



STÁTNÍ FOND
ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
ČESKÉ REPUBLIKY

www.sfzp.cz



Ministerstvo životního prostředí
České republiky

www.mzp.cz



BIOLOGICKÉ
CENTRUM
AV ČR, v. v. i.

Metodika pro hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých vodních útvárů – kategorie jezero

Jméno řešitele:

RNDr. Jakub Borovec, Ph.D.

České Budějovice, březen 2014

Název a sídlo organizace:

Biologické centrum AV ČR, v.v.i.,
Hydrobiologický ústav
Branišovská 31 7, 370 05 České Budějovice

Ředitel:

prof. RNDr. Jan Kubečka, CSc.

Zadavatel:

Ministerstvo životního prostředí
Vršovická 65, 100 10 Praha 10

Zástupce zadavatele:

Ing. Karel Vlasák- Odbor ochrany vod MŽP

Zahájení a ukončení úkolu:

1.9.2012 – 30.3.2014

Hlavní řešitel:

RNDr. Jakub Borovec, Ph.D.

Spoluřešitelé:

doc. Ing. Josef Hejzlar, CSc.
RNDr. Petr Znachor, Ph.D.
RNDr. Jiří Nedoma, CSc.
RNDr. Martina Čtvrtlíková, Ph.D.
Mgr. Petr Blabolil
Mgr. Milan Říha, Ph.D.
prof. RNDr. Jan Kubečka, CSc.
MRM Daniel Ricard, Ph.D.
doc. RNDr. Josef Matěna, CSc.

Metodika je certifikována Ministerstvem životního prostředí České republiky pod č. j. 1828/ENV/15.

Obsah

1	Úvod	4
2	Výchozí dokumenty a podklady použité pro odvození metodického postupu	4
2.1	Vymezené vodní útvary	4
2.2	Datové zdroje	4
2.3	Způsob hodnocení ekologického potenciálu	5
2.4	Výběr biologických složek	5
2.5	Umístění a frekvence odběrů vzorků pro hodnocení složek EP	6
3	Typologie vodních útvarů	6
4	Všeobecné fyzikálně-chemické složky	8
4.1	Výběr ukazatelů pro hodnocení	8
4.1.1	Průhlednost	9
4.1.2	Teplotní poměry	9
4.1.3	Kyslíkové poměry	9
4.1.4	Solnost	10
4.1.5	Acidobazický stav	10
4.1.6	Živinné podmínky	10
4.2	Typově specifické hodnoty pro ukazatele všeobecných fyzikálně-chemických složek a postup hodnocení	11
5	Specifické znečišťující látky	14
6	Multimetrický index fytoplanktonního společenstva (CZ-PHYPI)	14
6.1	Použité údaje	14
6.2	Výběr metrik	14
6.3	Postup výpočtu CZ-PHYPI	15
7	Multimetrický index společenstva makrofyt (CZ-MPHYI)	17
7.1	Použité údaje	17
7.2	Výběr metrik	17
7.3	Postup výpočtu CZ-MPHYI	20
8	Multimetrický index rybích společenstev (CZ-FBI)	20
8.1	Použité údaje	20
8.2	Výběr metrik	21
8.3	Postup výpočtu CZ-FBI	25
9	Klasifikace a znázornění výsledků	26
10	Literatura	27
11	Přílohy	31

1 Úvod

Předkládaná metodika je určena k hodnocení ekologického potenciálu (EP) silně ovlivněných a umělých vodních útvarů (VÚ) – kategorie jezero na území České republiky. Součástí metodiky je typologie VÚ a vývoj hodnocení ekologické kvality vodních útvarů na základě fyzikálně chemických ukazatelů a biologické složky vodních ekosystémů. Do biologické složky bylo zahrnuto hodnocení společenstva fytoplanktonu, makrofyt a ryb.

Při řešení autoři čerpali informace z citované literatury a řídili se směrnicí Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky (dále jen „Rámcová směrnice o vodách“) tak, aby výstupy splňovaly všechna kritéria daná touto směrnicí.

Metodický postup je určen správcům povodí a pověřeným odborným subjektům provádějícím zjišťování a hodnocení stavu povrchových vod podle § 21 zákona č. 254/2001 Sb. o vodách ve znění pozdějších předpisů.

2 Výchozí dokumenty a podklady použité pro odvození metodického postupu

2.1 Vymezené vodní útvary

Na území ČR spadají do hodnocení ekologického potenciálu dvě kategorie vodních útvarů rozlišovaných Rámcovou směrnicí vodní politiky, pro podmínky ČR specifikované v Metodice určení silně ovlivněných vodních útvarů (MŽP, 2013), a to silně ovlivněné vodní útvary a umělé vodní útvary. Kategorie silně ovlivněných vodních útvarů je dále členěna na nádrže (55 útvarů) a rybníky (18 útvarů). Umělé vodní útvary nejsou nijak dále děleny, na území ČR spadají do této kategorie pouze hydricky revitalizované důlní a těžební jámy (Příloha 1).

V případě silně modifikovaných VÚ typu „nádrž“ byly respektovány všechny účely užívání stanovené v jejich Manipulačních řádech. Pro silně modifikované vodní útvary typu „rybník“ bylo zohledněno užívání za účelem chovu ryb, a to tak, že složka ryby nebude v těchto VÚ hodnocena. Pro umělé vodní útvary nebyla zjištěna žádná specifická užívání, která by měla ovlivnit hodnocení EP.

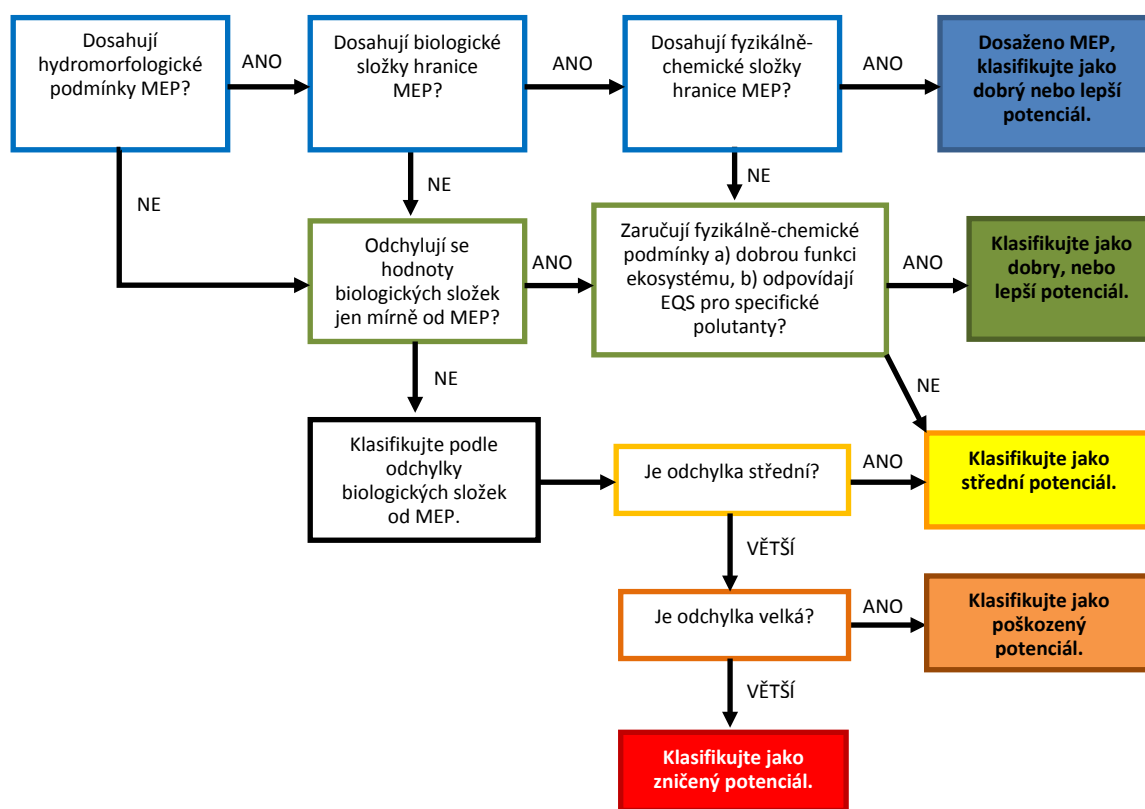
2.2 Datové zdroje

Ke zpracování Metodiky bylo využito dostupných údajů o vodních útvarech, údajů z vodohospodářských dispečinků státních podniků Povodí a výsledků analýz prováděných v rámci pravidelného monitoringu správci povodí. Chybějící nebo neúplné údaje, byly, pokud to bylo možné, nahrazeny z databáze zpracovatele nebo doplněny expertním odhadem.

Pro hodnocení ekologického potenciálu VÚ byly použity datové řady z let 2006-2012.

2.3 Způsob hodnocení ekologického potenciálu

Na rozdíl od hodnocení ekologického stavu přirozených VÚ je v případě ekologického potenciálu silně ovlivněných VÚ (HMWB) a umělých VÚ (AWB) kladen velký důraz na hydromorfologické změny nutné k zachování účelu VÚ, ale současně na přijetí takových opatření, která umožní důsledek změn nutných k zachování užívání minimalizovat a přiblížit tak VÚ přirozeným podmínkám. Maximální ekologický potenciál, jako referenční podmínka pro HMWB a AWB, tedy odpovídá stavu přirozených VÚ, kterého by tyto dosáhly při hydromorfologických charakteristikách nezbytně nutných k zachování účelů užívání VÚ. Podobný přístup platí pro hodnocení biologických složek a fyzikálně-chemických složek navázaných na hydromorfologické charakteristiky VÚ. Základní koncept je uveden na Obr. 1.



Obr. 1: Schéma postupu hodnocení ekologického potenciálu VÚ. Upraveno podle Guidance Document No. 13 (2003).

2.4 Výběr biologických složek

Biologické složky, podle kterých se má hodnotit EP jsou stanoveny Rámcovou směrnicí o vodách, Přílohou V, která uvádí potřebu hodnotit složení, četnost a biomasu fytoplanktonu, složení a četnost další vodní flóry (makrofyty), složení a četnost bentických bezobratlých, a složení, četnost a věkovou strukturu rybí fauny. Zároveň Směrnice umožňuje vyloučit složku z hodnocení EP v případě, kdy pro tuto nelze stanovit spolehlivé typově specifické referenční podmínky kvality některého typu útvaru povrchové vody v důsledku vysokého stupně přirozené proměnlivosti této složky, avšak nikoliv pouze

v důsledku sezónní proměnlivosti. Této možnosti bylo využito v případě složky bentických bezobratlých, protože profundální makrozoobentos je podle našich zkušeností početně velmi chudý, pro jeho zachycení je nutné velké množství vzorků odebíraných drapákem nebo trubkovou sondou. Kromě toho vykazuje v korytovitých nádržích makrozoobentos v profundálu i litorálu výrazný podélný gradient s nárůstem početnosti i taxonů směrem od hráze k živinami bohatší přítokové oblasti. Podobný gradient lze pozorovat u pobřežních společenstev odebíraných v broditelné hloubce „kicking“ metodou. U těchto vzorků je navíc situace komplikována značnou heterogenitou charakteru pobřeží. Pro ilustrativní stanovení makrozoobentosu by bylo nutno odebírat celý podélný profil nádrže, což by neúměrně zvýšilo pracnost odběru a zpracování vzorků. Ostatní níže uvedené biologické složky jsou pro stanovení EP nezbytné. “

2.5 Umístění a frekvence odběrů vzorků pro hodnocení složek EP

Na základě dostupných dat a zkušeností s hodnocením nádrží byl stanoven následující výběr odběrových míst pro sběr dat a vzorků. Měření ukazatelů a odběr vzorků pro hodnocení všeobecných fyzikálně chemických ukazatelů a složky fytoplankton by měl být prováděn v průběhu vegetační sezóny (duben-říjen) v rámci provozního monitoringu v hrázové části VÚ, v oblasti nejhlubšího místa VÚ. Pokud není stanoveno jinak, jsou měření prováděna v hladinové vrstvě. Pro ukazatel „živinové podmínky“ a složku „fytoplankton“ je doporučen směsný epilimnetický vzorek. Při jeho odběrech by mělo být důsledně dbáno na dodržení aktuální tloušťky epilimnia, pokud je vytvořeno, a nemělo by docházet ke smíchání vody epilimnetické s metalimnetickou. Zároveň v případě hladinových vodních květů fytoplanktonu je nutné dbát na rozmíchání povrchové vrstvy planktonu do epilimnia, nesmí docházet pouze k rozhrnutí vodního květu a následnému odběru.

Místa pro sběr údajů pro složky makrofyta a ryby musí být zvolena individuálně pro každý VÚ zvlášť s použitím metodik uvedených v dílčích kapitolách níže.

3 Typologie vodních útvarů

Typologie VÚ (Tabulka 1) byla vypracována na základě Systému B, uvedeného v Příloze II Rámcové směrnice o vodách. Nebyla použita typologie podle vyhlášky č. 49/2011 Sb., o vymezení útvarů povrchových vod, protože její použití by nevedlo k vhodnému rozdělení nádrží, zejména u klasifikace podle nadmořské výšky, a kromě toho v této typologii není zahrnut žádný ukazatel pro průtočnost, která je klíčovou veličinou pro hodnocení nádržové ekologie.

Bylo využito všech základních a dva volitelné faktory. Nadmořská výška je uvažována jako maximální kóta zásobního objemu VÚ. Charakteristiky zeměpisné šířky a délky jsou uvažovány obecně a vyznačují obdélník ohraničující umístění VÚ v rámci ČR. Maximální hloubka VÚ je uvažována jako hloubka ke kótě zásobního objemu. Kritéria geologie navazují na rozdělení toků v povodí VÚ (dle Rosendorf a kol. 2011). Charakteristika velikosti VÚ obsahuje pouze jedno kritérium, tj. VÚ větší než 0,5 km². Z doplňkových kritérií byla jako důležitá vybrána průměrná hloubka vypočítaná jako poměr objemu a plochy (vždy ke kótě zásobního objemu) a doba zdržení vody, vypočítaná ze zásobního

objemu nádrže a dlouhodobého průměrného průtoku na přítocích (Qa). Z textu dále vyplývá, že typologie VÚ je založena zejména na údajích o nadmořské výšce, průměrné hloubce a době zdržení vody. Ostatní charakteristiky jsou pouze popisného charakteru, bez vlivu na nastavení hraničních hodnot jednotlivých metrik (Tabulka 2).

