

Ecology of Lake Balaton/ A Balaton ökológiája

MTA ÖK BLI Elektronikus folyóirata
2017. 4: 1-23.



IDEGENHONOS HALFAJOK MAGYARORSZÁGON ÉS A BALATON VÍZGYŰJTŐJÉN; TÖRTÉNETI ÁTTEKINTÉS ÉS RECENS ELTERJEDÉS MINTÁZATOK

**Takács Péter*¹, Czeglédi István¹, Ferincz Árpád², Sály Péter³, Specziár András¹,
Vital Zoltán¹, Weiperth András⁴, Erős Tibor¹**

¹ MTA Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet, 8237 Tihany,
Klebelsberg Kuno u. 3.

² Szent István Egyetem, Halgazdálkodási Tanszék, 2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

³ Pécsi Tudományegyetem, Hidrobiológiai Tanszék, 7624 Pécs, Ifjúság útja 6.

⁴ MTA Ökológiai Kutatóközpont, Duna-kutató Intézet, 1113 Budapest, Karolina út 29.

*takacs.peter@okologia.mta.hu

Kulcsszavak: Kárpát-medence, invázió, idegenhonos halfajok, ökológiai kockázat, halastavak, akvarisztika, horgászat

Kivonat: Jelen munkánkban 1) szakirodalmi közléseket felhasználva történeti áttekintést nyújtunk az idegenhonos halfajok magyarországi folyóvizekben való megjelenéséről; 2) az utóbbi öt évben végzett országos léptékű halállomány felméréseink eredményeit térinformatikai módszerrel elemezve országos és Balatoni vízgyűjtő szintjén bemutatjuk a halfajok recens elterjedés mintázatát, és relatív abundancia adatait. Valamint 3) vizsgáljuk a tengerszint feletti magasság és a halastavak idegenhonos fajok elterjedés mintázatára gyakorolt hatásait. Magyarországi természetes vizekből 60 idegenhonos halfaj és hibrid előfordulásáról találtunk tudományos közléseket. A közlési időpontok alapján elmondható, hogy utóbbi években az előkerült idegenhonos fajok száma egyre növekszik. Ezt támasztja alá az a tény is, hogy a fajok túlnyomó részét (48) az utóbbi öt évben is jelezték természetes vizeinkből. A terepi vizsgálataink során felmért 767 vízfolyásszakasz 78,7%-ról mutattuk ki idegenhonos fajok egyedét. A felmérések során fogott fajok 28,8%-át, illetve a fogott összegyűjtés 18,27%-át az idegenhonos halak adták. A kis- és közepes vízfolyásokban az ezüstkárász, a kínai razbora és a naphal voltak a leggyakoribb idegenhonos fajok. Itt az elterjedési mintázatokat és relatív abundancia viszonyokat elsősorban a tengerszint feletti magasság, valamint a halastavak jelenléte-hiánya, illetve azok relatív helyzete befolyásolta. Nagyobb vízfolyásokban a gébfélék a domináns idegenhonos fajok. Az országos adatokkal összevetve a balatoni vízgyűjtőn fokozottabban terhelt inváziós fajokkal. Ugyanakkor az idegenhonos fajok vízgyűjtőn tapasztalt elterjedés-intázata arra utal, hogy nem elsősorban a tavak megléte, hanem inkább azok üzemrendje lehet az a tényező, ami döntően befolyásolja a környezetükben lévő vízfolyásszakaszok idegenhonos fajokkal való fertőzöttségét. Véleményünk szerint a klímaváltozás miatt újabb spontán terjedő idegenhonos fajok megjelenésére mindenképpen számítanunk kell a közeljövőben. Ugyanakkor az emberi segítséggel terjedő fajok további térnyerése jelentősen lassítható lenne, az akvarisztikai célú halkereskedelem, a horgásztavi telepítések, illetve a vízgyűjtőket átszelő halastavak közti halszállítmányozás fokozottabb ellenőrzésével.

Bevezetés

Az élőlények emberi közreműködéssel történő terjedéséről az ókortól a középkoron át számos példát találhatunk (BALON, 1995; HUGHES, 2003; PERRY-GAL *et al.*, 2015) azonban ez a folyamat igazán jelentőssé a 20. században, a globalizáció kiteljesedésével vált (WELCOMME, 1992; GOZLAN, 2008). Az idegenhonos fajok térnyerése világszinten a habitát degradáció és a klímaváltozás után a harmadik legfontosabb probléma amely jelentősen befolyásolhatja az őshonos élőlénytársulások integritását és hosszútávú fennmaradását (GUREVITCH & PADILLA, 2004; DIDHAM *et al.*, 2007; FICETOLA *et al.*, 2007). Az édesvizi halak világszinten a legszélesebb körben áttelepített élőlények közé tartoznak (GARCÍA-BERTHOU *et al.*, 2005; GOZLAN *et al.*, 2010), mivel nemcsak élelmezési célból tartják és terjesztik őket, hanem rekreációs (akvarisztika, horgászat) (HICKLEY & CHARE, 2004; MAGALHÃES & VITULE, 2013) illetve népegészségügyi okokból is (MIHÁLYFI, 1939; HOLČÍK, 1991). Ehhez hozzájárul, hogy az emberi hatásra bekövetkező változások (pl.: klímaváltozás) miatt olyan barrierék tűnhetnek el vagy helyeződhetnek át, amelyek addig akadályozták egyes fajok terjedését (KELLER *et al.*, 2011; RAHEL & OLDEN, 2008). Mindezen hatások miatt mára az idegenhonos halfajok egyedei szinte minden édesvizi ökoszisztémában megtalálhatók (LEPRIEUR *et al.*, 2008; THOMSEN *et al.*, 2014).

A veszélyt felismerve ezen halfajok negatív hatásainak mérséklésére világszinten is jelentős erőfeszítéseket tesznek (HINTERTHUER, 2012; MCCOLL *et al.*, 2014) A beavatkozásokhoz, cselekvési tervek kidolgozásához alapvető információként az adott területen előforduló idegenhonos fajok ismerete elengedhetetlenül szükséges (PYŠEK *et al.*, 2010). De igen fontos információkat szolgáltathat az is, ha ismerjük az egyes idegenhonos fajok megjelenésének időpontját, recens elterjedés mintázatát illetve relatív abundancia viszonyait is. Hiszen ezekből az információkból következtethetünk bizonyos trendekre, illetve a bekerülés oka és a megjelenés forrása is azonosítható lehet (lásd: RESCHETNIKOV, 2013).

Napjainkban az idegenhonos halfajok listája sa legöbbsz európai országban hozzáférhető (pl.: MANCHESTER & BULLOCK, 2000; ELVIRA & ALMODÓVAR, 2001; POVŽ & ŠUMER, 2005; GOLLASCH & NEHRING, 2006; LUSK *et al.*, 2010). Ezzel szemben az idegenhonos halfajokkal kapcsolatos irodalmi közlések rendszerezése Magyarországon csak bizonyos területekre történt meg (pl.: WEIPERTH *et al.*, 2013). Az egyetlen országos léptékű vizsgálatsorozat amely az idegenhonos fajok elterjedését elemezte tíz éve történt (ERŐS, 2007), de azóta eltelt időben született publikációk (pl.: HALASI-KOVÁCS *et al.*, 2011; SZALÓKY *et al.*, 2015) az idegenhonos halfauna jelentős változásairól számolnak be. Az idegenhonos fajok recens elterjedésmintázatának elemzésekor külön figyelmet szükséges fordítanunk a Balatoni vízgyűjtő adatainak értékelésére. A Balaton Magyarország egyik legfontosabb természeti értéke, ugyanakkor Budapest után a második legfontosabb turisztikai célpont. Emiatt élővilágának megóvása nemcsak a természetvédelem számára, hanem a turizmus igényeinek kielégítése szempontjából is kiemelten fontos. Számos szerző bizonyította már, hogy a vízgyűjtőn bekövetkező változások, folyamatok a tó élővilágára jelentős hatással lehetnek (WOYNÁROVICH, 1992; ERŐS *et al.*, 2012; SÁLY *et al.*, 2012). Emiatt a tó élővilágának és vízminőségének hosszútávú megóvására csak úgy lehetséges, ha használható információkkal rendelkezünk a vízgyűjtőn zajló folyamatokról. Például esetünkben ha naprakész információink vannak az idegenhonos fajok elterjedés mintázatáról, illetve ha ismerjük a potenciális bekerülési forrásokat. A balatoni vízgyűjtő esetében, mivel ez a rendszer aránylag kis méretű, elszigetelt és teljes terjedelmében Magyarországon található, véleményünk szerint meg lenne a lehetőség olyan

beavatkozási tervek kidolgozására amelyek segítségével jelentősen csökkenthető lenne a vízgyűjtőről a Balatonba kerülő idegenhonos fajok száma és állomány nagysága.

Jelen munkánk célja tehát, hogy: 1) összeállítsuk a magyarországi természetes vizekből jelzett idegenhonos halfajok listáját; továbbá, hogy 2) az utóbbi években végzett országos léptékű halállomány felméréseink eredményeit térinformatikai módszerrel elemezve bemutassuk az idegenhonos halfajok recens elterjedését és relatív abundancia viszonyait, külön kiemelve a Balatoni vízgyűjtő területét. – Az eredmények térinformatikai módszerrel való vizualizációja nagyban elősegítheti a recens trendek, és folyamatok megértését, azok számára is akik az adott témában kevésbé járatosak (EHLERS *et al.*, 2003; JOYCE, 2009). – Emellett 3) bemutatjuk bizonyos, idegenhonos fajok elterjedésmintázatát befolyásoló tényezők hatásait.

Anyag és módszer

A történeti adatok áttekintése

Az irodalmi adatgyűjtés során igyekeztünk minden fajnál a hazai viszonylatban első előfordulási adatot közlő forrást felkutatni. Az adatbázisban a fajnév mellett feltüntettük az első említés időpontját, a rendszertani pozíciót (Rend, Család), eredeti elterjedési területét, a státuszát (lásd: SÁLY, 2007), a bekerülés valószínű okát. Emellett feltüntettük hogy az adott fajnak van-e recens (az utóbbi 5 évben publikált) szakirodalmi említése magyar vizekből, illetve minden fajnál feltüntettük a legfontosabbnak vélt irodalmi referenciáit.

Terepi felmérések

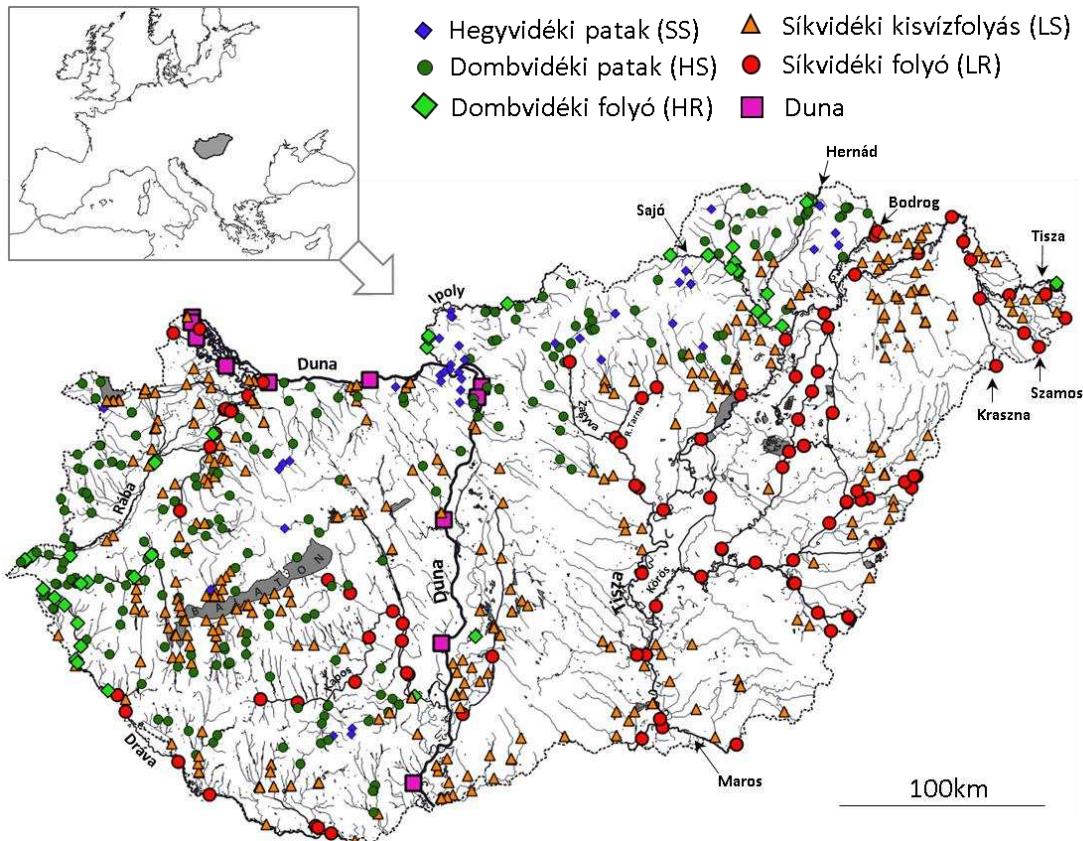
A recens elterjedésmintázatok és abundancia viszonyok bemutatásához 2011 és 2015 között a nyári periódusban standardizált elektromos módszerrel összesen 381 vízfolyáson elvégzett felméréseink adatsorait használtuk fel. A felmérések során ERŐS (2007) munkája alapján hat habitatípust különböztettünk meg /hegyvidéki patak (SS), dombvidéki patak (HS), dombvidéki folyó (HR), síkvidéki kisvízfolyás (LS), síkvidéki folyó (LR), és Duna. A kisebb vízmélységű habitatokban kis teljesítményű háti elektromos halászgéppel gázolva, a nagyobb, nem gázolható vizeken nagy teljesítményű aggregátoros géppel csónakból halásztunk (további információkért lásd: Sály *et al.*, 2009) A felmért vízfolyásszakaszok hossza habitat típusonként különbözött. Gázolható szakaszokon 150m, nagyobb víztereken 500m, a Dunán három 500m-es szakaszt vizsgáltunk mintahelyenként. Felméréseink során 335 síkvidéki kisvízfolyás szakaszon, 228 dombvidéki patak-szakaszon, 100 síkvidéki folyószakaszon, 48 dombvidéki folyószakaszon, 45 hegyvidéki patak-szakaszon, és 11 dunai mintaszakaszon végeztünk felméréseket. Összesen tehát 767 mintahely adatsorát elemeztük (**1. ábra**).

Adatelemzés

Az egyes habitatípusokban végzett felméréseink során kapott adatsorok reprezentativitását rarefaction elemzéssel ellenőriztük (GOTELLI & ENTSMINGER, 2001). Az idegenhonos fajok össz fajszámát és relatív abundancia viszonyait, illetve a nyolc leggyakoribb idegenhonos faj elterjedési mintázatát és dominancia viszonyait térinformatikai (GIS) szoftverrel ábrázoltuk. Az elterjedés mintázatok, illetve a relatív abundancia viszonyok vizualizációját QGIS szoftver (QGIS DEVELOPMENT TEAM 2016) felhasználásával Inverse Distance Weighting (IDW) interpolációval (MITAS *et al.*, 1999)

végeztük. A mintahelyek tengerszintfeletti magasságát, illetve hogy 10km-es körzetükben található-e halastó a vízfolyáson. Illetve, ha igen akkor azok elhelyezkedését (felvízi-alvíz) GIS fedvényekről, illetve Google Earth program használatával állapítottuk meg.

Az idegenhonos fajok számát, azok százalékos arányát az adott szakasról előkerült fajkészletben, illetve a relatív abundancia értékeket a mintahelyek tengerszintfeletti magasságával Spearman Rank korrelációval vetettük össze. Továbbá ezeket a változókat a halastavak jelenlétével-hiányával, illetve ha megtalálhatóak voltak a vízfolyáson, akkor azok mintahelyektől való távolságával Mann-Whitney U teszt segítségével vetettük össze habitattípusonként.



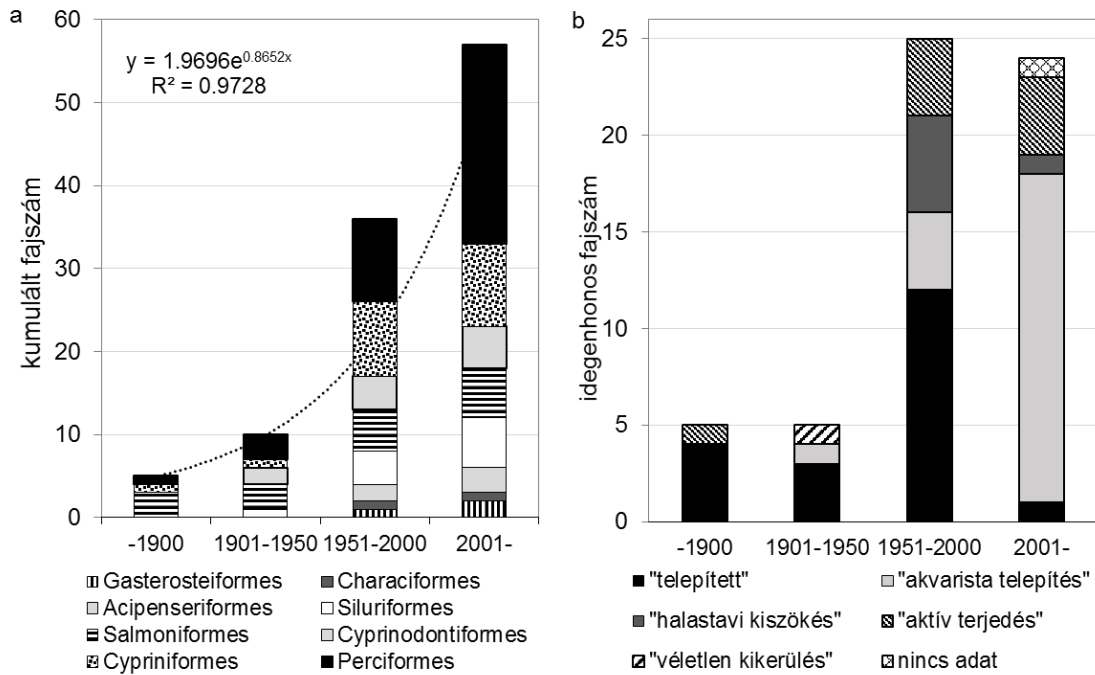
1. ábra. A recens faunisztikai vizsgálat során felmért 767 mintavételi szakasz elhelyezkedése. Kék rombusz: hegyvidéki patak (SS), zöld kör: dombvidéki patak (HS); zöld rombusz: dombvidéki folyó (HR); narancs háromszög: síkvidéki kisvízfolyás (LS); piros kör: síkvidéki folyó (LR); lila négyzet: Duna.

Eredmények

Az irodalmi adatok áttekintése

2016-ig összesen 8 genusz 17 családjába sorolható 60 idegenhonos halfaj és hibrid előfordulásáról találtunk szakirodalomban publikált előfordulási adatot (**1. táblázat**). A legtöbb faj, 21 (+2 hibrid) a sügérfélék (Perciformes) rendjébe tartozik, melyeket a pontyfélék (Cypriniformes), a harcsafélék (Siluriformes) és a fogasponty-alakúak (Cyprinodontiformes) rendje követ 10 (+1 hibrid), hét és hat fajjal. A kimutatott fajok legnagyobb része (27) amerikai elterjedésű (12 észak-, 10 közép- és öt dél-amerikai). Európában 22 faj honos, melyek közül hét ponto-kaspikus elterjedésű, további hat a Távol-

Keleten honos. Kilenc faj Afrikából került a Kárpát-medencei vizekbe. A SÁLY (2007) féle besorolás szerint a legöbbs faj és hibrid (44) szándékosan betelepített, nyolc közvetve, kettő pedig közvetlenül elősegített betelepülő, míg másik két faj véletlenül jelent meg a magyar vizekben. Az első idegenhonos fajt - a tarka gébet (*Proterorhinus semilunaris* (Heckel, 1837) -1872-ben jelezték (Kriesch, 1872) magyar vizekből. Ezt az 1900-as évekig további 4 követte, az 1950-es évekig öt új faj megjelenését dokumentálták. Az évszázad második felében jelentősen, 37-el nőtt az idegenhonos fajok száma. Az ezredforduló óta eltelt 15 évben további 23 új halfaj előfordulására találunk szakirodalmi utalásokat (**2.a ábra**). Az egyes fajok bekerülésének okait is időszakonként ábrázoltuk, ez eredményeket a **2.b ábrán** mutatjuk be.

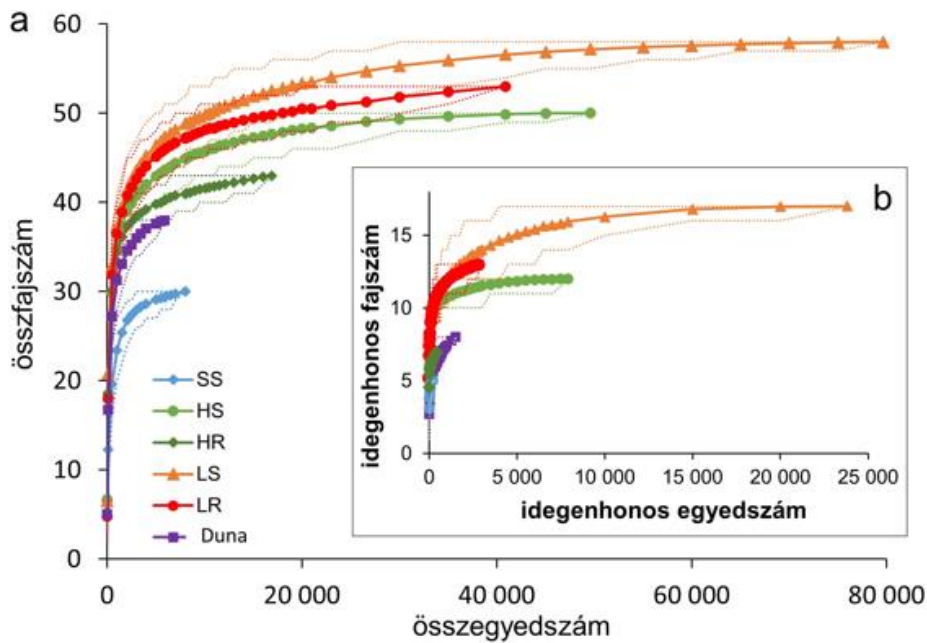


2. ábra. Az idegenhonos fajok kumulált számának időbeli változásai (a), az idegenhonos fajok megjelenési okainak időbeli változásai (b).

Az idegenhonos halfajok recens elterjedése magyarországi vízfolyásokban

A 2011-15 között elvégzett országos léptékű felméréseink során 66 halfaj 200938 egyedét fogtuk. A mintaszakaszokénti össz fajszám 1 és 25 között változott (átl.±S.D.: 8,9±5,0). A felmérések során összesen 19 idegenhonos faj került elő (ez a teljes fajkészlet 28,8%-a), mintahelyenként a számuk 0 és 6 között változott (átl.±S.D.: 1,8±1,5) Az összefogásból az idegenhonos fajok 36714 egyeddel (18,3%) részesedtek (2. táblázat), relatív abundanciájuk szakaszonként átlagosan (±S.D) 23,0±21,1% volt, az egyes szakaszon 0 és 100% között változott.

A fogások rarefaction elemzésének görbéi (**3. ábra**) a síkvidéki kisvizek és folyók, valamint a dombvidéki patakok esetében telítést mutatnak, így ezek teljes és idegenhonos fajlkészlete is jól feltártnak mondható. A másik három habitattípus esetében a mintavételi erőfeszítés fokozásával (értsd: további mintahelyek felmérésével) valószínűleg mind a teljes fajszám mind az idegenhonos fajok száma növekedne.

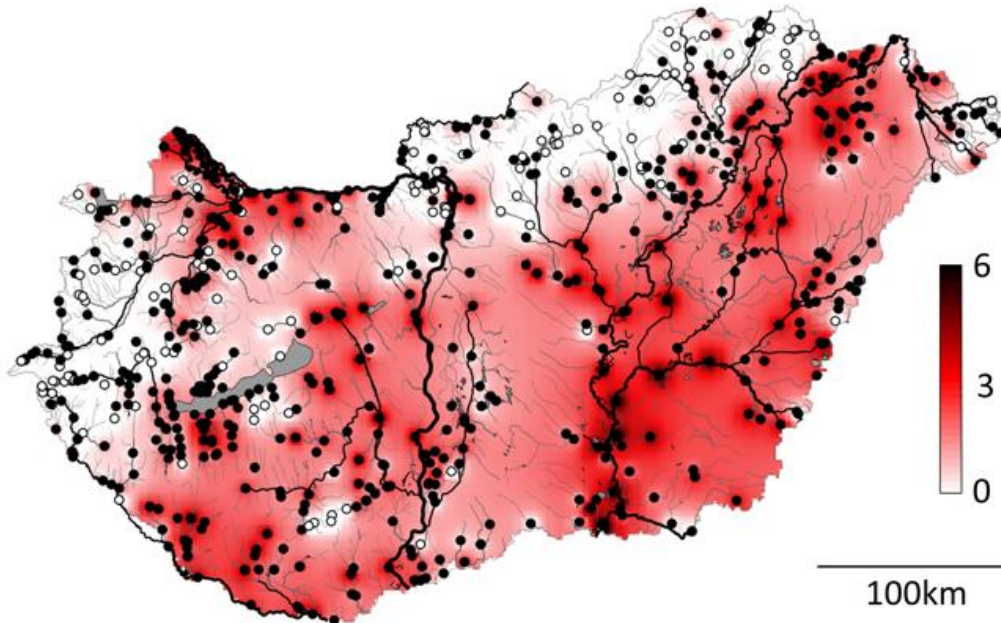


3. ábra. A teljes fajkészleten (a) illetve csak az idegenhonos fajokon (b) elvégzett rarefaction analízisek eredményei.- A pontozott vonalak a 95% kionfidencia intervallumot jelölik.

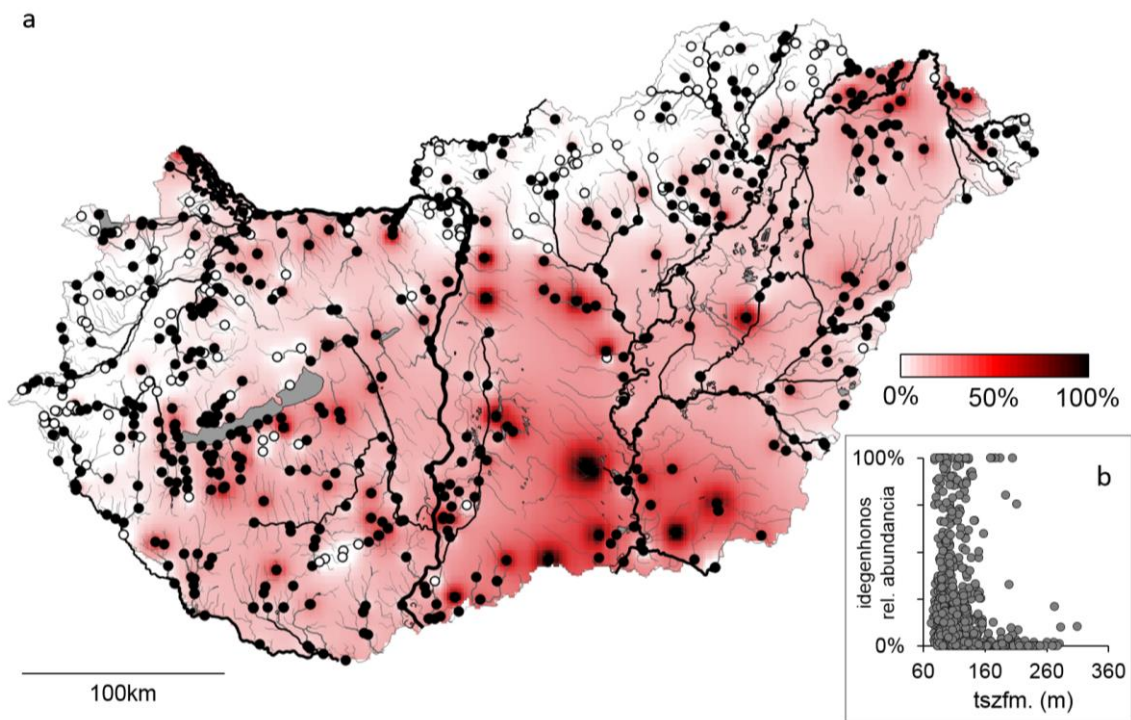
Habár az inváziós fajok a felmért vízfolyásszakaszok 78,7%-ról előkerültek, eloszlásuk korántsem egyenletes az egyes habitat-típusokban. Például míg a hegyvidéki patakokon kijelölt mintaszakaszok csak mintegy 29%-ról, addig az összes dunai mintaszakaszról kimutattuk az idegenhonos fajok egyedeit. Hasonló trendet mutat az előkerült idegenhonos fajok átlagos száma is. Míg ez az érték hegyvidéki patakoknál egy alatt marad (átl. \pm S.D.: $0,4\pm 0,8$) addig a dunai mintaszakaszokon átlagosan több mint négy idegenhonos faj került elő (átl. \pm S.D.: $4,4\pm 0,7$) felmérésenként. A kumulált értékeket tekintve a legkevesebb idegenhonos fajt ($N=5$) ugyancsak a hegyvidéki patakokból tudtuk kimutatni, ezt a dombvidéki folyók ($N=7$), a Duna ($N=8$), a síkvidéki folyó ($N=13$) követi, míg a legnagyobb számban ($N=17$) a síkvidéki kisvizekből kerültek elő. Az idegenhonos fajok egyedeinek kumulált relatív abundancia értéke a legalacsonyabb a dombvidéki folyókban (2,4%) a síkvidéki kisvizekben ennek az értéknek több mint tízszerese (29,9%) 3. táblázat. Mivel az elvégzett korrelációanalízisek eredményei alapján a mintahelyek tengerszint feletti magassága szignifikáns negatív korelációt mutat az idegenhonos fajok számával ($r=-0,51$, $p<0,05$), mind az idegenhonos fajok százalékos arányával ($r=-0,44$, $p<0,01$), illetve az állományok relatív abundancia értékeivel is ($r=-0,46$, $p<0,01$), így általánosan elmondható, hogy a síkvidéki területeken átlagosan magasabb számban és arányban találjuk az idegenhonos fajok egyedeit, mint a magasabban fekvő vízfolyásszakaszokon (4. és 5. ábra). Az idegenhonos fajok relatív abundanciáj a 160 m tengerszint feletti magasság felett számottevően csökken (lásd: 5b. ábra).

A felméréseink során a leggyakoribb idegenhonos halfajnak az ezüstkárász (*Carassius gibelio*, Bloch 1782) bizonyult, amely a mintahelyek 52,3%-ról előkerült. Ez a faj adta az összes fogott egyed 8,6, az idegenhonos összfogás 46,9%-át (2. táblázat). Az ezüstkárászt a kínai razbora (*Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1842)) és a naphal (*Lepomis gibbosus*, Linnaeus 1758) követi 34,0% és 30,1%-os előfordulási gyakorisággal, illetve 3,1%-os és 1,5%-os relatív abundancia értékekkel. Az említett három leggyakoribb idegenhonos halfaj az egyes habitat típusokban egyenlőtlenül oszlik el. Az ezüstkárásznak a Dunából összesen egy, míg a síkvidéki kisvizekből 13349 példányát fogtuk (3. táblázat). A további 15 idegenhonos halfaj előfordulási gyakoriságát a 2.

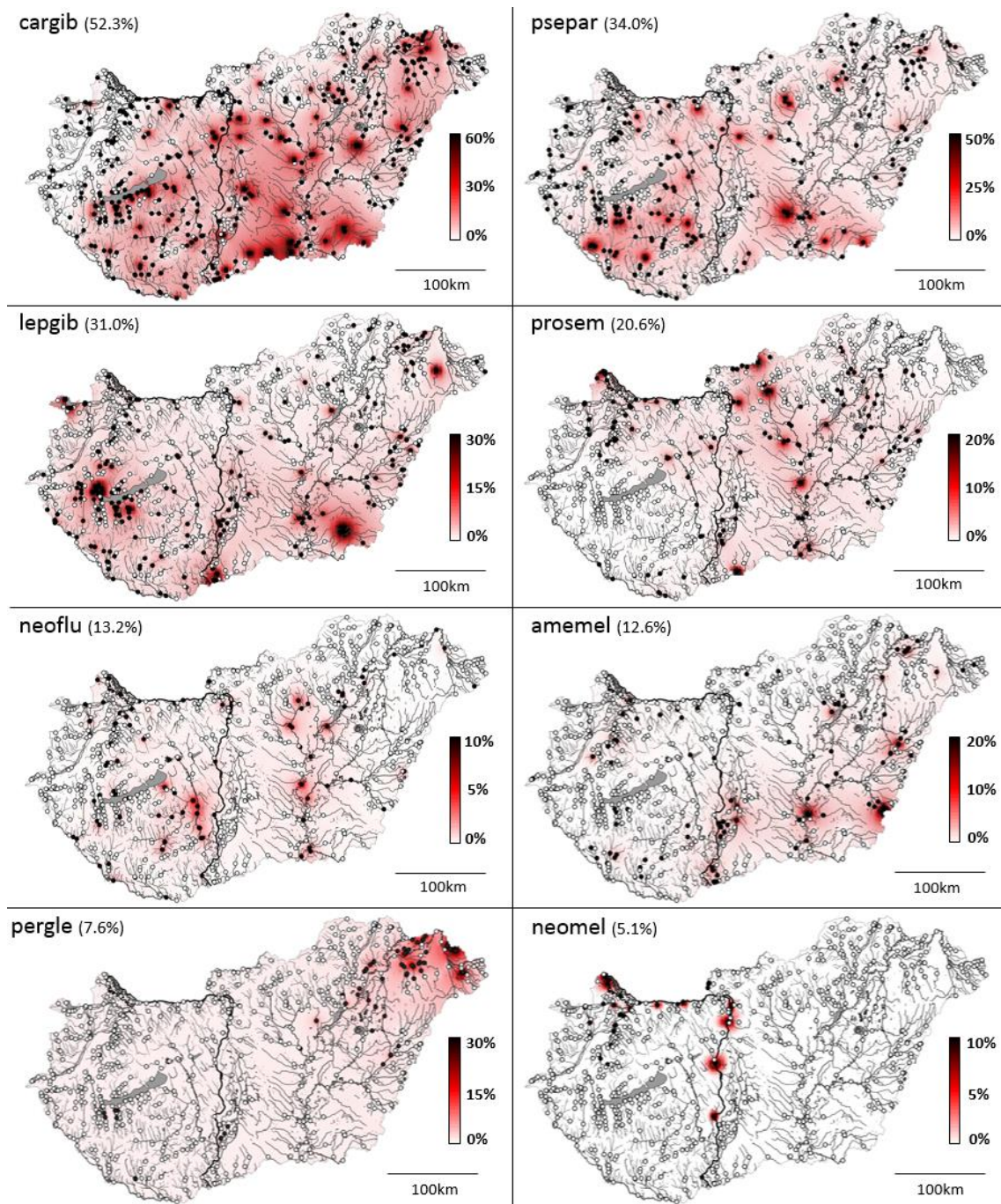
táblázatban, habitat típusonkénti relatív abundanciáit a 3. táblázatban mutatjuk be. Mivel a nyolc leggyakrabban előforduló adventív halfaj adta az idegenhonos összfogás 93%-át, így általánosan elterjedtnek a magyarországi folyóvizekben ezek a fajok tekinthetők. Az idegenhonos fajok elterjedését, kumulált fajszámát, illetve relatív abundancia viszonyait a **4.5.6. ábrán** mutatjuk be.



4. ábra. A magyarországi folyóvizekből 2011-15 között kimutatott idegenhonos halfajok interpolált összfajszám értékei. Fekete pontok: a mintahelyről került elő idegenhonos faj. Fehér kör: mintahely idegenhonos faj nélkül.



5. ábra. A felméréseink során a felmért vízfolyásokból kimutatott idegenhonos fajok interpolált relatív abundancia értékei (a), a tengerszint feletti magasság és az idegenhonos halfajok relatív abundancia értékeinek összefüggései (b). Fekete pontok: a mintahelyről előkerült idegenhonos faj. Fehér kör: mintahely idegenhonos faj nélkül.



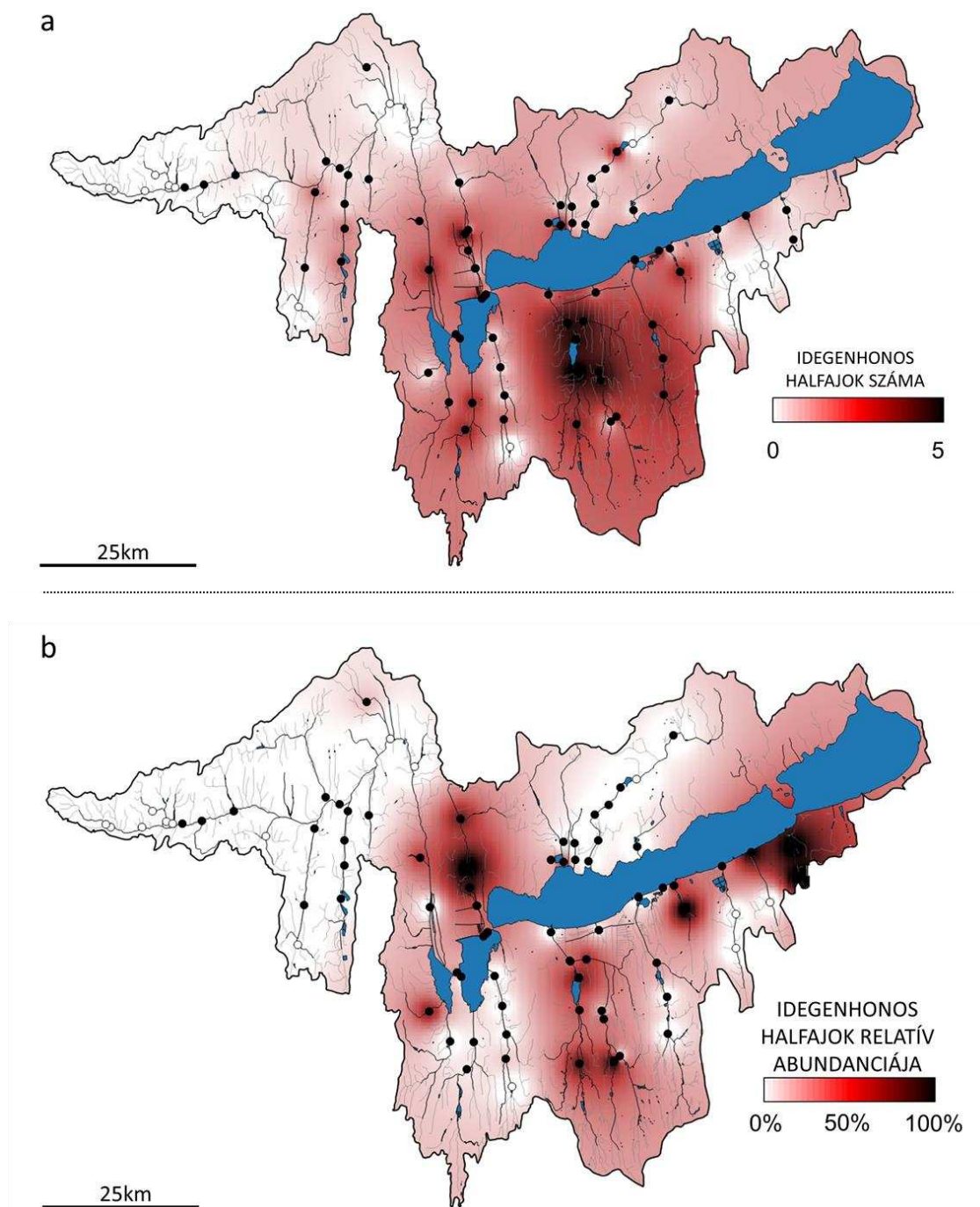
6. ábra. A nyolc leggyakoribb idegenhonos halfaj interpolált relatív abundancia értékei. Fekete pontok: a mintahelyről került elő idegenhonos faj. Fehér kör: mintahely idegenhonos faj nélkül. Az egyes fajkódok a **2. táblázatban** vannak feltüntetve, a zárójelben lévő értékek az előkerülési gyakoriságot jelölik.

