nádrž je to jezero) a hledání podobně kvalitního stavu jako platí pro tyto přirozené systémy. Dojde tím tak aspoň k částečnému návratu do „přirozenějšího“ stavu, který bude zachovávat funkce výrazně modifikovaných či umělých útvarů, ale i kvalitu životní prostředí obecně.

Prvním krokem v procesu zlepšování kvality je definice kvalitního a méně kvalitního (degradovaného) ekologického stavu vodních útvarů. Pro tento účel jsou vypracovány tzv. indexy ekologické kvality, a to zvlášť pro jednotlivé složky ekosystému. Biologické složky, které jsou v tomto procesu hodnoceny, zahrnují fytoplankton, vodní makrofyty, bentické bezobratlé a ryby. Cílem této studie je popis metodiky pro hodnocení ekologické kvality výrazně modifikovaných či umělých útvarů pomocí rybiho společenstva. Ryby jsou v tomto hodnocení klíčovou složkou a pomocí dobře nastaveného hodnocení jejich společenstva se dá dobře rozeznat míra degradace ekologické kvality daného vodního útvaru. Rybí společenstvo má totiž zásadní vliv na bi-

ologické procesy ve vodních ekosystémech [2,3]. Ryby zahrnují několik trofických úrovní od býložravců po vrcholové predátory, a jsou proto využívány při biomanipulativních opatřeních cílených na zlepšení kvality vody [4]. Zároveň jsou to i organismy citlivé na širokou škálu environmentálních faktorů. Navíc jsou ryby relativně dlouhověké, čímž odrážejí aktuální, i dlouhodobé stresory. Růst ryb je striktně závislý na podmínkách prostředí a díky značné mobilitě odráží podmínky z rozsáhlého území. Rybí druhy jsou široce rozšířeny, proto lze vzájemně porovnávat rybí společenstva a zabývat se rozdíly. Na rozdíl od zbylých částí biologického hodnocení jsou rybí druhy poměrně snadno určitelné.

Materiál a metody

Vymezené vodní útvary

Na území ČR spadají do hodnocení ekologického potenciálu podle Rámcové směrnice dvě kategorie vodních útvarů, a to silně ovlivněné a umělé vodní útvary. První kategorie silně ovlivněných vodních útvarů je dále členěna na nádrže a rybníky. Umělé vodní útvary jsou pouze hydricky revitalizované důlní jamy. Pro tyto útvary byla metodika hodnocení ekologického potenciálu pomocí rybího společenstva vytvořena pro kategorii nádrží, která byla aplikována i na kategorii umělých vodních útvarů. Z hodnocení ekologického potenciálu pomocí rybího společenstva byla vyřazena podkategorie rybníků. Rybník je podle zákona 99/2004 (zákon o rybářství) [5], ve znění pozdějších předpisů, definován jako vodní dílo, které je vodní nádrží určenou především k chovu ryb, ve kterém lze regulovat vodní hladinu, včetně možnosti jeho vypouštění a slovení (§ 2 odst. 1 písm. c zákona). Rybářské obhospodařování zcela rozhoduje o struktuře rybího společenstva, které je velmi odchýlené od přirozeného stavu. Jelikož je chov ryb primárním účelem (tj. účel za, kterým byly rybníky vybudovány, který musí být brán v potaz při určování ekologického potenciálu) těchto vodních těles, není příliš účelné rybí společenstvo v těchto útvarech hodnotit.

Prozatím nebylo možné vytvořit metriky reflektující specifika umělých útvarů. Umělé vodní útvary spadající do hodnocení ekologického potenciálu jsou hydricky revitalizované důlní jamy: Barbora, Medard, Milada a Most. Až na jezero Barbora, jsou ostatní útvary velice mladé (některé krátce po napuštění jiné stále ještě ve stádiu napouštění). V takto mladých ekosystémech stojatých vod dochází ke značným sukcesním změnám rybí obsádky, kdy se mění jak druhová skladba, tak i četnost ryb z roku na rok [6]. Až po odeznění prvotní fáze dojde k ustálení obsádky, kdy převládnu druhy, jež jsou pro dané podmínky vodního tělesa nejlépe adaptovány [7]. Údaje o rybí obsádce, které jsou v současnosti z těchto umělých jezer k dispozici, tak dobře nevypovídají o podmínkách prostředí. Není tak možné dobře určit specifické metriky, které by přesně reflektovaly ekologický stav v těchto tělesech. Jediným ustáleným útvarem tohoto typu je revitalizovaná důlní jáma Barbora, samovolně zatopená již v 70. letech. Bohužel pouze jeden útvary tohoto typu nenabízí porovnání rybích obsádek s útvary podobného typu a rozdílnou mírou vlivu lidské činnosti. Vytvoření vlastních indikátorů a jejich kalibrace je tak v případě jediného vodního útvaru zatím nemožná. Z tohoto důvodu je ekologický potenciál posuzován na základě metodiky vyvinuté pro nádrže. Ač tento stav není ideální, implementace metodiky pro nádrže nemusí nutně výrazně ovlivnit dosažené výsledky, protože rybí obsádky v obou typech útvarů (nádrže a umělé jezero) jsou zastoupeny identickými druhy a reagují podobně na faktory okolního prostředí.