Metodika pro hodnocení ekologického stavu rybníků pomocí rybí složky nebyla vypracována, neboť jsme uvažovali, dle Zákona 99/2004 (zákon o rybářství), ve znění pozdějších předpisů, že je rybník 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). Na rybnících rybářské hospodaření zcela rozhoduje o složení rybího společenstva.

Umělé vodní útvary spadající do hodnocení ekologického potenciálu jsou hydricky revitalizované důlní jámy Barbora, Medard, Milada a Most. Kromě jezera Barbora jsou ostatní útvary velice mladé (některé krátce po napuštění, jiné stále ještě ve stádiu napuštění). V takto mladých ekosystémech

Tabulka 1: Popisné charakteristiky typů silně ovlivněných a umělých vodních útvarů – kategorie jezero.

Popisná charakteristika	Pozice	Počet kritérií	Kritérium	Kód
nadmořská výška v m n.m. Bpv (h)	A	3	$h < 200$	1
			$200 \leq h < 700$	2
			$h \geq 700$	3
zeměpisná šířka (zš)	B	1	$48,63443N \leq zš < 50,79530N$	1
zeměpisná délka (zd)	C	1	$12,35094E \leq zd < 18,53515E$	1
maximální hloubka v m (zmax)	D	2	$z_{max} < 13$	1
			$z_{max} > 13$	2
geologie	E	2	krystalinikum a vulkanity	1
			pískovce, jílovce, kvartér	2
velikost v km ² (A)	F	1	$A > 0,5$	1
průměrná hloubka vody v m (zprum)	G	2	$z_{prum} < 5$	1
			$z_{prum} > 5$	2
doba zdržení v letech (TRT)	H	3	$TRT \leq 0,1$	1
			$0,1 < TRT < 0,5$	2
			$TRT \geq 0,5$	3

*typ útvaru je určen osmimístným kódem ve formátu A-B-C-D-E-F-G-H.

stojatých vod dochází ke značným sukcesním změnám celého ekosystému, zejména pak rybího společenstva (Peterka a kol. 2012). Tyto změny mají za následek nejen velice dynamické posuny ve skladbě rybího společenstva, ale i velké meziroční výkyvy v četnosti ryb v těchto tělesech (Peterka a kol. 2012). Během následujícího sukcesního vývoje se prvotní dynamická fáze postupně ustaluje a v rybím společenstvu převládnu druhy, které jsou pro dané podmínky vodního tělesa nejlépe adaptovány (Říha a kol. 2009).

Tabulka 2: Souhrn rozdělení vodních útvarů do kategorií dle typologie. Čísla představují průměry (mimo sloupce „Počet“) hodnot v jednotlivých skupinách.

Kód typologie	Počet	Nadm. výška, m	Max. hloubka, m	Velikost, km ²	Prům. hloubka, m	Doba zdržení, rok
1BC11F11	3	171	4,9	10,2	3,0	0,03
1BC12F12	5	182	2,6	1,7	1,3	0,27
1BC22F23	2	172	50,0	2,0	18,5	1,00
2BC11F11	7	405	18,4	2,9	5,8	0,05
2BC11F12	5	444	16,7	4,5	6,8	0,32
2BC11F13	1	615	9,0	2,0	4,3	0,97
2BC12F11	2	313	4,1	1,4	2,0	0,06
2BC12F12	8	390	4,3	2,5	2,0	0,28
2BC21F21	5	337	22,1	1,4	9,1	0,05
2BC21F22	13	411	36,1	4,1	14,3	0,26
2BC21F23	10	446	39,5	3,2	14,0	0,83
2BC22F22	3	495	37,2	1,2	13,7	0,26
2BC22F23	7	310	33,6	3,1	13,3	1,54
3BC11F12	1	729	4,0	1,2	1,5	0,27
3BC21F22	2	752	31,8	1,1	11,2	0,40
3BC21F23	3	730	33,5	16,6	11,9	0,99

Pozn. Písmena v kódu typu VÚ mohou nabývat hodnot uvedených v Tabulce 1. Hranice ekologických tříd zůstane nezměněna.

4 Všeobecné fyzikálně-chemické složky

Hodnocení fyzikálně-chemických a hydromorfologických složek v systému hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých vodních útvarů stojatých vod je podpůrné pro hodnocení biologických složek. Nejsou pro něj vyžadovány specifické postupy nastavení poměru ekologické kvality (Ecological Quality Ratio, dále uváděno jako *EQR*) jako v případě biologických složek, ale pro celkové hodnocení ekologického potenciálu vodního útvaru se navrhuje hodnocení fyzikálně-chemických složek jen pro první dvě třídy hodnocení, tedy pro maximální potenciál a pro dobrý potenciál (tj. hranici mezi dobrým a středním potenciálem). Pro ostatní třídy hodnocení ekologického potenciálu jsou využívány již jen biologické složky. Proto je metodický postup koncipován tak, že definuje typově specifické hodnoty a následné hodnocení jen pro maximální potenciál (MP), dobrý potenciál (DP) (resp. hranici mezi dobrým a nižším potenciálem).

4.1 Výběr ukazatelů pro hodnocení

Rámcová směrnice určuje šest základních všeobecných fyzikálně-chemických složek ekologického stavu, které mají být hodnoceny v jezerech, jež jsou prototypem pro kategorii umělých a silně ovlivněných útvarů stojatých povrchových vod. Jedná se o:

- průhlednost
- teplotní poměry
- kyslíkové poměry
- solnost
- acidobazický stav
- živinové podmínky

V následujícím textu jsou pro jednotlivé složky uvedeny ukazatele a indikátory, které jsou použity pro hodnocení potenciálu vodních útvarů, dále je stručně popsán jejich vztah k významným antropogenním tlakům a jsou určeny charakteristické hodnoty, které mají být použity pro porovnání s výsledky sledování ukazatelů ve vodních nádržích.

Hodnocené ukazatele a indikátory složek pochází z rozborů níže specifikovaných vzorků odebraných v průběhu vegetační sezóny (duben–říjen) v rámci provozního monitoringu v hrázové části VÚ, v oblasti nejhlubšího místa vodního útvaru (reprezentativní profil). V případě zatápěných důlních jam je reprezentativní profil stanoven do oblasti nejhlubšího místa vodního útvaru.

4.1.1 Průhlednost

Průhlednost vody měřená Secchiho deskou charakterizuje hloubku pronikání světla do vodního sloupce. Je závislá na barvě a zákalu vody. Průhlednost je ovlivněna koncentrací fytoplanktonu, detritu, minerálního zákalu anebo rozpuštěných barevných organických látek (humínové látky).

Pro hodnocení se používá průměrná hodnota z měření prováděných během vegetačního období duben - říjen, kdy je fytoplankton nejčastěji hlavní složkou nerozpuštěných látek ve vodě a hodnota průhlednosti tedy vypovídá převážně o produktivitě a trofických podmínkách nádrže.

4.1.2 Teplotní poměry

Základním ukazatelem pro hodnocení teplotních poměrů ve vodním útvaru je teplota vody měřená v terénu. Teplota vody v nádržích odpovídá v přirozených podmínkách klimatickým podmínkám lokality a je závislá na nadmořské výšce. Roční chod teploty je ovlivněn velikostí a hloubkou nádrže. Hluboké stratifikované nádrže s dlouhou dobou zdržení vody se pomaleji ohřívají v jarním období a v podzimním období pomaleji vychládají než mělké průtočné nádrže.

Teplotní poměry a teplota vody mohou být výrazně ovlivněny dvěma způsoby. Prvním z nich je zejména vypouštění oteplených vod z velkých průmyslových provozů (např. jaderných nebo tepelných elektráren) nebo z velkých aglomerací a sídel. Opačný vliv, tedy ochlazení vod v tocích zejména v letním období, mohou způsobovat předřazené velké stratifikované vodní nádrže s vypouštěním chladných vod základovými výpustmi.

Pro podchycení obou výše uvedených vlivů se srovnávají průměrná teplotní data měřená v hladinové vrstvě vody během vegetační sezóny (duben–říjen) jednak s referenční hodnotou vyjadřující průměrnou hodnotu teploty vody, jednak s maximální teplotou vody v roce, která dokumentuje případné extrémní oteplení.

4.1.3 Kyslíkové poměry

Koncentrace rozpuštěného kyslíku v nádržích je jednoduše stanovitelný ukazatel, který je užitečným indikátorem nádržového metabolismu, zejména u stratifikovaných nádrží. Vzhledem k tomu, že koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě je výrazně závislá na teplotě vody, používá se pro hodnocení kyslíkových poměrů místo koncentrací rozpuštěného kyslíku hodnoty nasycení vody kyslíkem.

Nasycení vody kyslíkem v hladinové vrstvě se využívá v metodice hodnocení EP zejména jako indikátor eutrofizace. Za podmínek vysoké dostupnosti živin v eutrofních podmínkách dochází v povrchové vrstvě nádrže k přesycování vody kyslíkem, v období cirkulace pak hodnoty kyslíkového

nasyčení klesají pod rovnovážnou hodnotu v důsledku mísení s vodou z hlubších vrstev, v nichž došlo k vyčerpání kyslíku během předchozího období stratifikace. Rozdíly od rovnovážné koncentrace v obou případech indikují úroveň živinových podmínek a eutrofizace.

Obě výše uvedená ovlivnění se posuzují srovnáním hodnot nasycení kyslíkem v hladinové vrstvě vody během vegetační sezóny (duben–říjen) s referenčními hodnotami pro maximální a minimální roční hodnotu nasycení kyslíkem.

4.1.4 Solnost

Indikačním ukazatelem solnosti je elektrická vodivost. Tento ukazatel je v rámci podmínek České republiky velmi proměnlivý a jeho vyšší hodnoty souvisejí nejen s možnými antropogenními vlivy, ale především s přirozeným obsahem rozpuštěných látek ve vodách, které jsou ovlivněny výrazně nadmořskou výškou povodí a velikostí srážek, a dále typem geologického podloží a půd. Významnější ovlivnění přichází v úvahu v ČR jen v důlních oblastech. Vzhledem k vysoké variabilitě solnosti jak uvnitř posuzovaných typů, tak i mezi typy navzájem a vzhledem k tomu, že rozsah solnosti v rámci hodnocených vodních útvarů v ČR s vysokou pravděpodobností nemá větší vliv na vodní organismy, není tento ukazatel posuzován ani nejsou nastavovány limitní hodnoty pro jednotlivé typy vodních útvarů.

4.1.5 Acidobazický stav

Ukazateli pro hodnocení acidobazického stavu nádrží jsou pH a alkalita, resp. kyselinová neutralizační kapacita. Pro hodnocení ekologického potenciálu nádrží ČR bylo vybráno pH, jehož hodnoty mohou svým trvalým nebo epizodickým poklesem indikovat riziko acidifikace vod zejména ve vyšších a středních nadmořských výškách. Naopak zvýšení hodnot pH během vegetačního období je způsobováno nadměrnou fotosyntetickou aktivitou autotrofních organismů a indikuje eutrofizaci.

Při hodnocení pH se používají data měřená v hladinové vrstvě vody během období duben–říjen, z nichž se určí minimální a maximální roční hodnoty. Tyto hodnoty slouží pro indikaci obou extrémů – jak rizika acidifikace, tak rizika eutrofizace.

4.1.6 Živinové podmínky

Výčet živinových ukazatelů v nádržích pro výběr hodnocení zahrnuje celkový fosfor a dusík a také jejich rozpuštěné formy - ortofosforečnanový fosfor, dusičnanový, dusitanový a amoniakální dusík. Z hlediska primárního účelu pro hodnocení příčin eutrofizace je v metodice hodnocení ekologického potenciálu nádrží ČR použit ukazatel celkový fosfor (P_{celk}), který je v nádržích a jezerech mírného klimatického pásma robustním indikátorem produktivity a eutrofizace vodního ekosystému. Celkový fosfor nejlépe dokumentuje míru eutrofizace a je spojován s rozhodujícími antropogenními tlaky, jako jsou vypouštění odpadních vod ze sídel a některých průmyslových provozů a v menší míře také zatížení ze zemědělství nebo rybářského hospodaření.

Koncentrace celkového fosforu v nádrži je vždy ve vztahu s koncentrací celkového fosforu v přítocích a je závislá na průtočnosti nádrže, či na době zdržení vody. Typově specifické hodnoty koncentrace P_{celk} pro maximální a dobrý ekologický potenciál jsou v metodice odvozeny z typově specifických hraničních hodnot P_{celk} v tekoucích vodách podle metodiky Rosendorfa (2011). Pro výpočty

koncentrace P_{celk} v jednotlivých typech nádrží byl použit vztah retence P v jezerech podle Vollenweidera korigovaný pro použití v nádržích (Hejzlar a kol. 2006):

$$P = P_i \times \left(1 - \frac{1,84\sqrt{t}}{1 + 1,84\sqrt{t}}\right)$$

kde

P je koncentrace P_{celk} v nádrži [mg l^{-1}],

P_i je objemově vážená koncentrace P_{celk} v celkovém přítoku do nádrže za rok [mg l^{-1}] a

t je doba zdržení vody v nádrži [rok].

Pro hodnocení koncentrace P_{celk} se používají data zjištěná ve směsném vzorku z epilimnia během vegetačního období duben–říjen. Vzorky pro stanovení P_{celk} mohou být při odběru přecezeny přes řídké síto (minimální velikost ok 0,2 mm) pro omezení variability analýzy. Stanovení se provádí s úplnou mineralizací celého vzorku vody tak, aby byly v analýze zahrnuty jak rozpuštěné složky, tak i částice. Mez stanovitelnosti používaných analytických metod pro stanovení P_{celk} musí být rovna nebo nižší než 30 % normy environmentální kvality pro odpovídající hraniční hodnoty D/S (tj. např. 0,005 mg l^{-1} pro neprůtočné nádrže v nadmořské výšce nad 700 m.) (návaznost na vyhlášku č. 98/2011 Sb.).