A halastavak hatása az idegenhonos fajok elterjedés-mintázatára

Azokon a mintaszakaszokon, melyek halastavak közelében található az idegenhonos fajok előkerülési valószínűsége, fajsza és relatív abundanciája (bár az eltérések nem minden esetben szignifikánsak) általánosan magasabb volt, mint azokon a szakaszokon amelyek közelében nem találhatóak tavak (**4. táblázat**). Az idegenhonos fajok közül a leginkább az ezüstkárász, a naphal és a razbóra, valamint a fekete töreharcsa (*Ameiurus melas*, Rafinesque 1820) és az amurgéb (*Percottus glenii*, Dybowski 1877) előfordulása kapcsolódik a halastavak közelében található mintahelyekhez. Ugyanakkor a ponto-

Idegenhonos halfajok Magyarországon és a Balaton vízgyűjtőjén

kaspikus gébfélék elterjedési mintázata nem mutat kapcsolatot a halastavak jelenlétével. A halastavaknak a mintaszakaszokhoz viszonyított relatív helyzete is jelentősen befolyásolja az halállományok összetételét. Minden vizsgált élőhelytípusra elmondható, hogy két halastó között fekvő szakaszokon a legmagasabb az idegenhonos fajok száma és azok relatív abundancia értéke.



7. ábra. A balatoni vízgyűjtőn kimutatott idegenhonos halfajok interpolált összfajszám (a) és relatív abundancia (b) értékei. Fehér kör: mintahely idegenhonos faj nélkül, fekete pont: mintahely idegen honos fajjal.

A dombvidéki patakokon és folyókon a halastavak alatt fekvő szakaszokon magasabb az idegenhonos fajok aránya, mint a tavak felett található szakaszokon. Ugyanakkor a síkvidéki kisvízfolyás habitattípusban nem találtunk különbséget az alvizi és felvizi szakaszok idegenhonos fajszerkezetében és relatív abundancia viszonyaiban. Viszont ebben a habitat típusban mind az idegenhonos fajok aránya ($r=-0,18$, $p<0,01$), mind relatív abundanciája ($r=-0,19$, $p<0,01$) szignifikáns csökkenést mutatott a halastavaktól távolodva.

Az idegenhonos fajok elterjedési mintázata a Balaton vízgyűjtőjén

A vízgyűjtőtől 68 halfaj és hibrid előfordulása igazolt (lásd: TAKÁCS *et al.*, 2011; HARKA *et al.*, 2014; TAKÁCS *et al.*, 2015A, VITÁL & TAKÁCS 2017) ebből 29 tekinthető idegenhonosnak. A naphal, amely felméréseink tanúsága szerint a harmadik leggyakoribb idegenhonos halfaj a magyar folyóvizekben a Balaton vízgyűjtőjéről jelezték először (VUTSKITS, 1912). Illetve bizonyos halfajok telepítési kísérletei Magyarországon (pl.: kaliforniai lazac – (*Oncorhynchus tshawytscha*, Walbaum, 1792), vagy a törpe maréna – (*Coregonus albula*, Linnaeus, 1758)) szintén ehhez a területhez köthetők.

A balatoni vízgyűjtő 5775km²-es területén összesen 42 vízfolyás 87 mintavételi szakaszán végeztünk halállomány felméréseket. A vizsgálatok során a vízgyűjtőről összesen 38 faj került elő melyek közül kilenc (a recens fajkészlet 23,7%-a) tekinthető idegenhonosnak. Az idegenhonos fajok egyedeit a mintaszakaszok 80,4%-ról mutattuk ki, e fajok egyedei adták az összfogás 28,6%-át adták. Hasonlóan az országos trendhez ezen a területen is a leggyakoribb fajok az ezüstkárász a naphal és a razbóra (előkerülési gyakoriságok: 51,7%, 50,5% és 32,3%), viszont a naphal az országos átlagnál jóval nagyobb gyakorisággal volt jelen a területen. A legnagyobb idegenhonos fajszerkezetű halállományt (5) a Hévíz-Páhoki-csatorna 75-ös út melletti szakaszáról, illetve a Boronkapatak Marcali-tározó környéki szakaszairól mutattuk ki (7.a ábra).

Az idegenhonos fajok elterjedése és relatív abundancia viszonyai hasonlóan az országos trendhez egyenlőtlen eloszlást mutatnak a vízgyűjtőn. A Zala vízrendszerének nyugati és északi része az adventív fajkészletet, mind a relatív abundancia viszonyok alapján a kevésbé érintett területek közé tartozik. Viszont a fajkészletet tekintve a somogyi részvízgyűjtő, ezen belül kifejezetten a Marcali-tározó környéki vízfolyásszakaszok, illetve a tömegességi viszonyokat tekintve a Hévízi-tó vízrendszerén és a Köröshegyi-séden felmért szakaszok országos léptékben is kimondottan terheltnek minősíthetők. Az adatok megfelelő értékeléséhez fontos megjegyeznünk, hogy ezeken a vízfolyásszakaszokon igen alacsony volt a fogott egyedek száma.

Megbeszélés

A történeti és recens trendek az idegenhonos fajok magyarországi elterjedésében

Az elmúlt másfél évszázadban 60 idegenhonos halfajt és hibridet jeleztek magyarországi természetes vizekből. Ez annak tudatában magasnak mondható, hogy irodalmi közlések szerint körülbelül 60 a területről ismert "öshonos" fajok száma (HALASI-KOVÁCS & HARKA, 2012). Emellett ez a szám nemzetközi viszonylatban is magasnak mondható, ugyanis a környező országokban (pl. Csehország: 41, Szlovákia: 35, Lengyelország: 36, Szlovénia: 16) ennél kevesebb idegenhonos halfajt jeleztek. (LUSK *et al.*, 2008; GRABOWSKA, 2010; KOŠČO *et al.*, 2010; POVŽ & ŠUMER, 2005). Sőt a terület nagyságát figyelembe véve Magyarország idegenhonos fajokkal való fertőzöttsége még Kínánál is nagyobb mértékű, holott XIONG *et al.* (2015) ebből az országból jelezi eddig a legtöbb, összesen 439 idegenhonos halfajt.

Az idegenhonos fajok kumulált száma hasonlóan más területen tapasztaltaknak (BEISEL *et al.*, 2017) exponenciális növekedést mutat (**2.a ábra**), ezt a trendet az is alátámasztja, hogy a magyar természetes vizekből eddig jelzett 59 fajból 46 (79,9%) az utóbbi öt évben is jelen volt a területen. Az idegenhonos fajok bekerülésének okai (sőt az egyes időszakban bekerülő fajok is azonosak a szomszédos országokban) (pl.: KOŠČO *et al.*, 2010; RABITSCH *et al.*, 2013). Eleinte főleg észak-amerikai hidegkedvelő fajokat telepítettek, főleg horgászati céllal. Majd a 20. század közepétől nagy mennyiségben kezdtek halászati céllal mind halszavakba, mind természetes vizekbe főleg kelet-ázsiai fajokat telepíteni. Az utóbbi időszakban viszont az új halfajok (ezek főleg trópusi díszhalak) megjelenése illegális, valószínűleg akvaristákhoz köthető betelepítésekkel magyarázható (**2.b ábra**).

Új inváziós halfajok megjelenésére három forrásból lehet számítani. Egyrészt a halászati vagy horgászati céllal betelepített fajok kiszökéséből, akvaristák általi telepítésből, valamint spontán terjedésekből. Napjainkban az új idegenhonos halfajokat inkább recirkulációs (tehát zárt) rendszerekben tartják (pl.: FELEDI *et al.*, 2011), ahonnan gyakorlatilag nincsen esély a kikerülésre. A hazánkban elterjedt fél-intenzív művelési módú (BÉKEFI & VÁRADI, 2007) halastavaknak mivel az utóbbi évtizedekben nem voltak a természetbe új idegenhonos fajokat a már korábban megtelepedett idegenhonos fajok terjedésében/terjesztésében van fontos szerepük. Viszont a horgásztavak tulajdonosai a tó vonzerejének növelésére gyakran telepítenek illegálisan “egzotikus” idegenhonos fajokat (pl.: tokfélék, fekete sügér, stb.). Mivel a horgásztavak legtöbbször kapcsolatban állnak természetes vizekkel ezeknek a halastavi körülményeket gyakran nehezen toleráló fajoknak lehetőségük van a kiszökésre (SPECZIÁR & ERŐS, 2015).

A második, napjainkban egyre jelentősebbé váló forrás az akvaristák által történő betelepítés. Ennek a jelentőségére felhívja a figyelmet, hogy a kimutatott idegenhonos fajok 35,6%-a (21) akváriumi faj, illetve, hogy az utóbbi évtizedekben természetes vizekből jelzett új halfajok túlnyomó többsége ebbe a csoportba tartozik. A természetes vizekből ismert akváriumi fajok számának növekedésében bizonyára az is szerepet játszik, hogy napjainkban fokozott figyelem fordul a melegvizű élőhelyek élővilágának kutatására (HARKA *et al.*, 2014; WEIPERTH *et al.*, 2015, 2016; TAKÁCS *et al.*, 2015A). Ugyanakkor az akváriumi fajok számának növekedése világszerte megfigyelhető trend (RABITSCH *et al.*, 2013; XIONG *et al.*, 2015). Jól mutatja az ágazat piaci térnyerését, hogy az utóbbi időszakban bizonyos területeken a kedvtelésből tartott fajok kereskedelméből származó bevétel meghaladta az akvakultúra bevételeit (ELLENDER & WEYL, 2014).

Az akváriumi fajok többsége melegkedvelő, így joggal feltértelezhető, hogy túlélésük csak elszigetelt, melegvizű habitatokban lehetséges. Ez sok esetben így is van, bár találhatunk feljegyzéseket eddig kimondottan melegkedvelőnek gondolt faj természetesvízi akklimatizálódásáról is (SZEPESI & HARKA, 2015; WEIPERTH *et al.*, 2016). Köszönhetően a vizeink klímaváltozás kiváltotta téli átlaghőmérséklet növekedésének (LOVÁSZ, 2012; NOVÁKY & BÁLINT, 2013), illetve egyes szakaszok fokozott hőterhelésének (SZOLNOKY & RAUM, 1991) számos új élőhely válhat alkalmassá melegkedvelő fajok túlélésére. A fentebb felsorolt okok miatt véleményünk szerint a közeljövőben a trópusi melegkedvelő fajok térnyerésére mindenképpen számítanunk kell.

A szándékos betelepítések mellett az idegenhonos fajok bekerülésének harmadik forrása lehet bizonyos fajok “spontán” terjedése is. Például a ponto-kaspikus gébfélék klímaváltozás által kiváltott, de emberi segítséggel mesterségesen gyorsított “spontán” inváziója jelenleg is zajlik a Duna vízrendszerében (HARKA & BÍRÓ, 2007, ROCHE *et al.*, 2013). Mivel a Duna az egyik legfontosabb európai kolonizációs és vándorlási útvonal (HEWITT, 1999), így véleményünk szerint új idegenhonos fajok (nem csak halak) megjelenése mindenképpen várható a közeljövőben a vízrendszer alsóbb területei felől

(lásd: BÓDIS *et al.*, 2012, BORZA *et al.*, 2015; PAUNOVIĆ *et al.*, 2015; BĂNĂDUC *et al.*, 2016).

Az idegenhonos halfajok recens magyarországi elterjedése

Mind a fajkészletet mind a tömegességi viszonyokat tekintve, általánosan elmondható, hogy az ország nagy része erősen terhelt idegenhonos halfajokkal, ez alól csak néhány régió (Északi-középhegység, Alpokalja) képez kivételt. Ugyanakkor az idegenhonos fajok megléte és eloszlása sokszor a földrajzi helyzettől függetlenül habitatípusonként igen nagy eltérést mutathat. Különösen szembeötlő a szomszédos, de eltérő geográfiai adottságú területeken, mint a Bodrogtó és a Zempléni-hegység. Mert míg az előző a legfertőzöttebb területek egyike Magyarországon, addig Bodrogtól nyugatra található Zempléni-hegység vízfolyásaiból csak elvétve tudtuk kimutatni idegenhonos fajok egyedét.

Az országos felméréseink eredményei (lásd: **3.,4.,5. ábrák**) rámutatnak, hogy az egyes habitattípusok különböző mértékben terheltek inváziós fajokkal. A szubmontán patakok és dombvidéki folyók halállománya a legkevésbé érintett, addig a síkvidéki kisvízfolyások, illetve a Duna fokozottan érintett az idegenhonos fajok okozta hatásokkal. De míg a Duna esetében a magas fajszámokért és relatív abundancia értékekért főleg a spontán terjedő ponto-kaspikus gébfélék felelősek, addig a síkvidéki vízfolyásokba az idegenhonos fajok a legtöbb esetben halastavakból kerülnek ki. Ezek az állományok főleg a halastavak őszi leeresztésekor évről évre jelentős utánpótlást kaphatnak. Sok esetben ez olyan nagy számú egyedet jelent amit az adott vízfolyásszakasz nem is lenne képes elartani, így azok a legtöbb esetben az alsóbb szakaszok felé elvándorolnak (ERŐS *et al.*, 2012). A leggyakoribb nyolc idegenhonos faj elterjedésmintázatát két főbb típusba sorolhatjuk. Az egyik típus a nagyobb vízfolyásokhoz köthető, a ponto-kaspikus gébfélék sajátja. Ezeknél a fajoknál érdekes folyamat volt megfigyelhető az elmúlt években: a Duna főmedrében az utóbbi években a feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus*, Pallas, 1814) lett a domináns inváziós faj, míg a folyami géb (*Neogobius fluviatilis*, Pallas, 1814) és a tarka géb, inkább a többi nagy folyóban, illetve a kisebb alföldi vizekben jelent meg nagyobb számban (lásd: ERŐS, 2007).

A gébekkel ellentétben nem a nagyobb vízfolyásokhoz, hanem a halastavakhoz kötődő halfajok (pl. ezüstkárász, razbóra) "foltos" elterjedést mutatnak. Az amurgéb elterjedési mintázata ettől kissé eltér, de véleményünk szerint ez annak tudható be, hogy ennek a fajnak a Kárpát-medencei inváziója napjainkban is zajlik. A terjedés a beregi régió felől DNY-i irányban feltételezhetően spontán zajlik, ugyanakkor a faj feltételezésünk szerint a vízrendszerek között főleg a halastavak közötti halszállítmányokkal terjed. Ezt látszik alátámasztani, hogy a faj egymástól távoli, szigetszerű előfordulási adatait (Bács-Kiskun megyében, a Kis-Balaton környékén, illetve a Dráva-síkon) mindig halastavak alatti vízfolyásszakaszokról közölték (ERŐS *et al.*, 2008; TAKÁCS & VITÁL, 2012, TAKÁCS *et al.*, 2015B).

A halastavaknak az idegenhonos állományok utánpótlásában játszott szerepét jól mutatja, hogy az alföldi kisvízfolyások esetében szignifikáns összefüggést találtunk az állomány nagyságok és a mintaszakaszok halastótól való távolságai között. Az, hogy ez az összefüggés dombvidéki kisvízfolyások esetében nem mutatható ki azzal magyarázható, hogy ennél a habitatípusnál a halastavak feletti és alatti vízfolyásszakaszok a legtöbbször igen eltérő környezeti adottságokkal rendelkeznek. A felvízi szakasz a vízáramlás lassulása miatt legtöbbször feltöltődő, az alvízi szakasz viszont az időszakos nagyvizek romboló hatását csökkentendő gyakran szabályozott, kövezett. A felvízi és alvízi vízfolyásszakaszok élőhelyi különbségei a legtöbb esetben a halfauna nagyságára és összetételére is hatással vannak. A síksági területeken viszont a tó feletti és tó alatti

vízfolyásszakaszok legtöbbször igen hasonló körülményeket biztosítanak a halállományok számára. Így az idegenhonos fajok egyenlő eséllyel terjedhetnek a felvízi és alvízi irányba is.

A Balaton-vízgyűjtőn mind az adventív fajok előkerülési gyakorisága, mind az össz fajkészlethez viszonyított aránya, mind a tömegességi viszonyai magasabbnak bizonyultak az országos átlagnál, tehát elmondható, hogy az idegenhonos fajokkal erősebben terhelt területek közé tartozik. Az idegenhonos halfajok igen erőteljes térbeli aggregáltságot mutatnak. Ezen a vízgyűjtőn is elsősorban halastavak -a vízgyűjtőn található 285 állóvízből, 220-at halastóként hasznosítanak (HANCZ *et al.*, 2014)- környékén vannak jelen magasabb fajszámmal. Ugyanakkor az idegenhonos fajok elterjedésmintázatából arra is lehet következtetni, hogy nem kimondottan a tavak megléte, sokkal inkább azok üzemrendje lehet az a tényező, ami döntően befolyásolja a környezetükben lévő vízfolyásszakaszok idegenhonos fajokkal való fertőzöttségét. Hiszen a vízgyűjtő nyugati területein is jónéhány halas-, és horgászto található, de a Zala részvízgyűjtője országos viszonylatban is az egyik legkevésbé fertőzött területek közé tartozik (**4-5. ábra**).

Következtetés

Mind az irodalmi adatok, mind a recens felmérések eredményei azt mutatják, hogy a Kárpát-medence belső területei jelentősen terhelték az idegenhonos fajokkal. "Spontán" invázióról csak a ponto-kaspikus gébfélék Dunában, illetve egyes nagyobb folyókban való terjedésének esetében beszélhetünk. Az idegenhonos fajok néhol kiugróan magas számát és tömegességét a legtöbbször emberi hatások (értsd: halastavakból való kiszökések, illetve akvaristák által vézett illegális telepítések) idézik elő. A halastavi kikerülések nagysága és hatása véleményünk szerint csak azzal nagymértékben csökkenthető lenne, ha a halastavak üzemeltetői betartanák az üzemrenddel kapcsolatos ajánlásokat (pl.: a lehalászások után a tavak teljes kiürítése, meszezése) (lásd: HANCZ, 2007), illetve ha minden lehetséges módszerrel (pl: halrácsok és haltörő ládák kötelező jellegű használatával) igyekeznének megakadályozni a halak kiszökését. A globális klímaváltozás miatt új halfajok megjelenésére illetve inváziójára mindenképpen számítanunk kell természetes vizeinkben. Ugyanakkor véleményünk szerint az idegenhonos fajok élővilágra gyakorolt negatív hatásai számottevően csökkenthetők lennének, ha az akváriumi fajok kereskedelmét, a horgászati célú haltelepítéseket és az eltérő régiókban fekvő halastavak közötti halszállítmányozást a jövőben fokozottabban ellenőriznék.

Köszönetnyilvánítás

A munkához szükséges adatgyűjtést és a halállomány felméréseket az alábbi pályázatok keretében végeztük el: OTKA CNK80140, OTKA K104279, OTKA PD115801 és KEHOP2015, GINOP 2.3.2-15-2016-00004. Külön köszönetünket fejezzük ki a gyűjtésben résztvevő kollégáknak, az Országos Vízügyi Hatóság munkatársainak, Zagyyva Tünde Andreának, és Tóth György Istvánnak. Ferincz Árpádot az MTA Bolyai János Kutatási Ösztöndíja támogatta.

Irodalom

- ANTALFI, A. & I. TÖLG, 1972. Növényevő halak. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
BALON, E. K., 1995. Origin and domestication of the wild carp, *Cyprinus carpio*: from Roman gourmets to the swimming flowers. *Aquaculture* **129**: 3-48.

- BĂNĂDUC, D., S. REY, T. TRICHKOVA, M. LENHARDT, A. CURTEAN-BĂNĂDUC, 2016. The Lower Danube River–Danube Delta–North West Black Sea: A pivotal area of major interest for the past, present and future of its fish fauna—A short review. *Science of the Total Environment* **545**: 137–151.
- BÉKEFI, E., & L. VÁRADI, 2007. Multifunctional pond fish farms in Hungary. *Aquaculture international*, **15(3-4)**: 227–233.
- BEISEL J.N. B., M. C. PELTRE, N. KALDONSKI, A. HERMANN, & S. MULLER, 2017. Spatiotemporal trends for exotic species in French freshwater ecosystems: where are we now? *Hydrobiologia* **785(1)**: 293–305.
- BÍRÓ, P., 1971. Egy új gébféle (*Neogobius fluviatilis* Pallas) a Balatonból. *Halászat* **17**: 22–23.
- BÍRÓ, P., 1993. A Balaton halállományának változásai és jelenlegi helyzete. *Halászat* **86**: 22–24.
- BORZA, P., B. CSÁNYI, T. HUBER, P. LEITNER, M. PAUNOVIĆ, N. REMUND, J. SZEKERES & W. GRAF, 2015. Longitudinal distributional patterns of Peracarida (Crustacea, Malacostraca) in the River Danube. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie* **187**: 113–126.
- BOTTA, I., K. KERESZTESY & I. NEMÉNYI, 1984. Halfaunisztikai és ökológiai tapasztalatok természetes vizeinkben. *Állattani Közlemények* **71**: 39–50.
- BÓDIS, E., P. BORZA, I. POTYÓ., A. WEIPERTH, M. PUKY, G. GUTI, 2012. Invasive mollusc, macrocrustacea, fish and reptile species along the Hungarian Danube section and some connected waters. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **58 (Supplement 1)**: 29–45.
- DIDHAM, R. K., J. M. TYLIANAKIS, N. J. GEMMELL, T. A. RAND & R. M. EWERS, 2007. Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. *Trends in Ecology & Evolution* **22**: 489–496.
- EHLERS, M., M. MÖLLER, S. MARANGON, & N. FERRE, 2003. The use of geographic information system (GIS) in the frame of the contingency plan implemented during the 1999-2001 avian influenza (AI) epidemic in Italy. *Avian diseases* **47**: 1010–1014.
- ELVIRA, B. & A. ALMODÓVAR, 2001. Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21st century. *Journal of Fish Biology* **59**: 323–331.
- ELLENDER, B. R. & O. L. F. WEYL, 2014. A review of current knowledge, risk and ecological impacts associated with non-native freshwater fish introductions in South Africa. *Aquatic Invasions* **9**: 117–132.
- ERŐS, T., & G. GUTI, 1997. Kessler-géb (*Neogobius kessleri* Günther, 1861) a Duna magyarországi szakaszán - új halfaj előfordulásának igazolása. *Halászat* **90**: 83–84.
- ERŐS, T., P. TAKÁCS, P. SÁLY, A. SPECZIÁR, Á. I. GYÖRGY & P. BÍRÓ, 2008. Az amurgéb (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) megjelenése a Balaton vízgyűjtőjén. *Halászat* **101**: 75–77.
- ERŐS, T., P. SÁLY, P. TAKÁCS, A. SPECZIÁR & P. BÍRÓ, 2012. Temporal variability in the spatial and environmental determinants of functional metacommunity organization—stream fish in a human-modified landscape. *Freshwater Biology* **57**: 1914–1928.
- ERŐS, T., 2007. Partitioning the diversity of riverine fish: the roles of habitat types and non-native species. *Freshwater Biology* **52**: 1400–1415.
- FELEDI, T. G, GYALOG, B. KUCSKA, M. FEHÉR, GY. BORBÉLY, M. JANCSÓ, L. STÜNDL, & A. RÓNYAI, 2011. Újabb ígéretes fajok az európai akvakultúrában: a barramundi (*Lates calcarifer* Bloch, 1790) és a vörös árnyékhal (*Sciaenops ocellatus* L., 1766). *Halászat*, **104(3-4)**: 75–80

- FICETOLA, G. F., W. THULLER & C. MIAUD, 2007. Prediction and validation of the potential global distribution of a problematic alien invasive species - the American bullfrog. *Diversity and Distributions* **13**: 476–485.
- GARCÍA-BERTHOU, E., C. ALCARAZ, Q. POU-ROVIRA, L. ZAMORA, G. COENDERS & C. FEO, 2005. Introduction pathways and establishment rates of invasive aquatic species in Europe. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **62**: 453–463.
- GOLLASCH, S. & S. NEHRING, 2006. National checklist for aquatic alien species in Germany. *Aquatic Invasions* **1**: 245–269.
- GOTELLI, N. J. & G. L. ENTSMINGER, 2001. EcoSim: Null models software for ecology.
- GOZLAN, R. E. 2008. Introduction of non-native freshwater fish: is it all bad? *Fish and Fisheries* **9**: 106–115.
- GOZLAN, R. E., J. R. BRITTON, I. COWX & G. H. COPP, 2010. Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *Journal of Fish Biology* **76**: 751–786.
- GRABOWSKA, J., J. KOTUSZ & A. WITKOWSKI, 2010. Alien invasive fish species in Polish waters: an overview. *Folia Zoologica* **59**: 73–85.
- GUREVITCH, J. & D. K. PADILLA, 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends in Ecology & Evolution* **19**: 470–474.
- GUTI, G., 1999. Syrman-géb (*Neogobius syrman*) a Duna magyarországi szakaszán. *Halászat* **92**: 30–33.
- GUTI, G., T. ERŐS, Z. SZALÓKY & B. TÓTH, 2003. A kerekfejű géb, a *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1811) megjelenése a Duna magyarországi szakaszán. *Halászat* **96**: 116–119.
- GUTI, G., 2014. A Szirman géb (*Ponticola syrman* Nordmann, 1840) magyarországi előfordulásáról beszámoló korábbi közlemény felülvizsgálata. *Pisces Hungarici* **8**: 101–105.
- HALASI-KOVÁCS, B. & Á. HARKA, 2012. Hány halfaj él Magyarországon? A magyar halfauna zoogeográfiai és taxonómiai áttekintése, értékelése. *Pisces Hungarici* **6**: 5–24.
- HALASI-KOVÁCS, B., L. ANTAL & S. A. NAGY, 2011. First record of a Ponto-Caspian *Knipowitschia* species (Gobiidae) in the Carpathian basin, Hungary. *Cybium* **35**: 257–258.
- HANCZ, CS., 2007. Haltenyésztés. Egyetemi jegyzet. Kaposvári egyetem. Kaposvár
- HANCZ, C., Z. NAGY D. GÁL, & D. VARGA, 2015. Issues of ecological and economical sustainability of fish culture in the southern hydrological basin of lake Balaton. *Acta Agraria Kaposváriensis*, **19(1)**: 25–29.
- HARKA, Á. & Z. SALLAI, 2004. Magyarország halfaunája. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas, Budapest.
- HARKA, Á & P. BÍRÓ, 2007. New patterns in Danubian distribution of Ponto-Caspian gobies – A result of global climate change and/or canalization? *Electronic Journal of Ichthyology* **3**: 1–14.
- HARKA, Á. & ZS. SZEPESI, 2010. Hány pikófaj (*Gasterosteus* sp.) él Magyarországon? *Pisces Hungarici* **4**: 101–104.
- HARKA, Á., K. NYESTE, L. NAGY & T. ERŐS, 2014. Bíborsügér (*Hemichromis guttatus* Günther, 1862) a Hévízi-tó termálvizében. *Pisces Hungarici* **8**: 29–34.
- HEWITT, G. M., 1999. Post-glacial re-colonization of European biota. *Biological Journal of the Linnean Society* **68**: 87–112.
- HICKLEY, P., & S. CHARE, 2004. Fisheries for non-native species in England and Wales: angling or the environment?. *Fisheries Management and Ecology* **11.3-4**: 203–212.
- HINTERTHUER, A. 2012. The explosive spread of Asian carp can the Great Lakes be protected? Does it matter? *BioScience*, **62(3)**: 220–224.

- HOLČÍK, J. 1991. Fish introductions in Europe with particular reference to its central and eastern part. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **48**: 13–23.
- HUGHES, J. D., 2003. Europe as consumer of exotic biodiversity: Greek and Roman times. *Landscape Research* **28**: 21–31.
- JOYCE, K. 2009. “To me it's just another tool to help understand the evidence”: Public health decision-makers' perceptions of the value of geographical information systems (GIS). *Health & Place*, **15**(3): 831–840.
- KELLER, R. P., J. M. DRAKE, M. B. DREW & D. M. LODGE, 2011. Linking environmental conditions and ship movements to estimate invasive species transport across the global shipping network. *Diversity and Distributions* **17**: 93–102.
- KOŠČO, J. & P. BALÁZS, 2000. Új egzotikus faj (*Pseudotropheus tropheops*) az Ipoly vízrendszerében, valamint néhány megjegyzés egyes akváriumai halak vadvizekbe történő telepítéséről. *A Puszta* **17**: 45
- KOŠČO, J., L. KOŠUTHOVÁ, P. KOŠUTH & L. PEKÁRIK, 2010. Non-native fish species in Slovak waters: origins and present status. *Biologia* **65**: 1057–1063.
- KRIESCH, J., 1872. Egy új hal-faj [*Gobius rubromaculatus*]. *Mathematikai és természettudományi közlemények* **10**: 221–232.
- LEPRIEUR, F., O., BEAUCHARD, S. BLANCHET, T. OBERDORFF, & S. BROSSE, 2008. Fish invasions in the world's river systems: when natural processes are blurred by human activities. *PLoS Biology* **6**(2): e28.
- LOVÁSZ, G., 2012. Water temperatures of the Danube and Tisza Rivers in Hungary. *Hungarian Geographical Bulletin* **61**: 317–325.
- LUSK, S., V. LUSKOVÁ & L. HANEL, 2010. Alien fish species in the Czech Republic and their impact on the native fish fauna. *Folia Zoologica* **59**: 57–72.
- MÁRIÁN, T., Z. KRASZNAI & J. OLÁH, 1986. Characteristic karyological, biochemical and morphological markers of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.), bighead carp (*Aristichthys nobilis* Rich.) and their hybrids. *Aquacultura Hungarica* **5**: 15–30.
- MAGALHÃES, A. L. B., & J. R. S. VITULE, 2013. Aquarium industry threatens biodiversity. *Science* **341**: 457.
- MANCHESTER, S. J. & J. M. BULLOCK, 2000. The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. *Journal of Applied Ecology* **37**: 845–864.
- MCCOLL, K. A., B. D. COOKE, & A. SUNARTO, 2014. Viral biocontrol of invasive vertebrates: Lessons from the past applied to cyprinid herpesvirus-3 and carp (*Cyprinus carpio*) control in Australia. *Biological Control* **72**: 109–117.
- MIHÁLYFI, F., 1939. A szúnyog elleni védekezés entomológiai előkészítése Hévízen. *Állattani Közlemények* **36**: 107–117.
- MITAS, L. & H. MITASOVA, 1999. Spatial interpolation. *Geographical information systems: principles, techniques, management and applications* **1**: 481–492.
- NOVÁKY, B. & G. BÁLINT, 2013. Shifts and modification of the hydrological regime under climate change in Hungary In: Bharat raj Singh (ed) *Realities, Impacts Over Ice Cap, Sea Level and Risks*. Rijeka: InTech Open Access Publisher 163–190.
- PAUNOVIĆ, M., B. CSÁNYI, P. SIMONOVIĆ & K. ZORIĆ, 2015. Invasive alien species in the Danube. In: Liska, I. (ed), *The Danube River Basin*, Springer Berlin, Heidelberg: 389–409.
- PERRY-GAL, L., A. ERLICH, A. GILBOA & G. BAR-OZ, 2015. Earliest economic exploitation of chicken outside East Asia: Evidence from the Hellenistic Southern Levant *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **112**: 9849–9854.

- PINTÉR, K., 1980. Exotic Fishes in Hungarian Waters: their Importance in Fishery Utilization of Natural Water Bodies and Fish Farming. *Fisheries Management* **11**: 163–167.
- PINTÉR, K., 1991. Tambaki (*Colossoma macropomum*) a paksi melegvíz-csatornából. *Halászat* **84**: 158–160.
- PINTÉR, K., 2002. Magyarország halai. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- POVŽ, M. & S. ŠUMER, 2005. A brief review of non-native freshwater fishes in Slovenia. *Journal of Applied Ichthyology* **21**: 316–318.
- PYŠEK, P., V. JAROŠÍK, P. E. HULME, I. KÜHN, J. WILD, M. ARIANOUTSOU,... & P. GENOVESI, 2010. Disentangling the role of environmental and human pressures on biological invasions across Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **107(27)**: 12157–12162.
- QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2016. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.
- RABITSCH, W., N. MILASOWSKY, S. NEHRING, C. WIESNER, C. WOLTER, & F. ESSL, 2013. The times are changing: temporal shifts in patterns of fish invasions in central European fresh waters. *Journal of Fish Biology* **82(1)**: 17–33.
- RAHEL, F. J. & J. D. OLDEN, 2008. Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species. *Conservation Biology* **22**: 521–533.
- RESHETNIKOV, A. N. 2013. Spatio-temporal dynamics of the expansion of rotan *Perccottus glenii* from West-Ukrainian centre of distribution and consequences for European freshwater ecosystems. *Aquatic Invasions* **8**: 193–206.
- ROCHE, K. F., M. JANAČ & P. JURAJDA, 2013. A review of Gobiid expansion along the Danube-Rhine corridor–geopolitical change as a driver for invasion. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **411**: 01.
- SÁLY, P., 2007. The system of faunacomponents conception and its application to qualify the degree of naturalness of fish assemblages. *Pisces Hungarici* **1**: 93–101.
- SÁLY, P., T. ERŐS, P. TAKÁCS, A. SPECZIÁR, I. KISS & P. BÍRÓ, 2009. Assemblage level monitoring of stream fishes: the relative efficiency of single-pass vs. double-pass electrofishing. *Fisheries Research* **99**: 226–233.
- SÁLY, P., P. TAKÁCS, I. KISS, P. BÍRÓ & T. ERŐS, 2012. Effect of local- and landscape-scale factors on the distribution of non-native fishes in small watercourses of the catchment area of Lake Balaton (Hungary). *Állattani Közlemények* **97**: 181–199.
- SPECZIÁR, A., 2004. Life history pattern and feeding ecology of the introduced eastern mosquitofish, *Gambusia holbrooki*, in a thermal spa under temperate climate, of Lake Hévíz, Hungary. *Hydrobiologia*, **522**: 249–260.
- SPECZIÁR, A. & T. ERŐS, 2015. Freshwater resources and fisheries in Hungary In: Craig, J. F. (ed), *Freshwater Fisheries Ecology*. Wiley-Blackwell Publishing Ltd., Oxford: 196–200.
- STERBETZ, I., 1957. Tüskés Pikó a Dunában. *Halászat* **4**: 75.
- SZALÓKY, Z., V. BAMMER, Á. I. GYÖRGY, L. PEHLIVANOV, M. SCHABUSS, H. ZORNIG & T. EROS, 2015. Offshore distribution of invasive gobies (Pisces: Gobiidae) along the longitudinal profile of the Danube River. *Fundamental and Applied Limnology* **187**: 127–133.
- SZEPESI, ZS. & Á. HARKA, 2015. Szúnyogirtó fogaspontyok (*Gambusia holbrooki*) megtelepedése a Zagyvában. *Halászat* **108**: 11.
- SZOLNOKY, C. & L. RAUM, 1991. Regulation of the thermal loading by Paks Nuclear Power Station. *Periodica Polytechnica Civil Engineering*. **35**: 41–50.
- TAKÁCS, P., CS. BERECZKI, P. SÁLY, A. MÓRA & P. BÍRÓ, 2007. A Balatonba torkolló kisvízfolyások halfaunisztikai vizsgálata. *Hidrológiai Közlöny*, **87**: 175–177.

- TAKÁCS, P., A. SPECZIÁR, T. ERŐS, P. SÁLY, P. BÍRÓ, 2011. A balatoni vízgyűjtő halállományainak összetétele. *A Balaton ökológiája/Ecology of Lake Balaton* 1(1): 1–21.
- TAKÁCS, P. & Z. VITÁL, 2012. Amurgéb (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) a Duna mentén. *Halászat* **105**: 16.
- TAKÁCS, P., G. MAÁSZ, Z. VITÁL & Á. HARKA, 2015a. Akvárium halak a Hévíz-lefolyó termálvizében *Pisces Hungarici* **9**: 59–64.
- TAKÁCS, P., I. CZEGLÉDI & Á. FERINCZ, 2015b. Amurgéb (*Perccottus glenii*) a Dráva vízgyűjtőjéről - *Halászat* **108**: 15.
- THOMSEN, M., T. WERNBERG., J. OLDEN, J. E. BYERS, J. BRUNO, B. SILLIMAN & D. SCHIEL, 2014. Forty years of experiments on aquatic invasive species: are study biases limiting our understanding of impacts? *NeoBiota* **22**: 1.
- URL1: <http://www.fao.org/fishery/introsp/472/en> (date of access: 22. 02. 2016)
- XIONG, W., X.SUI, S. H. LIANG, & Y. CHEN, 2015. Non-native freshwater fish species in China. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **25**(4): 651–687.
- VITÁL Z., P. TAKÁCS, 2017. Újabb nemkívánatos tarkasügér (*Paraneetroplus*) a Balaton vízgyűjtőjén. *Halászat* 110/1: 15.
- VUTSKITS, GY., 1912. Az amerikai származású naphal meghonosodása a Balatonban. *Természettudományi közlöny* **44**: 467–468.
- VUTSKITS, GY., 1913. A Pisztrángsügér és a naphal meghonosodása a Drávában. *Természettudományi Közlemények* 748–749.
- WEIPERTH, A., Á. STASZNY & Á. FERINCZ, 2013. Idegenhonos halfajok megjelenése és terjedése a Duna magyarországi szakaszán – Történeti áttekintés. *Pisces Hungarici* **7**: 103–112.
- WEIPERTH, A., B. CSÁNYI, Á. I. GYÖRGY, J. SZEKERES, T. FRIEDRICH, & Z. SZALÓKY, 2014. Observation of the non-native sturgeon hybrid (*Acipenser naccarii* x *Acipenser baerii*) in the Hungarian section of River Danube. *Pisces Hungarici* **8**: 111.
- WEIPERTH, A., B. CSÁNYI, B. GÁL, Á. I. GYÖRGY, Z. SZALÓKY, J. SZEKERES, B. TÓTH & † M. PUKY, 2015. Egzotikus rák-, hal- és kétéltűfajok a Budapest környéki víztestekben. *Pisces Hungarici* **9**: 65–70.
- WEIPERTH A., T. DANYIK, I. DUKAY, B. GÁL, 2016, Új adatok az elevenszülőfogasponty-félék magyarországi elterjedéséhez. *Pisces Hungarici* **10**: 71–76.
- WIESEINGER, M., 1975. *Akvarisztika*. Gondolat Kiadó, Budapest
- WELCOMME, R. L. 1992. A history of international introductions of inland aquatic species. *ICES Marine Science Symposium* **194**: 3–14.
- WOYNÁROVICH E. 1992. Emlékezzünk az 1965-ös balatoni halpusztulásra. *Halászat* **85/3**: 118.

