

SCIAP
Kutatás-fejlesztési és Tanácsadó Kft.
~hidrobiológia, környezetvédelem, ökoturizmus~

4225 Debrecen, Nagyszentgyörgy u. 82/a.
mobil: +36 30 9310 869
e-mail: halasi1@t-online.hu
www.sciap.hu

Összefoglaló jelentés a KEOP8 és KEOP5 projekt keretén belül végzett munkáról

Halak



Debrecen, 2009. március 31.

Az összefoglaló jelentést szerkesztette:

Halasi-Kovács Béla SCIAP Kft.

A projektben, és a jelentés összeállításában közreműködött:

Erős Tibor MTA Balatoni Limnológiai Kutató Intézet

Halasi-Kovács Béla SCIAP Kft.

Harka Ákos Magyar Haltani Társaság

Nagy Sándor Alex DE TTK Hidrobiológiai Tsz.

Sallai Zoltán Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság

I. KÉMIAI – NITROGÉN, FOSZFOR ÉS SZERVES ANYAG – TERHELÉS HATÁSA A HALEGYÜTTES-STRUKTÚRÁRA VÍZFOLYÁSOKON

1. A TÉMÁVAL KAPCSOLATOS SZAKIRODALOM ÁTTEKINTÉSE

A vízi élőlény-együtteseknek a **Víz Keretirányelvben is kulcsfontosságú** csoportjait (algák, makrogerinctelenek, halak, makrovegetáció) régóta használják a környezet állapotának minősítésében. Az egyes **csoportok alkalmazhatóságáról, különösen stresszor specifitásáról felhalmozott ismeretek** azonban **eltérők és biogeográfiai egységek szerint is változnak. Európában** (a VKI által megadott csoportok közül) elsősorban az algák és a makrogerinctelen csoportok monitorozásának van hagyománya. A halak monitorozása főként Észak és Nyugat-Európában ugyan régóta folyik, azonban egyrészt a VKI szempontú értékelés ezekben az országokban is csak az utóbbi néhány évben indult el, ennek megfelelően viszonylag kevés az ezzel kapcsolatos publikált irodalom. Másrészt az itt nyert adatok kevésbé használhatók a biogeográfiai szempontból más egységhez tartozó, és emiatt jelentősen eltérő fajkompozícióval, valamint eltérő környezeti adottságokkal rendelkező hazai viszonyokra. Ezt jól bizonyítja a 2005-ben elkészített European Fish Index, amely a hazai, főként dombvidéki és alföldi területen futó vízfolyásokat jelentősen alul értékelt (Halasi-Kovács és Tóthmérész, 2006).

A halközösségeken alapuló minősítés európai léptékű megalapozása gyakorlatilag az utóbbi években kezdődött meg a FAME, és az EFI+ program keretein belül. Hosszú távú megbízható adatsorok hiányában **a halakról gyűjtött információ**, illetve a halakon alapuló minősítési rendszer megbízhatóságára vonatkozó ismeret **különösen kevés**. Jól mutatja ezt a hiányosságot, hogy az ECOSTAT munkacsoport összefoglalókban külön kiemelik, hogy noha sürgető feladat lenne, eddig még nincs egységes álláspont a halakon alapuló monitorozás/minősítés gyakorlatára a geográfiai interkalibrációs munkacsoportoknál (van de Bund et al., 2007).

Az élőlény-együtteseken alapuló vízminősítés további alapozását, illetve az egyes csoportok alkalmazhatóságának tesztelését kitűző **STAR projekt** (Furse et al., 2006) **eredményeiből** születő tudományos dolgozatok **azt bizonyítják, hogy mind a négy csoportnak valóban helyet kell kapnia a környezeti állapot monitorozásában** (ld. alább). **Jelenlegi felhasználhatóságuk és stresszor specifitásuk azonban eltérő és erősen függ az élőlényegyüttes jellemzésére alkalmazott változó megválasztásától is** (pl. fajok száma, funkcionális csoportok abundancia viszonyai stb.). Jelen tanulmányban összefoglaljuk ezen dolgozatok főbb következtetéseit, áttekintést adunk a halak kémiai szennyezőanyagokkal szemben mutatott indikációs értékéről.

A halak általános felhasználhatóságát a környezetminősítésben számos tanulmány igazolja (pl. Kestemont et al., 2000; Oberdorff et al., 2002; Kroupova et

al., 2005; Posthuma és de Zwart 2006). A kutatások két csoportra bonthatók: 1) a kémiai szennyezőanyag hatását elsősorban laboratóriumi feltételek mellett, néhány „bevált” halfajon végzett teszt jellegű kísérletekre, 2) a VKI megalapozása szempontjából fontosabbnak tekinthető közösségi szintű válaszreakciók tanulmányozására. Míg az előbbi vizsgálatok értelmében elsősorban a letális koncentrációk, a szervi vagy viselkedési változások pontosabb megismerése, addig a környezeti gradiensek és a közösség szerkezeti változók összefüggésének tanulmányozása közvetlenül is hasznosítható lehet a minősítési index létrehozásában. **Az utóbbi megközelítés hátránya lehet azonban, hogy a környezeti változók sokszor szoros korrelációja miatt nehéz a stresszor specifikus hatást igazolni. Ugyanazon minőségben és koncentrációban érkező kémiai szennyezés hatása is nagymértékben függhet az élőhely (a vizsgált víztest) hidrológiai és morfológiai szerkezetétől, típusától, a szennyezés időpontjától, az élőlényközösség összetételétől.**

Az európai halegyütteseken alapuló minősítési indexek stresszor specifitására vonatkozó irodalom sajnos rendkívül hiányos. A tanulmányok döntően olyan általános diszturbancia gradiens mentén vizsgálják a közösség szerkezeti mutatók változásait, amibe változatos emberi eredetű „terhelések” (pl. vízkémiai szennyezések és élőhely átalakítások) egyaránt bele tartoznak (pl. Ferreira et al., 2007). Ezek alapján nem lehet meghatározni az indexek viselkedését specifikus kémiai szennyezőanyagokra.

Például a Garonne vízgyűjtőjén (Franciaország) végzett, a diffúz szennyezőforrások hatásának megismerését célul kitűző tanulmányban (Ibarra et al., 2005) 20 fizikai és kémiai változó hatását tanulmányozták a halegyüttesek funkcionális (táplálkozási csoportok szerinti) összetételére; ami a halakon alapuló minősítési indexek egyik fontos változócsoportja. Többváltozós elemzésekkel (faktor analízis) négy fő fizikai és kémiai változócsoportot különítettek el. Az első változócsoportot elsősorban a kémiai szervesetlen molekulák/ionok alkották (pl. ortofoszfát, nitrit, klorid, kálium, nátrium, ammónium, de pl. a kémiai oxigénigény is). Ezek a változók felelősek leginkább a diffúz, szervesetlen eredetű tápanyagterhelésért. A második változócsoportot elsősorban a víz alkalinitását jellemző változók képezték (pl. bikarbonátok, kalcium, vezetőképesség, pH). A harmadik csoportot a oxigén telítettség és az oldott oxigén mennyisége jellemezte leginkább. A negyedik csoportot pedig elsősorban a víz hőmérséklete és az áramlási sebesség. A faktoranalízis tengely értékeit (az eredeti változó értékek súlyozott összege) felhasználva többszörös regresszióval jellemezték e fiziko-kémiai változócsoportok és a halegyüttest jellemző változók kapcsolatát. A diffúz szennyezést leginkább jellemző változócsoport szignifikáns összefüggést mutatott az omnivor fajok ($r^2 = 0,66$), a teljes fajszám, ($r^2 = 0,65$), a bentikus fajok száma ($r^2 = 0,63$) a vízközt előforduló fajok száma ($r^2 = 0,57$), a bentikus invertivor fajok száma ($r^2 = 0,32$) és a vízközt előforduló fajok száma ($r^2 = 0,16$) között. **E kapcsolatok is jól mutatják az összefüggést a halegyütteseket jellemző fontos változók és a kémiai terhelések között. Azonban jelzik azt is, hogy az összefüggés mértéke igen változó és emellett nem lehet specifikus kémiai anyagok, csak változó komplexek együttes hatását értékelni (pl. ebben a tanulmányban nitrit erősen korrelált az ortofoszfáttal).** A dolgozat általános következtetése volt, hogy a halegyüttesek különböző módokon reagálhatnak a nem-pontszerű szennyezőforrásokra, ami erősen függ a

halegyüttes összetételétől, a régiótól, a térbeli léptéktől és nem csak a víztest fiziko-kémiai változóitól.

Stephens és Farris (2004) arra az eredményre jutott, hogy egy halastavi rendszerből a vízfolyásba jutó tápanyagterhelés hatása csak minimálisan befolyásolta a halállomány minőségét, egy észak-amerikai biológiai vízminősítő eljárás szerint. Ugyanakkor általánosan ismert, hogy a növekvő tápanyagterhelés hatására a halak abundanciája, a zavarástűrő fajok gyakorisága növekszik. Nem tudjuk azonban, hogy adott mértékű változások a kémiai minőségben milyen mértékű változást okoznának egy minősítési index értékében, azaz mutatkozna-e változás/osztály váltás az öt fokozatú skálán.

A halakon alapuló ökológiai állapot minősítésnek az Egyesült Államokban vannak a legnagyobb hagyományai (pl. Simon, 1999). Érdekes azonban, hogy a halak általános tolerancia érzékenységét egészen a közelmúltig csupán szubjektív (szakértői becslések) alapján határozták meg ebben az országban is (Fausch et al., 1990; Whittier és Hughes, 1998). Ehhez általában háromfokozatú skálát használtak: toleráns, mérsékelten toleráns, intoleráns. E tolerancia besorolások sem vonatkoztak azonban specifikus stresszorra, hanem általános tolerancia érzékenységet próbáltak kifejezni velük, pl. a vízminőség változására, vagy az élőhely módosításra vonatkozóan. Meador és Carlisle (2007) 773 mintavételi hely adatán alapuló, objektív statisztikai eljárásokkal értékelték és adta meg 105 halfaj 10 fiziko-kémiai változóval (ammónia, kloridion, oldott oxigén, nitrit és nitrát, pH, teljes foszfor, vezetőképesség, szulfát, oldott szerves anyag, víz hőmérséklet) szemben mutatott érzékenységét vízfolyásokban. Az empirikus értékelési eljárásokkal kapott tolerancia indikátor értékeket összehasonlítva a szakértői becsléseken alapulókkal 58,8 %-os egyezést találtak. Ilyen jellegű kutatásokra nagy szükség lenne európai halegyüttesekkel is, ahol szintén szakértői becslések alapján határozzák meg az egyes fajok tolerancia érzékenységét. Mint a fenti példa mutatja ez a fajta megközelítés ismeretlen mértékű hibával lehet terhelt, ami jelentős mértékben ronthatja a minősítési rendszer megbízhatóságát. Ugyanakkor a hazai minősítés során, felismerve ezt a fajta bizonytalanságot, a halfajok ökológiai szempontból megfoghatatlan tolerancia értékelése helyett adott élőhely típushoz való hűség alapján kerültek a fajok besorolásra (élőhely specialista, generalista, zavarástűrő).

Mivel részleteiben nem ismert a különböző mértékű kémiai szennyezések és az erre adott válaszreakciók, illetve a VKI követelmény rendszerének megfelelő vízminőségi osztály váltások viszonya, érdemes részletesen áttekinteni a STAR projekt nemrégiben publikált eredményeit az egyes élőlénycsoportok jelentőségéről és hatékonyságáról az emberi hatások kimutatásában.

A STAR projekt (standardization of river classifications: framework method for calibrating different biological survey results against ecological quality classifications to be developed for the Water Framework Directive; Furse et al., 2006) keretében 9 európai ország 185 vízfolyásában vizsgálták a perifiton, a makrofiták, a vízi makroszkópikus gerinctelen szervezetek és a halak ökológiai válaszreakcióit a környezeti degradációra (Hering et al., 2006). A vízfolyásokat két fő csoportra, hegyvidéki és síkvidéki vizekre bontották. 43 környezeti változó alapján többváltozós matematikai módszerek segítségével „komplex stresszor

gradienseket" határoztak meg, amelyek fizikai és kémiai, hidromorfológiai és tájhasználati adatokat tartalmaztak. Az egyes élőlénycsoportok válaszát e környezeti stresszor gradiensre minden egyes csoport esetében ~30 közösségszerkezeti változó alapján vizsgálták úgy, hogy az egyes változókat korreláltatták a komplex környezeti stresszorgradiens értékekkel. Mind a négy élőlénycsoport a tápanyagkínálat-szervesanyagterhelés stresszorkomplexumra mutatta a leghatározottabb változást. Az indikáció szempontjából az élőlénycsoportok között lehetett eltérést kimutatni. A perifiton esetében a vizsgált változók 85%-a korrelált a stresszorgradienssel hegyvidéki vízfolyásokban, míg 89%-a síkvidéki vízfolyásokban. A makroszkópikus gerinctelenek közösségszerkezetét jellemző változók 91%-a korrelált a stresszorgradienssel hegyvidéki vízfolyásokban, míg 59%-a síkvidéki vízfolyásokban. Meg kell azonban jegyezni, hogy a korrelációs együttható értéke csak kevés változó esetében volt magas, általában közepes vagy alacsony volt. Ez jól mutatja az élőlény-együttesekkel végzett monitorozás statisztikai értelemben vett viszonylagos bizonytalanságát. Véleményünk szerint azonban e két tény (indikációs képesség – komplex hatásokra mutatott válaszreakciók) éppen azt bizonyítja, hogy az élőlény-együttesekkel – ideértve a halakat is – végzett minősítés megalapozását biztosító kutatások végzése a tudományos szempontból is megalapozott eredmények elérése érdekében rendkívül fontosak.

A tápanyag koncentrációt (eutrofizációt) jelző mutatók (itt pl. ammónium, nitrát, ortofoszfát) erősen korreláltak a szerves terhelést indikáló változókkal (pl. oxigén tartalmat jelző változók) ami mutatja, hogy e két változócsoporthatása egymástól nehezen választható el.

Aktuális kérdésként merül fel, hogyan vehető figyelembe, hogy gyakran a tápanyag és a szerves anyag stresszorként együtt jelenik meg, illetve hogyan és milyen esetekben választható szét ezek hatása. A fenti irodalmi áttekintésből is látható, **a tápanyag és a szerves anyag stresszor hatása egymástól nehezen elválasztható, mert e két típusú szennyezés a biológiai folyamatok során egymással egyébként is szoros, gyakorlatilag elválaszthatatlan kölcsönhatásban áll, emiatt a tápanyagterhelést jelző változók a legtöbb esetben korrelálnak a szervesanyag terhelést jelző változókkal, a vizsgálat térbeli léptékétől és típustól függő mértékben.** A korreláció mértéke azonban nem mindig nagyon erős. Ezért annak ellenére, hogy mind a négy élőlénycsoport reagál e stresszorhatásokra, a bentikus kovaalgák és a makrovegetáció reakciója elsősorban a tápanyag terhelés mértékének függvénye, míg a makroszkópikus gerinctelenek és a halak elsősorban a szervesanyag terhelésre érzékenyek inkább (Hering et al., 2006). Ez az eredmény is indokolja több élőlénycsoport együttes alkalmazását a monitorozásban.

A hidromorfológiai és kémiai hatások elkülönítéséhez alapvető feltétel, hogy a stresszor-válasz hatásokat típuson belül vizsgáljuk. Ennek ellenére maradhat és legtöbbször marad is bizonyos fokú korreláció a hidromorfológiai és a kémiai változók között, aminek szétválasztása nagyon nehéz és sok esetben nem is lehetséges. Statisztikai eljárásokkal mérhető az egyes független változók és a változók együttes, szét nem választható hatásából eredő köztes variancia szerepe, azonban a VKI-hoz felhasználható (jelenlegi) adatok akkora szórással terheltek és

olyan minőségűek (abiotikus adatok többsége!), hogy ezek értékelése csak erős megszorításokkal vehető figyelembe.

A tájhasználatra, a szakasz és mikrohabitat léptékű hidromorfológiára és az „általános degradációra” adott válaszreakciók kisebb mértékűek, mint a szervetlen/szerves terhelésre adott válaszok. A szakasz léptékű hidromorfológiai degradációra (változók pl. a meder vagy a partvonal mesterséges stabilizációja, a partvonal fászszerű növényzettel való borítottsága stb.) határozott különbségek jelentkeznek a négy élőlény csoport között. A legjobb indikátor szervezetnek a makroszkópikus gerinctelenek bizonyultak, majd a halak és végül a makrofiton. A perifiton nem mutatott változást e komplex környezeti gradiens mentén. A halak a hegyvidéki patakokban kis fajszámmal fordulnak elő. A vizsgálatot végzők ezzel is magyarázzák, hogy a halak elsősorban a síkvidéki vízfolyásokban mutatkoztak igazán alkalmas szervezeteknek a hidromorfológiai degradáció kimutatására.

A szennyvízhatások kimutatása szempontjából a tapasztalatok szerint a legfontosabb időszak a kisvízi viszonyok között vett minta. Azonban a szennyvíz hatása a kisvízi koncentrációértékek mellett erősen függhet a kibocsátás/szennyezés időtartamától/ tartósságától is, ezért nem indokolt a szennyvízhatásokat csak a kisvízi viszonyokra vizsgálni. A szennyvíz hatások vizsgálatára egy standard monitoring esetében a halak akkor képesek, ha az nagyobb tartóssággal és viszonylag nagyobb területen módosítja az eredeti élőhelyet. Ebben az esetben az átlagos jellemzők használata megfelelő. Ugyanakkor pontosabb szennyezések hatásának kimutatására célirányos vizsgálatok végzésével a halak jól értelmezhető eredményeket képesek szolgáltatni. Erre vonatkozóan több kutatás eredménye is bizonyítékot ad.

A szennyvíz és a diffúz terhelésre vonatkozóan különböző határértékek meghatározását nem tartjuk indokoltnak. A két tényezőcsoport hatását a jelenlegi monitorozó rendszerekkel nagyon nehéz kettéválasztani. A mintavételezés időbeli gyakorisága sem teszi lehetővé, hogy megbízhatóan értékelhessük és különválaszthassuk a két hatást.

Az eredmények mellett tapasztalataink azt mutatják, hogy az európai léptékű projektek többnyire csak igen nagy hibákkal képesek értékelni a résztvevők által szolgáltatott, igencsak inhomogénnek nevezhető adatsorokat. Jól példázza ezt az EFI+ projekt, ahol pl. az időszakos vízfolyások aránya Magyarország esetében jelentősen meghaladta még a mediterrán országokra kapott értéket is, aminek az a magyarázata, hogy nálunk ezt a fogalmat olyan jogszabály írja le, amely nem ökológiai, hanem egyéb szempontok szerint csoportosítja azokat. Ezzel együtt jelenleg a hazai adatok mennyisége, de még inkább – főként az abiotikus adatok esetében – minősége szintén csak korlátozott eredmények elérését teszi lehetővé.

Összességében megállapítható, hogy pontos, statisztikai, de még inkább ökológiai szempontból értelmezhető eredményeket csak jól meghatározott és tudományos alapokon nyugvó adatok alapján lehet nyerni. Meggyőződésünk, hogy már középtávon is több kérdésre, bizonytalanságra a jelenleginél jóval pontosabb válaszokat kaphatunk a megfelelő intenzitású kutatások – ideértve egy jól megtervezett és végrehajtott monitoring rendszert is – eredményeiként.

Elfogadva a jelenlegi eredmények irányait, biztosak vagyunk benne, hogy sok olyan információt vagyunk kénytelenek kezelni, amelyek végül műtermékként lesznek minősíthetőek. Ezt mindenképp szükséges figyelembe venni ezek értékelésekor, a minősítések további irányvonalának meghatározása során.

2. RENDELKEZÉSRE ÁLLÓ HAZAI ADATOK ÉRTÉKELÉSE, OSZTÁLYHATÁROK BECSLÉSE AZ EGYES VÍZTÍPUSOKBAN

A dolgozat megírásának időszakában a halak vonatkozásában még mindig csak az ECOSURV projekt adatai állnak rendelkezésre a kémiai terhelés hatásának meghatározására. A projektben szereplő terhelés-adatok megbízhatósága erősen kérdőjeles, az eredményeket ezért alapvetően csak tájékoztató jellegűnek gondoljuk. **Az eredmények ismeretében azonban bízunk abban, hogy a KEOP5 projekt keretei között összeállításra kerülő adatbázis a jelenleginél pontosabb eredményeket fog biztosítani a kémiai terhelés osztályhatárainak megállapítása során.**

Az ECOSURV projekt adatai alapján megvizsgáltuk, hogy a rendelkezésre álló kémiai terhelés adatok milyen kapcsolatot mutatnak a halegyüttes alapján történt minősítés eredményeivel. Az elemzést a KO_{lk} , Összes nitrogén, és Összes foszfor értékekre végeztük el, típus csoportonként.

Az elemzés eredményeként megállapítható, hogy szignifikáns összefüggést elsősorban a KO_{lk} , és az összes foszfor adatai adtak. Megállapítható, hogy a csoportokban a szignifikancia szintje közepes, vagy alacsony volt. A paramétereket összehasonlítva a KO_{lk} szignifikancia szintje volt magasabb.

A csoportok közül mindkét paraméterre szignifikáns, és ökológiai szempontból is értelmezhető összefüggés volt kimutatható az 1. (Középhegységi kisvízfolyások) és 2. (Dombvidéki kisvízfolyások, kis folyók) víztípus csoportban **(1. táblázat)**.

1. táblázat. A szerves anyag (KO_{lk}), valamint a tápanyag terhelés (összes P) és a halegyüttesek alapján meghatározott ökológiai állapot kapcsolata

	1. TÍPUS		2. TÍPUS	
	KO_{lk} (mg/l)	ÖsszP (μ g/l)	KO_{lk} (mg/l)	ÖsszP (μ g/l)
<i>kiváló</i>	15	60	19	98
jó	21	96	22	195
<i>közepes</i>	29	152	28	347
<i>gyenge</i>	43	244	36	594
<i>rossz</i>	56	332	44	833

Az 5. (Alföldi kisvízfolyások), és 6. (Alföldi kis és közepes folyók, csatornák) csoport csak a KO_{lk} értékeivel mutattak értelmezhető összefüggést. A 3. (Közepes, és nagy folyók dombvidéki, nagyobb esésű, kavicsos mederanyagú szakasza), 4. (Közepes, és nagy folyók dombvidéki, kisebb esésű, homokos aljzatú szakasza), 7. (Nagy folyók alföldi szakasza), 8. (Duna) víztípus csoportok – alapvetően a

kisszámú adat miatt – nem mutatott szignifikáns összefüggést egyik paraméterrel sem.

Az ökológiai szempontból értelmezhető eredmények érdekében típusösszevonásokat végeztünk. Ennek során vizsgáltuk a 3-4 összevont csoport, valamint a 6-7-8 összevont csoport adatait. A vizsgálatok eredményeként javaslatot lehet tenni az elérendő jó ökológiai állapot KO_k határértékére **(2. táblázat)**.

2. táblázat. Az adatelemzés alapján javasolt elérendő jó ökológiai állapot KO_k határértékei a halegyüttesek alapján meghatározott víztípus csoportonként

KO _k	1.	2.	5.	3-4.	6-7-8
jó minősítés alsó határa	20	20	60	20	25

IRODALOM

- Fausch, K.D., Lyons, J., Karr, J.R., Angermeier, P.L. (1990): Fish communities as indicators of environmental degradation. *Am. Fish. Soc. Symp.* 8: 123-144.
- Ferreira, T., Caiola, N., Casals, F., Oliveira, J.M., de Sostoa, A. (2007): Assessing perturbation of river fish communities in the Iberian Ecoregion. *Fish. Man. & Ecol.* 14: 519-530.
- Furse, M.T., Hering, D., Moog, O. et al. (2006) The STAR project: context, objectives and approaches. *Hydrobiologia* 566: 3-29.
- Halasi-Kovács, B., Tóthmérész, B. (2006) Az EU Víz Keretirányelv előírásainak megfelelő minősítési eljárás a hazai vízfolyások halai alapján. *Hidrológiai Közlöny.* 87: I-XII. pp.
- Hering, D., Johnson, R.K., Kramm, S., Schmutz, S., Szoszkiewicz, K., Verdonschot, P.F.M. (2006): Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwat. Biol.* 51: 1757-1785.
- Ibarra, A.A., Dauba, F., Lim, P. (2005) Influence of non-point source pollution on riverine fish assemblages in South West France. *Ecotoxicology* 573-588.
- Johnson, R.K., Hering, D., Furse, M.T., Clarke, R.T. (2006): Detection of ecological change using multiple organism groups: metrics and uncertainty. *Hydrobiologia*: 566: 115-137.
- Kestemont, P., didier, J., Depiereux, E., Micha, J.C. (2000): Selecting ichthyological metrics to assess river basin ecological quality. *Arch. Hydrobiol. Suppl. (Monogr. Stud.)* 121: 321-348.
- Kroupova, H., Machova, J., Svobodova, Z. (2005): Nitrit influence on fish: a review. *Vet. Med. – Czech* 50: 461-471.
- Meador, M.R. és Carlisle, D.M. (2007): Quantifying tolerance indicator values for common stream fish species of the United States. *Ecological Indicators* 7: 329-338.
- Oberdorff, T., Pont, D., Hugueny, B., Porcher, J.P. (2002): Development and validation of a fish based index for the assessment of 'river health' in France. *Freshwat. Biol.* 47: 1720-1734.
- Simon, T.P. ed. (1999): Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities. CRC Press, Lewis Publishers.

- Stephens, W.W., Farris, J.L. (2004) Instream community assessment of aquaculture effluents. *Aquaculture* 231: 149-162.
- Posthuma, L., de Zwart, D. (2006) Predicted effects of toxicant mixtures are confirmed by changes in fish species assemblages in Ohio, USA, rivers. *Env. Tox. & Chem.* 25: 1094-1105.
- Van de Bund, W., Heiskanen, A.-S., Poikane, S., Jowett, D., Romero, J.R. (2007): Work programme for intercalibration exercise (2008-2011). ECOSTAT Agenda point 11. Version 2.0. manuscript.
- Whittier, T.R., Hughes, R.M. (1998): Evaluation of fish species tolerances to environmental stressors in lakes in the Northeastern United States. *N. Am. J. Fish. Manage.* 18: 236-252.

II. A HOSSZIRÁNYÚ ÁTJÁRHATÓSÁG KORLÁTOZÁSÁNAK HATÁSA A HALEGYÜTTES-STRUKTÚRÁRA VÍZFOLYÁSOKON

1. A HALEGYÜTTESEK ALAPJÁN MEGHATÁROZHATÓ HAZAI VÍZFOLYÁS VÍZTÍPUSOK

Az ECOSURV projekt eredményeinek felhasználásával 2006-ban meghatároztuk a hazai vízfolyás víztípusokat (Halasi-Kovács és Tóthmérész, 2006). A cluster analízis eredményeként 8 típus különíthető el.

1. Középhegységi kisvízfolyások
2. Dombvidéki kisvízfolyások, kis folyók
3. Közepes, és nagy folyók dombvidéki, nagyobb esésű, kavicsos mederanyagú szakasza
4. Közepes, és nagy folyók dombvidéki, kisebb esésű, homokos aljzatú szakasza
5. Alföldi kisvízfolyások (ér)
6. Alföldi kis és közepes folyók, csatornák
7. Nagy folyók alföldi szakasza
8. Duna

A halegyüttesek alapján meghatározott csoportok – elsősorban a VKI csoportok besorolása során tapasztalható hibák miatt – kisebb-nagyobb eltéréssel illeszthetők a VKI víztípus csoportjaihoz (**1. táblázat**).

1. táblázat A halegyüttesek alapján meghatározott víztípus-csoportok VKI szerinti csoportokkal való egyeztetése

1. KÖZÉPHEGYSÉGI KISVÍZFOLYÁSOK
Hv-Si-D-ki
Hv-Me-D-ki
Hv-Me-D-ko
Dv-Me-D-ki
Dv-Me-K-ki
2. DOMBVIDÉKI KISVÍZFOLYÁSOK, KIS FOLYÓK
Dv-Me-D-ko
Dv-Me-K-Ko
Sv-Me-D-ki
3. KÖZEPES, ÉS NAGY FOLYÓK DOMBVIDÉKI, NAGYOBB ESÉSŰ, KAVICSOS MEDERANYAGÚ SZAKASZA
Dv-Me-D-na
Dv-Me-D-nn
4. KÖZEPES, ÉS NAGY FOLYÓK HEGYLÁBI, KISEBB ESÉSŰ, HOMOKOS ALJZATÚ SZAKASZA
Dv-Me-K-na
Sv-Me-D-na
Sv-Me-D-nn (kivéve Duna)
5. ALFÖLDI KISVÍZFOLYÁSOK (ÉR)

Sv-Me-K-ki-ke
Sv-Me-K-ko
Sv-Sz-ki
Sv-Sz-ko
Sv-Me-K-ki
6. ALFÖLDI KIS ÉS KÖZEPES FOLYÓK, CSATORNÁK
Sv-Me-K-ko-ke
Sv-Me-K-na
7. NAGY FOLYÓK ALFÖLDI SZAKASZA
Sv-Me-K-nn
8. DUNA
Sv-Me-D-ko
Sv-Me-D-nn dunai víztestei

A halegyüttesek alapján elváló típus-csoportok hidrológiai sajátosságai alapján is jellemezhetők (**2. táblázat**).

2. táblázat A halegyüttesek alapján meghatározott vízfolyás-típusok geográfiai és hidrológiai jellemzői

Víztípus	Magasság (m)	Vízgyűjtő (km ²)	Meder-anyag	Esés (cm/km)	Vízhozam (m ³ /s)	Víz-sebesség (cm/s)
1.	>150	10	1, 2, 3	■	0-1	>35
	>150	100	1, 2		1-10	
	>150	100	3, 4		1-10	
2.	150-100	10	3, 4, 5, 6,7	>1,0	1-10	6-75
	150-100	100	3, 4, 5, 6, 7	■	1-10	6-75
3.	>100	1000-10000	2, 3		■	>10
4.	>100	1000-10000	4, 5	>10		36-100
5.	<100	10	6, 7	■	1	<35
	150-100	10	6, 7		<1,0	1
6.	150-100	0	6, 7	■	10-100	6-35
	150-100	1000	6, 7			
7.	<100	100-1000	6, 7	■	>100	36-75
	<100	10000	5, 6			
8.	■					

A meghatározott tulajdonságok közül a keresztzárások hatására elsősorban a vízsebesség megváltozásával (csökkenésével) lehet számolni.

Az ECOSURV projekt adatai alapján megvizsgáltuk, hogy a hidrológiai adatok milyen kapcsolatot mutatnak a halegyüttes alapján történt minősítés eredményeivel. Ezek közül a vízhozam és a vízsebesség csökkenése – legalábbis részben – összefüggésbe hozható a keresztzárások hatásaival.

3. táblázat. A vízsebesség és a halegyüttesek alapján meghatározott ökológiai állapot kapcsolata

Vízsebesség (cm/s)	1.típus	2.típus	6.típus
kiváló	73	72	56
jó	66	63	48
közepes	57	51	38
gyenge	45	36	26
rossz	37	25	17

4. táblázat. A vízhozam (KÖQ) és a halegyüttesek alapján meghatározott ökológiai állapot kapcsolata

KÖQ (l/s)	5.típus	6.típus
kiváló	1143	146216
jó	940	52820
közepes	669	13589
gyenge	330	2490
rossz	92	759

Az elemzés eredményeként megállapítható, hogy a vizsgált változók közül elsősorban a vízsebesség csökkenés hozható összefüggésbe az ökológiai állapottal. Ezen túlmenően megállapítható, hogy szignifikáns összefüggést a kisvízfolyásokra, kis és közepes folyókra találtunk (1, 2, 6) függetlenül a térszíntől (3, 4. táblázat). Az alföldi kisvízfolyások esetében a közepes vízhozam (KÖQ) mutatott szignifikáns összefüggést az ökológiai állapottal. A statisztikai összefüggés alacsony szintű, azonban az eredmény ökológiai szempontból értelmezhető. A VKI szempontjából kiemelt „közepes” kategória határértékét kiemeltük a táblázatban.

