



## Vízfolyások HMMFI indexcsaláddal végzett ökológiai állapotminősítésének hely- és időhatással, valamint a minősítéshez használt minták számával való kapcsolata

### Effect of the site, time, and sample size on the fish based ecological status assessment of rivers in Hungary

Sály P.<sup>1,2</sup>, Erős T.<sup>3,4</sup>

<sup>1</sup>HUN-REN Ökológiai Kutatóközpont, Vízi Ökológiai Intézet, Budapest

<sup>2</sup>HUN-REN Víz tudományi és Vízbiztonsági Nemzeti Laboratórium, Ökológiai Kutatóközpont, Vízi Ökológiai Intézet, 1113 Budapest, Karolina út 29.

<sup>3</sup>HUN-REN Balatoni Limnológiai Kutatóintézet, Tihany

<sup>4</sup>HUN-REN Víz tudományi és Vízbiztonsági Nemzeti Laboratórium, Balatoni Limnológiai Kutatóintézet, 8237 Tihany, Klebelsberg Kuno utca 3.

**Kulcsszavak:** halak; G–M ökológiai minőségi osztályok bizonytalansága; hely–idő kölcsönhatás; mintanagyság; monitorozás; Víz Keretirányelv; vízgyűjtő-gazdálkodási terv  
**Keywords:** fishes, uncertainty of G–M ecological quality classes, site–time interaction; sample size, monitoring; Water Framework Directive; River Basin Management Plan

#### Abstract

The ecological status assessment of water bodies (i.e., river sub-basins) under the Water Framework Directive of the European Union includes fish as one of the groups of organisms indicating the biological quality. The fish-based assessment tool in Hungary is a six-member family of river type-specific quality indices, the Hungarian Multimetric Fish Index family (HMMFI). The aim of this study was to acquire knowledge on the relationship between the HMMFI assessment and the number of samples used in the assessment. We evaluated the site and time effects of the samples collected within a single water body on the EQR, Ecological Quality Ratio, (river types 2–5); the effect of time and shoreline type (riprap and natural) on the EQR (river type 6, Danube); the relationship between the EQR of the water body and the number of samples used for the assessment (river types 2–5); the relationship between the EQR of a single sample and the number of the sub-samples used to construct the sample (river type 6, Danube); and the uncertainty about the *good–moderate* classification (river types 2–6). Results suggest that the outcome of the HMMFI assessment depends on the interaction between the sampling sites and time (season) of the sampling. The variability of the results of the assessment across sampling sites and sampling times refers to the responsiveness of the HMMFI index to the ecological heterogeneity, and it can not be regarded as a weakness of the assessment method. Fish-based ecological assessments of the water bodies under the WFD should use samples that are collected from multiple sites per water body and the same period of the year to mitigate the sensitivity of the assessment method to the spatial and temporal heterogeneity within the water bodies.

#### Kivonat

A Víz Keretirányelv (VKI) elvárása szerint a vízfolyások részvízgyűjtőinek (víztesteknek) ökológiai állapotértékelése a halak alapján történő minősítést is magába foglalja. Magyarországon a víztestek halakkal történő ökológiai állapotértékelése a VKI keretei között a Magyar Multimetrikus Halindex-család (HMMFI) alkalmazásával típusspecifikusan, hat vízfolyás-típus szerint történik. Kutatásunk célja a HMMFI minősítés és a minősítéshez használt minták száma közötti kapcsolat megismerése volt. Megvizsgáltuk az egy víztesten belüli minták EQR értékre (*Ecological Quality Ratio*) gyakorolt hely- és időhatását (2–5-ös vízfolyás-típusok); a mintavételi egységek EQR értékre gyakorolt idő- és partjelleg hatását (6-os vízfolyás-típus); a vízgyűjtő minősítésének EQR értéke és a minták száma közötti kapcsolatot (2–5-ös vízfolyás-típusok); egy minta minősítésének EQR értéke és a minta kialakításához használt mintavételi egységek száma közötti kapcsolatot (6-os vízfolyás-típus); valamint számszerűsítettük az egy minta minősítésének jó minőségi osztályba való tartozásra vonatkozó bizonytalanságot (2–6-os vízfolyás-típusok). Az eredmények a legtöbb esetben arra

utalnak, hogy a minősítés eredménye függ a mintavételi helyek és időpontok (évszakok) kölcsönhatásától. A minősítési eredmény helyek és időpontok közötti változása a minősítő index térbeli és időbeli ökológiai heterogenitásra való reagálóképességét sejteti, és nem az index gyengesége. A térbeli és időbeli érzékenység mérséklése érdekében a víztestek VKI szerinti minősítését víztestenként több mintavételi helyről, az év azonos időszakában gyűjtött minták felhasználásával célszerű elvégezni.

## 1. Bevezetés

A felszíni vizek VKI szerint történő állapotminősítésének feladata a víztestek (*water bodies*) általános állapotának értékelése. Az állapotminősítési eljárás magába foglalja a víztesten kijelölt helyszíneken történt mintavételt (adatgyűjtés); az ökológiai állapot biológiai, fizikai-kémiai, és hidromorfológiai szempontokon alapuló felmérését; a kémiai állapot felmérését; végül a víztest általános állapotának megállapítását, amely nem más, mint az ökológiai állapot és a kémiai állapot közül a gyengébbik. A VKI iránymutatásai szerinti vízgyűjtő-gazdálkodás célja a víztestek jó állapotának elérése, és fenntartása (Európai Parlament, Európai Unió Tanácsa 2000).

Hazánkban a víztestek (vízfolyások részvízgyűjtőinek) halakkal történő ökológiai állapotminősítése a Magyar Multimetrius Halindex-családdal (*Hungarian Multimetric Fish Index*) történik (Sály & Erős 2016). Az indexcsalád típus-specifikus minősítési eszköz, ami azt jelenti, hogy a halközösségek alapján felállított hattagú vízfolyás-típlógia minden tagját (1 SMS: középhegységi patakok; 2 HLS: dombvidéki kisvízfolyások; 3 HLR: dombvidéki folyók; 4 LLS: síkvidéki kisvízfolyások; 5 LLR: síkvidéki folyók; 6 Duna) külön indexszel kell minősíteni.

A minősítés megbízhatóságát alapvetően meghatározza a mintavételi helyszín (vízfolyás-szakasz) jellegének víztestre vonatkozó általánosíthatósága (mintavételi hely víztestre vonatkozó reprezentativitása), illetve a gyűjtött adatok valós halegyüttesre vonatkozó általánosíthatósága (minta-representativitás). A mintavételi hely víztestre vonatkozó reprezentativitását lokális emberi beavatkozások módosíthatják, például a mintázandó szakaszon történt mederkotrás, kövezéses parterősítés. A minta-representativitást a halak foghatóságára gyakorolt hatásukon keresztül a mintavétel környezeti körülményei befolyásolják (Sály et al. 2021), melyek időben változóak. Például egy levonuló árhullám magas vízállásánál, vagy a medret teljesen benövő növényzeten keresztül történt gázolással vett minták kisebb eséllyel tartalmazhatják a vizsgált vízben élő halfajok mindegyikét, mint ugyanazon a helyszínen normál vízállásnál, avagy a növényzet nyári elburjánzása előtti időszakban vett minták. Emellett a halegyüttesek lokális összetétele az év során természetes ökológiai folyamatok miatt is változik: tavasszal, kora nyáron a felnőtt egyedek az ívási területekre koncentrálnak, ősszel a felnövekvő ivadékok mennyisége dominálja az állományt. Ezért kézenfekvő az a feltételezés, hogy egy víztest ökológiai állapotminősítésének megbízhatósága függ a mintavételi helyek számától és a mintavételek időbeni ismétlésétől: több helyről és több időből származó mintákkal végzett minősítés várhatóan megbízhatóbb eredményhez vezet, mint az egy helyszínről, egy alkalommal gyűjtött minta alapján történt minősítés. Másfelől, a minták számának térbeli és/vagy időbeli növelése egy bizonyos mintaszám felett feltételezhetően már nem javítja számottevően a minősítési eredményt, ráadásul az adatgyűjtésre fordítható költségek (szakember, idő, pénz) korlátossága rendszerint nem teszi lehetővé azt, hogy egy víztesten rendszeresen nagyszámú mintavétellel végezzenek halállomány-felmérést. Mindezekből adódóan a minősítési eljárás működési hatékonysága nem csupán a minősítési indexek minőségén, hanem a monitorozási gyakorlat mintavételi elrendezésén is múlik (Sály 2023).

A HMMFI index alkalmazási javaslata, hogy amennyiben egy víztestről több minta (azaz különböző vízfolyás-szakaszokról és/vagy különböző időpontokban gyűjtött adatok) áll rendelkezésre a minősítéshez, akkor azok külön-külön történt minősítésével nyert EQR értékek átlaga alapján történjen a víztest ökológiai állapotának megállapítása. Ez az eljárás mérsékli az egyes minták közötti idő- és térbeli különbségek minősítésre gyakorolt hatását. Bár a HMMFI index-család a szakértői véleményekkel történt validáció, és az eddigi alkalmazások tapasztalatai alapján (Nyeste et al. 2019, Somogyi & Bodnár 2020) is megbízható minősítési eszköznek tűnik, még nem vizsgálták meg, hogy milyen kapcsolat van

a HMMFI indexszel történt minősítés és az egy víztestről származó minták száma és gyűjtési időszaka között.

Jelen kutatásunk célja, hogy bemutassa a HMMFI index minősítésének mintaszámmal való kapcsolatát, értékelje és felülvizsgálja a halakkal történő ökológiai állapotminősítés módszertanát. Konkrétan, megvizsgáljuk, hogy:

- az 1–6-os vízfolyástípusokra vonatkozóan, a víztesten belüli minták szórásának feltételében, mekkora egy minta *jó* minőségi osztályba való tartozásának bizonytalansága;
- az 1–5-ös vízfolyástípusokra vonatkozóan, egy víztesten belül a különböző helyekről, időben ismételt vett minták EQR értékeit befolyásolja-e térbeli (helyhatás), illetve időhatás (évszakok);
- az 1–5-ös vízfolyástípusokra vonatkozóan, hogyan változik a minősítés EQR értéke a víztesten belüli helyek számának növelésével;
- a 6-os vízfolyás-típusra (Duna) vonatkozóan, az évszakosság, és a part módosíthatósága (kövezéses parterősítés) hat-e a mintavételi egységekből származtatott EQR értékekre;
- a 6-os vízfolyástípusra (Duna) vonatkozóan, hogyan változik a minősítés EQR értéke a minősítésre használt mintában levő mintavételi egységek számának növelésével.

