

SZIG

682

A SZIGETKÖZ KÖRNYEZETI ÁLLAPOTÁRÓL

szerkesztették

LÁNG ISTVÁN
BANCZEROWSKI JANUSZNÉ
BERCZIK ÁRPÁD

MTA Szigetközi Munkacsoport, Budapest • 1999

A SZIGETKÖZ KÖRNYEZETI ÁLLAPOTÁRÓL

A kötet az 1999. február 10-én megtartott
konferencia anyaga alapján készült

A SZIGETKÖZ KÖRNYEZETI ÁLLAPOTÁRÓL

szerkesztették

LÁNG ISTVÁN
BANCZEROWSKI JANUSZNÉ
BERCZIK ÁRPÁD

MTA Szigetközi Munkacsoport, Budapest • 1999

Technikai munkatárs: SZEKERESNÉ CZUCZOR ZSUZSA

© MTA Szigetközi Munkacsoport, Budapest, 1999
ISBN 963 03 9932 6

Fotokész anyagról a nyomdai kivitelezést végezte:
AMULETT '98 Nyomdaipari és Szolgáltató Kft. F. v. Lajtai Ferenc

TARTALOMJEGYZÉK

Bevezetés <i>Láng István</i>	7
Környezeti kockázatok <i>Hajósy Adrienne</i>	9
Földtani monitoring a Szigetközben <i>Don György–Horváth István–Scharek Péter–Tóth György</i>	17
A felszíni és felszín alatti vizek szintváltozásainak elemzése <i>Liebe Pál</i>	35
A Felső-Dunán és a szigetközi ágrendszerben végzett medermorfológiai- és üledékvizsgálatok eredményei <i>Rákóczi László–Sass Jenő</i>	43
Szigetközi ágrendszerek mellé telepített figyelő kútszoportokból vett minták vízminőség-vizsgálati eredményeinek értékelése <i>László Ferenc</i>	53
Nehézfémek biomonitorozása a Szigetközben 1987–1996 között <i>Oertel Nándor</i>	55
Szigetközi vizek trofitása a fitoplankton vizsgálatok tükrében <i>Kiss Keve Tihamér</i>	67
Szemelvények a szigetközi algamonitoring eredményeiből (1991–1998) <i>Buczko Krisztina</i>	79
Vízi makrofiton állományok változásai a Szigetköz vizeiben <i>Ráth Tamásné</i>	87
Mederszukcessziós és nádas vizsgálatok a Szigetközben <i>Gergely Attila–Hahn István–Draskovits Rózsa–Simon Tibor–Szabó Mária– Barabás Gábor</i>	103
A vízi/vízparti mohavegetáció változása a Szigetközben (1991–1998) <i>Rajczy Miklós–Papp Beáta</i>	113
A Szigetköz malakológiai monitorozásának legfontosabb eredményei 1994-től – 1998-ig <i>Majoros Gábor</i>	119

A szigetközi halállomány változásai a bösi vízlépcső üzembe helyezése óta <i>Guti Gábor</i>	131
Változások a szigetközi haltársulásokban (1992) 1993–1998 <i>Vida Antal</i>	141
Madártani monitorozás a Szigetközben, 1998 <i>Báldi András–Moskát Csaba–Zágon András</i>	153
Vegetáció-ökológiai kutatások a Szigetközben <i>Hahn István–Gergely Attila–Draskovits Rózsa–Simon Tibor–Szabó Mária– Barabás Gábor</i>	163
A szigetközi erdészeti monitoring eredményei 1993-tól – 1998-ig <i>Csókáné Szabados Ildikó–Somogyi Zoltán</i>	173
A Szigetköz szántóföldi gyomnövényzete <i>Czímber Gyula–Brückner Dénes</i>	185
Mezőgazdasági megfigyelések a Szigetközben <i>Palkovits Gusztáv–Schummel Péter–Koltai Gábor</i>	193

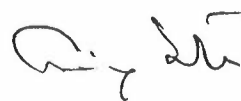
BEVEZETÉS

Az MTA Szigetközi Munkacsoportja 1991 óta koordinál szigetközi kutató ill. monitoring tevékenységet. A Munkacsoport alapvetően a természeti környezetet, az élővilágot, azok társulásait és élőhelyeit érintő hatásokat és azok következményeit vizsgálja. A Duna 1992. október 25-én történt elterelését követően a fő feladat az elterelés hatásainak felmérése és értékelése, valamint a sokrétű károsodás elhárítási, vagy enyhítési módozatainak megalapozása volt. A következő időszak vizsgálódásai egyrészt a hosszabb idő után bekövetkező károsodások felmérését, másrészt a kárenyhítő beavatkozások (vízpótlás, stb.) hatékonyságának értékelését szolgálták.

A folyamatos kutató és monitoring tevékenység eredményeit a Munkacsoport évről évre konferencián ismerteti. A vita során elhangzó észrevételeket is figyelembe véve a tanulmányokat kötetben adjuk közre. A jelen kötet az 1999. február 10-én megtartott konferencia anyagát foglalja magába. Ez alkalommal az MTA Szigetközi Munkacsoportjában együttműködő szakembereket arra kértük, hogy az 1998. évi vizsgálati eredményekről lehetőség szerint a korábbi évekig (1991/92.) visszamenőleges értékeléssel számoljanak be.

A most közzétett tanulmányok sok tekintetben igazolják az MTA 1993-ban előre vetített megállapításait a Szigetközben várható degradációs jelenségekre vonatkozóan (Szigetköz — Környezettudományi kutatások, környezeti állapot, ökológiai követelmények, MTA Budapest 1993.)

Budapest, 1999. december

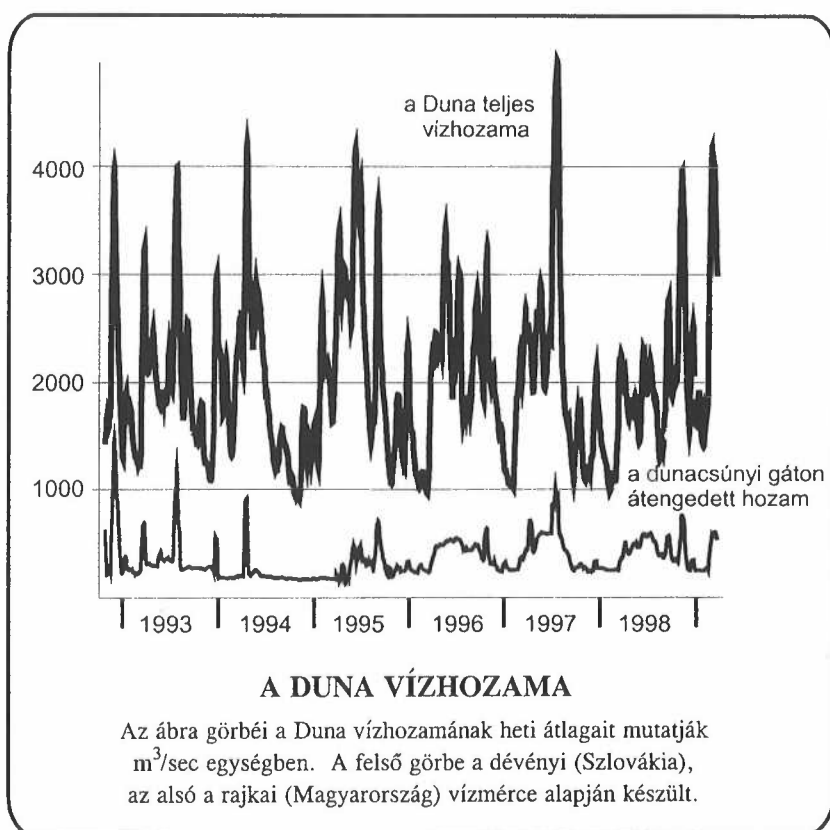


Láng István
akadémikus
az MTA Szigetközi Munkacsoportjának
elnöke

KÖRNYEZETI KOCKÁZATOK ÉS KÁROK

ÖSSZEÁLLÍTOTTA: HAJÓSY ADRIENNE

A Dunát több mint hat éve, 1992. október 25-én terelték el a 'C' variáns építői csak csehszlovák területre, a magyar határtól egy kilométerre létesített dunacsúnyi gáttal. Azóta, mintegy 40 kilométer hosszúságban, a Dunába csak nagyon kevés vizet engednek: a teljes hozam 10-20 százalékát.



A legnagyobb károk a Duna mederben és környékén vannak. A Dunakiliti-Szap szakaszon szárazra került a hajdan vízzel borított középvízi meder mintegy 70 százaléka. A száraz meder nagy részét elborítják a gyomok. A jelenlegi vízparton (a hajdani meder közepén) már öt-hat métereseek a bokorfüzesek, közben az eredeti partvonal fű- és nyár-galériaerdeje rohamosan pusztul. A florisztikai, faunisztikai megfigyelések is a szárazodás következtében beálló gyors változásokat mutatják: a régi fajok eltűnése, újak megjelenése tükrözi a szukcesszió nagymérvű gyorsulását.

Ha a víz nagy része a mesterséges csatornában marad, a Szigetköz élővilága fokozatosan kedvezőtlenül változik, a védelemre érdemes értékek megsemmisülnek. Hosszabb távon pedig a térség ivóvízkészleteinek visszafordíthatatlan elszennyeződése következhet be.

Az MTA Szigetközi Munkacsoportja 1991-től koordinálja a Szigetköz megismerése érdekében végzett kutató- és monitoringtevékenységet. A csoport társelnökei Láng István és Berczik Árpád akadémikusok. A munkában tudományos intézetek, egyetemek és a szigetközi területi szervek kutatócsoportjai, munkatársai vesznek részt. A munkacsoport képviselői az elmúlt évek során számos alkalommal tevékenykedtek a bős-nagymarosi kérdéskörrel kapcsolatos különféle szakmai bizottságokban, így például az EU részvételével 1992-94-ben működött ún. három oldalú szakmai bizottságban, illetve a hágai per előkészítésében.

A munkacsoport tevékenységének kezdetén a meglévő, meglehetősen hiányos ismeretanyag birtokában fogalmazta meg, a bős-i erőmű működtetésének ökológiai kockázatait, valamint a Szigetköz természeti értékeinek védelmét biztosító célállapotot és ökológiai követelménye összefoglalását. A bekövetkezett környezeti változásoknak az 1998. év végén tehető összefoglalása előtt érdemes áttekinteni a főbb, 1991-ben és 1992-ben megfogalmazott megállapításokat. Áttekintve ezeket a – részletes kutatások és terepi ismeretek gyűjtése előtt – kockázatként megfogalmazott, várható, káros környezeti változásokat, megállapítható, hogy sajnálatos módon, a prognózis jónak bizonyult, a jelzett folyamatok a Duna elterelése után megkezdődtek, néhány év elteltével pedig már a szignifikancia-szintet meghaladó kvantitatív eredményeket is lehetett rögzíteni. Erre az előrelátásra is hivatkozva ajánlható az alábbiakban idézett célállapot és ökológiai követelménye irányába teendő lépések megfontolása.

A BŐSI VÍZLÉPCSŐ ÖKOLÓGIAI-KÖRNYEZETI HATÁSAI RÓL

*ökológiai kockázatok összefoglalása
az 1991. április 22-i magyar-szlovák kormányközi tárgyalásra,
a Magyar Tudományos Akadémia állásfoglalásai és véleményei alapján*

A vízlépcső működtetésének következtében várható ökológiai kockázatok áttekintéséhez figyelembe veendő alapelvek:

1. A legutolsó jégkorszak után alakult ki a Duna és a környező vízrendszerek jelenlegi dinamikus egyensúlya. Az elmúlt 10 ezer évben ezt lényegében nem háborgatták. A terv szerint a Dunát felemelik, arrébb viszik, és szigetelt csatornába teszik. Nincs alap annak feltételezésére, hogy ez nem jelent potenciálisan káros következményeket.
2. A Duna rendkívül bonyolult, a hatásmechanizmusok láncolatával jellemezhető, folyamatosan változó (vízhozam, áramlási sebesség, szennyezettség stb.) ökörendszer, ezért egyetlen paramétert sem szabad sem kizárólagosnak, sem állandónak tekinteni.
3. Az ökológiai-környezeti hatások és következmények prognosztizálásakor gyakran jutunk el olyan összefüggésig, amelyen túl az ismeretek hiánya miatt további egzakt következtetéseket levonni már nem lehet.
4. Az ökológiai hatások felmérésénél nagyobb hangsúlyt kell adni az időtényezőnek, amely a folyamatok egymásraépülését és egymásutánját megszabja, ezért rövid időléptékű modellek a valóságtól eltérő következtetésekre vezethetnek.

A bőszi vízlépcső működtetésének környezeti és ökológiai következményeit elsősorban a hidrológiai, hidraulikai változások és a víz szennyezettsége fogja előidézni. Ezek kölcsönhatása szuperonálódó és egymást erősítő; sőt, új kölcsönhatások előidézője lehet.

- A) A duzzasztás következményeként a tározókban a víz sebessége csökken, pangó területek alakulnak ki, erőteljes üledékfelhalmozódás indul meg, a talajvízszint emelkedik.

Várható kockázatok:

1. A fenéküledékben már a felszínen is fokozatosan dominálóvá válnak az anaerob folyamatok, ennek eredményeként súlyosan káros anaerob, erjedésszerű bomlás, rothadás léphet fel, a szervesanyagok beépülhetnek biológiai anyagcseretermékekbe.
2. A fenéküledék felszínén kialakuló biológiai szűrőréteg súlyosan károsodik, így az üledék közvetlenül szennyezi a parti szűrős víztermelő telepek vizét is.
3. Az üledék fokozódása miatt megnövekvő fényáteresztőképesség és tartózkodási idő, valamint a tározótérbe jutó víz bőséges N és P tartalma miatt jelentősen fokozódik a szervesanyagtermelés. A Duna-víz jelenlegi trofitás fokát is figyelembe véve, duzzasztás esetén a megtorpanó víztestben káros mértékű algaprodukció alakul ki a fő tenyésztési időszakban.
4. A duzzasztott területeken és a kapcsolódó térségben a talaj levegőtlené válik, uralkodóvá válnak benne az anaerob folyamatok, nő a belvízvesztés, a rossz természetes drénviszonyokkal rendelkező területeken (elsősorban a Duna balpartján, a Vág torkolattól keletre) másodlagos szikesedés is bekövetkezhet.
5. A szigetközi és csallóközi sajátos hidrogeológiai helyzet (állandó dunai táplálás, helyenként 350 méteres vastagságot is meghaladó kiváló vízvezetőképességű kavicsos vízadó) miatt a talajvízbe jutó káros anyagok idővel (néhány évtized alatt) a teljes felszín alatti vízkincset elszennyezi. A felhalmozódott iszap tervezett időnkénti kotrásai nemcsak a felszíni víz minőségére lesznek káros hatással, a szűrőréteg teljes elbontásával lehetővé válik szerves mikroszennyezők és mikrobák talajvízbe jutása is.

- B) Az Öreg-Duna elhagyott medrében és a kapcsolódó területen a vízpótlás és az árterek nedvessége csökken, a talajvíz-elszívás következtében a talajvízszint is csökken.

Várható kockázatok:

1. Az elhagyott mederben posványos vizek alakulnak ki, elburjánzik a fás vegetáció.
2. Meggyorsul a növényi maradványok ásványosodása, csökken a talajok szervesanyag-tartalma, fokozódik a talajszerkezet leromlása és a tápanyagok kilúgzódásának veszélye.
3. Ahol a talajvízszint jelenleg a finom fedőrétegben áll, de a vízlépcső hatására a kavics fekébe süllyed, megszűnik a gyökérszóna kapilláris vízellátása, ezért a természetett növényeknél jelentős mértékben csökken a termés, ill. elsősorban a termésbiztonság, növekszik a terület aszályérzékenysége, megváltozik az ártéri erdők kedvező vízellátása.

4. A talajvízszint-süllyedés ellensúlyozására tervezett vízpótló rendszer a tápláló nyers víz minőségétől és a kolmatálódott hullámtéri ágrendszer állapotától függően a teljes tárolt vízkészlet elszennyvezését és mennyiségi károsodását okozza.

- C) A hidrodinamikai viszonyok megváltozása és az általa is indukált biogeokémiai folyamatok eltolódásai, továbbá a vízminőség romlása az életközösségek elszegényedéséhez és leromlásához vezet.

Várható kockázatok:

1. A jelenleg még összefüggő ártéri életközösségek foltokká izolálódnak: csökken a növényi életközösségek szervesanyag-termelése, az oxigénben gazdag vízhez szokott ligeti ökoszisztémák súlyosan degradálódnak.
2. Az életközösségek összetétele eltolódik, mintázataik rövid idő alatt átrendeződnek, a folyamat során a sokféleség (a fajsám és a fajok genetikai változatossága) csökken, azaz jelentős degradáció következik be.
3. A gyors változások a génvariánsok sokaságát (valószínűleg millióit) fogja végérvényesen eltüntetni a térségből. Ez veszélyezteti a megmaradt életközösségek tagjainak további alkalmazkodóképességét, melyre a megváltozott környezetben szükségük lenne.
4. A tervezett vízviszapótlási rendszer növeli a növény- és állatpopulációk zavarását. Ez az életterük minőségi romlásán át csökkenti a reprodukciójukat.
5. A természetestől eltérő viszonyok következtében a parti sávokban lerakott halikrák, az ott tartózkodó halivadékok nem viselik el az áramlásingadozást és a feliszapolódást. Ezért a halállomány mennyisége csökken, összetétele pedig jelentősen megváltozik.

- D) Földtani szempontból a területre vonatkozó ismeretek hiánya jelenti a legnagyobb kockázatot, hiszen számos előkészítő és tervezési feladat (pl. környezeti hatásvizsgálat, műszaki tervezés) csak ennek birtokában juthat megalapozott eredményekhez.

Várható kockázatok

1. Nem készült a bösi vízlépcső hatásterületének egészét értékelő földtani és geofizikai dokumentáció, az ehhez szükséges kutatások jelentős része is hiányzik. További problémát jelent, hogy mindeztidáig nem történt meg a magyar és csehszlovák oldalon végzett kutatások eredményeinek összesítése.
2. Külön problémakört alkotnak a bösi vízlépcső szeizmológiai kérdései. A Közös Egyezményes Tervben rögzített szeizmicitás értékek nem fogadhatóak el: a szükséges vizsgálatok hiánya miatt a szeizmicitás kérdésében megalapozott válasz nem is adható.

* * *

CÉLÁLLAPOT, ÖKOLÓGIAI KÖVETELMÉNYEK *

A különböző tudományterületek vizsgálódásai meglehetősen egybehangzón támasztják alá azt a megállapítást, hogy a bős-nagymarosi vízlépcsőrendszer létesítésével járó beavatkozások előtti állapot hosszabb távon is kielégítően biztosította a természeti értékek védelmének és a gazdálkodás különböző ágazatainak társadalmi érdekeit. Ez természetesen nem jelenti azt, hogy "minden rendben volt", hiszen bizonyos kérdések – mint például a Duna szabályozása az árvízvédelem és a hajózás érdekében, vagy a területfejlesztés bizonyos kérdései – még továbbfejlesztésre vártak. Ebből kiindulva – kizárólag az érintett tudományterületek megállapításaira alapozva – célállapot és az ezt szolgáló ökológiai követelményt az alábbiak szerint fogalmazhatjuk meg:

CÉLÁLLAPOT

Olyan vízgazdálkodás kialakítása, amely lehetővé teszi, hogy a Szigetköz megismert értékei a Duna elterelése előtti időszakra jellemző összhangban fenntarthatók, hasznosíthatók és fejleszthetők legyenek.

A CÉLÁLLAPOTOT SZOLGÁLÓ ÖKOLÓGIAI KÖVETELMÉNY

A Duna számára az elterelés előtti, vagy attól csak jelentéktelen mértékben eltérő vízjárás (vízhözam, áramlási sebesség, vízszíningadozás) biztosítása, egyúttal a mellékágrendszerek és a Duna kapcsolatainak korrigálása oly módon, hogy funkcionális egységük helyreálljon, és a talajvízháztartás a korábbi legalábbis megközelítővé váljon.

A célállapot és az ökológiai követelmény fenti meghatározása ellen felhozható az az ismert észrevétel, hogy a Szigetköz korábbi, most célállapotként meghatározott viszonyai már sok tekintetben mesterségesek voltak. Válaszként hangsúlyozható, hogy a megelőző folyamszabályozási beavatkozások az árvízi biztonság növelésével a gazdálkodás, valamint a személy- és vagyónbiztonság érdekeit szolgálták anélkül, hogy a felszíni és felszín alatti vízkészletek hidrológiáját gyökeresen megváltoztatták volna. Bizonyos vízterületek – különösen a mentett oldalon – megszűntek ugyan, a közel természetes területek is összezsugorodtak a mezőgazdaság és az erdőültetvények terjedésével, de az alapvető hidrológiai állapot fennmaradása következtében a felszín alatti vizek viszonyai nem változtak a gazdálkodás rovására, a táj sokfelé megőrizhette arculatát és a természeti értékek oltalma is biztosítható volt. Nem vonható kétségbe az, hogy helyes volt a Szigetköz megfelelő területeit mezőgazdasági tájjá, az állattenyésztés, erdőgazdálkodás, bizonyos kapcsolódó ipari tevékenységek színterévé tenni, a területfejlesztés átgondolt lépéseit végrehajtani és – alapvetően – az árvizek pusztításaitól a térséget megvédeni. Ezek a tájképi, természeti értékekkel, ökológiai alapkövetelményekkel – ha bizonyos részterületeken nem is hiányosságok, vagy hibák nélkül – de összehangolhatók voltak.

* Magyar Tudományos Akadémia Szigetközi Munkacsoport: Szigetköz - környezettudományi kutatások, környezeti állapot, ökológiai követelmények, Budapest, 1993, 145 oldal

A célállapot és az ökológiai követelmény fenti meghatározását illetően tudomásul kell venni, hogy a fejlett környezetvédelemmel rendelkező országokban egyre erőteljesebben felértékelődik a természet- és tájvédelem, mint aktuális és hosszútávú társadalmi érdek, prioritást kapva különböző fejlesztési elképzelések döntéselőkészítő folyamatában. Megjegyezzük, hogy a mai napig is hiányzik a bős-nagymarosi vízlépcsőrendszerre, illetve bármely – önállóan is működtethető – részletesítményére vonatkozó költség/haszon számítás, mind magyar-szlovák, mind csak a magyar szempontból kidolgozva. Ennek hiányában nem lehetséges a gazdaságossági szempontokra is kiterjedő, korrekt értékelés az új szempontokat hozó környezetvédelmi problémák ismeretében sem. Fentiekből következik, hogy tudományos, szakmai szempontból a fenti célállapot és ökológiai követelménye akkor vizsgálható felül, ha a társadalom számára hosszútávú értékteremtés új lehetőségét kell mérlegelni.

* * *

**A Magyar Tudományos Akadémia Szigetközi Munkacsoportja
közreműködésével és szerkesztésében készült
fontosabb tanulmányok**

Az első két év terepi munkái, összefoglaló értékelései alapján lehetőség nyílt a Duna elterelése előtti állapot rögzítésére. Az 1991-1993. években készült tanulmányok és szintézisek szolgáltak alapul a

Magyar Tudományos Akadémia Szigetközi Munkacsoport: Szigetköz - környezet-tudományi kutatások, környezeti állapot, ökológiai követelmények
Budapest, 1993, 145 oldal

című könyv kiadásához. Az ismeretes problémák ellenére (finanszírozási nehézségek, szűkös szakembergárda, bizonyos szakterületeken nagyon rövid kutatási időszak és adathiányok), a könyv valamennyi releváns tudományterület eredményei összefoglalásának tekinthető. A könyv kiegészítéseként a Munkacsoport publikálta a kérdéskör annotált bibliográfiáját (angol nyelven is).

Az EK szakértőinek közreműködésével folytatott magyar-szlovák szakértői tárgyalásokon három összefoglaló kötet készült (az 1993. évek már a hágai eljárás keretében):

Commission of the European Communities, Czech and Slovak Federative Republic, Republic of Hungary, Working Group of Independent Experts on Variant C of the Gabčíkovo-Nagymaros Project: Working Group Report,
Budapest, November 23, 1992, p. 65;

Commission of the European Communities, Republic of Hungary, Slovak Republic, Working Group of Monitoring and Water Management Experts fo the Gabčíkovo System of Locks: Assessment of Impacts of Gabčíkovo Project and Recommendations for Strengthening of Monitoring System, Data Report,
Budapest, November 2, 1993, p. 71;

Commission of the European Communities, Republic of Hungary, Slovak Republic, Working Group of Monitoring and Water Management Experts fo the Gabčíkovo System of Locks: Report on Temporary Water Management Regime,
Bratislava, December 1, 1993, p. 71.

A három oldalú szakmai bizottságok anyagai alapján tett ajánlásokat az EU Bizottsága a kormányoknak a Duna vizének ideiglenes megosztására (1993-ban és 1994-ben), melyeket a magyar kormány elfogadott, a szlovák kormány azonban nem. A három oldalú szakértői tárgyalásokon a monitoring-rendszerek fejlesztésére elfogadott javaslatok alapján működik – 1995 nyarától – az ideiglenes vízpótlás közös monitoringja.

A hágai peres eljárásban a bíróság elé terjesztett dokumentumok természettudományos részeinek alapjául az

Expert Group of the Hungarian Academy of Sciences: Environmental Risks and Impact Associated with the Gabčíkovo-Nagymaros Project
Budapest, April, 1994, p.191

című könyv szolgált. A Munkacsoport szakértői részesei voltak a hágai eljárás írásbeli szakaszának.

A monitoring eredményeinek összefoglalását angol nyelven, könyv formátumban 1997-ben adta ki a Munkacsoport:

Expert Group of the Hungarian Academy of Sciences: Studies on the Environmental State of the Szigetköz after the Diversion of the Danube
Budapest, 1997, p. 131

FÖLDTANI MONITORING A SZIGETKÖZBEN

A DUNA ELTERELÉSÉNEK HATÁSA AZ ÜLEDÉKKÉPZŐDÉSRE ÉS A FELSZÍN ALATTI VIZEKRE A MAGYAR ÁLLAMI FÖLDTANI INTÉZET KUTATÁSAI ALAPJÁN

DON GYÖRGY–HORVÁTH ISTVÁN–SCHAREK PÉTER–TÓTH GYÖRGY
Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest

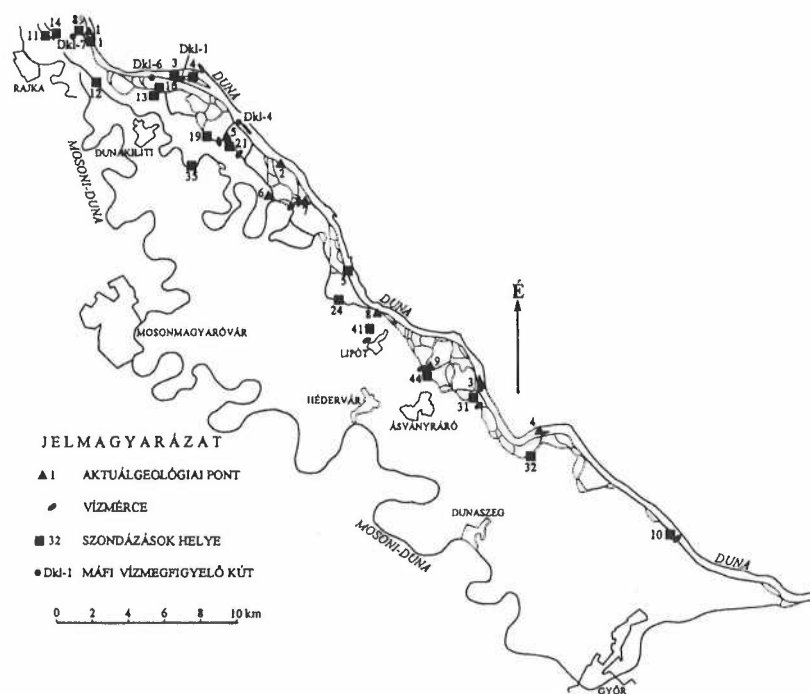
A Földtani Monitoring Rendszer kialakítása

A Kisalföld komplex földtani térképezése kapcsán kezdődött meg 1982-ben a Szigetköz 1:100 000 méretarányú kutatása. A földtani alaptérképek 1:25 000 méretarányban készültek, az összeszerkesztett változatok 1:100 000 és 1:200 000 méretarányban kerültek kinyomtatásra 1991-ben (Mosonmagyaróvár és Győr-Észak jelű atlaszok) 1982 és 1987 között 364 sekélyfúrást (max. 10 m mély) mélyítettünk le átlag 1000-1500 méteres hálózatban. Ezt kiegészítettük 24 helyen mélyült ún. kismélységű fúrással (max. 50 m mélységig) és egy helyen egy ún. közép mélységű fúrással (400 m mély). A kismélységű fúrások egy részét talajvízszint észlelő kúttá képeztük ki, s ezzel megalapoztuk a Földtani Intézet szigetközi vízszintészlelő rendszerét. Ugyancsak talajvíz- és rétegvízfigyelő kúttá képeztük ki a Halászi A-1 jelű közép mélységű fúrásunkat.

A kutatások befejező szakaszában már megkezdődött a földtani adatok térinformatikai összesítése (SCHAREK P. ET AL 1991), a folyómedrek üledékképződésének aktuálgeológiai vizsgálata (MOLNÁR P. 1991) Az aktuálgeológiai vizsgálatok fő célja a főmeder és a hullámtéri mellékágak szedimentációs-eróziós folyamatainak feltérképezése volt.

A Duna 1992. októberi elterelése után a Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium megbízásából újabb lendületet vett a Szigetköz földtani kutatása. A felszíni és medenceüledékek ismertetése angol nyelven is megjelent (SCHAREK P. ED. 1993) segítve a behívott EK szakértők munkáját. A szakértői vizsgálatok eredményeképpen kaptunk megbízást a további hidrogeológiai, aktuálgeológiai és térinformatikai (MOLNÁR P. 1994, SCHAREK P. ET AL 1994, 1994a) munkákra.

1995. évben alakítottuk ki a Szigetközi Földtani Monitoring észlelőhálózatát és azt 1998. végéig folyamatosan működtettük (HORVÁTH I.-MOLNÁR P.-SCHAREK P. 1995, DON GY.-HORVÁTH I.-KAISER M.-MOLNÁR P.-NAGY P.-PENTELENYI A.-ROTÁRNÉ SZALKAI Á.-SCHAREK P.-TÓTH GY.-ZSÁMBOK I., 1996, HORVÁTH I.-MOLNÁR P.-SCHAREK P.-TÓTH GY., 1997, DON GY.-HORVÁTH I.-SCHAREK P.-TÓTH GY., 1998).



1. ábra. A Földtani Monitoring észlelési pontjai (1998)

A Földtani Monitoring keretében kezdetben 29 ponton, majd a pénzügyi megszigorítások miatt 1998-ban csak 16 ponton mintáztuk meg a felszíni vízfolyásokat és ugyanazon a ponton (a szondával feltárt) talajvizet. Ugyancsak vízmintát vettünk az észlelt természetes vízfakadásokból és az 1995. év során telepített új észlelőkutakból az akkor létesített fenékküszöb hatásának nyomon követésére. (1. ábra)

1. Táblázat. Az 1998-ban vett vízminták helye

Észlelési hely	X (EOV)	Y (EOV)
<i>A Dunacsúni-tározórész hatásának észlelése</i>		
Dkl-7 (50 m mélységű észlelőkút)	298255	514660
MÁFI Sz-1 szondázási hely (1849 fkm)	297950	515570
Fakadás a Jónás-ág torkolati szakaszán	298390	515050
<i>A Somorjai-tározórész hatásának észlelése</i>		
Dkl-6 (50 m mélységű észlelőkút)	295880	518855
MÁFI Sz-16 szondázási hely (Helena)	295300	519100
MÁFI Sz-4 szondázási hely, fakadó víz (1842,0 fkm)	295950	521670
<i>A főmeder Rajka és Dunakiliti közötti szakasza hatásának észlelése</i>		
Dkl-1 (15 m mélységű észlelőkút)	295940	520585
MÁFI Sz-3 szondázási hely (1843,15 fkm)	295950	520540
<i>A Mosoni-Duna Dunacsún és Rajka közötti szakasza hatásának észlelése</i>		
MÁFI Sz-14 szondázási hely (1. Zsilip fölött)	298380	513540

<i>A szivárgó csatorna Dunacsún és Rajka közötti szakasza hatásának észlelése</i>		
MÁFI Sz-11 szondázási hely	298395	512840
<i>A szivárgó csatorna 3. Zsilip és 5. Zsilip közötti szakasza hatásának észlelése</i>		
MÁFI Sz-12 szondázási hely	295790	515640
MÁFI Sz-13 szondázási hely	294600	518740
<i>A hullámtéri vízpótló rendszer Dunakiliti és Cikolasziget közötti szakasza hatásának észlelése</i>		
MÁFI Sz-21 szondázási hely	292050	523640
Dkl-4 (15 m-es észlelőkút)	293255	524030
<i>A hullámtéri vízpótló rendszer Cikolasziget és Dunaremete közötti szakasza hatásának észlelése</i>		
MÁFI Sz-24 szondázási hely (Mosó-Duna)	283540	529560
<i>A hullámtéri vízpótló rendszer Ásványráró és Bagomér közötti szakasza hatásának észlelése</i>		
fakadás a B11 Halrekesztő bukó alatt	278970	534575
MÁFI Sz-31 szondázási hely (Ásványi-Duna)	278120	537000
MÁFI Sz-32 szondázási hely (Bagoméri-Duna)	274600	540150
<i>A mentett oldali vízpótló rendszer Dunakiliti és Dunasziget közötti szakasza hatásának észlelése</i>		
MÁFI Sz-35 szondázási hely (Zátonyi-Duna)	290700	521250
<i>A mentett oldali vízpótló rendszer Dunasziget alatti szakasza hatásának észlelése</i>		
MÁFI Sz-41 szondázási hely (Lipóti morotva)	281760	531020
<i>A főmeder Dunakiliti és Szap közötti szakasza hatásának észlelése</i>		
MÁFI Sz-5 szondázási hely (1828,0 fkm)	285150	530080
<i>A főmeder Szap és Gönyű közötti szakasza hatásának észlelése</i>		
MÁFI Sz-10 szondázási hely (Nagybajcs)	270610	548345

A szondázásos vízmintavétellel párhuzamosan aktuálgeológiai észlelőpontokon rendszeresen vizsgáltuk az egyes mederszakaszokban az üledékképződés vagy kimosódás jellegét, rendszeresen üledékmintákat vettünk és azokat üledékföldtani szempontból vizsgáltuk.

1998-ban a következő pontokon végeztünk aktuálgeológiai vizsgálatokat:

Főmeder

1. 1850,0 fkm, Rajka
2. 1834,7 fkm, Cikolasziget
3. 1817,3 fkm, Ásványráró
4. 1812,3 fkm, Bagomér

Hullámtéri vízpótló rendszer

5. Kormosi-Duna, a Doborgazi-átvágás kiágazásánál
6. Görbe-Duna, a Z3 zárás fölött 600 m-rel
7. Denkpáli torkolat
8. Mosó-Duna a B8 bukó alatt 100 m-rel
9. Halrekesztő-Duna, a B11 bukó alatt

A vett vízmintákat a helyszínen és a MÁFI laboratóriumában elemeztük a következő alkotókra:

A terepi mintavétel alkalmából elvégzett vizsgálatok:

Nyugalmi vízszint mérése, hőmérséklet mérés (víz és levegő), lúgosság meghatározás, pH mérés, elektromos vezetőképesség meghatározás, oldott oxigén tartalom.

A helyszínen konzervált mintákból a laboratóriumban elvégzett vizsgálatok:

Rutin- és ICP MS vizsgálatok történtek az alábbi alkotókra ill. elemekre:

Fő komponensek:

pH, lúgosság, fajlagos vezetőképesség, hőmérséklet, összes keménység, karbonát keménység

Na⁺, K⁺, Ca⁺⁺, Mg⁺⁺, Fe⁺⁺, Mn⁺⁺, NH₄⁺, Cl⁻, HCO₃⁻, SO₄⁻, NO₃⁻, NO₂⁻, PO₄⁻⁻⁻, H₂SiO₃, meghatározás

Nyomelemek:

Li, Be, B, Al, V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, As_H, Rb, Sr, Mn, Ag, Cd, Sb, Cs, Ba, La, Tl, Pb, Bi, Th, U

1997-ben és 1998-ban az **Észak-dunántúli Környezetvédelmi Felügyelőség MÉRŐÁLLOMÁS** szakembereinek közreműködésével kémiai és mikrobiológiai vizsgálatok részére további **10 db mintát vettünk egyszeri alkalommal**. Ezeket a MÉRŐÁLLOMÁS laboratóriuma és az **ÁNTSZ Győr-Moson-Sopron megyei Intézete** vizsgálta. A vizsgálatok a magyar-szlovák határvízi egyezményben rögzített alkotókra készültek, így az azonos labor vizsgálati összehasonlíthatók voltak a határvízi vizsgálatok adataival, ill. az azonos helyről és időben vett, a MÁFI laboratóriumában megvizsgált minták alapján az egyes laborok adatai közötti kapcsolat is meghatározható volt.

A mederfejlődés fő irányai az aktuálgeológiai megfigyelések alapján

A **főmeder fenékküszöb fölötti szakaszán (1851–1843 fkm)** a vízszintet a dunakiliti duzzasztóművel szabályozzák. A vízszint a rajkai vízmércénél (1848,4 fkm) az év részében 122,9 és 123,3 mBf között változik. A főmeder e szakaszán az áramlási sebesség 0,1–0,2 m/s alatt maradt.

A **főmeder fenékküszöb alatti, 1843–1841 fkm** közötti szakaszán stabil áramlási viszonyokat tapasztalunk. A fenékküszöb fölötti duzzasztási szint a dunakiliti vízmérce (1842,4 fkm) alapján 118,4–119,1 mBf között ingadozott, nyáron magasabb vízállással. A főmeder vízhozamának túlnyomó része a fenékküszöbön bukik keresztül, igen gyors vízáramlást hozva létre.

A **főmeder 1841–1825 fkm közötti középső szakaszán** a vízszint alakulása elsősorban a Dunacsúnnál átadott vízmennyiségtől függ. A doborgazi mércénél (1839,5 fkm) a kora tavaszi és késő őszi vízállások 117,3–117,5 mBf között változtak, a tavaszi-nyári vízállás 117,9–118,2 mBf között ingadozott.

A **főmeder 1825–1820 fkm közötti szakaszán** nagyobb vízszint-ingadozások tapasztalhatók. A kora tavaszi és késő őszi időszakokban kiegyenlítettebb a vízjárás, ilyenkor

a dunaremetei vízmércénél a havi vízszintváltozás mértéke 40 cm közelében, vagy az alatt maradt (113,4-113,8 mBf). A tavaszi-nyári időszakban már kissé magasabb vízszintek mutatkoznak (114,2 mBf), az áradások és a bősi alvívcsatorna visszaduzzasztó hatása következtében.

A **főmeder 1820–1811 fkm közötti szakaszának** vízjárására teljes mértékben a bősi erőmű alvívcsatornájának visszaduzzasztó hatása jellemző, a folyásirányban lefelé csökkenő áramlási sebességekkel. Az ásványrárói vízmércénél koratavasszal és késő ősszel 111 mBf-hez közeli, a tavaszi-nyári időszakban 112 mBf vagy e fölötti vízállások jellemzőek.

A **hullámtéri mellékágrendszer** vízszintjei teljes egészében mesterséges hatásoknak vannak kitéve. Az éves legkisebb és legnagyobb vízszint különbsége nem haladja meg az 1,0–1,2 m-t. A vízjárás leginkább hosszú, stabil vízszintű időszakokkal és időnkénti hirtelen vízszintváltozásokkal jellemezhető.

A **hullámtéri vízpótló rendszer** áramlási viszonyai stabilak: 1,0–1,2 m/s-ot elérő áramlási sebesség a medrekben csak a Dunakiliti és Doborgazsziget közötti szakaszon fordul elő. Lejjebb hasonlóan gyors folyású szakaszok csak a bukók és zárások alvívén, illetve egyes kisebb átkötő mellékágakban alakulnak ki.

A hullámtéri mellékágrendszer vízpótlásba be nem kapcsolt alsó szakasza, azaz az Ásványi-Duna és a Bagoméri-ágrendszer, szintén a bősi alvívcsatorna által visszaduzzasztott szakaszba esnek. Vízjárási jellegük, áramlási viszonyaik megegyeznek a főmeder 1820–1811 fkm közötti szakaszával.

A **mentett oldali vízpótló rendszer** medreinek vízszintingadozása rendszerint 0,5 m alatt marad. A rendszerbe jutó vízmennyiséget a rajkai 5. zsilip duzzasztási szintjével befolyásolják. Az egyes mederszakaszok mérete rendkívül változó, de a lassú áramlású, vagy pangó, duzzasztott vízterek vannak túlsúlyban. Élénkebb vízáramlás csak a zsilipek és a bukók alatti rövid szakaszokon tapasztalható.

A **Mosoni-Duna felső, Mosonmagyaróvárig terjedő szakaszának** vízjárása teljes egészében mesterségesen szabályozott. A rajkai 6. zsilipen keresztül a Mosoni-Dunába eresztett vízhozam alapvetően az 1. zsilipen keresztül Szlovákiából érkező vízmennyiség és a hullámtéri ágak vízellátására a szivárgó csatornából kivett vízmennyiség különbségeként adódik.

A Mosoni-Duna felső szakaszán folyamatosan élénk a vízáramlás. Az elterelés előtti állapothoz képest megszűntek a hosszú kisvízes és száraz időszakok, de elmaradtak a dunai eredetű árhullámok is. A vízszint kevéssel a korábbi középvizek szintje fölötti tartományban stabilizálódott.

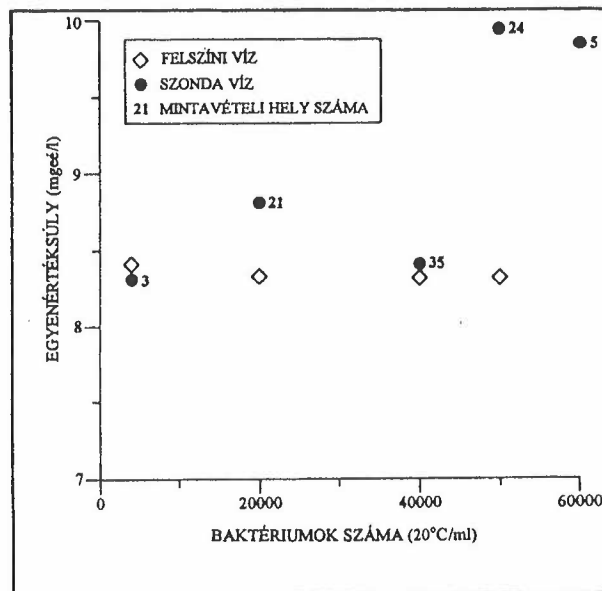
A vízminőség vizsgálatok eredményei

A szigetközi földtani monitoring eredményeiről készített éves beszámolóinkban az értékelések során rendszeresen áttekintettük azokat a fontosabb jelenségeket, amelyek a speciális meder menti szondázások segítségével vizsgálhatók, és a felszíni vizek és a talajvíz vízminőségi kapcsolatát jellemzik. A meder menti szondázás elsősorban a mederből a talajvíz felé történő

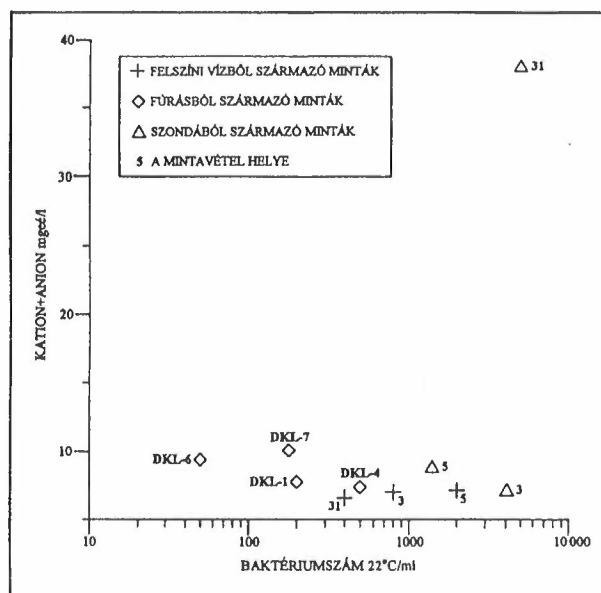
beszivárgás folyamatában rövid távon (1–2 m) és rövid idő alatt (néhány nap) bekövetkező vízminőség-változások vizsgálatára alkalmas. Egyben jelezheti az áramlási irányba eső, később megjelenő vízminőség-változásokat a távolabbi és mélyebb víztározó képződményekben. Másodsorban pedig, ahol a meder felé történik a talajvíz áramlása (megcsapolás), ott a már hosszabb utat megjárt vizek minőségi állapotát mutathatja meg.

A szondázásból származó víz vizsgálati eredményeit az egyidejű felszíni vízmintavétel vízminőségi adataival vetettük össze. Az adatok jól szemléltetik azt a különben ismert tényt, hogy az iszapos mederfelületen történő beszivárgás során a redukciós folyamatok intenzívvé válása baktériumok közreműködésével történik. Az összes oldott só mennyisége a vizsgált esetekben maximálisan közel 30%-kal növekszik (1997-ben) a beszivárgás folyamatában (2. és 3. ábra).

A növekmény zömét kalcium, esetenként kálium beoldódása, illetve széndioxid keletkezése nyomán a hidrogénkarbonát gyarapodása okozza. Az egyenérték számításban nem szereplő szerves anyag (KOI) és kóvasav mennyisége is jellemzően növekszik. Ez a víz–kőzet kölcsönhatás folyamatában kalcit, ill. kálföldpát és biotit jelenlétét igényli.

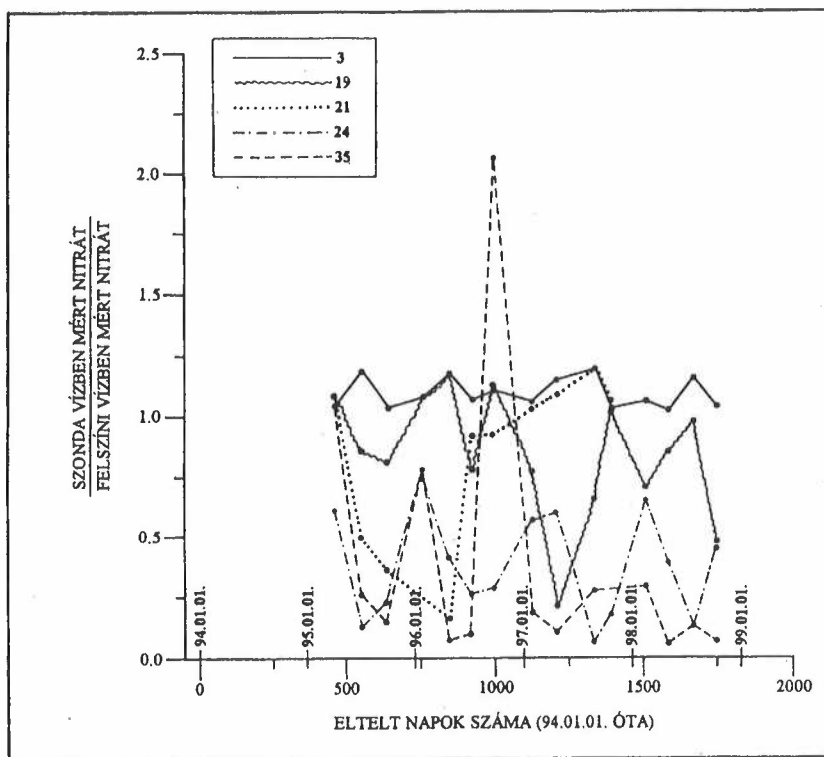


2. ábra. A baktériumszám hatása a beszivárgás során bekövetkező oldódásra (1997)



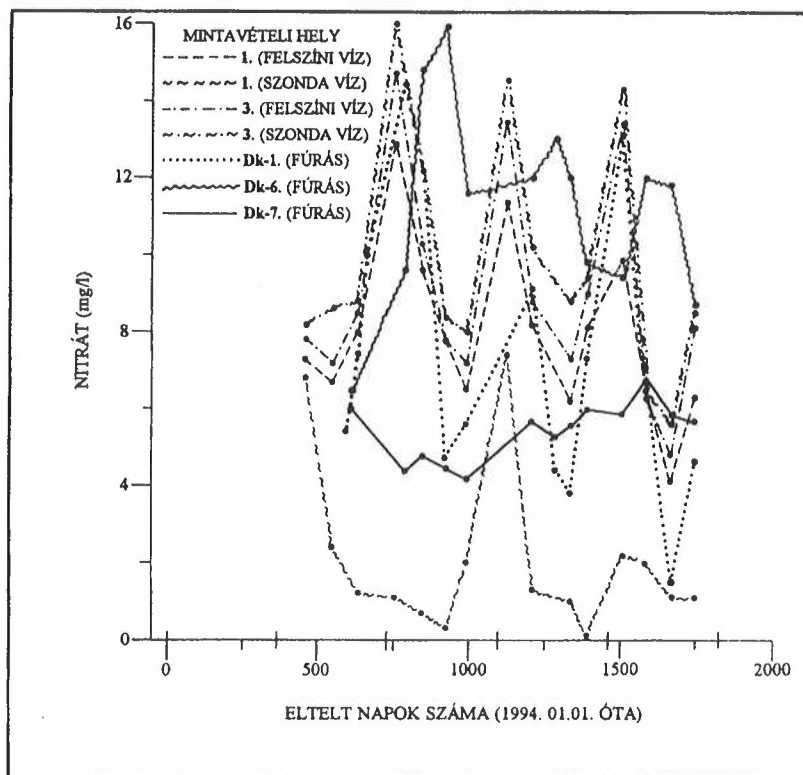
3. ábra. A baktériumszám hatása a beszivárgás során bekövetkező oldódásra (1998)

A vízminőség évszakos ingadozása jól érzékelhető az idősorokban. A 4. ábrán bemutatjuk 19 tartós beszivárgással jellemezhető mintavételi hely 1995.–1998. közötti vizsgálati eredményeiből a megfelelő szondavíz és felszíni víz mintapárok nitrát tartalmának arányát. Ez a hányados jól jellemzi a redukció mértékét, azaz a szűrőfelület minőségét. Az ábrán látható, hogy a 3. mintavételi helyen az egész időszakban a beszivárgás során nem volt számottevő redukció. A 21., 24. és 35. mintavételi helyeken folyamatos volt a redukció. (A 35. mintavételi helyen a kiugró érték valószínűleg mintacserére vagy elemzési hibára vezethető vissza, azaz nem magyarázható természetes okkal). A nitrát tartalom hányados „évszakos” változása a baktérium flóra működését befolyásoló hőmérsékleti hatásra vezethető vissza.

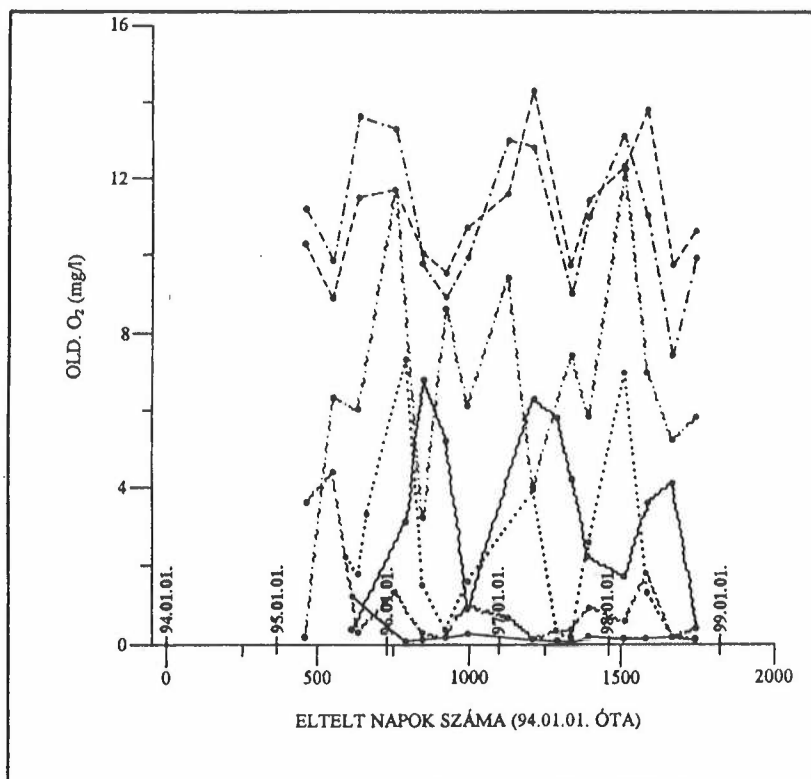


4. ábra. A különböző beszivárgási helyeket jellemző nitrát redukció

Az évszakos változások hiánya vagy megjelenése az idősorokban segíthet az áramlási idő és út nagyságának megítélésében. Számszerű adatunk ugyan nincs, csak becsülhetjük, hogy a felszíni víz szezonális vízminőség változásai a talajvízben a beszivárgástól számított egy éven belül kimutathatóak. Az évszakos változások hiánya a talajvízben egy évnél régebbi beszivárgást, azaz — átlagos áramlási sebességet feltételezve — 300–500 m-nél hosszabb áramlási pályát jelezhet. Ennek szemléltetését szolgálják az 5.-8. ábrák. Az 1. mintavételi hely megcsapoló, a 3. mintavételi hely pedig tápláló mederszakasz mellett található. A 3. mintavételi helyen gyűjtött minta párokban rendszeresen több a nitrát a szondákból származó vízben, mint a megfelelő felszíni vízben, tehát az itteni jó beszivárgási feltételek mellett nitrát redukció nincs, ezt igazolja az oldott oxigén csökkenésének kis mértéke is, ennek ellenére a nitrát tartalom fordított helyzetére nincs magyarázatunk (5. ábra). A Dkl-1 fúrás 10–15 m között, a Dkl-6 és Dkl-7 fúrások 45–50 m között vannak szűrőzve. A két szondázási pontnál a felszíni víz elemzési eredményeit is feltüntettük.

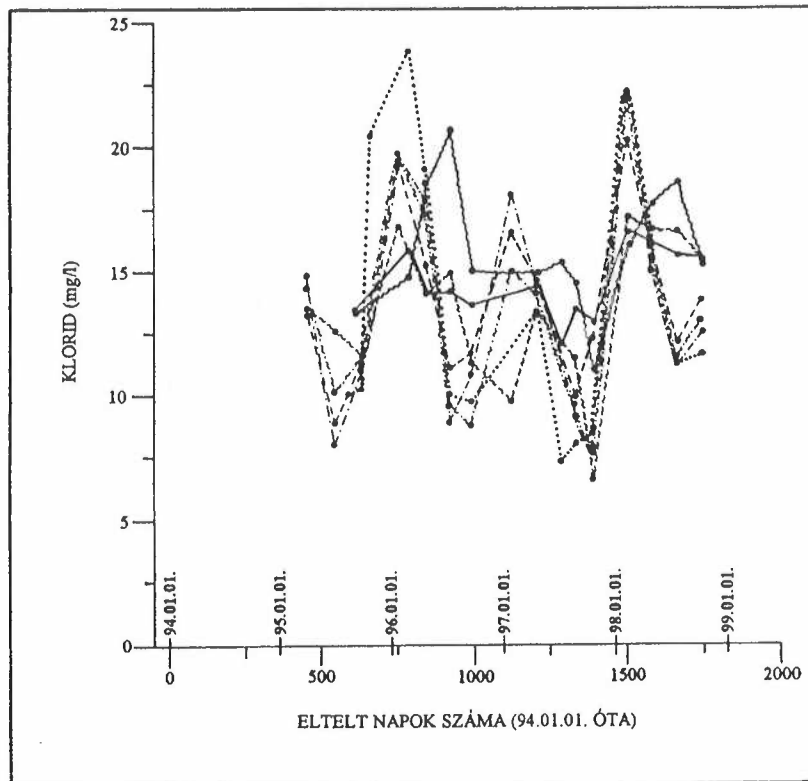


5. ábra. A nitrát tartalom változásának időszora a különböző áramlási pozícióval jellemezhető mintavételi helyeken



6. ábra. Az oldott oxigén tartalom változásának időszora a különböző áramlási pozícióval jellemezhető mintavételi helyeken (Jelkulsot ld. az 5. ábrán)

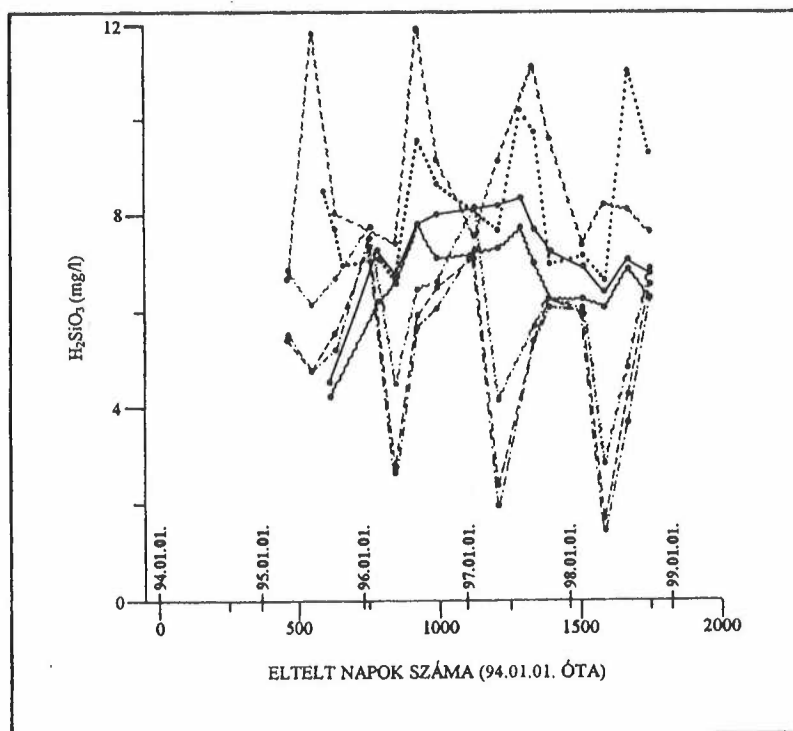
Megállapíthatjuk, hogy valamennyi bemutatott helyen a szondából, illetve fúrásból származó vízben csökken az oldott oxigén tartalom a felszíni vízéhez képest (6. ábra). A nitrát mennyiségének jelentősebb csökkenése a Dkl-7 fúrásban és az 1. szondázási pontnál tapasztalható. Mindkét esetben távoli beszivárgás redukív vizei jelennek meg. A Dkl-1 fúrás és a 3. szondázási pont közvetlenül a fenékküszöb felvízi szakasza mellett található, ennek következtében vízföldtanilag erőteljesen alászívott helyzetűek. Ezen a helyen a kavicsos medren átszivárgó víz oxigénben dús marad. Az elemzések alapján a szondában rendszeresen magasabb a nitrát tartalom, mint a felszíni vízben. A Dkl-6 fúrás vízminőség vizsgálati eredménye nincs összhangban a fúrás vízföldtani helyzetével. A mért vízszint magasabb a főmeder vízszintjénél, tehát az áramlás a főmeder felé történik. A magas nitrát és oldott oxigén tartalom közeli, az évszakos csúcsok kb. egy negyedéves eltolódása távolabbi beszivárgást jelez.



7. ábra. A klorid tartalom változásának időszora a különböző áramlási pozícióval jellemezhető mintavételi helyeken (Jelkulcsot ld. az 5. ábrán)

A klorid mennyisége (7. ábra) érzéketlen a reduktív folyamatokkal és a víz-kőzet kölcsönhatással szemben, csak a beszivárgó vizek évszakos vízminőség változását követi. Így a klorid tartalom idősorok alapján megbecsülhető a beszivárgási terület távolsága. Az elsimuló görbék hosszabb áramlási út eredményei, pl. a Dkl-7. fúrás esetében. Az 1. szondázási pont rossz illeszkedése a felszíni vízminőség adatokhoz hasonló okra vezethető vissza. A Dkl-6 fúrás esetében a már említett negyedéves elcsúszás a klorid tartalom idősorában is érzékelhető.

A kovasav tartalom változása szintén mutat évszakos ingadozást (8. ábra). Míg azonban a nitrát és klorid tartalom maximuma a téli évszakban jelentkezik, a kovasav beoldódási maximuma nyáron van.



8. ábra. A kovasav tartalom változásának időszora a különböző áramlási pozícióval jellemezhető mintavételi helyeken (Jelkulcsot ld. az 5. ábrán)

A beszivárgási viszonyok és — ebből következően — a vízminőség változás jellemzésére a legalkalmasabb a vas, mangán és ammónium tartalom összefoglaló áttekintése. Két táblázatban foglaltuk össze az 1994–98-ban elvégzett vizsgálatok eredményét (2.-3. táblázatok).

2. Táblázat. A tápláló mederszakaszokból beszivárgó vizek vas, mangán és ammónium tartalma a szondákban (mg/l)

év	n	Fe ⁺⁺		Mn ⁺⁺		NH ₄ ⁺	
		átlag	medián	átlag	medián	átlag	medián
1994	39	0,64	0,27	0,38	0,16	0,40	0,11
1995	45	0,46	0,19	0,34	0,14	0,23	<0,01
1996	63	0,19	0,11	0,28	0,14	0,26	0,28
1997	54	0,46	0,21	0,24	0,07	0,28	0,20
1998	45	1,16	0,15	0,35	0,07	0,31	0,13

A táblázatokban feltüntettük a mintaszámot (n), az átlag és a medián értékét. A kiugróan nagy értékek erősen eltorzítják az átlagot, amit a medián használatával kerülhetünk el. A 2. táblázat adatai mutatják, hogy a mederből közvetlenül beszivárgó víz vas és mangántartalma gyengén csökkenő, az ammóniumtartalom az utóbbi három évben szintén csökkenő tendenciát

mutat. A beszivárgó víz a korábinál kissé több oldott szerves anyagot tartalmaz, ezért a felszín alatti víztérben az áramlás során további vas, mangán beoldódásra lehet számítani; az ammónium tartalom további növekedése nem várható. A meder menti szondázással vizsgált terület a talajvíz utánpótlásának csak egy részét biztosítja. A távolabbi területről, közvetlenül a Dunacsún–somorjai tározótérből származó vizek minőségét még nem ismerjük.

3. Táblázat. A megcsapoló mederszakaszokon a mederbe visszaszivárgó talajvizek vas, mangán és ammónium tartalma a szondákban és fakadásokban (mg/l)

év	n	Fe ⁺⁺		Mn ⁺⁺		NH ₄ ⁺	
		átlag	medián	átlag	medián	átlag	medián
1994	21	1,28	0,40	0,40	0,08	0,50	0,03
1995	30	0,22	0,17	0,35	0,15	0,05	<0,01
1996	50	0,51	0,07	0,29	0,12	0,49	0,24
1997	32	1,18	0,14	0,32	0,03	1,20	0,11
1998	20	0,17	0,04	0,16	0,05	0,15	0,02

A mederbe visszaszivárgó talajvizek kiugró átlagértékei 1994-ben és 1997-ben feltételezhetően kommunális szennyezésre vezethetők vissza.

A toxikus elemek (nyomalkotók) rendszeres vizsgálata azt mutatta, hogy — az arzén kivételével — az egészségügyi határértéket megközelítő koncentrációk még nem jelentek meg; az arzén tartalom is csak megközelíti (33 µg/l) a ma érvényes határértéket (50 µg/l). Az arzén koncentrációja elsősorban a beszivárgás környezetének közettani összetételével kapcsolatos. A finomszemű, szerves anyagban dús mederüledékből kioldódó arzén koncentrációja a talajvízben a jövőben aszerint fog változni, hogy a továbbiakban milyen mértékben vesznek részt az ilyen szűrőfelületek a talajvíz utánpótlásában.

A vízkémiai vizsgálatok tapasztalatai

A szigetközi talajvizek utánpótlódását biztosító beszivárgó mederfelületek az elterelés, a tározótér feltöltés, a vízpótlások és a fenékküszöb hatására megváltoztak. A parti szondákból nyert vízminőségi adatok gyakorlatilag mindenütt az elterelés előtti állapothoz képest *reduktívabb beszivárgó vizeket* jeleznek. A 5 éve folyó vizsgálatok elegendő részletességű megismerést biztosítottak a különböző vízpótló ágakból (hullámtéri, mentett oldali) beszivárgó vizek vízminőségi állapotára — legalábbis a szerves alkotókat illetően.