Az adatok alapján nem volt szignifikáns összefüggés a vizsgált hidrológiai változók és az ökológiai állapot között a nagy folyók dombvidéki szakaszai (3, 4), alföldi szakaszai (7), és a Duna (8) típusokban. Ez egyrészt az abiotikus adatok korlátozott megbízhatóságával, másrészt a kisebb számú adattal magyarázható.

Következtetésként megállapítható, hogy a KEOP5 projekt során összeállított adatbázis biotikai adatai alapján, amennyiben a hozzájuk kapcsolódó abiotikus adatok megfelelő minőségben fognak rendelkezésre állni, a jelenlegi ismereteknél pontosabb képet kaphatunk arról, hogy az egyes víztípusok ökológiai állapotát a hidromorfológiai változók milyen mértékben határozzák meg. Azonban a kisebb vízfolyások vonatkozásában ökológiai szempontból jelen adatsorok is elfogadható támpontot nyújtanak a vízgyűjtő gazdálkodási tervezéshez.

2. KERESZTÁRÁSOK TÍPUSAINAK BEMUTATÁSA HAZAI ADATOK ALAPJÁN

A keresztárások fizikailag részlegesek és teljesek lehetnek. A részleges zárások esetében a konnektivitás teljes hiányával nem lehet számolni. Ebben az esetben

elsősorban a zárás ökológiai hatásáról lehet beszélni. A teljes zárások többnyire valós fizikai akadályt jelentenek, azonban még ebben az esetben is gyakori, hogy a teljes zárás állapota csak időszakos, pl. árvízi körülmények között nem áll fenn. Itt az egyéb ökológiai hatások mellett azonban már jelentősebbek a konnektivitás megszűnésével magyarázható módosulások.

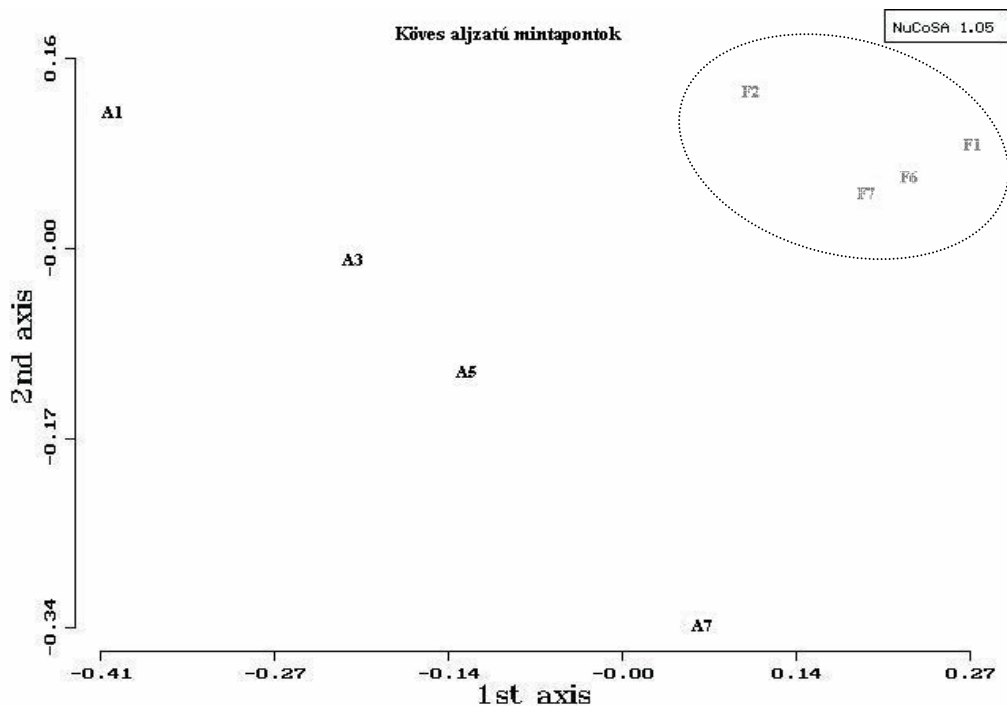
2.1 Részleges zárások

A részleges zárások közé a ruganyokat és a mederszűkítő kövezéseket lehet sorolni. **A részleges zárások nem jelentenek fizikai akadályt, alapvetően az áramlási viszonyok, és ezen keresztül az aljzat és esetlegesen a növényborítás élőhely módosító ökológiai hatásával kell számolni. Ez az ökológiai hatás a zárás méretétől ugyan függ, általánosságban azonban csak lokális jelentőségű. Ugyanakkor a hatása állandó.**

A ruganyok felső oldalának parthoz közeli területén, valamint az alsó oldal jelentősebb területén a vízsebesség csökkenés, és ezzel együtt az aljzatösszetétel változása következményeként a stagnofil és euritóp fajok arányának növekedése, ezzel együtt a reofil fajok arányának csökkenése tapasztalható. Ugyanakkor a ruganyok csúcsánál a vízsebesség növekedésével, és a kövezéses aljzat eredményeként a reofil, illetve a litofil fajok aránya növekszik. Amennyiben a mederszabályozás érdekében több rugany található egymás alatt, a ruganyok között is állóvíz-jellegű élőhely jön létre, magasabb stagnofil, és euritóp fajgyakoriság értékkel.

Ezt az állapotot mutatja pl. a paksi Duna-szakasz, az erőmű kifolyó alatti területén. Az itt korábban végzett vizsgálatok azt is bizonyították, hogy a mesterséges aljzatú területeken a kedvezőtlen humán hatások felerősödnek, míg a természetes aljzat változatossága képes bizonyos mértékig az emberi hatásokat kompenzálni (Halasi-Kovács et al., 2005).

1. ábra A paksi-Duna köves aljzatú mintapontjainak főkoordináta analízise (PCoA)



(F₁₋₇: A paksi atomerőmű hűtővíz kifolyója feletti mintaegységek; A₁₋₇: A paksi atomerőmű hűtővíz kifolyója alatti mintaegységek)

A mederszűkítések során kialakuló állóvízi élőhelyeken a stagnofil és a zavarástűrő fajok aránya növekszik. Fontos hatás, hogy ezek az élőhelyek az invazív fajok kiindulási gócpontjaivá válnak, amelyek ugyan a kiterjedéstől függő mértékben, de már a lokálisnál jelentősebb hatásként értékelhető.

A részleges zárások problémaköre a tapasztalatok alapján alapvetően a nagyobb folyókon (3., 4., 7., 8. vízfolyás-típusban) fordulnak elő.

2.2 Teljes zárások

Teljes zárásnak a teljes mederszelvényen keresztül húzódó zárásokat tekinthetjük. Ezek közé sorolhatók a fenékküszöbök, duzzasztók, zsillipek, völgyzárógátas tározók. A teljes zárás hatásai túlnyomó többségben közepesek, még inkább erősek, amelyek nagyobb szakaszon is megváltoztatják a vízfolyás eredeti állapotát. Megállapítható, hogy többnyire nem önmagukban, hanem egyéb hidromorfológiai változással (mesterséges aljzat, csatornásítás), vagy szennyezéssel együtt jelentkeznek a hatásuk. Minden vízfolyás típusra jellemzőek. Hatásuk alapvetően két típusú lehet, egyrészt fizikai, másrészt ökológiai.

A. Fizikai hatások

A.a. Konnektivitás megszűnése a vándorlás akadályozása

A keresztzárások fizikai akadályként elsősorban a diadrom halfajok elterjedését akadályozza, előfordulását korlátozza. Az **5. táblázatban** összefoglaltuk a két hazai diadrom faj előfordulási adatait. **Az adatokból egyrészt megállapítható, hogy a múlt századtól megkezdett folyószabályozások óta mindkét faj hazai elterjedése**

jelentősen csökkent. Ugyanakkor nincs arra vonatkozóan megbízható információ, hogy a keresztzárások fizikai akadály szerepe mellett az elterjedés csökkenésében milyen szerepet játszik a vízfolyások egyéb környezeti paramétereinek romlása (szennyezés, vízsebesség növekedés, táplálék bázis minőségi, mennyiségi összetételének romlása, stb.), illetve magának a faj teljes állományának csökkenése. Továbbá nincs sem pro, sem kontra bizonyíték arra vonatkozóan, hogy ezen fajok evolúciós szintű szaporodási stratégiaváltást végeztek.

Még nehezebb pontosan meghatározni a potamodrom halfajok esetében a keresztzárások fizikai korlátozó szerepét. A kutatási tapasztalatok azt mutatják, hogy a nagyobb vízfolyásokon a keresztzárások egyrészt nem jelentenek állandó akadályt, másrészt a mintavétel jelenlegi módszerével nem dönthető el a konnektivitás hiánya, mivel a megfelelő nagyságú alvízi és felvízi szakaszokon önálló populációk is kialakulhatnak. A konnektivitás megléte helyett az alvízi és felvízi szakasz ökológiai módosulásait lehet kimutatni.

5. táblázat. A sima tok és a viza előfordulásai Magyarországon

Fajnév	Vízfolyás	Hely	Dátum	Megjegyzés	Forrás
Acipenser stellatus	Tisza	Hódmezővásárhely	1965.08.23	70 cm	Sterbetz, I. verbal comm.
	Duna	Mohács	1965.	100 cm	Pintér, K. 1992. Magyarország halai
	Tisza	Tiszajenő	2005.08.01		Sallai, Z. verbal comm.
	Duna	Komárom	1900. előtt		Vutskits, Gy. 1912. Fauna regni Hungariae
	Tisza	Tokaj	1900. előtt		Vutskits, Gy. 1912. Fauna regni Hungariae
	Zagyva	Szolnok	1900. előtt	torkolatnál	Vutskits, Gy. 1912. Fauna regni Hungariae
	Körös		1900. előtt		Vutskits, Gy. 1912. Fauna regni Hungariae
	Maros		1900. előtt		Vutskits, Gy. 1912. Fauna regni Hungariae
	Dráva		1900. előtt		Vutskits, Gy. 1912. Fauna regni Hungariae
	Duna	Pozsony	1900. előtt		Vutskits, Gy. 1912. Fauna regni Hungariae
	Száva		1900. előtt		Vutskits, Gy. 1912. Fauna regni Hungariae
	Duna	Zimony	1900. előtt		Vutskits, Gy. 1912. Fauna regni Hungariae
Huso huso	Duna	Paks	1987.05.16	300 cm; 181 kg	Anonym,1987. Halászat 80. 139-141
	Duna	Ercsi	1972.		Kácsor, L. 1990. A folyók élni akarnak
	Tisza	Poroszló	1955.10.14	120 kg	Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
	Duna	Baja	1957.05.01	280 cm; 134 kg	Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
	Duna	Paks	1957.03.02	273 cm; 135 kg	Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
	Duna	Ercsi	1956.10.06	210 cm; 71 kg	Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
	Duna	Ercsi	1955.01.31	263 cm; 117 kg	Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
	Duna	Paks	1954.05.27	203cm; 50 kg	Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
	Duna	Ercsi	1953.02.01	213 cm; 63 kg	Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
	Duna	Százhalombatta	1950.03.08	cca 3 m; 132 kg	Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
	Duna	Szentendre	1948.	240 cm; 83 kg	Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
	Duna	Dunaföldvár	1947.	46 kg	Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
	Duna	Ercsi	1944.	160 cm; 44 kg	Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
	Duna	Dunapataj	1936.03.18	215 cm; 63 kg	Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
	Duna	Ercsi	1932.	64 kg	Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
	Duna	Dunapentele	1927.	78 kg	Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
	Duna	Dunapentele	1927.04.	87 kg	Khin, A. 1957. A Magyar vizák története

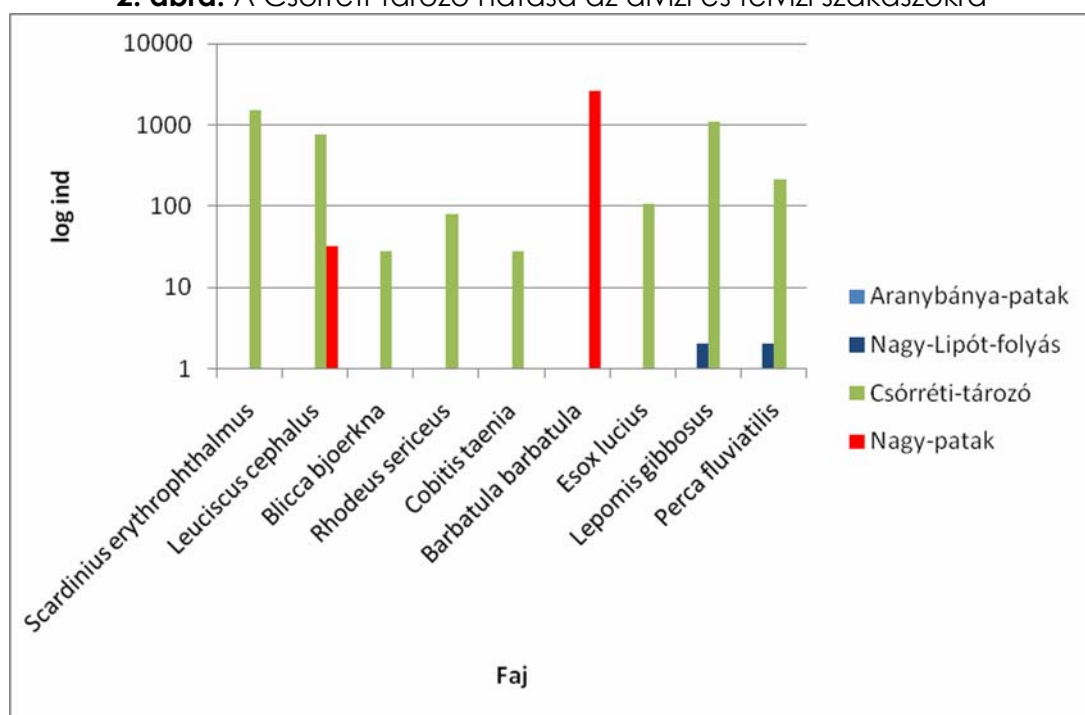
Duna	Párkány	1925.	150 kg	Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
Duna	Gemenc	1922.03.03	220 cm; 90 kg	Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
Duna	Esztergom	1920.	193 kg	Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
Duna	Dunapentele	1912.	48 kg	Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
Duna	Orsova	1911.	102 kg	Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
Duna	Orsova	1911.		Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
Duna	Orsova	1911.		Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
Duna	Orsova	1911.		Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
Duna	Orsova Dunapentele (Dunaújváros)	1911.	50 kg	Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
Duna	Esztergom	1910.	85 kg	Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
Duna	Cikola-sziget	1910.	140 kg	Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
Tisza	Algyő	1909.	18 kg	Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
Duna	Budapest	1909.04.01	cca 100 kg	Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
Duna	Budapest	1908.04.01	cca 100 kg	Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
Duna	Budapest	1907.04.01	cca 100 kg	Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
Duna	Paks	1906.	300 kg	Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
Duna	Rácalmás	1900.06.01	240 kg	Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
Duna	Baja	1900.07.01	202 kg	Khin, A. 1957. A Magyar vizák története
Duna		1900. előtt		Vutskits, Gy. 1912. Fauna regni Hungariae
Tisza		1900. előtt		Vutskits, Gy. 1912. Fauna regni Hungariae
Maros		1900. előtt		Vutskits, Gy. 1912. Fauna regni Hungariae
Zagyva	Szolnok	1900. előtt	torkolatnál	Vutskits, Gy. 1912. Fauna regni Hungariae
Körös		1900. előtt		Vutskits, Gy. 1912. Fauna regni Hungariae
Duna	Komárom	1900. előtt		Vutskits, Gy. 1912. Fauna regni Hungariae
Duna	Dunaföldvár	1900. előtt		Vutskits, Gy. 1912. Fauna regni Hungariae
Duna	Tolna	1900. előtt		Vutskits, Gy. 1912. Fauna regni Hungariae
Duna	Medve	1900. előtt		Vutskits, Gy. 1912. Fauna regni Hungariae
Duna	Gönyű	1900. előtt		Vutskits, Gy. 1912. Fauna regni Hungariae
Duna	Vörösmart	1900. előtt		Vutskits, Gy. 1912. Fauna regni Hungariae
Duna	Bács	1900. előtt		Vutskits, Gy. 1912. Fauna regni Hungariae

Vág	Hédervár	1900. előtt	Vutskits, Gy. 1912. Fauna regni Hungariae
Vág	Ürmény	1900. előtt	Vutskits, Gy. 1912. Fauna regni Hungariae
Duna	Pozsony	1900. előtt	Vutskits, Gy. 1912. Fauna regni Hungariae
Morva		1900. előtt	Vutskits, Gy. 1912. Fauna regni Hungariae
Olt		1900. előtt	Vutskits, Gy. 1912. Fauna regni Hungariae
Dráva		1900. előtt	Vutskits, Gy. 1912. Fauna regni Hungariae
Száva	Zágráb	1900. előtt	Vutskits, Gy. 1912. Fauna regni Hungariae

A.b Középhegységi tározók fizikai akadály szerepe

Jobban kimutatható, és aktualitásában jelentősebbnek tekinthető problémát jelent a völgyzárógátas tározók fizikai barrier szerepe a középhegységi és dombvidéki kisvízfolyásokon (1., 2. típus). A Csórréti-tározó példáján jól látható a felvízi patakok, a tározó, és az alvízi patak halfaunájának jelentős változása (**2. ábra**).

2. ábra. A Csórréti-tározó hatása az alvízi és felvízi szakaszokra



A Csórréti-tározóba torkolló két vízfolyás közül az Aranybánya-patakból nem került elő egyetlen halfaj sem. A Nagy-Lipót-folyásból a kutatás eredményeként két halfaj egy-egy példányát lehetett kimutatni. A két egyed a legszó, tározóhoz legközelebb lévő pontról került elő. A két faj a tározóban gyakori. Emellett élőhelyi igényük kifejezetten nem a mintavételi helyszín környezeti adottságainak megfelelő. E tények bizonyítják, hogy a két egyed a tározóból úszott fel, vagyis a két vizsgált befolyó patak önálló halállományal nem rendelkezik. A két víztér jellemzői alapján a hegyvidéki kisvízfolyások (1. típus) közé sorolható. Az ilyen típusú víztérek karakter fajai a *Phoxinus phoxinus*, *Barbatula barbatula*, *Salmo trutta fario*. Ezek közül sem a felvízi patakból, sem a tározóból nem került elő egyetlen példány sem. A Csórréti-tározó halállományát tekintve az állapítható meg, hogy a víztípusnak (1. típus) megfelelő fajok közül csak a *Leuciscus cephalus* található. A tározott víztér jellegének megfelelően a stagnofil, illetve euritóp fajok aránya jelentősen növekszik. A Nagy-patak vizsgált helyszínén két faj egyedei (*Leuciscus cephalus*, *Barbatula barbatula*) kerültek elő. A fogásokban a *B. barbatula* dominanciája figyelhető meg. A víztér, adottságai alapján a hegyvidéki kisvízfolyások (1. típus) közé sorolható. A karakter fajok közül több

hiányzik, azonban a halállomány a vízfolyás környezeti adottságainak többé-kevésbé megfelelő.

E fejezet során is hangsúlyozni kell, hogy a tározók ennél is jelentősebb módosító hatása figyelhető meg abban az esetben, ha ott folyamatos, a vízfolyás eredeti halközösségétől eltérő halállomány telepítése történik (ld. B.c. alfejezet).

A.c Kisvízfolyások torkolatának zárása

Szintén jelentős problémaként értékelhető a kisebb méretű vízfolyások (1., 2. típus) műtárggyal történő lezárása. A vízfolyások halai jelentős kölcsönhatásban állnak a befogadó vízfolyás halállományával. Ezek összeköttetése rendkívül fontos az adott vízrendszer integritásának fenntartása szempontjából. A kisebb vízfolyások zárása megakadályozza a halfajok diszperzióját. Ez egyaránt vonatkozik a befolyó vízfolyás halainak lefelé történő és a befogadó vízfolyás halainak felfelé történő terjedésére. A zárás kedvezőtlen hatása elsősorban a befolyó vízfolyás halállományán tapasztalható. Kiemelten veszélyeztetettek a szemisztatikus kisvízfolyások. Erre jó példát mutatnak a Dél-Nyírség kisvízfolyásai, ahol többnyire egyáltalán nem lehet halat kimutatni, még vizes periódusokban sem.

Jellemző példaként lehet említeni a Túrt is. A dombvidéki kisfolyók (2.) közé sorolható vízfolyásban az élőhely karakter fajai közül hiányzik a *Gobio gobio*. Halfaunája jellemzően alföldi generalista fajokból áll. **A változást jellemzően az omnivor fajok relatív abundanciájának növekedése, a litofil, valamint reofil fajok számának csökkenése, valamint kiemelten a specialista fajok relatív abundanciájának jelentős csökkenése jelzi.**

B.a Duzzasztás hatása a felvizen

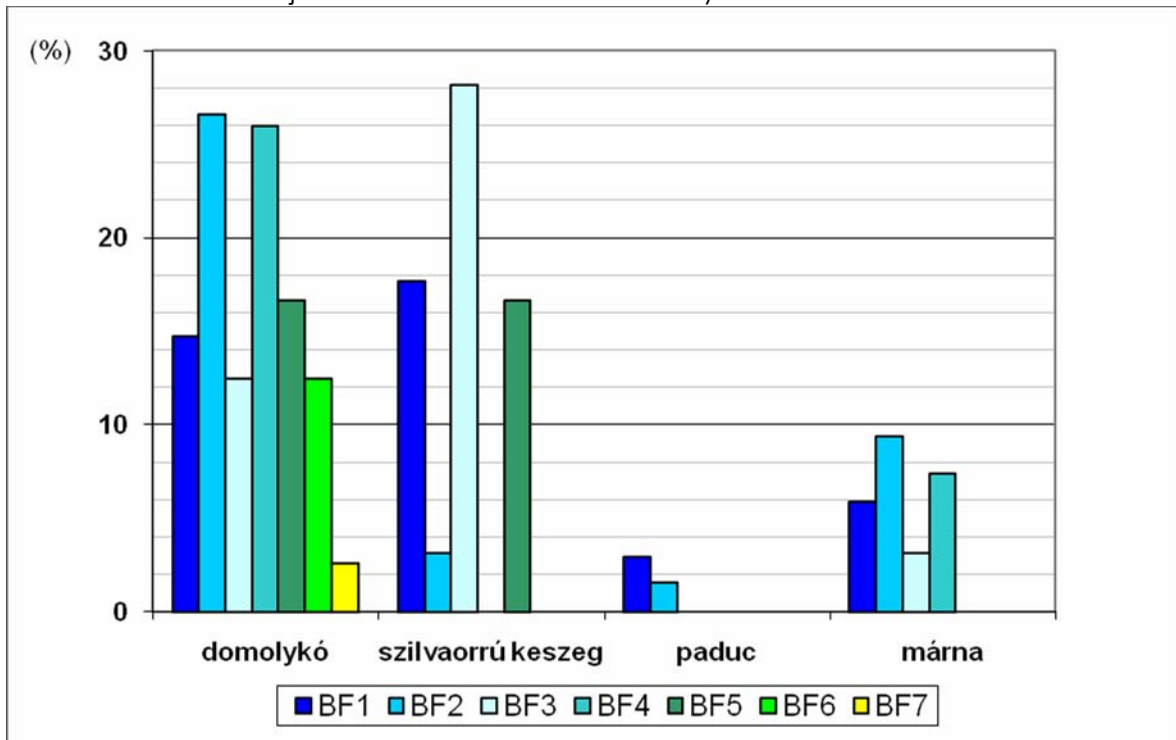
A keresztzárások egyik legfontosabb és legjellemzőbb ökológiai hatása a felvízi duzzasztó hatás. Ennek következményeként a felvízi szakaszon jellemzően a duzzasztott szakasznál hosszabb szakaszon a megváltozott áramlási viszonyok hatására a halállomány jelentős módosulása figyelhető meg. Ez a degradáció a vízfolyás típusától, esésétől, a duzzasztás mértékétől stb. függően eltérő mértékben, de minden vízfolyás típust érint.

A Bódva torkolati szakaszán végzett vizsgálatok (Halasi-Kovács, 2003 nem publikált adat) eredményeként megállapítható, hogy a duzzasztás hatására a reofil fajok száma, és relatív gyakoriságuk kimutathatóan csökken, ugyanakkor az euritóp fajok relatív gyakorisága növekszik (3., 4. ábra).

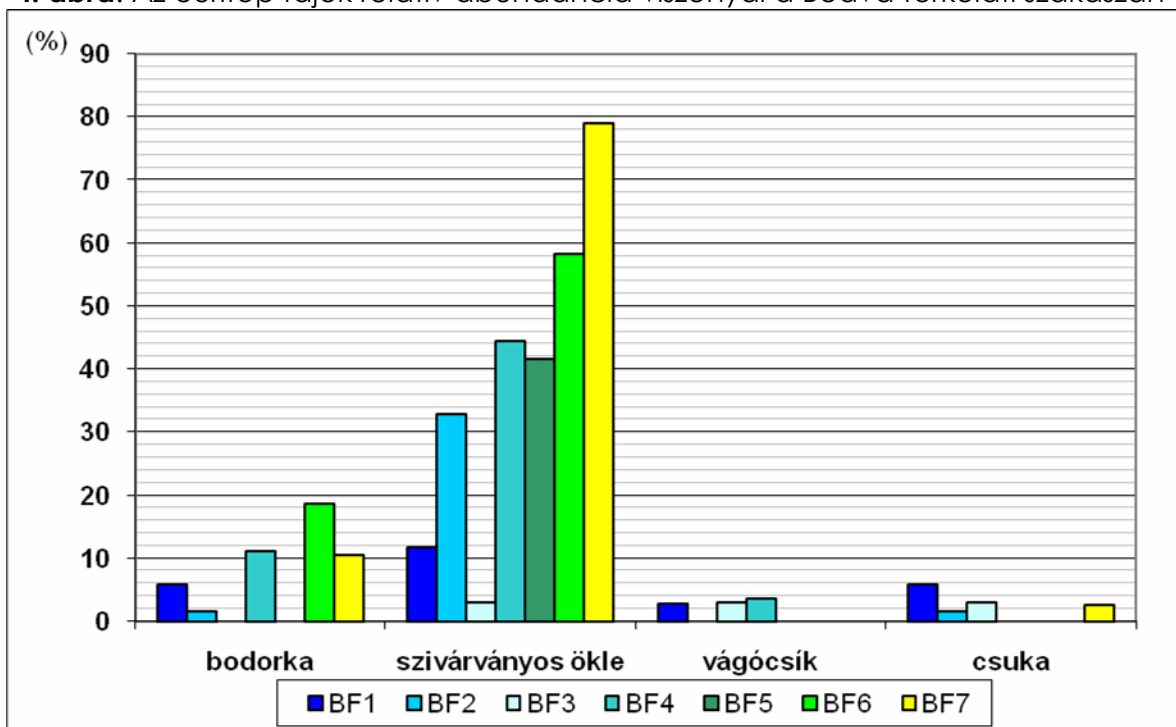
Az ábrán a bódva duzzasztó feletti szakaszán vett egységnyi minták abundancia eredményei láthatók. A BF1 a duzzasztótól legtávolabbi, míg a BF7 az ahhoz legközelebbi természetes aljzatú mintaegységet jelenti. A fajok gyakorisága jellemző gradiens szerű változást mutat. Eszerint a leggyakoribb reofil faj, a domolykó, az alsó mintaegységek irányába csökkenő gyakoriságú. Ellenkező tendenciájú az euritóp szivárványos ökle előfordulása. Emellett megfigyelhető,

hogy a kisebb gyakoriságú reofil fajok gyakorlatilag csak a „BF5” pontig fordulnak elő, míg az eurytop fajok az alsóbb mintapontokon jellemzőek.

3. ábra. A reofil fajok relatív abundancia viszonyai a Bódva torkolati szakaszán



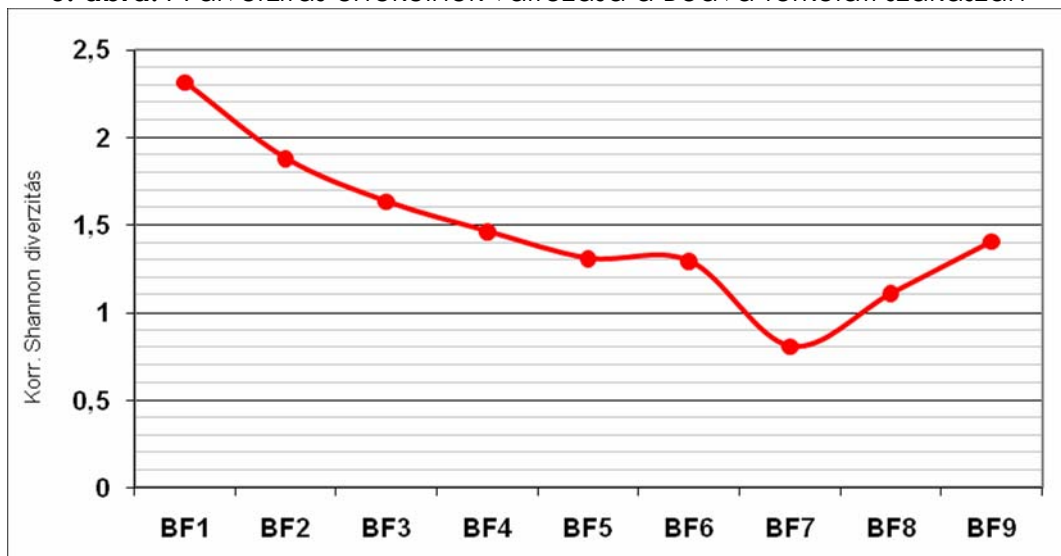
4. ábra. Az euritóp fajok relatív abundancia viszonyai a Bódva torkolati szakaszán



A diverzitás értékeinek vizsgálata egyúttal a duzzasztás komplex hatására is rávilágít. Megfigyelhető, hogy a diverzitás értékei a duzzasztás irányába folyamatosan csökkenek. A legelső két ponton (BF8, BF9) tapasztalható kismértékű

növekedés azonban már a zárás előtti mesterséges kövezés zavaró hatásaként jelentkező diverzitás érték növekedést mutatja (5. ábra).