Érkezett: 2016. december 9
Javítva: 2017. március 8
Elfogadva: 2017. március 24

Idegenhonos halfajok Magyarországon és a Balaton vízgyűjtőjén

1. táblázat. Szakirodalmi közlésekben magyarországi természetes vizekből említett idegenhonos fajok listája. * lásd: SÁLY (2007): AI: véletlen betelepítés - accidentally introduced, II: szándékosan betelepített - intentionally introduced, DFS: szándékosan segített bevándorló - directly facilitated settler, IFS: indirekt módon segített bevándorló - indirectly facilitated settler, O: eseti - occasional. a: szubalpin területről származó faj; b: szórványosan előkerül a Dunából, de a Balatonba szándékosan telepítették; c: hibás határozás; d: hybrid?; e: ismeretlen eredetű adat a FAO adatbázisában, (recens adat = a faj előfordulását az utóbbi öt évben (is) jelezték) (a listában a fishbase.org 2016. 03.02-án érvényes nomenklaturáját használtuk)

Nº	Fajnév	év	Rend	Család	eredeti elterjedési terület	státusz*	megjelenés oka	recens adat	irodalom
1.	<i>Proterorhinus semilunaris</i> (Heckel, 1837)	1872	Perciformes	Gobiidae	Ponto-Káspi	IFS	aktív terjedés	+	Kriesch 1872
2.	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i> (Walbaum, 1792)	1880	Salmoniformes	Salmonidae	É. Amerika	II	telepített	-	Bíró 1993
3.	<i>Salvelinus fontinalis</i> (Mitchill, 1814)	1884	Salmoniformes	Salmonidae	É. Amerika	II	telepített	+	Pintér 1980
4.	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)	1885	Salmoniformes	Salmonidae	É. Amerika	II	telepített	+	Bíró 1993
5.	<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	1891	Cypriniformes	Cyprinidae	Ázsia	II	telepített	+	Pintér 1980
6.	<i>Ameiurus nebulosus</i> (Lesueur, 1819)	1902	Siluriformes	Ictaluridae	É. Amerika	II	telepített	+	Pintér 1980
7.	<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	1905	Perciformes	Centrarchidae	É. Amerika	II	telepített	+	Vutskits 1912
8.	<i>Micropterus salmoides</i> (La Cépède, 1802)	1909	Perciformes	Centrarchidae	É. Amerika	II	telepített	+	Vutskits 1913
9.	<i>Gambusia holbrooki</i> (Girard, 1859)	1922	Cyprinodontiformes	Poeciliidae	K. Amerika	IFS	véletlen kikerülés	+	Mihályfi 1939
10.	<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	1932	Cyprinodontiformes	Poeciliidae	K. Amerika	II	akvarista telepítés	-	Wiesinger 1975
11.	<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	1954	Cypriniformes	Cyprinidae	Ázsia	II	telepített	+	Harka & Sallai 2004
12.	<i>Coregonus albula</i> (Linnaeus, 1758)	1955	Salmoniformes	Salmonidae	Európa ^a	O ^b	telepített	+	Pintér 2002
13.	<i>Coregonus lavaretus</i> (Linnaeus, 1758)	1955	Salmoniformes	Salmonidae	Európa ^a	O ^b	telepített	+	Pintér 2002
14.	<i>Gasterosteus aculeatus</i> (Linnaeus, 1758)	1956	Gasterosteiformes	Gasterosteidae	DK, Európa	DFS?	aktív terjedés	+	Sterbetz 1957
15.	<i>Ctenopharingodon idella</i> (Valenciennes, 1844)	1963	Cypriniformes	Cyprinidae	E. Ázsia	II	telepített	+	Pintér 1980
16.	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i> (Richardson, 1845)	1963	Cypriniformes	Cyprinidae	E. Ázsia	II	telepített	+	Antalfi & Tölg 1972
17.	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844)	1963	Cypriniformes	Cyprinidae	E. Ázsia	II	telepített	+	Antalfi & Tölg 1972
18.	<i>Mylopharyngodon piceus</i> (Richardson, 1846)	1963	Cypriniformes	Cyprinidae	E. Ázsia	II	telepített	-	Harka & Sallai 2004
19.	<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck and Schlegel, 1846)	1963	Cypriniformes	Cyprinidae	E. Ázsia	AI	halastavi kiszökés	+	Pintér 1980
20.	<i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814)	1970	Perciformes	Gobiidae	Ponto-Káspi	IFS	aktív terjedés	+	Bíró 1971
21.	<i>Ictiobus bubalus</i> (Rafinesque, 1818)	1970?	Cypriniformes	Catostomidae	É. Amerika	II	halastavi kiszökés	-	Harka & Sallai 2004
22.	<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820)	1980	Siluriformes	Ictaluridae	É. Amerika	II	telepített	+	Pintér 2002
23.	<i>Poecilia velifera</i> (Regan, 1914)	1980	Cyprinodontiformes	Poeciliidae	K. Amerika	II	akvarista telepítés	+	Pintér 1980
24.	<i>Micropterus dolomieu</i> (Lacepède, 1802)	<1980	Perciformes	Centrarchidae	É. Amerika	II	telepített	-	Pintér 1980
25.	<i>Xiphophorus helleri</i> (Heckel, 1848)	<1980	Cyprinodontiformes	Poeciliidae	K. Amerika	II	akvarista telepítés	-	Pintér 1980
26.	<i>Archocentrus multispinosus</i> (Günther, 1867)	1980?	Perciformes	Cichlidae	K. Amerika	II	akvarista telepítés	+	Harka & Sallai 2004
27.	<i>Hypophthalmichthys molitrix x H. nobilis</i>	1980?	Cypriniformes	Cyprinidae	-	II	telepített	+	Márián et al. 1986
28.	<i>Ictalurus punctatus</i> (Rafinesque, 1818)	1981	Siluriformes	Ictaluridae	É. Amerika	II	halastavi kiszökés	-	Botta et al. 1984
29.	<i>Acipenser baerii</i> (Brandt, 1869)	1981	Acipenseriformes	Acipenseridae	Ázsia	II	halastavi kiszökés	+	Weiperth et al. 2013
30.	<i>Clarias gariepinus</i> (Burchell, 1822)	1984	Siluriformes	Clariidae	Afrika	II	telepített	-	Harka & Sallai 2004
31.	<i>Colossoma macropomum</i> (Cuvier, 1816)	1991	Characiformes	Serrasalminidae	D. Amerika	II?	halastavi kiszökés?	+	Pintér 1991, Weiperth et al. 2015
32.	<i>Polyodon spathula</i> (Walbaum, 1792)	1992	Acipenseriformes	Polyodontidae	É. Amerika	II	telepített	+	Weiperth et al. 2013
33.	<i>Ponticola kessleri</i> (Günther, 1861)	1996	Perciformes	Gobiidae	Ponto-Káspi	IFS	aktív terjedés	+	Erős & Guti 1997
34.	<i>Perccottus glenii</i> (Dybowski, 1877)	1997	Perciformes	Odontobutidae	K. Ázsia	DFS?	aktív terjedés	+	Harka 1998
35.	<i>Ponticola syrman</i> (Nordmann, 1840) ^c	1997	Perciformes	Gobiidae	Ponto-Káspi	-	-	-	Guti 1999, Guti 2014
36.	<i>Pseudotropheus tropheops</i> (Regan, 1922)	1999	Perciformes	Cichlidae	K. Afrika	II	akvarista telepítés	-	Koščo & Balázs 2000

Takács et al.

37.	<i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814)	2001	Perciformes	Gobiidae	Ponto-Káspi	IFS	aktív terjedés	+	Guti et al. 2003
38.	<i>Babka gymnotrachelus</i> (Kessler, 1857)	2004	Perciformes	Gobiidae	Ponto-Káspi	IFS	aktív terjedés	+	Harka & Sallai 2004
39.	<i>Oreochromis amphimelas</i> (Hilgendorf, 1905)	2004	Perciformes	Cichlidae	K. Afrika	II	akvarista telepítés	-	Specziár 2004
40.	<i>Cichlasoma dimerus</i> (Heckel, 1840)	2007	Perciformes	Cichlidae	D. Amerika	II	akvarista telepítés	+	Takács et al. 2015a
41.	<i>Gasterosteus gymurus</i> (Cuvier, 1829)	2010	Gasterosteiformes	Gasterosteidae	DNY. Europe	IFS	aktív terjedés	+	Harka & Szepesi 2010
42.	<i>Knipowitschia caucasica</i> (Berg, 1916)	2009	Perciformes	Gobiidae	Ponto-Káspi	IFS	aktív terjedés	+	Halasi-Kovács et al. 2011
43.	<i>Morone saxatilis</i> x <i>M. chrysops</i>	2008 <	Perciformes	Moronidae	É. Amerika	II	halastavi kiszökés?	+	Sevcsik A. pers. comm.
44.	<i>Heterobranchus bidorsalis</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1809)	2012	Siluriformes	Clariidae	K. Afrika	II	n.a.	+	Halasi-Kovács & Harka 2012
45.	<i>Acipenser naccarii</i> x <i>A. baerii</i>	2013	Acipenseriformes	Acipenseridae	-	II	telepített?	+	Weiperth et al. 2014
46.	<i>Labidochromis caeruleus</i> (Fryer, 1956)	2015	Perciformes	Cichlidae	K. Afrika	II	akvarista telepítés	+	Weiperth et al. 2015
47.	<i>Megalechis thoracata</i> (Valenciennes, 1840)	2013	Siluriformes	Callichthyidae	D. Amerika	II	akvarista telepítés	+	Weiperth et al. 2015
48.	<i>Platydoras armatulus</i> (Valenciennes, 1840)	2013	Siluriformes	Doradidae	D. Amerika	II	akvarista telepítés	+	Weiperth et al. 2015
49.	<i>Hemichromis guttatus</i> (Günther, 1862)	2014	Perciformes	Cichlidae	K. Afrika	II	akvarista telepítés	+	Harka et al. 2014
50.	<i>Amatitlania nigrofasciata</i> (Günther, 1874)	2015	Perciformes	Cichlidae	K. Afrika	II	akvarista telepítés	+	Weiperth et al. 2015
51.	<i>Amphilophus citrinellum</i> (Günther, 1864)	2015	Perciformes	Cichlidae	K. Afrika	II	akvarista telepítés	+	Takács et al. 2015a
52.	<i>Garra rufa</i> (Heckel, 1843)	2015	Cypriniformes	Cyprinidae	Kis-Ázsia	AI?	akvarista telepítés	+	Weiperth et al. 2015
53.	<i>Parachromis managuensis</i> (Günther, 1867) ^d	2015	Perciformes	Cichlidae	Köz. Amerika	II	akvarista telepítés	+	Takács et al. 2015a
54.	<i>Paraneetroplus synspilus</i> (Hubbs, 1935)	2015	Perciformes	Cichlidae	Köz. Amerika	II	akvarista telepítés	+	Takács et al. 2015a
55.	<i>Poecilia sphenops</i> (Valenciennes, 1846)	2015	Cyprinodontiformes	Poeciliidae	Köz. Amerika	II	akvarista telepítés	+	Takács et al. 2015a
56.	<i>Pseudotropheus socolofi</i> (Johnson, 1974)	2015	Perciformes	Cichlidae	K. Afrika	II	akvarista telepítés	+	Takács et al. 2015a
57.	<i>Xiphophorus</i> sp.	2015	Cyprinodontiformes	Poeciliidae	Köz. Amerika	II	akvarista telepítés	+	Weiperth et al. 2015
58.	<i>Pygocentrus</i> sp.	2015	Characiformes	Serrasalminidae	D. Amerika	II	akvarista telepítés	+	Weiperth et al. 2015
59.	<i>Paraneetroplus hibrid</i>	2017	Perciformes	Cichlidae	Köz. Amerika	II	akvarista telepítés	+	Vitál & Takács 2017
60.	<i>Coregonus peled</i> (Gmelin, 1789)	?	Salmoniformes	Salmonidae	Eurázsia	n.a.	n.a.	-	URL1 ^e

Idegenhonos halfajok Magyarországon és a Balaton vízgyűjtőjén

2. táblázat. A 2011-15 között levégzett faunisztikai felméréseink során előkerült fajok listája. fajkód: az idegenhonos fajok nevének rövidítése; FO%: előkerülési gyakoriság; N: fogott egyed-szám; RA%: relatív abundancia a teljes fogásban, RANN%: relatív abundancia az idegenhonos összfogásban. kék színnel és # jellel az idegenhonos fajokat emeltük ki. A fajokat az előkerülési gyakoriságuk alapján rangsoroltuk. Jelen listában a Fishbase.org 2016.03.02-én érvényes nomenklaturáját használjuk.

Rang	Fajnév	fajkód	FO%	N	RA%	RANN%
1.	<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)		62.6	23890	11.889%	-
2.	<i>Rhodeus sericeus</i> (Pallas, 1776)		57.1	24625	12.255%	-
3.	<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)		52.9	46723	23.252%	-
4.	<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782) #	cargib	52.3	17243	8.581%	46.97%
5.	<i>Squalius cephalus</i> (Linnaeus, 1758)		50.5	18574	9.244%	-
6.	<i>Cobitis elongatoides</i> Băcescu and Maier, 1969		39.6	4616	2.297%	-
7.	<i>Esox lucius</i> (Linnaeus, 1758)		37.4	1307	0.650%	-
8.	<i>Perca fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)		34.6	2174	1.082%	-
9.	<i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)		34.4	8530	4.245%	-
10.	<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck and Schlegel, 1842) #	psepar	34.0	6165	3.068%	16.79%
11.	<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758) #	lepgib	30.1	3142	1.564%	8.56%
12.	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)		29.0	2212	1.101%	-
13.	<i>Barbatula barbatula</i> (Linnaeus, 1758)		27.2	6424	3.197%	-
14.	<i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)		25.1	2313	1.151%	-
15.	<i>Proterorhinus semilunaris</i> (Pallas, 1814) #	prosem	20.6	2040	1.015%	5.56%
16.	<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)		17.6	800	0.398%	-
17.	<i>Misgurnus fossilis</i> (Linnaeus, 1758)		16.8	894	0.445%	-
18.	<i>Romanogobio vladykovi</i> (Fang, 1943)		16.7	1273	0.634%	-
19.	<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)		16.3	373	0.186%	-
20.	<i>Alburnoides bipunctatus</i> (Bloch, 1782)		15.1	5147	2.561%	-
21.	<i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)		15.0	1380	0.687%	-
22.	<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)		13.7	586	0.292%	-
23.	<i>Leuciscus aspius</i> (Linnaeus, 1758)		13.6	402	0.200%	-
24.	<i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814) #	neoflu	13.2	859	0.427%	2.34%
25.	<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820) #	amemel	12.6	1782	0.887%	4.85%
26.	<i>Leuciscus leuciscus</i> (Linnaeus, 1758)		12.3	853	0.425%	-
27.	<i>Barbus barbatus</i> (Linnaeus, 1758)		11.5	2520	1.254%	-
28.	<i>Chondrostoma nasus</i> (Linnaeus, 1758)		10.6	1025	0.510%	-
29.	<i>Silurus glanis</i> (Linnaeus, 1758)		8.7	184	0.092%	-
30.	<i>Perccottus glenii</i> (Dybowski, 1877) #	pergle	7.6	1026	0.511%	2.79%
31.	<i>Phoxinus phoxinus</i> (Linnaeus, 1758)		6.4	3093	1.539%	-
32.	<i>Barbus carpathicus</i> (Kotlík, Tsigenopoulos, Ráb and Berrebi, 2002)		6.4	1028	0.512%	-
33.	<i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758)		5.4	115	0.057%	-
34.	<i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814) #	neomel	5.1	1923	0.957%	5.24%
35.	<i>Leucaspis delineatus</i> (Heckel, 1843)		5.1	330	0.164%	-
36.	<i>Vimba vimba</i> (Linnaeus, 1758)		4.6	186	0.093%	-
37.	<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)		4.2	70	0.035%	-
38.	<i>Umbra krameri</i> Walbaum, 1792		4.0	884	0.440%	-
39.	<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)		3.7	247	0.123%	-
40.	<i>Sabanejewia aurata</i> (Filippi, 1865)		3.7	131	0.065%	-
41.	<i>Zingel zingel</i> (Linnaeus, 1758)		3.3	161	0.080%	-
42.	<i>Salmo trutta morpha fario</i> (Linnaeus, 1758)		3.1	225	0.112%	-
43.	<i>Ballerus sapa</i> (Pallas, 1814)		2.9	82	0.041%	-
44.	<i>Gymnocephalus cernua</i> (Linnaeus, 1758)		2.9	71	0.035%	-
45.	<i>Zingel streber</i> (Siebold, 1863)		2.2	119	0.059%	-
46.	<i>Gymnocephalus schraetser</i> (Linnaeus, 1758)		2.1	248	0.123%	-
47.	<i>Gymnocephalus baloni</i> Holčík and Hensel, 1974		2.1	64	0.032%	-
48.	<i>Babka gymnotrachelus</i> (Kessler, 1857) #	babgym	1.9	137	0.068%	0.37%
49.	<i>Rutilus pigus virgo</i> (Heckel, 1852)		1.9	109	0.054%	-
50.	<i>Romanogobio kesslerii</i> (Dybowski, 1862)		1.8	148	0.074%	-
51.	<i>Ballerus ballerus</i> (Linnaeus, 1758)		1.7	47	0.023%	-
52.	<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844) #	cteide	1.7	18	0.009%	0.05%
53.	<i>Ponticola kessleri</i> (Günther, 1861) #	ponkes	1.5	161	0.080%	0.44%
54.	<i>Gasterosteus aculeatus</i> (Linnaeus, 1758) #	gasacu	1.4	245	0.122%	0.67%
55.	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844) #	hypmol	0.6	59	0.029%	0.16%
56.	<i>Sander volgensis</i> (Gmelin, 1788)		0.6	14	0.007%	-
57.	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792) #	oncmyk	0.6	9	0.004%	0.02%
58.	<i>Knipowitschia caucasica</i> (Berg, 1916) #	knicau	0.6	8	0.004%	0.02%
59.	<i>Gambusia holbrooki</i> (Girard, 1859) #	gamhol	0.5	1885	0.938%	5.13%
60.	<i>Micropterus salmoides</i> (Lacepède, 1802) #	micsal	0.3	4	0.002%	0.01%
61.	<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)		0.3	3	0.001%	-
62.	<i>Eudontomyzon danfordi</i> (Regan, 1911)		0.3	2	0.001%	-
63.	<i>Eudontomyzon mariae</i> (Berg, 1931)		0.1	20	0.010%	-
64.	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i> (Richardson, 1845) #	hypnob	0.1	6	0.003%	0.02%
65.	<i>Ameiurus nebulosus</i> (Lesueur, 1819) #	ameneb	0.1	2	0.001%	0.01%
66.	<i>Pelecus cultratus</i> (Linnaeus, 1758)		0.1	2	0.001%	-

3. táblázat. A felmérések során kimutatott idegenhonos fajok előkerülési gyakoriságai és relatív abundancia értékei az egyes habitattípusokban. SS: hegyvidéki patak; HS: dombvidéki patak; HR: dombvidéki folyó; LS: síkvidéki kisvízfolyás; LR: síkvidéki folyó, ntot: a felmért mintaszakaszok száma; nNN: minahelyek aránya ahonnan idegenhonos fajok előkerültek; S_{tot}: teljes fajszám; S_{NN%}: idegenhonos fajok aránya a teljes fajkészletben; S: teljes fajszám (átlag±SD); S_{NN}: mintahelyenkénti idegenhonos fajszám (átl.±SD); N: fogott összegyedszám; RA_{NN%}: idegenhonos relatív abundancia; RA%: átlagos reltív abundancia; FO%: előkerülési gyakoriság. Vörös, félkövérrel kiemelt értékek szignifikánsan magasabbak mint a többi érték (“a” jelenti a legmagasabb értéket) - post hoc Mann-Whitney U teszt (p<0.05). Fajkódokért lásd az **1. táblázatot**.

Habitat típus	SS			HS			HR			LS			LR			Duna		
n_{tot} (n_{NN%})	45 (29)			228 (66)			48 (69)			335 (90)			100 (94)			11 (100)		
S_{tot} (S_{NN%})	30 (16.7)			50 (24.0)			43 (16.2)			58 (29.3)			53 (24.5)			38 (21.5)		
S	4.49±3.22			7.06±4.05			13.02±4.03			8.08±4.18			14.55±3.61			18.18±3.65		
S_{NN}	0.42±0.75			1.42±1.44			1.06±0.95			2.20±1.35			2.63±1.45			4.36±0.67		
N (RA_{NN%})	5509 (4.0)			49608 (15.9)			16911 (2.4)			79621 (29.9)			40884 (6.9)			5882 (25.6)		
faj kód	N	RA%	FO%	N	RA%	FO%	N	RA%	FO%	N	RA%	FO%	N	RA%	FO%	N	RA%	FO%
cargib	143	3.0	17.8	3039	6.1^b	41.2	99	0.6	20.8	13349	16.8^a	70.1	612	1.5^b	60.0	1	0.0	9.1
psepar	15	0.4	11.1	3052	6.2^a	39.9	22	0.1	16.7	2946	3.7^a	42.1	130	0.3	20.0	0	0	0
lepgib	14	0.1	4.4	696	1.4	24.1	27	0.2	18.8	2141	2.7^a	40.3	262	0.6	33.0	2	0.0	9.1
prosem	0	0	0	465	0.9	12.3	87	0.5	20.8	690	0.9	17	768	1.9^a	62.0	30	0.6	36.4
neoflu	45	0.3	6.7	70	0.1	6.6	81	0.5	16.7	290	0.4	9.3	316	0.8^a	38.0	57	0.9^a	72.7
amemel	0	0	0	117	0.2	9.2	1	0.0	2.1	1202	1.5	17.9	462	1.1	16.0	0	0	0
pergle	0	0	0	44	0.1	1.3	0	0	0	921	1.2	14.0	61	0.1	9.0	0	0	0
neomel	0	0	0	84	0.2	2.6	103	0.6	10.4	382	0.5	2.7	192	0.5	9.0	1162	19.8^a	100
babgym	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0.0	0.3	26	0.1	3.0	108	1.8^a	100
cteide	0	0	0	2	0.0	0.4	0	0	0	10	0.0	1.8	6	0.0	6.0	0	0	0
ponkes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0.0	0.3	2	0.0	1.0	148	2.5^a	90.9
gasacu	0	0	0	196	0.4	2.6	0	0	0	47	0.1	0.9	0	0	0	2	0.0	18.2
hypnob	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0.0	0.3	0	0	0	0	0	0
oncmyk	4	0.2	2.2	5	0.0	1.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
hypmol	0	0	0	0	0	0	0	0	0	58	0.1	1.2	1	0.0	1.0	0	0	0
knicau	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0.0	5.0	0	0	0
gamhol	0	0	0	125	0.3	0.4	0	0	0	1760	2.2	0.9	0	0	0	0	0	0
micsal	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0.0	0.6	0	0	0	0	0	0
ameneb	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0.0	0.3	0	0	0	0	0	0

Idegenhonos halfajok Magyarországon és a Balaton vízgyűjtőjén

4. táblázat. A halastavak hatása a nyolc leggyakoribb idegenhonos faj előfordulási gyakoriságára és relatív abundancia viszonyaira. SS: hegyvidéki patak; HS: dombvidéki patak; HR: dombvidéki folyó; LS: síkvidéki kisvízfolyás; LR: síkvidéki folyó. NP: nincs tó a mintaszakasz 10 km-es körzetében felvízi vagy alvízi irányban, PP: van legalább egy tó a mintaszakasz 10 km-es körzetében felvízi vagy alvízi irányban. $n_{tot.}$: az adott csoportba tartozó szakaszok száma; n_{NN} : mintahelyek idegenhonos fajjal; $FO_{NN}\%$: idegenhonos fajok előfordulási gyakorisága; S_{NN} : idegenhonos fajok száma (átl. \pm SD); $S_{NN}\%$: idegenhonos fajok aránya a szakasz összfajkészletében; $RA_{NN}\%$: az idegenhonos fajok relatív abundanciája (átl. \pm SD); $FO\%$: egy adott idegenhonos faj előkerülési gyakorisága; RA: egy adott idegenhonos faj relatív abundancia értéke. Vörös szín, félkövér betűtípus “*” jel a szignifikánsan magasasabb értékeket jelölik ($p < 0.05$; Mann-Whitney U teszt)

Habitat típus	SS		HS		HR		LS		LR	
halastó megléte ($n_{tot.}$)	NP (32)	PP (13)	NP (109)	PP (119)	NP (26)	PP (22)	NP (77)	PP (258)	NP (67)	PP (33)
n_{NN} ($FO_{NN}\%$)	5 (15.6)	8 (61.5)	56 (51.3)	94 (78.9)	15 (57.6)	18 (81.8)	51 (66.2)	252 (97.6)	62 (92.5)	33 (100.0)
S_{NN}	0.25 \pm 0.67	0.85 \pm 0.80	0.87 \pm 1.17	1.93\pm1.49*	0.88 \pm 0.99	1.27 \pm 0.88	1.18 \pm 1.14	2.50\pm1.26*	2.31 \pm 1.45	3.31 \pm 1.23
$S_{NN}\%$	3.68 \pm 9.3	16.78\pm17.8*	10.9 \pm 12.1	29.40\pm24.9*	5.50 \pm 6.7	13.19 \pm 11.2	17.44 \pm 21.5	34.6\pm20.8*	14.95 \pm 8.4	24.72\pm8.6*
$RA_{NN}\%$	0.50 \pm 1.8	12.69\pm22.1*	4.98 \pm 11.4	27.91\pm32.9*	1.77 \pm 2.6	5.6 \pm 7.9	14.3 \pm 26.3	33.85 \pm 32.1	4.88 \pm 6.6	13.26\pm11.9*
cargib FO%	9.4	38.5	22.9	58.0	7.7	36.4	35.1	80.6	51.5	75.7
psepar FO%	6.3	23.1	22.0	56.3	7.7	27.3	18.2	49.2	19.4	21.2
lepgib FO%	3.1	7.7	15.6	31.9	3.8	36.4	23.4	45.3	23.9	51.5
prosem FO%	0	0	11.9	12.6	26.9	13.6	11.7	18.6	53.7	78.8
neoflu FO%	6.3	7.7	1.8	10.9	19.2	13.6	5.2	10.5	43.3	27.3
amemel FO%	0	0	5.5	12.6	3.8	0	11.7	19.8	7.5	33.3
pergle FO%	0	0	0	2.5	0	0	5.2	16.7	1.5	24.2
neomel FO%	0	0	3.7	1.7	9.2	0	5.2	1.9	11.9	3.0
cargib RA%	0.11 \pm 0.5	10.11 \pm 22.5	2.30 \pm 9.4	10.28\pm19.6*	0.08 \pm 0.3	2.2 \pm 5.2	7.38 \pm 20.2	20.5\pm28.0*	0.80 \pm 1.4	3.86 \pm 6.7
psepar RA%	0.01 \pm 0.1	1.28 \pm 3.0	0.75 \pm 2.9	10.93\pm21.8*	0.06 \pm 0.2	0.35 \pm 0.8	1.44 \pm 5.4	4.57\pm2.1*	0.18 \pm 0.5	0.66 \pm 2.1
lepgib RA%	0.05 \pm 0.3	0.25 \pm 0.9	0.36 \pm 1.5	3.26 \pm 12.1	0.55 \pm 1.6	1.32 \pm 3.6	1.21 \pm 3.4	3.42\pm0.9*	0.18 \pm 0.4	1.72 \pm 5.1
prosem RA%	0	0	1.35 \pm 6.6	0.91 \pm 3.5	0.16 \pm 0.5	0.72 \pm 2.8	1.23 \pm 7.0	0.73 \pm 3.7	2.28 \pm 5.3	1.79 \pm 2.3
neoflu RA%	0.32 \pm 1.4	0.30 \pm 1.1	0.03 \pm 0.2	0.26 \pm 1.0	0.01 \pm 0.0	1.00 \pm 2.6	0.23 \pm 1.4	0.2 \pm 1.0	0.90 \pm 1.7	0.47 \pm 1.1
amemel RA%	0	0	0.17 \pm 1.4	0.55 \pm 3.8	0.01 \pm 0.0	0	0.73 \pm 3.8	1.05 \pm 5.1	0.20 \pm 0.8	3.22 \pm 11.1
pergle RA%	0	0	0	0.12 \pm 1.0	0	0	0.82 \pm 5.8	1.95 \pm 8.0	0.00 \pm 0.0	1.72\pm2.0*
neomel RA%	0	0	0.08 \pm 0.6	0.15 \pm 1.3	0.90 \pm 2.3	0	0.36 \pm 2.0	0.25 \pm 3.6	0.19 \pm 0.7	0.67 \pm 3.9

Ecology of Lake Balaton/ A Balaton ökológiája

MTA ÖK BLI Elektronikus folyóirata
2017. 4: 24-33.



HALASTAVAK ELFOLYÓ VIZÉNEK POTENCIÁLIS HATÁSA A BEFOGADÓ VÍZFOLYÁS VÍZMINŐSÉGÉRE: ESETTANULMÁNY A BALATON DÉLI VÍZGYŰJTŐJÉN

Ferincz Árpád*¹ Vitál Zoltán², Horváth Hajnalka², V.-Balogh Katalin², Boros Emil², Présing Mátyás², Takács Péter²

¹Szent István Egyetem, Halgazdálkodási Tanszék, 2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

²MTA Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet, 8237 Tihany,
Klebelsberg Kuno u. 3.

*Ferincz.Arpad@mkk.szie.hu

Kulcsszavak: kisvízfolyás, Pogányvölgyi-víz, hossz-szelvény, tápelemek, fitoplankton biomassza, zavarás

Kivonat: Az európai akvakultúra egyik legjelentősebb halfaja a ponty, ugyanakkor a jellemző, fél-extenzív termelés-technológia ökológiai hatásairól hiányosak az ismeretek. A vízminőség-védelmi szempontból kiemelten érzékeny Balaton-vízgyűjtőn nagy számban található főként ponty termelésére specializálódott halgazdálkodási létesítmények, így célul tűztük ki, hogy megvizsgáljuk az egyik legfontosabb déli-parti befolyó, a Pogányvölgyi-víz hossz-szelvénye mentén ezen tavak vízminőségre gyakorolt potenciális hatását. Ehhez a 2014-es év során négy alkalommal (március, június, szeptember, november), 14 mintavételi helyen mértünk összesen 11 vízminőségi paramétert. Az adatelemzés után megállapítható volt, hogy a vízfolyás hossz tengelye mentén jelentős mértékben változik a víz minősége, azonban ez nem köthető teljes mértékben a halastavak hatásához. A halgazdálkodási létesítmények hatása erősen függ azok üzemrendjétől, nem folytonos, hanem bizonyos periodicitással jelen lévő zavarások sorozata, amely negatív hatást indirekt módon elsősorban a halállomány összetételére fejt ki.

Bevezetés

Az európai kontinentális (belvízi) haltermelés második legfontosabb faja a ponty (*Cyprinus carpio*), amely hozzávetőleg 25%-át adja a teljes termelésnek (FAO, 2016). A megtermelt ponty többségét félig extenzív módon, mesterséges, földmedrű tavakban nevelik, amelyek közös jellemzője, hogy természetes vizekhez (patakok, folyók) csatlakoznak különböző műtárgyakon, esetleg csatornákon keresztül (részletesen: KESTEMONT, 1995; VÁRADI, 1995).

A pontyos tavak népesítése jellemzően polikultúrában, erős ponty dominanciával (>90%) történik, a termelés alapja egyrészt a tó természetes produkciója (fitoplankton, zooplankton), melyet sok esetben szervestrágya-kiszórással (max. 30-60 kg/ha) növelnek, másrészt a napi 60-70 kg/ha szemes takarmány (VÁRADI, 1995). A halak a takarmánnyal bevitt, illetve tóban megtermelt szervesanyagoknak csak egy részét építik be a szervezetükbe, a szervesanyag másik része lebomlik, más szervezetekben vagy az üledékben raktározódik, illetve kikerül a tóból. A kikerülés egyik legáltalánosabb esete, amikor a szervesanyag a tó elfolyó vizével a befogadóba kerül és potenciálisan jelentős hatást gyakorol annak vízminőségére és tápanyagmértékére.

A fél-extenzív, pontyos tógazdaságok környezeti hatásairól kevés adat áll rendelkezésre, különösen igaz ez a világszerte széles körben vizsgált pisztrángtelepekkel ill. a hasonló földmedrű tavakban, Észak-Amerikában elterjedt pettyes harcsás (*Ictalurus punctatus*) rendszerekkel való összevetésben (BOAVENTURA *et al.*, 1997, TUCKER & HARGRAVES, 2003). A halastavi elfolyó vizek hatása sokféle lehet, nagyban függ például a befogadó vízhozamától is, de a legtöbb esetben elmondható, hogy hozzájárulnak a befogadó vízfolyások eutrofizálódásához és a vízminőség romlásához (STEPHENS & FERRIS, 2004), azonban egy adott vízminőségi paraméter közvetlen hatását nehéz megállapítani csupán a mért értékek alapján (LAPOINT & WALLER, 2000).

A pontyos gazdaságok esetében a korábbi tanulmányok adatai alapján elmondható, hogy a termelő tavak nagy részének esetében a nitrogén-retenció zajlik (OLÁH *et al.*, 1994; GÁL *et al.*, 2003), illetve egyes tanulmányok konklúziója szerint –pusztán a befolyó és elfolyó víz összes nitrogén (TN) és összes foszfor (TP) adatait tekintve– a halastavi gazdálkodás egyenesen javítja a befogadó vízfolyás minőségét (KNÖSCHE *et al.*, 2000).

A magyarországi pontyos gazdaságok tápanyagforgalmi szerepéről az eddigi legátfogóbb vizsgálatot GÁL *et al.* (2016) adták közre. A 23, különféle típusú halastavat (ill. befolyó és elfolyó vizeiket is) érintő vizsgálat során a szerzők megállapították, hogy a tavak általában jelentős tápanyag-visszatartó képességgel rendelkeznek, ugyanakkor az elfolyó vízben jelentős a szervesanyagok mennyiségének növekedése.

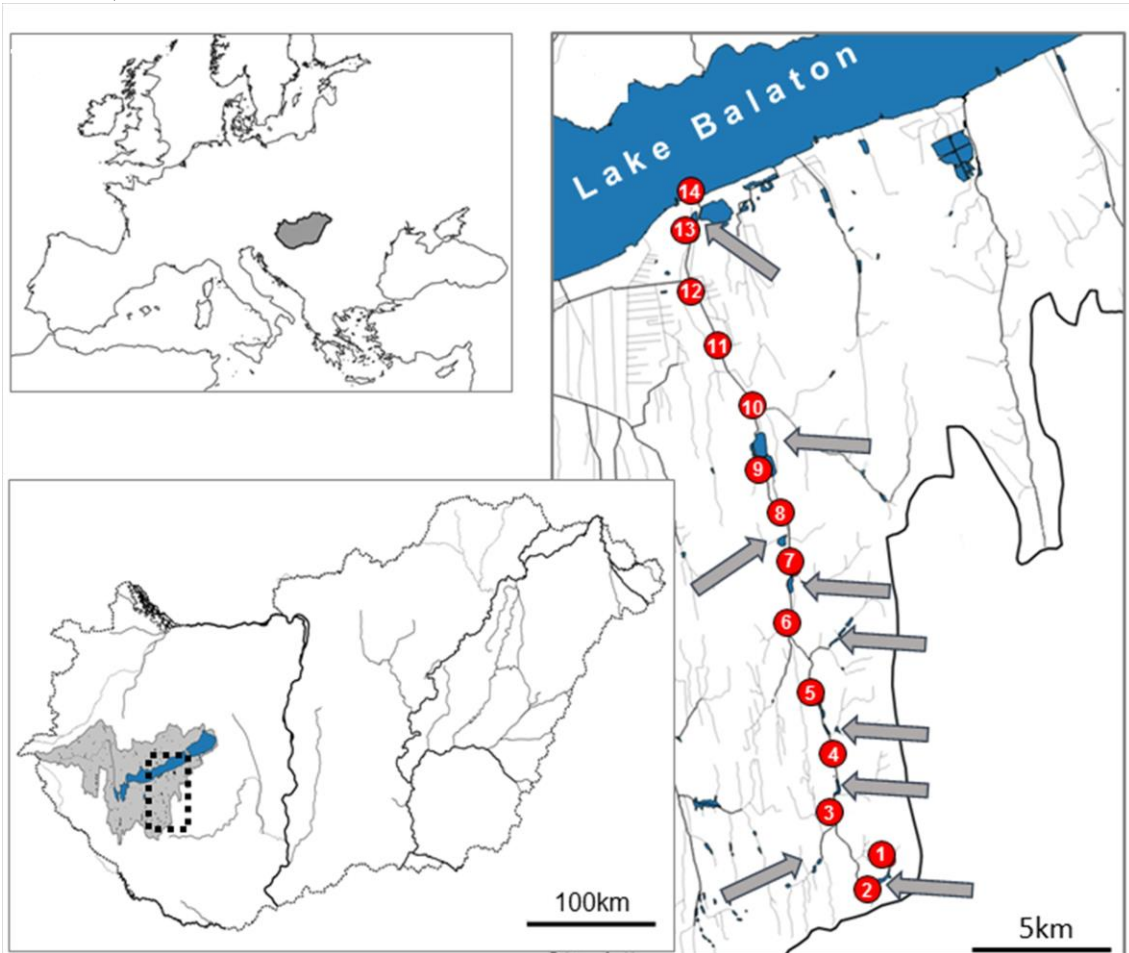
A Balaton déli vízgyűjtőjén nagyszámú (200-nál több) halgazdálkodási vízterület található, melyekről egy korábbi publikáció feltételezi, hogy negatív hatással lehetnek a befogadó vízfolyások vízminőségére, különösen a leeresztés időszakában (HANCZ *et al.*, 2015). KÖRMENDI (2013) hosszú távon is vizsgálta a vízgyűjtő öt tógazdaságának vízminőségét, kiemeli, hogy a nyári kisvizes időszakban általában nem jut ki víz ezen létesítményekből, így hatásuk sincsen a Balaton vízminőségére.

Az eddigi vizsgálatok rendszerint nem vették figyelembe, az adott halgazdálkodási létesítmény vízgyűjtőn elfoglalt helyét, amely pedig jelentősen befolyásolhatja a tavakba bejutó víz minőségét is. Kutatásunk célja ezért az volt, hogy a vízminőség-védelmi szempontból kiemelten érzékeny Balaton egyik jelentős befolyójának (Pogányvölgyi-víz) hossz-szelvénye mentén megmutassuk a vízfolyásra települt halgazdálkodási létesítmények potenciális hatásait 11 paraméter vizsgálatára alapján.

Anyag és módszer

A vizsgált vízfolyás

A Pogányvölgyi-víz a Balaton déli vízgyűjtőjén található Dél-Észak irányultságú 42 km hosszúságú vízfolyás, mely Fonyódnál ömlik a tóba. Átlagos vízhozama Pamuknál (középső szakasz) 0,4 m³/sec, medre változatos természetességű, többnyire módosított vagy erősen módosított. A vízfolyáson összesen kilenc halgazdálkodási létesítmény található, egy kivételével (Fonyódi-halastavak) völgyzárógátas tavak. A vízfolyás hossz tengelye mentén 14 ponton vettünk vízmintát 2014-ben: márciusban, júniusban, szeptemberben és novemberben az adott hónapban belül ugyanazon a napon (**1. ábra, 1. táblázat**).



1. ábra. Mintavételi helyek a Balaton déli vízgyűjtő Pogányvölgyi-vízfolyásán (A mintavételi helyeket piros színű alakzatokba írt számok jelölik; a szürke nyilak a halastavakat jelölik).

Mintavétel és feldolgozás

Az O₂ szaturáció, a hőmérséklet és a vezetőképesség mérése terepen történt Voltcraft DO-100, illetve Hanna Combo HI98129 kézi mérőműszerekkel.

A vízmintákat két literes műanyag edénybe gyűjtöttük a vízfolyás fősodrából, ügyelve arra, hogy a palackba ne kerüljön levegő zárvány. A mintákat hűtőtáskában szállítottuk a laboratóriumba, ahol feldolgozásuk 4 órán belül megkezdődött.

A partikulált és nem oldott komponenseket szüretlen, az oldott formákat GF-5 (0,45 µm pórusméret) üvegszálalás filteren szűrt vízből határoztuk meg. Az oldott tápanyag-

formák koncentrációinak meghatározásához 10 ml szűrt vizet használtunk 5 párhuzamosban vizsgálva. Az ammónium (NH₄-N) tartalmat MACKERETH *et al.* (1989), a nitrátot (NO₃-N) ELLIOT & PORTER (1971, az oldott reaktív foszfort (ORP) MURPHY & RILEY (1962), az összes foszfort (TP) GALES *et al.* (1966), míg a klorofill-a-t IWAMURA *et al.* (1970) módszertani leírás alapján mértük, a detektálást Shimadzu 1601 UV/VIS spektrofotométerrel végeztük.

Az összes szerves szén (TOC) és oldott szerves szén (DOC) koncentrációt Elementar High TOC szerves szén analizátorral mértük. A lebegőanyagok mennyiségét gravimetriás módszerrel határoztuk meg.

Adatelemzés

Az adatmátrixban található mintázat feltárásához redundancia elemzést (RDA) használtunk, melynek első lépéseként elvégeztük az ordinációt a mintavételi helyeken mért adatok éves átlagának $\log(x+1)$ transzformált alakjával. Második lépésként a vizsgált háttérváltozók (**1. táblázat**) közül 'forward selection' módszer segítségével kiválasztottuk a szignifikánsan hatókat, amelyeket végül illesztettünk a meglévő ordinációhoz. Az elemzésekhez az R programcsomag 'vegan' és 'packfor' csomagjait használtuk (R DEVELOPEMENT CORE TEAM, 2016, OKSANEN *et al.*, 2015).

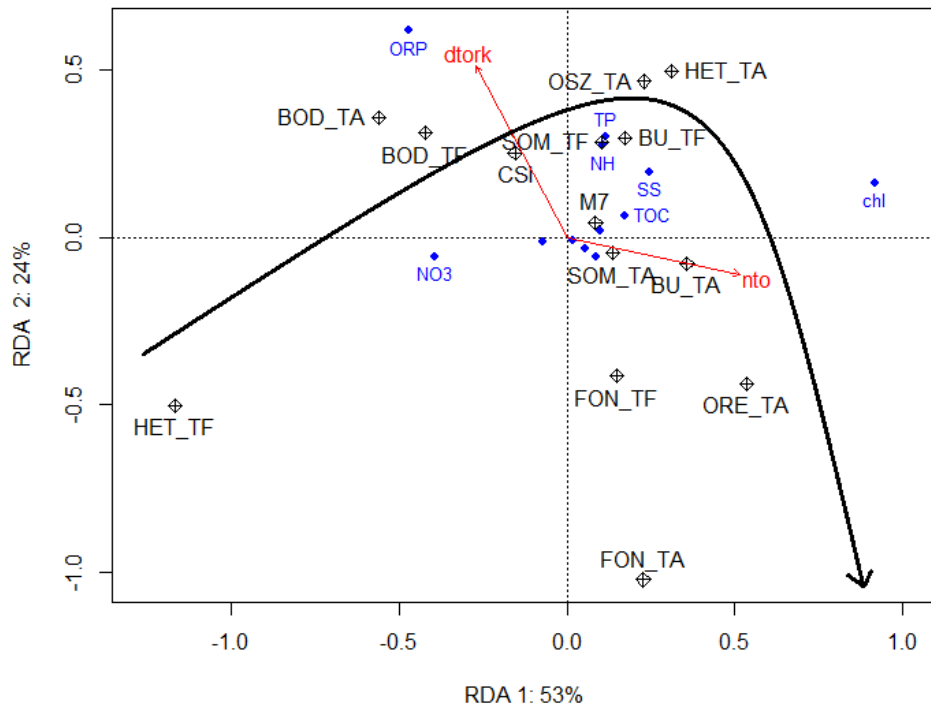
Az egyes mintavételi helyek közötti különbségeket változónként Kruskal-Wallis ANOVA-val vizsgáltuk, mely után Dunn-féle 'post-hoc' tesztet alkalmaztunk a páronkénti összevetésre. Az elemzéshez az R statisztikai környezet 'dunn.test' programcsomagját használtuk (DINNO, 2015).