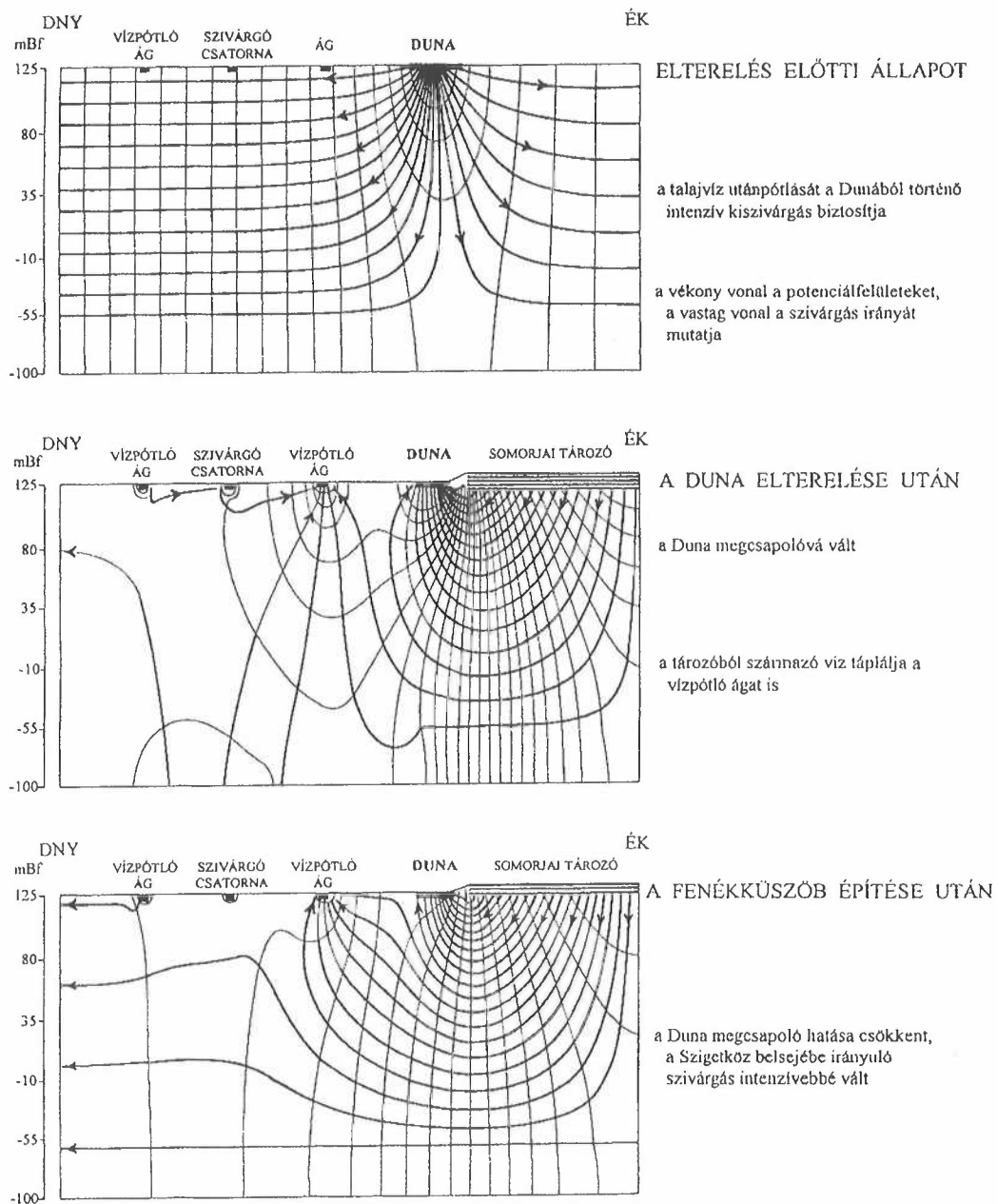
Az eddigi vizsgálati eredményekből megállapítható, hogy:

1. A parti szűrést biztosító mederszakaszok *in situ* vizsgálata a célszerűen telepített szondákkal, sekélyfúrásokkal megoldható.
2. A szigetközi térség felszín alatti vizeinek változását nyomon követő monitoring rendszerben e szondázásos és főleg sekélykutas észleléseknek kulcsszerepet kell biztosítani.
3. Az eddigi eredmények alapján látható, hogy a meder körüli zónában a víz–közet–élővilág kölcsönhatási folyamatok együttesen határozzák meg a zónán keresztül szivárgó víz minőségi viszonyait.

A hidrogeológiai vizsgálatok eredményei

A Duna elterelését követően alapvetően megváltoztak a Szigetköz felszín alatti vizeinek utánpótlási és megcsapolási viszonyai. Korábban a legfontosabb utánpótlást a kavicsos medrű Öreg-Dunaág jelentette. Ezt a szerepet az elterelés után a csúni és somorjai tározó részek vették át. A későbbiekben bonyolultabbá vált a helyzet, mert a különböző vízpótlások, majd a fenékküszöbös vízkormányzás életbelépésével a talajvizek utánpótlásában szerepet kapott a hullámtéri és a mentett oldali ágrendszer, a szivárgó csatorna és a Mosoni-Duna felsőbb szakasza, sőt a főmeder közvetlenül fenékküszöb fölötti 1 km-es része is.

A talajvízszint alakulásában az utánpótlási viszonyok mellett döntő a megcsapolási helyek vízszintjeinek szabályozó szerepe is. A korábban egyszerű kép (vagyis, hogy a fő megcsapoló az állandó vízszintű Mosoni-Duna alsóbb szakasza és a Hanság vidéke) az elterelés és a fenékküszöb építése után itt is bonyolulttá vált (9. ábra). Új megcsapolási helyek a főmeder alvizi szakaszai, a szivárgó csatorna és a vízpótló rendszerek egyéb, szintén alvizi helyzetű részei. Ebben az időben és térben rendkívül bonyolulttá vált rendszerben csak a nagyrészletességű tranziens háromdimenziós áramlási- és transzportmodellek kialakításától várhatjuk a folyamatok megfelelő leírását.

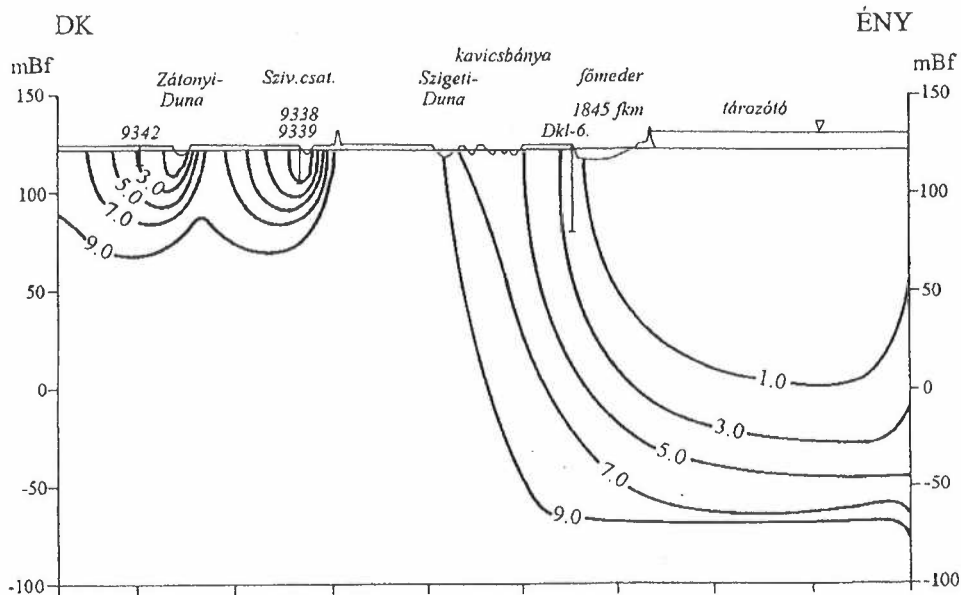


9. ábra. Hidrogeológiai szelvény a Dunára merőleges irányban Dunakilitinél (1845 fkm)

Hogy a bonyolult térbeli folyamatokat jellemző gondolati modellezést elősegítsük és a legfontosabb "trial and error" feladatrészeket gyorsan és áttekinthetően el tudjuk végezni előzetesen kétdimenziós permanens áramlási- és transzportmodellezést végeztünk. Ehhez a FLOTTRANS szoftvert használtuk és olyan vertikális szelvényben alkalmaztuk, melynél feltételezhető volt, hogy nyomvonala a felszín alatti vízáramlás irányát követi (10. ábra).

A 4400 m hosszúságban felvett szelvény Dunakiliti térségében indul, harántolja a Szigeti-Dunát, a vízpótló főágot Helénánál, a főmedret 1845 fkm környékén, majd a Somorjai tározó középvonalában fejeződik be. A szelvény a felszíntől a - 100 m tszf mélységig terjed.

Állandó nyomású részei a főmeder (122,46 m), a Helena ág (121,71 m) és a Dunakilitiben felvett határoló zóna (121,6 m). Az utánpótlás mértéke a tározóban $0,07 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$, a szivárgó csatornánál és a Szigeti-Dunánál $0,02 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$.



10. ábra. Szennyeződés transzport modellezés eredménye a dunacsúni tározó (somorjai tározó rész) és Dunakiliti között

A szelvény alsó 40 métere homok, ennek horizontális/vertikális szivárgási tényezője: $k_h/k_v = 10/0,5 \text{ m/d}$. A homok feletti, általában a talajvíz-felszínig tartó kavicsösszletre: $k_h/k_v = 250/12 \text{ m/d}$. A tározó alján levő iszapot egy 5 m vastag $k_h/k_v = 0,5/0,5 \text{ m/d}$ paraméterű réteggel jellemeztük (Ennek kb. azonos lehet a függőleges hidraulikai ellenállása a tározó fenekén lévő 0,5-1 m vastagságú iszapéval). A két magyarországi utánpótlódási ág nál a mederiszap: $k_h/k_v = 0,3/0,3 \text{ m/d}$ értékekkel volt jellemezhető (5 m vastag rétegre elosztva). A kialakult potenciáletteret jellemző ekvipotenciális vonalakat a szelvénybe eső észlelőkutak és szondák, valamint a terepi megfigyelések, vízszintmérések segítségével igazoltuk. Az utánpótlást biztosító mederfelület eltérő, mégpedig finomszemcsés és szerves anyagokban dúsabb, mint az eredeti Duna-meder beszivárogtató felülete volt. Az új utánpótlási felületekről induló vízminőség változásokat egy fiktív konzervatív jelző anyag transzportmodellezésével jellemeztük. A 100 egységnyi állandósult koncentrációval rendelkező jelzőanyag-forrásból kiindulva nyomon tudtuk követni a jelzőanyag terjedésének idő- és térbeli alakulását. Megállapítható, hogy a vizsgálatig eltelt 4 év alatt (körülbelül ennyi idő telt el az elterelés óta) a jelzőanyag 10%-nyi mennyisége már 2,5 km távolságban is megjelent - vagyis a szlovák oldalról kiinduló vízminőség hatások már jelentős mértékben átjuthattak Magyarországra.

Összefoglalás

A Duna magyarországi felső szakaszán végzett beavatkozások megváltoztatták és megváltoztatják a felszíni vizek áramlási sebességét, vízminőségét, a medrek állapotát. Azokon a helyeken, ahol e vizek jelentik a felszín alatti vizek utánpótlódását, a változásokat a ható mederszakaszokhoz lehető legközelebb telepített kutakkal, szondákkal lehet nyomon követni. A Magyar Állami Földtani Intézet 1994 óta rendszeres földtani monitoringot végzett a Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium (újabban Környezetvédelmi Minisztérium) megbízásából a Duna Rajka-Szap közötti szakaszán. A kutatások célja a beavatkozással érintett folyamszakasz mentén a felszíni víz-felszínalatti víz kapcsolatának dokumentálása és viszonyuk meghatározása a földtani képződményekkel. A rendszeres (évszakonkénti) mintavétel eredményei alapján adatokat kaptunk a legfontosabb változások idő- és térbeli elhelyezkedéséről (talajvízszint és fedőréteg kapcsolata, az elterelés ill. a fenékküszöb hatása, stb.) és ezeket a döntéshozók és a többi tudományág képviselőinek rendelkezésére bocsátottuk. A földtani adatokat egységes rendszerbe foglalva megkezdjük egy földtani információs rendszer kiépítését.

Irodalom

- BETHLEN A. 1893: A Felső-Duna szabályozása. - *Vízügyi Közlem.* 7:134-158.
- BREINICH M. ET AL. 1983: A dunai vízlepcsőrendszer koncepciójának kialakulása. - *Vízügyi Közlem.* 66(4): 483-501.
- CSOMA J. 1965: A Felső-Dunára vonatkozó tanulmányok értékelése. Az egységes főmeder kialakítását célzó vizsgálatok. - *Beszámoló a VITUKI 1962. évi munk.*: 172-184.
- CSOMA J. 1968: A felső-dunai mellékágrendszerek mederváltozása. - *Földr. Ért.* 17(3): 309-323.
- CSOMA J.- KOVÁCS D. 1981: Felső-dunai kisvízszabályozások hatásának vizsgálata. - VITUKI Adattár, Bp., kézirat.
- DON, GY.-KAISER, M.-MARS, I.-SCHAREK, P.-SÍKHEGYI, F.-SZEILER, R.-TULLNER, T.-ZSÁMBOK, I., 1993: Geological Setting of the Szigetköz - p. 63.+ 14 annexs. - Manuscript MÁFI Library.
- DON GY.- KAISER M. -MOLNÁR P.-NAGY P.-PENTELENYI A.-ROTÁRNÉ SZALKAI Á.- SCHAREK P. -ZSÁMBOK I. 1995: Hullámtéri észlelőrendszer bővítése és a felszínközeli képződmények szerkezeti elemzése a Szigetközben -Kézirat MGSZ Adattár, T 17031.
- DON GY.-HORVÁTH I.-KAISER M.-MOLNÁR P.-NAGY P.-PENTELENYI A.-ROTÁRNÉ SZALKAI Á.-SCHAREK P.-TÓTH GY.-ZSÁMBOK I., 1996: Földtani monitoring hálózat működtetése és az adatok értékelése a Szigetközben - Kézirat, MGSz Adattár p 166+5 Melléklet.
- DON GY. - HORVÁTH I. - SCHAREK P. - TÓTH GY., 1998: Földtani monitoring hálózat működtetése és az adatok értékelése a Szigetközben - Kézirat, MGSZ Adattár, p. 62 + Mellékletek és Függelék T 19066.
- HAJÓSY A. - SCHAREK P., TÓTH L., TÓTH GY., 1993: A Szigetköz földtani kutatásai - *Magyar Geofizika*, 34. 2. pp. 86-93.
- HORVÁTH I. -MOLNÁR P. - SCHAREK P. 1995: Földtani monitoring hálózat fejlesztése és működtetése a Szigetközben - Kézirat, MGSZ Adattár, T 17032.
- HORVÁTH I. - MOLNÁR P. - SCHAREK P. - TÓTH GY., 1997: Földtani monitoring hálózat működtetése és az adatok értékelése a Szigetközben - Kézirat, p. 69 + Mellékletek + Függelék, MGSz Adattár T 18763.
- JANÁK E. 1994: A Szigetközben végrehajtott "kárrelhárítás" hatásainak bemutatása. - ÉDUVIZIG, Győr, kézirat.
- JUHÁSZ J.1994: Az európai folyók csatornázása, a víziút-rendszerek kialakulása. - *Hidrol. Közl.* 74(5): 298-325.
- KÁROLYI Z. 1957: A Felső-Duna feltöltődő szakaszán észlelhető kavicslerakódás mennyiségének meghatározása. - *Vízügyi Közl.* 39(3): 169-190.
- LAZAY I. 1987: Folyószabályozás, ipari kotrás és a parti szűrésű vízbázis. - *Vízügyi Közl.* 69(3): 378-392.
- MARS I. - SCHAREK P. - ZSÁMBOK I. 1994: Talajvízszint és talajvízminőség térinformatikai vizsgálata a Kisalföldön - Kárpát-medence vízkészlete és vízi környezete I. pp.112-122.
- MOLNÁR P. 1991: A szigetközi Duna-szakasz partiszűrést biztosító mederanyagának aktuálgeológiai értékelése. - Kézirat, MÁFI Adattár.

- MOLNÁR P. 1994: A szigetközi Duna-szakasz aktuálgeológiai felmérése. In: Scharek P. et al.: Beszámoló jelentés az EK szakértői ajánlásaiban megfogalmazott... - Kézirat, MÁFI Adattár.
- PÜSPÖKI NAGY P. 1985: A Csallóköz vízrajzi képeinek története Strabon Geographikájától IV. Béla király koráig. - *Új Minden Gyűjtemény* 4: 63-124. Madách Kiadó, Bratislava.
- RÁKÓCZI L. 1981: A mederpáncélozódás kutatása a folyószabályozás szolgálatában. - *VITUKI Közl.* 30: 12-14.
- RÁKÓCZI L. 1989: Vízlépcsők hatása a hordalék- és mederviszonyokra. - *Vízügyi Közl.* 71(1): 5-24.
- RÁKÓCZI L. et al. 1993: Hidrológiai és medermorfológiai vizsgálatok a Duna felső szakaszán és a szigetközi ágrendszerekben. - VITUKI Adattár, Bp., kézirat.
- SÁRKÖZI Z. 1968: Árvizek, ármentesítés és folyószabályozás a Szigetközben és az Alsó-Rába vidékén. - Bp.
- SCHAREK, P., 1998: Geologic Base of Hydrogeological Study in NW Hungary - III. Hidrológiai Konferencia, A víz és a vízi környezetvédelem a Duna középső vízgyűjtőjében, Kolozsvár, Vol. I. pp. 221-226.
- SCHAREK P. (SZERK.) 1991: Magyarázó a Győr-Észak jelű térképlaphoz - A Kisalföld földtani térképsorozata 1:100 000, Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest p. 31.
- SCHAREK P. (SZERK.) 1991: Magyarázó a Mosonmagyaróvár jelű térképlaphoz - A Kisalföld földtani térképsorozata 1:100 000, Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest p. 35.
- SCHAREK P. ET AL 1991: A Szigetköz és a kapcsolódó térség földtani viszonyai - Kézirat, MÁFI Adattár.
- SCHAREK P. ET AL, 1994: Az Európai Közösség szakértői ajánlásaiban megfogalmazott hidrogeológiai feladatok elvégzéséhez alapadatok összeállítása és értékelése - Kézirat, MGSz Adattár: T 16 206.
- SCHAREK P. ET AL, 1994a: A Szigetköz hidrogeológiai és aktuálgeológiai állapotfelmérése, az adatok térinformatikai feldolgozása - Kézirat, MGSz Adattár: T 16693.
- SCHAREK, P. - TÓTH, GY., 1997: Geological and Hydrogeological assessment of nature conservation areas - In Láng, I. et al (ed.) Studies on the Environmental State of the Szigetköz after the Diversion of the Danube, pp. 9-12.
- SCHAREK, P.-TULLNER, T.-TURCZI, G., 1994: Die Nutzung geographischer Informationssysteme in der regionalen und angewandten Geologie - *Zeitschrift für Angewandte Geologie* 40. 2. pp. 87-91.
- SCHAREK, P.-TULLNER, T.-TURCZI, G., 1995: Digging deeper: Hungary's geological survey increases its GIS activity - GIS Europe May 1995, pp. 28-30.
- SCHAREK, P. -TURCZI, G.,-TULLNER, T 1995: Hungary's Geological Survey Increases its GIS Activity - *Global Link* 1995, vol. 1, No. 2, p. 4.
- SCHAREK P. - ZSÁMBOK I., 1992: A kisalföldi földtani térképezés hidrogeológiai eredményei a Szigetközben *Magyar Hidr. Társaság X. Országos Vándorgyűlése* IV. kötet pp. 79-88.
- TÖRY K. 1952: A Duna és szabályozása. - Akad. Kiadó, Bp.
- VÖLGYESI I. 1989: Időben változó talajvízszintek megcsapoló csatorna hatásterületén. - *Vízügyi Közl.* 71.
- ZORKÓCZY Z. 1969: A Felső-Duna szabályozása. - *Vízügyi Közl.* 51(1): 54-91.

A szerzők címe:

DON GYÖRGY

Magyar Állami Földtani Intézet
1143. Budapest, Stefánia út 14.
Tel: 251-09-99, fax: 251-07-03
E-mail: don@mafi.hu

HORVÁTH ISTVÁN

Magyar Állami Földtani Intézet
1143. Budapest, Stefánia út 14.
Tel: 251-09-99, fax: 251-07-03
E-mail: horvathi@mafi.hu

SCHAREK PÉTER

Magyar Állami Földtani Intézet
1143. Budapest, Stefánia út 14.
Tel: 251-09-99, fax: 251-07-03
E-mail: scharek@mgsz.hu

TÓTH GYÖRGY

Magyar Állami Földtani Intézet
1143. Budapest, Stefánia út 14.
Tel: 251-09-99, fax: 251-07-03
E-mail: toth@mafi.hu

A FELSZÍNI ÉS FELSZÍN ALATTI VIZEK SZINTVÁLTOZÁSAINAK ELEMZÉSE

LIEBE PÁL

Vízgazdálkodási Kutató Rt. Hidrológiai Intézet, Budapest

A Duna vízjárásának változása

1992 októberétől a Dunacsúny-Szap szakaszon (42 km hosszúságban) a Duna vízhozama 10-20 százaléka csökkent, szintje 3 métert süllyedt, a mellékágak főág felőli vízellátása pedig megszűnt.

1. ábra. Az ábrán az elmúlt nyolc év dunai vízhozama és vízállásváltozása látható három mércén

A folyam elterelése előtti korszakban a görbék lényegében azonos lefutásúak voltak. Az 1992 októbertől utáni időben azonban már nagy különbségek láthatók. A folyam teljes vízmennyiségének időbeli változását a pozsonyi (dévényi) mérce mutatja. A Duna elterelése miatti vízhozam és vízszint csökkenést a rajkai és a dunaremetei mérce tükrözi. A rajkai mérce a dunakiliti fenékküszöb fölött van, ezért 1995 júniusa (a fenékküszöb üzembehelyezése) után itt a vízszint emelkedett, miközben a folyam vízhozama lényegében változatlan maradt, és a víz sebessége jelentősen csökkent. A fenékküszöb alatti, remetei mérce mutatja az eltereléssel érintett Duna-szakasz duzzasztás nélküli vízjárását.

A dunakiliti fenékküszöb 1995. évi üzembeállítása újabb változást hozott: a mellékágrendszer felszíni vízhozamai és vízállásai a duzzasztással elért gravitációs vízpótlás eredményeként nőttek, de a hullámtéren a mellékágakban biztosított magas felszíni vízállások ellenére is hiányzanak az elterelés előtti időszakra jellemző, a teljes hullámtérre kiterjedő rendszeres árvízi elöntések. A fenékküszöb üzembehelyezése miatti duzzasztás alapvetően megváltoztatta Dunakiliti fölött a sebességviszonyokat, itt a víz sebessége mintegy tizedére csökkent, ami a finomszemű lebegtetett hordalék kiülepedésével jár.

A Duna és a talajvízszint összefüggése

A több száz méter vastagságot elérő szigetközi kavicstestben a felszín alatti vizek szintingadozásai igen szoros kapcsolatban álltak a Duna vízállás-változásaival az elterelés előtti időszakban. A szoros kapcsolat lehetővé tette, hogy a Duna vízhozamának, illetve ebből számítható vízállásának ismeretében a Szigetköz nagy részén számítással meghatározzuk az aktuális talajvízszintet. A számított értékek deciméter pontossággal egyeztek a mérésekkel. Az így kapott összefüggések alkalmasak arra, hogy meghatározzhassuk: mi lenne a Duna vízállása jelenleg elterelés nélküli állapotban, illetve hogyan alakulnának az ehhez tartozó talajvízállások. Véleményünk szerint az elterelés környezeti hatás-elemzésének a felszíni és felszín alatti vízszintekre vonatkozóan is ez az összehasonlítás az alapvető eszköze.

Az elterelés előtt, a laza homokos-kavicsos összletben gyorsan terjedt a dunai vízszintingadozás okozta nyomásváltozás: a dunai vízszint és a talajvízszint időszora szoros korrelációt

mutatott. A két mennyiség között egyszerű, lineáris függvény-kapcsolat állapítható meg.

Az összefüggés valamely rögzített földrajzi helyen mért dunai vízszint és egy kút vízszintje között a t időpillanatban:

$$h(t) = a * H(t-t_0) + b,$$

ahol

H :	dunai vízszint,
h :	vízszint a kútban,
a, b :	a kútra jellemző állandók,
t_0 :	a kút időkézése.

2. ábra. Az a, t_0 paraméterek a kút földrajzi helyétől függő, fizikai jelentéssel rendelkező állandók

Az a a vízszintingadozás csillapodásának mértéke, ami a Dunától távolodva csökken. A t_0 a talajvízváltozás időkézése a kútban, ez a Dunától távolodva nő. Az ábra a paraméterek térbeli eloszlását mutatja.

A talajvízszint változása

Az 1992-1998. évek időszakát az előbbieken elmondott elvek szerint vizsgálva, a talajvízszinteket meghatározó dunai feltételek változását a következőkben foglalhatjuk össze:

- a Duna vízhozama és vízállása az elmúlt hat évben is az azt megelőző időszaknak megfelelően változott a dunacsúnyi eltereléssel nem érintett szakaszokon, ugyanakkor Dunacsúny és Szap között a főágba a korábbi, 2000 m³/s körüli középvízhozam helyett 2-400 m³/s került (az utóbbi évek vegetációs időszakában több),
- a főág vízállása 3 m-rel volt alacsonyabb az elterelés utáni időszakban, mint az azt megelőző sok évi átlag (az utóbbi években 1-2 dm-rel magasabb, a vegetációs időszakokban 0,5-1 méterrel is).

A talajvízszint változásokat részterületenként különböző módon jellemezhetjük:

- a dunacsúnyi tározóhoz közeli talajvízszintészlelő kutakban a mért talajvízállások az elterelés után magasabbak voltak, mint az elterelés nélkül lettek volna, s ez a többlet a dunakiliti fenékküszöb üzembehelyezése után növekedett. A talajvízszint emelkedésének a Szigetköz felső részén nincs pozitív hatása, mivel itt általában nagyobb mélységben, a finomszemű fedőréteg alsó szintje alatt több méterrel helyezkedik el, s ezen, illetve a nedvesítési viszonyokon az emelkedés sem változtat,
- a Dunakiliti feletti szakaszon a fenékküszöb üzembehelyezése után a főágban a felszíni vízállás kb. 3 m-rel növekedett, s ennek a talajvízszintekre gyakorolt hatása is megmutatkozott, de a fedőréteg nedvesítettsége szempontjából itt sincs különös jelentősége,
- a Dunakiliti alatti hullámtéren az elterelés után a talajvízszintek az enélkül várható állapothoz képest 1-2 m-rel süllyedtek, az élővilág szempontjából igen fontos fedőréteg nedvesítettség csökkent. A fenékküszöb üzembehelyezése után az eredeti állapottól való eltérés mérséklődött a hullámtéri vízpótlások időszakában,

- a Szigetköz középső részén a mentett oldali területeken a talajvízszint süllyedése az előzőekhez képest jóval kisebb, 0,5 m-t meg nem haladó volt, s ezen a fenékküszöbös vízpótlás sem változtatott. Az egyéb hatások, mint pl. a Mosoni-Duna vízállásváltozásaié hasonló mértékűek,
- az alvívcsatorna szapi torkolata alatti szakaszon sem a Duna vízjárásában, sem a talajvízszintekben az elterelés nélküli állapothoz képest nem történt lényeges változás.

3. ábra. Az ábrán öt kiválasztott kút szemlélteti a Duna elterelésének különféle hatásait

A jelenségek jelentős függést mutatnak a földrajzi helyzettől. A vastag vonal a mért talajvízszint. A vékony vonal (modell) azt a szintet mutatja, ami akkor alakult volna ki, ha a Dunát nem terelik el a medréből.

A Raj9366 kút (MÁFI) a dunacsúnyi tározóhoz közel van. A folyam elterelése után a kútban a vízszint megemelkedett. A dunakiliti fenékküszöb üzembehelyezése után a vízszint tovább emelkedett a természetes állapothoz képest.

A Raj50 kút (MÁFI) a dunacsúnyi tározóhoz közel, közvetlenül a Duna-parton van. A Duna elterelése után a folyam megcsapoló hatására a kút szintje jelentősen csökkent. A dunakiliti fenékküszöb üzembehelyezése után a duzzasztott dunai vízszinttel együtt a kút szintje is emelkedett, az áramlás iránya azonban nem változott, a duzzasztott Duna is megcsapoló hatású.

A 152 kút (OVSZ) a Középső-Szigetközben, a mentett oldalon van. A Duna elterelése csökkentette a talajvíz szintjét. A vízpótlás hatására a szint emelkedett, azonban nem éri el a természetes állapotnak megfelelő szintet.

A Lip9440 kút (MÁFI) a Középső-Szigetköz hullámterében kialakult állapotot mutatja. A Duna elterelésének hatására a talajvízszint jelentősen csökkent.

A 63 kút (OVSZ) a Duna elterelésének hatásterületén kívül esik, szintjét nem befolyásolja a bösi vízlépcső működtetése.

A felszín alatti vizek áramlási iránya és sebessége lényegesen megváltozott az elterelés előtti állapothoz képest, még ott is, ahol a talajvízszint süllyedések kisebb mértékűek. A fő változás, hogy a Dunacsúny alatti szakaszon a főág megcsapoló jellegűvé vált, (az elterelés előtt átlagos viszonyok között a talajvíz táplálója volt), az áramlási irányok ennek megfelelően változtak. A Dunakiliti feletti szakaszon a fenékküszöb üzembeállítása után a főág erőteljesen megcsapoló jellege megszűnt, a dunacsúnyi tározóból kiszivárgó - várhatóan rosszabb minőségű - vizek itt a főág alatt átszivároghva, a magyar területeket is elérhetik.

Az előbbieken ismertetettek 1997-1998-ban sem változtak lényegesen, de ez nem jelenti, hogy hosszabb távon a mellékágrendszerben várható kolmatáció miatt további negatív hatások ne lépnének fel, amelyek a talajvízbe történő beszivárgást, vagyis a mesterséges hullámtéri talajvízdúsítás szerepét tovább mérsékelhetik.

A vizsgálatok azt mutatták, hogy a főág vízállásának emelése a talajvízszint emelés szempontjából hatékonyabb, mint a hullámtéri vízpótlás, még akkor is, ha a főági vízállások alacsonyabbak a talajvíz szintjénél, s így csak alulról, a megcsapolás mérséklése révén hatnak. Az eredeti állapotot az jelentené, ha a főág táplálná tartósan a felszín alatti vizet.

4. ábra. Az ábra 1995 nyarán, a fenékküszöbös vízpótlás időszakában mutatja a talajvíz-domborzatot és a modellt (azt a talajvíz-domborzatot, ami akkor alakult volna ki a vizsgált két hétben, ha a Dunát nem terelték volna el), valamint a két térkép különbségét

A talajvíz a szintvonalakra merőleges irányba szivárog. A két felső rajz összevetése szemléletesen mutatja a Középső-Szigetközben bekövetkezett változást: a talajvíz a Duna felé szivárog, a folyam megcsapolja a talajvizet. Ha a Dunát nem terelték volna el, akkor pont fordítva, ebben az időszakban a Duna táplálta volna a talajvizet, ezt mutatja a középső rajz.

Az alsó rajz a két felső különbsége; mutatja a változást a Duna elterelése nélküli állapothoz képest. A dunacsúnyi tározóhoz közel a talajvíz magasabb helyzetben van a dunacsúnyi és a dunakiliti duzzasztás hatására. A Középső Szigetközben a talajvízszint süllyedt, a hullámtéren eléri a 2-3 métert.

Összefoglalás

A szigetközi szakaszon a Duna 1992 októberi elterelése óta alapvető változások következtek be a felszíni és felszín alatti vizek mennyiségi viszonyaiban. Változások tapasztalhatók a mederviszonyokban és a vízminőségben is. A vízviszonyok változásai meghatározzák az egyéb környezeti elemekben bekövetkezett változásokat is.

A dolgozat a vízszintek változását, a változás mértékének ökológiai szempontot is kielégítő értékelését mutatja be az 1993-1998 időszakra. A cikk vázlatos áttekintést ad; a részletes elemzéshez a hullámtéren hiányoznak a megfelelő térbeli sűrűséggel elhelyezett figyelőkutak rendszeresen mért vízszint idősorai.

A szerző címe:

LIEBE PÁL

Vízgazdálkodási Kutató Rt.

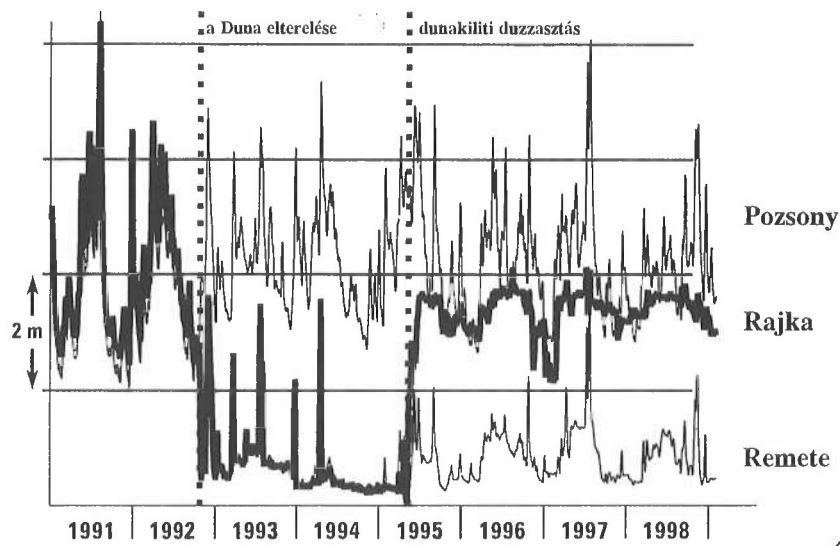
Hidrológiai Intézet

1095. Budapest, Kvassay Jenő u. 1.

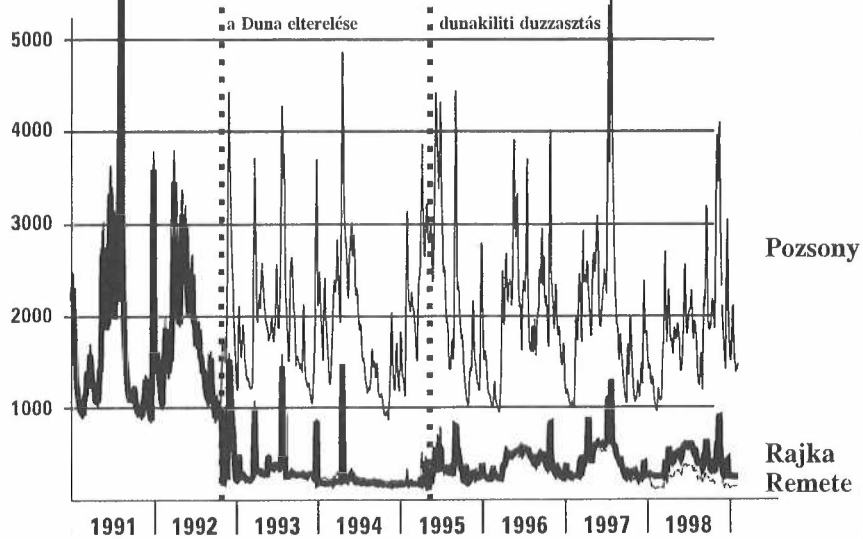
Tel.: 215-81-60, fax: 215-22-45

E-mail:

A Duna vízszintjének változásai (heti átlagok)



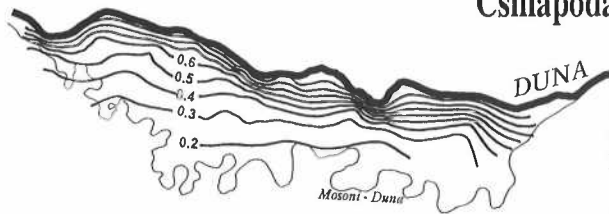
A Duna vízhozamának változásai [m³/s] (heti átlagok)



1. ábra. Az ábrán az elmúlt nyolc év dunai vízhozama és vízállásváltozása látható három mércén

Modell-paraméterek

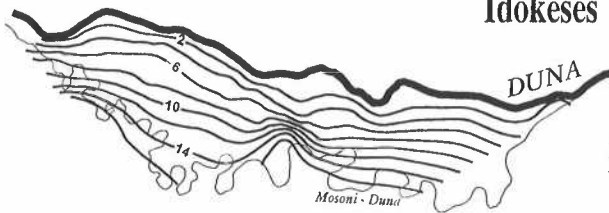
Csillapodás



A talajvízszint ingadozásának mértéke a Duna vízszintjének ingadozásához képest (az a paraméter számértéke).

A szintvonalak értékköze: 0.1

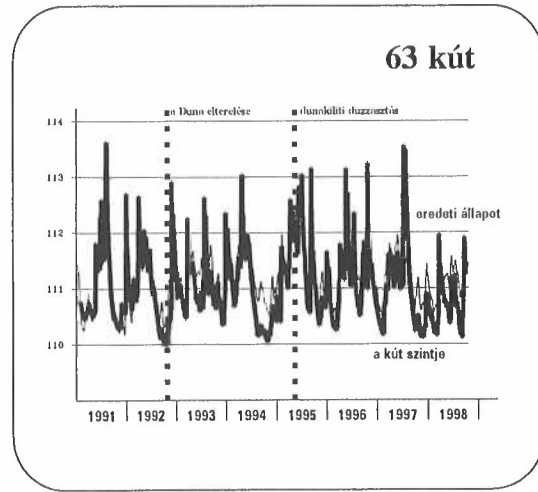
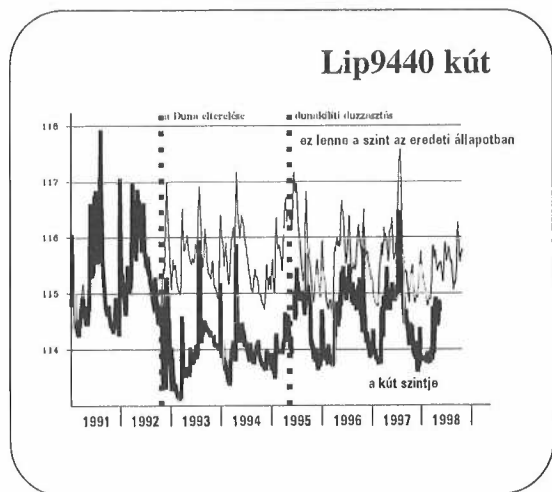
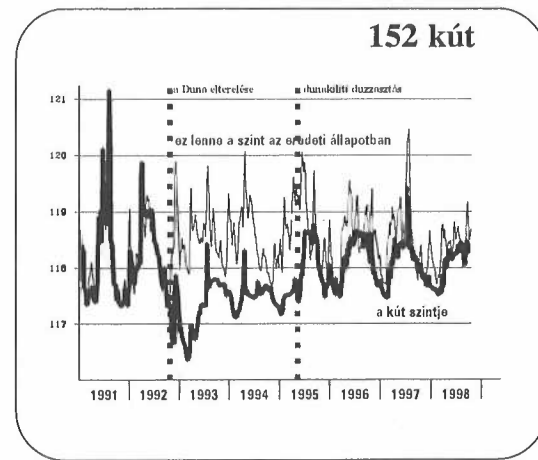
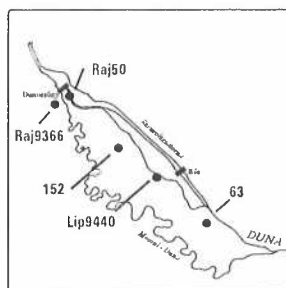
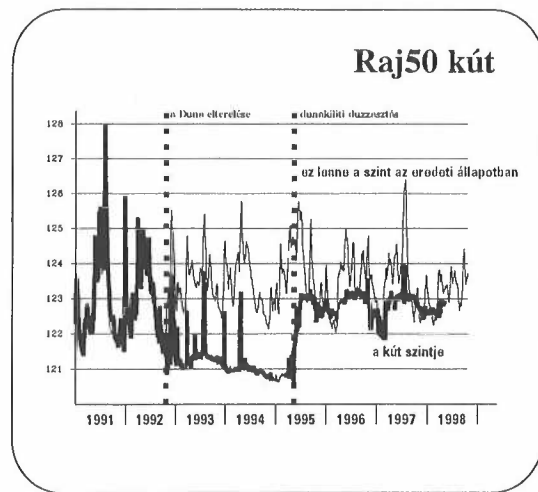
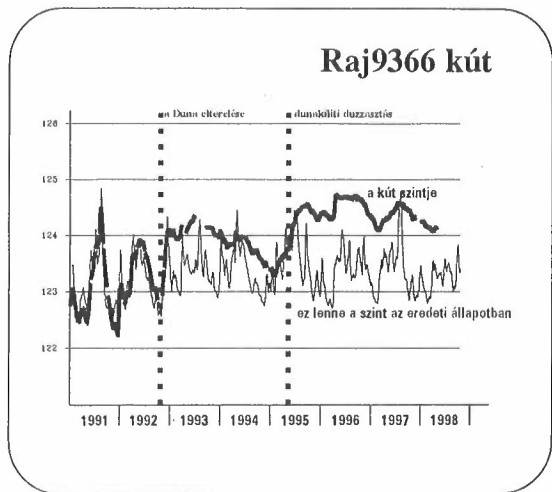
Időkésés



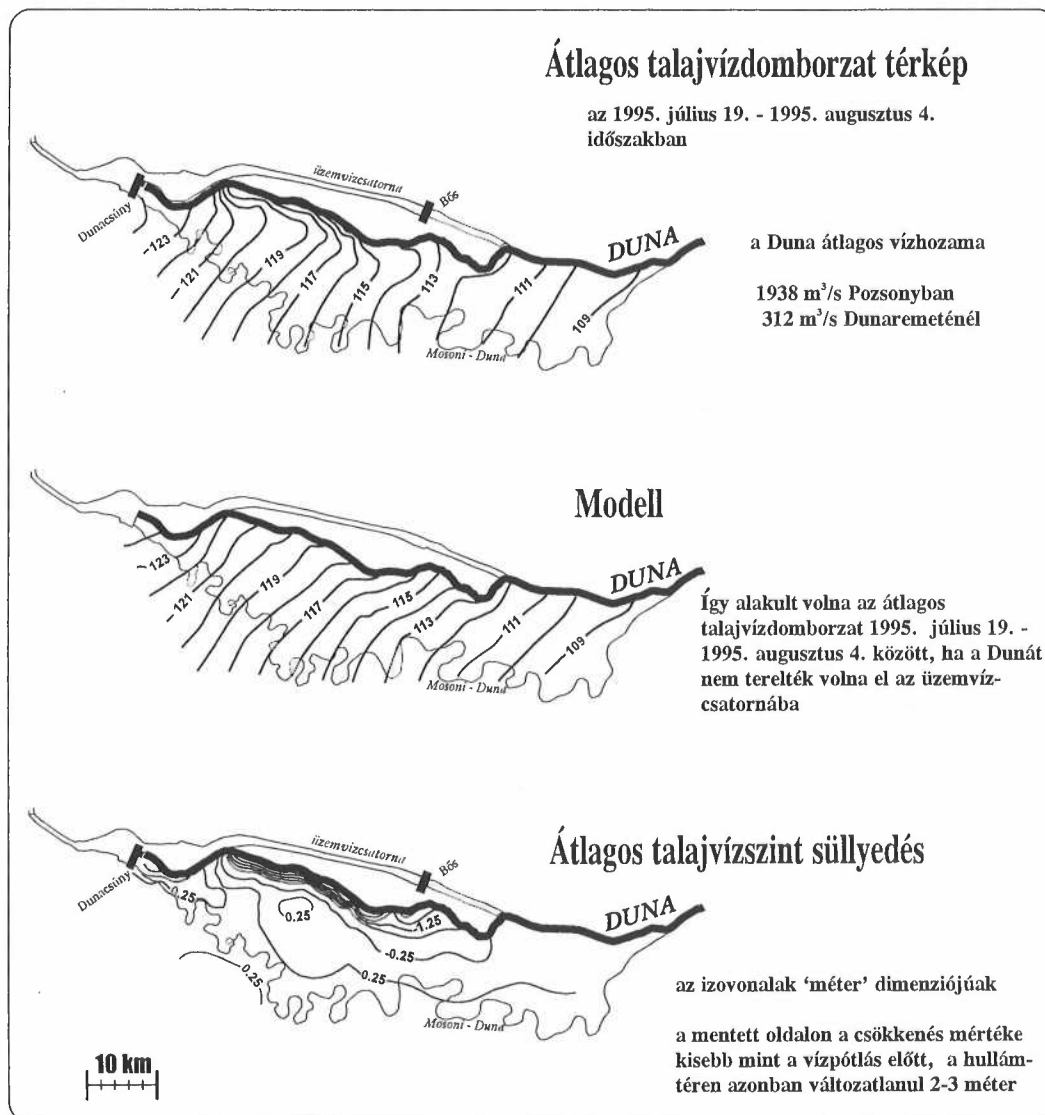
A talajvízszint változásának késése a Duna vízszintjének változásához képest (a t_0 paraméter számértéke).

A szintvonalak értékköze: 2 nap

2. ábra. Az a , t_0 paraméterek a kút földrajzi helyétől függő, fizikai jelentéssel rendelkező állandók



3. ábra. Az ábrán öt kiválasztott kút szemlélteti a Duna elterelésének különféle hatásait



4. ábra. Az ábra 1995 nyarán, a fenékküszöbös vízpótlás időszakában mutatja a talajvíz-domborzatot és a modellt (azt a talajvíz-domborzatot, ami akkor alakult volna ki a vizsgált két hétben, ha a Dunát nem terelték volna el), valamint a két térkép különbségét

A FELSŐ-DUNÁN ÉS A SZIGETKÖZI ÁGRENDSZERBEN VÉGZETT MEDERMORFOLÓGIAI- ÉS ÜLEDÉKVIZSGÁLATOK EREDMÉNYEI

RÁKÓCZI LÁSZLÓ- SASS JENŐ
Vízgazdálkodási Tudományos Kutató Rt., Budapest

Medermorfológiai és üledékvastagsági vizsgálatok

A Duna főmedrének és ágrendszerének évenkénti rendszeres vizsgálata 1992 óta folyik. A kutatási területet az *1. ábra* mutatja. A mérések, észlelések és értékelések a meder morfológiai viszonyaira, a meder anyagára, hordalékjárására, valamint a hullámtér fedettségi viszonyainak feltárására terjedt ki. Az 1970-es évek elején befejeződött korábbi hasonló, de kevésbé részletes vizsgálatok bővített újrakezdését az indokolta, hogy a folyam Dunacsúnnál történt elzárása, a vízhozam döntő részének átterelése a bösi erőmű üzemvízcsatornájába minden korábbi folyószabályozási beavatkozás hatását felülmúlóan alakította át a Szigetközi Duna és ágrendszereinek medrét, a felszíni és felszínalatti vizek levonulási, áramlási viszonyait.

A folyamatok feltárására 1992-1996 között éves gyakorisággal mértük fel a kb. 60 km-nyi főmedret, valamint az ágrendszereket 100 m-es sűrűségű keresztmetszvények formájában. A mederanyagból és lebegtetett hordalékból mintákat vettünk és az évenkénti állapotot, valamint a bekövetkezett változásokat ezek kölcsönhatásában határoztuk meg. Az eredmények azt mutatták, hogy az 1992-1995 között a Szapi alvízcsatorna torkolati szelvényét magába foglaló 1800-1826 fkm szakasz szélsőséges mederváltozásai (főleg az alvízcsatorna feletti szedimentáció) 1996-ban is fennmaradt.

1997-1998-ban a korábbi részletes mérések helyett csak az egymástól 1-1,5 km-re lévő VO szelvények felvételére került sor, így a medertérfogatok korábbi részletes összehasonlítására nem volt mód, azaz e neuralgikus szakasz jelenlegi részletes morfológiai állapotát nem ismerjük. Kritikus folyamszakasz ezen kívül a Dunakilitinél lévő fenékgát feletti Duna-szakasz, ahol az elterelés hatására a jelentős mederfeltöltődésen túl a parti zátonyok fejlődése szűkítette a középvízi medret. A zátonyokon megtelepedő sűrű szárazföldi növényzet a meder érdességét erőteljesen növelte. Kérdés, hogy ilyen hidraulikai viszonyok mellett a folyam vízszállító képessége elegendő-e egy nagyvízhozamú megosztott árhullám kártétel nélküli levezetéséhez. A főmeder „könnyített” vizsgálatának eredményeire a továbbiakban térünk ki.

A főmeder 1996-ban megszakadt részletes vizsgálatával szemben a mellékágak felmérése, a mederanyag és a hordalékviszonyok észlelése, az eredmények összehasonlító értékelése 1997-ben és 1998-ban is megtörtént. A mérések kiegészültek a mederfenéken található iszap területi és mélységi kiterjedésének meghatározásával. A vizsgálatot a 100 m-es sűrűségű felmérési szelvényekben szelvényen belül 5-10 m-es pontsűrűséggel hajtottuk végre.

A mederfelmérési eredmények szerint az Ásványi-ág hajóval járható kb. 5 km-es alsó szakasza (*1. ábra*) 1997-1998 között közel 40 ezer m³-t bővült, ami kb. 7 cm-es, a mérési pontosságot alig meghaladó, eróziót jelent. Az 1992-1998 időszak viszont még mindig 3 cm-es fajlagos szedimentációt mutat.

A Bagoméri-ág 5 km-es alsó szakasza (1. ábra) 1997-1998 között 15 cm-es fajlagos eróziót szenvedett el, de az 1992-1998. évi időszakra számított fajlagos mederváltozás még mindig 45 cm-es töltődést mutat.

A fizikai eljárással végrehajtott iszapvastagság mérésének eredményeként azt kaptuk, hogy az Ásványi-ágban 1998-ban kb. 190 ezer m³, a Bagoméri-ágban 115 ezer m³ finomanyag volt. Az 1997-es mérésekhez képest az iszap vastagsága Ásványnál 2 cm-t, Bagomérban 3,5 cm-t növekedett.

A mederváltozások, valamint az iszap mélységi kiterjedésének változása között tapasztalható némi ellentmondás magyarázatoként vegyük figyelembe, hogy a fenti számértékeket a vizsgált szakaszok összesített eredményéből képeztük, az alkalmazott osztályközök a mederváltozások vonatkozásában 0,5 m-es, az iszapváltozások vonatkozásában 0,2 m-esek. Figyelemre méltó ezentúl az is, hogy az 1997-1998. évi mérések időpontja között tekintélyes árhullám vonult le a Dunán. Ez különösen az Ásványi-ágban előidézhetette az évtizedek óta rétegesen lerakódó, eltérő szemszerkezetű mederanyag felső rétegének felszakítását. A kapott eredmények azt mutatják, hogy az 1992. évi beavatkozás hatása az eddig foganatosított vízpótlási eljárásoknak még ellenáll. A mederfenéken található iszapréteg pedig a felszíni és felszínalatti vizek kapcsolatát zavarhatja.

Mederanyag szemszerkezeti vizsgálatok

A Duna Rajka és Vének közötti főmedrének 1992 óta végzett rendszeres felmérését mederanyag mintavételek egészítik ki a medernyilvántartási (VO) szelvények meghatározott függélyeiben, tehát mindig azonos helyeken. A minták talajfizikai laboratóriumi elemzéséből készített szemszerkezeti görbék – keresztshelvényenként egy-egy lapra rakva – láthatóvá teszik a meder anyagának szemeloszlását a folyó szélessége mentén. A szemösszetételi görbék alakjából, illetve egy adott shelvényből származó minták görbéinek hasonló, vagy eltérő voltából következtetések vonhatók le arra nézve, hogy a mintavétel idején, illetve az azt megelőző időszakban a mederben milyen üledékdinamikai folyamatok játszódtak le. Ennek köszönhetően a mederanyag szemösszetételi vizsgálatának eredményei hasznosan egészítik ki az egymást követő mederfelismerések összevetése alapján tett megállapításokat a meder kimélyülésére, illetve feltöltődésére vonatkozóan. Általuk ugyanis a mintázott medersáv mozgó vagy álló jellegére is következtetni lehet, valamint a kimosódási és hordalék-lerakódási tendenciákat akkor is ki lehet mutatni, amikor a meder szintváltozásai geodéziai módszerekkel még nem mérhetők megbízhatóan.

Főmeder

1998-ban a Rajka és Szap között az Öreg-Duna főmedrében az üledék dinamikája nem változott lényegesen és látványosan. A kicsiny fenntartó vízhozam csekély hordalékmozgató képessége miatt az üledékdinamika és a mederváltozások üteme itt egyébként is jóval mérsékeltebb, mint a Szap alatti szakaszon. A Duna elterelése idején igen állékony, nagyrészt durva kavicsos burkolt meder felszínét sem az említett vízhozam, sem az árvizek ritkán idevezetett rész-vízhozama nem tudta jelentős mértékben és tartósan feltörni, átalakítani. Az egyetlen kivétel az 1997. évi kettős árhullám volt – ennek az Öreg-Dunába vezetett része az eddigi legnagyobb vízhozam az elterelés óta – amely két ízben is meghaladta a 2000 m³/s

értéket. Ennek hatására a páncélozódott mederfelszín több helyen is fellazult és részben innen, részben más erodálódott meder-szakaszokról a korábbi években tapasztaltakhoz képest több finomabb szemösszetételű üledék mosódott ki és vonult le a mederben a szokottnál intenzívebben haladva.

A mederanyag szemösszetételi görbéinek alakja 1998-ban már mindenütt a mederanyag eredetihez hasonló szemeloszlásának helyreállítását mutatta. Az aprókavics és homok újra lelassult, és főként a kisebb rész-árhullámok levonulási idejére korlátozódó mozgását bizonyította az álló meder felszínén. Ugyancsak nyomon követhető a lebegtetett hordalék lerakódott igen finom szemcsefrakcióinak eltűnése az árvizes időszakokban, majd újbóli kiüledése a leglassúbb áramlású helyeken. Mindez az alluviális vízfolyásoknak a dinamikus egyensúly megteremtésére, illetve helyreállítására irányuló szüntelen törekvését szemlélteti. Állandó jellegű lerakódási zóna csak az 1843 fkm szelvényben épített fenékküszöb előterében és a Szapi alvízcsatorna dunai torkolata felett több km hosszban állt elő.

Az Öreg-Dunához képest igen élénk mederváltozásokat lehetett kimutatni Szaptól Vénekig. A Szappal szemközti partszakasról az 1992 utáni években kimosott igen nagy mennyiségű homokos kavicsanyag hatalmas zátonyok formájában mára nagyrészt eljutott Nagybajcs alá, a maradék pedig ellapult, és felszínének bepáncélozódása miatt lelassult, vagy megállt. A szakaszra jellemző 100 VO szelvény helyét az 1. ábra, az 1998. évi mederanyag mintáinak szemszerkezetét a 2a. ábra, a szelvény 1996-98. évi állapotát a 2b. ábra mutatja. A zátonyvándorlás sebessége az 1997. júliusi – ezen a szakaszon 6500-7000 m³/s csúcsvízhozamú – árhullámok levonulása alatt átmenetileg megnőtt a korábbi években tapasztalt előrehaladási ütemhez képest. A több mint egy hónapos lassú apadási időszakban az addig laza állagú zátonyok tetején minden korábbinál hatékonyabb, igen állékony kavicskéreg képződött. Ezeket a folyamatokat – összhangban az utóbbi években kimutatott mederváltozásokkal – a mederanyag szemösszetételi görbék jól szemléltetik. Nagybajcs alatt a mederváltozások méter rendűekké váltak és mederanyag minták zöme is vegyes anyagú, mozgó mederre utal. A szakasz mederanyaga és meder keresztmetszetének változása a 104 VO példáján (1., 3a., és 3b. ábra) látható.

Nagybajcs környéke évtizedek óta „hírhedt” rossz gázlós szakasz, ahol a hajózási vízmélység fenntartása érdekében rendszeresen kotorták a kisvízi medret. A Bösi Vízerőmű üzembe helyezése óta az említett zátonyképződés és mozgás következtében a hajózási nehézségek nemcsak Nagybajcs előtt, hanem egészen Gönyűig fokozódtak. Ezek a zátonyok azonban egyben természetes küszöbök is, amelyek a felettük lévő több km hosszú folyószakaszon visszaduzzasztva a kisvizeket, növelik a hajózási vízmélységet az év ebből a szempontból legkritikusabb időszakaiban. Kotrásuk tehát igen kényes feladat, mert ha az nem csupán a hajóút legkisebb előírt méreteinek kialakítására irányul, hanem túlkotráshoz vezet, akkor a felette levő szakaszon nemcsak a hajózás, hanem a partmenti sáv talajvízállása szempontjából is káros mértékű vízszintcsökkenés állhat elő.

Megállapítható, hogy az 1997. és az 1998. évi mederfelvételek között eltelt időben az 1997. júliusi kettős árhullám vízhozam csúcsát elérő vagy meghaladó árhullám nem vonult le a Dunán és így az Öreg-Duna sem vezetett 1000 m³/sec körüli vagy azt jóval meghaladó olyan vízhozamokat, amelyek akkor haladtak át rajta. Így nem került sor a bepáncélozódott durva kavicsmeder felszakadására sem.

Itt is emlékeztetünk arra, hogy amíg az elmúlt években a főmeder alakulását 100 m-enkénti szelvényezéssel részletesen tártuk fel, addig 1997-98-ban csak az egymástól 1-1,5 km távolságban lévő VO-szelvények felvételére került sor. Ennek következtében nem készültek szintvonalas térképek a meder domborzatáról, továbbá a 100 m hosszú rész-szakaszok

kimélyülését, illetve feltöltődését feltüntető medertérfogat hossz-szelvények sem. Az említett grafikus eredmények hiánya jelenleg nem teszi lehetővé a VO szelvények mederanyag mintáinak elemzése útján tett megállapítások érvényének kiterjesztését a szomszédos VO szelvények közötti mederszakaszokra.

A mederanyag minták szemösszetéti elemzési eredményeinek összevetése a mederváltozásokkal rámutatott a Felső-Duna főmedrének arra a sajátosságára, hogy az eredeti kavicsmeder páncélozódott része az elterelés óta gyakorlatilag mozdulatlan. Így a felszíni mintegy öt cm vastag réteg vagy kizárólag durva kavicsból áll, vagy a mintavétel módszeréből következően a mintába kerültek e páncélozódott meder felett átvonuló görgetett hordalék aprókavics és homokfrakciói is. Az 1992 óta nem természetes vízjárású Öreg-Duna két duzzasztott szakaszán még változó vastagságú iszapréteg is megjelenik a kavics felszínén. A mintavevő gyakran sekélyebben hatol be az említett laza átmeneti fedőrétegbe és nem éri el a kavics mederfeneket. Ilyenkor a minták szemeloszlása félrevezető lehet a lerakódott réteg vastagságát illetően. Megállapítható tehát, hogy a szemszerkezeti elemzés a rétegvastagság becslésére nem alkalmas, viszont hasznos felvilágosításokkal szolgálhat a mederváltozások minőségére, azaz a feldurvuló, tehát erodálódó, illetve a finomodó, tehát feltöltődő medersávok számára és szelvénymenti elhelyezkedésére vonatkozóan. A Szapi alvízcsatorna betorkolásától Vénekig terjedő folyószakaszon, ahol a mederalakulás, illetve zátonyvándorlás az elmúlt hat évben rendkívül hevesse vált, a minták szemeloszlási görbéinek alakja alapján megbízhatóan szét lehet választani a szelvények laza, mozgásban lévő és páncélozódott, tehát még, vagy már állékony szakaszait. Ilyen szempontból megállapítható, hogy a mintaelemzések eredményei a VO szelvények túlnyomó többségében összhangban voltak a mederdinamikai folyamatok mintavételkor érvényes fázisaival.

Mellékágak

Az Ásványi és a Bagoméri ágrendszer főmedrének anyagát 1997-ben is vizsgáltuk, így az 1998-ban azonos helyeken vett minták laboratóriumi elemzési eredményeit az előbbiekkal összehasonlítva lehetett értékelni. Kitűnt, hogy az 1997-ben az ágakba is bejutó és a fenntartó vízhozaménál jóval nagyobb lebegtetett hordalék-töménységű árvíz mérsékelten növelte a mederben lerakódott üledék mennyiségét. A feltöltődés inkább az ágak felső végén volt kimutatható, míg az alsó részen az apadáskor Dunacsúnnál hirtelen megszüntetett vízeresztés hatására gyorsan távozó víz helyenként még kimosásokat is okozott az előző évi állapothoz képest. Az üledék igen finom szemcséjű, mivel döntő részben a lebegtetett hordalékból származik, így szemösszetétele nem mutat lényeges változást sem a hely, sem az idő függvényében. Az időnként az ágakba jutó víz a laza üledékbe keskeny csatornát vájva folyik le és sodorvonala jól nyomon követhető. Az erősebb sodrású vízfolyás helyenként egészen a durva kavics mederig kimossa az üledéket, ezért a minta anyaga itt kavicsossá válik.

Megállapítható, hogy a vizsgált két ágrendszer közül az Ásványi az aktívabb vízmozgás és mederalakulás szempontjából. A Bagoméri-ágrendszer egész évben a Szapi alvízcsatorna főmederbeli visszatorkollása által keltett visszaduzzasztás hatásterébe esik. 1997-ben mindkét ágrendszert május-június hónapban mértük fel és mintáztuk. Így az 1998. évi mérési eredmények tükrözik az előző év júliusi kettős árhullámának hatását az azóta eltelt árvízmentes időszak ellenére. Amint várható volt, a mederanyag szemszerkezete markánsabban változott az Ásványi-ágrendszerben, ugyanis a főmederből oda bejutott víz többé-kevésbé aktivizálta az ágakban a vízmozgást és így a hordalékjárást is. Az év túlnyomó

részében uralkodó kisvizek idején a Bósi Vízierőmű üzemrendjétől függő gyakorisággal fellépő vízszintingadozások ellentétes irányú vízmozgásokat keltenek az Ásványi-ágrendszer alsó szakaszán és a Bagoméri-ágrendszer legnagyobb részén. Ezek kisebb mértékű, de sokkal tartósabb hordalékmozgást, illetve mederalakulást okoznak, mint az árhullámok. Az utóbbiak ilyen hatása a Bagoméri-ágrendszerben inkább csak a lebegtetett hordalék töménységének átmeneti megemelkedése révén érvényesül. Az évenként azonos szelvényekben és függvényekben ismételt mederanyag mintavételek legfontosabb tanúsága mindkét ágrendszer esetében az, hogy a kimosódások és lerakódások minden mérési szelvényben szakaszosan változnak. Ez a periodikus ismétlődés arra mutat, hogy a bejutó vagy helyben felkeveredett hordalék még lebegtetve sem tesz meg hosszú utat, hanem nyugalmi időszakokkal tarkított szakaszos mozgást végez.

Összefoglalás

A Duna főmedrének és ágrendszerének morfológiai, mederanyag minőségi, hordalék- és vízjárási vizsgálata 1992 óta folyik. Az eltelt időszak észlelési, mérési eredményei azt mutatják, hogy az elterelés hatására a Szapi-alvízcsatorna hatásterületén (1800-1826 fkm) bekövetkezett szélsőséges mederváltozás – főleg a torkolat feletti szedimentáció – jelenleg is fennáll. Az ágrendszerekben kialakult feltöltődés ma már nem folytatódik. Az 1997-98 időszakban a medertérfogat ugyan növekedett, de az 1992 előtti értéket még érte el. A mederfenéken kiüledett iszap 1997-hez képest néhány cm-t vastagodott.

A mederanyag szemszerkezetének és a bekövetkezett mederváltozásoknak összehasonlító értelmezése azt mutatja, hogy a Rajka és a fenékküszöb közötti Duna-szakaszon szinte kizárólag homokanyagú görgetett hordalék szállítás folyik. A küszöb feletti mintegy 1,5 km-en újabb homok-, illetve iszaplerakódás ment végbe, „pótolva” az 1997. évi árhullámok során innen kimosódott finomszemcsés anyagot.

A fenékküszöb alatt az 1997-ben fellazult, durva kavicsmeder 1998-ra jórészt újra páncélozódott és felette aprókavics, valamint homok vonult lefelé sávok alakjában. Az átmenetileg töltődő és mélyülő keresztzelvények periodikusan változtak. A lebegtetett hordalékéhoz hasonló szemösszetételű igen finom anyag általában csak a gyenge vízmozgású parti sávokban rakódott le, kivéve a Szapi alvízcsatorna visszatorkollása feletti változó hosszúságú duzzasztott teret, ahol a szelvények bármely sávjában előfordult feliszapolódás.

Az alvízcsatorna torkolata és Vének között a Szappal szemközti partszakaszról korábban kimosott nagymennyiségű homokos kavicsanyag továbbszállítása fokozatosan tovább tartott, lassú, szakaszos mozgású zátonyok formájában. Az 1997. évi árhullámok egy időre ugyan meggyorsították ezt a mozgást, azonban az apadás és az azt követő kisvizes időszak kedvező hidraulikai feltételeket teremtett a zátonyok felszínének részleges páncélozódására.

Irodalom

- RÁKÓCZI, L. - SASS, J. (1995): A Felső-Duna és a Szigetközi mellékágak mederalakulása a Dunacsúni duzzasztómű üzembehelyezése után. *Vízügyi Közlemények*, 1995. 1-2. Budapest.
- VITUKI RT. (1992-98): A Felső-Duna és a Szigetközi ágrendszer környezetállapotának vizsgálata. Összefoglaló jelentések, 1992-98., Budapest.

A szerzők címe:

RÁKÓCZI LÁSZLÓ

Vízgazdálkodási Tudományos Kutató Rt.

1095. Budapest, Kvassay Jenő u. 1.

Tel: 215- 61-40, fax: 215-04-40

E-mail: lrakoczi@elender.hu

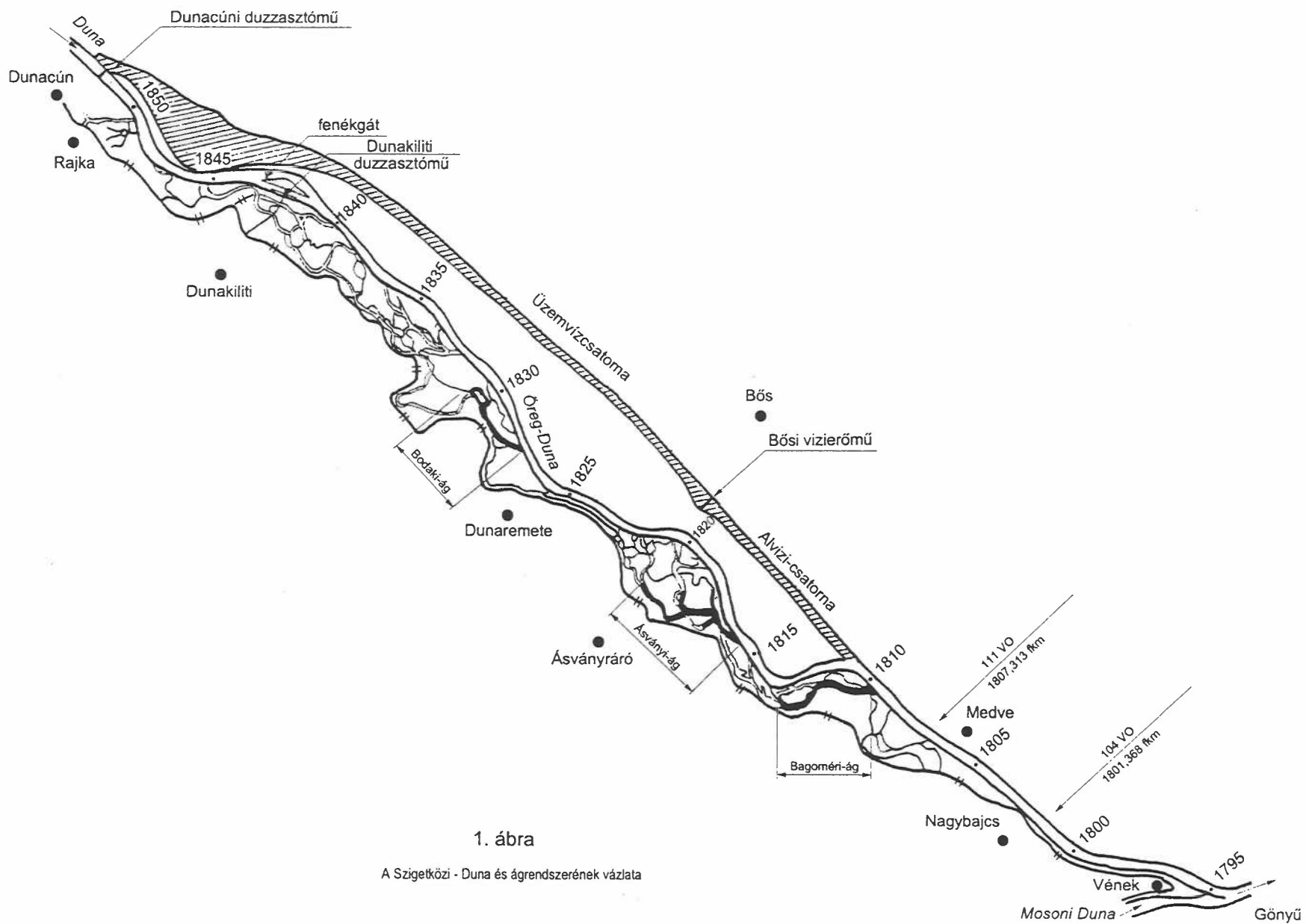
SASS JENŐ

Vízgazdálkodási Tudományos Kutató Rt.

