

Környezeti vízigények meghatározásának operatív módszertana

Chappon Máté¹, Szalay Miklós†², Janák Emil², Szilágyi Ferenc², Bene Katalin¹

¹ Víz tudományi és Vízbiztonsági Nemzeti Laboratórium, Széchenyi István Egyetem, Közlekedésépítési- és Vízmérnöki Tanszék/Víz-gazdálkodási Kutatócsoport, 9026 Győr, Egyetem tér 1. (email: chappon.mate@sze.hu)

² VTK Innosystem Kft. 1117 Budapest, Prielle Kornélia u. 47-49.

DOI: 10.59258/hk.20604



Kivonat

A Víz tudományi és Vízbiztonsági Nemzeti Laboratórium Projekt (RRF-2.3.1-21-2022-00008) 6C alprojektje keretében jelenleg is folyamatban levő feladatunk a felszíni vizekre vonatkozó ökológiai vízigények meghatározási módszertanának felülvizsgálata. E tanulmányban az eddigi eredményeinket mutatjuk be.

Az ökológiai vízigény jogszerű alkalmazása az operatív vízkészlet-gazdálkodás területén napjaink alapvető feladatává válik, ugyanakkor a klímaváltozás hatásainak csökkentése, és az azokhoz történő alkalmazkodás keretében egy folyamatosan felülvizsgálandó feladatot is jelent a vízkészlet-gazdálkodók számára. Fontos egy konszenzusos módszertan elfogadása, hogy az ökológiai vízigényre a vízkészlet-gazdálkodás keretében ne csak, mint korlátozó tényezőre tekintünk, hanem úgy is, mint egy olyan fontos vízhasználatra, amely hozzájárul a vizeink jó állapotának eléréséhez, vagy megtartásához, a természetes élővilág fennmaradásához és ezen keresztül a fenntartható és méltányos vízhasználatokhoz is elegendő és jó minőségű vízkészletet biztosít.

A fontosabb fogalmak használatára nemzetközi szakirodalmi áttekintést követően adunk javaslatot. Javasoljuk a környezeti vízigény (environmental flow) fogalmának a bevezetését, amely lehetővé teszi az integrált vízgazdálkodás keretében az élőlénygyűttek szükségleteit leíró ökológiai vízigény és a társadalom vízigényének konszenzusos összehangolását.

A környezeti vízigény meghatározására első lépésben egyszerű, standardizálható, hidrológiai módszertant javasolunk. A módszertan újdonságát adó lényegi eleme, hogy havi bontásban, a vízfolyás vízgyűjtőjének méretétől függően kerül meghatározásra a minimum ökológiai lefolyás értéke és szintén havi bontásban kell meghatározni a 80%-os tartósságú természetes vízkészlet értékét is. A kettő különbözetként számítható hasznosítható vízkészlet pedig a társadalom számára maximálisan hasznosítható vízkészletet – azaz egy-fajta felső korlátot – jelentene. Ez biztosítaná, hogy az így kialakuló – vízhasználatok által befolyásolt – tehát az ökoszisztéma számára ténylegesen rendelkezésre álló lefolyás követné az adott évben megjelenő természetes vízjárás dinamikáját, ugyanakkor lehetővé tenné a vízkészletek hatékonyabb hasznosítását is.

A környezeti vízigény fogalmához igazodva a leírt hidrológiai módszerrel meghatározott ökológiai vízigények egy első közelítést adják a természetes ökoszisztéma fennmaradásához szükséges valós vízállapotoknak. A természet megőrzése érdekében az ökológiai vízigény így kiszámított konkrét értékei felülvizsgálhatók a vízfolyás hidromorfológiai paramétereinek és a biológiai elemek igényeinek figyelembevételével. Szükség esetén – például adathiányos vízgyűjtőkön, védett természeti értékek és/vagy fokozott társadalmi vízhasználati igények mellett – az ökológiai vízigény holisztikus meghatározási módszertan alapján, a társadalmi szereplők által kötött kompromisszum szerint módosítható.

Kulcsszavak

Integrált vízgazdálkodás, operatív vízgazdálkodás, hasznosítható vízkészlet, ökológiai vízigény, környezeti vízigény.

Operational methodology for determining environmental flow

Summary

As part of Subproject 6C of the National Laboratory for Water Science and Water Security Project (RRF-2.3.1-21-2022-00008), we are currently reviewing the methodology for determining ecological water demands related to surface waters. This study presents our findings to date.

The lawful application of ecological water demand in the field of operational water management has become a fundamental task. At the same time, in the context of mitigating and adapting to the impacts of climate change, it represents a continuously revisable responsibility for water resource managers. It is crucial to adopt a consensus-based methodology so that ecological water demand is not viewed merely as a limiting factor within water resources management, but rather as an essential water use that contributes to achieving or maintaining good water status, the survival of natural ecosystems, and, through this, the availability of sufficient and high-quality water resources for sustainable and equitable water uses.

Following a review of the international literature, we provide recommendations on the use of key terms. We propose to adopt the concept of environmental flow requirements, which enables the reconciliation of the ecological water demands – describing the needs of aquatic ecosystems – with the water demands of society within the framework of integrated water resources management.

As a first step in defining environmental flow requirements, we recommend a simple, standardizable hydrological methodology. The key innovative element of this methodology is that the minimum ecological flow value is determined on a monthly basis, depending on the size of the river basin. Similarly, the value of the natural water resource with 80% exceedance probability must also be calculated monthly. The difference between these two values represents the utilizable water resources, i.e., the maximum water quantity available

for use by society – effectively defining an upper limit. This would ensure that the actual runoff available to ecosystems – shaped by water uses follows the natural flow dynamics of a given year, while also enabling more efficient utilization of water resources.

In line with the concept of environmental flow requirements, the ecological water demand values determined using this hydrological method provide a first approximation of the real water conditions necessary for the survival of natural ecosystems. In order to conserve nature, the specific ecological water demand values calculated in this way can be reviewed considering the hydromorphological parameters of the watercourse and the needs of biological elements. If necessary – for example, in data-deficient catchments, or in the presence of protected natural values and/or increased societal water demand – the ecological water demand may be modified based on a holistic assessment methodology, reflecting compromises agreed upon by societal stakeholders.

Keywords

Integrated water resources management, operational water management, utilizable water resources, ecological flow, environmental flow.

BEVEZETÉS

A Víz tudományi és Vízbiztonsági Nemzeti Laboratórium (VVNL; projektszám: RRF-2.3.1-21-2022-00008) Projekt 6C alprojektben belül kijelölt – jelenleg is folyamatban levő – feladatot: „**az operatív vízgazdálkodás területén az ökológiai vízigények meghatározásának metodikai felülvizsgálatát**” a projekt alábbi, tágabb célkitűzéseivel kellett összhangba hozni:

„Magyarországon már ma is versengés alakult ki a vízkészletekért, ezért rugalmasabb vízkészlet-gazdálkodásra van szükség mind az operatív feladatok végrehajtása során, mind a hatósági engedélyezéskor. A vízhasználatok és egyéb terhelések hatásai miatt a Víz Keretirányelv (VKI) szempontrendszerének megfelelő olyan komplex és integrált vízgyűjtő-gazdálkodási tervezés szükséges, amely figyelembe veszi a térben és időben változó környezeti, gazdasági és társadalmi folyamatokat. A VVNL alprojektjei közvetve, vagy közvetlenül hozzájárulnak a VKI azon általános célkitűzéséhez, hogy a víztestek jó állapota biztosítva legyen, illetve a vizek fenntartható használata, a vízgazdálkodási feladatok fenntartható fejlődést támogató gyakorlata alakuljon ki, amely rövid, közép és hosszú távon teremti meg a fenntartható fejlődés vízkészlet oldalról szükséges alapjait.”

Szükségesnek láttuk tisztázni, hogy az integrált vízgazdálkodás (IVG), illetve vízgyűjtő-gazdálkodás a VKI célkitűzései (WFD 2000) elérésének az eszköze, vagy azon túlmutat? Ehhez irányadónak Ijjas (2019) munkáját vettük.

„A Víz Keretirányelv a vizek jó állapotba hozásának és a jó állapot megőrzésének fontos eszköze, [...] ugyanakkor az integrált vízgazdálkodás többet jelent, mint a Víz Keretirányelv alkalmazása. A Víz Keretirányelv nem foglalkozik a gazdasági fejlődés vízigényeinek kielégítésével, a különböző szektorok vízpolitikai célkitűzéseinek az összehangolásával, a vízgazdálkodás továbbfejlesztésének igényével, a különböző vízpolitikai célok összeegyeztetésével, és azaz, hogyan használják a vízkészleteket a gazdaság inputjaként, a társadalmi haszon maximalizálása érdekében. Ezek a Víz Keretirányelvnek nem is a feladatai! Az azonban nagy probléma, és súlyos gondokat okozhat a vízgazdálkodásban, ha azt hiszik, hogy igen! A VKI előírásainak nagyon fontos szerepe van a környezeti, valamint a gazdasági és szociális politikák, tervek összehangolásában, a konfliktusok feloldásában. Így a VKI az integrált vízgazdálkodás egyik legfontosabb eszköze” (Ijjas 2019).

Tehát az IVG adja a tágabb fogalmi keretet, amelyben az elsődlegesen vízvédelmet szem előtt tartó VKI céljai elérhetőek. Ma már az integrált vízgazdálkodás fogalmát a

világ legtöbb országában és fórumán a Global Water Partnership (GWP 2003) meghatározása alapján az alábbiak szerint értelmezik:

„Az Integrált Vízgazdálkodás egy olyan folyamat, amely elősegíti a vízzel, a tájjal és a kapcsolódó erőforrásokkal történő gazdálkodás összehangolt fejlesztését és irányítását annak érdekében, hogy a gazdasági és társadalmi jólétet a lehető legnagyobb mértékben és méltányos módon lehessen elérni, anélkül, hogy veszélyeztetnénk az alapvető ökoszisztémák fenntarthatóságát.”

Ezt a definíciót alapvető keretként fogadtuk el az ökológiai vízigények módszertanának felülvizsgálata során is.

A szakirodalomban esetenként összemossódik az integrált vízgazdálkodás (IWM, vagy IVG) és az integrált vízkészlet-gazdálkodás (IWRM, vagy IVKG) fogalma, de fontos, hogy az alábbiak szerint különbséget tegyünk közöttük:

Integrált vízgazdálkodás: Átfogóbb keret, amely hosszú távú stratégiákon alapul, illetve azokat megalapozza, és szélesebb értelemben foglalkozik a vízhasználat, vízkárelhárítás, a fenntarthatósággal és a különböző érintettek (mezőgazdaság, ipar, lakosság, természet) igényei közötti egyensúly megteremtésével. Az integrált vízgazdálkodás fő célja, hogy a vízhasználatot koordinálja, de kevésbé operatív és inkább stratégiai szintű döntéseket jelent.

Integrált vízkészlet-gazdálkodás: egy operatívabb, gyakorlati tevékenység, hiszen az a vízkészletek valós időben történő kezelésére összpontosít, különösen kritikus helyzetekben, például aszály vagy árvizek esetén. Ez jól illeszkedik az operatív vízkészlet-gazdálkodás koncepciójához, amely ilyen szélsőséges esetekben valóban azonnali beavatkozásokat követelhet meg, akár a vízfelhasználási jogok ideiglenes korlátozása árán is, annak érdekében, hogy a vízkészleteket a legfontosabb célokra tartalékolják (pl. ivóvíz vagy az ökoszisztémák megóvása).

Jelen munka nehézségét az adja, hogy az ökológiai vízigények meghatározása kapcsán egy olyan stratégiai (integrált vízgazdálkodási) kérdésben kell javaslatot tenni, amely egyben az integrált vízkészlet-gazdálkodásban meghozandó operatív döntéseket kell, hogy közvetlenül támogassa.

Ezidáig nem volt módunk foglalkozni a felszín alatti vizektől függő ökoszisztémák ökológiai vízigényével, valamint az állóvizek ökológiai vízigényével. Továbbá jelen tanulmány nem foglalkozik közvetlenül sem ökológiai, sem társadalmi hasznokkal, vagy a természetes állapotba történő esetleges visszatérés megteremtésének gazdasági

számításaival. Ezeknek a kérdéseknek az alapjait az Integrált Vízgazdálkodás/Vízgyűjtő-gazdálkodás stratégiai tervezése keretében szükséges lefektetni.

Jelen tanulmány egy tetszőleges VKI (WFD 2000) szerinti vízfolyás víztestre vonatkozóan a társadalom által elfogadott ökológiai célkitűzések eléréséhez szükséges, éven belül differenciált hidrológiai jellemzők meghatározásának módszertanát mutatja be.

Első körben szükség volt a szakirodalomban és a jogszabályokban gyakran hiányosan, vagy ellentmondásosan használt fogalmak tisztázására, a jelenlegi helyzet felmérésére, és a témával kapcsolatos koherens és a gyakorlatban is alkalmazható fogalomtárra. A munka eredményeként javasolt fogalmi definíciókat alább foglaltuk össze.

SZAKIRODALMI ÉS JOGSZABÁLYI HÁTTÉR

Fogalmak tisztázása

Korábban alapvetően két nézet ütközött egymással, a vízügyi és az ökológiai szemlélet. A kettő között nem nagyon volt átjárás. Az ökológiai szemlélet az ökoszisztéma érdekeit helyezte előtérbe, míg a vízügyi szemlélet az emberi társadalom igényeit vette elsősorban figyelembe. Az sem volt világos, hogy a mennyiség mellett a minőséget mennyire és hogyan kell figyelembe venni. Az ellentmondásosság kimutatható volt a jogi szabályozásban is, és ezen a VKI sem sokat segített, sőt, bizonyos mértékig – a jogszabályi jellegénél fogva – növelte a zűrzavart. Az alábbiakban néhány alapvető fogalom meghatározásának tisztázása következik mely során igyekeztünk a különböző szakterületek definícióinak szintézisét megtalálni.

Vízkiadás

Az OVF (2013) fogalomtára szerint a vízkészlet:

1. *Meghatározott térrészből adott időpontban vagy adott tartóssággal, illetve valószínűséggel kifolyó vízhozam m^3/s mértékegységben, illetve*
2. *Meghatározott térrészben, adott időpontban található vízmennyiség, m^3 mértékegységben*

Dévai és társai (1998a) szerint: „A vízkészlet egy topográfiai egységhez (pl. víztérhez, vízgyűjtő területhez) kötött, időben változó (dinamikus) vízgazdálkodási sajátosság, ami az adott helyen és az adott időben rendelkezésre álló vízmennyiséggel jellemezhető. Ez egy olyan adottság, amelyet a vízigények kielégítésénél a legtágabb keretként kell értelmezni és elfogadni (beleértve a természetes adottságoknak a lehetőségek és a szükségletek szerinti mesterséges bővítését is).”