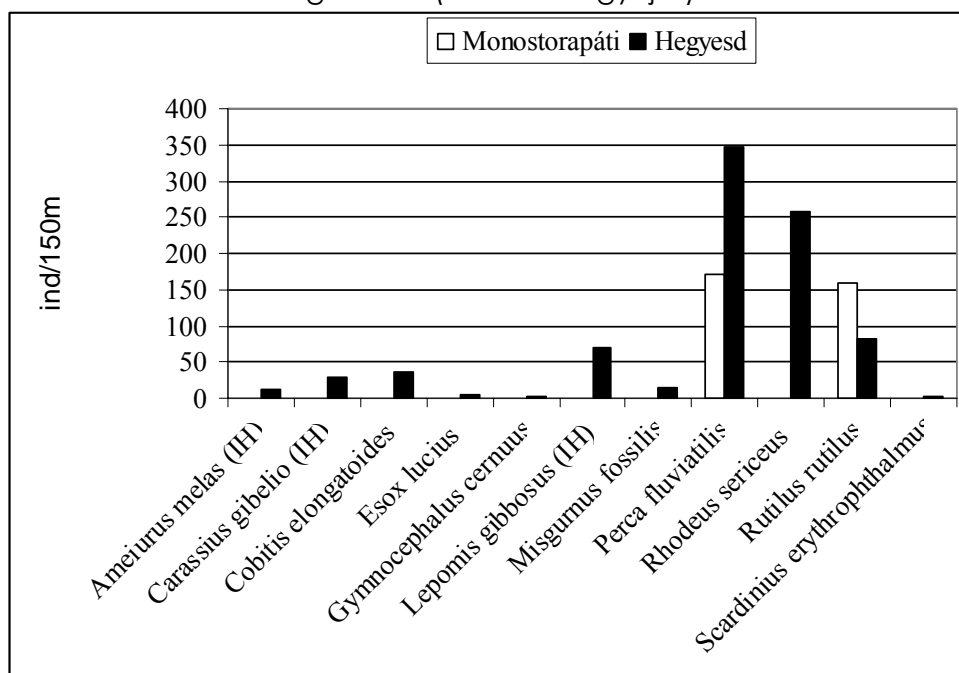
5. ábra. A diverzitás értékeinek változása a Bódva torkolati szakaszán



B.b-B.c A tározók élőhelymódosító hatása, jelentőségük az idegenhonos fajok terjedésében

Az Egervíz a Balaton legnagyobb északi oldali befolyója. A vízfolyás középső szakaszán Hegyesd és Monostorapáti községek között a halak hosszirányú vándorlását korlátozó, duzzasztással létrehozott horgásztó üzemel. 2007 nyarán a halastó alatt, Hegyesdnél és a halastó felett, Monostorapátinál vizsgáltuk a halállomány összetételét (Erős, Takács és Sály nem publikált adatok). A két mintavételi helyet 3-4 km távolság választja el egymástól. Annak ellenére, hogy a hazai VKI tipológia alapján eltérő típusba tartoznak (Monostorapáti 3-as típus [hegyvidéki, meszes, durva mederaljzatú kis vízfolyás]; Hegyesd, 9-es típus [dombvidéki, meszes, közepesen finom mederaljzatú kisvízfolyás]), a terepen felmért abiotikus változók alapján nem indokolt a két szakasz ily mértékű elkülönítése, mindkét szakasz a 2. típusba sorolható a halegyüttesek alapján. A halállomány összetétele alapvetően eltért a Hegyesdnél és a Monostorapátinál vizsgált 150 m hosszúságú mintavételi szakaszokon (**6. ábra**).

6. ábra. A halállomány összetétele és mennyiségi viszonyai (ind/150 m) a horgásztó alatti (Hegyesd) és feletti (Monostorapáti) mintavételi szakaszokon az Egervízen (Balaton vízgyűjtő)



Míg a horgásztó alatti szakaszon, Hegyesdnél 11 halfaj 859 egyedét gyűjtöttük, addig a horgásztó feletti Monostorapátinál, a hasonló hidromorfológiai tulajdonságokkal jellemezhető szakaszon csupán 5 halfaj 334 egyedét. Monostorapátinál csupán két őshonos halfaj volt domináns (*Perca fluviatilis* és *Rutilus rutilus*), a többi faj igen kis egyedszámmal volt jelen (*Cobitis elongatoides*, *Gymnocephalus cernuus*, *Esox lucius*; Megj.: e fajok oszlopdiagramja nem látszik kis egyedszámuk miatt). Ezzel szemben Hegyesdnél jóval magasabb egyedszám értékek voltak jellemzők és több halfaj szerepelt viszonylag nagy egyedszámmal, köztük három idegenhonos (IH) faj.

A felmérés jó példával szolgál arra, hogy a halak vándorlását korlátozó műtárgyak létrehozásával (pl. horgásztó) a felső (korlátozó műtárgy feletti) szakaszok őshonos halállománya fokozatosan elszegényedhet. A horgásztavak alatti szakaszokon pedig az idegenhonos fajok népes állományaival találkozhatunk. Ezek állományai a horgász vagy halastavakból folyamatosan pótlódhatnak, ami megváltoztathatja a halegyüttesek szerkezetét és ezen keresztül a víztest ökológiai állapotát, biológiai integritását (pl. Erős, 1998; Takács et al. 2006; Sály et al. 2007).

3. KERESZTÁRÁSOK HATÁSAINAK BEMUTATÁSA IRODALMI ADATOK ALAPJÁN

A természetes vízjárás/vízhozam megváltozása az egyik legfontosabb környezeti tényező, amely a vízfolyások ökológiai állapotának romlásáért felelőssé tehető (Poff et al., 1997). A társadalom szükségleteinek kielégítésére (pl. elektromos áram előállítás, öntözés, árvízvédelem, hajózás, rekreáció stb.) azonban gátak százai épülnek szerte a világban. Egy másfél évtizede készített elemzés szerint az északi félteke nagyobb folyó-rendszereinek 77%-a tekinthető erősen vagy közepesen módosítottnak, amely állapotért döntően a természetes vízjárást és konnektivitást megváltoztató gátak, duzzasztott szakaszok a felelősek (Dynesius és Nilsson, 1994). A vízgazdálkodási tevékenységek egyik legnagyobb kihívása ezért a duzzasztás előnyeinek és hátrányainak bölcs mérlegelése: a szükségszerű emberi igények kielégítése és a vízfolyások közel természetes biológiai integritását és/vagy a jó ökológiai állapotot fenntartani vagy elérni kívánó kezelések közötti összhang megtalálása.

A gátak és az ezzel legtöbbször együtt járó duzzasztás jelentős mértékű ökológia hatása abban van, hogy egyszerre befolyásolják az élővilágra ható abiotikus (fizikai és kémiai) környezeti tényezők együttesét. Megváltoztatják a folyó szakasz hidrológiai és geomorfológiai tulajdonságait és időszakosan (vagy véglegesen) korlátozzák a hosszirányú átjárhatóságot. A duzzasztott szakaszokon megváltozó áramlási, hőmérsékleti és fényviszonyok jelentős mértékben befolyásolhatják a fitoplankton együttesek szerkezetét és mennyiségi viszonyait, amely a közvetlen hatás után a duzzasztott szakasz alatti vízfolyás-szegmens élővilágára, a táplálékhálózatok minőségi és mennyiségi átalakulására is jelentős hatással lehet. **Az élőlény-együttesek ökológiai válasza azonban nagymértékben függ attól, hogy a vízjárást jellemző tényezők milyen mértékben változtak meg a duzzasztás hatására és mekkora folyószakasz hosszon jelentkezik a duzzasztás nem kívánatos hatása.** Az egyes folyók földrajzi, hidrológiai és geomorfológiai sajátosságainak különbözősége miatt azonos mértékű duzzasztás különböző mértékű ökológiai hatással járhat (Poff és Ward 1989).

A duzzasztás, erőművek esetén a vízszíntingadozás nem kívánatos hidraulikai hatása a vízjárás öt fő komponensén keresztül befolyásolja az élővilágot (Poff et al., 1997).

1. A vízhozam nagysága/mértéke,
2. az árhullám/kisvízes időszakok,"aszály" gyakorisága,
3. az árhullám/aszály időpontja,
4. az árhullám/aszály időtartama,
5. a vízhozam változások mértékének hirtelen megváltozása.

A vízhozam mértékének megváltozása és a természetestől eltérő vízjárás a halak/halegyüttesek számos élettevékenységét és ökológiai funkcióját érinti. Például, a vízierőművek működtetésével járó, sokszor nagymértékű napi vízjárás ingadozásoknak nincs megfelelője természetes vizekben. Ez a fajta módosítás a változtatás mértékétől és az élőhely sajátosságaitól függő mértékben, nagy víznél az ivadék lemosódását, míg kis víznél az ikrák kiszáradását vagy elsősorban a fiatalabb korosztályok jelentős mértékű mortalitását és az érzékeny fajok eltűnését eredményezheti (Cushman 1985; Kingsolving és Bain, 1993). Az ezzel ellentétes

hidrológiai változtatás, a vízjárás tartós stabilizációja szintén káros hatású. Ez a hatás nem csupán a tározóteret, de a tározó alatti folyószakasz halállományát is jelentős mértékben érintheti. Számos tanulmány igazolja, hogy a duzzasztás e nem kívánatos hatásaként csökkenhet az áramló vízi halfajok mennyiségi összetétele, megváltozik a funkcionális csoportok összetétele, egyes fajok dominanciája nő és jelentős mértékben növekszik az idegenhonos, sokszor özönfajok mennyisége (Kingsolving és Bain, 1993; Moyle és Light, 1996). Az idegenhonos fajok visszaszorításának, a természeteshez közeli halegyüttes összetétel fenntartásának leghatékonyabb eszköze ebben az esetben a természetes árhullámok szimulációja, mely időről időre visszaszorítja az idegenhonos fajok állományainak mennyiségét. (Marchetti és Moyle, 2001). A természetes vízszintingadozások időpontjának mesterséges megváltoztatása befolyásolhatja a halak ivási viselkedését, ikrarakási sikerét és migrációját (Montgomery et al. 1983; Naesje et al., 1995).

Az árhullám/kisvíz időtartamának mesterséges megváltoztatása, illetve a vízhozam változások mértékének hirtelen megváltozása szintén káros hatású lehet, amit több tanulmány is igazol (Travnichek et al., 1995; Freeman et al. 2001). Ezért azokon a vízfolyás szakaszokon/szegmenseken, ahol a gátak miatti duzzasztó hatás még érvényesül, a természetes vízjárás dinamikáját megközelítő vízgazdálkodási stratégiát kell alkalmazni. Minden időszakban fenn kell tartani egy stabil, minimális vízhozamot, amely elegendő a sekély vízi területek/élőhelyek előntésére. Ez nélkülözhetetlen a halivadék és a fiatal halak fejlődéséhez és fennmaradásához (Freeman et al. 2001). Az erőművek csúcsrajáratása során alkalmazott hirtelen vízkibocsátás, a hirtelen jelentkező, mintegy pulzáló árhullámok előidézését szintén kerülni kell (Dejalon és Sanchez, 1994).

A hidrológiai változások sok esetben **geomorfológiai változásokat** is előidéznek, melyeknek halakra gyakorolt **hatása szintén jól dokumentált** (Ligon et al., 1995). A tározók építése a vízfolyás alvízi szegmenseinek geomorfológia viszonyait jelentős mértékben megváltoztathatja. A meder szemcseméret összetételének egyhangúsodása, a meder stabilizációja károsan befolyásolhatja a halpopulációkat. A szemcseméret csökkenése – durvább szemcseméretű komponensek (kavics, kő) „feltöltődése” finomabb szemcseméretű alkotókkal (homok, iszapos homok) – az áramló vizet kedvelő litofil fajok visszaszorulását eredményezheti. A gátak építésével járó medermélyülés velejárója, hogy csökken a sekély vízi területek elérhetősége, pedig ezek a területek a halivadék fő nevelkedési, menedék és táplálkozási élőhelyei (Freeman et al. 2001).

Bármennyire is halmozódnak azonban a tanulmányok (Murchie et al. 2008) **nehéz általános érvényű megállapításokat tenni, mert az ökológiai rendszerek komplexitása miatt nehéz modellezni, hogy a mérnöki pontossággal leírható hidraulikai változások pontosan miként befolyásolják hosszú távon az élőlényközösségek szerveződését. Az irodalmi adatok és a saját eredmények egyaránt azt bizonyítják, hogy az élőlénycsoportok alapvetően az őket ért hatások összességére adnak integrált válaszokat.**

A VKI előremutató tekintetben is, hogy várhatóan előrelendíti az alkalmazott kérdések megválaszolására irányuló célzott kutatásokat. A halakat érintő egyik kiemelt kérdéskör a hidromorfológia változások hatása a halegyüttesek tér és

időbeli szerveződésére, a másik annak mélyrehatóbb megismerése, hogy adott mértékű és típusú módosító hatás, a halakon alapuló minősítési index milyen mértékű változását okozza.

3.1 A hosszirányú átjárhatóság és a jó ökológiai állapot elérésének problémaköre

A gátak, duzzasztások miatt fellépő **hosszirányú átjárhatóság** problémájának megoldása a VKI egyik kritikus eleme. E kérdéskör **tekintetében a halak fontos indikátor csoportot jelentenek.** Míg egyes élőlénycsoportokat tekintve a hosszirányú átjárhatóság kérdése viszonylag kis fontosságú (algák, makrofiták) és/vagy a vándorlást akadályozó objektumokat aktív vándorlással, légi úton leküzdhetik (makrogerinctelenek imágói), addig a halak élettevékenységeik és ökológiai funkcióik ellátásához (pl. ivási, táplálkozási és menedék területek felkeresése) szükséges az aktív és/vagy passzív vándorlás (pl. ivadék drift), aminek elengedhetetlen feltétele a vízfolyások hosszirányú átjárhatósága.

Ökológiai és természetvédelmi szempontokat figyelembe véve nem kétséges, hogy a hosszirányú átjárhatóság biztosítása elengedhetetlen feltétel egyes halfajok populációinak hosszú távú fennmaradásához, a természetes/természetközeli evolúciós folyamatok fenntartásához. A VKI követelményrendszerét tekintve azonban az alapvetően ökológiai kérdés kiegészül más – kimutathatósági és gazdaságossági – tényezőkkel is.

A keresztzárások zöme egyrészt nem jelent teljes elzárást az adott vízfolyáson, másrészt nem tekinthetők állandónak (pl. árvizes időszakokban a legtöbb helyen átjárhatóvá válnak a zárások). A nagyobb vízfolyás-szegmensek gyakorlatilag önálló halpopulációkkal rendelkeznek, és egy standard monitorozó eljárás nem alkalmas annak kimutatására, hogy a felvízi és alvízi populációk milyen mértékben szegregáltak. Emiatt a nagyobb vízfolyásokon kérdéses, hogy egy hallépcső létesítése előidézne-e olyan mértékű változást a halállomány struktúrában, ami egyben a minősítési index ötfokozatú skáláján változást mutatna. **Ezért arra a kérdésre, hogy egy hallépcső létesítése jelentősen javít-e a halegyüttes állapotán nem lehet általánosan igennel vagy nemmel válaszolni.** A kérdésre adható választ **számos tényező befolyásolja.** Az átjárhatóság biztosításával a halegyüttesek állapotában a minősítési rendszer szerint is mérhető javulás függhet az eredeti halegyüttes összetételétől, a vízfolyás/víztest típusától (VKI szerinti tipológia), a víztest vízgyűjtőn belüli elhelyezkedésétől, de a víztest hosszától, a gát vagy duzzasztott szakasz méretétől és az átjárhatóságot akadályozó műtárgy víztesten elfoglalt helyétől, sőt az átjárhatóságot biztosító hallépcső minőségétől is. Ezért nem lehet általános érvényű megállapításokat tenni e kérdésben, amit az irodalom is alátámaszt.

Talán az egyik legrészletesebb hosszú távú felmérést egy duzzasztott szakasz halegyüttesekre gyakorolt ökológiai hatásairól Európában lengyel kutatók végezték (Penczak et al. 1998; Penczak és Kruk, 2005). A Warta folyón (808 km) végzett hosszú távú vizsgálataikkal igazolták, hogy a duzzasztás hatása jóval nagyobb mértékű változásokat idézett elő a halegyüttesek szerkezetében a duzzasztó alatti szakaszon, mint fölötte. A duzzasztott szakasz alatt jelentősen csökkent a litofil fajok aránya, míg a fitolitofil és fitofil fajok aránya növekedett. A

tározóból kijutott fiatal egyedek szintén jelentős mértékben hozzájárultak a duzzasztott szakasz alatti halállomány összetétel módosulásához és növelték az euritóp, generalista fajok mennyiségét.

Nem kétséges, hogy az átjárhatóságot számos vízfolyáson/víztesten javítani célszerű, különösen azon víztestek esetében, ahol közepes állapotot mutat a halegyütteseken alapuló minősítési index, hiszen itt várhatjuk a VKI szempontjából a legmeghatározóbb javulást (a közepes/moderate állapotból a jó/good állapotba kerülés sokkal fontosabb a VKI szempontjából, mint a szegényes/poor állapotból a közepes állapotba jutás). E döntés azonban más tényezőktől is függ, hiszen fontos szempont lehet pl. a „hallépcsők” megépítésének költsége is. Adódhat olyan helyzet, hogy két víztesten a gát mérete, a vízfolyás geomorfológiai stb. sajátosságai miatt olcsóbb két hallépcsőt megépíteni, mint egy víztesten egy jelentős beruházással járót. Az is nyilvánvaló, hogy **Magyarországon** a gazdasági szempontokat figyelembe véve **nem lehetséges minden olyan víztestre hallépcsőt létesíteni ahol elvileg szükséges lenne. A hallépcsők tervezését/létesítését ezért optimalizációs eljárások alapján célszerű rangsorolni.** E tekintetben különösen figyelemre méltó az **osztrák kutatók** tapasztalata, melynek **módszerét** kisebb **módosításokkal hazánkban is hatékonyan lehetne alkalmazni.** A kutatók a költség-haszon megtérülés szerint, számos tényezőt (az átjárhatóság biztosításának költsége, várható szakaszhosszra jutó ökológiai javulás stb.) figyelembe véve rangsorolták pl. a Pinkán elbontandó, vagy kikerülendő műtárgyakat (Mader és Maier, 2008). Egyértelmű, hogy ilyen jellegű alkalmazott kutatásokra nagy szükség lesz Magyarországon is a VKI követelményeinek minél hatékonyabb és egyben költségkímélőbb megvalósítása érdekében.

A hallépcsők létesítése azonban nem mindig a legmegfelelőbb módja az átjárhatóság biztosításának. A gátak előregedésével, különösen az USA-ban egyre inkább bevett gyakorlat maguknak a gátaknak az elbontása (Catalano et al. 2007). **Hazánkban különösen a kis és közepes folyókon, kisvízfolyásokon lehetne felülvizsgálni, hogy számos, a múltban megépített, de mára funkcióját veszített műtárgyat ne egy esetleges megkerülő hallépcső létesítésével, hanem inkább magának az akadálnak a megszüntetésével küszöböljünk-e ki és biztosítsuk ezáltal a halak számára a hosszirányú átjárhatóságot.**

Meg kell azonban említeni, hogy a gátak elbontása, vagy akár jól megtervezett hallépcsők létesítése sem biztos, hogy látványos, a minősítési indexszel mérhető javulást idéz elő a halállomány összetételében akár középtávon is (Maloney et al., 2008; Zitek et al., 2008). Ezért nagyon fontos annak előzetes megtervezése, hogy hova, milyen hallépcsőt célszerű létesíteni és az várhatóan mekkora „ökológiai haszonnal”, állapotjavulással jár.

3.2 A duzzasztás hidraulikai és biológiai hatásainak vizsgálata

A duzzasztás hidraulikai és biológiai hatása az irodalom és hazai tapasztalatok, példák alapján legalább közepes mértékben, de gyakran szorosan összefügg. A hidraulikai folyamatoknak halakra gyakorolt ökológiai hatását felismerve az USA-ban már az 1970-es évektől kezdődően találkozhatunk modellezési eljárásokkal.

Például az ún IFIM modellek (Instream Flow Incremental Methodology) célja az, hogy leírják a halak élőhely választását hidrológiai és geomorfológiai változók függvényében (vízmélység, vízsebesség, aljzat összetétele). Ezt a biológiai modellt párosítva egy hidrológiai alapon nyugvó modellel elvileg megadható a halak számára különböző mértékben preferált élőhelyek elérhetősége és ezek kiterjedtsége, nagysága és ez modellezhető is figyelembe véve pl. a vízszintingadozásokat. Az élőhely fizikai állapotában bekövetkező változásokat és a halak feltételezett válaszreakcióját modellező eljárásoknak, hasznosságuk és gyakorlati alkalmazhatóságuk miatt rendkívül nagy az irodalma (Bowen et al. 1998; Johnson et al., 1995; Booker és Dunbar, 2004; Parasiewicz és Walker, 2007). E modellezési eljárásoknak azonban elsősorban fajszegény kisvízfolyások esetében van igazán értelme. Nagyobb vízfolyások és különösen fajgazdag halegyüttesek esetén a halak eltérő élőhelyi igényeiből adódóan nehéz a modellezési eljárásokat alkalmazni. A folyóvízi restaurációs vizsgálatok egyértelműen igazolják, hogy lehetetlen minden faj számára biztosítani az optimális élőhelyi feltételeket (vízállás, vízjárás és geomorfológia) a mesterséges szabályozással (Sparks, 1995). Egy holisztikus szemlélet, amely az ökológiai folyamatok természetes variabilitását és az egyes fajok évenként különböző „sikerét” tartja szem előtt, (egy jó nagy adag bizonytalansággal fűszerezve) lehet csak sikeres a vízfolyások ökológiai rehabilitációja során (Franklin et al. 1993; Poff et al. 1997).

A hidraulikai hatás és a biológiai válaszreakció összefüggésének mértéke ezért természetesen esetfüggő. Nagyban függ a hidraulikai változások mértékétől, időpontjától, a halegyüttesek összetételétől és pl. attól is, hogy a víztest mekkora hányadát érinti a beavatkozás. **A hazai halakon alapuló vízminősítésnél azonban további problémát jelent, hogy a minősítési eljárás robusztusságára vonatkozóan nem áll rendelkezésre adat. A halközösségeken alapuló monitorozás országos elindításával, a monitorozás eredményeként nyert közép és hosszú távú megbízható (!) adatsorok elemzésével fog csak lehetővé válni a minősítés robusztusságának, megbízhatóságának meghatározása, és ez alapján annak finomítása.**

3.3 A hirtelen vízszintingadozás és a vízmegosztás problémaköre

A hirtelen bekövetkező vízszintingadozás hatása nagymértékben függ az élőhely geomorfológiai sajátosságaitól és komplexitásától. A vízszintingadozás hatása elsősorban a parti zónában előforduló halfajok populációdinamikáját befolyásolja, különös tekintettel a parti zónában növekedő hallárvákra és elsőéves halak csoportjára. Összefoglaló tanulmány is igazolja, hogy a vízjárás halakra gyakorolt hidraulikai hatása a legnagyobb mértékű a sekély élőhelyeken (Bain és Travnichek, 1996). **A vízszintingadozás megengedett mértékét ezért elsősorban a sekély, parti területek arányát, elhelyezkedését, komplexitását figyelembe véve lehet csak meghatározni.**

Az európai halegyüttesek összetételén alapuló minősítési indexek dinamikáját azonban még nem ismerjük. Ezért nem tudjuk megmondani azt sem, hogy a különböző mértékű vízszintingadozások, milyen mértékű index változást okozhatnak és hogy az index változása milyen mértékben tulajdonítható a halállomány természetes dinamikájának vagy pedig a tényleges módosító hatásnak.

Vízmegosztás során a régi mederben hagyandó víz mennyisége elsősorban nem a víztükör szélességtől és a vízmélységtől, hanem a sekély vizű területek eláraszthatóságának mértékétől függ. Annyi vizet kell a megosztás során a mederben tárolni, hogy a sekély vizű parti területek döntő hányada víz alatt maradjon. A minimális vízfolyás igény (minimum flow requirement) általánosan alkalmazott vízgazdálkodási eljárás pl. az USA-ban a halegyüttesek fenntarthatósága érdekében (Travnichek et al. 1995), amit a meder keresztmetszet szelvények alapján lehet és célszerű kalkulálni minden víztest esetében.

3.4 A duzzasztás ökológiai hatásainak problémaköre

A halakra vonatkozó irodalom szerint **a duzzasztás hatása a halállomány összetételére általában nagyobb mértékű a duzzasztott szakasz alatt mint felett** (Ligon et al. 1995; Penczak et al. 1998; Penczak és Kruk 2005). **Meg kell azonban jegyezni, hogy saját tapasztalataink ettől főként az alföldi, de részben a dombvidéki vízfolyásokban is jelentősen eltérőek.** Ugyanakkor a hivatkozott irodalom is jelzi, hogy amennyiben pl. egy drasztikus mértékű szennyezés kipusztította a halállomány jelentős részét a duzzasztott szakasz fölött, hosszirányú átjárhatóság hiányában a duzzasztott szakasz feletti szegmensnek kevés az esélye a természetes javulásra, míg a duzzasztott szakasz alatt, (még ha módosított is a halállomány összetétele) van esély az állapot javulására.

Egy Észak-Amerikában végzett kutatás (Tallapoosa River, Alabama) azt igazolta, hogy a duzzasztott szakasztól távolodva gradiens szerűen növekedett a reofil (áramláskedvelő) halfajok sokfélesége és mennyisége, míg a generalista halfajoké nem változott (Bain és Travnichek, 1996). Egyértelmű tehát, hogy a duzzasztás és a vízjárás módosításának mértékétől, illetve a víztest nagyságától is függően, de **a halállomány minősítési rendszer szerint értékelhető javulása nem kizárólag a**

duzzasztott szakasz hosszától, hanem a minősíteni kívánt víztest hosszától is függ, valamint attól, hogy a keresztzárás hol helyezkedik el az adott víztesten. A minősítésnél kritikus szerepe van a mintavételnek is. Több km vagy több tíz km hosszú víztestek esetében a mintavételi hely elhelyezkedése, (még ha térben elosztott almintákkal dolgozunk is) jelentősen befolyásolhatja a minősítés eredményét. Ezért kiemelten fontos a mintavétel gondos megtervezése, a mintavételi egységek szükséges hosszának pontos meghatározása víztípusonként, figyelembe véve az antropogén hatások befolyásoló szerepét is.

4. JAVASLATOK MEGFOGALMAZÁSA A SZÜKSÉGES INTÉZKEDÉSEKRE VONATKOZÓAN A JÓ ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOT ELÉRÉSE ÉRDEKÉBEN

- A vízsebesség csökkenése, amely összefüggésbe hozható a keresztzárások hatásával, elsősorban a kisvízfolyások, kis és közepes folyók (1, 2, 5, 6) esetében mutat szoros összefüggést az ökológiai állapottal, függetlenül a térszinttől. Ennek megfelelően a jó ökológiai állapot elérése érdekében meghatározható a szükséges vízsebesség (az alföldi kisvízfolyások (5.) esetében a KÖQ) fenntartása ezeken a víztesteken. Az eredmények pontosítása a teljes adatbázis alapján lehetséges, melynek elvégzése szükséges.
- A részleges zárások nem jelentenek fizikai akadályt, alapvetően az áramlási viszonyok, és ezen keresztül az aljzat és esetlegesen a növényborítás élőhely módosító ökológiai hatásával, a halegyüttes struktúrájának változásával kell számolni. Az ökológiai hatás a zárás méretétől ugyan függ, általánosságban azonban csak lokális jelentőségű. Ugyanakkor a hatása állandó. A részleges zárások hatásával alapvetően a 3., 4., 7., 8. víztípusban kell számolni.
- A mesterséges aljzatú területeken a kedvezőtlen humán hatások felerősödnek, míg a természetes aljzat változatossága képes bizonyos mértékig az emberi hatásokat kompenzálni.
- A teljes zárás jellemzően összetett – fizikai és ökológiai – hatást gyakorol az érintett alvízi és felvízi szakaszok halegyütteseire. A fizikai hatások közül ki kell emelni a diadrom fajok vándorlásának akadályozását, a völgyzárógátas tavak záró hatását, és a kisebb méretű vízfolyások torkolati zárását, amely a fajok diszperzióját alapvetően akadályozza. Az ökológiai hatások közül a felvízi duzzasztás hatását, valamint mind az alvizen, mind a felvizen jelentkező élőhely módosító hatást, és a telepített tavak invazív halfajok terjedésében betöltött szerepét kell hangsúlyozni.
- A szakirodalom alapján a hosszirányú átjárhatóság egyik legjobb indikátorszervezetei a halak. Számos tanulmány igazolja a duzzasztás hatását a halegyüttesek szerkezetének megváltozására.
- Az elvégzett vizsgálatok ellenére sem ismert teljesen jelenleg, hogy a hazai halegyütteseken alapuló minősítési index értéke miként változik a különböző vízfolyás típusokban a különböző jellegű keresztzárások hatására.
- Ennek ellenére törekedni kell a duzzasztás káros hatásainak kiküszöbölésére, ami hallépcsők létesítésével, a műtárgy elbontásával, megfelelő vízjárás biztosításával valósítható meg.
- Magyarországon a gazdasági szempontokat figyelembe véve nem lehetséges minden olyan víztestre hallépcsőt létesíteni ahol elvileg szükséges lenne. Ezért a hallépcsők tervezését/létesítését optimalizációs eljárások alapján célszerű rangsorolni. Erre jó példa osztrák kutatók módszertani megközelítésmódja (Mader és Maier, 2008).

- Különösen kisvízfolyásokon számos olyan funkcióját veszített műtárgy található, amelyek elbontásával biztosíthatóvá válhat a hosszirányú átjárhatóság. Ezeket szükséges felmérni és elbontásukra, esetleges hallépcső létesítésére szintén optimalizációs eljárásokat alkalmazni. (E feladatok hatékony teljesítéséhez kiemelten szükség lenne részletes, a vízjárás dinamikáját időben jól leíró vízhozam adatokra.)
- A duzzasztás hatása külföldi példák alapján általában nagyobb mértékű az al-, mint a felvízen. Ezért kiemelt figyelmet kell fordítani a vízszintingadozások mértékének meghatározására, a természetes vízjárást közelítő vízutánpótlásra.
- Kiemelten fontos a minimális vízhozam és ezzel összefüggésben a vízsebesség igény meghatározása, amit a sekély vízű területek eláraszthatóságának függvényében, valamint a vízsebesség fenntarthatóságát szem előtt tartva kell meghatározni.
- A duzzasztás alvizi hatásának értékelése fontos mintavételi kérdés, amit a víztesten megfelelően megválasztott alminták alapján lehet csak megfelelően értékelni.