4.2 Typově specifické hodnoty pro ukazatele všeobecných fyzikálně-chemických složek a postup hodnocení

Na základě analýzy dat z 54 vybraných vodních útvarů s dostupnými daty pro hydrologii a fyzikálně-chemické složky byly odvozeny typově specifické hodnoty pro vybrané ukazatele hodnocení všeobecných fyzikálně-chemických složek ekologického potenciálu. Pro upravené typy a hranice mezi maximálním a dobrým potenciálem a dobrým a středním potenciálem útvarů povrchových vod jsou limitní hodnoty shrnuty v Tabulce 3.

Tabulka 3 je členěna na jednotlivé složky a tyto složky obsahují hodnocení jednoho nebo více ukazatelů. Každý ukazatel může být hodnocen podle jedné nebo v některých případech i podle dvou charakteristických hodnot.

Postup hodnocení spočívá v několika krocích. Nejprve je nutné získat a vyhodnotit data z reprezentativního profilu vodního útvaru. Pro hodnocení je doporučeno používat 3letou datovou sadu se 7 údaji ročně v měsíčním kroku z období duben–říjen. V případě ukazatelů, u kterých je hodnoceno maximum nebo minimum, je nutné dbát při menším počtu měření na podchycení období s výskytem maximálních nebo minimálních hodnot.

Pro další postup je nutné znát typ hodnoceného útvaru. Typ by měl být ve formátu jemného členění (formát A-B-C-D-E-F-G-H – viz Tabulka 1; výčet vodních útvarů stojatých vod ČR – viz Příloha 1), který je jednoduše převoditelný na upravený typ používaný v této metodice. V prvním kroku se hodnotí profil postupně podle jednotlivých ukazatelů. V případě, že daný ukazatel je hodnocen podle dvou charakteristických hodnot, provede se dvojí posouzení a výsledný stav pro daný ukazatel určí méně příznivé hodnocení. Podobný postup je aplikován i v případě, že složka obsahuje více ukazatelů (kyslíkové poměry, acidobazický stav – jen pro vybrané typy nádrží, živinové podmínky). V takovém

případě výsledné hodnocení stavu složky určuje nejhůře hodnocený ukazatel. Aby byla zachována informace o postupu hodnocení, mohl být určen rozhodující antropogenní vliv a byla tak zajištěna vazba na následná opatření ke zlepšení stavu vodního útvaru, doporučuje se dokumentovat celý postup včetně dílčích výsledků hodnocení od jednotlivých ukazatelů až po nadřazené složky.

Poté, co byly vyhodnoceny všechny složky, určuje výsledný potenciál vodního útvaru podle této metodiky nejhůře hodnocená složka. V případě, že by složka průhlednost mohla dosahovat vyšších hodnot než je hloubka vodního sloupce v reprezentativním profilu (tzv. „průhlednost až na dno“), je tato složka hodnocena v kategorii lepší než M/D. Pokud se hodnoty chemických ukazatelů v daném vzorku nacházejí pod mezí stanovitelnosti, stanoví se výsledky měření pro výpočet průměrných hodnot na polovinu hodnoty příslušné meze stanovitelnosti.

Tabulka 3: Typově specifické hodnoty pro ukazatele všeobecných fyzikálně–chemických složek ekologického potenciálu útvarů stojatých povrchových vod. M/D přechod mezi maximálním a dobrým potenciálem, D/S přechod mezi dobrým a středním potenciálem.

Kód typu VÚ	Metrika	M/D			D/S		
		min.	průměr	max.	min	průměr	max
1-B-C-D-E-F-G-1	Průhlednost [m]		2,0			1,8	
	Teplota vody [°C]		20	27		21	28
	Nasycení kyslíkem [%]	65		150	50		200
	pH	6,5		10,0	5,0		10,0
	P _{celk} [mg l ⁻¹]		0,040			0,060	
1-B-C-D-E-F-G-2	Průhlednost [m]		2,0			1,8	
	Teplota vody [°C]		20	27		21	28
	Nasycení kyslíkem [%]	65		150	50		200
	pH	6,5		10,0	5,0		10,0
	P _{celk} [mg l ⁻¹]		0,030			0,040	
1-B-C-D-E-F-G-3	Průhlednost [m]		2,0			1,8	
	Teplota vody [°C]		20	27		21	28
	Nasycení kyslíkem [%]	65		150	50		200
	pH	6,5		10,0	5,0		10,0
	P _{celk} [mg l ⁻¹]		0,020			0,030	
2-B-C-D-E-F-G-1	Průhlednost [m]		3,0			2,5	
	Teplota vody [°C]		19	25		20	26
	Nasycení kyslíkem [%]	65		150	50		200
	pH	6,0		9,5	5,0		10,0
	P _{celk} [mg l ⁻¹]		0,030			0,040	
2-B-C-D-E-F-G-2	Průhlednost [m]		3,0			2,5	
	Teplota vody [°C]		19	25		20	26
	Nasycení kyslíkem [%]	65		150	50		200
	pH	6,0		9,5	5,0		10,0
	P _{celk} [mg l ⁻¹]		0,020			0,030	
2-B-C-D-E-F-G-3	Průhlednost [m]		3,0			2,5	
	Teplota vody [°C]		19	25		19	26
	Nasycení kyslíkem [%]	65		150	50		200
	pH	6,0		9,5	5,0		10,0
	P _{celk} [mg l ⁻¹]		0,015			0,020	
3-B-C-D-E-F-G-1	Průhlednost [m]		3,5			3,0	
	Teplota vody [°C]		17	25		18	26
	Nasycení kyslíkem [%]	65		150	50		200
	pH	5,5		8,5	5,0		9,0
	P _{celk} [mg l ⁻¹]		0,015			0,025	
3-B-C-D-E-F-G-2	Průhlednost [m]		3,5			3,0	
	Teplota vody [°C]		17	25		18	26
	Nasycení kyslíkem [%]	65		150	50		200
	pH	5,5		8,5	5,0		9,0
	P _{celk} [mg l ⁻¹]		0,012			0,020	
3-B-C-D-E-F-G-3	Průhlednost [m]		3,5			3,0	
	Teplota vody [°C]		17	25		18	26
	Nasycení kyslíkem [%]	65		150	50		200
	pH	5,5		8,5	5,0		9,0
	P _{celk} [mg l ⁻¹]		0,010			0,015	

Pozn. Písmena v kódu typu VÚ mohou nabývat hodnot uvedených v Tabulce 1. Hranice ekologických tříd zůstane nezměněna.

5 Specifické znečišťující látky

Pro hodnocení specifických znečišťujících látek ve VÚ bude použita Metodika hodnocení ekologického stavu/potenciálu útvarů povrchových vod – specifické znečišťující látky (Durčák, 2013) s tím, že hodnoceny budou vzorky vody odebrané v reprezentativním profilu VÚ definovaném v oddíle pro všeobecné fyzikálně-chemické složky.

6 Multimetrický index fytoplanktonního společenstva (CZ-PHYPI)

6.1 Použité údaje

Výskyt fytoplanktonu vykazuje výraznou sezónnost během roku. V zimním období je jeho množství ve vodě zpravidla malé, k nejvýraznějšímu nárůstu dochází zejména v letním období, kdy jeho vysoká biomasa ovlivňuje jakost vody. Proto pro zpracování metrik fytoplanktonu a vyhodnocení ekologického potenciálu doporučujeme monitorovací období duben až říjen, při četnosti odběrů minimálně jednou měsíčně. Pro odvození jednotlivých metrik a jejich hraničních hodnot byly použity průměrné hodnoty údajů o koncentraci chlorofylu-a, odvozené biomase fytoplanktonu (viz níže) a fosforu u hráze z období 2006–2012.

Početnost (abundance) jednotlivých taxonů je zcela nevhodná pro stanovení ekologického potenciálu, protože má omezenou vypovídající hodnotu ve vztahu k trofickým poměrům v daném útvaru stojatých vod. Při stejné abundanci dvou druhů se jejich biomasa může lišit někdy i o několik řádů. Poskytnutá data však s výjimkou několika VÚ obsahovala pouze údaje o početnosti organismů. Na základě údajů o biomase i abundanci bylo možné dopočítat biomasu jednotlivých taxonů, celkovou biomasu a níže odvozené metriky pro zbytek odběrů. Biomasa taxonů, které nebyly obsaženy v poskytnutých datových souborech, byla přiřazena na základě databáze druhů zhotovitele. Při následné kontrole vypočtených údajů bylo zjištěno, že u některých druhů zejména vláknitých sinic, data o počtech představují jak počty buněk, tak i počty kolonií. Takto získaná celková biomasa byla extrémně vysoká, a proto byl při výpočtu použit objem platný pro jednotlivé buňky.

Pro hodnocení složky fytoplankton doporučujeme provádět příslušné rozborů ze směšného epilimnetického vzorku odebraného v reprezentativním profilu. Metriky „Biomasa fytoplanktonu“ a „Podíl sinic na celkové biomase“ je do budoucna nezbytné hodnotit na základě údajů stanovených pomocí Metodiky odběru a zpracování vzorku fytoplanktonu stojatých vod (Komárková, 2006), včetně použití příslušného výpočetního programu FYTO-HBÚ (Nedoma a Komárková, 2008).

6.2 Výběr metrik

Mezi metriky pro stanovení EP z hlediska fytoplanktonu byly vybrány takové ukazatele, aby jednak odrážely trofický stav VÚ: objemová biomasa a koncentrace chlorofylu-a jako měřítka množství

fytoplanktonu, a dále složení fytoplanktonu: podíl biomasy sinic na biomase fytoplanktonu a trofický index fytoplanktonu (Tabulka 4).

- *Koncentrace chlorofylu*

Koncentrace chlorofylu-a ($\mu\text{g l}^{-1}$) je snadno dostupným biologickým ukazatelem odrážejícím množství fytoplanktonu ve vodě.

- *Biomasa fytoplanktonu*

Objemová biomasa fytoplanktonu ($\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$) velmi dobře odráží trofické poměry a proto je vhodnou metrikou pro kvantifikaci množství řas a sinic ve vodě (Phillips a kol. 2013, Carvalho a kol. 2013).

- *Podíl sinic na celkové biomase*

Podíl sinic na celkové biomase fytoplanktonu (%) je základní parametr indikující přítomnost vodních květů sinic, obvykle způsobující hygienické/jakostní problémy. Pro výpočet tohoto ukazatele byla zahrnuta pouze biomasa druhů sinic tvořících vodní květy, pikoplanktonní druhy nebyly započteny.

- *Trofický index fytoplanktonu*

Nejen množství, ale také i taxonomické složení společenstva fytoplanktonu odpovídá trofickým podmínkám daného silně ovlivněného a umělého vodního útvaru stojatých vod, a také míře znečištění. Některé taxony se vyskytují v „čistých“ vodách, zatímco jiné preferují vody znečištěné s velkým množstvím živin. Každý taxon má indikační hodnotu, která vyplývá z jeho nároků na prostředí, ve kterém žije. Phillips a kol. (2013) analyzovali nároky jednotlivých taxonů na rozsáhlém souboru dat a na základě těchto výsledků navrhli trofický index fytoplanktonu, který se pro daný vzorek fytoplanktonu vypočte jako:

$$FTI = \sum_{j=1}^n p_j \times s_j$$

kde p je proporční zastoupení (0–1) daného taxonu v celkové biomase fytoplanktonu a s je trofické optimum tohoto taxonu. Trofická optima jednotlivých rodů jsou uvedena v Příloze 2. Taxonům, jejichž trofická optima nejsou známa, byla přiřazena hodnota $s = 0$.

6.3 Postup výpočtu CZ-PHYPI

CZ-PHYPI je vyjádřen pomocí *EQR*. *EQR* sumarizuje vliv všech metrik zařazených do hodnocení a podle jeho hodnoty je určen ekologický potenciál daného vodního útvaru. Jeho výpočet je proveden na základě bodového hodnocení VÚ v každé z metrik: 1 pro nejhorší stav, 3 střední stav a 5 pro nejlepší stav (Tabulka 4). V dalším kroku se již vypočítá *EQR* daného útvaru podle vzorce:

$$EQR = \frac{(Sum - Min)}{(Max - Min)}$$

kde *Sum* je součet hodnocení všech metrik pro VÚ, *Min* je součet nejnižších možných hodnocení (počet metrik), *Max* je součet nejvyšších možných hodnocení (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 hodnocení 5).

Tabulka 4: Výčet vybraných metrik a jejich ekologických tříd pro složku fytoplankton. V závorce je uvedeno bodové hodnocení pro výpočet *EQR*.