1095. Budapest, Kvassay Jenő u. 1.

Tel: 215-61-40, fax: 215-04-40

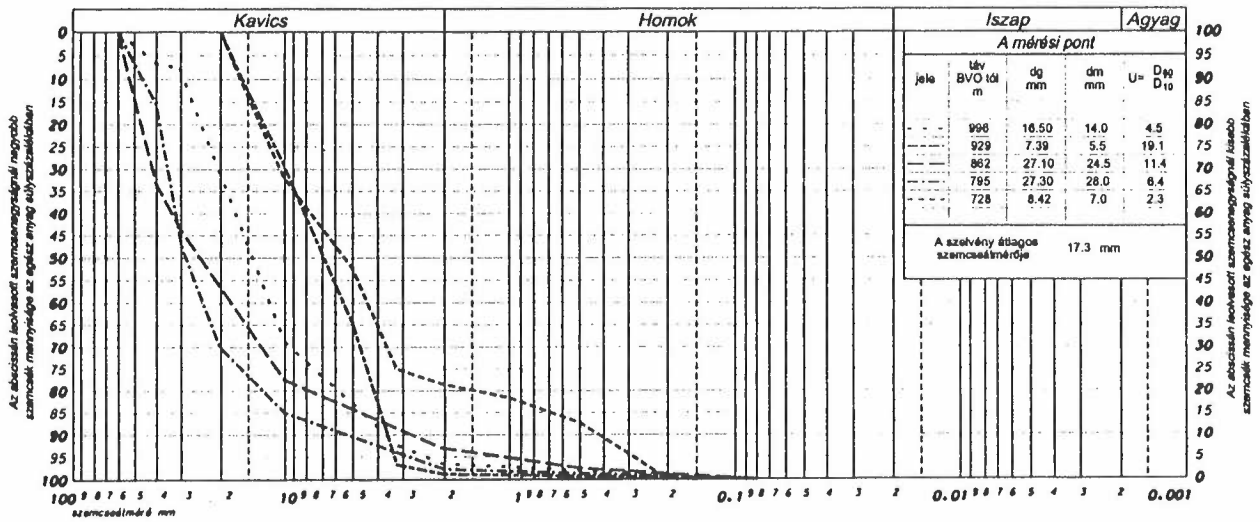
E-mail: sassjeno@vituki.hu



1. ábra

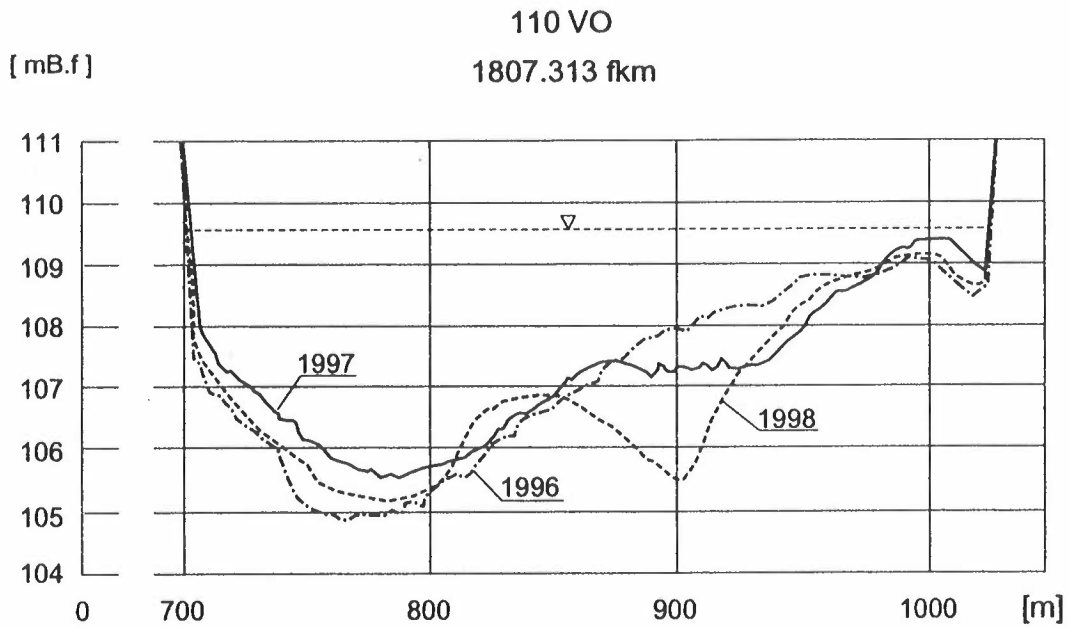
A Szigetközi - Duna és ágrendszerének vázlata

110 VO
1807.313 fkm



2a. ábra

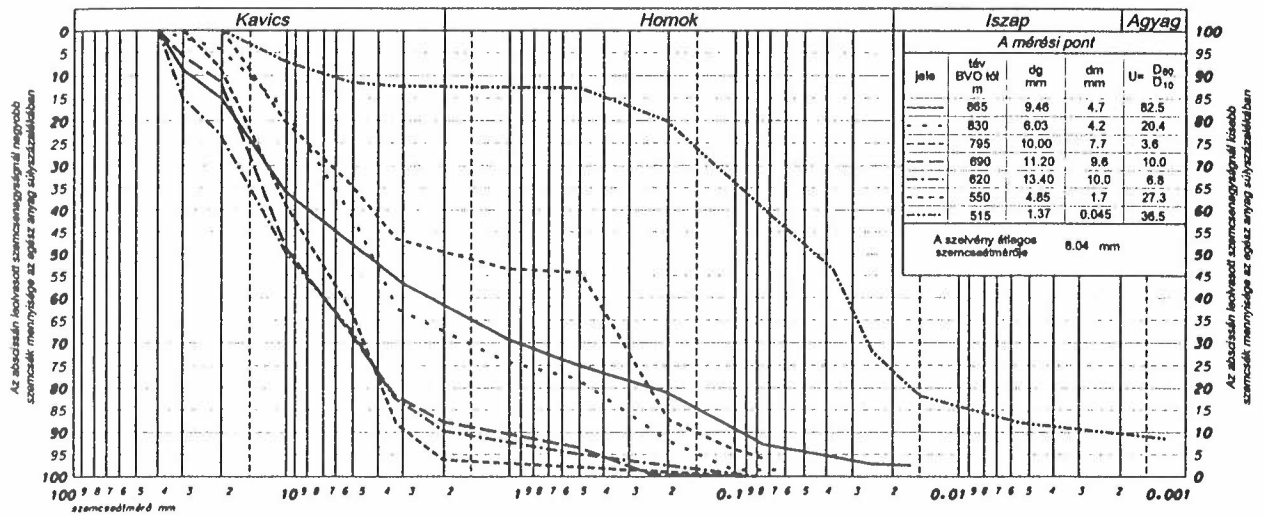
A nyilvántartási szelvény 1998. évi szemszerkezete



2b. ábra

Az 1996 - 98. évi mederszelvények

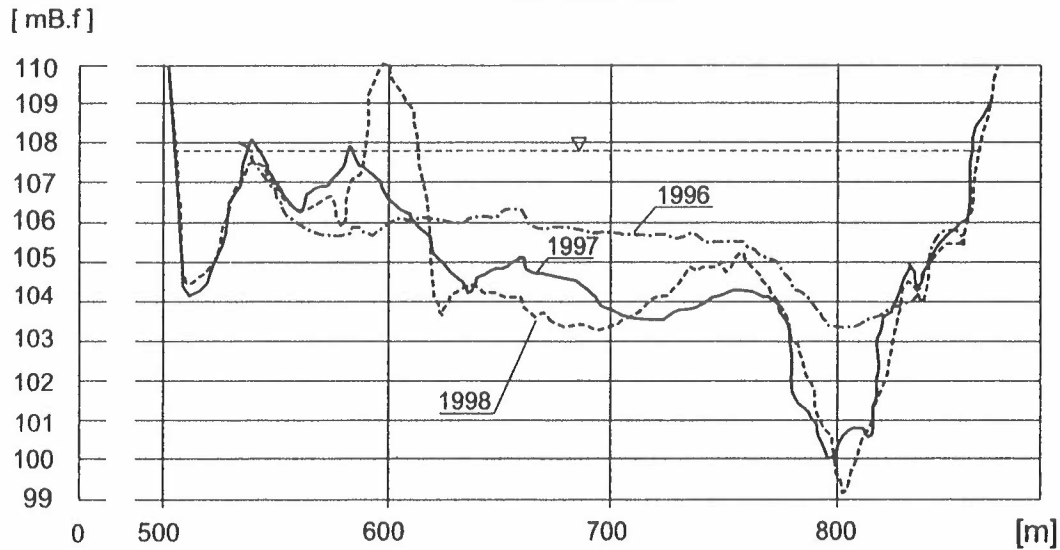
104 VO
1801.368 fkm



3a. ábra

A nyilvántartási szelvény 1998. évi szemszerkezete

104 VO
1801.368 fkm



3b. ábra

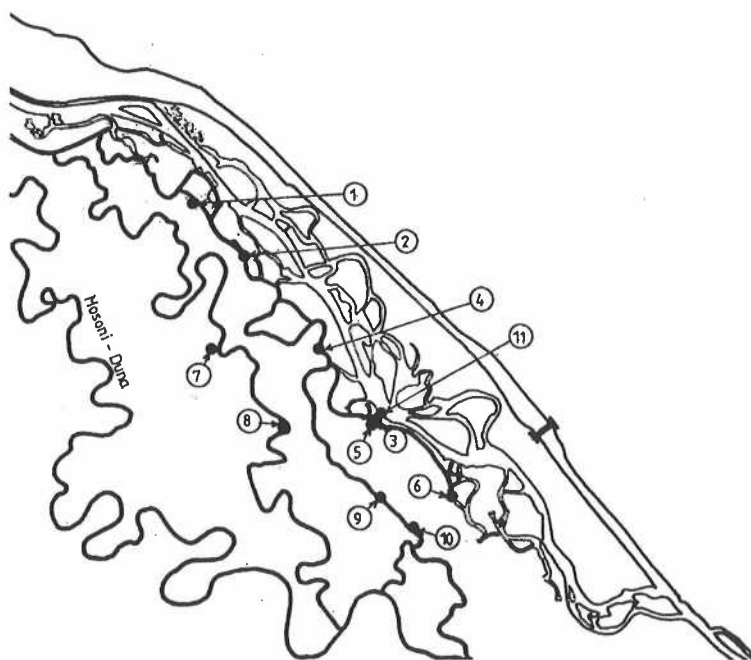
Az 1996 - 98. évi mederszelvények

SZIGETKÖZI ÁGRENSZEREK MELLÉ TELEPÍTETT FIGYELŐ KÚTCSOPORTOKBÓL VETT MINTÁK VÍZMINŐSÉG-VIZSGÁLATI EREDMÉNYEINEK ÉRTÉKELÉSE

LÁSZLÓ FERENC

Vízgazdálkodási Tudományos Kutató Rt., Budapest

A szigetközi mellékág-rendszerben történő beszivárgás hidraulikai és vízminőségi hatásának vizsgálatára 1994-ben tizenegy kútcsoport létesült a mellékág-rendszer jellemző pontjain (1. ábra).



1. ábra. A szigetközi mellékág-rendszerben 1994-ben létesített kútcsoportok elhelyezkedése

A létesítés óta eltelt időszakban változó gyakorisággal — az utóbbi években általában évente egyszer — került sor a mintázható kutak vízminőségi vizsgálatára.

1998-ban kilenc kútcsoportban volt lehetséges mintavétel. Az 1. táblázatban közölt vizsgálati eredmények szerint — a korábbi évek mérési eredményeihez hasonlóan — a mentett oldali vízfolyások mellé telepített kútcsoportokban (7., 8., 9., 10. kútcsoportban) anaerob körülmények jellemzőek, ami nyilvánul a redukált oldott vas és mangán megjelenésében, általában az ivóvízben megengedett mennyiség feletti átlagkoncentrációban. További sajátosság a mentett oldali kútcsoportokban a nitrát eltűnése; ezekben a vizekben 1 mg/l alatti a nitrát koncentráció. A redukáltabb nitrogénformák (nitrit, ammónium) koncentráció eloszlása kevésbé jellegzetes.

A hullámtéri mellékág-rendszer mellé telepített kútcsoportokban (1., 3., 4., 5.) vegyesen fordulnak elő az ivóvíz-minősítési határértékek szerint megfelelő, tűrhető és nem elfogadható vas, mangán, ammónium koncentrációk.

1. Táblázat
1998-ban a kútcsoportokban mért nitrogénformák, továbbá a vas és a mangán minimum, átlag és maximum koncentrációi

Kútcsoport	Ammónium (mg/l)			Nitrit (mg/l)			Nitrát (mg/l)		
	min.	átlag	max.	min.	átlag	max.	min.	átlag	max.
1.	0,04	0,10	0,31	0,01	0,03	0,05	<1,0	3,3	5,8
3.	0,10	0,80	2,7	0,04	0,11	0,17	<1,0	2,2	10,0
4.	<0,02	0,35	2,3	<0,01	0,02	0,05	<1,0	4,1	7,7
5.	0,05	0,16	0,23	0,09	0,10	0,13	<1,0	2,0	4,0
7.	0,07	0,26	0,44	<0,01	0,01	0,01	<1,0	<1,0	<1,0
8.	0,09	0,53	1,0	0,01	0,02	0,04	<1,0	<1,0	<1,0
9.	0,03	0,17	0,26	<0,01	0,01	0,02	<1,0	<1,0	<1,0
10.	0,07	0,32	0,82	<0,01	0,01	0,02	<1,0	<1,0	<1,0
11.	0,05	0,08	0,10	0,04	0,05	0,05	<1,0	<1,0	<1,0

Kútcsoport	Vas (mg/l)			Mangán (mg/l)		
	min.	átlag	max.	min.	átlag	max.
1.	<0,01	0,21	0,60	<0,03	0,05	0,07
3.	0,03	0,07	0,21	<0,03	0,03	0,04
4.	0,03	1,4	9,6	<0,03	0,11	0,67
5.	0,07	0,36	0,63	0,04	0,09	0,20
7.	0,35	0,92	1,2	0,26	0,35	0,51
8.	2,9	5,8	11,5	0,36	0,81	1,3
9.	0,03	1,6	4,8	0,03	0,13	0,29
10.	0,04	3,5	17,4	0,09	0,37	0,53
11.	0,13	1,0	1,9	0,15	0,24	0,33

A szerző címe:

LÁSZLÓ FERENC
Vízgazdálkodási Tudományos Kutató Rt.
1095. Budapest, Kvassay Jenő u. 1.
1453. Budapest, Pf. 27.
Tel.: 215-61-40, fax: 216-15-14
E-mail: laszloferenc@vituki.hu

NEHÉZFÉMEK BIOMONITOROZÁSA A SZIGETKÖZBEN 1987–1996 KÖZÖTT

OERTEL NÁNDOR
MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet
Magyar Dunakutató Állomás, Göd

Bevezetés

A Szigetközi monitoring rendszer hidrobiológiai észlelő-kutató tevékenysége keretében 1987 és 1996 között vizsgáltuk a víz, a lebegőanyag nehézfémkoncentrációit, a hínárnövényzet, valamint a kagylók és csigák nehézfémakkumulációját. Az eltelt egy évtized alatt vizsgálataink kiterjedtek a Duna főágára (Öreg-Duna), a hullámtéri és mentett oldali mellékvizekre ill. a Mosoni-Dunára.

Tevékenységünk elsődleges célja - és egyben eredménye is - az volt, hogy a Duna teljes magyarországi szakaszán folyó nehézfémvizsgálatok keretében első ízben szolgáltatassunk adatokat az egész folyó szempontjából kiemelt funkciót betöltő nedves élőhely (wetland) minél több kompartmentjére. A biomonitorozás során annak több funkcióját (eszköz, jelzés, előrejelzés, kontroll) és különböző technikáit (aktív, passzív) alkalmaztuk (OERTEL 1998a).

A nehézfémvizsgálatok eredményei - megfelelő szempontok szerint csoportosítva és együtt értékelve a hidrológiai és ökológiai megfigyelésekkel - alkalmasnak bizonyultak a Szigetközben az utóbbi évtizedben bekövetkezett vízépítő tevékenység okozta változások detektálására ill. ellenőrzésére. Az építkezések "zavarásai", a vízpótlás hiánya ill. a vízellátottság különböző módozatai nemcsak a vízi növények és makroszkópikus gerinctelenek állományösszetételében, de az elem ill. nehézfém akkumulációs tulajdonságaikban bekövetkező változások regisztrálásával is jól nyomonkövethetők.

Jelen dolgozat szemelvénytulajdonképpen mutatja be a víz és a lebegőanyag nehézfémkoncentrációinak, a passzív és aktív monitorozással vizsgált hínárnövények, kagylók és csigák nehézfémakkumulációjának alakulását a természetes hidrológiai változások ill. a mesterséges beavatkozások - az építkezések fázisai, a víztípusok, a vízellátottság különbségei - szerint csoportosítva és értékelve.

Anyag és módszer

Vizsgálati időszak: 1987-1996

A passzív monitorozás vizsgálati helyei¹:

Duna főága (Öreg-Duna) - Dunakilititől Medvéig (Dki1/1843, Dki3/1842, Df1/1839, Df2/1835, Df3/1832.5, Df4/1828, Dre/1825, Sza/1807.5, Med/1806 fkm)

hullámtér: Csákányi-Duna (Csá), Schisler-holtág (Sch), Dunaremetei mellékágrendszer (Szilos-, Fanos-, "csatorna"- ág)

mentett oldal: Zátunyi-Duna (Zát2, Zát4), Lipóti morotva (Lip3)

Mosoni-Duna (Mdl)

Az aktív monitorozás vizsgálati helyei¹:

kontroll helyek: Schisler-holtág (Sch), Soroksári Duna-ág (S15)

telepítés helyei: Göd (Göd/1669 fkm), Dunakiliti (Dki4/1842 fkm), Medve (Med/1806 fkm)

¹ = a mintavételi helyek jelölése azonos a szigetközi monitor rendszer kódjaival)

Vizsgálati objektumok:

víz: oldott fázis

lebegőanyag: partikulált fázis

hínárnövények: *Nymphaea alba*, *Nuphar lutea*, *Polygonum amphibium*, *Potamogeton perfoliatus*, *Potamogeton lucens*, *Potamogeton pectinatus*, *Ceratophyllum demersum*

kagylók: *Anodonta cygnea*, *Unio pictorum*, *Dreissena polymorpha*

csigák: *Lymnaea stagnalis*, *Lymnaea auricularia*, *Planorbarius corneus*, *Viviparus corneus*

Mintavételek, analitikai eljárások:

A vízmintákat polietilén flakonba vettük, hűtve laboratóriumba szállítottuk, ahol 0,45 µm-es membránfilteren szűrve elválasztottuk az oldott frakciót a lebegőanyaghoz kötöttől. A szűrt frakciót cc. HNO₃-al rögzítettük (pH=2 beállítása), ebből az oldott fázist, a membránfilteren lévő szüredékből (cc. HNO₃-al zárt teflonbombában való roncsolás után) pedig a partikulált frakciót atomabszorpciós analízissel határoztuk meg elemenként a megfelelő - lángbaporlasztás, elektrotermikus atomizáció, hideggőzös - eljárás alkalmazásával. Az elemek összes mennyiségét az oldott és a lebegőanyaghoz kötött értékből számítottuk.

A mintavételi helyről begyűjtött hínárnövényeket csapvízben többször átmostuk, végül desztillált vízben alaposan átöblítettük. Először szobahőmérsékleten (kb. 3 napig), majd a légszáraz állapot elérése után szárítószekrényben (24 óra/105°C) szárítottuk a növényeket. A súlyállandóság elérése után a mintákat finomra őröltük és a nedves feltáráshoz szükséges mennyiséget (200 mg) három tizedes pontossággal a roncsoló teflonbombába mértünk. Ezt követően zárt teflonbombában 2 ml cc. HNO₃ és 2 ml tömény H₂O₂ keverékével 1 órán keresztül nyomás alatt roncsoltuk a mintát, majd a víztiszta roncsolványt mérőlombikban 50 ml-re töltöttük fel. A mintákat az atomabszorpciós analízisig polietilén palackban, hűtve tároltuk.

A passzív monitorozás során a makroszkópikus gerinctelen szervezetek lokális populációit gyűjtöttük, míg az aktív monitorozáskor kontroll helyekről telepítettünk kagylókat (*Anodonta cygnea*, *Unio pictorum*, *Dreissena polymorpha*) a vizsgálandó vizekbe. A *Dreissena polymorpha* transzlokációhoz - Duna méretű - nagy folyókban is alkalmazható berendezést, az ún. "Dreissena-kosarat" fejlesztettük ki (OERTEL 1997, 1998b).

Mind a lokálisan gyűjtött, mind a telepített puhatestűeket laboratóriumba szállítottuk, ahol értékeltük a kondíció indexeket (mortalitás, újrarögzülési siker). Defekáció után hossz-, magasság-, szélesség-mérés következett, boncolás után pedig a nedves- és száraztömeg (24 óra/105°C) mérése. Mintánként 10-15 állat teljes ill. a nagyobb testű kagylóknál a kopolyúk lágy szövete került roncsolásra zárt teflonbombában (2 óra) 5 ml 65%-os HNO₃ és 3 ml 30%-os H₂O₂ keverékével. A megfelelő standard és "vak" kontrollal szemben atomabszorpciós technikával mértük a nehézfémeket, 3-5 ismétlésben. Az eredményeket "µg nehézfém/g száraztömeg" koncentráció értékben, a teljes test tartalmat (body burden) pedig "µg nehézfém/ind."-ban egyedekre vonatkoztatva adtuk meg. A száraz- és nedvestömeg alatt a továbbiakban mindig csak a héj nélküli lágy szövetek tömege értendő.

A növényi és állati szövetekben Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn-et mértünk, a vízmintákban ezeken kívül az ún. makroelemeket, Ca, K, Mg, Na-ot is.

Az eredmények értékelése

Nehézfémkoncentrációk alakulása a Dunaremetei mellékág-rendszerben a főággal való kapcsolat és a beavatkozások eltérő fázisaiban

A 28 ha-nyi vízfelületű Dunaremetei mellékág-rendszer a szigetközi Duna-szakasz kisebb hullámtéri vizei közé tartozik. 1988-ban ebben a mellékág-rendszerben is megkezdődtek a Bősi Vízlépcső létesítésével kapcsolatos munkálatok (mederkotrás a vízpótló-csatornarendszer kialakításához, zárógát építése a Duna felé), amelyek nagymértékben megváltoztatták az ágrendszer hidrológiai és ökológiai körülményeit.

A víz és lebegőanyag, valamint a hínárnövények nehézfémkoncentrációjának alakulását vizsgáltuk 1987-1988-ban. A Szigetköz e modell területén lehetőség nyílt tanulmányozni a főág-mellékág és a mellékágak - elsősorban vízállástól, valamint az emberi beavatkozástól függő - kapcsolatrendszerét a nehézfémek megoszlása szempontjából is.

Közepes vízállásnál a mellékág-rendszer - alsó kifolyásán keresztül - élő kapcsolatban állt a Duna főágával. A főágban az összes nehézfémkoncentrációk általában magasabbak voltak, mint a mellékág-rendszer bármely pontján. A mellékág-rendszeren belül, az összefolyástól távolodva: Szilos - Fanos - "csatorna" sorrendben csökkent az összes nehézfémkoncentráció. Ezt elsősorban a partikulált frakció csökkenése okozta, az áramlási sebesség csökkenésével párhuzamosan növekvő szedimentáció egyenes következményeként.

A mellékág árvízvédelmi töltése mentén - a vízpótló rendszer kialakítása érdekében végzett kotrás nyomán az egész ágrendszer területén jelentősen megnövekedett a lebegőanyag mennyisége és ezzel párhuzamosan a partikulált nehézfémek koncentrációja is az előző időszakhoz képest. A főági csatlakozás áttöltéssel való teljes lezárása után egyes nehézfémek koncentrációja csökkent a mellékágakban. Az ágrendszeren belül nagyon egyenletessé válik az összes nehézfémkoncentrációk eloszlása, ezen belül természetesen - fémenként és helyenként eltérően - kissé ingadozott az aktuális oldott:partikulált frakció aránya.

A vízi makrofitonok szempontjából a "zavarások" nemcsak az állományok visszaszorulását (Szilos, Fanos), az úszólevelű fajok (*Nyphaea alba*, *Nuphar lutea*) elsatnyulását okozták, de a víz nehézfém koncentrációjában bekövetkező változások következményeként a növények elemakkumulációját is befolyásolták. A hidrokémiai környezetben bekövetkezett változások a növények elemakkumulációját a kontroll szinthez (1987) képest a vizsgált nehézfémek többségénél jelentősen megnövelték (1. ábra). A legnagyobb - közel kétszeres - értéknövekedést a Pb és Ag felhamozásánál tapasztaltunk, de nagyobb értékeket mértünk a Ni, Cd, Hg és részben a Co-nál is. A Fe fokozódása csak a szubmerz fajokban volt megfigyelhető, főként az üledékből történő vasfelvétel esetén (*Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*) csökkenés volt jellemző.

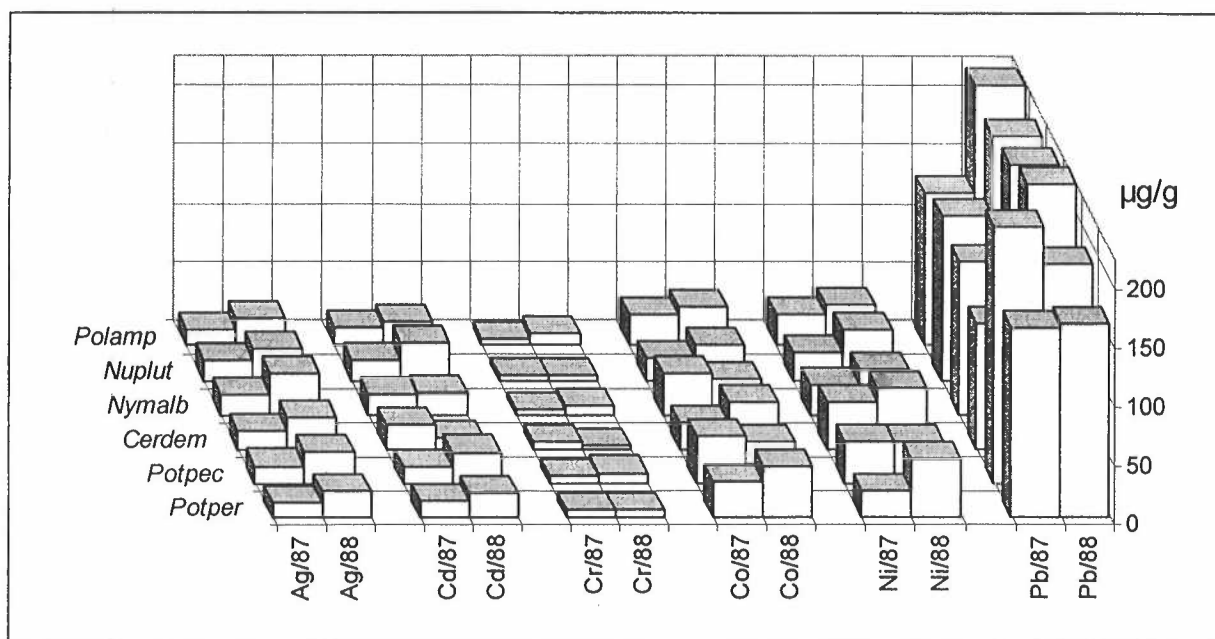
A koncentrációs faktorértékek több elemnél nagyságrenddel növekedtek. A lebegőanyaghoz igen nagy arányban kötődő Pb faktorértéke valamennyi vizsgált fajban elérte a 10^5 nagyságrendet. Hasonló nagyságrendű növekedést állapítottunk meg az Ag-nél is annak ellenére, hogy a víz ezt az elemet igen kis koncentrációban tartalmazta. 10^5 nagyságrendű felhalmozódás korábban csak a Co-nál fordult elő.

A biomonitorozás jelzés funkcióját (szennyezések emelt szintjének, szennyezőforrások helyének feltárása) tipikusan demonstrálták a Dunaremetei mellékágrendszerben a makrofitonok, amikor a kotrás során - a korábban az üledékbe temetődött nehézfémek jelentős hányada felszabadult, amit követett a hínárfajok (szubmerz és úszólevelű) ill. azok egyes

szerveinek (nyél, levéllemez) eltérő mértékű, de szignifikánsan, azonos tendenciával megnövekedett nehézfémfelvétele (RÁTH & OERTEL 1994).

Nehézfémek monitorozása kagylókkal és csigákkal passzív technika használatával

Passzív biomonitorozás keretében - azaz a helyi populációkat alkalmazva - igyekeztünk hiánypótló adatokat szerezni a szigetközi puhatestűek nehézfém-viszonyairól az 1992 és 1994 közötti vizsgálatokkal. Csigákra nagyon kevés hazai nehézfém adatunk van, szigetközi nincs is. Az Ag-re vonatkozó adataink minden tekintetben újak. Egyedül a *Lymnea stagnalis* ra van összehasonlítható adat a Halápi tározóból, a Maróti-zugi Holt Tiszából és a Balaton térségéből (DÉVAI ET AL., 1993; SALABARRIA, 1988).



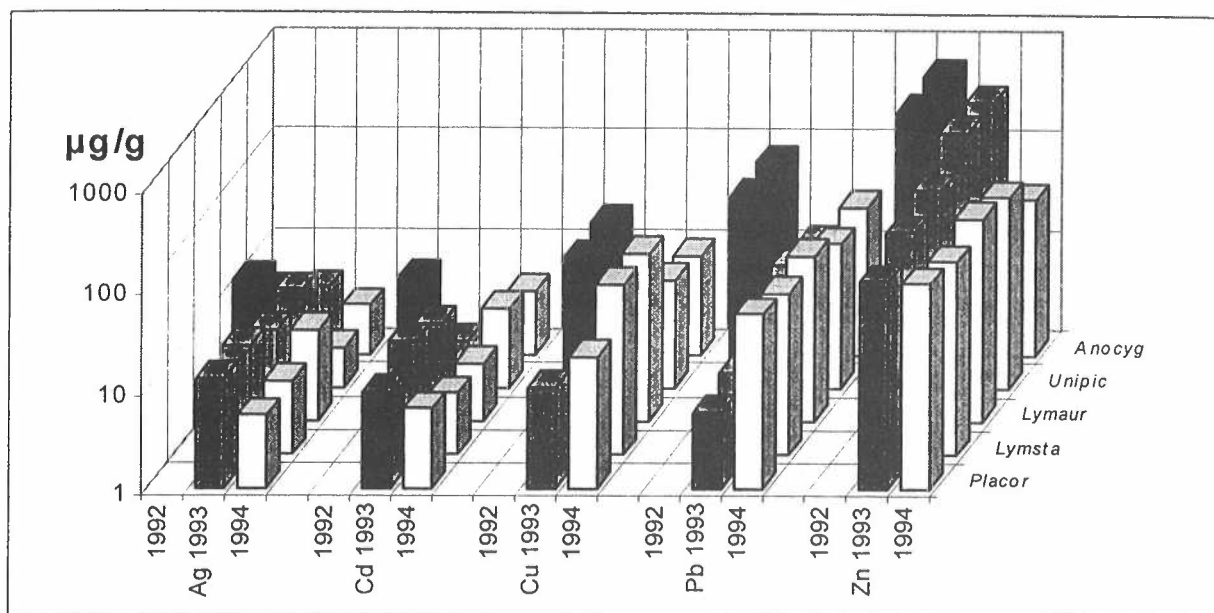
1. ábra. A hínárnövények megnövekedett nehézfémkoncentrációja kotrás után a Dunaremetei mellékág-rendszerben (Ag/87 = Ag a kontroll évben 1997-ben, Ag/88= Ag a kotrás után 1998-ban, Polamp = *Polygonum amphibium*, Nuclut = *Nuphar lutea*, Nymalb = *Nymphaea alba*, Cerdem = *Ceratophyllum demersum*, Potpec = *Potamogeton pectinatus*, Potper = *Potamogeton perfoliatus*)

A *Lymnea stagnalis* szigetközi Cd értékei hasonlóak, mint az irodalomban található, nem szennyezett területekre jellemző értékek, kivételt a Schiszler-holtágban talált kb. háromszoros szöveti koncentráció képez. A Cu, Pb koncentráció a szigetközi vizekben megegyezik a természetes szinttel, csak a Zn esetében feltételezhető szennyezés.

A fajokra jellemző (fajspecifikusság) nehézfémkoncentráció szerinti sorrend a következő: *Lymnea auricularia* > *Lymnea stagnalis* > *Planorbarius corneus*.

Annak figyelembevételével, hogy a csigáknál a teljes test, a kagylóknál pedig a kopoltyúszövet nehézfémkoncentrációit tudtuk összehasonlítani, megállapítható, hogy az Ag és Cd értékei általában a csigákban magasabbak. A Cu értékei közel azonosak, kivéve a *Planorbarius corneus* kiugróan magas értékeit. Az Pb és Zn szöveti koncentráció a kagyló kopoltyúban szignifikánsan magasabb, mint a csigákban.

A vízellátottság hatását a legtöbb adattal rendelkező Schiszler-holtág példáján lehet bemutatni (2. ábra). 1992 őszen rendkívül alacsony és folyamatosan csökkenő vízállás végén, az őszi periódus redukív körülményei között - amely kedvez a fémek üledékből való felszabadulásának - magas nehézfémkoncentrációk jellemezték a kagylók kopoltyúszövetét. 1993-ban a vízpótlás eredménye lehetett az általános javulás, az oxidált környezet felé történő elmozdulás, a csökkenő koncentrációk. A hatékony vízpótlás eredményeként 1994-ben ez a folyamat tovább tartott, amint azt a csigák szöveti koncentrációja is mutatta. Ekkor azonban már egyes fémeknél (pl. Cu, Pb) újra növekedés lépett fel, ami a "külső" szennyezések vízpótlással történő transzportjára utal.

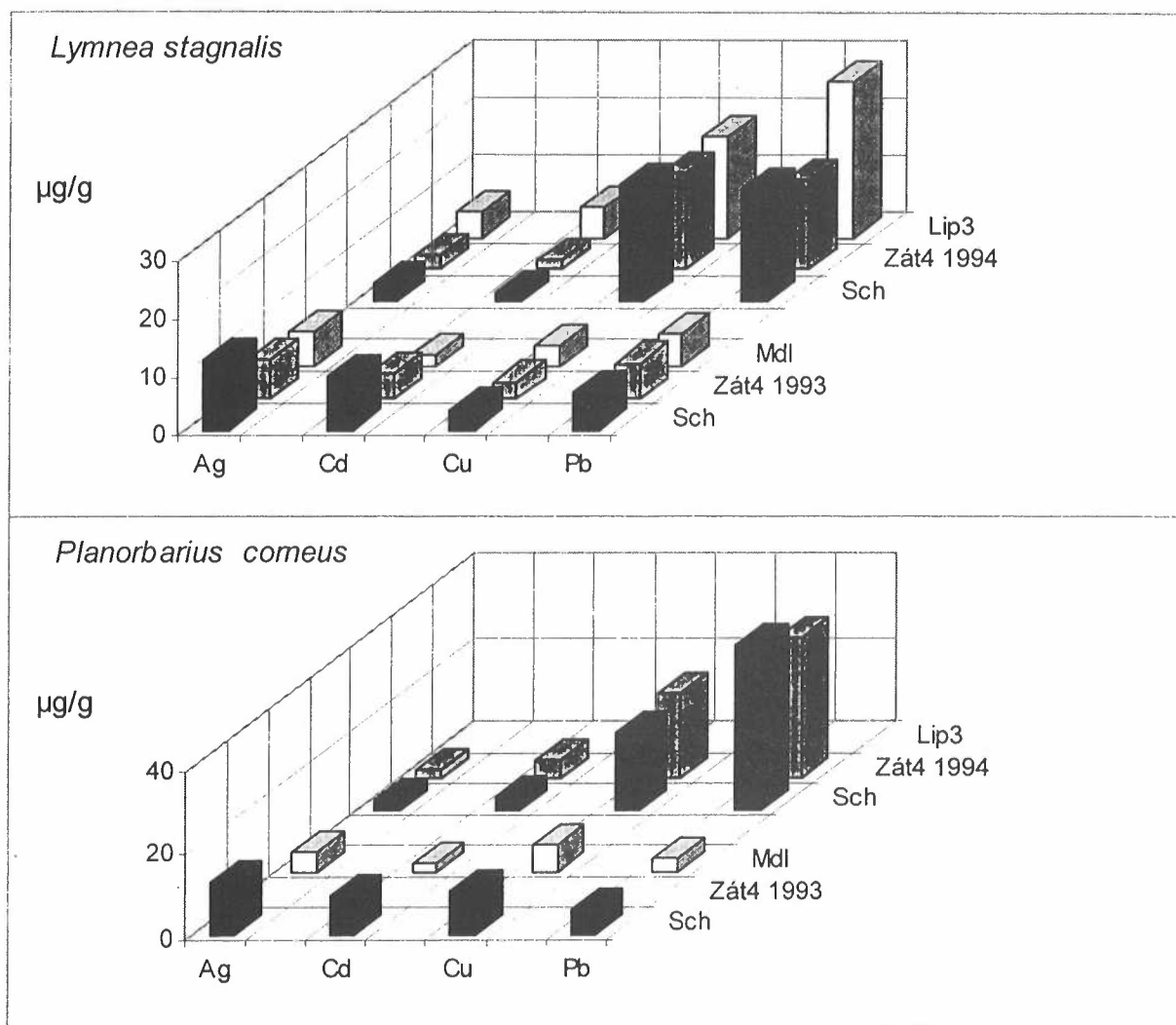


2. ábra. Nehézfém szintek alakulása a Schiszler-holtág csigáiban és kagylóiban az eltérő vízellátottságú 1992, 1993 és 1994-es években (Anocyg = *Anodonta cygnea*, Unipic = *Unio pictorum*, Lymaur = *Lymnea auricularia*, Lymsta = *Lymnea stagnalis*, Placor = *Planorbarius corneus*)

A *Lymnea stagnalis* és *Planorbarius corneus* segítségével összehasonlíthattuk az egyes víztereket 1993 és 1994-ben (3. ábra). Mindkét fajnál a vizsgált fémek esetében (Ag, Cd, Cu, Pb) megfigyelhető egy jelentős csökkenés a Schiszler-holtág > Zátonyi-Duna > Mosoni-Duna sorrendben. Az ábrán nem szereplő Zn koncentráció viszont a *Lymnea stagnalis*-ban a Mosoni-Dunában volt magasabb, mint a másik két víztípusban. A vízpótlástól tartósan elzárt, könnyen redukívra váló vízterek üledékéből könnyebben jutnak nehézfémek a puhatestűek szöveteibe, mint a bő ellátású, állandóan folyó vízterekben. Ez utóbbinál viszont a szennyezésként (pl. mezőgazdasági kemikáliák) fellépő magasabb fémterhelés "azonnal" jelentkezhet (esetünkben a Zn lehet ilyen). 1994 tavaszán az Öreg-Dunán levonuló magasabb terhelés közvetlen - szivattyúzás útján - juthatott a Lipóti morotvába, amit a *Lymnea stagnalis* jelzett.

A vízminőségi intézkedések hatásosságának mérésére használják leggyakrabban a biomonitorozás ellenőrzés ill. kontroll funkcióját. A kettő sokszor csak kiindulópontja vagy célkitűzése szerint választható el, eszköztáruk a monitorozás során azonos lehet. A felismert trend operatív funkcióvá válik a kontroll folyamán. A Szigetközben a Duna elterelése után kezdték el üzemeltetni a vízpótlás különféle változatait. Ezek a vízterek direkt, vagy indirekt kapcsolata, a vízellátás típusai szerint sorrendbe állíthatók: közvetlen kapcsolat a főággal, a

tározóval, a vízpótlórendszerrel (szivárgó vizek összegyűjtése), szivattyús, gravitációs, duzzasztásos (fenékküszöb) vízpótlás, indirekt kapcsolat és vízellátás talajvízen keresztül. Megfelelően csoportosítva eredményeinket a lokális kagyló és csiga populációk nehézfémkoncentrációi is tükrözik ezt a - struktúrájában és funkciójában is változatos - képet. A rossz, indirekt vízellátottságú vizekben a könnyen redukálható hidrokémiai környezetben a nehézfémek könnyebben felszabadulnak az üledékből, és utána az élő szervezetek könnyen felveszik azokat. Minél előbb, direktebb a kapcsolat az ágak között, ez a hatás annál kisebb. Ez utóbbi esetben viszont veszélyt jelenthet a Szigetköz törékeny vízi ökoszisztémájára, hogy a külső szennyezések könnyen és nagyon gyorsan tudnak terjedni az ágrendszer legtávolabbi részei felé is (OERTEL 1998c).



3. ábra. Nehézfémkoncentrációk alakulása két csigafajban (*Lymnea stagnalis*, *Planorbarius comeus*) a Szigetköz eltérő vízellátottságú és direkt/indirekt kapcsolatban levő vizeireiben (Sch = Schizler-holtág, Zát4 = Zátonyi-Duna, Mdl = Mosoni Duna, Lip3 = Lipóti morotva)

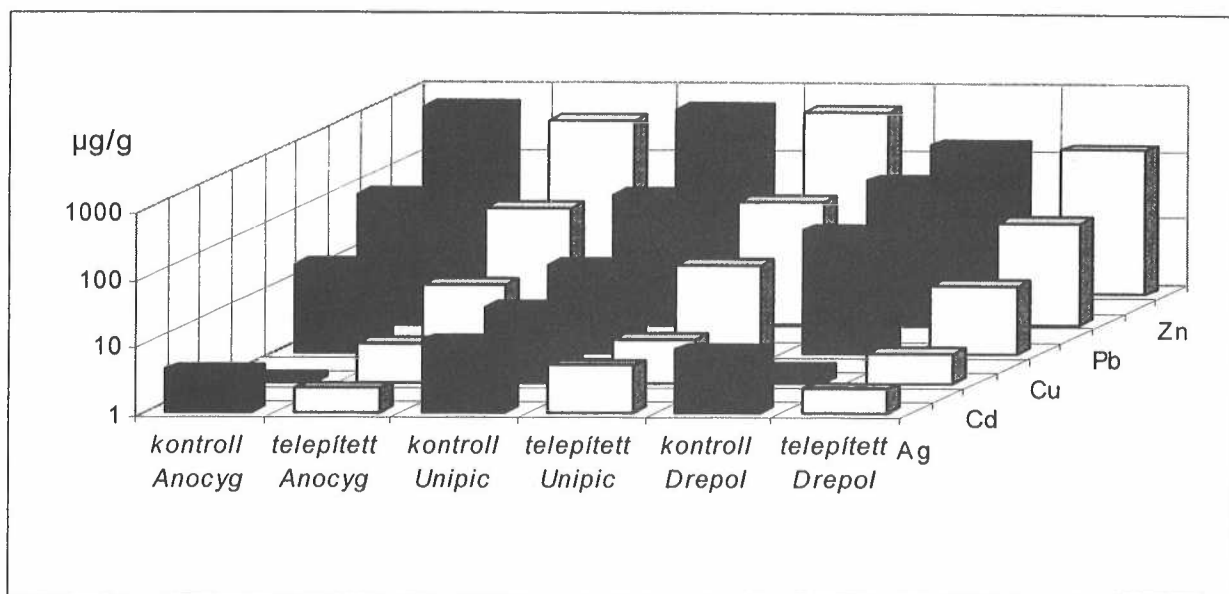
Nehézfémek monitorozása kagylókkal aktív (transzlokációs) technika használatával

A biomonitorozás a biológiailag felvehető szennyezőanyag közvetlen, gyors és idő-integrált mérését teszi lehetővé. A kagylók kiváló biomonitor szervezetek mind tengeri, mind édesvízi környezetben (BAUDO & GALANTI 1988, DE KOCK & BOWMER 1993, GOLDBERG 1986, GOLDBERG ET AL. 1983, HEMELRAAD ET AL. 1986, PHILLIPS 1981). A vándorkagyló (*Dreissena polymorpha*) amellet, hogy jelzi a nehézfémek biológiai felvehetőségét - letális és szubletális hatásokon keresztül - indikálja a vízi környezet általános minőségét is (MERSCH & JOHANSSON 1993).

Az 1990-es évek elején a Szigetközben végzett vizsgálatok is alátámasztották, hogy lokális populációkat alkalmazva passzív biomonitorozás során számolni kell a térbeli (vízterek), időbeli (évszakosság) ill. a populációk egyedi variabilitása okozta bizonytalanságok interpretálási nehézségeivel. Ezek jórészt kiküszöbölhetjük az aktív biomonitorozás keretében alkalmazott transzlokációs technikával (CZARNEZKI 1987, GOLDBERG 1986, DE KOCH 1986)

A transzlokációs technikát alkalmazva ma már több nagyobb ill. kisebb európai folyóra - Rajna, Elba, Po, Meuse, Wiltz, Meurthe, Plaine - rendelkezünk adatokkal (CAMUSSO ET AL. 1994, KARBE ET AL. 1975, KRAAK ET AL. 1991, MERSCH & JOHANSSON 1993, MERSCH & PIHAN 1993). *Trend-vizsgálatokkal jól nyomonkövethetők a hosszútávú változások*, ill. ellenőrizhető a vízminőségvédelemben a kárelhárítás (risk management) során fogatosított intézkedések hatékonysága. Ez utóbbihoz felhasználhatók a *Dreissena* lokális populációira - szennyezett és nem szennyezett helyekre, kontroll területekre - rendelkezésre álló további nehézfémkoncentráció adatok is (OERTEL 1992, 1993, 1994, WACHS 1994, WASSERGÜTESTELLE ELBE 1991).

1992 őszén a Szigetköz egyik lefűződött ágából (Schiszler-holtág) telepítettünk kagylókat a Duna Budapest feletti szakaszára (Göd/1669 fkm) (4. ábra). Mindhárom fajban (*Anodonta cygnea*, *Dreissena polymorpha*, *Unio pictorum*) jelentősen lecsökkentek a nehézfémkoncentrációk a főváros feletti szakaszon. A jelenség magyarázatául szolgált, hogy az ún. "kontroll" terület vizében a hosszantartó és alacsony vízállás miatt alacsony oldott oxigéntartalommal (0.5-3.9 mg l⁻¹), pH értékkel (6.68-7.01) és redoxpotenciállal (96-127, sőt -40 mV) jellemezhető, erősen redukzív hidrokémiai környezet alakult ki. Ez elősegítette a nehézfémek felszabadulását a korábbi árhullámok által behordott üledékből, amit azután a kagylók könnyen felvettek.



4. ábra. Nehézfémkoncentrációk alakulása három kagylófajban a "kontroll" területről (Schizler-holtág/Szigetköz) történő telepítés (Göd/1669 fkm) után (*Anocyg* = *Anodonta cygnea*, *Unipic* = *Unio pictorum*, *Drepol* = *Dreissena polymorpha*)

Az üledék nehézfémkoncentrációi a kémiai analízis során nem, vagy csak egyes fémeknél utaltak szennyezésre (DINKA 1994), de a megváltozott hidrokémiai környezetben "belső szennyezőforrásként" funkcionáltak. A megnövekedett szöveti nehézfémkoncentráció csökkent a 6-hetes exponálás alatt a kagylókban, egy - a közepesen szennyezett szakaszra jellemző - szintre. A *biomonitorozás jelzés funkcióját* tipikusan demonstrálták ezek a telepítési vizsgálatok. A jelenség gyakorisága és egyben veszélye a Duna elterelése után megnőtt a Szigetköz azon vizeitereiben, ahol tartósan alacsony a vízállás és rossz a talajvízen keresztüli vízcsere. Ebben a mesteresen előidézett helyzetben nagyobb az esélye az ilyen "belső szennyezések" előfordulásának (LÁNG ET AL. 1993, OERTEL 1995).

A *Dreissenák* megtelepedéséhez szükséges alzatok felszíne jelentősen csökkent a Szigetközben a fokozódó vízépítő tevékenységgel párhuzamosan. Ilyen volt pl. a korábbi zárások elbontása (Cikolaszigeti zárás, Doborgazszigeti zárás). Hasonlóképpen nem szolgálnak alzatul a korábbi kőszórásos ill. betonozott partvédművek a Duna főágában az elterelés óta állandósult alacsony vízszint - pontosabban a vízborítás hiánya - miatt. A fenékküszöb kőszórásos felszíne minden valószínűség szerint kiváló alzatként fog működni a jövőben, ha a felsőbb szakaszokról érkezik megfelelő mennyiségű, megtelepedésre kész planktonikus lárva. A Szigetközben a főágban a nagy populációk visszaszorultak, nagy valószínűséggel az utóbbi években bekövetkezett zavarások és az alzatok elvesztése miatt. A lokális populációk hiánya - valamint azok genetikai inhomogenitása - miatt is indokolt volt a transzlokációs technikára alapozott aktív biomonitorozást alkalmazni.

1996-ben a teljes magyar Duna-szakaszon vizsgáltuk telepített vándorkagylókkal a nehézfémek tér- és időbeli megoszlását. Ez a vizsgálat sorozat a szigetközi Öreg-Duna Dunakiliti-Szap közötti szakaszán két, stratégiaileg fontos szelvényt foglalt magába Dunakilitinél és Medvénél.

A Soroksári Duna-ágból származó kontroll populáció szöveti Cd, Cr, Cu és Zn koncentrációja jó egyezést mutat, ill. alatta marad a nem szennyezett helyekre jellemző értékeknek. A kontrollhoz képest Dunakilitin az esetek 60%-ában magasabb volt a nehézfémek szöveti koncentrációja és ez az Ag, Co, Fe, Ni és Pb esetében szennyezésre utal.

77%-ban a "body burden" is magasabb volt: tavasszal és főleg nyáron a növekvő száraztömeg ellenére is növekvő értékű "body burden"-el a Duna határon kívülről érkező Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni és Pb terhelését indikálták a kagylók.

Az esetek 50%-ában Medvéig növekedett - esetenként jelentősen növekedett (Ag, Cd, Fe, Mn, Ni) - a szöveti koncentráció, de ez nem jár együtt a "body burden" növekedésével, sőt az 87%-ban csökkent. Összevetve a párhuzamos száraztömeg csökkenéssel megállapítható, hogy a látszólagos koncentrációnövekedésért ez utóbbi a felelős és Dunakilititől Medvéig a vizsgált időszakban nem volt további szennyezésből eredő kumulatív koncentráció növekedés.

A nehézfémek szöveti koncentrációjában tapasztalható évszakos változást - a tavasztól-őszig kissé emelkedő tendenciát - okozhatta, hogy nyáron magasabb az állatok anyagcseréje, ill. hogy nyár végén-ősszel pedig a szaporodás során kibocsátott pete mennyisége jelentősen csökkentheti a száraztömeget. Ez utóbbi esetben feléphet egy nem szennyezés okozta koncentráció növekedés (OERTEL 1998d).

Összegzésként megállapítható, hogy a vizsgálat 3*7=21 hete alatt a Duna szigetközi szakaszán jelentősebb nehézfém-szennyezés nem következett be. Habár a folyó egyes fémek tekintetében kissé magasabb - szennyezésre utaló - terheléssel lépett az országba Dunakilitinél, az tovább nem növekedett Medvéig. A kagylók a kondíciójukban - elsősorban a hidrológiai viszonyok miatt - bekövetkező negatív változásokkal is a vízminőségről informálnak. Az ebből és az évszakosságból fakadó változások ellenére is jól tükrözik a nehézfémviszonyokban uralkodó, hosszútávon ható tendenciákat.

Összefoglalás

A Szigetközben az 1980-as évek végén és az 1990-es években végzett nehézfémvizsgálatok több szempontból is hoztak eredményeket:

Új és hosszútávú összehasonlításra alkalmas nehézfém adatokat szolgáltatottak a rendkívül értékes és egyedinek számító wetland hínár és puhatestű fajaira.

Az élő szervezetek nehézfém akkumulációs tevékenysége időben és térben integrált módon jelzi a területen történő természetes változások és mesterséges beavatkozások hatásait. Így módon a kagylók megnövekedett szöveti koncentrációja jelezte a reduktív vá váló hidrokémiai környezetben az üledékből könnyen felszabaduló - "belső szennyezésként" - megjelenő nehézfémeket. Hasonlóan a hínárnövények megváltozott, megnövekedett elemakkumulációja indikálta a vízpótló rendszer kialakítása érdekében végzett kotrások következtében a korábban deponálódott üledékből felszabaduló nehézfémeket.

A kontrollt is alkalmazó aktív transzlokációs technika segítségével is tudtuk igazolni, hogy a Szigetköz területén a vizsgálati periódusban jelentős szennyezőforrások nem voltak. A Duna sokszor már jelentős terheléssel lépett be a dunakiliti-i szelvénybe, de a terhelés Medvéig tovább nem növekedett.

A vizek direkt vagy indirekt kapcsolatát, a különféle vízpótló rendszerek működésének hatékonyságát is lehetett ellenőrizni a vízben élő csiga és kagyló fajok nehézfémakkumulációjával. Ezekből a vizsgálatokból kiderült, hogy a rossz, indirekt vízellátottságú vizekben a könnyen reduktív vá váló hidrokémiai környezetben a nehézfémek könnyebben felszabadulnak az üledékből és utána az élő szervezetek könnyen felveszik azokat. Minél előbb, direkter a kapcsolat az ágak között, ez a hatás annál kisebb. Ez utóbbi esetben viszont veszélyt jelenthet a wetland törékeny vízi ökoszisztémájára, hogy a

külső - pl. mezőgazdasági - szennyezések könnyen és nagyon gyorsan tudnak terjedni - az egységesített vízpótló rendszer révén - a Szigetköz legtávolabbi részei felé is.

A teljes magyarországi Duna-szakaszra kiterjedő - hínárokra és kagylókra alapozott - nehézfém vizsgálataink igazolták, hogy a Szigetköz a 80-as évek végétől a 90-es évek közepéig a legkevésbé szennyezett területnek számított. A vízpótlás hatékony, szabályozható és ellenőrizhető működtetése révén kivédhetők, hogy a korábbi árhullámokkal behordott nehézfémekkel terhelt üledék ne jelentsen belső szennyezést ill., hogy a balesetszerű szennyező hullámok ne veszélyeztessék a vízpótlás révén unifikált - korábban egyedi - víztereket.

Köszönetnyilvánítás

A kutatómunkát a KTM hidrobiológiai monitoringra vonatkozó megbízása és az OTKA T/012715 számú pályázata keretében végeztük. Köszönetemet fejezem ki kollégámnak, Ráth Tamásnénak, a makrofíták nehézfémakkumulációs vizsgálataiban való együttműködéséért.

Irodalomjegyzék

- BAUDO, R. - GALANTI, G. (1988): *Unio elongatus* as indicator of trace element pollution. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 23: 1652-1654.
- CAMUSSO, M. - BALESTRINI, R. - MURIANO, F. - MARIANI, M. (1994): Use of Freshwater Mussel *Dreissena polymorpha* to Assess Trace Metal Pollution in the Lower River Po (Italy). *Chemosphere* 29: 729-745.
- CZARNEZKI, J.M. (1987): Use of the pocketbook mussel, *Lampsilis ventricosa*, for monitoring heavy metal pollution in an Ozark stream. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 38: 641-646.
- DE KOCK, W.C. (1986): Monitoring bio-available marine contaminants with mussel (*Mytilus edulis* L.) in the Netherlands. *Environmental Monitoring and Assessment* 7: 209-220.
- DE KOCK, W.C. - BOWMER C.T. (1993): Bioaccumulation, biological effects and food chain transfer of contaminants in the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). In: Nalepa, T. - Schloesser, D. (eds.), Zebra Mussel; Biology, Impact and Control. Lewis Publishers. Ann Arbor, pp. 810.
- DÉVAI, GY. - DÉVAI, I. - CZÉGÉNY, I. - HARMAN, B. - WITTNER, I. (1993): A bioindikáció értelmezési lehetőségeinek vizsgálata különböző terheltségű északkelet-magyarországi víztereknél. *Hidrológiai Közlöny* 73: 202-211.
- DINKA, M. (1994): Vorstudie über die Schwermetallbelastung des Sediments in einem Altwasser der Kleinen Schüttinsel. 30. Arbeitstagung der IAD, Zuoz/Schweiz, *Wissenschaftliche Kurzreferate* 331-335.
- GOLDBERG, E.D. (1986): The mussel watch concept. *Environmental Monitoring and Assessment* 7: 91-103.
- GOLDBERG, E.D. - KOIDE, M. - HODGE, V. (1983): U.S. Musselwatch:1977-1978 results on trace metals and radionuclides. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 16: 69-93.
- HEMELRAAD, J. - HOLWERDA, D.A. - ZANDEE, D.I. (1986): Cadmium kinetics in freshwater clams. I. The pattern of cadmium in *Anodonta cygnea* and *Anodonta anatina*, exposed to cadmium chloride. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 17: 333-343.
- KARBE, L. - ANTONACOPOULOS, N. - SCHNIER, C. (1975): The influence of water quality on accumulation of heavy metals in aquatic organisms. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 19: 2094-2101.
- KRAAK, M.H.S. - SCHOLTEN, M.C.T. - PEETERS, W.H.M. - DE KOCK, W.C. (1991): Biomonitoring of heavy metals in the Western European rivers Rhine and Meuse using freshwater mussel *Dreissena polymorpha*. *Environ Pollut.* 74: 101-114.
- LÁNG, I. - BANCZEROWSKI, J. - BERCIK, Á. (1993): Szigetköz. Környezettudományi kutatások, környezeti állapot, ökológiai követelmények. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, pp. 79.
- MERSCH, J. - PIHAN, J.-C. (1993): Simultaneous Assessment of Environmental Impact on Condition and Trace Metal Availability in Zebra Mussel *Dreissena polymorpha* Transplanted into the Wiltz River, Luxembourg. Comparison with the Aquatic Moss *Fontinalis antipyretica*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 25: 353-364.

- MERSCH, J. - JOHANSSON, L. (1993): Transplanted Aquatic Mosses and Freshwater Mussels to Investigate the Trace Metal Contamination in the Rivers Meurthe and Plaine, France. *Environ. Technol.* 14: 1027-1036.
- OERTEL, N. (1992): Nehézfém-vizsgálatok aktív kagyló bio-monitoringgal (Szigetköz - Göd). In: Szigetközi mellékágrendszer hidrobiológiai állapotának feltárása. 758 AKA/D. MTA ÖBKI/MDÁ. Intézeti Témajelentés, pp. 7.
- OERTEL, N. (1993): Puhatestűk nehézfém-vizsgálata passzív bio-monitoringgal. (Szigetköz - 1993). In: Szigetköz hidrobiológiai megfigyelőrendszere. 3190/KTM-Sz. MTA ÖBKI/MDÁ. Intézeti Témajelentés, pp. 11.
- OERTEL, N. (1994): Bio-monitoring in water quality control. With particular reference to bio-monitoring techniques used in the river Danube for detection of heavy metals. *Acta. Biol. Debr. Oecol. Hung.* 5: 81-90.
- OERTEL, N. (1995): Plants and Animals as Biomonitors of Heavy Metal Level in the Aquatic Ecosystem of the River Danube. *Suppl. of Archives of Toxicology* 18: 404-416.
- OERTEL, N. (1997): Active biomonitoring with zebra mussel (*Dreissena polymorpha*): a tool for the control of heavy metals in the River Danube. 32. Konferenz der IAD, Wien/Österreich, *Wissenschaftliche Referate* p. 19-24.
- OERTEL, N. (1998a): Az "akkumulátor szervezetek használhatósága a Dunában nehézfémek biomonitorozására. *Hidrol. Közl.* 79: 334-336.
- OERTEL, N. (1998b): Translocation of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) as a tool to monitor heavy metals in the river Danube. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* (under publication)
- OERTEL, N. (1998c): Molluscs as Bioindicators of Heavy Metals in a Side-arm System of the River Danube Disturbed by Water Engineering Activity. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 2120-2124.
- OERTEL, N. (1998d): Biológiai (kagyló és makrofiton)-monitor rendszerek alkalmazása a Duna vízminőségének ellenőrzésére, különös tekintettel a nehézfémzennyezésre. OTKA T/12715 téma zárójelentése. pp. 30. (kézirat)
- PHILLIPS, D.J.H. (1981): Quantitative Aquatic Biological Indicators. Applied Science Publishers Ltd, London, pp. 488.
- RÁTH, B. - OERTEL, N. (1994): Die Auswirkung der wasserbaulichen Massnahmen auf die Schwermetallakkumulation der Makrophyten im Nebenarmsystem von Dunaremete (Kleine Schüttinsel, Stromkm 1826, Ungarn). 30. Arbeitstagung der IAD, Zuoz/Schweiz, *Wissenschaftliche Kurzreferate* p. 336-340.
- SALABARRIA, D.M.F. (1988): Heavy metal contamination of some estuarine and coastal areas in Cuba, use of biological indicators to evaluate environmental impact. Dissertation of Candidate of Biological Sciences. Tihany, pp. 119.
- WACHS, B. (1994): Schwermetallgehalt des Zoobenthons der Donau. 30. Arbeitstagung der IAD. Zuoz/Schweiz, *Wissenschaftliche Kurzreferate* 304-309.
- WASSERGÜTESTELLE ELBE (1991): Biologisches Effektmonitoring mit der Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* in der Meßstation Schnakenburg. pp. 104.

A szerző címe:

OERTEL NÁNDOR
 MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet
 Magyar Dunakutató Állomás
 2131. Göd, Jávorka Sándor u. 14.
 Tel.: 27-336-610, fax: 27-345-023
 E-mail: oer63@ella.hu

SZIGETKÖZI VÍZTEREK TROFITÁSA A FITOPLANKTON VIZSGÁLATOK TÜKRÉBEN

KISS KEVE TIHAMÉR

MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet
Magyar Dunakutató Állomás, Gőd

Bevezetés

Amennyiben a Szigetköz víztereinek trofitási szintjéről, eutrofizálódásáról kívánunk képet alkotni, nem szorítkozhatunk arra, hogy csupán a legszűkebb értelemben vett terület vizeit, a Duna főága és a Mosoni-Duna által bezárt térséget vegyük figyelembe. Akár a Duna főága, akár a Mosoni-Duna, akár a hullámtéri vizek és jó néhány mentett oldali víz trofitására is közvetlen, közvetett hatással van a Dunacsúnyi-tározó fölött lévő Duna szakasz is (LÁNG ET AL. 1993).

A Duna Magyarországi szakasza trofitási szintjéről, az eutrofizálódás lehetőségéről, folyamatáról az elmúlt 15 évben jó néhány közlemény látott napvilágot. Egy részük közvetve, a fitoplankton mennyiségének bemutatásával ad tájékoztatást a trofitás alakulásáról (BARTALIS ET AL. 1987, DVIHALLY ET AL. 1982, KISS ET AL. 1991). Más részük közvetlenül a trofitás kérdésköréről, az eutrofizálódásról számol be (KISS 1985 a, 1994, SCHMIDT 1984, TEVANNÉ BARTALIS 1984 b). A Szigetköz szűkebb térségére vonatkoztatva elsősorban az utóbbi évtizedben váltak intenzívebbé a vizsgálatok és mind a planktonikus, mind a bevonatlakó algákra kiterjedtek (ÁCS - BUCZKÓ 1994, 1996, BUCZKÓ - ÁCS 1992, 1994, KISS 1985 b, 1987 a, b, 1997, 1998, NÉMETH 1987, NÉMETH - SKOBRÁK 1985, TEVANNÉ BARTALIS 1978, 1984 a, 1987 a, b). A tágabban értelmezett Szigetközi térségre vonatkozóan is számos közlemény látott napvilágot (HANZLIKOVÁ 1973, HOLOBRADÁ - MARVAN 1993, HOLOBRADÁ et al. 1993, KISS 1991, KISS - GENKAL 1996, 1997, KISS - NAUSCH 1987 1988, MAKOVINSKÁ 1994, 1998, in press, MAKOVINSKÁ - TOPOLSKÁ 1996, MARVAN - HOLOBRADÁ 1994, NAUSCH - KISS 1985, SZEMES 1967, STEFKOVÁ 1998).

Az MTA Magyar Dunakutató Állomás kutatói 1960 óta folytattak program szerinti hidrobiológiai kutatómunkát a Szigetközben. A 80-as évek elején, közepén ritkábban, a 90-es években rendszeresen vizsgáltuk a Duna főágának, hullámtéri és mentett oldali vizeinek fitoplanktonját, amely alapján a térség víztereinek trofitása, trofitásának változása nyomon kísérhető volt.

Jelen dolgozatban arról kívánunk képet adni, hogy milyen volt a főág és néhány szigetközi víztér trofitása a Duna elterelése (1992 októberében), a Dunacsúnyi-tározó üzembe helyezése előtt és miként alakult azt követően? Kimutatható-e trofitásfok növekedés, eutrofizálódás az utóbbi években?

Anyag és módszer

A szigetközi kutatások során 1981-82-ben, majd 1991 óta a vegetáció periódusban a főág és a mellékágak, holtágak összehasonlításakor (a főágból - 1848, 1835 fkm, valamint több

mellékág számos pontján - Csákányi-Duna, Disznós-ág, Forrásos-ág, Schisler-holtág, Zátonyi-Duna, Ásványrárói-mellékág, Lipóti-morotva) évi 3-5 alkalommal történt mintavétel.

A Bécs fölötti és a gödi szakasz fitoplanktonjának összehasonlításakor 1984-86 között több mint 20 alkalommal került sor mintavételre Klosterneuburnnál (1942 fkm) és Gödön (1669 fkm).

Hossz-szelvény vizsgálatok 1996 és 1997-ben a német-osztrák-szlovák szakaszon Bad-Abbach (2401 fkm) és Bős (1819 fkm) között, 14 dunai vízlépcső tározójából történtek.