Tanulmányunkban *mint*a kifejezés alatt egy adott mintavételi helyszínen (vízfolyás-szakaszon), egy adott időpontban, a halakkal történő ökológiai állapotminősítés útmutatójában (Erős et al. 2020) megadott és a vizsgált vízfolyás-típusnak megfelelő módszerrel gyűjtött adatokat értjük. Így egyetlen minta több térben elkülönült mintavételi egység (rész minta, mintavételi szakasz) adatait is tartalmazhatja (pl. a mintázott víztér természetességi jellegétől, és mintázhatóságától függően a típusra javasolt mintázandó szakasz hossz több kisebb egységre [mintavételi egységek] bontható), de a HMMFI-vel való értékeléskor ezek adatait egybevonat, egyetlen mintaként kell értékelni.

## 2. Anyag és módszer

### 2.1. Vizsgálati elrendezés

A vizsgálathoz a rendelkezésre álló víztest-hal adatokból olyanokat használtunk fel, melyeknél adott víztesten belül több különböző időpontban történt mintavétel, és minden egyes mintavételkor ugyanazon helyeket (minimum három darabot) mértek fel. Az időpontok kiválasztásának szempontja az volt, hogy az időben ismételt felmérések egy naptári éven belül legyenek, hogy az évek közötti különbségek esetleges zavaró hatása ne befolyásolja az eredményeket. A halállomány-szerkezetben levő évek közötti különbségek származhatnak populációdinamikai folyamatokból (ciklusok, trendek) és véletlenszerű egyszeri (pl. katasztrófa) vagy hosszabb ideig fennálló emberi beavatkozásokból.

Az adatválogatási szűrés olyan keresztfaktoros vizsgálati elrendezéshez vezetett, amely egy adott víztesten belül legalább három ugyanazon a helyen, tavasszal (SP), nyáron (SU) és ősszel (AU) vett mintákat tartalmaz (A1. táblázat). Az ilyen vizsgálati elrendezések sajátossága, hogy egy konkrét hely-idej kombinációban vett mintából nem tartalmaz ismétléseket.

Az adatok leválogatását vízfolyástípusonként egy-egy víztestre vonatkozóan végeztük. Azonban az 1-es típus (1 SMS) esetén nem volt olyan víztest, melyen legalább három helyszínen történt volna időben ismételt adatgyűjtés. Ezért ezt a típust kihagytuk a vizsgálatból. A Duna esetén csupán egyetlen térségből, Paks környékéről (vízgyűjtőkód: AOC754), 2020. évben tavasszal, nyáron, és ősszel, éjszakai parti elektromos halászattal gyűjtött adatokat használtunk. Tavasszal 17 db, nyáron és ősszel 18-18 db, egyenként 500 m hosszú mintavételi szakasz volt mintázva, melyek között durván fele-fele arányban volt

mesterséges kövezéses partú és természetes homokos–kavicsos partú mintavételi szakasz (A2. táblázat).

## 2.2. Adatelemzés

Az adatelemzéseket minden típusra külön-külön végeztük el. Az 1–5 típusokra vonatkozóan becslést végeztünk a *jó* minőségi osztályba tartozás bizonytalanságának valószínűségi eloszlására. Megvizsgáltuk a mintavételi helyek és időpontok közötti kölcsönhatást. A minták számának növelése mellett minősítettük a víztesteket. A 6 *Duna* típusra vonatkozóan megvizsgáltuk az évszak (idő) és a partjelleg 500 m-es mintavételi egységek minősítéséből származó EQR értékekre gyakorolt hatását. Elvégeztük a mintavételi egységek összevonásából képzett minták minősítését a mintavételi egységek számának növelése mellett. Valamint, szintén megbecsültük a *jó* minőségi osztályba tartozás bizonytalanságát.

### 2.2.1. Jó minőségi osztályba tartozás bizonytalansága (2–6 típusok)

A víztestek HMMFI indexszel való ökológiai minősítése a víztestek tényleges (valódi) ökológiai állapotának becslése. Tekintettel a jó–mérsékelt (*good–moderate*, G–M) minőségi osztályok határértékére (EQR = 0.6), gyakorlati szempontból egy adott víztest minősítésekor, a minősítés (becslés) eredményétől függően két bizonytalansági kérdés merülhet fel:

- Első eset: minősítés eredménye gyengébbnek adódik, mint a *jó* minőségi osztály (EQR  $\leq$  0.6). Kérdés: ha a minősítéssel megfigyelt EQR nem érte el a G–M határt, akkor mekkora a valószínűsége annak, hogy a víztest tényleges ökológiai állapota valóban nem éri el a *jó* minőséget?
- Második eset: minősítés eredménye *jónak*, vagy *kiváló* adódik (EQR > 0.6). Kérdés: ha a minősítéssel megfigyelt EQR meghaladta a G–M határt, akkor mekkora a valószínűsége annak, hogy a víztest tényleges ökológiai állapota valóban *jó* vagy *kiváló*?

Egy minta minősítésére vonatkozó bizonytalanság becsléséhez *t*-eloszlást használtunk. Feltételezve, hogy a minősítés során a konkrét megfigyelt EQR érték a víztest átlagos (tipikus) ökológiai állapotának becslése, kiszámítottuk, hogy mekkora a valószínűsége annak, hogy az EQR-nak mint valószínűségi változónak a tényleges, valódi átlaga (azaz a vizsgált paraméter) kisebb legyen, mint a G–M határérték. Ezt a valószínűséget az EQR lehetséges értékeinek (0–1) teljes tartományán meghatároztuk, ami így a bizonytalanság megfigyelt EQR értékek melletti eloszlását eredményezte, egy mintán alapuló minősítés esetére. A számításához használt formula:

$$t_{krit} = \frac{EQR_{GM} - EQR_{obs}}{s}$$

ahol  $t_{krit}$  a G–M határérték és a megfigyelt EQR közötti eltérés standardizált értéke (próbataszitika);  $EQR_{GM}$  a G–M határérték;  $EQR_{obs}$  a minősítéskor kiszámított (megfigyelt) EQR;  $s$  az EQR standard hibája. A standard hibát a 2–5 típusok esetén az adott víztesten belüli minták ( $n$ ) EQR értékeinek szórásával, míg a 6 *Duna* típus esetén  $k$  db mintavételi egységből képzett  $n = 50$  db random minta minősítéséből kapott EQR értékek eloszlásának (ld. 2.2.5 fejezet) szórásával becsültük  $k = 5$  és  $k = 10$  mintavételi egységre vonatkozóan. A próbataszitika-hoz tartozó valószínűségeket  $df = n - 1$  szabadsági fokú *t*-eloszlásból azonosítottuk.

A valószínűség értelmezése:

- Első eset ( $EQR_{obs} \leq EQR_{GM}$ ): egy bizonyos  $EQR_{obs}$ -hoz tartozó valószínűség annak a valószínűsége, hogy a víztest valódi ökológiai állapota ténylegesen gyengébb, mint a *jó* állapot. A valószínűség komplementere ( $1 - P$ ) annak az esélyét jelzi, hogy a

víztest tényleges ökológiai állapota valójában legalább jó, annak ellenére, hogy az adatokból *mérsékelt* vagy rosszabb állapotot becsültünk.

- Második eset ( $EQR_{obs} > EQR_{GM}$ ): egy bizonyos  $EQR_{obs}$ -hoz tartozó valószínűség annak a valószínűsége, hogy víztest tényleges ökológiai állapota valójában *mérsékelt* vagy rosszabb, annak ellenére, hogy az adatokból *jó* vagy *kiváló* állapotot becsültünk. A valószínűség komplementere ( $1 - P$ ) annak az esélyét jelzi, hogy a víztest valódi ökológiai állapota ténylegesen legalább *jó* állapot.

### 2.2.2. Mintavételi helyek és időpontok közötti kölcsönhatás (2–5 típusok)

A mintavételi helyek és időpontok közötti kölcsönhatás általánosságban azt jelenti, hogy a minősítés eredményének (EQR) mintavételi helyek közötti eloszlása időben változik. Például, ha egy víztesten belül két mintavételi helyen, két alkalommal történik adatgyűjtés, akkor a hely–idő kölcsönhatás következtében lehetséges, hogy az első alkalommal az egyik, míg a második alkalommal a második hely EQR értéke lesz nagyobb. Ugyanakkor, ha a hely–idő kölcsönhatás nem áll fent, akkor a két hely EQR értéke közötti különbség az első időpontban és a második időpontban is azonos.

A hely–idő kölcsönhatást kétfaktoros varianciaelemzéssel,  $\alpha = 0.05$  szinten, permutációs eljárással (iterációk száma: 999) teszteltük (ANOVA), melyben a minták helye és időpontja fix faktorként szerepelt (model 5; Legendre et al. 2010). Amennyiben az interakció nem volt szignifikáns, az EQR helyek közötti (hely főhatás), illetve időpontok közötti (idő főhatás) különbözőségét, hagyományos kétfaktoros ANOVA-val teszteltük. Azonban, szignifikáns hely–idő interakció esetén, a hely és idő főhatások tesztelésére beágyazásos elrendezésű, permutációs (iterációk száma: 999) ANOVA modellt használtunk (model 6a, model 6b, Legendre et al. 2010).

### 2.2.3. Mintaszám és a minősítés kapcsolata (2–5 típusok)

A hely–idő kölcsönhatás fennállása esetén az EQR és a mintaszám kapcsolatának vizsgálatakor a különböző időkből gyűjtött minták összevonása nem értelmes, mert az adott helyre kiszámított minták értékét, így adott mintaszám melletti átlagos EQR értékét (variabilitását) is befolyásolja a gyűjtés ideje. Hasonlóképpen, ha a hely–idő kölcsönhatás nem igazolódik, de a mintavételi helyek EQR értéke időben változik (romlik vagy javul a víztestek ökológiai állapota), az EQR–mintaszám kapcsolat vizsgálatához szintén nem értelmes belevonni a különböző időpontokban gyűjtött mintákat. Ezért szignifikáns hely–idő interakció, avagy annak hiányában szignifikáns idő főhatás esetén a helyek számának növelésével történt minősítést időpontonként külön-külön végeztük.