Eredmények

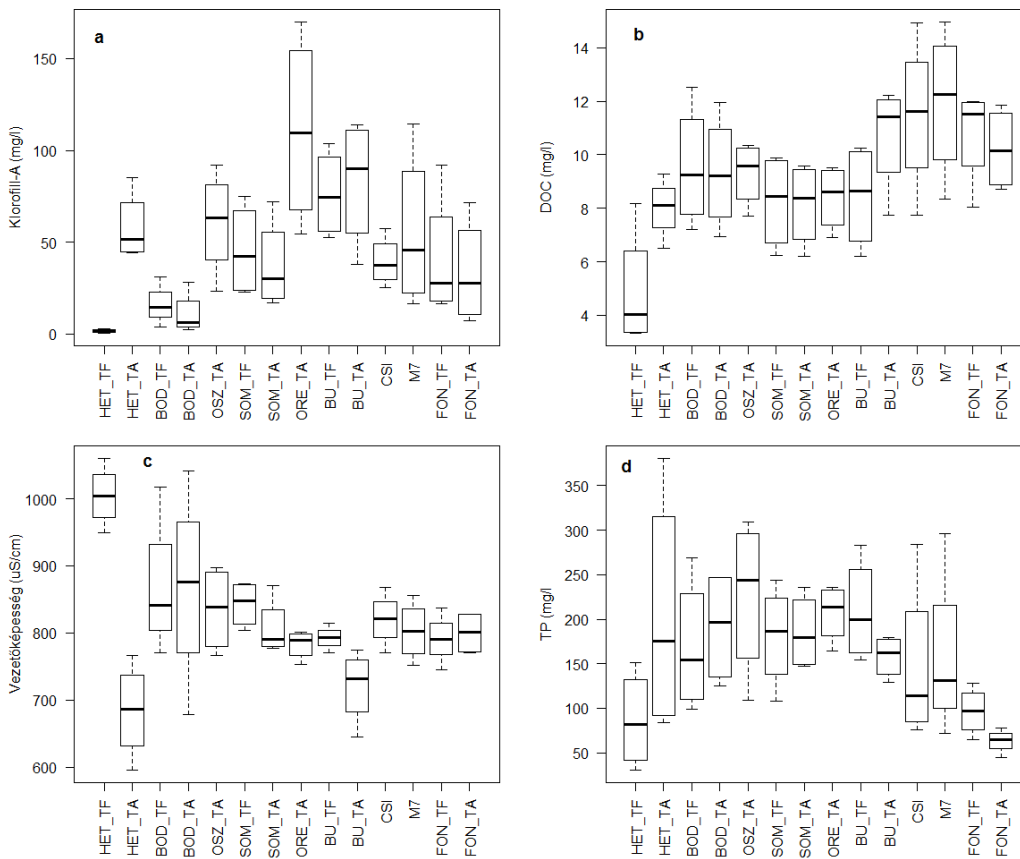
Az RDA triplotja (**2. ábra**) alapján megállapítható, hogy a mintavételi helyek karakterei két egymással negatívan összefüggő szignifikáns háttérváltozó (torkolattól mért távolság; tavak kumulált száma a mintavételi hely felett) alapján egy nehezen kivehető gradiens mentén különíthetők el. Kiugró eltérést mutat a legfelső mintavételi pont (a Hetesi-tó felett). Látható, hogy nem kaptunk éles elkülönülést a halgazdálkodási létesítmények befolyói és elfolyói között, a kapott mintázat hátterében a hossz-szelvény mentén elfoglalt pozíció lehet meghatározóbb. Megjegyzendő hogy az 53% varianciát sűrítő 1. RDA tengely mentén rendre alig tapasztalunk eltérést a befolyó-elfolyó párok (Bodrog, Somogyvár, Buzsák, Fonyód) esetében, kivétel ez alól a Hetesi-tó. A 2. RDA tengely mentén a Bodrogi-tó befolyóját és elfolyóját kivéve mindenhol tapasztalható eltérés a tó feletti és tó alatti pontok között.

Az egyes mért paraméterek éves átlagértékeit összevetve négy (DOC, klorofill-a, vezetőképesség és összes foszfor) esetben tapasztaltunk szignifikáns különbségeket (Kruskal-Wallis ANOVA: $p < 0,05$; **3. ábra**). A páronkénti összevetések (Dunn-tesztek) számos szignifikáns eltérést igazoltak ezeken belül, de trendszerűséget nem tapasztalhattunk. Néhány kiemelendő eredmény: a klorofill-a koncentrációja Hetesi-tó alatt (58,1 mg/l) ill. az Öreglaki-tavak alatt (111 mg/l) szignifikánsan magasabb volt, mint ezek felett (1,5 ill. 37,5 mg/l), de a többi tónál (Bodrog, Somogyvár, Buzsák, Fonyód) nem találtunk eltérést. A DOC koncentrációja a Hetesi-tó alatt átlagosan mintegy duplájára nő és a megemelkedett érték (8-12 mg/l) állandósul a tavaktól függetlenül.

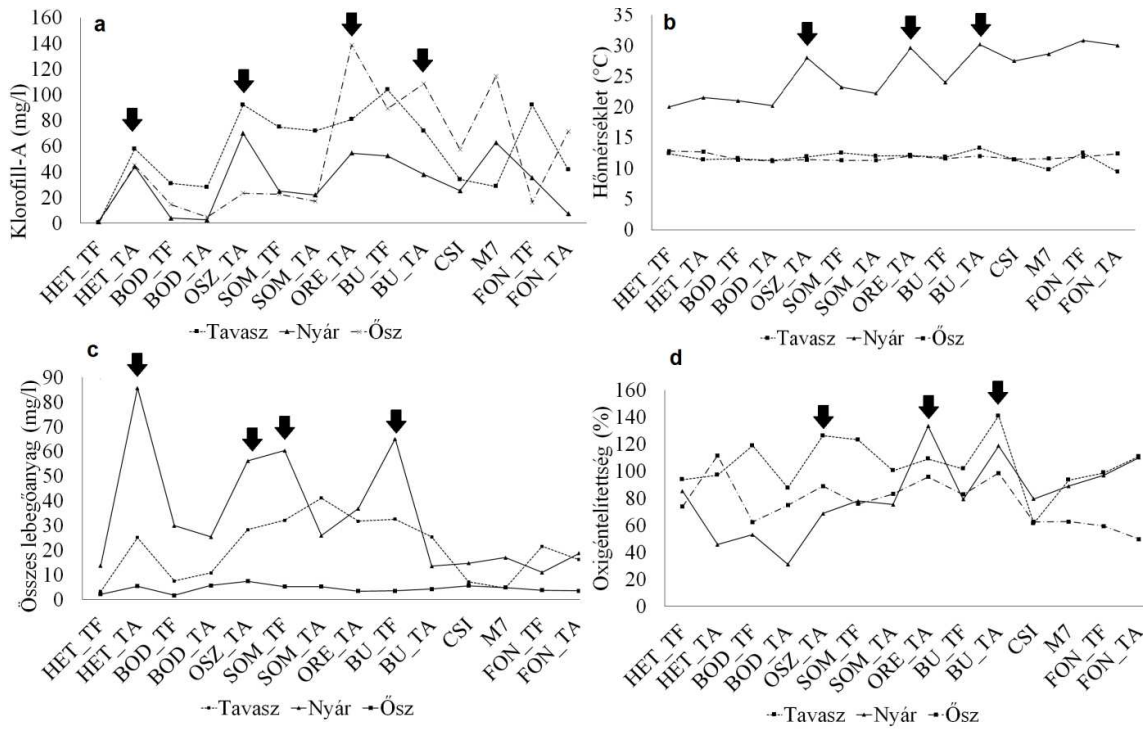
Az klorofill-a, hőmérséklet, lebegőanyag és oxigén-telítettség adatokat szezonálisan ábrázolva számos esetben tapasztalunk pozitív irányban kiugró értékeket, leggyakrabban a nyári időszakban (**4. ábra**). Megállapítható az is, hogy a mért értékek és ezáltal a görbék lefutása a vízfolyás hossz tengelye mentén szezonálisan eltérnek egymástól.



2. ábra. Adatsorok (éves átlag) RDA elemzése (triplot). (Az ábrán csak a szignifikánsan hatónak bizonyuló háttérváltozók szerepelnek („piros”), a mintavételi helyeket „fekete”, a vizsgált paramétereket „kék” szín jelöli).



3. ábra. A mintavételi helyek között szignifikáns különbségeket mutató paraméterek. (a: klorofill-a; b: oldott szerves szén (DOC); c: vezetőképesség; összes foszfor (TP)).



4. ábra. A klorofill-a (a) koncentráció; hőmérséklet (b); lebegőanyag tartalom (c); és oxigén-telítettség (d) értékek évszakos (március, június, november) bontásban (a tavak alatti kiugró értékeket nyíl jelzi).

Megbeszélés

Az eredmények értelmezéséhez több egymás mellett ható tényezőt is figyelembe kell venni. A mintavételi hely alapvető hidrobiológiai karakterisztikáját befolyásolja a hossz-szelvény mentén elfoglalt pozíció (SPINK *et al.* 1998, HAWDEN *et al.* 2010). A torkolat felé haladva szélesedik és mélyül a meder, lassul a vízfolyás sebessége. Ez számos tényezőre (hőmérséklet, fényklíma, reakciókinetikai jellemzők) hatással van (HOUSER *et al.* 2010). Ezen longitudinális dinamikához módosító tényezőként hozzáadódik a vízfolyásra települt halgazdálkodási létesítmények hatása, melynek mértéke függ a mérettől és a hasznosítás módjától (halászat, horgászat, egyéb rekreációs) is.

A RDA eredménye alapján valószínűsíthető, hogy a vízfolyás hossz tengelye mentén kialakuló természetes gradiens vízminőségre gyakorolt hatása erősebb, mint a halgazdálkodási létesítmények lokális hatása. Az RDA 2. tengelye mentén a befolyó-elfolyó párokat tekintve egyetlen esetet, a régóta felhagyott, használaton kívüli Bodrogi-tavak kivéve tapasztalható volt különbség. Ez mindenképpen azt jelzi, hogy a vízfolyásra települt halgazdálkodási létesítmény hatással van a víz minőségére, illetve a hatás nagymértékben függhet a tavak hasznosítási módjától és üzemrendjétől.

Bár adataink alapján nem tudunk egyértelmű összefüggést találni a vízminőségi paraméterek és a tavak elhelyezkedése között, a szezonálisan elemzett adatsorok felhívják a figyelmet a halgazdálkodási létesítmények okozta lokális zavarásokra (4. ábra). Ezen zavarások következményeként, vagy akár ezek természetes rendszerének megváltoztatása miatt számos ökológiai szempontból kedvezőtlen hatással kell számolni (TURNER, 2010). Ezek közül direkt hatásként fontos a halastavakból esetenként kikerülő, sok esetben erősen eutróf vagy hipertróf víz, amely a befogadó vízfolyás degradációját okozhatja (CARR & GOULDER, 1994). Az indirekt, egy adott vízminőségi paraméterhez nehezen köthető potenciális hatások közül kiemelendő az idegenhonos és inváziós fajok terjedé-

sének elősegítése (CLARCK & JOHNSTON, 2011). Ezen hatás fennállására a korábbi, a Balaton-vízgyűjtő halfaunájával foglalkozó közlemények eredményeiből egyértelműen következtetni lehet (TAKÁCS *et al.*, 2007, SÁLY *et al.*, 2011, ERŐS *et al.*, 2014).

Következtetések

Vizsgálatunk legfontosabb üzenete az, hogy – szakítva a korábbi módszertannal – a halgazdálkodási létesítmények hatását komplex rendszerben, vízgyűjtő, részvízgyűjtő vagy legalábbis vízfolyás szinten szükséges vizsgálni. Fontos kiemelni, hogy az egyes hatások jelenléte nem folyamatos, hanem gyakran csak bizonyos periódusokban (szezonálisan) jelennek meg, így zavarásként vagy a zavarási rendszer megváltozásaként értelmezhetők. Nem minden halgazdálkodási létesítmény hatása egyforma, valószínűsíthető, hogy a tó mérete és üzemrendje alapvetően befolyásolhatja a kikerülő víz fizikai és kémiai tulajdonságait. Ezért a jövőbeni vizsgálatok során fel kell tárnunk a tavak kezelési módszertanát és összefüggéseket szükséges keresni ezen adatok és az elfolyó vizek minősége között.

Köszönetnyilvánítás

Jelen közlemény elkészülését anyagilag támogatta a GINOP 2.3.2-15-2016-00004: "A balatoni halállomány fenntartható, horgászati célú hasznosításának megalapozása" című projekt. Ferincz Árpádot az MTA Bolyai János Kutatási Ösztöndíja támogatta.

Irodalom

- BOAVENTURA, R., A. M. PEDRO, J. COIMBRA & E. LENCASTRE, 1997. Trout farm effluents: characterization and impact on the receiving streams. *Environmental Pollution* **95**: 379–387.
- CARR, O. J. & R. GOULDER, 1990. Fish-farm effluents in rivers--II. Effects on inorganic nutrients, algae and the macrophyte *Ranunculus penicillatus*, *Water Research* **24**: 547–639.
- CLARCK, G. F. & E. L. JOHNSTON, 2011. Temporal change in the diversity–invasibility relationship in the presence of a disturbance regime. *Ecology Letters* **14**: 52–57.
- DINNO, A., 2015. dunn.test: Dunn's Test of Multiple Comparisons Using Rank Sums. R package version 1.2.4. <http://CRAN.R-project.org/package=dunn.test>
- ELLIOT, R. J. & A. G. PORTER, 1971. A rapid cadmium reduction method for the determination of nitrate in bacon and curing brines. *Analyst* **96**: 522–527.
- ERŐS, T., P. SÁLY, P. TAKÁCS, C. L. HIGGINS, P. BÍRÓ & D. SCHMERA, 2014. Quantifying temporal variability in the metacommunity structure of stream fishes: the influence of non-native species and environmental drivers. *Hydrobiologia* **722**: 31–43.
- FAO, FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2016. Food and Agricultural Organization of the United Nations. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2016. Contributing to food security and nutrition for all*. Rome. 200 pp.
- GÁL, D., É. KEREPECZKI, P. SZABÓ & F. PEKÁR, 2003. Halastavak környezeti terhelésének vizsgálata: nitrogénmérleg és nitrogén kibocsátás, *Hidrológiai Közlöny* **83**: 52–54.

- GÁL, D., F. PEKÁR & É. KEREPECZKI, 2016. A survey on the environmental impact of pond aquaculture in Hungary, *Aquaculture International*, doi 10.1007/s10499-016-0034-9
- GALES, M. E., E. C. JULIAN & R. C. KRONER, 1966. Method for quantitative determination of total phosphorus in water. – *Journal of American Water Works Association* **58**: 1363–1368.
- HADWEN, W. L., C. S. FELLOWS, D. P. WESTHORPE, G. REES, S. M. MITROVIC, B. TAYLOR, D. BALDWIN, E. SILVESTER & R. CROOME, 2010. Longitudinal trends in river functioning: Patterns of nutrient and carbon processing in three Australian rivers, *River Research and Applications* **26**: 1129–1152.
- HANCZ, CS., Z. NAGY, D. GÁL & D. VARGA, 2015. Issues of ecological and economical sustainability of fish culture in the southern hydrological basin of lake Balaton, *Acta Agraria Kaposvarensis* **19**: 25–29.
- HOUSER, J. N., D. W. BIEMAN, R. M. BURDIS & L. A. SOEKEN-GITTINGER, 2010. Longitudinal trends and discontinuities in nutrients, chlorophyll, and suspended solids in the Upper Mississippi River: implications for transport, processing, and export by large rivers, *Hydrobiologia* **651**: 127–144.
- IWAMURA, T., H. NAGAI & S. ISHIMURA, 1970. Improved methods for determining contents of chlorophyll, protein, ribonucleic and desoxyribonucleic acid in planktonic populations. – *International Review of Hydrobiology* **55**: 131–147.
- KESTEMONT, P. 1995. Different systems of carp production and their impacts on the environment, *Aquaculture* **129**: 347–372.
- KNÖSCHE, R., K. SCHRECKENBACH, M. PFEIFER & H. WEISSENBACH, 2000. Balances of phosphorus and nitrogen in carp ponds. *Fisheries Management and Ecology* **7**: 15–22.
- KÖRMENDI, S. 2013. Halastavak hidrobiológiai vizsgálat a Balaton déli vízgyűjtőjén, *Acta Scientiarum Socialium* **39**: 95–111.
- LA POINT, T.W. & W. T. WALLER, 2000. Field assessments in conjunction with whole effluent toxicity testing. *Environmental Toxicology and Chemistry* **19**:14–24.
- MACKERETH, F.J.H., J. HERON & J. F. TALLING, 1989: Water analysis: some revised methods for limnologists. – *Freshwater Biological Association Scientific Publication*.
- MURPHY, J. & J. P. RILEY, 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. – *Analytica Chimica Acta* **27**: 31–36.
- OKSANEN, J., BLANCHET, G. F., KINDT R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P., O'HARA, P. R., SIMPSON, G. L., SOLYMOS, P., HENRY, M., STEVENS, H. & WAGNER, H., 2015. *vegan: Community Ecology, Package. R package version 2.3-0.* <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- OLÁH, J., P. SZABÓ, A. A. ESTEKY & S. A. NEZAMI, 1994. Nitrogen processing and retention in Hungarian carp farm. *Journal of Applied Ichthyology* **10**: 335–340.
- R DEVELOPEMENT CORE TEAM, 2013. *R: A language and environment for statistical computing.* R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>
- SÁLY, P., P. TAKÁCS, I. KISS, P. BÍRÓ & T. ERŐS, 2011. The relative influence of spatial context and catchment- and site-scale environmental factors on stream fish assemblages in a human-modified landscape, *Ecology of Freshwater Fish* **20**: 251–262.
- SPINK, A., R. E. SPARKS, M. OORSCHOT & J. T. A. VERHOEVEN, 1998. Nutrient dynamics of large river floodplains, *Regulated Rivers: Research and Management* **14**: 203–216.

Halastavak hatása a befogadó vízfolyás vízminőségére a Balaton déli vízgyűjtőjén

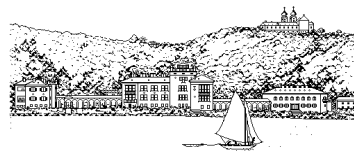
- STEPHENS, W. W. & J. L. FARRIS, 2004. A biomonitoring approach to aquaculture effluent characterization in channel catfish fingerling production, *Aquaculture* **241**: 319–330.
- TAKÁCS, P., CS. BERECZKI, P. SÁLY, A. MÓRA, & P. BÍRÓ, 2007. A Balatonba torkolló kisvízfolyások halfaunisztikai vizsgálata. *Hidrológiai Közlöny* **87**: 175–178.
- TUCKER C.S & J. A. HARGREAVES, 2003. Management of effluents from channel catfish (*Ictalurus punctatus*) embankment ponds in the southeastern United States, *Aquaculture* **226**: 5–21.
- TURNER, G. M., 2010. Disturbance and landscape dynamics in a changing world, *Ecology* **91**: 2833–2849.
- VÁRADI, L., 1995. Equipment for the production and production of carp, *Aquaculture* **129**: 443-466.

1. táblázat. Mintavételi helyek.

Mintavételi hely	GPS koordináták	Sorszám	Kód	Tengerszint feletti magasság (alt; m)	Torkolattól mért távolság (dtork; km)	A felvízen lévő legközelebbi tó távolsága (dto; km)	A felvízen lévő legközelebbi tó mérete (ato; km ²)	A felvízen lévő tavak kumulált száma (nto; db)	A felvízen lévő tavak kumulált felszíne (kato; km ²)
Hetesi-tó felett	46.44885, 17.70498	1.	HET_TF	157	40,8	-	0	0	0,00
Hetesi-tó alatt	46.43628, 17.69464	2.	HET_TA	152	39,3	0,1	0,174	1	0,17
Bodrogi-tó felett	46.466, 17.66901	3.	BOD_TF	142	34,2	2,85	0,056	3	0,24
Bodrogi-tó alatt	46.48775, 17.66876	4.	BOD_TA	141	32,2	0,5	0,128	4	0,37
Osztopáni halastavak alatt	46.52255, 17.65417	5.	OSZ_TA	137	28	0,1	0,225	5	0,59
Pamuk	46.5526, 17.63494	6.	SOM_TF	134	23,6	3,4	0,17	6	0,76
Somogyvári horgásztó alatt	46.58199, 17.63683	7.	SOM_TA	119	20,7	0,2	0,211	7	0,97
Öreglak halastavi elfolyó	46.60717, 17.63073	8.	ORE_TA	118	18,4	1,2	0,2603	8	1,23
Buzsáki halastavak felett	46.63364, 17.61425	9.	BU_TF	115	15,3	4,4	0,2603	8	1,23
Buzsáki halastavak alatt	46.6555, 17.6085	10.	BU_TA	106	12,2	1,2	1,32	9	2,55
Csisztafürdő	46.68483, 17.58421	11.	CSI	105	8,5	4,9	1,32	9	2,55
Feketebézsény (M7 híd)	46.7092, 17.56799	12.	M7	105	6,2	8	1,32	9	2,55
Fonyódi tavak felett	46.73633, 17.56499	13.	FON_TF	104	2,2	11,2	1,32	9	2,55
Torkolat (Fonyód)	46.75174, 17.56859	14.	FON_TA	104	0,1	1,2	0,155	10	2,71

Ecology of Lake Balaton/ A Balaton ökológiája

MTA ÖK BLI Elektronikus folyóirata
2017. 4: 34-41.



A FITOPLANKTON CITOMETRIAI DIVERZITÁSÁNAK VÁLTOZÁSA A BALATONBAN

Pálffy Károly*, Somogyi Boglárka, Vörös Lajos

MTA Ökológiai Kutatóközpont Balatoni Limnológiai Intézet, 8237 Tihany,
Klebelsberg Kuno u. 3.

*palfy.karoly@okologia.mta.hu

Kulcsszavak: fitoplankton, áramlási citometria, autotróf pikoplankton, pigment dominancia, szezonális mintázat

Kivonat: A planktonikus közösségek ökológiai kutatása során napjainkban egyre nagyobb hangsúlyt fektetnek összetételük dinamikus természetének minél részletesebb feltérképezésére. Ez többek között a mintavételek, következképp a begyűjtött mintákkal kapcsolatos vizsgálatok időbeli felbontásának növelését is szükségessé teszi. Ennek köszönhetően az összetételben végbemenő változások nyomon követésére a mikroszkópos technika mellett az áramlási citometria is egyre szélesebb körben kerül alkalmazásra. A citométereket egyelőre többnyire tengerek alga közösségeinek vizsgálatára használják, édesvízi környezetben a műszerekben rejlő potenciál még felfedezésre vár. Jelen munka célja a két módszerrel nyert eredmények összevetése, illetve a fitoplankton diverzitás citometriai paraméterekkel jellemezhető tér- és időbeli mintázatának feltárása a Balaton példáján. Eredményeink szerint az autotróf pikoplankton (APP) összetételének szezonális mintázata, valamint a Balaton hossz tengelye mentén kimutatható változása jól tükrözi a tóra bizonyos mértékben még mindig jellemző kelet-nyugati trofikus gradiens hatását.

Bevezetés

Mikrobiológiai kutatásokban a hagyományos mikroszkópos vizsgálatok mellett napjainkban egyre szélesebb körben használt technika az áramlási citometria (WANG *et al.*, 2010). Ez alól a planktonikus algák (fitoplankton) sem jelentenek kivételt, a módszert édesvízi (WANG *et al.*, 2009) és tengeri közösségekre (MACKEY *et al.*, 2002), valamint laboratóriumi tenyészetekre (BROOKES *et al.*, 2000) egyaránt alkalmazták. Alga együttesek összetételének részletekbe menő, fajsztű meghatározására ugyan még nem alkalmas, de a mikroszkópos technikával szemben kétségtelen előnye, hogy a detektált sejtszám tekintetében általában nagyobb pontosságot biztosít, ezáltal az eredmény hibaszórása kisebb (WANG *et al.*, 2010). Tovább növeli a módszer versenyképességét, hogy a minták bevizsgálása kevesebb időt igényel, az így megnövelt mintakapacitásnak köszönhetően pedig a különböző méretű és pigment dominanciájú csoportok változása nagyobb idő- vagy térbeli felbontásban tanulmányozható.

A Balaton planktonikus alga (fitoplankton) közösségeinek kutatása több évtizedes múltra tekint vissza, összetételbeli változásuk vizsgálata hagyományos fordított, illetve epifluoreszcens mikroszkópos vizsgálatokon alapul. A fajsztű meghatározás a fitoplankton kutatásának nélkülözhetetlen része, azonban az áramlási citometria alkalmazásával, előnyeit kiaknázva, részletesebb képet nyerhetünk a közösséget alkotó csoportok idő- és térbeli variabilitásáról. A módszer alkalmazásának előfeltétele a mikroszkópos vizsgálatokkal való összevetés, validálás, ez teszi lehetővé a citométerrel beazonosítható csoportok rutinszerű elemzését, monitorozását. Jelen kézirat célja elsősorban a két módszerrel nyert eredmények összevetése, illetve a fitoplankton diverzitás citometriai paraméterekkel jellemezhető tér- és időbeli mintázatának feltárása.

Anyag és módszer

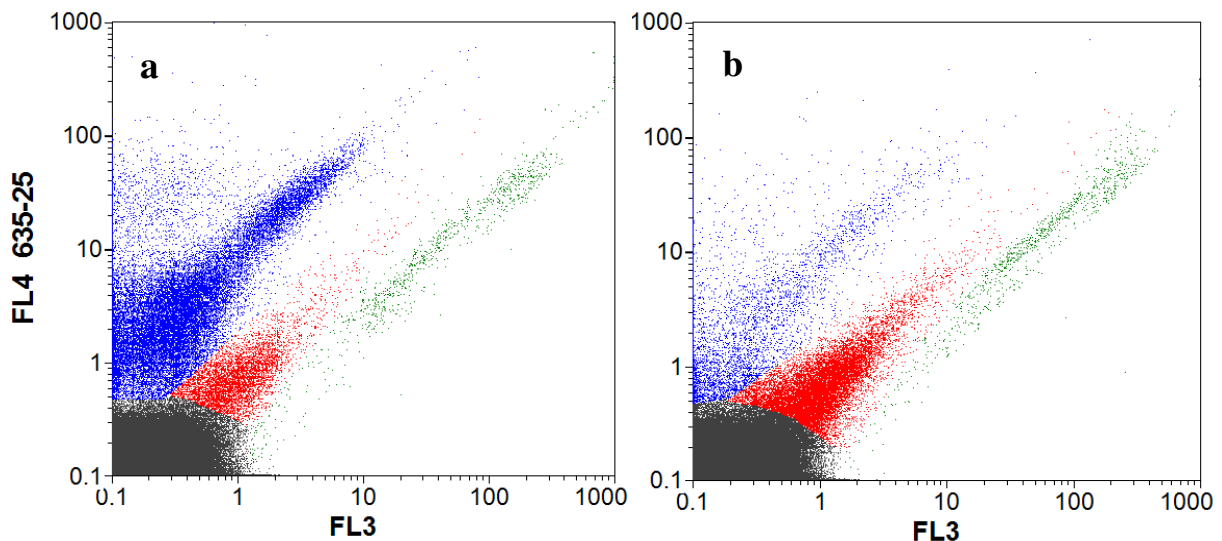
A mintavételek 2013-ban és 2014-ban történtek kétheti/havi gyakorisággal áprilistól novemberig. A vizsgálatok minden esetben frissen gyűjtött vízoszlop mintákból történtek Partec CyFlow Space citométerrel. A vízmintában lévő sejtek detektálása 200 μm átmérőjű kapillárisban történt, 1 $\mu\text{l/s}$ áramlási sebesség mellett, 830 μl mintatér fogat felhasználásával. Köpenyfolydékként a gyártó (Partec, jelenleg Sysmex) által forgalmazott terméket használtuk. Az alga sejtek gerjesztése 488 nm-es hullámhosszúságú kék és 638 nm-es vörös lézerrel, az sejtek detektálása 4 különböző optikai csatornán történt. A műszer FSC (forward scatter) detektora által mérhető fényszórási paramétert a sejt méret becslésére használtuk, míg a fluoreszcens detektálási csatornák a különböző pigment dominanciájú sejtek elkülönítését teszik lehetővé. Ennek megfelelően az 575 nm-es detektálási csúcsú FL2 csatorna a fikoeritrin tartalmú sejtek (egyres cianobaktériumok és a Cryptophyta divízió algái), az FL3 csatorna (675 nm) pedig a klorofill vörös fluoreszcenciájának köszönhetően minden alga és cianobaktérium sejt detektálására alkalmas. Az FL2 és FL3 csatornák a kék lézeres gerjesztés eredményeként jelentkező fluoreszcencia érzékelését szolgálják, míg a vörös lézeres gerjesztésből adódó vörös fluoreszcens fény (675 nm) detektálását szolgáló FL4 csatorna a fikocianin pigmentdominanciájú cianobaktériumok észlelésére alkalmas. Az így nyert citometriai adatokat FloMax 3.0 szoftverrel értékeltük ki.

A citometriai és mikroszkóppal nyert abundancia értékek összehasonlítását az autotróf pikoplankton (APP, $d < 2 \mu\text{m}$) esetében végeztük el, elsősorban azért, mert ez a méretkategória, illetve az ide tartozó három csoport (pikoeukarióták, fikocianinos és fikoeritrines pikocianobaktériumok) citométerrel, mikroszkópos validálás nélkül is könnyen beazonosítható, megszámlálható. A mikroszkópos vizsgálatnál a különböző

pigmentdominanciájú csoportok mennyiségi meghatározásához Nikon Optiphot 2 epifluoreszcens mikroszkópot használtunk. A vízmintákból 1-5 ml-t 0,45 µm-es pórusméretű fekete cellulóz-acetát membránfilterre (Macherey-Nagel) szűrtünk, majd az így elkészült preparátumot glicerinbe ágyazva 1000x-es nagyításon vizsgáltuk. Digitális kamerával minden preparátum esetében 10 látótérrel készült felvétel, melyek kiértékeléséből becsültük a minták APP abundanciáját és összetételét. A három eltérő pigment összetételű csoport elkülönítése kékesibolya és zöld gerjesztőfény segítségével történt (MACISAAC & STOCKNER, 1993).

Eredmények és megbeszélésük

Az **1. ábrán** jól látható, hogy a klorofill fluoreszcenciájával korreláló FL3 és a fikocianin fluoreszcenciáját detektáló FL4 csatorna kiválóan alkalmas három nagyobb, eltérő pigment dominanciájú fitoplankton csoport elkülönítésére, mennyiségi meghatározására. A detektált sejtek FL3 és FL4 paramétereit ábrázoló szórásdiagramokon az eukarióta algák, valamint a fikocianinos és fikoeritrines cianobaktériumok különálló sávokban jelentkeznek. A kapott adatokból a Balaton nyugat-kelet irányú trofitási gradienséből adódó, összetételbeli eltérések is megmutatkoznak. Míg a mezo-eutróf Keszthelyi-medencében 2013 júliusában a cianobaktériumokon belül a fikocianinos fajok domináltak (**1.a ábra**), addig az oligo-mezotróf Siófoki-medence keleti csücskében (Balatonfüzfőnél, **1.b ábra**) a fikoeritrines taxonok abundanciája volt magasabb.

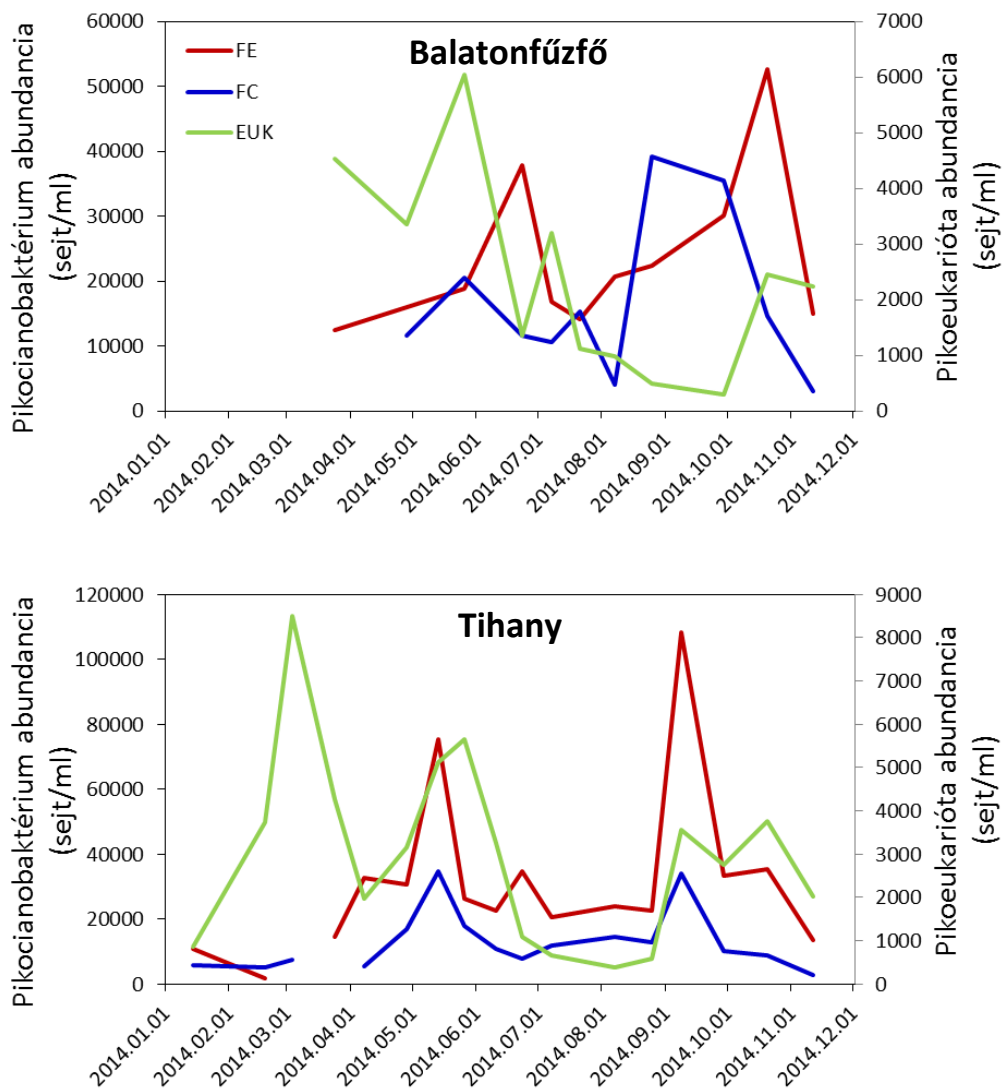


1. ábra. A fitoplankton citometriai szórásdiagramja Keszthelynél (**a**) és Balatonfüzfőnél (**b**) 2013. július 23-án. FL3 (optikai csatorna): kék lézeres (488 nm) gerjesztésből adódó vörös fluoreszcencia relatív intenzitása; FL4 (optikai csatorna): vörös lézeres (635 nm) gerjesztésből adódó vörös fluoreszcencia relatív intenzitása. Zöld pontfelhő: eukarióta algák; kék pontfelhő: fikocianinos cianobaktériumok, vörös pontfelhő: fikoeritrines cianobaktériumok.

2014-ben kiterjedtebb, nagyobb térbeli lefedettségű mintavételekre nyílt lehetőségünk, márciustól novemberig a rendszeres kettő (Tihany és Keszthely) helyett öt mintavételi ponton (Balatonfüzfőnél, Zánkánál és Szigligetnél is) történtek gyűjtések, kétheti/havi gyakorisággal. A citométer fényszórási (FSC) paramétere és a fluoreszcens csatornák alapján szétválasztott autotróf pikoplankton csoportok abundanciájának változása

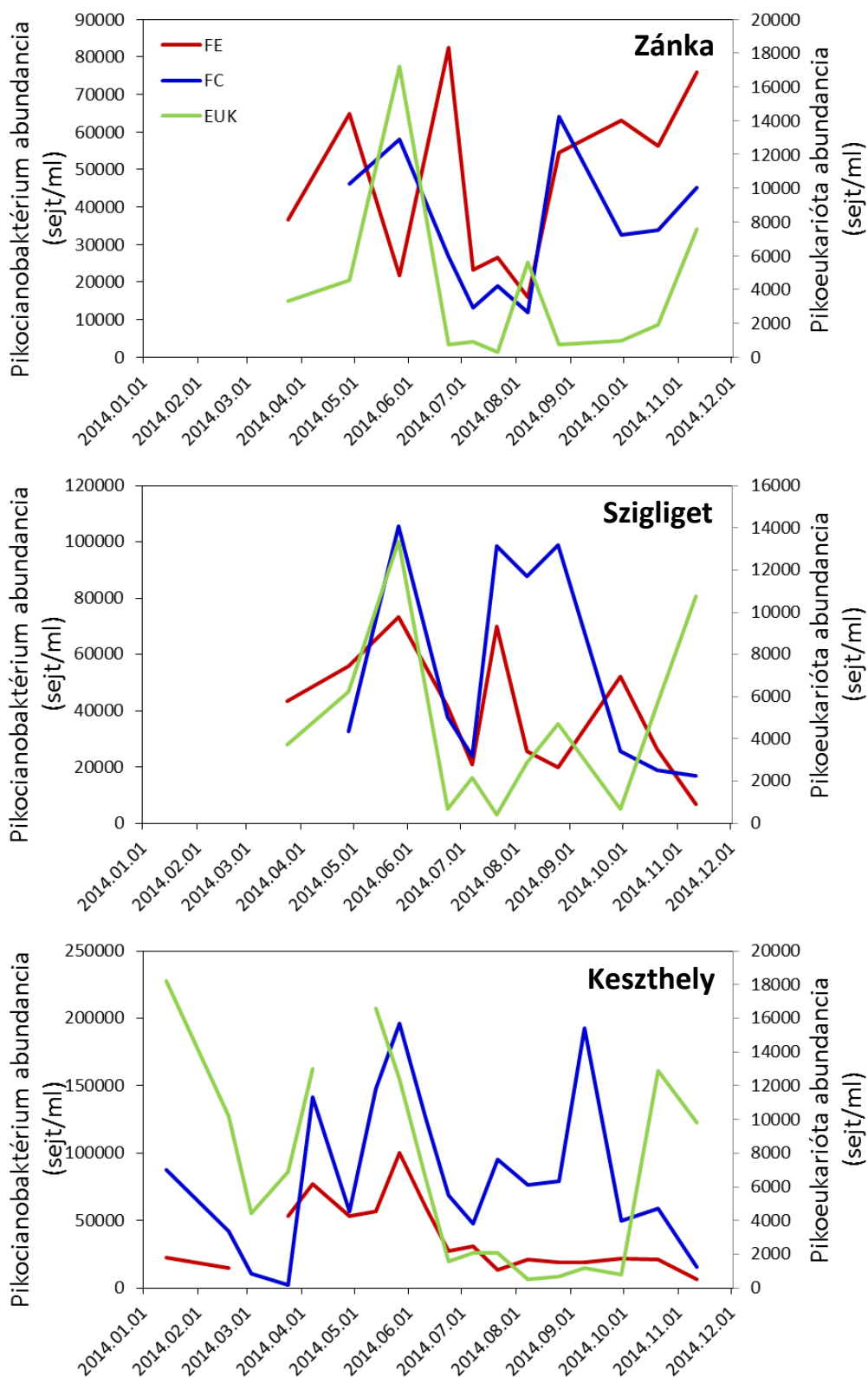
így mind szezonálisan, mind a tó hossz tengelye mentén nyomon követhető (2.a, 2.b ábra).

Az oligo-mezotróf Siófoki-medence (Balatonfűzfő, Tihany) és a mezo-eutróf Keszthelyi-medence (Zánka, Szigliget, Keszthely) között eltérő APP mintázatot figyeltünk meg. Piko-eukarióták elsősorban a tavaszi időszakban fordultak elő nagyobb mennyiségben, nyáron abundanciájuk nagy mértékben lecsökkent, majd az ősz folyamán ismét növekvő tendenciát mutatott. A Siófoki-medencében tavaszi előfordulásukat kettős csúcs, egy korai márciusi és egy mérsékelt májusi maximum jellemezte, mennyiségük 307 és 8500 sejt ml^{-1} között változott (2.a ábra). Ettől eltérően a tó nyugati felében csak a májusi csúcs volt megfigyelhető, de egész éves szinten a legnagyobb értéket januárban, Keszthelynél találtuk (2.b ábra). Itt az abundancia is összességében nagyobb volt, mint a tó keleti felében (320-18200 sejt ml^{-1}).