A fitoplankton mintákat a helyszínen Lugol-oldattal rögzítettük. A fajmeghatározásokat az egyedszámlálással párhuzamosan fordított mikroszkópban, UTERMÖHL módszerével végeztem. A fitoplankton mintavétellel párhuzamosan az a-klorofill koncentráció meghatározására is sor került, szűrés és metanolos kioldást követően fotometriás módszerrel. A trofitási szint becslését az OECD (1982) kategóriáknak megfelelően, az éves átlagos, ill. maximális a-klorofill koncentráció értékek alapján végeztem. Eszerint a $75 \mu\text{g l}^{-1}$ koncentráció fölötti értékeket tekintem hipertrófikusnak.

Eredmények és megbeszélésük

A 70-es évek közepétől a 90-es évek elejéig végzett vizsgálatok és publikációk alapján a Duna szigetközi térségének trofitásáról megalapozott ismeretekkel rendelkezünk. Egy folyóvíz trofitási szintjét elsősorban a növényi tápanyag-ellátottság, a vízsebesség, a hőmérséklet és fényklíma határozza meg.

- A Duna növényi tápanyag-ellátottsága (oldott ásványi N és P) már a rajkai szelvényben kb. tízszerese annak, ami az algák gyors szaporodásának gátló küszöbértéke (VARGA ET AL. 1989).
- A vízsebesség a szigetközi szakaszon az 1 m s^{-1} -ot közelíti, így az áradások időszakától eltekintve már nem gátolja a fitoplankton szaporodását.
- A hőmérséklet csak kivételesen gátló tényező, mivel a folyóvizek fitoplanktonjának számos domináns faja (pl. néhány *Stephanodiscus* - kovaalga faj) már $1-2 \text{ C}^{\circ}$ -os vízben is intenzíven szaporodik (KISS - GENKAL 1993, 1997, T. BARTALIS 1987 b).
- A fényklímát elsősorban a lebegtetett hordalék mennyisége befolyásolja. Az 50-es évekhez mérten a Duna lebegő-anyag koncentrációja a nyolcvanas évekre felére, harmadára csökkent (RÁKÓCZI 1989). Ennek eredményeképp a víz átlátszósága a kisvizes időszakban jelentős, a fitoplankton intenzív szaporodásának nem szab határt. A gödi szakaszon (1669 fkm) például, kisvizes időszakban a teljes vízréteg 80-90%-a az eufotikus zónához tartozik (KISS 1994, VÖRÖS ET AL. IN PRESS).

A Duna rajkai szakaszán a 70-es évek közepétől, március - október között, az áradások idejét leszámítva az a-klorofill koncentráció gyakorta érte el és haladta meg a $75 \mu\text{g l}^{-1}$ -es hipertrófikus értéket (BARTALIS 1984, 1987 a, b, KISS 1987 a, b). Az átlagértékek alapján pedig eutrófikus volt. Az egymást követő évek trofitási szintje akár jelentősen is különbözhetett egymástól, az adott év vízjárásának, vízhozamának függvényében.

A Bősi-vízlépcső megépítése, üzembe helyezése előtt összefoglaltuk véleményünket azokról a jövőbeni változásokról, amelyek a fitoplanktont és a trofitási szintet érintik (előrejelzéseink több tekintetben egybeestek HOLOBRADÁ - MARVAN 1993, HOLOBRADÁ ET AL. 1993, MAKOVINSKÁ - TOPOLSKÁ 1996, TEVANNÉ BARTALIS 1978 b megállapításaival). A trofitás alakulásával kapcsolatban a következőket mondtuk:

- A fitoplankton mennyisége és a trofitási szint emelkedni fog a Dunában. A növekedés az aktuális hidrológiai állapot függvénye lesz.
- A Dunacsúnyi-tározó hatására tavasszal a fitoplankton korábban válhat nagy tömegűvé, mint az erőmű megépítése előtt.
- Meglesz a lehetősége annak, hogy olyan kékalga vízvirágzások és olyan nagy tömegű fitoplankton alakuljon ki a Dunacsúnyi-tározó csendes vizű részein, amik eddig nem voltak jellemzőek a Dunára.
- A fenti trofitási szint növekedés, a vízpótló rendszeren keresztül, érezhető hatást gyakorol az érintett vizek trofitására is.

Előrejelzéseink rendre valósággá váltak, mint azt az alábbi példák jól szemléltetik:

- Könnyű belátni, hogy „csupán elméleti alapon is” növekednie kell a Duna trofitási szintjének, ha egy újabb és a német-osztrák szakasz medertározóihoz képest jóval nagyobb síkvidéki tározót építenek a folyón (ezt a szlovák kollegák is előre jelezték – HOLOBRADÁ - MARVAN 1993, HOLOBRADÁ ET AL. 1993, MAKOVINSKÁ - TOPOLSKÁ 1996). A Dunacsúnyi-tározóban bekövetkezett trofitási szint növekedést részben saját vizsgálataink, részben szlovák kollegák eredményei alapján bizonyítani lehet (MAKOVINSKÁ 1998, IN PRESS).

A Rajka-Baja között 369 km-es utat a víz 4-5 nap alatt teszi meg, s közben jelentős mellékvizeket nem kap. Itt a fitoplankton fajösszetétele ugyanabban a vizsgált időpontban meglehetősen stabil, mennyisége és az a-klorofill koncentrációja viszont mindig növekszik. A vegetáció periódusban Rajkától Bajáig haladva, a növekedés a nagyvizes időszakokban csupán 10-20%-os, kisvizes időszakokban azonban meg is duplázódhat, vagy megnégyszereződhet, akár az algaszámot, akár az a-klorofill koncentrációját nézzük (DVIHALY ET AL. 1982, 1984, BARTALIS ET AL. 1984, 1985, 1987 a, b). 1987-ben, amikor a Duna átlagos vízhozama 16%-al nagyobb volt, mint a sokéves átlag, az átlagos klorofill tartalom növekedése „csupán” 82%-os volt (1. ábra, KISS ET AL. 1991).

MAKOVINSKÁ (1998, IN PRESS) 1994-1997 április-október között rendszeresen vizsgálta a Dunacsúnyi-tározó Pozsony-Somorja közti szakaszát, mind a sodorhoz közel eső részeket, mind a csendes vizű öblöket. Ezen a 22 km-es szakaszon az átlagadatok szerint 30%-al nőtt az a-klorofill koncentrációja. A csendes vizű, Somorjával szembeni öbölre vonatkoztatva ez a növekedés 48%-os volt (2. ábra).

A Rajka-Baja, ill. a Pozsony-Somorja közti adatokat összehasonlítva a Dunacsúnyi-tározóban az a-klorofill koncentrációval jellemzett trofitási szint növekedés várakozáson felül nagy volt. A szemléletesség kedvéért, bizonyos egyszerűsítésekkel a Rajka-Baja közti szakaszt tekintsük 400-km-esnek, az átlagos a-klorofill koncentráció növekedést 100%-nak, a Pozsony-Somorja közti szakaszt pedig 25 km-esnek, az a-klorofill koncentráció növekedését 25%-osnak. Ha szintén egyszerűsítéssel elfogadjuk, hogy a Bösi-vízlépcső megépítése előtt az említett két szakaszon a fitoplankton növekedési üteme megegyezett, akkor hajdan Rajka-Baja között 100 km-es szakaszra esett 25%-os a-klorofill tartalom növekedés. Ha most Pozsony és Somorja között 25 km-es szakaszra esik ugyanilyen növekedés, joggal megengedhetjük azt a következtetést, hogy a Bösi-vízlépcső és Dunacsúnyi-tározó a Duna trofitási szintjét ezen a szakaszon jelentősen (négyeszeresére) növelte.

- 1996 februárjában a fitoplankton mennyisége gyorsan növekedni kezdett az 1 C^o-os Dunában, és Gödnél március 18-án elérte maximális értékét (111 000 ind ml⁻¹, biomassa 49 mg l⁻¹, a-

klorofill 90 $\mu\text{g l}^{-1}$). Hasonló növekedés volt Dunakilitinél. Soha eddig ilyen nagyfokú és ilyen korai fitoplankton-csúcsot nem észleltünk még a Dunán (KISS - GENKAL 1997).

1997-ben a fenti jelenség még korábban kezdődött. Február első napjaiban a fitoplankton mennyisége gyorsan növekedni kezdett, és Gödnél február 14-én elérte maximális értékét (33500 ind ml^{-1} , biomassa 21 mg l^{-1} , a-klorofill 49 $\mu\text{g l}^{-1}$).

1998-ban január végén kezdett gyorsan növekedni a fitoplankton egyedszáma és február végére érte el maximális értékét. A február 18-i pozsonyi és bósi adatokat összehasonlítva, ezen a szakaszon közel 40%-os növekedést tapasztaltunk.

1998	Pozsony	Bős	Göd
január 28.			3480 ind ml^{-1}
február 18.	22010 ind ml^{-1}	30400 ind ml^{-1}	31600 ind ml^{-1}
február 25.			72600 ind ml^{-1}

A fitoplankton 85-90%-át mindhárom évben a Centrales rendbe tartozó kovaalgák alkották (közülük is kiemelkedett a *Stephanodiscus minutulus* nagy mennyisége). A télvégi-koratavaszi „Centrales-vízvirágzást” egy-egy áradás hatására szűnt meg (3. ábra).

Mindez azt jelenti, hogy napjainkban, ha a Duna vízhozama februárban kicsi, már ekkor olyan nagy egyedszámú fitoplankton jelenhet meg a folyó szigetközi és az alatti szakaszán, ami korábban csak több héttel később volt jellemző (HANZLIKOVÁ 1973, KISS 1985 a, KISS - GENKAL 1993, SCHMIDT 1984, TEVANNÉ BARTALIS 1984 a, b, 1987 a, b).

- 1994 július augusztusában a Duna fitoplanktonjának mennyisége Dunakilitinél és Gödön nagy volt (a-klorofill koncentráció: 100 - 125 $\mu\text{g l}^{-1}$). A Centrales kovaalga fajok között, amelyek a legabundánsabb algacsoportja a Dunának, egy meleg-sztenotermikus faj a *Skeletonema potamos* mennyisége 80 000 - 100 000 sejt ml^{-1} -t ért el (ez 2-szer annyi volt, mint az addig észlelt legnagyobb érték - BOTHÁR - KISS 1995).

Ugyanebben az időszakban egy potenciálisan mérgező kékalga faj (*Microcystis flos-aquae*) mennyisége is jelentős volt (20 000 - 25 000 sejt ml^{-1} , biomassa 2,5-3,0 mg l^{-1}) Dunakilitinél és Gödön. Ez az érték közel 10-szerese volt az addig észlelt maximumnak (BOTHÁR - KISS 1995). Emlékeztetnünk kell arra is, hogy a fitoplankton és ezen belül egyes potenciálisan toxikus vagy íz- és szagrontó alfafajok mennyiségének további növekedése a vízellátás, ivóvíztisztítás szempontjából mindenképp kedvezőtlen.

- A fitoplankton mennyisége s ezáltal a trofitási szint 2-4-szer nagyobb lehet a Dunacsúnyitározó csöndes vizü két déli öblében, mint az üzemvíz csatornában. A Mosoni-Duna ill. a vízpótló rendszer jelentős része az egyik ilyen déli öblözetből, a Dunacsúnyi-duzzasztó jobboldali legszélső részéről kapja vizét. Az innen származó víz kedvezőtlenül befolyásolhatja a Mosoni-Duna ill. a vízpótló rendszer által ellátott területek vízminőségét. Összehasonlítva a fitoplankton egyedszámát Dunakilitinél (hasonló, mint az üzemvíz csatornában) és a Zátonyi-Dunában a különbségek nagyok. Közvetlenül, a Mosoni-Duna vízellátását biztosító csatornából, ill. a Dunacsúnyi-duzzasztó főági részéről vett minták összehasonlítása hasonló képet mutat (4. ábra).
- A vízpótló rendszeren keresztül az Ásványi-Dunába, a Lipóti-morotvába ebből a nagyobb trofitási szintű vízből jut. A főági adatokkal összehasonlítva 1996-tól kezdődően mind az

Ásványi-Dunában, mind a Lipóti-morotvában nagyobb volt a fitoplankton tömege. Ez azt eredményezheti, hogy az Öreg-Dunába visszajutó vizek (mint pl. az Ásványi-Dunáé) tovább gerjeszthetik, gyorsíthatják az alatta lévő folyószakasz eutrofizálódását (KISS 1998).

A vízpótló rendszer építése, a folyamatos vízpótlás azt is eredményezte, hogy egyes korábbi mellékágak, morotvák eltűntek, vagy állapotuk jelentősen megváltozott, ami a szigetközi vízterek korábbi sokszínűségének visszaszorulását eredményezte (ÁCS - BUCZKÓ 1994, 1996, BUCZKÓ - ÁCS 1992, 1994, KISS 1985 b, 1987 a, b, 1997, 1998, NÉMETH 1987, NÉMETH - SKOBRÁK 1985, TEVANNÉ BARTALIS 1978, 1987 a). A vízpótló rendszer építése során eltűnt a Cikolai-ágrendszer jellegzetes oligotrófikus kis mellékága, a Forrásos-ág. A mentett oldali Lipóti-morotva elvesztette korábbi, több tekintetben unikális algaegyütteseit, és ma „jellegtelen” dunai fitoplankton található benne. A Zátonyi-Duna több, gyakran állóvízű szakasza, amelyben a különböző évszakokban sokszor jelentősen más, színesen eltérő volt a fitoplankton, szintén „jellegtelen” vált (KISS 1997, 1998).

Összefoglalás

A Duna elterelése, a Dunacsúnyi-tározó üzembe helyezése szembevető változást okozott a vizsgált vizek fitoplanktonjának fajösszetételében, mennyiségi viszonyaiban, trofitási szintjében. A változások a duzzasztás hatásával, a megváltozott vízjárással, a vízpótló rendszer kialakításával, üzemeltetési rendjének alakulásával hozhatók összefüggésbe.

A Bösi-erőmű és a Dunacsúnyi-tározó megépítése, üzembe helyezése után mindazok a változások, amelyeket a fitoplankton és a trofitási szint alakulásával kapcsolatban előre jeleztünk, rendre valósággá váltak. 1993 óta a Dunacsúnyi-tározóban és az alatta lévő Dunaszakaszon esetenként jelentős fitoplankton tömegek jelentek meg (közülük, pl. a *Skeletonema potamos* kovaalga, vagy a potenciálisan toxikus *Microcystis flos-aquae* kékalga addig sosem regisztrált nagy tömegeit észleltük). A tározóban a sodorvonal közelében el nem hanyagolható mértékű trofitási szint növekedés következett be (a nyolcvanas évek adataihoz képest akár négyeszeres mértékű a növekedés). A tározó csendes vizű részein mindig jóval nagyobb tömegű fitoplanktont találtunk, mint a sodorhoz közelebbi részekben (vonatkozik ez mind a fitoplankton egyedszámára, mind az a-klorofill koncentrációra). A trofitási szint növekedése, a vízpótló rendszeren keresztül, érezhető hatást gyakorol az érintett vízterek trofitására is, ahol a fitoplankton elvesztette korábbi arculatát és bizonyos tekintetben egy „jellegtelen” dunai fitoplankton vált ezekben a vizekben uralkodóvá. Eredményeinket a szlovák kollegák (MAKOVINSKÁ 1998, in press, STEFKOVÁ 1998) vizsgálatai egyértelműen megerősítik.

Köszönetnyilvánítás

A fenti kutatásokat a KTM szigetközi hidrobiológiai monitoringra vonatkozó megbízása alapján, és az OTKA T016835 sz. pályázat támogatásával hajtottuk végre.

Irodalom

- ÁCS, É. - BUCZKÓ, K. (1994): Comparative algological studies on the periphyton in the branch-system of the River Danube at Ásványráró (Hungary). 30. Arbeitstagung der IAD, Zuoz/ Schweiz, p. 413-416.
- ÁCS, É. - BUCZKÓ, K. (1996): The changes of relative importance value of periphytic algal taxa in Szigetköz section of River Danube (Hungary). In: BERCZIK (ed.) Limnologische Berichte Donau 1996. Band. I: 441-446. MTA Ökol. Bot. Kutint. Magyar Dunakutató Állomás, Vácrátót/Göd.

- BARTALIS, É. T. - DVIHALLY, ZS. T. - KISS, K. T. - SCHMIDT, A. (1984): Mit dem Sauerstoffgehalt zusammenhängende Untersuchungen in der mittleren Donau III. 24. Arbeitstagung der IAD, Szentendre/Ungarn 1984. I: 1-4.
- BARTALIS, É. T. - DVIHALLY, ZS. T. - ERTL, M. - KISS, K. T. - SCHMIDT, A. (1985): Mit dem Sauerstoffgehalt zusammenhängende Untersuchungen in der mittleren Donau IV. 25. Arbeitstagung der IAD. Bratislava. 1985. p. 117-120.
- BARTALIS, É. T. - DVIHALLY, ZS. T. - ERTL, M. - KISS, K. T. - SCHMIDT, A. - TOMAJKA, J. (1987 a.): Mit dem Sauerstoffgehalt zusammenhängende Untersuchungen in der Mittleren Donau V. /1985/. 26. Arbeitstagung der IAD. Passau/Deutschland. 1987. p. 326-330.
- BARTALIS, É. T. - DVIHALLY, ZS. T. - KISS, K. T. - SCHMIDT, A. - TOMAJKA, J. (1987 b.): Mit dem Sauerstoffgehalt zusammenhängende Untersuchungen in der mittleren Donau VI. /1986/. 26. Arbeitstagung der IAD. Passau/Deutschland. 1987. p. 330-334.
- BOTHÁR, A. - KISS, K. T. (1995): Änderungen des Phyto-, und Zooplanktons in der Donau bei Göd/Ungarn (1669 Strom Km) zwischen 1991-1994. *Opuscula Zoologica Budapest*, 27-28: 137-146.
- BUCZKÓ, K. - ÁCS, É. (1992): Preliminary studies on the periphytic algae in the branch-system of the Danube at Cikolasziget (Hungary). *Studia Botanica Hungarica*, 23: 49-62.
- BUCZKÓ, K. - ÁCS, É. (1994): Algological studies on the periphyton in the branch-system of the Danube at Cikolasziget (Hungary). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 25: 1680-1683.
- DVIHALLY, ZS. T. - ERTL, M. - KISS, K. T. - SCHMIDT, A. - STEFKOVA, E. (1982): Mit dem Sauerstoffhaushalt zusammenhängende Untersuchungen in der mittleren Donau. 23. Arbeitstagung der IAD, Wien. p. 8-15.
- DVIHALLY, ZS. T. - ERTL, M. - KISS, K. T. - SCHMIDT, A. (1984): Mit dem Sauerstoffgehalt zusammenhängende Untersuchungen in der mittleren Donau II. 24. Arbeitstagung der IAD, Szentendre/Ungarn. 1984. I: 9-12.
- HANZLIKOVÁ, G. (1973): Dynamik der Veränderungen des Phytoplanktons im Tschechoslovakischen Donauabschnitt. *Acta. Rer. Natur. Mus. Nat. Slov. Bratislava*, 19: 57-77.
- HOLOBRADÁ, M. - MARVAN, P. (1993): Prognosis of the phytoplankton development in the Hrušov Reservoir. *Arch. Hydrobiol. Beih.*, 40: 57-67.
- HOLOBRADÁ, M. - MARVAN, P. - ŠIPOŠ, P. (1993): Hydrobiological aspects of the Gabčíkovo project and Hrušov Reservoir. - Proceedings of the international conference "The Gabčíkovo - Nagymaros system, intentions and reality", Bratislava. p. 355-360.
- KISS, K. T. (1985 a.): Changes of trophity conditions in the River Danube at Göd (Danub. Hung. XCIV). *Annal. Univ. Sci. Budapest Sect. Biol.* 24-26: 47-59.
- KISS, K. T. (1985 b.): Phytoplanktonuntersuchungen in Donauabschnitt der Kleinen Schüttinsel /1981-82/. 25. Arbeitstagung der IAD. Bratislava. 1985. p. 220-223.
- KISS, K. T. (1987 a.): Phytoplankton studies in the Szigetköz section of the Danube during 1981-1982. *Arch. Hydrobiol.* 78,2. *Algol. Studies*, 47: 247-273.
- KISS, K. T. (1987 b.): Phytoplankton vizsgálatok a Duna kisalföldi szakaszán 1981-82-ben. In: TAMÁSNE DVIHALLY /szerk./: *A kisalföldi Duna-szakasz ökológiája*. p. 77-101. VEAB. Keszthely.
- KISS, K. T. (1991): Algologische Ergebnisse von zwei Längsprofiluntersuchungen an der Donau. 29. Arbeitstagung der IAD, Kiew/UdSSR. 2: 72-75.
- KISS, K. T. (1994 a.): Trophic level and eutrophication of the River Danube in Hungary. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 1688-1691.
- KISS, K. T. (1997): The main results of phytoplankton studies on the River Danube and its side arm system at the Szigetköz area during the nineties (Hungary). In: DOKULIL, M. T. (Red.) *Limnologische Berichte Donau* 1997. Band. I: 153-158
- KISS, K.T. (1998): A 90-es évek szigetközi fitoplankton kutatásának néhány fontosabb eredménye. *Hidrológiai Közlöny*, 78: 263-265.
- KISS, K. T. - GENKAL, S. I. (1996): Phytoplankton of the Danube's reservoirs in September 1995 from Germany to Hungary. In: BERCZIK (Red.) *Limnologische Berichte Donau* 1996. Band. I: 143-148. MTA Ökol. Bot. Kutint. Magyar Dunakutató Állomás, Vác-rátót/Göd.
- KISS, K. T. - GENKAL, S. I. (1993): Winter blooms of centric diatoms in the River Danube and in its side arms near Budapest. In: H. VAN DAM, (ed) Twelfth International Diatom Symposium. Kluwer Academic publishers. *Hydrobiologia*, 269/270: 317-326.
- KISS, K. T. - GENKAL, S. I. (1997): Télvégi - koratavaszi Centrales (Bacillariophyceae) vízvirágzás a Dunán (1996). *Hidrológiai Közlöny*, 77: 57-58.
- KISS, K. T. - NAUSCH, M. (1987): Phytoplanktonuntersuchungen an ausgewählten äuerprofilen der Donau bei Klosterneuburg und Göd. 26. Arbeitstagung der IAD. Passau/Deutschland. 1987. p. 379-383.

- KISS, K. T. - NAUSCH, M. (1988): Comparative investigations of planktonic diatoms of section of the Danube near Vienna and Budapest. In: ROUND, /ed./ Proceedings 9th International Diatom Symposium. Bristol. Biopress. p. 115-122.
- KISS, K. T. - SCHMIDT, A. - T. BARTALIS, É. (1991): Phytoplanktonuntersuchungen im ungarischen Donauabschnitt im Jahre 1987. 29. Arbeitstagung der IAD, Kiew/UdSSR, 2: 76-80.
- LÁNG, I., BANCZEROWSKI, J, - BERCZIK, Á. (Szerk.) (1993): Szigetköz. Környezettudományi kutatások, környezeti állapot, ökológiai követelmények. MTA Budapest, 1-145.
- MAKOVINSKÁ, J. (1994): Planktonic green algae of the River Danube from Bratislava (Slovakia) to Szob (Hungary). *Biologia Bratislava*, 49: 539-545.
- MAKOVINSKÁ, J. (1998): Phytoplankton development of the Čunovo (Hrušov) reservoir in the Danube river (Slovakia). *Biologia, Bratislava*. 53: 499-502.
- MAKOVINSKÁ, J. (0000): Algal development of the Čunovo Reservoir on the River Danube. Poceedings of the Conference Water Pollution 99. Lemurs, Greece, 24-26. May 1999. (in press)
- MAKOVINSKÁ, J. - TOPOLSKÁ, J. (1996): Development and modelling of eutrophication of the Čunovo reservoir. Poceedings of the XVIIIth Conference of the Danube countries, Graz, Austria, 19/2: E 93-100.
- MARVAN, P. - HOLOBRADÁ, M. (1994): Phytoplankton of the Hrušov Reservoir on the River Danube. *Biologia, Bratislava*, 49: 547-552.
- NAUSCH, M. - KISS, K. T. (1985): Quantitative Phytoplanktonuntersuchungen an der Donau oberhalb Wiens bei Klosterneuburg und in Göd in Ungarn. 25. Arbeitstagung der IAD. Bratislava. 1985. p. 232-236.
- NÉMETH, J. (1987): Tägliche Phytoplankton-Untersuchungen im Donau-Nebenarm bei Ásványráró (Sommer 1985). 26. Arbeitstagung der IAD. Passau/Deutschland. 1987. p. 164-169.
- NÉMETH, J. - SKOBRÁK, F. (1985): Vergleichende hydrobiologische Untersuchungen in dem Haupt- und in dem Nebenarm der Donau bei Ásványráró in 1984 II. Phytoplankton un Chlorophyll-a Gehalt. 25. Arbeitstagung der IAD. Bratislava. 1985. p. 237-241.
- OECD 1982. Eutrophication of Waters. Monitoring, assessment and control. Final Report, OECD cooperative programme on monitoring of inland waters (Eutrophication control), Environment Directorate, OECD, Paris. pp. 154.
- RÁKÓCZI, L. (1989): Vízlépcsők hatása a hordalék- és mederviszonyokra. *Vízügyi Közlemények*, 71: 5-24.
- SCHMIDT, A. (1984): Über die Trophitätsverhältnisse der Donau in den Jahren 1975-1983. 24. Arbeitstagung der IAD, Szentendre/Ungarn. I: 129-132
- SZEMES, G. (1967 b.): Das Phytoplankton der Donau. In: LIEPOLT, R.(ed.): Limnologie der Donau. Schweizerbartsche Verlag, Stuttgart. 3: 158-179.
- STEFKOVÁ, H. (1998): Chlorophytes and the chlorophyll-a content in some side arms of the Danube river in Slovakia. *Biologia, Bratislava*. 53: 503-508.
- TEVANNÉ BARTALIS, É. (1978 b.): A szigetközi mellékágak szerepe a Duna etrofizálódásában. *Környezetvédelem és vízgazdálkodás*, 7: 6-16.
- TEVANNÉ BARTALIS, É. (1984 a.): Egyes környezeti tényezők és biológiai mutatók egybevetése a Duna rajkai és bajai szelvényében. *Hidrológiai Közöny*, 2: 91-98.
- TEVANNÉ BARTALIS, É. (1984 b.): Biologische Wassergüte der Donaustrecke Rajka-Nagymaros. 24. Arbeitstagung der IAD, (Szentendre) Ungarn. p. 203-206.
- TEVANNÉ BARTALIS, É. (1987 a.): A Duna szigetközi szakaszának és hullámtéri vizeinek biológiai minősége. In: TAMÁSNÉ DVIHALLY /szerk./: *A kisalföldi Duna-szakasz ökológiája*. VEAB. Keszthely, p. 42-76.
- TEVANNÉ BARTALIS, É. (1987 b.): A fitoplankton mennyiségi változásai a Duna rajkai (1848,4 fkm) szelvényében az 1983-1986. években. *Hidrológiai Közöny*, 67: 205-213.
- VARGA, P. - ÁBRAHÁM, M. - SIMOR, J. (1989): A magyar Dunaszakasz vízminősége. *Vízügyi Közlemények*, 71: 582- 595.
- VÖRÖS, L. - V.-BALOGH, K. - HERODEK, S. - KISS, K. T. (0000): Underwater light conditions, phytoplankton photosynthesis and bacterioplankton production in the Hungarian section of the River Danube. *Arch. Hydrobiol. Suppl. Large Rivers*. (in print).

A szerző címe:

KISS KEVE TIHAMÉR

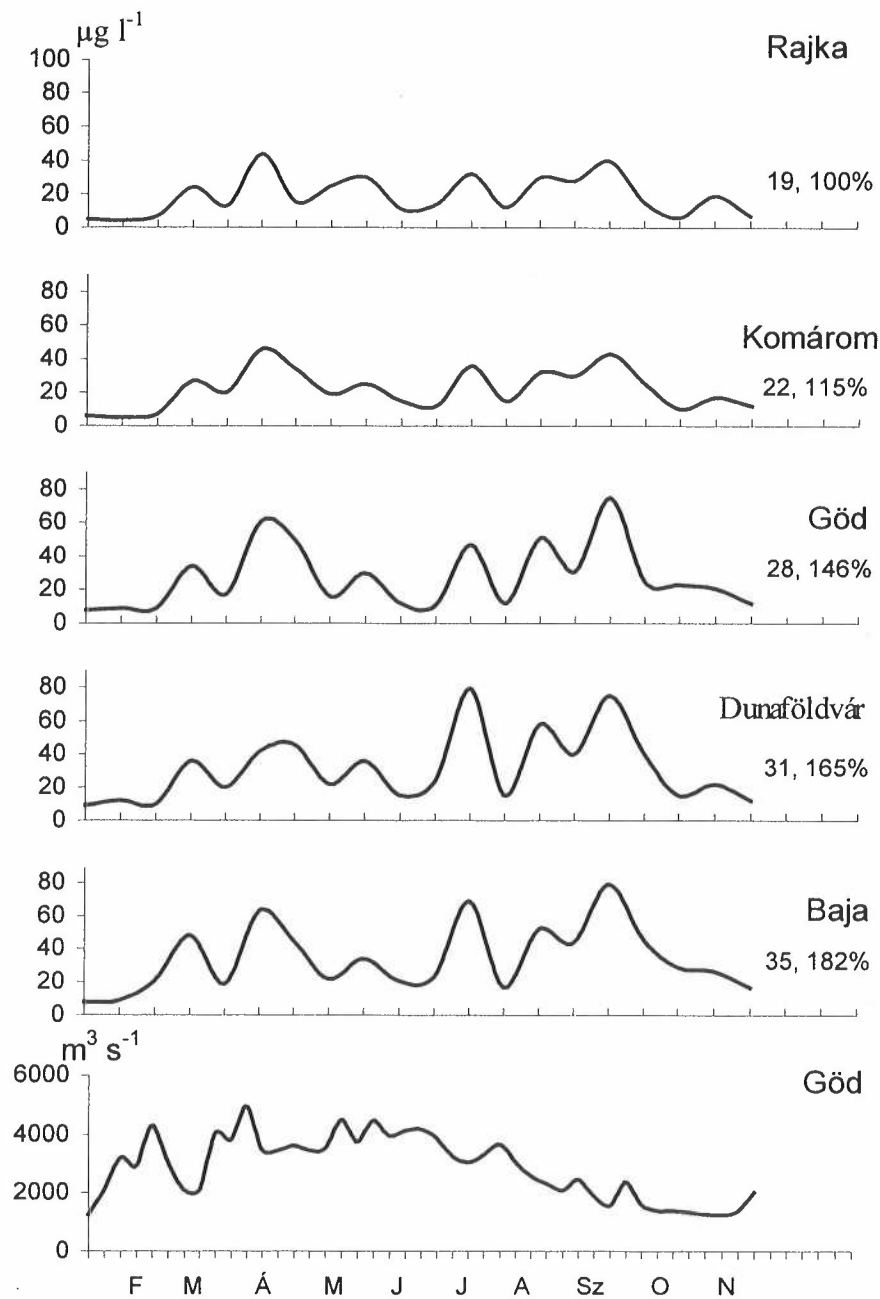
MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet

Magyar Dunakutató Állomás

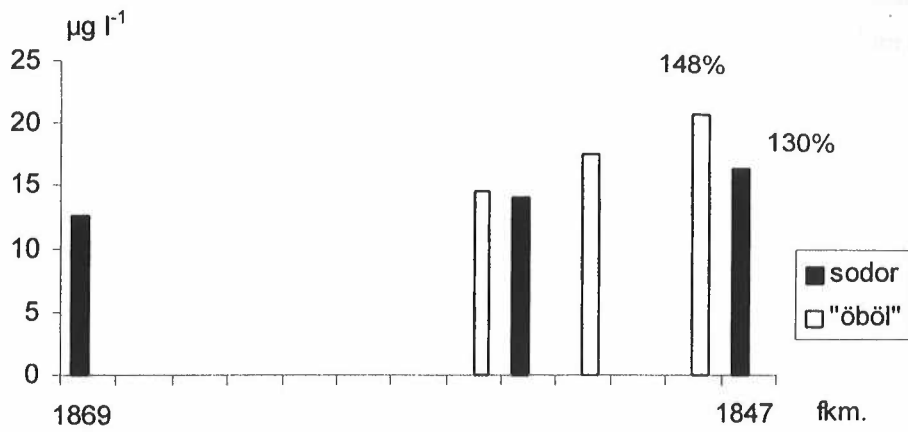
2131. Göd, Jávorka Sándor u.14.

Tel.: 27- 336-610, tel/fax: 27-345-023

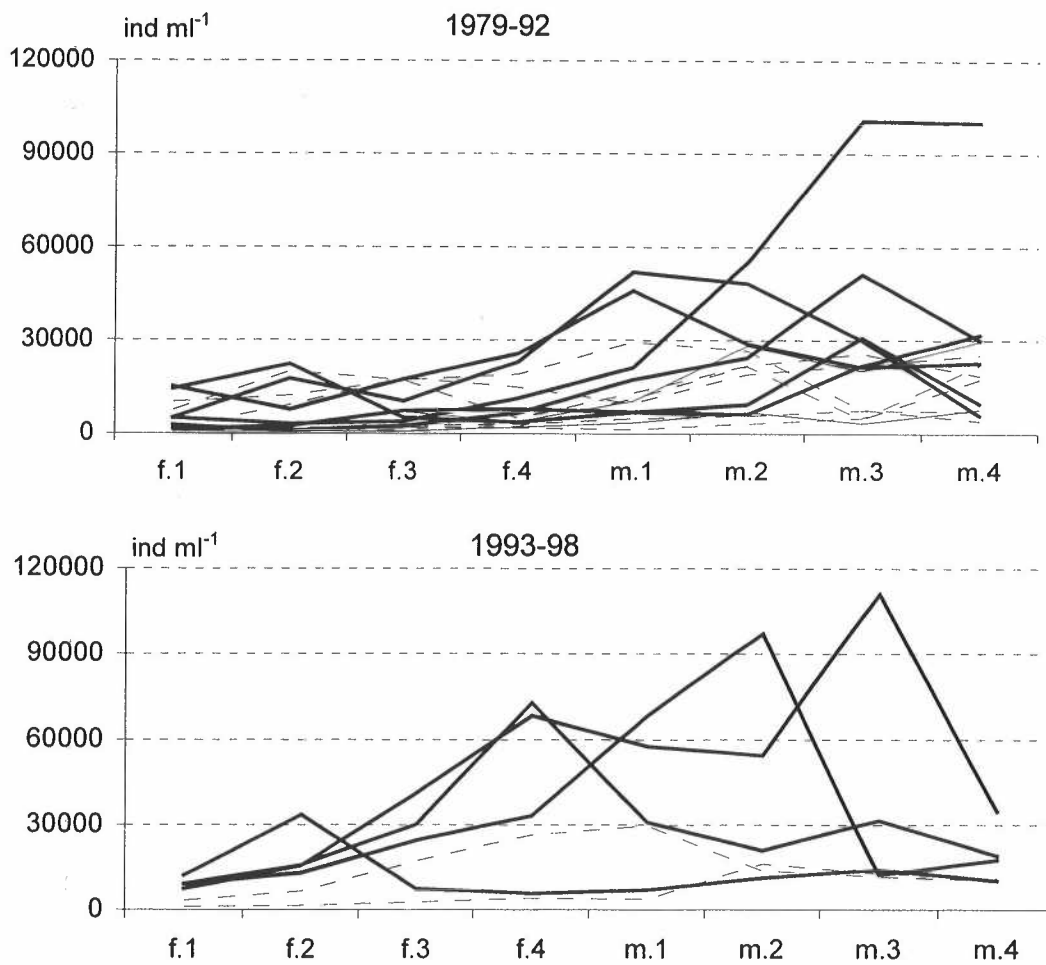
E-mail: kis7972@helka.iif.hu



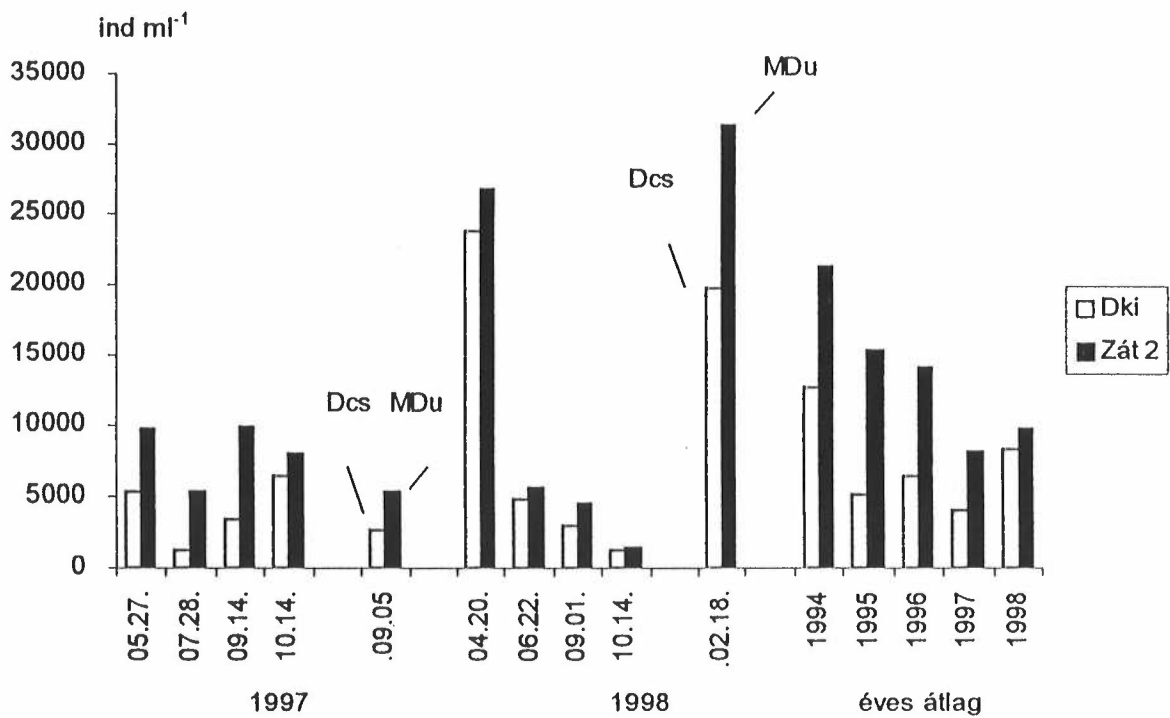
1. ábra Az a-klorofill ($\mu\text{g l}^{-1}$) koncentrációjának alakulása a Duna magyarországi szakaszán Rajkától Bajáig 1987-ben, a folyó öt szelvényében, és a vízhozam ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) változása Gödnél (a mintavételi hely alatti számok az a-klorofill koncentráció átlagértéke és %-os változása)



2. ábra. Az a-klorofill koncentrációja Pozsonynál (1869 fkm) és a Dunacsúnyi-tározó néhány pontján (1847 fkm - Somorja; 1994-97, az április-októberi 'átlagadatokat' - Makovinská in press munkája alapján számítottam ki)



3. ábra. A fitoplankton egyedszámának alakulása Gödnél 1979-92 és 1993-98 február-márciusában (hetenkénti mintavétel adatai, a 30000 ind ml⁻¹-nél nagyobb algaszámot elérő mintasorozatok vastag vonallal jelölve)



4. ábra. A fitoplankton egyedszámának alakulása 1997-98-ban a Duna főágában Dunakilitinél (Dki), a Zátonyi-Duna 2-es pontján (Zát 2); a Dunacsúni-tározóban a Dunacsúni-duzzasztó bal oldalán a főágból (Dcs) és a Mosoni-Duna kiágzásánál (MDu), valamint a Dki és Zát 2 pontok éves átlagértékei

SZEMELVÉNYEK A SZIGETKÖZI ALGAMONITORING EREDMÉNYEIBŐL (1991–1998)

BUCZKÓ KRISZTINA

Magyar Természettudományi Múzeum Növénytára, Budapest

Bevezetés

A Magyar Természettudományi Múzeum Növénytárában 1991-ben kezdtük meg a perifitikus algák rendszeres megfigyelését, a biomonitort. 1991-ben és 1992-ben állapotfelmérést végeztünk, majd egy év kihagyás után, 1994-től folytattuk a munkát és több módon is igyekeztünk az elterelés következményeit nyomon követni. 1991-ben és 1992-ben az algológiában általános elfogadott módszerek szerint gyűjtöttünk mintákat a különböző makrofitonokról a Cikolaszigeti és az Ásványrári ágrendszerekben. 1994 elején, amikor a biomonitort megterveztük, két fő vizsgálati irányt jelöltünk ki. Egyrészt fémkeretbe rögzített nádszálakat helyeztünk ki az ágrendszerekbe, ezzel biztosítva, hogy évről évre könnyen összehasonlítható adatsorokat kapjunk, másrészt az állatfelmérésnél is alkalmazott gyűjtési módszert szerint, a terepbejárások során természetes alzatokról gyűjtöttünk mintákat. 1996-tól kezdődően figyelemmel kísérjük az algagyepék terjedését is.

„Nádszigetek”

Az elterelés előtti évek tereptapasztalatai azt mutatták, hogy tartósan kisvizes periódusokban az ágakban kevés olyan makrofiton van, amely megfelelő alzatul szolgálhat a bevonatlakó szervezetek számára. Ha vannak is ilyenek, azok előfordulása esetleges, sokszor nincs is annyi belőlük, hogy statisztikailag megbízható nagyságú mintát lehessen venni róluk. (Később kiderült, hogy félelmünk megalapozatlan volt, a monitoring vizsgálatok azóta eltelt ideje alatt soha nem volt probléma, hogy elegendő vízinövényt találjunk a vízben. - Ez a bentonikus eutrofizáció előretörésével magyarázható.) A vizsgálatok megtervezésekor ezért elhatároztuk, hogy „úszó nádszigeteket” helyezünk ki az ágrendszerekben.

1994 és 1998 között minden év tavaszán (április vége, május eleje) a Szigetköz három pontján (Cikolasziget, Kisbodak Ásványrári) mesterséges úszó nádszigeteket helyeztünk ki. Ez a módszer lehetővé tette, hogy az elterelés utáni állapotról jól összehasonlítható adatsorokat gyűjthessünk.

Anyag és módszer

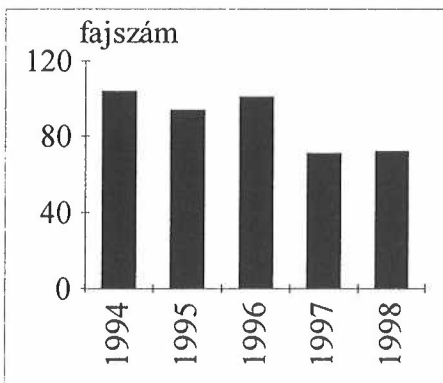
Az úszó nádszigetek úgy készültek, hogy fémkerethez erős műanyag kötözővel, több ponton nádszálakat rögzítettük. A nádszálakat építőanyag boltokban vásárolható nádszövetből bontottuk ki. A később felhasználásra került nádszálakat gondosan lemostuk, hogy véletlenül se kerüljenek a feldolgozandó minták közé idegen víztérből származó fajok. A nádszövetből kb. 30-35 cm-es darabokat vágunk le, az alsó 5-8 cm-es darabot rögzítettük a kerethez. Az

elkészült kis „szigetünk” nádsűrűsége, vagyis a területegységre eső nádak száma hasonló volt a vízben élő nádasokéhoz.

Egy-egy keretbe 100-150 nádat helyeztünk ki. A keret aljára nehezéket rögzítettünk, és megfelelő méretű úszók tartották a felszínen a keretet a nádakkal. Ez az elrendezés biztosította, hogy a vízmozgással együtt mozgott a mintakeret, a vízfelszíntől számított állandó mélységben.

A szigetekről hetente gyűjtött mintákban a kovamoszatok előfordulását és mennyiségi viszonyait vizsgáltuk. (A Pennales rendhez tartozó fajokat általában taxon szinten határoztuk, a Centrales rendhez tartozó egyedeknél - néhány egyértelmű fajtól eltekintve - részletes határozást nem végeztünk.) Itt most - a helyszűke miatt - csak a három sziget közül az egyik, az Ásványrárói szigeten talált diatómák adataiból ismertetünk néhány jellemzőnek vélt eredményt.

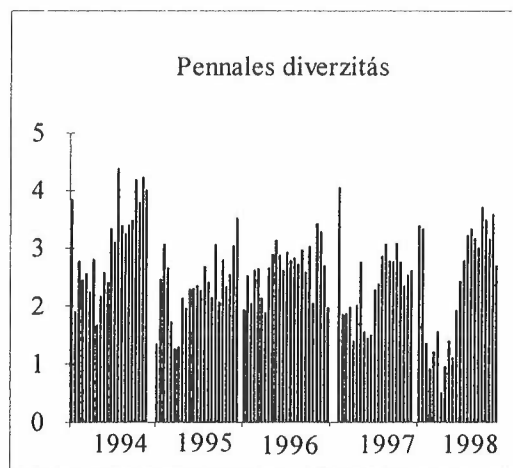
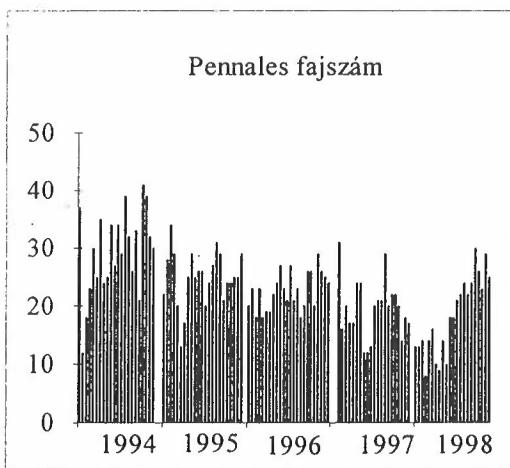
Eredmények és értékelésük



A Szigetköz kutatása során évről évre kerültek ideig elő új taxonok, így a területen talált fajok száma egyre nagyobb. Ez természetes. Ez azonban nem jelenti azt, hogy egy adott élőhelyen egy időben több taxon él.

Az Ásványrárónál telepített nádszigeten az öt év során összesen 178 taxont különítettünk el, legtöbbet (104-et) 1994-ben, a legkevesebbet (71-et) 1997-ben, de 1998-ban is csak 72 taxont találtunk. A vizsgált 5 év során az évenkénti össz fajszám csökkenése feltűnő.

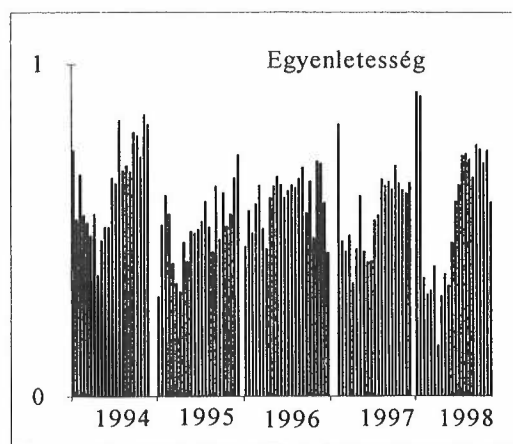
1. ábra. A diatómák fajszámának alakulása az Ásványrárónál telepített nádszigeten



2. ábra. Az Ásványrárónál telepített nádszigeten talált Pennalesek fajszáma 1994 és 1998 között.

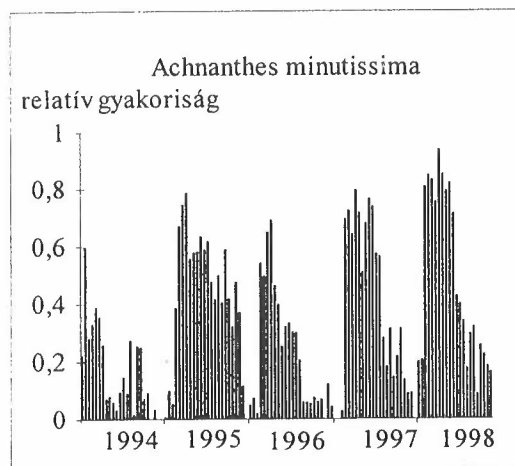
3. ábra. Az Ásványrárónál telepített nádszigeten talált Pennalesek diverzitása

Az éves fajszám csökkenése megtörténhetne úgy is, hogy a mintánkénti, vagyis a különböző hetekben gyűjtött minták fajszáma nem csökken. Amint az a 2. ábráról leolvasható, a mintánkénti fajszámok is csökkentek. (A fajszámok éves átlagában is csökkenést tapasztaltunk: 1994-ben 29, 1995-ben 25, 1996-ban 23, 1997-ben 20 ill. 1998-ban 18 taxon találtunk egy-egy mintában.) A fajszámok alakulásával lényegében párhuzamosan változott a mintánkénti diverzitás is (3. ábra). A 4. ábrán a mintánkénti egyenletesség (a diverzitás és annak maximális értékének hányadosa) változásai láthatóak. A változások a diverzitáshoz hasonlóak, bár kevésbé kifejezettek.

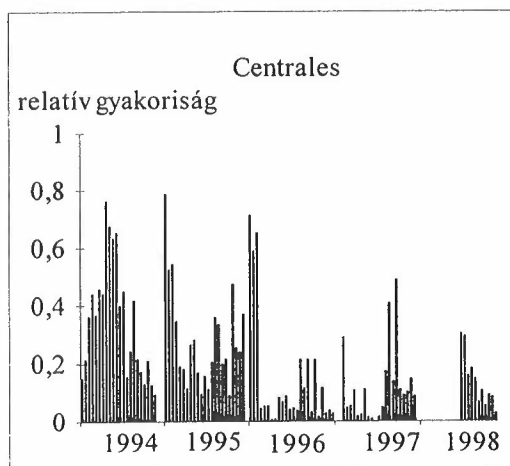


4. ábra. Az ásványrárói nádszigetről hetente gyűjtött Pennalesek egyenletessége 1994 és 1998 között

A következőkben bemutatjuk néhány jellemző perifitikus alga relatív gyakoriságának változását az elterelést követően. Először azokat a taxonokat (ill. a Centrales rendhez tartozó taxonok együttesét) ismertetjük, amelyek nagyobb gyakorisággal fordulnak elő (olykor az összes egyed háromnegyedét is adhatják - 5-7. ábra), később a kevésbé gyakori, de rendszeresen előforduló (konstans) taxonok következnek (8-12. ábra).



5. ábra. az *Achnanthes minutissima* relatív gyakoriságának változása az Ásványrárónál telepített nádszigeten

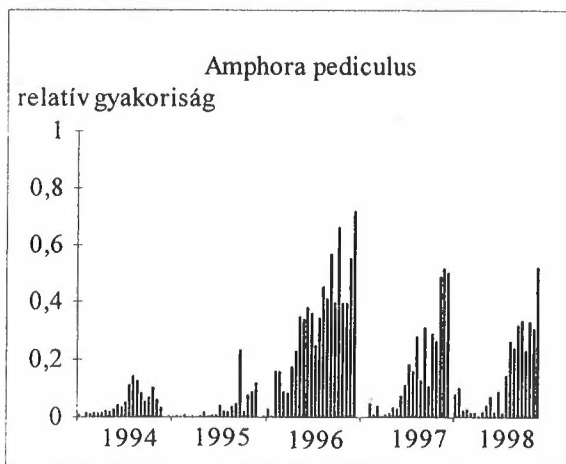


6. ábra. A Centrales rendhez tartozó kovaalgák relatív gyakoriságának változása 1994 és 1998 között.

A Szigetközi bevonatok legjellemzőbb faja az *Achnanthes minutissima*. Az apró, kocsonyanyéllal rögzülő alga mennyisége évről-évre nőtt Ásványrárónál. Ez a közönséges, kozmopolita alga 1998-ban 9 héten át adta a bevonat fajszámának háromnegyedét.

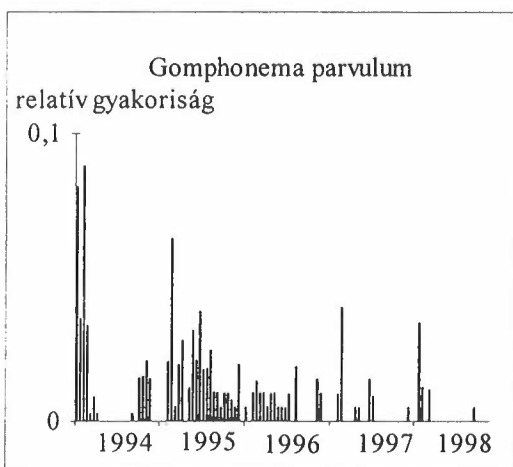
Mindenképpen szólni kell a bevonatban a Centrales rendhez tartozó algák arányának alakulásáról. Addig, amíg az Öreg-Duna fitoplanktonja szinte mindig a Centralesek dominanciájával jellemezhető, 1991-ben és 1992-ben, az állapotfelmérési munka során gyűjtött bevonatmintákban mindig nagyon alacsony volt az arányuk, legtöbbször 5% alatt maradt. Így meglepő volt, hogy az elterelés utáni első vizsgált évben, 1994-ben milyen nagy

mennyiségben találtuk (BUCZKÓ és mtsai 1997). Később arányuk csökkent, de még mindig magasabb, mint az elterelés előtti időkben (igaz más alzatokról gyűjtött mintákban) volt.

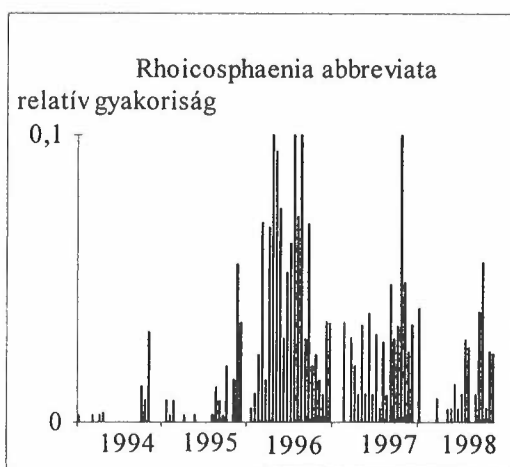


7. ábra. Az *Amphora pediculus* relatív gyakoriságának változása az Ásványrárónál telepített nádszigeten.

Az *Amphora pediculus* relatív gyakorisága az őszi mintákban mindig magasabb, mint a tavaszi és nyári mintákban (7. ábra). 1996-ban kiugróan sok egyedét találtuk, gyakorisága egész évben magasabb volt az első két vizsgálati évben. 1997-ben és 1998-ban ugyan némileg csökkent a faj aránya a bevonatban, de így is az egyik jellemző faja a bevonatnak. Közönséges, kozmopolita perifitikus faj, amely közvetlenül tapad az alzathoz (ROUND 1993).



8. ábra. A *Gomphonema parvulum* relatív gyakoriságának változása az Ásványrárónál telepített nádszigeten.

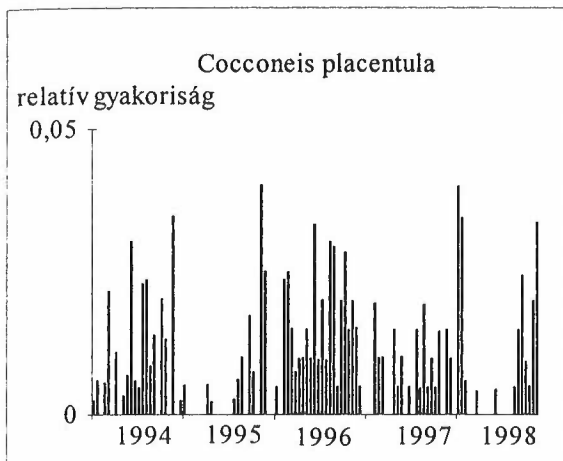


9. ábra. A *Rhoicosphaenia abbreviata* relatív gyakoriságának változása az Ásványrárónál telepített nádszigeten.

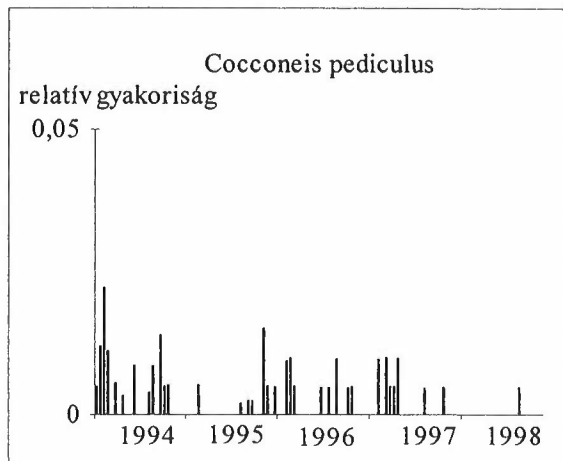
A *Gomphonema parvulum* és a *Rhoicosphaenia abbreviata* relatív gyakorisága egy nagyságrenddel kisebb, mint a fent említett taxonoké.

A *G. parvulum* a Duna főágának jellemző bevonatlakó algája (ÁCS & KISS 1993), relatív gyakorisága a vizsgált öt év során folyamatosan csökkent (8. ábra). A faj mennyiségének csökkenése jelzi, hogy az ásványrárói ágrendszerben a Duna folyamatosan elveszti folyóvízi jellegét.

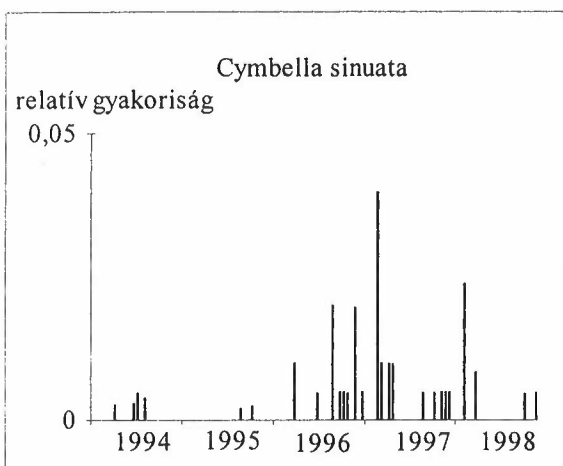
A *Rhoicosphaenia abbreviata* az elterelést követő második ill. harmadik évben kisebb jelentőségű volt a bevonatban, 1996-ban találtuk a legtöbbet belőle, 1997-ben és 1998-ban mennyisége némileg csökkent (9. ábra). A taxon relatív gyakoriságának alakulása hasonló az *Amphora pediculus*-éhoz, és ugyancsak kozmopolita perifitikus alga.



10. ábra. A *Cocconeis placentula* relatív gyakoriságának változása az Ásványrárónál telepített nádszigeten.



11. ábra. A *Cocconeis pediculus* relatív gyakoriságának változása az Ásványrárónál telepített nádszigeten.



12. ábra. A *Cymbella sinuata* relatív gyakoriságának változása az Ásványrárónál telepített nádszigeten.

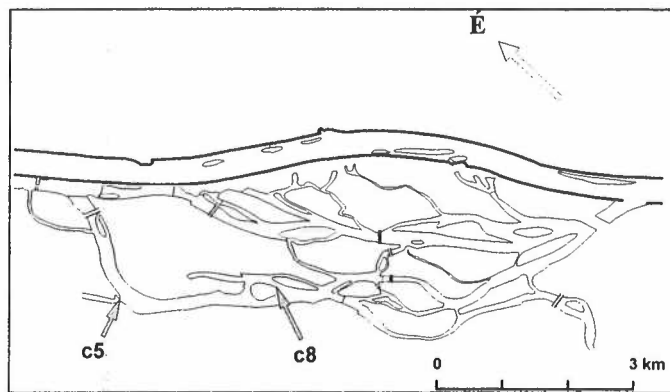
A 10-12. ábrán három olyan faj relatív gyakoriságának változása látható, amelyek általában kevesebb mint 5 százalékban találhatók meg a bevonatban.

A *Cocconeis placentula* a bevonatok konstans faja, az elmúlt öt évben mennyiségében nem történt lényeges változás (10. ábra). Az irodalmi adatoknak megfelelően (ROUND 1993) a másik *Cocconeis* fajtól, a *C. pediculus*-ból kevesebbet találtunk a mintákban. A *C. pediculus* mennyisége némi csökkenést mutat a vizsgált öt év alatt (11. ábra).

A *Cymbella (Reimeria) sinuata* az egyik legjellegzetesebb, legkönnyebben határozható kovaalgája a bevonatoknak. 1994-ben és 1995-ben jelentősége kisebbnek tűnt, mint 1996-ban és 1997-ben volt. 1998-ban újra kevesebbet találtunk belőle (12. ábra). Érdekes, hogy tavasszal és ősszel jellemzőbb, nyáron mennyisége visszaszorul.

A bemutatott fajok mennyiségi viszonyainak alakulása jelzi, hogy folyamatos átrendeződés történik a bevonatokban.

NÁDBEVONATOK CIKOLASZIGETNÉL

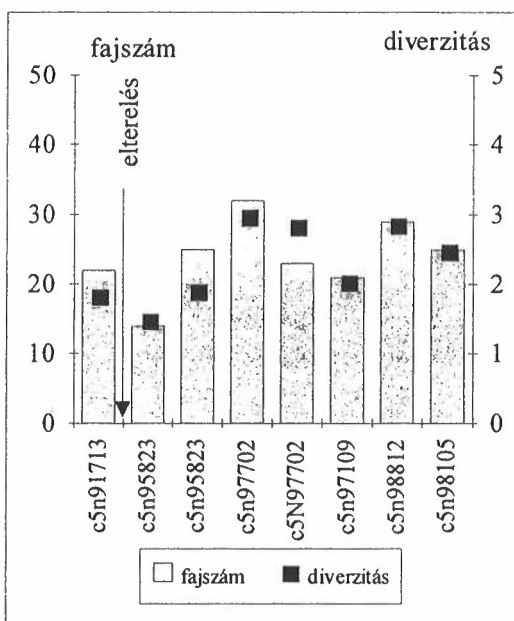
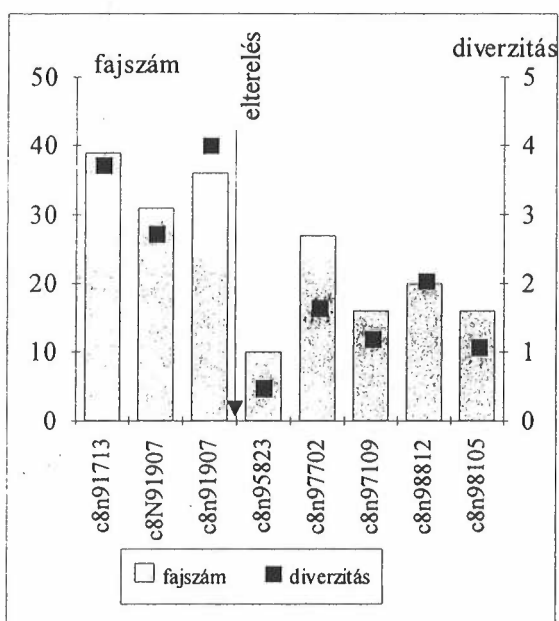


13. ábra. Mintavételi helyek a Cikolaszigeti ágrendszerben

A nádbevonatokban a kovaalgák relatív abundanciájának változását a cikolaszigeti ágrendszer két mintavételi helyén mutatjuk be. A c8-as mintavételi helyünk viszonylag háborítatlan helyen található, a nádas nagyságában és a nád minőségében nem volt szembetűnő változás 1991. óta. Itt az elterelés előtt nagyobb volt a bevonatok diverzitása és fajszáma. Az elterelés után mindkét érték jelentősen lecsökkent.

A másik bemutatandó helyünk, a c5 mintavételi hely, ahol az elterelés előtt nagyon kevés makrofiton élt. Az elterelést követően intenzív növekedésnek indult a nád, a gyékény és a különböző hínárfajok. A bemutatott mutatók (diverzitás, fajszám) nem jeleznek változást ezen a helyen.

Az itt bemutatásra nem került mintavételi helyeken változatosan alakul a nádbevonatok biodiverzitása ill. fajszáma, ami nyilvánvalóan összefügg a makrofiton állományok átrendeződésével is.



14. és 15. ábra. Az algabevonatok diverzitásának és fajszámának változása Cikolaszigetnél a kovaalgák relatív abundanciája alapján

Jelmagyarázat:

a minták kódjának első karaktere az ágrendszert jelöli (c = Cikolaszigeti ágrendszer); a második karakter a mintavételi helyet jelöli (4 = Forrásos ág, folyóvíz; 5 = Görbe Duna álló víz; 7 és 8 = Görbe Duna, lassan folyó víz); a harmadik a bevonat számára alzatul szolgáló felületet:

n = nád, N = avas nád; negyedik-ötödik karakter a gyűjtés éve; hatodik karakter a gyűjtés hónapja (5 = május, 6 = június, 7 = július, 8 = augusztus, 9 = szeptember, 1 = október); hetedik-nyolcadik karakter a gyűjtés napja.

Algagyepék

Az algagyepék megfigyelését 1996-ban kezdtük, és az eltelt három évben a Cikolaszigeti és Ásványrárói ágrendszerben évi három terepbejárás során végzünk megfigyeléseket. A tavaszi terepbejárás során gyűjtést nem végzünk, mert nagyon kevés helyen és kis mennyiségben fordulnak elő csak gyepek. Ezek főleg kékalgákból állnak, de sem mennyiségük, sem előfordulási gyakoriságuk nem indokolta eddig a részletesebb vizsgálatokat. Nyáron és ősszel egyre több helyen nagy (több négyzetméteres) algagyepék lepik el a vízfelszínt. Csendes nyári napokon sokszor az ágak teljes felszínét piszkos, habos, barnás lepedék fedi. Ennél is sokkal gyakoribb azonban, hogy az ágak partjainál összefüggő algaszövedék alakul ki. A durva tapintású, olykor hatalmas tömeget alkotó gyepek a lassabban folyó részeken alakulnak ki.

1997 nyarán több ponton, főleg az Ásványrárói ágrendszerben feltűnően nagy mennyiségben találtuk meg az *Enteromorpha intestinatus*. A jellemzően fűzöld, makroszkópiusan is jól megfigyelhető alga durva tapintású, borszerű képletei a *Cladophora* gyepek között és a hinarasokban található nagyobb mennyiségben. 1998-ban az *Enteromorpha* mennyisége lecsökkent, kevesebb helyről gyűjtöttük.

1998-ban a Duna Szentendrei szigetének kiságában tömeges volt a *Hydrodictyon reticulare*. 1998-ban a Szigetközben is találtunk belőle a Cikolaszigeti ágrendszerben, mennyisége azonban nem jelentős. A faj előfordulása nem meglepő, a Dunából korábban is sok helyről közölték már, azért érdemel említést ismételt megtalálása, mert a 70-es években a *Hydrodictyon reticulare* a Kiskörei víztározó sekély öbleiben több négyzetméternyi területet borító vastag gyepeket formált (ADAMOSI & MTSAI 1974).