Kiindulási lépésként minden mintát minősítettünk a HMMFI indexszel, amelynek eredménye a mintákra kiszámított EQR. Majd a mintaszám ( $k = 1, \dots, n$ ) függvényében random visszatevéssel kiválasztottunk  $k$  db mintát és azok EQR értékét átlagoltuk. Ezt az eljárást minden mintaszám mellett 10 random lépésben ismételtük. Eredményül a  $k$  db mintából átlagolt EQR 10 db ismétlés közötti eloszlását kaptuk.

### 2.2.4. Évszakok és partjelleg hatása (6 Duna típus)

Mivel az időben ismételt dunai minták egyetlen térségből származtak, a Duna esetén nem vizsgáltunk hely–idő kölcsönhatást. Ugyanakkor megvizsgáltuk az évszak, valamint a partjelleg 500 m-es mintavételi egységek minősítéséből származó EQR értékekre gyakorolt hatását. Ehhez kétfaktoros általános ANOVA modellt használtunk.

### 2.2.5. Mintavételi egységek száma és a minősítés kapcsolata (6 Duna típus)

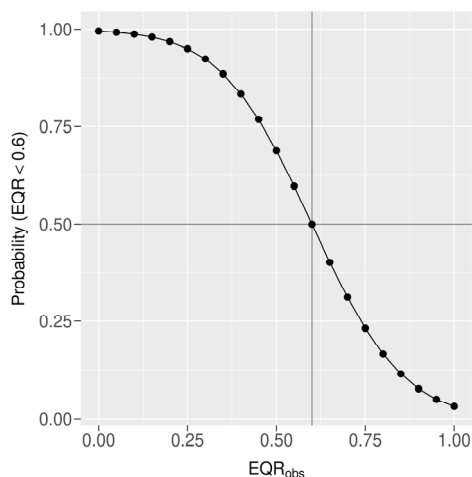
Mivel az előzetes eredmények szerint az évszak és a partjelleg befolyásolta a mintavételi egységek EQR értékét, a mintavételi egységek számának minta EQR-ral való kapcsolatát évszak és partjelleg szerinti bontásban, és az évszak és a partjelleg figyelmen kívül hagyása esetén is vizsgáltuk.

Kiindulásként visszatevéssel kiválasztottunk  $k = 1, \dots, 10$  db mintavételi egységet (500 m-es mintavételi szakasz haladatai), majd azokat fajonként összevontuk, végül a HMMFI indexel minősítettük a mintát. Mindezt 50 random ismétlésben végeztük, mely adott  $k$  mintavételi egységből képzett minták EQR értékének 50 ismétlés közötti eloszlását adta eredményül.

### 3. Eredmények

#### 3.1.2 HLS: dombvidéki kisvízfolyások típus

A vizsgálati elrendezés az AEP363 kódú víztesten (Bükkösd-víz, Okorvölgyi-patak) öt hely, 2019-ben három alkalommal (tavasz, nyár, ősz) történt felmérésének adatait tartalmazta. Annak valószínűsége, hogy egy adott mintára elvégzett minősítés EQR értéke ( $EQR_{obs}$ ) mellett, a mintázott víztest valódi ökológiai állapotához tartozó EQR érték kisebb, mint a G–M határérték, az 1. ábrán és a B1. táblázatban látható.

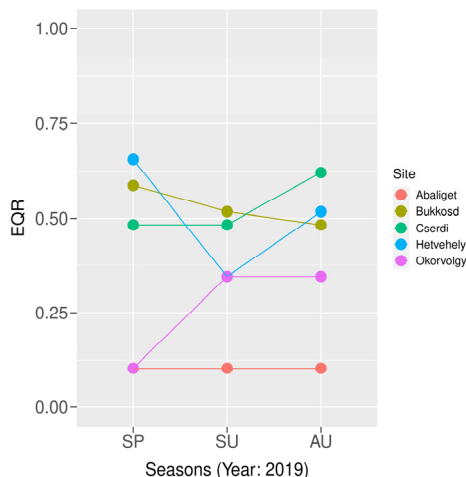


1. ábra. Egy mintából megfigyelt adott EQR érték ( $EQR_{obs}$ ) mellett, annak valószínűsége, hogy a víztest tényleges ökológiai állapotához tartozó (valódi) EQR kisebb, mint a G–M határérték (0.6), a dombvidéki kisvízfolyások típusnál (2 HLS, víztestkód: AEP363). A függőleges sötét vonal a G–M határértéket (0.6), a vízszintes sötét vonal a legnagyobb bizonytalanságot jelentő  $P = 0.5$  valószínűséget jelöli. Ha  $EQR_{obs} \leq 0.6$ , akkor az ábra függőleges sötét vonaltól balra eső része (első eset), ha  $EQR_{obs} > 0.6$ , akkor az ábra függőleges sötét vonaltól jobbra eső része az informatív (második eset)

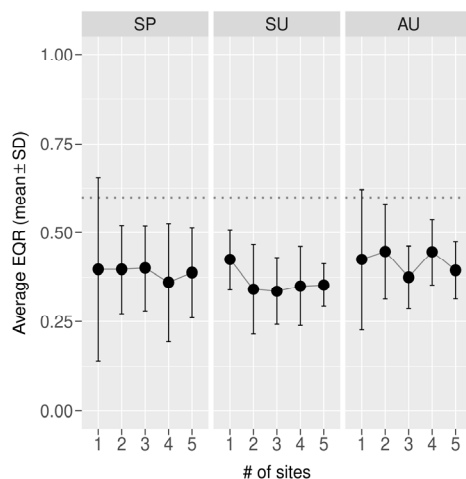
Fig. 1. For a given EQR value ( $EQR_{obs}$ ) observed in a sample, the probability that the (true) EQR associated with the actual ecological status of the water body is less than the good-moderate (G–M) boundary (0.6). The vertical line shows the G–M boundary, and the horizontal line denotes the highest uncertainty ( $P = 0.5$ ). River type 2, wadeable highland streams (2 HLS), water body ID AEP363

A hely–idő interakció szignifikáns hatású volt (2. ábra, C1. táblázat), azonban önmagában sem a hely, sem az idő főhatások nem voltak jelentősek (C2. táblázat). Például, a hely–idő kölcsönhatás egyik szembeötlő formája volt, hogy az öt mintavételi hely közül 2019 tavaszán a hetvehelyi mintának volt a legmagasabb az EQR értéke: 0.65, 2019 nyarán viszont erre a helyre az EQR már csak 0.34-nek adódott, amelytől két másik helynek is (Abaliget és Cserdi) számottevően nagyobb volt az EQR-ja.

Az adott mintaszám ( $k$ ) minősítéséből kiszámított átlagos EQR 10 random ismétlés közötti eloszlása tavasszal és ősszel hasonlóbb volt egymáshoz, mint a nyári időszak másik két időszakhoz viszonyított eloszlása. A 10 ismétlés eloszlásának középértékei (átlag és medián) a mintaszám növelésével nem változtak számottevően, de ez a mintázat évszakonként kissé módosult. Az átlagos EQR ismétlések közötti véletlen ingadozása tavasszal és ősszel  $k = 1$  mintaszámnál volt legmagasabb, nyáron pedig  $k = 2$  mintaszámnál (3. ábra, D1. táblázat).



2. ábra. Hely-idő kölcsönhatás a dombvidéki kisvízfolyások típusnál (2 HLS, víztestkód: AEP363)  
 Fig. 2. Site:Time interaction in river type 2, wadeable highland streams (2 HLS), water body ID AEP363



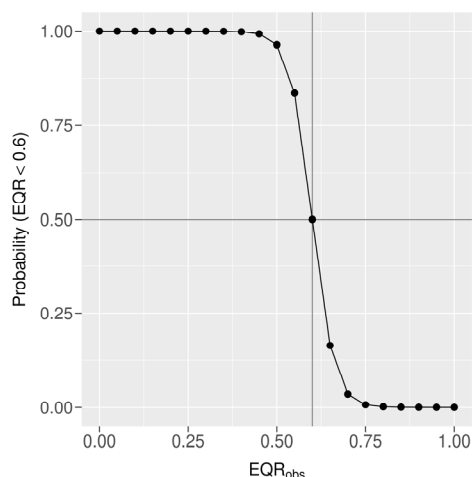
3. ábra. Adott számú minta átlagos EQR értékének változása a mintaszám növelésével évszakonkénti bontásban, a dombvidéki kisvízfolyások típusnál (2 HLS, víztestkód: AEP363). A sötét pontok 10 random ismétlésből számított átlagot, a függőleges hibaszávok az egyszeres szórást jelölik. Az átlagos EQR kb. 68%-os eséllyel az egyszeres szórás tartományába esik. A vízszintes pontozott vonal a G–M határt jelzi

Fig. 3. Average of the EQRs of samples collected from a given number of sites (river type 2, wadeable highland streams (2 HLS), water body ID AEP363). Dots denote the means of 10 random iterations, and the error bars show the standard deviations. The horizontal dotted line denotes the good-moderate (G–M) boundary (0.6)

### 3.2. 3 HLR: dombvidéki folyók típus

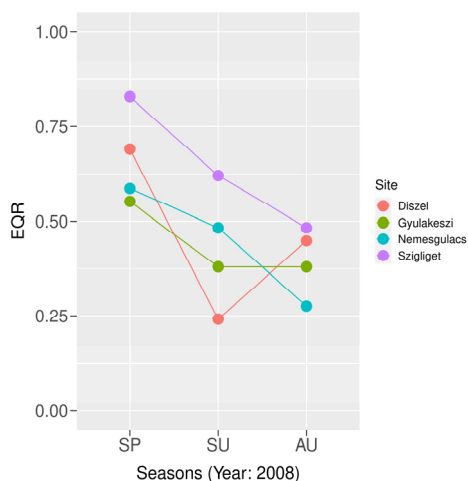
A vizsgálati elrendezés az AEQ146 kódú víztesten (Zala-folyó) három hely, 2009-ben három alkalommal (tavasz, nyár, ősz) történt felmérésének adatait tartalmazta. Annak valószínűsége, hogy egy adott mintára elvégzett minősítés EQR értéke ( $EQR_{obs}$ ) mellett, a mintázott víztest valódi ökológiai állapotához tartozó EQR érték kisebb, mint a G–M határérték, a 4. ábrán és a B1. táblázatban látható.