Typologie

Rybí společenstva jsou ovlivňována řadou přirozených podmí-

nek, přičemž mezi hlavní z nich byly zařazeny nadmořská výška a průměrná hloubka. Dle těchto faktorů jsou vodní útvary kategorizovány do skupin, pro které byly definovány soubory metrik.

Prvním faktorem pro kategorizaci nádrží je nadmořská výška, kde jsou členěny skupiny na:

nadmořská výška < 200 m n.m. - nížinné vodní útvary

nadmořská výška 200-700 m n.m. - útvary středních poloh

nadmořská výška > 700 m n.m. - horské vodní útvary

Druhý faktor je průměrná hloubka, která zároveň dobře odráží absenci/presenci letní teplotní a kyslíkové stratifikace vodního sloupce. Kategorie jsou rozděleny následujícím způsobem:

průměrná hloubka < 5 m - polymiktické útvary

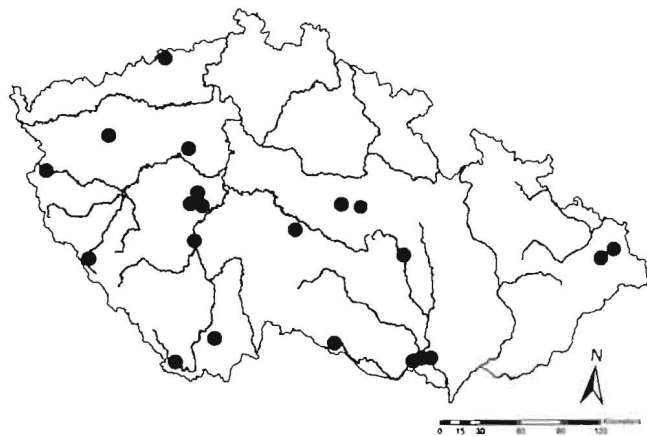
průměrná hloubka > 5 m - stratifikované útvary

Použité údaje

Údaje o rybím společenstvu použité pro vytváření metodiky hodnocení pochází z databáze Oddělení ekologie ryb a zooplanktonu Hydrobiologického ústavu BC a dále pro jednu nádrž byly získány z Ústavu biologie obratlovců AV ČR v.v.i. Celkem byly k analýzám použity údaje z 20 útvarů ležících v různých částech České republiky (obrázek 1). Všechny vodní útvary byly vzorkovány během posledních devíti let, sedm z nich pak opakovaně.

Rybí společenstva byla vzorkována podle platné certifikované národní metodiky odlovů a zpracování vzorků ryb stojatých vod [8] (v inovované obsáhlejší verzi [9]) konkrétně metodou odlovů mnohočkovými tenatními sítěmi splňující kritéria české a evropské normy (ČSN EN 14 757) [10]. Jedná se o metodu, která poskytuje robustní výsledky o většině rybích druhů z prakticky všech habitatů vodního útvaru. Je jednoduše použitelná v praxi. Je používána pro obdobný účel v mnoha státech Evropské unie [11], díky tomu bude možné dosažené výsledky hodnocení jednoduše používat v navazujících procesech standardizace a interkalibrace v rámci evropského společenství.

Úlovky ryb tenatních sítí byly spočteny zvlášť pro bentické tenatní síť (BT) a pelagické tenatní síť (PT), případně průměrná hodnota z obou těchto typů dohromady (PBT). Naše druhy ryb patří mezi typické r-strategie, pro něž je charakteristická vysoká produkce potomstva s následnou vysokou mortalitou, a také velké výkyvy v množství potomků z roku na rok [12]. Z těchto důvodů byly pro vytváření metrik použity téměř výhradně údaje o složení a početnosti ryb starších jak jeden rok. Tedy, pokud není uvedeno jinak, je dále v textu uvažována pouze tato kategorie ryb starších než jeden rok.