Kód typu VÚ	Metrika	Nejlepší (5)	Střední (3)	Nejhorší (1)
1-B-C-D-E-F-G-1	Koncentrace chlorofylu-a	< 30	30-40	> 40
	Biomasa fytoplanktonu	< 5	5-10	> 10
	Podíl sinic na biomase	< 15	15-20	> 20
	Trofický index fytoplanktonu	< 0,6	0,6-0,8	> 0,8
1-B-C-D-E-F-G-2	Koncentrace chlorofylu-a	< 20	20-30	> 30
	Biomasa fytoplanktonu	< 3	3-5	> 5
	Podíl sinic na biomase	< 10	10-15	> 15
	Trofický index fytoplanktonu	< 0,5	0,5-0,6	> 0,6
1-B-C-D-E-F-G-3	Koncentrace chlorofylu-a	< 10	10-30	> 30
	Biomasa fytoplanktonu	< 2	2-5	> 5
	Podíl sinic na biomase	< 10	10-15	> 15
	Trofický index fytoplanktonu	< 0,4	0,4-0,5	> 0,5
2-B-C-D-E-F-G-1	Koncentrace chlorofylu-a	< 20	20-40	> 40
	Biomasa fytoplanktonu	< 5	5-10	> 10
	Podíl sinic na biomase	< 15	15-20	> 20
	Trofický index fytoplanktonu	< 0,5	0,5-0,6	> 0,6
2-B-C-D-E-F-G-2	Koncentrace chlorofylu-a	< 10	10-20	> 20
	Biomasa fytoplanktonu	< 3	3-8	> 8
	Podíl sinic na biomase	< 10	10-15	> 15
	Trofický index fytoplanktonu	< 0,4	0,4-0,5	> 0,5
2-B-C-D-E-F-G-3	Koncentrace chlorofylu-a	< 10	10-20	> 20
	Biomasa fytoplanktonu	< 2	2-5	> 5
	Podíl sinic na biomase	< 10	10-15	> 15
	Trofický index fytoplanktonu	< 0,4	0,4-0,5	> 0,5
3-B-C-D-E-F-G-1	Koncentrace chlorofylu-a	< 5	5-10	> 10
	Biomasa fytoplanktonu	< 1,2	1,2-2	> 2
	Podíl sinic na biomase	< 1	1-10	> 10
	Trofický index fytoplanktonu	< 0,1	0,1-0,2	> 0,2
3-B-C-D-E-F-G-2	Koncentrace chlorofylu-a	< 5	5-8	> 8
	Biomasa fytoplanktonu	< 1	1-1,2	> 1,2
	Podíl sinic na biomase	< 1	1-10	> 10
	Trofický index fytoplanktonu	< 0,1	0,1-0,2	> 0,2
3-B-C-D-E-F-G-3	Koncentrace chlorofylu-a	< 3	3-5	> 5
	Biomasa fytoplanktonu	< 0,8	0,8-1,2	> 1,2
	Podíl sinic na biomase	< 1	1-10	> 10
	Trofický index fytoplanktonu	< 0,1	0,1-0,2	> 0,2

Pozn. Písmena v kódu typu VÚ mohou nabývat hodnot uvedených v Tabulce 1. Hranice ekologických tříd zůstane nezměněna.

Hodnoty *EQR* byly rozděleny na 25 % kvantily, které určují ekologický potenciál daného útvaru (Tabulka 5):

Tabulka 5: Rozdělení ekologického potenciálu na kvantily dle hodnot *EQR*.

EQR	Klasifikace ekologického potenciálu
1,00 – 0,75	Dobrý a lepší potenciál
0,74 – 0,50	Střední potenciál
0,49 – 0,25	Poškozený potenciál
0,24 – 0,00	Zničený potenciál

7 Multimetrický index společenstva makrofyt (CZ-MPHYI)

7.1 Použité údaje

Vodní makrofyta (společenstvo rostlin, jejichž život nebo jeho část jsou vázány na vodní prostředí) patří do skupiny biologických složek pro monitorování a hodnocení ekologického potenciálu, protože jsou důležitou součástí vodních ekosystémů, bez které zpravidla nemůže dojít k náležitému rozvoji všech ostatních složek (např. zooplanktonu, ryb, aj.).

Pro hodnocení společenstva makrofyt jsou v zemích ES používány následující metriky, odpovídající požadavkům Rámcové směrnice o vodní politice ES (2000/60/ES):

- kvalitativní (druhové) složení makrofyt,
- semikvantitativní zastoupení (pokryvnost),
- maximální hloubka osídlená makrovegetací.

Tyto podkladové údaje dosud nejsou v ČR k dispozici pro zpracování i přesto, že platná certifikovaná národní metodika pro sběr dat o druhovém složení a pokryvnosti vodních makrofyt ve stojatých vodách (Grulich a Vydrová 2006) je v souladu s českou a evropskou normou (ČSN EN 15 460 Jakost vod – Návod pro sledování vodních makrofyt v jezerech, červen 2008).

7.2 Výběr metrik

Zmíněné metriky jsou základem systémů hodnocení ekologického potenciálu jezer v Německu (Stelzer a kol. 2005; Schaumburg a kol. 2004), Nizozemí (Van den Berg 2004), Dánsku (Søndergaard a kol. 2005), Belgii (Leyssen a kol. 2005), Norsku (Mjelde 2012), Švédsku (Ecke 2006), Finsku (Leka a kol. 2007), Spojeném království Velké Británie a Severního Irska (Willby 2006) a Irsku (Free a kol. 2006). Celoevropské interkalibrační cvičení v rámci implementace Rámcové směrnice a projektu WISER (<http://www.wiser.eu>) poukázalo na nedostatky metod hodnotících pouze druhové složení makrovegetace a definovalo potřebu sledovat vždy ještě alespoň jednu z kvantitativních metrik vyjadřující početnost (abundanci) makrofyt (Poikane a kol. 2011).

Metody hodnocení druhového složení makrovegetace lze rozdělit do tří skupin:

- (i) metody založené na zastoupení druhů s různými trofickým indexem (nejčastěji Ellenbergovou indikační hodnotou),
- (ii) metody založené na druhové rozmanitosti (species richness) a
- (iii) metody založené na zastoupení funkčních skupin.

S ohledem na potenciální druhové složení vodní makrovegetace ČR lze v našich podmínkách využít zejména první dvě skupiny metod. Metoda hodnocení druhového složení makrovegetace by ovšem měla zohledňovat také druhovou početnost, popřípadě přítomnost nepůvodních, nebo naopak vzácných druhů. Hodnocení druhové početnosti vodní makrovegetace má dobrou vypovídací hodnotu pouze v případě, že ji tvoří více než čtyři druhy vodních makrofyt (Penning a kol. 2008a). Tuto podmínku by měla optimální makrovegetace našich umělých a silně ovlivněných vodních útvarů splňovat.

Přestože se v současnosti v ČR nevyskytují vhodná referenční jezera, existují historické záznamy o vegetaci našich vod z dob jejich relativně dobrého stavu v minulém století. Přehlednou informaci o dosavadním výzkumu a literárních zdrojích poskytuje kniha Vegetace České Republiky 3 - vodní a mokřadní vegetace (Chytrý 2011).

Mezi **kvantitativní metriky vyjadřující početnost (abundanci)** makrofyt patří pokryvnost a maximální hloubka osídlená makrovegetací. Oba ukazatele dobře odrážejí vliv eutrofizace spojené se zvýšením dostupnosti živin, rozvojem fytoplanktonu, zvýšením zákalu a ve výsledku zhoršením světelných podmínek. Plocha dna pokrytá makrovegetací závisí kromě světelných podmínek také na morfologii jezera, zejména sklonu dna, hloubce nádrže a tvaru břehové čáry. Potenciální plocha pro osídlení makrovegetací se tedy liší v mělkých a hlubokých jezerech. Zatímco velmi dobrý stav makrovegetace v mělkých jezerech může odpovídat pokrytí celého dna, v hlubokých jezerech se jedná o mnohem menší procento dna vzhledem ke zmíněné morfologii a nevhodným světelným podmínkám pro růst rostlin ve větších hloubkách. V jezerech s hloubkou do 2 m, která se vyskytují ve Francii, Německu, Dánsku, a Spojeném Království, dosahovala v padesátých letech 20. století průměrná pokryvnost makrovegetace 30–50 %, přitom v některých případech celková pokryvnost dosahovala více než 90 % (Davies a kol. 2008). Do dnešní doby došlo vlivem eutrofizace k dramatickému zmenšení ploch osídlených makrovegetací, v některých případech i k vymizení makrofyt v těchto jezerech. Bylo prokázáno, že průměrná pokryvnost mělkých dánských jezer se významně zmenšovala s rostoucí koncentrací živin (TP > 50 $\mu\text{g l}^{-1}$, TN > 1,5 mg l^{-1}) a chlorofylu a (> 30 $\mu\text{g l}^{-1}$).

V hlubších jezerech je makrovegetace druhově mnohem chudší a poměrně méně početná (Körner 2002, Penning a kol. 2008b). Referenční vlastnosti těchto ekosystémů však mají omezenou platnost pro přehradní nádrže a důlní jámy. Tyto relativně nové vodní útvary v temperátním pásmu ne vždy poskytují vhodné podmínky prostředí pro rozvoj makrofyt, neboť zajišťují hospodářskou funkci (protipovodňová ochrana, hydroenergetická funkce, zdroj pitné vody apod.) spojenou s výrazným kolísáním hladiny. Nově zaplavené terestrické půdy nejsou vhodné pro vodní makrofyta a navíc jemnozem je z pobřeží vymývána činností vln atd. Protože v ČR zatím nejsou dostupná vlastní data o osídlování dna přehradních nádrží makrovegetací, lze za referenční příklady považovat např. vodní díla východní Evropy a jejich historický vývoj. Necelou třetinu (28 %) dna ruské nádrže Rybinsk na Volze tvoří mělčiny, pouze 2 % z nich jsou osídlena makrovegetací, zatímco ostatní plochy jsou

vytrvale narušovány vlnobitím a zůstávají neosídleny. Podle Vdovenko a Kravchenko (1980) by měla makrofyta pokrývat alespoň 30–40 % své produktivní zóny, aby ve výsledku podporovala produkci ryb ve studovaných přehradách. V extrémních případech přehrad dolního Dněpru je ovšem litorál příliš hustě zarůstán emerzní vegetací (helofyty), což vede ke snižování produkce zooplanktonu, ryb i vodního ptactva. Zvýšená akumulace organického materiálu způsobuje degradaci litorálu a jeho přetvoření v rozsáhlé močály. Zimbalevskaya a kol. (1984) se proto domnívá, že v přehradních nádržích by pokryvnost vodních makrofyt neměla překročit 50 % dna litorální zóny.

Pro zajištění správné funkce makrofyt v ekosystému VÚ předpokládáme jejich výskyt v tzv. produkční zóně, ve které dopadá na dno dostatek světla v období vegetační sezóny. Tato zóna je pro potřeby hodnocení definována plochou dna mezi kótou průměrné nadmořské výšky hladiny v období vegetační sezóny (duben–říjen) a kótou hloubky s dostatečnými světelnými podmínkami pro růst makrofyt, tj. odpovídajícími průměrné průhlednosti v období vegetační sezóny (duben–říjen).

Na základě literárních údajů i vlastních zkušeností navrhuje pro hodnocení stavu společenstva makrofyt následující dvě metriky a jejich hodnoty zjištěné v rámci výše definované produkční zóny (Tabulka 6):

- *Druhová početnost makrofyt*

Počet druhů vodních makrofyt nalezených v daném VÚ, přičemž za vodní makrofyta jsou považovány mechorosty (Bryophyta), parožnatky (Charophyta) a vyšší cévnaté rostliny, jejichž životní forma patří do skupiny helofyt, hygryt nebo hydrofyt (Grulich a Vydrová, 2006) v období vegetační sezóny (duben–říjen).

- *Pokryvnost makrofyt*

Přímý procentický odhad celkové pokryvnosti přítomné makrovegetace v transektech (Grulich a Vydrová, 2006), která je součtem pokryvností jednotlivých druhů vodních makrofyt v době jejich optimálního růstu v období vegetační sezóny (duben–říjen).

Tabulka 6: Výčet vybraných metrik a jejich ekologických tříd pro složku makrofyta. V závorce je uvedeno bodové hodnocení pro výpočet EQR.

Kód typu VÚ	Metrika	Nejlepší (5)	Střední (3)	Nejhorší (1)
A-B-C-D-E-F-G-H	Druhová početnost	>10	10-5	<5
A-B-C-D-E-F-G-H	Pokryvnost v produktivní zóně [%]	>20	20-10	<10

Pozn. Písmena v kódu typu VÚ mohou nabývat hodnot uvedených v Tabulce 1. Hranice ekologických tříd zůstane nezměněna.

Pozn. Vymezení produkční zóny je zde navrženo s ohledem na potenciální přímý vliv makrofyt na vodní prostředí (substrát, úkryty, výskyt potravy, apod.) obecně u všech vodních útvarů s různorodou morfologií břehu a dna. Vzhledem k tomu, že monitoring makrofyt bude obecně probíhat dříve, než se vyhodnotí rozmezí produkční zóny pro danou sezónu, je vhodné monitorovat kompletní litorál od břehové linie odpovídající maximální kótě hladiny v nádrži po největší hloubku výskytu makrofyt. Pořízená data z monitoringu kompletního litorálu různých typů nádrží mohou sloužit také pro

případné budoucí zpřesňování metrik. Navržené období monitoringu (duben–říjen) zohledňuje sezónní růst všech přítomných makrofyt i změny jejich prostředí (včetně umělé regulace).

7.3 Postup výpočtu CZ-MPHYI

CZ-MPHYI 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 na základě bodového hodnocení VÚ v každé z metrik: 1 pro nejhorší stav, 3 střední stav a 5 pro nejlepší stav (Tabulka 6). V dalším kroku se již vypočítá *EQR* daného útvaru podle vzorce:

$$EQR = \frac{(Sum - Min)}{(Max - Min)}$$

kde *Sum* je součet hodnocení všech metrik pro VÚ, *Min* je součet nejnižších možných hodnocení (počet metrik), *Max* je součet nejvyšších možných hodnocení (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 hodnocení 5).

Hodnoty *EQR* byly rozděleny na 25 % kvantily, které určují ekologický potenciál daného útvaru (Tabulka 7):

Tabulka 7: Rozdělení ekologického potenciálu na kvantily dle hodnot *EQR*.

EQR	Klasifikace ekologického potenciálu
1,00 – 0,75	Dobrý a lepší potenciál
0,74 – 0,50	Střední potenciál
0,49 – 0,25	Poškozený potenciál
0,24 – 0,00	Zničený potenciál

8 Multimetrický index rybních společenstev (CZ-FBI)

8.1 Použité údaje

Pro vytváření CZ-FBI, byly použity pouze údaje z databáze Oddělení ekologie ryb a zooplanktonu zpracovatele a v případě jednoho VÚ z Ústavu biologie obratlovců AV ČR, v.v.i. Velká část údajů pochází z monitoringu, který proběhl v roce 2008, jehož výstupy byly zpřístupněny správcům nádrží z podniků Povodí s.p., Rybářských svazů a široké veřejnosti na adrese <http://www.fishecu.cz/projects/project-kubecka03>. Celkem byly k analýzám použity údaje z 20ti útvarů ležících v různých částech České republiky, včetně čtyř nádrží, které nejsou mezi vymezenými vodními útvary, avšak vhodně rozšiřují škálu útvarů pro testování metrik a environmentálního pozadí. Všechny vodní útvary

byly vzorkovány během posledních devíti let, sedm z nich pak opakovaně. Pro tvorbu CZ-FBI byly vždy použity údaje z jednoho útvaru a roku (rok vzorkování nejbližší k datu vytváření této metodiky). Data z opakovaných vzorkování pak byla použita k ověření časové stability vytvořeného indexu.