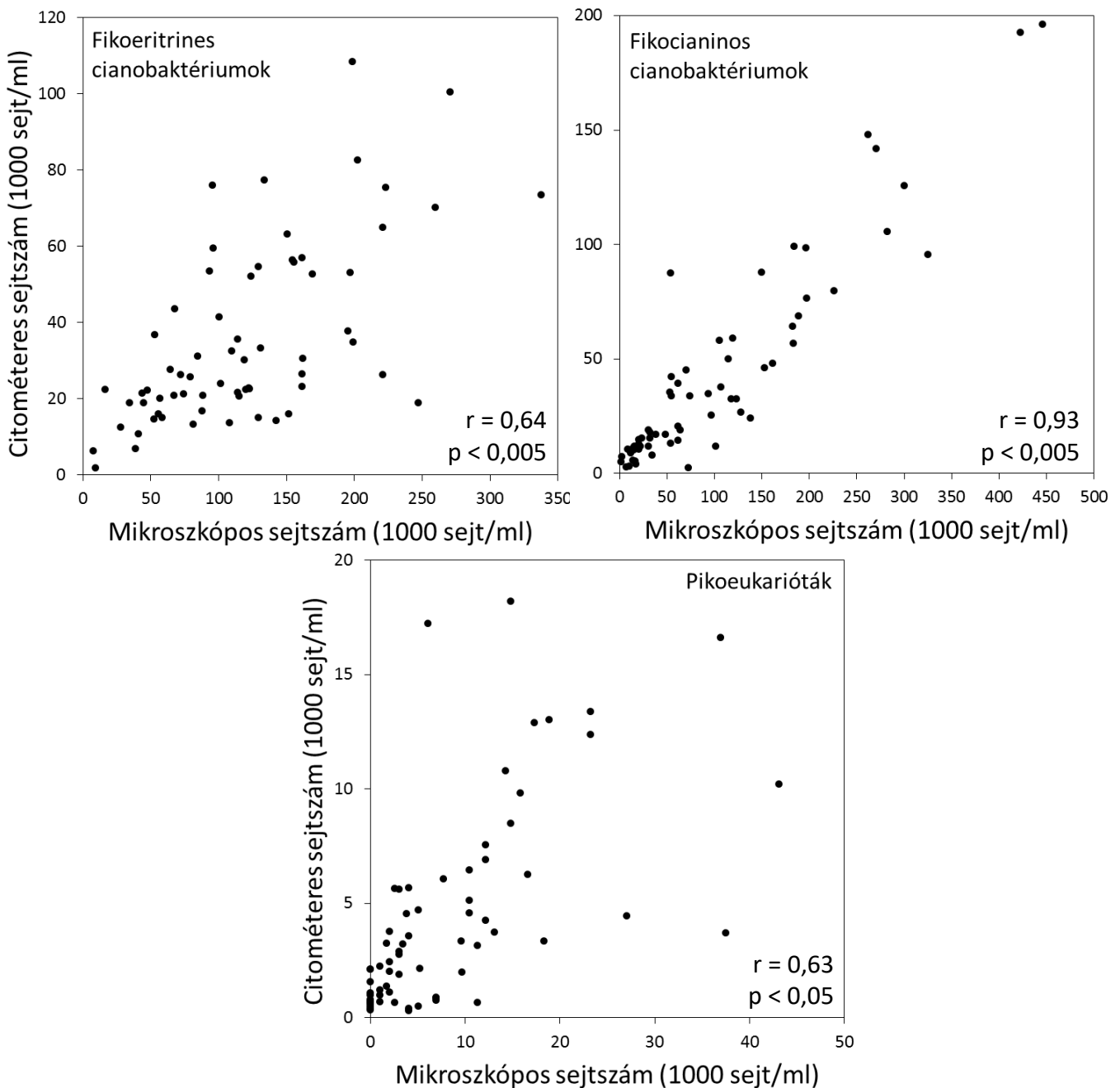
2.a ábra. A autotróf pikoplankton abundanciájának szezonális változása 2014-ben a Balatonban Balatonfűzfőnél és Tihanynál. FE: fikocitrinos pikocianobaktériumok; FC: fikocianinos pikocianobaktériumok; EUK: piko-eukarióták.

A fitoplankton citometriai diverzitása a Balatonban



2.b ábra. A autotróf pikoplankton abuncanciájának szezonális változása 2014-ben a Balatonban Zánkánál, Szigligetnél és Keszthelynél. FE: fikoeritrines pikocianobaktériumok; FC: fikocianinos pikocianobaktériumok; EUK: pikoeukarióták.

A pikocianobaktériumok két aspektusból is különböző képet mutattak a Balaton keleti és nyugati felében. Egyrészt, mennyiségük a Siófoki-medencében összességében kisebb volt, mint a három nyugatabbra található mintavételi ponton, így míg Balatonfűzfőnél maximum abundanciájuk 67200 sejt ml^{-1} volt (fikocianinos és fikoeritrines együttesen), Keszthelynél ez az érték megközelítette 300000 sejt ml^{-1} -t. Ezen túlmenően a két csoport aránya is változott a tó hossz tengelye mentén. A Siófoki-medencében általában a fikoeritrines formák voltak túlsúlyban, bár Balatonfűzfőnél augusztus-szeptember táján az arány a fikocianinosok javára fordult. Érdekes jelenség, hogy a fikoeritrinesek Tihanynál észlelt májusi és szeptemberi csúcsa Balatonfűzfőn egy hónapos késéssel, júniusban és októberben volt megfigyelhető (2.a ábra).



3. ábra. Az autotróf pikoplankton három eltérő pigmentdominanciájú csoportjának mikroszkóppal számlált és citométerrel detektált abundanciája a 2014-ben gyűjtött balatoni vízmintákban.

Zánkától Keszthelyig a fikocianinos pikocianobaktériumok dominanciája került fokozatosan előtérbe, ezzel párhuzamosan a fiokeritrines formák, különösen nyáron, háttérbe szorultak (**2.b ábra**). Ez az összetétel elsősorban Szigligetnél és Keszthelynél volt jellemző, leginkább a július elejétől szeptember közepéig tartó időszakban. Ennek megfelelően a fikocianinos csoport május végi és augusztus-szeptemberi abundancia maximumainak értéke a Zánkán jellemző 55-65 ezer sejt ml⁻¹-ről Keszthelyig 190-200 ezer sejt ml⁻¹-re nőtt. A változás a fiokeritrines cianobaktériumok szeptember-októberi csúcsa esetében is tetten érhető volt: mennyiségük Zánkán már augusztusban jelentős gyarapodást mutatott, míg Szigligeten mindez csak szeptemberben következett be, Keszthelyen pedig július közepétől kezdődően minden időpontban viszonylag alacsony abundanciát (6290-22145 sejt ml⁻¹) találtunk.

A Balatoni vízminták áramlási citometriai vizsgálata alapján megállapíthatjuk, hogy a módszer alkalmasnak bizonyult a tó trofitási gradienseiből adódó fitoplankton összetételbeli eltérések, a tér- és időbeli mintázat feltárására. Az APP vizsgált csoportjainak összetétele egyezik VÖRÖS *et al.* (2009) epifluoreszcens mikroszkópos megfigyeléseivel, miszerint a fiokeritrines pikocianobaktériumok elsősorban a mezotróf Siófoki-medence, a fikocianinos formák a tó magasabb trofitású nyugati felének nyári közösségében jellemzők, míg a pikoeukarióták a téli időszak domináns APP szervezetei. A citometriai és mikroszkópos sejtszámlálással nyert adatok összevetéséből ugyanakkor az derül ki, hogy a módszer balatoni fitoplankton vizsgálatra történő alkalmazása további finomítást igényel (**3. ábra**). A két módszerrel mért adatpárok mindhárom APP csoportra nézve szignifikáns korrelációt mutattak, bár kimondottan szoros összefüggést csak a fikocianinos pikocianobaktériumok esetében találtunk ($r = 0,93$, $p < 0,005$). Fiokeritrines pikocianobaktériumokra a Pearson-féle korrelációs együttható 0,64 ($p < 0,005$), pikoeukariótákra 0,63 volt ($p < 0,05$). A kapott abundancia értékekben is különbségek mutatkoztak, mikroszkóppal rendszerint nagyobb abundanciát kaptunk, ugyanakkor egyes időpontokban a kimondottan alacsony (1000-2000 sejt ml⁻¹ alatti) pikoeukarióta sejtszám csak citométerrel volt detektálható.

A tapasztalt eltéréseket több tényező is okozhatta, ilyen például a mintavétel és a mérés között eltelt idő. Különösen nyáron, a begyűjtött vízminták összetétele, az abundanciaviszonyok, vagy a sejtek pigmenttartalma rövid idő alatt is módosulhatnak, például a megváltozott fényviszonyok vagy a hőmérséklet emelkedése miatt. További problémát jelenthet, hogy az esetenként összetapadó, de valójában egysejtű pikocianobaktériumokat vagy pikoeukariótákat az áramlási citométer egyetlen partikulumként detektálja, míg mikroszkópos vizsgálatnál ez a veszély nem áll fenn. Ezzel szemben mikroszkópos számlálásnál általában abból adódhatnak mennyiségi fölé- vagy alábecslések, ha a sejtek eloszlása a filteren heterogén, melynek következtében a kiválasztott látómezőkben meghatározott, majd extrapolált sejtszámok nem tekinthetők reprezentatívnak. Mivel az áramlási citométerekkel detektált fényszórás (FSC csatorna) mértéke a partikulumok méretével arányos, a sejtek összetapadásából adódó hiba jelentős mértékben csökkenthető, ha az abundanciát az FSC értékek ismeretében osztófaktorral vagy biomasszává konvertáljuk.

A munkánkban kimutatott mérési pontatlanságok ellenére az áramlási citometria alkalmazásában óriási kutatási potenciál rejlik, melyet a témában megjelent úttörő példák is igazolnak. Ide sorolható többek között HUNTER-CEVERA *et al.* (2016) munkája is, melyben 13 év órás felbontású citometriai adatsorát felhasználva tárták fel egy tengeri *Synechococcus* közösség tavaszi felszaporodása mögött rejlő fiziológiai és ökológiai tényezőket. Összességében kijelenthető, hogy a módszer továbbfejlesztésével, a potenciálisan felmerülő hibák kiküszöbölésével az áramlási citometria hatékony eszközzé

válhat hazai vizeink, többek között a Balaton alga összetételének, dinamikájának, valódi tér- és időbeli variabilitásának feltárásában.

Köszönetnyilvánítás

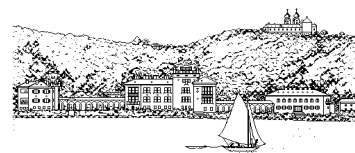
A szerzők köszönettel tartoznak Németh Balázsnak, Szabó Tímeának és Dobos Gézá-
nak a mintavétel során nyújtott segítségükért.

Irodalom

- BROOKES, J. D., G. G. GANF & R. L. OLIVER, 2000. Heterogeneity of cyanobacterial gas-vesicle volume and metabolic activity. *Journal of Plankton Research* **22**: 1579-1589.
- HUNTER-CEVERA, K. R., M. G. NEUBERT, R. J. OLSON, A. R. SOLOW, A. SHALAPYONOK & H. M. SOSIK, 2016. Physiological and ecological drivers of early spring blooms of a coastal phytoplankton. *Science* **354**: 326-329.
- MACKEY, D. J., J. BLANCHOT, H. W. HIGGINS & J. NEVEUX, 2002. Phytoplankton abundances and community structure in the equatorial Pacific. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* **49**: 2561-2582.
- MACISAAC, E. A. & J. G. STOCKNER, 1993. Enumeration of phototrophic picoplankton by autofluorescence microscopy. In: KEMP, P. F., B. F. SHERR, E. B. SHERR & J. J. COLE (eds) *Handbook of methods in aquatic microbial ecology*. Lewis Publishers, Boca Raton, Fla: 187-197.
- VÖRÖS, L., A. MÓZES & B. SOMOGYI, 2009. A five-year study of autotrophic winter picoplankton in Lake Balaton, Hungary. *Aquatic Ecology* **43**: 727-734.
- WANG, B., C.-Q. LIU, F. WANG, Y. YU & Y. WU, 2009. Flow cytometric observation of picophytoplankton community structure in the cascade reservoirs along the Wujiang River, SW China. *Journal of Limnology* **68**: 53-63.
- WANG, Y., F. HAMMES, K. DE ROY, W. VERSTRAETE & N. BOON, 2010. Past, present and future applications of flow cytometry in aquatic microbiology. *Trends in Biotechnology* **28**: 416-424. doi:10.1016/j.tibtech.2010.04.006

Ecology of Lake Balaton/ A Balaton ökológiája

MTA ÖK BLI Elektronikus folyóirata
2017. 4: 42-82.



A BALATONPART ÁRVÍZI ELÖNTÉSI TÉRKÉPE

Szabó Eszter*¹, Krámer Tamás², Zlinszky András³

¹Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem

²Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Vízépítési és Vízgazdálkodási Tanszék, 1111 Budapest, Műegyetem rkp. 3., K épület magassföldszint 12.

³MTA Ökológiai Kutatóközpont Balatoni Limnológiai Intézet, 8237 Tihany, Klebelsberg Kuno u. 3.

*esztya.szabo@gmail.com

Kulcsszavak: vízállás, elöntési térkép, AdH, statisztikai elemzés, modellezés, vihar

Kivonat: A tanulmány készítése során a Balaton délnyugati partjának az árvízi elöntés térképét állítottuk elő. A veszélyeztetettségi zónákat a Nyugati-övcatorna és a Fonyódi-hegy között húzódó partszakaszra határoztuk meg, mivel ismert, hogy a magas tóvízszint itt rendszeresen okoz elöntésveszélyt. A mértékadó árvízszint meghatározásához a 3 és 10 %-os meghaladási valószínűséghez tartozó nagyvízállásokat vettük alapul. Ezeket a vízállásokat statisztikai elemzési, majd modellezési módszerekkel egyaránt előállítottuk, továbbá ezen értékek összehasonlítását is elvégeztük. A helyes modell felépítéshez nélkülözhetetlen a teljes tavi vízmozgás ismerete. Ennek értelmében a statisztikai és modellezési munkarész során ugyanazt a kilenc vízmércét vizsgáltuk. A két eljárás során egymástól függetlenül az összes vízmércére külön-külön meghatároztuk az éves nagyvízállásokat, melyekre elméleti eloszlás függvényt illesztettünk az EasyFit nevű program segítségével. A függvényről leolvastuk a keresett valószínűségekhez tartozó vízállás értékeket, majd a két módszerből kapott eredményeket összehasonlítottuk. A statisztikai elemzés során a vízmércékről leolvasott adatokat használtuk fel, míg a modellezés a medergeometria, a szél-idősor, a napi átlagos vízállás és a vízkészletváltozás figyelembevételével történt. A szél keltette kilendülés modellezéshez az US Army Corps of Engineers (USACE) által fejlesztett Adaptive Hydraulics (AdH) nevű 2D hidrodinamikai modellt használtuk. A mért vízállás-idősorok statisztikai elemzését a 2000-2015-ig terjedő időszakban vizsgáltuk, a modellezését pedig az 1992 és 2015 közötti adatsorokat felhasználva végeztük el. A tanulmány eredményeképpen előállítottuk a modellezési eljárás során a különböző meghaladási valószínűségekhez tartozó parti vízállásokat, és ezeket vízszintes felületként kivetítettük a vizsgált parti terepre. Ezzel a módszerrel meghatároztuk a terep víz alá kerülő részeit és a hozzájuk tartozó vízszinteket, vízmélységeket. A partszakasz terepének domborzati modellje LiDAR eljárással készült, ezért igen részletes. Az elöntési térképeket a QGIS program segítségével ábrázoltuk és veszélyeztetettségi szintnek megfelelően formáztuk. A tanulmány zárásaként javaslatot tettünk a kapott eredmények tógazdálkodási, ökológiai hasznosítására.

Bevezetés

A Balaton Közép-Európa és egyben Magyarország legnagyobb tava. A folyókhoz hasonlóan az állóvizek is mozognak. A tavak jellemző mozgásai a hullámozgás, a vízlengés, a kilendülés és az áramlás. Különböző meteorológiai és hidrológiai tényezők szabják meg az említett mozgásfajtákat. A Balaton vízszintjét a síófoki zsilip segítségével szabályozzák. Magas vízállás esetén egy-egy nagyobb vihar során a kilengések annyira megnőhetnek, hogy akár az alacsonyabban fekvő partszakaszok elöntésre is kerülhetnek.



1. ábra - A Balaton kiöntése Balatonfenyvesnél egy 2016-os vihar során [17]

A Balatonnal kapcsolatos kérdésekre számos tanulmány született az elmúlt évek során. Jelen tanulmány végeredménye a Balaton egy kiválasztott partszakaszának esetében az árvízi elöntési térképe. A Balaton mozgása nyomon követhető a vízmércékről leolvasott vízállásokkal. Ennek értelmében a térkép előállításához különböző várható visszatérési időkhöz tartozó vízállásokon alapult. Jelen munka fő célja ezeknek a térképeknek az előállítása volt. Ehhez meg kellett állapítanunk a visszatérési időkhöz tartozó nagyvízálásokat.

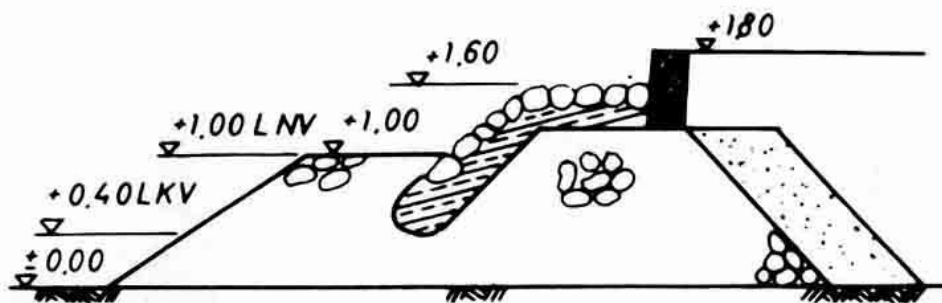
A tanulmány megoldási menete két fő részre osztható. Foglalkoztunk méréselemzéssel és modellezéssel egyaránt. A technikai fejlődés lehetővé teszi a különböző hatásvizsgálatok elkészítését, melyek megkönnyítik a döntési folyamatokat.

Balaton

A tanulmány keretein belül elsőként szeretnénk pár szót szólni a Balatonról. Jelen fejezet során arra törekedtünk, hogy főként a tanulmányhoz kapcsolódó témakörökre térjünk ki, említve a Balaton vízmozgását, partvédelmét és a vízszabályozást. Ezeknek a fejezeteknek a megírásához Virág Árpád könyveit [1] [2] hívtuk segítségül.

Partvédelem

A Balaton vízszintszabályozása kapcsán felmerült az igény a partvonal és a meder szabályozására. Manapság a Balaton mentén 107,5 km-en szabályozott a partvonal. A szabályozott szakaszon 84,7 km végleges és 22,8 km ideiglenes partvédőmű található [13]. A partvédelemre nagyrészt a BVK típusú partfalat (2. ábra) használják, melyet a Balatoni Vízügyi Kirendeltség fejlesztett ki. A partvédőmű bemutatása a fejezet végén található.



2. ábra - A BVK típusú partfal [18]

Az 1920-as években kezdődtek kísérletek a partvédelemre, melynek keretében ezeket a próbálkozásokat a partmenti telkek tulajdonosai hajtották végre. A szakma oldaláról Kaáli Nagy Dezső 1931-ben egy építészeti konferencián hívta fel a figyelmet a partvédművek megfelelő kialakítására. Az előadás során szemléltette a kőhányásokra alapozott védőművek helyes építését, miszerint a vegyes kőből történő kialakítás kedvezőbb, mivel a laza szemcsésű anyagok kiszívását megakadályozzuk vele.

1980-ban Ligeti László [1] összegezte a partfalakra vonatkozó igényeket, melyeket a II. Világháború idején építettek. Ezek az igények a következő felsorolásban szerepelnek:

- a hullámverésnek és a jégnek ellenálló szerkezet,
- tömör súlytámfal vagy rugalmas tömegű kialakítás
- környezetbe illő legyen, anyaga többnyire kő
- gépiesített építés,
- kis parti felvonulási terület
- egyszerű vagy gépiesített fenntartás

A II. Világháború végéig mindössze 8,27 km-nyi partvédelmi mű építését tartották számon. A különböző megnövekedett igények (üdülés, turizmus) miatt az 1960-as években a Balatoni Vízügyi Kirendeltség pályázatot hirdetett új partvédelmi mű tervezésére. A pályázatok közül kettő került elfogadásra, majd megvalósításra [2]. A két terv a következő volt:

VIZITERV vasbeton szádfala, betontömb megtámasztással és hullámtörő gerendával. A gerenda előgyártott járólemezekkel készült.

A másik terv előgyártott elemekből készült, de mindkettő építése során akadályok merültek fel.

A BVK is kidolgozott egy megoldást, melyet a siófoki Aranyparton építettek meg. Ez a megoldás előregyártott, úgynevezett lábelelemes típus volt.

A korábban már említett – leggyakrabban alkalmazott - BVK típus ún. kőmagos verziója 1965-ben kezdett elterjedni. A partvédmű első változata lábazati rakat nélkül épült. A lábazat vízalatti betonból készült, mely lenyúlt egészen a fenékgig, illetve pátria hullámlemez volt ellátva. Ennél a típusnál több probléma is felmerült: például a hullámlemez nem állt ellen a hullámverésnek, a rézsűnél mederanyag mosódott ki, továbbá a rézsű nehezen állt ellen a jégnek. A használat során felmerült problémák orvoslásának érdekében került kialakításra a ma is széles körben használt változat. A mai típusnál lerövidült a lábazati rakat és a vízalatti betonrész, a hullámvédőt pedig elhagyták [2].

A Balaton vízháztartása

A vízháztartás egy adott időszakban a víz forgalmának alakulását jelenti. A vízháztartási egyenlet magába foglalja a különböző vízháztartási tényezőket. A szakmának erre vonatkozóan 1921 óta állnak rendelkezésre különböző számítások. A műveletek az összetevőknek az alakulását vizsgálják, illetve, hogy melyek segítségével készíthető el a vízmérleg.

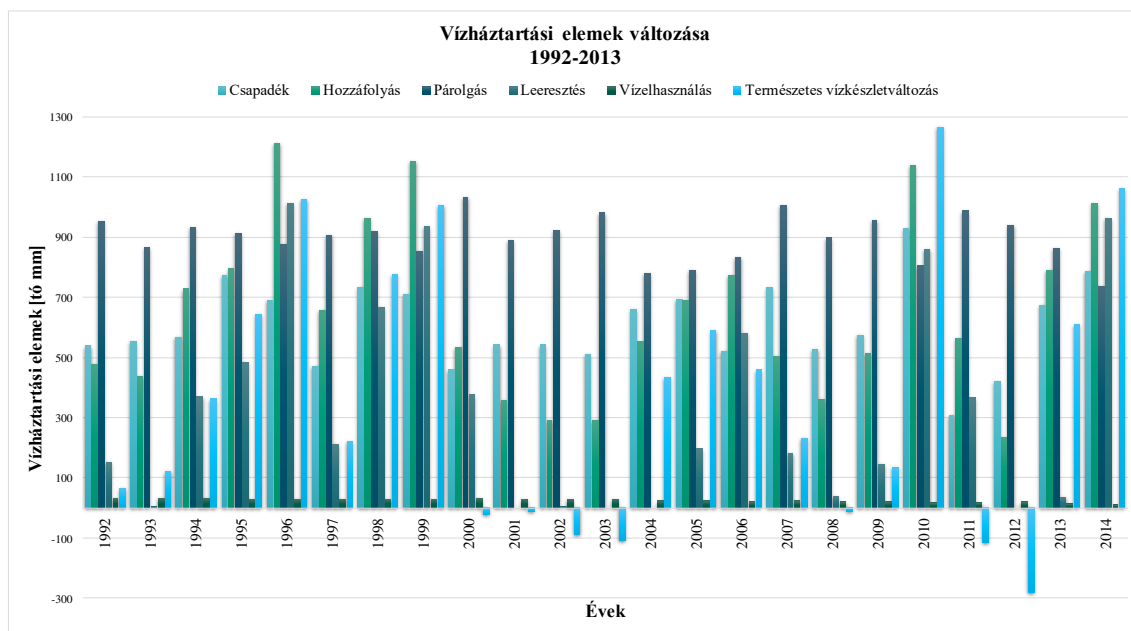
A Balaton vízháztartásához kapcsolódó első adatokkal Beszédes József [1] foglalkozott. A Balaton első vízmérlegeit Szesztay Károly készítette el 1921 és 1958 között, majd ezt felhasználva 1921 és 1970 között Baranyi Sándor folytatta a kutatást [2].

A Balaton vízháztartási egyenletét 2003 óta az alábbi módon számítja a BVK [2]:

$$\Delta K = (C + H) - (P + L + V_k)$$

A Balatonpart árvízi elöntési térképe

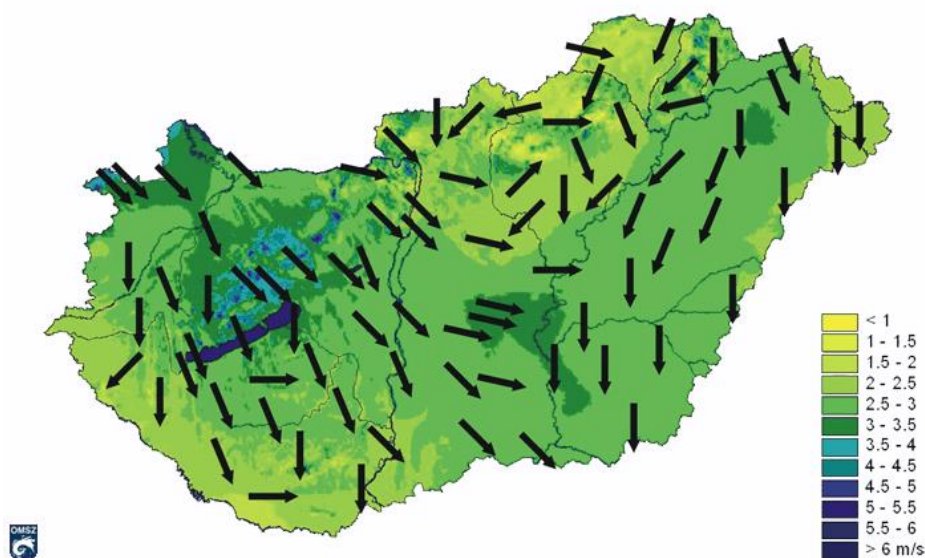
A természetes vízkészletváltozást egy elméleti szám, mely az emberi beavatkozás nélküli vízkészletváltozást tükrözi. Ezt szemlélteti az 1992 és 2013 évek közötti időszakban a **3 ábra**.



3. ábra - A Balaton vízháztartási elemeinek változása (1992-2013)

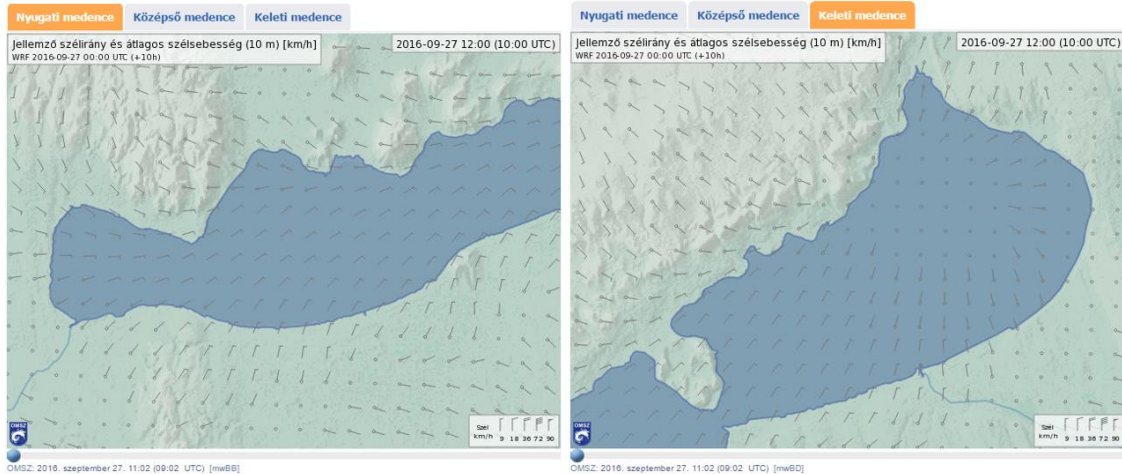
A Balaton szélklímája

A viharos szél akár deciméterekkel lendítheti ki a tófelszín, ezért a szélklímával is foglalkoztunk. A Balaton és a partmenti területek az időjárás szempontjából változatosnak mondhatók. A tó különböző részen akár egyidőben más-más szélviszonyok is jelentkezhetnek, így egy egyedülálló helyi szélrendszer alakulhat ki. Az uralkodó szélirány az északi, északnyugati irány. A tó hossz tengelyével párhuzamos szelek ritkán alakulnak ki, legtöbbször keresztirányú vagy közel keresztirányú szelek fújnak. A legszelebb időszak az április, szélcsendesebb hónapnak pedig a szeptember számít [14].



4. ábra - Uralkodó szélirányok Magyarországon [20]

A Balaton medrét három medencére (nyugati, középső és keleti) lehet osztani – és osztották is – a szélviszonyok (irány, erősség) szempontjából. Ezekben a medencékben egyidőben más irányú és erősségű szelek fújhatnak (**5. ábra**). A szélviszonyokat nem csak a Tihanyi-félsziget, hanem a Keszthelyi-hegység, a Tapolcai-medence és a Balaton-felvidék is befolyásolhatja.



5. ábra - A Balaton nyugati és középső medencéjében az aktuális szélviszonyok (2016.09.27. 10:00-kor) [21]

Egy-egy ciklon során rendkívül erős széllokések is kialakulhatnak a Balaton térségében. 2010 májusában két nagyobb vihar is végigvonult az országon. Az első ciklon („Zsófia” ciklon) esetében egy napon át minden órában 80 km/h-nál erősebb széllokések alakultak ki. A második ciklonnál („Angéla” ciklon) 100 km/h feletti lokések is megfigyelhetők voltak a Balaton környékén. Mindkét ciklon esetén az erős szél mellett a heves zivatarok miatt lehulló nagy csapadékmennyiség is gondot okozott. Ez a két meteorológiai jelenség egymást erősítve alkalom adott akár egy haváriát is előidézhethet. Egy későbbi fejezetben ezzel a két viharral igazoljuk a modell helyességét.

A fentieket alapul véve, kijelenthető, hogy a balatoni szélviszonyok alapvetően megszabják a tó kialakuló mozgásait.

A Balaton vízmozgásai

A Balaton mindig mozgásban van, akkor is, ha a vízfelszín nyugodtnak tűnik. A Balatont különböző meteorológiai és hidrológiai tényezők tartják mozgásban, írja Virág Árpád a könyvében (1998). A legfontosabb hatás a szél, hiszen ez okozza a számottevő vízmozgásokat. A szél tevékenysége mellett a vízmozgásokat főként a légnyomás, a hőmérséklet és a befolyó víztömeg változása befolyásolja, de ezen felül hatással van rá a domborzat, a partvonal, illetve a meder egyenlőtlensége is. A víz mozgása kölcsönhatásban van a mederrel és a parttal egyaránt, melynek hatására azok formálódnak, rongálódnak.

A Balatonon a jellemző mozgásformák a hullámozgás, a vízlengés, a kilendülés, valamint az áramlások.

Ezekkel a mozgásokkal először Cholnoky Jenő foglalkozott (1892-96), aki limnográfokkal és áramlásmérővel végezte el a vizsgálatokat, melynek eredményeiből egy tanulmány is született „A Balaton limnológiája” címmel [1]. Publikációjában meghatározta a jellemző mozgásokat, melyek a következők:

- szél okozta hullámozgás,

- denivelláció (vízfelszín kimozdul a nyugalmi helyzetből) miatti áramlás és ingadozás,
- DNY-ról ÉK felé áramlás a Zala folyón befolyó víztömeg hatására.

Ezt követően a hatvanas években kezdtek újra foglalkozni a Balaton vízmozgásával, a VITUKI (Környezetvédelmi és Vízgazdálkodási Kutató Intézet Nonprofit Kft.) különböző méréseket végzett, hogy feltárják a szél okozta vízszintváltozásokat, hullámmozásokat.

A hetvenes években is végeztek vizsgálatokat, méréseket a Balaton vízmozgásáról, melyekből több tanulmány is született. Ezekben a vizsgálatokban a kutatók a szél hatását is elemezték. A mérésekből arra következtetettek, hogy a legnagyobb hullámmagasságot a partra merőleges É-ÉNy-i szél okozza. A hullámmozás a szélcsend beálltát követően másfél-két óra múlva szűnik meg, ahogy fokozatosan csillapodik a szél, melynek hatására a hullámmozás is lassan elcsendesedik. Általánosítani annyit lehet a korábbi mérésekből, hogy a legnagyobb hullámok az É-ÉNy-i széllel, míg a legkisebbek a DNY-i, valamint a K-ÉK-i széllel keletkeznek, részletezi VIRÁG (1998).

A hullámmagasságokat sem lehet általánosítani a Balaton egész területére, magasságuk eltérő, attól függően, hogy a tó melyik részén keletkeznek. A déli parton a marást elérő hullámok magassága akár kétszer akkora is lehet, mint az északi part mentén, de a marás megtöri a hullámokat így a déli partig kisebb hullámok érnek ki. A Keszthelyi-öbölnél is nagyobbak a hullámok, mint az északi parton. A hullámmagasságok 0,35-0,60 m között alakulnak viharos szélben [1].

Az előző bekezdésekben foglaltak alapján megállapítható, hogy a legjelentősebb vízmozgásnak a szél keltette hullámmozás tekinthető, mely befolyásolja a Balaton fizikai, kémiai és biológiai folyamatait. Ez a mozgásfajta hatással van a partvonal kialakulására, az üledék felkeveredésére, transzportjára, illetve a meder formálásában is szerepet játszik. A hullámmagasság függ:

- a szélnek kitett vízfelület hosszától,
- a meghajtási hosszától,
- a széltől (sebesség, időtartam stb..),
- a vízmélységtől,
- az interferenciától.

A vízfelszín kimozdulását (kilengését) is a szél okozza, ahogy energiát ad át a víznek a súrlódási erők segítségével. A szélmozgások hatására létrejövő áramlások a vizet mozgásba hozzák, így a tó egyik partján apad a vízfelszín, az ellentétes oldalon pedig árad. Amíg a felszíni és az alsóbb rétegek áramlása ki nem egyenlítik egymást, az áramlás nő. A kilendülés akkor áll elő, ha:

- a szél állandó,
- a két áramlás kiegyenlítődik,
- a vízszállítás egyenlő,
- a felszínesítés állandósul.

Ha a szélesebbeség lecsökken, a szél már nem tudja a felszínesítést fenntartani. Ilyenkor visszaáramlás képződik és egyfajta ide-oda mozgás alakul ki, ami a vízszintlengés jelensége. Ez a mozgás általában a tó hossz tengelye irányában jellemző, de kialakulhat keresztirányban is. A Balatonon gyakran együttesen jelentkeznek a kereszt- és hosszirányú lengések, megnehezítve a vízfelszín mozgásának megfigyelését.

A vízfelszínlengések közül megkülönböztetünk egy- vagy kétcsomópontosat. Az előbbit úgy kell elképzelni, hogy a tó egyik fele emelkedik, a másik süllyed, vagy fordítva. Míg a kétcsomópontosnál a tó közepén hullámhegy- vagy völgy alakul ki, a tó két végén pedig ennek megfelelően süllyedés illetve emelkedés jelentkezik. A lengési csomópont helye változó, az aktuális széliránytól függ, hogy hol alakul ki.

A kilendülés nagysága függ:

- a szél irányától, sebességétől, időtartamától,
- a víz mélységétől és fizikai állapotától.

A kilendülések nagy víztömeget szállítanak magukkal, a Balatonon a hosszirányú kilendülések nagysága, mértéke a hidrometriai jellemzők miatt jelentősnek mondható (KRAVINSZKAJA , 2007). A kilendülés mértéke, idejének hossza alapvetően a szél és a tó topográfiai viszonyaitól függ, azonban a hosszirányú kilendülés esetén a vihar típusától is. Hosszirányú kilendülések az ÉK és DNY-i szelek hatására jönnek létre, de ezek a mozgások viszonylag ritkán alakulnak ki, hiszen az ilyen irányú szelek a Balatonra nem jellemzőek (MUSZKALAY L-STAROSOLSZKY , 1964).

A jelentősebb hosszirányú kilendüléseket KRAVINSZKAJA cikke nyomán [4] az **1. táblázat** foglalja össze.

1. táblázat - Nagyobb balatoni viharok esetén a nyugati és keleti rész vízszintkülönbsége

Időpont	Nyugati rész	Keleti rész	Vízszint-különbség [cm]
1961. július 13.	Keszthely	Balatonaliga	94
1962. május 14.	Keszthely	Alsóörs	97,5
2007. január 18.	Keszthely	Balatonfüzfő	101

Korszerű áramlásmérő eszközökkel és numerikus modellezéssel támogatott vizsgálatoknak (például [12]) köszönhetően sokat bővült és olykor módosult a tudásunk a Balaton vízmozgásairól az idézett, klasszikusnak mondható ismeretanyaghoz képest.

Módszertan

A tanulmány fő feladata a Balaton egy meghatározott parti szakaszának az árvízi előntési térképeinek az előállítása volt. Ehhez szükségünk volt az éves nagyvízállásokból meghatározott vízállásokra, melyeket statisztikai és modellezési eljárásokkal is meghatároztunk.

Elsőként a vízmércék vízállás adataiból levezetett NV_p -k (ahol $p=3$ és 10 %-os meghaladási valószínűséget jelenti) kiszámításával kezdtük a feladat megoldását. Ahhoz, hogy ezeket az értékeket meghatározzuk, elméleti eloszlásfüggvényt illesztettünk az éves maximumok nem túl hosszú adataira. A függvényről leolvastuk a vizsgált valószínűségekhez tartozó vízállásokat.

A Balaton vízmozgásának modellezésére egy 2D numerikus modellt használtunk. Az alapadatok a rendelkezésünkre álltak, így egy jól működő modellt kellett felépítenünk. A felépített modellt a közelmúlt nagyobb viharjaival igazoltuk, majd elvégeztük a hosszú idejű futtatásokat. A hosszú idejű futtatás során az eredményeket 9 darab vízmérce és egy DNY-i parti sáv mentén íratattuk ki a modellel. Statisztikai elemzést használva feldolgoztuk a modellezés eredményeit, majd meghatároztuk a NV -ket a megfelelő meghaladási valószínűségekhez tartozóan.

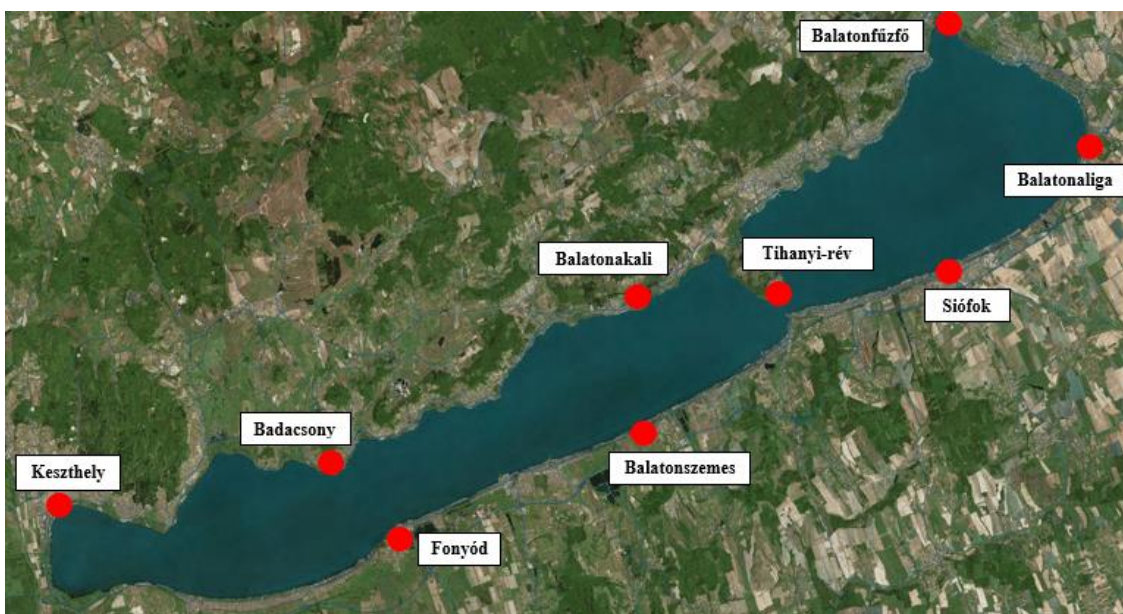
A térinformatikai módszereket felhasználva a tanulmány végén a modellezés során kapott NV_p szinteket kivetítettük a part részletes domborzati terepmodelljére. A parti terep felmérése LiDAR eljárással készült. Az eredmények megjelenítését a QGIS segítségével vittük véghez. A különböző meghaladási valószínűségű kiöntési zónákat a programban különböző árnyalatok felhasználásával ábrázoltuk.