Obrázek 1. Orientační poloha nádrží v rámci ČR (černé body), z nichž byla použita data k vytvoření CZ-FBI.

Tabulka 1. Výčet vybraných metrik pro stratifikované vodní útvary a nastavené hranice ekologických tříd. V závorce skóre pro výpočet EQR (viz kap. 4.3.).

Metrika	Tenatní síť	Nejhorší (1)	Střední (3)	Nejllepší (5)
Biomasa ryb u hráze ve vrstvě 0-5 m [kg.1000 m ⁻²]	PT	> 35	17-35	< 17
Biomasa ryb na přítoku ve vrstvě 0-5 m [kg.1000 m ⁻²]	PT	> 70	35-70	< 35
Početnost ryb [ind.1000 m ⁻²]	BT	> 600	300-600	< 300
Zastoupení biomasy cejna velkého [%]	BT	> 10	5-10	< 5
Zastoupení početnosti ježdíka obecného [%]	BT	> 20	10-20	< 10
Zastoupení biomasy okouna říčního [%]	PT	< 10	10-20	> 20
Zastoupení biomasy perlína ostrobřichého [%]	BPT	< 1	1-5	> 5
Zastoupení biomasy lososovitých ryb [%]	BPT	< 2 při > 700 m n.m.		> 2 při < 700 m n.m.
Přítomnost 0+ ryb šesti běžných druhů [počet druhů]	BPT	< 2	2-3	> 3

Výsledky

Stratifikované nádrže

Pro stratifikované nádrže bylo na základě literárních údajů vybráno nejprve 56 kandidátských metrik, které byly podrobeny testu ve vztahu k celkovému fosforu (dále uváděno jako TP, total phosphorus). TP byl vybrán jako zástupce nejsilnějšího antropomorfního stresoru eutrofizace. Použité koncentrace TP pro každou nádrž reflektovaly přirozený sezónní cyklus (použity pouze koncentrace ve vegetační sezóně – duben až říjen), přirozenou retenci v nádrži (průměr ze třech až čtyř lokalit na podélném profilu nádrže) a dlouhodobější vývoj v dané nádrži (průměr přes tři roky – rok vzorkování plus dva předchozí).

Vybrané metriky musely projevovat těsnou statistickou závislost na TP (v testu použita lineární regrese) a zároveň tato závislost a její sklon musely být podloženy literárními a expertními podklady. U takto vybraných metrik byly poté na základě expertního odhadu a dokumentu Central/Baltic Lake Inter-calibration (dále jen C/BLI) [13] nastaveny hranice ekologických tříd (tabulka 1).

Podle Rámcové směrnice vodní politiky by měly metriky pro hodnocení ekologického potenciálu pomocí složky ryby zohledňovat následující parametry rybiho společenstva: 1) četnost, 2) složení a 3) věková struktura.

První tři metriky se týkají parametru četnosti. Biomasa ryb narůstá se zvýšeným přísunem živin, proto se používá jako indikátor eutrofizace, ať na národní úrovni [13, 14], tak i v celoevropském měřítku [11]. V použité metrice jsou využity pouze údaje z pelagických tenatních sítí vzorkujících volnou vodu ve vrstvě 0-5 m, protože zjištěná závislost mezi touto metrikou a TP byla mnohem těsnější než v případě bentických sítí či obou typů dohromady (BPT). Dále byla tato metrika rozdělena zvlášť pro hodnocení biomasy ryb v přítokové a hrázové části. Tento krok reflektuje přirozený úbytek živin na podélném gradientu nádrže (přítok – hráz) a podchycuje tak stav biomasy v obou těchto lokalitách (dobry vs. špatný pouze v přítokové části či na celém podélném profilu). Hranice ekologických tříd jsou nastaveny v přítokové části na dvojnásobek hrázové (tabulka 1).

Početnost shodně jako biomasa narůstá se zvýšeným přísunem živin [11, 13, 14]. V této metrice jsou použity údaje tentokrát z bentických tenatních sítí, ze všech lokalit a hloubkových vrstev dohromady, jedná se tak o integrovaný údaj za celou nádrž.

Dalších pět metrik pokrývá kritérium druhového složení. Biomasa cejna velkého (*Abramis brama*) i početnost ježdíka obecného (*Gymnocephalus cernua*) narůstají se zvyšující se trofíí ekosystému, čímž dochází k podstatnému nárůstu jejich zastoupení ve společenstvu [13, 15, 16]. Zastoupení cejna v biomase bentických tenatních sítích vykazovalo vyšší statistickou závislost na TP než zastoupení v pelagických sítích či v kombinaci bentických a pelagických. Ježdík je malotělý druh (váha dospělce ~ 50-100 g) žijící v juvenilním i adultním stádiu převážně při dně, z tohoto důvodu byla vybrána metrika zastoupení tohoto druhu v početnosti pouze v bentických sítích.