Pro získání údajů o rybím společenstvu byly použity údaje z odlovů mnohočkovými tenatními sítěmi. Tato metodika byla použita dle kritérií české a evropské normy (ČSN EN 14 757 Jakost vod – Odběr vzorků ryb tenatními sítěmi, duben 2006) a platné certifikované národní metodiky odlovů a zpracování vzorků ryb stojatých vod (Kubečka a Prchalová 2006; Kubečka a kol. 2010). Volba použití údajů z tenatních sítí byla provedena z několika důvodů. Jedná se o metodu, která poskytuje robustní výsledky o většině rybích druhů z prakticky všech habitatů vodního útvaru. Je jednoduše použitelná v praxi a v neposlední řadě je používána pro obdobný účel v mnoha státech Evropské unie (Argillier a kol. 2013), díky tomu je možné dosažené výsledky hodnocení jednoduše používat v navazujících procesech standardizace a interkalibrace v rámci Evropského společenství. Úlovky ryb tenatních sítí jsou spočteny zvláště pro bentické tenatní síť (BT), pelagické tenatní síť (PT) a případně průměrná hodnota z obou těchto typů dohromady (BPT). Početnost a biomasa jsou vyjádřeny vždy v jedincích nebo kilogramech na 1000 m² tenatní sítě a noc expozice.

Naše druhy ryb patří mezi typické r-stratégy, pro něž je charakteristická vysoká produkce potomstva s následnou vysokou mortalitou, a také velké výkyvy v množství potomků z roku na rok (Jůza a kol. 2009). Z těchto důvodů byly pro vytváření metrik použity téměř výhradně údaje o složení a početnosti ryb starších než jeden rok. Tedy, pokud není uvedeno jinak, je dále v textu této metodiky uvažována pouze tato kategorie ryb starších než jeden rok.

8.2 Výběr metrik

Při vytváření metrik byl z charakteristik typů VÚ vynechán parametr geologie, který má jistě vliv na chemismus vody, ale autorům není znám žádný přímý vliv na rybí společenstvo v silně ovlivněných vodních útvarech ČR, stejně jako dříve nebyl zjištěn vliv v tekoucích vodách (Horký 2011). Velikost útvaru rovněž není kritériem pro určení typologie. Ačkoli si jsou autoři vědomi výpovědní hodnoty tohoto údaje ve vztahu k počtu druhů (Eckmann 1995), nebyla prokázána souvislost velikosti se širší škálou indikátorů rybiho společenstva (Mehner a kol. 2005). Faktory pro kategorizaci VÚ použité v předkládané metodice jsou nadmořská výška a průměrná hloubka vody.

Pro VÚ s průměrnou hloubkou > 5 m (maximální hloubkou > 13m) byl vyvinut nový systém hodnocení. Na základě literárních údajů bylo nejdříve vybráno 56 kandidátských metrik. Každá z těchto metrik byla testována ve vztahu k celkovému fosforu (P_{celk}). Celkový fosfor byl vybrán jako zástupce nejsilnějšího stresoru, tj. eutrofizace. Použité koncentrace P_{celk} pro danou nádrž reflektovaly sezónní cyklus (použity byly 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).

Aby mohla být metrika vybrána k hodnocení ekologického potenciálu, musela splňovat dvě kritéria: i) projevovat těsnou statistickou závislost na P_{celk} (v testu použita lineární regrese), a ii) tato závislost a její sklon musely být podloženy literárními a expertními podklady. V případě VÚ s průměrnou

hloubkou <5m byl 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 VÚ se liší od hlubších, stratifikovaných VÚ. Z tohoto důvodu byly metriky a rozdělení do ekologických tříd pro tento typ nádrží převzaty z dokumentu C/BLI (Ritterbush 2011a). Metriky však byly částečně upraveny pro podmínky našich vodních útvarů (Tabulka 8).

Podle Rámcové směrnice o vodách by měly metriky pro hodnocení ekologického stavu vodního tělesa pomocí složky ryby zohledňovat následující parametry rybiho společenstva: 1) četnost, 2) složení a 3) věková struktura. Následuje přehled a odůvodnění vybraných metrik zohledňující tyto parametry:

1) Četnost

- *Celková biomasa ryb v pelagických tenatních sítích ve vrstvě 0-5 m v hrázové a přítokové oblasti*

Biomasa ryb narůstá se zvýšeným přísunem živin, proto se používá jako indikátor eutrofizace, ať na národní úrovni (Ritterbush 2011a, Søndergaard a kol. 2005), tak i v celoevropském měřítku (Argillier a kol. 2013). 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 P_{celk} byla mnohem těsnější než v případě bentických sítí či obou typů dohromady (bentické plus pelagické). 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 (dobrý vs. špatný pouze v přítokové části či na celém podélném profilu). Hranice ekologických tříd jsou nastaveny v přítokové části na dvojnásobek hrázové části (Tabulka 6).

- *Celková početnost ryb v bentických tenatních sítích*

Početnost shodně jako biomasa narůstá se zvýšeným přísunem živin (Argillier a kol. 2013, Ritterbush 2011a, Søndergaard a kol. 2005). 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.

2) Složení

- *Biomasa cejna velkého (*Abramis brama*) v bentických tenatních sítích*

Podíl biomasy cejna narůstá s eutrofizací, čímž dochází k podstatnému nárůstu jeho zastoupení ve společenstvu (Jeppesen a kol. 2000, Mehner a kol. 2005, Ritterbush 2011a). Zastoupení tohoto druhu v biomase bentických tenatních sítí vykazovalo vyšší statistickou závislost na P_{celk} než zastoupení v pelagických sítích či v kombinaci bentických a pelagických.

- *Početnost ježdíka obecného (*Gymnocephalus cernua*) v bentických tenatních sítích*

Ježdík podobně jako cejn velký je indikátor eutrofizace nebo zvyšující se trofie ekosystému. Ježdíci vytváří silné populace v silně eutrofních útvarech, v útvarech se značnými strukturálními změnami a i při intenzivním rybářském hospodaření (Mehner a kol. 2005, Ritterbush 2011a). Ježdík je malotělý

druh (váha dospělé ~ 50-100 g) žijící v juvenilním i dospělém stádiu převážně při dně, z tohoto důvodu byla vybrána metrika zastoupení tohoto druhu v početnosti pouze v bentických sítích.

- *Biomasa okouna říčního (Perca fluviatilis) v pelagických tenatních sítích*

Okoun je opakem předchozích dvou indikátorových druhů. Jeho zastoupení ve společenstvu klesá s nárůstem eutrofizace i strukturních změn v ekosystému (Jeppesen a kol. 2000, Ritterbush 2011a). Tento trend se nejlépe projevil v jeho zastoupení v pelagických sítích.

- *Biomasa perlína ostrobřichého (Scardinius erythrophthalmus) ve všech tenatních sítích*

Indikační význam perlína 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 i u dalších rybích druhů vyskytujících se na území ČR (Balon 1975).

- *Biomasa lososovitých ryb (čeled' Salmonidae) ve všech tenatních sítích*

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. Naproti tomu v horských podmínkách (> 700 m n.m.) jsou druhy čeledi Salmonidae přirozenou komponentou ekosystému stojatých vod (Gassner a kol. 2005), a jejich absence (zastoupení < 2 % v biomase úlovku všech tenatních sítí) referuje sníženou ekologickou kvalitu těchto vod.

3) Věková struktura

- *Přítomnost tohoročních (0+) ryb šesti běžných druhů*

Jedno z kritérií, které je podle Rámcové směrnice vodní politiky nutno hodnotit je věková struktura rybního společenstva. Ritterbush (2011b) navrhl místo pracného a značně nejistého přímého určení věkové struktury použít přítomnost pouze 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 cejn 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 ekologicky kvalitních obsádek s vysokým zastoupením okouna říčního. Pokud jeho biomasa přesáhne 20% hranici, nazýváme tento stav jako okounovitou obsádku (Kubečka 1993). Takové cenné rybní společenstvo má svá specifika. Patří mezi ně cyklování populace, kdy se střídají silné a slabé ročníky (někdy až prakticky nulové). Silný ročník okouna po přechodu na rybožravý způsob výživy redukuje 0+ ryby včetně vlastního potomstva, následkem čehož

jsou v této fázi presence a počet 0+ ryb zanedbatelné. Jde o zcela přirozený jev, který však neznačí neschopnost reprodukce uvažovaných druhů, ale silný predační 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 0+ ryb není použita.

U vybraných metrik byly poté na základě expertního odhadu a dokumentu Central/Baltic Lake Intercalibration (dále jen C/BLI; Ritterbush 2011a) nastaveny hranice ekologických tříd (Tabulka 8).

Tabulka 8: Výčet vybraných metrik a jejich ekologických tříd pro složku ryby. V závorce je uvedeno bodové hodnocení pro výpočet EQR. BT-údaj z bentických tenatních sítí, PT-údaj z pelagických tenatních sítí, BPT-průměrný údaj z obou typů tenat.

Kód typu VÚ	Metrika	Typ tenat	Nejlepší (5)	Střední (3)	Nejhorší (1)
1-B-C-D-E-F-1-H	Biomasa ryb [kg 1000 m ⁻² tenatní sítě a noc]	BT	< 60	60-116	> 116
	Biomasa cejna velkého [%]	BT	< 20	20-39,5	> 39,5
	Biomasa okouna říčního [%]	BT	> 10,3	5-10,3	< 5
	Početnost ježdíka obecného [%]	BT	< 10	10-20	> 20
	Přítomnost 0+ ryb šesti běžných druhů [počet druhů]	BPT	> 3	2-3	< 2
1-B-C-D-E-F-2-H	Biomasa ryb u hráze v hloubce 0-5 m [kg 1000 m ⁻² tenatní sítě a noc]	PT	< 17	17-35	> 35
	Biomasa ryb na přítoku v hloubce 0-5 m [kg 1000 m ⁻² tenatní sítě a noc]	PT	< 35	35-70	> 70
	Početnost ryb [ind 1000 m ⁻² tenatní sítě a noc]	BT	< 300	300-600	> 600
	Biomasa cejna velkého [%]	BT	< 5	5-10	> 10
	Početnost ježdíka obecného [%]	BT	< 10	10-20	> 20
	Biomasa okouna říčního [%]	PT	> 20	10-20	< 10
	Biomasa perlína ostrobřichého [%]	BPT	> 5	1-5	< 1
	Biomasa lososovitých ryb [%]	BPT	> 2	1-2	< 1
Přítomnost 0+ ryb šesti běžných druhů [počet druhů]	BPT	> 3	2-3	< 2	
2-B-C-D-E-F-1-H	Biomasa ryb [kg 1000 m ⁻² tenatní sítě a noc]	BT	< 30	30-60	> 60
	Biomasa cejna velkého [%]	BT	< 20	20-39,5	> 39,5
	Biomasa okouna říčního [%]	BT	> 10,3	5-10,3	< 5
	Početnost ježdíka obecného [%]	BT	< 10	10-20	> 20
	Přítomnost 0+ ryb šesti běžných druhů [počet druhů]	BPT	> 3	2-3	< 2
2-B-C-D-E-F-2-H	Biomasa ryb u hráze v hloubce 0-5 m [kg 1000 m ⁻² tenatní sítě a noc]	PT	< 17	17-35	> 35
	Biomasa ryb na přítoku v hloubce 0-5 m [kg 1000 m ⁻² tenatní sítě a noc]	PT	< 35	35-70	> 70
	Početnost ryb [ind 1000 m ⁻² tenatní sítě a noc]	BT	< 300	300-600	> 600
	Biomasa cejna velkého [%]	BT	< 5	5-10	> 10
	Početnost ježdíka obecného [%]	BT	< 10	10-20	> 20
	Biomasa okouna říčního [%]	PT	> 20	10-20	< 10
	Biomasa perlína ostrobřichého [%]	BPT	> 5	1-5	< 1
	Biomasa lososovitých ryb [%]	BPT	> 2	1-2	< 1
Přítomnost 0+ ryb šesti běžných druhů [počet druhů]	BPT	> 3	2-3	< 2	

3-B-C-D-E-F-1-H	Biomasa ryb [kg 1000 m ⁻² tenatní sítě a noc]	BT	< 30	30-60	> 60
	Biomasa cejna velkého [%]	BT	< 20	20-39,5	> 39,5
	Biomasa okouna říčního [%]	BT	> 10,3	5-10,3	< 5
	Početnost ježdíka obecného [%]	BT	< 10	10-20	> 20
	Přítomnost 0+ ryb šesti běžných druhů [počet druhů]	BPT	> 3	2-3	< 2
3-B-C-D-E-F-2-H	Biomasa ryb u hráze v hloubce 0-5 m [kg 1000 m ⁻² tenatní sítě a noc]	PT	< 17	17-35	> 35
	Biomasa ryb na přítoku v hloubce 0-5 m [kg 1000 m ⁻² tenatní sítě a noc]	PT	< 35	35-70	> 70
	Početnost ryb [ind 1000 m ⁻² tenatní sítě a noc]	BT	< 300	300-600	> 600
	Biomasa cejna velkého [%]	BT	< 5	5-10	> 10
	Početnost ježdíka obecného [%]	BT	< 10	10-20	> 20
	Biomasa okouna říčního [%]	PT	> 20	10-20	< 10
	Biomasa perlína ostrobřichého [%]	BPT	> 5	1-5	< 1
	Biomasa lososovitých ryb [%]	BPT	> 5	2-5	< 2
	Přítomnost 0+ ryb šesti běžných druhů [počet druhů]	BPT	> 3	2-3	< 2

Pozn. Písmena v kódu typu VÚ mohou nabývat hodnot uvedených v Tabulce 1. Hranice ekologických tříd zůstane nezměněna.