Kiindulási adatok

A tanulmány elkészítéséhez számos adat állt rendelkezésünkre. Elsőként a statisztikai elemzéshez volt szükségünk adatokra. A modellezésnél azonban már nagyobb adatigény merült fel. Nem csak a vízmércékhez tartozó vízállásokat használtuk fel, hanem a Balaton átlagos vízállását is figyelembe vettük. A modell felépítéséhez a meder rácshálója, a modell igazolásához és a hosszú idejű futtatáshoz pedig a szél és a vízkészletváltozás adatsorára volt szükség.

Vízállás

A Balaton melletti településeknél elhelyezett mérőállomások (6. ábra) vízállás-idősorait dolgozhattuk fel. A statisztikai elemzésből megállapított nagyvízállásokhoz kilenc vízmérce adatait használtuk fel. A modellezés során a validálásnál hat, míg a hosszú idejű futtatásnál már kilenc vízállomást vettünk figyelembe.



6. ábra - A elemzések során felhasznált vízmércék elhelyezkedése.

Szél

A szélidősorra a modellezés során egyrészt azért volt szükségünk, hogy tudjuk a modell helyességét igazolni. Múltbéli viharokat (Zsófia és Angéla ciklon) dolgoztuk fel a validálás során.

Az alábbi településekről álltak rendelkezésünkre szél adatok:

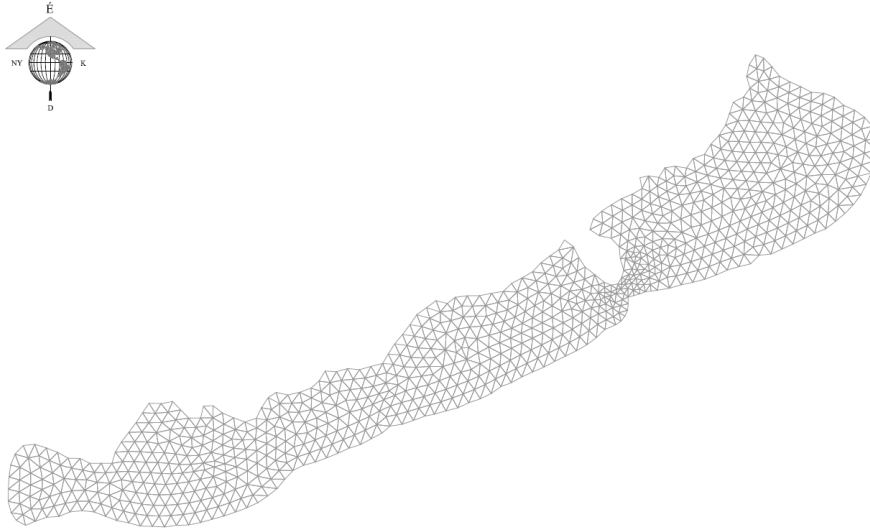
- 💧 Balatonalmádi
- 💧 Balatonöszöd
- 💧 Balatonszemes
- 💧 Siófok
- 💧 Szigliget

Másrészt a hosszú idejű futtatást a statisztikai értékeléshez egy Keszthely-Balatonszemes-Siófok széladatokból számolt eredő szélidősorral végeztük.

Medergeometria, partvonal

A mederről egy .3dm kiterjesztésű fájlt használtunk, mely tartalmazta a meder rácshálóját (7. ábra). Az AutoCAD nevű programban megjelenítve fel tudtuk venni a vízmércék koordinátáit. Ennek majd a modellezés során lesz szerepe.

A parti sávról egy LiDAR eljárással felmért, majd megfelelően feldolgozott alap térkép állt a rendelkezésünkre.



7. ábra - A Balaton medrének rácshálója

Statisztikai elemzés

Az elemzés végrehajtásához többféle programot (Microsoft Excel, HEC-DSSVue, EasyFit) is felhasználtunk. Ezek a szoftverek egymást kiegészítve is jól használhatók. A különféle programok alkalmazása lehetővé teszi a legmegfelelőbb feldolgozási módszer kiválasztását. A kapott adatsorokból az éves nagyvízállásokon kívül a napi átlagos víz állásokat is meghatároztuk. Így a kapott eredményekből tapasztalati, majd ezekre illesztett elméleti eloszlásokat állítottunk elő. A napi átlagos és az éves nagyvízállás vizsgálata alapján megfigyeltük, hogy az elméleti eloszlás függvény nagyobb darabszámú minta estén pontosabban illeszkedik az empirikus eloszlásfüggvényre. Az elméleti eloszlás segítségével meg tudtuk határozni a különböző meghaladási valószínűséghez tartozó éves nagyvízállásokat. Az elemzési folyamat részleteit és eredményeit a további alfejezetek mutatják be.

Napi átlagos vízállások vizsgálata

A statisztikai elemzés elkészítéséhez hat vízmércéről leolvasott adatok álltak rendelkezésünkre nagyjából a 2005-2013 közötti évekre. Az elemzéshez a legsűrűbb időközű adatsorokat választottuk ki, melyeknél a leolvasás 15 percenként történt. Próbáltunk olyan adatsort felhasználni, amiben az adathiányos időszakok ritkák. Az elemzési folyamat részleteit a további alfejezetek mutatják be.

Gyakoriságok meghatározása

A kapott adatsorok rögzítésének kezdete különböző volt, a vége viszont közel azonos időpontú. Emiatt a vizsgált adatsorok kezdetének a hiányos mérést követő első teljes napot vettük. Az adatsor végének pedig egységesen a 2013. június 30-ai dátumot választottuk (**2. táblázat**).

2. táblázat - A napi átlagos vízállások elemzése során vizsgált időszakok

Vízmérce helye	Adatsor kezdete	Adatsor vége
Badacsony	2005. február 09.	2013. június 30.
Balatonaliga	2008. december 25.	2013. június 30.
Balatonfüzfő	2006. június. 07.	2013. június 30.
Balatonszemes	2005. január 26.	2013. június 30.
Fonyód	2005. február 15.	2013. június 30.
Keszthely	2006. június 06.	2013. június 30.

Első lépésként a napi átlagokat számítottuk ki, majd ezeket centiméterre kerekítettük. Megállapítottuk az adatsor legkisebb és legnagyobb elemét, majd megkerestük a minta móduszát, mely az adatsor leggyakrabban előforduló eleme (**3. táblázat**). Ezt követően megnéztük a rendezett adatsorok gyakoriságát és a relatív gyakoriságát, majd ezeket diagramon ábráztuk. Tehát az adatsor minden eleméhez függvény segítségével megkerestük, hogy az adott érték hányszor fordul elő, majd ezt összegeztük. Az így kapott gyakoriságokat a szummázott összeggel elosztva kaptuk meg a relatív gyakoriságokat.

3. táblázat - A napi átlagos vízállások statisztikai jellemzői

Vízmérce helye	Rendezett minta legkisebb értéke	Rendezett minta legnagyobb értéke	Módusz
Badacsony	40	130	112
Balatonaliga	31	135	112
Balatonfüzfő	33	132	114
Balatonszemes	34	131	113
Fonyód	35	133	111
Keszthely	36	133	113

Az empirikus eloszlásfüggvény meghatározása

Az empirikus eloszlásfüggvényt $F_n(x)$ a következőképpen kaptuk meg:

$$F_n(x_i) = \begin{cases} 0 & \text{ha } x_i < x_{min} \\ \frac{i}{n} & \text{ha } x_{min} \leq x_i \leq x_{max} \\ 1 & \text{ha } x_{max} < x_i \end{cases}$$

A függvény megmutatja, hogy a minimálisan felvehető érték a 0, a maximálisan felvehető érték pedig az 1. A többi empirikus valószínűséget az alábbi hányados adja (Koris K., 2011):

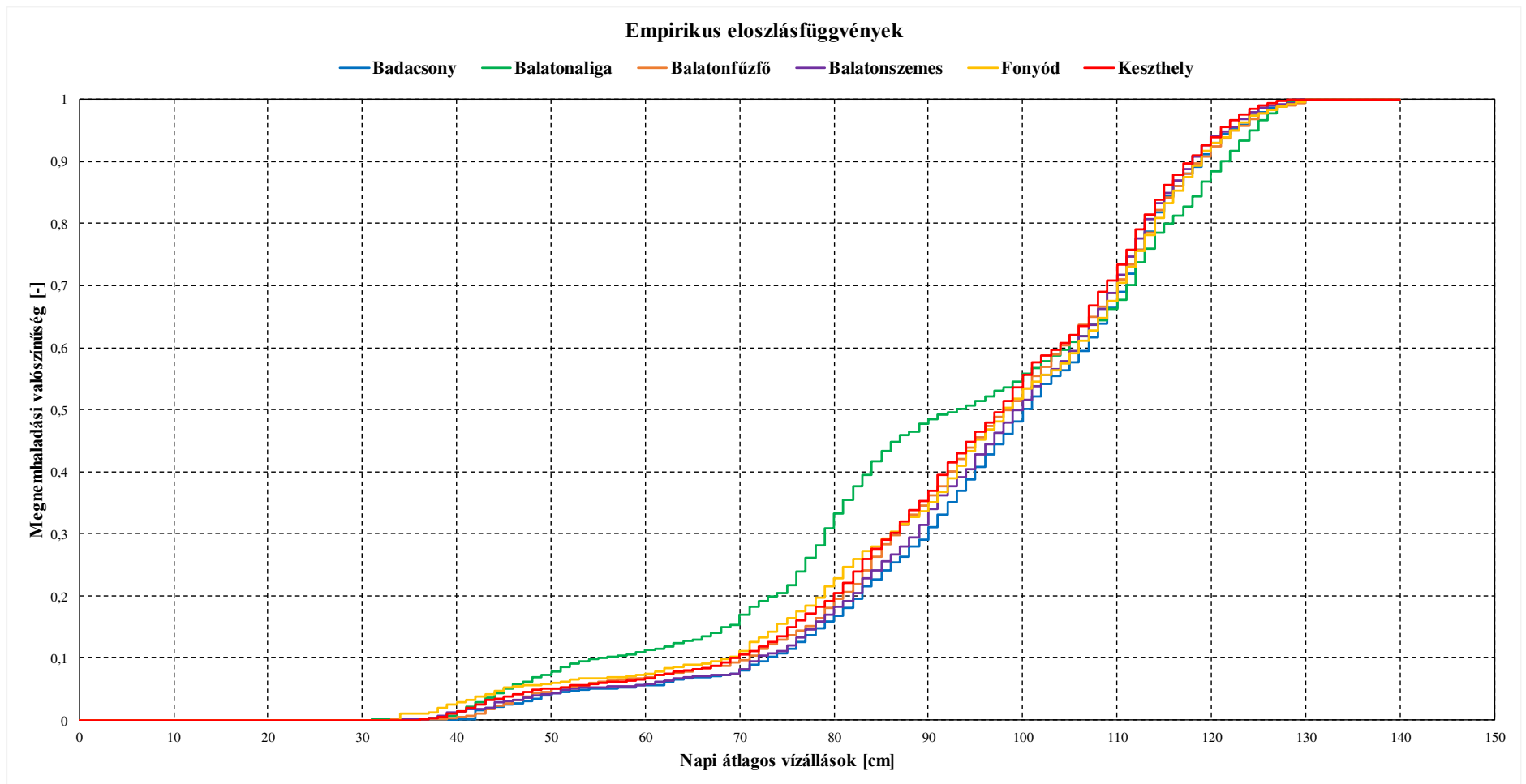
$$p_i = \sum_{i=1}^n \frac{1}{n} = i \frac{1}{n} = \frac{i}{n},$$

ahol

 n az adatsor elemeinek a száma

Tehát először az adatsort nagyság szerint sorba rendeztük a minimálistól a maximális értékig, így megkaptuk az úgynevezett rendezett mintát. Ennek következtében már rendelkezésünkre állt a rendezett minta és az ehhez tartozó gyakoriságok. A gyakoriságokat összegeztük, majd elosztottuk az adatsor elemeinek a számával, így eredményül megkaptuk a minta elemeihez tartozó empirikus valószínűséget. Ezen függvényeket ábrázoltuk (**8. ábra**) a fenti egyenlet szerint.

A grafikonon látható függőleges ugrások az adott minta valószínűségét mutatják. Minél nagyobb egy függőleges ugrás, az adott érték annál gyakoribb. Mivel az empirikus eloszlásfüggvény nem folytonos és matematikailag is nehezen kezelhető, ezért a könnyebb feldolgozás kedvéért elméleti eloszlásfüggvényt illesztettünk rá.



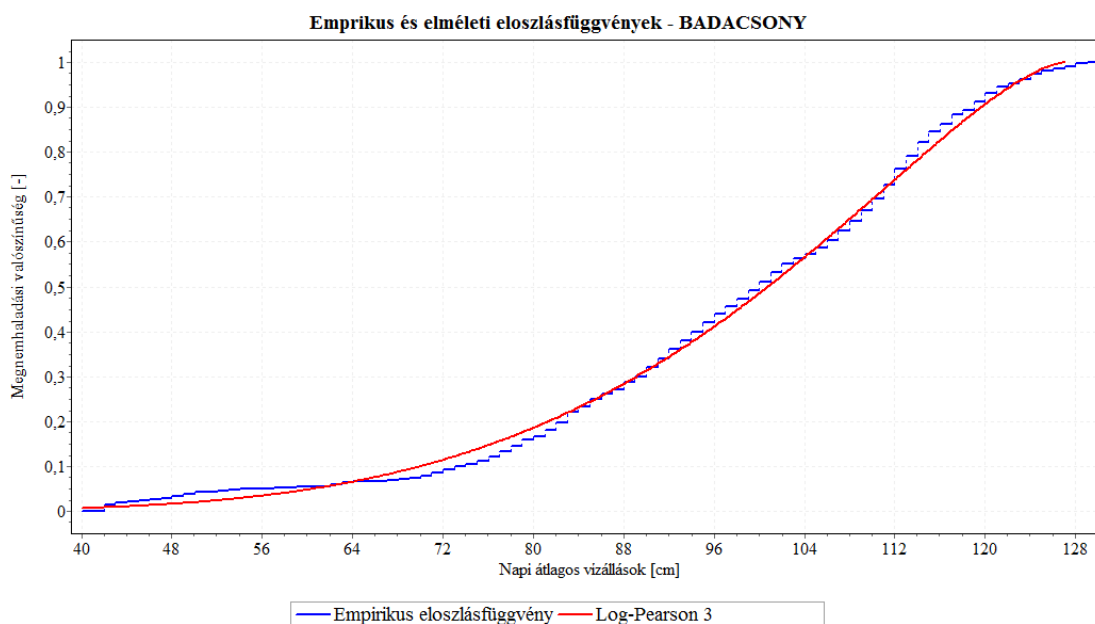
8. ábra - A napi átlagos vízállások empirikus eloszlása (a *meghaladási* valószínűséggel kifejezve)

Az elméleti eloszlásfüggvény előállítása

Az elméleti eloszlásfüggvények meghatározásához az EasyFit programot használtuk, mely lehetővé teszi a nagy mennyiségű adatok kezelését, feldolgozását illetve elemzését [15].

Az elemzés során elsőként az egészre kerekített napi átlagokat tápláltuk be a programba. A futtatás után nem csak a gyakorisági ábrát, hanem az empirikus eloszlást is megkaptuk. Különböző elméleti eloszlásokat lehet illeszteni a tapasztalati függvényre. Ezen felül a program kiszámolja a kiválasztott eloszlásfüggvényhez tartozó paramétereit, illetve illeszkedés vizsgálatokat is végrehajt.

A program segítségével főként azokat az ismertebb eloszlásokat vizsgáltuk, melyek a Kolmogorov-Szmirnov próba szerint jól illeszkedtek. Az így kapott elméleti eloszlásfüggvényeket minden vízmérce esetében külön diagramon ábrázoltuk. Erre mutat példát a **9. ábra**.

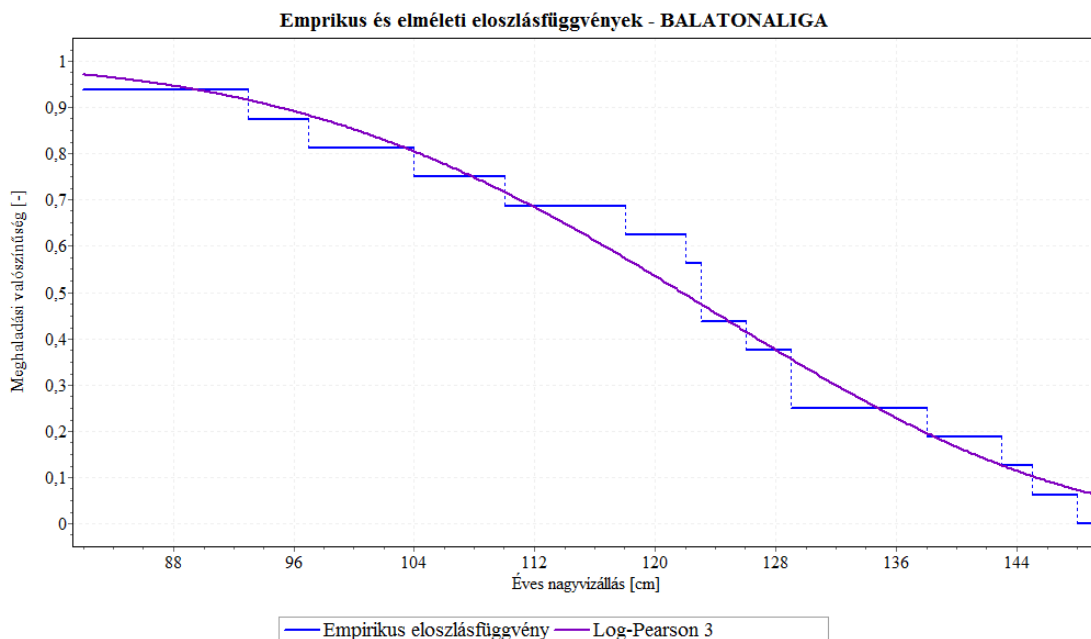


9. ábra - A napi átlagos vízállás empirikus és elméleti eloszlásfüggvénye az EasyFit nevű programban 2005-2013 között (a *megnemhaladási* valószínűséggel kifejezve)

Éves nagyvízállások meghatározása

A tanulmány készítése során az éves nagyvizeket (NV) határoztuk meg. Az elemzés során a gyors adatfeldolgozásra törekedtünk, ehhez elsőként az adatsorokat a HEC-DSSVue programba tápláltuk be, mely lehetővé teszi az adathalmazban a különböző időszakokra a statisztikai jellemzők szerinti szűrést. Ebben az esetben egy hosszabb adatsort elemeztünk, melynek értékei 2000-2015-ig álltak rendelkezésünkre. Az vizsgált időszakból több vízmérce adatait elemeztük. Az éves NV-eket ezután egy táblázatban foglaltuk össze. Ezt követően az EasyFit programba vittük be ezeket a nagyvízállásokat, majd a futtatás eredményeként megkaptuk az empirikus és elméleti eloszlást. Erre mutat példát a **10. ábra**. Az előzőkhez hasonlóan, ebben az esetben is törekedtünk egy jól illeszkedő elméleti eloszlásfüggvény kiválasztására. Az elméleti eloszlásfüggvény segítségével már meghatározhattuk a NV_p -eket, ahol $p=3$ és 10 %-os meghaladási valószínűséget jelenti.

A Balatonpart árvízi elöntési térképe

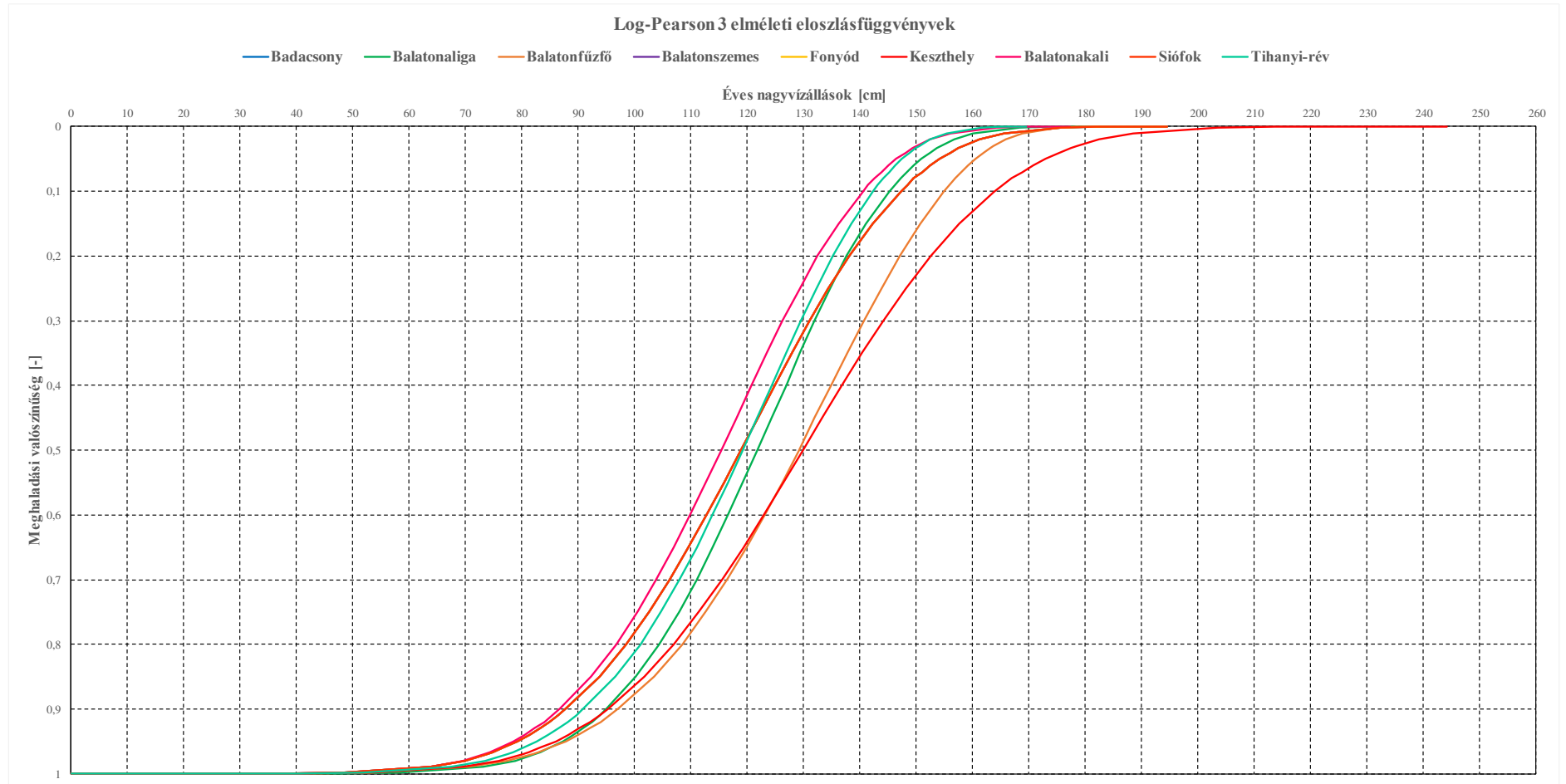


10. ábra - Éves nagyvízállás empirikus és elméleti eloszlásfüggvénye az EasyFit nevű programban 2000-2015 között (a **megaladási** valószínűséggel kifejezve)

Az EasyFit programban leolvastuk a $p=3$ és 10% -os megaladási valószínűséghez tartozó vízállásokat. Ezeket az értékeket a **4. táblázatban** foglaltuk össze.

4. táblázat - A megaladási valószínűségekhez tartozó éves nagyvízállások a statisztikai elemzés eredményeiből 2000-2015 között (cm-ben kifejezve)

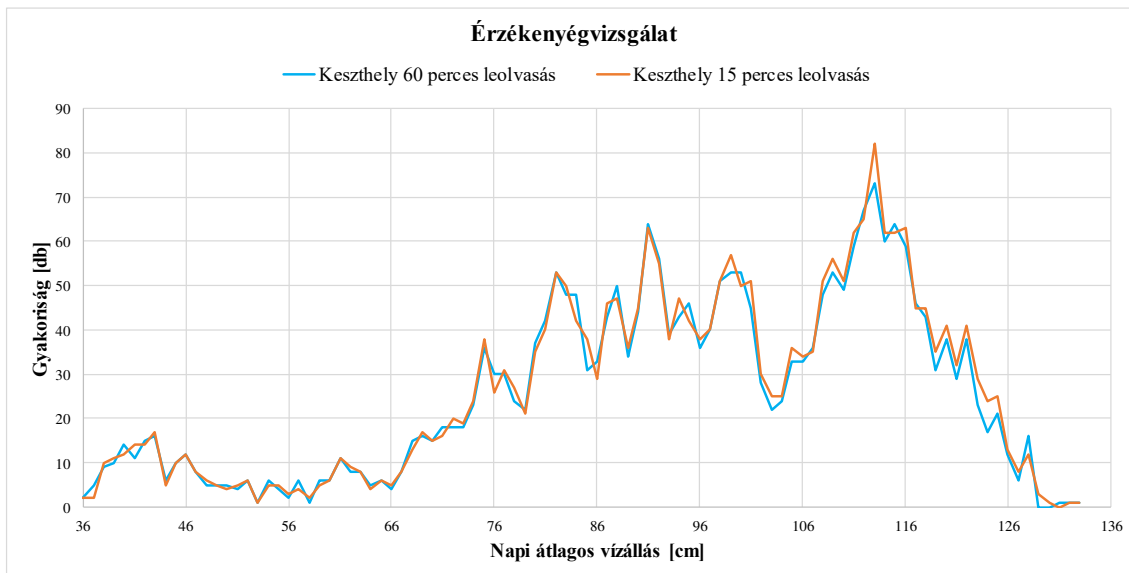
Valószínűségek		
Vízmérce	3%	10%
<i>Badacsony</i>	158	147
<i>Balatonaliga</i>	154	145
<i>Balatonakali</i>	150	141
<i>Balatonfűzfő</i>	164	155
<i>Balatonszemes</i>	158	147
<i>Fonyód</i>	158	147
<i>Keszthely</i>	179	164
<i>Siófok</i>	158	147
<i>Tihanyi-rév</i>	151	142



11. ábra - Az éves nagyvízállások Log-Pearson 3 eloszlásfüggvénye az összes vízmérce esetén 2000-2015 között (a megaladási valószínűséggel kifejezve)

Érzékenységvizsgálat

A továbbiakban két adatsor (keszthelyi és balatonszemesi vízmérce) mérési időközére való érzékenységét vizsgáltuk a napi átlagos vízállásra. Elsőként a negyedórás méréseket órára ritkítettük, majd ezekből átlagot számoltuk. Ezeknek az egyórás adatsoroknak ugyanúgy meghatároztuk a gyakoriságát, minimális és maximális értékeit. A kapott eredményeket a negyedórás mérésekkel hasonlítottuk össze.



12. ábra - Vízmérce leolvasás érzékenységvizsgálata napi átlagos mérések alapján

Látható, hogy kisebb kiugrásoktól eltekintve közel hasonló ábrát kaptunk (12. ábra). Viszont az egyes értékek gyakorisága eltérő lehet. Például a negyedórás leolvasásoknál a 113 cm 82-szer fordult elő, míg az óránkénti esetében 73-szor.

Következtetésképpen megállapítható, hogy az átlagértékeket tartalmazó adatsor bizonyos fokú ritkítése komolyabb következmények nélkül elvégezhető, amit sejteni is lehetett. A tényleges éves nagyvízállások elemzése esetében ez az érzékenység az átlagértékek vizsgálatához képest ugyan nagyobb érzékenységet mutat, azonban jelen felbontás mellett nagy különbség nem adódott, így ezt részletesen nem vizsgáltuk.

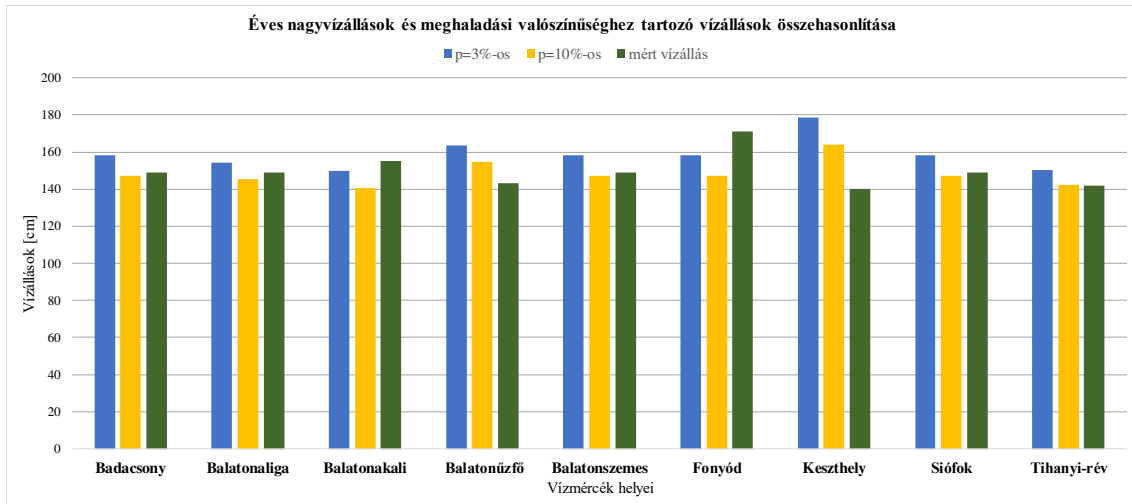
A megfelelő felhasználáshoz azonban elengedhetetlen a kellő számú adat. Törekedni kell továbbá arra, hogy az adatsorban minél kevesebb adathiányos időszak legyen. Ezen felül kerülendők az egymást követő hosszabb adathiányos szakaszok, ugyanis ezek befolyásolhatják a vizsgált paraméterek értékeit, ezáltal nem adnak pontos képet valóságról.

Összegzés

A statisztikai elemzés során viszonylag rövid adatsor állt rendelkezésünkre, ettől függetlenül elő tudtuk állítani az adott NV_p -ket.

Megfigyelhető, hogy kevés adat esetén az elméleti eloszlásfüggvény rosszabbul illeszkedik, mint egy nagyobb darabszámú minta esetében. Ennek következményeként a vizsgált visszatérési időkhöz a függvény túlbecsülheti a vízállások várt értékeit.

Ennek értelmében, ha megbízhatóbb eredményt szeretnénk kapni a vizsgált visszatérési időkhöz tartozóan, növelnünk kell az elméleti eloszlásfüggvény alapját képező éves nagyvízi adatsort. Mivel ezen adatok ténylegesen nem álltak rendelkezésünkre, ezért a modellezést alkalmaztuk, melynek segítségével más – hosszabb időtartamú – adatso-roból meghatározhattuk a vízállásokat.



13. ábra - A mért éves nagyvízállások és a meghaladási valószínűségekhez tartozó nagyvízállások összehasonlítása (2000-2015)

Modellezés

Egy-egy tervezést hatásvizsgálat előz meg. Manapság már lehető vált az informatikai fejlődés révén, hogy a kisminta modellek alkalmazása mellett/helyett a numerikus modellezést válasszuk. A jelenségeket különböző matematikai egyenletekkel lehet leírni.

A 2D modellezés esetén a sekélyvízi egyenletek segítségével lehet értelmezni a hatásokat. A sekélyvízi egyenletek folytonossági és impulzus egyenletekből tevődnek össze. A tanulmány készítése során ezen egyenletek részletes bemutatása helyett inkább a modellezés és a modellező program gyakorlati alkalmazására fektettük a hangsúlyt, melyet a következő fejezetek tartalmaznak.

A modellező program (AdH) általános bemutatása

A modellezéshez az AdH modellt használtuk, melynek jellemzőit a következő fejezetek tartalmazzák.

Az Adaptive Hydraulics nevű program, rövid nevén AdH, egy modern, többdimenziós modellező szoftver, melyet főként a telített és telítetlen talajok és a felszíni vizek esetében felmerülő két-, illetve háromdimenziós problémakörök vizsgálatánál célszerű használni [16].

A modell kalibrálása és validálása

A modell igazolása múltbéli viharokkal

A tanulmány készítése során nemcsak a különböző szelekre való viselkedést vizsgáltuk, hanem a modellt múltbéli viharok segítségével igazoltuk. A validálás során fontos volt egy olyan feldolgozó környezet felépítése, mellyel gyorsan és egyszerűen lehetett elvégezni a vizsgálatokat. Az AdH több fájlból dolgozik, melyeket a megfelelő paraméterekkel – az adott körülményre vonatkozóan – kell kitölteni. Ha az említett megoldó felület nem állt volna rendelkezésre, sokkal nehezebb lett volna egy-egy esemény feldolgozása, elemzése. Az adatok feldolgozását Microsoft Excel segítségével hajtottuk végre.

A modell igazolásának megoldási menete

Az igazolás során az AdH-hoz használt fájlokat a megfelelő módon kell kitölteni. A mesh fájl – ami a rácshálót tartalmazza – nem változik egyik vihar esetén sem. Egyedül a z magassági koordinátákat definiáltuk másképpen (relatív magasságot adtunk meg), de ezt is csak elegendő volt egyszer (tehát minden vihar esetén ugyanaz maradt). A hotstart és bc fájlokat kell kitölteni az adott viharok megfelelően.

A hotstart fájlba kerültek a vihart megelőző vízmélységek, mint kezdeti állapot. Ezt minden viharra külön ki kellett számítanunk. A bc fájlba töltöttem be a szelek értékeit és a vízmércék helyeit.

A viharok során változó vízállásokkal nem foglalkoztunk, csak a vihar előtti vízálást adtuk meg, továbbá a be- és kifolyást is elhanyagoltuk.

Nagyon fontos a futtatás során, hogy a modellben a vizsgált idősorok kezdeti és befejezési időpontja megegyezzen, különben helytelen eredményt ad a modellezés. Például ha a szél adatsor csak a vizsgált időszak felére áll rendelkezésre, akkor a többi adatsort is ennek az időszaknak megfelelően kell módosítani.

A vízmércék definiálása a modellezés során

Az összehasonlításhoz a modellezett vízszintek idősorait a vízmércék helyein kell lekérnünk.

A vízmércék helyeinek EOVS (Egységes Országos Vetület) koordinátái rendelkezésre álltak, így ezeket be tudtuk vinni a modellbe. Mivel ezek a pontok nem a rácsháló rácspontjaira estek, külön definiálnunk kellett őket. A modellezés során a vízmércéket élekként (az AdH modellben EGS-ként szerepelnek) adtuk meg, melyben minden élhez tartozik egy saját azonosító (ID) (Hiba! A hivatkozási forrás nem található.). A rácshálót az AutoCAD programban jelenítettük meg, így a koordináták segítségével pontosan meg tudtuk határozni a vízmércék helyeit. A vízmérce koordinátájához a két legközelebb eső rácspontot egy élnek vettük. Ez a művelet abban segített, hogy a modell ezekre a definiált élekre vonatkozóan adta ki az eredményt (Hiba! A hivatkozási forrás nem található.), illetve nem kellett a több száz GB méretű adathalmazt feldolgoznunk. Az AdH az éleket alapvetően úgy kezeli, mintha abban a keresztmetszetben változás történne, tehát meg kellene adni hozzá egy kezdeti peremfeltételt. A tanulmány esetében azonban csak azért alkalmaztuk az éleket, hogy a vízmércékhez tartozó vízszinteket a lehető legkönnyebben, nagy pontossággal elő tudjuk állítani. Tehát ezek az élek a modellre nincsenek hatással. Az AdH tartalmaz az ilyen esetekre egy kártyát (OFF), melynek segítségével nem szükséges az adott élhez peremfeltételt társítani.

A szél megadása az AdH-ban

A szél megadásához először a rendelkezésre álló széladatsorokból kikerestük az adott vihar adatsorát. Az AdH-ban történő megadás miatt fel kellett bontanunk x és y irányú komponensekre. A komponenseket az északi és keleti tengelyre számítottuk át, majd a sebességgel megszorozva megkaptuk a keresett összetevőket. Ahhoz, hogy lefusson a modell, meg kellett még adnunk azokat az időközöket, mikor a szél fúj (ezekhez tartoznak az x és y irányú komponensek). Tehát ezeket például minden órában a vihar időtartama alatt meg kellett adnunk (**14. ábra**).

A modellezés során több különböző állomásról származó széladatsort együttesen is meg lehet adni. Minden egyes adatsort külön definiálni kell, és mindegyik saját azonosítót (ID) kap.

```

!Szél
XYC 3 574953.2956 181265.9696 !SZ_Siófok
XY2 3 169 0 0 !szél adatsor
0 -1.969567 0.347287
3600 -1.969567 0.347287
7200 -0.939691 0.342019
10800 -0.939691 0.342019
...
...
597600 0.866023 0.499999
601200 0.866023 0.499999
604800 0.766042 0.642787

```

```

!Szél
XYC 4 526912.8062 161404.7767 ! SZ1 - BVR Szigliget
XY2 4 169 0 0 !szél adatsor
0 0.419723 -2.006133
3600 0.342108 -1.939398
7200 0.418979 -1.395469
10800 0.50071 -1.331133
14400 0.188083 -1.579894
...
...
601200 -0.059708 0.232144
604800 -0.34696 -0.248294

```

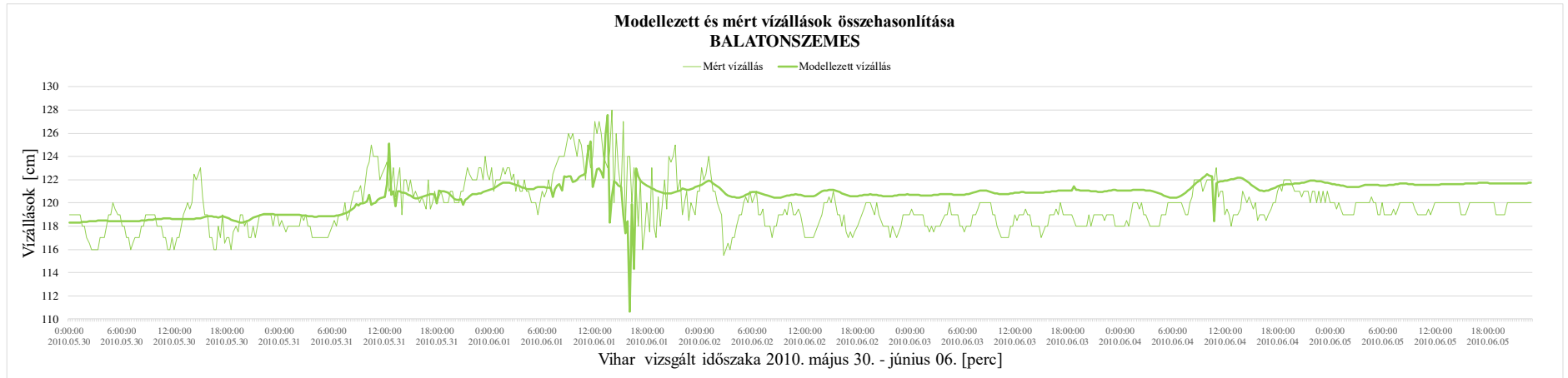
- Idősor azonosítója (ID)
- Szélállomás koordinátái (x, y)
- Adatsor elemeinek darabszáma
- Bemeneti mértékegység (0=sec.)
- Kimeneti mértékegység (0=sec.)
- Szél időpontja, x és y komponens

14. ábra - A szél definiálása az AdH-ban

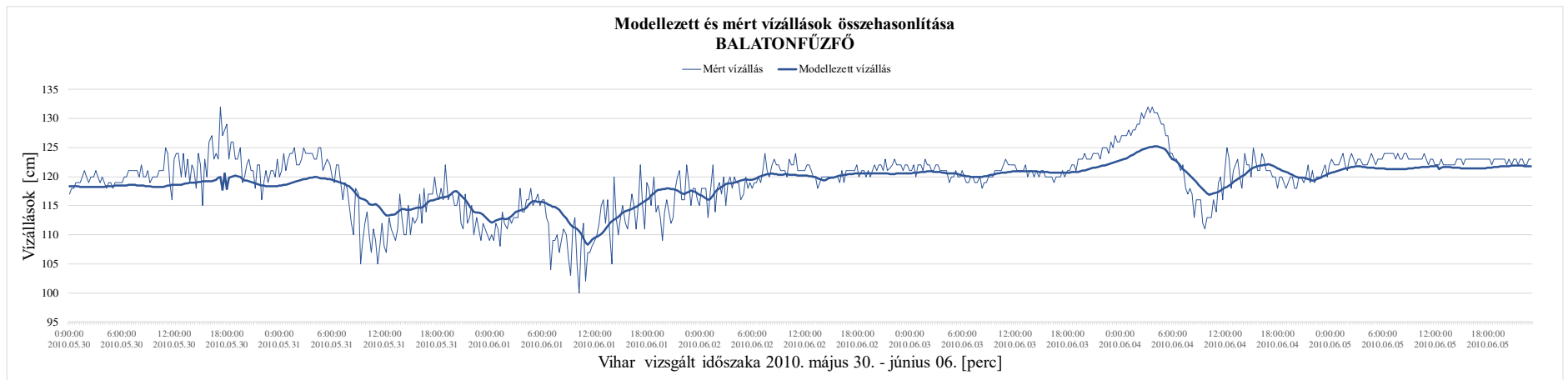
A modellezett adatok kinyerése, feldolgozása

Az igazolás során 5 perces kiíratásokkal dolgoztunk, ami azt jelenti, hogy a modell 5 percenként adja ki az adatokat. Az ábrázoláshoz és összehasonlításhoz ezeket az eredményeket 15 percesekre szűrtük le, mivel a mért vízállások 15 percenként álltak a rendelkezésre. Minden vízmérce azonosítójával ellátott élre vonatkozóan Excel szűrők segítségével leszűrtük a modellezés végeredményeként kapott adathalmazból minden negyedórás eredményt.