Okoun říční (*Perca fluviatilis*) je opakem předchozích dvou indikátorových druhů. Jeho zastoupení ve společenstvu klesá s nárůstem eutrofizace i strukturních změn v ekosystému [13, 15]. Tento trend se nejlépe projevil v jeho zastoupení v pelagických sítích.

Indikační význam perlína ostrobřichého (*Scardinius erythrophthalmus*) je především v jeho silné vazbě na ponořená makrofyta, která jsou nezbytná k jeho reprodukci. Jde tedy o indikátor kvality litorálu. Perlín je na našem území široce rozšířen a zároveň nebývá cíleně podporován rybářským managementem. Přítomnost indikátorového fytofilního druhu je žádoucí, neboť je tato reprodukční strategie poměrně častá u dalších našich rybích druhů [17].

Lososovité druhy čeledi Salmonidae jsou vázány na studené dobře prokysličené vody, a jsou tak dobrými indikátory hypolimnia bez kyslíkových deficitů v letním období. V nádržích < 700 m n.m však nejsou pro tyto druhy často optimální podmínky ani za ideálního ekologického stavu (především druhy rodu *Salmo* a *Thymalus*) či by se zde za optimálních podmínek vyskytovaly, ale jejich rozšíření není celoplošné (druhy rodu *Coregonus*). V nádržích < 700 m n.m je tak presence (zastoupení > 2 % v biomase úlovku všech tenatních sítí) těchto druhů pouze doplňkovou metrikou (presence zlepšuje ekologickou kvalitu, absence ji však nesnižuje). Naproti tomu v horských podmínkách (> 700 m n.m.) jsou druhy čeledi Salmonidae přirozenou komponentou ekosystému stojatých vod [18], a jejich absence (zastoupení < 2 % v biomase úlovku všech tenatních sítí) referuje sníženou ekologickou kvalitu těchto vod.

Poslední kritérium hodnocení věkové struktury je obsaženo v metrice přítomnosti 0+ ryb šesti běžných druhů. Místo pracovního a značně nejistého přímého určení věkové struktury je zde použito kritérium přítomnosti 0+ ryb. Tato metrika má ve většině případů své logické opodstatnění, protože i pokud jsou

nádrže silně negativně ovlivněné lidskou činností, a přesto zde probíhá přirozená reprodukce ryb, nelze je hodnotit jako zcela zničené ekosystémy. V použité metrice jsou uvažovány na našem území široce rozšířené druhy z čeledi kaprovitých, a to zejména velký, ouklej obecná (*Alburnus alburnus*), plotice obecná (*Rutilus rutilus*), a z čeledi okounovitých candát obecný (*Sander lucioperca*), ježdík obecný a okoun říční.

Tato metrika není použitelná při hodnocení jednoho typu společenstva, a to okounovitých obsádek. V ekologicky kvalitních vodních útvech se setkáváme s vysokým zastoupením okouna říčního. Pokud jeho biomasa přesáhne 20% hranici, nazýváme tento stav jako okounovitou obsádku [19]. Takové cenné rybí společenstvo má svá specifika. Patří mezi ně cyklování populace, kdy se střídají silné a slabé ročníky. Silný ročník okouna po přechodu na rybožravý typ potravy redukuje o+ ryby včetně vlastního potomstva, následkem čehož jsou v této fázi presence a počet o+ ryb zanedbatelné. Jde o zcela přirozený jev, který však neznačí neschopnost reprodukce uvažovaných druhů, ale silný predanční tlak. Tento jev by neměl mít vliv na hodnocení ekologického potenciálu útvaru. Proto pokud zastoupení okouna přesáhne 20% biomasy ryb ve všech tenatních sítích, metrika přítomnost o+ ryb není použita.

Polymiktické nádrže

V případě polymiktických nádrží byl příliš malý počet údajů pro statistickou analýzu (do této kategorie byly zahrnuty pouze čtyři nádrže, ze kterých jsou dostupná data o rybím společenstvu). Z literárních údajů je evidentní, že složení rybiho společenstva v těchto tělesech je poměrně odlišné oproti stratifikovaným nádržím. Z tohoto důvodu byly metriky a rozdělení do ekologických tříd pro tento typ nádrží převzaty z dokumentu C/BLI [13]. Metriky však byly částečně upraveny pro podmínky našich vodních útvarů (tabulka 2).