Összefoglalás

A bevonatlakó algák monitoringjának eredményei közül az Ásványrárónál gyűjtött minták adatsorainak egy részét mutattuk be. Annak ellenére, hogy a Szigetköz kutatása során még most is kerülnek elő új taxonok, az egyes években (1994 és 1998 között) egyre kevesebb taxont találtunk. Addig, amíg 1994-ben 104 Pennales előfordulását jelentettük, addig 1997-ben, 71-et és 1998-ban is csak 72 taxont találtunk. A csökkenés lényegében folyamatos. De nemcsak az egyesített fajlista kisebb, ugyancsak csökkenést mutat az egyes mintákban talált fajok száma. A fajszámmal szinte párhuzamosan változnak a biodiverzitások is.

Bemutattuk 8 taxon relatív gyakoriságának változását a elmúlt öt év során. Az adatok azt mutatják, hogy a bevonat fajösszetétele mellett a mennyiségi viszonyok is lényegesen megváltoztak. Például a *Gomphonema parvulum* (az Öreg-Duna jellemző bevonatlakó algája), relatív gyakorisága a vizsgált öt év során folyamatosan csökkent. A faj mennyiségének csökkenése jelzi, hogy az Ásványrárói ágrendszerben a a Duna folyamatosan elveszti folyóvízi jellegét. Természetesen vannak taxonok amelyek relatív gyakorisága lényegében nem változott, vagy nőtt.

A Cikolaszigeti ágrendszerben végzett munkánk eredményei közül a nádbevonat fajösszetételének elemzését mutattuk be egy viszonylag háborítatlan, és egy olyan mintavételi helyen, ahol a makrofita vegetáció jelentősen átalakult. A háborítatlan helyen az elterelés

előtti állapothoz képest a fajszám és a diverzitás csökkenését mutattuk ki, míg a másik mintavételi helyen ilyen jellegű változást nem tapasztaltunk. Ez utóbbi helyen a makrofitonok nagyon elszaporodtak az elterelés után.

Az algagyeppek terjedésével kapcsolatban az *Enteromorpha intestinatus* és a *Hydrodictyon reticulare* előfordulásáról számoltunk be.

Irodalomjegyzék

- ÁCS, É. – KISS, K.T. (1993): Colonization process of diatoms on artificial substrate in the River Danube near Budapest (Hungary). *Hydrobiol.* 269/270: 307-315.
- ADAMOSI, M. – BANCSEI, I. – HAMAR, J. – KATONA, S. – B. TÓTH, M. – VÉGVÁRI, P. (1974): Duzzasztás hatása a Tisza vízminőségére a Kiskörei vízlépcső térségében. *Hidrol. Közl.* 54: 570-576.
- BUCZKÓ, K. – RAJCZY, M. – ÁCS, É. – PAPP, B. (1995): Signals of cryptogams. In: LÁNG, I. – BANCZEROWSKI, I. – BERCZIK, Á. (eds.): *Studies on the environmental state of the Szigetköz after the diversion of the Danube*. MTA Szigetköz Bizottság, Budapest, pp. 83-96.
- ROUND, F.E. (1993): A review and methods for the use of epilithic diatoms for detecting and monitoring changes in river water quality 1993.

A szerző címe:

BUCZKÓ KRISZTINA

Magyar Természettudományi Múzeum

Növénytára

1082. Budapest, Baross u. 13.

1476. Budapest, Pf. 222.

Tel.: 210-13-30, Fax: 314-14-83

E-mail: buczko@bot.nhmus.hu

VÍZI MAKROFITON ÁLLOMÁNYOK VÁLTOZÁSAI A SZIGETKÖZ VÍZTEREIBEN

RÁTH TAMÁSNÉ
MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet
Magyar Dunakutató Állomás, Göd

Bevezetés

A szigetközi Duna-szakasz vízi makrofiton állományainak vizsgálatát az 1980-as évek közepén a hullámtéri mellékágrendszerekben (Dunaremetei, Cikolai, Ásványi) kezdtük el. A vizsgálatokat 1992 nyarától a mentett oldali vizekre is kiterjesztettük (Zátyoni-Duna, Lipóti morotva), amelyek vízi növényzetéről a hullámtéri vízterekhez hasonlóan igen kevés ismerettel rendelkezünk (POLGÁR 1941, KÁRPÁTI V. 1963).

A vizsgálatok célja a vízi vegetáció alapállapotának (elterjedés, florisztikai összetétel, cönológiai viszonyok) felmérése, és a termőhelyi körülmények (vízmélység, vízáramlás, vízszintingadozás, alzat, stb.) megismerése volt. A feladatok közé tartozott a vízi vegetáció kifejlődése és a Duna vízjárása közötti kapcsolat megfigyelése is (BERCZIK-NOSEK 1997).

1992 őszén a Duna elterelése és a dunacsúni tározó feltöltése a szlovák oldalon, majd a kárenyhítő beavatkozások a magyar oldalon (vízpótlócsatornák kiépítése a hullámtéren és a mentett oldalon, fenékküszöb üzembe helyezése az elterelt főágban, stb.), gyökeresen megváltoztatták a mintavételi helyeink hidrológiai adottságait (számos helyen megszűnt a vízborítás, máshol állóvizek folyóvizekké alakultak, stb.). Drasztikus hidrológiai változások érték a korábbi főág mintegy 40 km hosszúságú szakaszát is (Öreg-Duna), ahol az eredeti meder felerészben szárazra került.

A termőhelyi viszonyok átalakulására különösen gyorsan reagáltak a vízi makrofitonok, amelynek legszembetűnőbb jeleit az állományok elterjedésében (helyenként eltűnés, máshol megjelenés), a florisztikai összetétel és a növekedési formák arányainak, valamint a tömegértékek változásaiban láthattuk.

A Duna elterelése után a kutatások legfőbb célja mindezen botanikai változásoknak a nyomon követése volt, amelyet 1995-től kezdődően monitoring jellegű vizsgálatok keretében, 3 víztípusban (Öreg-Duna, hullámtér, mentett oldal) 13 mintavételi helyen jelenleg is végzünk.

Mintavételi helyek a Duna elterelése előtt

Hullámtér

Hullámtéri alapállapot felméréseink 1984-1992 között, az alábbi 9 mintavételi helyen történtek: a Dunaremetei mellékágrendszer 3 nagyobb ágában (Szilos, Fanos, Csatorna), a Cikolai mellékágrendszer 3 kisebb mellékágában (Forrásos, Disznós, Doborgazi-átvágás) és egy lefűződött holtágában (Schisler-holtág), valamint az Ásványi mellékágrendszer egyik nagyobb (Öntési-tó) és kisebb (Alsóújszigeti-tó) tavában.

A felsorolt mintavételi helyek számos megkülönböztető termőhelyi adottsággal (vízmélység, vízdinamikai viszonyok, víz hőmérséklet, alzat, feliszapolódási stádium, stb.) rendelkeztek, de közös jellemvonásuk közé tartozott, hogy vízellátásuk a Duna vízjárásához közvetlenül kapcsolódott. A Dunaremetei-mellékágrendszerben és a Cikolai-mellékágrendszer kevésbé feliszapolódott mintavételi helyein (Forrásos, Disznós, Doborgazi-átvágás) a vízutánpótlás már közepesenél nagyobb dunai vízállásnál elkezdődött, a lefűződött vízterületeken (pl. Schisler-holtág, Alsóújszigeti-tó) friss vízcsereére nagyobb árhullámok levonulásakor nyílt lehetőség.

Mentett oldal

Mentett oldali feltáró vizsgálatokat 10 mintavételi helyen, közvetlenül a mesterséges vízpótlás megkezdése előtti időszakban végeztünk: a Zátunyi-Duna mélyebb fekvésű, vízzel borított ágrészein 1992 nyarán, a Lipóti morotva kiszélesedő nyílt vízű szakaszain, belvízi csatornájában 1993 nyarán. Mintavételi helyeink termőhelyi körülményeit sok hasonlóság jellemezte: sekély állóvízi környezet, kedvező fényviszonyok, magasabb víz hőmérséklet, iszapos alzat, helyenként (falvak közelében) fokozottabb antropogén hatások (intenzív horgászat, személtlerakás, üdülés, stb.). Vízutánpótlásuk talaj- és csapadékvizéből történt, így vízellátásuk csak közvetve kapcsolódott a Duna vízjárásához. Csapadékszegény ősszel vízmélységük jelentősen csökkent, előfordult egy-egy vízterület teljes kiszáradása is.

Mintavételi helyek a Duna elterelése után

A Duna elterelése (1992) után a vizsgálatok folytatására kevesebb mintavételi helyen nyílt lehetőség. A hullámtéri vizsgálatokat a Cikolai-mellékágrendszer két mintavételi helyén, a hidrológiai változásokat reprezentáló Csákányi-Dunában és Schisler-holtágban, a mentett oldalon a Zátunyi-Duna természetvédelmi szempontból legértékesebb szakaszán (Zát4), és a védett Lipóti morotva 4 nyílt vízű területén (Lip1, Lip2, Lip3, Lip4) folytattunk. Vizsgálatokat kezdtünk el ugyanakkor az elterelt főágban (Öreg-Duna), ahol a parti sávban helyenként vízi növények jelentek meg (1. ábra).

Öreg-Duna

1994-ben megkezdett vizsgálataink szerint, a vízi növények számára szükséges létfeltételek a feliszapolódó sarkantyúöblökben, mellékágak (Cikolai, Bodaki) korábbi torkolatainál, és a szárazra került meder vízzel borított mélyedéseiben alakultak ki.

1995 után a fenékküszöb feletti duzzasztott szakasz és a fenékküszöb közvetlen környezete a nagy vízmélység és az intenzív vízmozgás miatt alkalmatlan élőhelyekké váltak, a fenékküszöb alatt néhány km-rel a vízi makrofitonok kifejlődésének továbbra sem volt akadálya. Az 1839-1828 fkm-ek között elhelyezkedő mintavételi helyeinken (1. ábra) a környezeti adottságok (vízmélység, áramlási sebesség, fényviszonyok, stb.) az Öreg-Dunán át bocsájtott vízmennyiségektől függően változóak, a vegetációs időszak ezért rövid, és a mintavételi helyek többségében a tartósan kisebb vízhozamok (200-300 m³/sec) idejére korlátozódik.

Hullámtér

Mintavételi helyeinken (Csákányi-Duna, Schisler-holtág) a Duna elterelését követő években a hidrológiai viszonyok szélsőségesen változtak, 1993-ban csaknem teljes volt a kiszáradás, 1994-ben sekély vízmélység, lassú vízáramlás (Csákányi-Duna), vagy pangó, állóvízű körülmények (Schisler-holtág) domináltak. A fenékküszöb üzembe helyezésének évétől (1995) a Duna elterelése előtti magas vízállásnak megfelelő vízborítás vált jellemzővé. Napjainkban a Csákányi-Duna mélyvízű, gyors áramlású mintavételi hely, a Schisler-holtág kiszélesedett víztükrű, a korábbinál nagyobb vízmélységű, és az 1997. évi kisebb műszaki beavatkozás után (keskeny összekötő csatorna épült a Csákányi-Duna és a holtág között), gyengén áramló vízterület.

Mentett oldal

Mentett oldali mintavételi helyeinket a teljes kiszáradástól a vízpótló-csatornarendszerek kiépítése mentette meg. A közvetlen vízbetáplálás megkezdésével (1993) azonban mintavételi helyeink elvesztették az ártéri állóvizekre jellemző hidrológiai adottságaikat, parti zónájuk víz alá került, és folyamatos vízellátású, áramlóvízű, helyenként nagy vízmélységű (Zátonyi-Duna Zát4 szakasz), megváltozott vízminőségű (Lipóti morotva) termőhelyekké alakultak. A hidrológiai körülmények a fenékküszöb üzembe helyezése utáni években csak kis mértékben (kissé nagyobb vízhozamok) változtak, 1996 óta műszaki beavatkozások sem történtek, így a mintavételi helyeken az újonnan kialakult termőhelyi körülmények stabilizálódása figyelhető meg.

Módszer

A botanikai felvételezéseket BRAUN-BLANQUET (1951) hagyományos kvadrát módszerével, és a Nemzetközi Dunakutató Munkaközösség által elfogadott KOHLER (1978) módszerrel végeztük. Ez utóbbi módszer fajszintű felmérésen alapul, az előforduló taxonok tömegviszonyát pedig a gyakoriság alapján, a teljes mintavételi hely hosszúságára vonatkoztatva 5 fokozatú skála segítségével becsüli meg. A fajok növekedési formáját LUTHER (1949) rendszere szerint, a növények vízben való elhelyezkedésének és rögzülési módjának figyelembe vételével állapítottuk meg (1. táblázat).

Vízi vegetáció a Duna elterelése előtt

Feltáró vizsgálataink során összesen 38 taxont állapítottunk meg, közülük 29 a hullámtéren, 28 a mentett oldalon fordult elő (1. táblázat). Védett fajok, növénytani ritkaságok mindkét víztípusban megtalálhatók voltak, nagyobb tömegben azonban a mentett oldal vízterületein terjedtek el (RÁTH 1987, 1992, PALL ET AL. 1996).

A fajok növekedési formáinak megoszlása a két nagy ártéri víztípus (hullámtér, mentett oldal) eltérő hidrológiai adottságairól tájékoztatott. A hullámtéren a vízáramlást leginkább elviselő, alzatban kevésbé válogatós submers gyökeresedő hínárok 69%-ban domináltak, a vízmozgást rosszul tűrő lebegő fajok (ap, mp) %-os értéke mindössze 17% volt. A mentett

oldal álló vizeiben ugyanakkor ez utóbbi növekedési formák (ap, bp, mp) aránya kétszeresre növekedett (36%).

A mintavételi helyek feltöltődésében mutatkozó különbségeket a cönológiai felvételezések során megismert vízi növénytársulások térbeli elhelyezkedésükkel jelezték. A feliszapolódás kezdeti stádiumát képviselő hullámtéri mellékágakban, így a Cikolai mellékágrendszer Forrásos és Disznós ágában vízi boglárkás társulások (*Callitricho-Ranunculetum fluitantis*, *Ranunculo-Myriophylletum spicatum*), a Dunaremetei mellékágrendszer Dunához közeli ágrészén a süllőhínáros - békaszőlő hínár (*Myriophyllo-Potametum*) terjedt el. A feliszapolódás előrehaladottabb stádiumában lévő mintavételi helyeken, így a Dunaremetei mellékágrendszer Dunától távoli ágrészein a tündérrózsa-tavirózsa (*Nymphaeetum albo-luteae*) és vidrakeserűfüves hínár (*Polygonetum natantis*), a Dunától lefűződött holtágban (Schisler-holtág) a tócsagazhínár (*Ceratophylletum demersi*), kisebb csaknem teljesen feltöltődött tóban (Ásványi mellékágrendszer Alsóújszigeti-tó) a vízi boglárka fajokban gazdag tócsavegetáció (*Batrachio trichophylli-Callitrichetum cophocarpae*) állományai alakultak ki (2. táblázat).

A mentett oldal lenitikus, tápanyagban gazdag, iszapos vizeiben úszólevelű és lebegő hínár társulások voltak jellemzők. Emberi hatásoktól zavart termőhelyeken (Zátonyi-Duna Sérfenyőszigetnél és Cikolaszigetnél lévő szakaszain) a tócsagazhínár (*Ceratophylletum demersi*) és a rencés-békalencse-hínár (*Lemno-Utricularietum*) nagy borításfokú állományai fordultak elő, antropogén hatásoknak kevésbé kitett mintavételi helyeken (Zátonyi-Duna Zát4-es szakaszán, a Lipóti morotva nyílt vizeiben) a védett fajokban gazdag tündérrózsa hínár (*Nymphaeetum albo-lutae*), valamint vízi páfrány (*Salvinio-Spirodeletum*) és a a dunai ártéren ritka tündérfátylas hínár állományok (*Nymphoidetum peltatae*) jelentek meg (3. táblázat).

A vízi vegetáció változásai a Duna elterelése után

Öreg-Duna

1992 őszén talán a legszembetűnőbb botanikai változások az Öreg-Duna felhagyott főági szakaszán kezdődtek el. A szárazra került meder részeken igen gyorsan megtelepedett a bokorfűzes, a mélyebb fekvésű, nedvesebb helyeket alacsony és magas mocsári növények nőtték be, a köszórásokon ártéri gyomfajok terjedtek el.

A vízi növények első nagyobb állományát 1994-ben Dunakiliti felett (1844 fkm), egy sarkantyúöböl sekély (40-100 cm) vizében állapítottuk meg. A pionír fajok akárcsak az osztrák Duna-szakaszon épített víztározókban (HERZIG ET AL. 1989), vagy a Duna Budapest feletti sarkantyúkkal szabályozott szakaszán (RÁTH 1980-1981), nagy tűrőképességű submers gyökeresedő makrofitonok voltak (*Potamogeton crispus*, *P. pectinatus*, *P. perfoliatus*, *Myriophyllum spicatum*), de nagyobb tömegértékben előfordultak adventív növények is (*Elodea canadensis*, *Elodea nuttallii*).

A fenékküszöb megépítése után (1995) a vízi makrofiton állományokat csak a fenékküszöb alatti szakaszon találtunk (1. ábra). Az állományok fajösszetétele, tömegértéke és vegetációs ideje a mintavételi helyek eltérő hidrológiai adottságainak megfelelően, különböző.

Az Öreg-Dunával kapcsolatban lévő, nagy vízszintingadozású vízterületeken (Df1, Df2, Df4, Df5/b) többnyire a már említett submers pionír fajok és a *Zannichellia palustris* rövid időre és kisebb tömegértékben jelennek meg, az Öreg-Dunától lefűződött, vagy a folyóval csak időnként kapcsolatba kerülő, stabilabb életkörülményekkel rendelkező mintavételi

helyeken (Df3, Df5/a, Df6) a vegetációs időszak hosszabb, nagyobb a fajszám és a tömegértékek, előfordulnak lebegő (*Ceratophyllum demersum*, *Lemna minor*, *Spirodela polyrrhiza*) és teljes életciklusú fajok (*Potamogeton perfoliatus*, *Ranunculus circinatus*) is.

Az állományok évenkénti kifejlődésének fontos szabályozói a fenékküszöbön átbocsátott vízmennyiségek. A legnagyobb fajgazdagságot (15-16) a kis vízhozamú 1996-os és 1998-as években állapítottuk meg, a nyári árhullámok miatt nagy vízhozamú 1997-es évben ugyanakkor a vízi növények háttérbe szorulását tapasztaltuk (2. ábra).

Hullámtér

A Duna elterelését követően jelentős botanikai változások helyszíne volt a hullámtér is. Az élőhelyek kiszáradásával eltűntek a növénytani ritkaságok (*Callitriche cophocarpa*, *Hippuris vulgaris*, *Ranunculus fluitans*), a védett lebegő (*Salvinia natans*) és úszólevelű fajok *Nymphaea alba*, *Nymphoides peltata*), regenerálódásuk napjainkig sem történt meg (4. táblázat).

A kezdeti csekély vízhozamú vízutánpótlás évében (1994) 2 mintavételi helyünkön a szukcesziós folyamatok látványos felgyorsulásának voltunk a szemtanúi. A korábban hínármentes Csákányi-Dunában a submers makrofitonok nagy számban való megjelenését és inváziószerű elterjedését figyelhettük meg, a leapadt Schisler-holtágban a régebben vízjárta meder végeket nagytermetű mocsári növények (*Typha angustifolia*, *T. latifolia*), ártéri gyomfajok (*Aster novae-angliae*, *Cirsium arvense*, *Echinochloa hostii*, *Polygonum hydropiper*, *Rumex*-fajok, stb.) nötték be, a sekély, pangó vízben aprótermetű, meleg vizeket kedvelő tuskés-hínár (*Najas marina*, *N. minor*) és békaszőlő-félék (*Potamogeton berchtoldii*, *P. pectinatus* var. *scoparius*) szaporodtak el nagy tömegértékben.

A fenékküszöb üzembe helyezése utáni években, a hullámtérre juttatott nagyobb vízhozamok hatására a Csákányi-Duna mélyebb meder részeiről eltűntek a vízi növények, kisebb állományok a feliszapolódó szélvizekben, kanyarulatokban, öblökben azonban továbbra is megjelennek (5. táblázat). A Schisler-holtág vízellátásának javulásával víz alá kerültek a parti zóna alacsony ártéri növényei, visszahúzódtak és felritkultak a nádas (*Phragmites australis*) és gyékény (*Typha angustifolia*, *T. latifolia*) állományok. A hidrológiai viszonyok változásai (állandó, és mélyebb vízborítás) a vízi vegetáció fokozatos elszegényedéséhez vezetett, és egy-egy submers faj (*Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*) tömeges elszaporodása vált jellemzővé. 1998-ban a vízdinamikai állapotban bekövetkezett változásokra (állóvízi körülmények helyett gyenge vízáramlás) a vízi makrofitonok elterjedési területük és tömegértékeik nagy mértékű csökkenésével reagáltak (5. táblázat).

Mentett oldal

A Duna elterelését követő nagy talajvízszint süllyedés miatt a mentett oldal makrofiton állományai is végveszélybe kerültek. A mentett oldali vízpótlórendszerek kiépítése a túlélés szempontjából megfelelő megoldásnak látszik, a nagy arányú hidrológiai változásokkal azonban a természeti értékek jelentősen károsodtak. Mintavételi helyeinken 1993-tól 1996-ig az állományok degradálódását figyeltük meg (védett és ritka előfordulású növények eltűnése vagy visszahúzódása, fajszám és tömegértékek csökkenése, stb.). A legnagyobb arányú fajvesztesség (50-100 %) a Lipóti morotva műszaki beavatkozásoktól érintett mintavételi helyeit (Lip1, Lip2, Lip3) érte. Ezekben az években tűnt el a legnagyobb nyílt vizű tóból (Lip3) a vízi lófark (*Hippuris vulgaris*), amelynek korábbi tömeges előfordulása hozzájárult a

morotva védetté nyilvánításához. Az utóbbi 2 év (1997, 1998) vizsgálati eredményei alapján úgy tűnik, hogy a kialakult termőhelyi körülmények stabilizálódásával, a vízi makrofitonok fajsám csökkenése megállt (3. ábra). Több mintavételi helyen (Zát4, Lip3) meglepő módon jól alkalmazkodott a megváltozott hidrológiai körülményekhez a Duna elterelése előtti makrovegetáció több faja (*Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*, *Potamogeton lucens*), vagy fennmaradásához új létehetőségeket talált a partszéli sekélyebb vízben, a felritkult nádas között (*Hydrocharis morsus-ranae*, *Nymphoides peltata*).

Nagyobb fajgazdagság, védett és ritka növények tömegesebb előfordulása azonban már csak a morotva jelleget leginkább őrző Lip4-es mintavételi helyen figyelhető meg (6. táblázat). Ez a vízpótlócsatornától távol eső, szinte reliktumként fennmaradt sekély vizű (40-90 cm), kisebb tavacska (80 x 60 m) fokozottabb védelmet érdemelne, amire a falu (Lipót) közelsége és partjának bolygatottsága miatt (szemétlerakás) szükség is volna.

Összefoglalás

A Duna szigetközi árterületén az 1980-as évek közepén kezdtük el a vízi vegetáció alapállapotának (elterjedés, florisztikai összetétel, növekedési formák megoszlása, cönológiai viszonyok, termőhelyi körülmények) felmérését. A Duna elterelésének évétől (1992) a vizsgálatok az állományok elterjedésében, fajösszetételében és tömegviszonyaiban bekövetkezett változások nyomán követésére irányultak.

Eredményeink a Duna elterelését követő nagyarányú hidrológiai változások (vízellátás drasztikus csökkenése, majd helyenként jelentősebb növelése) és műszaki beavatkozások (vízpótlócsatornák, fenékküszöb építése, stb.) környezetmódosító hatását demonstrálják.

A korábban felsőszakasz jellegű főágban (Öreg-Duna) vízi növények jelentek meg, a hullámtéri vízterületeken ugyanakkor az élőhelyekkel együtt eltűntek a növényteni ritkaságok és az úszólevelű védett fajok, a vízpótlásban részesített termőhelyeken pedig florisztikai szempontból szegényes, közönséges submers állományok váltak jellemzővé.

A mentett oldal vizeiben az állományok részben megőrizték a Duna elterelése előtti fajösszetételüket, a tömegértékek azonban jelentősen csökkentek. Természetvédelmi szempontból a szigetközi árterületek e típusának is nagy vesztesége, hogy a védett és ritka növények (*Chara-fajok*, *Hippuris vulgaris*, *Myriophyllum verticillatum*, *Nymphoides peltata*, *Riccia fluitans*, *Salvinia natans*) csaknem teljesen eltűntek, illetve visszahúzódtak.

Irodalom

- BERCZIK, Á. - NOSEK, J. (szerk.) (1997): A Duna szigetközi szakaszán 1992 és 1996 között végzett hidrobiológiai kutatások legfontosabb megállapításai. KTM megbízása alapján készült tanulmány. Vácrátót/Göd, 1-31 + 1-11.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1951): Pflanzensoziologie. 2. kiad.
- HERZIG, A. - WEIGAND, E. - ZOUFAL, W. (1989): Stauraume: Strukturvielfalt kontra Monotonie (Beispiel Althenwörth). *Österr. Wasserwirtschaft* 7/8, 158-166.
- KÁRPÁTI, V. (1963): Die zönologischen und ökologischen Verhältnisse der Wasservegetation des Donau-Überschwemmungsraumes in Ungarn. *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.* 9:323-385.
- KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. *Landschaft + Stadt* 10: 23-85.
- LUTHER, H. (1949): Vorschlag zu einer ökologischen Grundeinteilung der Hydrophyten. *Acta Bot. Fenn.* 44: 1-15.

- PALL, K. - RÁTH, B. - JANAUER, G. A. (1996): Die Makrophyten in dynamischen und abgedämmten Gewässersystemen der Kleinen Schüttinsel (Donau - Fluß-km 1848 bis 1806) in Ungarn. *Limnologica* 26: 105-115.
- POLGÁR, S. (1941): Györmegye flórája. Flora comitatus Jaurinensis. *Bot. Közlem.* 38: 201-352.
- RÁTH, B. (1980-1981): Untersuchung der Laichkrautvegetation im Donauarm bei Vác und in seinen Nebengewässern (Stromkm 1669-1690). *Ann. Univ. Sci. Budapest*, 22/23: 109-124.
- RÁTH, B. (1987): The macrophyte vegetation of a small branch-system of the Danube at Dunaremete. (Szigetköz, River km 1826). (Danubialia Hungarica CX). *Acta Bot. Hung.* 33: 187-197.
- RÁTH, TAMÁSNE (1992): Új adventív vízi növény Magyarországon: *Elodea nuttallii* (Planchon) St. John. *Bot. Közlem.* 79: 35-40.

A szerző címe:

RÁTH TAMÁSNE
MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet
Magyar Dunakutató Állomás
2131. Göd, Jávorka Sándor u. 14.
Tel./Fax: 06-27-345-023
E-mail: rtoml@mail.digitel2002.hu (Lak.)

1. táblázat
Fajspektrum 1984-1993

1	2	3	4
<i>Alisma gramineum</i> Lejeune	-	+	r
<i>Callitriche cophocarpa</i> Sendtner	+	-	r
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	+	+	mp
<i>Chara</i> sp.		+	bp
<i>Cladophora</i> sp.	+	+	mp
<i>Elodea canadensis</i> Michx.	+	-	r
<i>Elodea nuttallii</i> (Planchon) St. John	+	-	r
<i>Fontinalis antipyretica</i> L.	-	+	bp
<i>Hippuris vulgaris</i> L.	+	+	r
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.	-	+	ap
<i>Lemna minor</i> L.	+	+	ap
<i>L. trisulca</i> L.	-	+	mp
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	+	+	r
<i>M. verticillatum</i> L.	+	+	r
<i>Najas marina</i> L.	+	+	r
<i>N. minor</i> Allioni	+	+	r
<i>Nuphar lutea</i> (L.) Sibth. & Sm.	+	+	f
<i>Nymphaea alba</i> L.	+	+	f
<i>Nymphoides peltata</i> (S.G. Gmel.) O. Ktze.	+	+	f
<i>Oenanthe aquatica</i> fo. <i>submersa</i> (L.) Poiret	-	+	r
<i>Polygonum amphibium</i> fo. <i>aquaticum</i> Leyss.	+	+	f
<i>Potamogeton acutifolius</i> Link	-	+	r
<i>P. berchtoldii</i> Fieber	+	-	r
<i>P. crispus</i> L.	+	+	r
<i>P. lucens</i> L.	+	+	r
<i>P. natans</i> fo. <i>submersus</i> Glück	+	-	r
<i>P. pectinatus</i> L.	+	+	r
<i>P. perfoliatus</i> L.	+	+	r
<i>P. pusillus</i> L. sec. Dandy & Taylor	+	-	r
<i>Ranunculus circinatus</i> Sibth.	+	+	r
<i>R. fluitans</i> Lamarck	+	-	r
<i>R. petiveri</i> Koch	+	-	r
<i>R. radians</i> Revel	+	-	r
<i>R. trichophyllus</i> Chaix.	+	+	r
<i>Riccia fluitans</i> L.	-	+	mp
<i>Salvinia natans</i> (L.) All.	+	+	ap
<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleid.	+	-	ap
<i>Utricularia vulgaris</i> L.	-	+	mp

1 - a különböző víztípusokban előforduló vizi makrofitonok összesített listája

2 - hullámtéren előforduló fajok

3 - mentett oldalon előforduló fajok

4 - a fajok növekedési formája Luther (1949) után:

ap - vízfelszínen lebegő (acropoleustophyton)

bp - fenéken lebegő (benthopleustophyton)

mp - fenék és vízfelszín között lebegő (mesopleustophyton)

r - gyökeresedő, alámerült (rhizophyton submersus)

f - gyökeresedő, úszólevelekkel (rhizophyton with floating leaves)

Megjegyzés: védett és ritka növények *dőlt betűvel* jelezve

2. táblázat
 Batrachio (Ranunculeto) trichophylli-Callitrichetum cophocarpae (Soó 1927)
 Pócs in Pócs et al. 1958

Felvétel száma	1	2	3	4	5	6	7	8	A-D	K
Borítás, %	100	90	100	90	90	80	100	100		
Vízmélység, cm	40	30	40	30	10	20	5	15		
Vízfelszínen úszó, lebegők (ap)										
Lemna minor	1	1	1	+	+ -1	III
Vízben alámerült, gyökeresedők (r)										
Potamogeton pectinatus	4	4	5	4	3	3	.	2	2-5	V
Callitriche cophocarpa	2	2	1	1	.	.	4	2	1-4	IV
Ranunculus trichophyllus	.	.	.	2	2	1	2	3	1-3	IV
Ranunculus radians	.	.	.	1	3	.	1	3	1-3	III
Ranunculus petiveri	4	3	3-4	II
Potamogeton pusillus	.	2	.	.	1	.	4	.	1-4	II
Hippuris vulgaris	.	+	.	.	2	3	.	.	+ -3	II
Potamogeton lucens	.	2	.	1	1-2	II
Myriophyllum verticillatum	.	1	1	I
Polygonum amphibium fo. aquaticum	1	1	I
Víz fölé kiemelkedők (helofitonok)										
Rorippa amphibia	(3)	3	+	1	4	3	3	5	+ -5	V
Phragmites australis	+	1	(3)	+	+ -3	III
Veronica anagallis-aquatica	.	+	.	.	+	.	1	.	+ -1	II
Alopecurus aequalis	+	.	.	.	+	I

Felvételi terület: 25 m²

Felvétel helyszíne: Alsóújszigeti tó (Ásványrárói mellékágrendszer)

Felvétel időpontja: 1989. május 31.

3. táblázat

Nymphoidetum peltatae (Allorge 1922) Oberd. et Müller 1960

Felvétel száma	1	2	3	4	5	6	7	8	A-D	K
Borítás, %	75	80	100	80	75	50	80	100		
Vízmélység, cm	40	40	50	40	50	60	60	60		
Vízfelszínen úszó, lebegők (ap)										
Salvinia natans	.	.	.	3	.	1	1	2	1-3	III
Lemna minor	.	.	.	1	1	I
Vízben alámerült, lebegők (mp)										
Utricularia vulgaris	3	2	2-3	II
Riccia fluitans	1	.	1	I
Vízben alámerült, gyökeresedők (r)										
Hippuris vulgaris	3	3	4	3	1	3	3	3	1-4	V
Myriophyllum verticillatum	1	3	3	2	1-3	III
Potamogeton pectinatus	.	1	1	.	.	2	1	.	1-2	III
Potamogeton lucens	4	.	3(4)	2	2-4	II
Vízfelszínen úszó, gyökeresedők (f)										
Nymphoides peltata	.	3	3	4	3	3	3	5	3-5	V
Nuphar lutea	3	.	.	.	3	I
Víz fölé kiemelkedők (helofitonok)										
Polygonum lapathifolium	(3)	3	.	(3)	2	1(3)	3	.	1-3	IV
Agrostis alba	3	.	.	(3)	3	II
Carex acutiformis	1	.	2(3)	1-3	II
Carex elata	.	.	.	2	.	.	1	.	1-2	II
Alisma plantago-aquatica	.	.	(3)	3	I
Phragmites australis	(3)	3	I
Rorippa amphibia	3	3	I
Carex pseudocyperus	1	.	.	.	1	I
Echinochloa hostii	1	1	I
Sagittaria sagittifolia	(1)	.	.	1	I
Typha angustifolia	.	.	.	1	1	I

Felvételi terület: 25 m²

Felvétel helyszíne: Lipóti morotva, Lip1, Lip2 mintaterületek

Felvétel időpontja: 1993. szeptember 2.

4. táblázat
Fajspektrum 1998

1	2	3	4	5
<i>Butomus umbellatus</i> var. <i>submersus</i> Glück	+	-	+	r
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	+	+	+	mp
<i>Cladophora</i> sp.	+	+	+	mp
<i>Elodea canadensis</i> Michx.	+	+	+	r
<i>Elodea nuttallii</i> (Planchon) St. John	+	-	-	r
<i>Hippuris vulgaris</i> L.	-	-	+	r
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.	-	-	+	ap
<i>Lemna minor</i> L.	+	+	+	ap
<i>L. trisulca</i> L.	-	-	+	mp
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	+	+	-	r
<i>Najas marina</i> L.	+	+	+	r
<i>Nuphar lutea</i> (L.) Sibth. & Sm.	-	-	+	f
<i>Nymphaea alba</i> L.	-	-	+	f
<i>Nymphoides peltata</i> (S.G. Gmel.) O. Ktze.	-	-	+	f
<i>Polygonum amphibium</i> fo. <i>aquaticum</i> Leys.	-	-	+	f
<i>Potamogeton crispus</i> L.	+	+	-	r
<i>P. lucens</i> L.	-	+	+	r
<i>P. pectinatus</i> L.	+	+	+	r
<i>P. perfoliatus</i> L.	+	+	+	r
<i>P. pusillus</i> L. sec. Dandy & Taylor	+	+	+	r
<i>Ranunculus circinatus</i> Sibth.	+	+	+	r
<i>Ranunculus trichophyllus</i> Chaix.	-	-	+	r
<i>Salvinia natans</i> (L.) All.	-	-	+	ap
<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleid.	+	-	+	ap
<i>Utricularia vulgaris</i> L.	-	-	+	mp
<i>Zannichellia palustris</i> L.	+	-	+	r

1 - a különböző víztípusokban előforduló vizi makrofitonok összesített listája

2 - elhagyott főágban (Öreg- Duna) előforduló fajok

3 - hullámtéren előforduló fajok

4 - mentett oldalon előforduló fajok

5 - a fajok növekedési formája Luther (1949) után:

ap - vízfelszínen lebegő (acropoleustophyton)

mp - fenék és vízfelszín között lebegő (mesopleustophyton)

r - gyökeresedő, alámerült (rhizophyton submersus)

f - gyökeresedő, úszólevelekkel (rhizophyton with floating leaves)

Megjegyzés: védett és ritka növények *dólt betűvel* jelezve

5. táblázat
Vízi makrofitonok előfordulásának és mennyiségi viszonyainak változásai
a hullámtéren

Szakaszhosszúság: 150 m

Csákányi-Duna

Növekedési forma	Összes taxon:	1994	1995	1996	1997	1998
		10	4	10	10	9
r	<i>Butomus umbellatus</i> var. <i>submersus</i>	-	-	-	1	-
mp	<i>Ceratophyllum demersum</i>	-	1	1	1	-
mp	<i>Cladophora</i> sp.	3	-	-	-	-
r	<i>Elodea canadensis</i>	4	1	-	1	1
ap	<i>Lemna minor</i>	-	-	1	-	1
r	<i>Myriophyllum spicatum</i>	3	1	1	-	1
r	<i>Najas marina</i>	4	1	2	1	2
r	<i>Potamogeton crispus</i>	1	-	1	-	1
r	<i>P. lucens</i>	2	-	2	3	3
f	<i>P. nodosus</i>	-	-	2	1	-
r	<i>P. pectinatus</i>	2	-	2	2	2
r	<i>P. perfoliatus</i>	2	-	3	3	3
r	<i>P. pusillus</i>	1	-	1	-	-
r	<i>Ranunculus circinatus</i>	3	-	-	1	2
ap	<i>Spirodela polyrhiza</i>	-	-	-	1	-

Szakaszhosszúság: 450 m

Schisler-holtág

Növekedési forma	Összes taxon:	1990	1991	1993	1994	1995	1996	1997	1998
		14	6	11	16	10	7	6	9
r	<i>Callitriche cophocarpa</i>	1	-	-	-	-	-	-	-
mp	<i>Ceratophyllum demersum</i>	4	3	1	3	5	5	5	2
bp	<i>Chara</i> sp.	-	-	1	-	-	-	-	-
mp	<i>Cladophora</i> sp.	2	2	2	2	1	-	5	2
r	<i>Elodea canadensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	2
ap	<i>Lemna minor</i>	-	-	-	2	2	-	-	-
r	<i>Myriophyllum spicatum</i>	3	3	3	4	5	5	3	1
r	<i>Najas marina</i>	3	-	5	3	1	-	-	-
r	<i>N. minor</i>	2	-	3	2	1	-	-	-
r	<i>Potamogeton berchtoldii</i>	-	-	-	3	-	-	-	-
r	<i>P. crispus</i>	1	-	-	5	-	1	-	-
r	<i>P. lucens</i>	2	-	-	1	-	-	1	2
r	<i>P. natans</i>	-	-	-	1	-	-	-	-
r	<i>P. pectinatus</i>	2	1	1	3	1	1	-	3
r	<i>P. pectinatus</i> var. <i>scoparius</i>	-	-	3	2	-	2	1	-
r	<i>P. perfoliatus</i>	3	1	2	4	2	1	-	1
r	<i>P. pusillus</i>	1	-	-	1	-	-	-	1
r	<i>Ranunculus circinatus</i>	4	3	2	4	4	1	-	2
r	<i>R. trichophyllum</i>	1	-	-	-	-	-	-	-
ap	<i>Spirodela polyrhiza</i>	1	-	2	3	1	-	1	-

Becslési skála (Kohler-féle): 1-nagyon ritkán, 2-ritkán, 3-elterjedt (kisebb foltok), 4-gyakori (nagy foltok)
5-tömeges (összefüggő sáv)

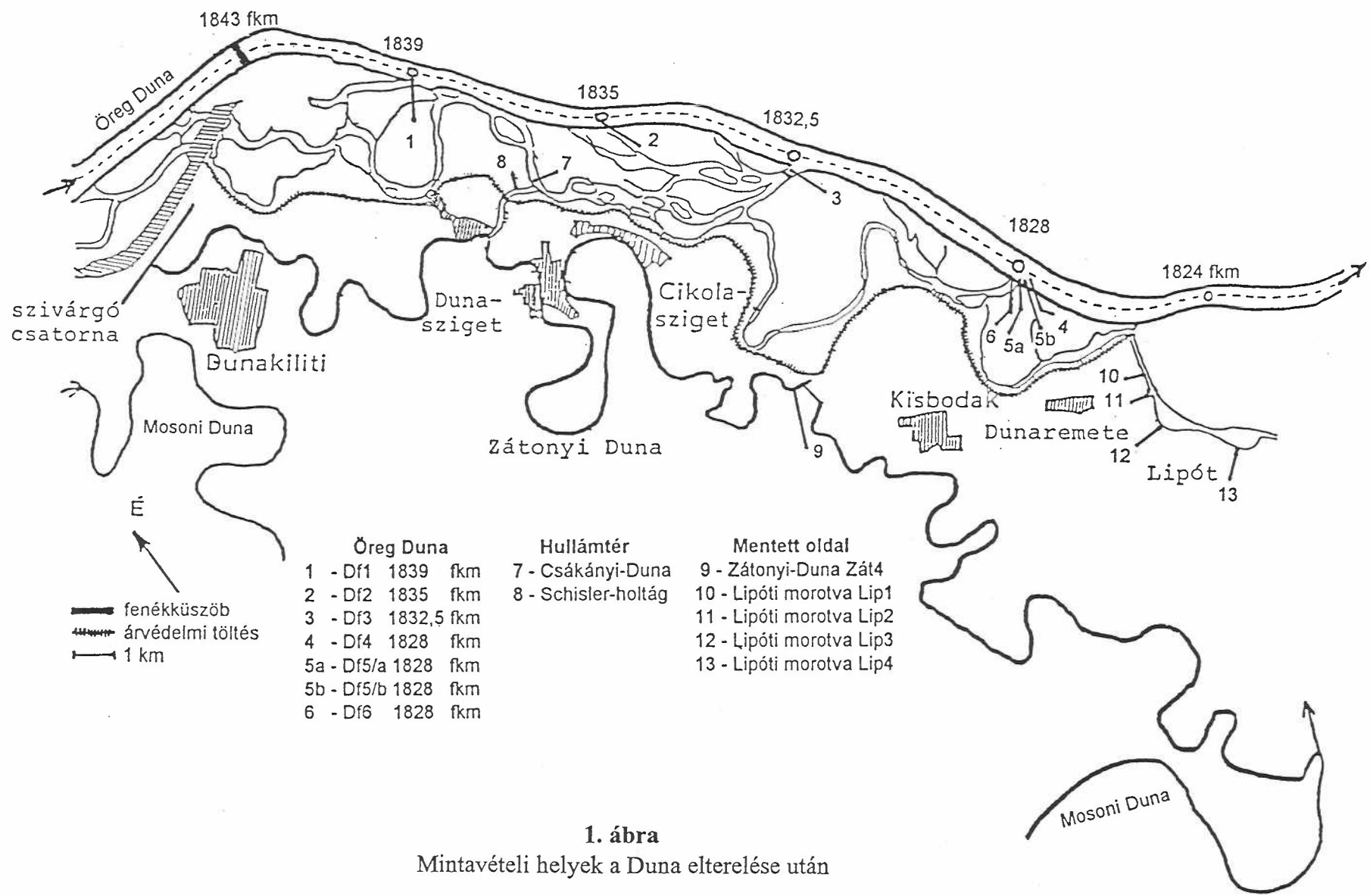
6. táblázat
 Vízi makrofitonok előfordulásának és mennyiségi viszonyainak változásai
 a mentett oldalon

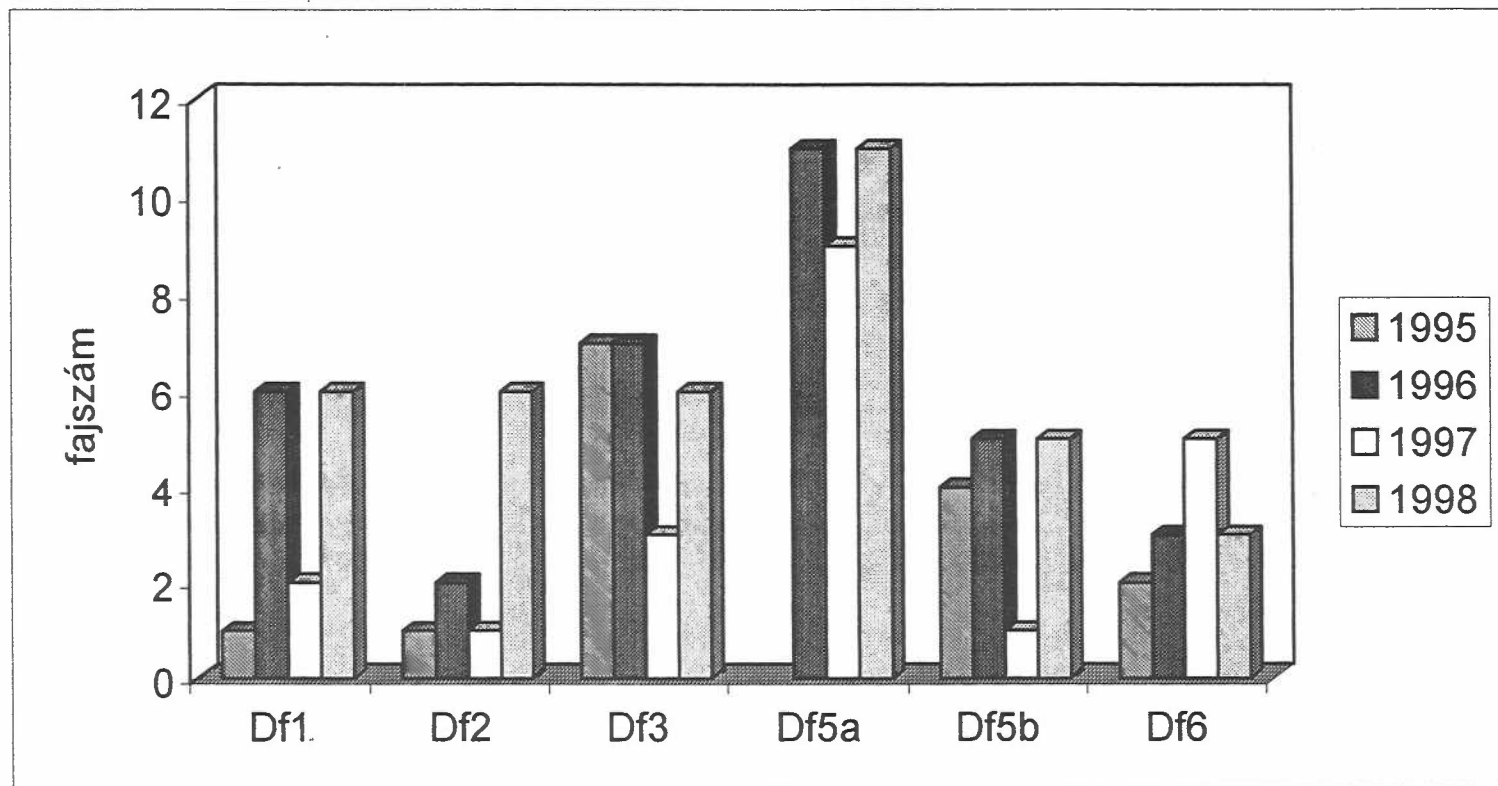
Lipóti morotva, Lip4

Szakaszhosszúság: 80 m

Növekedési forma	Összes taxon:	1996	1997	1998
		14	19	17
mp	<i>Ceratophyllum demersum</i>	2	1	1
bp	<i>Chara</i> sp.	2	1	-
mp	<i>Cladophora</i> sp.	2	2	2
r	<i>Elodea canadensis</i>	-	-	1
r	<i>Hippuris vulgaris</i>	3	2	3
ap	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	2	3	3
ap	<i>Lemna minor</i>	2	1	2
mp	<i>L. trisulca</i>	1	2	1
r	<i>Myriophyllum verticillatum</i>	-	2	-
r	<i>Najas minor</i>	-	1	-
f	<i>Nuphar lutea</i>	4	4	4
f	<i>Nymphaea alba</i>	-	1	2
f	<i>Nymphoides peltata</i>	2	2	2
r	<i>Potamogeton crispus</i>	-	1	-
r	<i>P. lucens</i>	3	3	3
r	<i>P. pectinatus</i>	2	-	2
r	<i>P. pusillus</i>	-	1	1
r	<i>Ranunculus trichophyllus</i>	-	-	1
mp	<i>Riccia fluitans</i>	1	1	-
ap	<i>Salvinia natans</i>	3	3	3
ap	<i>Spirodela polyrhiza</i>	-	1	1
mp	<i>Utricularia vulgaris</i>	3	2	3

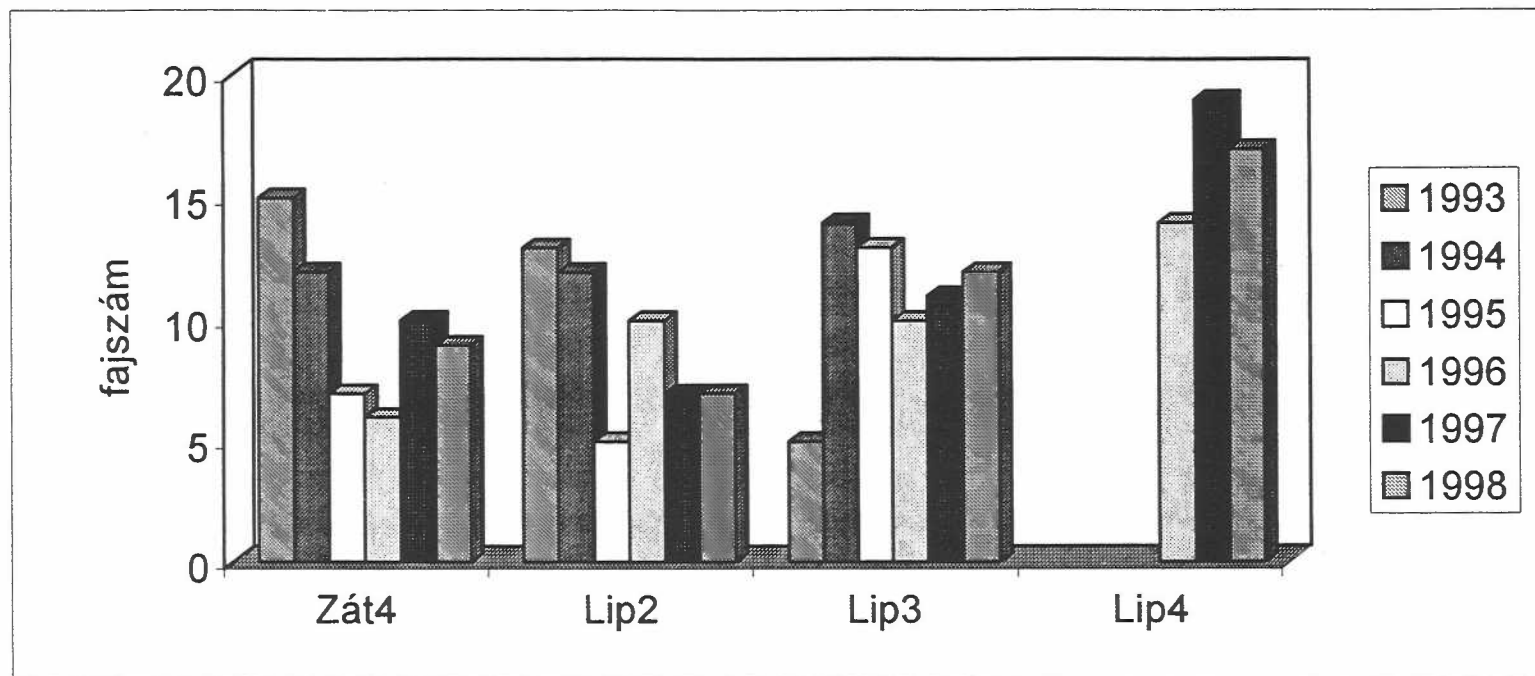
Becslési skála (Kohler-féle): 1-nagyon ritkán, 2-ritkán, 3-elterjedt (kisebb foltok), 4-gyakori (nagy foltok)
 5-tömeges (összefüggő sáv)





2. ábra

Vízi makrofitonok fajszámának változásai az Öreg Duna mintavételi helyein



3. ábra

Vízi makrofitonok fajszámának változásai a mentett oldal mintavételi helyein

MEDERSZUKCESSZIÓS ÉS NÁDAS VIZSGÁLATOK A SZIGETKÖZBEN

GERGELY ATTILA¹–HAHN ISTVÁN²–DRASKOVITS RÓZSA²–SIMON TIBOR²–SZABÓ MÁRIA³–
BARABÁS SÁNDOR⁴

¹KÉE, Tájvédelmi és Tájrehabilitációs Tanszék, Budapest

²ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, Budapest

³ELTE Természetföldrajzi Tanszék, Budapest

⁴MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet, Vácrátót

MEDERSZUKCESSZIÓS VIZSGÁLATOK A DUNAREMETEI VÍZMÉRCÉNÉL (1998)

Kutatási előzmények

A dunaremetei vízmércétől alvízi helyzetben kb. 1 km-re, az 1825 fkm-nél a drasztikus vízszintcsökkenés következtében szárazra került a Duna-meder egy része. Az elmúlt években (1994-1997) itt az egyes növényfajok különböző attribútumai (pl. cönoszisztematikai besorolás, természetvédelmi érték /TVK/, szociális magatartási típus /SzMT/), ill. ökológiai indexei (elsősorban a vízigény /W-érték/) segítségével próbáltuk jellemezni a betelepülés folyamatát. Megállapításaink (ld. irodalom) egy igen gyors, bár térben eltérő sebességgel zajló, grádiens mentén történő szukcessziót vetítenek elénk. A háttérgrádiens egyértelműen a fajok vízigény szerinti gyors átrendeződése írja le, bár az ökogenezis más - elsősorban a talaj kialakulásával kapcsolatos - vonatkozásait is igyekszünk számításba venni (pl. a talaj fizikai szerkezete, N tartalma, magkészlete).

Mintaterület, mintavétel

Két transzektet jelöltünk ki a jelenlegi vízparttól az eredeti vízpartig húzódó sáv mentén. Mindkét mintavételi sor esetén 25 db 2 x 2 m-es, egymással érintkező kvadrátot tűztünk ki. Minden évben kora nyáron megbecsültük az egyes kvadrátokban megfigyelt növényfajok százalékos borítását. Az 50 m hosszú transzektet végei közötti magasságkülönbség (lejtés) kb. 3 m. A vizsgálat kezdetén (1994) az alsó részen az aljzatban a durva kavics az uralkodó, majd följebb haladva az eredeti part felé a kavicsok közé lerakódott finom homok és iszap a jellemző. Ez fokozatosan átmegy a kavicsot és a homokot már teljesen, és többé-kevésbé egyenletesen (3-5 mm vastagságban) befedő iszapos aljzatba. 1998-ban a transzektet már teljes hosszában öntésiszap borította.

Eredmények és értékelésük

A vizsgálat ötödik évében (1998) a növényzet határozott övezetessége figyelhető meg a kavics-zátonyon. A vízigényes fajok a kezdeti egyenletes (és alacsony borítású) elterjedés után egyértelműen az alsó részben dominálnak. A transzekt alsó harmadában kétszintű, *Salix alba*

által dominált 2-4 m magas *bokorfűzes* alakult ki. A középső részt 1.5-2 m-es *magaskórós* növényzet alkotja (*Solidago gigantea*, *Urtica dioica*). A jelenlegi vízparttól legtávolabb *mezofiton* évelő fűekkel (*Poa pratensis*, *Dactylis glomerata*, *Calamagrostis epigeios*) jellemezhető, gyomokban ill. szárazságtűrő növényekben gazdag záródó gyepet találunk (1. ábra).

A jelenség egyértelműen a termőhelyhez történő adaptáció eredménye. A talajvíz – vízparttól növekvő – mélysége és a rossz kapilláris vezetés által megszabott felvehető vízmennyiség a fajokat egy grádiens mentén rendezi. Az övezetes elrendeződés feltételezhetően a medermorfológiai és - ezzel összefüggően - az elárasztási viszonyokat tükrözi, amennyiben *tartós* vízborítás csak az alsó, ti. *fűzes* sávban fordul elő.

Határozott fajszámcsökkenés figyelhető meg mind időben (1998<1994), mind térben (ti. a transzekt alsó, vízhez közelebbi részében). Ugyanakkor a kevesebb faj nagyobb borítással van jelen, már a harmadik évben (1996) a transzekt alsó kétharmadában elérte a 100%-ot (2. ábra).

A domináns ill. szubdomináns fajok kicserélődése a vizsgált öt évben a következők szerint alakult:

- csökkenő borítás (maximum elérése után): *Matricaria inodora*, *Glechoma hederacea*, *Polygonum mite*, *Bidens tripartita*, *Rorippa sylvestris*, *Urtica dioica*;
- fluktuál (1-2 maximum): *Poa palustris*, *Calamagrostis epigeios*, *Agrostis stolonifera*, *Solidago gigantea*;
- növekvő borítás: *Salix alba*, *Salix purpurea*, *Dactylis glomerata*, *Poa pratensis*, *Aster tradescantii*.

A transzekt egészét tekintve a társulásépítő, edificátor (E) és a természetes kísérő (K) fajok szerepe (relatív borítása) megnövekedett, míg a gyomok (GY) borítása feltűnően lecsökkent. Viszonylag nagy a természetes zavarástűrő fajok (TZ) aránya is. Hasonló képet mutat a fajok szociális magatartási típusa alapján készült spektrum is. Itt a természetes kompetitorok (C) növekedését kell kiemelni a tájidegen, agresszív kompetitorok (AC) csökkenésével szemben. A honos gyomfajok (W) csökkenését a zavarástűrő növények (DT) növekedése kíséri. Viszonylag magas az adventív, behurcolt gyomok (A) aránya.

A fenti arányok megváltozásai elsősorban a kezdeti *medergyomtársulást* leváltó *bokorfűzes*, ill. a "*magaskórós*" kialakulásával magyarázható.

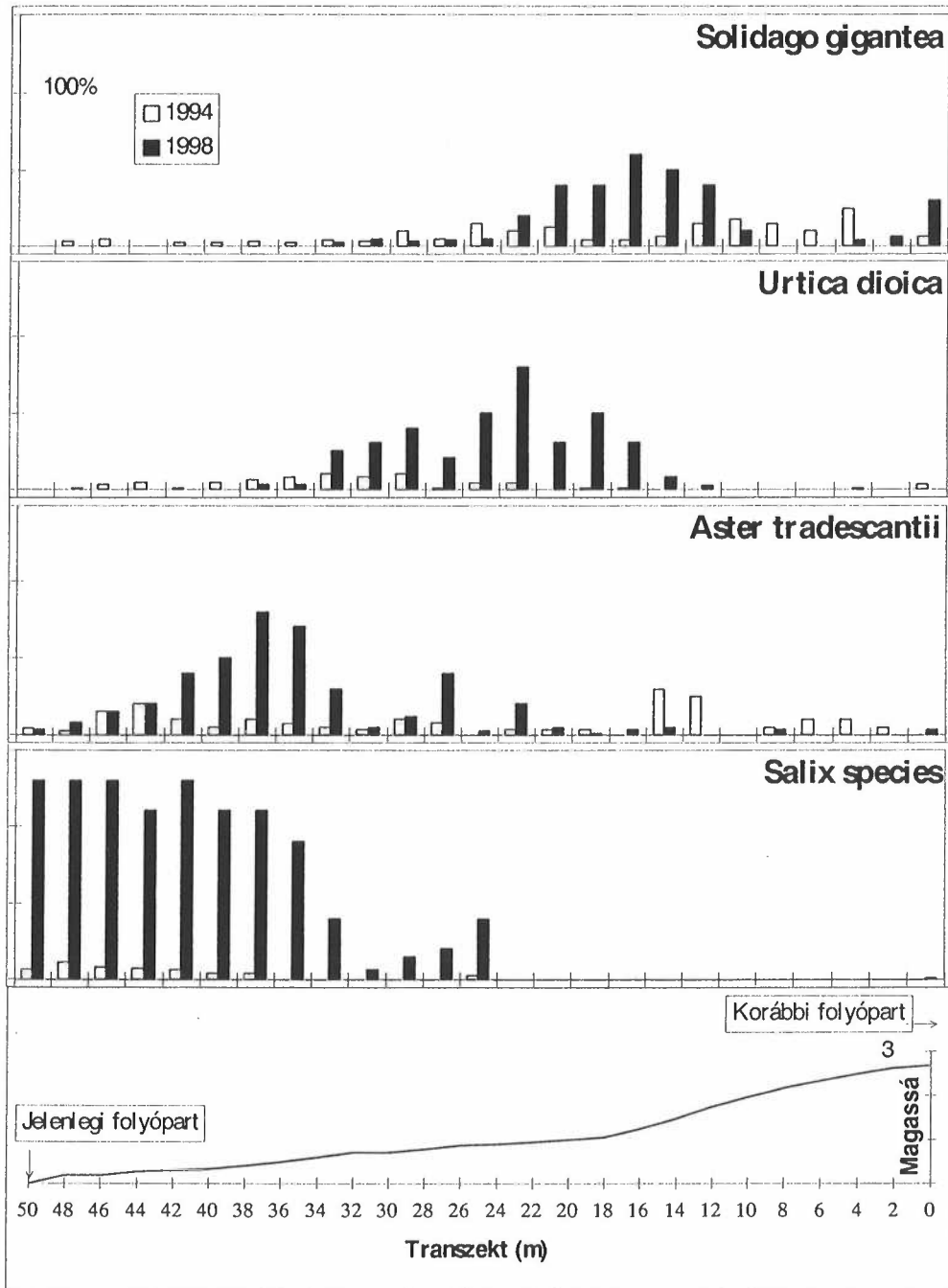
A diverzitási rendezés nem egyetlen vagy néhány függvény alapján hasonlítja össze az állományokat (növényi közösségeket), hanem egy olyan diverzitási függvénycsalád alapján, amelynek van egy skálaparamétere (a). A paraméter alacsony értékeinél a ritka, a magasabb értékeknél a tömeges fajokra érzékeny a függvény.

A vizsgálatainkban a diverzitási profilok lefutása alapján nem állapítható meg egyértelműen a diverzitások időbeni megváltozása (ti. a görbék keresztezik egymást). A ritkább fajok vonatkozásában azonban az 1994-es, a dominánsakéban viszont az 1996-os és az 1998-as cönostátus a diverzebb (3. ábra).

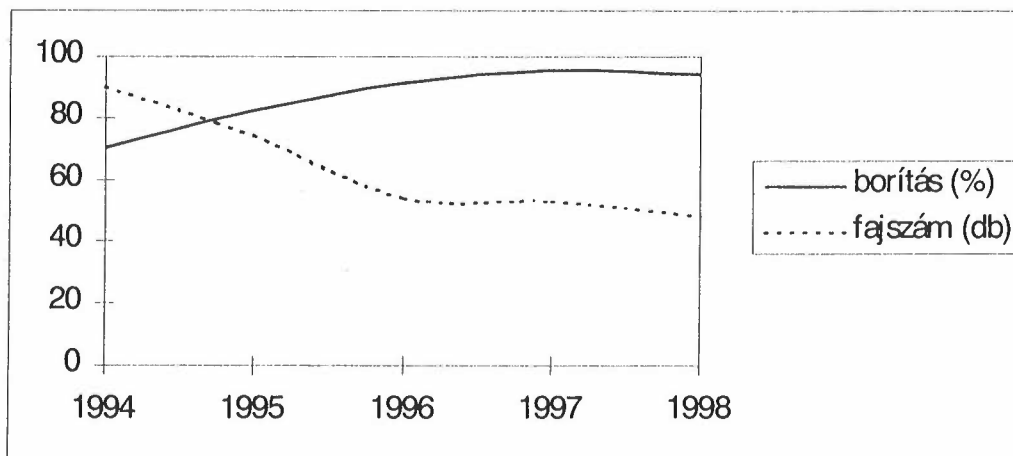
A kanonikus korrespondencia analízis (CCOA) ma igen elterjedt módszer a környezeti tényezők és fajok (közösségek) közötti összefüggések feltárására. Az eljárásban az objektumokat nem tisztán a fajadatok alapján ordináljuk, mert a tengelyeknek - amelyek a legnagyobb varianciát magyarázzák meg az adatokból - a környezeti változók lineáris kombinációjaként kell adódniuk. Az eredmények értékelésekor az objektumok (esetünkben: a transzekt kvadrátjai) koordinátáit együtt ábrázoljuk a környezeti változókkal. Az

interpretálásakor az objektumokat levetítjük a környezeti változókat reprezentáló "tengelyekre" (nyilakra), így egy olyan *sorrendet* kapunk, amely jellemzi az objektumok viszonyát az illető környezeti változóhoz.

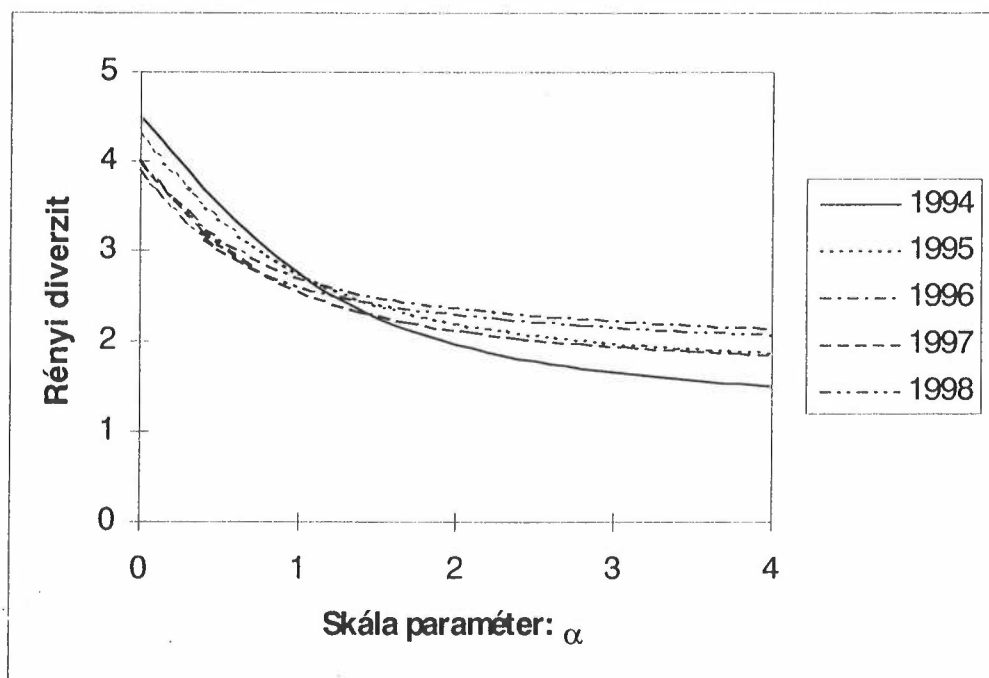
A térszint hatása az ártéri vegetáció fejlődésére egyértelműen kirajzolódik a CCOA eredményén. A struktúráatlan kezdeti állapotból a kvadrátok a térszinti pozíciójuknak megfelelően rendeződnek az időben. Ebben a kontextusban a térszinttengely egy szukcessziós léptékű időtengelyként is értelmezhető (4.ábra).