A hely-idő interakció szignifikáns hatású volt (5. ábra, C1. táblázat), azonban önmagában sem a hely, sem az idő főhatások nem voltak jelentősek (C2. táblázat).



4. ábra. Egy mintából megfigyelt adott EQR érték ( $EQR_{obs}$ ) mellett, annak valószínűsége, hogy a víztest tényleges ökológiai állapotához tartozó (valódi) EQR kisebb, mint a G–M határérték (0.6), a dombvidéki folyók típusnál (3 HLR, víztestkód: AEQ146). A függőleges sötét vonal a G–M határértéket (0.6), a vízszintes sötét vonal a legnagyobb bizonytalanságot jelentő  $P = 0.5$  valószínűséget jelöli. Ha  $EQR_{obs} \leq 0.6$ , akkor az ábra függőleges sötét vonaltól balra eső része (első eset), ha  $EQR_{obs} > 0.6$ , akkor az ábra függőleges sötét vonaltól jobbra eső része az informatív (második eset)

Fig. 4. For a given EQR value ( $EQR_{obs}$ ) observed in a sample, the probability that the (true) EQR associated with the actual ecological status of the water body is less than the good-moderate (G-M) boundary (0.6). The vertical line shows the G-M boundary, and the horizontal line denotes the highest uncertainty ( $P = 0.5$ ). River type 3, non-wadeable highland rivers (3 HLR), water body ID AEQ146

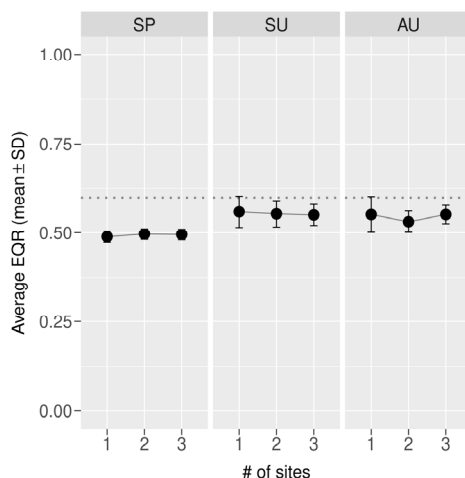


5. ábra. Hely-idő kölcsönhatás a dombvidéki folyók típusnál (3 HLR, víztestkód: AEQ146)

Fig. 5. Site:Time interaction in river type 3, non-wadeable highland rivers (3 HLR), water body ID AEQ146

Az adott mintaszám ( $k$ ) minősítéséből kiszámított átlagos EQR 10 random ismétlés közötti eloszlása nyáron és ősszel hasonlóbb volt egymáshoz, mint a tavaszi időszak másik két időszakhoz viszonyított eloszlása. A 10 ismétlés eloszlásának középértékei (átlag és medián) a mintaszám növelésével nem változtak számottevően. Az átlagos EQR ismétlések közötti véletlen ingadozása tavasszal igen alacsony, nyáron és ősszel alacsony volt és a mintaszám növelésével csökkent (6. ábra, D2. táblázat).





6. ábra. Adott számú minta átlagos EQR értékének változása a mintaszám növelésével évszakonkénti bontásban, a dombvidéki folyók típusnál (3 HLR, víztestkód: AEQ146). A sötét pontok 10 random ismétlésből számított átlagot, a függőleges hibasávok az egyszeres szórást jelölik. Az átlagos EQR kb. 68%-os eséllyel az egyszeres szórás tartományába esik. A vízszintes pontozott vonal a G–M határt jelzi

Fig. 6. Average of the EQRs of samples collected from a given number of sites (river type 3, non-wadeable highland rivers (3 HLR), water body ID AEQ146). Dots denote the means of 10 random iterations, and the error bars show the standard deviations. The horizontal dotted line denotes the good-moderate (G-M) boundary (0.6)

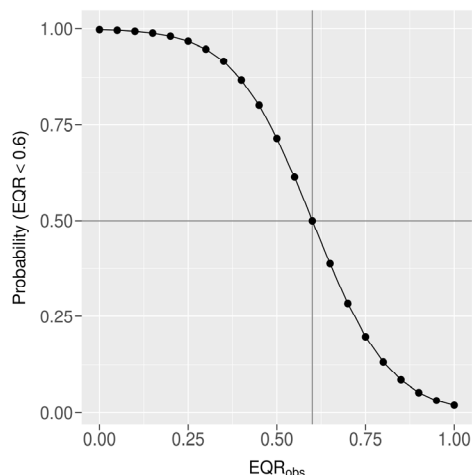
### 3.3. 4 LLS: síkvidéki kisvízfolyások típus

A vizsgálati elrendezés az AEP451 kódú víztesten (Eger-víz) négy hely, 2008-ban három alkalommal (tavasz, nyár, ősz) történt felmérésének adatait tartalmazta. Annak valószínűsége, hogy egy adott mintára elvégzett minősítés EQR értéke ( $EQR_{obs}$ ) mellett a mintázott víztest valódi ökológiai állapotához tartozó EQR érték kisebb, mint a G–M határérték, a 7. ábrán és a B1. táblázatban látható.

Habár a hely-idő interakciós ábra a kölcsönhatás meglétére utalt (pl. a diszeli hely tavasszal és ősszel egyaránt a második legjobb hely volt, azonban nyáron a legrosszabb), az ANOVA teszt szerint a hely-idő interakció nem volt szignifikáns (8. ábra, C1. táblázat). A főhatások közül a hely szintén nem volt szignifikáns, azonban az időhatás jelentős volt (C2. táblázat).

Az adott mintaszám ( $k$ ) minősítéséből kiszámított átlagos EQR 10 random ismétlés közötti eloszlásának átlaga határozottan változott időben: tavasszal volt a legmagasabb, ősszel a legalacsonyabb, nyáron pedig a kettő között. Egy évszakon belül az eloszlás átlaga a mintaszám növelésével enyhén változott, és ez a mintázat az évszakok között eltérő volt.

Az átlagos EQR ismétlések közötti véletlen ingadozása nyáron és ősszel  $k=1$  mintaszámnál volt a legmagasabb. Míg ősszel ez az ingadozás egyértelműen csökkent a mintaszám növelésével, tavasszal és nyáron ez nem volt kifejezett (9. ábra, D3. táblázat).

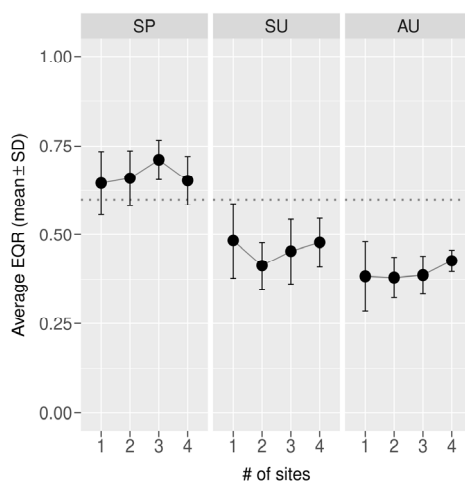


7. ábra. Egy mintából megfigyelt adott EQR érték ( $EQR_{obs}$ ) mellett, annak valószínűsége, hogy a víztest tényleges ökológiai állapotához tartozó (valódi) EQR kisebb, mint a G-M határérték (0.6), a síkvidéki patakok típusnál (4 LLS, víztestkód: AEP451). A függőleges sötét vonal a G-M határértéket (0.6), a vízszintes sötét vonal a legnagyobb bizonytalanságot jelentő  $P = 0.5$  valószínűséget jelöli. Ha  $EQR_{obs} \leq 0.6$ , akkor az ábra függőleges sötét vonaltól balra eső része (első eset), ha  $EQR_{obs} > 0.6$ , akkor az ábra függőleges sötét vonaltól jobbra eső része az informatív (második eset)

Fig. 7. For a given EQR value ( $EQR_{obs}$ ) observed in a sample, the probability that the (true) EQR associated with the actual ecological status of the water body is less than the good-moderate (G-M) boundary (0.6). The vertical line shows the G-M boundary, and the horizontal line denotes the highest uncertainty ( $P = 0.5$ ). River type 4, wadeable lowland streams (4 LLS), water body ID AEP451

8. ábra. Hely-idő kölcsönhatás a síkvidéki kisvízfolyások típusnál (4 LLS, víztestkód: AEP451)

Fig. 8. Site:Time interaction in river type 4, wadeable lowland streams (4 LLS), water body ID AEP451



9. ábra. Adott számú minta átlagos EQR értékének változása a mintaszám növelésével évszakonkénti bontásban, a síkvidéki kisvízfolyások típusnál (4 LLS, víztestkód: AEP451). A sötét pontok 10 random ismétlésből számított átlagot, a függőleges hibasávok az egyszeres szórást jelölik. Az átlagos EQR kb. 68%-os eséllyel az egyszeres szórás tartományába esik. A vízszintes pontozott vonal a G-M határt jelzi.

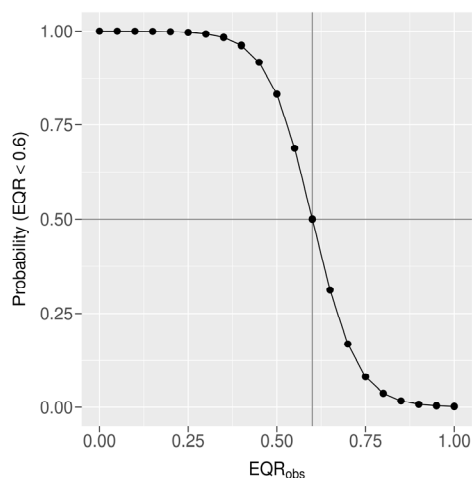
Fig. 9. Average of the EQRs of samples collected from a given number of sites (river type 2, wadeable highland streams (4 LLS), water body ID AEP451). Dots denote the means of 10 random iterations, and the error bars show the standard deviations. The horizontal dotted line denotes the good-moderate (G-M) boundary (0.6)

### 3.4. 5 LLR: síkvidéki folyók típus

A vizsgálati elrendezés az AEP631 kódú víztesten (Kapos-folyó) három hely, 2014-ben három alkalommal (tavasz, nyár, őszi) történt felmérésének adatait tartalmazta. Annak valószínűsége, hogy egy adott mintára elvégzett minősítés EQR értéke ( $EQR_{obs}$ ) mellett, a mintázott víztest valódi ökológiai állapotához tartozó EQR érték kisebb, mint a G–M határérték, a 10. ábrán és a B1. táblázatban látható.