* Hranice ekologické třídy před lomítkem se vztahuje k útvarům < 200 m n.m., hodnota za lomítkem pak pro útvary > 200 m n.m.

Vybrané a upravené metriky jsou obdobného charakteru jako pro stratifikované nádrže. Pozměněné jsou hranice ekologických tříd. Až na poslední metriku jsou uvažovány výhradně bentické tenatní sítě. Shodně jako v systému stratifikovaných nádrží i zde platí vyřazení poslední metriky při zastoupení okouna říčního > 20%.

Tabulka 2. Výčet vybraných indikátorů pro polymiktické vodní útvary a nastavené hranice ekologických tříd. V závorce skóre pro výpočet EQR (viz kap. 4.3.).

Metrika	Tenatní síť	Nejhorší (1)	Střední (3)	Nejlepší (5)
Biomasa ryb [kg.1000 m ⁻²]*	BT	> 116 / >60	60-116 / 30-60	< 60 / <30
Zastoupení biomasy cejna velkého [%]	BT	> 39,5	20-39,5	< 20
Zastoupení biomasy okouna říčního [%]	BT	< 5	5-10,3	> 10,3
Zastoupení početnosti ježdíka obecného [%]	BT	> 20	10-20	< 10
Přítomnost o+ ryb šesti běžných druhů [počet druhů]	BPT	< 2	2-3	> 3
Zastoupení biomasy okouna říčního [%]	PT	< 10	10-20	> 20
Zastoupení biomasy perlína ostrobříkého [%]	BPT	< 1	1-5	> 5
Zastoupení biomasy lososovitých ryb [%]	BPT	< 2 při > 700 m n.m.		> 2 při < 700 m n.m.
Přítomnost o+ ryb šesti běžných druhů [počet druhů]	BPT	< 2	2-3	> 3

Postup výpočtu indexu ekologické kvality na základě složení rybích společenstev

Index ekologické kvality na základě složení rybích společenstev (Czech Fish Based Index, CZ-FBI) je vyjádřen pomocí tzv. poměru ekologické kvality (Ecological Quality Ratio, dále uváděno jako EQR). EQR sumarizuje vliv všech metrik zařazených do hodnocení a podle jeho hodnoty je určen ekologický potenciál daného vodního útvaru. Jeho výpočet je proveden dle dokumentu C/BLI [13]. Metriky jsou rozděleny do jednotlivých ekologických tříd a těmto třídám je přiřazeno skóre: 1 pro nejhorší stav, 3 střední stav a 5 pro nejlepší stav (tabulky 1 a 2). V dalším kroku se již vypočítá EQR daného útvaru podle vzorce:

EQR = (Sum - Min) / (Max - Min)

kde Sum je součet skóre všech metrik pro danou nádrž, Min je nejnižší možné skóre (počet metrik), Max je nejvyšší možné skóre (pětinásobek počtu metrik). Hodnoty EQR nabývají rozsahu mezi 0 a 1, přičemž hodnota 0 odpovídá nejvíce degradovanému ekosystému (všechny metriky daného útvaru mají skóre 1) a hodnota 1 odpovídá maximálnímu ekologickému potenciálu (všechny metriky daného útvaru mají skóre 5).

Hodnoty EQR byly rozděleny na 25% kvantily, které určují ekologický potenciál daného útvaru:

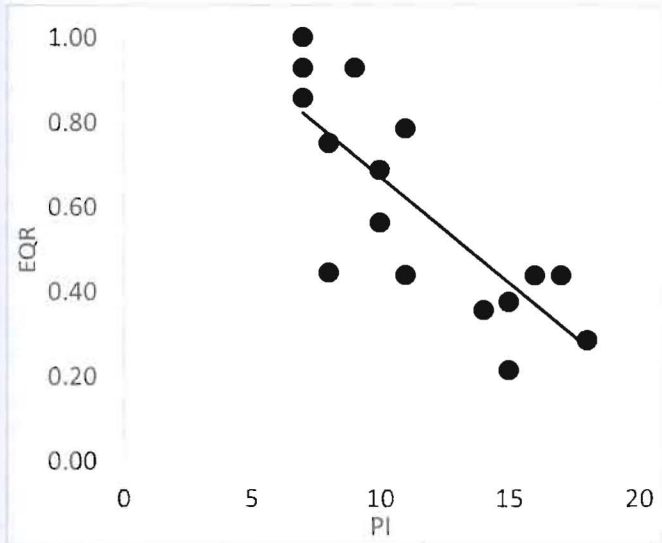
- EQR 1,00-0,75 – dobrý ekologický potenciál
- 0,74-0,50 – střední ekologický potenciál
- 0,49-0,25 – poškozený ekologický potenciál
- 0,24-0,00 – zničený ekologický potenciál