Irodalom

- Bain, M.B., Travnicek, V.T. (1996): Assessing impacts and predicting restoration benefits of flow alterations in rivers developed for hydroelectric power production. 2nd International Symposium on Habitat Hydraulics, Québec, Volume B543-550.
- Booker, D.J., Dunbar M.J. (2004): Application of physical habitat simulation (phabsim) modelling to modified urban river channels. Riv. Res. & Appl. 20: 167-183.
- Bowen, Z.H., Freeman, M.C., Bovee, K.D. (1998): Evaluation of generalized habitat criteria for assessing impacts of altered flow regimes on warmwater fishes. Trans. Am. Fish Soc. 127: 455-468.
- Cushman, R.M. (1985): Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. North Am. J. Fish. Man. 5: 330-339.
- Dejalon, D.G., Sanchez, P. (1994): Downstream effects of a new hydropower impoundment on macrophyte, macroinvertebrate and fish communities. Reg. Rivers: Res. & Man. 9: 253-261.
- Dynesius, M., Nilsson, C. (1994): Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. Science 266: 753-762.
- Erős, T. (1998): A Visegrádi-hegység patakjainak halfaunája és természetvédelmi szempontú értékelése. Természetvédelmi Közlemények 7: 89-95.
- Franklin, J.F. (1993): Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? Ecol. Appl. 3: 202-205.
- Freeman, M.C., Bowen, Z.H., Bovee, K.D., Irwin, E.R. (2001): Flow and habitat effects on juvenile fish abundance in natural and altered flow regimes. Ecol. Appl. 11: 179-190.
- Halasi-Kovács B., Tóthmérész, B. 2007: A hazai vízfolyások Víz Keretirányelv előírásainak megfelelő halegyüttes alapú ökológiai minősítési rendszere. In:

- Somlyódy L. és Simonffy Z. (szerk): A fenntartható vízgazdálkodás tudományos megalapozása az EU Víz Keretirányelv hazai végrehajtásának elősegítésére, A BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszékének Kiadványa. in print.
- Johnson, I.W., Elliott C.R.N., Gustard, A. (1995): Modeling the effect of groundwater abstraction on salmonid habitat availability in the river Allen, Dorset, England. *Reg. Riv.: Res. & Man.* 10: 229-238.
- Kinsolving, A.D., Bain, M.B. (1993) Fish assemblage recovery along a riverine disturbance gradient. *Ecol. Appl.* 3: 531-544.
- Ligon, F.K., Dietrich, W.E., Trush, W.J. (1995): Downstream ecological effects of dams. A geomorphic perspective. *Bioscience* 45: 183-192.
- Mader H. és Maier C. (2008): A method for prioritizing the reestablishment of river continuity in Austrian rivers. *Hydrobiologia* 609: 277-288.
- Maloney, K.O., Dodd, H.R., Butler, S.E., Wahl, D.H. (2008): Changes in macroinvertebrate and fish assemblages in a medium-sized river following a breach of a low-head dam. *Freshwat. Biol.* 53: 1055-1068.
- Marchetti, M.P., Moyle, P.B. (2001): Effects of flow regime on fish assemblages in a regulated California stream. *Ecol. Appl.* 11: 530-539.
- Montgomery, W.L., McCormick, S.D., Naiman, R.J., Whoriskey, F.G., Black, G.A. (1983): Spring migratory synchrony of salmonid, catostomid, and cyprinid fishes in Rivière à la Truite, Québec. *Can. J. Zool.* 61: 2495-2502.
- Moyle, P.B., Light, T. (1996): Fish invasions in California: do abiotic factors determine success? *Ecology* 77: 1666-1669.
- Naesje, T., Jonsson, B., Skurdal, J. (1995): Spring flood: a primary cue for hatching of river spawning Coregoninae. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 2190-2196.
- Parasiewicz, P., Walker, J.D. (2007): Comparison of MesoHABSIM with two microhabitat models (PHABSIM and HARPHA). *Riv Res. & Appl.* 23: 904-923.
- Penczak, T., Glowacki, L., Galick, W., Koszalinski, H. (1998): A long-term study (1985-1995) of fish populations in the impounded Warta River, Poland. *Hydrobiologia* 368: 157-173.
- Penczak, T., Kruk, A. (2005): Patternizing impoundment impact (1985-2002) on fish assemblages in a lowland river using the Kohonen algorithm. *J. Appl. Ichthyol.* 21: 169-177.
- Poff, N.L., Ward, J.V. (1989): Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 1805-1818.
- Poff, et al. (1997): The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience* 47: 769-784.
- Sály, P., Erős, T., Takács, P., Bereczki, Cs., Bíró, P. (2007): Halegyüttesek szerkezetének változásai a Balaton három északi oldali befolyóvizében. *Agrártudományi Közlemények, Suppl. Pisces Hungarici* II. 101-116.
- Sparks, R.E. (1995): Need for ecosystem management of large rivers and their floodplains. *BioScience.* 45: 168-182.
- Takács, P., Bereczki, Cs., Sály, P., Móra, A., Bíró, P. (2007): A Balatonba torkolló kisvízfolyások halfaunisztikai vizsgálata. *Hidrológiai Közlemény* 88: 175-178.
- Travnichek, V.H., Bain, M.B., Maceina, M.J. (1995): Recovery of a warmwater fish assemblage after the initiation of a minimum-flow release downstream from a hydroelectric dam. *Trans. Am. Fish. Soc.* 124: 836-844.

Zitek, A., Schmutz, S., Jungwirth, M. (2008): assessing the efficiency of connectivity measures with regard to the EU-Water Framework Directive in a Danube tributary-system. *Hydrobiologia* 609: 139-161.

-

III. A JÓ ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOTHOZ TARTOZÓ HIDROMORFOLÓGIAI KÖVETELMÉNYEK

Az alábbi összeállítás a 2006. októberben kiadott útmutató (1. melléklet) felülvizsgálatának eredményeként meghatározott követelményeket tartalmazza. A felülvizsgálat a makrofita, a makrogerinctelen és a hal élőlényegyüttesekre vonatkozó hazai adatokra (a biológiai minősítés eredményeire) és irodalmi adatokra épül. A kis és közepes vízfolyások medermorfológiai és makrofita gyorsfelmérésen alapuló minősítésével egy külön anyag foglalkozik, itt csak utalunk a kapcsolatokra.

1. HOSSZIRÁNYÚ ÁTJÁRHATÓSÁG

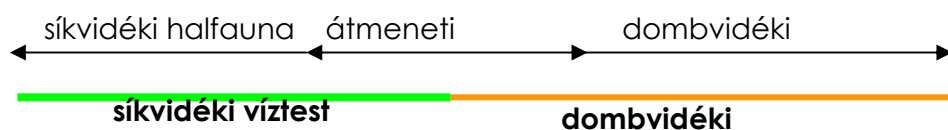
6. táblázat. Az átjárhatóság követelményei a hal élőlényegyüttes alapján

A vízfolyás méret	Időszak és tartósság	Szintkülönbség a felvíz és alvíz között (cm)	Max. sebesség (cm/s)
Kicsi: (típusok: 1-4, 8, 11, 15, 16, 21)	március és július között az idő legalább 30 %-ában	< 5	35
Közepes (típusok: 5, 9, 17, 18, 22)		< 15	75

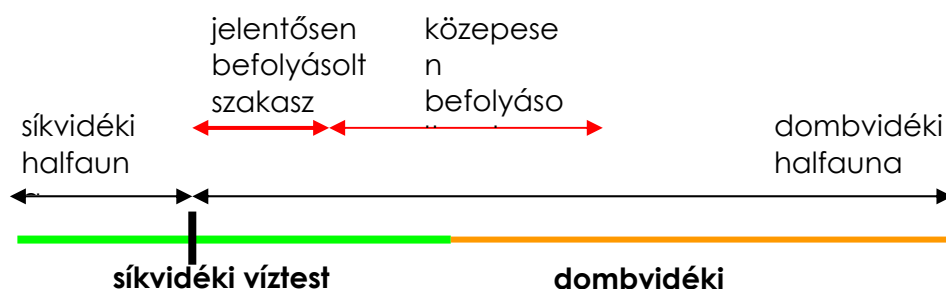
A legtöbb fenékküszöb nem teljesíti a fenti követelményeket. A hosszirányú átjárhatóság szempontjából gondot okozhatnak még a nyáron tartósan zsilippel elzárt vízfolyás szakaszok.

A nagy folyók (6, 7, 10, 13, 14, 19, 20, Duna) esetében nincs értelme ilyen követelményeket adni, mert a fenékgátakra általában teljesül, hogy az adott időszak 30%-ában átjárható, a duzzasztóművekre viszont megfelelő (ld. duzzasztás) hallépcső nélkül nem. (Az alsó eresztéssel is rendelkező duzzasztóknál a vízsebesség miatt ez nem valószínű).

Zavartalan állapotban a vízfolyás halösszetétele fokozatosan vált a típusok között (pl. dombvidékiből síkvidékibe), akár csak a hidromorfológiai viszonyok. Ennek az a következménye, hogy vannak markánsan egy adott típusba tartozó víztestek, és vannak olyanok, amelyek átmenetként jellemezhetők. Ez egyébként igaz magukra a típusokra is. Emiatt megbízható eredményt csak több mintaegység együttes értékelése biztosít.



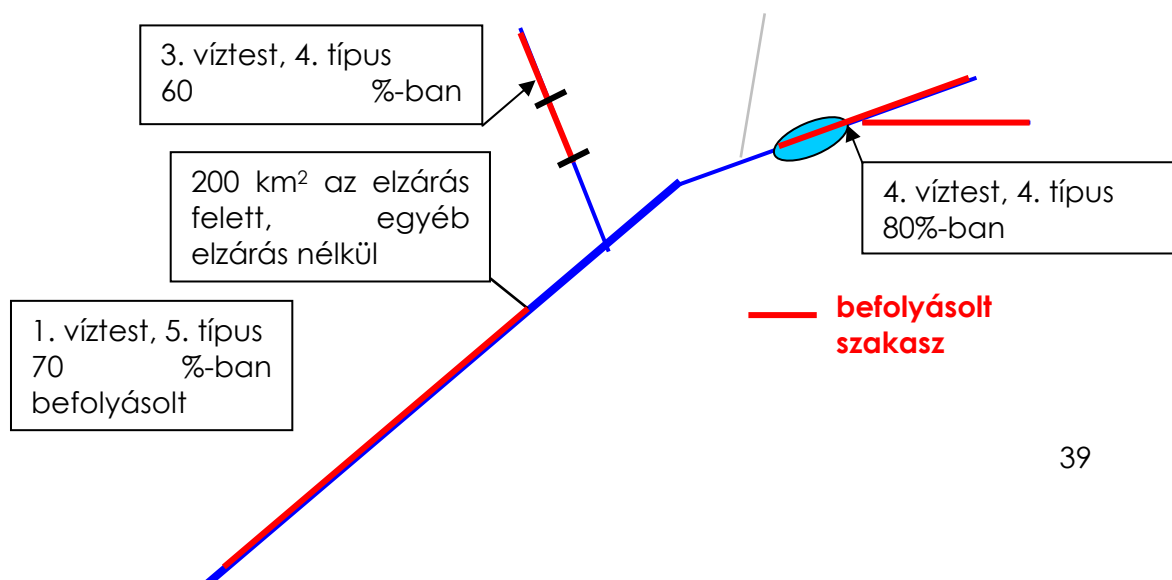
Elzárás esetén a fajkicserélődés gátolt, ezért a természetesnél határozottabban elkülönülő és eltérő jellegű halközösség-szerkezet alakul ki a felvízen és az alvízen. Ezek az eltérések különböző jellegzetességeket mutatnak, a környezeti tényezők hatásainak megfelelően (ld. B. 3.4 fejezet). A felvíz egy adott szakasza jelentősen, míg a felvíz zárástól távolabbi szakasza közepesen befolyásoltá válik. Az alvíz befolyásoltságának mértékét meghatározza a víztípus, és az, hogy a zárást műtárgy, vagy tározó jelenti. Ez utóbbi esetben ez is legalább közepesen befolyásolt.

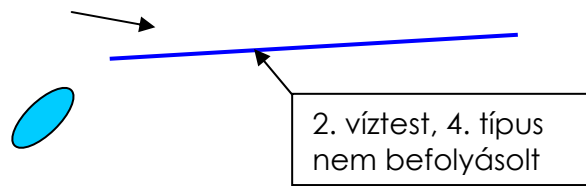


Ahol tehát ilyen váltás történik, és ezt befolyásolja egy olyan elzárás, amely nem felel meg a hosszirányú átjárhatóság követelményeinek, ki kell jelölni a befolyásolt vízfolyás szakaszokat.

- Javasoljuk, hogy a közepes befolyásolttságot úgy vegyük figyelembe, hogy a szakasz felét számítjuk. Tételezzük fel, hogy a közepesen befolyásolt átmeneti szakasz egyformán oszlik meg a két biotípus között. Ez gyakorlatilag azt jelenti, hogy a VKI jellemzés szempontjából az elzárás potenciális hatása a biotípust lezáró víztest felső határáig tart.
- Amennyiben az elzárás és a biotípust lezáró víztest felső határa között elegendően nagy a befolyásolttság nélküli szakasz, a halállomány képes rehabilitálódni. Ezt a szakaszt az elzárás felett szükséges vízgyűjtőterülettel közelíthetjük meg. A kis vízfolyások esetében ez a kérdés nem merül fel, mert a vízgyűjtőterületük ehhez mindenképpen kicsi. Szakértői becslés szerint a közepes vízfolyások esetében (biotípusok: 2., 5.) ez 200 km², a folyóknál (biotípusok: 3, 4, 6, 7) 500-1000 km².

Az alábbi séma a hosszirányú átjárhatóság miatt befolyásolt szakaszok kijelölésének alapváltozatait mutatja.





Itt kell megjegyezni azt, hogy a 2. víztest csak abban az esetben tekinthető „nem befolyásoltnak”, amennyiben az esése lényegesen nagyobb (típus szerint elkülönül), mint a befogadóé. Hasonló vízsebesség esetében ez a vízfolyás is befolyásolt.

Az elzáráshoz gyakran duzzasztott szakasz is tartozik, amely még fizikai átjárhatóság esetén is megszakítást jelent a halak számára, a duzzasztott térben állóvíz kedvelő fajok jelennek meg, a folyóvíziek ezt a szakaszt elkerülik. Ha tehát hallépcső üzemel is, a befolyásoltságot csak abban az esetben nem kell jelölni, ha az nem duzzasztott szakaszt kapcsol össze az alvízzel.

Javasolt új kódok a befolyásolt szakasz jelzésére:

03: Völgyzárógát feletti befolyásolt szakasz (kivéve magát a tározót) – ha a völgyzárógát 100 km²-nél kisebb vízgyűjtőjű víztesten található, illetve a nagyobbak esetében a biotípust lezáró víztest szelvényig, de legalább addig, amíg a vízgyűjtő 200 km²-rel nem növekszik.

04: Fenékküszöbök feletti befolyásolt szakaszok az előzőhöz hasonló követelményekkel (csak azokra a szakaszokra, ahol a 03-as kód nem érvényes)

05: Dombvidéki folyókon létesített duzzasztóművek esetén a duzzasztott szakaszon felül a biotípus határáig vagy legalább addig, amíg a vízgyűjtő nem növekszik 500 km²-rel.

A régebbi 01, 02 kódok érvényüket veszítik, de mint információ megmarad.

2. A TÁROZÓTÉR ÉS A TÁROZÓ ALVÍZI HATÁSA

A keresztzárások következményeként az átjárhatóság megszűnése esetén az alvizen csökken a felvízre jellemző fajok faj- és egyedszáma. Ez akkor jelent jelentősebb hatást, amennyiben az alvízi szakasz nem áll összeköttetésben olyan vizekkel, amelyekből a fajkészlet pótlódhat. Tározó esetében az alvízi hatás jelentősebb. Ebben az esetben az alvizen nő a tározóra jellemző – elsősorban a ganaralista, invazív – halfajok aránya. A közvetlen hatás mellett közvetett hatások is érvényesülhetnek, elsősorban a tápanyagszint, és az ezzel összefüggő változások miatt (ld. B fejezet).

A 11-17 kódok változatlan értelmezéssel továbbra is érvényben maradnak.

3. A DUZZASZTÁS HATÁSA

Ide tartozik minden olyan beavatkozás, amelynek hatására tartósan és jelentősen változik a sebesség és a vízmélység. A duzzasztott szakasz befolyásoltnak számít (minden élőlényegyüttes reagál a sebesség csökkenésére és a vízmélység növekedésére), határa biológiai szempontból gyakorlatilag megegyezik a kisvízi időszakban kijelölhető hidraulikai határral.

A duzzasztott térben elszaporodó, állóvízi viszonyokat kedvelő fajok befolyásolják az alvíz ökológiai állapotát. Különösen érvényes ez halászati – ide értve a horgászati hasznosítást is – hasznosítású völgyzárógátas tározók esetén. Ebben az esetben az alvízi szakasz közepesen befolyásoltnak minősíthető. Pragmatikusan a befolyásolt szakasz hosszát a felvízi befolyásolt szakasz értékével egyenlő hosszban lehet megadni. A makrogerinctelenek elsodródása nem számottevő.

A korábban javasolt kódok (21 és 22) továbbra is érvényben maradnak.

4. KERESZTIRÁNYÚ ÁTJÁRTHATÓSÁG ÉS SZABÁLYOZOTT MEDER

A kis- és közepes vízfolyások ártéri és hullámtéri viszonyainak értékelése az ún. hidromorfológiai-makrofita gyorsfelmérés eredményei alapján történik.

A töltésezett nagy folyók esetében a keresztirányú átjárhatóságot a következő szempontok szerint kell értékelni (a makrofitára, a makrogerinctelenekre és a halakra vonatkozó vizsgálatok alapján megállapított követelmények):

- a hullámtér szélessége:
Ha a hullámtér szélessége nem éri a középvízi meder szélességének 7-szeresét (dombvidéken), 10-szeresét (síkidéken), de nincs legalább 50 m mindkét oldalon, akkor a kód: 31
Ez helyettesíthető
 - megfelelő védősávval - **ha nincs legalább 2x100 m-es ligeterdős védősáv, a kód: 37**
 - és
 - a csatlakozó mélyárterek vízpótlásával - **ha nincs mentett oldali vízpótlás, akkor a kód: 38**
- a gazdálkodás módja:
Ha a hullámtéri szántóterületen intenzív művelés folyik, vagy a szántóterület meghaladja a hullámtéri terület 30 %-át. Megmarad a 32-es kód.
- hullámtéri holtágak, holtmedrek és kubikgödrök, valamint mellékágak vízellátottsága, vagyis rendszeres elöntése:
Ha a rendszeres, évi többszöri elöntés nem biztosított (túl mély meder, nyári gátak, a kód: 39)

Nagy folyók esetén a 34, 35, 36-os kódoknak nincs jelentősége.

5. HOSSZIRÁNYÚ VÁLTOZATOSSÁG

A meder hosszirányú változatossága a halak, a makrogerinctelenek és a makrofita szempontjából egyaránt alapvető fontosságú.

A kis és a közepes vízfolyások esetén a kisvízi meder meanderezése, a kisebb és a nagyobb sebességű szakaszok megfelelő aránya a fontos. A mederben legyenek akadályok, a mederbe benőtt fák, változatos rézsűk. Ez szerepel a HM-MF gyorsfelmérés értékelésében.

A nagy folyók esetében a hosszirányú változatosság elsősorban a meanderezést és az ehhez kapcsolódó különböző sebességű víztereket jelenti. A 42, 43, 44 és 45-ös kódok változatlanul érvényesek.

6. VÍZJÁRÁS

A vízjárásban bekövetkező hatásokra vonatkozó kritériumokat külön útmutató foglalja majd össze. A következő megjegyzések az útmutató kidolgozásához jelentenek szempontokat:

- A völgyzárógátas tározók alvízi hatásait már figyelembe vettük a 13-as és 17-es, illetve a síkvidéki duzzasztók hatásait a 22-es kódokkal. A vízjárásra vonatkozó hatás (és a kód által kijelölt befolyásolt szakasz) csak abban az esetben hanyagolható el, ha bizonyos, hogy a tározó üzemeltetése során betartják a vízleeresztési követelményeket.
- Tározók leeresztése során a vízminőségi szempontok is lényegesek. A vízminőségi hatás azonban szoros kapcsolatban van a leeresztés ütemezésével és intenzitásával is. Tartósan csak megfelelő minőségű vizet szabad leereszteni (a vízkivételi szint megfelelő megválasztásával). Szennyezett hullámot lehetőleg tenyészidőszakon kívül, jelentős hozamú időszakban kell leengedni, amikor lehetőség van a meder szennyezett hullám utáni átöblítésére. (A tartós gyenge minőségű leeresztés nagyobb bajt okoz, mint a gyors, de akár nagyobb koncentrációjú).
- Kis és közepes vízfolyások mederben hagyandó vízhozamának kritériuma, hogy kisvízes időszakban is megmaradjanak a mederben a vizes élőhelyek (0,5-1 m mély medencék), amelyeket megfelelő vízmélységű és sebességű erek kötnek össze (meanderező kisvízi meder).

7. MEDERANYAG

Az eredeti mederanyag változására a halak és a makrogerinctelenek egyaránt érzékenyek. A változást a feltöltődés jelenti, amely mind a kavicsos, mind a finom homokos meder szempontjából változást jelent. Bizonyos mértékű finom anyag kirakódás megengedhető, amennyiben a kavicsos-homokos-iszapos mederszakaszok aránya megfelelő. Jelentős feliszapolódás a duzzasztott szakaszokhoz kapcsolódik. Ez már szerepel, külön kódra nincs szükség.

Ebbe a problémakörbe sorolhatók a parterősítéssel (betonfelület, kőszórás, kőburkolatok) módosított szakaszok. Jellemzésükre alkalmas a burkolt szakaszokat jelző korábbi 61-es kód. A víztestek felülvizsgálata során ez **kiegészíthető egy 62-es kóddal, amely a számottevő hosszon kőszórással vagy egyéb partvédelemmel rendelkező szakaszokat jelzi.**

8. PARTI NÖVÉNYZET

A makrogerinctelenek állapota nagy mértékben függ a parti növényzónáktól. Az pedig a hidromorfológiai viszonyoktól.

Szintén csak a nagy folyókra szükséges elemezni, mert a kis- és a közepes folyókra vonatkozó adatok a HM-MF-gyors felmérésben szerepelnek. A nagy folyókon a partszakasz növényzetét általában az egyéb jellemzők meghatározzák

(mederanyag, vízszintek, szabályozottság), így külön paraméter figyelembevételére nincs szükség. A korábbi 33-as kód közvetlenül is jelzi a jelentősnek talált hiányosságokat.

IV. A JÓ ÖKOLÓGIAI POTENCIÁL ELÉRÉSÉNEK KRITÉRIUMAI TÓGAZDASÁGI HALTERMELÉSEL HASZNOSÍTOTT TAVAKON

1. BEVEZETÉS

1.1 Fogalmi lehatárolások

Az Európai Unió terminológiájában a **halászat** a **természetes vízi halászat** körét fedi le, ideértve a **tengeri halászatot** és a **belvízi halászatot**. A halászat mellett, illetve ágazati szinten vizsgálva a halászati ágazaton belül elkülönül az **akvakultúra**, amely Nyugat-Európában elsősorban a mesterséges körülmények között történő haltermelést foglalja magába, tehát alapvetően az **intenzív haltermelési** technológiák sorolódnak e fogalom alá. Ugyanakkor – jobb híján – szintén e fogalomkörbe sorolják a **tógazdasági haltermelést** is, amely az EU tagországokban a halászati ágazat volumenét tekintve igen kis jelentőségű, technológiáját tekintve akár jelentősen is eltérhet a hazai togazdasági gyakorlattól.

Az Európai Unió terminológiáját használva tehát Magyarországon a halászati ágazaton belül elkülönül a **természetes vízi halászat**, valamint az **akvakultúra**, amelyen belül azonban mindenképp meg kell különböztetni az **intenzív haltermelést**, valamint a **tógazdasági haltermelést**.

Természetes vízi halászaton tehát a vízfolyások, állóvizek (pl. tavak, holtágak, tározók) olyan hasznosítását értjük, ahol mind az abiotikus környezeti tényezők – kiemelten a vízforgalom – mind a biológiai folyamatok – kiemelten a tápanyag forgalom – teljes mértékben a természetes folyamatokra alapulnak. A halászati tevékenység alapvetően a természetes úton felnövekvő halak halászatilag hasznosítható részének megfogására korlátozódik, a haltelepítések jellemzően csak kisebb-nagyobb mértékben befolyásolják a halállomány struktúráját.

Az **intenzív haltermelés** pedig egy olyan iparszerű tevékenység, amely során mind az input, mind az output oldal teljes mértékben kontrollált, a természetes folyamatok nem befolyásolják a termelést. Hazánkban jellemző módon az intenzív haltermelés művi környezetben valósul meg, tehát nem jellemző pl. a ketreces haltermelés.

A **tógazdasági haltermelés** a két, fent bemutatott technológiától alapvetően különbözik. Jelenlegi gyakorlatában meghatározó mértékben mesterségesen kialakított tavakban történik. A togazdasági haltermelés a természetes vizes élőhelyekre jellemző anyagforgalmi folyamatokra épül, ennek megfelelően olyan nyílt ökológiai rendszerként működik, amelynél az anyagok kibocsátása a természetes és a technológiai folyamatok egymásra hatásával, egymástól nem szétválasztható módon valósul meg.

Vizeink **horgászati hasznosítása** nem tartozik a halászati ágazatba. A vizek VKI szempontú vizsgálata alapján elmondható, hogy a hazai gyakorlatban horgászati hasznosításuk természetes, vagy mesterséges vizek egyaránt lehetnek. Ez utóbbiak között található halastavak, völgyzárógátas tározók, lefolyástalan anyaggyerő helyek (pl. bányatavak). Hasznosításuk intenzitása – amelyet egyaránt jellemez a telepítés mértéke, és jellege, valamint a napi, illetve éves horgász létszám – pedig egyaránt lehet extenzív: ilyenek a vízfolyásaink többsége; félintenzív: ebbe a körbe sorolható legtöbb tavunk, a csatornák többsége, a horgászati hasznosítású holtágak többsége, a mesterséges állóvizek egy része; valamint intenzív: ezek általában a horgászati hasznosítású halastavak, egyes tározók, lefolyástalan anyaggyerő tavak.

1.2 A hazai halászati ágazat fontosabb mutatói

Bár a 2000. év előtti időszakból a működő halastó területre vonatkozóan nincsenek hivatalos adatsoraink, a szakirodalom alapján megállapítható, hogy a rendszerváltozást megelőző években a működő halastó terület cca. 22 000 ha volt (Antalfi et al., 1989). A rendszerváltozást követően a működő halastó terület kiterjedése mintegy 30 %-kal csökkent (Hancz, 1997). A halastó terület mára kismértékben meghaladja a rendszerváltozás előtti méretet (**1. táblázat**).

1. táblázat. A halastavak területe és vízfelhasználása Magyarországon (2000-2006)

Év	Üzemelő tóterület (ha)*	Összes felhasznált vízmennyiség (millió m ³)**
2000	22 547	351,3
2001	22 463	335,3
2002	21 090	315,6
2003	22 750	314,0
2004	22 850	272,0
2005	23 078	290,0
2006	23 200	332,0

*Forrás: AKI, 2007

**Forrás: KSH, 2007

A halászatilag – ideértve a horgászatot is – hasznosított természetes vizek (vítározókkal együtt) kiterjedése 2007-ben 135 852 ha volt (HALTERMOSZ, 2008). Az intenzív rendszerek területe pedig 680 ha. Ez alapján megállapítható, hogy részarányát tekintve a természetes vizek a halászatilag hasznosított összes vízterület 85%-t, a halastavak 14,5 %-t adják, míg az intenzív rendszerek kiterjedése nem éri el az 1 %-t.

Ellentétes előjelű eltérés mutatkozik a természetes vízi és az akvakultúra által megtermelt halmennyiség tekintetében (**2. táblázat**). Az akvakultúrában történő termelés az összes mennyiség 77 %-t adja. A természetes vizek részaránya 23 %.

2. táblázat. A haltermelés volumene 2007-ben

	Megtermelt halmennyiség (tonna)	Megtermelt halmennyiség aránya (%)
Akvakultúra	23 667	77
Természetes víz	7 024	23
Összesen	30 691	100

Forrás: HALTERMOSZ, 2008

Az akvakultúra haltermelése szektoronként mind faji, mind mennyiség tekintetében szintén jelentős eltérést mutat **(3. táblázat)**.

3. táblázat. Az akvakultúrában termelt étkezési halak mennyisége

Megnevezés	Megtermelt étkezési halmennyiség (tonna)	Megtermelt étkezési halmennyiség aránya (%)
Ponty	9 570	60,3
Amur	591	3,7
Fehér és pettyes busa	2 642	16,6
Harcsa	60	0,4
Süllő	32	0,2
Compó	7	0,1
Csuka	59	0,3
Egyéb nemes hal	38	0,2
Vadhal	773	4,8
Tógazdaság összesen	13 772	86,6
Pisztráng	42	0,2
Afrikai harcsa	1911	12
Harcsa	107	0,6
Tok félék	21	0,1
Egyéb	12	0,1
Intenzív összesen	2 093	13,4

Forrás: HALTERMOSZ, 2008

A hazai tógazdasági haltermelés európai jelentőségét a következő összehasonlító táblázat alapján mutatjuk be **(4. táblázat)**.

4. táblázat. A tógazdaságokban megtermelt étkezési hal mennyiség az egyes európai országokban

Ország	Étkezési halmennyiség (tonna) 2004.	Étkezési halmennyiség (tonna) 2005.	Étkezési halmennyiség (tonna) 2006.
Ausztria	395	338	464
Belgium	400	400	400
Bulgária	1 152	1 331	1 243
Horvátország	2 228	2 893	3 121
Csehország	18 026	19 032	18 961
Franciaország	4 500	4 430	4 200
Németország	16 044	11 999	10 769
Olaszország	222	263	164
Litvánia	2 627	1 940	2 133
Lengyelország	18 300	18 600	15 958
Románia	5 278	4 849	6 506
Magyarország	10 991	11 654	12 041

Forrás: Fishstat+

Európában a tógazdasági haltermelés volumene csak Lengyelországban és Csehországban magasabb, mint Magyarországon.

A tógazdasági termelés technológiájának intenzitására bruttó hozamok és a természetes, valamint takarmány hozam arányának változása jelzi (**5. táblázat**).

5. táblázat. A természetes és takarmány hozam arányai a tógazdaságokban
(2003-2007)

Megnevezés	2003.	2004.	2005.	2006.	2007.
Bruttó hozam (kg/ha)	780	819	811	791	807
Természetes hozam (%)	30	41	34	39	45
Takarmány hozam (%)	70	59	66	61	55

Forrás: Haltermosz, 2008

A természetes hozam a nettó halhozam (lehalászott haltömeg – kihelyezett haltömeg) azon része, amelynek előállítása a tó természetes táplálékkészletének felhasználásával történt. A takarmány hozam a tömeggyarapodás takarmánnyal elért része.

Az adatok vizsgálata során megállapítható, hogy a megtermelt halhozam a jelenlegi tógazdasági gyakorlat szerint egyre inkább a természetes hozam irányába tolódik. Ez egyértelműen a termelés extenzívvé válását jelzi. A bruttó halhozam (ez a lehalászott teljes halmennyiséget jelzi) átlagos értéke, figyelembe véve a statisztika esetleges pontatlanságait is, nem haladja meg az 1 000 kg/ha értéket.

A tógazdasági haltermelés vízfelhasználására vonatkozóan az **1. táblázat** nyújt információt. Ezzel kapcsolatosan megállapítható, hogy a rendszerváltozás előtti és a jelenlegi vízfelhasználás mértéke között jelentős különbség nem mutatkozik. Fontos kiemelni, hogy a hazai mezőgazdasági vízhasználatban jelentős átrendeződés történt. A szárazföldi kultúrák öntözésére felhasznált víz mennyisége 1990-től 29%-ra esett vissza (470 millió m³-ről 137 millió m³-re). A halastavi vízfelhasználás volumene ezzel szemben csak kis mértékben csökkent (cca. 2%-kal), 337 millió m³-ről 332 millió m³-re. A felszíni vízkészlet-gazdálkodásban a halastavi vízfelhasználás arányait tekintve meghatározóvá, egyben annak legfőbb költségviselőjévé vált. A halastavaknak igen nagy jelentőségük van a felszíni vizek visszatartásában, emellett a befogadott vizet – a technológiából adódóan – elsősorban az őszi kisvízes időszakban bocsátják ki, ezzel is segítve a hazai felszíni vizek vízmérlegét. A kibocsátott víz mennyisége a befogadott víz hozzávetőlegesen 60-65 %-a.

1.3 A tógazdasági haltermelés jellemző technológiája

A hazai halastavak, amelyek meghatározó része mesterséges kialakítású, jellemzően két típusba sorolhatók. Az egyik az alföldi területekre jellemző körtöltéses halastavak, a másik a dombvidékre jellemző völgyzárógátas tavak. A két jellemző típus mellett a hosszöltéses tavak száma csekély.

A hazai tógazdasági termelés pontyra alapozott, aminek ökológiai, és természetesen ökonómiai meghatározottsága van. Jellemző a három éves

üzemmód, amely során az első évben kb. 30-100g-os ivadék, második évben 300-700g-os növendékhal előállítás történik. A halak a 1,5-2,5 kg-os piaci tömeget a harmadik évben érik el. A tógazdaságok egy része teljes üzemű. Ez azt jelenti, hogy a keltetéstől a piaci hal nevelésig minden munkát egy szervezeten belül végeznek. A részüzemű gazdaságok csak egy-egy részterülettel foglalkoznak (pl. ivadék előállítás). Az egyes korosztályok területigénye eltérő. Jellemzően a nettó vízterület kb. 10%-án ivadéknevelés, 20%-án nyújtás (növendékhal előállítás), 70%-án pedig piaci (étkezési) hal termelés folyik. A hazai gyakorlatra jellemző a polikultúrás népesítés, ami azt jelenti, hogy a tavakba azonos korosztályú halból kb. 65% ponty, 30% fehér busa 5% amur, és néhány százalék ragadozó (harcsa, süllő, csuka) kerül.