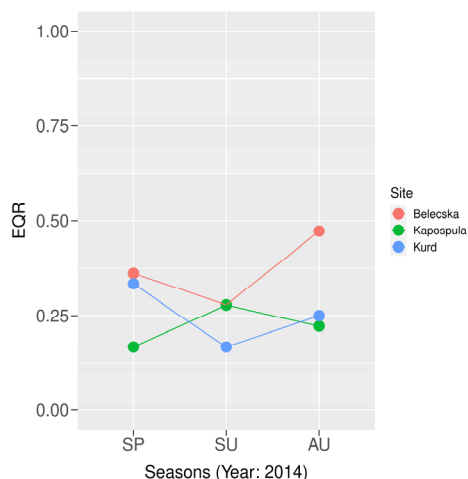
A hely–idő interakciós ábra a kölcsönhatás meglétére utalt (a Kurdnál vett minta tavasszal és ősszel egyaránt a második legjobb hely volt, nyáron azonban a legrosszabb, és a másik két helyhez képesti EQR különbsége tavaszhoz képest ősszel fordított volt), azonban az ANOVA teszt szerint a hely–idő interakció nem volt szignifikáns (11. ábra, C1. táblázat). A főhatások közül sem a hely, sem az idő nem volt szignifikáns (C2. táblázat).

Habár sem a hely–idő kölcsönhatás, sem az idő főhatás tesztje nem volt szignifikáns, az interakciós ábra alapján egyik sem zárható ki; feltételezhető, hogy ezek a hatások az adatokból csupán a kis mintanagyság miatt nem igazolódtak. Ezért az átlagos EQR és a mintaszám kapcsolatát ennél a típusnál (víztestnél) is időszakonkénti bontásban számítottuk. Az adott mintaszám ( $k$ ) minősítéséből kiszámított átlagos EQR 10 random ismétlés közötti eloszlásának átlaga tavasszal és ősszel hasonló, nyáron azokhoz képest enyhén alacsonyabbnak adódott. Az évszakokon belül a mintaszám növelése jelentősen nem változtatott az eloszlás középvértékén, habár a  $k = 2$  mintaszámnál az eloszlás a  $k = 1$  mintaszámhoz képest mindhárom hónapban kissé lejjebb csúszott. Az átlagos EQR ismétlések közötti véletlen ingadozása ősszel  $k = 1$  mintaszámnál volt a legmagasabb, és nyáron  $k = 3$  mintaszámnál a legalacsonyabb (12. ábra, D4. táblázat).



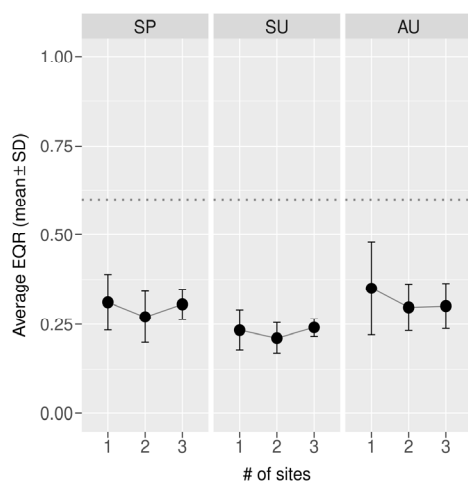
10. ábra. Egy mintából megfigyelt adott EQR érték ( $EQR_{obs}$ ) mellett, annak valószínűsége, hogy a víztest tényleges ökológiai állapotához tartozó (valódi) EQR kisebb, mint a G–M határérték (0.6), a síkvidéki folyók típusnál (5 LLR, víztestkód: AEP631). A függőleges sötét vonal a G–M határértéket (0.6), a vízszintes sötét vonal a legnagyobb bizonytalanságot jelentő  $P = 0.5$  valószínűséget jelöli. Ha  $EQR_{obs} \leq 0.6$ , akkor az ábra függőleges sötét vonaltól balra eső része (első eset), ha  $EQR_{obs} > 0.6$ , akkor az ábra függőleges sötét vonaltól jobbra eső része az informatív (második eset)

Fig. 10. For a given EQR value ( $EQR_{obs}$ ) observed in a sample, the probability that the (true) EQR associated with the actual ecological status of the water body is less than the good-moderate (G–M) boundary (0.6). The vertical line shows the G–M boundary, and the horizontal line denotes the highest uncertainty ( $P = 0.5$ ). River type 5, non-wadeable lowland rivers (5 LLR), water body ID AEP631



11. ábra. Hely-idő kölcsönhatás a síkvidéki folyók típusnál (5 LLR, víztestkód: AEP631)

Fig. 11. Site:Time interaction in river type 5, non-wadeable lowland rivers (5 LLR), water body ID AEP631



12. ábra. Adott számú minta átlagos EQR értékének változása a mintaszám növelésével évszakonkénti bontásban, a síkvidéki folyók típusnál (5 LLR, víztestkód: AEP631). A sötét pontok 10 random ismétlésből számított átlagot, a függőleges hibasávok az egyszeres szórást jelölik. Az átlagos EQR kb. 68%-os eséllyel az egyszeres szórás tartományába esik. A vízszintes pontozott vonal a G-M határt jelzi

Fig. 12. Average of the EQRs of samples collected from a given number of sites (river type 5, non-wadeable lowland streams (5 LLR), water body ID AEP631). Dots denote the means of 10 random iterations, and the error bars show the standard deviations. The horizontal dotted line denotes the good-moderate (G-M) boundary (0.6)

### 3.5. 6 Duna típus

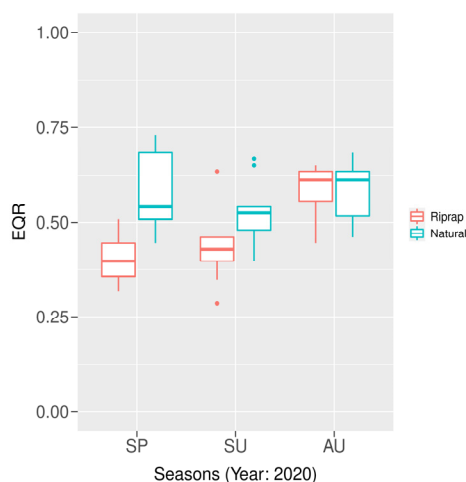
A vizsgálati elrendezés az AOC754 kódú víztesten egyetlen térségben (Paks), 2020-ban három alkalommal (tavasz, nyár, ősz) történt felmérésének adatait tartalmazta: tavasszal 17, nyáron és ősszel 18-18 darab 500 m-es mintavételi szakaszt, melyek kb. fele-fele arányban estek természetes és kövezéses (mesterséges) partszakaszra (1. táblázat).

1. táblázat. Ötszáz méteres mintavételi szakaszok gyakorisági eloszlása a part jellege és az évszakok szerint (6 Duna, víztestkód: AOC754)

Table 1. Frequency distribution of 500-metre-long sampling reaches across seasons and shoreline types (river type 6 Danube, water body ID AOC754). SP, spring; SU, summer; AU, autumn

Partjelleg (Shoreline type)	Tavaszi (SP)	Nyár (SU)	Ősz (AU)
Kövezéses (riprap)	8	8	8
Természetes (natural)	9	10	10

Az évszakok és a partjelleg közötti interakció szignifikáns hatásának bizonyult (13. ábra, 2. táblázat). Ez azt jelenti, hogy az 500 méteres mintavételi egységekre vonatkozó EQR értékek különböztek a természetes és a kövezéses partszakaszok között, de a kétféle partjelleg közti különbség mértéke évszakonként változó volt. Tavasszal és nyáron a természetes partszakaszokról vett mintavételi egységek EQR értéke magasabb volt, mint a kövezéses mintavételi egységeké, azonban ősszel a kétféle partjelleg között nem volt különbség.



13. ábra. Ötszáz méteres mintavételi egységek EQR értéke partjelleg és évszakok szerinti bontásban (6 Duna típus, víztestkód: AOC754). A pontok kiugró értéket jeleznek. SP, tavasz, SU, nyár, AU, ősz

Fig. 13. EQR of 500-metre-long sampling reaches classified by seasons and shoreline types (river type 6 Danube, water body ID AOC754). SP, spring, SU, summer, AU, autumn

2. táblázat. Évszakok és partjelleg hatása az ötszáz méteres mintavételi szakaszok EQR értékére (6 Duna, víztestkód: AOC754). Kétfaktoros ANOVA modell

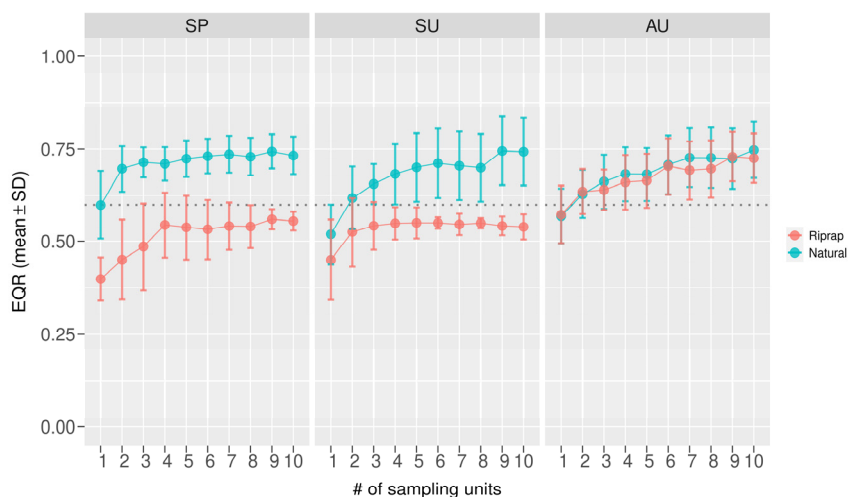
Table 2. Effects of seasons and shoreline types on EQR of 500-metre-long sampling reaches (river type 6 Danube, water body ID AOC754). Two-way ANOVA