Validace funkčnosti CZ-FBI pomocí indexu degradace prostředí

K validaci vytvořeného CZ-FBI byl použit index degradace prostředí (Pressure index, dále uváděno jako PI) [20]. Tento index hodnotí stresory, které ovlivňují rybí společenstvo v dané nádrži. Validací schopnost PI spočívá v nezávislosti na EQR. Principem je, že nádrže s vysokým PI (silně degradovaným prostředím) by měly dosahovat nízkých hodnot EQR. Tak je potvrzeno, že EQR včetně hranic pro CZ-FBI je dobře nastaveno a dokáže rozlišit mezi nádržemi s nízkým a vysokým stupněm degradace prostředí.

V PI jsou obsaženy stresory eutrofizace (vyjádřeno jako aktuální míra odchýlení od referenčního stavu), kolísání hladiny, břehové úpravy, rybářské využití, rekreační využití a zastoupení biomasy nepůvodních druhů. Skóre indexu bylo vypočteno součtem skóre všech stresorů. Pouze v případě eutrofizace bylo

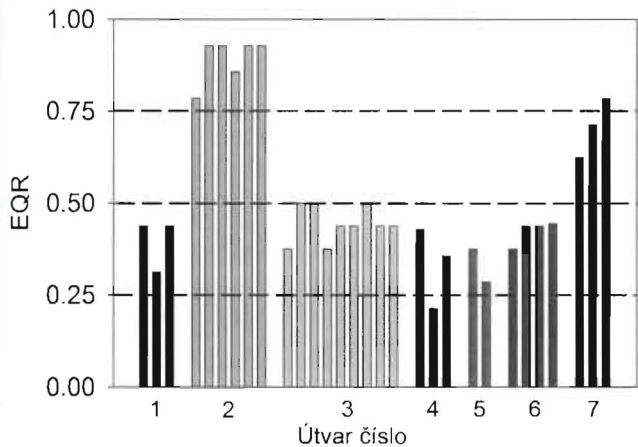
skóre zdvojnásobeno (váha stresoru eutrofizace je tak dvojnásobná oproti ostatním), neboť se jedná o nejdůležitější stresor v hodnocených útvarech. Výslednou závislost zobrazuje obrázek 2. Je patrný velmi těsný negativní vztah mezi EQR a PI, což značí dobrou detekční schopnost vyvinutého EQR a CZ-FBI.



Obrázek 2. Závislost poměru ekologické kvality pro stratifikované nádrže na indexu degradace prostředí. Koeficient determinance (R^2) nabývá hodnoty 0,639.

Meziroční variabilita CZ-FBI

Druhý přístup ověření funkčnosti vytvořeného CZ-FBI je jeho časová stabilita. K této analýze byly použity údaje z nádrží, ve kterých bylo vzorkování provedeno ve více letech. Pro všechna data z daných nádrží bylo vypočítáno EQR a posuzovalo se, zda hodnoty přesahují hranice ekologického potenciálu (25% kvantily) či nikoli. Výsledek byl i tentokrát uspokojivý, v pěti případech hodnoty EQR zůstaly v rozmezí shodného ekologického potenciálu (obrázek 3).



Obrázek 3. Časová stabilita poměru ekologické kvality sedmi vodních útvarů vzorkovaných v letech 2004-2012, pro něž byly dostupné údaje o rybím společenstvu. Čárkované úsečky znázorňují hranice ekologického potenciálu.

Závěr

Byl vytvořen první Český multimetrický index, který hodnotí ekologický potenciál silně ovlivněných a umělých vodních útvarů na základě rybích společenstev (CZ-FBI). Skládá se z devíti

metrik pro stratifikované útvary a pěti metrik pro polymiktické útvary. Použité metriky splňují požadavky Rámcové směrnice vodní politiky [1], tedy hodnocení četnosti, složení a věkové struktury rybího společenstva silně modifikovaných a umělých vodních útvarů. Validace prokázaly schopnost vyvinutého indexu (vyjádřeného hodnotami EQR) rozlišit mezi silně a slabě antropicky degradovanými nádržemi a malou časovou variabilitu tohoto indexu. Tato metodika tak splňuje požadavky na ní kladené Rámcovou směrnicí vodní politiky (2000/60/ES) a může být použita k hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých vodních útvarů pomocí.