8.3 Postup výpočtu CZ-FBI

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 na základě bodového hodnocení VÚ v každé z metrik: 1 pro nejhorší stav, 3 střední stav a 5 pro nejlepší stav (Tabulka 8). V dalším kroku se již vypočítá *EQR* daného útvaru podle vzorce:

$$EQR = \frac{(Sum - Min)}{(Max - Min)}$$

kde *Sum* je součet hodnocení všech metrik pro VÚ, *Min* je součet nejnižších možných hodnocení (počet metrik), *Max* je součet nejvyšších možných hodnocení (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 hodnocení 5). Více k biologické složce ryby, včetně validace metrik, k nalezení v Blabolil a kol. (2013).

Hodnoty *EQR* byly rozděleny na 25 % kvantily, které určují ekologický potenciál daného útvaru (Tabulka 9)*:

* Takto nastavené hranice byly předmětem porovnání v rámci Centrální a pobaltské geografické interkalibrační skupiny a na jeho základě byly upraveny. Nové nastavení je uvedeno v příloze 3 na konci dokumentu.

Tabulka 9: Rozdělení ekologického potenciálu na kvantily dle hodnot EQR*.

EQR	Klasifikace ekologického potenciálu
1,00 – 0,75	Dobrý a lepší potenciál
0,74 – 0,50	Střední potenciál
0,49 – 0,25	Poškozený potenciál
0,24 – 0,00	Zničený potenciál

9 Klasifikace a znázornění výsledků

Výsledná klasifikace ekologického potenciálu pro silně ovlivněné a umělé vodní útvary bude odvozena dle schématu na Obr. 1., kdy pro celkové hodnocení biologických složek bude použita nejnižší z hodnot EQR zjištěných pro všechny jednotlivé složky ekosystémů klasifikované podle shora uvedených indexů. Všeobecné fyzikálně chemické složky budou za „dobré a lepší“ v okamžiku, kdy všechny ukazatele dosáhnou alespoň dobrého potenciálu.

Členské státy zpracují pro každou oblast povodí mapu zobrazující klasifikaci ekologického potenciálu každého vodního útvaru, který bude v případě silně ovlivněných vodních útvarů barevně označen podle druhého sloupce a v případě umělých vodních útvarů třetího sloupce Tabulky 10 (Směrnice 2000/60/ES).

Tabulka 10: Způsob grafického znázornění výsledného hodnocení EP (upraveno podle 2000/60/ES).

Klasifikace ekologického potenciálu	Barevné označení	
	Silně ovlivněné VÚ	Umělé VÚ
Dobrý a lepší	Stejně zelené a tmavě šedé pruhy	Stejně zelené a světle šedé pruhy
Střední	Stejně žluté a tmavě šedé pruhy	Stejně žluté a světle šedé pruhy
Poškozený	Stejně oranžové a tmavě šedé pruhy	Stejně oranžové a světle šedé pruhy
Zničený	Stejně červené a tmavě šedé pruhy	Stejně červené a světle šedé pruhy

10 Literatura

- Argillier C., Caussé S., Gevrey M., Pédrón S., Bortoli J. De, Brucet S., Emmrich M., Jeppesen E., Lauridsen T., Mehner T., Olin M., Rask M., Volta P., Winfield I. J., Kelly F., Krause T., Palm A., Holmgren K. (2013) Development of a fish-based index to assess the eutrophication status of European lakes. *Hydrobiologia* 704: 193–211.
- Balon E. K. (1975) Reproductive guilds in fishes: A proposal and definition. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. 32: 821–864.
- Blabolil P., Říha M., Peterka J., Prchalová M., Vašek M., Jůza T., Čech M., Draštík V., Kratochvíl M., Muška M., Tušer M., Frouzová J., Ricard D., Mrkvička T., Sajdlová Z., Vejřík L., Šmejkal M., Borovec J., Matěna J., Boukal D., Kubečka J. 2013: Co říkají ryby o kvalitě vodních ekosystémů. In: Kosour D., (ed). *Vodní nádrže 2013*, 25-26.9. 2013, Brno, Povodí Moravy s.p.: 51-56.
- Carvalho L., Poikane S., Lyche Solheim A., Phillips G., Borics G., Catalan J., De Hoyos C., Drakare S., Dudley B. J., Jarvinen M., Laplace-Treyture C., Maileht K., McDonald C., Mischke M., Moe J., Morabito G., Noges G., Noges T., Ott J., Pasztaleniec A., Skjelbred B., Thackeray S. J. (2013) Strength and uncertainty of phytoplankton metrics for assessing eutrophication impacts in lakes. *Hydrobiologia* 704:127–140.
- ČSN EN 14 757 (2006) Jakost vod – Odběr vzorků ryb tenatními sítěmi (Water quality – Sampling of fish with multimesh gillnets). CEN TC 230.
- ČSN EN 15 460 (2008) Jakost vod – Návod pro sledování vodních makrofyt v jezerech (Water quality – Guidance standard for the surveying of macrophytes in lakes). CEN TC 230.
- Davies B., Biggs J., Williams P., Whitfield M., Nicolet P., Sear D., Bray S., Maund S. (2008) Comparative biodiversity of aquatica habitats in the European agricultural landscape. *Agr. Ecosyst. Environ.* 125: 1–8.
- Durčák M. (2013) Metodika hodnocení ekologického stavu/potenciálu útvarů povrchových vod – specifické znečišťující látky. VUV TGM.
- Ecke F. (2006) Kompletterande utredningar för revideringen av bedömningsgrunder för makrofyter i sjöar. Report, Institutionen för tillämpad kemi och geovetenskap, Luleå tekniska universitet 28 str.
- Eckmann R. (1995) Fish species richness in lakes of the northeastern lowlands in Germany. *Ecology of Freshwater Fish*. 4: 62–69.
- Free G., Little R., Tierney D., Donnelly K., Caroni R. (2006) A reference based typology and ecological assessment system for Irish lakes-preliminary investigations. Environmental Protection Agency, Wexford.
- Gassner H., Wanzenböck J., Zick D., Tischler G., Pamminer-Lahnsteiner B. (2005) Development of a fish based lake typology for natural Austrian lakes > 50 ha based on the reconstructed historical fish communities. *International Review of Hydrobiology* 90: 422–432.

- Gassner H., Luger M. (2012) 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, Austria. 10 str.
- Guidance Document No. 7 CIS WFD (2003) Monitoring under the Water Framework Directive, European Communities, Luxembourg, ISBN 92-894-5127-0.
- Guidance Document No. 13 CIS WFD (2003) Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential, Luxembourg, ISBN 92-894-6969-4.
- Grulich V., Vydrová A. (2006): Metodika odběru a zpracování vzorků makrofyt stojatých vod. 13 str.
- Hejzlar J., Šámalová K., Boers P., Kronvang B. (2006) Modelling phosphorus retention in lakes and reservoirs. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 6, 487-494.
- Horký P. (2011) Metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích pomocí biologické složky ryby. Státní fond životního prostředí České republiky, Ministerstvo životního prostředí České republiky. 16 str.
- Chytrý M. (ed.) (2011) Vegetace České republiky 3. Vodní a mokřadní vegetace. Academia, Praha. 827 str.
- Jeppesen E., Jensen J. P., Søndergaard M., Lauridsen T., Landkildehus F. (2000) Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology* 45: 201–218.
- Jůza T., Vašek M., Kubečka J., Sedá J., Matěna J., Prchalová M., Peterka J., Říha M., Jarolím O., Tušer M., Kratochvíl M., Čech M., Draščík V., Frouzová J., Hohausová E., Žaloudík J. (2009) Pelagic underyearling communities in a canyon-shaped reservoir in late summer. *Journal of Limnology* 68: 304–314.
- Komárková J. (2006) Metodika odběru a zpracování vzorků fytoplanktonu stojatých vod, VUV TGM.
- Körner S. (2002) Loss of submerged macrophytes in shallow lakes in north-eastern Germany. *International Review of Hydrobiology* 87: 375–384.
- Kubečka J. (1993) Succession of fish communities in reservoir of Central and East Europe. In: *Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management*. 153–168. Straškraba M., Tundisi J. G., Duncan A. (eds.), Kluwer Academic Publishers, 291 str.
- Kubečka J., Frouzová J., Jůza T., Kratochvíl M., Prchalová M., Říha M. (2010) Metodika monitorování rybích společenstev nádrží a jezer. České Budějovice: Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav. 64 str.
- Kubečka J., Prchalová M. (2006) Metodika odlovu a zpracování vzorků ryb stojatých vod. Praha: Metodiky VUV TGM. 22 str.
- Leka J., Toivonen H., Leikola N., Hellsten S. (2007) Makrofytyt Suomen järvien ekologisen tilan ilmentäjinä. Valtakunnallisen makrofytyttiaineiston kaytto ekologisen tilaluokittelun kehitta misessa. Suomen ymparisto 42 str. a přílohy

- Leysen A., Adriaens P., Denys L., Packet J., Schneiders A., Van Looy K., Vanhecke L. (2005) Toepassing van verschillende biologische beoordelingssystemen op Vlaamse potentiële interkalibratielocaties overeenkomstig de Europese Kaderrichtlijn Water – Partim ‘Macrophyten’. Rapport van het Instituut voor Natuurbehoud IN.R. 2005.05 in opdracht van VMM, Brussel.
- Mehner T., Diekmann M., Brämick U., Lemcke R. (2005) Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human-use intensity. *Freshwater Biology* 50: 70–85.
- Mjelde M., Hellsten S., Ecke F. (2012) A water level drawdown index for aquatic macrophytes in Nordic lakes. *Hydrobiologia* 704: 141–151.
- MZP (2013) Metodika určení silně ovlivněných vodních útvarů, Praha, 28 s.
- Nedoma J a Komárková J (2008) Program pro výpočet biomasy fytoplanktonu FYTO-HBU, Biologické centrum AVČR, v.v.i., České Budějovice, <http://www.hbu.cas.cz/show.php?show=97&lang=cs>.
- Penning W. E., Mjelde M., Dudley B., Hellsten S., Hanganu J., Kolada A., Berg M., Poikane S., Phillips G., Willby N., Ecke F. (2008b) Classifying aquatic macrophytes as indicators of eutrophication in European lakes. *Aquat. Ecol.* 42: 237–251.
- Penning W.E., Dudley B., Mjelde M., Hellsten S., Hanganu J., Kolada A., Van den Berg M., Poikane S., Phillips G., Willby N., Ecke F. (2008a) Using aquatic macrophyte community indices to define the ecological status of European lakes. *Aquat. Ecol.* 42: 253–264.
- Peterka J., Adámek Z., Blabolil P., Bouše E., Čech M., Draštík V., Frouzová J., Havel L., Hohausová E., Jankovský M., Jarolím O., Jurajda P., 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. (2012) In: *Ryby nádrže Milada*. 92–111. Šutera V. a kolektiv (eds.). *Příroda nádrže Milada - území po zatopení lomu Chabařovice*. Lesnická práce, s. r. o., 207 str.
- Phillips G., Lyche-Solheim A., Skjelbred B., Mischke U., Drakare S., Free G., Järvinen M., de Hoyos C., Morabito G., Poikane S., Carvalho I. (2013) A phytoplankton trophic index to assess the status of lakes for the Water Framework Directive. *Hydrobiologia* 704: 75-95.
- Poikane S., Berg M., Hellsten S., de Hoyos C., Ortiz-Casas J., Pall K., Portielje R., Phillips P., Lyche Solheim A., Deirdre T., Wolfram G., van de Bund W. (2011) Lake ecological assessment systems and intercalibration for the European water framework directive: aims, achievements and further challenges. *Procedia Environmental Sciences* 9: 153–168.
- Ritterbush D. (2011a) 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. 37 str.
- Ritterbush D. (2011b) Comment on the suitability of the metrics ‘age structure’ and ‘sensitive species’ for LakeFish Assessment systems. October 2011, The Institute of Inland Fisheries in Potsdam-Sacrow, Germany. 4 str.

- Rosendorf P. (2011) Metodika hodnocení všeobecných fyzikálně-chemických složek ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích. Závěrečná zpráva. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka. 20 s.
- 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. (2009) Long-term development of fish populations in the Římov Reservoir. *Fisheries Management and Ecology* 16: 121–129.
- 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.
- Schaumburg J., Schranz C., Hofmann G., Stelzer D., Schneider S., Schmedtje U. (2004) Macrophytes and phytobenthos as indicators of ecological status in German lakes - a contribution to the implementation of the Water Framework Directive. *Limnologica* 34: 302–314.
- Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady z 23. října 2000 ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky, 2005. Aktualizovaný pracovní překlad s anglickým originálem. Praha, MŽP, Odbor ochrany vod. 98 str.
- Søndergaard M., Jeppesen E., Peder J.J., Lildal S.A. (2005) Water Framework Directive: ecological classification of Danish lakes. *J. Appl. Ecol.* 42(4): 616–629.
- Stelzer D., Schneider S., Melzer A. (2005) Macrophyte based assessment of lakes - a contribution to the implementation of the European Water Framework Directive in Germany. *Int. Rev. Hydrobiol.* 90 (2): 223–237.
- Van den Berg M.S. (2004) Achtergrondrapportage referenties en maatlatten waterflora. rapportage van de expertgroepen macrofyten en fytoplankton. STOWA report.
- Vodovenko N.E. a Kravchenko Z.N. (1980) The optimal plant cover for fish spawning and production in water bodies of the lower Don. *Rybnoe Khoziaistvo* 4: 29–32. (v ruštině)
- Vyhláška č. 49/2011 Sb. o vymezení útvarů povrchových vod.
- Vyhláška č. 98/2011 Sb. o způsobu hodnocení stavu útvarů povrchových vod, způsobu hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých útvarů povrchových vod a náležitostech programů zjišťování a hodnocení stavu povrchových vod.
- Willby N., Pitt J., Phillips G. (2006) Summary of approach used in LEAFPACS for defining ecological quality of rivers and lakes using macrophyte composition. Draft Report January 2006.
- Zimbalevskaya L.N., Dekhtyar M.N., Legeida Yu I.S., Pligin V., Sidorenko V.M., Khoroshikh L.A. (1984) Shallows in Dnieper reservoirs and how to use their resources. *Vodnye Resursy* 2: 14–22. (v ruštině)

11 Přílohy

Příloha 1

Seznam vymezených vodních útvarů včetně jejich základních charakteristik a následného zařazení do typologie.