Faktor (Factor)	Df	SSQ	Mean SSQ	F	p
Évszak (Season)	2	0.102	0.051	6.829	0.002 **
Partjelleg (Shoreline type)	1	0.108	0.108	14.447	< 0.001 ***
Évszak:Partjelleg (Season:Shoreline)	2	0.065	0.032	4.314	0.019 *
Reziduálisok (Residuals)	47	0.325	0.007		

A mintavételi egységek számának függvényében a minták EQR értéke mindkét partjellegnél és minden évszakban növekedett, habár a növekedés mértéke a faktorok szerint változott. Tavasszal és nyáron a növekedés enyhe volt, így a görbe kevesebb mintaszámnál „lapult el”, mint ősszel, illetve a kövezéses mintavételi egységekből képzett minták EQR-ja már  $k = 4$  mintavételi egység után nem változott jelentősen. Ugyanakkor ősszel, az EQR mindkét partjellegnél kifejezettebb emelkedést mutatott a mintavételi egységek növelésével. Adott számú mintavételi egységből képzett minták random ismétlések közti szórása is faktoronként variált. Legnagyobb szórásokat a nyári természetes, míg legkisebbeket a nyári kövezéses minták mutatták (14. ábra).

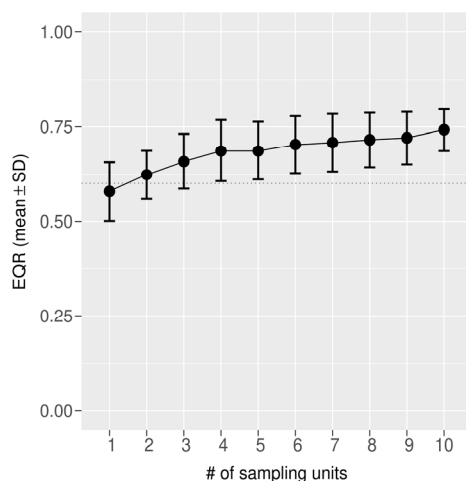
Az évszakokra és partjellegre való tekintet nélkül képzett minták esetén az EQR értéke a mintavételi egységek számának növelésével fokozatosan emelkedett. Adott számú mintavételi egységből képzett minták random ismétlések közti szórása a  $k$  értékek között alapvetően homogénnek tűnt, ugyanakkor a legkisebb szórásérték  $k = 10$ -nél fordult elő (15. ábra).

Annak valószínűsége, hogy 10 darab 500 m-es mintavételi egység adatainak összevonásából képzett minta minősítésekor kapott EQR érték ( $EQR_{obs}$ ) mellett, a mintázott víztest valódi ökológiai állapotához tartozó EQR érték kisebb, mint a G–M határérték, a 16. ábrán és a B1. táblázatban látható.



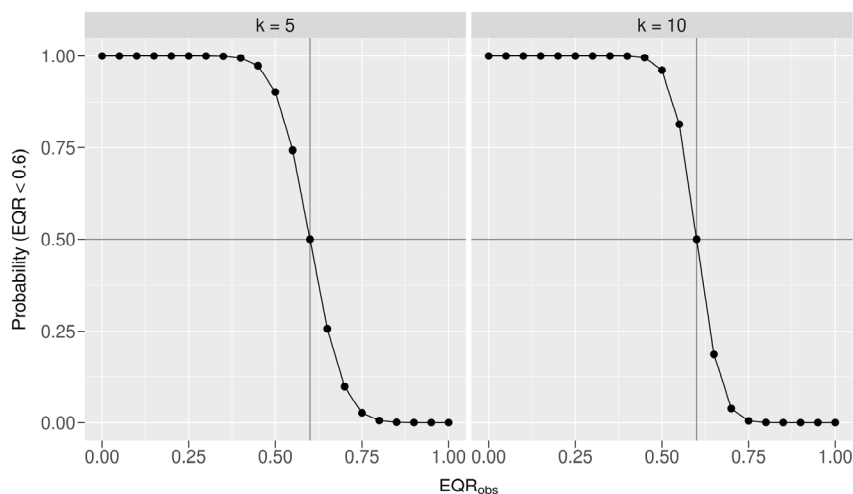
14. ábra. Adott számú mintavételi egység (500 m-es partszakasz) adatainak összevonásából képzett minták EQR értékének változása a mintavételi egységek számának növelésével évszakonkénti és partjelleg szerinti bontásban a Dunán, Paksnál (6 Duna, víztestkód: AOC754). A pontok 50 random ismétlésből számított átlagot, a függőleges hibásávok az egyszeres szórást jelölik. Adott számú mintavételi egységből képzett minta EQR-ja kb. 68%-os eséllyel az egyszeres szórás tartományába esik. A vízszintes pontozott vonal a G–M határt jelzi

Fig. 14. EQR of a sample in the function of the number of 500-metre-long sampling units used to construct the sample given the season and the shoreline type (river type 6 Danube, water body ID AOC754). Dots denote the means of 50 random iterations, and the error bars show the standard deviations. The horizontal dotted line denotes the good-moderate (G–M) boundary (0.6). SP, spring, SU, summer, AU, autumn



15. ábra. Adott számú mintavételi egység (500 m-es partszakasz) adatainak összevonásából képzett minták EQR értékeinek változása a mintavételi egységek számának növelésével a Dunán, Paksnál (6 Duna, víztestkód: AOC754). A pontok 50 random ismétlésből számított átlagot, a függőleges hibásávok az egyszerűes szórást jelölik. Adott számú mintavételi egységéből képzett minta EQR-ja kb. 68%-os eséllyel az egyszerűes szórás tartományába esik. A vízszintes pontozott vonal a G–M határt jelzi

Fig. 15. EQR of a sample in the function of the number of 500-metre-long sampling units used to construct the sample (river type 6 Danube, water body ID AOC754). Dots denote the means of 50 random iterations, and the error bars show the standard deviations



16. ábra. Egy mintából ( $k$  db 500 m-es mintavételi egység összevont adatai) megfigyelt adott EQR érték ( $EQR_{obs}$ ) mellett, annak valószínűsége, hogy a víztest tényleges ökológiai állapotához tartozó (valódi) EQR kisebb, mint a G–M határérték (0.6), a Dunán (6 Duna, víztestkód: AOC754). A függőleges sötét vonal a G–M határértéket (0.6), a vízszintes sötét vonal a legnagyobb bizonytalanságot jelentő  $P = 0.5$  valószínűséget jelöli. Ha  $EQR_{obs} \leq 0.6$ , akkor az ábra függőleges sötét vonaltól balra eső része (első eset), ha  $EQR_{obs} > 0.6$ , akkor az ábra függőleges sötét vonaltól jobbra eső része az informatív (második eset)

Fig. 16. For a given EQR value ( $EQR_{obs}$ ) observed in a sample, the probability that the (true) EQR associated with the actual ecological status of the water body is less than the good-moderate (G–M) boundary (0.6).  $k = 5$  and  $k = 10$  denote the cases when the samples were constructed from 5 or 10 numbers of 500-metre-long sampling units. The vertical line shows the G–M boundary, the horizontal line denotes the highest uncertainty ( $P = 0.5$ ). River type 6 Danube, water body ID AOC754

#### 4. Értékelés

A vízfolyások részvízgyűjtőinek (víztesteknek) halakkal történő ökológiai állapotértékelése a HMMFI indexcsalád alkalmazásával típus-specifikusan, hat vízfolyás-típus szerint történik. Megvizsgáltuk az egy víztesten belüli minták EQR értékére gyakorolt hely- és időhatást (2–5 típusok); a mintavételi egységek EQR értékére gyakorolt idő- és partjelleg hatást (6 Duna típus); a víztest minőségének értéke (minták közötti átlagos EQR) és a minták száma közötti kapcsolatot (2–5 típusok); egy minta minőségének EQR értéke és a minta kialakításához használt mintavételi egységek száma közötti kapcsolatot (6 Duna típus); valamint egy minta minőségének jó minőségi osztályba való tartozásra vonatkozó bizonytalanságát (megbízhatóságát).

A minősítésre felhasználható haladatok gyűjtésének módszertana vízfolyás-típusonként eltérő (Erős et al. 2020), ezért egy minta adatainak előállítása a típusok között eltérő erőfeszítést (munkaidő, terepi költségek) igényel. Mindez nehezíti a hattagú indexcsalád hely- és időhatásokra való érzékenységének egységes keretrendszerben történő vizsgálatát, vagyis az indexcsalád tagjainak mintaszámra, hely- és időhatásra való viselkedését tagonként egymástól elkülönülten célszerű vizsgálni. A jelenleg rendelkezésre álló adatok mennyisége nem tette lehetővé azt, hogy ezeket a vizsgálatokat kellően átfogóan, típusonként több víztestre és évre kiterjedően végezhessük el. Mivel az elemzések minden vizsgált vízfolyás-típusnál csupán egyetlen naptári éven belül, és a típusba tartozó egyetlen víztest (részgyűjtő) adatain alapulnak, a bemutatott eredmények csupán pillanatnyi és lokális betekintést nyújtanak a HMMFI index viselkedésébe, és nem adnak információt a minősítési módszer évek közötti variabilitásáról, valamint típuson belül a víztestek (részgyűjtők) közötti különbségekkel való kapcsolatáról. A minősítési módszer évek közötti viselkedésének vizsgálatakor, ugyanakkor figyelni kell arra, hogy a vizsgálatba vont víztestek vízgazdálkodási kezelése, illetve a víztestet érő emberi tevékenységek jellege a vizsgálatához használt évek során azonos jellegű legyen. Egyéb esetben a különböző évekre kapott minősítési eredmények variabilitásáért felelős véletlen és emberi tevékenységekből származó hatások jelentősége nem értékelhető.