Utóbbi fogalmat – a téma szempontjából elfogadtuk: ökoszisztéma centrikus, utal a vízkészletek időben változó, dinamikus jellegére és magában foglalja azt is, hogy a vízkészlet nemcsak az ökológiai, de a társadalmi vízigény kielégítésének is keretfeltétele, valamint számol a vízkészlet antropogén megváltoztatásának lehetőségével is egy adott területen (pl. vízátervezés).

Vízigény

A vízigény a következőképpen definiált az OVF fogalomtárában: „A fogyasztók adott helyre és időszakra vonatkozó, vízfelhasználatra irányuló szándéka” (OVF 2013).

A vízigény általános megfogalmazása szintén Dévai és Aradi (1998) nevéhez fűződik a következők szerint: „A vízigény a különböző típusú vízhasználatok során a vízkészletek meghatározott részét érintő szükséglet, ill. erre vonatkozó szándék vagy követelés.”

Ebben az általános megfogalmazásban is jól láthatóan elkülönül az élőlények vízigénye, mint szükséglet, amibe beleértjük az ember, mint biológiai lény, fiziológiai vízigényét is, valamint a társadalom vízigénye, amely az emberiség fiziológiai szükségletein túlmutató célok kielégítéséhez szükséges vízigény.

Ökológiai vízigény

Az ökológiai vízigény fogalmát egyfelől definiálhatjuk általános érvennyel (a), másrészt pedig a vízkészlet-gazdálkodás szempontjából úgy, mint a társadalmi vízigény számára rendelkezésre álló, hasznosítható vízkészletek meghatározásakor figyelembe veendő lekötött készletet. (b).

a) Ökológiai vízigény általános

Az ökológiai vízigényt Dévai és társai (1998b) és Dévai és Aradi (1998) a következőképpen definiálták: „Az ökológiai vízigény az a vízmennyiség és vízminőség, ami valamely földrajzi térség valamennyi adottságához alkalmazkodott élővilág alapvető létfeltételeit korlátozás nélkül biztosítja, azaz a rá jellemző szerkezeti (strukturális) és működési (funkcionális) sajátosságok szabályszerű és folyamatos fenntartásához szükséges”.

Ebben implicit módon benne van az ökológiai vízigény időbeni (pl. éven belüli) dinamikus változása is, hiszen a természetes ökoszisztéma vízigénye nem jellemezhető egy időben állandó vízmennyiséggel.

b) Ökológiai vízigény a vízkészlet-gazdálkodásban

A vízkészlet-gazdálkodás szempontjából az ökológiai vízigény írja le azon korlátok összességét, amely a rendelkezésre álló természetes vízkészletek vízkivétellel történő elvonását limitálja, feltételezve, hogy az így visszamaradó („mederben maradó”) vízkészletek az ökoszisztéma fenntartását biztosítják. E megfontolás mögött az a feltételezés is meghúzódik, hogy az ilyen módon védelmet élvező felszíni vízhez kötődő ökoszisztéma meglétének társadalmi haszna (ökoszisztéma-szolgáltatásainak összértéke) nagyobb, mint a további vízkivételekkel esetlegesen elérhető társadalmi és gazdasági hasznok összege lenne.

Minimum ökológiai lefolyás:

A hagyományos és legelterjedtebben alkalmazott ilyen korlátozás a minimum ökológiai lefolyás, amely megadja azt a minimális vízhozam értéket, amelyet a vízfolyás medréből mesterséges beavatkozással eltávolítani nem szabad. Amennyiben a vízfolyás természetes vízhozama annyira lecsökken, hogy a társadalmi igények kielégítése után a mederben visszamaradó vízhozam a minimum ökológiai lefolyás értéke alá csökkenne, úgy vízkorlátozást (a vízigények kielégítésének átmeneti korlátozását) kell alkalmazni.

Társadalmi vízigény

Az emberi társadalom vízigényének azon részét értjük ide, amely az emberiség fiziológiai szükségletein túlmutató célok kielégítéséhez szükséges. Ezek elkülönítése a fi-

ziológiai vízigénytől nem mindig egyértelműen definiálható, hiszen adott területen, illetve éghajlati körülmények mellett az emberiség számára szükséges ivóvíz biztosítása mellett a tápanyag előállítása öntözéssel, állatok itatásával, halastavak feltöltésével járhat. Ez a túlnépesedés, a túlfogyasztás és az általános fogyasztási szokások (pl. állati alapú fehérjék túlsúlya a tápanyagbevitelben) kérdéseire vezet, mely túlmutat jelen tanulmány keretein.

Jelen tanulmányban, a felszíni vizek ökológiai vízigényének meghatározásához kapcsolódóan a társadalmi vízigényt úgy definiáljuk, mint az a vízhozam, vagy hosszabb időegységre vonatkozó vízmennyiség, amelyet a vízhasználó a felszíni vízkészletből kivenni szándékozik és elhasznál, vagy időben később vagy térben máshol vezet vissza.

A mederbeli vízhasználat esetén a mederben rendelkezésre álló vízhozamként vagy víztérfogatként elvárt vízmennyiség egyben a vízi ökoszisztéma számára is hozzáférhető marad így ezzel külön nem foglalkozunk.

Environmental-flow – Környezeti vízigény

Az environmental flow definícióját 2007-ben a Brisbane-i Nyilatkozatban az alábbiak szerint fogalmazták meg (*Brisbane Declaration 2007*):

„Az environmental flow (környezeti vízigény) a vízáramlás elvárt mennyiségét, időzítését és vízminőségét jellemzi, amely szükséges az édesvízi és a torkolati ökoszisztémák, valamint az ezekre épülő emberi megélhetés és jólét fenntartásához.”

Fontos leszögezni, hogy az „environmental flow” célja az egészséges és fenntartható ökoszisztémák nyújtotta társadalmi-gazdasági lehetőségek maximalizálása, valamint a sérülékeny vízkészletekkel kapcsolatos kockázatok csökkentése.

A környezeti vízigény fogalmának bevezetése:

Az „environmental flow” magyar megfelelőjére a Brisbane-i Nyilatkozat definíciója alapján a *környezeti vízigény* fogalmának bevezetését javasoljuk, mely tartalmazza az alábbi megfontolásokat:

- A környezeti vízigény az ökoszisztéma és a társadalom vízigényének konszenzusos, alulról építkező módon történő összehangolása a meglévő, (1) jellemző vízkészletekkel (stratégiai döntés) és (2) pillanatnyi vízkészletekkel (operatív döntés).
- A környezeti vízigény magába foglalja a medermorfológia jellemzési lehetőségét, beleértve a parti sávot, az árteret (hullámtér) és a horizontális és longitudinális kapcsolatokat a víztéren belül, illetve a víztől függő szárazföldi ökoszisztémák felé.
- A környezeti vízigény tartalmazza a vízmennyiség (eloszlás, dinamika stb.), a hidrodinamikai jellemzők, a vízminőség, és a vízi élőlény együttesek igényeinek és tűréshatárainak figyelembevételét.

Fontos szóhasználat érhető tetten *Pahl-Wost és társai (2013)* által írt közleményben, miszerint: „A környezeti

vízigények (Environmental Flow Requirements) tehát térben és időben változók kell, hogy legyenek annak érdekében, hogy fenntartsák a kívánt jövőbeli ökoszisztéma állapotát, amelyről az érdekelt felek megállapodtak, – és ezzel együtt megőrizték az ökoszisztémák által nyújtott szolgáltatásokat is, amelyek az emberek javát szolgálják.”

Összefoglalva, a környezeti vízigény az ökológiai és a társadalmi vízigény kompromisszumkész összehangolásáról szól, mely tevékenység segít fenntartani az egészséges folyóvízi ökoszisztémák működéséhez szükséges alapvető folyamatokat. A környezeti vízigény nem feltétlenül teszi szükségessé a természetes állapot helyreállítását, hanem megenged olyan változtatásokat, amelyek ésszerű keretek között, korszerű, erőforrás takarékos módszerekkel elősegítik az emberi fejlődést, annak érdekében, hogy a folyókból származó értékek és előnyök (összefoglaló néven ökoszisztéma szolgáltatások) a társadalom javára váljanak.

Ez a megközelítés elősegíti, hogy a VKI szerinti természetes, erősen módosított és mesterséges víztestek környezeti vízigényére tudjunk egységes szemléletű módszertant javasolni.

Az ökológiai vízigénnyel kapcsolatos jogszabályi háttér alakulása

Korábban a jogi szabályozás alapját képező módszertan kialakításakor az elsődleges cél a társadalom mederbeli és medren kívüli vízigényének a biztosítása volt, míg az ökológiai szempontok figyelembevétele az adott kor ökológiai ismeretein alapult. Már az 1954-es I. Országos Vízgazdálkodási Kereterv foglalkozott a mederben hagyandó vízhozam meghatározásával, melyet az adott hónapra jellemző minimum vízhozam 75%-ban állapított meg (*Domokos 1999*). Ekkor a nemzetközi gyakorlatban is az elterjedt gondolkodás a minimum flow, mint mederben hagyandó vízkészlet meghatározása volt, mondván, hogy a természetben előforduló minimális vízhozam megőrzése biztosítani tudja a vízi élőhelyek fennmaradását, védelmét. Az ökológiai szempontokat 1962-ben a Vízkészletgazdálkodási évkönyvben továbbra is a mederben hagyandó vízhozam fogalmával vették figyelembe (*Vízkészletgazdálkodási Évkönyv 1962*). Ezt követően az 1964 évi IV. Törvény a Vízügyről a vízhasználatok között még nem említ természetvédelmi, vagy ökológiai célú vízhasználatot. Az 1970-es évek elején a korábbi mederben hagyandó vízhozam fogalmának korszerűsítéseképp először az 1971. évi Vízkészletgazdálkodási évkönyvben szerepelt az élővíz megnevezés (*Vízkészletgazdálkodási Évkönyv 1971*). Számszerűsítésének módja ugyanakkor megegyezett a mederben hagyandó vízhozaméval. E dokumentumokban vízigény szempontjából mértékadó időszaknak a mezőgazdasági vízigények miatt az augusztusi időszakot választották, és a vízigények kielégítésének a valószínűségi (biztonsági) szintjét a 80%-os tartósságú középvízhozammal határozták meg. A vizek védelme érdekében a mederben hagyandó vízkészletet (élővizet) az augusztusi legkisebb vízhozam 75%-ában adták meg.

Az 1995 évi LVII törvény megjelenésével a vízigények újrafogalmazása is megtörtént, de a törvény megtartotta a vízigények kielégítési sorrendjének rögzítését. Ugyanak-

kor a törvényből hiányzik a vízigények között újonnan szerepeltetett természetvédelmi vízigény definíciója. A természetvédelmi vízhasználat (vízigény?) vélhetően a védett területek vízellátását hivatott biztosítani. Bevezeti továbbá az ökológiai vízhasználat fogalmát az alábbiak szerint: „a természeti rendszerek fennmaradásához, megővéséhez szükséges vízmennyiség igénybevétele”.

A természet védelméről szóló 1996. évi LIII. törvény 18§ (1) nem definiált fogalomként bevezette az ökológiai vízmennyiség fogalmát az alábbiak szerint. „A természetes és természetközeli állapotú vizes élőhelyen, a természeti értékek fennmaradásához, a természeti rendszerek megővéséhez, fenntartásához szükséges vízmennyiséget (ökológiai vízmennyiség) mesterséges beavatkozással elvonni nem lehet.” Ezt a „vízmennyiséget a természetvédelmi hatóság állapítja meg.”

Megállapítható, hogy a törvényekben a vízzel kapcsolatos ökológiai fogalmak nem definiáltak, ezért az előírások tartalma nem világos. A természet védelméről szóló törvény vízkészletgazdálkodási szempontból bizonytalan helyzetet teremtett azzal, hogy úgy rendelkezik, hogy az ökológiai vízmennyiséget a természetvédelmi hatóság állapítja meg.

Ezt követően megjelent egy alacsonyabb szintű szabályozás a 30/2008. (XII. 31.) KvVM rendelet, amely visszatér a mederben hagyandó vízhozam fogalmához, de a szabályozás alapjait nem változtatja meg. A rendelet az alábbiakat tartalmazza:

„Felszíni vizek igénybevitelének tervezésekor a vízháztartási mérleg készítésére mértékadó időszak az augusztus hónap. A mértékadó vízhozam statisztikai jellemzője a 80%-os tartósságú középvízhozam. Rendkívüli esetben, amikor a vízigény egyéb hónapban is meghaladja ezen értékeknek a 25%-át, ettől el lehet térni azzal, hogy ebben az esetben a szűkebb mérleget mutató időszak a mértékadó.”

Megjegyzendő, hogy bár a jogszabályban nem szerepel konkrétan, de a gyakorlatban alkalmazott statisztikai jellemző a 80%-os tartósságú napi középvízhozam értéke. A mederben hagyandó vízhozammal (e tanulmányban alkalmazott fogalmak szerint a minimum ökológiai lefolyással) kapcsolatban a rendelet az alábbiakat rögzíti:

„Felszíni vízkivételek, átvezetések tervezésekor a mederben hagyandó vízhozam értéke legalább a mértékadó kisvízi vízhozam kétharmada, amitől részletes ökológiai és hidrológiai vizsgálat alapján el lehet térni. A mértékadó vízhozam számításánál figyelembe kell venni az aktuális hidrológiai alapadatokat, a tározási lehetőségeket és a vízjogi állapotot.”

Érdekes, hogy a VKI bevezetése után készült szabályozás nem tesz különbséget a víztestek között, nem utal arra, hogy hidrológiai okokból lehet egy víztest erősen módosított, illetve a szabályozás nem tér ki a mesterséges víztestekre. A szabályozás pontatlanná vált, mivel a mederben hagyandó érték esetében nem definiálta, hogy mit tekint mértékadó kisvízi hozamnak. A gyakorlatban jellemzően az augusztusi 80%-os tartósságú vízhozamot veszik alapul (Horváth 2024).