A haltermelési technológia részletei az egyes korosztályok esetében kisebb-nagyobb eltérést mutatnak, azonban a fontosabb mozzanatok minden korosztálynál megtalálhatók. Ezek a tótalaj előkészítés, víztöltés, halkihelyezés. Évközben a folyamatos munkát a tápanyag utánpótlás, takarmányozás, hínárkaszállás, próbahalászat, vízpótlás, valamint a gátak rendben tartása adja. A halastavakon a leglátványosabb változással járó munka a csapolás és a halászat.

A halastavi munkák első fázisa a *tótalaj előkészítés*. Az ivadék és növendék nevelő tavakat halegészségügyi okok miatt célszerű télen szárazon tartani, a tótalajt kifagyasztani, hogy a halparaziták áttelelő alakjai elpusztuljanak. A piaci hal nevelő tavak esetében célszerű azokat legalább három évente télen szárazon hagyni. Nagyobb időközönként hasznos a tavakat egy-egy teljes vegetációs periódusra szárazon tartani halegészségügyi és termelésbiológiai okok miatt. Ha a tó a tenyészidőszak egy részében szárazon állt, akkor a növényzetet be kell szántani vagy tárcsázni a tótalajba. A víztöltés előtt állategészségügyi okok miatt szükséges a mélyen fekvő laposokat, a halárkot és a halágyat fertőtleníteni. Ezt égetett mésszel, méshidráttal vagy klórmésszel kell elvégezni. Előbbiből 100-200 kg/ha, utóbbiból 5-15 kg/ha, mennyiség használatos.

A *víztöltés* időszaka az ivadéknevelő tavaknál május elejétől június közepéig tart. Az ivadékos tavak töltése szakaszos; kihelyezés előtt mintegy 10-14 nappal 50%-os telítettségig kell tölteni, a teljes feltöltés a kihelyezés után folyamatosan, július elejére fejeződik be. A másik két korosztályt nevelő halastavak víztöltése a halászat után közvetlenül, vagy a tó szárazon tartása után történik jellemzően ősszel, kisebb arányban tavasszal.

A megfelelő mennyiségű és szerkezetű *népesítés* az elérni kívánt eredmény szempontjából alapvető, de ez biztosítja a tavak ökológiai szempontból is megfelelő működését. Az üzemszerűen működő tavak jellemzően polikultúrás népesítésűek. A kihelyezett hal mennyisége a nyújtó és étkezési hal termelő tavaknál eltérő, de jellemzően 250-500 kg között mozog. Az ivadékos tavak kihelyezése zsenge ivadékkal, vagy előnevelt ivadékkal történik. Ezek egyedszáma az előző esetben 75 000-300 000 db/ha, míg az utóbbi esetében 25 000-60 000 db/ha. A kihelyezés időszaka a nyújtás és piaci hal esetében jellemzően tavasz és ősz, míg az ivadék nevelés során május-június.

A halastavakban a halállomány jó fejlődése érdekében az ún. planktonikus eutrofizálódás kívánatos. Ez biztosítja a termelés szempontjából az egyik

kulcstényező, a természetes táplálékbázis kialakulását, fenmaradását. Megfelelően telepített tavakban a halállomány tevékenysége révén kialakul az ezt biztosító anyagforgalmi út. Ennek alapját a mesterséges tápanyag bevitel biztosítja. Ez egyrészt a takarmánnyal, ami a takarmány-, vagyis a „mesterséges” hozamot adja, másrészt a szaprobionta baktérium, fito- és zooplankton táplálékláncon keresztül közvetetten hasznosuló trágyázással - ami a megfelelő természetes hozamot biztosítja - történik.

A *tápanyag utánpótlás* történhet almos, vagy hígtrágyával, valamint műtrágyával. Az Agrár környezetgazdálkodási támogatás előírása nem engedélyezte sem a műtrágya, sem a hígtrágya használatát, ezért ennek jelentősége az elmúlt években csökkent. Az ivadékos tavaknál csak a planktonikus anyagforgalmi út stabilizálása után célszerű trágyázást alkalmazni. Ezeknél a tavaknál a felhasznált mennyiség 5 t/ha körül mozog. A növendék nevelő, illetve az étkezési hal nevelő tavak esetében az évente felhasznált szerves trágyát alap- és fenntartó trágyázás során kell a tóba juttatni, melynek teljes évi mennyisége 5 – 10 tonna/ha. A bejuttatandó mennyiség függ a tó tápanyag ellátottságától, a szerves trágya minőségétől, az időjárástól és a tó termelésbiológiai állapotától. A szerves trágya jellemzően az alábbi havi ütemezésben kerül felhasználásra:

- *április:* 25 %
- *május:* 25 %
- *június:* 20 %
- *július:* 20 %
- *augusztus:* 10 %

Jelentős különbség mutatkozik az alföldi körtöltéses, valamint a dombvidéki völgyzárógátas tavak tápanyag utánpótlása területén. Utóbbiaknál a természetes bemosódás következtében kisebb mértékű tápanyag utánpótlás mellett is igen magas trofitási értékek alakulhatnak ki.

A *takarmányozás* az ivadéknevelő tavakon a kihelyezést követően, a másik két korosztálynál április közepén, május elején kezdődik. A takarmány hazai viszonyok között alapvetően különböző abrak féleségekből (kukorica, búza, rozs, tritikálé) tevődik össze. Az etetés az ivadékos tavakon először dara formájában, később – a halak 20 g-os testtömege felett – itt is szemes takarmányként történik. Augusztus közepétől jellemzően a természetes táplálékkészlet csökkenése miatt a természetes és a keményítőben gazdag mesterséges táplálék együttesen sem elégítik ki a ponty magas fehérje igényét, ezért ilyenkor a napi takarmány adagot növényi fehérje forrással kell kiegészíteni. Erre a célra a csillagfürt – ivadéknál dara – és az olajos magvak extrahált darái felelnek meg. A takarmányozás mindaddig tart, míg a víz hőmérséklet csökkenés hatására a ponty már nem vesz fel jelentősebb mennyiségű takarmányt. Ennek megfelelően a takarmányozás jellemzően október közepéig tart. A napi takarmányadagok megállapításánál a víz hőmérséklettől függően az alábbiak az irányadók:

- 10-15 °C: 0,5-2 testtömeg %
- 15-20 °C: 1-4 testtömeg %
- 20-25 °C: 2-8 testtömeg %

Tavasszal az anyagforgalom kedvezőtlen irányba indul. Ennek oka, a hínárnövények kora tavaszi gyors ütemű fejlődése. Ehhez járul a halállomány kis induló összömege és kisebb táplálék igénye. Ez az oka, hogy a hinarasodás legnagyobb mértékben az ivadéknevelő tavaknál figyelhető meg. Ebben az időszakban a víz zavarossága esetleges, elsősorban az időjárásról múlik. A víz átlátszósága ilyenkor mindig nagyobb, mint az ideális 10 – 20 cm, a napfény gyakran le tud hatolni az aljzatig és emiatt a tóban előbb-utóbb erős hínármező alakul ki. A tavakban a nagymennyiségű hínár árnyékoló hatása, valamint tápanyaghasznosítási konkurrenciája miatt nem képes jelentős mennyiségű, a halak számára a természetes táplálékot jelentő plankton szervezet kialakulni. Ezért tavasszal ezekből a tavakból a hinarat el kell távolítani. A tókaszállás jellemző időszaka május-augusztus. Ez mechanikus módon, tókaszállással történik. A hinarasodás másik hátrányos következménye, a tavak gyorsabb feltöltődése. Ennek az az oka, hogy míg a nyíltvízes állapot esetében a növényi tápanyagon keresztül létrejött szerves anyag a megtermelt hallal a rendszerből kivételre kerül, addig a hínárnövény év végén teljes egészében a fenékre süllyedve a tavi üledékképződésben vesz részt.

A halastavakon az év közbeni jelentős mértékű párolgás okozta veszteség miatt időszakonkénti vízpótlásra van szükség. A vízpótlás mennyisége átlagos évben a tapasztalatok és műszaki becslés alapján a víztöltés 45 %-a. Ennek pontos mennyiségét az aktuális időjárás jelentősen befolyásolni képes.

A termés becslése, a halak növekedésének ellenőrzése különösen az ivadéknevelés során jelentős becslési hibákat rejthet magában, mégis szükség van rá, hiszen a termelési folyamatot ellenőrizni, a helyes irányba terelni csak a pillanatnyi helyzet megközelítő ismerete alapján lehet. A helyes termésbecslés egyik legfontosabb feltétele a folyamatosság, napi szinten kell ismerni a tóban lezajló fizikai, kémiai, biológiai és termelési folyamatokat. A megfigyelések a becslést finomítják, de a becslés gyakorlati alapja a próbahalászat. A próbahalászatot kéthetente kell elvégezni dobóháló segítségével, az etető karók mentén a takarmány kiszórását követően.

A halastavi ökoszisztéma aktív részeseiként az állatvilág egyéb tagjainak is van gazdasági jelentősége, amennyiben befolyásolni képesek a termelés eredményét. A halastavakon előforduló állatfajok jelentősége a termelés szempontjából az alábbiak szerint csoportosítható:

- közvetlen gazdasági károsítók
 - halebők
 - haltakarmány fogyasztók
- közvetett gazdasági károsítók

Az egyes fajok populációinak gazdasági jelentősége nem állandó, azt meghatározza egyedszámuk, a tavakon tartózkodásuk időtartama, az általuk elfogyasztott hal, illetve takarmány mennyisége, valamint az elfogyasztott halak faja, mérete. A tavak területén legnagyobb hatású fajok a halebő madarak, és a vidra. Ki kell emelni, hogy irodalmi adatok szerint a tavak mérete jelentősen befolyásolja a rajtuk kialakuló madárvilágot. A nagyobb, akár 100 ha-t meghaladó méretű tavak nagyobb vonzerővel hatnak a természetes élővilág számára. A közvetett károsítók közé mindazon fajok sorolhatók, amelyek

ökológiai igényeik miatt meghatározott ideig gátolják a szokásos üzemmenetet – vízszint beállítás, nádkitermelés, stb. – és ezzel a gazdálkodás tervezhetőségét csökkentik. E fajok esetében az egyedszám nem meghatározó a kártételben. A nagy kárókatona riasztását és gyérítését az illetékes természetvédelmi hatóság engedélyezheti.

A halastavakon a legnagyobb változással járó munka a lehalászás. A halászat a tavak lecsapolásával kezdődik. A csapolás időszakos tevékenység, fő időszaka az ősz és a tavasz.

A halászat kezdetére víz csak a halászat megkönnyítése érdekében húzott – általában a beeresztő és kieresztő műtárgy közötti – vezérárokban, a halágyban, valamint a kieresztő-zsilip alsó szintjénél mélyebben fekvő laposokban marad. A halak a belső-, vagy ahol ilyen van a külső halágyban gyűlnek össze. A vízleeresztés ideje az adott tó és a kieresztő műtárgy méretétől, illetve a leeresztő csatorna méretétől, állapotától függ.

A normál tógazdasági üzemmenet alkalmazásakor a halakat minden fázis végén lehalásszák. A lehalászás után a halakat vagy teelő medencékben tárolják a következő évi kihelyezésig, vagy a következő korosztálynak megfelelő méretű tóba helyezik át és itt teel. A teelő medencék állandó vízátfolyású – jellemzően 5-15 l/s – általában 0,1-0,2 ha nagyságú, 1,5 – 2,5 m mély medencék sorozata.

A halastavak jellemző téli munkájához – főként a jég beállta után – oxigén ellátottságuk folyamatos ellenőrzése tartozik. A tavak lékelése nem levegőztető, csak ellenőrző, mintavételi hely funkciójú. Szintén téli munka a halastavak mentén a nádaratás.

2. A TÓGAZDASÁGI HALTERMELÉS KÖRNYEZETI, TÁRSADALMI HATÁSAI

A halastavi haltermelés jellegében, komplexitásában alapvetően különbözik a klasszikus állattenyésztési ágazatoktól. Környezeti hatása kiterjedéséhez mérten kiemelkedő. Emiatt sem természetvédelmi, sem környezetvédelmi, sem vízgazdálkodási szempontból nem értékelhető egyszerűen input-output szempontból. A legfontosabb ökológiai, természetvédelmi, vízgazdálkodási jellemzőket az alábbiakban lehet összefoglalni.

2.1 Ökológiai szempontok

A halastavi haltermelés során a tógazdasági munkaműveleteknek köszönhetően a természeteshez hasonló, azonban attól meghatározott elemekben eltérő, ún. halastavi ökoszisztéma jön létre. Ez ugyan mesterséges rendszer, azonban az itt végbemenő anyagforgalmi folyamatok a halastavihoz hasonlító természetes szemisztatikus vizes rendszerek folyamataival ekvivalensek. A halastavi ökoszisztéma összetettségében is összemérhető a természetes vizes ökológiai rendszerekkel. A tógazdálkodás alapvetően abban tér el a többi állattenyésztési ágazattól, hogy itt a gazdálkodás eredményeként létrejött ökoszisztéma természetesnek tekinthető folyamatait kell úgy manipulálni, hogy a kialakított feltételek között a haltermelés, vagyis a produkció eredményes legyen. Képletesen úgy lehet kifejezni, hogy a halastó vize a halak számára nem egyszerűen közeg, hanem ökológiai értelemben vett környezet.

A halastavi ökoszisztéma jellemzője a mesterségesen magasan tartott trofitási szint oly módon, hogy a bevitt tápanyag jelentős része a céltermékként előállított hallal a rendszerből kivételre kerül. Emiatt ez a rendszer a természetes vizes rendszerekkel ellentétben ökológiai szempontból hosszabb távon is stabil állapotban van. Fontos sajátja a halastavi rendszereknek a planktonikus életforma típus túlsúlya, amely a könnyen felvehető oldott tápanyagokra épül. Ezt az állapotot maga a megfelelő nagyságú halállomány tartja fenn, a mesterséges beavatkozások (pl. hínárkaszálás, trágyázás) csak ennek alapfeltételeit teremtik meg. Jól jelzi ezt az a tény, hogy megfelelő tömegű népesítő anyag kihelyezése nélkül a feltöltött tavakban három-négy év elegendő a természetes sekélyvízi élőhelyekre jellemző szukcessziós folyamatok felgyorsulásához, azaz a homogén nádas-, vagy bokorfüzes társulások kialakulásához. A fokozott tápanyag bevitel következtében a halastavakon a táplálékhálózat minden tagjának nagyobb állományai alakulnak ki, vagyis a halastavak a természetesnél nagyobb mennyiségű élőlényt képesek eltartani. Szintén sajátos jellemzője a halastavaknak az éves lecsapolások, feltöltések rendje. A halászatok időbeli eltéréseinek köszönhetően a különböző állapotok (száraz, tocsogós, nyílt vizes) viszonylag kis területen azonos időben, ráadásul hosszabb ideig fennállnak, így rendkívül gazdag élőhelykomplex alakul ki.

2.2 Természetvédelmi szempontok

A halastavak alkotta vizes élőhelyek Magyarországon kiemelkedő természetvédelmi értéket tartanak fenn. Legnagyobb, európai jelentőségük a vízhez kötődő madárpopulációk állományainak költő-, pihenő, és nem utolsósorban táplálkozó helyeinek fenntartásában van. Kutatási eredmények alapján a tó mérete szignifikáns összefüggést mutat annak természeti érték fenntartó szerepével (Végvári, 2007).

A tógazdálkodás megfelelő intenzitása is igen jelentős momentum a biológiai sokféleség fenntartásában. A kívánatosnál extenzívebbé váló tógazdálkodás során a tápanyag bevitel csökkenése, vagy elmaradása a tavi táplálékkészlet kimerülését okozza (Oláh, 1999). Ez a halastavakhoz kötődő összes élőlény egyedszám csökkenését magával hozza. A tógazdálkodás megfelelő intenzitása tehát alapvető fontosságú a halastavak természeti értékeinek fenntartásában. A halastavak természeti érték fenntartó potenciálja tehát alapvetően a gazdálkodás gyakorlatán alapul. Megállapítható, hogy a jelenlegi „jó tógazdálkodási” gyakorlat megszűnése a természeti értékek megszűnését eredményezi már középtávon.

2.3 Vízgazdálkodási szempontok

A vízrendezések következményeként jelentősen lecsökkent Magyarországon a vizesélőhelyek kiterjedése. A mélyebb fekvésű, többnyire mezőgazdasági hasznosításra nem, vagy csak korlátozottan alkalmas területeken kialakított halastavak jelentős kiterjedésű vizesélőhelyeket alkotnak. Figyelembe véve a statisztikai adatokat a halastavak – ideértve a halastóként működtetett víztározókat – éves vízfelhasználása cca. 430 millió m³. Ez egyúttal azt is jelenti, hogy a tógazdaságok ennyi vizet képesek visszatartani, illetve betározni a szélsőséges, aszályra, valamint ár- és belvízre egyaránt hajlamos klímájú, összességében negatív vízmérleggel rendelkező országban.

A tógazdálkodás szerepe tehát a vízgazdálkodás tekintetében is többértű. A halastavak legnagyobb jelentősége a felszíni vizek visszatartásában van. Ennek jelentősége azonban sajnos még ma sem kap kellő hangsúlyt! A vízvisszatartás eredményeként a halastavak vize kedvezően befolyásolja környezetük mikroklimatikus viszonyait. Emellett előnyös a talaj vízháztartása szempontjából is. A termelés sajátosságainak köszönhetően a tavak alkalmasak bizonyos korlátok között a belvíz, vagy akár árvíz befogadására, ezzel hozzájárulva a térség belvíz/árvíz problémáinak költség hatékony megoldásához.

2.4 Társadalmi szempontok

A halastavak léte mára egyre nagyobb társadalmi értékkel is bír. A vizesélőhelyek jelentette természeti környezet, illetve az erre az adottságra az elmúlt években felfűzött horgászati és ökoturisztikai attrakciók a hazai turizmuson belül folyamatosan növekvő részt kapnak. A megfelelő technológiával működtetett halastavak jelentősek az egészséges környezetre vágyó emberek rekreációs célterületeiként. A kisebb halastavak horgászati hasznosítása emellett jelentősen hozzájárul a természetes vizek horgászati terhelésének csökkentéséhez is. A

társadalmi szerep kapcsán nem hagyható figyelmen kívül az a tény sem, hogy a tógazdasági vállalkozások jelentősnek tekinthető munkaadóként jelennek meg a többnyire magas munkanélküliségi rátával jellemezhető vidéki területeken. Emellett a helyi adók befizetésével hozzájárulnak a vidéki települések gazdasági fennmaradásához.

A fentiek alapján megállapítható, hogy a tógazdálkodás szerepe mára túlnőtt annak gazdasági jelentőségén. A tógazdálkodás tevékenységével többértű funkciót tölt be. A megfelelő – természeti erőforrást megújító – halgazdálkodási technológia alkalmazása eredményeként kiemelt jelentőséggel bír ökológiai, természetvédelmi, vízgazdálkodási, és társadalmi szempontból egyaránt.

2.5 A tógazdasági haltermelés veszélyei a természetes vízi ökoszisztémákra

A tógazdasági haltermelés nagy volumenű természetvédelmi, vízgazdálkodási, társadalmi jelentősége mellett vitathatatlan módon bizonyos veszélyeket is hordoz a velük kapcsolatban álló vízi, vagy vizes élőhelyek szempontjából. Ezeket az alábbiak szerint lehet bemutatni és értékelni:

2.5.1. Kibocsátott víz hidrobiológiai sajátosságainak alvízi hatása

A halastavi termelés során a fentebb leírt speciális halastavi ökoszisztéma alakul ki. Ennek ökológiai jellemzői a szemisztatikus vizesélőhelyek sajátágaival mutatnak rokonságot. Emiatt főként a dombvidéki völgyzárógátas halastavak esetében a kibocsátott víz hidrobiológiai paraméterei jelentősen eltérhetnek attól a vízfolyásaitól, amelyre a halastó települt. Ez az alvízi oldalon jelentősebb környezeti változást indukálhat. A dombvidéki vízfolyás – többnyire kisvízfolyás – jellege megváltozik. A völgyzárógátas tavak ugyanakkor jelentős mértékben képesek eliminálni a tápláló vízfolyásokból bemosódó jelentős mennyiségű tápanyagot, valamint szerves üledéket. Ez egyúttal azt is jelenti, hogy a völgyzárógátas halastavak egyfajta szűrő funkciót látnak el ezeken a területeken. A két hatás összevetésére nem állnak jelenleg rendelkezésre pontos adatok. Az alföldi területeken a halastó lecsapolt vizének hidrobiológiai adottságai többnyire nem különböznek jelentős mértékben a befogadóitól, azonban nem megfelelő technológia alkalmazása esetén itt is problémát jelenthet a magas tápanyag tartalmú víz kibocsátása. Ez a probléma ott a legkisebb, ahol a lecsapolt víz nem közvetlenül, hanem hosszabb üzemi lecsapoló csatornán keresztül jut a befogadó víztestbe.

2.5.2. A természetes adottságoknak nem megfelelő, és invazív fajok kibocsátása

A halastavak technológia szerinti évenkénti lecsapolásának eredményeként igen nagy mennyiségű, a befogadó víztestre nem jellemző zavarástűrő pionír halfajt – és emellett főként planktonikus szervezeteket – bocsáthatnak ki. Ez alapvetően a nem megfelelő technológia alkalmazásának eredménye, hiszen megfelelő technológia alkalmazásával elkerülhető mind a fent írt fajok elszaporodása a halastóban, mind azok halastóból való kikerülése. Ez esetben a befogadó víztest szempontjából allochton „szennyezésről” beszélhetünk. Problémát jelenthetnek továbbá a kibocsátás zavaró hatásaként – és a kibocsátott nagy mennyiségű tápanyag eredményeként – a befogadó víztest szempontjából ott autochton módon elszaporodó zavarástűrő fajok. Ez leginkább egy alacsony tápanyagszintű víz kibocsátásával kerülhető el. A nem a víztest adottságainak megfelelő kibocsátott víz, és invazív fajok kibocsátása egyaránt jelenthet problémát a völgyzárógátas, valamint a körtöltéses tavak esetében. Ezek hatása a megfelelő technológia alkalmazásával, valamint a befogadó előtt kialakított „szűrő” (ami lehet egy lecsapoló csatorna is) közbeiktatásával minimalizálható.

2.5.3. Víztestek átjárhatóságának akadályozása

A völgyzárógátas halastavak fizikai akadályt jelentenek a víztestek átjárhatósága szempontjából. Ráadásul a halastavi gazdálkodás jellegéből adódóan ez a fizikai akadály kiegészül egy igen jelentős ökológiai akadállyal is,

amennyiben a halastavak, a fentebb részletezettek szerint ökológiai adottságaikban jelentősen eltérnek az eredeti vízfolyás adottságaitól.

2.5.4. Visszaduzzasztás

Szintén a völgyzárógátas halastavak esetében merül fel a halastavak visszaduzzasztó hatása, amely a hidraulikai és ökológiai módosulásokon keresztül mind a felvív, mind az alvíz szempontjából kedvezőtlenül befolyásolja a vízfolyás víztest ökológiai állapotát.

3. JAVASLATOK A TÓGAZDASÁGI HALTERMELÉssel HASZNOSÍTOTT VÍZTESTEK JÓ ÖKOLÓGIAI POTENCIÁLJÁNAK MEGHATÁROZÁSÁHOZ

A kijelölt állóvíz víztestek között jelentős számú üzemszerűen működő halastó, vagy még inkább halastó rendszer található. A fentiek alapján, minthogy a halastavak adottságait a működtetés jelentősen befolyásolja megállapítható, hogy ezen vízterek jó ökológiai állapotának, illetve potenciáljának a természetes vizek szerinti monitorozása nem értelmezhető. Nem egészen helytálló példával élve ez olyan volna, mintha egy valamikori gyöngyvirágos tölgyes helyén kialakított búzatáblát az eredeti társulás alapján szeretnénk minősíteni. Ezt erősíti az a tény is, hogy halastavaink döntő többsége mesterséges kialakítású, maguk az eredeti élőhelyek – az alföldi területeken döntő többségükben, a dombvidéki területeken a völgyzárógátas tavak kivételével – nem tartoznak a VKI hatálya alá. **A halastavak meghatározott üzemrend szerint működő üzemi területek! Ez alapján természeti adottságuktól függetlenül a tógazdasági haltermeléssel hasznosított állóvizeket – tehát mind a körtöltéses, mind a völgyzárógátas halastavakat – ki lehet emelni a víztestek köréből.**

Jelenleg a halastavak ellenőrzésére a jó tógazdálkodási gyakorlat előírásainak Mezőgazdasági és Vidékfejlesztési Hivatal általi ellenőrzése mellett (ez azokra vonatkozik, akik részt vesznek az Agrár-környezetgazdálkodási támogatásban) a lecsapolt vizek minőségét jogszabályok szerint kell ellenőrizni. Ezek a jogszabályok az alábbiak:

- 220/2004 (VII. 21.) kormányrendelet a felszíni vizek minősége védelmének szabályairól
- 28/2004 (XII. 25.) KvVM rendelet a vízszennyező anyagok kibocsátásaira vonatkozó határértékekről és alkalmazásuk egyes szabályairól
- 27/2005 (XII.6.) KvVM rendelet a használt és szennyvizek kibocsátásának ellenőrzésére vonatkozó részletes szabályokról

Fentiekkel összhangban ki kell emelni, hogy a halastavi gazdálkodás VKI alapjain működő megfelelő, integrált szabályozása érdekében egységes környezet-, természetvédelmi, és vízügyi szabályozást kell megalkotni.

A halastavak jelentős környezeti hatására tekintettel meghatározhatóak olyan kritériumok – elsősorban a halastavakkal összeköttetésben lévő víztestek szempontjából – amelyek betartásával ezen vízfolyás víztestek ökológiai állapota érdemben javítható. Ez esetben célként fogalmazható meg a befogadó víztesten – amelyek befolyásoltnak tekinthetők – a felvív adottságainak megfelelő típus szerinti jó ökológiai potenciál elérése. Az ökológiai potenciál meghatározása

információ hiány miatt pragmatikusan a típusnak megfelelő természetes víztest ökológiai állapota mínusz egy érték. Természetesen ezt a későbbiekben megfelelő adatok elemzése után célszerű pontosan, biotikus adatok eredményeire támaszkodva meghatározni.

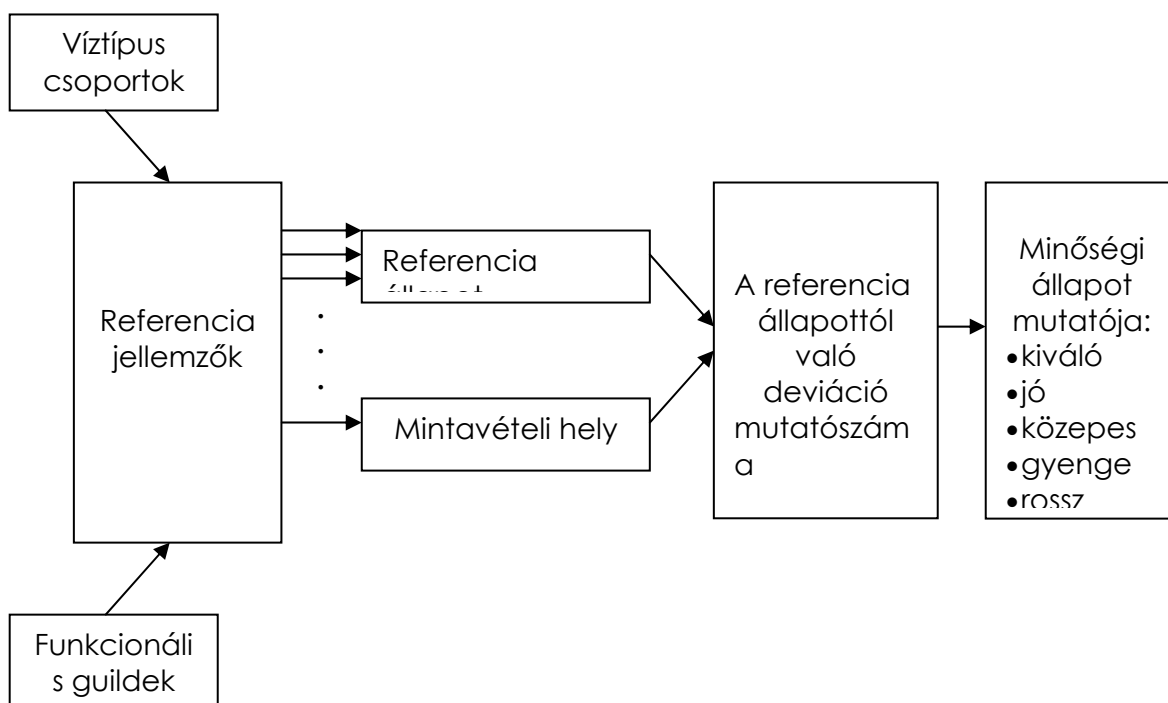
A nem tógazdasági haltermeléssel hasznosított völgyzárógátas tározó víztestek ökológiai potenciálját a felvízi vízfolyás víztest-típushoz javasolt hasonlítani. Az állóvíz víztest minősítését a halközösség alapján az adott vízfolyás típus szerint lehet elvégezni. Az ökológiai potenciál értékét a kapott ökológiai állapot értéke mínusz egy értékben lehet meghatározni.

V. ÚTMUTATÓ A HAZAI VÍZFOLYÁSOK HALEGYÜTTES ALAPÚ ÖKOLÓGIAI VÍZMINŐSÍTŐ RENDSZERÉHEZ

1. ALAPOK

1.1 A biológiai integritás index

A halegyüttesekre alapozott biológiai integritás-indexet (index of biotic integrity – IBI) Észak-Amerikában patakok degradálódásának jellemzésére dolgozták ki (Karr 1981), majd a módszert más régiókban is alkalmazták bizonyos módosításokkal (Miller et al. 1988; Steedman 1988; Oberdorff és Hughes 1992; Wang et al. 1997; Hughes et al. 1998; Ganasan és Hughes 1998). A biológiai integritás-index olyan összetett mutatószám, amely a halközösségek ökológiai sajátosságai – elterjedés, szaporodás, táplálkozás, élőhely stb. – alapján meghatározott referencia jellemzők referencia állapottól való eltérésén alapul. (Karr et al. 1986). A rendszer abban az esetben működik megfelelően, ha a referencia jellemzők jó korrelációt mutatnak az antropogén hatásokra bekövetkező degradációval, valamint az adott víztípus referencia értékei tükrözik az antropogén hatásoktól mentes állapotot. Sok esetben nem található olyan referencia helyszín, ami mentes az emberi tevékenység hatásától; ilyenkor elméleti referencia értékek adhatók meg.



1. ábra. A biológiai integritás-index meghatározásának menete.

