

Metóda hodnotenia ekologického potenciálu výrazne zmenených vodných útvarov na základe ichthyocenóz – index FISHPOT

Zodpovedný riešiteľ: Prof. RNDr. Vladimír Kováč, CSc.

Riešiteľské organizácie: Univerzita Komenského v Bratislave, Slovenská technická univerzita,

Výskumný ústav vodného hospodárstva

Projekt APVV-16-0253

Aplikovaný výskum

1. Úvod

Rámcová smernica o vodách (RSV, 2000/60/EC) poskytla legislatívny rámec na ochranu a zlepšenie stavu vodných ekosystémov a trvalo udržateľné, vyvážené a spravodlivé využívanie vôd Európskej únie. Zaviedla nový prístup pre vodné hospodárstvo založený na riečnych povodiach, prirodzených geografických a hydrologických jednotkách. Európska komisia uložila konkrétne termíny členským krajinám Európskej únie pre vypracovanie plánov manažmentu povodí, súčasťou ktorých boli a sú programy opatrení. Základnou myšlienkou Rámcovej smernice o vodách je realizácia opatrení na dosiahnutie dobrého stavu všetkých vôd do roku 2015, najneskôr však do roku 2027.

Dosiahnutie dobrého stavu pre prirodzené vodné útvary povrchových vôd znamená dosiahnutie dobrého ekologického stavu a dobrého chemického stavu, v prípade umelých a výrazne zmenených vodných útvarov ide o dosiahnutie dobrého ekologického potenciálu a dobrého chemického stavu, a to prostredníctvom environmentálnych cieľov. Environmentálne ciele by sa mali naplniť pomocou programov opatrení. Environmentálne ciele sú technicky premietnuté do jednotlivých hodnotiacich systémov.

Pre prirodzené vodné útvary bola vyvinutá metóda hodnotenia ekologického stavu na základe rybných spoločenstiev, ktorej hlavným nástrojom je Slovenský ichthyologický index FIS (Kováč 2010, 2015). Táto metóda sa úspešne uplatňuje od roku 2011 a bolo podľa nej vyhodnotených v plánovacích dokumentoch (Vodný plán Slovenska, 2015, 2021) viac ako 1 100 vodných útvarov z celého Slovenska.

Vo výrazne zmenených alebo umelých vodných útvaroch povrchových vôd je environmentálnym cieľom dosiahnutie dobrého ekologického potenciálu. Ekologický potenciál predstavuje menej prísne ciele pre stresory, ktoré pochádzajú z fyzikálnych úprav a zmien v koryte tokov (hydromorfologické zmeny). Pre účely hodnotenia ekologického potenciálu bolo potrebné vytvoriť hodnotiace systémy na základe relevantných vodných biologických spoločenstiev (biologické prvky kvality), ktoré reagujú na znečistenie a hydromorfologické zmeny. Za najspoľahlivejšie spoločenstvá pre HMWB a AWB reagujúce na fyzikálne zmeny vodných útvarov povrchových vôd sa považujú ryby a bentické bezstavovce.

Naplnenie tohto zámeru sa realizovalo prostredníctvom projektu poporeného Agentúrou na podporu výskumu a vývoja APVV-16-0253, ktorý bol riešený v rokoch 2017-2021 troma pracoviskami: Univerzita Komenského, Prírodovedecká fakulta (hlavný riešiteľ), Slovenská technická univerzita, Stavebná fakulta (spoluriešiteľ) a Výskumný ústav vodného hospodárstva (spoluriešiteľ). Hlavným cieľom projektu bolo vyvinúť metodiku a hodnotiace

systemy na hodnotenie ekologického potenciálu vybraných typov výrazne zmenených vodných útvarov (HMWB) na základe ichtyocenóz s podporou iných relevantných akvatických biologických spoločenstiev a podporných fyzikálno-chemických a hydromorfologických prvkov kvality.

2. Materiál a metódy

Za hlavný nástroj na hodnotenie ekologického potenciálu výrazne zmenených vodných útvarov (HMWB) na základe ichtyocenóz bol navrhnutý index FISHPOT odvodený od Slovenského ichtyologického indexu FIS používaného na hodnotenie ekologického stavu prirodzených vodných útvarov (Kováč 2015). Metóda hodnotenia ekologického potenciálu HMWB na základe ichtyocenóz totiž musí byť v súlade s Rámcovou smernicou o vodách EÚ, konkrétne s usmernením Guidance Document No 4 „Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies“, ktorý určuje, že hodnotiacia schéma ekologického potenciálu HMWB musí vychádzať zo stanovenia Maximálneho ekologického potenciálu (MEP) pre jednotlivé výrazne zmenené vodné útvary (European Commission 2003).

Maximálny ekologický potenciál predstavuje najlepší možný stav HMWB, čiže referenčné hodnoty pre stanovenie ekologického potenciálu hodnoteného HMWB, resp. pre výpočet indexu FISHPOT. Maximálny ekologický potenciál je pritom definovaný ako stav, keď hodnoty relevantných biologických prvkov kvality v najvyššej možnej miere reflektujú hodnoty pre najbližší typ prirodzeného vodného útvaru, zohľadňujúc pritom podmienky vyplývajúce z hydromorfologických modifikácií realizovaných v HMWB. Účelom stanovenia MEP je opísať najlepšiu možnú aproximáciu k prirodzenému vodnému ekosystému, aká by mohla byť dosiahnutá pri daných hydromorfologických vlastnostiach hodnoteného HMWB. Stanovenie MEP pritom zohľadňuje, že do hydromorfologických úprav hodnoteného HMWB nemožno zasahovať bez toho, aby to malo signifikantný nepriaznivý dosah na ich pôvodný účel alebo na širšie prostredie.

2.1. Definovanie hydromorfologických podmienok MEP

Jedným z prvých krokov pri stanovovaní MEP je definovanie hydromorfologických podmienok MEP, nakoľko práve rozsah a charakter hydromorfologických úprav predurčuje ekologický potenciál HMWB. Biologické podmienky MEP by potom mali v čo najvyššej miere odrážať biologické podmienky v najbližšie porovnateľnom type prirodzeného vodného útvaru s veľmi dobrým ekologickým stavom, zohľadňujúc pritom hydromorfologické podmienky hodnoteného HMWB (European Commission 2003).

Pri definovaní hydromorfologických podmienok MEP boli použité údaje z hydromorfologického hodnotenia 786 lokalít resp. vodných útvarov (VÚ), ku ktorým bolo možné priradiť hodnoty ichtyologického ukazovateľa FIS (elektronická príloha APVV160253E1.xlsx). Z uvedeného počtu bolo 656 prirodzených vodných útvarov a 130 vodných útvarov kategórie HMWB. V rámci hydromorfologického hodnotenia VÚ vstupovalo do procesu porovnávania deväť čiastkových ukazovateľov z troch kategórií: morfológia (trasa toku/napriamanie, zmena pozdĺžneho profilu, variabilita habitatov koryta, laterálna konektivita/breh, charakter prúdenia/vzdutie, príbrežná vegetácia, inundácia), hydrológia (zmena režimu prietoku Q) a kontinuita (pozdĺžna kontinuita/objekty na toku).

Ako doplnkové informácie boli použité aj výsledky hodnotenia základných fyzikálno chemických prvkov kvality a fytozložky, reflektujúcej stupeň znečistenia, resp. kvality vody. Do úvahy sa brali výsledky celkového hodnotenia ekologického potenciálu resp. ekologického stavu vybraných výrazne zmenených vodných útvarov a prirodzených vodných útvarov, ktoré boli zvolené ako najbližšie porovnateľné, resp. vzťažné (hydromorfologicky neovplyvnené alebo menej ovplyvnené) útvary.

2.2. Východiská pri navrhovaní indexu FISHPOT

Základom pre vytvorenie indexu FISHPOT bola Metóda stanovenia ekologického stavu vôd podľa rýb (slovenský ichtyologický index FIS), ktorá sa používa na hodnotenie ekologického stavu prirodzených vodných útvarov (Kováč 2015). Index FISHPOT je odvodený z indexu FIS a jeho následnej modifikácie FIS21. Index FIS je multimetrický index a na jeho výpočet sa používa desať metrík (Kováč 2015). Rozsiahla databáza získaná pri monitoringu rybích spoločenstiev Slovenska (2011, 2015 a 2018-2020), ako aj pri monitorovaní priaznivého stavu druhov európskeho významu (2013 a 2014) umožnila modifikáciu indexu FIS na index FIS21 (číslo 21 označuje rok, keď bol FIS21 navrhnutý, s pribúdajúcimi údajmi je pravdepodobné, že aj FIS21 sa bude ďalej modifikovať).