A VGT1 keretében bevezetésre került egy új fogalom, az ökológiai kisvíz (VGT1 2010), amelynek módszertanát az ÖKO Zrt. vezette konzorcium készítette el (Szalay 2009). Ebben víztest típusonként határozza meg az ökológiai kisvíz értékét az augusztusi 80% tartósságú vízhozamból, egy, a víztest típusához tartozó „e” tényező bevezetésével.

$$Q_{\text{öko kisvíz}} = Q_{\text{aug80\%}} * e \quad (1)$$

ahol e: Az ökológiai kisvíz arányosító tényezője, értéke 0,45-0,6 (-) között változik különböző típusú víztestek esetén, a hidrológiai és a hidraulikai jellemzőket figyelembe véve.

Használatának közvetlen jogszabályi alapja nincs, bevezetése a VGT1 tervben megtörtént. Több vízügyi igazgatóság az engedélyezési gyakorlatában ezt használja.

A jelenlegi szabályozás ma már sem ökológiai, sem vízkészlet-gazdálkodási szempontból nem felel meg. Egyfelől statikus értékkel veszi figyelembe az élővíznek, mai szándékkal ökológiai vízigénynek nevezett vízhozam értéket. További problémája, hogy vízháztartási mérleg készítésére mértékadó időszaknak az augusztust jelöli meg, ezzel a bővízü időszakok vízkészletei vízkészlet-gazdálkodási szempontból fel nem használt készletként jelentkeznek. Ugyanakkor abban az esetben, ha az augusztustól eltérő hónapra elkészített havi vízmérleg alapján, de az augusztusi mértékadó kisvízből levezetett minimum ökológiai lefolyás figyelembevételével határozzák meg az adott hónap hasznosítható készletét, akkor az ökoszisztéma védelme sérülhet.

Az alábbiakban tehát a cél egy új módszertan alkalmazására történő javaslat. Ehhez első lépésben megvizsgáljuk a környezeti vízigény meghatározásának lehetséges módszereit.

A KÖRNYEZETI VÍZIGÉNY MEGHATÁROZÁSÁNAK MÓDSZEREI

A környezeti vízigény definíciója alapján a meghatározásnak minden esetben tartalmaznia kell az ökológiai vízigények (az ökoszisztéma élőlényegyütteseinek fenntartásához szükséges) és a társadalmi vízigények kielégítésére fordítható vízkészlet (hasznosítható vízkészlet) meghatározását.

Elsődlegesen az ökológiai vízigény meghatározására vonatkozóan az alábbi fő módszereket tárgyaljuk lényegük, komplexitásuk, adatigényük, alkalmazási területük, megbízhatóságuk és szakemberigényük szerint. Az elemzés alapja Horne és társai (2017) munkája.

Hidrológiai módszerek

A hidrológiai alapú módszerek még mindig a legelterjedtebb megközelítések nemzetközi szinten (Benetti és társai 2004, Rodríguez-Gallego és társai 2012, Speed és társai 2012, Linnansaari és társai 2013, EC 2015), melynek oka a (mért vagy szimulált) vízhozam idősorok helyi elérhetősége, a hidrológiai adatok alacsony költsége és egyszerű használata, valamint a tereplátogatás és adatgyűjtés korlátozott igénye miatt.

A hidrológiai módszerek előnye, hogy adatigényük kielégítése egyszerű, alkalmazásuk többnyire meglevő adat-sorokon alapul, olcsók és kevés az eszközigényük. A mód-

szerek általában a kisvízi értékek meghatározására fókuszálnak, gyakran éves léptékben, ritkában szezonális és havi értékek meghatározásával.

Hidraulikai módszerek

A hidraulikai módszerek azt vizsgálják, hogy a vizes élőhely morfológiai állapota egy-egy kiemelt faj vagy élőlény együttes környezeti igényeinek megfelelő-e. Ehhez a módszerhez a szükséges adatigény kevés vagy mérsékelt. Számítógépes adatelemzést, vagy minimális terepi munkát igényel. Az elemzéshez történeti adatokat is felhasznál. A vízjárást hidraulikus változókhoz köti, jellemzően tipikus keresztmetszvényekhez kötődően. Egyetlen, vagy néhány hidraulikus változót használ (mederkeresztmetszet, nedvesített terület, vízmélység stb.), de modellezést, mint módszert is alkalmazhat. Közepes gyakorlatot igényel több szakembertől, akik egységes munkacapatot alkotnak (hidrológus, hidraulikus élőhelyhez értő szakember, modellező). Esetenként ökológiai és morfológiai ismeretek is szükségesek. Ehhez a módszerhez mérsékelt költség, időigény és technikai kapacitás szükséges. A módszer eredményessége, komplexitása, felbontása, rugalmassága és megbízhatósága kicsi, vagy mérsékelt (Horne és társai 2017).

Élőhely szimulációs módszerek

Az 1990-es évek elejére a hidraulikus élőhely megközelítések a tisztán hidraulikus változók meghatározásától a folyórendszer összetettebb ábrázolásáig terjedtek. Sok program foglalkozott egy vagy néhány faj hidraulikus élőhelyeinél tágabb kérdésekkel, egyre inkább a közösségek és az ökoszisztémák fenntarthatósága került fókuszba a teljes folyón belül (Merritt és társai 2010, Merenlender és Matella 2013). E módszerek a vízi élőlények szezonális ártéri és parti élőhelyekhez való hozzáférését, valamint a parti zónában élő fajok számára a nagy vízhozamok és az árvizek szükségességét vizsgálják a folyók geomorfológiai dinamikájának fenntartásához (Grabowski és Gurnell 2016). Jellemzőjük, hogy elsősorban célfajok, guildék (hasonló forrásokat használó fajok csoportja), vagy élőlény együttesek vizsgálata esetében alkalmazzák.

A módszer figyelembe veszi a mederformát, üledéktranszportot, vízminőséget, parti vegetációt, rekreációt és esztétikai szempontokat. A módszer adatigénye közepes vagy nagy, adatelemzésre és terepi felmérésekre van szükség hozzá. Történeti adatokat használ, jellemzően napi átlagos vízhozamokat. A modellezett hidraulikus változók száma tág határok között változhat, melyeket különböző vízhozam tartományokban és folyó keresztmetszvényekben vizsgálnak. A modellezés során a célélőlények élőhelyeinek fizikai meglétét és azok térbeli, időbeli kiterjedését elemzik. E módszerek magas szintű hidrológiai, élőhelymodellező és hidraulikai szak tudást igényelnek. Az eszköztárban magas szintű hidrodinamikai modellezés, GIS, távérzékelés, ökológiai és morfológiai gyakorlat is szerepel. A módszerhez közepes vagy magas szintű időigény, költségek és technikai kapacitás tartozik. A módszer felbontása és megbízhatósága közepes, vagy nagy, rugalmassága közepes. Közepes, vagy nagy stratégiai jelentőségű folyóknál előnyös.

Gyakran ezt a módszert a holisztikus megközelítésben és annak keretében használják. Alkalmazása hasznos különböző vízgazdálkodási szcenáriók elemzéséhez különböző fajok, vagy életközösségek esetében (Horne és társai 2017).

Holisztikus módszerek

Az egész vízi ökoszisztémát, vagy annak különböző összetevőit vizsgálja a holisztikus módszer. A folyóvizet és környezetét is nézi, pl. vizes élőhelyeket, ártereket, del-tákat, folyótorkolatokat, lagúnákat, partmenti vizeket. Sokféle szempontot vesz figyelembe egyszerre, pl. medermorfológiát, üledék (hordalék) mozgást, az ökológiai funkciók és folyamatok egységét, tápanyag dinamikát, a táplálékhálózat szerkezetét.

A leggyakrabban használt holisztikus módszertan az építőelem-módszertan (*Building Block Strategy, BBS, King és társai 2008*) és az előírt hidrológiai transzformációra adott alvízi válasz (King és társai 2003). Arthington és Zalucki (1998) és Tharme (2003) alapos áttekintést adott a különféle holisztikus módszertanokról. Ezen kívül az Ecological Limits of Hydrologic Alteration (ELOHA) keretrendszer úgy fejlesztették ki, hogy megfeleljen az e-flow regionális, tartományi vagy medence-léptékű kezelésének igényeinek (Poff és társai 2010). Az ELOHA egy „felülről lefelé irányuló” módszer, amely a környezeti víz-igényeket a természetes hidrológiai rendszerhez képest elfogadható változási szintekkel határozza meg, beleértve a stressz-válasz ökológiai összefüggések számszerűsítését.

A holisztikus módszereket gyakran akkor használják, ha szegényes az adatellátottság. A módszer közepes vagy nagy felkészültséget terepi komplex csapatmunkát igényel. Figyelembe veszik a meglévő adatbázist, de főként terepi munkára koncentrálnak. Különböző szaktudású szakértőkkel vizsgálják a folyót, vagy annak egy víztestét több keresztmetszvényben. Általában a vízhozam – ökológia összefüggését vizsgálják az adott fajok, vagy fajegyüttesek életciklusának figyelembevételével (pl. halvándorlás, szaporodóhelyek épsége, vízminőségi tűrőképesség, különleges fajok követelményei stb.).

Ez a módszer közepes, vagy nagy idő és költségigényű. A hidrológiától egészen a gazdasági és szociális kérdésekig sok területet vizsgál, különös tekintettel a száraz és a nedves évekre. A módszer komplexitása és megbízhatósága közepes, vagy nagy. E módszer esetében hasznos a hidrológiai rezsimit összekapcsolni mennyiségi és/vagy minőségi ökológiai és morfológiai, néha társadalmi és gazdasági következményekkel. Ebben az esetben a száraz és a nedves évek vízgazdálkodásának elválasztott vizsgálata fontos lehet. A módszer megbízhatósága és összetettsége közepes, vagy nagy, jellemzően nagy felbontású és rugalmasságú (Horne és társai 2017).

A felsoroltak közül a hidrológiai módszer alkalmas mind az ökológiai vízigények mind a társadalmi vízigények számára rendelkezésre álló vízkészletek jellemzőinek leírására. A további módszerekkel pontosítható az ökológiai vízigények meghatározása. A holisztikus módszer emellett az ökológiai és társadalmi vízigények sokszempontú összehangolására is alkalmas. Ennek megfelelően a tanulmányban javasolt módszertan első körben egy

standardizálható hidrológiai módszertant javasol a környezeti vízigény meghatározására, majd ezt követően, szükség esetén holisztikus módszerek alkalmazását javasolja az ökológiai és társadalmi vízigények kompromisszumkész összehangolására.

Jelen tanulmányban igyekszünk egy olyan módszertant javasolni a környezeti vízigény meghatározására, amely a VGT4 keretében standardizálhatóan alkalmazható. Ehhez szükség van a vízfolyások csoportosítására, hogy a módszertan az azonos csoportba tartozó vízfolyások esetében egységes módon határozza meg a környezeti vízigényeket, illetve azon belül a minimum ökológiai lefolyás értékét. Ennek érdekében az alábbiakban áttekintjük a VGT3-ban meghatározott magyarországi vízfolyás víztest típusokat.

VÍZFOLYÁSOK TIPIZÁLÁSA

A VGT-ben alkalmazott, ökológiai változásokat leíró, referencia-alapú tipológia kidolgozása a VKI előírásai szerint két irányból történhet. A „B” rendszer szerinti tipológiai rendszer az abiotikus változók alapján készült, majd ezeket a biológiai adatokkal a referenciafeltételek vizsgálatára használták. Ezt a módszert nevezzük „top down” megközelítésnek. A másik irány az („A” rendszer), amikor a biológiai adatok elemzésével a referencia-kritériumok

oldaláról adjuk meg azokat a típusokat, amelyek az adatok alapján elkülöníthetők és jellemezzük őket a „B” rendszer szerinti abiotikus kötelező és szabadon választható tipológiai tényezőkkel. Ez a „bottom up” megközelítés. A VKI és az idevonatkozó útmutatók szemlélete szerint bármelyik megközelítést alkalmazza a tagország, mind az abiotikus mind a biotikus (referencia-alapú) irányból szükséges igazolnia tipológiai rendszerét. Magyarország a „top down” megközelítést alkalmazta a tipológiai rendszer kidolgozásánál. A tipológia biológiai igazolása során a VKI szerinti élőlénycsoportok (fitoplankton kivételével a vízi növényzet (makrofíton és fitobenton) valamint a makrogerinctelen és a halak) adatait elemezve klaszterelemzéssel típuscsoportok különülnek el, amelyek eltérő referencia-viszonyokat és élőlényközösségeket feltételeznek. Az abiotikus tényezők alapján felállított hidromorfológiai típusok validálása az élőlények mennyiségi (biomassza, egyedszám borítás mértéke stb.) és minőségi jellemzői (fajösszetétel, funkcionális csoportok aránya, faj/funkcionális diverzitás mértéke stb.) alapján történt.

A tipológiai paraméterek közül a VKI élőlénycsoportjai szempontjából a vízgyűjtőméret (S, M, L, XL, és Duna méretű) (1. táblázat), a mederesés (nagy, közepes, kis) és a mederanyag (durva, durva-közepes finom, közepes-finom) voltak a típusok legfontosabb elkülönítő tényezői.

1. táblázat. Vízgyűjtők mérete szerinti típusok (VGT3 2022)
Table 1. Types of water catchments by size (VGT3 2022)

Vízgyűjtő mérete	
Duna méretű	> 100 000 km ² (XXL)
nagyon nagy	10 000-100 000 km ² (XL)
nagy	1 000-10 000 km ² (L)
közepes	100-1 000 km ² (M)
kicsi	10-100 km ² (M)

A tengerszint feletti magasság helyett meghatározóbb tényező volt a vízfolyások mederesése. A domborzati viszonyok következtében előfordulhat, hogy egy vízfolyás ugyan magassága alapján dombvidéki kategóriába esik, azonban a csekély mederesés síkvidéki jellegűvé teszi, amit az élővilág összetétele is tükröz. A nagy, közepes esésű vízfolyások mellett a korábbi tipológiában szereplő „nagyon kis esésű” kategória megkülönböztető voltát a biológiai validáció nem igazolta vissza, ezért ez ki lett véve a tipológiai rendszerből. A finom mederanyag szintén nem különült el a közepesen finom szemcseméret-mederanyagú vízfolyásoktól, így ez a két tipológiai jellemző összevonásra került. A biológiai validáció során kiderült tehát, hogy a 2S és 2M, a 3S és 3M, az 5S és 5M, a 6S és 6M, valamint a közepes és kis esésű két dunai típus nem különül el biológiailag egymástól. A 15 vízfolyástípusból 10-re redukálódott víztípusokat biotípusoknak is nevezhetjük (2. táblázat).