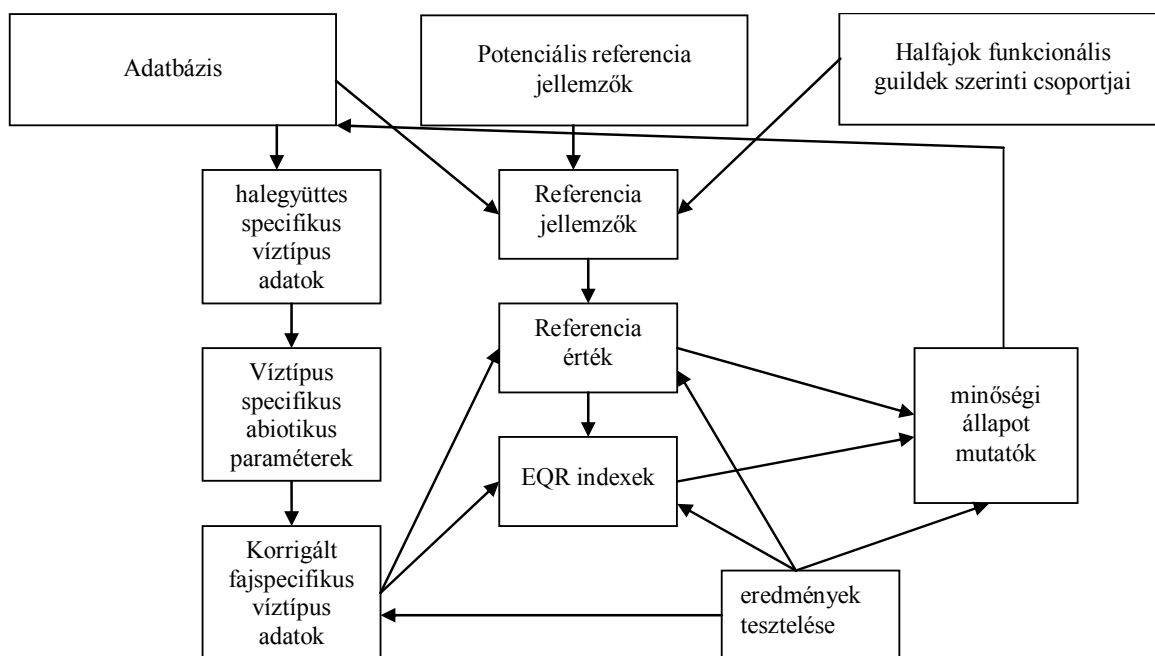
A biológiai integritás-index a különböző szupraindividuális szintű és ökológiai tartalmú információk integrálásával viszonylag stabil, és egyszerűen kezelhető vízminősítési

rendszert biztosít. Ugyanakkor a rendszer alkalmazhatóságának gyenge pontját képezi, hogy Európában igen korlátozott a referencia értékűként meghatározható, emberi hatásoktól mentes vízterek köre.

1.2 A hazai vízfolyások halegyüttesek struktúráján alapuló ökológiai minősítésének – Ecological Quality Index of Hungarian Riverine Fish-assemblages (EQI_{HRF}) alapjai

A hazai minősítő rendszerekkel szemben kettős szakmai követelmény fogalmazódik meg. Az első a hazai víztípusokra való teljes körű érvényesség, a másik a VKI előírásainak való megfelelés, interkalibráció biztosítása. A hazai vízfolyások halegyüttes-struktúráján alapuló ökológiai minősítő rendszerének elméleti alapjait a biológiai integritás index szolgáltatja. A kidolgozott minősítő rendszer multimetrikus értékelési eljárás, ahol a változókat a halegyüttesek ökológiai jellegű csoportjai képezik, és az antropogén hatások összegezve jelennek meg az eredményben.

A minősítési rendszer kidolgozásának logikai vázát a 3. ábra szemlélteti.



3. ábra. A vízminősítési rendszer kialakításának logikai ábrája

A hazai rendszer kidolgozásakor a funkcionális guildek meghatározásához, illetve a hazai halfajok funkcionális guildekbe történő besorolása során Noble et Cowx (2002) összefoglaló munkáját használtuk. Emellett a táplálkozási guildek kialakítása során Leonard et Orth (1986), Goldstein et Simon (1999), Lyons et al. (1995), Schlosser (1982), Simon et Emery (1995) munkáját használtuk. A reprodukciós guild szerinti besorolást Balon (1975) végezte el. Emellett figyelembe vettük Chadwick (1976), Balon et al. (1977), Balon (1981a, b), Mahon (1984), Berkman és Rabeni (1987), Bruton et Merron (1990), Oberdorff et Hughes (1992), Boet et al. (1999) és Cowx (2001) publikációit. Az élőhelyi besorolás Schiemer és Spindler (1989), munkája alapján történt. A táplálkozási hely besoroláshoz Wheeler (1969), Hawkes (1975), Karr (1991), Schlosser, (1982), Bain et al. (1988), Leonard et Orth (1988), Lobb et Orth (1991), Mann (1996) munkái nyújtottak támpontot.

2. A MINŐSÍTÉSI RENDSZER KIDOLGOZÁSÁNAK METÓDUSA

2.1 Alapadatok

A minősítő rendszer kidolgozása során az adatok értékeléséhez az ECOSURV projekt 185, valamint a Zagyva-Tarna projekt 8 vízfolyásának fogási adatait használtuk fel. A mintavétel eredményessége összességében megfelelőnek tekinthető. Az összesen 193 vízfolyás víztesten 62 faj több mint 80 000 halegyedének adataival számoltunk. A standardizált módszerrel, gyakorlatilag egy időszakban vett minták megfelelő adatbázist biztosítottak a statisztikai elemzések elvégzéséhez.

A nevezéktan alapvetően *Kottelat (1997)* munkáját követi. Néhány vitás esetben (*Noble és Cowx 2002*) javaslataival értettünk egyet.

2.2 Adattfeldolgozási módszerek

2.2.1 Összemérésre szolgáló függvények

Az összemérésre szolgáló függvények segítségével határozhatjuk meg két vizsgált objektum hasonlóságát, különbözőségét vagy távolságát. A távolságfüggvények legismertebb példája az Euklideszi távolság. Hasonlóságfüggvényként használhatjuk például a közös fajok arányát a teljes fajkészlethez viszonyítva. Formálisabban, az összemérésre szolgáló függvényeknek meg kell felelniük bizonyos alapvető tulajdonságoknak, axiómáknak (*pl. Legendre and Legendre 1998*).

Ökológiai szempontból a bináris adatok azt jelentik, hogy mindössze a fajlistára támaszkodunk és nem vesszük figyelembe, hogy melyik fajból hány egyed fordult elő a mintavételi helyen. Bináris adatok esetén az összemérésre szolgáló függvényeket a (2×2) -es kontingenciatáblázat jelöléseit használva szokás megadni, ahol "a" jelöli a mindkét mintában jelenlévő fajok számát. Hasonló módon, "b" jelöli csak az egyik mintában, míg "c" a kizárólag csak a másik mintában előfordult fajok számát. "d" azoknak a fajoknak a számát jelöli, amelyek egyik összehasonlított mintában nem fordultak elő, de a vizsgálatban szereplő valamelyik másik mintában jelen voltak.

Bináris változók esetén az egyik legjobban használható hasonlóságfüggvény a Rogers-Tanimoto-féle hasonlóság, amelyet mi is használtunk az adatok feldolgozása során

$$s_{RT} = \frac{a + d}{a + 2(b + c) + d} .$$

A Rogers-Tanimoto-féle hasonlóság dupla súllyal veszi figyelembe a nevezőben differenciális fajok számát, azaz $(b+c)$ -t. A sokváltozós elemzések során gyakran távolság értékekre van szükség. Ilyenkor a hasonlóság értékét az alábbi módon konvertáltuk távolsággá:

$$d_{RT} = \sqrt{1 - s_{RT}} .$$

2.2.2 Clusteranalízis

A clusteranalízis arra szolgál, hogy csoportokat képezzünk a vizsgálati objektumainkból, esetünkben a vizekből, olyan módon, hogy a csoportok minél homogénebbek legyenek. A csoportok homogenitása számos tényezőtől függ. Többek között a változók skálájától, a csoportosítás során alkalmazott hasonlóságfüggvénytől, és az osztályozás során használt fúziós algoritmustól. Általánosan elmondható, hogy az igen nagy varianciájú változók és a kilógó adatok (outlierek) erőteljesen rontják az osztályozás hatékonyságát. Technikai értelemben a hierarchikus clusteranalízis első lépése az, hogy kiszámoljuk a vizsgálati objektumaink (a vizek) különbözőségét (távolságmátrixát). A továbbiakban a távolságmátrixból kiindulva egy fadiagramot vagy más néven dendrogramot készítünk olyan módon hogy a leghasonlóbb objektumokat vagy a leghasonlóbb objektumok csoportjait fokozatosan egyre nagyobb csoportokba vonjuk össze. Lényeges az összevonást végző algoritmus megfelelő megválasztása (*Legendre and Legendre, 1998*). Az elemzések során a teljes lánc és a Ward módszereket teszteltük. Rendkívül hatékony csoportképző hajlama miatt a Ward módszer tűnt a céljaink megvalósításához alkalmasabbnak.

2.3 Az abiotikus környezeti tényezők meghatározása

A vizsgálatokhoz felhasználni kívánt környezeti változók körét tapasztalati úton jelöltük ki. Ezek részben hidrológiai, részben fizikai-kémiai változók, részben pedig a humán stresszt jelző hidromorfológiai beavatkozások voltak. Az abiotikus környezeti változók elemzésével meghatároztuk a halegyüttesek összetételét ténylegesen befolyásoló paramétereket. A kiválasztott, és rendelkezésünkre álló paraméterek segítségével meghatároztuk a vizek antropogén terhelésének mértékét. Ehhez a változók értékelésével egy ún. antropogén indexet adtunk meg. Az index a vizek kémiai paraméterei közül

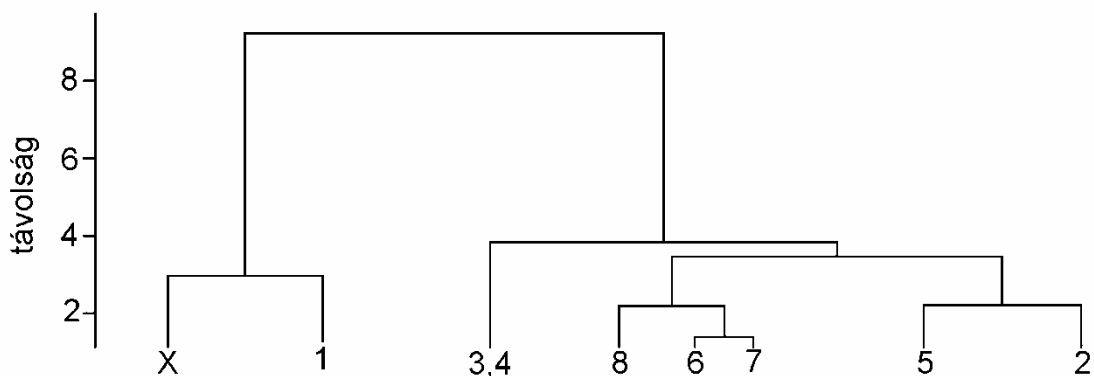
- a KOI_{Cr} , NO_3 , $ÖsszP$, adatokat
- a humán hatások, illetve hidromorfológiai beavatkozások közül a keresztgát, meder és partmódosítások, a felvízi és alvízi állóvizek,
- valamint az ECOSURV terepi jegyzőkönyvben szereplő általános környezeti állapot adatokat tartalmazza.

Az antropogén index az egyes paraméterek súlyozott átlaga. Értéke 1,0 – 5,0 között változik tizedes skálán.

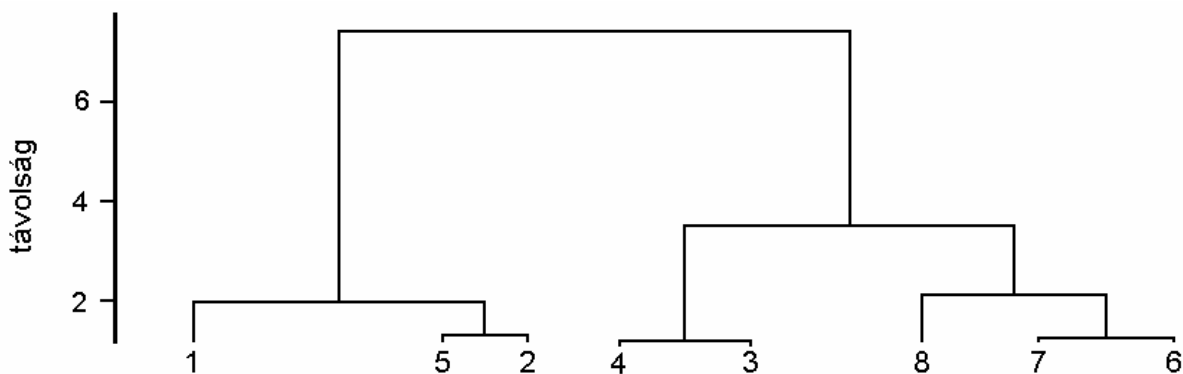
2.4 A vízfolyás adatok sokváltozós statisztikai elemzése

Már a FAME program során komoly akadályként merült fel az a probléma, hogy a VKI alapján, az abiotikus tényezők szerint alkotott víztípusok nem egyeznek meg a halegyüttesek által jellemezhető típusokkal. Ezért azok kialakításában a biotikus elemeknek is szerepet kell kapniuk (Noble és Cowx, 2002).

Az ECOSURV és a Zagyva-Tarna projekt adatbázisát felhasználva elvégeztük a víztest tipológia validálását, elkészítettük a halegyüttes specifikus víztest tipológiát. Az elemzést elvégeztük mind a 193 víztestre, valamint a szakmai tapasztalat alapján leválogatott, legalább közepes állapotú 123 víztestre. A vizsgálathoz Rogers-Tanimoto kvantitatív hasonlóság függvényt használtunk, az eredményeket dendrogramokon ábráztuk. A cluster analízist Ward módszere szerint végeztük(4.a, 4b ábra).



4.a ábra. A 193 vízfolyás-víztest fogási adatai alapján elkészített fadiagram



4.b ábra. A 123 leválogatott vízfolyás-víztest fogási adatai alapján elkészített fadiagram

A fajösszetétel alapján a clusteranalízis segítségével nyolc víztípus csoportot különítettünk el:

9. KÖZÉPHEGYSÉGI KISVÍZFOLYÁSOK (PATAKOK)
10. DOMBVIDÉKI KISVÍZFOLYÁSOK, KIS FOLYÓK
11. KÖZEPES, ÉS NAGY FOLYÓK DOMBVIDÉKI, NAGYOBB ESÉSŰ, KAVICSOS MEDERANYAGÚ SZAKASZA
12. KÖZEPES, ÉS NAGY FOLYÓK DOMBVIDÉKI, KISEBB ESÉSŰ, HOMOKOS ALJZATÚ SZAKASZA
13. ALFÖLDI KISVÍZFOLYÁSOK (ÉR)

14. ALFÖLDI KIS ÉS KÖZEPES FOLYÓK, CSATORNÁK
 15. NAGY FOLYÓK ALFÖLDI SZAKASZA
 16. DUNA

2.5 A korrigált víztípus csoportok kialakítása

A halegyüttesek kialakulása szempontjából ténylegesen ható, és rendelkezésünkre álló hidrológiai paraméterek segítségével újra csoportosítottuk a víztesteket. A csoportosításhoz az alábbi paramétereket használtuk, illetve a következő kategóriákkal számoltunk (3. táblázat).

3. táblázat. A víztípus csoportok kialakításához felhasznált hidrológiai paraméterek

Vízgyűjtő méret (km ²)	Vízhozam (m ³ /s)	Mederanyag	Vízsebesség (cm/s)	Magasság (m)
10	1	kő	0-5	
100	10	kavics	6-35	>150
1000	100	kavics/homok	36-75	150-100
10000	1000	homok	76-100	<100
	>1000	homok/agyag	>100	
		agyag		
		szerves üledék		

A halegyüttesek összetételére ható hidrológiai jellemzők alapján történt csoportosítás eredményeként kiszűrhetővé vált a halegyüttes által meghatározott csoportokban jelentkező antropogén terhelés okozta bizonytalanság. Ezért az EQR index skálázásánál ennek a végleges csoportnak az értékeit használtuk.

A halegyüttesek alapján meghatározható nyolc csoport fedésbe hozható a VKI által meghatározott 26 víztípus csoporttal (4. táblázat).

4. táblázat A halegyüttesek alapján meghatározott víztípus csoportok VKI szerinti csoportokkal való egyeztetése

1. KÖZÉPHEGYSÉGI KISVÍZFOLYÁSOK	
1.	Hv-Si-D-ki
2.	Hv-Me-D-ki
3.	Hv-Me-D-ko
4.	Dv-Me-D-ki
8.	Dv-Me-K-ki
2. DOMBVIDÉKI KISVÍZFOLYÁSOK, KIS FOLYÓK	
5.	Dv-Me-D-ko
9.	Dv-Me-K-Ko
11.	Sv-Me-D-ki
12.	Sv-Me-D-ko
3. KÖZEPES, ÉS NAGY FOLYÓK DOMBVIDÉKI, NAGYOBB ESÉSŰ, KAVICSOS MEDERANYAGÚ SZAKASZA	
6.	Dv-Me-D-na
7.	Dv-Me-D-nn

4. KÖZEPES, ÉS NAGY FOLYÓK HEGYLÁBI, KISEBB ESÉSŰ, HOMOKOS ALJZATÚ SZAKASZA	
10.	Dv-Me-K-na
13.	Sv-Me-D-na
14.	Sv-Me-D-nn
5. ALFÖLDI KISVÍZFOLYÁSOK (ÉR)	
15.	Sv-Me-K-ki
16.	Sv-Me-K-ki-ke
18.	Sv-Me-K-ko
21.	Sv-Sz-ki
22.	Sv-Sz-ko
6. ALFÖLDI KIS ÉS KÖZEPES FOLYÓK, CSATORNÁK	
17.	Sv-Me-K-ko-ke
19.	Sv-Me-K-na
7. NAGY FOLYÓK ALFÖLDI SZAKASZA	
20.	Sv-Me-K-nn
8. DUNA	
23.	Duna Gönyű felett
24.	Duna Gönyű és Baja között
25.	Duna Baja alatt

A mesterséges víztestek (26) besorolása a hidromorfológiai adottságuk alapján történik.

2.6 Funkcionális guildek

A minősítési rendszer referencia jellemzőinek kiválasztásához a funkcionális guildeket irodalmi adatok, valamint saját tapasztalataink alapján határoztuk meg. Az irodalmi adatok között kiemelten vettük figyelembe a FAME ajánlásait. A táplálkozási csoportok (*trofikus guild*) kialakításakor az ökológiai információtartalom kihasználása érdekében kilenc csoportot adtunk meg, az adult egyedek táplálkozási szokásainak megfelelően. A reprodukciós *guild* szerinti besorolásban tíz csoportot határoztunk meg a szakirodalomnak megfelelően. Az *élőhely típus*, valamint a *táplálkozási habitat* csoportoknál a szakirodalomban használttól kis mértékben eltértünk. Ez az előző esetben terminológiai különbséget jelent, míg az utóbbinál a csoportok kialakításánál a hazai környezeti adottságoknak megfelelően módosítást végzetünk. A halfajok toleranciájának mérése igen összetett, hiszen a különböző környezeti hatásokra az adott faj eltérő érzékenységet mutathat. A FAME javaslata elsősorban a vízminőség romlását, az élőhelyi adottságok romlását, a hőmérséklet változását, illetve a savanyodást mint negatív környezeti hatással összefüggő toleranciát vette figyelembe. Mivel a FAME programban alkalmazott „tolerancia” guildcsoport nem biztosít kellően egyértelmű csoportosítást, ezért a kialakítandó rendszerben a jobban meghatározható „*ökológiai specializáció*” guildcsoportot vezettük be. Az elterjedési jellemzőkre a FAME programban az őshonos, behurcolt, endemikus guild kategóriákat állították fel. Saját rendszerünkben két – őshonos és adventív – kategóriát adtunk meg. Az adventív fajok közé soroljuk mind az ember által behurcolt, mind a terjeszkedés útján az utóbbi évtizedekben a hazai vizekben megjelent fajokat (5. táblázat).

5. táblázat. A funkcionális guildék csoportjai

Táplálkozási guild	Táplálkozási habitat	Szaporodási guild	Áramlás	Ökológiai specializáció	Eredet
Herbivor	Pelagikus	Litofil	Reofil	Specialista	Őshonos
Omnivor	Metafitikus	Fitofil	Euritóp	Generalista	Adventív
Planktivor	Bentikus	Fito-litofil	Stagnofil	Zavarást tűró	
Invertivor/piscivor		Pszammofil			
Invertivor/bentivor		Ostracofil			
Invertivor/Detritivor		Pelagofil			
Piscivor		Lito-pelagofil			
Detritivor		Ariadnofil			
Parazita		Speleofil			
		Vivipar			

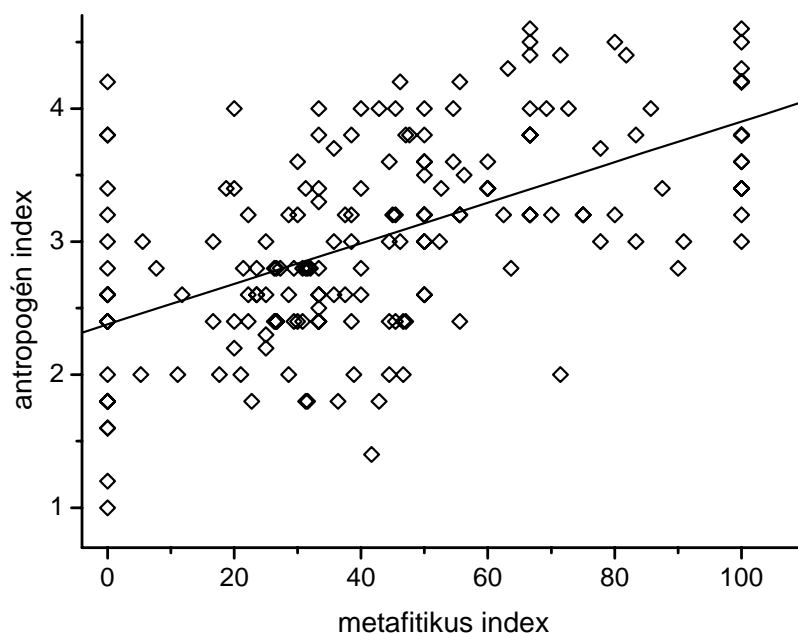
A VKI előírja a halállományok korösszetételének vizsgálatát is. Véleményünk szerint a korcsoportok meghatározása, illetve referencia jellemzőként történő megadása egy monitoring rendszerben indokolatlan, mivel amellett, hogy a mintavétel időtartamát jelentősen meghosszabbítja – a tapasztalatok szerint jelentős mortalitást okoz és igen nagy költségnövelő tényező. Ugyanakkor a rendszer céljait figyelembe véve többlet információtartalma kicsi.

A hazai halfauna funkcionális guildék szerinti osztályozása során majd minden guildben több faj esetében is módosítást végeztünk, elsősorban a hazai jellemzőket véve alapul. Az osztályozást az elemzések eredményeként referencia jellemzőként meghatározott funkcionális guildék alapján mutatjuk be (*I. melléklet*).

2.7 Referencia jellemzők

A referencia jellemzők kiválasztásánál több tényezőt szükséges figyelembe venni. Ezek elemzése részben az adatok rendezésével (pl. megfelelő számú elem tartalom), részben terepi tapasztalatok alapján (pl. természetes környezeti állapotváltozás), részben statisztikai elemzéssel (pl. humán stressz hatással való összekapcsoltság) végezhető el.

Az adatok rendezése során az egyes víztestekre vonatkozóan kiszámítottuk a funkcionális guildék szerinti „össz fajszám”, „őshonos fajszám”, valamint az „össz relatív gyakoriság” és „őshonos relatív gyakoriság” értéket. Meghatároztuk az adatok átlagát, valamint szélső értékeit. A származtatott adatok megfelelő információt biztosítottak a funkcionális guildék előzetes leválogatásához. A funkcionális guildék antropogén degradációhoz való viszonyát regresszió analízissel elemeztük.



5. ábra. Az antropogén index kapcsolata a metafitikus összes faj relatív gyakorisága változóval (metafitikus index)

A fent írtak szerint összesen 34 potenciális referenciajellemező statisztikai elemzését végeztük el. Ez alapján a hazai vízfolyások halegyüttesek alapján történő minősítéséhez az alábbi referencia jellemezőket alkalmaztuk (6. táblázat).

6. táblázat. Az EQR index számításához használt referencia jellemezők.

Referencia jellemező	Mértékegység
1. Omnivor fajok egyedeinek relatív gyakorisága	%
2. Nyílt vízi fajok száma	db
3. Metafitikus fajok egyedeinek relatív gyakorisága	%
4. Bentikus fajok száma	db
5. Litofil fajok száma	db
6. Fitofil fajok egyedeinek relatív gyakorisága	%
7. Reofil fajok száma	db
8. Stagnofil fajok egyedeinek relatív gyakorisága	%
9. Specialista fajok egyedeinek relatív gyakorisága	%
10. Óshonos fajok egyedeinek relatív gyakorisága	%

Az elemzés során nem vizsgáltuk az „abszolút egyedszám” kategóriát, mivel az kifejezetten érzékeny a mintavétel hibáira. Szintén nagy hibával lehet terhelt az egyedszámra vonatkozó referencia érték meghatározása. Ugyanakkor az a véleményünk, hogy több évi rendszeres mintavételezés során kialakított adatbázissal a mintavételi hibából adódó „zajok” kiszűrhetők lesznek. Ennek a kategóriának az érdemi tesztelése csak ekkor válik lehetségessé.

2.8 Referencia értékek és az EQR indexek meghatározása

A biológiai integritás index az adott víztest állapotát a referencia értéktől való távolság mutatószámaként adja meg. A minősítés során gyakorlati megfontolások miatt elméleti referencia értéket határoztunk meg az összes víztípusra vonatkozóan. Ezek meghatározásához típusonként elméleti fajlistát állítottunk össze. Az értékek kialakításánál a mintavétel jellegéből adódó torzulással is kalkuláltunk.

Az EQR indexek skálázását az adott víztípus csoport víztest adatainak felhasználásával végeztük, az antropogén index által meghatározott minőségi csoportok szerint (6. ábra). Az EQR érték meghatározásánál az egyes minőségi csoportok alulról trimmelt átlagaival kalkuláltunk. Amennyiben nem állt rendelkezésre megfelelő számú adat, szakértői becslést alkalmaztunk.

6. ábra. A harmadik csoport EQR indexeinek számításához használt táblázat

Víz neve	Víztest kód	Antropogén index	193 cluster		Omnivor fajok rel. gyak.	Nyíltvízi fajok száma	Metafitikus fajok rel. gyak.	Bentikus fajok száma	Litofil fajok száma	Fitofil fajok rel. gyak.	Reofil fajok száma	Stagnofil fajok rel. gyak.	Specialista fajok rel. gyak.	Óshonos fajok rel. gyak.
			123 cluster	4										
Hernád	HER032	2,0	45	4	79,3	6,0	11,1	10,0	9,0	2,2	11,0	1,7	36,1	99,4
Sajó	SAJ036	2,0	45	4	74,1	4,0	1,9	11,0	7,0	0,4	11,0	1,9	53,2	99,9
Sajó	SAJ037	2,0	45	4	75,0	5,0	3,3	10,0	8,0	0,7	10,0	2,6	54,6	99,6
Sajó	SAJ038	2,0	45	4	74,6	5,0	8,3	11,0	9,0	0,3	10,0	7,7	36,1	100,0
Tisza	TIS085	2,0	45	4	80,1	4,0	0,2	14,0	10,0	1,0	13,0	0,0	27,0	100,0
Bódva	BOD031	2,4	45	4	81,0	4,0	9,0	11,0	6,0	2,9	10,0	7,8	24,4	99,8
Dráva	DRA039	2,4	45	4	93,6	5,0	4,7	7,0	6,0	1,3	8,0	1,3	11,4	99,6
Mura	MUR040	2,6	45	4	66,0	4,0	23,5	9,0	5,0	14,5	9,0	3,9	34,3	96,4
Hernád	HER074	2,8	45	4	69,5	3,0	4,4	9,0	7,0	3,3	9,0	1,3	39,4	99,8
Rába	RAB035	2,8	45	4	86,5	4,0	19,5	7,0	7,0	4,1	7,0	3,0	16,9	100,0

A referencia jellemzők kiválasztásánál szempont volt, hogy az lehetőleg minden víztípus csoport esetében értelmezhető legyen. Mindemellett az alföldi kisvízfolyások típusban három referencia jellemző használata az eredmények torzulását okozta volna. Emiatt ebben a csoportban a megfelelő értékelhetőség érdekében a minősítés során a

- „nyílt vízi fajok száma”,
- „litofil fajok száma”,
- „reofil fajok száma” indexek helyett a
- „metafitikus fajok relatív gyakorisága”,
- „fitofil fajok relatív gyakorisága”, valamint a
- „stagnofil fajok relatív gyakorisága” indexek kétszeres szorzóját kell alkalmazni.

Az adatbázisban több olyan víztest szerepel, ahol csak egy-egy faj néhány egyede került elő. Ezek minősítése a kidolgozott módszerrel nem lehetséges. A minősítési rendszer csak akkor használható megfelelően, ha az adott mintavételi helyről legalább 2 faj legalább 15 egyedének előfordulási adata áll rendelkezésre. Ennél kisebb értékek esetében minősítés nélkül automatikusan a rossz kategóriába kell sorolni a víztestet.

A referencia csoportok skálázása lehet egy, vagy kétirányú. Tipikus egyirányú skála pl. a „specialista fajok relatív gyakorisága”, míg kétirányú az „omnivor fajok relatív gyakorisága” csoport. Több esetben akkor is egyirányú skálát alkalmaztunk, mikor ökológiai szempontok szerint ki lehetett volna alakítani kétirányú skálát,

azonban a minősítés gyakorlati szempontjai miatt ennek nem volt értelme (pl. „nyíltvízi fajok száma”). A víztípusok EQR értékeit a *II. a., b. mellékletben* foglaltuk össze.

A referencia csoportok értékei ötös skála mentén mozognak. A víztest végső minőségi besorolása a csoportokra adott 1-5 értékek összege alapján számítható ki. A maximális pontszám 50, ami a 10 referencia csoportra adható 5-5 pont összegéből adódik. A minősítés érékelési skáláját a *7. táblázat* tartalmazza.

7. táblázat. A víztestek minősítési értékhatárai

Kategória	Értékhatárok
Kiváló:	50-45
Jó:	44-37
Közepes:	36-27
Gyenge:	26-20
Rossz:	19-10

3. A MINŐSÍTÉSI ELJÁRÁS

3.1 Alapadatok

A fentiekben összefoglalt minősítési eljárás korrekt működéséhez fontos, hogy az alapadatok megfelelő minőségűek legyenek. Ez vonatkozik a mintavétel módszerére, valamint annak kivitelezésére egyaránt. Az értékelhető adatok körét az alábbiakban adjuk meg.

- A mintavételi egységnek jellemzőnek kell lennie a víztest egészére.
- A mintavétel napszaka a nappal.
- A mintavétel módszere elektromos mintavételi eszköz (EME).
- Gázolható vízfolyásokon a víz sodrásával szemben gázolva, akkumulátorral működő EME használata, lehetőség szerint segédszákos használatával. Standard mintavételi hossz. A mintavétel lehet folyamatos, vagy több alegységből álló fragmentált mintavétel.
- Nagyobb vízfolyásokon csónakból, aggregátorral működtetett nagy teljesítményű EME, a mintavételi eszköz sajátosságainak megfelelően elsősorban a ripális régióban, a víz sodrásával egyező irányban, lehetőség szerint a víz sodrásánál lassabban (nagy vízsebességnél sodrással szemben), az élőhely környezeti adottságainak arányában vett fragmentált mintavételi módszer alkalmazásával. Standard mintavételi hossz.
- A minősítéshez a mintavételi egységben előforduló fajok, valamint azok pontos egyedszáma szükséges.
- A minősítéshez a 0+ korosztályúnál idősebb egyedek számát kell megadni.