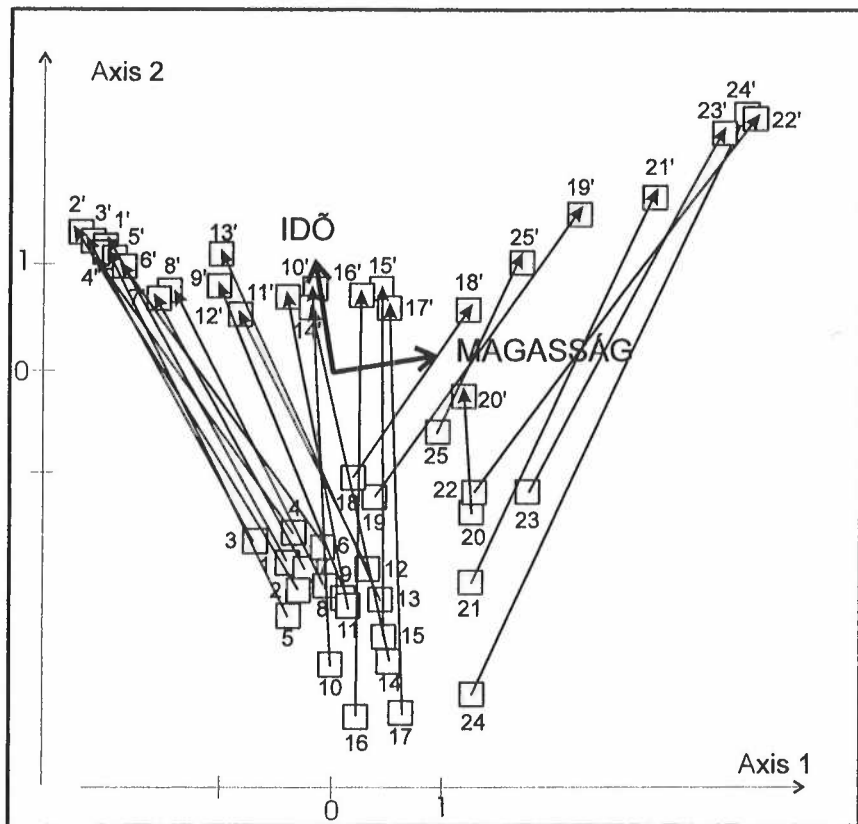
1. ábra. A domináns növényfajok teljes borítása (I. transzekt, 1994-1998)



2. ábra. A fajgazdagság és a borítás alakulása az I. transzektben



3. ábra. Diverzitási rendezés (I. transzekt, 1994-1998)



4. ábra. Kanonikus korrespondencia analízis (I. transzekt, 1994-1998)
 A vastag nyilak a környezeti háttérváltozókat, a vékony nyilak az egyes mintavételi kvadrátok trajektóriáit jelölik a vizsgált öt évben.

A NÁDASOK (SCIRPO-PHRAGMITETUM) CÖNOLÓGIAI VIZSGÁLATA (1993–1997)

Mintavétel

Az Alsó-, Középső- és Felső-Szigetközben 12 helyszínen összesen 70 db cönológiai felvétel készült 1993 és 1997 között (5. ábra). Az 5x5 m²-es kvadrátokban rögzítésre került az egyes növényfajok (össz. 55 faj) százalékos borítása. A vizsgálatok folyamán egyes helyszíneken a vízkormányzás hatására jelentősen megváltozott a nádasok vízellátása (pl. Lipót, Dunaremete). Ez a Duna eltereléséből adódó talajvízgradiens-megváltozást lokálisan módosította. Ezt a több évre tervezett mintavétel során már nem, de az eredmények értékelésekor figyelembe kellett venni.

Adatfeltárás

Az alapadatokat ill. a származtatott bináris adatok feldolgozása különböző többváltozós módszerekkel történt a SYN-TAX 5.0 programcsomag segítségével (PODANI 1993). Ennek során az objektumok (felvételek) közötti összefüggéseket metrikus skálázással (PCoA), korrespondencia elemzéssel (CA) ill. hierarchikus osztályozási eljárással (eltérésnégyzet-összeg minimalizálás /"Ward módszer"/, euklidészi távolságfüggvény) tártuk fel. Az optimális clusterszámot a rangsorolós módszerrel határoztuk meg (PODANI 1994, 1998). Az elemzéseket elvégeztük a nád (*Phragmites australis*) nélküli tabellával is, ez a faj - mint "konstans" - ugyanis kiugró dominanciájával jelentősen "torzítja" az eredményeket, pontosabban elfedi a többi faj hatását. A termőhelyek jellemzését a fajok ökológiai indikációs értékeivel (W=vízigény), ill. a degradáltságot jelző Simon-féle természetvédelmi-érték kategóriákkal (TVK) végeztük el (HORVÁTH et al. 1995). Mivel ezeknek a változóknak a skáláin (ordinális ill. nominális) a hasonlósági indexeknek csak igen szűk köre alkalmazható, ezért az elemzéseket egy-egy származtatott adatmatrixon is elvégeztük: $Z_{k \times m} = Y_{k \times s} T_{s \times m}$, ahol "k" a megfelelő indikációs értéktartománya (0,...11 a W-nél; 1,...10 a TVK-nál), "m" a felvételek száma, "s" a fajsám. Az egyes helyszínek összevont felvételeinek a diverzitási rendezéseit a NuCoSa 1.05 programcsomag segítségével számoltuk (TÓTHMÉRÉSZ 1996, 1997). A növényfajok nómenklatúrája (SIMON 1992) munkáját követi.

Eredmények és értékelésük

Az ordinálás eredményeképpen megállapítható, hogy az 1997-es ásványrárói, dunakiliti és sérfsenyőszigeti (Cvek-lapos) minták különülnek el legjobban a többtől.

A szeriálás a tabella átlójába rendezi a nagy értékeket, így egy háttérgradiens felderítésére különösen alkalmas. Ennél az elemzésnél is megállapítható, hogy a kisbajcsi, patkányosi ill. lipóti minták állnak legtávolabb a dunakiliti ill. sérfsenyőszigeti (Cvek-lapos) mintáktól. Az előbbi csoportot elsősorban a *Carex gracilis* dominanciája (egyéb pl. *Lythrum salicaria*, *Lysimachia vulgaris*, *Galium palustre*), utóbbiakat a *Cirsium arvense*, *Urtica dioica*, *Calystegia sepium* dominanciája (egyéb pl. *Aster tradescantii*, *Rubus caesius*, *Senecio*

paludosus) jellemez. Itt a nád (*Phragmites australis*) viszonylag alacsony borítása is megfigyelhető.

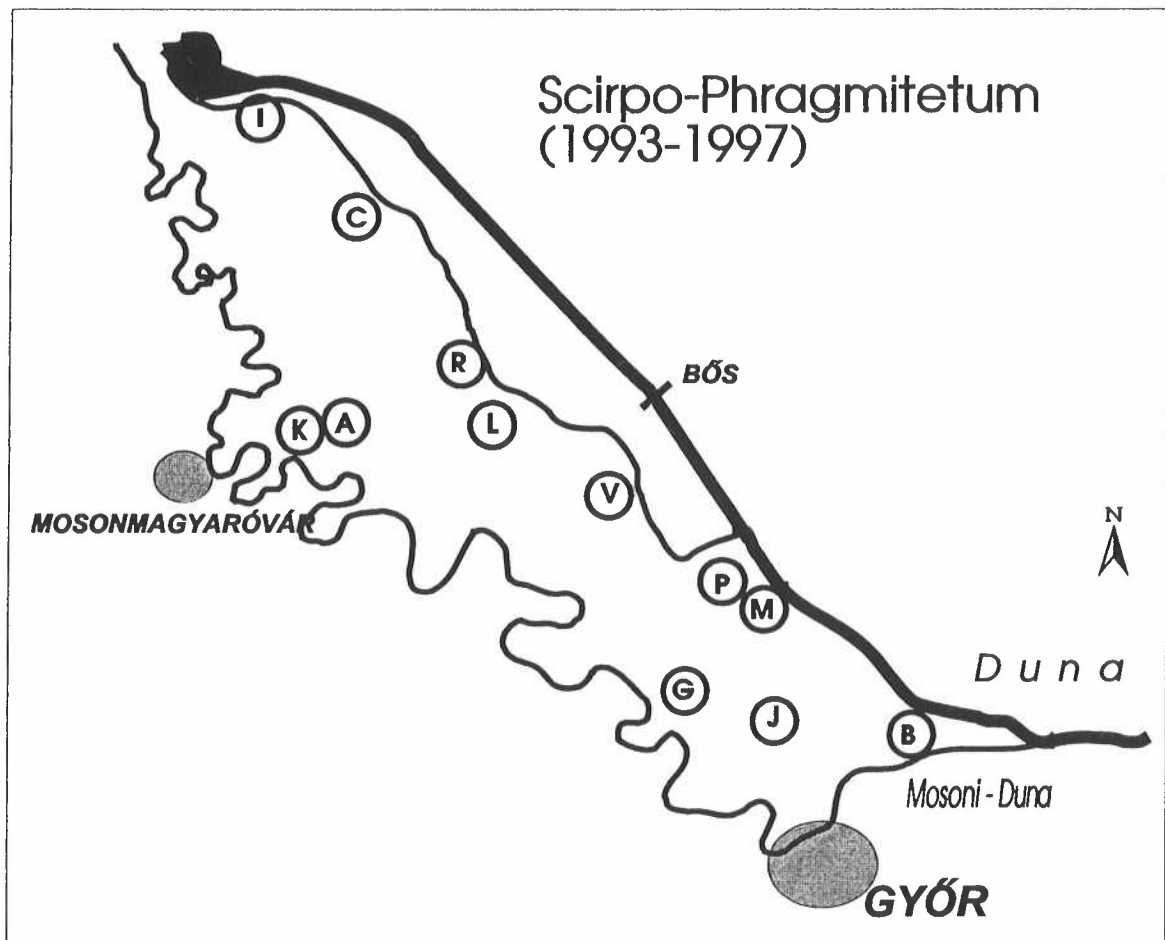
A korrespondencia analízis (CA) alapján a *dunakiliti* és a *cvek-laposi* minta bizonyul viszonylag száraznak (üde ill. mérsékelt nedves: $W=5, 6$), az *ásványrári* is elkülönül a többitől a mérsékelt vizes ($W=8$) irányban. Mivel az egyes felvételek különböző időpontban készültek, kimutatható a *szárazodás* is ezeken a helyszíneken. Az átlagosnál szárazabbnak tekinthető a *lajmai* minta is (6. ábra; megj.: az igen alacsony $W=3, 4$ értékek *akcesszórius* fajelőfordulásokra reflektálnak).

Mivel a fenti nem-florisztikai értékek elemzése igen jó egyezést mutat az alaptabella elemzésével, a *nádasok különbözőségének oka* - amint az várható volt - a *vízellátottságban jelölhető meg*. A *szárazodás*, mint stressz az állományok florisztikai kompozíciójában is megmutatkozik, ugyanakkor az eredmények a *szárazodás* és a *degradáció* egyértelmű kapcsoltságára utalnak.

A diverzitási rendezések az állományok abundancia-dominancia struktúráját érzékelik. A domináns fajokat tekintve az *ásványrári* állomány a legdiverzebb, míg a *dunaremetei* és a *medvei-hídi* a legkevésbé. A ritka (ti. a tabellában ritka!) fajokat tekintve fordított a helyzet e három állományban. A *patkányosi* és a *máriakálnoki* állomány viszonylag nagy fajszámával tűnik ki, míg a *cvek-laposi* éppen a kevesebbel. Általában elmondható, hogy vizes nádasok fajszegényebbek az ún. "terresztris" nádasoknál. Az előbbieket 0.5-1 m vízmélységig szinte monodominánsak, utóbbiak gyakran felnyílnak, mozaikolnak. Ez utóbbi jelenség is vezethet (éppen a heterogenitás miatt) kis fajszámhoz a *technikai mintavétel* során. A mocsarak kiszáradása nyomán fajszámcsökkenés úgy is bekövetkezhet, hogy az érzékenyebb "jobb" fajok kipusztulnak, helyüket néhány agresszívan terjedő gyom foglalja el. Később a gyomosodással ismét növekszik a fajszám. A fentiek értelmében az állományok dominancia-struktúráját óvatosan kell értékelnünk.

Összefoglalás

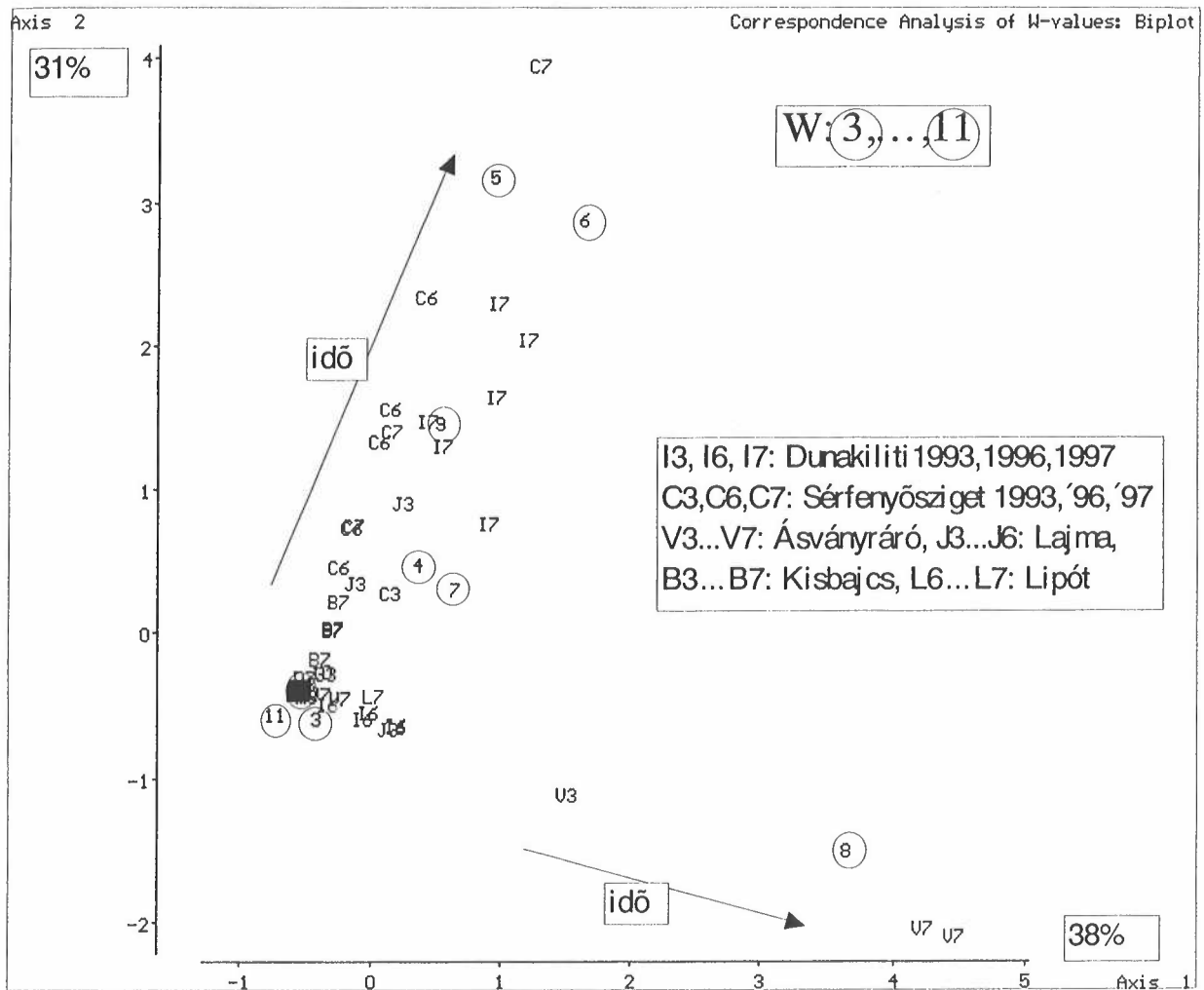
A Felső-Szigetközben a vizsgált *dunakiliti* és *cvek-laposi* (Sérfenyősziget) nádasok *szárazodó* és ezzel együtt *gyomosodó* képet mutatnak. A Középső-Szigetközben a *vízpótlás* a *dunaremetei* (Agg-Duna) és *lipóti* nádasokat megmenteni látszik. A mentett oldalon lévő *ásványrári* nádasok állapota szintén romlik. Az Alsó-Szigetközben (Patkányos, Medvei-híd, Kisbajcs) nem mutatható ki jelentős változás, az időnként kiszáradó állományok - a *lajmai* kivételével - egészségesek. A Mosoni-Duna mentén (Györladamér, Máriakálnok és Arak között) a jó vízellátású termőhelyeken szép nádasokat találunk.



A mintavételi egységek helyei:

- | | | |
|--------------------------------|-------------------------------|----------------------|
| "I" Dunakiliti, Száraz-erdő | "V" Ásványráró, Kucsérok | "J" Lajma |
| "C" Sérfenyősziget, Cvek-lapos | "P" Patkányosi gátórház | "G" Győrladamér |
| "R" Dunaremete, Agg-Duna | "M" Medvei-híd | "A" Arak, Malom-szer |
| "L" Lipót, Macska-sziget | "B" Kisbajcs, Szavai-csatorna | "K" Máriakálnok |

5. ábra. A mintaterületek helyei a Szigetközben



6. ábra. A termőhelyek ordinációja a fajok vízigenye (W) alapján. Az időtengelyek a dunakiliti, sérfenyőszigeti ill. az ásványrárói minták változásának trendjét jelzik

Irodalom

- GERGELY, A. - HAHN, I. - SZABÓ, M. - DRASKOVITS, R. - SIMON, T. (1997): A növényzet szukcessziója a Duna kiszáradt medrében. IV. Magyar Ökológus Kongresszus, Pécs, 1997. június 26-29. Előadások és poszterek összefoglalói, p. 69.
- GERGELY, A. - HAHN, I. - SZABÓ, M. - SIMON, T. - DRASKOVITS, R. (1996): Mederszukcessziós vizsgálatok a Szigetközben. A Magyar Biológiai Társaság XXII. Vándorgyűlése. Előadások összefoglalói, Gödöllő. p. 25.
- GERGELY, A. - HAHN, I. - SZABÓ, M. (1996): Mederszukcessziós vizsgálatok a Szigetközben Dunaremeténél. Tanulmány. Kézirat. Az 1996. márc. 20-i konferencián elhangzott előadások összefoglalói. MTA Szigetközi Munkacsoport kiadványa.
- GERGELY, A. - HAHN, I. - SZABÓ, M. (1997): Mederszukcessziós vizsgálatok újabb eredményei.. Tanulmány. Kézirat. Az 1997. febr. 5-i konferencián elhangzott előadások összefoglalói. MTA Szigetközi Munkacsoport kiadványa.
- HAHN, I. - SZABÓ, M. - SIMON, T. - DRASKOVITS, R. - GERGELY, A. - MOLNÁR, E. (1997): Vegetation succession in the exposed Danube bed. (in: Láng, I., Banczerowski, I., Berczik, Á. (ed.) Studies on the environmental state of the Szigetköz after the diversion of the Danube) MTA Szigetköz Bizottság, Budapest. pp. 75-82.
- PODANI, J. (1993): SYN-TAX 5.0 Computer Programs for Multivariate Data Analysis in Ecology and Systematics. *Abstr. Bot.* 17: 289-302.

- PODANI, J. (1994): Multivariate Data Analysis in Ecology and Systematics. SPB Publishing, The Hague.
- PODANI, J. (1998): Explanatory Variables in Classifications and the Detection of the Optimum Number of Clusters . in: C. Hayashi, N. Ohsumi, K. Yajima, Y. Tanaka, H.-H. Bock, & Y. Baba (eds.), Data Sciences, Classification and Related Methods. Springer, Tokyo. p. 125-132.
- SIMON, T. (1992): A magyarországi edényes flóra határozója. Tankönyvkiadó, Budapest
- SZABÓ, M. - HAHN, I. - GERGELY, A. (1995): Plant succession studies in the Danube riverbed at Dunaremete (Szigetköz). 7th European Ecological Congress, Budapest, August 20-25, 1995. Abstracts, p. 244.
- TÓTHMÉRÉSZ, B. (1996): NuCoSA. Programcsomag botanikai, zoológiai és ökológiai vizsgálatokhoz. Scientia Kiadó, Budapest
- TÓTHMÉRÉSZ, B. (1997): Diverzitási rendezések. Scientia Kiadó, Budapest

A szerzők címe:

BARABÁS SÁNDOR

MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet
2163. Vácrátót, Alkotmány u. 2-4.
Tel.: 28-360-122, fax:28-360-110
E-mail: kanyisa@botanika.botanika.hu

DRASKOVITS RÓZSA

ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék
1083. Budapest, Ludovika tér 2.
Tel.: 210-10-75/1166, tel/fax: 333-87-64

GERGELY ATTILA

KÉE Tájvédelmi és Tájrehabilitációs Tanszék
1118. Budapest, Villányi út 35-43.
Tel.: 385-06-66/6286, fax: 385-06-66/6508
E-mail: agergely@hoya.kee.hu

HAHN ISTVÁN

ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék
1083. Budapest, Ludovika tér 2.
Tel.: 210-10-75/1169, tel/fax: 333-87-64
E-mail: hahn@ludens.elte.hu

SIMON TIBOR

ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék
1083. Budapest, Ludovika tér 2.
Tel.: 210-10-75/1166, tel/fax: 333-87-64

SZABÓ MÁRIA

ELTE Természetföldrajzi Tanszék
1083. Budapest, Ludovika tér 2.
Tel.: 210-10-75/1126
E-mail: szmarcsi@ludens.elte.hu

A VÍZI/VÍZPARTI MOHAVEGETÁCIÓ VÁLTOZÁSA A SZIGETKÖZBEN (1991–1998)

RAJCZY MIKLÓS–PAPP BEÁTA
Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest

Bevezetés

A vízi/vízparti mohavegetáció rendszeres megfigyelését 1991-ben kezdtük el. Akkor a Cikolaszigeti- és az Ásványrárói-ágrendszerben végeztünk alapos állapotfelmérést. 1994-ben kezdődött a biomonitoring, amelynek során azonos módszerrel, állandó mintanégyzetekben vizsgáljuk az ágrendszerek talaján, illetve az Öreg-Duna parti kőszórásain a vízi-vízparti mohák kvalitatív és kvantitatív viszonyainak alakulását. 1995-től vizsgáljuk az ágrendszerekben a mohák gyakoriságát hat jól körülhatárolt folyóágban. Most az utóbbi vizsgálat eredményeiről számolunk be.

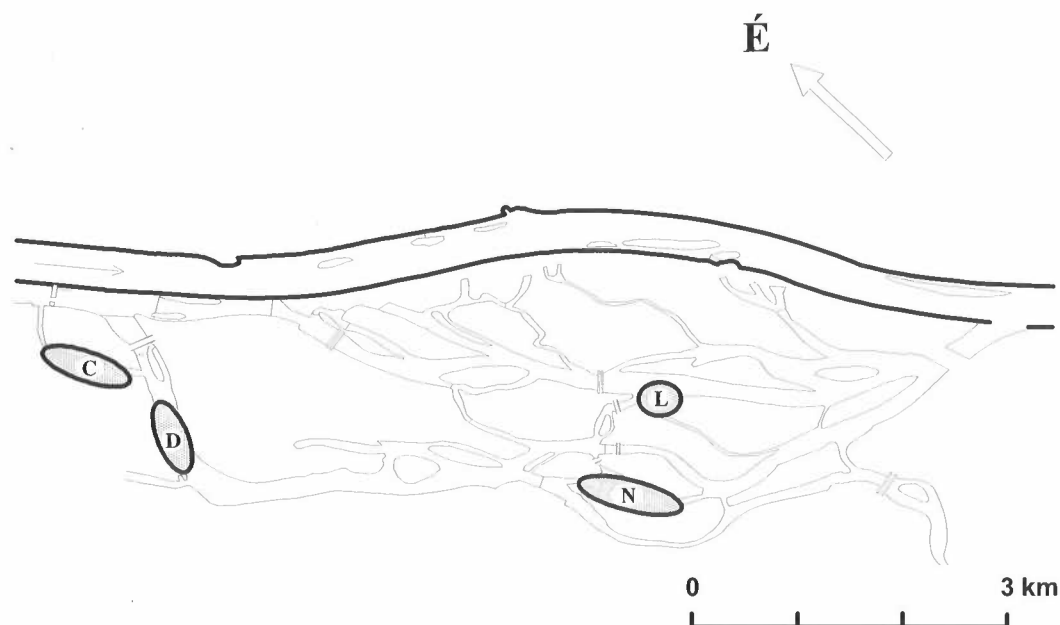
Anyag és módszer

A mintavételezés ennél a kutatásnál nem kisméretű, állandó négyzetekben történik, hanem egy-egy jól körülírható ág teljes területén. A terepen az ág módszeres bejárásakor reprezentatív gyűjtést végzünk minden szóbjázható ponton. A gyűjtés laboratóriumi feldolgozása során módosítjuk és hitelesítjük a fajok terepen becsült gyakorisági értékét. A mohák becsült gyakorisági értékei 1 és 4 közé esnek.

A kiértékelés során a mohák vízigényét és életstratégia típusát hasonlítottuk össze. A mohafajok vízigénye 0 és 11 közé eshet; minél nagyobb az értéke, annál inkább nedvességkedvelő a faj. Az életstratégia az illető mohafaj szaporodási - túlélési módjáról ad felvilágosítást. Az átfutó fajok csak igen rövid ideig tartózkodnak egy adott helyen, a kolonisták új élettereket hódítanak meg, az egyéves vándorlók évenként új és új helyen bukkannak fel, stb. (DURING 1979). Mind a vízigényt, mind az életstratégia értékeket ORBÁN (1984) alapján adtuk meg.

A mintavételi helyek leírása

A Cikolaszigeti-ágrendszerben 4 mintahelyet jelöltünk ki, ebből 3 a hullámtéri főágakban van (C, D és L, 1. ábra). A C ág meglehetősen keskeny, a meder mély, a partok általában meredek, a víz meglehetősen gyorsfolyású. A partot főleg bozótos borítja, amely árnyékoló hatásával úgy-ahogy pótolja a leirtott erdőt (a vízi-vízparti mohák számára fontos a levegő magasabb páratartalma). A hullámtéri főág mentén itt a leghasonlóbbak a körülmények az elterelés előttiékhöz.



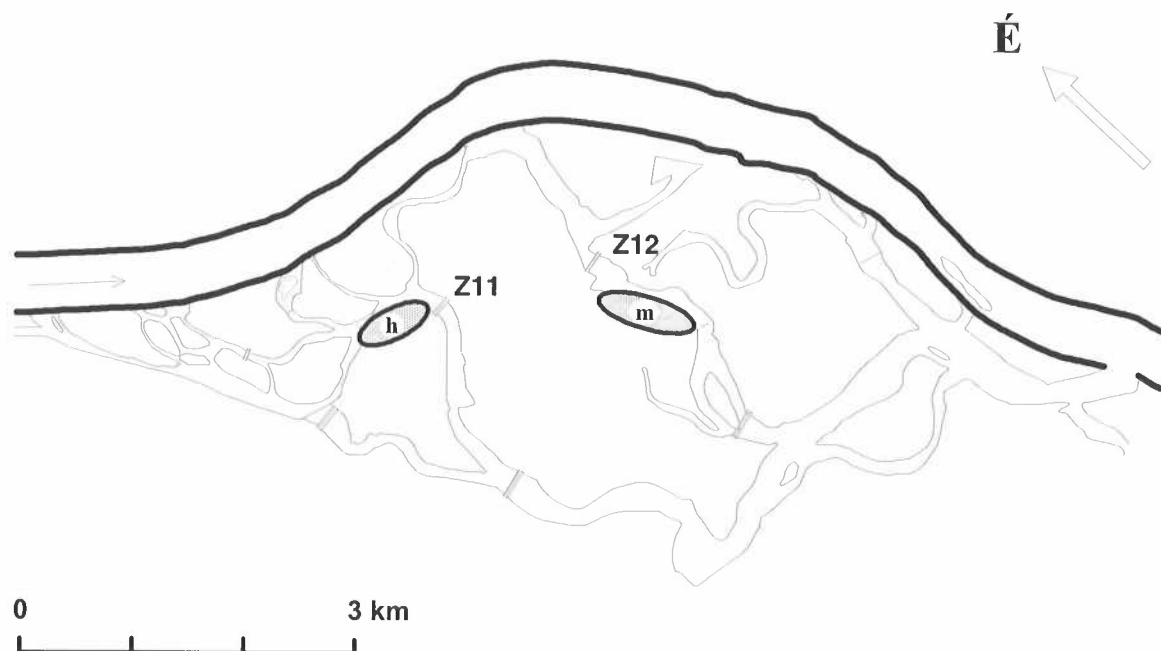
I. ábra. Mintavételi helyek a Cikolaszigeti-ágrendszerben

A Görbe-Duna felső szakasza (D ág) jóval szélesebb, a meder a jobb parton sekély, zátonyos. A víz folyása ezért sokkal lassabb. A part nem annyira meredek, de mindkét oldalon idősebb erdő borítja.

Az L gyűjtőhely a másik főágban található. Ez az ág még a Görbe-Dunánál is szélesebb, nyíltabb. Bár a balpart meglehetősen zátonyos, a jelölt helyen fekvő kis sziget partja meredek, alatta a legszárazabb időben is volt víz.

A negyedik gyűjtőhely (N) egy oldalág, amelynek fenekén a hosszú száraz periódus alatt csak kisebb tavacskákban volt víz a fenékküszöb megépítése előtt. Az ág keskeny, a parti fák koronái helyenként szinte összeérnek. Bár jelenleg az ág teljes hosszában folyik a víz, annak sebessége nagyon kicsi. A vizsgált partszakasz részben nagyon meredek, részben (az alsó szakaszon) enyhébben lejtő.

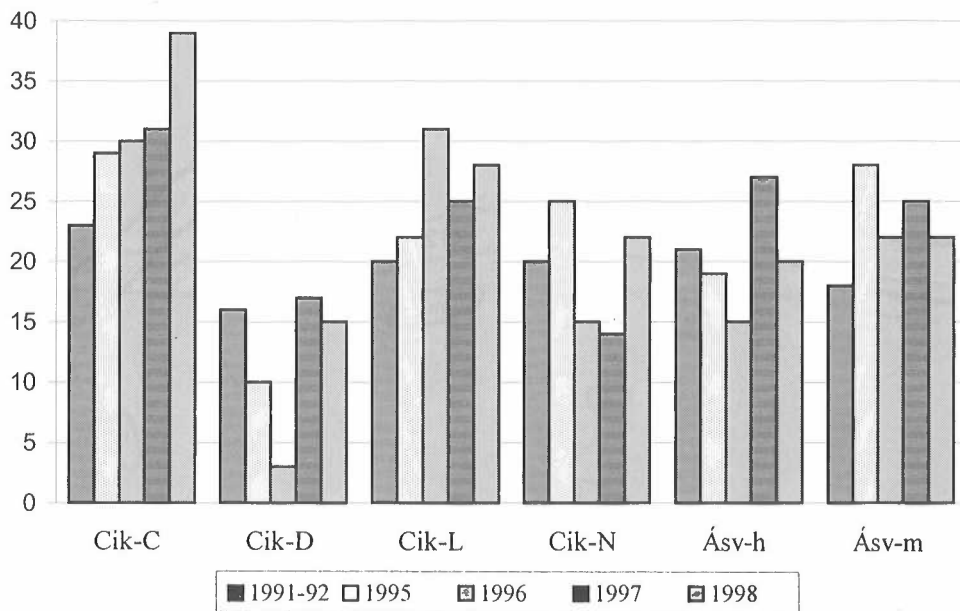
Az Ásványrárói-ágrendszerben a Dunaremete felől befolyó hullámtéri főág szűk, meredek partok között folyik viszonylag gyorsan egy jó darabon (2. ábra). Ezen a szakaszon mohát nem találtunk. A Z11-es zárás fölött az ág kiszélesedik és a víztömeg kettéoszlik. A lassú folyású víz jobb oldali, meneteles partján van h-val jelölt gyűjtőhelyünk. Ennek az ágnak tehát még direkt vízellátása van, ellentétben az ásványrárói második pontunkkal (m), amely a Z12-es zárás alatt átszivárgó vizet kapja. A jobb part nagyon meredek és erdő árnyékolja be, de az ág széles, ezért a vízfolyás alig észlelhető.



2. ábra. Mintavételi helyek a Ásványrárói-ágrendszerben

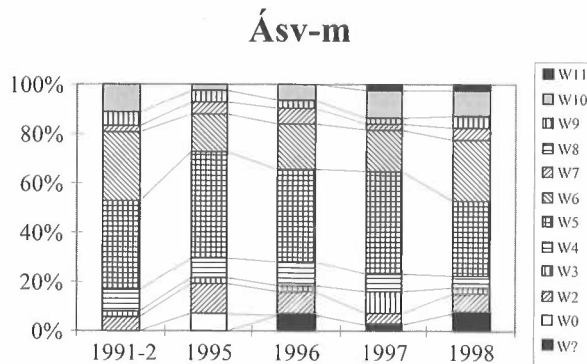
Eredmények és értékelésük

A Duna elterelése előtt a szigetközi ágrendszerek mohavilága meglehetősen dús volt, a több, mint kétéves szárazság azonban alaposan meggyérítette a vegetációt. 1994-ben, a monitoring vizsgálatok megkezdésekor nagy gondot jelentett a megfelelő mintavételi helyek kitűzése, hiszen a tervbe vett ágak egy részében egyszerűen nem találtunk annyi mohát, hogy mintanégyzetet tűzhessünk ki. A vízpótlás előrehaladtával újra nőtt a mohaborítás. A vizsgálatok megkezdésekor, 1995-ben inkább az okozott gondot, hogy a száraz periódus alatt a partok sűrűn benőttek lágyszárú növényekkel és szederbokrokkal, így a virágos növények nem „hagytak helyet” a moháknak. Ebben az évben tehát – bár több volt a moha, mint azelőtt – az összborítás messze nem érte el az eredeti szintet. Mi azokat az ágakat kezdtük tanulmányozni, ahol egyáltalán volt moha. Azóta a helyzet javult, most már sok ág partján találunk mohát, bár a mohabevonatok fajösszetétele – mint ahogy azt később látni fogjuk – nagyon eltér az elterelés előttiétől. A fajszám az 1991-92-es állapothoz képest általában emelkedett, ami alapvetően a mohák számára új (szárazabb) termőhelyeknek köszönhető. A fajszámok alakulása látható a 3. ábrán.

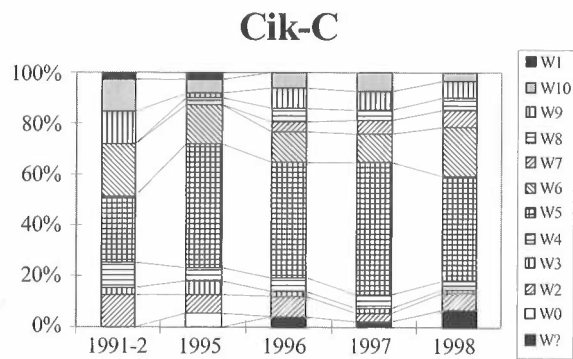


3. ábra. A fajszámok alakulása a vizsgált ágrendszerekben

A Duna elterelése után a mohavegetáció fajösszetétele jelentősen megváltozott. A hat vizsgált ág mindegyikében visszaszorultak a nagy vízigényű mohafajok és a közepes vízigényű fajok részaránya nőtt. A vízpótlásnak köszönhetően újra kezdenek tért nyerni a több vízt igénylő fajok. A hat vizsgált ág közül ez leginkább az **Ásv-m** jelű ágban látszik, ahol 1998-ban szinte megegyezik a vízigény-eloszlás az 1991-92-ben tapasztalttal (4. ábra). Más ágakban a tendencia ugyan hasonló, de az eloszlás azért még korántsem egyezik meg ennyire jól a Duna elterelése előtti állapotával. Ez látható a **Cik-C** jelű ág diagrammján (5. ábra).



4. ábra. Vízigény megoszlás az Ásv-m ágban



5. ábra. Vízigény megoszlás a Cik-C ágban

(W10-11: vízínövény; W7-9: nedvességkedvelő; W5-6: közepes vízigényű; W2-4: kis vízigényű, szárazságtűrő)

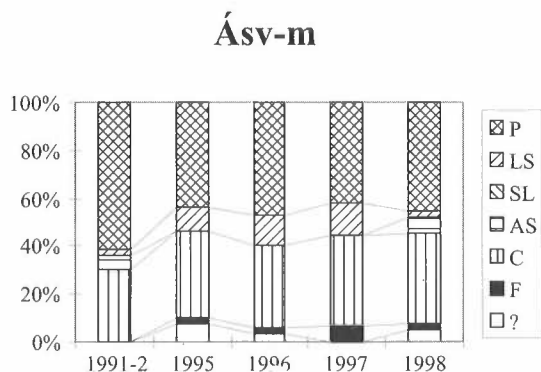
Ha megvizsgáljuk a két vizsgált ág mohavegetációjának életstratégia eloszlását, azonnal szembevetendő, hogy ebből a szempontból még az **Ásv-m** jelű ágban sem hasonlít az 1991-92-es év mohavegetációja a későbbi évekére (6. és 7. ábra). Az évelő (állandó körülményekhez alkalmazkodott) fajok aránya kisebb és a kolonisták száma nagyobb, mint 1991-92-ben. Ez

arra utal, hogy nem az eredeti vegetáció állt helyre, hanem más fajok szaporodtak el az ágakban.

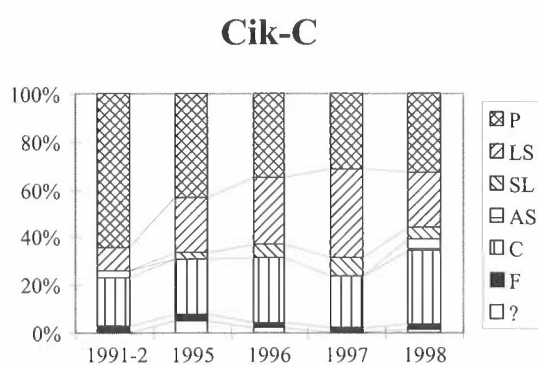
Ezt a sejtést támasztja alá a mohafajok borítási értékei alapján készített főkomponens-analízis (8. ábra). Az ábrán jól látható, hogy a Duna elterelése előtti minták határozottan elkülönülnek az 1995-ös mintáktól, míg a későbbi évek mintái jól elválnak ettől a két csoporttól, de egymástól nem.

A változás a domináns fajok vizsgálatával is kimutatható. Az elterelés előtti állapotra az *Amblystegium* fajok, különösen az *A. riparium* nevű vízimoha jellemző, míg az utóbbi években a talajlakó mohavegetáció uralkodói a tágtűrűsű, árnyas erdőkben jellemző mohák, mint az *Eurhynchium hians* és a *Brachythecium rutabulum*.

Az életközösségek fajösszetétele tehát eltolódott, a visszarendeződés jelei nem mutatkoznak, a mintázat átrendeződése a főkomponens-analízis tanúsága szerint véglegesnek tűnik.

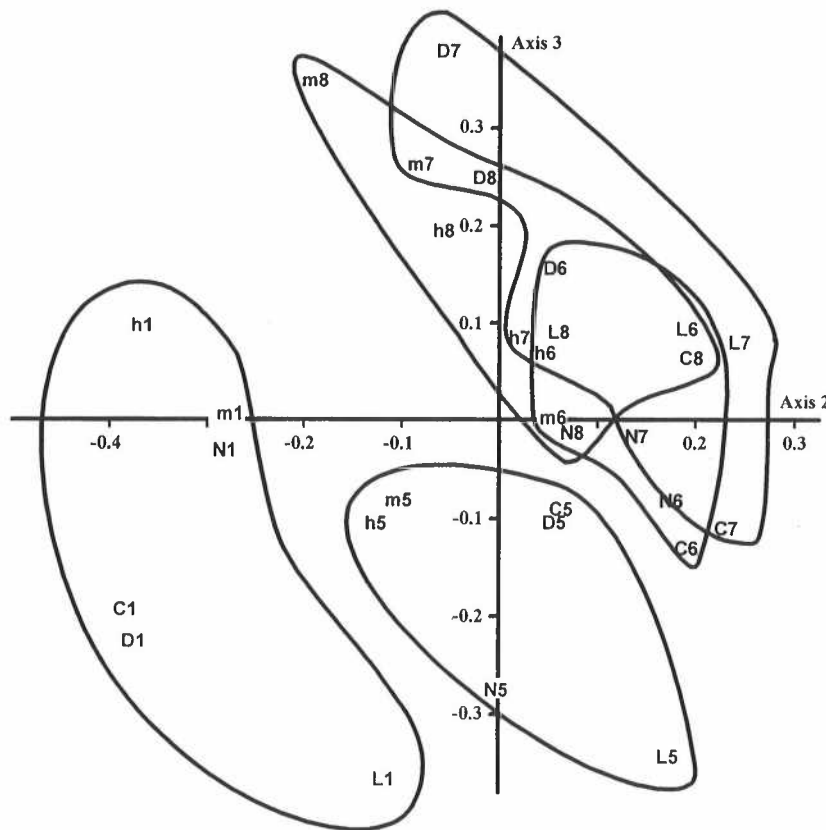


6. ábra. Életstratégia megoszlás az Ásv-m ágván



7. ábra. Életstratégia megoszlás a Cik-C ágván

(P: évelő, LS: hosszú életű vándorló, SL: rövid életű vándorló, AS: egyéves vándorló, C: kolonista, F: átfutó)



8. ábra. A hullámtéri ágrendszerek egyes ágaiban a vízi/vízparti mohavegetáció főkomponens-analízisének (PCA) eredménye az öt vizsgálati évben, a fajgyakorisági viszonyok alapján. (C: Cik-C, D: Cik-D, L: Cik-L, N: Cik-N, h: Ásv-h, m: Ásv-m; 1: 1991-92, 5: 1995, 6: 1996, 7: 1997, 8: 1998)

Irodalom

- DURING, H. (1979): Life strategies of Bryophytes: a preliminary review. *Lindbergia* 5: 2-18.
- ORBÁN, S. (1984): A magyarországi mohák stratégiái és T, W, R értékei. [Life strategies and TWR values of Hungarian bryophytes.] *Egri Ho Si Minh Tanárképző Főiskola Füzetei, Eger* 17: 755-765.

A szerzők címe:

RAJCZY MIKLÓS

Magyar Természettudományi Múzeum Növénytára
1086. Budapest, Könyves Kálmán krt. 40.
1476. Budapest, Pf. 222.
Tel.: 210-13-30, fax: 314-14-83
E-mail: rajczy@bot.nhmus.hu

PAPP BEÁTA

Magyar Természettudományi Múzeum Növénytára
1086. Budapest, Könyves Kálmán krt. 40.
1476. Budapest, Pf. 222.
Tel.: 210-13-30, fax: 314-14-83
E-mail: pappbea@bot.nhmus.hu

A SZIGETKÖZ MALAKOLÓGIAI MONITOROZÁSÁNAK LEGFONTOSABB EREDMÉNYEI 1994-TŐL – 1998-IG

MAJOROS GÁBOR

Országos Állategészségügyi Intézet, Budapest

Bevezetés

A Szigetköz rendszeres, 1991-ben elkezdődött malakológiai vizsgálata 1994-re 128 fajra emelte a tájegységben kimutatott csiga- és kagylófajok számát. Ezt megelőzően a Szigetközből csak szórványos malakológiai adatok voltak ismertek (BOTHÁR 1966, FRANK et al. 1990, PINTÉR I. 1980). Jelenleg a Szigetköz puhatestű-fajainak felderítettségi aránya a földrajzilag lehetséges előfordulások (PINTÉR L. et al. 1979) figyelembevételével közel 100%-os. A Szigetközben élő puhatestűek monitorozásának második szakaszában a faunisztikai változások regisztrálása volt a cél.

A csiga és kagyló populációk állapotában bekövetkező változásokat így nagy területen általánosságban monitorozni és azokat értelmezni azonban nehéz, mert ennek az igen ősi állatcsoportnak a fajai szélsőségesen eltérő életmód-típusokat testesítenek meg és ennek megfelelően nagyon eltérő környezeti igényeket támasztanak élőhelyükkel szemben. Ugyanakkor néhány kiválasztott fajra nem lehet leszűkíteni a megfigyeléseket, mert előre nem lehet tudni, melyek reagálnak érzékenyebben, vagy reagálnak egyáltalán a Szigetközben bekövetkező változásokra.

A megfigyeléseket nehezíti két fontos tény is, amelyet ennél az állattörzsnél feltétlenül figyelembe kell venni: A puhatestűek sok, főleg rövidebb életű faja a számára hosszú időn át benépesíthető élőhelyen is gradációs típusú szaporodási stratégiát valósít meg, amelynek eredménye az időszakonkénti erősen változó egyedszám, még változatlan környezeti feltételek esetében is. A másik jelenség ezzel pontosan ellentétes hatású, ugyanis több hosszú életű faj, vagy a rövid életűek egyes, nagyra nőtt egyedei ritka eloszlású, de stabil jelenlétet mutatnak még az erősen változó környezetben is. Ezek a "túlélő" példányok mintegy konzerválják a populációkat, látszólag nem szaporodó, hosszú ideig inaktív egyedek formájában.

Mіндеzen okok miatt a malakofauna állapotának vizsgálata céljából olyan állománybecslési rendszert dolgoztunk ki, amely noha tartalmaz szubjektív elemeket, nagyobb élőhely-komplexumok területén bekövetkező állományváltozást is jelezni tud. Az alábbiakban a Duna, két mellékága, az ártéri erdő, egyes mentett oldali területek és a Mosoni-Duna puhatestűinek elterjedési viszonyaiban az 1994 óta bekövetkezett változásokat igyekszünk bemutatni a vizsgálati eredmények összegzése alapján.

A vizsgált területek

Duna

A Duna malakofaunáját 1994-ben Nagybajcstól Dunakilitiig, 1995-ben Vámoszabaditól Rajkáig, 1996-ban Gönyűtől Rajkáig folyamkilométerenként, 1997-ben és 1998-ban az 1830-1833. és az 1849-1850. folyamkilométerek közötti szakaszon vizsgáltuk. A Duna mellékágai

közül a Cicolai-Duna (EOTR kód: 527 850 / 288 850) és az Ásványi-Duna alsó, torkolati végénél (EOTR kód: 536 650 / 278 300) végeztünk minden évben gyűjtéseket.

Ártéri erdő

Az ártéri erdőt két ponton vizsgáltuk rendszeresen:

Kisbodak: Pálfisziget erdejei (EOTR kód: 529 850 / 284 300)

Ásványráró: a gátmenti szigetek erdejei (EOTR kód: 533 350 / 281 750)

Mentett oldali területek

A Szigetköz belső területein az alábbi 9 ponton végeztünk gyűjtéseket a vizsgálati időszak minden évében:

Rajka: Közép-erdő (EOTR kód: 512 750 / 297 800)

Feketeerdő: Hajlati-erdő és a Mosoni-Duna (EOTR kód: 516 850 / 290 200)

Sérfenyősziget: Srágner-major erdei és a Gazfői-Duna (EOTR kód: 523 600 / 288 300)

Máriakálnok: Öreg-erdő és a Kálnoki-csatorna (EOTR kód: 521 150 / 282 250)

Arak: Nagy-Kerek, Farkastanya és a Nováki-csatorna (EOTR kód: 523 650 / 281 550)

Püski: faluszéli erdő és a Nováki-csatorna (EOTR kód: 526 200 / 283 900)

Novákpusztá: Nováki-csatorna és a csatornaparti erdő (EOTR kód: 527 550 / 277 100)

Hédervár: Kastélypark, és a Zsejkei-csatorna és égerese (EOTR kód: 531 650 / 277 950)

Lipót: Nagytisztás erdejei, rétjei és a Holt-Duna (EOTR kód: 531 400 / 281 700)

Mosoni-Duna

A Mosoni-Duna puhatestűit két ponton vizsgáltuk évente legalább egyszer: a Feketeerdő melletti Hajlati-erdő északi szélénél (EOTR kód: 517 000/290 500), és Mosonmagyaróvár területén, az aranyoszigeti híd két oldalán (EOTR kód: 518 500/280 750)

Módszer

A **Duna** és a Duna-ágak vizsgálatát parti és a partmenti, sekélyebb víz alatti egyelő és tömeg gyűjtésekkel végeztük. Ez utóbbiak céljából görgetett parti hordalékot, parti iszapot és kavicsmintákat mostunk át a puhatestűek megtalálása érdekében (MAJOROS, 1986.). A gyűjtés szemikvantitatív típusú volt, azaz a gyéribben benépesült élőhelyekről több, a sűrűn benépesült helyekről kevesebb anyagot gyűjtöttünk, ezért az abszolút egyedsűrűséget nem vettük figyelembe az értékelés során, csak a fajok egymáshoz viszonyított arányát.

Az **ártéren** és a **mentett oldali területeken**, az 1994. óta megfigyelt vizsgálati pontokon egyelő és talajminta-iszapolásos gyűjtéseket végeztünk minden év tavasza és ősze között több alkalommal. Megállapítottuk az egyes élőhelyeken fellelt fajok viszonylagos gyakoriságát az alábbi kategóriákba történő besorolás szerint:

1. kategória: **"nagyon ritka"** - csak néhány példány formájában kerül elő, több alkalommal történő gyűjtés során is
2. kategória: **"ritka"** - több gyűjtés alkalmával is megtalálható, de csak véletlenszerűen, kevés példányszámban és néhány lelőhelyen
3. kategória: **"egyenletesen ritka"** - több gyűjtőhelyen előfordul, rendszeresen megtalálható, de mindenütt csak kis példányszámban

4. kategória: **"nem gyakori"** - általánosan előfordul a neki megfelelő biotópokban, de sehol nem képez felismerhetően összefüggő, sűrű populációkat
5. kategória: **"helyenként gyakori"** - majdnem minden lelőhelyen előfordul és egyes lelőhelyeken sűrű populációi is vannak
6. kategória: **"egyenletesen gyakori"** - minden élőhelyén vannak felismerhetően összefüggő, olykor kifejezetten sűrű populációi

A fenti, empirikus módon tapasztalt gyakoriságokat évente vetettük össze. Ha az adott élőhelyen a korábbi években megtalált fajt nem találtuk, a viszonylagos gyakorisági értékét nullának vettük.

A **Mosoni-Duna** partszakaszain a partról, kézi kotróhálóval történő random fenékkotrással és egyeléssel gyűjtöttünk. Mivel ennek a folyóágnak a partja - a településeken átmenő szakaszok kövezéseit nem számítva - természetes állapotában homogénen, mindenütt erősen iszapos, ezzel a módszerrel elfogadható következtetést lehetett levonni a vízfolyás malakofaunájának általános állapotáról. A gyűjtések során a leggyakoribb csigák egymáshoz viszonyított gyakoriságát határoztuk meg, a fentebb ismertetett gyakorisági kategóriáknak megfelelő besorolással.

Eredmények

Az eredmények évenkénti, teljes részletességű bemutatásától terjedelmi okok miatt el kell tekintenünk, s csak a leglényegesebb megállapítások alátámasztását jelentő adatok bemutatására szorítkozhatunk. A faunaösszetételt is reprezentáló, gyakorisági adatokat tartalmazó táblázatok, a ténylegesen begyűjtött anyag legnagyobb része, illetve az egyes gyűjtési és megfigyelési adatok az MTM Állattárában az éves kutatási jelentések formájában megtalálhatók.

Duna

Közvetlenül a Duna elterelése után természetesen nagy pusztulás következett be a puhatestűekben is a víznélküli mederben. Ettől kezdve az Ásványráró feletti Duna-szakaszból kihalt az összes, kifejezetten folyami csigafaj (*Theodoxus fluviatilis*, *T. transversalis*, *Fagotia acicularis*, *F. esperi*, *Lithoglyphus naticoides*) és ezek azóta sem találhatók meg ezen a szakaszon. Az iszappadok lesodródása miatt a nagytestű kagylók is elpusztultak ebben a folyószakaszban, de később, a halak bőréről és kopoltyújáról lehulló, fiatal kagylók újra kezdték benépesíteni a csendesebb folyású vízrészeket. A fenékküszöb feletti szakaszon azonban nem tudtak megtelepedni, mivel itt állandóan vízzel fedett, iszapos részek nem tudnak kialakulni.

A vízi élőhelyek lényeges megváltozása ellenére új puhatestű fajok nem tűntek fel a Dunában, de a korábbi években behurcolódott, ubiquesta fajok mind megtalálhatók voltak ezután is.

A víz visszatérte utáni lassú regenerálódást 1994-től kezdve követhettük, kontrollként az Ásványráró-Vámoszabadi közötti folyamszakasz parti faunájának állapotát használva. A folyamkilométerenkénti gyűjtések adatai alapján, a Duna fő medrében élő fajok mennyiségi viszonyait az alábbi táblázat tíz folyamkilométeres szakaszonként tünteti fel, három, egymást követő évben:

Folyamszakasz	1994.	1995.	1996.
	faj/fkm	faj/fkm	faj/fkm
1801 - 1810 fkm között előfordult átlagosan:	7,9	6,5	7,9
1811 - 1820 fkm között előfordult átlagosan:	6,4	5,8	7,8
1821 - 1830 fkm között előfordult átlagosan:	4,0	5,5	8,8
1831 - 1840 fkm között előfordult átlagosan:	3,1	6,0	7,5
1841 - 1849 fkm között előfordult átlagosan:	-	3,1	5,3

A lelőhelyenkénti összes faj összpéldányszáma hasonló bontásban az alábbi értékeket mutatta ugyanezen időszakban:

Folyamszakasz	1994.	1995.	1996.
	egyed/minta	egyed/minta	egyed/minta
1801 - 1810 fkm között előfordult átlagosan:	127,9	27,8	21,4
1811 - 1820 fkm között előfordult átlagosan:	79,0	21,2	26,8
1821 - 1830 fkm között előfordult átlagosan:	80,1	106,8	131,9
1831 - 1840 fkm között előfordult átlagosan:	49,1	201,3	178,2
1841 - 1849 fkm között előfordult átlagosan:	-	16,3	75,3

A táblázatok azt mutatják, hogy az Ásványráló környéki 1820 folyamkilométertől felfelé lévő folyamszakaszon a fajszám lassan emelkedett, míg az ott élő egyedek mennyisége rohamosan nőtt. A Rajka környéki, fenékküszöb fölé eső szakasz, faunájának diverzitását és egyedsűrűségét tekintve is szegényes maradt még 1996-ban is.

Az ezt követő időszakban a Duna elterelt szakaszán a meder faunája a fajösszetételét tekintve állandósult: Korábban nem talált, új fajok nem kerültek elő sem 1997-ben, sem 1998-ban. A szűrőpróbaszerűen vizsgált egyedszámok erősen ingadoztak az aktuális vízmennyiségtől függően, akár néhány hónapon belül is.

Az 1997-98. években két vizsgálati szakaszon tanulmányoztuk a meder faunáját. A fenékküszöb alatti szakasz kavicságyának és parti iszapjának standard malakofaunája az 1830-1833 folyamkilométer közötti részen az alábbi gyakoriságú volt:

Megfigyelt fajok	1997. évi gyakoriság	Változás	1998. évi gyakoriság
<i>Valvata piscinalis</i>	egyenletesen gyakori	>	helyenként gyakori
<i>Valvata cristata</i>	ritka	=	ritka
<i>Bithynia tentaculata</i>	nem gyakori	=	nem gyakori
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	helyenként gyakori	=	helyenként gyakori
<i>Ancylus fluviatilis</i>	egyenletesen gyakori	=	egyenletesen gyakori
<i>Lymnaea truncatula</i>	helyenként gyakori	>	ritka
<i>Lymnaea auricularia</i>	egyenletesen ritka	>	ritka
<i>Lymnaea peregra</i>	nem gyakori	<	helyenként gyakori
<i>Physella acuta</i>	nem gyakori	<	helyenként gyakori
<i>Gyraulus albus</i>	ritka	=	ritka
<i>Gyraulus laevis</i>	nem gyakori	=	nem gyakori
<i>Dreissena polymorpha</i>	helyenként gyakori	>	nem gyakori

<i>Sphaerium corneum</i>	nem gyakori	=	nem gyakori
<i>Pisidium henslowanum</i>	egyenletesen gyakori	>	nem gyakori
<i>Pisidium supinum</i>	nem gyakori	=	nem gyakori
<i>Pisidium nitidum</i>	helyenként gyakori	>	nem gyakori
<i>Pisidium subtruncatum</i>	ritka	<	nem gyakori
<i>Pisidium casertanum</i>	ritka	>	nem került elő

A gyakorisági kategóriákat a módszertani részben leírt elvek alapján számított kategóriák számértékében kifejezve, a fenti fauna fajainak átlagos viszonylagos gyakorisága 1997-ben 4,0 volt, az összes gyakoriság pedig 73. 1998-ban az összesített gyakoriság 66-ra csökkent, ennek megfelelően az egyes fajok átlagos gyakorisága is mérséklődött, 3,7-re. Az itt élő fajok közül hétnek csökkent a gyakorisága, háromnak nőtt, nyolcnak nem változott.

A másik vizsgálati ponton, a fenékküszöb feletti szakasz kavicságyának állandósult malakofaunája az 1849-1850. folyamkilométer közötti részen az alábbi gyakoriságot mutatta az utóbbi két évben:

Megfigyelt fajok	1997. évi gyakoriság	Változás	1998. évi gyakoriság
<i>Valvata piscinalis</i>	nem gyakori	=	nem gyakori
<i>Bithynia tentaculata</i>	nem gyakori	=	nem gyakori
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	nem gyakori	=	nem gyakori
<i>Ancylus fluviatilis</i>	helyenként gyakori	=	helyenként gyakori
<i>Lymnaea truncatula</i>	ritka	=	ritka
<i>Lymnaea auricularia</i>	ritka	=	ritka
<i>Lymnaea peregra</i>	nem gyakori	=	nem gyakori
<i>Physella acuta</i>	nem gyakori	=	nem gyakori
<i>Gyraulus albus</i>	ritka	=	ritka
<i>Gyraulus laevis</i>	ritka	=	ritka
<i>Dreissena polymorpha</i>	nem gyakori	=	nem gyakori
<i>Sphaerium corneum</i>	egyenletesen ritka	=	egyenletesen ritka
<i>Pisidium henslowanum</i>	egyenletesen ritka	=	egyenletesen ritka
<i>Pisidium supinum</i>	ritka	=	ritka
<i>Pisidium nitidum</i>	egyenletesen ritka	>	ritka
<i>Pisidium subtruncatum</i>	ritka	=	ritka

A gyakorisági kategóriákat számértékben kifejezve, a fenti fauna fajainak viszonylagos összes gyakorisága 1997-ben 50 volt, 1998-ban 49. Ennek megfelelően a korábbi, fajonkénti átlagos 3,1-es gyakoriság 1998-ban 3,06 lett azaz gyakorlatilag nem változott.

A fenékküszöb feletti folyószakasz faunája tehát mindkét évben lényegében megegyezett a fenékküszöb alatti szakasz faunájával, csak az előbbi valamivel fajszegényebb volt és az ott élő populációk sűrűsége is kisebb volt. A fenékküszöb feletti Duna-mederben igazán gyakori, sűrű populációt adó faj egyáltalán nem volt.

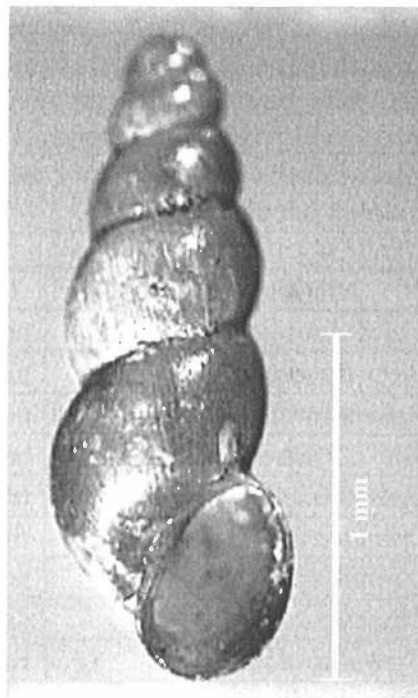
A Duna puhatestűinek vizsgálata egy nem várt, rendkívül érdekes eredményt is hozott. Pintér László, a Magyar Természettudományi Múzeum csigatárának akkori vezetője, 1967-ben egy parányi csiga héját találta meg az esztergomi Prímás-sziget partján felhalmozódott folyami uszadékban. Ez a *Paladilhia oshanovae* néven leírt csiga, olyan kopoltyús-csiga

családba tartozott, amelynek régóta ismert fajai föld alatti vizekben fordulnak elő, ezért e faj élőhelyét is a Duna medre alatti vizekben feltételezték (PINTÉR L. 1968).

A pontos élőhely kiderítését célzó, évekig tartó, hiábavaló kutatások során, csak egy-egy kopott héja került elő ennek a csigának a Dunából a Dunakanyar feletti szakaszon, mígnem a szigetközi gyűjtések alkalmával kiderült, hogy a csigának friss héjai nagy számban gyűjthetők helyenként a lecsökkentett vízszintű Dunának a Dunaremete feletti szakaszán a parti hordalékban. A héjak előfordulását egészen addig a pontig lehetett kimutatni a parton, ahol a Duna belép az ország területére. Különösen azokban az években lehetett ebből a fajból sok héjat gyűjteni, amikor jelentősebb kavics-hordalék mozgásokat végeztek a part- és csatornaalakításokkal kapcsolatban, mind a szlovák, mind a magyar oldalon.

A Duna partjain végzett gyűjtéseknek egyik legjelentősebb zoológiai eredménye végül az volt, hogy 1997-ben, az 1831 folyamkilométer környékén, a jobb parton fakadó buzgárforrások körül lerakódott finom törmelékekből előkerült a *Paladilhia oshanovae* héjának 11, friss példánya (1. ábra). A gyűjtés idején rendkívül alacsony volt a folyó vízállása, és a folyományban fakadó források vize több méteres utat tett meg a folyóvíz széléig. Ezért a források medencéjébe nem kerülhetett folyóvízi uszadék, ami a megtalált héjak eredetét kérdésessé tehetne volna. Az addig csak hordalékokból ismert, parányi faj héjai eredeti élőhelyükről, a földalatti vizekből kerültek a felszínre a forrás vizével kisodródva.

A megtalált, barlangi állatokra jellemzően színtelen *Paladilhia*-héjak üvegszerűen áttetszőek, fényesek, voltak és nem voltak kopottak. Belsejükben nem az iszapban heverő héjak üregét rendszerint kitöltő, fekete, vasszulfidos agyag, hanem fehér homokszemcsék voltak, tehát elpusztulásuk után nem heverték az iszapban. A lelet megerősítette azt a korábbi feltételezést, hogy e föld alatti vizekben élő csiga jelenleg is él a Szigetköz területén.



1. ábra: *Paladilhia oshanovae*
Kisbodak, 1997. X. 6.

Dunai mellékágak

A két megfigyelési ponton előforduló csiga és kagyló fajok száma 1994-ben 20 illetve 19 volt, amely midnkét helyen 13-ra esett vissza 1998-ra. Az egyes fajok gyakorisága azonban még drasztikusabban csökkent.

A mellékágakat technikailag nehéz volt malakológiai szempontból megvizsgálni, mert a szivárgó csatorna megépítése előtt a sekély partok erősen eliszaposodtak, a csatorna megnyitása után a megmaradt medrekben viszont folyamatosan magas volt a vízállás és a víz sodrása is általában nagy volt. A partok ezért többnyire meredek lettek, ahol pedig fokozatosan lejtettek a mederközép felé, ott erősen eliszaposodtak és a standard vízállás miatt sűrűn betelepültek parti növényzettel. A korábban felkeresett élő- illetve gyűjtőhelyek sokszor elsodródtek vagy hozzáférhetetlenné váltak. Az utóbbi két évben mellékágakból hordalékmintát sem lehetett érdemleges mennyiségben gyűjteni, mert az erős víz sodrás a hordalékokat folyamatosan eltávolította a partokról.

Mindezeket figyelembe véve, a két vizsgált élőhely, összes megfigyelt és előfordult fajainak a módszertani részben említett kategóriákban kifejezett általános gyakorisága, az alábbiak szerint alakult 1994 óta:

	1994.	1996.	1997.	1998.
Cikolai-ágrendszer torkolata	77	78	78	28
Ásványi-ágrendszer torkolata	77	92	87	36
Összes relatív gyakoriság:	154	170	165	64

A megtalálható puhatestűek általános gyakorisága tehát erősen csökkent ezeken a megfigyelési pontokon. Több faj, így elsősorban a mocsári fajok eltűntek ezekről a részekről.

Ártéri erdők

A két megfigyelési helyen előforduló szárazföldi csigafajok száma 1994-ben 17, illetve 19 volt és ez a szám csak egy-egy fajjal különbözött az egyes években. Az egyes fajok általános gyakoriságából összeadódó összesített, viszonylagos gyakoriság már lényegesebb ingadozásokat mutatott.

Az ártéri erdő két, rendszeresen monitorozott pontján a csigákon lemérhető viszonylagos gyakorisági értékek összességükben az alábbiak szerint alakultak az utóbbi években:

	1994.	1996.	1997.	1998.
Kisbodaki erdő	77	81	82	68
Ásványrárói erdő	87	88	91	74
Összes relatív gyakoriság:	164	169	173	142

A táblázatból látható, hogy az itt talált, erdei, szárazföldi csigafajok összesített, viszonylagos gyakorisági előfordulása mindkét helyen határozottan csökkent 1998-ban, az azt megelőző két év emelkedő tendenciáját visszafordítva. Az 1994. évi összesített gyakoriságot 100%-nak véve, a 1997-es 5,5%-os emelkedés 13%-os csökkenésbe ment át.

Mentett oldali területek

Ezek a változatos típusú élőhelyeken igen változatos fajösszetételű malakofauna volt található, az enyves éger láperdő vízi faunájától az akáccal elegyes kőris-tölgy erdő szárazságtűrő faunájáig bezáróan. Így az egyes területeken megtalált fajszámok összehasonlításának nincsen értelme, de annyit érdemes megjegyezni, hogy az ezeken a lelőhelyeken megtalálható fajok száma 19 és 67 között mozgott, ami önmagában is alátámasztja a Szigetköz gáttal védett felének élőhelyi diverzitását. Összesen 88 puhatestű faj előfordulását figyeltük meg ezeken a vizsgálati pontokon, amelyek relatív gyakoriságát összesítettük.