Miután a modell lefutott és kigyűjtöttük az eredményeket, megkezdhattuk az összehasonlítást a mért és modellezett vízállások között. Ehhez az adott vihar során mért vízállásokat kellett kikeresnünk, majd egy közös diagramon ábrázoltuk a modellezett és mért adatokat (**15. ábra** és **16. ábra**). Az ábrákon látható, hogy a modellezett eredmények követik a mérésekből származó vízállásokat.



15. ábra - Az Angéla ciklon során mért és modellezett vízállások a balatonszemési vízmércénél



16. ábra - Az Angéla ciklon során mért és modellezett vízállások a balatonfüzfői vízmércénél

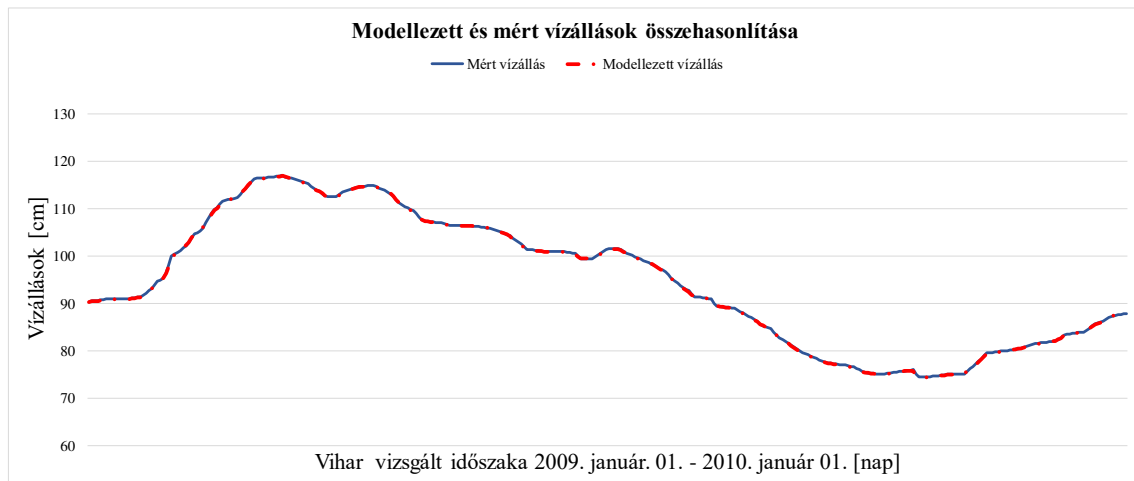
Hosszú idejű futtatás

A közel 30 éves időszakra vonatkozó futtatás előtt még egy éves idejű futtatást végeztünk. Ez az eddigiekhez képest hosszabb idejű futtatást azt a célt szolgálta, hogy lássuk, stabil marad-e a modell egy ilyen jellegű futtatás során. Ezenkívül megfigyelhettük azt is, hogy a mért vízállásokat milyen pontossággal adja vissza a modell.

Ezeknél a hosszabb futtatásoknál már nem lehetett figyelmen kívül hagyni a Balaton vízkészletváltozását, így ezt is megadtuk peremfeltételben.

Igazolás egyéves időtartamú futtatással

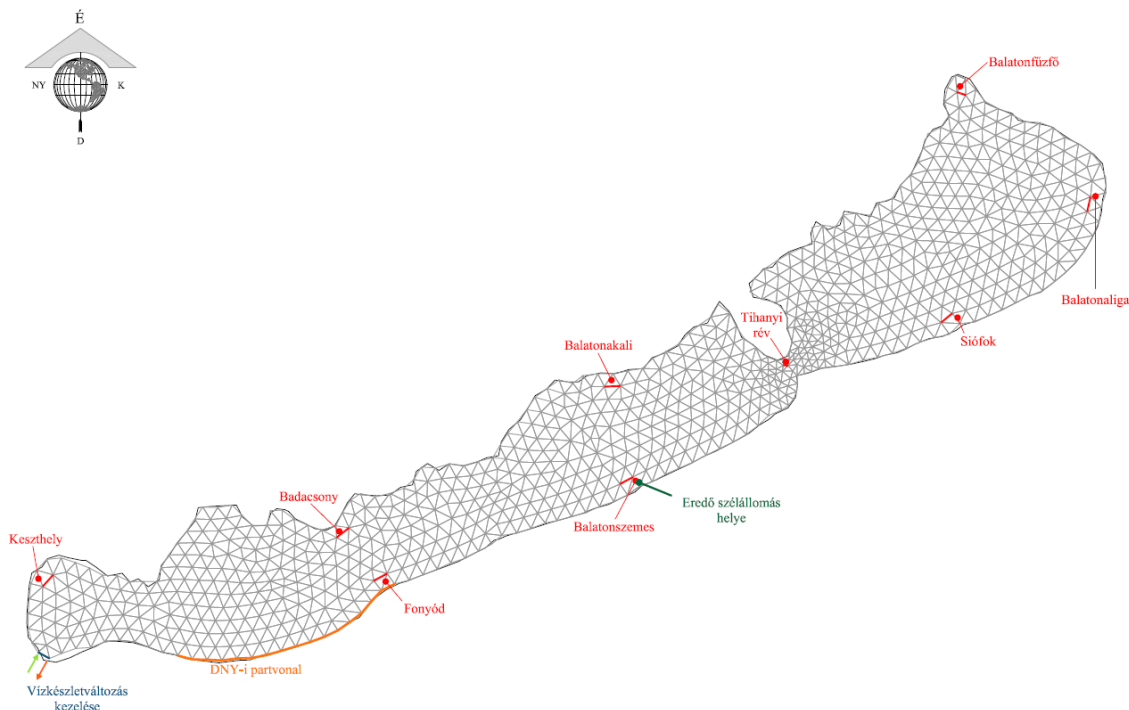
A hidrológiai skálájú vízszintváltozás helyes modellezésnek igazolására az egy éves futtatás során a modellezést *szél nélkül*, csak a befolyó nettó térfogatváltozás figyelembevételével készítettük el. Kiválasztottuk a 2009-es évet és az ez alatti vízkészletváltozást tápláltuk be a modellbe. A modellezés folyamata az eddigiekhez hasonlóan történt. A mért és a modellezett értékek között az egy éves futtatás során a maximális különbség 2,3 mm-re adódott, tehát elenyésző térfogati hibát mutatott a modell. Mivel az eredményt teljesen elfogadhatónak találtuk, elkezdtük a 24 éves időtartamú futtatást.



17. ábra - Az éves futtatásnak az összehasonlítása modellezett és mért vízállások esetén 2009-2010 között

Hosszú idejű (24 éves) futtatás

Hosszabb szél, vízállás és térfogatváltozás adatsor állt rendelkezésünkre a 24 éves futtatáshoz. Minden adatsort azonos kezdeti és befejezési idejűre állítottunk, mivel ez elengedhetetlen feltétele a sikeres modellezésnek. Nem csak a vízmércék helyeit, hanem egy D-Ny-i parti sávot is definiáltuk a modellbe (**18. ábra**).



18. ábra - A vízmércék és a DNY-i parti sáv definiálása

A modellezett sáv a Nyugati-övcatorna és a Fonyódi-hegy között fekvő parti terület. Ezt a sávot is élként (EGS-ként) definiáltuk a modellben.

A futtatásokat négyszer hat évre bontva – egymással párhuzamosan – végeztük el, a végeredményként kapott adathalmaz könnyebb feldolgozása, illetve a futási idő meggyorsítása érdekében. A felbontott szakaszokat az **5. táblázat** tartalmazza.

5. táblázat - A hosszú idejű modellezés felbontása

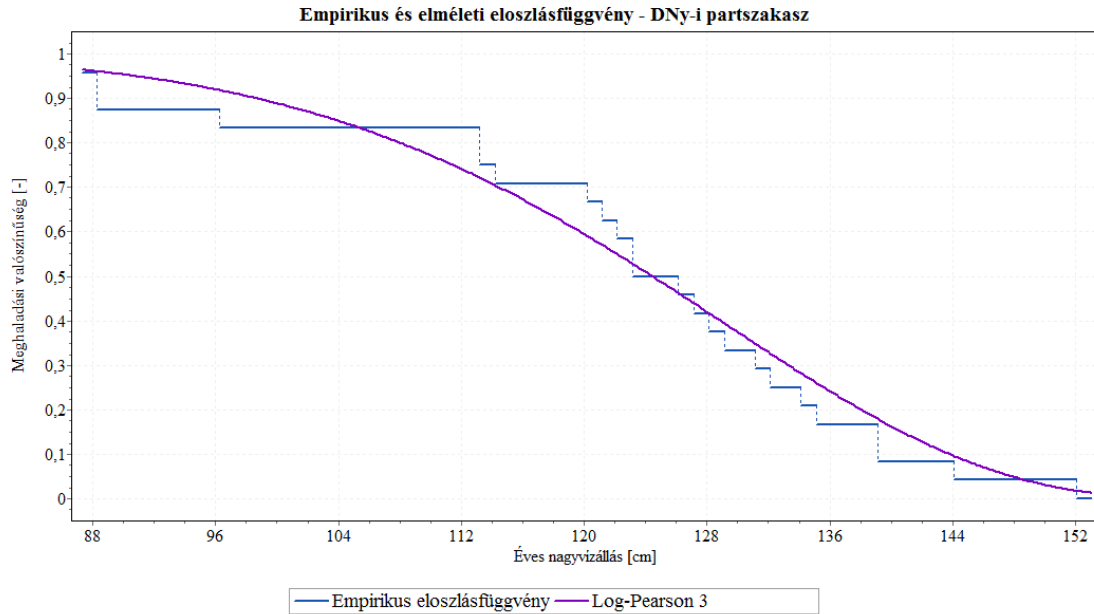
Futtatás száma	Futtatás kezdete	Futtatás vége
1. futtatás	1992. 01. 01. 0:00	1998. 01. 01. 0:00
2. futtatás	1998. 01. 01. 0:00	2004. 01. 01. 0:00
3. futtatás	2004. 01. 01. 0:00	2010. 01. 01. 0:00
4. futtatás	2010. 01. 01. 0:00	2015. 01. 01. 0:00

Hosszú idejű futtatás feldolgozása, elemzése

A 24 évet tehát négy részben futtattuk, egyidejűleg négy számítógépet felhasználva. A futtatási idő 5 perces lépésközzel így is közel 12 órára adódott.

A hat éves intervallumokat tovább bontottuk éves időszakokra, ügyelve a szökőévekre is. Megállapítottuk évenként a vízmércék helyein és a parti sávon is az éves nagyvízállásokat. Ezután a korábbi fejezetekben ismertetett módon elméleti eloszlás függvényt illesztettünk az empirikus eloszlásfüggvényre. Következő lépésként a $p=3$

10%-os meghaladási valószínűséghez tartozó vízállásokat olvastuk le. A partszakasz és a vízmércék esetén is a Log-Pearson 3 elméleti eloszlás függvényt használtuk a jó illeszkedés miatt (**19. ábra**).



19. ábra - A DNY-i parti sáv modellezett éves maximális vízállásainak empirikus és elméleti eloszlásfüggvénye a hosszú idejű futtatás során 1992-2015 között (meghaladási valószínűséggel kifejezve)

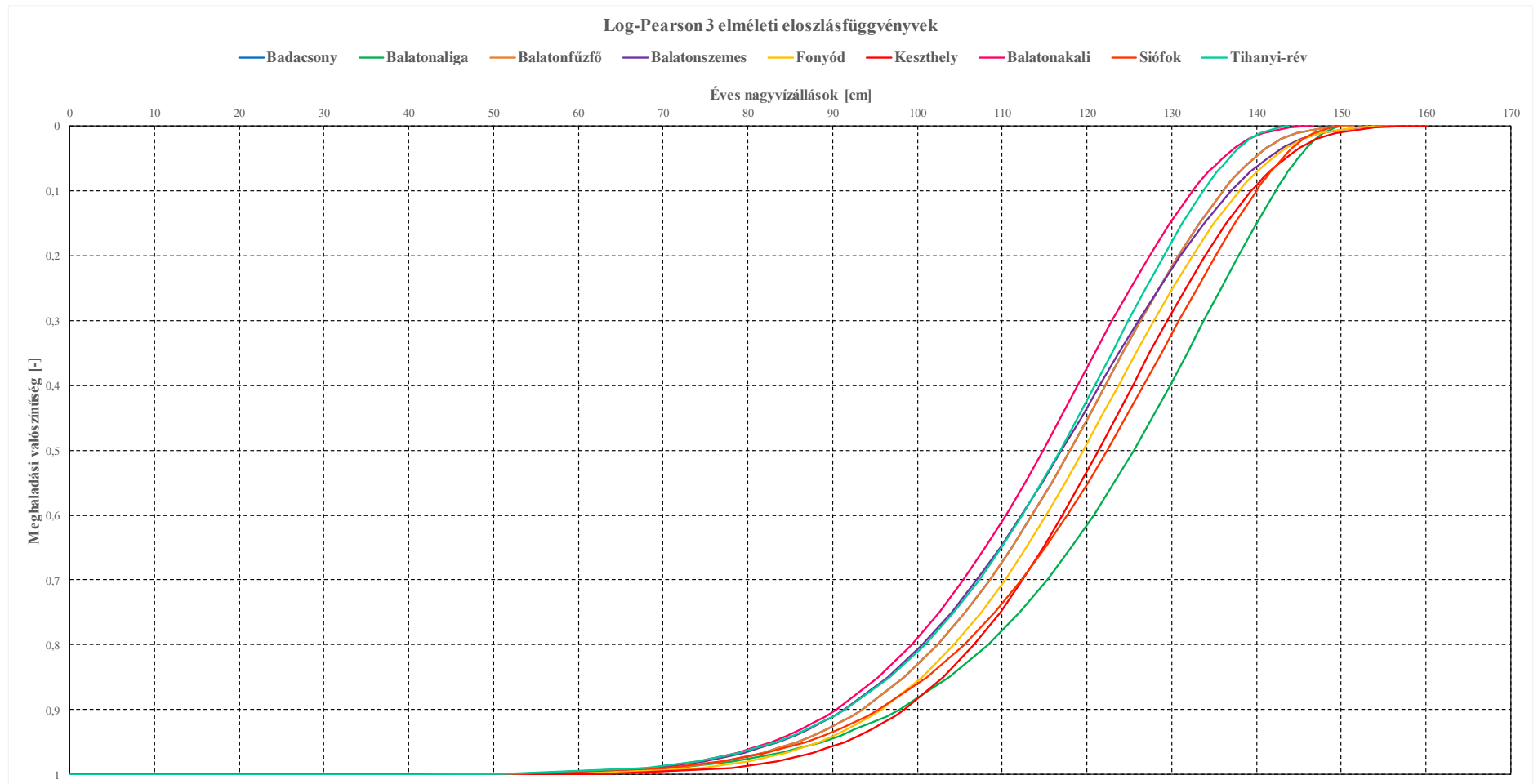
Elsőként a DNY-i partszakasz eloszlás függvényét állítottuk elő, majd leolvastuk a valószínűségekhez a vízállásokat, melyeket a következők:

- 💧 NV_{3%} esetén: 150,06 cm
- 💧 NV_{10%} esetén: 143,78 cm

A vízmércékhez tartozó vízállásokat a **6. táblázat** foglalja össze.

6. táblázat - A meghaladási valószínűségekhez tartozó éves nagyvízállások a modellezett eredményekből 1992-2015 között (cm-ben kifejezve)

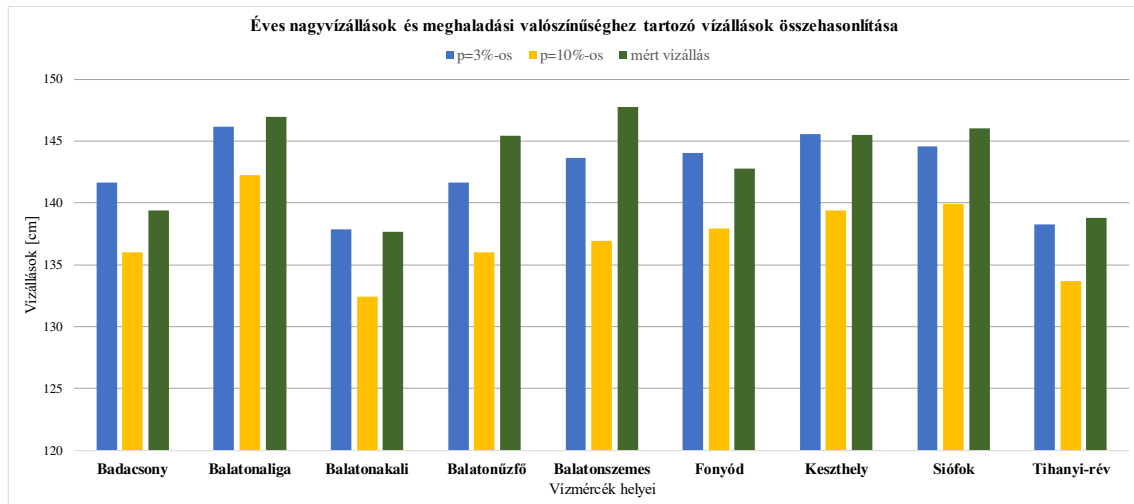
Valószínűségek		
Vízmérce	3%	10%
<i>Badacsony</i>	142	136
<i>Balatonaliga</i>	146	142
<i>Balatonakali</i>	138	132
<i>Balatonfűzfő</i>	142	136
<i>Balatonszemes</i>	144	137
<i>Fonyód</i>	144	138
<i>Keszthely</i>	146	138
<i>Siófok</i>	145	140
<i>Tihanyi-rév</i>	138	134



20. ábra - A vízmércék modellezett éves maximális vízállásainak Log-Pearson 3 elméleti eloszlásfüggvénye a hosszú idejű futtatás során 1992-2015 között (*meghaladási valószínűséggel kifejezve*)

Modellezés összegzése

A modell a hosszú idejű futtatás során sikeresen lefutott. A korábbi fejezetekhez hasonlóan statisztikai elemzés segítségével megállapítottuk a 3 és 10 %-os meghaladási valószínűséghez tartozó vízállásokat a DNY-i part mentén és a tó összes vízmércéinél is. A vízmércék modellezéséből és leolvasásából származó eredményeit összehasonlítottuk. Megállapítható, hogy a modellezett nagyvízállásokat a 1992-2000 közötti időszak jelentősen befolyásolta. A mért és modellezett vízállások összehasonlítását a *0. fejezet* tartalmazza. Ezt követően pedig a DNY-i part menti nagyvízállások segítségével megkezdük az elöntési térképek meghatározását.



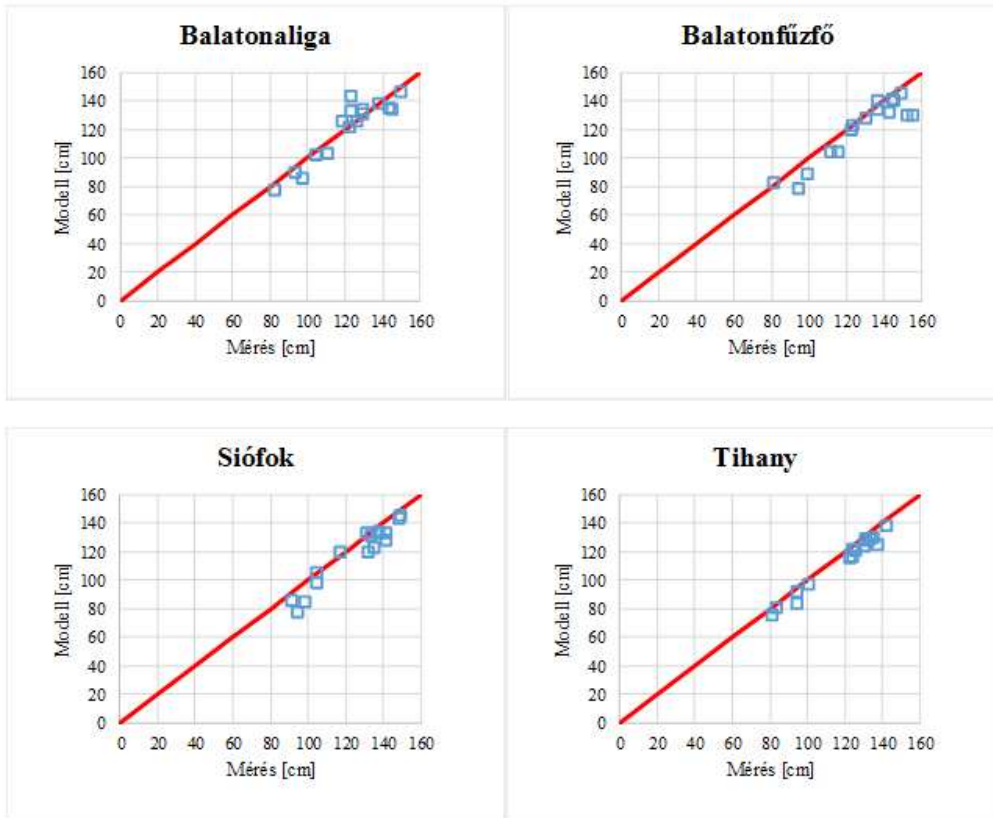
21. ábra - A mért éves nagyvízállások és a modellezés során megkapott eredményekből előállított meghaladási valószínűségekhez tartozó nagyvízállások összehasonlítása (1992-2015)

Nagyvízállások összehasonlítása

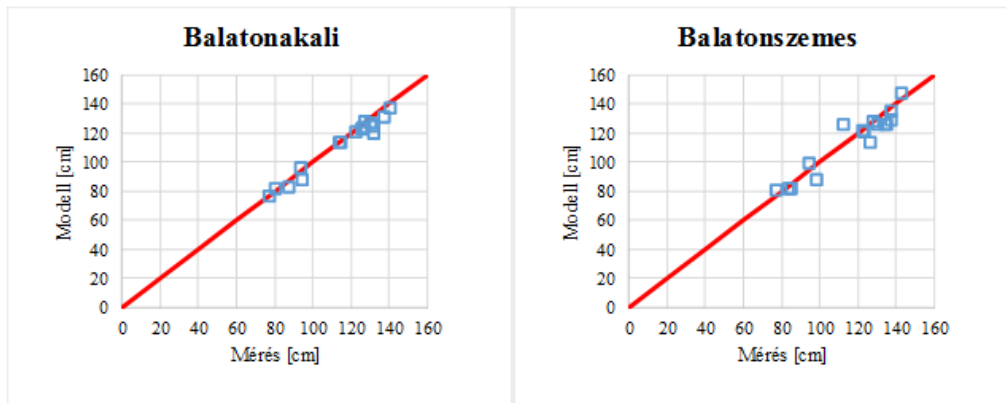
A tanulmány készítése során összehasonlítottuk a leolvasásokból és a modellezésből meghatározott nagyvízállásokat is. A mért vízállások vizsgált időszaka 2000-tól 2015-ig, a modellezetté pedig 1992-től 2015-ig tartott.

Mindkét esetben az empirikus eloszlásfüggvényre Log-Pearson 3 elméleti eloszlásfüggvényt illesztettük, majd leolvastuk a keresett valószínűségekhez tartozó vízállásokat. Az eredményekből megfigyeltük, hogy a modellezés esetén NV_p -ek kisebbekre adódtak. Mivel a két időszak nem egyezett, ezért megvizsgáltuk ugyanazt az időtartamot (2000-2015) is. Ennél a vizsgálatnál a mért és modellezett adatok átlagtól való eltérését, tehát a szórását vizsgáltuk. Az eredmények azt mutatták, hogy a vizsgált időszakban már csak pár vízmérce esetén volt nagyobb eltérés a két módszer között, ez átfogóan igazolja a 2D modellezés pontosságát.

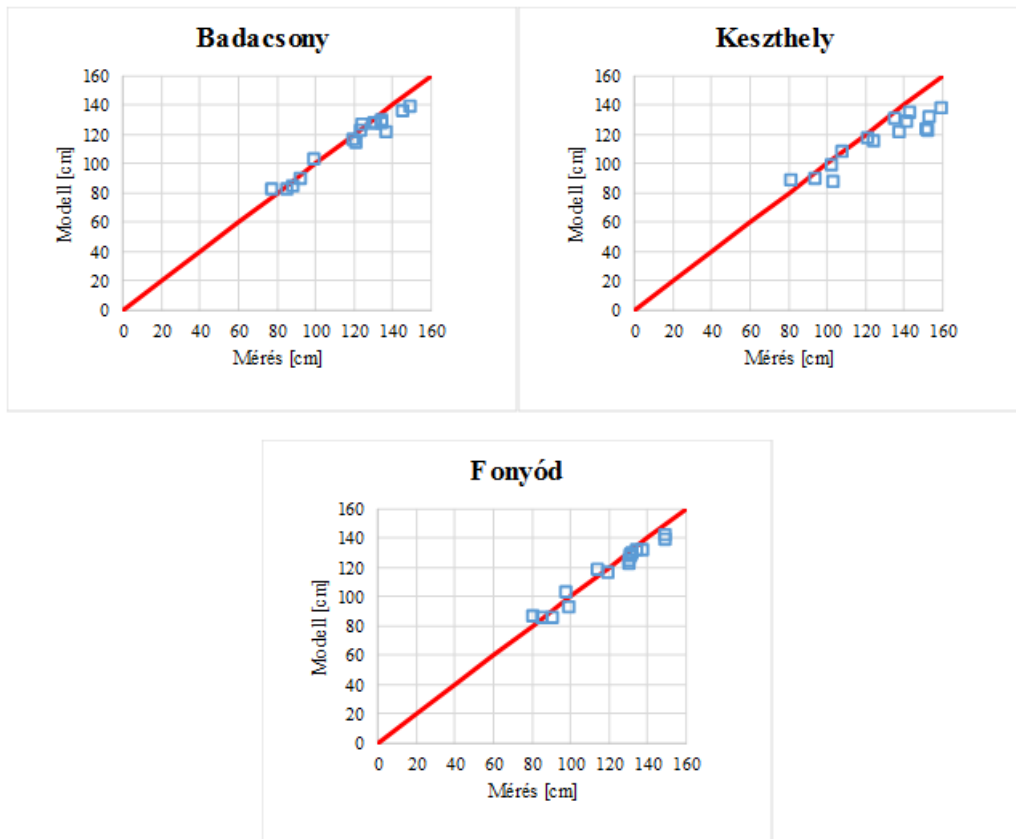
A Balatonpart árvízi elöntési térképe



22. ábra - A Balaton keleti részén található vízmércék mért és modellezett nagyvízállásainak összehasonlítása 1992-2015-ig



23. ábra - A Balaton középső részén található vízmércék mért és modellezett nagyvízállásainak összehasonlítása 1992-2015-ig



24. ábra - A Balaton nyugati részén található vízmércék mért és modellezett nagyvízállásainak összehasonlítása 1992-2015-ig

A szórás vizsgálatát az elméleti eloszlásfüggvények összehasonlításával ellenőriztük le. Az ellenőrzés is igazolta, hogy ezt a 16 éves időszakot vizsgálva a leolvasott és modellezett adatok között csak pár vízmérce esetén volt lényegesebb különbség. Ebből arra következtettünk, hogy a 24 év vizsgálata során az 1992-2000-es időszak nagyvízállásai jelentősen befolyásolták a modellezés eredményeit.

Kapott eredmények megjelenítése

A lézerszkennelés

A távérzékelés egyik speciális eljárása a lézerszkennelés (LiDAR= **L**ight **D**etection **a**n **R**anging) A lézerszkennelés történhet földről vagy levegőből. Az említett eljárás nem képet, hanem pontfelhőt hoz létre.

„A légi lézerszkennelés során a repülőeszközön elhelyezett szenzor lézersugárra pásztázza a felszínt, rögzíti a visszaverődéseket, majd a szenzor helyének és helyzetének, valamint a lézersugár irányának és utazási idejének ismeretében előállítja a terület térbeli pontfelhőjét.” (Lovas T., Berényi A. - 2011)

A légi lézerszkennelés technológiáit a szenzorok alapján csoportosíthatjuk. A szenzorok által használt lézer eltérítő mechanizmusa befolyásolja a pontfelhőt (mintázat, sűrűség, homogenitás). A szenzorok lehetnek tükrös vagy fix beépítési szenzorok.

A lézerszkennelésre nincsenek hatással a fényviszonyok, – akár éjszaka is lehet alkalmazni – valamint az árnyékok nem befolyásolják az mért eredményeket. Viszont fontos, hogy megfelelően legyenek kiválasztva a felmérés körülményei, ugyanis a kedvezőtlen légköri és időjárási viszonyok megnehezítik a munkát. A lézerszkennelés során

a pontfelhő poláris geometriával írható le, mivel a szenzor irányt és távolságot mér. A repülési és keresztirányú pontsűrűség eltérő. Az irányszögek és a távolságok segítségével a pontoknak koordinátákat lehet adni. A lézert bizonyos anyagok, színek kevésbé verik vissza a hullámhossz függvényében [9].

A lézerszkenneléssel akár 20-30 pont/m²-es pontsűrűséget is el lehet érni, de bizonyos felméréseknél ennek a töredéke is elég. A terepi pontok sűrűsége függ:

- a repülési sebességtől,
- a lézersugár kibocsátási frekvenciától,
- a szkennelési frekvenciától és a nyílásszögtől.

Az itt felhasznált digitális terepmodell a 2014-es partvonalfelmérésnek az adatait összegezve készült. A lézerszkenneléssel előállított adatrendszert geodéziai pontossággal mért földi illesztőpontokhoz képest ellenőrizték, majd TerraScan Terramodeller szoftverrel osztályozták Földfelszín, alacsony növényzet, közepes növényzet, magas növényzet, épületek, zaj kategóriákba. A pontok térbeli helyzetének hibája átlagosan 0.018 m, vagyis kevesebb, mint 2 cm. A digitális felszínmodell készítésénél a földfelszín, valamint az épületek pontjait vettük figyelembe, és ezekre illesztettünk raszteres felületet Moving Planes módszerrel (Pfeifer 2014).

Az eredmények feldolgozás GIS-eljárással és térképen való ábrázolása

A modellezés során kapott eredmények vizuális megjelenítéséhez a QGIS programot használtuk. A modellezés során definiált partszakaszról rendelkezésünkre állt a lézerszkennelésből származó felület, melynek felhasználásával előállítottuk a modellezés során meghatározott NV_p vízszintek magasságának megfelelő felületeket. A következő lépés az elöntött területek meghatározása volt. Ezeknek az előállításához a parti terepfelületeket kivontuk a vízszintekhez tartozó felületekből. Ennek eredményeként létrejöttek a különbség térképek, melyek segítségével meghatározható az elöntésre kerülő terület nagysága és az elöntéshez tartozó vízmélység megoszlása. A két visszatérési időnél közel hasonló eredmény született. A 10 éves visszatérési idő esetén a vizsgált terület 23%-a kerül víz alá, míg a 33,3 éves visszatérési idő esetén ehhez képest csupán 2%-os növekedés figyelhető meg.

A különbség a kiöntési zónák között van (**25. ábra**) (sárga - 10%. vörös – 3%). A legnagyobb eltérés a 0,25-0,5 m közötti vízmélység tartományában figyelhető meg. A 33 éves visszatérési idő esetén 2 % a 0,25-0,5 m-es vízmélységgel elöntött terület, míg a 10 éves visszatérési idő esetén pedig ez az érték 1,1%-ra adódott. Természetesen ezek az arányok csak egymáshoz viszonyítva értelmezhetők, hiszen a GIS-ben vizsgált terület határait önkényesen jelöltük ki, lehetett volna keskenyebb vagy szélesebb sáv is.



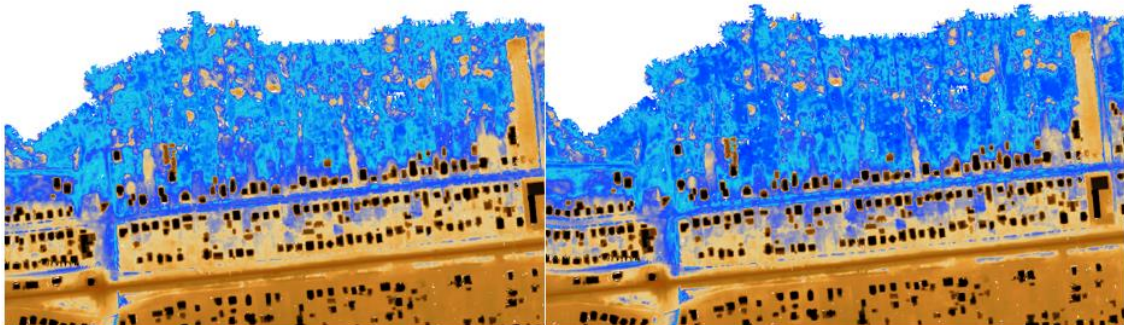
25. ábra - A különböző meghaladási valószínűséghez tartozó kiöntések

Az ábrázolás során fontos szempont volt, hogy helyesen és érthetően válasszuk meg a különböző elöntési zónák színét. Többféle elv szerint próbáltuk a megjelenítést helyesen alkalmazni. Az ábrázolásnál figyelembe vettük, hogy pontosan mit is szeretnék az adott térképpel közölni. Mivel a vizsgált területen a Balatonmárfürdő és Balatonfenyves közötti területen jelentősebb az elöntés, így a következőkben ezekre a részekre koncentráltunk (26. ábra). A 26. ábra jobb oldalán látható kék színnel definiált elöntési zónát figyelmen kívül hagytuk, melynek okáról a későbbiekben lesz szó.

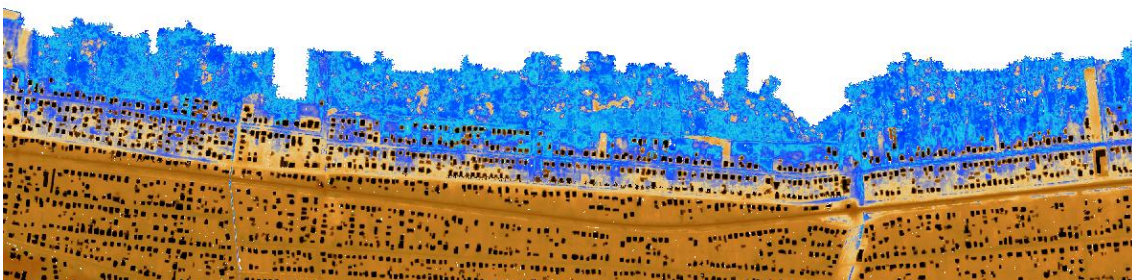


26. ábra - A DNy-i part sávon belül vizsgált terület (Balatonmárfürdő és Balatonfenyves közötti rész)

A különbség térképeket vízmélység szerint színeztük be, az elöntött területekre koncentrálván. Itt elsősorban az elöntött terület nagyságának a megjelenítése volt a célunk. Ennek érdekében a zónákat a kék szín árnyalataival jelenítettük meg. A száraz területeket barnával definiáltuk, a házak pedig a fekete színt kapták (27. ábra és 28. ábra).



27. ábra - A kiöntött területek változása Balatonmárfürdő-alsónál (bal oldal $p=10\%$, jobb oldal $p=3\%$ esetén)

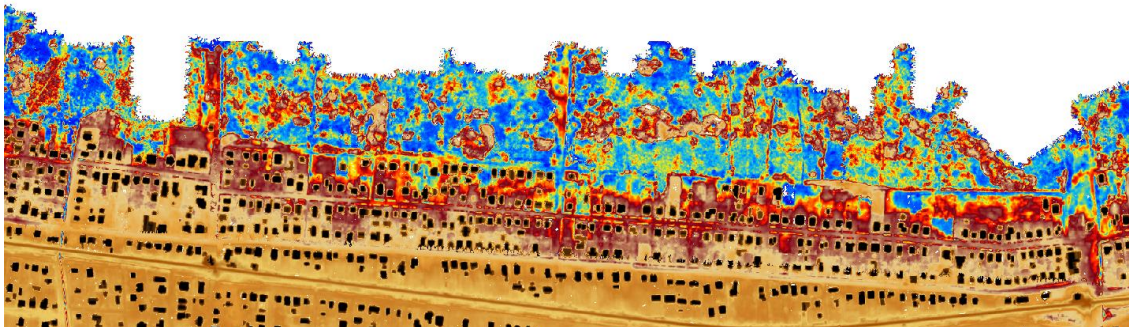


28. ábra - Elöntési terület alakulása Balatonmárfürdőnél $p=3\%$ esetén

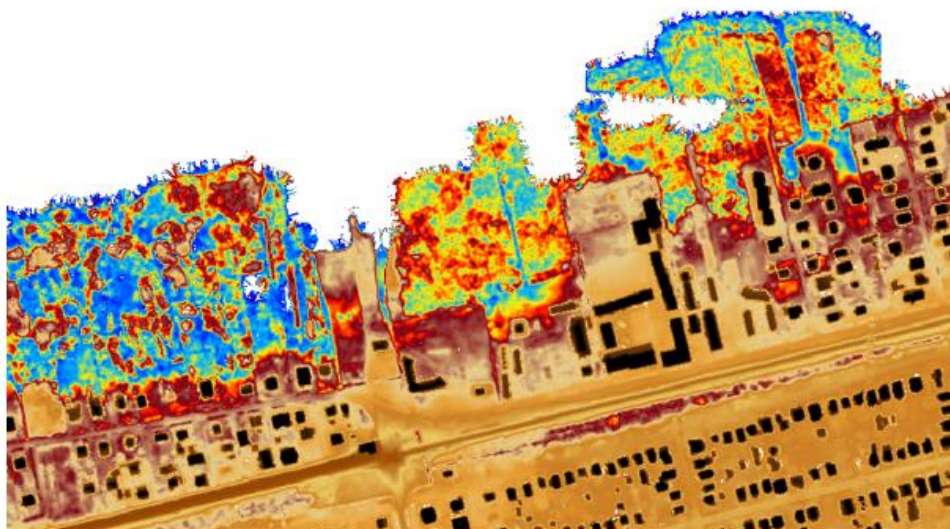
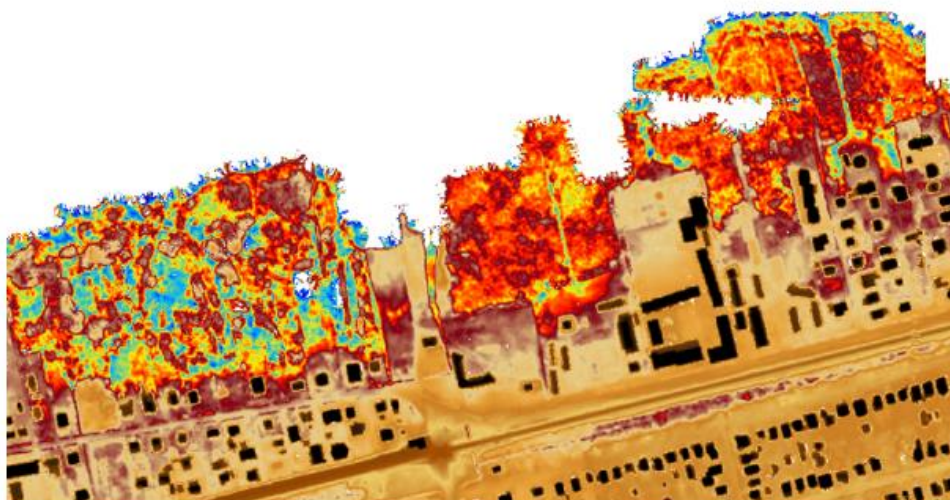
Miután beazonosítottuk, hogy mely területek lesznek vízzel borítottak, felállíthatunk egy veszélyeztetettségi színskálát. A veszélyeztetettségi térképet kétféle elv szerint készítettük el. Elsőként egy olyan ábrázolási módot alkalmaztunk, ami a vörös színtől indulva jelzi a kritikus területeket. A szárazabb részek világosabb sárgás-zöldes színnel jelennek meg. Ennél a verziónál azokra területekre koncentráltunk, ahol nagyobbak az elöntési zónákban a vízmélységek.