Název_VÚ	ID_VÚ	Typ	Určení	Nadm. výška hladiny zás. p., m B.p.v.	Max. hloubka, m	Velikost, km ²	Prům. hloubka, m	TRT, r	Kód typologie
Nádrž Hracholusky na toku Mže	BER_0165_J	Nádrž	HMWB	354.1	28.5	3.642	9.3	0.14	2BC21F22
Nádrž České údolí na toku Radbuza	BER_0285_J	Nádrž	HMWB	313.6	7.0	1.060	2.7	0.02	2BC11F11
Nádrž Nýrsko na toku Úhlava	BER_0325_J	Nádrž	HMWB	521.6	31.6	1.358	12.5	0.37	2BC21F22
Nádrž Žlutice na toku Střela	BER_0585_J	Nádrž	HMWB	507.1	22.2	1.388	8.2	0.29	2BC21F22
Nádrž Lučina na toku Mže	BER_2015_J	Nádrž	HMWB	533.0	20.0	0.624	6.2	0.13	2BC21F23
Nádrž Orlík III na toku Vltava	DVL_0015_J	Nádrž	HMWB	351.2	67.6	14.058	26.5	0.25	2BC11F12
Nádrž Slapy na toku Vltava	DVL_0095_J	Nádrž	HMWB	270.6	58.0	12.748	23.2	0.10	2BC21F22
Rybník Velké Dářko na toku Sázava	DVL_0125_J	Rybník	HMWB	615.3	9.0	1.955	4.3	0.97	2BC11F13
Nádrž Švihov na toku Želivka (Hejlovka)	DVL_0495_J	Nádrž	HMWB	377.0	53.9	13.843	18.6	1.22	2BC21F23
Nádrž Nová Říše na toku Řečice (Olšanský potok)	DYJ_0045_J	Nádrž	HMWB	554.6	18.1	0.450	5.6	0.77	2BC21F23
Nádrž Vranov na toku Dyje	DYJ_0155_J	Nádrž	HMWB	348.5	41.7	6.464	20.0	0.42	2BC21F22
Rybník Dolní Jaroslavický	DYJ_0185_J	Rybník	HMWB	195.0	3.0	1.818	1.5	0.27	1BC12F12
Nádrž Nové Mlýny I. - horní na toku Dyje	DYJ_0295_J	Nádrž	HMWB	171.4	3.9	6.532	2.2	0.03	1BC11F11
Nádrž Vír I na toku Svratka	DYJ_0345_J	Nádrž	HMWB	464.5	63.0	1.871	24.7	0.42	2BC21F22
Nádrž Brno na toku Svratka	DYJ_0485_J	Nádrž	HMWB	229.1	18.1	1.973	7.4	0.06	2BC21F21
Nádrž Letovice na toku Křetínka	DYJ_0525_J	Nádrž	HMWB	360.1	26.3	0.978	10.1	0.52	2BC22F23
Nádrž Boskovice na toku Bělá	DYJ_0565_J	Nádrž	HMWB	430.0	36.0	0.505	12.6	0.63	2BC21F23
Nádrž Hubenov na toku Maršovský potok	DYJ_0845_J	Nádrž	HMWB	522.1	17.5	0.485	5.9	0.73	2BC21F23
Nádrž Dalešice na toku Jihlava	DYJ_0935_J	Nádrž	HMWB	380.5	84.5	4.648	26.4	0.61	2BC21F23
Nádrž Mohelno na toku Jihlava	DYJ_0945_J	Nádrž	HMWB	303.2	34.7	0.749	14.5	0.08	2BC21F21
Nádrž Mostiště na toku Oslava	DYJ_1005_J	Nádrž	HMWB	476.9	29.3	0.878	12.1	0.24	2BC22F22
Rybník Novoveský na toku Olbramovický potok	DYJ_1175_J	Rybník	HMWB	175.0	2.0	1.582	1.0	0.27	1BC12F12
Rybník Starý	DYJ_1185_J	Rybník	HMWB	186.0	3.0	1.275	1.5	0.27	1BC12F12
Rybník Vrkoč	DYJ_1186_J	Rybník	HMWB	183.0	3.0	1.549	1.5	0.27	1BC12F12

Název_VÚ	ID_VÚ	Typ	Určení	Nadm. výška hladiny zás. p., m B.p.v.	Max. hloubka, m	Velikost, km ²	Prům. hloubka, m	TRT, r	Kód typologie
Nádrž Nové Mlýny II. - střední na toku Dyje	DYJ_1195_J	Nádrž	HMWB	170.4	3.8	9.322	2.3	0.02	1BC11F11
Nádrž Nové Mlýny III. - dolní na toku Dyje	DYJ_1205_J	Nádrž	HMWB	170.4	6.8	14.746	4.5	0.06	1BC11F11
Rybník Nesyt na toku Včelínek (Sedlecký potok)	DYJ_1255_J	Rybník	HMWB	170.0	2.0	2.477	1.0	0.27	1BC12F12
Nádrž Slezská Harta na toku Moravice	HOD_0365_J	Nádrž	HMWB	496.0	60.5	8.284	26.6	1.10	2BC21F23
Nádrž Kružberk na toku Moravice	HOD_0385_J	Nádrž	HMWB	428.5	28.9	2.381	13.0	0.16	2BC21F22
Nádrž Šance na toku Ostravice	HOD_0475_J	Nádrž	HMWB	501.6	57.0	2.335	17.9	0.44	2BC22F22
Nádrž Morávka na toku Morávka	HOD_0535_J	Nádrž	HMWB	506.8	25.3	0.492	11.0	0.11	2BC22F22
Nádrž Olešná na toku Olešná	HOD_0585_J	Nádrž	HMWB	303.1	12.5	0.710	4.7	0.21	2BC12F12
Nádrž Žermanice na toku Lučina	HOD_0625_J	Nádrž	HMWB	291.1	23.5	2.169	9.4	1.15	2BC22F23
Nádrž Těrlicko na toku Stonávka	HOD_0815_J	Nádrž	HMWB	275.6	24.0	2.361	9.7	0.56	2BC22F23
Nádrž Les Království na toku Labe	HSL_0185_J	Nádrž	HMWB	315.6	13.6	0.841	5.4	0.01	2BC21F21
Nádrž Rozkoš na tocích Rozkoš a Rovenský potok	HSL_0405_J	Nádrž	HMWB	280.5	13.5	9.881	6.9	4.52	2BC22F23
Nádrž Pastviny I na toku Divoká Orlice	HSL_0475_J	Nádrž	HMWB	468.6	26.6	0.929	10.4	0.07	2BC21F21
Nádrž Hvězda na toku Třebovka	HSL_0735_J	Nádrž	HMWB	420.4	5.4	0.996	2.2	0.08	2BC12F11
Nádrž Hamry na toku Chrudimka	HSL_0955_J	Nádrž	HMWB	597.9	8.6	0.776	3.2	0.06	2BC11F11
Nádrž Seč na toku Chrudimka	HSL_0995_J	Nádrž	HMWB	486.8	28.2	2.102	9.2	0.21	2BC21F22
Nádrž Vrchlice na toku Vrchlice	HSL_1295_J	Nádrž	HMWB	323.8	31.8	1.038	8.9	0.59	2BC21F23
Rybník Žehuňský na toku Cidlina	HSL_1465_J	Rybník	HMWB	205.0	2.8	1.739	1.9	0.03	2BC12F11
Nádrž Josefův Důl na toku Kamenice	HSL_1845_J	Nádrž	HMWB	731.0	37.0	1.399	15.1	0.82	3BC21F23
Nádrž Souš na toku Černá Desná	HSL_1895_J	Nádrž	HMWB	766.5	16.5	0.846	7.5	0.32	3BC21F22
Nádrž Olšina na toku Olšina	HVL_0095_J	Nádrž	HMWB	729.0	4.0	1.221	1.5	0.27	3BC11F12
Nádrž Lipno I na toku Vltava	HVL_0105_J	Nádrž	HMWB	724.9	19.3	45.137	6.0	0.67	3BC21F23
Nádrž Římov na toku Malše	HVL_0305_J	Nádrž	HMWB	470.7	43.2	1.915	15.8	0.23	2BC21F22
Rybník Dehtář na toku Dehtářský potok	HVL_0395_J	Rybník	HMWB	405.0	3.8	2.387	1.9	0.43	2BC11F12
Rybník Bezdrev na toku Bezdrevský potok	HVL_0445_J	Rybník	HMWB	395.0	3.0	3.664	1.5	0.17	2BC12F12
Nádrž Hněvkovice na toku Vltava	HVL_0475_J	Nádrž	HMWB	370.1	17.5	2.690	7.6	0.02	2BC21F21

Název_VÚ	ID_VÚ	Typ	Určení	Nadm. výška hladiny zás. p., m B.p.v.	Max. hloubka, m	Velikost, km ²	Prům. hloubka, m	TRT, r	Kód typologie
Rybník Kačležský na toku Koštěnický (Kačležský) potok	HVL_0545_J	Rybník	HMWB	535.0	3.0	1.829	1.5	0.27	2BC11F12
Rybník Staňkovský na toku Koštěnický (Kačležský) potok	HVL_0555_J	Rybník	HMWB	468.0	6.0	1.974	2.6	0.36	2BC11F12
Rybník Svět na toku Spolský potok	HVL_0605_J	Rybník	HMWB	422.0	3.0	1.965	1.5	0.27	2BC12F12
Rybník Káňov na toku Káňovský potok	HVL_0625_J	Rybník	HMWB	430.0	3.0	1.215	1.5	0.27	2BC12F12
Rybník Rožmberk na toku Lužnice	HVL_0635_J	Rybník	HMWB	426.0	3.0	4.273	1.5	0.05	2BC11F11
Rybník Dvořiště na toku Miletínský potok	HVL_0646_J	Rybník	HMWB	445.0	3.0	3.106	1.5	0.27	2BC12F12
Rybník Zábalský na toku Ponědražský potok	HVL_0655_J	Rybník	HMWB	425.0	3.0	2.612	1.5	0.27	2BC12F12
Rybník Horusický na toku Bukovský potok	HVL_0676_J	Rybník	HMWB	430.0	3.0	3.764	1.5	0.27	2BC12F12
Rybník Holná na toku Holenský potok	HVL_0835_J	Rybník	HMWB	460.0	3.0	2.013	1.5	0.27	2BC11F12
Nádrž Kořensko na toku Vltava	HVL_1035_J	Nádrž	HMWB	352.6	8.0	1.351	2.8	0.00	2BC11F11
Nádrž Orlík I na toku Vltava	HVL_1055_J	Nádrž	HMWB	351.2	45.0	6.082	13.3	0.09	2BC11F11
Nádrž Orlík II na toku Otava	HVL_1525_J	Nádrž	HMWB	351.2	45.0	2.784	13.1	0.05	2BC11F11
Nádrž Plumlov na toku Hloučela	MOV_0915_J	Nádrž	HMWB	273.6	13.9	0.548	5.2	0.16	2BC21F22
Nádrž Opatovice na toku Malá Haná	MOV_0985_J	Nádrž	HMWB	333.4	34.4	0.640	13.6	1.59	2BC21F23
Nádrž Slušovice na toku Dřevnice	MOV_1195_J	Nádrž	HMWB	316.4	27.6	0.731	12.1	0.56	2BC22F23
Nádrž Stanovice na toku Lomnický potok	OHL_0045_J	Nádrž	HMWB	513.4	51.4	1.125	18.6	0.24	2BC21F22
Nádrž Jesenice na toku Odrava	OHL_0185_J	Nádrž	HMWB	439.2	16.6	6.359	7.4	0.44	2BC21F22
Nádrž Horka na toku Libocký potok	OHL_0225_J	Nádrž	HMWB	504.7	38.1	1.157	15.8	0.94	2BC21F23
Těžební jáma Medard	OHL_0305_J	Těžební jáma	AWB	400.0	60.0	4.824	25.0	2.47	2BC22F23
Nádrž Nechranice na toku Ohře	OHL_0575_J	Nádrž	HMWB	269.0	42.0	11.800	19.3	0.24	2BC21F22
Těžební jáma Most	OHL_0825_J	Těžební jáma	AWB	195.0	75.0	1.440	22.0	1.00	1BC22F23
Těžební jáma Barbora na toku Bouřlivec	OHL_0835_J	Těžební jáma	AWB	245.0	60.0	0.629	20.0	1.00	2BC22F23
Těžební jáma Milada	OHL_0855_J	Těžební jáma	AWB	148.0	25.0	2.503	15.0	1.00	1BC22F23
Nádrž Máchovo jezero na toku Robečský potok	OHL_1075_J	Nádrž	HMWB	268.0	4.0	2.633	2.0	0.49	2BC12F12
Nádrž Přísečnice na toku Přísečnice	OHL_1295_J	Nádrž	HMWB	732.8	44.1	3.185	14.6	1.48	3BC21F23

Název_VÚ	ID_VÚ	Typ	Určení	Nadm. výška hladiny zás. p., m B.p.v.	Max. hloubka, m	Velikost, km ²	Prům. hloubka, m	TRT, r	Kód typologie
Nádrž Fláje na toku Flájský potok	OHL_1335_J	Nádrž	HMWB	737.1	47.2	1.395	15.0	0.48	3BC21F22
Nádrž Skalka na toku Ohře	OHL_2075_J	Nádrž	HMWB	442.2	12.2	3.725	4.4	0.07	2BC11F11

Příloha 2

Výčet hodnot trofických optim pro společenstvo fytoplanktonu. Podle Phillips a kol. (2013) 1/3.