Ukazovateľ FIS21 sa od ukazovateľa FIS líši v tom, že zahŕňa aj denzitu populácií vybraných druhov rýb, ktoré tvoria referenčné spoločenstvá. Vďaka tomu index FIS21 odráža ekologický stav rybích spoločenstiev hodnotených VÚ spoľahlivejšie ako FIS. Zahnutie denzity ako nového parametra na hodnotenie ekologického stavu umožnil až dostatok dát z monitoringu rybích spoločenstiev, ktorý v čase písania tohto textu zahŕňal údaje z 1 138 odberov vzoriek. Pri navrhovaní ukazovateľa FIS (Kováč 2010) pritom nebolo možné o denzite populácií uvažovať, nakoľko neboli k dispozícii dostatočné údaje na stanovenie referenčných hodnôt denzity populácií jednotlivých typov rybích spoločenstiev (vo VÚ Slovenska bolo identifikovaných 23 typov rybích spoločenstiev; Kováč 2015).

Denzita populácií vybraných druhov rýb sa v ukazovateli FIS21 vyjadruje v podobe nových metrík. Kritériá na výber nových metrík FIS21 boli nasledujúce: 1) druh sa vyskytuje v referenčnom spoločenstve pre FIS daného typu rybieho spoločenstva a dosahuje abundanciu rovnú alebo vyššiu ako tretí kvartil jeho hodnôt vo všetkých typoch rybích spoločenstiev; 2) nachádza sa v zozname druhov európskeho významu (NATURA 2000) alebo v zozname netolerantných druhov identifikovaných pre ukazovateľ EFI (Pont et al. 2004); 3) ak druh nespĺňa kritérium 2, môže byť medzi metriky FIS21 zaradený na základe expertného posúdenia. Kritérium 3 bolo uplatnené pri troch druhoch (*Chondrostoma nasus*, *Vimba vimba* a *Leuciscus leuciscus*).

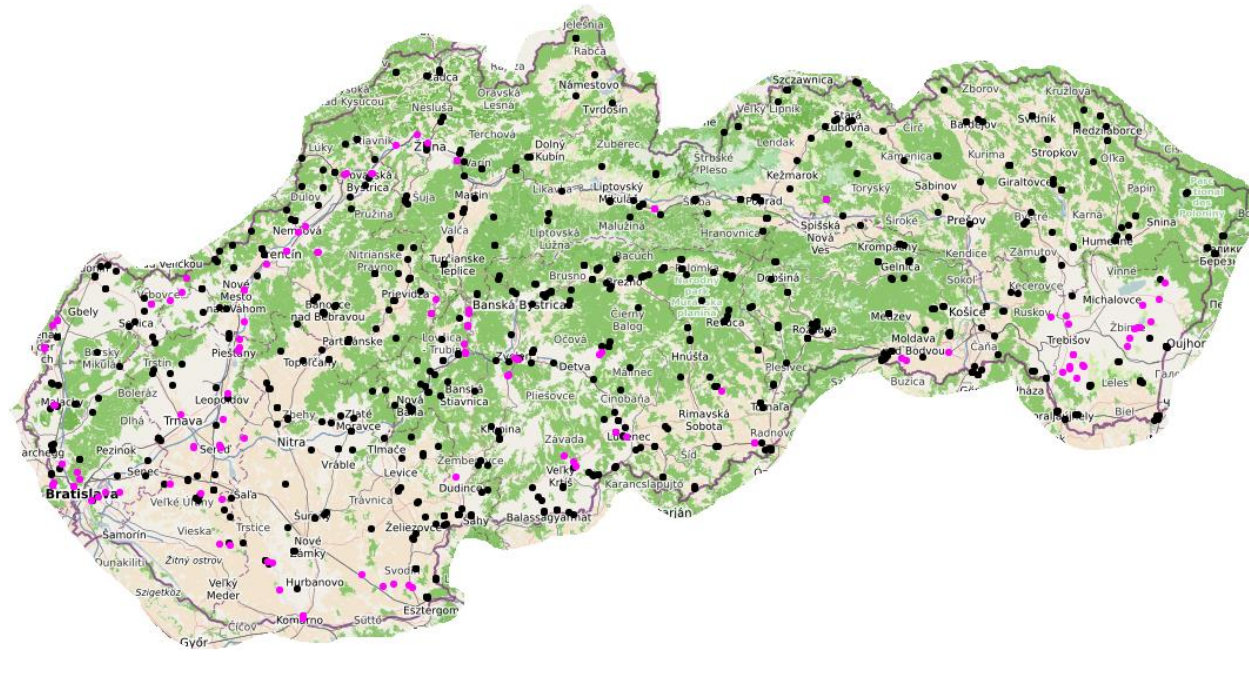
Referenčné hodnoty pre nové metriky FIS21 (metriky denzity) boli stanovené nasledujúcim spôsobom: Z výsledkov monitoringu rybích spoločenstiev Slovenska (2011-2020) boli vyselektované lokality, ktorých ekologický stav bol vyhodnotený ukazovateľom FIS ako veľmi dobrý (hodnota FIS $\geq 0,71$; 1. trieda ekologického stavu). Z takto vyselektovaných lokalít boli analyzované údaje o denzite populácií druhov tvoriacich metriky pre FIS21, pričom za referenčnú hodnotu bola stanovená hodnota prvého kvartilu. Hodnota metriky sa potom počíta ako odchýlka medzi skutočnou hodnotou a očakávanou hodnotou, pričom táto odchýlka je vyjadrená v percentách a následne transformovaná do škály 0 – 1. Pokiaľ skutočná hodnota denzity prevyšuje očakávanú hodnotu, transformuje sa do hodnoty 1. Denzita populácií sa vypočítava ako počet jedincov na 100 m². Nové metriky týkajúce sa

denzity populácií referenčných druhov (elektronická príloha APVV160253E2.xlsx) sa pohybujú (rovnako ako všetky ostatné metriky) v škále od 0 do 1.

Ukazovateľ FIS21 sa napokon vypočíta ako priemer dvoch hodnôt – pôvodnej hodnoty FIS (1) a priemeru metrík denzity jednotlivých referenčných druhov (2). Počet metrík, ktoré vstupujú do výpočtu indexu FIS21, je podobne ako pri indexe FIS variabilný v závislosti od typu hodnoteného rybieho spoločenstva (Kováč 2010, 2015). Je to tak preto, lebo druhové zloženie, ako aj zastúpenie ekologických gíld je v jednotlivých typoch rybných spoločenstiev rozdielne (v horských úsekoch tokov je napríklad druhové bohatstvo podstatne nižšie ako v nížinných úsekoch).

2.3. Postup pri navrhovaní indexu FISHPOT

Pri navrhovaní indexu FISHPOT bolo potrebné najskôr zistiť, či existuje preukazný vzťah medzi hodnotami indexu hydromorfologických zmien (IHZ) a hodnotami ichtyologického ukazovateľa FIS21. Na tento účel bolo použitých 786 lokalít resp. vodných útvarov (VÚ). Z uvedeného počtu bolo 656 prirodzených vodných útvarov a 130 vodných útvarov kategórie HMWB (APVV160253E1.xlsx, Obr. 1).



Obrázok 1. Geografická distribúcia výrazne zmenených vodných útvarov (fialová) a prirodzených vodných útvarov (čierna), autor: M. Čistý.

2.3.1. Test variability parametrov

V prvom kroku bola vyhodnotená variabilita jednotlivých parametrov vstupujúcich do výpočtu IHZ (Tab. 1).

| | napriamencie | zmenaPP | varHabit | latKonekt | vzdutie | objekty | rezimQ | vegetacia | inundacia |
|-------------------|--------------|---------|----------|-----------|---------|---------|--------|-----------|-----------|
| n.distinct.values | 5 | 4 | 4 | 5 | 5 | 4 | 5 | 5 | 5 |
| min | 0.15 | 0.08 | 0.16 | 0.12 | 0.09 | 0.19 | 0.17 | 0.05 | 0.07 |
| max | 0.75 | 0.4 | 0.4 | 0.6 | 0.45 | 0.95 | 0.85 | 0.25 | 0.35 |
| range | 0.6 | 0.32 | 0.24 | 0.48 | 0.36 | 0.76 | 0.68 | 0.2 | 0.28 |
| median | 0.3 | 0.08 | 0.24 | 0.48 | 0.09 | 0.19 | 0.34 | 0.1 | 0.28 |
| mean | 0.358 | 0.135 | 0.255 | 0.466 | 0.143 | 0.438 | 0.392 | 0.113 | 0.259 |
| std.dev | 0.193 | 0.076 | 0.068 | 0.144 | 0.101 | 0.341 | 0.148 | 0.059 | 0.097 |

Tabuľka 1. Variabilita parametrov vstupujúcich do výpočtu Indexu hydromorfologickej zmeny (IHZ). Skratky: napriamencie – trasa toku/napriamencie, zmenaPP – zmena pozdĺžneho profilu, varHabit – variabilita habitatov koryta, latKonekt – laterálna konektivita/breh, vzdutie – charakter prúdenia/vzdutie, objekty – pozdĺžna kontinuita/objekty na toku, rezimQ – hydrológia (zmena režimu prietoku Q), vegetacia - príbrežná vegetácia, inundacia – inundácia.