Az itt élő édesvízi fajok elsősorban mocsári, láperdei puhatestűek voltak, (Arak, Novápuszta, Hédervár, Lipót) vagy lassúfolyású csatornák, kisebb állóvizek állatai (Feketeerdő, Sérfenyősziget, Máriakálnok, Püski, Hédervár, Lipót). A szárazföldi csigák főleg erdei elemek voltak, a réteken élők alig fordultak elő. Az összesített relatív gyakoriság az alábbiak szerint alakult az egyes élőhelyeken:

	1994.	1996.	1997.	1998.
Rajka, Középerdő	94	83	86	78
Feketeerdő, Hajlati -erdő	134	129	136	114
Sérfenyősziget, Srágner-major	180	180	182	125
Máriakálnok, Öreg-erdő	145	136	142	109
Arak, Nagy-Kerek	163	165	167	141
Püski, Nováki-csatorna erdeje	92	85	89	81
Novákpusztá, csatornaparti erdő	197	178	187	141
Hédervár, kastélypark	279	207	212	136
Lipót, Nagytisztás	212	194	202	161
Összes relatív gyakoriság:	1496	1357	1403	1086

A táblázat számértékei azt mutatják, hogy a korábbi évek enyhén emelkedő tendenciáját elég radikálisan visszafordítva, határozott csökkenés mutatkozott az egyes fajok általános elterjedtségében 1998-ban. Mindegyik élőhelyen csökkent tehát a populációk sűrűsége, azaz az egyedek megtalálhatósága. Az utolsó előtti év általános "összgyakoriságához" képest az 1998-ra tapasztalt csökkenés 33%-os, és ez a gyakoriság-mutató index csökkenés jóval jelentősebb, mint az azt megelőző évi, 3-4%-os emelkedés.

Az adatok részletes elemzéséből kiderült, hogy az általános gyakoriság csökkenésének két fő oka volt. Egyrészt a már korábban is ritka fajok egy jó részét nem sikerült legutóbb több helyen sem megtalálni (*Bithynia leachi*, *Planorbis carinatus*, *Gyraulus riparius*, *Vertigo moulinsiana*, *Perforatella rubiginosa* stb.), másrészt voltak olyan területek, ahol általános faj- és egyedszámcsökkenés volt tapasztalható nyilvánvalóan az élőhelyek szembeötlő megváltozása miatt (pl. Lipót: csatornaépítések, vízszintváltozás, Hédervár: parkrendezés, csatornatisztítás).

Mosoni-Duna

A Mosoni-Duna malakofunája, a vizsgált szakaszokon, szinte minden évben állandó fajösszetételű volt. A folyamág vízszintjének folyamatosan magas volta ugyanolyan nehezítette a folyóban élő puhatestűek vizsgálatát, mint a Duna mellékágak tekintetében, mégis egyértelműen megállapítható volt, hogy ebben a vízben bőségesen él mindazon csiga és kagyló, ami az 1994. évet megelőzően ott megtalálható volt. Úgy tűnik, hogy a megemelkedett vízállású Mosoni-Duna élőhelyet biztosított több olyan dunai csigafaj számára, amely az elterelt Duna-szakaszból kipusztult (pl. *Theodoxus danubialis*, *Fagotia esperi*, *F. acicularis*, *Pisidium amnicum*). Ezek a fajok azonban már a vizsgálati időszakot megelőzően is éltek a Mosoni-Dunában, ezért fajszám változás nem volt megállapítható a korábbi évekhez képest.

A parti zónában kétféle típusú csiga-asszociáció alakult ki a meder állapotától függően: a kompakt agyagpadokon folyami típusú, reofil fajok, a a lágy iszapon mocsári típusú, limnikus fajok domináltak a vizsgált időszakban. Az asszociációk elkülönülése olykor nem volt éles, mert a szilárdabb partok mellett, a folyó kanyarodásától függően, puha isszappadok alakulnak ki, továbbá a szélesebb ökológiai valenciájú fajok mindkét élőhely-típusban előfordulhatnak.

A "folyami" típusú csiga asszociáció fajait és viszonylagos gyakoriságukat 1997-ben a mosonmagyaróvári Aranyosziget vízalatti partrézsűin az alábbi táblázat mutatja:

<i>Theodoxus danubialis</i>	egyenletesen ritka
<i>Valvata naticina</i>	egyenletesen ritka
<i>Lithoglyphus naticoides</i>	egyenletesen gyakori
<i>Bithynia tentaculata</i>	egyenletesen ritka
<i>Fagotia esperi</i>	egyenletesen gyakori
<i>Fagotia acicularis</i>	egyenletesen gyakori
<i>Lymnaea peregra</i>	ritka

Ennek az élőegyüttesnek a számszerűsített, összesített gyakorisága 29, s ennek megfelelően az itt élő fajok átlagos, viszonylagos gyakorisága 4,1 volt.

A "mocsári" típusú asszociáció fajai és viszonylagos gyakoriságuk 1997-ben a feketeerdei Hajlati-erőnél lévő Mosoni-Duna szakasz vízalatti partrézsűin az alábbiak szerint alakultak:

<i>Viviparus acerosus</i>	egyenletesen ritka
<i>Valvata naticina</i>	ritka
<i>Lithoglyphus naticoides</i>	egyenletesen ritka
<i>Bithynia tentaculata</i>	helyenként gyakori
<i>Lymnaea truncatula</i>	nem gyakori
<i>Lymnaea peregra</i>	helyenként gyakori
<i>Physella acuta</i>	egyenletesen ritka

A "mocsári" típusú élőegyüttes számszerűsített, összesített viszonylagos gyakorisága 25, a fajok átlagos viszonylagos gyakorisága 3,6 volt. A kétféle típusú élőegyüttes fajszerkezését és egyedsűrűségét tekintve is, nagyjából egyforma volt. A fenti fajokon kívül előfordult még 12 ritkább, vagy az élőhely-típusra nem jellemző faj, s ezekkel együtt a két megfigyelési ponton talált fajok száma huszonkettőt tett ki.

Értékelés

Duna

Az utóbbi öt év során a Duna malakofaunája a Rajka-Dunaremete közötti szakaszon fajszerkezését tekintve elszegényedett, ugyanakkor az ott élő néhány, főleg sekély patakvizet kedvelő faj - a pionír, euryök fajok tulajdonságaira jellemzően - meglehetősen nagy egyedszámot tud produkálni. Ez az egyedszám sok esetben meghaladja az el nem terelt folyamszakaszon megfigyelhető puhatestű-egyedszámot.

Az Ásványráró feletti szakasról kihaltak a mély, gyors áramlású folyóvizet kedvelő fajok, s ez is az ottani vízáramlási viszonyok radikális megváltozását jelzi. Gyakorlatilag ez a faunaszegényedés véglegesnek tekinthető ezen a Duna-szakaszon.

Kiemelkedő fontosságú tény a *Paladilhia oshanovae* stygobiont csiga biztos előfordulásának megállapítása. A faj itteni előfordulásának az a jelentősége, hogy minden bizonnyal csak a Szigetköz felszín alatti vizeiben él ez a csiga, vagyis - legalábbis Magyarországon - nem fordul elő máshol. (Az eddig előkerült héjak nem teszik lehetővé, hogy a fajt teljes biztonsággal elülönítsük a Bécsi-medencében is élő, s a közelmúltban

revideált *Bithyospeum geyeri* nevű, ugyancsak stygobiont csigától (HAASE 1995), így nem kizárt, hogy ez a csiga az előbbi faj magyarországi képviselője.) Egyértelmű azonban, hogy az izolált előfordulású, sajátos életmódú csiga azt erősíti meg, hogy a Szigetköz földalatti vizei a környező tájegységek földalatti vizeitől eltérő, különleges élőhelyet biztosítanak ennek a fajnak és ennek a földalatti biotópnek minden változása a faj eltűnését vonhatja maga után. Megjegyezzük, hogy hasonló életmódú csigafajok Magyarországon kizárólag olyan kiemelten védett területek mélyvizeiben fordulnak csak elő, mint a mecseki Mély-völgy vagy Aggtelek és Jósvalói környéke.

Duna mellékágak

A Duna mellékágaiban gyűjthető, egyre kevesebb puhatestű a technikai problémák ellenére, arra enged következtetni, hogy ezekben az ágakban a csigák és kagylók számára nagyon gyorsan változó életkörülmények (pl. aljzat és táplálék) lehetnek, amelyek nem teszik lehetővé stabil populációk kialakulását.

Ártéri erdő

Érdekes módon az ártéri erdő molluszkáinak mennyiségében bekövetkező változások nem követték gyorsan és a talajvízszint-csökkenéssel egyértelműen megmagyarázhatóan a Dunában végbement változásokat. Az ártéri erdőkben gyakorlatilag a szárazföldi csigák jelentik a puhatestű faunát. E fajok életlehetőségei a környezetükben élő víz szezonális megoszlásától függenek. Az 1997. évi monitoring eredményeinek közlésekor arról számolhattunk be, hogy az erdei csigák mennyisége emelkedő tendenciát mutat, 1998-ban viszont határozott csökkenést tapasztaltunk, pedig minkét év nyara eléggé csapadékos volt. A legutóbb tapasztalt gyérülést két tényezővel tudjuk magyarázni. Az egyik hatás az lehetett, hogy a fakitermelés egyre nagyobb területekre terjedt ki, és ez hatással van a környező erdőkre is, például azáltal, hogy a szél - amelyre a szárazföldi csigák nagyon érzékenyek - jobban átjárja a megmaradt, kisebb erdőfoltokat.

Az ártéri erdőben élő puhatestűeket ért másik hatást abban látjuk, hogy az utóbbi években az erdő nagy területeit sekély, de hosszú ideig tartó vízborítás takarja. Bár az időnkénti áradás - főleg a tavaszi - kedvező a csigák aktiválása és szétterjesztése szempontjából, a folyamatosan vízzel borított területek alkalmatlanok a petezés számára, mert a csigák a laza talajba rakják petéiket. Nem kizárt, hogy a tapasztalt egyedszám ritkuláshoz a csigaállomány természetes előregedése is hozzájárult, mivel kevés utód születhetett az állandóan vízzel borított erdőfoltokban.

Mentett oldali területek

Az egyes mentett oldali területek malakofaunájának képe ingadozó állománysűrűséget mutat az egymás utáni években. Összességében véve viszonylag általános gyakoriság-csökkenés rajzolódik ki, de ennek okát, illetve a reális állapotot tükröző voltát még nem látjuk át.

Mosoni-Duna

A Mosoni-Duna csigái és kagylói sem fajszaámukban, sem egyedszaámukban nem változtak 1994 óta, sőt a szakirodalmi adatok azt látszanak alátámasztani, hogy a monitorozási időszakot megelőzően is hasonló volt e folyószakasz puhatestű faunája (BOTHÁR 1966, FRANK et al., 1990). Mivel a Mosoni-Dunában jelenleg is minden olyan puhatestű faj előfordul, amely a Duna elterelt szakaszából kihalt vagy nagyon megritkult, ez a folyóág fauna-rezervoárként szolgál a mostani helyzetben a puhatestűek számára. A folyószakasz partjain több éven át

azonos összetételű, asszociáció-jellegű csiga közösségek léteznek, ami az élőhelyek állandóságára utal.

Következtetések

A Duna elterelésének hatása a Szigetközben, magában a Dunában és annak mellékágaiban volt a legjelentősebb a puhatestű fauna szempontjából. Ezekben a vizekben faunaszegényedés következett be, azaz a fajdiverzitás csökkent. Nemcsak a fajok száma lett kevesebb, hanem a populációk egyedsűrűsége is csökkent. A szárazföldi és a belső szigetközi édesvízi fauna változása nem követte oly mértékben a folyami fauna változását, mint amilyen mértékben arra korábban számítottunk. Bár az ártéri erdő és a mentett oldali részek faunájának állapotában vannak kedvezőtlen jelek, a fajdiverzitás csökkenése még mindig nem olyan mértékű, hogy azt élőhely rekonstrukcióval ne lehetne helyrehozni.

A Szigetköz élőhelyeinek mozaikos jellege kedvező hatású lehet a faunát ért zavaró hatások mérséklésében és ezt a lehetőséget feltétlenül ki kell használni olyan változások kompenzálására, amelyeket egyébként nincs módunk meg nem történné tenni.

Összefoglalás

A Szigetköz puhatestű faunájának változását az elmúlt öt évben a Dunában, a mellékágakban, az ártéri erdőben, egyes mentett oldali élőhelyeken és a Mosoni-Dunában próbáltuk nyomon követni. A monitorozás során egyeléssel, hordalékból, talajmintákból és hálós kotrással gyűjtött csiga- és kagylófajok egymáshoz viszonyított gyakoriságának alakulásából vontunk le következtetéseket.

Megállapítottuk, hogy a Duna elterelt szakaszában a puhatestűek fajainak száma csökkent az elterelést követő években. Legalább öt folyami faj kihalt ebből a Duna-szakaszból. A mellékágak faunája a fajszámot és egyedszámot illetően is szegényes lett. Az ártéri erdő szárazföldi csigáinak mennyiségében lassú ütemű, kismértékű csökkenést lehetett kimutatni, de ez valószínűleg nem a folyó elterelésének közvetlen talajvízszint-csökkentő hatásával volt kapcsolatos, hanem az ezt követő kényszerű erdészeti és vízügyi beavatkozások hatásának tudható be. A mentett oldalon változatos biotópokban fordulnak elő puhatestűek. Bár ez ezeken az élőhelyeken is tapasztalható néhol faunaszegényesedés, a változások elég ingadozóak voltak ahhoz, hogy akár klimatikus okokkal is magyarázhatók legyenek és ezért nem feltétlenül jeleznek általános környezeti leromlást. A Mosoni-Duna több folyami puhatestű faj számára nyújt élőhelyet, amely a Duna elterelt szakaszából - valószínűleg véglegesen - kihalt. Így módon fontos szerepe van ennek a folyóágnak a Szigetköz folyami puhatestűinek megőrzésében.

A Szigetköz talajvizeinek a környező tájegységek talajvizeitől való sajátos elkülönültségét bizonyítani látszik a Magyarországon csak itt előforduló *Paladilhia oshanovae* stygobiont csiga is.

Kétségtelen, hogy bár a Szigetköz malakofaunájában átrendeződés és sok esetben fogyatkozás volt tapasztalható, a sokféle élőhely jelenleg izolált refugiumokat biztosít az itt élő fajoknak. Ha ezeket az élőhelyeket a jelenlegi állapotukban meg tudjuk őrizni, van esélyünk arra, hogy a szigetközi csigák és kagylók mindegyike megtalálja életfeltételeit ebben a tájegységben.

Irodalom

- BOTHÁR, A. (1966): Beiträge zur Kenntnis der Weichtierfauna der ungarischer Donau - (Danubialia Hungarica XXXVI.) - *Opuscula Zoologica Budapest*, 6: 93-107.
- FRANK, C. - JUNGBLUTH, J. - RICHNOVSZKY, A. (1990): Die Mollusken der Donau vom Schwarzwald bis zum Schwarzen Meer. Budapest, pp.142.
- HAASE, M. (1995): The stygobiont genus *Bythiospeum* in Austria: a basic revision and anatomical description of *B. cf. geyeri* from Vienna (Caenogastropoda: Hydrobiidae). - *American Malacological Bulletin* 11 (2): 123-137.
- MAJOROS, G. (1986): Csigák gyűjtése talajmintából - *Malakológiai Tájékoztató* 6: 5-18.
- PINTÉR, I. (1980): Győr-Sopron megye puhatestűi: Az eddigi kutatások felmérése (1979) - *Soósiana* 8: 35-44.
- PINTÉR, I. - RICHNOVSZKY, A. - SZIGETHY, S. A. (1979): A magyarországi recens puhatestűek elterjedése. *Soósiana Suppl. I.* pp. 243.
- PINTÉR, L. (1968): *Paladilhia oshanovae* n. sp. (Gastropoda: Prosobranchia). - *Malakologische Abhandlungen* 2 (6): 157-158.

A szerző címe:

DR. MAJOROS GÁBOR

Országos Állategészségügyi Intézet
1149. Budapest, Tábormok u. 2.
H-1581. Budapest, 146. Pf. 2.
Tel.: 252-84-44/366, fax: 252-51-77
E-mail: majoros@indigo2.oai.hu

A SZIGETKÖZI HALÁLLOMÁNY VÁLTOZÁSAI A BŐSI VÍZLÉPCSŐ ÜZEMBE HELYEZÉSE ÓTA

GUTI GÁBOR
MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet
Magyar Dunakutató Állomás, Göd

Bevezetés

A vízi élőhelyek és életközösségek biológiai integritását a halállomány összetétele általában érzékenyen tükrözi (HOCUTT 1981, KARR és társai 1986, CRUMBY és társai 1990, FAUSCH és társai 1990, SCOTT és HALL 1997), ezért a bősi vízlépcső környezeti hatásainak tanulmányozására a halbiológiai megfigyelőrendszerek különösen alkalmasak. A vízi élőlények más csoportjaival szemben a halakra alapozott monitoringnak számos előnye van (HENDRICKS és társai 1980):

- A halak gyűjtése és meghatározása viszonylag gyors és egyszerű.
- A halak környezeti igényeiről rendelkezésünkre álló ismeretek általában részletesek.
- A halállomány a stressz-tényezők széles skálájával szemben érzékeny.
- A halak a vízi táplálékhálózatok csúcán helyezkednek el, ezért integrálják a vízi életközösségek elemeit érintő stresszhatásokat.
- A halak viszonylag hosszú életűek, ezért a halpopulációk szerkezete hosszabb ideig jelzi a környezeti változásokat.
- A halállomány gazdasági és esztétikai értékének társadalmi elismerése széleskörű, ezért a halakra alapozott megállapítások érthetőbben közvetítik a környezetállapot változásait a közvélemény számára.

A bősi vízlépcső környezeti hatásainak halbiológiai szempontú értékelésekor feltétlenül figyelembe kell vennünk azt a tényt, hogy a dunai halállomány összetétele és mennyisége számos természeti és antropogén tényező (1. ábra) hatására folyamatosan változik (GUTI 1997 b, GUTI és KERESZTESSY 1997). A természeti és az antropogén tényezők hatásainak elhatárolása gyakran nehézséget okoz, és sokszor csak hosszú távú vizsgálatokkal lehetséges. A bősi vízlépcső építése, üzemeltetése és a Duna elterelése óta végzett vízügyi tevékenységek elsősorban a szigetközi Duna-szakasz vízjárását, vízminőségét, a vízi élőhelyek minőségét, valamint a medrek morfológiáját érintették közvetlenül, és e tényezők megváltoztatásával komplex módon hatottak a halállomány szerkezetére.

Módszerek

A szigetközi halállomány változásait közvetett és közvetlen megfigyelések eredményeinek elemzésével jellemeztük. A *közvetett mintavételi módszerek*, a halállomány összetételét és mennyiségi viszonyait elsősorban a gazdasági szempontok alapján készített halfogási statisztikák szerint elemzik. E módszerek folyóvízi alkalmazását korábban túlértékelték, mivel a viszonylag egyszerűen gyűjthető adatok tér- és időbeli megoszlása általában kiterjedtebb,

mint a közvetlen mintavételek esetében. Részben ezzel magyarázhatjuk, hogy az 1990-es éveket megelőző időszakra vonatkozóan a szigetközi halállomány alakulására elsősorban közvetett módszerek alapján következtethetünk. A halfogási eredmények hosszú távú, 'long-term' értékelésekor azonban problémát jelent, hogy a halászat és horgászat változó technikai és társadalmi-gazdasági tényezőinek hatása miatt a mintegy három évtizedre visszanyúló adatsorokat nem tekinthetjük konzisztensnek, ami az összehasonlíthatóság alapvető feltétele (NEY 1993). További nehézség, hogy nem rendelkezünk a halászat intenzitását mutató adatokkal. A horgászok esetében viszont a horgászok létszámával bizonyos mértékig jellemezhetjük a horgászati intenzitást, és a horgászokéinti halfogások alapján mértéktartóan következtethetünk a halállomány mennyiségi alakulására. Ugyanakkor a horgászati tevékenység fogási eredményeit csak korlátozottan tekinthetjük hitelesnek, mivel jelentős hibalehetőséget tartalmazó becsült adatokra épülnek. A hazai tapasztalatok és a külföldi vizsgálatok egyaránt azt igazolták, hogy a fogási naplók a tényleges halfogásnak csak egyharmadát-felét tartalmazzák (PINTÉR 1998).

A *közvetlen mintavételi módszerek* a halállomány összetételére vonatkozóan lényegesen informatívabbak, mint a közvetett eljárások. A nagyobb folyók jelentős környezeti változatossága azonban korlátozza az összes élőhelytípusra kiterjeszhető egységes szelektivitású mintavételi módszerek használatát (COLES és társai 1985, CASSELMAN és társai 1990). A Szigetközben 1992 óta működtetett halbiológiai megfigyelőrendszerünk keretében, felméréseinket egy elektromos szákkal felszerelt, közepes teljesítményű halászgéppel végeztük. Az elektromos halászat világszerte az egyik leggyakrabban alkalmazott mintavételi módszer a folyóvízi halállományok tudományos vizsgálatokor. Előnye, hogy viszonylag gyors felmérést tesz lehetővé és kevésbé szelektív, mint az egyéb halászati módszerek. Az elektromos halászat hatékonysága viszont számos környezeti, biológiai és technikai tényező függvényében változik, ezért a gyűjtött minták nem feltétlenül reprezentatívan mutatják egy-egy vizsgált vízterület halállományának összetételét. A vizsgálati eredmények variabilitásának mérséklése érdekében a mintavételeket sztratifikáltuk és standardizáltuk, azaz a halfogó eszközeink korlátainak megfelelően a gyorsan áramló ($>0.5 \text{ m s}^{-1}$), illetve a mély ($>1.5 \text{ m}$), valamint a parttól távoli ($>10 \text{ m}$) mederszakaszokon nem végeztünk felméréseket, továbbá csak a közepes, vagy alacsony vízállások idején, a nappali órákban hajtottunk végre halászatokat.

Eredmények és következtetések

A szigetközi halászat és horgászat fogási eredményeit 1960-as évek végétől az 1980-as évek végéig mérsékelt ingadozás jellemezte (JANCSÓ és TÓTH 1987, VIZITERV 1988), de az 1980-as évek végétől a halfogások határozott csökkenést mutattak (2. ábra). A halfogások mélypontja 1993-ban, a bösi vízlépcső üzembe helyezését követő évben volt, és az 1996-tól 1998-ig terjedő időszakban az egy horgászra jutó éves halfogások átlaga gyakorlatilag megegyezett a vízlépcső üzemelése előtti három év (1990-1992) fogási eredményeinek átlagával (3. ábra).

A horgászok halfogásának összetétele sajátosan változott az 1987 és 1998 közötti periódusban, azaz a vízlépcső üzembe helyezését megelőző és az azt követő 6-6 évben (4. ábra). A Duna elterelését követő időszakban, 1992-től 1998-ig, jelentősen csökkent a ponty, a süllő és a balin fogások gyakorisága, ugyanakkor 1996 és 1998 között több harcsát fogtak átlagosan, mint a vízlépcső üzemelését megelőző években, 1987-től 1992-ig.

A hivatásos halászok kecsege zsákmányának mennyiségi alakulásában egy hirtelen törés volt megfigyelhető 1992-ben, amikor 1732 kg-ról 8 kg-ra csökkent az éves fogás. A legtöbb kecsegét általában a tavaszi és nyári időszakban, az ívóhelyek környékén zsákmányolták, tehát a Duna elterelése, ami október végén történt, nem lehet oka az 1992-ben tapasztalt számottevő csökkenésnek. A kecsegefogás hanyatlásának egyik feltételezett tényezője, hogy a legjelentősebb szigetközi ívóhelyük, a Bagoméri-ágrendszer alsó szakasza az elmúlt évtizedben bizonyos vízügyi beavatkozások miatt nagymértékben feliszapolódott, ezért a kecsege áthúzódott a bósi erőmű üzemvízcsatornájának alsó szakaszára, ahol a halászok közlése szerint még éveken fogható volt a szigetközi megfogatókövetően.

A halászok zsákmányában esetenként olyan nagyon ritka halfajok előfordulását is megállapítottuk, mint például a vágótok (*Acipenser gueldenstaedti*), dunai galóca (*Hucho hucho*), nagy maréna (*Coregonus lavaretus*), gyöngyös koncér (*Pararutilus frisii*). A vágótok halászati jelentősége a középkorban még kiemelkedő volt, de a 19. század végétől már csak szórványos adatok bizonyítják jelenlétét a Kárpát-medencében. A Duna magyarországi szakaszán az utolsó példányt 1970-ben fogták Paksnál (PÉNZES 1970), és azóta csak a Szigetközben került elő Dunakiliti térségében a főágból 1997-ben (GUTI 1997 c). Itt jegyezzük meg, hogy 1992-ben egy sima tok (*Acipenser nudiiventris*) is előkerült a Bagoméri-ágrendszerben¹. Sima tokot korábban 1956-ban fogtak utoljára igazolhatóan a hazai Duna-szakaszon, Pilismarót határában (BERKE 1956). A dunai galóca és a nagy maréna évtizedekkel korábban is csak alkalmi zsákmánya volt a kisalföldi halászoknak és horgászoknak. Jelenleg néhány egyed felbukkanásáról számolnak be évente a Szigetközben, amit 1997-ben Dunakilitinél egy-egy példány átadásával is igazoltak. A gyöngyös koncér 1998-ban szintén Dunakilitinél került elő a halászok zsákmányából. A szubalpesi tavakból (LELEK 1987) és a Duna-delta, illetve a Fekete-tenger térségéből (BĂNĂRESCU 1964) ismert faj magyarországi előfordulását korábban még nem sikerült kimutatni, bár Dunaradványnál a Duna szlovákiai felén 1975-ben már felbukkant egy példány (HENSEL 1979).

A közvetlen halbiológiai mintavételeink eredményei nem igazolták, hogy a szigetközi Duna-szakasz főágában, az 1992-ben bekövetkezett vízhozam csökkenés, illetve a jelentős élettér szűkülés hatására számottevő változások történtek volna a halállomány faji összetételében. Bizonyítottá vált ugyanakkor egy ponto-kaszpikus elterjedésű bevándorló halfaj, a Kessler-géb (*Neogobius kessleri*) megjelenése 1996-ban (ERŐS és GUTI 1997). A következő években a faj tömeges jelenlétét állapítottuk meg a Szigetközben, valamint a Duna teljes magyarországi szakaszán. A Kessler-géb közép-dunai elterjedését már a 20. század elején kimutatták (VUTSKITS 1911), de előfordulását az 1970-es évekig nem erősítették meg újabb adatok (RISTIĆ 1977 – ANHELT és társai 1998 után idézve). Az 1990-es évek második felében viszont a faj váratlanul nagy egyedszámban jelent meg a Bécstől Vaskapuig terjedő Duna-szakaszon (ZWEIMÜLLER és társai 1996, MOLNÁR és BASKA 1998, ANHELT és társai 1998).

Az 1995-ben Dunakilitinél épített fenékküszöb korlátozza ugyan a halak szabad vándorlását, de haljelölési kísérleteink azt bizonyították, hogy a műtárgy nem jelent leküzdhetetlen akadályt a főágban élő halak számára. A fenékküszöb időszakos műszaki vizsgálatakor történő rövid ideig tartó víztelenítések alkalmával lehetőségünk nyílt a műtárgy alvízi rézsűjének halbiológiai felmérésére (GUTI 1996). Vizsgálataink a főmeder sodorvonalának térségére is kiterjedtek, ahol a halak gyűjtése egyébként nem oldható meg a mintavételi eszközeinkkel. Több mint 20 halfaj előfordulását mutattuk ki, amelyek többsége

¹ A Bagoméri-ágrendszerben 1992-ben fogott 9.1 kg-os sima tok preparátuma megtekinthető a nagybajcsi kocsmában.

ritka és veszélyeztetett volt. A felmérések eredményei nyilvánvalóvá tették, hogy néhány alkalmi előfordulásának tartott halfaj, mint például a német bucó (*Zingel streber*), botos kölönthe (*Cottus gobio*), kövi csík (*Barbatula barbatula*) nagyobb egyedszámban található a főmeder mediális régiójában.

A főágtól eltérően, a hullámtéri mellékágak halállományában jelentős változásokat tapasztaltunk. A Duna elterelésekor, 1992 őszén a kiszáradó mellékágakban rekedt és elpusztult halak mennyisége mintegy 150 tonna volt (GUTI 1993). A következő években a medrek többségében kiterjedt pangó vízterek alakultak ki, és a halállomány faji összetétele részlegesen megváltozott. A dunakiliti fenékküszöb üzemeltetésével, 1995-től ismét áramló vízterek alakultak ki a mellékágakban, és a halállomány újabb átrendeződését figyeltük meg. Jelenleg is problémát jelent azonban, hogy a mellékágak és a főág vízállásának több méteres különbsége miatt szükség van az ágvégek lezárására. Az ágvégek zárásai a halak számára nem átjárhatóak, így a dunai halak nem tudják megközelíteni korábbi kiterjedt ívóterületeiket. Felméréseink igazolták, hogy a hullámtéri vízpótlórendszert tápláló töltőbukón keresztül a halak bejutnak a főágból a mellékágrendszerbe, de a kapcsolat nem elégséges a halak tömeges átjárására (GUTI 1997 a, 1998 a, b). A Cikolai-ágrendszer alsó torkolatánál kísérleti jelleggel egy hallépcső épült 1998-ban. Vizsgálatai eredményeink szerint a műtárgy lehetővé teszi a dunai halak beúszását a mellékágrendszerbe.

A felső-szigetközi hullámtér halállományának néhány jellemző változását szemléltetik például a Cikolai-ágrendszer Csákányi-ágában végzett felméréseink eredményei. A mintavételi adatok feldolgozása során a különböző időpontokban kimutatott halfajokat előfordulási gyakoriságuk alapján csoportosítottuk, továbbá megvizsgáltuk a fajok reobiológiai, szaporodási és táplálkozási guildék szerinti eloszlását (5. ábra). Az 1992-től és 1994-ig terjedő időszakban a fajgazdagság csökkenése mellett, jelentős volt az átrendeződés a halállomány fajösszetételében. Határozott elkülönülést figyelhetünk meg az eltűnt és a megjelent fajok reobiológiai guildék szerinti megoszlásában. A reofil halfajok többsége eltűnt – pl. nyúldomolykó (*Leuciscus leuciscus*), halványfoltú küllő (*Gobio albiginnatus*), lapos keszeg (*Abramis ballerus*) – ugyanakkor limnofil fajok – pl. naphal (*Lepomis gibbosus*), vörösszárnú keszeg (*Scardinius erythrophthalmus*) – jelentek meg, tehát a halállomány átrendeződésében meghatározó szerepet játszott egyrészt a Csákányi-Duna vízáramlásának általános mérséklődése, továbbá a hullámtéri mellékágak és főág közötti közvetlen kapcsolat megszűnése. Az 1994 és 1996 közötti időszakban szintén jellemző volt a fajösszetétel átrendeződése, és elsősorban a reobiológiai guildék arányában történt számottevő változás. A limnofil fajok eltűntek és reofil fajok megjelenését mutattuk ki, ami a hullámtéri gravitációs vízpótlásra, illetve az áramló vízterek kialakulására vezethető vissza. Az 1996 és 1998 közötti periódusban meghatározó volt a fajgazdagság gyarapodása, továbbá nőtt a fajok reobiológiai, szaporodási és táplálkozási guildék szerinti megoszlásának változatossága. A halállomány fajösszetételének alakulása alapján az élőhelyi sokféleség bizonyos mértékű növekedésére, valamint a halállomány részleges regenerálódására következtethetünk.

A vízpótlórendszertől elszigetelt kisebb hullámtéri víztereken, mint például a Schiesler-ág a Cikolai-ágrendszerben, a halállomány lokális elszegényedését mutattuk ki a Duna elterelését követő időszakban. A Schiesler-ágban felméréseink később azt igazolták, hogy az elszigetelt hullámtéri víztér halállománya gyorsan regenerálódott, miután egy mesterséges csatornán keresztül tartósan összeköttetésbe került az áramló vizű Csákányi-Dunával.

Az utóbbi években két faunaidegen halfaj, a tüskés pikó (*Gasterosteus aculeatus*) és a fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas*) terjedését tapasztaltuk a hullámtéri mellékágakban. A tüskés pikó térhódítása nemcsak a Szigetközben, hanem a Duna Budapest feletti térségében is

jellemző, a fekete törpeharcsa inváziója pedig a folyó teljes magyarországi szakaszán megfigyelhető.

A Felső-Szigetköz mentett oldali ágainak és csatornáinak vízpótlása 1993 óta részben a szivárgó csatornából történik. Az előző évtizedekben jellegzetes pangó vizes mocsaras élőhelyek halállománya a folyamatos vízellátás és a tartós vízáramlás hatására számos szakaszon megváltozott. A mentett oldali és a hullámtéri vízrendszer közvetlen összekapcsolásával a mentett oldalon vízáramlást kedvelő halfajok - pl. szilvaorrú keszeg (*Vimba vimba*), menyhal (*Lota lota*) bukkantak fel, amelyek korábban nem voltak ott jellemzőek. A Gazfői-Duna állóvízű vízterein a halállomány összetétele sajátosan változott. Az 1992 és 1994 közötti időszakban a halállomány fajszerkezetének csökkenését jelezték a mintavételi eredmények, az 1994 és 1996 közötti években pedig a fajgazdagság jelentős növekedésére következtettünk. Az 1996 és 1998 közötti periódusban a halállomány összetételének stabilizálódását, illetve az állóvízű mederszakaszokon a korábbi mocsaras élőhelyek halközösségének részleges regenerálódását állapítottuk meg.

A mocsári halállomány egyik jellemző fajának, a lápi pócnak (*Umbra krameri*) a jelenlétét az utóbbi években nem tudtuk igazolni a Szigetközben. A fokozottan védett hal 1992-ig tömeges előfordulása volt a mentett oldali mederhálózat számos szakaszán. Eltérően a mocsári halfajok többségétől, a lápi póc élettartama viszonylag rövid (3-4 év), ezért ha egymást követő években nem biztosított a populáció természetes utánpótlása, akkor az állomány nagy valószínűséggel megszűnik. Megítélésünk szerint 1993-ban és 1994-ben a lápi póc szaporulata nem volt elégséges a Felső-Szigetközben. A mentett oldali vízrendszer több térségben azonban a jelenlegi élőhelyi viszonyok feltehetően megfelelnek a lápi póc környezeti igényeinek.

Összefoglalás

A szigetközi halállomány változásait közvetett és közvetlen megfigyelések eredményeinek elemzésével jellemeztük, azonban változások értékelésekor általában nehézséget okoztak a kutatási előzmények hiányosságai, valamint a jelenlegi felmérések módszertani korlátai. A szigetközi Duna-szakasz közvetlen halbiológiai kutatása az 1990-es években fokozottá vált, ami hozzájárulhatott ahhoz, hogy az utóbbi években minden természetesen honos halfajt megtaláltunk a vízrendszerben, amelyek előfordulása bizonyított volt az 1990-es éveket megelőző három évtizedben. Felméréseink során olyan halfajokkal is találkoztunk, amelynek jelenlétét évtizedek óta nem erősítették meg újabb adatok (pl. sima tok, vágótok), vagy korábban még nem bukkant fel a térségben (pl. gyöngyös koncér, Kessler-géb).

A gazdasági szempontok szerint összeállított halfogási adatok alapján a halállomány mennyiségének számottevő csökkenésére következtethetünk az 1990-es évek elejétől. Elméleti megfontolások alapján a hanyatlás részben a bősi vízlépcső építési munkálataival, majd üzemelésével, továbbá a kisalföldi Duna-szakasz fokozott medermélyülésével, valamint a kormorán gradációszerű terjedésével hozható összefüggésbe. (Az utóbbi két kérdéskörrel a jelen tanulmány keretében nem foglalkoztunk). A halfogások mélypontja 1993-ban, a bősi vízlépcső üzembe helyezését követő évben volt. Az 1996 és 1998 közötti időszakban az átlagos fogás megegyezett a vízlépcső üzemelése előtti három év, 1990-1992 halfogásainak átlagával. A horgászok adatai szerint, az elsőrendű haszonhalak egyes fajainak (pl. ponty, süllő, balin) jelentősen csökkent a gyakorisága, a harcsánál pedig a fogások növekedése volt megfigyelhető.

A szigetközi Duna-szakasz főágában a halállomány fajösszetételének alakulása nem tükrözte a vízhozam csökkenésének és az élettér szűkülésének hatását. A Dunakilitinél épített fenékküszöb feltételezéseink szerint korlátozza a főmeder hosszirányú átjárhatóságát, azonban haljelölési kísérleteink azt bizonyították, hogy a műtárgy nem jelent leküzdhetetlen akadályt a főág halai számára. A hullámtéri mellékágak és a mentett oldali vízterek halállományának összetételében kimutatott változások elsősorban a vízi élőhelyek minőségi változását jelezték, azaz: a vízáramlási viszonyok módosulását; a főág és a mellékágak közötti átjárhatóság megszűnését, majd mérsékelt javulását; valamint a hullámtéri és a mentett oldali vízterek közötti átjárhatóság kialakulását. A Szigetköz számos vízterületén a kárenyhítő vízügyi beavatkozásokat követően a halállomány részleges regenerálódását mutattuk ki. Annak ellenére, hogy vizsgálataink egyértelműen igazolták a halállomány gyors reagálását a környezeti tényezők megváltozása esetén, a bősi vízlépcső hatásainak értékeléséhez még évekig tartó halbiológiai felmérések szükségesek.

Irodalom

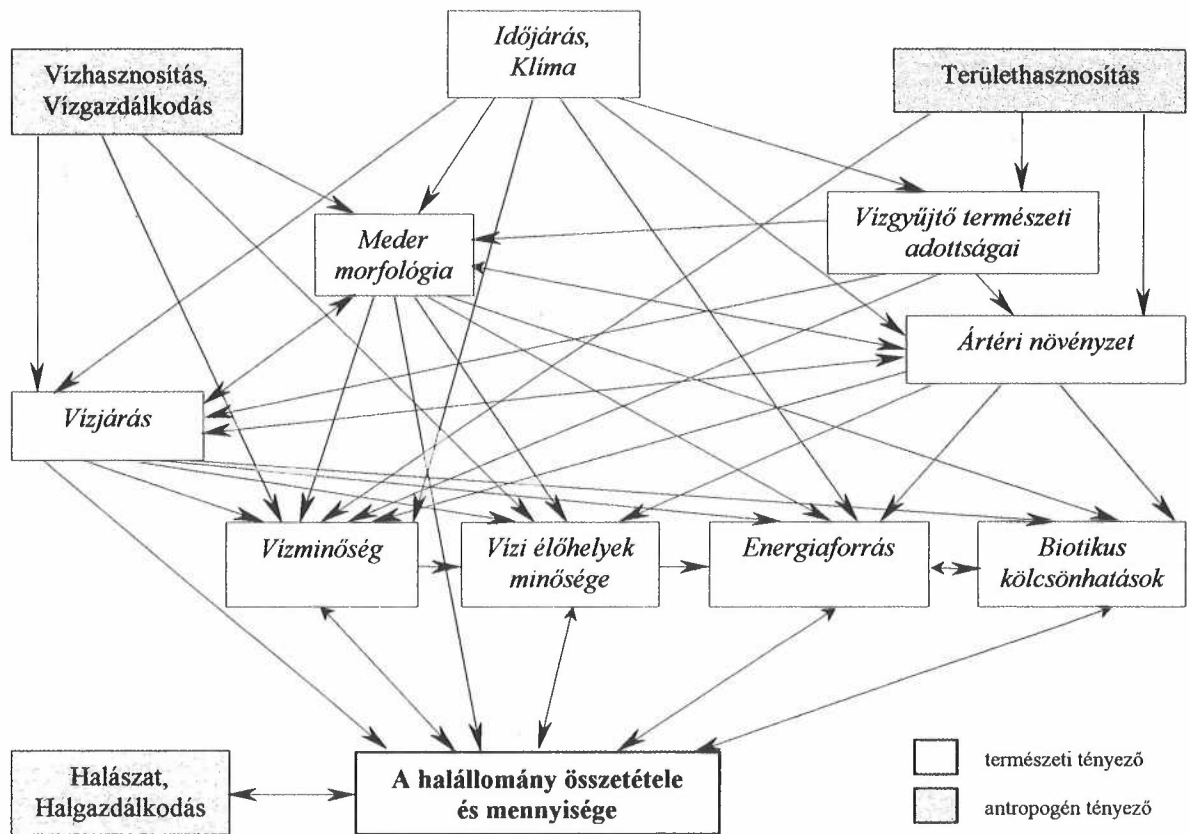
- AHNELT, H. - P. BĂNĂRESCU - R. SPOLWIND - Á. HARKA - H. WAIDBACHER (1998): Occurrence and distribution of three gobiid species (Pisces, Gobiidae) in the middle and upper Danube region – examples of different dispersal patterns? *Biologia*, Bratislava, 53/5: 665-678.
- BĂNĂRESCU, P. (1964): Fauna Republicii Populare Romine, Pisces – Osteichthyes, Vol. 13. Academia Republicii Populare Romine, Bucuresti, pp. 959.
- BERKE L. (1956): Ritka halászsákmány. *Halászat* 49: 85.
- CASSELMAN, J. M. - T. PENCZAK - L. CARL - R. H. K. MANN - J. HOLCIK - W. A. WOITOWICH (1990): An evaluation of fish sampling methodologies for large river systems. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 37: 521-551.
- COLES, T. F. - J. S. WORTLEY - P. NOBLE (1985): Survey methodology for fish population assessment within Anglian water. *J. Fish Biol.* 27 (suppl. A): 175-186.
- CRUMBY, W. D. - M. A. WEBB - F. J. BULOW - H. J. CATHEY (1990): Changes in biotic integrity of a river in North-Central Tennessee. *Trans. Am. Fish. Soc.* 119: 885-893.
- ERŐS, T. - GUTI G. (1997): Kessler géb (Neogobius kessleri Günter, 1861) a Duna magyarországi szakaszán – új halfaj előfordulásának igazolása. *Halászat* 90/2: 83-84.
- FAUSCH, K. D. - J. LYONS - J. R. KARR - P. L. ANGERMEIER (1990): Fish communities as indicator of environmental degradation. *Am. Fish. Soc. Symp.*, 8: 123-144.
- GUTI G. (1993): Fisheries ecology of Danube in the Szigetköz floodplain. *Opuscula Zoologica*, Budapest 26: 67-75.
- GUTI G. (1996): A szigetközi fenékküszöb halfaunájáról. *Halászat* 89/2: 59-60.
- GUTI G. (1997 a): Dynamics of juvenile fish assemblages in the Szigetköz section of the Danube since the operation of an artificial water replenishment system in the floodplain. *Opuscula Zoologica*, Budapest 29-30: 83-93.
- GUTI G. (1997 b): A Duna szigetközi szakaszának halfaunája. *Halászat* 90/3: 129-140
- GUTI G. (1997 c): Vágótokot fogtak a Duna szigetközi szakaszán. *Halászat* 90: 174-175.
- GUTI G. (1998 a): A szigetközi halállomány változásai. *Hidrológiai Közöny* 78: (in press)
- GUTI G. (1998 b): A szigetközi Duna-szakasz hidrológiai rehabilitációjának halbiológiai vonatkozásai a bősi vízlépcső üzembe helyezését követően. *Halászatfejlesztés* (in press).
- GUTI G. - KERESZTESSY K. (1997): Effects of long-term hydrological changes on fish communities in the Middle-Danube. 32. Konferenz der IAD, Wien - Österreich. 2: 161-176.
- HENDRICKS, M. L. - C. H. HOCUTT - J. R. STAUFFER (1980): Monitoring of fish in lotic habitats. In: C. H. HOCUTT - J. R. STAUFFER (ed.): Biological monitoring of fish. Lexington Books. Lexington, Toronto, Massachusetts.
- HENSEL, K. (1979): *Rutilus* (*Pararutilus*) *frisii meidingeri* in the Czechoslovak stretch of the Danube river. *Vest. Čs. spol. zool.* 43: 250-252.
- HOCUTT, C. H. (1981): Fish as indicators of biological integrity. *Fisheries*, 6/6: 28-31.
- JANCSÓ K. - TÓTH J. (1987): A kisalföldi Duna-szakasz és a kapcsolódó mellékvizek halai és halászata. In: Dvihalys Zs. A kisalföldi Duna-szakasz ökológiája. VEAB. p. 162-192.

- KARR, J. R. - K. D. FAUSCH - P. L. ANGERMEIER - P. R. YANT - I. J. SCHLOSSER (1986): Assessing biological integrity in running waters: method and its rationale. Illinois Natural History Survey, Special Publication 5, Champaign, Illinois.
- LELEK, A. (1987): The freshwater fishes of Europe. AULA-Verlag Wiesbaden. pp. 343.
- MOLNÁR K. - BASKA F. (1998): Megjegyzések egyes halfajok előfordulási gyakoriságát illetően, a Kessler-géb (Neogobius kessleri) tömeges előfordulásával kapcsolatban. *Halászat*, 91: 94-96.
- NEY, J. J. 1993: Practical use of biological statistics. p. 137-158. In: C. C. KOHLER, W. A. HUBERT (eds.), Inland fisheries management in North America. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA.
- PÉNZES B. (1970): Vágótok a paksi Duna-szakasról. *Búvár* 12: 440.
- PINTÉR K. 1998: Közgazdasági és jogi szempontok a magyar horgászat fejlesztésében. *Halászat*, 91: 88-93.
- SCOTT, M. C. - L. W. HALL (1997): Fish assemblages as indicators of environmental degradation in Maryland Coastal Plain Streams. *Trans. Am. Fish. Soc.* 126: 349-360.
- VIZITERV (1988): Bős-Nagymarosi Vízlépcsőrendszer területi megfigyelőrendszer összefoglaló jelentés a megfigyelés kezdetétől 1985-ig. Szigetköz. VIZITERV, Budapest.
- VUTSKITS GY. (1911): Faunánk egy új fajáról. *Állattani Közlemények* 15: 162-174.
- ZWEIMÜLLER, I. - S. MOIDL - H. NIMMERVOLL (1996): A new species for the Austrian Danube - Neogobius kessleri. *Acta Universitatis Carolinae - Biologica*, 40: 213-218.

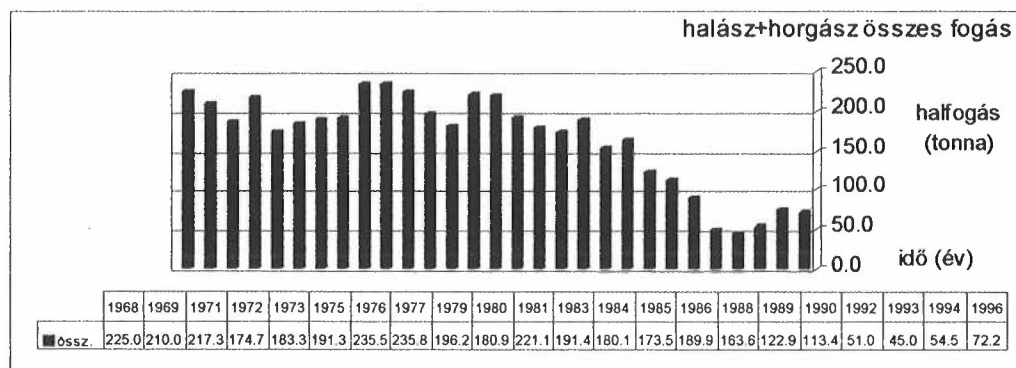
A szerző címe:

GUTI GÁBOR

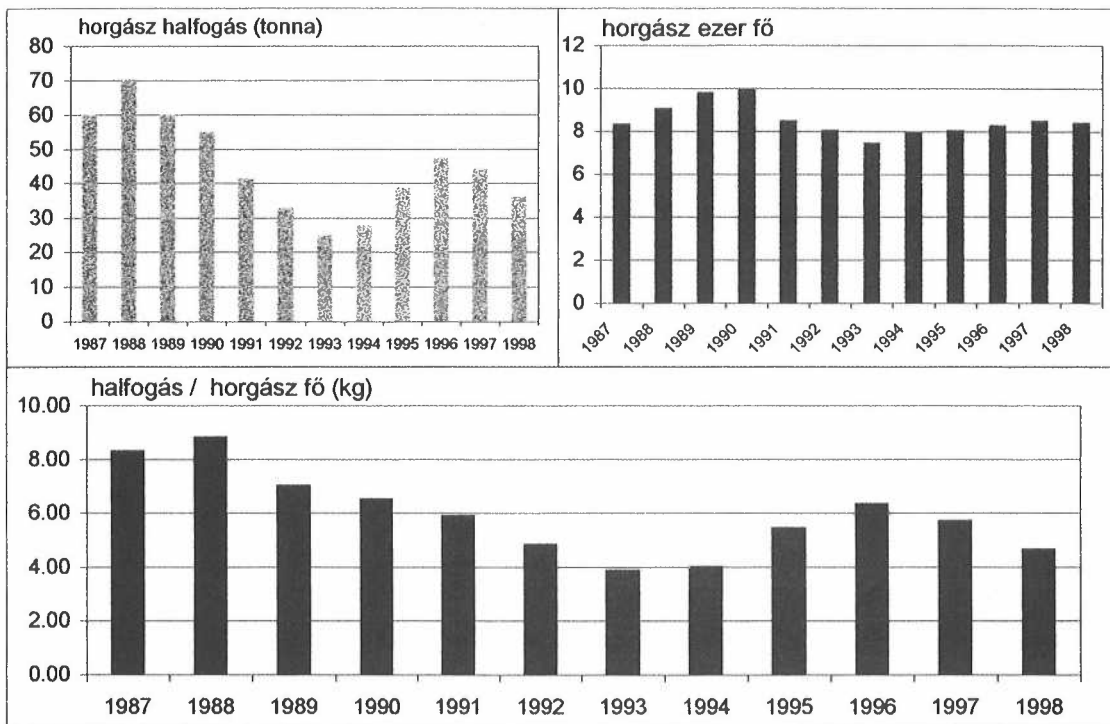
MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet
Magyar Dunakutató Állomás
2131. Göd, Jávorka u. 14.
Tel./Fax: 27-345-023
E-mail: guti.g@mail.mata.hu (Lak.)



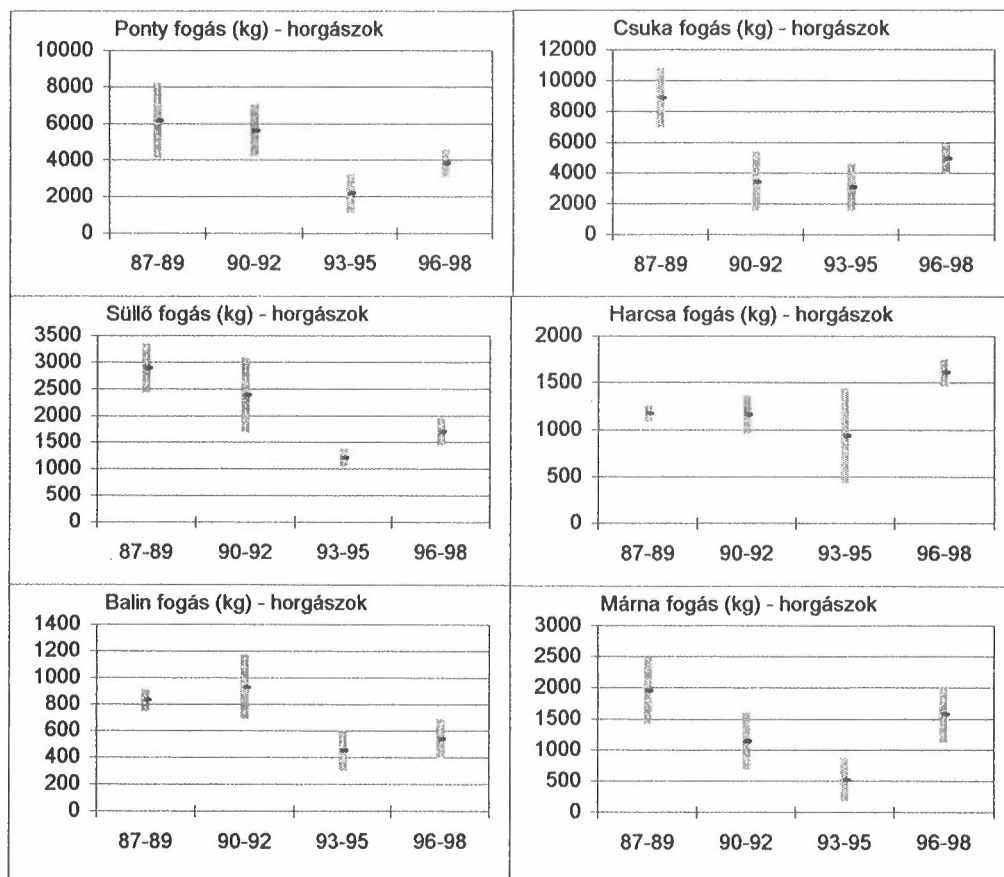
1. ábra:
A dunai halállomány összetételét és mennyiségét meghatározó tényezők feltételezett kapcsolatrendszere



2. ábra:
A halászok és a horgászok együttes halfogásának alakulása a Duna szigetközi térségében az 1968 és 1996 közötti időszakban

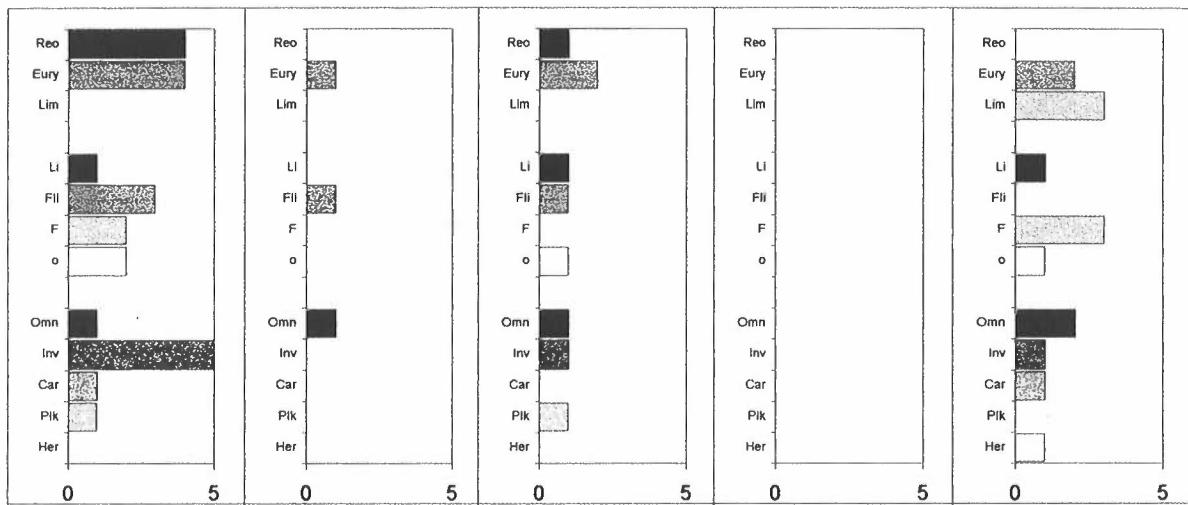


3. ábra:
A horgászok halfogásának és létszámának, valamint az egy horgászra jutó halfogások alakulása a Duna szigetközi térségében az 1987 és 1998 közötti időszakban

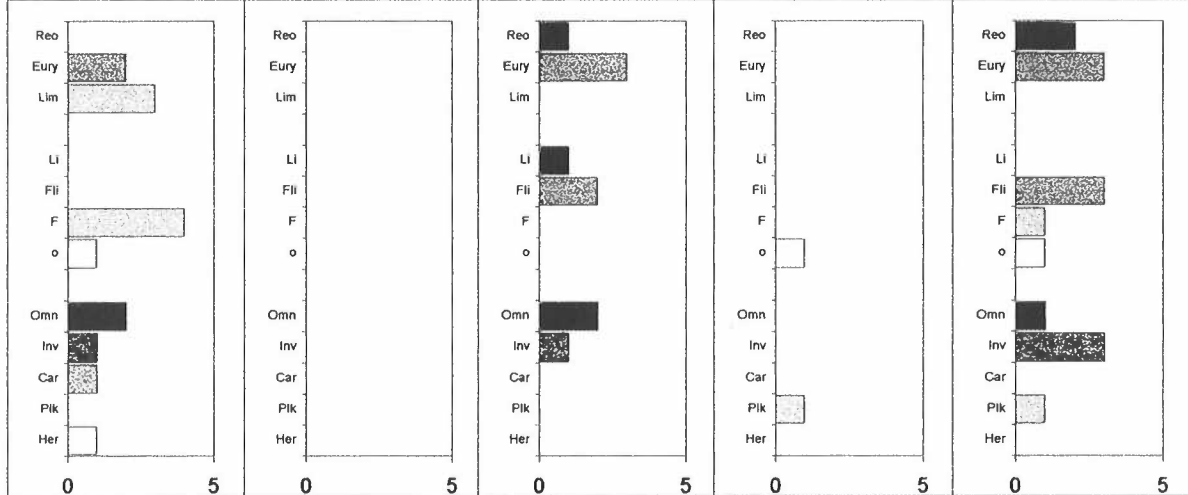


4. ábra:
Az elsőrendű haszonhalak fogásának átlaga és szórása a szigetközi horgászok zsákmányában az 1987-1989, 1990-1992, 1993-1995 és 1996-1998 időszakokban

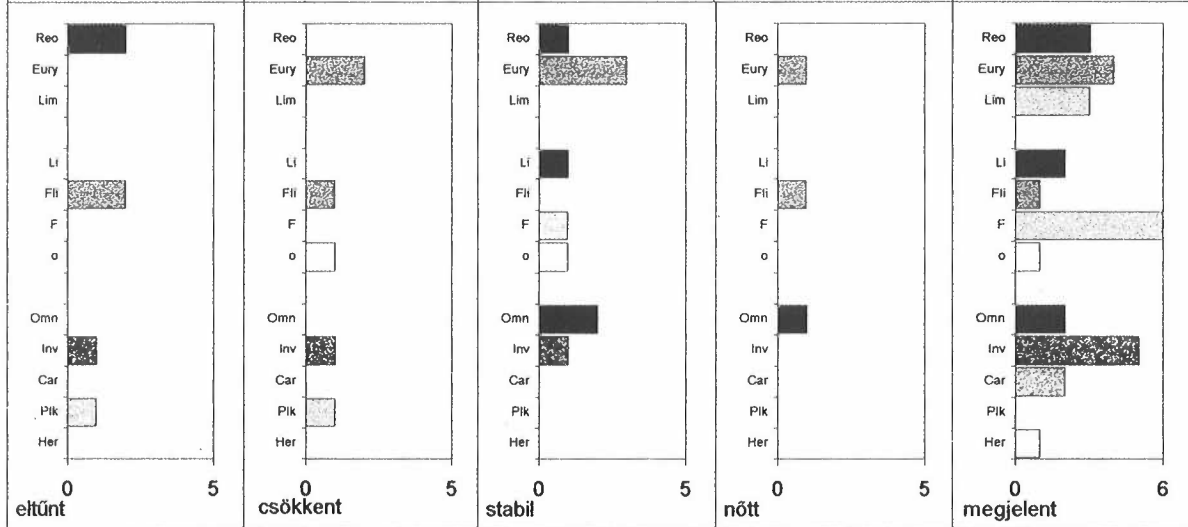
1992-1994



1994-1996



1996-1998



5. ábra:

A Csákányi-Dunában gyűjtött halfajok előfordulási gyakoriságának változása, valamint reobiológiai, szaporodási és táplálkozási guildek szerinti eloszlása 1992-1994-ben (felül), 1994-1996-ban (középen) és 1996-1998-ban (alul). A függőleges oszlopok a fajok gyakoriságának változását szemléltetik: *eltűnt fajok* (a későbbi felméréskor nem igazolódott a faj előfordulása, ami nem feltétlenül a faj jelenlétének megszűnését jelenti), *csökkent gyakoriságú fajok*, *stabil állományú fajok* (az előfordulási gyakoriság változása <50%), *megnőtt gyakoriságú fajok* és *megjelent fajok*. A részabrák vízszintes tengelye a fajok számát jelzi, a függőleges tengely a guildek szerinti megoszlást mutatja: *reobiológiai guildek* (felső három sáv): Reo = reofil, Eury = eurytop (áramló és állóvízű élőhelyeken egyaránt megtalálható), Lim = limnofil; *szaporodási guildek* (középső négy sáv): Li = litofil ivó, Fli = fito-litofil ivó, F = fitofil ivó, o = egyéb szaporodási guildek; *táplálkozási guildek* (alsó öt sáv): Omn = mindenevő, Inv = gerincteleneket fogyasztó, Car = ragadozó, Plk = planktonfogyasztó, Her = növényevő.

VÁLTOZÁSOK A SZIGETKÖZI HALTÁRSULÁSOKBAN (1992) 1993–1998

VIDA ANTAL

Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest

Bevezetés

A Duna 1992. októberi elterelését követően megkezdődött biomonitoring részeként vizsgálat indult a haltársulásokban bekövetkező változások regisztrálására is. Az elterelés előtti időszakban már megtörtént a térség halfaunisztikai felmérése, tehát nagyjából tisztában voltunk azzal, hogy milyen fajok élnek a Szigetközben, de mennyiségi adatokkal csak néhány célfaj esetében rendelkezünk. Az ichthyológiai monitoring megkezdésekor így nem állt módunkban az elterelés előtti állapotból kiindulni.

A monitoring megtervezésénél az volt a célkitűzés, hogy vizsgáljuk a különböző környezeti igényű halfajok arányát a kiválasztott helyszíneken, így következtetve az élőhelyen bekövetkező változásokra, valamint a rövid-, közép-, és hosszú távú tendenciákra.

Anyag és módszer

1992 eleje és 1998 vége közötti éves ichthyológiai monitorozás során mintavételi pontonként általában 3 alkalommal (tavasz, nyár vége, ősz), összesen 116 kiszállási napon vettünk mintát.

A vizsgált területek nagyságát úgy jelöltük ki, hogy az minimálisan reprezentatív legyen egy adott víztípusra nézve. *(A mintaterületek elhelyezkedését és a szakaszhosszúságokat lásd az **Eredmények** fejezetben)*

A mintavételhez egy EFKO 1500 típusú hordozható elektromos halászgépet (1,5 kW, 300 és 600 V, 2-5 A) használtunk.

A mintavételezés során meghatároztuk az adott mintavételi ponton fogott halak fajonkénti számát. Ahol az adottságok megengedték, a halászgép vonzásába került egyedek meghatározását a víztestből való kivevés nélkül, diktafonra rögzítettük, a nehezebben határozható egyedeket műanyagtartályban gyűjtöttünk. Esetenként pikkelymintát vettünk, lemértük a tömegüket és a testhosszukat későbbi vizsgálatok számára. Néhány kiválasztott mintavételi ponton alkalmanként háromszoros túlmintázással gyűjtöttünk, az adott szakaszon megtalálható teljes állományok nagyságának számítógépes becslésére (*MicroFish 3.0*).

1992 és 1999 között összesen 43 577 egyedet vizsgáltunk meg, (ebből az állandó mintavételi szakaszokon összesen 18 209, míg az alkalmi mintavételi pontokon 25 368 egyedről gyűjtöttünk adatot).

A Szigetközben az ichthyológiai monitoring lényege, hogy regisztráljuk a különböző víztípusokban bekövetkező rövid-, közép- és hosszú távú tendenciákat. Ezért az évszakos mintázások eredményeit összevontan, éves szinten elemezzük, nem térve ki a szezonok közötti jellemző különbségekre. *(Természetes például, hogy a nyári időszakban sokkal nagyobb az ivadékok aránya a mintákban, hiszen a szaporodási időszak után vagyunk. Az is természetes, hogy az őszi mintavételekben a gyorsan lehűlő partmenti sávban kevesebb egyed*

tartózkodik, mint tavasszal, mikor ez a sáv melegszik fel a leggyorsabban stb.) A társulásokban bekövetkező tendenciák vizsgálatakor tehát egy évet tekintünk egy egységnek, miközben arra törekszünk, hogy a mintavételek a lehető legjobban reprezentálják magát a tárgyévet, valamint, hogy a különböző években egymáshoz hasonló időszakokban vegyünk mintákat. Így alakult ki az évenkénti három mintavétel (tavasz, nyár, ősz), amit a lehetőségek szerint megpróbálunk hosszú távon megtartani. A teljes fogott egyedszám (100%) tehát az állandó mintaterületeknél 3 mintázás eredménye. A kifogott egyedeket minden esetben a terület középvonalában visszaengedtük, így az egész év folyamán fogott összes egyed száma nem azonos az adott szakaszon élő halak számával, hiszen egy-egy példány több mintavétel során is előkerülhetett. (A példányszámok helyett ezért egy adott fajnál a társulásban regisztrált %-os előfordulást közöljük.)

Eredmények

1992 októberétől 1993 tavaszáig a hullámtéri és mentett oldali vízi élőhelyek drasztikus visszahúzódásával arányosan csökkent a halpopulációk mérete is. A teljesen kiszáradt vizek esetében a halfauna megsemmisült (pl. Lipóti Holt-Duna). Ennek hatásairól az adott mintaterületek tárgyalásánál térünk ki.

A vízpótlás megkezdése után stabilizálódó környezet viszonyok kialakulása indult meg. A halbiológiai monitoringban kiválasztott vizes mintaterületeken így már az új viszonyok hatására megkezdődött változásokat dolgoztuk fel. Ebben az időszakban, a hullámtérben és a mentett oldalon a vízjárások több helyen átrendeződtek, így néhány mintaterület megközelíthetetlené vált, egy esetben pedig szárazra került. 1995-96-ban ezért szükségessé vált a monitoring pontok átrendezése. Ennek következtében jelenleg különböző hosszúságú adatsorokkal rendelkezünk.

A Duna főága

1992 előtt a Duna szigetközi szakaszán hazai viszonylatban kiemelkedően magas volt a halfajok száma (56 faj). Ennek okát a speciális sodrásviszonyokban, valamint a hullámtérrel való élő kapcsolatban találhatjuk meg.

1992-ben, az elterelés hatására a főág két külön részre szakadt. Kialakult egy súlyosan károsult (hozamában, sodrássebességében, oldott oxigénszintjében, stb.) megváltozott felső szakasz, valamint egy "reliktum" terület az alvízcsatorna visszafolyása alatt.

A felső, mintegy 2/3-nyi folyószakasz sorsa a területre érkező víz mennyiségén múlik. A maradék 1/3-nyi, alsó "reliktum-főág" viszont olyan terület, ahol vízzel borított maradt az a kövezett parti sáv, amelyet eszközeinkkel az 1992 előtti időszakban is "el tudtunk érni" a főág halfaunájának feltérképezésekor. Így voltak régebbi egyedsűrűségi adataink is a kövezett parti sávban élő botos köllöntérről (*Cottus gobio*), amely, mint területtartó, szűk tűrésű, ritka és védett halfaj jó indikátornak tekinthető. Itt jelöltük ki az F1-es mintaterületet.

F1. mintaterület

Duna-főág, a Medvei-híd felett

Térképkód: 544 500 / 273 550

Habitat: főág, parti régió.