Genus	Order	Class	P_Optima	Genus	Order	Class	P_Optima
Acanthoceras	Centrales	Bacillariophyceae	0.561	Crucigenia	Chlorococcales	Chlorophyceae	0.056
Achnanthes	Pennales	Bacillariophyceae	-0.504	Crucigeniella	Chlorococcales	Chlorophyceae	0.17
Achnantheidium	Pennales	Bacillariophyceae	0.1	Cryptomonas	Cryptomonadales	Cryptophyceae	0.189
Achroonema		Cyanobacteria	1.364	Cyanodictyon	Chroococcales	Cyanobacteria	0.318
Actinastrum	Chlorococcales	Chlorophyceae	2.608	Cyanonephron	Chroococcales	Cyanobacteria	1.289
Actinocyclus	Centrales	Bacillariophyceae	3.43	Cyclostephanos	Centrales	Bacillariophyceae	2.223
Amphidinium	Gymnodiniales	Dinophyceae	-0.14	Cyclotella	Centrales	Bacillariophyceae	-0.21
Amphora	Pennales	Bacillariophyceae	0.463	Cylindrospermopsis	Nostocales	Cyanobacteria	2.121
Anabaena	Nostocales	Cyanobacteria	0.984	Cylindrotheca	Pennales	Bacillariophyceae	2.132
Anabaenopsis	Nostocales	Cyanobacteria	3.311	Cymatopleura	Pennales	Bacillariophyceae	1.577
Ankistrodesmus	Chlorococcales	Chlorophyceae	0.47	Cymbella	Pennales	Bacillariophyceae	0.353
Ankyra	Chlorococcales	Chlorophyceae	-0.071	Diatoma	Pennales	Bacillariophyceae	1.082
Aphanizomenon	Nostocales	Cyanobacteria	1.595	Dictyosphaerium	Chlorococcales	Chlorophyceae	0.094
Aphanocapsa	Chroococcales	Cyanobacteria	0.562	Didymocystis	Chlorococcales	Chlorophyceae	0.637
Aphanothece	Chroococcales	Cyanobacteria	0.154	Dinobryon	Chromulinales	Chrysophyceae	-0.73
Asterionella	Pennales	Bacillariophyceae	-0.227	Diplochlois	Chlorococcales	Chlorophyceae	3.853
Aulacoseira	Centrales	Bacillariophyceae	0.847	Discostella	Centrales	Bacillariophyceae	-1.58
Bitrichia	Stylococcales	Chrysophyceae	-1.586	Elakatothrix	Klebsormidiales	Klebsormidiophyceae	-1
Botryococcus	Chlorococcales	Chlorophyceae	-1.008	Epipyxis	Chromulinales	Chrysophyceae	-1.25
Carteria	Volvocales	Chlorophyceae	-0.48	Erkenia	Chromulinales	Chrysophyceae	0.797
Centrtractus	Mischococcale	Xanthophyceae	0.992	*Euastrum	Desmidiiales	Conjugatophyceae	-0.49
Ceratium	Peridinales	Dinophyceae	0.583	Eudorina	Volvocales	Chlorophyceae	0.694
Chlamydocapsa	Tetrasporales	Chlorophyceae	-0.139	Euglena	Euglenales	Euglenophyceae	2.095
Chlamydomonas	Volvocales	Chlorophyceae	0.182	Eunotia	Pennales	Bacillariophyceae	-0.32
Chlorella	Chlorellales	Trebouxiophyceae	1.373	Eutetramorus	Chlorococcales	Chlorophyceae	2.048
Chlorogonium	Volvocales	Chlorophyceae	2.624	Fragilaria	Pennales	Bacillariophyceae	0.317
Chlorotetraedron	Chlorococcales	Chlorophyceae	1.367	Franceia	Chlorococcales	Chlorophyceae	0.504
Chromulina	Chromulinales	Chrysophyceae	-1.28	Frustulia	Pennales	Bacillariophyceae	-1.39
Chroococcus	Chroococcales	Cyanobacteria	0.559	Geitlerinema	Oscillatoriales	Cyanobacteria	2.695
Chroomonas	Cryptomonada	Cryptophyceae	-1.042	Glenodinium	Peridinales	Dinophyceae	0.192
Chrysamoeba	Chromulinales	Chrysophyceae	-0.151	Gloeocapsa	Chroococcales	Cyanobacteria	0.559
Chrysidiastrum	Chromulinales	Chrysophyceae	-1.32	Gloeocystis	Chlorococcales	Chlorophyceae	-1.64
Chrysochromulina	Prymnesiales	Prymnesiophyceae	-0.472	Gloeotila	Ulotrichales	Ulvophyceae	-1.25
Chrysooccus	Chromulinales	Chrysophyceae	-0.468	Gloeotrichia	Nostocales	Cyanobacteria	1.232
Chrysolykos	Chromulinales	Chrysophyceae	-1.992	Golenkinia	Chlorococcales	Chlorophyceae	1.053
Chrysosphaerella	Chromulinales	Chrysophyceae	-0.59	Golenkiniopsis	Chlorococcales	Chlorophyceae	1.752
Chrysostephanosphaera	Chromulinales	Chrysophyceae	-1.583	Gomphonema	Pennales	Bacillariophyceae	0.903
Closteriopsis	Chlorococcales	Chlorophyceae	1.595	Gomphosphaeria	Chroococcales	Cyanobacteria	1.363
Closterium	Desmidiiales	Conjugatophyceae	0.732	Goniochloris	Mischococcales	Xanthophyceae	1.984
Cocconeis	Pennales	Bacillariophyceae	1.148	Gonium	Volvocales	Chlorophyceae	0.671
Coelastrum	Chlorococcales	Chlorophyceae	1.078	Gonyostomum	Chattonellales	Raphidophyceae	-0.07
Coelosphaerium	Chroococcales	Cyanobacteria	0.827	Gymnodinium	Gymnodiniales	Dinophyceae	-1
Coenochloris	Chlorococcales	Chlorophyceae	0.372	Gyrosigma	Pennales	Bacillariophyceae	0.49
Coenococcus	Chlorococcales	Chlorophyceae	-0.919	Isthmochloron	Mischococcales	Xanthophyceae	-2.02
Coenocystis	Chlorococcales	Chlorophyceae	0.98	Katodinium	Gymnodiniales	Dinophyceae	0.343
Colacium	Euglenales	Euglenophyceae	0.098	Kephyrion	Chromulinales	Chrysophyceae	-1.14
Cosmarium	Desmidiiales	Conjugatophyceae	0.081	Keratococcus	Chlorococcales	Chlorophyceae	0.579

Příloha 2. pokračování 2/3.

Genus	Order	Class	P_Opti ma	Genus	Order	Class	P_Opti ma
Kirchneriella	Chlorococcales	Chlorophyceae	1.056	Puncticulata	Centrales	Bacillariophyce	-0.16
Koliella	Klebsormidiales	Klebsormidiophy	-0.9	Quadricoccus	Chlorococcales	Chlorophyceae	2.519
Lagerheimia	Chlorococcales	Chlorophyceae	1.306	Quadrigula	Chlorococcales	Chlorophyceae	-0.44
Lepocinclis	Euglenales	Euglenophyceae	1.951	Radiocystis	Chroococcales	Cyanobacteria	-0.33
Limnothrix	Oscillatoriales	Cyanobacteria	1.441	Raphidocelis	Chlorococcales	Chlorophyceae	0.008
Lyngbya	Oscillatoriales	Cyanobacteria	1.345	Rhabdoderma	Chroococcales	Cyanobacteria	-0.45
Mallomonas	Synurales	Chrysophyceae	-0.77	Rhabdogloea	Chroococcales	Cyanobacteria	-1.91
Melosira	Centrales	Bacillariophyceae	1.711	Rhodomonas	Cryptomonadale	Cryptophyceae	0.632
Merismopedia	Chroococcales	Cyanobacteria	-1.24	Romeria	Oscillatoriales	Cyanobacteria	3.035
Micractinium	Chlorococcales	Chlorophyceae	1.444	Scenedesmus	Chlorococcales	Chlorophyceae	1.34
Microcystis	Chroococcales	Cyanobacteria	1.788	Schroederia	Chlorococcales	Chlorophyceae	1.477
Monochrysis	Chromulinales	Chrysophyceae	-1.24	Scourfieldia	Scourfieldiales	Prasinophyceae	-1.4
Monomastix	Mamiellales	Prasinophyceae	-0.6	Siderocelis	Chlorococcales	Chlorophyceae	1.787
Monomorpha	Euglenales	Euglenophyceae	2.296	Skeletonema	Centrales	Bacillariophyce	2.853
Monoraphidium	Chlorococcales	Chlorophyceae	-0.74	Snowella	Chroococcales	Cyanobacteria	-0.16
Mougeotia	Zygnematales	Conjugatophyceae	-0.11	Spermatozopsis	Volvocales	Chlorophyceae	2.214
Navicula	Pennales	Bacillariophyceae	0.687	Sphaerocystis	Chlorococcales	Chlorophyceae	-0.28
Nephrochlamys	Chlorococcales	Chlorophyceae	3.322	Spiniferomonas	Chromulinales	Chrysophyceae	-1.44
Nephrocystium	Chlorococcales	Chlorophyceae	-0.65	Spirulina	Oscillatoriales	Cyanobacteria	2.954
Nephroselmis	Polyblepharidales	Prasinophyceae	1.363	Spondylosium	Desmidiiales	Conjugatophyc	-0.48
Nitzschia	Pennales	Bacillariophyceae	1.674	Staurastrum	Desmidiiales	Conjugatophyc	0.526
Ochromonas	Chromulinales	Chrysophyceae	-1.35	Staurodesmus	Desmidiiales	Conjugatophyc	-1.16
Oocystis	Chlorococcales	Chlorophyceae	-0.41	Stauroneis	Pennales	Bacillariophyce	2.554
Ophiocytium	Mischococcales	Xanthophyceae	0.582	Stausira	Pennales	Bacillariophyce	1.801
Oscillatoria	Oscillatoriales	Cyanobacteria	1.575	Stephanodiscus	Centrales	Bacillariophyce	1.427
Pandorina	Volvocales	Chlorophyceae	1.763	Stichococcus	Prasiolales	Trebouxiophyc	1.708
Paulschulzia	Tetrasporales	Chlorophyceae	0.121	Stichogloea	Chromulinales	Chrysophyceae	-1.46
Pediastrum	Chlorococcales	Chlorophyceae	1.26	Strombomonas	Euglenales	Euglenophyceae	3.715
Peridiniopsis	Peridinales	Dinophyceae	-0.06	Surirella	Pennales	Bacillariophyce	1.626
Peridinium	Peridinales	Dinophyceae	-0.13	Syncrypta	Chromulinales	Chrysophyceae	1.195
Phacotus	Volvocales	Chlorophyceae	1.134	Synechococcus	Chroococcales	Cyanobacteria	1.167
Phacus	Euglenales	Euglenophyceae	1.912	Synechocystis	Chroococcales	Cyanobacteria	0.92
Phormidium	Oscillatoriales	Cyanobacteria	1.666	Synura	Synurales	Chrysophyceae	-0.32
Pinnularia	Pennales	Bacillariophyceae	-0.29	Tabellaria	Pennales	Bacillariophyce	-0.79
Plagioselmis	Cryptomonadale	Cryptophyceae	-0.62	Teilingia	Desmidiiales	Conjugatophyc	-0.72
Planctonema	Ulotrichales	Ulvophyceae	0.73	Tetrachlorella	Chlorococcales	Chlorophyceae	0.832
Planktolingbya	Oscillatoriales	Cyanobacteria	1.513	Tetraëdriella	Mischococcales	Xanthophyceae	-0.6
Planktosphaeria	Chlorococcales	Chlorophyceae	0.755	Tetraedron	Chlorococcales	Chlorophyceae	0.476
Planktothrix	Oscillatoriales	Cyanobacteria	1.416	Tetraselmis	Volvocales	Chlorophyceae	1.015
Pseudanabaena	Oscillatoriales	Cyanobacteria	1.57	Tetrastrum	Chlorococcales	Chlorophyceae	1.1
Pseudodictyosphaeri	Chlorococcales	Chlorophyceae	2.87	Thalassiosira	Centrales	Bacillariophyce	3.035
Pseudogoniochloris	Mischococcales	Xanthophyceae	0.985	Trachelomonas	Euglenales	Euglenophyceae	1.227
Pseudokephyron	Chromulinales	Chrysophyceae	-1.88	Treubaria	Chlorococcales	Chlorophyceae	1.054
Pseudopedinella	Pedinellales	Dictyochophyceae	-1.1	Tribonema	Tribonematales	Xanthophyceae	1.124
Pseudosphaerocystis	Tetrasporales	Chlorophyceae	0.027	Trichormus	Nostocales	Cyanobacteria	1.248
Pseudostaurastrum	Mischococcales	Xanthophyceae	1.095	Ulnaria	Pennales	Bacillariophyce	0.881
Pteromonas	Volvocales	Chlorophyceae	2.053	Ulothrix	Ulotrichales	Ulvophyceae	1.43

Příloha 2. pokračování 3/3.

Genus	Order	Class	P_Optim a
Uroglena	Chromulinales	Chrysophyceae	-0.77
Urosolenia	Centrales	Bacillariophyceae	-0.8
Volvox	Volvocales	Chlorophyceae	1.032
Westella	Chlorococcales	Chlorophyceae	0.503
Willea	Chlorococcales	Chlorophyceae	-0.94
Woronichinia	Chroococcales	Cyanobacteria	0.043
Xanthidium	Desmidiiales	Conjugatophyceae	-0.06
	Centrales	Bacillariophyceae	1.063
	Chlorococcales	Chlorophyceae	-0.44
	Cryptomonadales	Cryptophyceae	1.055
	Ochromonadales	Chrysophyceae	-1.77
	Oscillatoriales	Cyanobacteria	1.6
	Pennales	Bacillariophyceae	0.577
	Volvocales	Chlorophyceae	0.93
		Chlorophyceae	1.336
		Chrysophyceae	-1.47
		Cryptophyceae	1.562
		Cyanobacteria	1.455
		Dinophyceae	-1.32
		Euglenophyceae	1.689
		Xanthophyceae	0.998
Picoplankton			-1.48

Příloha 3

Nové rozdělení ekologického potenciálu dle hodnot EQR pro vyhodnocení multimetrického index rybích společenstev na základě porovnání v rámci Centrální a pobaltské geografické interkalibrační skupiny.

EQR	Klasifikace ekologického potenciálu
1,00 – 0,88	Lepší potenciál
0,87 – 0,63	Dobrý potenciál
0,62 – 0,36	Střední potenciál
0,35 – 0,16	Poškozený potenciál
0,15 – 0,00	Zničený potenciál