Všetky sledované parametre IHZ boli v rozsahu 0-1, najviac využíval tento rozsah parameter pozdĺžna kontinuita (objekty na toku). Z hľadiska výpovednej hodnoty poskytoval najslabší signál parameter variabilita habitatov, ktorá nadobúdala v 130 údajoch o HMWB iba 4 rôzne hodnoty a rozsah týchto hodnôt bol iba 0,24 (Tab. 2).

2.3.2. Korelačná analýza

Druhým krokom bolo zisťovanie korelačných vzťahov medzi jednotlivými parametrami IHZ navzájom, ako aj medzi týmito parametrami a FIS21 (Obr. 2). Pri testovaní boli použité Pearsonove korelácie, ako aj Kendallove korelácie, nebol však medzi nimi zistený nijaký signifikantný rozdiel, preto sa v ďalších analýzach používajú už iba Pearsonove korelácie. Zistilo sa, že IHZ a FIS21 majú silnú zápornú koreláciu (-0.73), čo je zároveň najvyšší korelačný súčiniteľ medzi FIS21 a ostatnými premennými, preto bolo potrebné preveriť dva varianty regresie:

1. FIS21 = f(IHZ)
2. FIS21 = f(IHZ a všetky čiastkové parametre IHZ, pozri Tab. 1)

Významná bola aj korelácia vzdutia a objektov v koryte, čo môže naznačovať, že jednu z týchto premenných by bolo možné z dôvodu multikolinearity pri regresnej analýze vylúčiť. Pomerne silná korelácia bola zistená aj medzi napriamčením koryta a zmenou pozdĺžneho profilu. Obidve tieto korelácie majú zjavné logické opodstatnenie, a hoci ide o kolinearitu, v praxi má ponechanie všetkých parametrov význam, pretože sa môžu vyskytnúť také HMWB, na ktorých bude vzájomná korelácia limitovaná.

| | | | | | | |
|---------------------|------|------|------|------|------|--|
| napriamienie | | | | | | |
| Value | 0.15 | 0.3 | 0.45 | 0.6 | 0.75 | |
| Frequency | 43 | 31 | 30 | 15 | 11 |  |
| zmenaPP | | | | | | |
| Value | 0.08 | 0.16 | 0.24 | 0.4 | | |
| Frequency | 67 | 48 | 9 | 6 | |  |
| varHabit | | | | | | |
| Value | 0.16 | 0.24 | 0.32 | 0.4 | | |
| Frequency | 27 | 61 | 32 | 10 | |  |
| latKonekt | | | | | | |
| Value | 0.12 | 0.24 | 0.36 | 0.48 | 0.6 | |
| Frequency | 13 | 1 | 20 | 50 | 46 |  |
| vzdutie | | | | | | |
| Value | 0.09 | 0.18 | 0.27 | 0.36 | 0.45 | |
| Frequency | 97 | 8 | 11 | 10 | 4 |  |
| objekty | | | | | | |
| Value | 0.19 | 0.57 | 0.76 | 0.95 | | |
| Frequency | 83 | 6 | 6 | 35 | |  |
| rezimQ | | | | | | |
| Value | 0.17 | 0.34 | 0.51 | 0.68 | 0.85 | |
| Frequency | 25 | 47 | 54 | 1 | 3 |  |
| vegetacia | | | | | | |
| Value | 0.05 | 0.1 | 0.15 | 0.2 | 0.25 | |
| Frequency | 43 | 37 | 29 | 14 | 7 |  |
| inundacia | | | | | | |
| Value | 0.07 | 0.14 | 0.21 | 0.28 | 0.35 | |
| Frequency | 10 | 23 | 20 | 20 | 57 |  |

Tabuľka 2. Distribúcia hodnôt jednotlivých parametrov IHZ.

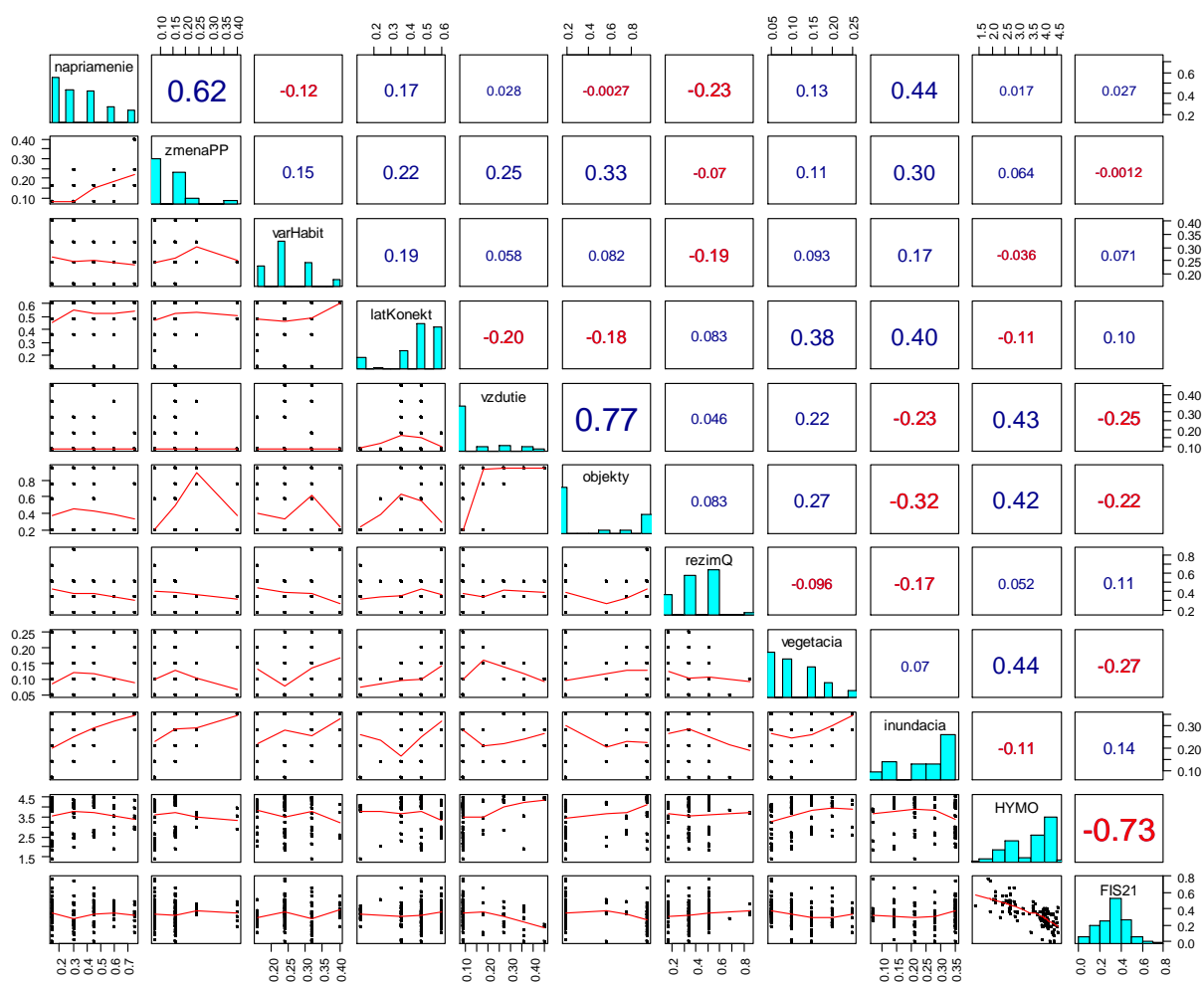
2.3.3. Regresná analýza

Korelačná matica vystihuje lineárne vzťahy medzi premennými, testované však boli aj pomery medzi IHZ a FIS21 pri použití niektorých nelineárnych vzťahov. Tieto ďalšie vzťahy priniesli iba veľmi malé zlepšenie korelácie (aj to len v dvoch prípadoch; Obr. 3), takže v ďalšom postupe bol použitý najjednoduchší model, t.j. lineárna regresia, a to v dvoch vyššie uvedených variantoch:

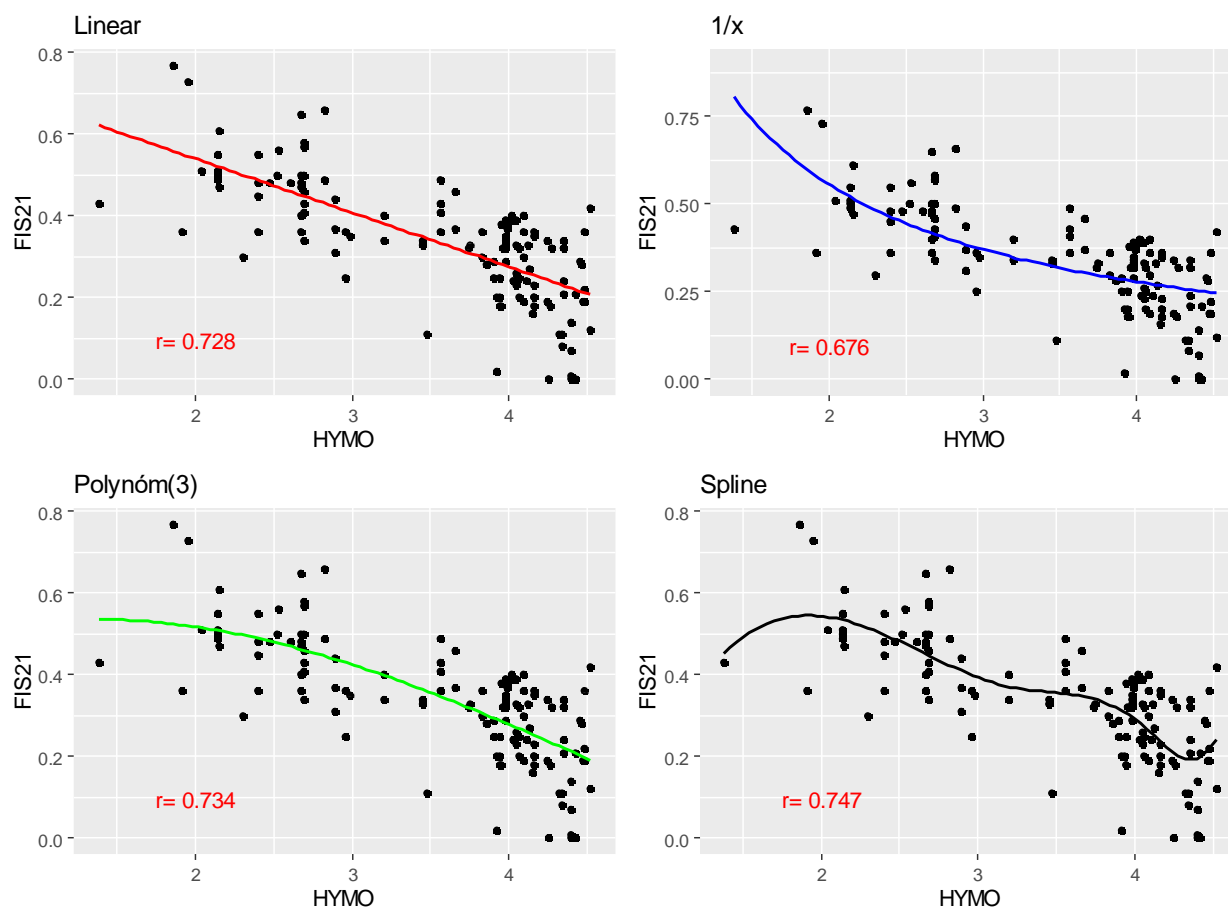
1. FIS21 = f(IHZ)
2. FIS21 = f(IHZ a všetky čiastkové parametre IHZ, pozri Tab. 1)

V rámci prípravy údajov na testovanie oboch variantov lineárnej regresie bola vykonaná kontrola údajov z pohľadu prítomnosti odľahlých hodnôt a rozdelenie údajov na dve skupiny – na kalibračné údaje a testovacie údaje. Spolu sa pri regresii použilo 130 hodnôt z dátového súboru, avšak model bol zostavený iba na základe 100 údajov, pričom zvyšných 30 údajov bolo použitých na testovanie vzniknutého modelu. Tento postup bol zvolený, aby bola možná

určitá kontrola vzniknutého regresného modelu. Niekedy totiž nastanú pri regresii prípady, že model celkom dobre vyhovuje určitej sade údajov, ale ak sa má následne tento model použiť pre iné dáta, ako sú tie, ktoré boli použité pre jeho tvorbu, tak sa javí ako neadekvátny. Preto bolo najskôr realizované overenie funkčnosti modelu a výsledný model bol následne odvodený so všetkých údajov. Údaje boli vybraté do týchto dvoch súborov na základe náhodného výberu a následne bolo porovnané, či majú testovací a kalibračný súbor podobné aspoň základné štatistické vlastnosti. Z porovnania vyplýva, že hodnotené tri súbory údajov sú vyhovujúco podobné (Tab. 3).



Obrázok 2. Korelačná matica predstavujúca sumarizujúci prehľad vzťahov medzi premennými pomocou ich korelačných vzťahov. Na diagonále je názov premennej (skrátenej – pozri Tab. 1) spolu s miniatúrou jej histogramu. Nad diagonálou sú korelačné koeficienty – rozlíšené farbou na záporné a kladné a veľkosť korelácie je ešte zdôraznená veľkosťou písma. Pod diagonálou sú miniatúry bodového grafu s trendovou čiarou. Príslušný korelačný koeficient alebo bodový graf medzi dvoma premennými sa nachádza na priesečníku horizontály a vertikály vedenej od týchto premenných z ich políčka na diagonále.



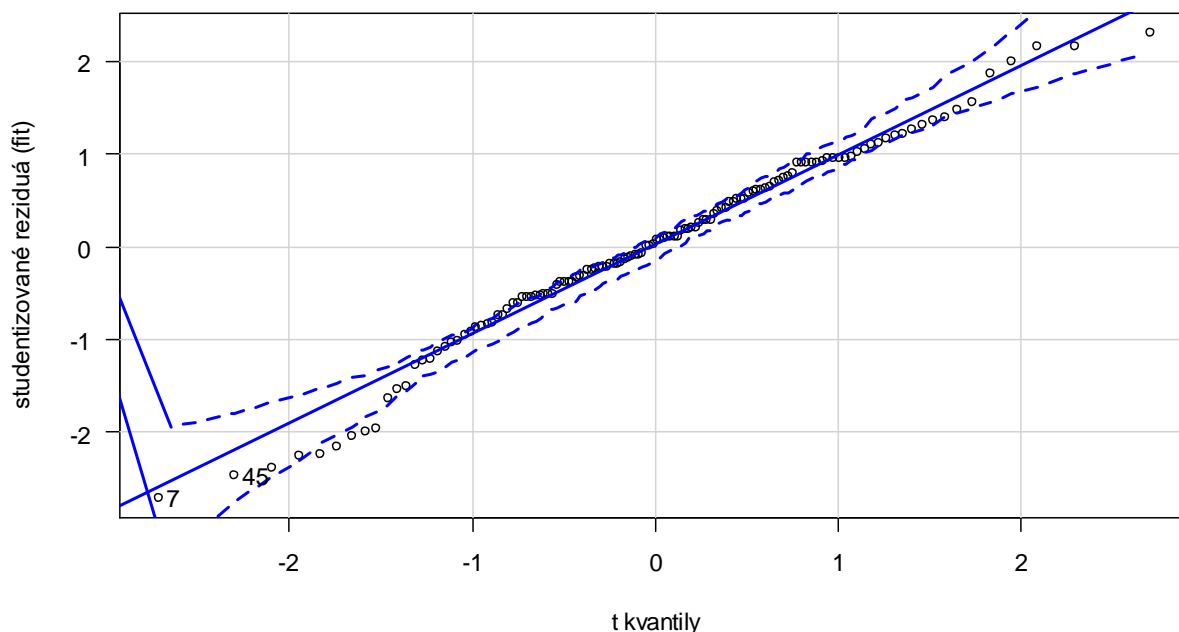
Obrázok 3. Porovnanie jednotlivých modelov lineárnej a nelineárnej korelácie (regresie). HYMO – Index hydromorfologickej zmeny (IHZ).

| | | I. | | | III. | | |
|------------------|-------|---------|---------|--------|---------|---------|---------|
| | počet | minimum | kvartil | medián | priemer | kvartil | maximum |
| všetky údaje | 130 | 0 | 0.240 | 0.340 | 0.335 | 0.428 | 0.77 |
| kalibračné údaje | 100 | 0 | 0.235 | 0.340 | 0.332 | 0.415 | 0.77 |
| testovacie údaje | 30 | 0 | 0.253 | 0.325 | 0.343 | 0.458 | 0.73 |

Tabuľka 3. Základné štatistické vlastnosti troch súborov použitých na vytvorenie regresného modelu vzťahu medzi IHZ a FIS21.