Erősen módosított és mesterséges víztestek

A VKI sajátos fogalma az „erősen módosított víztest”, ami egy olyan természetes felszíni víztestet jelent,

amely társadalmi, vagy gazdasági igények kielégítése céljára, emberi tevékenységből származó fizikai változások eredményeként jellegében lényegesen megváltozott. Az erősen módosított kategóriába sorolt víztestek természetes eredetűek, azonban hidrológiájuk és/vagy morfológiájuk emberi beavatkozások, létesítmények hatására jelenleg jelentősen eltérnek saját természetes állapotuktól. Az ember által okozott változás olyan mértékű (és e módosítás az emberi igények miatt továbbra is fenntartandó), hogy emiatt a jó ökológiai állapot nem érhető el (VGT3 2022). Ez a megfogalmazás egyben azt is jelenti, hogy egy víztestet biológiai hatások, vagy kémiai szennyezések miatt nem lehet erősen módosítottá nyilvánítani.

A VKI által használt másik fontos felszíni vizes kategória a „mesterséges víztest”, amely emberi tevékenység eredményeként, kifejezetten valamilyen cél elérése érdekében létrehozott felszíni víztestet jelent. Ebbe a kategóriába azokat a víztesteket soroljuk, ahol az összefüggő vízfelület létrehozása előtt részben vagy teljes egészében szárazulat volt.

2. táblázat. A vízfolyások biológiai adatokkal igazolt típusai (VGT3 2022)

Table 2. Types of watercourses confirmed by biological data (VGT3 2022)

Biológiai adatokkal validált típus	Méret	Jellemző		Esés	Mederanyag		Kategória
1	S	1S	kicsi	nagy esésű	durva	szilikátos	dombvidéki- hegyvidéki
2	S	2S	kicsi	nagy esésű	durva	meszes	dombvidéki- hegyvidéki
	M	2M	közepes	nagy esésű	durva	meszes	dombvidéki- hegyvidéki
3	S	3S	kicsi	közepes esésű	durva - kö- zepes-fi- nom	meszes	dombvidéki
	M	3M	közepes	közepes esésű	durva - kö- zepes-fi- nom	meszes	dombvidéki
4	L	4L	nagyon nagy/ nagy	közepes esésű	durva	meszes	dombvidéki
5	S	5S	kicsi	kis esésű	durva	meszes	síkvidéki
	M	5M	közepes	kis esésű	durva	meszes	síkvidéki
6	S	6S	kicsi	kis esésű	közepes-fi- nom	meszes	síkvidéki
	M	6M	közepes	kis esésű	közepes-fi- nom	meszes	síkvidéki
7	L	7L	nagy	kis esésű	közepes-fi- nom	meszes	síkvidéki
8	XL	8N	nagyon nagy	kis esésű	közepes-fi- nom	meszes	síkvidéki
9	F	9F	Duna méretű	közepes esésű	durva	meszes	síkvidéki
	K	9K	Duna méretű	kis esésű	durva	meszes	síkvidéki
10	A	10A	Duna méretű	kis esésű	közepes-fi- nom	meszes	síkvidéki

Az erősen módosított és mesterséges víztesteknél a maximális vagy jó ökopotenciál, mint célállapot meghatározásánál irányadó lehet az adott erősen módosított víztesthez leginkább hasonlító természetes víztípus jó állapota. Ugyanakkor ezeknél a víztesteknél a funkció fenntartása az elsődleges szempont (pl. belvíz csatornánál a vízelvezető képesség fenntartása, halastónál a haltenyésztéshez szükséges körülmények fenntartása), ezért a környezeti célkitűzés meghatározható a használatától függően is, de törekedni kell a környezeti szempontból „jó gyakorlat” elérésére (VGT3 2022).

Az erősen módosított és mesterséges víztestek esetében külön minősítő rendszert kell készíteni, mely eltérő feltételeket tartalmazhat a módosítás következményeként, mint az a természetes állapotból következne. Megmaradhatnak azok a változások, amelyek a fenntartott állapotból következnek, de a hatásukat mérséklő intézkedéseket meg kell hozni. Ekkor közelít a víztest potenciálja a maximális ökológiai potenciál (EC 2003) felé.

Magyarországon eddig nem készült külön minősítés az erősen módosított és a mesterséges víztestekre. Tipizálásuk is annyira valósult meg, hogy meg kell keresni az erősen módosított és a mesterséges vízfolyáshoz legjobban hasonlító természetes típust, és azt figyelembe véve kell levezetni a potenciálját. A minősítésük a VGT2-ben – a

VKI normaszövegével ellentétben – úgy valósult meg hibásan, hogy az ökológiai potenciált egy osztállyal alacsonyabbnak vették az ökológiai állapotnál (VGT2 2016). Ez túl leegyszerűsített elképzelés volt. A VGT3-ban az ökológiai potenciált az azonos típushoz tartozó ökológiai állapotból vezették le, statisztikailag figyelembe véve az erősen módosítottság okát. Mindkét esetben az erősen módosítottságból adódó „állapot” könnyítési lehetőségét nem használták ki eléggé. Részben ebből adódik, hogy európai összevetésben kiugró számú, jó állapotot/potenciált el nem érő víztestünk van. Ezen változtatni kellene, például úgy, hogy az ökológiai potenciált egyedileg, víztest szinten kellene megállapítani.

Környezeti vízigény és a tipológia kapcsolata

A nemzetközi szakirodalomban a környezeti vízigény meghatározásakor a tipológia, mint kategória, nem szerepel. Az ökoszisztéma vízigényének meghatározásakor lokális ökológiai szempontok, mint az egyes adott vízfolyás specifikumai jelennek meg, és ezért is legtöbb esetben a környezeti vízigény meghatározására a holisztikus módszert javasolják, ha erre kellő idő, és pénz áll rendelkezésre. A standardizálható módszertanok alapvetően a hidrológiai, hidraulikai sajátosságokat használják. Ennek az alapvető oka, hogy a víz, mint áramlási rendszer a fő hajtó erő, a fizikai környezet (élettelen természet) mellett. Az

ökoszisztémában kölcsönhatás rendszer működik az élettelen környezet és a bióta között, sőt, a kölcsönhatások a biótán belül is működnek. Alapjában véve azonban a vízjárás és a vízfolyás morfológiai jellemzői (sok más élettelen tényező mellett) jelentősen kihatnak az élőlény együttesek jellemzőire. A hidrológiai módszerek a természetes hidrológiai rezsim értékelésén alapulnak, mivel ez a vízi ökoszisztémák szerkezetének és működésének kulcsfontosságú változójaként jelenik meg. Ez a változó egyben az adott vízgyűjtő-részvízgyűjtő integrált válasza a csapadékosagra (nem tekintve az emberi beavatkozásokat).

Az ökoszisztémák védelme ezért elsősorban a vízjárás biztosításán és a medermorfológia kialakításán keresztül lehetséges. Anyagunkban most elsősorban a vízjárás biztosítására fókuszálunk, mivel a morfológiai terhelések hatáscsökkentését elsősorban morfológiai beavatkozásokkal lehet ellensúlyozni. Ezt azért is fontos hangsúlyozni, mivel egy víztér egy időben számos különböző élőhelyek egymásba kapcsolódó láncolatának ad helyet, amely az adott víztér lokális morfológiai jellemzőjéhez kötődik. Egy adott vízfolyás-víztest szakaszára érkező vízhozam a mederalakulaton belül is a morfológia által meghatározott élőhely típusokat fogja vízzel ellátni. Nyilván vannak olyan szélsőséges hidrológiai események, amelyek a meder gyors változását is okozhatják, de az már a vízstressz kategóriába tartozik az adott lokális ökoszisztéma szempontjából. A környezeti vízigény meghatározása keretében ugyanakkor nem foglalkozunk a morfológiai terhelések hatásainak a csökkentésével. Ezt a vízgyűjtő-gazdálkodási tervek intézkedési javaslatai között kell megtenni.

A környezeti vízigény meghatározásakor egyes tanulmányok azért nem foglalkoznak a vízfolyások tipológiájával, mert a fő céljuk az ökoszisztéma-funkciók fenntartása, és ezt sok esetben általános hidrológiai és/vagy ökológiai modellek alapján határozzák meg, függetlenül a vízfolyás típusától. A tipológiára elsősorban a víztestek közötti hasonlóság kihasználására, csoportosításra, a típusok szerinti referencijellemzők becslésére, valamint a típustól függő minősítési rendszerek kidolgozására van szükség. A tipológia segíthet az intézkedések tervezésében és gazdasági elemzések segítségével is. A tipológia továbbá inkább a víztestek osztályozásában, összehasonlíthatóságában és állapotértékelésében, és ezek országok közötti interkalibrációjában játszik szerepet, míg a környezeti vízigény meghatározása gyakran közvetlen hidromorfológiai és ökológiai tényezőkön alapul.

Fenti szempontok alapján a javasolt módszertanban a vízfolyások vízgyűjtőterületének VGT3-ban meghatározott méretét vettük alapul, mint tipológiai változót a minimum ökológiai lefolyás meghatározásánál. E megfontolás azon alapult, hogy a vízgyűjtő mérettel összefüggésben nő a kisvízes időszakban rendelkezésre álló víztér kiterjedése, mely a vízi ökoszisztéma számára rendelkezésre áll és ezen időszakok átvészelését lehetővé teszi. Ezért indokoltnak láttuk a kisebb (S,M) a közepes (L) és a nagy (XL, XXL) vízgyűjtővel rendelkező vízfolyások típus szerinti megkülönböztetését, amint azt a következők fejezetben bemutatjuk.

JAVASOLT MÓDSZERTAN

A Víz Keretirányelv (*WFD 2000*) is kiemeli a vízmennyiség és a hidrológiai változékonyság meghatározó szerepét a vízi ökoszisztémák állapotának fenntartásában, valamint a környezeti célkitűzések elérésében (*EU 2015*). Jelen esetben a hangsúly a vízjárás dinamikájára helyeződik, hiszen a vízháztartás dinamikus jellegének biztosítása nem valósítható meg a korábbi gyakorlat szerinti egyetlen, éven belül állandó minimum ökológiai lefolyás (más néven mederben hagyandó vízkészlet, vagy ökológiai kisvíz) alkalmazásával. A kívánt hidrológiai dinamika elérését és fenntartását a természetes vízjárás mintázataihoz kell igazítani, amely a valós, éven belüli hidrológiai ciklust tükrözi.

A módszertan szempontjából fontos továbbá, hogy – a környezeti vízigény definíciója alapján – a meghatározásnak minden esetben tartalmaznia kell az ökológiai vízigények (az ökoszisztéma élőlényegyütteseinek fenntartásához szükséges) és a társadalmi vízigények kielégítésére fordítható vízkészlet (hasznosítható vízkészlet) meghatározását.

Fentiek figyelembevételével, e tanulmányban az adaptív menedzsment (*Richter és társai 2006*) módszert követve:

1. Első lépésként egy standardizálható hidrológiai módszertant javasolunk, amely a minimum ökológiai lefolyás és a hasznosítható vízkészletek maximumának, havi bontásban történő meghatározását célozza. Ebből adódik, hogy az ökológiai vízigény az adott hónap minimum ökológiai lefolyásának (statikus rész) és az adott hónap maximum hasznosítható készlete felett ténylegesen érkező, folyamatosan változó vízhozamnak (dinamikus rész) az összege lesz.

2. A módszertan lényeges eleme, hogy indokolt esetben a hidromorfológiai viszonyok és hidraulikai, illetve vízminőségi jellemzők figyelembevételével és szakértői csapat bevonása mellett holisztikus módszertan segítségével pontosítandó az ökológiai vízigény meghatározása. Ilyen indokolt esetnek számíthat például:

- védett vagy fokozottan védett természetvédelmi területek érintettsége esetén, illetve
- olyan vízgyűjtőkön, ahol a jelen, vagy jövőben várható vízhasznosítás jelentős és/vagy
- a vízhasználók között a vízkészletek felhasználásáért kialakult konfliktus esetén, továbbá
 - adathiányos vízgyűjtőkön, valamint
 - S és M méretkategóriákba tartozó vízfolyásokon, ahol a tisztított szennyvízbevezetések az alaphozammal nagyságrendben megegyeznek.

3. Ezen információk birtokában a hidrológiai módszertan során meghatározott környezeti vízigény (azaz az ökológiai és társadalmi vízigények közötti egyensúly) a társadalmi szereplők által kötött kompromisszum alapján pontosítható.

Ez a megközelítés az időszakos, illetve időszakossá váló vízfolyások esetén is megoldást jelent a környezeti vízigény meghatározására, hiszen a havi bontásban kiértékelte vízjárási jellemzők, illetve a vízgyűjtő-gazdálkodási

tervekben 6 évenként frissülő adatbázis alkalmazása leköveti a vízfolyások időszakosságának változásait. A korábbi – éves átlagos lefolyásból, illetve más, éves vízjárási jellemzőkből levezetett – módszerek nem alkalmasak a vízkészletek éven belüli változékonyságának, valamint a klimatikus viszonyokban bekövetkezett változások bemutatására, illetve az ökológiai és a társadalmi vízigények éveszakos, illetve havi eltéréseinek lekövetésére. Ez fontos, mert az ökológiai vízigény biztosításának a célja az ismert ökoszisztémák védelme, mely során a változó vízkészleteket, vízigényeket és a klímaváltozás igazolt hatásait is figyelembe kell venni, szem előtt tartva, hogy a klímaváltozás a szélsőségek megjelenése mellett az éven belüli változékonyság módosulásával is járhat. Mivel az ökoszisztémák éves ciklusai a helyi klimatikus viszonyokhoz igazodnak, ezért, a közelmúlt (mindig az aktuálisan elmúlt 30 év) havi vízjárási jellemzőinek változása mutatja a jelenleg ismert ökoszisztémák működtetését befolyásoló jellemző víz-

dinamikát. Ezen hatások figyelembevételéhez az adatbázis folyamatos frissítése szükséges, amelyhez a VKI által előírt 6 évenkénti állapotértékelés biztosítja a megfelelő kereteket.

A módszer tehát az ökológiai szempontok és a társadalmi szempontok egyenjogú összehangolására törekszik, és egyben a fenntarthatóság elvei mellett a vízkészletek hatékony felhasználását célozza.

A korábbiakban indokolt okokból, a hidrológiai alapú megközelítés során a vízgyűjtők méret szerinti tipizálását (1. táblázat) alkalmaztuk kiindulási alapként. A hidrológiai módszertanban megjelenő mennyiségek definícióját és számításának módját a 3. táblázatban foglaltuk össze. E jellemző vízhozam, illetve vízhozam-tartósság értékek a hazai vízkészletgazdálkodási szakma által ismert, illetve részben a napi gyakorlat során használt értékek, melyek a vízhasználatokra vonatkozóan a vízszolgáltatás elvárt biztonsági szintjét is megadják.