A Balatonpart árvízi elöntési térképe

A második ábrázolás során pedig az elöntési terület szélére összpontosítottunk, hogy látható legyen, meddig tart az adott kiöntési zóna határa. A part felőli száraz rész vörös színtől indul. A vízmélység függvényében a színskála a kék színig halad (29. ábra és 30. ábra).



29. ábra - Kiöntési zónák alakulás Balatonmáriafürdőnél $p=3\%$ esetén

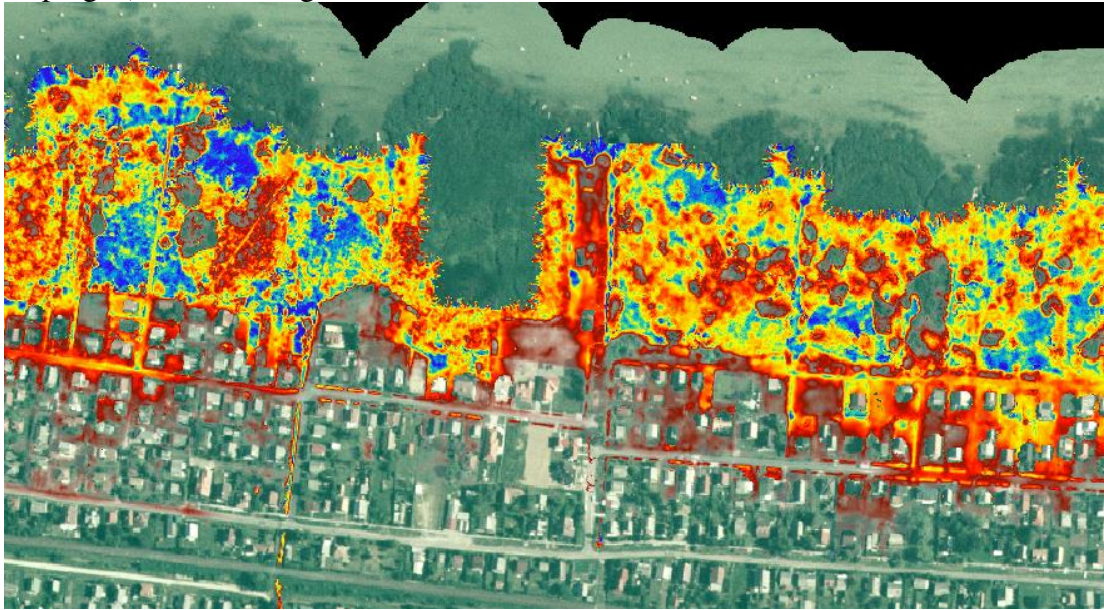


30. ábra - Kiöntési zónák változása Balatonfenyves-alsónál (felső kép: $p=10\%$, alsó kép: $p=3\%$ esetén)

Az elkészített felületek alá helyeztük az ortofotókat, a színezésen halványítva jól látható, hogy a valóságban ténylegesen mely területek kerülnek elöntésre (31. ábra).

A térképek alapján általánosságban elmondható, hogy Balatonmáriafürdőtől Balatonfenyvesig nagyobbak az elöntött területek. Balatonfenyves és Fonyód között hirtelen csökken a vízzel borított terület nagysága. A feldolgozás során megállapítottuk, hogy

elsősorban a strandok és a parthoz közeli egy-két utca kerül víz alá. Közintézményt nem fenyeget az árvíz, viszont a part közeli kiszolgáló létesítmények (például: éttermek, kempingek) védelméről gondoskodni kell.



31. ábra - Kiöntés ábrázolása ortofotó segítségével Balatonmáriafürdőnél $p=3\%$ esetén

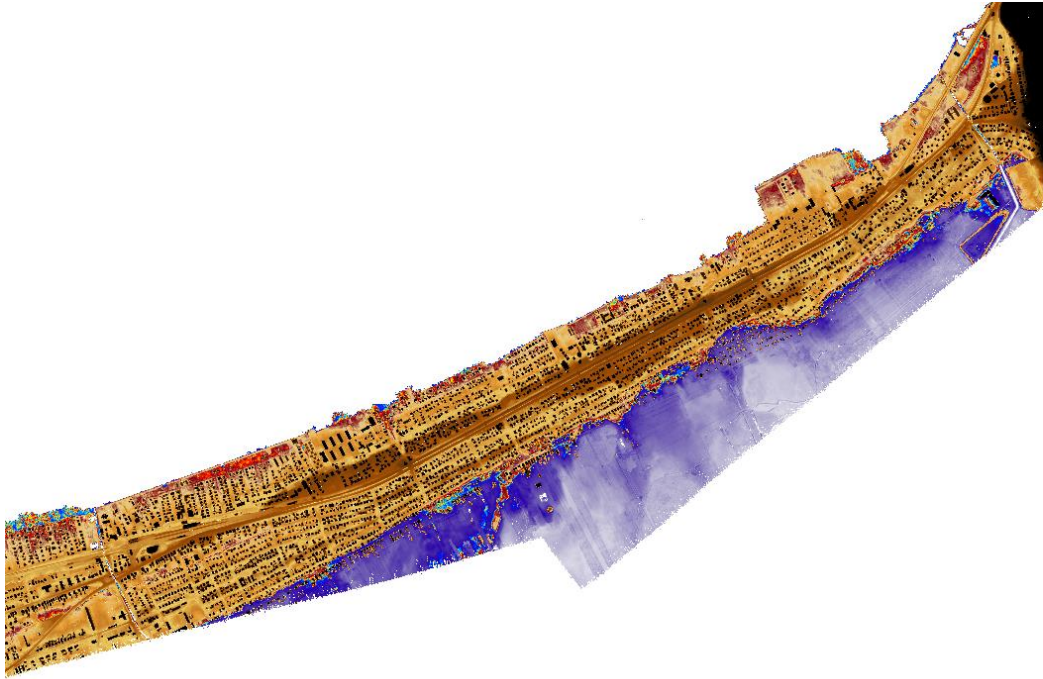
Ha nem áll rendelkezésre ortofotó az adott területről, az előállított térképet akár a Google Earth Pro segítségével is kiválóan be lehet mutatni (32. ábra). Ehhez a Google Earth-nek megfelelő koordináta rendszert (WSG84) kell beállítani, majd az elmentett .tif fájl koordináta helyesen be lehet importálni az alkalmazásba. Ez a megoldás lehetővé teszi a térképek szabad felhasználását.



32. ábra – Példa a kiöntési zónák ábrázolása Google Earth-ben Balatonmáriafürdőnél

A Balatonpart árvízi elöntési térképe

A feldolgozás során jól látható, hogy Balatonfenyves egy turzásra épült, tőle délre egy alacsonyabban fekvő vizenyős terület (az ún. berek) húzódik, ami az algoritmusunk alapján elöntésre került annak ellenére, hogy a turzás ezt megakadályozta volna. Ennek a déli övezetnek a vizsgálata nem volt része jelen tanulmánynak, már csak azért sem, mert a berek domborzati modellje illetve a csatornára vonatkozó információk, műtrágyainak adatai nem álltak rendelkezésünkre. Mivel az említett terület nagymértékben elöntésre kerül, további vizsgálatokat, elemzéseket javasolunk, amihez valószínűleg hidrodinamikai modellezés is kell.



33. ábra - Balatonfenyves déli részénél található berek

A következő oldalakon a korábban említett Balatonmáriafürdő és Balatonfenyves közötti terület elöntési térképei szerepelnek (

34. ábra,

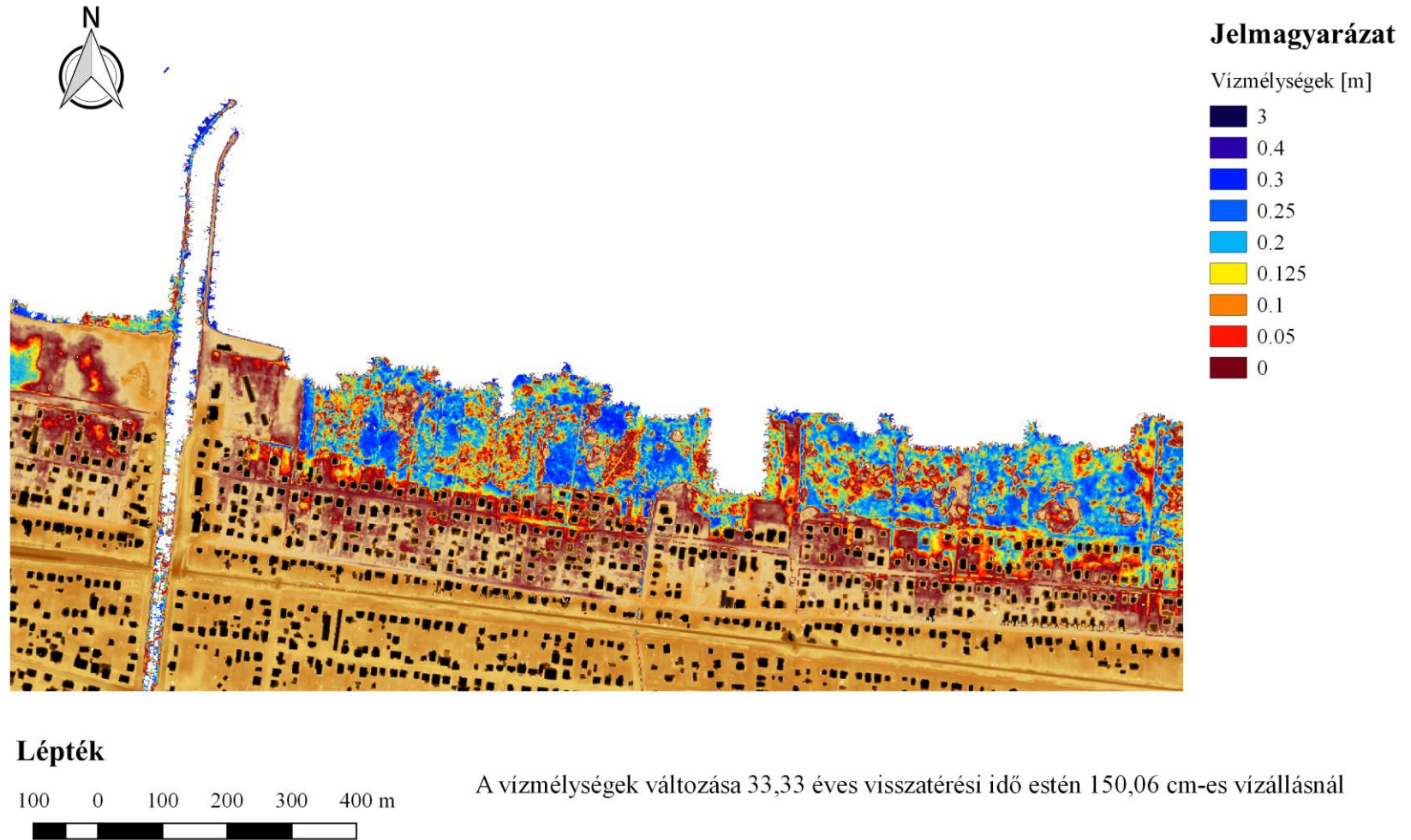
35. ábra,

36. ábra,

37. ábra,

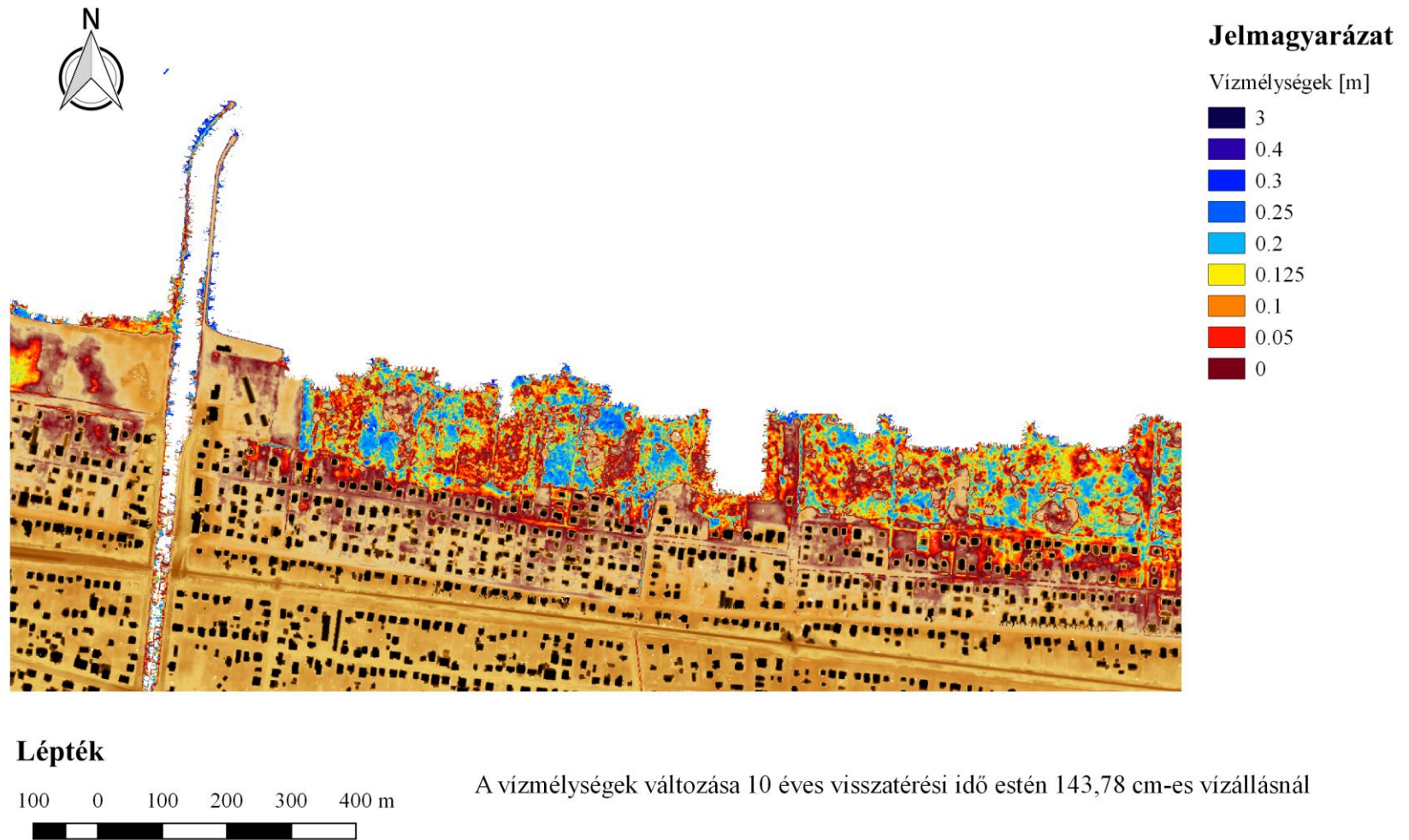
38. ábra és

39. ábra)

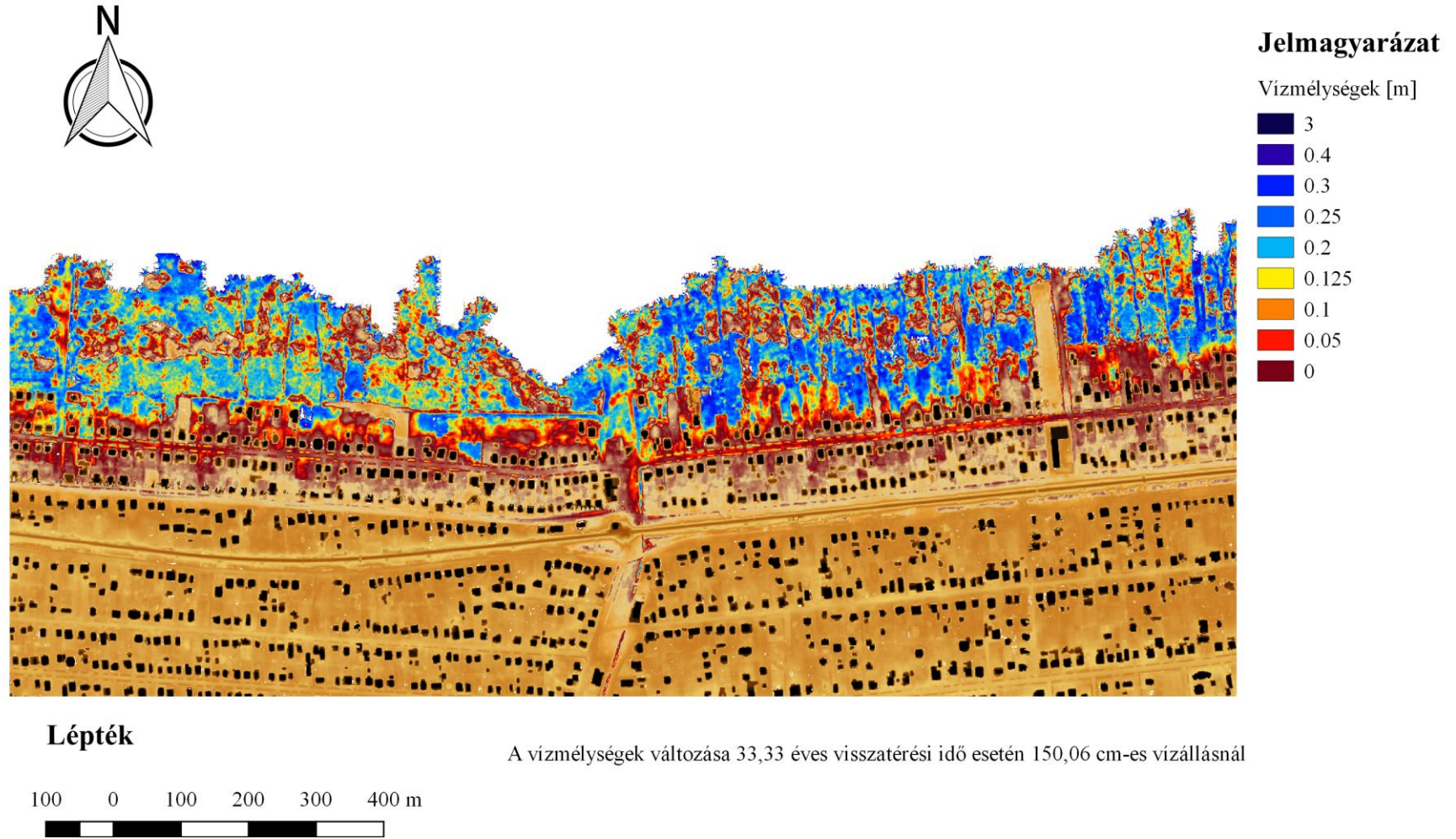


34. ábra - A kiöntési zónák a $p=3\%$ -os meghaladási valószínűség esetén Balatonmáriafürdőnél a Bernáth Aurél sétány és a Polgár utca között

A Balatonpart árvízi elöntési térképe



35. ábra - A kiöntési zónák a $p=10\%$ -os meghaladási valószínűség esetén Balatonmáriafürdőnél a Bernáth Aurél sétány és a Polgár utca között



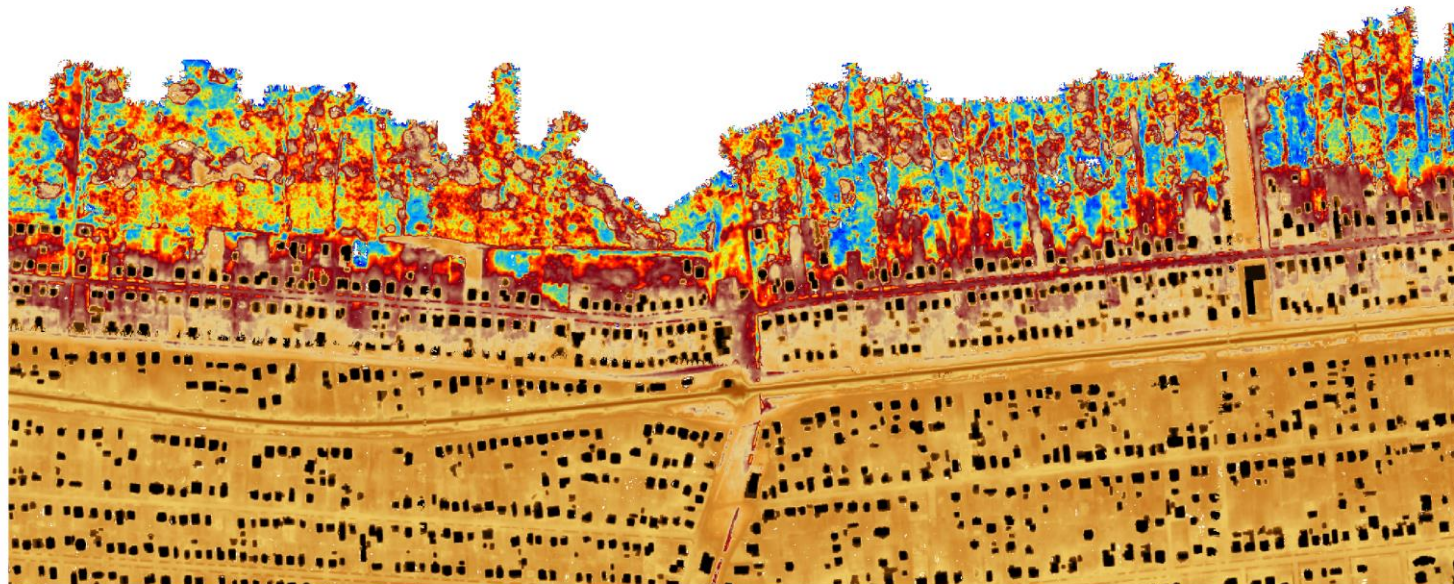
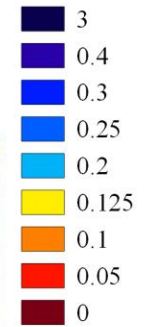
36. ábra - A kiöntési zónák a $p=3\%$ -os meghaladási valószínűség esetén Balatonmáriafürdőnél a Polgár és a Sirály utca között

A Balatonpart árvízi elöntési térképe



Jelmagyarázat

Vízmélységek [m]

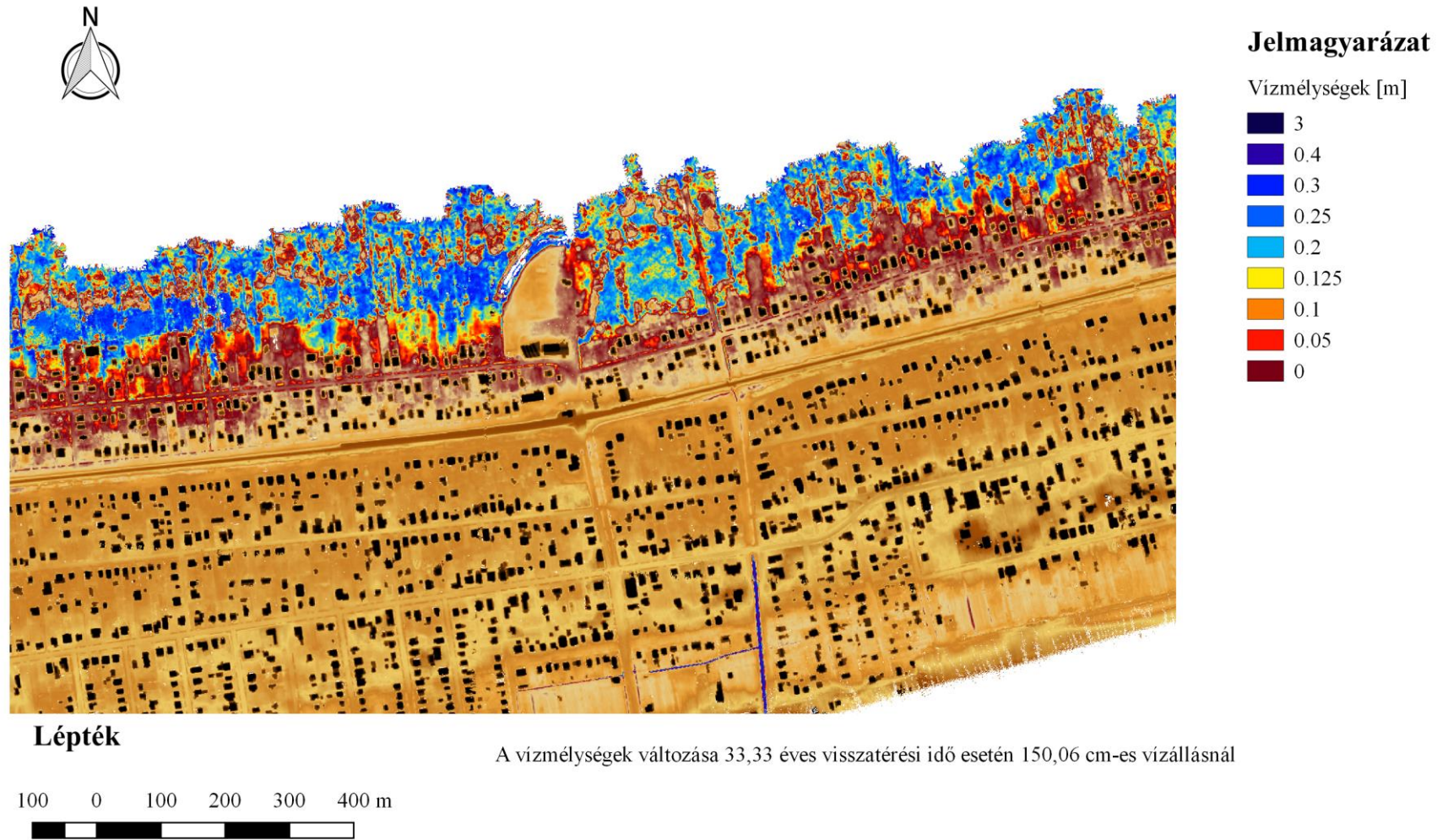


Lépték



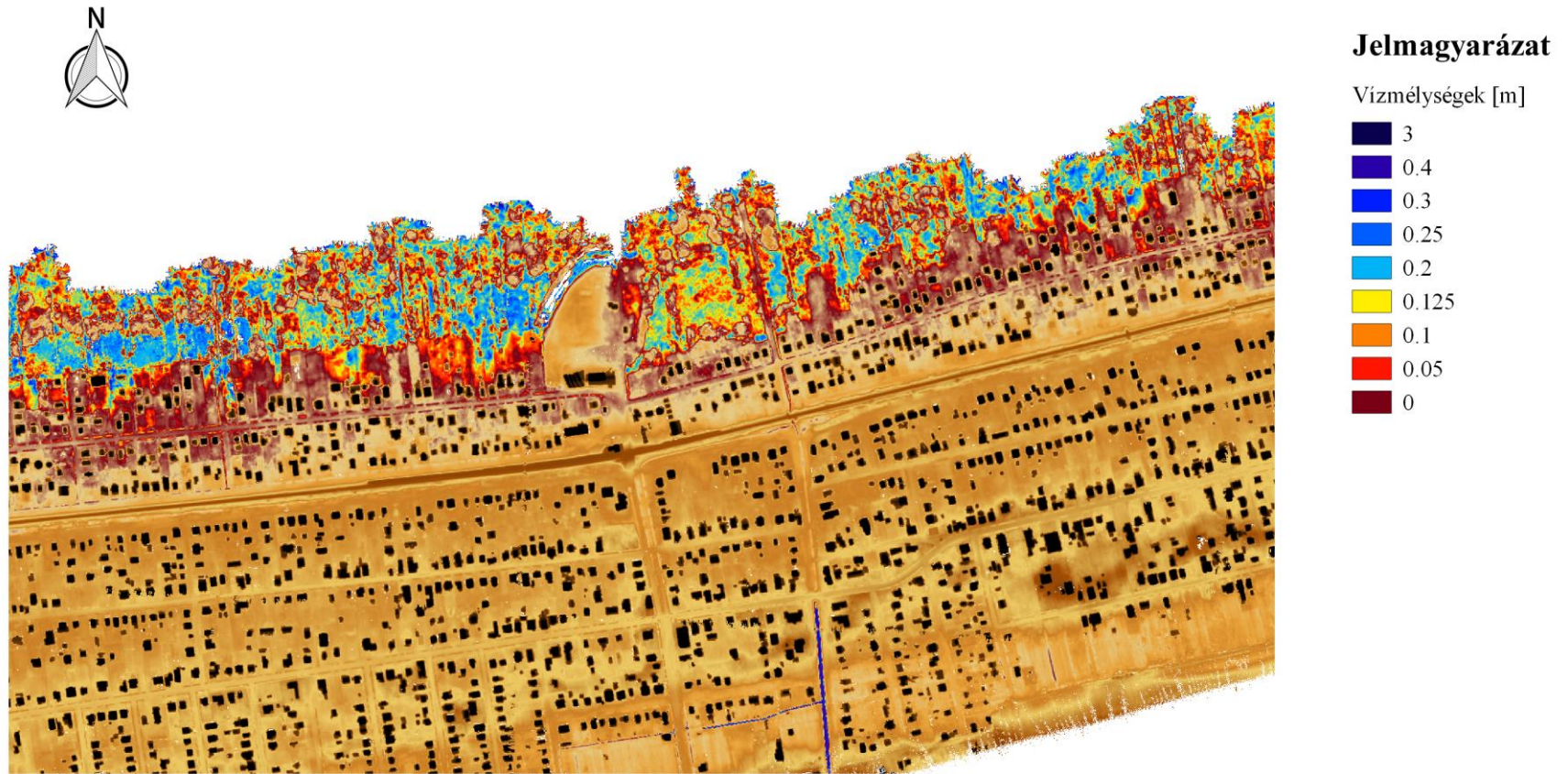
A vízmélységek változása 10 éves visszatérési idő esetén 143,78 cm-es vízállásnál

37. ábra - A kiöntési zónák a $p=10\%$ -os meghaladási valószínűség esetén Balatonmáriafürdőnél a Polgár és a Sirály utca között



38. ábra - A kiöntési zónák a $p=3\%$ -os meghaladási valószínűség esetén Balatonmáriafürdő-alsó és Balatonfenyves-alsó között

A Balatonpart árvízi elöntési térképe



Lépték

A vízmélységek változása 10 éves visszatérési idő esetén 143,78 cm-es vízállásnál



39. ábra - A kiöntési zónák a $p=10\%$ -os meghaladási valószínűség esetén Balatonmáriafürdő-alsó és Balatonfenyves-alsó között

Az eredmények ökológiai hatása

A vízállások nagymértékű változása nemcsak az árvízi kockázatot vonja maga után, hanem az élővilágra is jelentős hatással van.

A Balaton mentén 110 km hosszban nádasok találhatóak, melyek szélessége változó. (Herodek és mtsai, 2009.) Számos kutatás született a nádasok pusztulásáról. Zlinszky András és munkatársai (2008) vizsgálták azokat a különböző vízállásokat, ahol a parti zóna és a nyíltvíz területe változik. „*A parti öv az a terület, ahol a növények növekedéséhez elegendő fény éri el a feneket.*” (Zlinszky A. és mtsai, 2008.). A parti zóna alsó (hínárosok) és felső (nádasok) zónából áll.

Minél nagyobb a vízállás, annál kisebb a parti zóna. Ez nádpusztulást eredményezhet, hiszen a nádszálak növekedéséhez szükséges fény nem jut le a mederfenékig.

A Balaton partvonalára egyrészt partvédő művekkel ellátott, másrészt a lakosság által szinte teljesen beépített. Emiatt a nádasok nem tudnak feljebb húzódni a parton magas vízállás esetén. Ez szintén a nádpusztulást segíti elő.

A partmenti nádasok területfoglalása szempontjából a fordított eset is igaz, tehát a kis vízállás nagyobb teret enged a nádasok terjeszkedésének. Éppen ezért a nádasok ökológiai állapotát a kisvizek is nagyban befolyásolhatják. A tanulmányban meghatározott nagyvízállásokhoz hasonló módon meg lehetne vizsgálni a kisvizek előfordulási valószínűségét és várható értékét is. Ezen vízállások mederre történő vetítésével meg lehetne határozni azon szárazra kerülő területeket, ahol a nádasok növekedésére lehet számítani.

Megállapítható tehát, hogy az árvízi védekezés és a nádasok ökológiai körülményei egymással ellentétesek. Az árvízvédelem szempontjából a nagy vízállások ismerete a szükséges, míg a nádasok növekedése szempontjából a kisvízállások a jelentősek.

Ezen célok ugyan eltérő érdekeket szolgálnak, de az általuk felvetett problémák (árvíz, nádaspusztulás) megoldásához egyaránt a Balaton vízszintjének helyes meghatározása szükséges. A hatékony intézkedéshez a két tudományterület együttműködése létfontosságú, mely során meg lehetne határozni egy olyan szabályozott vízszintet, mely által minimalizálhatók az árvízkarok, ugyanakkor a partmenti nádasok számára is biztosítottak a megfelelő életkörülmények.

Összegzés

A tanulmány célja a Balaton egy meghatározott parti szakaszának az árvízi elöntési térképének előállítás volt. A térkép kiöntési zónáinak a meghatározása különböző várható (33,33 és 10 éves) visszatérési időkhöz tartozó vízállásokon alapult, melyekhez tartóan meghatároztuk a megfogalmazott visszatérési időkhöz tartozó nagyvízállásokat.

A nagyvízállásokat elsőként a vízmércékről leolvasott adatokból állítottuk elő statisztikai elemzés segítségével. A vízmércék adatsorából meghatároztuk az éves nagyvízállásokat (NV_p). Ezen vízállásokhoz tartóan előállítottam a Log-Pearson 3 elméleti eloszlásfüggvényeket. A függvény segítségével pedig leolvastam a $p=3$ és 10 %-os meghaladási valószínűséghez tartozó vízállásokat.

A nagyvízállásokat hosszú idejű modellezéssel is előállítottuk a szél és a vízkészletváltozás idősorainak együttes figyelembe vételével. A futtatás után ennél a módszernél is meghatároztuk ugyanazokkal a statisztikai eszközökkel a nagyvízállásokat, majd szintén a Log-Pearson 3 elméleti eloszlásfüggvényt használtuk fel a $p=3$ és 10 %-os meghaladási valószínűséghez tartozó vízállások meghatározásához. Nemcsak a vízmércék helyénél, hanem a Nyugati-övcatorna és a Fonyódi-hegy között definiált parti sáv mentén is megállapítottuk a nagyvízállásokat.

A Balatonpart árvízi elöntési térképe

A modellezett és a leolvasásokból származó nagyvízállásokat összehasonlítottuk, majd megállapítottuk, hogy a modellezett vízállások esetén a 1992-2000-es időszak hozzáadása a 2000-2015-öshöz jelentősen befolyásolta az eredményeket. Ez azt mutatja, hogy a modellezésnek igenis fontos szerepe van az idősorok kiterjesztésében, az időben változó üzemrend figyelembe vételével.

7. táblázat - Nagyvízállás eredményeinek összefoglalása

Nagyvízállás eredmények [cm]				
Vízmerce	Mért NV _p -k (2000-2015)		Modellezett NV _p -k (1992-2015)	
	p=3%	p=10%	p=3%	p=10%
<i>Badacsony</i>	158	147	142	136
<i>Balatonaliga</i>	154	145	146	142
<i>Balatonakali</i>	150	141	138	132
<i>Balatonfüzfő</i>	164	155	142	136
<i>Balatonszemes</i>	158	147	144	137
<i>Fonyód</i>	158	147	144	138
<i>Keszthely</i>	179	164	146	138
<i>Siófok</i>	158	147	145	140
<i>Tihanyi-rév</i>	151	142	138	134

A tanulmány utolsó része a térinformatikai ábrázolás volt. Ennek értelmében a modellezett nagyvízállásokat a DNY-i part mentén QGIS nevű program segítségével ábrázoltuk. Meghatároztuk a különböző meghaladási valószínűségekhez tartozó elöntési zónákat, majd megfelelő árnyalás segítségével ábrázoltuk azokat. A legnagyobb elöntési terület a p=3%-os meghaladási valószínűség esetén jelentkezik.

A végeredményekből megállapítottuk, hogy Balaton vízmozgása, vízszintje nem csak az épített környezetre gyakorolt hatása jelentős, hanem az ökológiai állapotot is befolyásolja. A károk enyhítésére a két szakterület együttműködése szükséges.

Irodalom

- [1] VIRÁG ÁRPÁD: A Balaton múltja és jelene (Egri Nyomda Kft., Eger, 1998, ISBN: 9630-9060-21-6)
- [2] VIRÁG ÁRPÁD: A Sió és Balaton közös története 1055-2005 (Közlekedési Dokumentációs Kft., Budapest, 2005, ISBN: 963-229-165-4)
- [3] KRAVINSZKAJA GABRIELLA: A Kyrill viharciklon hatása és lecsengése a Balatonon (Léggör, 52. évf. 2007. 2. szám, 9-11. o.)
- [4] KRAVINSZKAJA GABRIELLA: A Balaton kilendülése a Kyrill viharciklon hatására 2007. január 18-19. (Hidrológiai Közöny, 2008, 88. évf. 3. szám 61-64. o.)
- [5] MUSZKALAY LÁSZLÓ & STAROSOLSZKY ÖDÖN: A szél hatására létrejövő mozgások a Balatonon (Hidrológiai Közöny, 1964, 44. évf. 8. szám 337-380. o.)
- [6] MUSZKALAY LÁSZLÓ: A Balaton hossz- és keresztirányú kilendülésének mértéke (Hidrológiai Közöny, 1966, 46. évf. 11. szám 505-508. o.)
- [7] KORIS KÁLMÁN: Hidrológia II. – Műszaki hidrológia

- (Egyetemi jegyzet, BME Építőmérnöki Kar, Budapest, 2011, ISBN: 978-963-12-0752-1)
- [8] DETREKŐI ÁKOS & SZABÓ GYÖRGY: Térinformatika - Elmélet és alkalmazások (Typotex Elektronikus Kiadó Kft., Budapest, 2013, ISBN: 978-963-279-681-9)
- [9] LOVAS TAMÁS, BERÉNYI ATTILA: Távérzékelés MSc. (Egyetemi jegyzet MSc, BME Építőmérnöki Kar, Budapest, 2011)
- [10] HERODEK SÁNDOR, TÓTH VIKTOR, ZLINSZKY ANDRÁS & LUKÁCS VIKTÓRIA: Mitől pusztulnak a nádasok? (Balaton kutatásról mindenkinek, VSP Nyomda Kft., Várpalota, 2009)
- [11] HERODEK SÁNDOR, MOLNÁR GÁBOR & ZLINSZKY ANDRÁS: A balaton medrének digitális geomorfológiai vizsgálata (Hidrológiai Közlöny, 2008, 88. évf. 6. szám 239-241. o.)
- [12] SOMLYÓDY, L., HERODEK, S., & FISCHER, J., eds. (1983): Eutrophication of Shallow Lakes: Modeling and Management. The Lake Balaton Case Study. IIASA, Laxenburg, Austria, Collaborative Proceedings Series CP-83-53

Elektronikus források

(Utolsó megtekintés ideje: 2016. 12. 15.)

Magyar nyelvű

[13] <http://www2.kdtvizig.hu/>

[14]

http://www.met.hu/eghajlat/magyarorszag_eghajlata/altalanos_eghajlati_jellemzes/szel/

Angol nyelvű

[15] <http://www.mathwave.com/easyfit-distribution-fitting.html>

[16] https://adh.usace.army.mil/new_webpage/main/main_page.htm

Képek

(Utolsó megtekintés ideje: 2016. 12. 15.)

[17] http://ilovebalaton.hu/uploads/image/photo/15962/D_VG20160304015.jpg

[18] https://www.vizugy.hu/uploads/files/balaton_vizgy.JPG

[19]

<http://www2.kdtvizig.hu/WEB/KDTVIZIG/KDTWEB.NSF/e72a634350793791c1256bf0003e3260/9afc5c9e98dd8f57c1256d240047ef5c/Body/0.370?OpenElement&FieldElementFormat=jpg>

[20]

https://www.met.hu/eghajlat/magyarorszag_eghajlata/altalanos_eghajlati_jellemzes/szel/images/abra1.png

[21] <https://www.met.hu/idojaras/tavaink/balaton/>