Pri lineárnej regresii má byť splnená podmienka normality rezíduí medzi vypočítanými a skutočnými hodnotami. Pre zistenie odľahlých hodnôt bol zvolený prístup zisťujúci, ktoré údaje podmienku normality nespĺňajú (obr. 4). Bola pritom použitá modifikovaná verzia QQ-grafu hodnotiaca predpoklad normality. Znázorňuje Studentizované rezíduá oproti distribúcii t s $n-p-1$ stupňami voľnosti, kde n je veľkosť vzorky a p je počet regresných parametrov (vrátane interceptu). Analýzou sa zistilo, že údaje z dvoch lokalít podmienku normality

nesplňajú (obr. 4). Pri ďalšom postupe však boli tieto údaje ponechané, nakoľko sa dá reálne očakávať, že pri vysokom IHZ sa môžu nulové hodnoty FIS21 vyskytnúť. Navyše sa zistilo, že prítomnosť či neprítomnosť týchto dvoch riadkov z údajového súboru by výslednú regresiu nejako zvlášť neovplyvnila (Tab. 4).



Obrázok 4. Modifikovaná verzia QQ-grafu hodnotiaca predpoklad normality dát použitých pri odvodení regresného modelu vzťahu medzi IHZ a FIS21. Riadky 7 a 45 (vľavo dole) predstavujú údaje, pri ktorých je porušený predpoklad normality reziduí. Ide o údaje s nulovými hodnotami FIS21.

| Prediktory | Hodnoty | FIS21 | | FIS21 bez odľahlých hodnôt | | |
|--|---------------|--------------|--------|----------------------------|---------------|--------|
| | | CI | p | Hodnoty | CI | p |
| (Intercept) | 0.8 | 0.73 – 0.88 | <0.001 | 0.8 | 0.72 – 0.87 | <0.001 |
| IHZ | -0.13 | -0.15 – 0.11 | <0.001 | -0.13 | -0.15 – -0.11 | <0.001 |
| n pozorovaní | 130 | | | 128 | | |
| R ² / R ² adjusted | 0.531 / 0.527 | | | 0.543 / 0.539 | | |
| AIC | -223 | | | -231 | | |

Tabuľka 4. Výsledky testovania rozdielov medzi súborom dát zahŕňajúcim odľahlé pozorovania a súborom dát, z ktorého boli odľahlé pozorovania odstránené. Rozdiely boli zanedbateľné.

2.3.4. Regresný výpočet FIS21

Z viacerých uskutočnených alternatív výpočtu poskytli najlepšie výsledky nasledujúce dve alternatívy: (1) výpočet FIS21 iba pomocou premennej IHZ lineárnou regresiou (LR) a (2) výpočet FIS21 z IHZ aj ostatných premenných (čiže aj z jednotlivých parametrov, ktoré sa podieľajú na výpočte IHZ) pomocou lineárnej regularizovanej regresie LASSO. Táto regresia vylučuje svojim algoritmom nadbytočné premenné, takže výsledný model nemusí všetky vstupné premenné obsahovať. Modely boli porovnané na kalibračných aj testovacích údajoch pomocou korelačného súčiniteľa (r), odmocniny zo strednej kvadratickej chyby (RMSE), a priemernej percentuálnej odchýlky (%PBIAS) (Tab. 5).

| model | Kalibračné údaje | | | Testovacie údaje | | |
|----------------------------------|------------------|-------|--------|------------------|------|--------|
| | r | RMSE | %PBIAS | r | RMSE | %PBIAS |
| FIS21 ~ IHZ (lineárna regresia) | 0.726 | 0.095 | 0 | 0.754 | 0.12 | -4.8 |
| FIS21 ~ všetky parametre (LASSO) | 0.742 | 0.093 | 0 | 0.773 | 0.12 | -4.3 |

Tabuľka 5. Porovnanie dvoch najlepších modelov lineárnej regresie odrážajúcej vzťah medzi IHZ a FIS21.

Lineárny regularizovaný model Lasso používa navyše premennú zmena režimu Q a premennú charakter prúdenia-vzdutie. Tieto dve premenné vyselekoval v procese optimalizácie navyše k IHZ. Rovnica regularizovanej lineárnej regresie má potom nasledujúcu podobu:

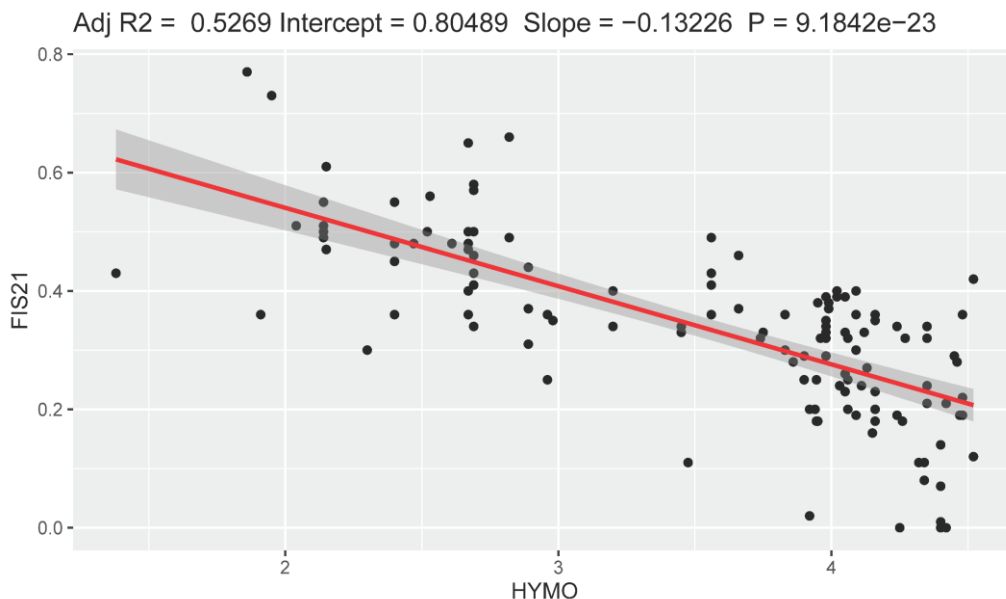
$$FIS21 = -0.1092398 * IHZ + 0.0839575 * rezimQ - 0.0310962 * vzdutie + 0.6911074$$

Rovnica lineárnej regresie je (vytvorenej iba pomocou 100 kalibračných riadkov s údajmi) má nasledujúcu podobu:

$$FIS21 = -0.12355 * IHZ + 0.77017$$

Pri výbere najlepšieho modelu sa používa Akaike information criterion (AIC), ktoré bolo o niečo lepšie pre Lasso ako pre jednoduchú regresiu (AIC pre Lasso = -189 a AIC pre jednoduchú regresiu = -182), ide však o zanedbateľný rozdiel, preto bol na základe priority jednoduchosti v ďalšom postupe vyhodnotený iba model jednoduchej regresie. Vykonané testovania preukázali stabilitu lineárnej regresie, a preto bola následne realizovaná so všetkými 130 hodnotami, ktoré predstavujú výsledný regresný model (obr. 5) vyjadrený rovnicou:

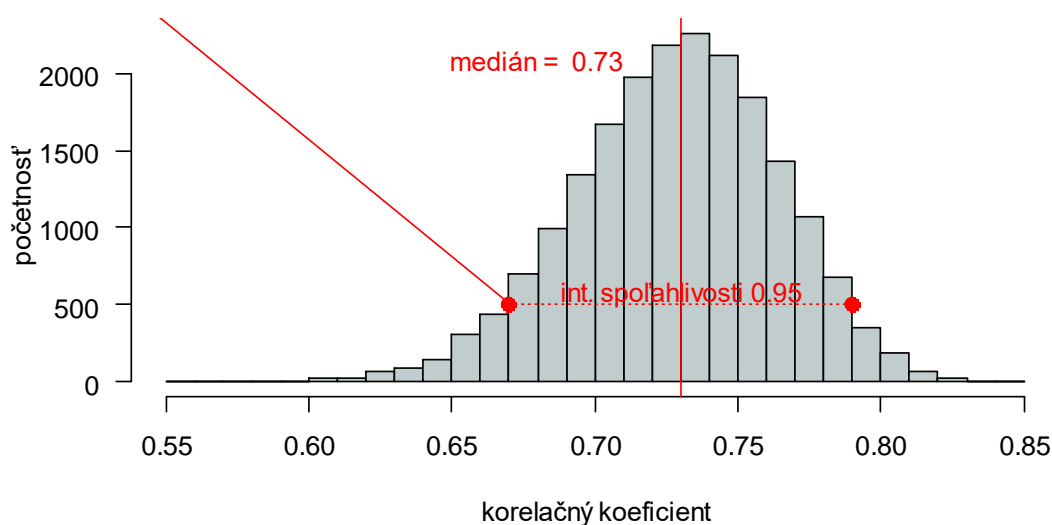
$$FIS21 = -0.13226 * IHZ + 0.80489$$



Obrázok 5. Výsledný regresný model vyjadrujúci vzťah medzi IHZ (HYMO) a FIS21.