Je však nutno dodat, že námi vyvinutý CZ-FBI byl vytvořen na základě informací ze 17 stratifikovaných a 4 polymiktických nádrží. Z větší části českých nádrží chybí srovnatelné informace, a proto je třeba stanovený index považovat za nejlepší možný kompromis mezi jeho potřebou a množstvím dostupných informací. Biologické systémy jsou značně variabilní, a tak je nasnadě potřeba co nejúplnější databáze. Kdyby byly k dispozici informace ze všech 54 nádrží, byla by vypovídající hodnota dat podstatně větší a definice ekologických závislostí statisticky přesnější. Jednoznačným závěrem této studie je tady také potřeba v co nejbližší době prozkoumat rybí společenstvo každého silně modifikovaného útvaru alespoň jedenkrát, aby bylo možné metodiku zpřesnit na co nejlepší možnou míru.

Použitá metoda pro vytváření metodiky hodnocení je založena z velké části i na expertním odhadu a na limitech analogických jezerních systémům [13]. Tento systém by se mohl zdát náchylný na chyby způsobené subjektivním přístupem řešitelů. To však vyvrací silná negativní korelace vyvinutého CZ-FBI s indexem degradace prostředí a dobrá časová stabilita CZ-FBI. Minimalizace subjektivního přístupu je většinou dosažena implementací sofistikovaného statistického aparátu [11]. V našem případě jsme však od tohoto přístupu prozatím upustili, a to díky malému datovému souboru vykazujícímu velkou variabilitu ve složení a četnosti společenstva. Datový soubor vykazující tyto dvě charakteristiky (nedostatek dat a velká variabilita) je totiž sofistikovanými statistickými modely téměř nehodnotitelný, protože dosažené výsledky jsou slabé či málo důvěryhodné. Je tak zřejmé, že ke zlepšení hodnocení ekologické kvality útvarů stojatých vod by výrazně pomohl větší soubor dat umožňující sofistikované statistické zpracování. Nezbyváá než doporučit uživatelům nádrží, aby při vzorkování postupovali podle platné certifikované národní metodiky monitorování [8, 9] a dodržovali doporučení Rámcové směrnice vodní politiky [1], že monitoring rybího společenstva by měl probíhat s tříletou frekvencí.

Poděkování

Studie byla podpořena projektem OPVK CZ.1.07/2.3.00/20.0204 (CEKOPOT) spolufinancovaným Evropským Sociálním Fondem a státním rozpočtem České republiky a projektem 05611212 (METEPO) financovaným Státním fondem životního prostředí.

Literatura

[1] ÚŘEDNÍ VĚSTNÍK, *Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady z 23. října 2000 ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky*, Aktualizovaný pracovní překlad s anglickým originálem. Praha, MŽP, Odbor ochrany vod, 2000, s. 98.
[2] HRBÁČEK J., *Typologie und produktivität der teichartigen gewässer*. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie, 1958, 13: 394-399.
[3] HRBÁČEK J., DVOŘÁKOVÁ M., KOŘÍNEK V., PROCHÁZKOVÁ L., *Demonstration of the effect of fish stock on species composition and the intensity of metabolism of the whole plankton association*. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie, 1961, 14: 192-195.
[4] CARPENTER S. R., KITCHELL J. F., HODGSON J. R., *Cascad-*

ing trophic interactions and lake productivity. *BioScience*, 1985, 35: 634-639.

[5] SBÍRKA ZÁKONŮ ČR. Předpis č. 99/2004 Sb. Zákon o rybníkářství, výkonu rybářského práva, rybářské strážní, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů (zákon o rybářství). Částka 32/2004.

[6] PETERKA J., ADÁMEK Z., BLABOLIL P., BOUŠE E., ČECH M., DRAŠTÍK V., FROUZOVÁ J., HAVEL L., HOHAUSOVÁ E., JANKOVSKÝ M., JAROLÍM O., JURA J., JŮZA T., KOČVARA L., KRATOCHVÍL M., KUBEČKA J., MUŠKA M., PRCHALOVÁ M., RICHTA J., ŘÍHA M., SAJDLOVÁ Z., SOUKALOVÁ K., TUŠER M., UHLÍŘOVÁ A., UHLÍŘ F., VAŠEK M., VEJŘÍK L., VESELÝ L., VLASÁK P., *Ryby nádrže Milada*. 92-111. ŠUTERA V. a kolektiv (eds.). Příroda nádrže Milada - území po zatopení lomu Chabařovice. Lesnická práce, s. r. o., 2012, s. 207.