##### 4.1. Hely- és időhatások

Habár a tesztek a 2–5 típus közül csak a 2 HLS és 3 HLR típusoknál igazoltak szignifikáns hely-idő kölcsönhatást, az adatok eloszlása alapján feltételezhető, hogy az a másik két típusnál (4 LLS, 5 LLR) is előfordul (8. ábra, 11. ábra), és a tesztekkel való igazolás hiánya csak a kis mintanagyságból fakadó gyenge statisztikai erő (másodfajú statisztikai hiba) miatt állt elő. Egyértelmű időhatást a síkvidéki kisvízfolyások típusnál találtunk, azonban azt nem tudjuk megmondani, hogy ez a jelenség a típuson belül más víztestekre is jellemző-e, illetve a vizsgált víztestre (AEQ451) vonatkozóan vajon minden évben általánosan igaz-e. Elképzelhető, hogy ezt az időhatást a növényzet mederborításának éven belüli változása, illetve a Balaton mint befogadó víztér közelsége (halak esetleges mozgása a Balaton és befolyó kisvízfolyás között, lsd. Czeglédi et al. 2016) befolyásolta. A 6 Duna típusnál az időhatás partjellegtől függően jelentkezett. A HMMFI minősítések környezeti változásokból eredő időbeni variabilitásának további, még megbízhatóbb feltárása a vizsgálat nagyobb mintaszámmal való ismétlésétől várható.

Egy víztesten belül ugyanazon helyek időben ismételt mintái közötti különbségek mértéke, a véletlen hiba miatt a gázolással mintázott kisvízfolyásoknál (1 SMS, 2 HLS, 4 LLS) nagyobb lehet, mint a csónakból mintázott nagy folyóknál (3 HLR, 5 LLR, 6 Duna). A mederben történő gázolás, de akár a sekélyebb síkvidéki folyókban történő csónakos mozgás is, különösen nehéz, ha az érintett szakaszt benőtte a vízínövényzet, ami kisvízfolyásokban a tavaszi és kora nyári felmelegedő időszakban már néhány hét alatt is nagymértékű lehet. Ilyen körülmények között a minta halállományra vonatkozó reprezentativitása csökken. Tapasztalat szerint ez a jelenség általánosan tekinthető az olyan hazai kisvízfolyás-szakaszoknál, melyeket nem árnyékol a vízfolyást szegélyező fák lombozata. Ugyanakkor a



nagy folyóknál, a halak természetes életciklusához kötődő élőhely-használati változások idézhetnek elő tényleges állomány-összetételbeli változásokat, melyek különösen a G–M határérték közeli víztesteknél vezethetnek időben eltérő minősítésekhez.

#### 4.2. Mintaszám hatása

Egy víztest több mintán alapuló minősítéshez a minták külön-külön történt minősítéséből származó EQR értékeknek az átlagos EQR értékét célszerű és javasolt alkalmazni, és kerülendő a minták alapadatainak elsődleges összevonása, majd az összevont adatokból előállt „pszeudo-minta” HMMFI indexel való minősítése (Sály & Erős 2016). A metrika–stresszor kapcsolatok milyensége kritikus meghatározó tulajdonsága a multimetrikus indexeknek. A HMMFI indexcsalád tagjainak kidolgozása a vízfolyás-típus méretével arányos mintavételi erőfeszítéssel gyűjtött minták adataival történt, mely erőfeszítések a korábbi vizsgálatok és tapasztalatok szerint összehasonlításra alkalmas mintát nyújtanak (pl. Sály et al. 2009). Több minta összevonásával előállított pszeudo-minták, illetve különböző halászati eszközökkel gyűjtött adatok összevonásával előállított minták halállomány-szerkezetbeli jellemzői (fajok és biológiai jellemvonások [*traits*] száma, valamint relatív tömegessége), az eredeti tényleges minták halállomány-szerkezetbeli jellemzőihez képest az összevonás hatására megváltozhatnak (Mercado-Silva & Escandón-Sandoval 2008, Zajicek & Wolter 2018). Ennek következtében a több minta összevont fogási adatain alapuló HMMFI minősítés is félrevezető lehet. Ugyanakkor, ha egy, a vízfolyás-típusnak megfelelő erőfeszítéssel gyűjtött minta több mintavételi egységet (részmintát) tartalmaz (pl. gyenge gázolhatóság miatt három darab 50 m-es szakasz gázolásával történt az adatgyűjtés egy dombvidéki kisvízfolyáshoz tartozó mintavételi helyen), akkor a részminták adatait a minősítés előtt értelemszerűen össze kell vonni, és az így egységesített teljes mintát kell minősíteni.

A 2–5 típusoknál általánosan azt tapasztaltuk, hogy egy évszakon belül, a minősítés eredményének ( $k$  db minta egyedi minősítéseiből származó EQR értékek átlaga) eloszlása nem mutatott konzisztensen változó mintázatot a típusok (víztestek) és az évszakok között a helyek számának ( $k$ ) növelésével. A  $k = 1$  darab mintán alapuló minősítéshez képest, a  $k = 2$  darab mintán alapuló minősítés átlaga jellemzően némileg alacsonyabb volt (pl. 4 *LLS*, *AEP451*, *SU*), vagy közel azonos marad (pl. 2 *HLS*, *AEP363*, *SP*), és a mintaszám további növelése ( $k > 2$ ) sem vezetett az átlag egységes változásához (hol növekedett, hol csökkent, hol pedig nem változott számottevően). Ugyanakkor, a minősítés átlagának  $k$  szerinti változása minden típus és évszak esetén egytized EQR alatt maradt (legkisebb terjedelem: 0.01, *AEQ146*, *SP*, *SU*; legnagyobb terjedelem: 0.08, *AEP363*, *AU*). A minősítés szórásának mértéke típusonként (víztestenként) eltérő volt: a legnagyobb szórásokat a 2 *HLS* típusnál (*AEP363*), a legkisebbeket a 3 *HLR* típusnál (*AEQ146*) találtuk. Mindemellett, egy eset (2 *HLS*, *AEP363*, *SU*) kivételével általános volt az, hogy a minősítés szórása  $k = 1$  mintaszámnál volt a legmagasabb. Azonban a helyek számának további növelése ( $k > 2$ ) nem minden esetben vezetett a minősítés szórásának további csökkenéséhez.

Mindez arra utal, hogy a víztesten belüli helyek heterogenitása (jobb és kevésbé jobb állapotú helyek, jobban és kevésbé jobban mintázható helyek) miatt, az egyetlen hely (minta) alapján történő minősítés pontossága víztestenként eltérő szintű. Ezért a minősítéshez használt helyek számának növelése, változó javulást okozhat az átlagos EQR becslési pontosságában. Más szóval, a  $k > 1$  darab hely alapján történő minősítés egyes víztesteknél jobban, más víztesteknél kevésbé csökkenti az átlagos EQR szórását, ahhoz a szóráshoz képest, amit csupán egyetlen hely ( $k = 1$ ) alapján végzett minősítések EQR értékei között tapasztalhatunk.

A minősítéshez használt mintaszám víztesten belüli növelésének általános hatását a valós adatok kis mintanagysága nem érzékelteti megfelelően. Egy víztesten belüli sok hely adatait tartalmazó nagy mintanagyság esetén, a helyek számának (mintaszám) növelése nem befolyásolja a víztest átlagos (tipikus) ökológiai állapotának kvantitatív becslését (sok  $k$  elemű mintából számolt átlagos EQR-ok átlagát), viszont egyértelműen csökkenti az átlagos

EQR becslének bizonytalanságát (sok  $k$  elemű mintából számolt átlagos EQR-ok szórását) ( $F$  melléklet).

### 4.3. Mintavételi egységek számának hatása a Dunán

A Duna parti zónájában levő halállomány összetételét a vízállás, a napszakok és a part jellege (természetes vs. kövezett) is befolyásolhatja (Erős et al. 2008, Füstös et al. 2023). A 2020. évben a tavaszi mintavétel egy árhullám levonulásakor, a megszokotthoz képest magasabb vízállásnál a kövezéses partszakaszok a vízszintemelkedés miatt kevésbé jól mintázhatók, mint normál vízállásnál. Másfelől, a tavaszi időszakra esik sok halfajunk szaporodási időszaka, és lehetséges, hogy a halak többsége a természetes partszakaszokra koncentrálódott. A nyári mintavétel kedvezőbb vízállásnál, és a szaporodási időszak után történt. Kora ősszel a meleg, nyári időszakhoz képest a halak aktívabbak lehetnek, a téli lehülés előtt fokozottan táplálkozhatnak, hasznosítva így mindkét partjelleg adta táplálkozási lehetőségeket. Így e feltevés mellett, a kétféle partjellegnél lévő halállomány kompozicionális különbségei az év többi részéhez képest kisebbek lehetnek. Ugyanakkor, a mintavételi egységek EQR értékének partjellegek közti tavaszi és nyári különbségei a HMMFI index lokális hatásokra való érzékenységről is informál. A kövezéses partszakaszok kedvező élőhelyet biztosítanak az idegenhonos gébféléknek, melyek populációi a kószórások között igen nagy állománysűrűséget érhetnek el (Erős et al. 2005, Dombai et al. 2010). Az idegenhonos halak nagy mennyisége mint stressz-tényező csökkenti a mintázott víztér HMMFI indexének pontszámát. Mindez magyarázhatja az adatokban bemutatott évszak- és partjelleghatást.

A minta minősítésének és mintavételi egységek számának kapcsolata az évszak és partjelleg szerinti bontás mellett arra utal, hogy ősszel a mintavételi egységek kompozicionális különbségei a partjellegek között kisebbek voltak, mint tavasszal és nyáron (partjellegekhez tartozó görbék egymás alatt futnak). Ez adódhat a halak szezonális élőhelyhasználati mintázatának változásából. Ugyanakkor az évszakon belül a mintavételi szakaszok halállománya tavasszal is és nyáron is hasonlóbb volt egymáshoz, mint ősszel (tavasszal és nyáron a görbék enyhén laposabb lefutásúak, mint ősszel). Évszakai vonatkozásban tavasszal és nyáron már  $k=4-5$  darab mintavételi egység is kellően megbízható (átlagát tekintve a valóságnak megfelelő) minősítéshez vezethet, azonban a minősítés megbízhatóságát és pontosságát is nagyban befolyásolhatja a természetes és a kövezéses részminták mintán belüli aránya. Ősszel a partjelleg hatás eltűnhet, viszont a mintavételi egységek számának  $k=5$  feletti növelésével kissé változhat (javulhat) a minősítés.