Predbežné testovanie tohto modelu sa uskutočnilo v predchádzajúcom postupe rozdelením údajov na kalibračné a testovacie. Pre úplnosť bol výsledný regresný model ďalej validovaný bootstrapovou metódou (typ Monte-Carlo resamplingu; napr. Gentle 2009). Computational Statistics, Springer, New York. Part III: Methods of Computational Statistics. ISBN 978-0-387-98143-7.). Test bol vykonaný na tých istých údajoch, pomocou ktorých sa tvoril model, a to tak, že sa 20 000-krát vyseletovali náhodne iba niektoré z údajov (niektoré s opakovaním) a 20 000-krát sa vypočítal korelačný súčiniteľ medzi výsledkami regresie a príslušnými FIS21 určenými metodikou (obr. 6).

Bootstrap testovanie výsledného modelu



Obrázok 6. Výsledok validácie výsledného regresného modelu vyjadrujúceho vzťah medzi IHZ a FIS21 bootstrapovou metódou (typ Monte-Carlo resamplingu; napr. Gentle 2009).

2.3.5. Transformácia indexu FIS21 na index FISHPOT

Na základe testovania a validácie modelu vyjadrujúceho vzťah medzi IHZ a FIS21, bolo možné ďalej transformovať index FIS21 na index FISHPOT. Index FIS21 slúži na stanovenie ekologického stavu prirodzených vodných útvarov, preto je samozrejmé, že v prípade jeho aplikácie na HMWB, ktoré sú poznačené hydromorfologickými úpravami a zhoršením podmienok pre život a reprodukciu rýb, nemožno predpokladať, že jeho hodnoty sa budú pohybovať v celom teoreticky možnom intervale 0 – 1. Navyše, pri HMWB sa nestanovuje ekologický stav, ale ekologický potenciál, ktorý musí zohľadňovať intenzitu hydromorfologických zásahov do pôvodných PVÚ. Táto intenzita je vyjadrená IHZ (pozri vyššie).

Pri hľadaní potenciálneho modelu medzi IHZ a ekologickým stavom rybích spoločenstiev bol na testovanie použitý ukazovateľ FIS21, pričom jeho najvyššia hodnota na 130 testovaných lokalitách HMWB dosiahla 0,7739 (elektronická príloha APVV160253E1.xlsx). Ide o najvyššiu číselne vyjadrenú hodnotu ekologického stavu zistenú na skúmaných lokalitách a z tohto dôvodu bola použitá ako referenčná hodnota na odvodenie maximálneho ekologického potenciálu rybích spoločenstiev v HMWB.

Index FISHPOT bol teda odvodený preškálovaním hodnôt FIS21, a to tak, že pri transformácii FIS21 na FISHPOT sa hodnota FIS21 pre príslušnú lokalitu vydelená najvyššou možnou hodnotou FIS21 zaznamenanou na testovaných HMWB, t.j. hodnotou 0,7739.

2.3.6. Kalibrácia hraníc medzi triedami indexu FISHPOT

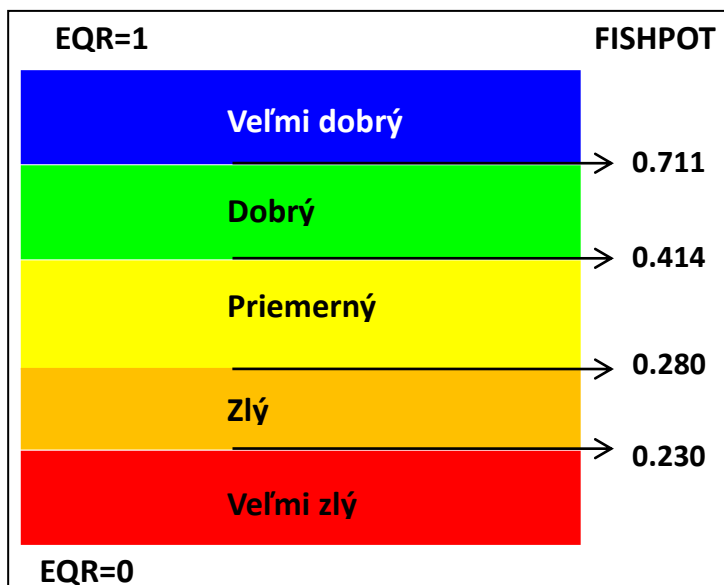
Na to, aby akýkoľvek multimetrický ukazovateľ hodnotenia ekologického stavu alebo ekologického potenciálu vodných útvarov fungoval, je potrebné stanoviť korektné hranice medzi jednotlivými triedami kvality od veľmi dobrej po veľmi zlú. Inými slovami, akýkoľvek ukazovateľ, vrátane indexu FISHPOT, je len číslo, ktoré samé o sebe nič neznamená – skutočný význam nadobudne až vtedy, keď je známa jeho interpretácia. Problém stanovenia korektných hraníc medzi jednotlivými triedami kvality patrí medzi najťažšie riešiteľné problémy pri uplatňovaní multimetrických indexov ekologického stavu, resp. potenciálu.

Pri stanovovaní hraníc medzi triedami indexu FISHPOT sa vychádzalo z kritéria, aby počet lokalít, kde by bol EP v horšej triede ako ES nepresahoval 10% lokalít z testovacej vzorky. Súčasne sa prihliadalo aj na to, aby v prípade lokalít, kde vychádzal EP v horšej triede ako ES, išlo o zhoršenie najviac o jednu triedu. Na základe týchto kritérií, boli navrhnuté hranice medzi jednotlivými triedami EP (Obr. 7).

2.3.7. Harmonizácia indexu FISHPOT s ostatnými biologickými prvkami kvality

Pre účely harmonizácie hodnotenia ekologického potenciálu na základe ichtyocenóz s hodnotením ostatných relevantných prvkov kvality boli použité údaje vstupujúce do Plánov manažmentu správnych území povodia Dunaja a Visly (Vodný plán Slovenska, 2021). Do úvahy sa brali hodnotenia jednak vybraných HMWB, ale aj prirodzených vodných útvarov, ktoré boli zvolené ako najbližšie porovnateľné, resp. vzťažné (hydromorfologicky neovplyvnené alebo menej ovplyvnené) útvary.

Uvedené hodnotenia boli porovnané s hodnotením triedy ekologického potenciálu na základe indexu FISHPOT, resp. zodpovedajúcej hodnoty pomeru ekologickej kvality (PEK; resp.



Obrázok 7. Hranice tried ekologického potenciálu indexu FISHPOT.

EQR = ecological quality ratio). Porovnanie bolo vykonané v prípade 130 záznamov pochádzajúcich z 41 vodných útvarov. Účelom porovnania bolo zharmonizovať výstupy z jednotlivých čiastkových hodnotení a zosúladiť nastavenie hraničných hodnôt pre klasifikáciu výrazne zmenených vodných útvarov podľa rybích spoločenstiev s hodnotením bentických bezstavovcov a tiež s celkových hodnotením ekologického stavu. Dôvodom je, že výsledné celkové hodnotenie ekologického potenciálu v HMWB je dané biologickým prvkom kvality, na základe ktorého bol zatriedený útvar do najhoršej triedy. Avšak uvedený biologický prvok ichtyofauny, ktorý najvýraznejšie reflektuje hydromorfologické zmeny, mal prostredníctvom vyvinutej metriky/indexu preukazne korešpondovať s merateľnými ukazovateľmi hydrológie a morfológie.

Výsledkom harmonizácie bolo potvrdenie funkčnosti indexu FISHPOT vrátane kalibrácie tried ekologického potenciálu rybích spoločenstiev vo vybraných typoch HMWB.

3. Výsledky a diskusia

Za hlavný nástroj na hodnotenie ekologického potenciálu výrazne zmenených vodných útvarov (HMWB) na základe ichtyocenóz bol navrhnutý index FISHPOT odvodený od Slovenského ichtyologického indexu FIS používaného na hodnotenie ekologického stavu prirodzených vodných útvarov (Kováč 2015) a jeho následnej modifikácie FIS21 (pozri vyššie). Pri jeho aplikácii v praxi je potrebné dodržiavať nižšie opísané postupy.