3. táblázat. A hidrológiai módszer során alkalmazott mennyiségek definíciója és számításának módja:

Table 3. Definition and calculation method of the variables used in the hydrological method

Havi jellemzők		
Megnevezés	jelölés	mértékegység
80%-os tartósságú havi vízhozam	$Q_{\text{észlelt } 80\%}$ (röviden: $Q_{80\%}$)	m^3/s
<i>definíció</i>	az aktuálisan elmúlt 30 év vízhozam-idősorából, az év egyes hónapjaira megállapított 80%-os tartósságú napi középvízhozam. Az adott hónapban átlagosan 6 olyan nap van, amikor ennél kisebb a vízhozam. A hasznosítható vízkészletet hagyományosan a havi 80%-os tartósságú vízhozamból határozzák meg.	
50%-os tartósságú havi vízhozam	$Q_{\text{észlelt } 50\%}$ (röviden: $Q_{50\%}$)	m^3/s
<i>definíció</i>	az aktuálisan elmúlt 30 év vízhozam-idősorából, az év egyes hónapjaira megállapított 50%-os tartósságú napi középvízhozam. A 30 év alatt az adott hónap napjainak felében ennél nagyobb, másik felében ennél kisebb volt az észlelt napi középvízhozam.	
minimum ökológiai lefolyás	$Q_{\text{öko-min}}$	m^3/s
<i>definíció</i>	adott hónapra vonatkozó minimum ökológiai lefolyás: a 4. táblázat adatai alapján számított vízhozamérték, melyet a vízhasználatok nem sérthetnek. Amennyiben az észlelt tényleges vízhozam alulmúlja a 80%-os tartósságú vízhozamot a vízkivételek korlátozására lehet szükség a minimális ökológiai lefolyás védelme érdekében.	
<i>számítási mód</i>	az adott hónap mértékadó kisvízi vízhozamának 2/3-a. A mértékadó kisvízi hozam a vízgyűjtőmérettől függően és a vegetációs időszakokra való tekintettel változó érték, melynek tartománya a 90%-os tartósságú hozam és az adott hónapban valaha mért legkisebb vízhozam (LKQ) között terjed a 4. táblázatban részletezett módon.	
maximum hasznosítható vízkészlet	$Q_{\text{haszn-max}}$	m^3/s
<i>definíció</i>	adott hónapra vonatkozó maximum hasznosítható vízkészlet: a 80%-os tartósságú vízhozam és a minimum ökológiai lefolyás különbsége A hasznosítható vízkészlet akkor vehető igénybe teljes egészében, ha az észlelt tényleges vízhozam meghaladja a 80%-os tartósságú vízhozamot. Egyéb esetben a vízhasználat korlátozásra kerül.	
<i>számítási mód</i>	$Q_{\text{haszn-max}} = Q_{\text{észlelt } 80\%} - Q_{\text{öko-min}}$	
mederben maradó 50%-os tartósságú havi vízhozam	$Q_{\text{meder } 50\%}$	m^3/s
<i>definíció</i>	az adott hónapban 50%-os valószínűséggel a mederben maradó vízmennyiség: az 50%-os tartósságú vízhozam és a maximum hasznosítható vízkészlet különbsége: Egy átlagos vízjárású évben és a vízkészletek maximálisan megengedett mértékű – vízkivétellel járó – felhasználása mellett ezen érték körül mozog a tényleges mederbeli lefolyás, azaz az ökoszisztéma számára rendelkezésre álló vízmennyiség.	
<i>számítási mód</i>	$Q_{\text{meder } 50\%} = Q_{\text{észlelt } 50\%} - Q_{\text{haszn-max}} = Q_{\text{észlelt } 50\%} - (Q_{\text{észlelt } 80\%} - Q_{\text{öko-min}})$	

Napi jellemzők		
Megnevezés	jelölés	mértékegység
<i>észlelt napi közép-vízhozam</i>	$Q_{\text{észlelt}}$	$[m^3/s]$
<i>definíció</i>	a vízfolyás adott szelvényében, adott napon mért középvízhozam értéke. Amennyiben a vízfolyás vizsgált szelvényétől felvízi irányban nincsen társadalmi vízhasználat (vízkivétel, vízbevezetés, tározás, stb.), akkor ezt a vízhozam értéket tekinthetjük a vízgyűjtőről érkező természetes lefolyásnak.	
<i>mederben maradó napi középvízhozam</i>	$Q_{\text{mederben maradó}}$	$[m^3/s]:$
<i>definíció</i>	Egy vízfolyás adott szelvényében, adott napon és a hasznosítható vízkészlet adott hónapra vonatkozó maximális értékének igénybevétele esetén a vízfolyás medrében maradó – a tényleges ökológiai lefolyást jellemző – vízhozam	
<i>számítási mód</i>	$Q_{\text{mederben maradó}} = Q_{\text{észlelt}} - Q_{\text{haszn-max}}$	

Ökológiai vízigény

A javasolt módszer jellegzetessége, hogy a minimum ökológiai lefolyás mellett a hasznosítható vízkészletek maximumát is rögzíti. Így a pillanatnyi ökológiai vízigény gyakorlatilag két részből áll: egy statikus (az adott hónapra jellemző, a minimum ökológiai lefolyás havi értékével megegyező), valamint egy dinamikus (a pillanatnyi vízhozamnak az adott hónap $Q_{80\%}$ -a feletti többlet hozamával megegyező) részből.

A hasznosítható vízkészletek maximálása miatt beszélünk „mederben maradó” vízhozamról, és nem „mederben hagyandó” vízhozamról. A korábban alkalmazott, „mederben hagyandó vízhozam” ugyanis csak az ökológiai vízigény statikus részét veszi figyelembe és az azt meghaladó vízmennyiséget hasznosíthatóként kezeli.

Javaslatunk szerint az operatív vízgazdálkodás számára az ökológiai vízigény az adott hónap minimum ökológiai lefolyásának és az adott hónap 80%-os tartósságú vízhozam-értéke felett ténylegesen érkező, folyamatosan változó vízhozamnak az összege lesz. Ennek nagyságát – maximális vízhasználat esetén – a $Q_{\text{mederben maradó}}$ vízhozam adja meg.

A javasolt módszer szerint az ökoszisztéma számára rendelkezésre álló vízmennyiség 50%-os valószínűséggel, azaz sokéves időszakra jellemzően a havi bontásban meghatározott $Q_{\text{meder } 50\%}$ -kal jellemezhető. A vízfolyáshoz kötődő és fenntartandó ökoszisztéma tényleges vízigényét (amennyiben ez a későbbiekben az adott víztestre vonatkozóan fajspecifikusan vagy a teljes ökoszisztémára vonatkozóan meghatározásra kerül) ezzel a hónapról hónapra változó értékkel lehet összehasonlítani. Emellett érdemes a különböző vízjárású évek esetén meghatározható $Q_{\text{mederben maradó}}$ vízhozam-idősor értékeivel történő összevetés is.

Minimum ökológiai lefolyás

A minimum ökológiai lefolyás értékének értelmezésekor – az előző bekezdésekben említettek szerint – fontos

szem előtt tartani, hogy az nem egyenlő az ökológiai vízigénnyel, tehát nem azt a mennyiséget adja meg, amely a hasznosítható vízkészlet teljeskörű felhasználása esetén hosszútávon akár hónapokon vagy éveken keresztül előáll a mederben. Ehelyett ez az érték az ökológiai vízigény statikus részét adja, amely azt mutatja meg, hogy kisvízes (csapadékszegény), vagy szélsőségesen kisvízes (aszályos) időszakban mennyi az a lefolyás, amely megőrzendő a vízfolyás medrében. Ez a vízhozam érték kis valószínűséggel ugyan, de természetes esetben is előfordul. A társadalmi vízigények kielégítése a minimum ökológiai lefolyás megőrzése érdekében korlátozásra kerül, amint az észlelt tényleges vízhozam a $Q_{80\%}$ alá csökken.

A minimum ökológiai lefolyást havi bontásban kell meghatározni, figyelembe véve, hogy az élővilágnak van a klimatikus viszonyokon alapuló éven belüli életciklusa. Általánosságban elmondható, hogy a vízi ökoszisztémának a vegetációs időszakban nagyobb szüksége van a vízre, míg azon kívül jobban tűri a vízhiányt. A vízgyűjtő méretének, ezen belül tulajdonképpen a meder méretének figyelembevétele is fontos, mivel kisvízi állapotban a vízszahúzódo víztér lesz a vízhez kötődő élőlények számára a túlélést biztosító léttér. Ezutóbbi szempont elsősorban a kisebb mederméreteket, tehát a kisebb vízgyűjtők esetében lesz meghatározó.

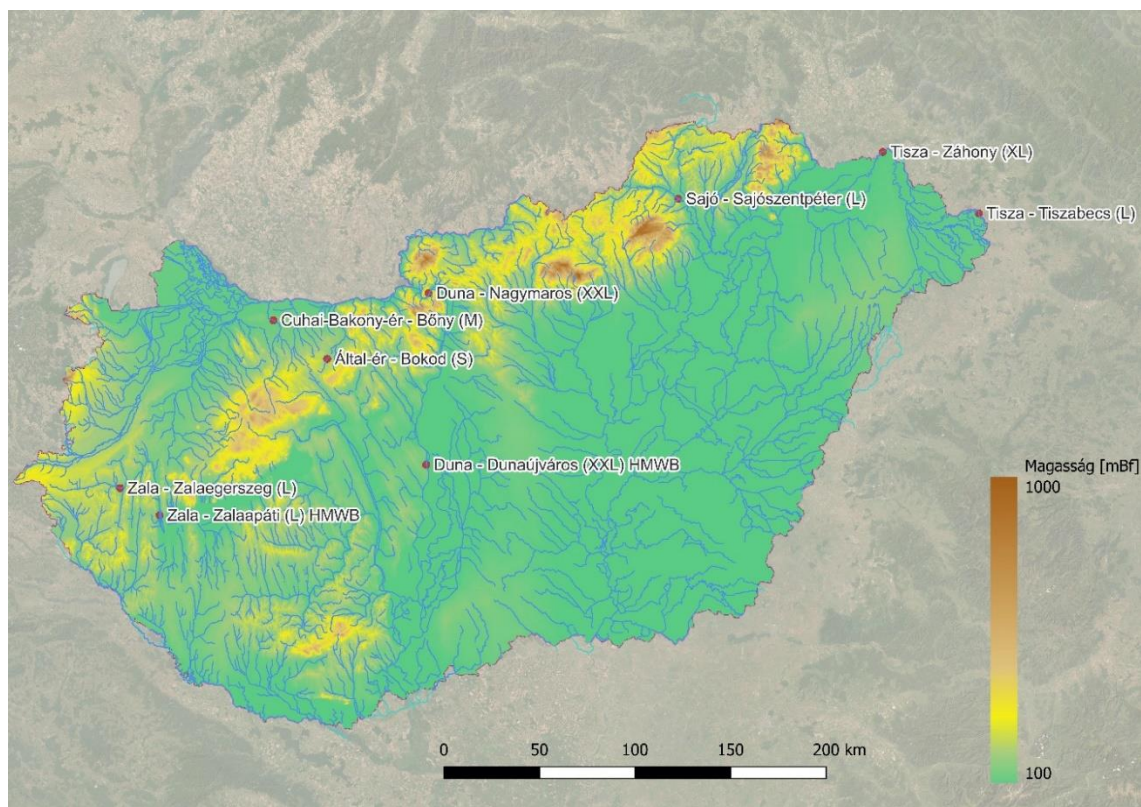
Fentiek alapján, javaslatunk szerint a minimum ökológiai lefolyás értéke az XXL, és az XL méretű vízgyűjtők esetén, éven belül egységesen az adott hónap legkisebb természetes vízhozamának (mint mértékadó kisvízi jellemzőnek) a 2/3 része, míg az L, M, és S méretkategóriájú vízgyűjtők esetében a vegetációs időszakban és azon kívül differenciáltan, a 4. táblázatban megadottak szerint kerül meghatározásra. Az S, és M méretű vízgyűjtők esetén a vegetációs időszakban előírt 90%-os tartósságú havi vízhozam számottevően nagyobb, mint a 95%, vagy a 97%-os tartósságú érték. Ez biztosítja, hogy ezeken a kisvízfolyásokon a meder minimális vízborítottsága lehetőleg egész évben megmaradjon.

4. táblázat. Minimum ökológiai lefolyás számítási módja a vízgyűjtő mérete és az éven belül megkülönböztetett időszakok alapján
Table 4. Minimum ecological flow calculation method based on the size of the watershed and the periods distinguished within the year

MINIMUM ÖKOLÓGIAI LEFOLYÁS ($Q_{\text{öko-min}}$) SZÁMÍTÁSA		Vegetációs időszakon kívüli hó- napok (november-február)	Vegetációs időszak (március-október)
Vízgyűjtő mé- rete	Duna méretű (XXL)	LKQ*2/3	LKQ*2/3
	Nagyon nagy (XL)	LKQ*2/3	LKQ*2/3
	Nagy (L)	Q97%*2/3	Q95%*2/3
	Közepes (M)	Q97%*2/3	Q90%*2/3
	Kicsi (S)	Q97%*2/3	Q90%*2/3

A kidolgozott tipológiai és módszertani javaslatok alapján az alábbiakban egy-egy – különböző vízgyűjtő-méret kategóriába sorolt – vízfolyás éves vízjárását mutatjuk be havi bontás-

ban. A kiválasztott vízfolyások lefedik a teljes tipológiai spektrumot, a „Duna-méretű” kategóriától a kicsi, azaz „S” méret-kategóriáig. A vizsgált víztestek az 1. ábrán láthatók.



1. ábra. Hidrológiai szempontból vizsgált vízfolyások és vízmérce állomások a hozzájuk tartozó teljes vízgyűjtő terület méretkategóriájának (S-XXL) és az erősen módosított víztestek (HMWB) megjelölésével

Figure 1. Hydrologically examined watercourses and water gauge stations with the size category of their entire catchment area (S-XXL) and the designation of heavily modified water bodies (HMWB)

Fontos, hogy a kiválasztott víztesteket a demonstráció érdekében a többi víztesttől elszigetelten vizsgáltuk, ugyanakkor a módszer alkalmazása során a vízkészlet-gazdálkodás és az ökológia által megkívánt módon, a teljes vízfolyás hossza mentén, illetve a teljes vízgyűjtőre vonatkozó vízmérleg alapján kell megvalósítani a környezeti vízigény (ökológiai és társadalmi igények) meghatározását és összehangolását!