Az évszakovosságra és partjellegre való tekintet nélküli (azaz mindhárom évszakban, mindkét partjelleg adatain alapuló) minősítéskor, a minősítés eredménye kb.  $k=4$  mintavételi egységig kifejezettebben,  $k > 4$  darab mintavételi egység felett mérsékeltbben javul. Ez arra utal, hogy a szomszédos mintavételi egység-számok (pl.  $k=4$  és  $k=5$ ) között  $k > 4$  erőfeszítési szinten ugyan elhanyagolható a különbség, viszont nagyobb mintavételi egység-szám különbségeken alapuló minősítések (pl.  $k=4$  és  $k=9$ ) között kis eséllyel ugyan, de előfordulhatnak eltérések.

A minták száma és a minősítés eredménye közötti kapcsolatot célzó korábbi, a teljes hazai Duna-szakaszt lefedő adatokon alapuló vizsgálat szerint, a HMMFI minősítés (EQR) várható értéke kb. 10 mintavételi egység (500 m-es szakasz) összevonásából képzett mintán alapuló minősítéshez képest a további mintavételi egységek összevonásával végzett minősítésekben már csak csekély mértékben növekszik (Sály & Erős 2016). Jelen vizsgálat viszont azt mutatja be, hogy hogyan változik a minősítés eredménye, ha csupán egyetlen dunai térségből származó adatokon alapul a vizsgálat. Ezek az eredmények arra engednek következtetni, hogy egyetlen dunai térség értékelésekor a minősítés várható értéke már a  $k > 5$  darab mintavételi egységen alapuló minősítések esetén sem növekszik olyan mértékben, ami arányban állna az ötnél több mintavételi egység mintázásához szükséges mintavételi erőfeszítéssel. Azaz, az öt mintavételi egységből történő adatgyűjtéshez képest,

az ötnél több mintavételi egységből történő adatgyűjtés többlet ráfordítási igényéhez (idő, pénz) képest, az ötnél több mintavételi egységen alapuló HMMFI minősítés eredménye (EQR) várhatóan nem lenne arányosan magasabb, mint az öt mintavételi egységen alapuló minősítés eredménye. Ezzel együtt, a mintavételi egységek száma és az EQR kapcsolatának más dunai térségekre vonatkozó ismerethiánya óvatosságra is int, ha korábban öttől eltérő (pl.  $k = 10$ ) mintavételi egység összevonásával készített minősítési eredményeket  $k = 5$  mintavételi egység összevonásával készített minősítésekhez viszonyítunk.

#### 4.5. Javaslatok

A HMMFI indexszel történő minősítés érzékeny lehet a mintavétel éven belüli időpontjára. A minősítés pontosságát javítja a mintavételi helyek számának növelése a minősítendő víztesten belül. Az index értékeiben mutatkozó esetleges különbségek alapvetően a víztesteken belüli heterogenitásból erednek, és nem az index gyengeségei. Ellenkezőleg, az index ezen tényezőkre való reagálása annak adatokra való érzékenységét, így reagálóképességét sejteti. Mindebből kifolyólag, a HMMFI indexszel történő minősítések megbízhatósága és pontossága alapvetően a minősítéshez használandó adatok víztestekre és halállományra vonatkozó reprezentativitásától függ.

Adott víztest ökológiai állapotának évek között történő időbeni összehasonlításához, és több víztest adott időben egymással való összehasonlításához is, a monitorozási adatgyűjtést célszerű az év azonos fenológiai időszakára (pl. késő nyár, ősz) ütemezni, és a mintavételeket a monitorozási vízfolyás normál (az év adott időszakására vonatkozóan átlagos) vízállása mellett végezni. Ezzel együtt a minősítés pontosságának javítása érdekében célszerű egy víztesten egyszerre több helyet monitorozni.

Mivel a helyek száma alapvetően nem befolyásolja a minősítés várható értékét (sok ismételt minősítés átlagát), a mintavételi helyek víztesten belüli számát célszerű a víztest méretéhez arányosítva megállapítani, lehetőség szerint úgy, hogy a legkisebb víztesteken is legalább kettő monitorozási helyszín legyen kijelölve. A monitorozási helyek konkrét kiválasztásakor érdemes lehet szem előtt tartani azt, hogy mozaikos felszínborítású víztest esetén a kiválasztott helyek a víztest mozaikos jellegét lefedjék, ami által mérsékelhető a mintavételi helyek lokális állapotának minősítésére gyakorolt hatása (Sály 2023).

A dunai víztestek monitorozásakor egy térségen belül 5 darab, egyenként 500 m hosszú, amennyiben releváns, természetes és kövezéses partszakaszokat is magába foglaló mintavételi egység összevont adatait célszerű egy mintának tekinteni. A dunai víztestek nagy longitudinális kiterjedése és a folyam mérete miatt különösen fontosnak tartjuk a víztesten belüli több helyszínen alapuló minősítés alkalmazását.

A víztesten belüli lokális hatások vizsgálata és nyomon követése (pl. feltáró monitorozás, környezeti hatástanulmányok) a hatásterület nagyságától függően, akár egy, vagy térben koncentráltan néhány darab mintavételi hely (pl. hatásterület vs. kontroll terület) külön-külön történt minősítésével (azaz különböző helyről származó minták EQR értékének átlagolása nélkül, azok közvetlen felhasználásával) is elvégezhető.

#### Mellékletek

Az eredmények további részletei a dolgozat elektronikus mellékleteiben található, melyek egyetlen pdf fájl formájában letölthetők a *Pisces Hungarici* honlapjáról ([link](#)).

#### Köszönetnyilvánítás

A kutatást „A Víz Keretirányelv előírásai szerinti monitoring vizsgálatok és az ahhoz szükséges fejlesztések végrehajtása, továbbá a Víz Keretirányelv végrehajtásához kapcsolódó monitoring állomások kiépítése, fejlesztése” című, KEHOP-1.1.0-15-2016-00002 azonosítószámú projekt támogatta. A cikkben bemutatott kutatás a Széchenyi Terv Plusz program keretében az RRF-2.3.1-21-2022-00008 számú projekt támogatásával valósult meg.

### Irodalom

- Czeglédi I., Sály P., Takács P., Dolezsai A., Nagy S. A., Erős T. (2016): The scales of variability of stream fish assemblages at tributary confluences. *Aquatic Sciences* 78/4: 641–654.
- Dombai B., Sály P., Tóth B., Kiss I. (2010): Gébfajok (*Neogobius* spp.) aljzatfüggő éjszakai eloszlásmintázata a Duna gödi és szentendrei szakaszán. *Pisces Hungarici* 4: 17–25.
- Erős T., Sevcsik A., Tóth B. (2005): Abundance and night-time habitat use patterns of ponto-caspian gobiid species (*Pisces*, Gobiidae) in the littoral zone of the river Danube, Hungary. *Journal of Applied Ichthyology* 21/4: 350–357.
- Erős T., Specziár A., Szalóky Z., Sály P. (2020): *Módszertani útmutató a halak élőlénycsoport VKI szerinti gyűjtéséhez és a vízfolyások halak alapján történő ökológiai állapotminősítéséhez*. Ökológiai Kutatóközpont, Tihany, pp. 51.
- Erős T., Tóth B., Sevcsik A., Schmera D. (2008): Comparison of fish assemblage diversity in natural and artificial rip-rap habitats in the littoral zone of a large river (River Danube, Hungary). *International Review of Hydrobiology* 93/1: 88–105.
- Európai Parlament, Európai Unió Tanácsa (2000): Az Európai Parlament és a Tanács 2000/60/EK irányelve (2000. október 23.) a vízpolitika terén a közösségi fellépés kereteinek meghatározásáról. *Az Európai Unió Hivatalos Lapja* 15/5: 275–346.
- Füstös V. Sály P., Szalóky Z., Tóth B., Vitál Z., Specziár A., Fleit G., Baranya S., Józsa J., Erős T. (2023): Effects of a nuclear power plant warmwater outflow on environmental conditions and fish assemblages in a very large river (the Danube, Hungary). *Ecohydrology* e2512.
- Legendre P., Cáceres M. D., Borcard D. (2010): Community surveys through space and time: Testing the space-time interaction in the absence of replication. *Ecology* 91/1: 262–272.
- Mercado-Silva N., Escandón-Sandoval D. S. (2008): A comparison of seining and electrofishing for fish community bioassessment in a Mexican Atlantic slope montane river. *North American Journal of Fisheries Management* 28/6: 1725–1732.
- Nyeste K., Héjja M. K., Abonyi T., Simon S., Nagy S. A., Antal L. (2019): A Nagykunsági-főcsatorna halfaunája és halközösség-alapú ökológiai állapotminősítése. *Pisces Hungarici* 13: 65–74.
- Somogyi D., Bodnár B. (2020): A Hernád mellékvízfolyásainak halfaunisztikai felmérése és halösszetételen alapuló ökológiai állapotértékelése. *Pisces Hungarici* 14: 63–70.
- Sály P., Takács P., Specziár A., Erős T. (2021): Capture probability of fishes in Central European (Hungary) wadeable lowland streams. *Population Ecology* 63/4: 313–323.
- Sály P. (2023): Alapszemlélet halak biodiverzitásának monitorozásához. *Állattani Közlemények* 108/1–2: 57–84.
- Sály P., Erős T. (2016). Vízfolyások ökológiai állapotminősítése halakkal: minősítési-indexek kidolgozása, *Pisces Hungarici* 10, 15–45.
- Sály P., Erős T., Takács P., Specziár A., Kiss I., Biró P. (2009): Assemblage level monitoring of stream fishes: The relative efficiency of single-pass vs. double-pass electrofishing. *Fisheries Research* 99/3: 226–233.
- Zajjcek P., Wolter C. (2018): The gain of additional sampling methods for the fish-based assessment of large rivers. *Fisheries Research* 197: 15–24.

### Authors:

Péter SÁLY (saly.peter@ecolres.hu), Tibor ERŐS (eros.tibor@blki.hu)