3.1. Zásady odberu vzoriek a spracovania dát

Odber vzoriek sa vykonáva pomocou certifikovaného elektrického prístroja na lov rýb. Monitorovanie musia vykonávať 3-5-členné ichtyologické skupiny (podľa veľkosti toku, na

väčších brodných tokoch by mali pracovať dve skupiny súčasne), a to pod vedením zaškoleného vedúceho skupiny a držiteľa osvedčenia o absolvovaní poučenia o obsluhu zariadenia na lov rýb elektrickým prúdom, ako aj o absolvovaní zaučenia v poskytovaní prvej pomoci pri úraze elektrickým prúdom a overenia vedomostí v zmysle § 20 vyhlášky MPSVaR SR č. 508/2009 Z. z. Pri odbere vzoriek a zhromažďovaní dát sa musia striktne dodržiavať všetky postupy požadované metódou. Na veľkých nebrodných tokoch sa odber vzoriek musí uskutočniť z člnov, so zvýšeným počtom členov ichtyologických skupín, a to podľa miestnych podmienok.

Odber vzoriek je najlepšie uskutočňovať od 16. júla do 30. novembra, a to s prihladením na región, kde sa monitorovaný tok nachádza, tak, aby bola zabezpečená možnosť získať vzorky tohoročných juvenilných rýb (vek 0+). Vyhovujúce na odber vzoriek je aj obdobie od 1. apríla, v závislosti od počasia a prietokových pomerov. Odber vzoriek mimo obdobia od 1. apríla do 30. novembra metóda nepripúšťa. Odber vzoriek sa uskutočňuje výlučne za denného svetla, výnimkou môže byť monitoring veľmi veľkých tokov (napr. Dunaj), pre ktoré v súčasnosti ešte prebieha interkalibrácia národných metód.

Odber vzoriek sa uskutočňuje jednosmerným alebo pulzovaným jednosmerným prúdom. Za broditel'né úseky tokov sa považujú úseky s hĺbkou do 0,7–1 m. Na každých 5-7 m šírky toku je potrebná jedna anóda. To znamená, že pri toku so šírkou 10-14 m treba použiť dve anódy súčasne, pri toku so šírkou 15-20 m tri anódy, atď. Pokiaľ nemá ichtyologická skupina k dispozícii potrebný počet anód súčasne, vykoná odber vzoriek opakovane tak, že najskôr odoberie vzorky z jedného brehu, po nevyhnutnej prestávke (vyčistenie toku, upokojenie ichtyofauny) odoberie vzorky z druhého brehu, potom, ak je tok širší, aj z ďalších 5-7 m širokých pásov vzdialenejších od brehov. Odber sa takto vykonáva dovtedy, kým nie je pokrytá celá broditel'ná šírka toku.

Pri odbere vzoriek je nevyhnutné dbať na to, aby boli vzorky pozorne odobraté zo všetkých mezohabitatov (napr. perejnaté úseky, tíšiny, atď.) a mikrohabitatov (pod konármi stromov, za väčšími kameňmi, atď.), ako aj pri hydromorfologických štruktúrach tvoriacich HMWB, na čo treba dávať osobitný pozor najmä pri širších tokoch. Pri nebroditel'ných tokoch je nutné použiť odber vzoriek z člna. Vzorky sa odoberajú z úsekov pri oboch brehoch, ako aj v otvorenej časti toku. Pri odbere vzoriek z člna je potrebné použiť výkonný prístroj s dostatočnou účinnosťou a nastavením pre odber vzoriek z väčších hĺbok. Dĺžka odberového úseku, resp. monitorovaná plocha, musia zodpovedať veľkosti toku. Najmä dĺžka odberového úseku popri brehovej línii musí byť dostatočná, aby bolo zachytené celé druhové spektrum. Dĺžka úseku, na ktorom sa robí odber vzoriek, má byť 10- až 20-násobkom zavodnenej šírky toku, minimálna dĺžka úseku je 100 m. Pri odbere vzoriek sa všade tam, kde je to možné, odporúča ohraničiť odberový úsek sieťami. Je nevyhnutné presne zaznamenať dĺžku odberového úseku (údaj je nevyhnutný na vypočítanie plochy odberu vzoriek, ktorá sa vypočítava zo šírky účinného záberu anódy, nie zo zavodnenej šírky toku. Plocha, z ktorej bola vzorka odobratá nesmie byť menšia ako 100 m².

Zavodnená šírka toku v metroch sa uvádza ako priemerná šírka toku vo viacerých transektoch odberového úseku toku. Počíta sa zo zavodnenej šírky v čase odberu vzoriek, preto ju treba odmerať priamo v teréne (t.j. nie z mapy).

Z každého odberu sa zhotoví fotodokumentácia tak, aby bolo zrejmé, o aký typ toku ide, t.j. fotografie musia zachytiť celú šírku toku vrátane brehovej línii a pobrežnej vegetácie. Jeden

obrázok treba urobiť smerom po prúde, jeden smerom proti prúdu. V prípade širších tokov sa odporúča urobiť viac záberov tak, aby bol dobre rozoznateľný charakter brehov aj stred toku. Z každého odberu sa zhotoví aj fotodokumentácia z odberu vzoriek, t.j. dve-tri fotografie členov odberného tímu v akcii, prípadne ilustračná fotografia vzorky rýb.

Pri odbere vzoriek je nevyhnutné zaznamenať všetky environmentálne premenné (Kováč 2015) a všetky antropogénne tlaky tak, ako boli dohodnuté v procese interkalibrácie a v procese hodnotenia ekologického stavu vôd pomocou ukazovateľa EFI+ (Kováč 2015).

Pri odbere vzoriek je nevyhnutné zamerať sa na všetky druhy rýb a kruhoústnic, vrátane jedincov menších ako 150 mm celkovej dĺžky. Meria sa celková dĺžka rýb (longitudo totalis). Nazbierané vzorky treba identifikovať na úroveň druhu priamo v teréne a nepoškodené jedince treba opatrne vrátiť naspäť do vody; no jedince, pri ktorých sa druhová príslušnosť nedá určiť jednoznačne v teréne (často ide o juvenilné jedince) je nutné ich narkotizovať a následne fixovať v 4 % roztoku formaldehydu a identifikáciu urobiť v laboratóriu – pri väčšom počte takýchto jedincov, napríklad pri vzorke zo zhluku juvenilov, nie je nutné fixovať celú vzorku, ale iba jej reprezentatívnu časť. Pri druhovej identifikácii nie je prípustné postupovať podľa známeho geografického rozšírenia druhu, ale je nutné dôsledne preveriť druhovú príslušnosť každého jedinca, čo platí najmä pre niektoré ťažšie identifikovateľné druhy, kde je riziko zámenny s iným blízko príbuzným druhom, ako aj pre juvenilné jedince. Každá analyzovaná vzorka by mala obsahovať najmenej 50 jedincov. Pri zápise je nevyhnutné používať jednotné názvoslovie rýb, t.j. výlučne tie druhové názvy, ktoré boli konsenzom prijaté medzinárodnou pracovnou skupinou pre interkalibráciu a používajú sa pri výpočte indexu FIS (Kováč 2015).

Elektronický zápis o odbere vzoriek sa robí tak, ako to určuje Metóda stanovenia ekologického stavu vôd podľa rýb – slovenský ichtyologický index FIS (Kováč 2015).

3.2. Určenie typu rybieho spoločenstva

Základom korektného výpočtu indexu FISHPOT je určenie správneho typu rybieho spoločenstva hodnoteného HMWB. Typy rybích spoločenstiev pre výpočet FISHPOT sú identické s typmi pre výpočet indexov FIS (Kováč 2015), resp. FIS21 (Tab. 7).