3.2 Adatbázis

A minősítéshez szolgáló adatok megfelelő és egységes kezelése érdekében javasolt egységes adatbázis forma kialakítása. A projekt keretén belül kidolgozott adatbázis formát a **8. táblázat** mutatja be.

8. táblázat. Az EQ_{HRF} -hez javasolt alapadatbázis

Adatcella neve	Adatcella tartalma	Megjegyzés
Víztest neve		
Víztest kódja		
Mintavétel kód		
Mintaegység kód		
Minta alegység kód		
Település		
EOVX felső		Mintaegységre vonatkozóan
EOVY felső		Mintaegységre vonatkozóan
EOVX alsó		Mintaegységre vonatkozóan
EOVY alsó		Mintaegységre vonatkozóan
Vízípus 1.		VKI alapján
Vízípus 2.		Hal alapján (Halasi-Kovács, B., Tóthmérész, B. 2008. útmutató alapján)
Fajnév latin		
Auktor		
Fajnév magyar		
Egyedszám		
Korosztály	0+; idősebb	
Testhossz standard	(mm)	
Testtömeg	(g)	
Pontosság	becsült; pontos	
CPUE	(db/1000m)	Mintavétel hossza alapján számított érték. Csak akkor adható meg, ha a mintavétel mért hossz alapján történt
Egységnyi területre jutó fogás	(1 ha)	Mintavétel hossza és az "effektív szélesség" szorzata alapján számított érték
Mintavétel módszere	EME, kétközháló, kopoltyúháló, egyéb	
Megjegyzés1		kopoltyúhálónál a háló típusa, egyéb módszer megnevezése
EME típusa		
Mintavétel stratégiája1.	csónakból, gázolva	(Csak EME esetében kitöltendő)
Mintavétel stratégiája2.	teljes; részleges	(Csak EME esetében kitöltendő)
Mintavétel stratégiája3.	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel; egyirányban visszatartva; sodrással szemben	(Csak EME esetében kitöltendő)

Mintavétel hossza	(m)	Összekapcsolt a "minta jellege" oszloppal. Amennyiben nem adható meg pontos hossz, akkor a minta kvalitatív.
Effektív szélesség	(m)	Becsült érték. A csónakos mintavétel esetében HGIG200 EME 1,5 m; HGEL64 EME 2,5 m. Gázolt mintavétel esetében a mederszélességgel =. Ez alól kivétel a 10m-nél szélesebb vízfolyások. Ebben az esetben az eff. Szélesség 5 m. Kétközháló esetében ez a háló szélességével =; kopoltyúhálónál közvetlenül a területet kell megadni.
Minta jellege	kvalitatív; szemikvantitatív1; szemikvantitatív2; kvantitatív	Generált érték. Összekapcsolt a "Pontosság"; "Mintavétel hossza" ; "Mintavétel módszere"; "Mintavétel stratégiája2" oszlopokkal. Kvalitatív: ha a pontosság becsült, vagy ha a pontosság pontos és a mintahossz 0. Szemikvantitatív1: ha a pontosság pontos és a mintahossz nagyobb mint 0, és ha a mintavétel módszere EME akkor a mintavétel stratégiája2 részleges, vagy ha a mintavétel módszere standard paneles kopoltyúháló. Szemikvantitatív2: ha a mintavétel módszere EME és a mintahossz nagyobb mint 0 és a mintavétel stratégiája2 teljes. Kvantitatív: ha a mintavétel módszer alapján biztosítható a pontos egyszám meghatározás (pl. teljes eltávolítás)
Mintavételre való alkalmasság	alkalmas; korlátozott; alkalmatlan	
Mintavétel időpontja	(éé.hh.nn)	
Mintavétel napszaka	nappali; éjszakai	
Gyűjtő		vezetéknév, keresztnév
Résztevő1		vezetéknév, keresztnév
Résztevő2		vezetéknév, keresztnév
Résztevő3		vezetéknév, keresztnév
Határozó		vezetéknév, keresztnév
Adatbevivő		vezetéknév, keresztnév
Adat tulajdonosa		
Adatbevitel dátuma	(éé.hh.nn)	

3.3 Vízípus csoportok

A minősítéshez meg kell határozni a halegyüttesek alapján megadott vízípus csoportot, a csoportra jellemző hidromorfológiai jellemzők alapján (3. táblázat). Amennyiben ezek az adatok nem állnak rendelkezésre, a 4. táblázat segítségével megadható a megfelelő „halas” vízípus csoport a VKI csoportok konvertálásával.

3.4 Referencia jellemzők, referencia értékek

A mintavételi fajszám, és egyedszám adatok felhasználásával a 6. táblázatban szereplő 10 referencia jellemző értékeit ki kell számolni. Az egyes fajok funkcionális guildekbe történő sorolása az I. melléklet alapján történik. A hibrid egyedek besorolását a jellemző faj alapján lehet megtenni.

Az egyes referencia jellemzők értékeinek meghatározása a II. melléklet alapján történik, az adott vízípus táblázata alapján! A számítás után kapott 10-50 közötti skálán mozgó érték minősítési kategóriába sorolását végül a 7. táblázat szerint kell elvégezni.

A minősítés során figyelembe kell venni azt a kritériumot, miszerint a minősíteni kívánt adatsor automatikusan a rossz kategóriába sorolódik, amennyiben legalább 2 faj, legalább 15 egyede nem kerül elő!

Emellett az alföldi kisvízfolyások esetében a „nyílt vízi fajok száma”, „litofil fajok száma”, „reofil fajok száma” indexek helyett a „metafitikus fajok relatív gyakorisága”, „fitofil fajok relatív gyakorisága”, valamint a „stagnofil fajok relatív gyakorisága” indexek kétszeres szorzóját kell alkalmazni.

4. IRODALOM

- Alabaster, J.S., Lloyd, R. (1982) Water Quality Criteria for Freshwater Fish. Second Edition. Food and Agriculture Organisation of the United Nations, London: Butterworths, 361 pp.
- Bain M.B., Finn J.T., Booke H.E. (1988) Streamflow regulation and fish community structure. *Ecology* 69: 382-392.
- Balon, E.K. (1975) Reproductive guilds of fishes- a proposal and definition. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32, 821-864.
- Balon, E.K. (1981a) Reproductive guilds and the ultimate structure of fish taxocenoses: amended contribution to the discussion presented at the mini-symposium. *Environmental Biology of Fishes*, 3: 149-152.
- Balon, E.K. (1981b) Additions and amendments to the classification of reproductive styles in fishes. *Environmental Biology of Fishes* 6: 377-389.
- Balon, E.K., Momot, W.T., Regier, H.A. (1977) Reproductive guilds of percids: results of the paleogeographical history and ecological succession. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34: 1910-1921.
- Berkman, H.E., Rabeni, C.F. (1987) Effect of siltation on stream fish communities. *Environmental Biology of Fishes* 18: 285-294.

- Boet P., Chessel D., Hugueny B., Oberdorff T., Pont Porcher J.P. (1999) Rapport final de la Phase II du programme national (Indice Poisson). Conseil Supérieur de la Pêche, Direction Générale, 134, Avenue de Malakoff, 75116 Paris, France. 60 pp.
- Bruton, M.N., Merron, G.S. (1990) The proportion of different eco-ethological sections of reproductive guilds of fishes in some African inland waters. *Environmental Biology of Fishes* 28: 179-187.
- Chadwick, E.M.P. (1976) Ecological fish production in a small Precambrian shield lake. *Environmental Biology of Fishes* 1: 13-60.
- Cowx, I.G. (2001) Factors influencing coarse fish populations in rivers: A literature review. Environment Agency, Rio House, Waterside Drive, Bristol BS32 4UD, UK. R & D Publication 18, 146 pp.
- Dufrene, M. and Legendre, P. (1997) Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345-366.
- ECOSURV Consortium (2005). ECOSURV-Final Technical Report. EuropeAid/114951/D/SV/2002-000-180-04-01-02-02. KvVM. Arcadis Co.
- Erős, T. (2001a) A mintavételi terület növelésének hatása a halállomány szerkezeti paramétereire egy középhegységi vízfolyásban. *Hidrol. Közl.*, 81 (5-6): 353-356.
- Erős, T. (2001b) Abiotikus paraméterek hatása halegyüttesek szerveződésére egy középhegységi vízfolyásban. *Hidrol. Közl.*, 81 (5-6): 356-358.
- Fausch, K.D., Lyons, J., Karr, J.R., Angermeier, P.L. (1990) Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium* 8: 123-144.
- Ganasan, V., Hughes, R. M. (1998) Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biology* 40: 367-383.
- Goldstein, R.M., Simon, T.P. (1999) Toward a United Definition of Guild Structure for Feeding Ecology of North American Freshwater Fishes. In: T.P. Simon (ed.) *Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resources Using Fish Communities*. Boca Raton, USA: CRC Press, pp. 123-220.
- Guti, G. (2001) Tervezet a hazai vízfolyások integritásának minősítésére. *Hidrol. Közl.*, 81 (5-6): 371-374.
- Guti, G. (2002) Vízfolyások halbiológiai monitorozása – a mintavételek standardizálásának problémái, különös tekintettel az elektromos halászatra. *Hidrol. Közl.*, 82 (I-XII): 39-42.
- Halasi-Kovács, B., Kiss, B., Müller, Z. (2004) A Dél-Nyírség és a Bihari-sík kisvízfolyásainak hal (Actinopterygii), szitakötő (Odonata), valamint vízi (Nepomorpha) és vízfelszíni-poloska (Gerromorpha) fajegyütteseinek vizsgálata. Kézirat. 84 pp.
- Halasi-Kovács, B. (2004) Komplex monitoring rendszer és adatbázis kidolgozása különböző környezetterhelésű kisvízfolyásokon az EU VKI ajánlásainak figyelembevételével. RAGACS projekt-halak. Kutatási jelentés. VITUKI Rt.
- Halasi-Kovács, B., Dieperink, Ch., Nieuwenhuis, R. (2005) ECOSURV- Biological Quality Elements: Fish. Final Report. EuropeAid/114951/D/SV/2002-000-180-04-01-02-02. KvVM. Arcadis Co.
- Hawkes, H.A. (1975) River zonation and classification. In: B.A. Whitton (ed.) *River Ecology*, Oxford: Blackwell Scientific Publications, pp. 312-374.
- Huet, M. (1949) Aperçu des relations entre la pente et les populations des eaux courantes. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 11: 333-351.

- Hughes, R.M., Gammon, J.R. (1987) Longitudinal changes in fish assemblages and water quality in the Willamette River, Oregon. *Transactions of the American Fisheries Society* 116: 196-209.
- Hughes, R.M., Noss R.F. (1992) Biological diversity and biological integrity: current concerns for lakes and streams. *Fisheries* 17: 11-19.
- Hughes, R.M., Oberdorff, T. (1998) Applications of IBI Concepts and Metrics to Waters Outside the United States and Canada. pp 79-83. In: *Assessment Approaches for Estimating Biological Integrity using Fish Assemblages*. (T. P. Simon, ed.). Lewis Press, Boca Raton, FL, USA.
- Illies, J., Botosaneanu, L. (1963) Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes considérées surtout du point de vue faunistique. *Int.Verh.Limnol.* 12: 1-57.
- Karr, J.R. (1981) Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries (Bethesda)*, 6(6): 21-27.
- Karr, J.R. (1991) Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* 1: 66-84.
- Karr, J.R., Fausch, K.D., Angermeier, P.L., Yant, P.R., Schlosser, I.J. (1986) Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. *Illinois Natural History Survey, Special Publication* 5: 28 pp.
- Kestemont, P., Goffaux, D. (2002) Work package 3. Reviewing and classifying metrics and sampling procedure for FAME. Final report. pp. 88.
- Kottelat, M. (1997) *European Freshwater Fishes*. *Biologia* 52: 1-271 (Suppl. 5).
- Kovács, B. (1998a) Különböző növényállományokhoz kötődő halegyüttesek ökológiai vizsgálata a Tisza-tavon. XXII. Halászati Tudományos Tanácskozás. Szarvas. pp. 123-130.
- Kovács, B. (1998b) A Keleti-főcsatorna halfaunisztikai felmérése. *Halászat*, 44:8-11.
- Kovács, B. (2003a) Halfaunisztikai vizsgálatok a Csepel II erőmű hűtővíz bevezetése feletti és alatti Duna-szakaszon. Kutatási jelentés. Debrecen.
- Kovács, B. (2003b) A Paksi Atomerőmű környezeti hatástanulmánya, halfaunisztikai vizsgálat a Paksi Atomerőmű hűtővíz kifolyó felvízi és alvízi szakaszán a Duna 1530-1525 fkm-e között, valamint az erőmű hidegvíz- és a melegvíz-csatornáján. Kutatási jelentés.
- Kovács, B. (2003c) Az ÉRV Rt. Sajóecseg I/B termelőtelep védőterületének felülvizsgálata, halfaunisztikai vizsgálatok a Bódva-folyó 0+150 és 2+500 fkm közötti szakaszán. Kutatási jelentés.
- Kovács, B. (2003d) A tervezett Szamosközi tározó létesítését megalapozó természetvédelmi biomonitring vizsgálat, halállomány felmérés a Túr-folyón. Kutatási jelentés.
- Kovács, B., Keresztúri, P., Kiss, K. M., Gidó, Zs., Takács, P., Lakatos, Gy. (2000) Halegyüttesek összetételének vizsgálata alföldi vízfolyások eltérő vízhozamú szakaszain. *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* 2000. XI. 1.
- KvVM-TVH (2004) Mintavétel protokoll tervezete a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer halállomány felméréseihez. II./a projekt. Szerk.: Gutí G. Kézirat. Budapest. pp. 28.
- Legendre, P., and L. Legendre. (1998) *Numerical Ecology*, 2nd English Edition. Elsevier, Amsterdam.
- Leonard, P.M., Orth, D.J. (1986) Application and testing of an index of biotic integrity in small, coolwater streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 115: 401-414.

- Lobb, M.D., Orth, D.J. (1991) Habitat use by an assemblage of fish in a large warmwater stream. *Transactions of the American Fisheries Society* 120: 65-78.
- Lyons, J., Navarro-Perez, S., Cochran, P.A., Santana, E.C., Guzman-Arroyo, M. (1995) Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in West-Central Mexico. *Conservation Biology* 9: 569-584.
- Mahon, R. (1984) Divergent structure in fish taxocenes of North Temperate streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 41: 330-350.
- Mann, R.H.K. (1996) Environmental requirements of European non-salmonid fish in rivers. *Hydrobiologia* 323: 223-235.
- Miller, D.L., Leonard, P.M., Hughes, R.M., Karr J.R., Moyle, P.B., Schrader, L.H., Thompson, B.A., Daniels, R.A., Fausch, K.D., Fitzhugh, G.A., Gammon, J.R., Halliwell, D.B., Angermeier, P.L., Orth, D.J. (1988) Regional applications of an index of biotic integrity for use in water resource management. *Fisheries*, 13(5): 12-20.
- Noble, R., Cowx, I. (2002) FAME Work package 1b. Compilation and harmonisation of Fish species classification. Final report. pp.51.
- Oberdorff, T., Hughes, R.M. (1992) Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia* 228: 117-130.
- Schiemer, F., Waidbacher, H. (1992) Strategies for conservation of a Danubian fish fauna. p. 363-382 in: P.J. Boon, P. Calow and G.E. Petts [eds.] *River conservation and management*. John Wiley & Sons Ltd.
- Schlosser, I.J. (1982) Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs* 52, 395-414.
- Simon, T.P., Emery, E.B. (1995) Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify water resource quality in Great Rivers. *Regulated Rivers: Research and Management* 11: 283-298.
- Specziár, A. (2001) A halak mozgási aktivitásának hatása a kopoltyúhálós mintavételezések eredményeire: a CPUE napszakos és évszakos változásai a Balatonban. *Hidrol. Közl.*, 81 (5-6): 459-462.
- Specziár, A., Tölg, L., Bíró, P. (1997) A halbiológiai mintavételezés eszköze: a paneles kopoltyúháló. *Hidrol. Közl.*, 77(1-2): 36-37.
- Steedman, R.J., (1988) Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify quality in southern Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45 : 492-501.
- Wheeler, A. (1992) A list of the Common and Scientific Names of Fishes of the British Isles. *Journal of Fish Biology* 41 (Supl. A): 37 pp.

VI.A KEOP5 projekt keretén belül elvégzett minősítési feladatok eredményei

1. VÍZFOLYÁS VÍZTESTEK MINŐSÍTÉSE

A KEOP5 projekt keretén belül összegyűjtöttük a rendelkezésre álló, korábbi kutatások eredményeként létrejött hal-mintavétel adatait. A munka eredményeként egy közel 40 000 rekordos adatbázist alakítottunk ki. Az adatok 1995-2008 közötti időszakból kerültek ki. Az adatbázisból leválogattuk a minősítésre alkalmas – mintavételi módszer, mintavételre való alkalmasság – adatokat. A minősítés alapját képező, leválogatott adatbázis rekordjainak száma 30 828. A minősítést 1 457 mintavétel eredményei alapján, összesen 329 víztestre végeztük el. Azokon a víztesteken, ahol több mintavétel eredménye állt rendelkezésre, a minősítést az egyes mintavételek minőségének számtani átlagaként határoztuk meg, a kerekítés szabályainak megfelelően.

A vízfolyás víztestek minősítésének eredményét a **III. melléklet** mutatja be. A 329 vízfolyás víztest minősítési eredményének alapstatisztikáit a **9. táblázat** rögzíti.

9. táblázat. A vízfolyás víztestek minősítési eredményének alapstatisztikái

Minősítés kategóriája	Darabszám (db)	Kategóriák aránya az összes minősített víztest arányában (%)
<i>Kiváló</i>	6	1,83
<i>Jó</i>	60	18,24
<i>Közepes</i>	137	41,64
<i>Gyenge</i>	92	27,96
<i>Rossz</i>	34	10,33

A víztesteket a halak alapján meghatározott víztípusok szerint értékeltük. Mivel az egyes víztestek esetében a szükséges hidrológiai adatok nem, illetve csak részben álltak rendelkezésre, a besorolást a VKI szerinti víztest besorolás konverziójával végeztük. A típus besorolásban lehetnek hibák, illetve természetes eltérések is, ezért több víztest esetében a VKI típustól eltérő típusú víztestként értékeltünk, adatok, illetve ritkábban szakértői becslés alapján. A típusok közötti összefüggés adatait a **10. táblázatban** mutatjuk be.

10. táblázat. A VKI és halközösség alapján meghatározott víztípusok adatai

Meghatározás	Darabszám (db)
Egyező típus:	190
Mesterséges értékelve:	37
Összesen átsorolva:	102
1-es típus átsorolva:	17
2-es típus átsorolva:	14
3-as típus átsorolva:	4

4-es típus átsorolva:	8
5-ös típus átsorolva:	28
6-os típus átsorolva:	26
7-es típus átsorolva:	5
8-as típus átsorolva:	0

Az adatok alapján jól látható, hogy alapvetően a kisvízfolyások átsorolása vált szükségessé. Az átsorolt víztestekre vonatkozóan az mondható, hogy alapvetően „típushibák” jelentkeztek. Így a tengerszint feletti magasság eltérő értékelése a két típusbesorolásban, valamint az alföldi vízfolyások között a kis és közepes vízfolyások megítélésének eltérése.

2. AZ ÁLLÓVÍZ VÍZTESTEK MINŐSÍTÉSE

A vízfolyás víztestek mellett összegyűjtöttük az állóvizekre vonatkozó adatokat is. Az adatbázisban 260 mintavétel alapján összesen 32 víztestre vonatkozóan áll rendelkezésünkre többé-kevésbé homogén – adat.

A hazai állóvíz típusokra kidolgozott minősítési rendszer nem áll rendelkezésre. Jelenlegi ismereteink szerint a vízfolyásokhoz hasonló módon kidolgozott minősítés kialakítása az azonos típusba tartozó víztestek igen alacsony száma, valamint a jelentős mértékű emberi beavatkozás (haltelepítés) miatt nem lehetséges, de nem is célszerű. Vélhetően egyedi, legfeljebb egy-két típusra vonatkozó célállapot meghatározása, és ennek monitorozása adhat megfelelő eredményt az állóvizek esetében.

A „nagy tavakra” (Balaton, Velencei-tó, Fertő), valamint a jellemzően eusztatikus, és szemisztatikus állóvizekre kidolgozhatónak látszik ökológiai szemléletű, halközösség alapú minősítési rendszer, amely az előbbi esetben célszerűen egyedi, utóbbi esetben pedig típus(ok)ra adható meg. Ugyanakkor nem célszerű hosszabb távon sem halközösség alapú minősítést kidolgozni az asztatikus (szikes) állóvizekre.

Fenti tényeket figyelembe véve jelen projekt keretén belül a rendelkezésünkre álló adatok alapján egyfajta szakértői becsléssel határoztuk meg azon víztestek állapotát, amelyekre korábbi kutatások eredményeként létrejött adatokat sikerült összegyűjteni.

A szakértői minősítés háromszintű. Ezek a következők: megfelelő (3), közepes (2), rossz (1). Ez a VKI öt szintű minősítésével úgy hozható fedésbe, hogy a „megfelelő” kategória (3) a VKI szerinti „kiváló”, és „jó” kategóriának; a „közepes” (2) kategória a VKI szerinti „közepes” kategóriának; a „rossz” (1) kategória a VKI szerinti „gyenge” és „rossz” kategóriának felel meg. A minősítést az alábbi metodika szerint végeztük el.

11. táblázat. Az állóvíz víztestek halközösség alapján történő minősítése során figyelembe vett kritériumok

A minősítésnél figyelembe vett adottságok	Érték		
	1	2	3

<i>Faj-adatsorok alapján összetett szakértői megítélés</i>	1	2	3
<i>Specialista fajok relatív gyakorisága</i>	<15%	15-33%	>33%
<i>Őshonos fajok relatív gyakorisága</i>	<33%,	33-66%,	>66

Az adott állóvíz víztestek minőségi besorolását a fenti értékek számtani átlaga alapján, a kerekítés szabályainak megfelelően adtuk meg. A minősítés eredményeit a **IV. melléklet** tartalmazza.

3. A KÜLÖNLEGES STÁTUSZÚ VÍZTESTEK MINŐSÍTÉSÉRE VONATKOZÓ EREDMÉNYEK

3.1 Az erősen módosított, és a mesterséges vízfolyás víztestek ökológiai potenciáljának meghatározása

A VKI alapján a természetestől eltérő vízfolyások minősítésekor a jó ökológiai állapot helyett jó ökológiai potenciál meghatározására van szükség. A jó ökológiai potenciál meghatározását a Keretirányelv értelmében az adott vízfolyás természetes víztest típushoz való hasonlítása alapján lehet elvégezni.

Véleményünk szerint a mesterséges vízfolyások (csatornák) alapvetően besorolhatók egy-egy vízfolyás típusba (ezek a tapasztalatok alapján alapvetően a hal szerinti 5, valamint 6. típus), és ez alapján megfelelően lehet őket minősíteni.

Az erősen módosított vízfolyás víztestek esetében az ebbe a kategóriába történő besorolást több eltérő tényező is okozhatja. Annak meghatározására azonban jelenleg nincs elegendő információ birtokunkban, hogy az egyes beavatkozások hatásait külön-külön értékelni lehessen. Ugyanakkor az EQI_{HRF} olyan multimetrikus minősítési index, amely a környezeti hatásokat integráltan jelzi. Ennek megfelelően pragmatikus megközelítéssel megadható egy olyan, minden beavatkozás típusra egyforma korrekciós érték, amellyel az erősen módosított víztestek megfelelően minősíthetők. Ez a jelenlegi eredmények szerint az adott természetes vízfolyás típus szerinti minősítési értéke +1.

3.2 Az erősen módosított, és a mesterséges állóvíz víztestek ökológiai potenciáljának meghatározása

A fenti fejezetben írtak alapján megállapítható, hogy a hazai állóvizek túlnyomó része mesterséges, vagy erősen módosított kategóriába sorolható. Ezek természetes típushoz sorolását – szintén a fent írtak értelmében – a típushoz tartozó igen kis számú, legalább részben természetesnek tekinthető víztest nem teszi lehetővé. Az egyes – halközösség alapján értelmezhető – csoportok minősítésére az alábbi javaslatot tesszük.

Álláspontunk szerint a halastó művelésben lévő állóvizeket ki kell emelni a víztestek kategóriájából, függetlenül azok hidromorfológiai jellemzőitől, illetve kategóriájától, illetve hosszabb távon gazdasági – és természetvédelmi érdekek – alapján a VKI szerint meghatározott ún. védett kategóriába kell sorolni őket.

A víztestek közé tartozó holtmedrek és holtágak mindegyike mentett oldali. Ezek, kialakulásuknál fogva kizárólag az erősen módosított kategóriába sorolhatók, hisz a vízfolyástól történő teljes elszakadásukat egyértelműen mesterséges hatás hozta létre (gátépítés). A vízfolyástól elszakított holtágak és holtmedrek természetes állapotban paleopotamon típusúak. Ezek természetes módon, földtörténeti léptékben egy gyors szukcesszió során a nyíltvízes állapottól az erdős zárótársulásig haladnak végig. Tehát ezek ökológiai potenciálját eleve csak úgy lehetne megadni, ha a típuson belül stádiumokat (altípusokat) határozunk meg, pl. jelentősebb nyílt vízzel rendelkező állapot, nagyobb részt hínárvegetációval borított állapot, nagyjából mocsári növényekkel borított állapot, nagyjából mocsári amfibikus és szárazföldi növényzettel jellemezhető állapot. A szukcesszió természetes folyamat, ezért a jó ökológiai potenciál kritériumainak meghatározása tehát olyan kritérium rendszert jelent, amely a szukcessziós folyamatokat biztosítja. Ugyanakkor ezen holtágak és holtmedrek alapvetően két fontos mesterséges hatás következtében hosszú távon is több-kevesebb nyílt vízfelülettel rendelkező típusként működnek. Az ezt biztosító és hosszútávon fenntartó egyik hatás a mesterséges vízpótlás. A másik hatás a haltelepítés. Ez az úgynevezett top down hatás révén befolyásolja a víztér anyagforgalmi rendszerét, méghozzá a nyíltvízes állapot fenntartása irányába. Ennek mértéke a hasznosítás intenzitásától függ csupán. Ezzel kapcsolatban az is megállapítható, hogy az országban nincs olyan 50 ha-nál nagyobb, tehát víztestként értékelhető mentett oldali holtág, amely ne lenne horgászati, vagy halászati hasznosításban. Ezek alapján megállapítható, hogy a mentett oldali holtágak jó „ökológiai” potenciálját a megfelelő működés fenntartása – tehát nem ökológiai állapotuk szerint – alapján lehet, működés szerint csoportosítva meghatározni. Ez a funkcionális csoportosítás lehet gazdasági, természetvédelmi, rekreációs, vízgazdálkodási, amely összhangban áll a VKI szempontrendszerével.

A mesterséges, nem tógazdasági haltermeléssel hasznosított víztesteket az előbbieken írtakhoz hasonlóan szintén inkább funkcionális alapokon célszerű minősíteni. Ennek indoka a jelentős folyamatos emberi hatás mellett az is, hogy a mélyebb vízű tározókhöz hasonló természetes állóvíz típus Magyarországon nincs.

A nem tógazdasági haltermeléssel hasznosított völgyzárógátas tározó víztestek ökológiai potenciálját a felvízi vízfolyás víztest-típushoz javasolt hasonlítani. Az állóvíz víztest minősítését a halközösség alapján az adott vízfolyás típus szerint lehet elvégezni. Az ökológiai potenciál értékét a kapott ökológiai állapot értéke plusz egy értékben lehet meghatározni.