Az elemzéshez a Vízgyűjtő-gazdálkodási Terv 2. ciklusában (VGT2) alkalmazott hidrológiai adatbázist használtuk fel, amely az 1981–2010 közötti időszakra vonatkozó, feldolgozott napi vízhozam-idősorokat tartalmazza. Ez lehetővé tette a VGT2-ben meghatározott ökológiai kisvíz értékével való összevetést (5. táblázat).

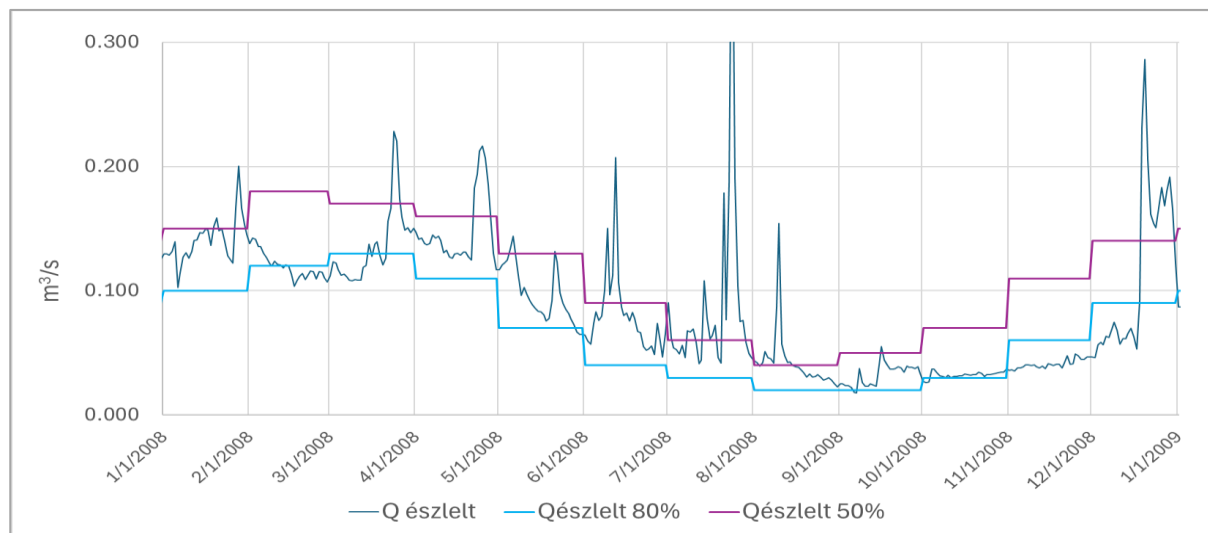
EREDMÉNYEK

Természetes felszíni víztestek

Az 1. ábrán bemutatott víztestek kiválasztásánál fontos szempont volt, hogy lehetőség szerint természetes állapotú (ne erősen módosított) víztesteket vizsgáljunk, továbbá, hogy a társadalmi vízhasználatok (vízkivételek, vízbevezetések) lehetőleg ne befolyásolják jelentősen a természetes vízjárási viszonyokat. A szemléltetés érdekében ugyanakkor bemutatunk két nem hidrológiai, hanem morfológiai okokból erősen módosított besorolású víztestet, a Duna Budapest-Dunaföldvár közötti szakaszát, illetve a Zala Bárándi-patakig tartó szakaszát.

Egy tetszőleges vízfolyás víztestre vonatkozóan, amely rendelkezik a víztesten elhelyezkedő vízrajzi mérőállomással, a 3. és 4. táblázatban leírt mennyiségek és számítási módszerek segítségével megadhatók a víztest jellemző havi vízjárási adatai. A számítások eredményeként kapható havi vízjárási jellemzőket az alábbiakban az „Által-ér, Bokod” vízmérce példáján mutatjuk be.

A 2. ábrán láthatóak az észlelt (természetesnek vett) lefolyás sokéves havi jellemzői: az egyes hónapokra vonatkozó 50%-os és 80%-os tartósságú napi középvízhozam (napi átlagos vízhozam) éven belüli lefutásának idősorai. Továbbá szemléltetési célból az ábrán látható az adott vízmérceszelvény esetében, a lefolyás szempontjából átlagosnak mondható 2008-as naptári év napi észlelt vízhozam időszora.



2. ábra. Által-ér, Bokod: Jellemző vízhozamok és egy hidrológiai szempontból átlagos év (2008) észlelt vízhozam időszora
Figure 2. Által-ér, Bokod: Typical water discharges and a time series of observed water discharges in a hydrologically average year (2008)

A 4. táblázatban megadott számítási mód alapján meghatározásra kerültek az egyes hónapokra vonatkozóan a minimum ökológiai lefolyás ($Q_{\text{öko-min}}$) értékei, melyeket a 3. ábrán mutatunk be. A 3. ábrán emellett feltüntetésre került az 50%-os valószínűséggel mederben maradó vízmennyiség éves lefutása havi bontásban ($Q_{\text{mederben 50\%}}$), feltételezve, hogy a hasznosítható vízkészletet maximális mértékben igénybe veszik. Továbbá a 2. ábrán bemutatott, átlagosnak tekinthető 2008-as év esetén a mederben maradó tényleges vízhozamokat ($Q_{\text{mederben maradó}}$) is ábrázoltuk, ugyanezen feltételezés mellett. A korábbi VGT módszertannal történő összevetés érdekében a 3. ábrán feltüntettük a VGT2 keretében, kizárólag augusztus hónapra meghatározott ökológiai kisvíz értékét.

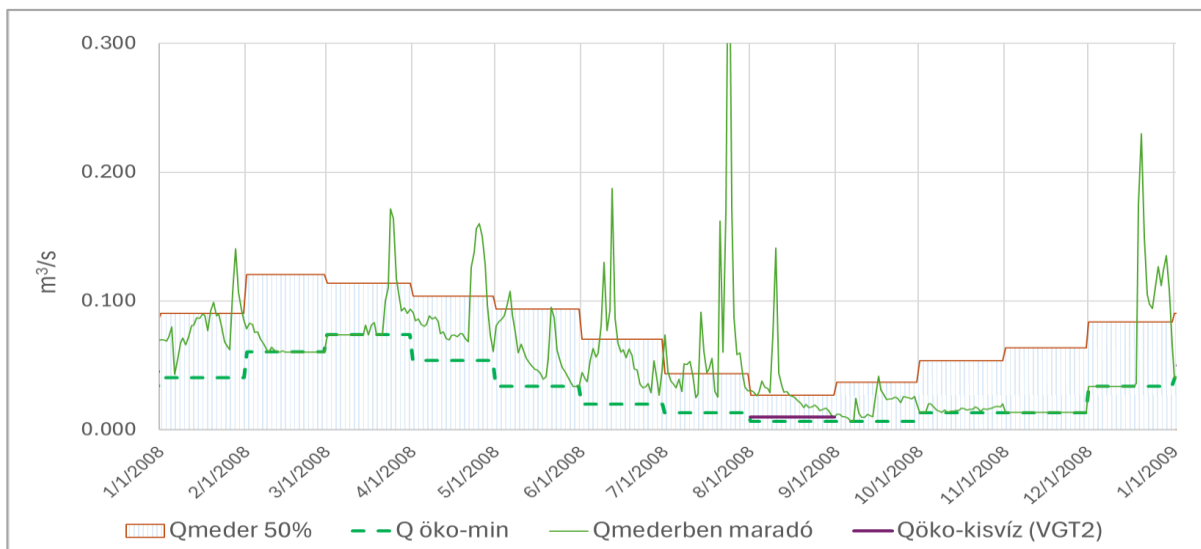
A 2. és a 4. ábrán látható, hogy 2008. február közepétől március közepéig, illetve november elejétől december közepéig az Által-ér bokodi szelvényében a tényleges észlelt vízhozam alatta maradt a $Q_{80\%}$ értéknek. Ebben az időszakban maximális vízhasználatokat feltételezve a vízkivételek korlátozására került volna sor, annak érdekében, hogy a mederbeli vízhozam ne csökkenjen a minimum ökológiai lefolyás ($Q_{\text{öko-min}}$) értéke alá. A 3. és 4. ábrán látható, hogy ezekben az időszakokban a mederben maradó vízhozam ($Q_{\text{mederben maradó}}$) megegyezik a minimum ökológiai lefolyás

értékével. Természetesen, amennyiben ezekben az időszakokban a hasznosítható vízkészlet nincs teljes mértékben kihasználva, akkor több víz marad a mederben, illetve nem-, vagy csak később válik szükségessé a vízkorlátozás.

Végül a 2. és a 3. ábrán feltüntetett görbékét közös grafikonon ábrázolva kapjuk a 4. ábrát, amely segítségével a jellemző vízhozamok viszonyíthatók egymáshoz.

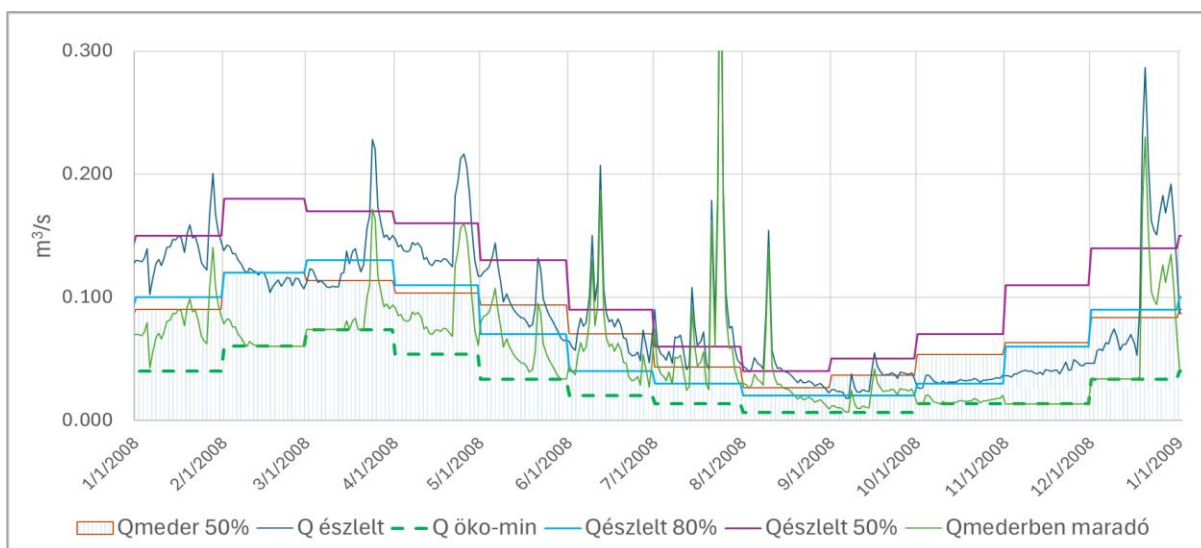
Az 5. ábrán bemutatjuk a további méretkategóriába eső vízfolyásokra készített összefoglaló ábrákat, a jobb láthatóság érdekében anélkül, hogy egy adott év tényleges vízhozamidősort feltüntetnénk rajtuk. Az 5. ábra grafikonjain látható, hogy 50%-os tartósságú vízjárású esetben a mederben maradó készlet értéke (az ábrán függőlegesen sraffozott) eléri, vagy meghaladja a társadalom további céljai számára felhasználható készletértéket (az ábrákon a $Q_{\text{észlelt 50\%}}$ és a $Q_{\text{mederben 50\%}}$ görbék közötti fehér terület). Ez különösen igaz a nagyobb változékonysággal rendelkező közepes és kis vízfolyások esetén. Mindez tükrözi, hogy a javasolt hidrológiai módszertan alkalmas az ökológiai igények és a társadalmi vízigények egyenrangú kezelésére.

A kiválasztott víztestekre vonatkozó adatokat összefoglalóan az 5. táblázat tartalmazza.



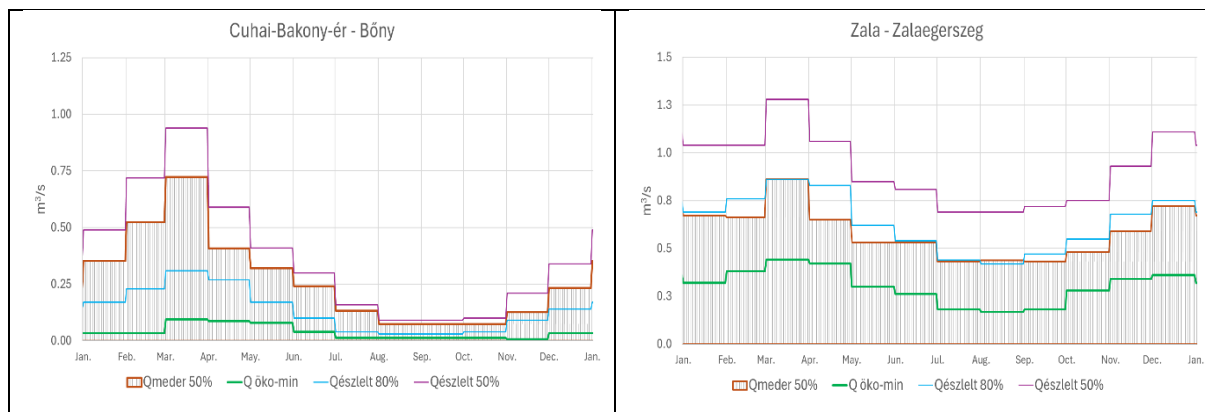
3. ábra. Által-ér, Bokod: Mederben maradó havi jellemző ($Q_{meder\ 50\%}$) vízhozamok és egy hidrológiai szempontból átlagos év (2008) tényleges mederben maradó vízhozam időszora a hasznosítható vízkészlet teljes igénybevétele esetén. Összehasonlításképpen a VGT2-ben augusztus hónapra meghatározott ökológiai kisvíz értékét is feltüntettük a grafikonon