[7] ŘÍHA M., KUBEČKA J., VAŠEK M., SEĎA J., MRKVIČKA T., PRCHALOVÁ M., MATĚNA J., HLADÍK M., ČECH M., DRAŠTÍK V., FROUZOVÁ J., HOHAUSOVÁ E., JAROLÍM O., JŮZA T., KRATOCHVÍL M., PETERKA J., TUŠER M., *Long-term development of fish populations in the Římov Reservoir*. Fisheries Management and Ecology, 2009, 16: 121-129.

[8] KUBEČKA J., PRCHALOVÁ M., *Metodika odlovu a zpracování vzorků ryb stojatých vod*. Praha: Metodiky VÚV TGM, 2006, s. 22. ([http://www.mzp.cz/C1257458002FoDC7/cz/prehled_akceptovanych_metodik_vod/\\$FILE/OOVstojate_ryby-20061001.pdf](http://www.mzp.cz/C1257458002FoDC7/cz/prehled_akceptovanych_metodik_vod/$FILE/OOVstojate_ryby-20061001.pdf))

[9] KUBEČKA J., FROUZOVÁ J., JŮZA T., KRATOCHVÍL M., PRCHALOVÁ M., ŘÍHA M., *Metodika monitorování rybích společenstev nádrží a jezer*. České Budějovice: Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, 2010, s. 64. (<http://www.hbu.cas.cz/fishcu/wfd/metodika.monitorovani.ryb.obs.nadrzi.a.jezer.pdf>)

[10] CSN EN 14 757, *Jakost vod – Odběr vzorků ryb tenatními sítěmi (Water quality – Sampling of fish with multimesh gillnets)*. 2005, CEN TC 230.

[11] ARGILLIER C., CAUSSÉ S., GEVREY M., PÉDRON S., BORTOLI J. DE, BRUCET S., EMMERICH M., JEPPESEN E., LAURIDSEN T., MEHNER T., OLIN M., RASK M., VOLTA P., WINFIELD I. J., KELLY F., KRAUSE T., PALM A., HOLMGREN K., *Development of a fish-based index to assess the eutrophication status of European lakes*. Hydrobiologia, 2013, roč. 704, č. 193-211.

[12] JŮZA T., VAŠEK M., KUBEČKA J., SEĎA J., MATĚNA J., PRCHALOVÁ M., PETERKA J., ŘÍHA M., JAROLÍM O., TUŠER M., KRATOCHVÍL M., ČECH M., DRAŠTÍK V., FROUZOVÁ J., HOHAUSOVÁ E., ŽALOUŠÍK J., *Pelagic underyearling communities in a canyon-shaped reservoir in late summer*. Journal of Limnology, 2009, 68: 304-314.

[13] RITTERBUSH D., *Central/Baltic Lake Fish intercalibration: Proposal of an alternative option to assure that national good/moderate class boundaries correspond to comparable levels of ecosystem alteration*. Draft proposal discussed at meeting on November 18, 2011 In The Institute of Inland Fisheries in Potsdam-Sacrow, Germany. 2011, s. 37.

[14] SØNDERGAARD M., JEPPESEN E., JENSEN J. P., AMSINCK S. L., *Water Framework Directive: ecological classification of Danish lakes*. Journal of Applied Ecology, 2005, 42: 616-629.

[15] JEPPESEN E., JENSEN J. P., SØNDERGAARD M., LAURIDSEN T., LANDKILDEHUS F., *Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient*. Freshwater Biology, 2000, 45: 201-218.

[16] MEHNER T., DIEKMANN M., BRÄMICK U., LEMCKE R., *Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human-use intensity*. Freshwater Biology, 2005, 50: 70-85.

[17] BALON E. K., *Reproductive guilds in fishes: A proposal and definition*. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 1975, 32: 821-864.

[18] GASSNER H., WANZENBÖCK J., ZICK D., TISCHLER G., PAMMINGER-LAHNSTEINER B., *Development of a fish based lake typology for natural Austrian lakes > 50 ha based on the reconstructed historical fish communities*. International Review of Hydrobiology, 2005, 90: 422-432.

[19] KUBEČKA J., *Succession of fish communities in reservoir of Central and East Europe*. 153-168. STRAŠKRABA M., TUNDISI J. G., DUNCAN A. (eds.), Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management, Kluwer Academic Publishers, 1993, s. 291.

[20] GASSNER H., LUGER M., *ALFI (Austrian lake fish index): A multimetric index for the assessment of lake fish fauna of alpine lakes*. Federal Agency for Water Management, Institute for Water Ecology, Fisheries and Lake Research, 2012 Austria. s. 10.