I. melléklet. A hazai halfauna klasszifikálása a referencia jellemzőkként meghatározott funkcionális guildek szerint

Fajnév	Táplálkozási guild	Táplálkozási habitat			Szaporodási guild		Áramlás		Ökológiai specializáció	Eredet
		Nyílt vízi	Metafitikus	Bentikus	Litofil	Fitofil	Reofil	Stagnofil		
Eudontomyzon mariae Berg, 1931				1			1		1	1
Eudontomyzon danfordi Regan, 1911				1			1		1	1
Huso huso Linnaeus, 1758				1			1		1	1
Acipenser ruthenus Linnaeus, 1758				1			1		1	1
Acipenser gueldenstaedtii, Brandt et Ratzenburg, 1833				1			1		1	1
Acipenser nudiiventris Lovetzky, 1828				1			1		1	1
Acipenser stellatus Pallas, 1771				1			1		1	1
Acipenser baeri Brandt, 1869				1			□		1	
Anguilla anguilla Linnaeus, 1758				1			□			1
Alosa pontica Eichwald, 1838		1					1		1	1
Rutilus rutilus Linnaeus, 1758	1		1							1
Rutilus pigus Heckel, 1852				1			1		1	1
Rutilus frisii Heckel, 1852				1			1		1	1
Ctenopharyngodon idella Cuvier et Valenciennes, 1844			1							
Mylopharyngodon piceus Richardson, 1846			1							
Scardinius erythrophthalmus Linnaeus, 1758	1		1			1		1	1	1
Leuciscus leuciscus Linnaeus, 1758	1	1					1		1	1
Leuciscus cephalus Linnaeus, 1758	1	1			1		1			1
Leuciscus idus Linnaeus, 1758	1		1				1		1	1
Leuciscus souffia Valenciennes, 1844				1	1		1		1	1
Phoxinus phoxinus Linnaeus, 1758	1	1			1		1		1	1
Aspius aspius Linnaeus, 1758		1			1				1	1
Leucaspis delineatus Heckel, 1873	1		1			1		1		1
Chalcaburnus chalcoides Agassiz, 1832		1			1				1	1
Alburnus alburnus Linnaeus, 1758	1	1								1
Alburnoides bipunctatus Bloch, 1782	1	1			1		1		1	1
Blicca bjoerkna Linnaeus, 1758	1			1						1
Abramis brama Linnaeus, 1758	1			1						1
Abramis ballerus Linnaeus, 1758		1					1		1	1

Abramis sapa Pallas, 1814				1	1		1		1	1
Vimba vimba Linnaeus, 1758				1	1		1		1	1
Pelecus cultratus Linnaeus, 1758		1							1	1
Chondrostoma nasus Linnaeus, 1758				1	1		1		1	1
Tinca tinca Linnaeus, 1758	1		1			1		1	1	1
Barbus barbus Linnaeus, 1758				1	1		1		1	1
Barbus peloponnesius Heckel, 1852				1	1		1		1	1
Gobio gobio Linnaeus, 1758				1			1		1	1
Gobio albipinnatus Lukash, 1933				1						1
Gobio kessleri Dybowski, 1862				1			1		1	1
Gobio uranoscopus Agassiz, 1828				1			1		1	1
Pseudorasbora parva Schlegel, 1842	1		1					1		
Rhodeus sericeus Pallas, 1776	1		1					1	1	1
Carassius carassius Linnaeus, 1758	1		1			1		1	1	1
Carassius gibelio Bloch, 1782	1		1			1				
Cyprinus carpio Linnaeus, 1758				1		1				1
Hypophthalmichthys molitrix Valenciennes, 1844		1								
Hypophthalmichthys nobilis Richardson, 1845		1								
Barbatula barbatula Linnaeus, 1758				1	1		1		1	1
Misgurnus fossilis Linnaeus, 1758			1			1		1	1	1
Cobitis elongatoides Bacescu et Maier, 1969				1		1				1
Sabanejewia aurata Filippi, 1865				1		1	1		1	1
Silurus glanis Linnaeus, 1758				1		1				1
Ameiurus nebulosus Le Sueur, 1819				1				1		
Ameiurus melas Rafinesque, 1820				1				1		
Ictalurus punctatus Rafinesque, 1818				1						
Clarias gariepinus Burchell, 1822			1			1				
Coregonus lavaretus Linnaeus, 1758		1				1			1	
Coregonus albula Linnaeus, 1758		1							1	
Thymallus thymallus Linnaeus, 1758		1				1		1	1	1
Hucho hucho Linnaeus, 1758		1				1		1	1	1
Salvelinus fontinalis Mitchill, 1814		1				1		1	1	
Salmo trutta fario Linnaeus, 1758		1				1		1	1	1
Oncorhynchus mykiss Walbaum, 1792		1				1		1	1	
Umbra krameri Walbaum, 1792	1		1			1		1	1	1
Esox lucius Linnaeus, 1758			1			1		1		1

Lota lota Linnaeus, 1758			1			1		1	1
Gambusia holbrooki Girard, 1859			1					1	
Gasterosteus aculeatus Linnaeus, 1758	1		1						
Lepomis gibbosus Linnaeus, 1758			1				1		
Micropterus salmoides La Cèpede, 1802			1		1		1	1	
Perca fluviatilis Linnaeus, 1758			1		1				1
Gymnocephalus cernuus Linnaeus, 1758				1					1
Gymnocephalus baloni Holcik et Hensel, 1974				1		1		1	1
Gymnocephalus schraetzer Linnaeus, 1758				1	1	1		1	1
Sander lucioperca Linnaeus, 1758				1				1	1
Sander volgensis Gmelin, 1788				1				1	1
Zingel zingel Linnaeus, 1758				1	1	1		1	1
Zingel streber Siebold, 1863				1	1	1		1	1
Proterorhinus marmoratus Pallas, 1814				1				1	
Neogobius fluviatilis Pallas, 1814				1				1	
Neogobius kessleri Günther, 1861				1	1	1		1	
Neogobius melanostomus Pallas, 1814				1		1		1	
Neogobius gymnotrachelus Kessler, 1857				1				1	
Neogobius syrman, Nordmann, 1840				1				1	
Perccottus glehni Dybowski, 1877			1			1			
Cottus gobio Linnaeus, 1758				1		1		1	1
Cottus poecilopus Heckel, 1837				1		1		1	1

II a. melléklet. Az egyes víztípusokra számított EQR index értékek (1-4. csoport)

1. csoport	1. Omnivor fajok relatív gyakorisága	2. Nyílt vízi fajok száma	3. Metafitikus fajok relatív gyakorisága	4. Bentikus fajok száma	5. Litofil fajok száma	6. Fitofil fajok relatív gyakorisága	7. Reofil fajok száma	8. Stagnofil fajok relatív gyakorisága	9. Specialista fajok relatív gyakorisága	10. Óshonos fajok relatív gyakorisága
Kiváló 5	25,0-40,0	≥4	0,0	≥4	≥5	0,0	≥6	0,0	≥90,0	100,0
Jó 4	10,0-24,9 v 40,1-70,0	3	0,1-2,0	3	4-3	0,1-2,0	5-4	0,1-1,5	89,9-70,0	99,9
Közepes 3	5,0-9,9 v 70,1-80,0	2	2,1-15,0	2	2	2,1-10,0	3-2	1,6-7,0	69,9-50,0	99,8-95,0
Gyenge 2	1,0-4,9 v 80,1-95,0	1	15,1-30,0	1	1	10,1-25,0	1	7,1-15,0	49,9-30,0	94,9-85,0
Rossz 1	< 1,0 v >95,0	0	>30,0	0	0	>25,0	0	>15,0	<30,0	>85,0

2. csoport	1. Omnivor fajok relatív gyakorisága	2. Nyílt vízi fajok száma	3. Metafitikus fajok relatív gyakorisága	4. Bentikus fajok száma	5. Litofil fajok száma	6. Fitofil fajok relatív gyakorisága	7. Reofil fajok száma	8. Stagnofil fajok relatív gyakorisága	9. Specialista fajok relatív gyakorisága	10. Óshonos fajok relatív gyakorisága
Kiváló 5	60,0-70,0	≥4	5,0-15,0	≥6	≥4	5,0-8,0	≥5	5,0-10,0	≥35,0	≥99,5
Jó 4	45,0-59,9 v 70,1-80,0	3	3,0-4,9 v 15,1-25,0	5-4	3	3,0-4,9 v 8,1-15,0	4-3	3,0-4,9 v 10,1-20,0	34,9-20,0	99,4-97,5
Közepes 3	30,0-44,9 v 80,1-90,0	2	1,0-2,9 v 25,1-50,0	3-2	2	1,5-2,9 v 15,1-25,0	2	1,5-2,9 v 20,1-40,0	19,9-10,0	97,4-90,0
Gyenge 2	10-29,9 v 90,1-97,0	1	0,5-0,9 v 50,1-75,0	1	1	0,5-1,4 v 25,1-50,0	1	0,5-1,4 v 40,1-60,0	9,9-5,0	89,9-65,0
Rossz 1	<10 v >97,0	0	<0,5 v >75,0	0	0	<0,5 v >50,0	0	<0,5 v >60,0	<5,0	<65,0

3. csoport	1. Omnivor fajok relatív gyakorisága	2. Nyílt vízi fajok száma	3. Metafitikus fajok relatív gyakorisága	4. Bentikus fajok száma	5. Litofil fajok száma	6. Fitofil fajok relatív gyakorisága	7. Reofil fajok száma	8. Stagnofil fajok relatív gyakorisága	9. Specialista fajok relatív gyakorisága	10. Óshonos fajok relatív gyakorisága
Kiváló 5	45,0-60,0	≥6	≤0,5	19-14	≥10	≤1,0	≥15	≤0,2	≥60,0	100,0
Jó 4	25,0-44,9 v 60,1-80,0	5-4	0,6-5,0	13-10	9-8	1,1-2,0	14-10	0,3-4,0	59,9-35,0	99,9-99,5
Közepes 3	10,0-24,9 v 80,1-90,0	3-2	5,1-15,0	9-6	7-6	2,1-5,0	9-8	4,1-10,0	34,9-20,0	99,4-95,0
Gyenge 2	2,0-9,9 v 90,1-98,0	1	15,1-30,0	5-2	5-2	5,1-15,0	7-4	10,1-20,0	19,9-10,0	94,9-80,0
Rossz 1	<2,0 v >98,0	0	>30,0	<2	<2	>15,0	<4	>20,0	<10,0	<80,0

4. csoport	1. Omnivor fajok relatív gyakorisága	2. Nyílt vízi fajok száma	3. Metafitikus fajok relatív gyakorisága	4. Bentikus fajok száma	5. Litofil fajok száma	6. Fitofil fajok relatív gyakorisága	7. Reofil fajok száma	8. Stagnofil fajok relatív gyakorisága	9. Specialista fajok relatív gyakorisága	10. Óshonos fajok relatív gyakorisága
Kiváló 5	55,0-70,0	≥6	≤5,0	20-14	≥8	1,0-2,5	≥12	≤2,5	≥35,0	100,0
Jó 4	35,0-54,9 v 70,1-85,0	5-4	5,1-15,0	13-10	7-5	0,5-0,9 v 2,6-4,0	11-8	2,6-7,5	34,9-20,0	99,9-99,0
Közepes 3	10,0-34,9 v 85,1-95,0	3-2	15,1-30,0	9-5	4-3	0,3-0,4 v 4,1-10,0	7-5	7,6-15,0	19,9-10,0	98,9-93,0
Gyenge 2	2,0-9,9 v 95,1-99,0	1	30,1-50,0	4-2	2	0,1-0,2 v 10,1-20,0	4-3	15,1-25,0	9,9-2,0	92,9-75,0
Rossz 1	<2 v >99,0	0	>50,0	<2	<2	<0,1 v >20,0	<3	>25,0	<2,0	<75,0

II b. melléklet. Az egyes víztípusokra számított EQR index értékek (5-8. csoport)

5. csoport	1. Omnivor fajok rel gyak	2. Nyílt vízi fajok száma	2,3. Metafitikus fajok rel gyak	4. Bentikus fajok száma	5. Litofil fajok száma	5,6. Fitofil fajok relatív gyakorisága	7. Reofil fajok száma	7,8. Stagnofil fajok relatív gyakorisága	9. Specialista fajok relatív gyakorisága	10. Óshonos fajok relatív gyakorisága
Kiváló 5	60,0-70,0	X	75,0-85,0	4	X	75,0-85,0	X	>65,0	≥60,0	≥97,5
Jó 4	45,0-59,9 v 70,1-80,0	X	65,0-74,9 v 85,1-90,0	3	X	65,0-74,9 v 85,1-90,0	X	64,9-55,0	59,9-45,0	97,4-95,0
Közepes 3	30,0-44,9 v 80,1-90,0	X	45,0-64,9 v 90,1-95,0	2	X	45,0-64,9 v 90,1-95,0	X	54,9-40,0	44,9-25,0	94,9-80,0
Gyenge 2	10-29,9 v 90,1-97,0	X	30,0-44,9 v 95,1-98,0	1	X	30,0-44,9 v 95,1-98,0	X	39,9-25,0	24,9-10,0	79,9-50,0
Rossz 1	<10 v >97,0	X	<30,0 v >98,0	0	X	<30,0 v >98,0	X	<25,0	<10,0	<50

6. csoport	1. Omnivor fajok relatív gyakorisága	2. Nyílt vízi fajok száma	3. Metafitikus fajok relatív gyakorisága	4. Bentikus fajok száma	5. Litofil fajok száma	6. Fitofil fajok relatív gyakorisága	7. Reofil fajok száma	8. Stagnofil fajok relatív gyakorisága	9. Specialista fajok relatív gyakorisága	10. Óshonos fajok relatív gyakorisága
Kiváló 5	60,0-75,0	4	10,0-20,0	12-10	>3	10,0-15,0	5	10,0-15,0	≥30,0	≥98,5
Jó 4	40,0-59,9 v 75,1-85,0	3	7,0-9,9 v 20,1-30,0	9-7	3	7,0-9,9 v 15,1-20,0	4-3	7,0-9,9 v 15,1-25,0	29,9-25,0	98,4-95,0
Közepes 3	25,0-39,9 v 85,1-95,0	2	3,0-6,9 v 30,1-50,0	6-4	2	3,0-6,9 v 20,1-35,0	2	3,0-6,9 v 25,1-40,0	24,9-10,0	94,9-85,0
Gyenge 2	10,0-24,9 v 95,1-99,0	1	1,0-2,9 v 50,1-65,0	3-2	1	1,0-2,9 v 35,1-50,0	1	1,0-2,9 v 40,1-60,0	9,9-2,0	84,9-60,0
Rossz 1	<10,0 v >99,0	0	<1,0 v >65,0	<2	0	<1,0 v >50,0	0	<1,0 v >60,0	<2,0	<60,0

7. csoport	1. Omnivor fajok relatív gyakorisága	2. Nyílt vízi fajok száma	3. Metafitikus fajok relatív gyakorisága	4. Bentikus fajok száma	5. Litofil fajok száma	6. Fitofil fajok relatív gyakorisága	7. Reofil fajok száma	8. Stagnofil fajok relatív gyakorisága	9. Specialista fajok relatív gyakorisága	10. Óshonos fajok relatív gyakorisága
Kiváló 5	60,0-75,0	≥5	5,0-10,0	20-14	≥5	3,0-5,0	≥8	1,5-3,0	≥25,0	≥99,8
Jó 4	40,0-59,9 v 75,1-90,0	4	3,0-4,9 v 10,1-20,0	13-9	4-3	1,5-2,9 v 5,1-10,0	7-5	1,0-1,4 v 3,1-10,0	24,9-10,0	99,7-97,5
Közepes 3	25,0-39,9 v 90,1-95,0	3-2	1,0-2,9 v 20,1-40,0	8-5	2	0,5-1,4 v 10,1-20,0	4-3	0,2-0,9 v 10,1-20,0	9,9-5,0	97,4-90,0
Gyenge 2	10,0-24,9 v 95,1-99,0	1	0,1-0,9 v 40,1-60,0	4-2	1	0,1-0,4 v 20,1-35,0	2-1	0,1 v 20,1-40,0	4,9-1,0	89,9-70,0
Rossz 1	<10,0 v >99,0	0	<0,1 v >60,0	<2	0	<0,1 v >35,0	0	0,0 v >40,0	<1,0	<70,0

8. csoport	1. Omnivor fajok relatív gyakorisága	2. Nyílt vízi fajok száma	3. Metafitikus fajok relatív gyakorisága	4. Bentikus fajok száma	5. Litofil fajok száma	6. Fitofil fajok relatív gyakorisága	7. Reofil fajok száma	8. Stagnofil fajok relatív gyakorisága	9. Specialista fajok relatív gyakorisága	10. Óshonos fajok relatív gyakorisága
Kiváló 5	50,0-65,0	≥5	5,0-10,0	29-20	≥8	3,0-5,0	≥15	1,5-2,5	≥35,0	≥97,5
Jó 4	30,0-49,9 v 65,1-80,0	4	3,0-4,9 v 10,1-20,0	19-14	7-6	1,5-2,9 v 5,1-10,0	14-10	1,0-1,4 v 2,6-10,0	34,9-25,0	97,4-90,0
Közepes 3	15,0-29,9 v 80,1-95,0	3-2	1,0-2,9 v 20,1-40,0	13-8	5-3	0,5-1,4 v 10,1-20,0	9-5	0,2-0,9 v 10,1-20,0	24,9-15,0	89,9-80,0
Gyenge 2	5,0-14,9 v 95,1-99,0	1	0,1-0,9 v 40,1-60,0	7-3	2	0,1-0,4 v 20,1-35,0	4-2	0,1 v 20,1-40,0	14,9-3,0	79,9-55,0
Rossz 1	<5,0 v >99,0	0	<0,1 v >60,0	<3	<2	<0,1 v >35,0	<2	0,0 v >40,0	<3,0	<55,0

III. melléklet. A vízfolyás víztestek minősítésének eredménye

Víztér neve	Víztest kód	EQI_{HRF} Átlag	Megbízhatóság	Adatszám
Ágói-patak	AEP259	2	1	2
Alsó-Tápió	AEP268	3	1	1
Felső-Öreg-Túr	AEP266	2	3	3
Alsó-Tápió	AEP269	2	3	2
Alsó-Válicka	AEP270	3	3	1
Által-ér	AEP273	3	3	1
Rinya	AEP288	3	3	2
Bakónaki-patak	AEP294	1	3	1
Bán-patak	AEP297	4	3	2
Csernely-patak	AEP298	3	3	4
Baranya-csatorna	AEP300	2	3	3
Kaszárnya-patak	AEP301	1	3	1
Bársonyos	AEP306	3	1	5
Batár-patak	AEP307	3	3	1
Bene-patak	AEP315	3	1	9
Bényei-patak	AEP319	3	1	1
Berettyó	AEP322	3	3	2
Bernecei-patak	AEP325	5	3	2
Bitva-patak	AEP332	4	3	1
Bodrog	AEP334	3	3	5
Bódva	AEP335	4	3	6
Bódva	AEP336	3	3	17
Boronkai-patak	AEP344	1	3	1
Bózsva-patak	AEP348	3	2	3
Bózsva-patak	AEP349	4	3	14
Nagybörzsönyi-patak	AEP350	4	3	1
Búrnót-patak	AEP355	2	3	1
Büdösgáti-víz	AEP356	3	3	2
Büdösgáti-víz	AEP357	3	3	1
Bükkös-patak	AEP359	3	3	1
Bükkösdi-víz	AEP363	2	3	2
Concó	AEP371	3	3	2
Cuhai-Bakony-ér	AEP374	3	3	5
Cuhai-Bakony-ér	AEP376	4	1	8
Cupi-patak	AEP377	3	3	1
Csaronda	AEP379	2	3	3
Csele-patak	AEP383	2	3	1
Cserenkő-patak	AEP386	5	3	2
Császár-ér	AEP387	3	3	1

Cserta	AEP388	3	3	4
Cserta	AEP389	1	3	2
Csincse	AEP392	2	1	5
Csincse	AEP393	2	3	5
Csörgős-patak	AEP402	3	3	3
Csukás-éri-főcsatorna	AEP407	1	2	1
Dera-patak	AEP418	2	3	1
Dera-patak	AEP419	2	3	1
Derék-patak	AEP420	3	3	2
Deseda-patak	AEP421	1	3	2
Dobroda	AEP425	4	3	2
Zsdála-patak	AEP428	3	3	1
Dong-éri-főcsatorna	AEP431	2	3	5
Dögös-Kákafoki-csatorna	AEP435	3	3	1
Malom-patak	AEP436	4	3	1
Dráva	AEP438	4	3	19
Dráva	AEP439	3	3	10
Dunavölgyi-főcsatorna	AEP441	2	3	9
Duna	AEP443	3	3	12
Duna	AEP444	3	3	22
Duna	AEP445	3	3	8
Duna	AEP446	3	3	2
Eger-patak	AEP449	3	3	2
Eger-patak	AEP450	4	3	3
Eger-víz	AEP451	2	3	5
Eger-víz	AEP452	2	3	1
Tápió	AEP458	3	1	7
Felső-Tápió	AEP481	2	1	2
Élővíz-csatorna	AEP459	2	3	4
Élővíz-főcsatorna	AEP460	2	2	1
Ér-főcsatorna	AEP462	3	3	3
Északi-csatorna	AEP466	3	2	1
Fehér-Körös	AEP471	3	2	2
Fekete-Körös	AEP475	3	2	4
Fekete-víz	AEP478	3	3	4
Félegyházai-vízfolyás	AEP479	1	2	1
Felső-Váliccka	AEP482	3	3	4
Fényes-patak	AEP487	1	3	1
Ferenc-csatorna	AEP490	3	3	2
Foglár-csatorna	AEP491	2	3	2
Nagyéri-főcsatorna	AEP497	4	2	2

Gaja-patak	AEP500	1	3	1
Galga	AEP502	4	3	2
Galga	AEP503	3	3	4
Galga	AEP504	2	3	3
Gerje	AEP515	2	3	5
Gordisai-csatorna	AEP523	3	2	1
Gőgő-Szenke	AEP525	1	3	1
Gönci-patak	AEP526	4	2	2
Gönci-patak	AEP527	5	3	2
Gyepes-csatorna	AEP532	2	3	2
Gyöngyös-patak	AEP533	2	3	2
Gyöngyös-patak	AEP538	4	3	1
Gyöngyös	AEP539	3	3	3
Gyöngyös-patak	AEP540	4	3	3
Gyöngyös-patak	AEP541	3	3	8
Hajagos-patak	AEP554	3	3	1
Hajta-patak	AEP557	1	3	2
Halsok-árok	AEP558	3	3	1
Hangony-patak	AEP561	3	3	1
Hanság-főcsatorna	AEP563	3	3	1
Hanyi-ér	AEP564	2	3	6
Hármas-Körös	AEP567	3	3	5
Hejő	AEP572	3	3	11
Petri-Hejő	AEP573	3	3	5
Hejő-Szarda-övcatorna	AEP574	3	1	5
Hotyka-patak	AEP576	2	3	1
Hernád	AEP579	3	3	4
Hernád	AEP580	4	3	13
Hór-patak	AEP593	1	1	1
Holt-Sebes-Körös	AEP589	1	3	1
Hortobágy-Berettyó	AEP594	3	3	13
Hortobágy-folyó	AEP595	3	3	4
Kösely-vízfolyás	AEP596	2	3	1
Hortobágy-folyó	AEP597	2	3	1
Határéri-főcsatorna	AEP599	2	3	2
I. sz. Övcatorna	AEP605	3	3	2
III-as sz. Övcatorna	AEP608	3	2	1
Ikva	AEP611	1	3	1
Ipoly	AEP614	3	3	19
Gally-árok	AEP617	4	3	1
Jamai-patak	AEP618	1	2	1

Jamai-patak	AEP619	2	2	1
Jászsági-főcsatorna	AEP620	3	3	2
Jósva-patak	AEP621	4	3	9
Kácsi-patak	AEP622	3	1	4
Kakat-ér	AEP624	3	3	3
Kálló-főcsatorna	AEP625	3	3	3
Kánya-patak	AEP629	2	1	1
Kapos	AEP631	2	3	8
Kapos	AEP632	2	3	6
Kapos	AEP633	2	2	2
Karastica	AEP636	3	3	4
Karastica	AEP637	1	1	1
Károlyi-folyás	AEP641	2	3	1
Derecskei-Kálló	AEP643	2	3	3
Kebele	AEP645	3	2	1
Szentgyörgyvölgyi-patak	AEP646	3	2	3
Keleméri-patak	AEP649	4	2	2
Keleti-főcsatorna	AEP650	3	3	32
Keleti-főcsatorna	AEP651	2	2	2
Kemence-patak	AEP653	5	3	2
Kemence-patak	AEP654	5	1	2
Kemence-patak	AEP655	5	3	3
Kenyérmezei-patak	AEP657	3	3	1
Kerca	AEP659	4	3	1
Kerka	AEP661	3	3	12
Viszlói-patak	AEP665	1	3	1
Viszlói-patak	AEP667	3	3	1
Kettős-Körös	AEP668	3	3	1
Bélus-patak	AEP676	3	3	1
Kis-Körös	AEP679	3	3	28
Kis-Zagyva	AEP684	4	3	3
Zala	AEP686	2	3	1
Kiskomáromi-csatorna	AEP687	2	3	3
Kiskomáromi-csatorna	AEP688	3	3	1
Kiskunsági-főcsatorna	AEP690	3	3	2
Koppány	AEP703	2	3	5
Korcsina-főcsatorna	AEP705	2	3	1
Korhány-csatorna	AEP706	2	3	3
Koroknai-vízfolyás	AEP708	3	3	1
Körös-ér	AEP719	2	3	1
Körös-éri-főcsatorna	AEP720	2	2	5

Kösely	AEP722	2	3	2
Kővágó-éri-csatorna	AEP723	3	3	2
Kövecses-patak	AEP725	3	3	2
Gerje-Perje	AEP728	2	1	1
Kraszna	AEP729	3	1	3
Kulcsár-völgyi-patak	AEP730	2	1	6
Kurca-csatorna	AEP731	3	2	1
Ölyvös-ér	AEP733	3	3	4
Kutas-főcsatorna	AEP734	2	3	1
Külső-Mérges-patak	AEP735	3	3	1
Lajta	AEP739	3	3	3
Kis-Kraszna	AEP746	1	1	1
Lapincs	AEP748	3	3	1
Laskó	AEP749	3	1	1
Laskó	AEP750	3	3	6
Laskó	AEP751	4	1	2
Lendva	AEP755	2	2	1
Lesence	AEP757	1	2	1
Lesence	AEP758	3	2	1
Lókos-patak	AEP765	4	3	2
Marcal	AEP777	3	3	1
Máriapócsi-főfolyás	AEP780	2	3	1
Maros	AEP783	4	3	6
Maros	AEP784	4	3	4
Marótvölgyi-csatorna	AEP785	3	3	10
Marótvölgyi-vízfolyás	AEP786	2	3	2
Ménes-patak	AEP798	3	3	1
Millér-főcsatorna	AEP804	4	2	1
Mosoni-Duna	AEP810	3	3	2
Mosoni-Duna	AEP811	3	3	2
Mosoni-Duna	AEP812	3	3	2
Mura	AEP816	4	2	10
Nádas-patak	AEP818	2	3	1
Nádor-csatorna	AEP820	1	3	1
Konyári-Kálló	AEP821	1	2	1
Konyári-Kálló	AEP822	2	2	4
Pándzsa	AEP823	1	3	1
Nagytóti-Toprongyos-csatorna	AEP837	2	2	2
Nagyvölgyi-árok	AEP840	3	3	1
Balatonedericsi-patak	AEP842	2	3	1
Nyugati-főcsatorna	AEP849	3	3	29

Nyugati-övcSATORNA	AEP850	2	3	1
Orci-patak	AEP854	2	3	1
Orfői-patak	AEP855	1	3	1
Garabonci-malomárok	AEP857	2	1	1
Parádi-Tarna	AEP873	4	1	2
Parádi-Tarna	AEP874	3	1	3
Pécsi-víz	AEP875	3	3	1
Pécsi-víz	AEP876	4	3	1
Penészleki I-csatorna	AEP880	2	3	1
Perje	AEP883	2	1	3
Pilis-Piricsei vízfolyás	AEP885	2	3	1
Pinka	AEP887	3	3	1
Pinka	AEP888	3	3	1
Pogányvölgyi-vízfolyás	AEP889	2	3	1
Pogányvölgyi-víz	AEP890	2	3	2
Principális csatorna	AEP896	3	2	2
Principális-catorna	AEP897	2	2	2
Rába	AEP898	4	2	4
Rába	AEP899	4	2	7
Rába	AEP900	3	2	14
Rába	AEP901	4	2	4
Rába	AEP902	4	2	4
Rába	AEP903	4	2	3
Rábca	AEP904	3	3	2
Rakaca-patak	AEP907	3	3	4
Rakaca	AEP908	2	2	3
Rákos-patak	AEP909	2	3	3
Rédei-Nagy-patak	AEP912	3	1	3
Fekete-víz	AEP914	3	3	1
Répcse	AEP919	4	3	2
Rima	AEP927	3	1	6
Ronyva	AEP928	3	3	3
Sajó	AEP931	4	3	4
Sajó	AEP932	4	3	12
Sár-Éger-csatorna	AEP936	3	2	1
Sári-csatorna	AEP940	1	3	1
Füredkócsi lecsapolócsat.	AEP942	2	3	2
Compós-csatorna	AEP944	3	2	5
Maloméri (Sárközi III.) főcsatorna	AEP945	2	2	2
Sárréti-főcsatorna	AEP949	3	3	1

Sárvíz	AEP951	3	3	1
Sas-patak	AEP952	4	3	4
Sebes-Körös	AEP953	4	2	6
Sió	AEP959	2	3	1
Szamos	AEP971	4	3	26
Szaplányosi-határárok	AEP972	2	2	1
Széksóstói-főcsatorna	AEP985	2	2	2
Szélvíz	AEP989	2	3	1
Szentjakabi-patak	AEP998	4	3	2
Szentmihályfai-patak	AEQ003	4	3	1
Széplaki-patak	AEQ004	4	3	2
Szerdahelyi-patak	AEQ005	4	3	1
Szévíz	AEQ008	2	3	1
Szévíz	AEQ009	2	3	1
Szávai-csatorna	AEQ010	3	3	3
Szilas-patak	AEQ012	2	3	1
Szinva-patak	AEQ013	4	3	1
Szipa-főcsatorna	AEQ015	1	3	1
Szivárgó-csatorna	AEQ016	4	3	1
Szócei-patak	AEQ018	2	3	2
Szód-Rákos-patak	AEQ020	4	3	1
Zsunyi-patak	AEQ024	4	3	4
Szuha	AEQ025	4	3	4
Szuha	AEQ026	4	3	2
Szuha-patak	AEQ027	4	1	1
Szuha-patak	AEQ028	3	3	1
Takta	AEQ029	3	3	3
Takta	AEQ030	1	1	2
Taktaközi-öntöző-főcsatorna	AEQ031	1	1	1
Tapolca-patak	AEQ032	2	3	2
Taranyi-Rinya	AEQ034	2	3	1
Taranyi-Rinya	AEQ035	3	3	1
Tardona-patak	AEQ036	1	3	1
Tarján-patak	AEQ037	2	3	2
Tarna	AEQ039	3	3	15
Tarna	AEQ040	3	3	25
Tarna	AEQ041	3	3	2
Tarnóca-patak	AEQ043	3	3	5
Tekeres-Berki-patak	AEQ046	1	2	1
Telekes-patak	AEQ047	2	2	1
Tetves-patak	AEQ052	2	3	1

Tetves-patak	AEQ053	2	3	2
Tisza	AEQ054	4	3	27
Tisza	AEQ055	4	3	15
Tisza	AEQ056	3	3	17
Tisza	AEQ057	4	3	40
Tisza	AEQ058	3	3	22
Tisza	AEQ059	3	3	22
Tisza	AEQ060	3	3	39
Tiszafüredi öntöző-főcsatorna	AEQ063	3	1	3
Tóció-patak	AEQ067	1	3	1
Tóció-patak	AEQ068	1	3	1
Tolcsva-patak	AEQ071	4	3	4
Tolcsva-patak	AEQ072	4	2	2
Török-patak	AEQ076	4	3	2
Török-éri-főcsatorna	AEQ078	2	2	2
Öreg-Túr	AEQ080	3	3	14
Túr	AEQ082	3	3	2
Túr	AEQ083	3	3	6
Unyi-patak	AEQ084	3	3	1
Sós-éri (V.) csatorna	AEQ087	2	2	1
Vadász-patak	AEQ088	3	1	4
Vajai III. főfolyás	AEQ091	1	3	1
Váli víz	AEQ092	2	3	1
Vasonca-patak	AEQ100	4	3	1
Vázsonyi -séd	AEQ101	3	3	1
Paphalmi-főcsatorna	AEQ105	2	2	1
Veszprémi-Séd	AEQ108	1	3	1
Szólóalja VI-os csatorna	AEQ110	3	2	1
Büdöstói-csatorna	AEQ112	3	2	1
Villongó-ér	AEQ118	2	3	2
XX. Csatorna	AEQ130	2	2	1
XXI. Csatorna	AEQ131	3	2	1
Baracsi (XXIII.) csatorna	AEQ132	4	2	2
Zagyva	AEQ137	3	3	7
Zagyva	AEQ139	3	3	22
Zagyva	AEQ140	3	3	2
Zala-Somogy Határárok	AEQ141	3	3	10
Zala-Somogy Határárok	AEQ143	1	3	1
Zala	AEQ144	4	3	1
Zala	AEQ146	3	3	8
Zala	AEQ147	2	3	3

Nádor-csatorna	AIL656	2	3	1
Ráckevei (Soroksári Duna)	AIQ014	2	3	7
Sámson-Apátfalvi Szárazér-csatorna	AIQ081	2	3	1
Tisza	AIW389	3	3	22

IV. melléklet. Az állóvíz víztestek minősítésének eredménye

Vízter neve	Víztest kód	Minősítés	Megbízhatóság
Atkai Holt-Tisza	AIH047	közepes	1
Balaton	AIH049	közepes	1
Cserőközi-Holt-Tisza	AIH056	rossz	1
Cibakházi-Holt-Tisza	AIH053	közepes	1
Egyeki Holt-Tisza	AIQ005	megfelelő	1
Faddi-Holt-Duna	AIH066	közepes	1
Fertő tó	AIH070	közepes	1
Gyalai-Holt-Tisza	AIH075	rossz	1
Turtói-Holt-Körös	AIH077	közepes	1
Holt-Sebes-Körös	AEP589	vízfolyásként értékelve	1
Kelebiai halastavak	AIH085	nem minősíthető	1
Kis-Balaton	AIQ006	közepes	1
Kis-Balaton	AIQ007	közepes	1
Kolon-tó	AIH092	megfelelő	1
Lipóti morotva-tó	AIH098	közepes	1
Madarász-tó	AIH101	nem minősíthető	1
Mátravidéki -Erőmű-tó	AIQ993	nem minősíthető	1
Nagy-Széksóstó	AIH107	rossz	1
Ősze-szék	AIH113	rossz	1
Pötrétei tőzgebányatavak	AIH011	közepes	1
Szelidi-tó	AIH128	közepes	1
Tiszadobi-Holt-Tisza	AIH130	közepes	1
Tiszaluci-Holt-Tisza	AIH132	közepes	1
Tisza-tó Poroszlói-medence	AIQ956	közepes	1
Tisza-tó Valki-medence	AIQ958	közepes	1
Tisza-tó Sarudi-medence	AIQ957	közepes	1
Tisza-tó Abádszalóki-medence	AIQ955	közepes	1
Tolnai-Holt-Duna	AIH136	rossz	1
Tunyogmatolcsi-Holt-Szamos	AIH137	közepes	1
Urbéres-Kaszálói-anyaggödör	AIH026	közepes	1
Velencei tó	AIQ959	közepes	1
Velencei tó	AIQ960	közepes	1