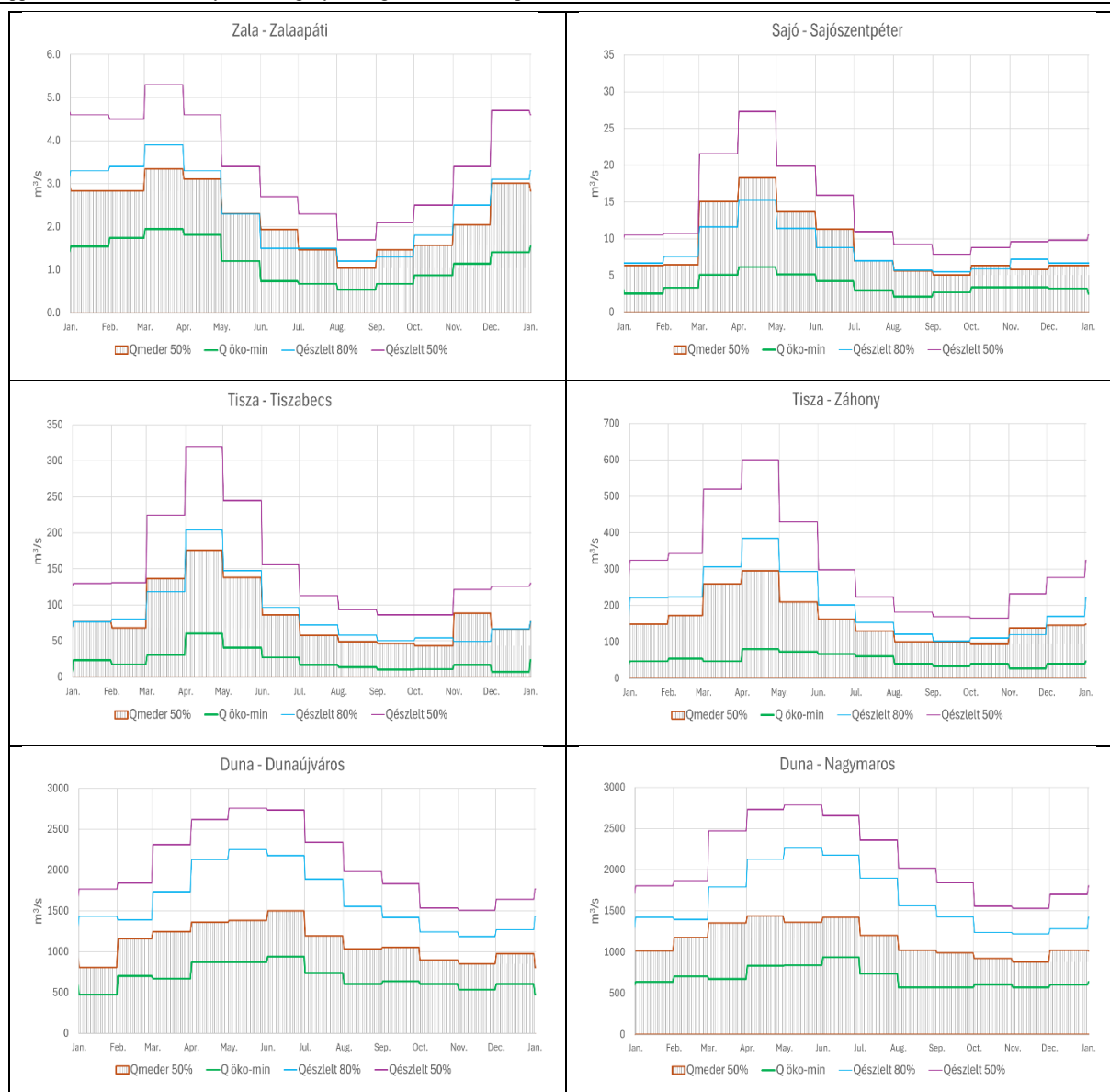
Figure 3. Által-ér, Bokod: Monthly characteristic ($Q_{meder\ 50\%}$) water discharges remaining in the riverbed and a time series of actual water discharge remaining in the riverbed for a hydrologically average year (2008) in the case of full use of the usable water resource. For comparison, the ecological low water value determined in VGT2 for the month of August is also shown on the graph



4. ábra. Által-ér, Bokod: Jellemző vízhozamok és egy hidrológiai szempontból átlagos év (2008) észlelt vízhozam időszora, valamint mederben maradó vízhozam időszora a hasznosítható vízkészlet teljes igénybevétele esetén

Figure 4. Által-ér, Bokod: Typical water discharges and a time series of observed water discharge in a hydrologically average year (2008), as well as a time series of water discharge remaining in the riverbed in the case of full use of the usable water resource





5. ábra. Kiválasztott víztestek havi bontású környezeti vízigényének hidrológiai módszerrel történő meghatározását bemutató grafikonok, feltüntetve a vízmérceszelvénnyre jellemző 50%-os és 80%-os tartósságú vízhozamokat, valamint a minimum ökológiai lefolyás havi értékeit, illetve az 50%-os valószínűséggel mederben maradó vízmennyiséget, a hasznosítható vízkészletek teljes igénybevétele esetén. A hasznosítható vízkészlet a $Q_{80\%}$ -os vízhozam és a minimum ökológiai lefolyás között rendelkezésre álló pillanatnyi készlet

Figure 5. Graphs showing the determination of the monthly environmental water demand of selected water bodies using the hydrological method, indicating the 50% and 80% sustainable water flows characteristic of the water gauge profile, as well as the monthly values of the minimum ecological flow, and the amount of water remaining in the riverbed with a 50% probability, in the case of full use of the usable water resources. The usable water resource is the instantaneous resource available between the $Q_{80\%}$ water flow and the minimum ecological flow

A korábban említettek szerint ökológiai szempontból indokolt, hogy a havi bontásban meghatározott hasznosítható vízkészlet értékeket a közvetlen társadalmi vízigények kielégítése szempontjából maximálisan felhasználható értékek, azaz felső korlátnak tekintjük. Ehhez kapcsolódóan megjegyzendő, hogy a klímaváltozás kapcsán, az aszálytalaj sújtott területek

vízzel történő ellátása érdekében felmerült a táj vízfolyásokból történő nagyobb volumenű vízpótlása. Javaslatunk erre vonatkozóan, hogy a vízfolyások természetes vízjárási jellegének megőrzése érdekében ilyen ökológiai célú vízpótlást az 50%-os tartósságú vízhozamot elérő, vagy azt meghaladó vízhozamok esetén lehessen üzembe helyezni.

5. táblázat. A javasolt módszertan eredményeinek bemutatásához kiválasztott víztestek adatai
Table 5. Data on water bodies selected to present the results of the proposed methodology

Víztest	Vízgyűjtő terület (km ²)	Vízfolyás	Vízmerce	Erősen módosított	Típus	Öko. kisvízi készlet (VGT2) (m ³ /s)	Minimum ökológiai lefolyás a javasolt módszertan szerint			
							legkisebb havi érték (m ³ /s)	legkisebb értékhez tartozó hónap	legnagyobb havi érték (m ³ /s)	legnagyobb értékhez tartozó hónap
Által-ér felső	105	Által-ér	Bokod	NEM	3S	0,013	0,007	aug.	0,074	márc.
Cuha (Bakony-ér) alsó	570	Cuhai Bakony-ér	Böny	NEM	3M	0,079	0,007	nov.	0,094	márc.
Zala (Széplaki patakig)	1 168	Zala	Zalaegerszeg	NEM	4L	0,174	0,168	aug.	0,442	márc.
Zala (Bárándi patakig)	1 568	Zala	Zalaapáti	IGEN	7L	0,211	0,536	aug.	1,943	márc.
Sajó felső	3 219	Sajó	Sajószentpéter	NEM	4L	1,739	2,144	aug.	6,164	ápr.
Tisza országhatártól Túríg	10 884	Tisza	Tiszabecs	NEM	4L	29,101	7,102	dec.	60,434	ápr.
Tisza Szipa-főcsatorná-tól Belfőcsatornáig	33 722	Tisza	Záhony	NEM	8N	40,124	26,800	nov.	80,400	ápr.
Duna Szob–Budapest között	181 814	Duna	Nagymaros	NEM	9K	941,428	570,170	aug.	941,350	jún.
Duna Budapest–Dunaföldvár között	185 468	Duna	Dunaújváros	IGEN	9K	944,552	472,350	jan.	941,350	jún.

Erősen módosított vízfolyások

Erősen módosított folyóvizek vagy állóvizek a természetes módon létrejött víztestek azon része, amelyek igazolt társadalmi igények miatt olyan mértékű hidrológiai vagy morfológiai terhelés alatt állnak, hogy a VKI szerinti állapotértékelésük alapján külön kategóriában kell kezelni ezeket (WDF 2000). A VKI szerinti célkitűzésük nem azonos a természetes vízfolyások, állóvizek esetében értelmezett jó állapottal. A VKI e víztestek számára a jó ökológiai potenciált és jó kémiai állapotot írja elő jó állapotként (WFD 2000).

Ezek a víztestek valójában eredendően természetes víztestek voltak, tehát van hozzá tartozó természetes vízgyűjtő/vagy részvízgyűjtő területük és ebből adódóan önálló vízkészletük is. Fontos, hogy a nemzetközi szakirodalomban a környezeti vízigény (environmental flow) meghatározásának módszertanaiban nem jelenik meg az EU-VKI szerinti víztest felosztás (természetes, erősen módosított, mesterséges víztestek megkülönböztetése).

Amennyiben tehát egy víztest morfológiai beavatkozások miatt lett erősen módosított akkor ott elsődlegesen terhelés-csökkentő intézkedéssel kell az állapotjavítást biztosítani, ezen esetekben kizárólag hidrológiai beavatkozásokkal a jó ökológiai potenciál nem érhető el. A morfológiai okok miatt erősen módosított víztestek esetében ezért a környezeti vízigény meghatározásának módszertana nem tér el a természetes vízfolyásokra alkalmazandó módszertantól.

sokkal a jó ökológiai potenciál nem érhető el. A morfológiai okok miatt erősen módosított víztestek esetében ezért a környezeti vízigény meghatározásának módszertana nem tér el a természetes vízfolyásokra alkalmazandó módszertantól.

Ha a vízfolyás hidrológiai viszonyaiba történő emberi beavatkozás önmagában is erősen módosított állapotot okoz, akkor mindig egyedi vizsgálat szükséges a módosított állapotban a környezeti vízigény megállapítására, amely alapja az erősen módosítás okainak a figyelembevétele és az erősen módosított víztesthez leginkább hasonló természetes víztest referenciaállapota.

Mesterséges víztestek

Mesterséges víztestek azok a felszíni víztestek, amelyeket emberi tevékenység hozott létre, így történelmileg önálló felszíni vízgyűjtővel nem rendelkeztek. Ezeket a víztesteket tulajdonképpen a vízkészlettel rendelkező víztesten megjelenő önálló vízigényként, vízelvonásként kell kezelni. A létrehozásukkal ugyanakkor azon túl, hogy egy adott társadalmi igény kielégítését ellátja, egyben vízes-élőhelyé is válik, amelynek fenntartása és a kialakult élőhely védelme egyben a VKI-ből fakadó kötelezettség. A VKI e víztestek esetén szintén jó ökológiai potenciált és jó kémiai állapotot ír elő jó állapotként.

Fentiek alapján a mesterséges víztestek esetén is szükség van a környezeti vízigény megállapítására. Ez a mesterséges víztestek esetében mindig egyedi vizsgálatot igényel. Itt abból lehet kiindulni, hogy azok a társadalmi vízhasználatok a meghatározók, amelyek kielégítése céljából létrehozták a víztestet. Ilyen víztestek létrehozása mindig vízjogi engedélyezésen kell, hogy alapuljon, amely keretében – javaslatunk szerint – abból a feltételből kell kiindulni, hogy elsődleges védelem azt a természetes vagy erősen módosított víztestet illeti, amely vízkészletéből a vízátvezetés vagy vízkivétel megtörténik. Amennyiben a mesterséges víztesten megjelenő társadalmi vízigény, mint vízszolgáltatási igény a teljes évre vonatkozik, és ez biztosítható, akkor külön minimum ökológiai lefolyást előírni nem szükséges.

Amennyiben egy felszíni mesterséges vízfolyás-víztesten megjelenő társadalmi igény csak időszakos vízátvezetést tesz szükségessé, akkor a víztest élővíz ellátása a társadalmi vízigény szüneteltetése esetén is indokolt. Ezt a vízminőség védelme érdekében is fenn kell tartani, a pangó vizek elkerülése érdekében és elsődlegesen a vízfolyás jelleg megőrzéséhez minimálisan szükséges vízátvezetés értékét kell meghatározni egyedi vízjogi engedélyezési eljárás keretében.

Alkalmazás a VGT4-ben

Javaslatunk az új módszertan kialakítására tehát az, hogy első körben hidrológiai megközelítésből indokolt kiindulni mert erre van megfelelő mértékű múltbeli és folyamatos monitoring adat. A hidrológiai módszerhez aztán indokolt esetben hozzá kell kapcsolni a vízfolyás morfológia alapján a hidraulikai jellemzőket és további ökológiai szempontokat, amelyek befolyásolják az élőhelyeket. A kidolgozás alatti VGT4 keretében célszerűnek tartjuk a módszer alkalmazását az állapotértékelés során. Elsősorban a közepes és kicsi (M, S) vízgyűjtők esetében terepi bejárások során a mederben maradó víztér alapján, ha kell módosítást eszközölve a minimális ökológiai lefolyás meghatározási módjában, felülvizsgálva a 4. táblázatban szereplő tartóssági értéket és a 2/3-os szorzótényező értékét.

A Vízgyűjtő-gazdálkodási tervezés alap építőeleme a víztest. Egyes vízfolyások több víztestre kerültek felosztásra. Ugyanakkor a VKI vízgyűjtő szemlélete alapján vízterekre vonatkozóan – azaz a teljes vízfolyás hossza mentén összefüggően kell meghatározni és biztosítani a környezeti vízigényt (WFD 2000). Ehhez a vízkészletgazdálkodásban alkalmazott vízmérleg alapú szemlélet (területi vízmérleg és vízkészlet-gazdálkodási hossz-szelvény készítés) megfelelő alapot nyújt.

A környezeti vízigények javasolt hidrológiai módszerrel történő meghatározásához minden vízfolyás víztestre szükséges

- a havi vízmérleg készítés, és
- a nem-mért vízgyűjtőkre vonatkozóan a havi vízjárási jellemzők víztest szintű meghatározása.

Ez a feladat igényli egyfelől új kisvízi hidrológiai módszertanok bevezetését, illetve hidrológiai modellezési esz-

közök alkalmazását, másrészt a vízrajzi mérőhálózat fejlesztését. Ezekre vonatkozóan a projekt keretében elkészülő végleges jelentésben részletesebb javaslatot teszünk.