3.3. Výpočet indexu FISHPOT a zaradenie do triedy ekologického potenciálu

Pri výpočte indexu FISHPOT treba postupovať nasledovne: v prvom kroku sa pre hodnotený HMWB vypočíta index FIS, a to pomocou softvérového nástroja FIScalc2.3 (Kováč 2015). V druhom kroku sa vypočíta index FIS21, ktorý zahŕňa aj metriky denzity jednotlivých populácií (pozri Materiál a metódy). Referenčné hodnoty pre výpočet FIS21 obsahuje elektronická príloha APVV160253E2.xlsx. V treťom kroku sa hodnota FIS21 pre hodnotený HMWB vydolí hodnotou 0,7739. Výsledná hodnota predstavuje vypočítanú hodnotu indexu FISHPOT, ktorá sa porovná s tabuľkou hraníc medzi triedami ekologického potenciálu HMWB (Obr. 7) a tak určí ekologický potenciál rybích spoločenstiev hodnoteného HMWB. Pre praktické potreby bude vhodné vytvoriť softvérový nástroj FISHPOTcalc, pomocou ktorého sa výpočet indexu FISHPOT bude dať uskutočniť automaticky pre ľubovoľný počet HMWB naraz.

| Bioregión | Provincia | Okres | Zóna | Nadmorská výška | Príklad | č. | |
|-----------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|---|---|--|----|
| Karpaty | Atlantická provincia | Popradský okres | horská zóna | nad 800 m n. m. | horný tok Popradu a prítoky Popradu a Dunajca nad 800 m n. m. | 1 | |
| | | | podhorská zóna | do 800 m n. m. | stredný tok Popradu, ako aj Dunajec a ich prítoky do 800 m n. m. | 2 | |
| | | | zóna | do 500 m n. m. | spodný tok Popradu po sútok s Valaskou vodou do 500 m n. m. | 3 | |
| | Pontokaspická provincia | Hornovážsky | horská zóna | nad 800 m n. m. | pramene a prítoky Váhu nad 800 m n. m. | 4 | |
| | | | prechodný okres | podhorská zóna | do 800 m n. m. | prítoky Váhu do 800 m n. m. | 5 |
| | | Potiský okres | horská zóna | nad 400/500/600 m n. m. | Laborec, Topľa a Ondava nad 400, Slaná, Bodva a Rimava nad 500, Hornád a Torysa nad 600 m n. m., vrátane ich prítokov | 7 | |
| | | | | podhorská zóna | do 400/500/600 m n. m. | prítoky Laborca, Tople, Ondavy do 400 Slanej, Bodvy a Rimavy do 500, Hornádu a Torysy do 600 m n. m. | 8 |
| | | | | zóna | | Laborec, Topľa a Ondava do 400, Torysa a Hornád do 700 m n. m. | 9 |
| | | | nížinná z. | do 200 m n. m. | Hornád, Bodva, Rimava, Slaná a ich prítoky do 200 m n. m. | 10 | |
| | Podunajský okres | horská zóna | nad 500/600/700 m n. m. | prítoky Váhu Nitry a Ipľa nad 500, Turca a Hronu nad 600 a Oravy nad 700 m n. m. | 11 | | |
| | | | podhorská zóna | do 500/600/700 m .n. m. | prítoky Váhu Nitry a Ipľa do 500, Turca a Hronu do 600 a Oravy do 700 m n. m. | 12 | |
| | | zóna | | Váh od VDŽ po sútok s Oravou (r. km 430), Orava, Turiec od ústia po Antonský potok (64,6), Hron od Zvolena po Hámor (265) | 13 | | |
| | | | | Váh od Klanečnice (r. km 142) po VDŽ (255), Hron od Rudna n/Hr. (113) po Zvolen (174), Ipel' od Kalinova (159) po Ipeľský potok (187) | 14 | | |
| | nížinná z. | do 200 m n. m. | Ipeľ a jeho prítoky | 15 | | | |
| | Panónska panva | Pontokaspická provincia | Podunajský okres | podhorská zóna | do 300 m n. m. | malé toky Panónskej panvy | 16 |
| nížinná zóna | | | | do 200 m n. m. | prítoky Dunaja, Moravy, M. Dunaja, Váhu, Nitry, Žitavy a Hronu | 17 | |
| | | | | | Morava | 18 | |
| | | | | | Malý Dunaj, dolný tok Váhu, Nitry, Žitavy, Hronu a Ipľa | 19 | |
| | | | | | Dunaj r. km 1789,5 – 1880,2 | 20 | |
| Dunaj r. km 1708,2 – 1789,5 | | | | 21 | | | |
| Potiský okres | | | nížinná zóna | v Panoniku (do cca 200 až 300 m n. m.) | malé toky povodia Tisy v Panoniku | 22 | |
| | | | | | Bodrog, Latorica, Uh, Tisa, spodný tok Laborca po Strážske (r. km 57,9), Ondavy po Ondavku (r. km 57,6) a Tople po Soľ (r. km 29) | 23 | |

Tabuľka 7. Typológia referenčných rybích spoločenskíev (ichtyocenóz) Slovenska pre výpočet indexu FISHPOT

4. Záver

V rámci projektu APVV-16-0253 bol riešiteľským kolektívom navrhnutý a vyvinutý index FISHPOT ako hlavný nástroj na hodnotenie ekologického potenciálu vybraných výrazne zmenených vodných útvarov (HMWB) na základe ichtyocenóz. Index FISHPOT je odvodený od Slovenského ichtyologického indexu FIS (Kováč 2015), ktorý sa od roku 2011 úspešne používa na hodnotenie ekologického stavu prirodzených vodných útvarov (PVÚ), resp. jeho pripravovanej modifikácie FIS21. Takéto riešenie vyplýva zo skutočnosti, že navrhovaná metodika musí byť v súlade s Rámcovou smernicou o vodách EÚ, konkrétne s usmernením Guidance Document No 4 „Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies“, ktorý určuje, že hodnotiacia schéma ekologického potenciálu HMWB musí vychádzať zo stanovenia Maximálneho ekologického potenciálu (MEP) pre jednotlivé výrazne zmenené vodné útvary (European Commission 2003). Základom pre navrhnutie indexu FISHPOT bolo zistiť, či existuje preukazný vzťah (model) medzi hodnotami indexu hydromorfologických zmien (IHZ) a hodnotami ichtyologického ukazovateľa FIS21. Na tento účel bolo použitých 786 lokalít resp. vodných útvarov (VÚ). Z uvedeného počtu bolo 656 prirodzených vodných útvarov a 130 vodných útvarov kategórie HMWB. Pri hľadaní modelu boli uskutočnené nasledujúce kroky: test variability parametrov, korelačná analýza, regresná analýza, regresný výpočet FIS21 a validácia bootstrapovou metódou. Na základe týchto testov a analýz bol odvodený funkčný model tohto vzťahu, ktorý má podobu $FIS21 = -0.13226 * IHZ + 0.80489$. Následne bol Index FISHPOT odvodený preškálovaním hodnôt FIS21, a to tak, že pri transformácii FIS21 na FISHPOT sa hodnota FIS21 pre príslušnú lokalitu vydelená hodnotou 0,7739. Hranice piatich tried ekologického potenciálu vyjadrené indexom FISHPOT boli stanovené nasledovne: $1 - 0,711 =$ trieda 1, $0,710 - 0,414 =$ trieda 2, $0,413 - 0,280 =$ trieda 3, $0,279 - 0,230 =$ trieda 4, $0,229 - 0,000 =$ trieda 5. Index FISHPOT bol úspešne harmonizovaný s ostatnými biologickými prvkami ekologického potenciálu a je pripravený na aplikáciu v praxi.

5. Zloženie riešiteľského kolektívu

Na riešení projektu APVV-16-0253 sa zúčastnili nasledujúci riešitelia:

Prof. RNDr. Vladimír Kováč, CSc., Prof. Ing. Milan Čistý, PhD., Prof. Ing. Viliam Macura, PhD., Ing. Andrej Škrinár, PhD., RNDr. Jarmila Makovinská, CSc., RNDr. Emília Mišíková-Elexová, PhD., Mgr. Barbora Števovej, PhD., Mgr. Kristína Slovák Švolíková, PhD., Mgr. Daniel Gruľa, PhD., Mgr. Kristína Žitňanová (Hôrková), PhD., Ing. Soňa Ščerbáková, PhD., Ing. Miroslav Očadlík, PhD., Ing. Elena Rajczykova, PhD., Ing. Martina Majorošová, Mgr. Zuzana Vráblová, Mgr. Katarína Jakubčinová, PhD., Ing. František Cyprich, Ing. Gréta Doláková, Mgr. Pavlína Mosná, Edita Kohýlová.

6. Literatúra

European Commission 2003: Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance Document No 4, Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies. Produced by Working Group 2.2 – HMWB. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2003, ISBN 92-894-5124-6, ISSN 1725-1087.

Gentle, J. E. 2009: Computational Statistics, Springer, New York. Part III: Methods of Computational Statistics. ISBN 978-0-387-98143-7.

Kováč, V. 2010: Dopracovanie metodiky stanovenia ekologického stavu vôd podľa rýb. Záverečná správa, aktualizovaná verzia, AQ-BIOS, 41 s.

Kováč V. 2015: Metóda stanovenia ekologického stavu vôd podľa rýb – slovenský ichtyologický index FIS. In: Makovinská J., Mišíková-Elexová E., Rajczyková E., Baláži P., Plachá M., Kováč V., Fidlerová D., Ščerbáková S., Lešťáková M., Očadlík M., Velická Z., Horváthová G., Velegová V. Metodika monitorovania a hodnotenia vodných útvarov povrchových vôd Slovenska. Výskumný ústav vodného hospodárstva, Bratislava, Slovakia, s 21–44.

Pont, D., Hugueny, B., Roset, N., Rogers C. 2004: Development, Evaluation & Implementation of a Standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers - A Contribution to the Water Framework Directive (FAME). Final Report, WP6-8, 59 s.