ÖSSZEFOGLALÁS, KÖVETKEZTETÉSEK

A tanulmányban bemutatuk a környezeti vízigényen belül az ökológiai vízigénynek és a társadalmi vízigények számára hasznosítható vízkészleteknek a hidrológiai meghatározási módját, melyben több új elem szerepelt:

- Újdonság, hogy a módszer a környezeti vízigénynek (environmental flow) a teljes évre vonatkozóan mind az ökológiai, mind a társadalmi vízigények kielégítésére vonatkozó feltételeit megadja, megteremtve ezáltal a kétféle igény kompromisszumos összehangolásának kiindulási alapját.
- A módszertan havi bontásban, a vizsgált vízfolyásra jellemző éves ciklus figyelembevételével rendelkezik a minimum ökológiai lefolyás értékéről.
- A közép- és nagyvizek dinamikájának védelme érdekében előírja a hasznosítható vízkészletek maximumát, szintén havi bontásban. A 80%-os tartósságú vízhozamok felett vízkivételre csak az 50%-os tartósságot meghaladó vízhozamok előállása esetén van lehetőség.
- A módszertan külön kezeli az erősen módosított és mesterséges víztesteket
- A hidrológiai adatbázis 6 évenkénti frissítése biztosítja a klímaváltozás hatásainak figyelembevételét, továbbá a havi bontással együtt az időszakossá váló vízfolyások környezeti vízigényének meghatározása is kezelhetővé válik.
- Az ökológiai vízigények és hasznosítható vízkészletek meghatározásakor előírt feltételek (4. táblázat) a vízhasználatokat a vízbő időszakok felé, azon belül is a vegetációs időn kívüli hónapokra igyekezik terelni. Ez a víztározás szerepének felértékelődését hozza magával.

Azon elemek figyelembevételére, amelyek a környezeti vízigény szemlélet érvényre juttatásához még hiányoznak, a vízgyűjtőgazdálkodási tervezés során lehetőség van. E tényezők magukba foglalják a medermorfológia hatását, a vízminőségi jellemzők figyelembevételét és a meglévő ökoszisztéma élőlényegyütteseinek tényleges igényeit. Ezek javaslatunk szerint a holisztikus módszertan eszközeivel, terepi bejárások és adatgyűjtések útján határozhatók meg. Ezen információk birtokában a hidrológiai módszertan során meghatározott környezeti vízigény (azaz az ökológiai és társadalmi vízigények közötti egyensúly) pontosítható.

Az itt bemutatott módszertani javaslat folytatásaként, illetve a Vízudományi és Vízbiztonsági Nemzeti Laboratórium Projekt keretében az ökológiai vízigények meghatározásának módszertani felülvizsgálata tárgyában elvégzendő tevékenységek utolsó feladataként a javasolt módszertan alkalmazása egy síkvidéki és egy dombvidéki mintaterületen kerül részletesen is bemutatásra.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A közleményben bemutatott kutatás a Széchenyi Terv Plusz program keretében a Víz tudományi és Víz biztonsági Nemzeti Laboratórium (RRF-2.3.1-21-2022-00008) Projekt támogatásával valósult meg.

IRODALOMJEGYZÉK

Arthington, A.R., Zalucki, M.J. (1998). Comparative evaluation of environmental flow assessment techniques: Review and methods. - Land and Water Resources Research and Development Corporation: Canberra, Australian Capital Territory.

Benetti, A.D., Lanna, A.E., Cobalchini, M.S. (2004). Current practices for establishing environmental flows in Brazil. - River Research and Applications, 20. pp. 427-444. <https://doi.org/10.1002/rra.758>

Brisbane Declaration (2007). Summary Findings and a Global Action Agenda. - 10th International River Symposium and International Environmental Flows Conference, 3-6 September 2007, Brisbane, Australia, <https://www.conservationgateway.org/ConservationPractices/Freshwater/>

Dévai G., Aradi C. (1998). Ökológiai vízminőség. A nemzeti vízgazdálkodási stratégia kidolgozásának alapozó tanulmánya, MTA, Budapest, kézirat.

Dévai G., Aradi C., Csabai Z. (1998a). Ökológiai víz-igény. A nemzeti vízgazdálkodási stratégia kidolgozásának alapozó tanulmánya, MTA, Budapest, kézirat.

Dévai G., Nagy S., Wittner, I., Aradi Cs., Csabai Z., Tóth A. (1998b). A vízi és a vizes élőhelyek sajátosságai és tipológiája oktatási segédanyag, KLTE Ökológiai Tanszéke, Hidrobiológiai Részleg, 1998, Debrecen.

Domokos M. (1999). A mederben hagyandó vízhozam értelmezésének múltja és jövője, Vízügyi Közlemények, LXXXI. évfolyam, 1. füzet. 169-171

EC (2003). Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies, Guidance Document No. 4, Produced by Working Group 2.2 – HMWB, ISBN 92-894-5124-6, ISSN 1725-1087

EC (2015). Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive. Guidance Document No. 31, - ISBN 978-92-79-45758-6, ISSN 1725-1087.

EU (2015). Guidance document on the application of water balances for supporting the implementation of the WFD. – ISBN 978-92-79-52021-1

Grabowski, R.C., Gurnell, A.M. (2016). Hydrogeomorphology–ecology interactions in river systems. - River Research and Applications, 32. 139-141. <https://doi.org/10.1002/rra.2974>

GWP (2003). <https://www.gwp.org/en/About/why/the-need-for-an-integrated-approach/>: [Elérve: 2025.04.20.].

Horváth Á. (2024). Magyarország határmenti térségeinek vízkészletmegosztási előírásai esettanulmány a Lajta nemzetközi vízátadási kérdéseire vonatkozóan. - Hidrológiai Vándorgyűlés XLI., Szolnok. https://www.hidrologia.hu/vandorgyules/41/word/0206_horvath_agnes.pdf [Elérve: 2025.04.20.].

Horne, A.C., Webb, J.A., Stewardson, M.J., Richter, B., Acreman, M. (2017). (Eds.): Water for the environment from policy and science to implementation and management. – Elsevier Publishing, London, Academic Press, ISBN: 978-0-12-803907-6

Ijjas I. (2019). Lehet-e integrált vízgazdálkodás intézményi integráció nélkül?, Hidrológiai Közlemények 99. évf. 1. szám, pp. 3-11. https://www.hidrologia.hu/wp-content/uploads/2023/11/HK2019_01.pdf [Elérve: 2025.04.20.].

King, J., Tharme, R.E., Brown, C. (2008). Environmental Flow Assessments for Rivers: - Manual for the Building Block Methodology (updated edition). Gezina, Water Research Commission.

King, J.M., Tharme, R.E., de Villiers, M.S. (2003). Environmental Flow Assessments for Rivers. - Manual for the Building Block Methodology. Pretoria, Water Research Commission.

Linnansaari, T., Monk, W.A., Baird, D.J., Curry, R.A. (2013). Review of Approaches and Methods to Assess Environmental Flows across Canada and Internationally. - Research Document 2012/039. Ottawa, Canadian Science Advisory Secretariat.

Merenlender, A.M., Matella, M.K. (2013). Maintaining and restoring hydrologic habitat connectivity in Mediterranean streams: an integrated modeling framework. - Hydrobiologia, 719:509–525. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1468-y>

Merritt, D.M., Scott, M.L., LeRoy, Poff, N., Auble, G.T., Lytle, D.A. (2010). Theory, methods and tools for determining environmental flows for riparian vegetation: riparian vegetation-flow response guilds. Freshwater Biology, 55:206–225.

OVF (2013). Vízrajzi fogalomtár. <http://www.ovf.hu/hu/vizrajzi-fogalomtar> [Elérve: 2025.04.20.].

Pahl-Wost, C., Arthington, A., Bogárdi, J. (2013). Environmental flows and water governance: managing sustainable water uses. Science Direkt - https://www.researchgate.net/publication/250916376_Environmental_flows_and_water_governance_Managing_sustainable_water_uses [Elérve: 2024.10.03]

Poff, N.L., Richter, B.D., Arthington, A.H., Bunn, S.E., Naiman, R.J., Kendy, E., Acreman, M., C. Apse, B.P. Bledsoe, M.C. Freeman, J. Henriksen, R.B. Jacobson, J.G. Kennen, D.M. Merritt, Keeffe, J.H.O., Olden, J.D., Rogers, K., Tharme, R.E., Warner, A. (2010). The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. - Freshwater Biology, 55: pp. 147-170. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02204.x>

Richter, B.D., Warner, A.T., Meyer, J.L., Lutz, K. (2006). A collaborative and adaptive process for developing environmental flow. - River Res. Applic. 22, 297-318. <https://doi.org/10.1002/rra.892>

Rodríguez-Gallego, L., Chreties, C., Crisci, M. M., Fernández, N. Colombo, B. Lanzilotta, M. Saravia, Neme, C., Sabaj S., Conde, D. (2012). Fortalecimiento del concepto de Caudales Ambientales como Herramienta para la

Gestión Integrada de los Recursos Hídricos. - Montevideo, PNUMA y Vida Silvestre Uruguay.

Speed, R., Gippel, C., Bond, N., Bunn, S., Qu, X., Zhang Y., Liu, W., Jiang, X. (2012). Assessing River Health and Environmental Flow Requirements in Chinese Rivers. - Brisbane, International Water Centre.

Szalay M. (2009). „Vízgyűjtő-gazdálkodási tervek készítése” című KEOP-2.5.0. A kódszámú projekt megvalósítása a tervezési alegységekre, valamint részvízgyűjtőkre, továbbá ezek alapján az országos vízgyűjtő-gazdálkodási terv, valamint a terv környezeti vizsgálatainak elkészítése (TED [2008/S 169-226955]): Fiziko-kémiai és kémiai minősítő rendszer. - Témabeszámoló a VKKI részére, Háttéranyag, kézirat http://www2.vizeink.hu/files2/2_3_hatteranyag_pdf.zip [Elérve: 2025.04.20.].

Tharme, R.E. (2003). A global perspective on environmental flow assessment: emerging trend sin the development and application of environmental flow methodo-

logies for rivers. - Rivers Research and Application 19, pp. 397-441. <https://doi.org/10.1002/rra.892>

VGT1 (2010). Magyarország első Vízgyűjtő-gazdálkodási Terve. 1127/2010. (V.21.) Korm. határozat melléklete.

VGT2 (2016). Magyarország Vízgyűjtő-gazdálkodási Terve. – OVF, <https://vizeink.hu/vizgyujto-gazdalkodasi-terv-2012-2015/vgt2-elfogadott/>

VGT3 (2022). Magyarország Vízgyűjtő-gazdálkodási Terve. – OVF, <https://vizeink.hu/vizgyujto-gazdalkodasi-terv-2019-2021/vgt3-elfogadott/>

Vízkezelésgazdálkodási évkönyv (1962). Vízgazdálkodási Tudományos Kutató Intézet, Budapest

Vízkezelésgazdálkodási évkönyv (1971). Vízgazdálkodási Tudományos Kutató Intézet, Budapest

WFD (2000). Directive of the European Parliament and of the Council 2000/60/EC Establishing a framework for community action in the field of water policy. European Union, Luxembourg PE-CONS 3639/1/00 REV 1.

A SZERZŐK



CHAPPON MÁTÉ okleveles vízépítőmérnök (Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, 2014). Tanársegéd a Széchenyi István Egyetem Közlekedésépítési és Vízmérnöki Tanszékén. Jelenleg a Széchenyi István Egyetem Multidiszciplináris Műszaki Tudományok Doktori Iskolájának negyedéves doktorandusz hallgatója. Kutatási területe az integrált vízkészlet-gazdálkodás, különös tekintettel a víz értékén alapuló döntéshozatal tudományos megalapozására. Az MTA VEAB Vízgazdálkodási munkabizottságának titkára.



JANÁK EMIL víz- és szennyvíztechnológus, okleveles vízépítőmérnök (Budapesti Műszaki Egyetem), 1982-től víziközmű tervező a Tervező Intézetben, 1984-től üzemviteli csoportvezető az Észak-dunántúli Víz- és Csatornaműnél, majd 1987-től 2013-ig az Északdunántúli Vízügyi Igazgatóságnál dolgozott. Először vízkészletgazdálkodási csoportvezető, később vízgazdálkodási osztályvezető végül 1999-től igazgatói minőségben. Jelenleg a VTK Innosystem Kft-ben dolgozik tervezőként. A Magyar Hidrológiai Társaság tagja, a Magyar Mérnök Kamara Vízgazdálkodási és Vízépítési tagozat tervezői szakértői minősítő testület tagja.



SZILÁGYI FERENC PhD, okleveles biológia-kémia szakos középiskolai tanár (ELTE TTK, 1979), a Budapesti Műszaki Egyetem Építőmérnöki Kar Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszékének címzetes egyetemi tanára. Fő szakterülete a hidrobiológia, vízgyűjtő-gazdálkodás, vízminőség-szabályozás. A Magyar Hidrológiai Társaság (MHT), a Magyar Szennyvíztechnikai Szövetség, és a Budapesti és Pest Megyei Mérnök Kamara tagja, szerkesztőbizottsági tag a Hidrológiai Közlöny és a Journal of Fisheries Science folyóiratoknál.



SZALAY MIKLÓS† okleveles vízépítőmérnök (Budapesti Műszaki Egyetem, 1975), okleveles hidrológus (Dipl. Hydrol, Delft, IHE 1980) az MHT tagja. A vízügyi ágazatban több évtizedes múlttal rendelkezett. Az utóbbi évek során az Országos Vízügyi Főigazgatóság Vízgyűjtő-gazdálkodási Osztályán és a VIZITERV Environ Nonprofit Kft.-nél szakági szakértőként dolgozott vízkészlet-gazdálkodási és hidrológiai feladatokon. 2024. december 24-én hunyt el.



BENE KATALIN PhD okleveles építőmérnök (BME, 1987), 1991-ben szerzett MSc diplomát vízépítőmérnöki szakon a University of South Carolina egyetemen, majd ugyanitt 1996-ban PhD-fokozatot. A doktori fokozat megszerzését követően posztdoktori kutatóként és oktatóként dolgozott a University of South Carolina-n. 2011 óta a Széchenyi István Egyetem Közlekedésépítési és Vízmérnöki Tanszékének docense, valamint a Vízgazdálkodási Kutatócsoport vezetője. A VEAB Vízgazdálkodási Munkabizottságának elnöke, továbbá számos hazai és nemzetközi kutatási projekt (pl. Horizon, KEHOP) szakmai vezetője. 2015 óta a Magyar Tudományos Akadémia köztestületi tagja.