Jellemzés: egyenes, kövezett szakasz, változó, de általában erős vízsodrással.

A mintaterület mérete: 75 m².

(Szelvényhossz: 50 méter, szelvény szélesség: 1,5 m.)

Felhasznált gyűjtőeszköz: EFKO 1500

Mintavételek: 3 alkalommal (tavasz, nyár, ősz), kivétel 1997

Gyűjtött összes faj:

1995: 8

1996: 9

1997: 7

1998: 7

Gyűjtött összes egyedszám:

1995: 188

1996: 81

1997: 46

1998: 45

1. Táblázat

Az F1-es mintaterület haltársulásának leggyakoribb fajai

1995	1996	1997	1998
<i>Cottus gobio</i> 40,43	<i>Proterorhinus marmoratus</i> 35,80	<i>Cottus gobio</i> 45,66	<i>Cottus gobio</i> 42,22
<i>Leuciscus cephalus</i> 30,32	<i>Cottus gobio</i> 29,63	<i>Neogobius kessleri</i> 23,91	<i>Neogobius kessleri</i> 37,77
<i>Alburnus alburnus</i> 13,83	<i>Leuciscus cephalus</i> 11,11	<i>Proterorhinus marmoratus</i> 19,57	<i>Proterorhinus marmoratus</i> 8,88

A főágnak ebben a régiójában, a monitorozott időszak alatt többnyire a botos kölönte (*Cottus gobio*) volt a domináns faj. A szakaszon 1995-ben a nyúldomolykó (*Leuciscus cephalus*), 1996-ban a tarka géb (*Proterorhinus marmoratus*), 1997-ben és 1998-ban pedig a cifra géb (*Neogobius kessleri*) szerepelt még jelentős arányban a társulásban. Mivel ezen a mintaterületen a négy év alatt a domináns fajok aránya csak kis mértékben változott, arra következtetünk, hogy jelenleg a dinamikus egyensúlyt megközelítő állapot jellemzi a főág ezen alsó, "reliktum" szakaszát.

Az új faunaelem a cifra géb (*Neogobius kessleri*) szigetközi előfordulását csak 1997-ben mutattuk ki. Táplálék-konkurensként e faj látványos előretörése a mintaterületen várhatóan társulási átrendeződéshez fog vezetni.

A főág vízvesztése miatt, az üzemvízcsatorna visszaérkezése fölötti szakaszon csak mozaikszerű foltokban maradtak fenn jelentéktelen botos kölönte (*C. gobio*) populációk. Az F1-es mintaszakaszon viszont az elterelés utáni első két évben nem találtunk állománycsökkenést, sőt kiemeltük a szokatlanul magas egyedsűrűséget.

2. Táblázat
A botos kölönte (*Cottus gobio*) egyedsűrűségének változása az F1 mintaterületen, egyedszám-per-négyzetméterben kifejezve

Az elterelés előtt (1991)	0,5-1,0 n/m^2
Az elterelés után (1994)	2,4-3,7 n/m^2
(1995)	0,1-0,3 n/m^2
(1996)	0,1-0,37 n/m^2
(1997)	0,28 n/m^2
(1998)	0,21 n/m^2

1994-ben az F1-es mintaterületen feltűnően nagy egyedsűrűségben találtuk a botos kölöntét (*Cottus gobio*). Ez az extrém összetorlódás vélhetően a felső szakaszokon megszűnt élőhelyekről lesodródott egyedek miatt alakult ki. E területtartó fajnál 2,4-3,7 egyed/ m^2 -es abnormális sűrűséget regisztráltunk. Mivel e hal általában csak három évig él (maximum öt évig), várható volt, hogy ez az egyedszám egy-két éven belül a normális szintre visszaáll. Szokatlanul magas arányban találtunk kifejlett egyedeket az állományban. E faj általában kétévesen éri el az ivarérettségét, a kifejlett egyedek a gerinctelen táplálékon kívül apróbb halakat is fogyasztanak. Tehát valószínűsíthető, hogy a populáció életkormegoszlását az elterelés után fellépő kannibalizmus is jelentősen befolyásolta, amelyet ugyancsak az abnormális egyedsűrűség okoz.

Az 1995-ben talált állománycsökkenés mégis meglepő volt a számunkra. Valószínűsíthető, hogy az imént taglalt kényszerű állománysűrűség és a populáció kiöregedése közösen okoztak ilyen drasztikus változást. A kiöregedett, nagyobb, kifejlett egyedekből álló, döntően háromnyaras állomány a szaporodási ciklus végén elpusztult, és helyüket a következő generációs kölönték kis állományuk miatt nem voltak képesek kitölteni. Az 1998-as adatokból látható, hogy a botos kölönte állománysűrűsége némiképpen stabilizálódott. A hozzá erősen hasonló életmódú új faj, a cifra géb (*Neogobius kessleri*) dinamikus előretörése hosszabb távon viszont várhatóan csökkenteni fogja a botos kölönte egyedszámát is.

A hullámtér

1992 októbere. A hullámtéri vízterület mintegy 70%-a szárazra kerül, így ezzel arányosan pusztultak a vízi élőhelyek is. A vízpótlás megkezdése után, gyakorlatilag új, meghódítható élőhelyek keletkeznek, így pionírfajok jelennek meg, amelyek hosszabb-rövidebb ideig uralták az élőhelyeket.

Az 1992-ben kiválasztott mintaterületek egy része is szárazra került vagy megközelíthetetlené vált, más esetekben a vízjárás olyan mértékben változott, hogy az éves adatok összevetése értelmetlenné vált. 1996-ban szükségessé vált a hullámtéri monitoring átrendezése.

A hullámtér a szigetközi vízterek közül fajszámában és élőhely tekintetében is a legdiverzebb terület, amelyben jelentős társulási változások zajlanak. Ezek a folyamatok a hullámtér felső, középső és alsó szakaszán más-más módon mennek végbe. A hullámtér minden ágrendszerének minden élőhelytípusát rendszeresen vizsgálni megoldhatatlan.

Két választási lehetőség kínálkozott. Megvizsgálni egy ágrendszeren belül minél több élőhelytípust, vagy egy élőhelytípust vizsgálni a különböző ágrendszerekben. Az első

lehetőségnél viszonylag sok fajról szerzünk adatot, de nem érzékeljük a teljes hullámtérben lejátszódó folyamatokat. A második esetben ez éppen fordítva várható.

Mivel a területen az újabb és újabb vízügyi beavatkozások hatására a vízjárások és az egyéb viszonyok (megközelítési lehetőségek, vízmélység, mederstruktúra, vízmagasság stb.) gyorsan változnak, így a legjobb megoldásnak egy, a lehető legkisebb mértékben változó élőhely kiválasztása tűnt. Így esett a választás a közárások parti sávjára, olyan területeken, ahol a legkisebb a vízszint ingadozása. E területeken a nyári időszakban nagyszámú ivadék tartózkodik, és az állandó fajok aránya is viszonylag magas. A kiválasztott élőhelytípust a hullámtér felső és alsó szakszán egy-egy mintaterülettel reprezentáltuk.

A mintaterületeken nem követhető változások érzékelésére alkalmi mintaterületeket választottunk, amelyeken lehetőleg más-más gyűjtési módszereket alkalmazunk, a gyűjtési módból adódó szelekció mérséklésére.

H1. mintaterület

Cikolai-ágrendszer, Cikolasziget magasságában

Térképkód: 525 500 / 290 500

Habitat: hullámtéri mellékág.

Jellemzés: kövezett zárógát parti sávja, helyenként vízínövénnyel benőtt szakaszokkal

A mintaterület mérete: 75 m² (kb. 75 m³)

(Szelvényhossz: 50 méter, szelvény szélesség: 1,5 m, átlagmélység 1 m)

Felhasznált gyűjtőeszköz: EFKO 1500

Mintavételek: 3 alkalommal (tavasz, nyár, ősz)

Gyűjtött összes faj:

1997: 22

1998: 17

Gyűjtött összes egyedszám:

1997: 537 db

1998: 792 db

3. táblázat

A H1-es mintaterület haltársulásának leggyakoribb fajai

1997	1998
<i>Proterorhinus marmoratus</i> 32,03	<i>Proterorhinus marmoratus</i> 38,13
¹ <i>Rutilus rutilus</i> 19,18	<i>Gasterosteus aculeatus</i> 27,40
<i>Leuciscus leuciscus</i> 13,60	<i>Rhodeus sericeus amarus</i> 13,64

Az adatok alapján a H1 mintaterületen 1997-ben és 1998-ban is a tarka géb (*Proterorhinus marmoratus*) erős dominanciája volt érzékelhető. 1997-ben gyakori faj volt még a bodorka (*Rutilus rutilus*) és a nyúldomolykó (*Leuciscus leuciscus*), amelyek 1998-ra jelentősen háttérbe

szorultak. Ez elsősorban az újonnan megjelent faunaidegen elemeknek köszönhető (tüskés pikó - *Gasterosteus aculeatus*).

1998-ra a tüskés pikó (*Gasterosteus aculeatus*) hatalmas mennyiségben jelent meg a területen. Ez a faj a Duna 1992-es elterelése előtt csak a Mosoni-Dunából volt ismert. Az elmúlt években tűnt fel és szaporodott el a mentett oldali vízterekben. 1997-ben regisztráltuk először a hullámtérben. Két év alatt olyan tömegben szaporodott el, hogy 1998-ra a H1-es mintaterület egyik leggyakoribb fajává vált.

A jelenséget több tényező együttesen váltotta ki. Az elterelés után a hullámtéri halak jelentős része elpusztult, az élőhelyek ideiglenesen szárazra kerültek. A vízpótlás kezdeti időszakában a hullámtér a Mosoni-Dunából kapta a "pótvizet", így feltételezhető, hogy ekkor kerültek a faj első egyedei ide. Az ágrendszerek vízszintjének emelkedésével újra benépesültek az elhagyott élőhelyek, és mint ilyenkor a tág tűrésű, pionír fajok gyors felszaporodása általánosságban jellemző. A tüskés pikó ugyan, mint viszonylag új faunaelem, általában nem tekinthető pionír fajnak, de mivel terjeszkedése éppen az elmúlt években kezdődött, az ökológiában jól ismert előnyöket élvez. Területtartó, agresszív faj, amely kis testméreténél fogva, csak a zsenge ivadéokban képes kárt tenni. A vízpótlás megkezdése után épp ebből a korcsoportból volt nagy tömeg a hullámtérben. A faj elterjedése a szigetközi zavart rendszerekben kifejezetten káros jelenségnek tekinthető, és hosszú távon mindenképpen a természeti értékben jelentősebb fajok sikeres konkurensé marad.

Jól megfigyelhető, hogy a H1-es mintaterület mindkét domináns faja terjeszkedő és faunaidegen faj. Természeti értéket képviselő halfajok csak nyomokban találhatók e mintaterületen. 1998-ban jelent meg a hullámtérben a főág felől a másik nagy sebességgel terjedő új faunaelem, a cifra géb (*Neogobius kessleri*). Mivel fenéklakó, gyenge úszóképességű fajról van szó, nem valószínű, hogy az Ásvány-ágrendszer kifolyója felől jutott el a H1-es pontig. Valószínűbb, hogy a Dunasziget magasságában skandináv mintára megépült hallépcső teríti be a hullámtér felső szakaszát ezzel a főágban már milliós egyedszámmal rendelkező jövevényfajjal. Így várhatóan az F1-es mintaterülethez hasonlóan nagy karriert fog befutni a hullámtérben is az őshonos halak kárára. Az 1997-es évhez képest a H1-es mintaterületen látható, hogy a dominánsfajok változása káros tendenciákat sejtet még úgy is, hogy halmonitorozási szempontból a két éves intervallum általában kevés feldolgozható eredményre szokott vezetni. Azonban e rövid időszakból is kitűnik, hogy e területen igen jelentős és szélsőséges változások mennek végbe, amelyek stabilizálódása az elkövetkező években nem várható.

H2. mintaterület

Ásványi-ágrendszer, Lipót magasságában

Térképkód: 533 400 / 281 400

Habitat: hullámtéri mellékág.

Jellemzés: kövezett zárógát parti sávja, helyenként vízinövénnyel benőtt szakaszokkal

A mintaterület mérete: 75 m². (kb. 75 m³)

(Szelvényhossz: 50 méter, szelvény szélesség: 1,5 m, átlagmélység 1 m)

Felhasznált gyűjtőeszköz: EFKO 1500

Mintavételek: 3 alkalommal (tavasz, nyár, ősz)

Gyűjtött összes faj:

1997: 26

1998: 18

Gyűjtött összes egyedszám:

1997: 292 db

1998: 461 db

4. Táblázat
A H2-es mintaterület haltársulásának leggyakoribb fajai

1997	1998
<i>Proterorhinus marmoratus</i> 33,56	<i>Proterorhinus marmoratus</i> 70,93
<i>Leuciscus leuciscus</i> 13,36	<i>Gasterosteus aculeatus</i> 9,76
<i>Gobio gobio</i> 10,27	<i>Leuciscus leuciscus</i> 4,78

A H2 mintaterület karakterfaja 1997-ben és 1998-ban egyértelműen a tarka géb (*Proterorhinus marmoratus*). Domináns fajnak volt tekinthető még 1997-ben a nyúldomolykó (*Leuciscus leuciscus*) és a fenékjáró küllő (*Gobio gobio*) is, 1998-ban a tüskés pikó (*Gasterosteus aculeatus*).

1997-ben jelent meg a H2-es mintaterületen a tüskés pikó (*Gasterosteus aculeatus*), amely a H1-hez hasonlóan itt is domináns fajjává nőtte ki magát egy év alatt. 1997-ben az alkalmi mintavételi pontokon többfelé regisztráltunk nagyobb ivadékkrajokat, amelyek erre az évre úgy tűnik, "terítették" a hullámteret. Mivel e faj ivarérettségét egy év alatt éri el, és ikráit hevesen védelmezi, prognosztizálhatjuk a további gyors állománynövekedését. Sajnos a H1-hez hasonlóan a H2 mintavételi pont domináns fajai 1998-ra faunaidegen, nem őshonos fajok lettek (*Proterorhinus marmoratus*, *Gasterosteus aculeatus*), természetvédelmi értékük jelentéktelen. Mindkét faj területvédő, ikra- és ivadékpusztító. Túlszaporodásuk káros jelenségnek tekinthető.

A H2-es mintavételi pont távol helyezkedik el a H1-es ponttól, mégis a regisztrált folyamatok kísértetiesen megegyeznek. Ha elvonatkoztatunk a konkrét fajoktól, akkor azt láthatjuk, hogy az F1-es ponton történtek sok hasonlóságot mutatnak, ott is egy jövevényfaj vált két év alatt domináns fajjává, miközben az őshonos fajok háttérbe szorultak. Valójában ezt azért az egész főág-hullámtér egységre túlzás lenne állítani, hiszen mindhárom állandó mintavételi hely a partmenti kőszórásos szakaszokat célozta meg. Az alkalmi mintavételi pontok adatai alapján ez a folyamat legkarakteresebben itt a kövezések mentén figyelhető meg. A három előretörő faj közül kettő, a tarka géb (*Proterorhinus marmoratus*) és a cifra géb (*Neogobius kessleri*) életmódja erősen kötődik ehhez az élőhelyhez, a tüskés pikó (*Gasterosteus aculeatus*) viszont csak a kifejezetten erős sodrású szakaszokon nem került elő, máshol a hullámtérben mindenütt tömegesnek mondható.

Mentett oldal

Az 1992-es elterelést követően a mentett oldali vizek állapota elsősorban a talajvíz visszahúzódásával arányosan alakult. Egyes lefűződött holtágak, mint például a Lipóti Holt-Duna, teljesen kiszáradtak, halfaunájuk megsemmisült. A térségben található csatornarendszer, valamint az olyan régi Duna-ágak, mint a Zátonyi-Duna részlegesen száradtak ki.

A vízpótlás hatására a területnek a jelenlegi halfaunája elsősorban a Mosoni-Duna felől települt be. A Lipóti Holt-Duna táplálását a Duna hullámtere felől oldották meg, így az új haltársulás kialakulását is elsősorban ez a kapcsolat irányítja.

ZD. mintaterület

Zátonyi-Duna, Erdőstanya. Dunakiliti és Tejfalusziget között

Térképkód: 520 000 / 292 800

Habitat: mentett oldali Duna-ág

Jellemzés: erős sodrású, átbontott zárás, valamint csendesebb visszaforgó vízű szakasz

A mintaterület mérete: 60 m²· (kb. 30 m³)

(Szelvényhossz: 20 méter, szelvénytérség: 3 m, átlagmélység 0,5 m)

Felhasznált gyűjtőeszköz: EFKO 1500

Mintavételek: 3 alkalommal (tavasz, nyár, ősz)

Gyűjtött összes faj:

1995: 14

1996: 11

1997: 13

1998: 14

Gyűjtött összes egyedszám:

1995: 241

1996: 289

1997: 256

1998: 447

5. Táblázat

A ZD mintaterület haltársulásának leggyakoribb fajai

1995	1996	1997	1998
<i>Barbus barbus</i> 29,88	<i>Rutilus rutilus</i> 49,13	<i>Proterorhinus marmoratus</i> 30,78	<i>Proterorhinus marmoratus</i> 61,74
<i>Lepomis gibbosus</i> 23,24	<i>Barbus barbus</i> 19,70	<i>Barbus barbus</i> 16,80	<i>Gymnocephalus baloni</i> 9,40
<i>Silurus glanis</i> 14,11	<i>Silurus glanis</i> 8,65	<i>Rutilus rutilus</i> 16,02	<i>Barbus barbus</i> 8,28

E mintaterület halfaunája az elmúlt öt évben teljesen megváltozott. A vízpótlás megkezdése után a Zátonyi-Duna e szakasza elvesztette eredeti karakterét. Halfaunája átalakult. Karakterfajai lecserélődtek. Az 1991-es faunisztikai vizsgálatunk a széles kárászt (*Carassius carassius*), a lápi pócot (*Umbra krameri*) és a réti csíkot (*Misgurnus fossilis*) találták domináns és egyben karakterfajnak. E fajok közül 1996 tavasza óta már egyik sem szerepel gyűjtéseinkben. 1995 óta nem került elő az ugyancsak "eredeti, karakterfajnak" tekinthető kurta baing (*Leucaspius delineatus*) sem. A víztérben állandósult vízmozgás háttérbe szorította a limnofil fajokat, és olyan reofil elemek megjelenéséhez vezetett, mint a mára gyakori fajnak tekinthető márna (*Barbus barbus*) és széles durbincs (*Gymnocephalus baloni*), valamint 1997-ben az egyébként igen ritka, kifejezetten reofil fajok, a magyar bucó (*Zingel zingel*) és a botos kölönte (*Cottus gobio*) felbukkanása. 1998-ra az állandó gyors vízfolyás hatására stabilizálódni látszik az új haltársulás, bár a két erősen terjeszkedő új faj, a tüskés pikó (*Gasterosteus aculeatus*) és a *Neogobius kessleri* megjelenése a hullámtéri és a főági mintaterületekhez hasonló folyamatokhoz vezethet.

Érdekes jelenség egy elsődleges pionír faj, a naphal (*Lepomis gibbosus*) állományának alakulása. Ez a hal nemcsak itt a Zátonyi-Duna e szakaszán, hanem az egész Szigetközben

gyorsan felszaporodott közvetlenül az 1992-es elterelést követően. Úgy tűnik, hogy mára a pionírfajok második hulláma válik tömegessé és az elsődlegesek ideje lassan lejár.

Kedvezőtlen hatásnak tekinthetőek a horgász-célú haltelepítések az amúgy fokozott védelmet érdemlő (és helyenként fokozottan is védett) Zátyoni-Dunában. Ezek a természetvédelmi érdekekkel általában ellentétes tendenciák megzavarják a stabilizálódó haltársulást, és nehezítik a monitorozást. A területen 1995-től regisztrált társulás fajai közül a harcsa (*Silurus glanis*) biztosan telepítés hatására szerepel ilyen magas arányban.

Zavart rendszert jelez az erősen sodráskedvelő magyar bucó (*Zingel zingel*), és a kavicsbánya- és halastavakban domináns, limnofil naphal (*Lepomis gibbosus*) együttes előfordulása. Mindamelllett a Zátyoni-Duna az 1998-as adatok alapján fokozatosan csillapodó változásokon megy át, amely, ha az egyéb vizekben történő változások és az itteni haltelepítések nem zavarják meg, rövidtávon dinamikus egyensúlyba állhat.

LHD. mintaterület

Lipóti Holt-Duna, Lipót mellett

Térképkód: 530 900 / 281 050

Habitat: mentett oldali, lefűződött holtág-ág

Jellemzés: álló vagy gyengén áramló vizű, egyenes szakasz. Vízínövényzettel erősen benőtt, apróbb nyílt részekkel tarkított víztér. A parti sávban magas növényzettel árnyékolva.

A mintaterület mérete: 75 m². (kb. 60 m³)

(Szelvényhossz: 25 méter, szelvény szélesség: 3 m, átlagmélység 0,8 m)

Felhasznált gyűjtőeszköz: EFKO 1500

Mintavételek: 3 alkalommal (tavasz, nyár, ősz)

Gyűjtött összes faj:

1995: 14

1996: 11

1997: 16

1998: 9

Gyűjtött összes egyedszám:

1995: 241

1996: 273

1997: 1097

1998: 3692

6. Táblázat

Az LHD mintaterület haltársulásának leggyakoribb fajai

1995	1996	1997	1998
<i>Rutilus rutilus</i> 65,56	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> 19,78	<i>Rutilus rutilus</i> 49,56	<i>Leucaspilus delineatus</i> 28,03
<i>Lepomis gibbosus</i> 23,24	<i>Rutilus rutilus</i> 17,95	<i>Leucaspilus delineatus</i> 32,27	<i>Rhodeus sericeus amarus</i> 12,11
<i>Blicca bjoerkna</i> 7,47	<i>Alburnus alburnus</i> 12,82	<i>Rhodeus sericeus amarus</i> 7,66	<i>Blicca bjoerkna</i> 7,15

E terület értékét az elterelés előtt nem a magas fajszám, hanem az unikális fajok jelentették. (pl. lápi póc) Ez a világviszonylatban is veszélyeztetett vizes élőhelytípus hazánkban a nagy folyószabályozások hatására hatalmas összefüggő lápos területekből mozaikszerűre töredezett szét.

Az elterelés után ez a Duna-holtág teljesen kiszáradt, halfaunája megsemmisült. Az új karakterfajok (*Rutilus rutilus*, *Lepomis gibbosus*, 1995-ben, *Rutilus rutilus*, *Scardinius erythrophthalmus* 1996-ban, *Rutilus rutilus* és *Leucaspius delineatus* 1997-ben, *Leucaspius delineatus* és *Rhodeus sericeus amarus*) nem azonosak az elterelés előttiekkel (*Umbra krameri*, *Misgurnus fossilis*, *Carassius carassius*), amelyek a gyűjtéseinkből 1992 óta szinte teljesen hiányoznak. Mindezek közül az endemikus, kiemelten védett és vöröskönyves lápi póc (*Umbra krameri*) az egész Szigetközre nézve a legjelentősebb halfaunisztikai veszteség. Ez a faj 1992 előtt nagy populációkban volt jelen a területen, az elterelés óta eltelt hét évben viszont csak egyetlen példánya került elő.

Érdekes jelenség a bodorkát (*Rutilus rutilus*) kísérő második domináns faj állandó cserélődése. A kurta baing (*Leucaspius delineatus*) esetében az előfordulási százalék 0 és 32 % között változik. Az ilyen típusú állandó dominancia-változások az erősen változó, zavart rendszerek sajátosságai.

A változások mértéke jelentős, iránya viszont egyértelműen a limnophil fajok előretörése felé vezet. E folyamatot pozitívnak értékelhetjük, hiszen az elterelés (megsemmisülés) előtti társulás képe kezd körvonalazódni. Sajnos a legértékesebb, eredeti faunaelemek visszatelepülése komoly nehézségekbe ütközik, hiszen, nincs olyan élőhely a közelben, ahonnan e fajok visszatelepülhetnének. Továbbra is komoly visszatartó erő a hullámtér felől történő vízpótlás is, amelynek vízminősége alapvető paramétereiben különbözik a mocsaras-lápos területeken elvárható jellemzőktől.

Érdekes jelenség a kűsz (*Alburnus alburnus*) valamint a lápos területeken ezt a halfajt kiváltó kurta baing (*Leucaspius delineatus*) a táblázatból is jól látható cserélődése. Megfigyelhető még itt is a Zátonyi-Duna kapcsán leírt elsődleges pionír faj, a naphal (*Lepomis gibbosus*) fokozatos visszaszorulása. A Lipóti Holt-Dunánál a naphal helyett a szivárványos ökle (*Rhodeus sericeus amarus*) válik egyre gyakoribbá, ami több szempontból is öröndetes. Egyrészt őshonos, a víztípusra jellemző fajról van szó, másrészt szaporodása a nagybaglyók fokozatos visszatérését is jelzi, hiszen ívásához jelenlétük nélkülözhetetlen.

Aggasztó jelenség viszont, hogy e fokozottan védett természetvédelmi területen az utóbbi időben erősödő horgásztevékenység figyelhető meg. Ezen, a víztömegét tekintve kis területen a horgászok etetéses horgászata a vízminőség gyors romlásához fog vezetni, a horgászati célú telepítések pedig lehetetlenné teszik az eredetihez hasonló társulás kialakulását.

LHCs. mintaterület

Lipót-Hédervári csatorna, Hédervár

Térképkód: 531 500 / 277 650

Habitat: mentett oldali csatorna

Jellemzés: gyengén vagy közepes sebességgel áramló vizű kanyarszakasz.

Vízinövényzettel gyengén benőtt víztér, a parti sávban erősebben fedve.

A mintaterület mérete: 87,5 m². (kb. 50 m³)

(Szelvényhossz: 25 méter, szelvény szélesség: 3,5 m, átlagmélység 0,55 m)

Felhasznált gyűjtőeszköz: EFKO 1500

Mintavételek: 3 alkalommal (tavasz, nyár, ősz)

Gyűjtött összes faj:

1995: 18
 1996: 12
 1997: 12
 1998: 12

Gyűjtött összes egyedszám:

1995: 839
 1996: 1874
 1997: 981
 1998: 2275

7. Táblázat

Az LHCs mintaterület haltársulásának leggyakoribb fajai

1995	1996	1997	1998
<i>Rutilus rutilus</i> 33,73	<i>Gasterosteus aculeatus</i> 66,70	<i>Proterorhinus marmoratus</i> 79,81	<i>Proterorhinus marmoratus</i> 58,99
<i>Rhodeus sericeus amarus</i> 27,74	<i>Rhodeus sericeus amarus</i> 17,13	<i>Rutilus rutilus</i> 9,99	<i>Rutilus rutilus</i> 23,03
<i>Proterorhinus marmoratus</i> 11,68	<i>Rutilus rutilus</i> 4,00	<i>Lepomis gibbosus</i> 2,14	<i>Rhodeus sericeus amarus</i> 8,57

A Lipót-Hédervári-csatorna halfaunája valószínűleg nem semmisült meg teljesen az elterelést követő időszakban. Ezt bizonyítja az az örvendetes adat, hogy itt sikerült egyedül megtalálni 1995-ben a fokozottan védett, vöröskönyves lápi pócot (*Umbra krameri*), amely sajnos azóta sem került elő a mintavételek során. E faj 1992-93 során gyakorlatilag eltűnt a Szigetközéből.

Az 1992-es elterelés hatása azonban máig is érződik a területen. A társulás-alkotó fajok arányainak, és a változás irányának állandó változása erősen zavart rendszer benyomását kelti. Az 1995-1998-ig tartó időszak domináns fajai közül, a tarka géb (*Proterorhinus marmoratus*), és a tüskés pikó (*Gasterosteus aculeatus*) terjeszkedő új jövevény, a harmadik, a bodorka (*Rutilus rutilus*) pedig egy igen tág tűrésű, közönséges halfaj.

Mosoni-Duna

A Mosoni-Duna, amely ugyancsak a szigetközi rendszer része, és egyben a térség déli határát is képezi, az elterelés előtt és közvetlenül utána is vizsgált területünk volt. Azonban a beömlő nagyobb folyók mérséklő hatására az itteni változások kevésbé jelentősek. Ezért a hullámtéri monitoring átszervezésének idején, 1994-ben a mintavételezéseket felfüggesztettük.

Összefoglalás

Az elmúlt éveket összevetve érzékelhető, hogy hét évvel a Duna elterelése után még korántsem lecsengő fázisban vannak a szigetközi halbiológiai változások. Megállapítható, hogy a tág tűrésű, természeti szempontból értéktelen fajok az uralkodók, miközben az értékesebb faunaelemek fokozatosan háttérbe szorulnak. Bár a mintavételi szakaszok egymástól igen különbözőek, és elsődlegesen egy adott víztípuson belül vethetők össze, mégis láthatóak az említett tendenciák az egész térségben. Nehezítik a normalizálódó folyamatokat a

jövevényfajok, amelyek erősen terjednek a Szigetközben, kihasználva a rendszer zavart állapotát.

A mintaterületeket összehasonlítva láthatjuk, hogy az elterelés hatására leginkább sérült víztípusoknál (hullámtér és a mentett oldali mocsaras területek) találjuk jelenleg a leginkább zavart rendszereket. Ezekben a még egyensúlyba nem állt rendszereknél a tág tűrésű, természeti értékben jelentéktelenebb fajok "hatalmi harca" folyik, míg a térség karakterét és sokszínűségét adó, érzékenyebb, ritkább és ezért természetvédelmi szempontból értékeesebb fajok törvényszerűen háttérbe szorulnak. Ez nagyobb távlatokban nézve a terület halfaunájának elszürküléséhez vezethet.

Irodalom

- VIDA, A. (1991): Jelentés az 1991. évi ichthyológiai monitoringról. Kézirat, MTM, Állattár, Budapest.
VIDA, A. (1992): Jelentés az 1992. évi ichthyológiai monitoringról. Kézirat, MTM, Állattár, Budapest.
VIDA, A. (1993): Jelentés az 1993. évi ichthyológiai monitoringról. Kézirat, MTM, Állattár, Budapest.
VIDA, A. (1994): Jelentés az 1994. évi ichthyológiai monitoringról. Kézirat, MTM, Állattár, Budapest.
VIDA, A. (1995): Jelentés az 1995. évi ichthyológiai monitoringról. Kézirat, MTM, Állattár, Budapest.
VIDA, A. (1996): Jelentés az 1996. évi ichthyológiai monitoringról. Kézirat, MTM, Állattár, Budapest.
VIDA, A. (1997): Jelentés az 1997. évi ichthyológiai monitoringról. Kézirat, MTM, Állattár, Budapest.
VIDA, A. (1998): Jelentés az 1998. évi ichthyológiai monitoringról. Kézirat, MTM, Állattár, Budapest.

A szerző címe:

VIDA ANTAL
Magyar Természettudományi Múzeum
1088. Budapest, Baross u. 13.
Tel.: 267-70-07, fax: 317-16-69
vida@zoo.zoo.nhmus.hu

MADÁRTANI MONITOROZÁS A SZIGETKÖZBEN, 1998

BÁLDI ANDRÁS—MOSKÁT CSABA—ZÁGON ANDRÁS
Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest

Bevezetés

A Duna elterelésének nyomonkövetésére 1993 óta folyik a madarak monitorozása Szigetközben. A madarak (Aves) kiemelkedő jelentőségűek a monitorozásban (BÁLDI ET AL. 1997). Jól példázza ezt az alábbi néhány adat: az 1993-ban megjelent tudományos cikkek között mintegy 11000 madarokról (9000 faj) szóló cikk szerepelt, szemben 13000 cikkel, amelyek a Föld fajgazdagságának túlnyomó részét kitevő négy rovarrenddel (bogarak, lepkék, hártványászárnyúak, legyek, 600-700000 leírt faj) foglalkoztak. Hasonlóan magas a madarak aránya a természetvédelmileg veszélyeztetett fajok között mind nemzetközi, mind hazai szinten. Az IUCN 1994-es Vörös Könyvében például 862 madárfajt sorolnak fel veszélyeztetettként, szemben a 376 bogár és a 323 lepke fajjal. A magyarországi fokozottan védett fajok között 67 madárfaj szerepel, gerinctelen taxon pedig egyáltalán nincs ezen a listán.

A Szigetköz monitorozásánál jelentős nehézségeket jelent, hogy a területen az elterelés után is jelentős beavatkozások történtek, például a fenékküszöb építése, továbbá igen jelentős az erdészeti tevékenység, illetve a vízszíntingadozások okozta hatások. Így nincs meg az a szakmailag "tisztá" helyzet, hogy történt egy hatás, és utána vizsgáljuk a következményeit, helyette egy folyamatosan perturbált rendszert figyelünk.

A madártani monitorozást úgy terveztük meg, hogy lehetőleg az összes fontos aspektust és élőhelyet lefedjük, így négy fő madármonitorozási projektet indítottunk. Ezek mellett egyes kiemelten fontos fajok habitat-szelekciójának vizsgálatával a monitorozás során megfigyelt változások okainak feltárását is terveztük (MOSKÁT ET AL. 1993, 1996).

Vizsgálati terület és módszerek

Telelő vízimadarak monitorozása

Vámosszabadi és Dunakiliti között 24 mintavételi pont lett kijelölve a holtágrendszer ágai mentén, és 3 pont az Öreg-Dunán. A megfigyelésekre a szakirodalomban vízimadár-számlálásra ajánlott módszert alkalmaztuk, amely a pontszámlálás közé tartozik (BIBBY ET AL. 1992). Eszerint általában öt percet vesz igénybe egy számlálás egy ponton, illetve ha sok madár van, akkor számlálás miatt tovább tart. Amennyiben vízínövényzet közé rejtőzött madarak is lehetnek, vagy sok a növényzet, ajánlott több ideig tartózkodni egy-egy ponton, hogy nagyobb eséllyel regisztráljuk a rejtőzködő madarakat. Évente 1-3 alkalommal számláltuk a madarakat, december-január folyamán. Ügyeltünk arra, hogy ne hirtelen időjárás-változásokkor végezzük a felmérést, mert e változások jelentősen befolyásolják a prezencia és abundancia viszonyokat.

Költő nádi énekesmadár-közösségek számlálása

A vizsgálathoz öt mintaterületet használtuk: (1) Kucser (EOTR 277--537), (2) Árvasziget (276--538 és 539), (3) Névtelen (274--540 és 541), (4) Alsósziget (283--531), és (5) Macskasziget (281/282--530/531). Az első három Ásványráló magasságában, a negyedik és ötödik Lipót magasságában található, így felvív-csatorna alatt és felett is vannak mintaterületek, azaz a Felső- és az Alsó-Szigetközben. A mintaterületek nagysága általában kicsi, azaz a szegélyhatás jelentős. Ez a nem nádi madárfajok nagyfrekvenciájú prezenciáját jelenti. Ráadásul a nádasok igen heterogén struktúrájúak, gyakran tarkították bokrok, bokros részek, fák, fasorok.

A kutatás adatforrása a nádasok fészkelő madárközösségének számlálása az MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoportja által már számos vizsgálat során alkalmazott módszerrel (pl. BÁLDI & KISBENEDEK 1994, BÁLDI & MOSKÁT 1995, MOSKÁT ET AL. 1992, MOSKÁT & BÁLDI 1999). Ez a számlálás a finn típusú line-transect módszer (JÄRVINEN & VÄISÄNEN 1975) módosított változata. Standard kiindulási pontoktól indulva, előre kijelölt útvonalon haladva történik a mintavétel, minden látott illetve hallott faj feljegyzésre kerül a kiindulási ponttól való távolsággal és az útvonaltól vett merőleges távolsággal együtt. Az útvonalak úgy lettek kijelölve, hogy a nádasokat minél teljesebben fedje le. A mintavételeket két alkalommal végeztük, 1997 áprilisában és májusában. Így mind a korai, mind pedig a késői fészkelők figyelembe lettek véve. A módszer kvantitatív adatokat elsősorban az énekesmadarakra szolgáltat, a többi faj esetén inkább kvalitatív megfigyelésnek tekinthető.

Költő erdei énekesmadár-közösségek számlálása

A Dán-típusú pontszámlálási eljárást alkalmaztuk, hogy eredményeink a korábbi évek felvételeivel összehasonlíthatók legyenek. Ez a pontszámlálási módszer lett meghonosítva a Magyarországon erdei énekesmadarak monitorozására, s - sok európai országhoz hasonlóan - a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület is ezt használja 1988-óta folyó országos énekesmadár monitorozó programjában (MOSKÁT & WALICZKY 1988, BÖHM & SZINAI 1993), s ez az eljárás lett javasolva a most kidolgozás alatt álló Nemzeti Biodiverzitás Monitoring Program számára is, mint általánosan használható technika (BÁLDI ET AL. 1997). A módszer lényege, hogy május 1. és 20. között a kora reggeli órákban mintavételi pontonként 5-5 perces madárszámlálást végzünk, amelynek során mind a hallott, mind pedig a látott madarakat feljegyezzük, de csak azokat, melyek fészkelő territóriumuk a mintavételi pont hatókörében van (kb. 100 m sugarú kör). Mivel a madarak fészkelő-territóriumot tartanak ezen időszakban, amelyet énekhanggal jelölnek meg, ezért az észlelések közül az akusztikusak dominálnak. A területen átrepülő egyedeket nem regisztráljuk, amelyeknek nincs a mintavételi hatósugárban territóriumuk. Az adatokat valószínűsíthető fészkelő párokban adjuk meg (pl. egy éneklő hím jelenléte egy párnak veendő, egy kirepült fiókákat etető pár értéke is egy pár, stb.). A Dán pontszámlálási módszerrel elsősorban az énekesmadarakat (*Passeriformes*) tudtuk számlálni, de emellett a tyúkalakúakra (*Galliformes*), a galambalakúakra (*Columbiformes*), és a harkályokra (*Piciformes*) is alkalmas.

Költő madarak faunaterképezése

A faunaterképezésre az EOTR által lehatárolt 1*1 km-es négyzeteket használtuk, melyeken belül minden madárfaj prezenciáját/abszenciáját regisztráltuk a költési szezonban. A Duna

szigetközi árterének teljes területén kijelölt 62 négyzetet két alkalommal jártuk be tavasszal, hogy a korai és késői költőket is regisztráljuk (ZÁGON 1995, BÁLDI ET AL. 1998). A térképezésre minden második évben, 1994-ben, 1996-ban és 1998-ban került sor.

Eredmények és értékelésük

A négyféle monitorozási projekttel különböző "szemszögből" vettük szemügyre a Szigetköz madárvilágát, és a bekövetkezett változás okait. Az első 4 év tapasztalatai után a költő erdei- és nádimadárközösségek monitorozása esetében az évenkénti monitorozásról áttértünk a több évenként végzett monitorozásra. Ennek oka az erdei közösségek esetében az erdei élőhelyek viszonylag lassú változása a vízviszonyok változásának hatására, illetve az ezt a hatást nagymértékben elfedő erdészeti tevékenység (tarvágás, faültetés), a nádi közösségek esetében pedig a nádasok igen kicsi mérete, ami miatt énekesmadár-közösségeinek kialakulásában nem az élőhely minősége, hanem a környező élőhelyek, illetve sztochasztikus események játszottak döntő szerepet. A környezeti változások hatását leginkább a vízi és a nádi madarak mutatták, a monitorozásra legalkalmasabb technikának pedig a faunaterképezés tűnt (MOSKÁT ET AL. 1995, 1999, BÁLDI ET AL. IN PRESS). Itt csak a főbb eredményeket ismertetjük.

Telelő vízimadarak monitorozása

Az 1997/98-as télen 11 faj 1401 egyedét regisztráltuk (1. táblázat). Fajgazdagság tekintetében (2. táblázat) nincs szignifikáns eltérés a számlálások között (G homogenitás teszt, $G_{adj}=1,649$, d.f.=5, NS). Az egyedszámok (2. táblázat) között erősen szignifikáns az eltérés elsősorban a nagy mintaszám miatt (G homogenitás teszt, $G_{adj}=289,94$, d.f.=5, $P<0.001$). A diverzitási és egyenletességi indexek (2. táblázat) alapján nem lehet egyértelmű trendeket megállapítani. Egyenlőre kismértékű növekedés látható, de ennek nyilvánvalóvá válásához további megfigyelésekre van szükség.

Lényegesebb jelenség, hogy a megfigyelt fajok változtak, azaz a közösségek kompozicionális diverzitása átrendeződött. Dominancia tekintetében mindegyik számláláson a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) a leggyakoribb, általában 50-75%-ban részesedik az egyedszámból. A szubdomináns fajoknál az évek során átrendeződés figyelhető meg, legjelentősebb a barátréce (*Aythya ferina*) nagyarányú megjelenése az utóbbi két télen. Ez elsősorban a fenékküszöb feletti hatalmas nyíltvíz-felületen levő csapatoknak köszönhető. A gyakori fajoknál az évek során különféle egyedszám-változásokat lehet megfigyelni, a tőkés réce egyedszáma stabil volt, a szárcsáé (*Fulica atra*) jelentősen fluktuált, a barátréce pedig az utóbbi években jelent meg nagy számban.

Figyelembe véve a megfigyelt madárfajok habitatszelekciós sajátosságait, a tőkés réce és a szárcsa abundáns volta nem bír jelentős indikációs jelentőséggel (amit az egyedszámváltozások trend nélküli változása is jelez), lévén e fajok megtalálhatóak szinte minden mocsárban, vízi élőhelyen (HARASZTHY 1998). A barátréce egyedszám növekedése viszont már a víz egyre mélyebb voltára utal, hiszen e faj a bukórécékhez tartozik, és a mélyebb vizeken fordul elő (HARASZTHY 1998). Hasonlóan mélyebb vízfelületekhez kötődik a búvárkodva táplálkozó kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) és a kis bukó (*Mergus albellus*) is, amelyeknél egyedszámnövekedést tapasztaltunk. Ezzel szemben, a parti sávhoz, illetve sekély vízhez kötődő szürke gém (*Ardea cinerea*) egyedszáma csökkent, bár a változás még nem egyértelmű. Más fajoknál hasonló változást nem tapasztaltunk, illetve több fajnál volt egy-két

számlálás alkalmával kiugró érték (pl. csörgő réce *Anas crecca*, kerceréce *Bucephala clangula*), amit feltehetően más régiókban bekövetkezett hirtelen időjárás-változás okozta vonulási hullám okozott.

Énekesmadár-közösségek

Az erdei madárközösségek lassabban reagálnak a környezeti változásokra, mint a vízi és a nádaslakó madarak. A Szigetközben fajgazdag madárközösségeket találtunk. Különösen érdekes élőhelyet jelentenek a gyorsan igen magasra növekvő hibrid-nyárasok, főleg ott, ahol a cserjeszint is jól fejlett. A szigetközi füzesek csak foltokban maradtak fenn, különösen az öregebb állományaiknak sajátos, és gazdag madárviláguk van (WALICZKY 1992, BÁLDI & MOSKÁT 1994, MOSKÁT és FUISZ 1995).

A nádasok énekesmadár-közösségét a változó fajszerkezet és fajösszetétel jellemzi (BÁLDI 1995). Ennek oka, hogy különböző nagyságú nádasfoltok találhatók a Szigetközben, részben a hullámtérben, részben pedig azon kívül, a mentett oldalon. Továbbá a hullámtéri nádasok madárvilága igen érzékeny a vízszint ingadozására, s a csapadékeloszlásra is. Ezért a nádi énekesmadár-közösségek a regionális változások monitorozására csak korlátokkal alkalmasak.

Faunaterképezés

Az 1998-as eredményeket az 1994-es és 1996-os eredményekkel vetjük össze. Főbb tendenciák (3. és 4. táblázat):

A Felső Szigetközben az elterelés után lecsökkent a vízszint, számos oldalág kiszáradt, egyes oldalágaknál eliszapolódás következett be. Kedvező táplálkozó terület alakult ki a kócsagok számára, így a nagy kócsag (*Egretta alba*) és a kis kócsag (*Egretta garzetta*) számára is, amelyek frekvenciája nőtt, bár ezen fajoknál a populációk - feltehetőleg - általánosan feljövőben vannak. A nádi énekesmadarak közül a vízre érzékenyebbek az elterelés után eltűntek a Felső Szigetközből, de a gát megépítése után 1996-ban és 1998-ban ismét megjelentek a felvételekben. A kis vöcsök (*Tachybaptus ruficollis*) is visszatért a területre az 1994-ben tapasztalt eltűnése után, más vízimadarakhoz, például a récékhez hasonlóan.

A fő mintázatok alapján egy kettősség figyelhető meg: a vízpótló rendszer csatornáiban magas vízszint alakult ki, a többi terület viszont egyre inkább kiszárad. Ezt mutatja a nyíltvízi madarak, a szárcsa (*Fulica atra*), a búbos vöcsök (*Podiceps cristatus*) és a kis vöcsök (*Tachybaptus ruficollis*) növekvő frekvenciája. Ezzel szemben a sárga billegető (*Motacilla flava*), amely a nedves rétek madara, és a foltos nádiposzáta (*Acrocephalus schoenobaenus*), amely a heterogén nádasok madara, frekvenciája folyamatosan csökkent. Növekedett viszont a száraz rétek és erdők jellemző madarainak frekvenciája, például a töviszűrő gébicsé (*Lanius collurio*), és a cigány-csuké (*Saxicola torquata*). A fáknál is beindulhatott egy lassú, általános kiszáradási folyamat, amelyet a száraz ágvégeket kedvelő közép fakopáncs (*Dendrocopos medius*) felfutása mutat. Aggasztó, hogy 1998-ban sokkal kevesebb volt a természeti értékű jelentős fekete gólya (*Ciconia nigra*). Ez a faj zavartalan, idősebb erdőrészeket igényel, amelyek az intenzív fakitermelés miatt már csak egyre kisebb foltokban találhatók meg. Szerencsére a jégmadár (*Alcedo atthis*) populáció az elterelés okozta csökkenést kiheverte, s most - valószínűleg a vízpótló rendszer hatása miatt - jelentősen növekedett a populációja. Ez a faj azonban érzékeny a hideg telekre, ez esetenként leronthatja a faj környezet-indikációs értékét.

Következtetések

A Szigetközben végzett monitorozás tapasztalatai alapján a faunaterképezés igen hatékony módszernek bizonyult, így alkalmazása javasolt olyan esetekben, amikor regionális térszállán monitorozunk, a terület nagyon heterogén, és ha folyamatosan előre kiszámíthatatlan beavatkozások történnek (BÁLDI ET AL. 1998).

A faunaterképezés előnye, hogy a madárfajok habitat szelekciós tulajdonságainak ismerete alapján a frekvenciaváltozások okait nagy valószínűséggel azonosítani tudjuk, még közelrokon fajok esetében is (BÁLDI ET AL. 1998). Lehetőséget biztosít továbbá a fajdiverzitási változások, guildek közötti eltérő trendek, különböző ritkaságú, illetve védettségű fajok trendjeinek a monitorozására. Általánosságban azt javasoljuk, hogy a faunaterképezés a teljes madárfajkészletet lefedje, mivel így *a posteriori* ki tudjuk választani a legnagyobb indikációs értékű fajokat.

A Szigetköz telelő vízimadarainak további kutatása fontos részét képezheti a szigetközi állatvilág biomonitorozási programjának, mivel (1) a nagytömegű telelő vízimadárnak nagy a természetvédelmi jelentősége, és (2), ami még fontosabb, a téli időszakban zajló változásokat más taxonon nem követik nyomon, holott mintegy az év egynegyede tartozik ebbe az időszakba.

Összefoglalás

A Szigetközben történt változások madártani nyomonkövetésére 1993 óta folytatunk vizsgálatokat. Négy fő monitorozási projektet indítottunk: 1. telelő vízimadarak monitorozása; 2. költő nádi énekesmadár-közösségek számlálása; 3. költő erdei énekesmadár-közösségek számlálása; és 4. költő madarak faunaterképezése. A 2. és 3. módszer kevésbé bizonyult hatékonynak a monitorozásban, így ezeknél a mintavételi gyakoriságot csökkentettük. A kismértékű hatékonyság oka az erdők esetében az intenzív erdészeti kezelés, illetve a talajvízszint csökkenésének késleltetett hatása volt, a nádasok esetében a mocsarak kis területe volt, ami miatt énekesmadár-közösségeinek kialakulásában nem az élőhely minősége, hanem a környező élőhelyek, illetve sztochasztikus események játszottak döntő szerepet. A Szigetköz telelő vízimadár-közössége az elmúlt öt év során kis mértékben változott, a közösségszerkezeti paraméterek alapján egyértelmű trendeket nem lehet megállapítani. Jóval indikatívabb az egyes fajok megjelenése, illetve eltűnése, hiszen az adott faj habitat-szelekciós sajátosságai alapján a környezeti változásokra következtethetünk. Az utóbbi 2-3 télen megnőtt a kismértékű, a kárókatona, a barátréce, és a kisbukó egyedszáma, ami - a Duna főága elterelése utáni vízhiányos helyzetben - a mélyebb nyíltvizek kialakulását jelzi. Valószínűleg ez az oka az összegyedszám némileg növekvő tendenciát mutató alakulásának is. A szigetközi változások monitorozása a faunaterképezés bizonyult a legmegfelelőbb módszernek.

Irodalom

- BÁLDI, A. (1995): Szigetközi nádasok madárközösségei a Duna elterelésének első éveiben. *Aquila* 102: 133-149.
BÁLDI, A. & KISBENEDEK, T. (1994): Comparative analysis of edge effect on bird and beetle communities. *Acta Zool. Hung.* 40: 1-14.

- BÁLDI, A. & MOSKÁT, C. (1994): Effect of the edge on the structure of bird communities in Hungarian riparian forests. In: HAGEMEIJER, E. J. M. & VERSTRAEL, T. J. (eds). *Bird Numbers 1992. Distribution, monitoring and ecological aspects. Poster appendix of the Proc. 12th Int. Conf. of IBCC and EOAC.* – Statistics Netherlands, Voorburg/Heerlen & SOVON, Beek-Ubbergen. Pp. 7-10.
- BÁLDI, A. & MOSKÁT, C. (1995): Effect of reed burning and cutting on breeding birds. pp. 637-642. In: BISSONETTE, J. A. - KRAUSMAN, P. R. (eds). *Integrating People and Wildlife for a Sustainable Future. Proceedings of the first International Wildlife Management Congress.* – The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, USA.
- BÁLDI, A., MOSKÁT, C. & SZÉP, T. (1997): Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer. IX. Madarak. – MTM, Budapest, p 81.
- BÁLDI, A., MOSKÁT, C. & ZÁGON, A. (1998): Faunal mapping of birds in a riparian area of River Danube after construction of a hydroelectric power station. – *Folia Zool.* 47: 173-180.
- BÁLDI, A., MOSKÁT, C. & ZÁGON, A. Evaluating the effectiveness of faunal mapping, forest and marshland bird censuses for monitoring environmental changes. – *Die Vogelwelt.* in press.
- BIBBY, C. J., BURGESS, N. D. & HILL, D. A. (1992): *Bird census techniques.* – Academic Press, London.
- BÖHM, A. & SZINAI, P. (1993): Monitoring of breeding passerine birds by Danish Point Count Method in Hungary. – *Ornis Hungarica* 3: 67-70.
- HARASZTHY, L. (1998): Magyarország madarai. – *Mezőgazda*, Budapest.
- JÄRVINEN, O. & VÄISÄNEN, R. A. (1975): Estimating relative densities of breeding birds by the line transect method. – *Oikos* 26: 316-322.
- MOSKÁT, C., BÁLDI, A. & WALICZKY, Z. (1993): Habitat selection of breeding and migrating populations of the Icterine Warbler (*Hippolais icterina*): a multivariate study. – *Ecography*, 16: 137-142.
- MOSKÁT, C., BÁLDI, A. & ZÁGON, A. (1995): Monitoring the impact of environmental changes on the breeding bird fauna in the Szigetköz region, an inland delta of the River Danube. – Abstracts. P. 133. 7th European Ecological Congress, Budapest, August 20-25, 1995.
- MOSKÁT, C., BÁLDI, A. & ZÁGON, A. (1999): Ecological monitoring of the bird fauna in the Szigetköz region, an inland delta of the River Danube. In: Jolánkai, M. & Láng, I. (eds). *Sustainable use of biological resources, Naturexpo.* – Akaprint, Budapest, 196-198.
- MOSKÁT, C. & BÁLDI, A. (1999): The importance of edge effect in line transect censuses applied in marshland habitats. – *Ornis Fennica* 76: 33-40.
- MOSKÁT, C. & FUISZ, T. (1995): Conservational aspects of bird-vegetation relationships in riparian forests along the River Danube: a multivariate study. – *Acta Zool. Hung.* 41: 151-164.
- MOSKÁT, C., FUISZ, T. & PARK, J. Y. (1996): Comparison of habitat selection characteristics of the Robin (*Erithacus rubecula*) and the Dunnock (*Prunella modularis*) in riparian forests along the River Danube. – *Ornis Hungarica* 6: 15-22.
- MOSKÁT, C. & WALICZKY, Z. (1988): Madárpopulációk nyomkövetése pontszámlálással. A Magyar Madártani Egyesület új programja. – *Madártani Tájékoztató* 12: 118-120.
- MOSKÁT, C., WALICZKY, Z. & BÁLDI, A. (1992): Dispersion and association of some marshland-nesting birds: a matter of scale. – *Acta Zool. Hung.* 38: 47-62.
- WALICZKY, Z. (1992): Különböző erdőtípusok madárközösségeinek vizsgálata a Szigetközben. – *Ornis Hungarica* 2: 25-31.
- ZÁGON, A., MOSKÁT, C. & BÁLDI, A. (1995): Madárfauna térképezés a Szigetközben. – Összefoglalók: Előadások, poszterek. A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület IV. Tudományos Ülése, Nyíregyháza. P. 75.

A szerzők címe:

BÁLDI ANDRÁS

Magyar Természettudományi Múzeum
MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport
1088. Budapest, Baross u. 13.
Tel.: 267-71-00, fax: 317-16-69,
E-mail: baldi@zool.nhmus.hu

MOSKÁT CSABA

Magyar Természettudományi Múzeum
MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport
1088. Budapest, Baross u. 13.

Tel.: 267-71-00, fax: 317-16-69,

E-mail: moskat@zool.nhmus.hu

ZÁGON ANDRÁS

Magyar Természettudományi Múzeum Állattára
1088. Budapest, Baross u. 13.

Tel.: 267-71-00, fax: 317-16-69,

1. Táblázat
Az 1993/94-től a szigetközi monitorozás során megfigyelt telelő vízimadár fajok jegyzéke és egyedszáma

Faj	1993/94	1994/95	1995/96	1996/97		1997/98
				december	január	
Kis vöcsök (<i>Tachybaptus ruficollis</i>)	6	19	51	50	55	34
Búbos vöcsök (<i>Podiceps cristatus</i>)	0	0	0	0	9	0
Kárókatona (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	15	5	28	27	34	38
Nagy kócsag (<i>Egretta alba</i>)	7	16	11	21	0	4
Szürke gém (<i>Ardea cinerea</i>)	6	25	15	5	6	12
Bütykös hattyú (<i>Cygnus olor</i>)	21	69	35	39	77	65
Vetési lúd (<i>Anser fabalis</i>)	0	2	0	11	0	0
Csörgő réce (<i>Anas crecca</i>)	0	0	109	15	6	0
Tökés réce (<i>Anas platyrhynchos</i>)	880	694	1025	683	675	659
Barátréce (<i>Aythya ferina</i>)	0	5	0	19	419	381
Kontyos réce (<i>Aythya fuligula</i>)	4	0	0	3	74	7
Hegyi réce (<i>Aythya marila</i>)	1	0	0	4	0	0
Füstös réce (<i>Melanitta fusca</i>)	0	0	0	0	1	0
Kerceréce (<i>Bucephala clangula</i>)	187	0	13	6	19	0
Kis bukó (<i>Mergus albellus</i>)	0	0	0	0	26	10
Nagy bukó (<i>Mergus merganser</i>)	0	0	0	0	7	0
Szárcsa (<i>Fulica atra</i>)	0	198	82	22	216	188
Erdei cankó (<i>Tringa ochropus</i>)	0	2	1	0	0	0
Dankasirály (<i>Larus ridibundus</i>)	16	19	0	0	5	3
Sárgalábú sirály (<i>Larus cachinans</i>)*	0	0	2	0	19	0
Jégmadár (<i>Alcedo atthis</i>)	0	1	5	0	0	0

* A korábbi ezüst sirályt (*Larus argentatus*) két fajra választották és Magyarországon a sárgalábú sirály a gyakoribb.

2. Táblázat
Az 1993/94-től a szigetközi monitorozás során megfigyelt telelő vízimadár-közösségek közösségszerkezeti paraméterei

Fajszám	10	12	12	13	16	11
Egyedszám	1143	1055	1377	905	1648	1401
Shannon-Wiener diverzitás	0.795	1.146	1.050	1.098	1.739	1.441
Egyenletesség	0.347	0.461	0.423	0.428	0.627	0.601

3. Táblázat
Fontosabb szigetközi madárfajok előfordulási frekvenciái a Szigetközben, 1 km * 1 km-es kvadrátokban.
(F = Felső Szigetköz, 22 kvadrát alapján; K = Középső Szigetköz, 22 kvadrát alapján; A = Alsó Szigetköz, 18 kvadrát alapján)

Madárfaj	1994			1996			1998		
	F	K	A	F	K	A	F	K	A
Billegető cankó (<i>Actitis hypoleucos</i>)	13	12	4	6	11	5	9	5	6
Kis lile (<i>Charadrius dubius</i>)	7	10	4	8	9	7	7	11	6
Búbos vöcsök (<i>Podiceps cristatus</i>)	0	0	1	3	5	1	3	7	1
Szárcsa (<i>Fulica atra</i>)	3	1	1	18	9	0	19	14	0
Kis vöcsök (<i>Tachybaptus ruficollis</i>)	0	0	0	9	8	2	14	12	3
Nádi tücsökmadár (<i>Locustella luscinioides</i>)	0	4	1	2	4	3	2	5	1
Cserregő nádiposzáta (<i>Acrocephalus scirpaceus</i>)	1	10	1	2	10	6	2	7	8
Foltos nádiposzáta (<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>)	4	15	14	9	11	12	8	8	3
Nádi sármány (<i>Emberiza schoeniclus</i>)	6	14	14	9	13	10	9	16	11
Nádirigó (<i>Acrocephalus arundinaceus</i>)	12	18	12	19	13	10	20	18	11
Bütykös hattyú (<i>Cygnus olor</i>)	9	8	1	8	9	2	11	7	2
Berki tücsökmadár (<i>Locustella fluviatilis</i>)	19	22	17	18	20	15	19	22	15
Énekes nádiposzáta (<i>Acrocephalus palustris</i>)	16	17	18	17	19	16	19	20	16
Erdei szürkebegy (<i>Prunella modularis</i>)	21	20	17	18	21	17	17	22	18
Tövisszűrő gébics (<i>Lanius collurio</i>)	17	14	10	18	11	18	21	19	18
Haris (<i>Crex crex</i>)	0	0	2	0	0	2	0	0	1
Sárgabillegető (<i>Motacilla flava</i>)	1	2	5	0	4	2	3	0	0
Réti tücsökmadár (<i>Locustella naevia</i>)	1	0	4	0	3	6	0	4	1
Mezei pacsirta (<i>Alauda arvensis</i>)	6	1	3	10	1	3	9	0	2
Parlagi pityer (<i>Anthus campestris</i>)	0	1	0	3	1	0	2	0	1
Cigánycsuk (<i>Saxicola torquata</i>)	15	7	2	15	8	2	18	8	4
Kiskócsag (<i>Egretta garzetta</i>)	0	0	0	0	9	3	0	11	1
Kendermagos réce (<i>Anas strepera</i>)	1	2	1	7	0	0	6	2	0
Fekete gólya (<i>Ciconia nigra</i>)	12	8	8	8	5	10	2	4	1
Nagykócsag (<i>Egretta alba</i>)	10	12	2	6	3	2	10	10	10
Jégmadár (<i>Alcedo atthis</i>)	5	5	8	7	3	2	12	14	5
Közép fakopáncs (<i>Dendrocopos medius</i>)	9	6	2	8	16	3	7	18	8

4. Táblázat
Fontosabb szigetközi madárfajok előfordulási gyakoriságának változása
1994 és 1996, valamint 1996 és 1998 között

Madárfaj	1994-1996	1996-1998
Billegető cankó (<i>Actitis hypoleucos</i>)	-24%	-9%
Kislile (<i>Charadrius dubius</i>)	+14%	0%
Búbos vöcsök (<i>Podiceps cristatus</i>)	(+800%)	+22%
Szárca (<i>Fulica atra</i>)	+440%	+22%
Kis vöcsök (<i>Tachybaptus ruficollis</i>)	++	+52%
Nádi tücsökmadár (<i>Locustella luscinioides</i>)	(+80%)	(-11%)
Cserregő nádiposzáta (<i>Acrocephalus scirpaceus</i>)	+50%	-5%
Foltos nádiposzáta (<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>)	-3%	-41%
Nádisármány (<i>Emberiza schoeniclus</i>)	-6%	+13%
Nádirigó (<i>Acrocephalus arundinaceus</i>)	0%	+17%
Bütykös hattyú (<i>Cygnus olor</i>)	+6%	+5%
Berki tücsökmadár (<i>Locustella fluviatilis</i>)	-9%	+6%
Énekes nádiposzáta (<i>Acrocephalus palustris</i>)	+2%	+6%
Erdei szürkebegy (<i>Prunella modularis</i>)	-3%	+2%
Tövisszűrő gébics (<i>Lanius collurio</i>)	+15%	+23%
Haris (<i>Crex crex</i>)	(0%)	(-100%)
Sárgabillegető (<i>Motacilla flava</i>)	(-25%)	(-50%)
Réti tücsökmadár (<i>Locustella naevia</i>)	(+80%)	(-44%)
Mezei pacsirta (<i>Alauda arvensis</i>)	+40%	-21%
Parlagi pityer (<i>Anthus campestris</i>)	(+300%)	(-25%)
Cigánycsuk (<i>Saxicola torquata</i>)	+4%	+12%
Kiskócsag (<i>Egretta garzetta</i>)	+110%	0%
Kendermagos réce (<i>Anas strepera</i>)	(+75%)	(+14%)
Fekete gólya (<i>Ciconia nigra</i>)	-18%	-70%
Nagykócsag (<i>Egretta alba</i>)	-54%	+172%
Jégmadár (<i>Alcedo atthis</i>)	-33%	+142%
Közép fakopáncs (<i>Dendrocygna media</i>)	+59%	+22%

Megjegyzés: zárójelben lett feltüntetve, ahol az esetek száma egyik évben sem érte el a 10-et.
"++" = a faj 1994-ben nem volt jelen, 1996-ban 19 kvadrátban fordult elő.

VEGETÁCIÓ-ÖKOLÓGIAI KUTATÁSOK A SZIGETKÖZBEN

HAHN ISTVÁN¹–GERGELY ATTILA²–DRASKOVITS RÓZSA¹–SIMON TIBOR¹–SZABÓ MÁRIA³–
BARABÁS SÁNDOR⁴

¹ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, Budapest

²KÉE Tájvédelmi és Tájrehabilitációs Tanszék, Budapest

³ELTE Természetföldrajzi Tanszék, Budapest

⁴MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet, Vácrátót

Bevezetés

Tanszékünk munkacsoportja 1986-ban kezdte el a botanikai munkát a Szigetközben. A monitoringterületek kiválasztása után évente növénycönológiai felvételeket készítettünk. Az erőműrendszer megépítésében és a vízpótlásban bekövetkezett változások miatt (a nagymarosi duzzasztó építésének leállítása, a C-variáns megvalósítása, szivattyúzás, fenékküszöb, stb.) a monitorozás szempontjai többször változtak. Ehhez igazítottuk kutatásainkat, a helyszínek, a módszerek és a vizsgált populációk időnként megváltoztak. Tanszékünk ez évi munkájáról (visszatekintve az elmúlt évekre) két közleményben számolunk be. Ezek közül ebben írtuk le az általános botanikai vizsgálatok eredményeit, valamint a nádasok és a falevél-felület adatok kvantitatív vizsgálatának eredményeit. A kiszáradt Dunamederben megindult szukcesszió és a nádasok botanikai vizsgálatának eredményei a „Mederszukcessziós és nádas vizsgálatok a Szigetközben” című tanulmányban olvashatók.

1998-ban is folytattuk az állandó mintaterületek vizsgálata mellett a nagyobb területre kiterjedő terepbejárásokat. Ezek során újabb fajjal bővült a Szigetköz flórája, Dunaremete mellett, a hullámtérben bukkantunk a *selyemmályvára* (*Abutilon theophrasti*). A Szigetköz botanikai értékét elsősorban magas (1000 feletti) fajszáma adja, amely körülbelül megegyezik a Zempléni-hegységével. Az indikátorpopulációk közül ebben az évben nem került sor a magas útifű (*Plantago altissima*) összehasonlító vizsgálatára. Ennek oka az, hogy a dunaszigeti mintaterületen, ahogy a rét szárazodott az évek során, ez a faj, amely eleinte tömeges volt, egyre inkább visszaszorult. 1998 olyan év volt, amikor e fajnak egyetlen példányát sem sikerült fellelni.

Ebben az évben az előzőhöz képest néhány változás történt a mintavételi helyekben. Már a tervekben sem szerepeltettük a dunaremetei botoló füzeset, mivel a vízpótló rendszerhez közel van, és az év nagy részében víz alatt van. Helyette kezdtük el egy másik füzes vizsgálatát a közelben, az alkalmazott módszer szintén a teljes cönológiai felvételezés. A monitoring Budapestig történő kiterjesztési tervének hatására néhány éves szünet után ismét történt teljes cönológiai felvételezés a Szentendrei-szigeten, Kisoroszinál. Új, kontrollnak számító füzes kvadrátot jelöltünk ki Vámoszabadinál, a medvei híd alatt.

<u>Helyszín és növényzet</u>	<u>EOV/GPS</u>	<u>Vizsgált objektum</u>
Vének - fehérfüzes puhafaliget	553600/267200	fehér fűz
Dunaszigeti-erdő (ártéri tölgyes ligeterdő)	527300/288500	teljes növényzet és "falevelek"
Dunaszigeti-rét (ártéri kaszáló)	527300/288500	teljes növényzet
Halászi-Derék-erdő (gyertyános-tölgyes)	513600/289100	teljes növényzet
Lipót-Gombócosi zárás (nyáras)	534200/287500	teljes növényzet

Dunakiliti, száraz erdő füzes, nádas	521100/294400	fehér fűz és nád
Kisbajcs (nádas)	548000/267700	nád
Cvek-lapos (nádas)	523700/290100	nád
Lipót (nádas)	531200/281200	nád
Malomszer (nádas)	523200/281400	nád
Dunaremete, transzekti	522500/282500	teljes növényzeti eloszlás
Dunaremete, transzekti füzes	522500/282500	fehér fűz
Kisoroszi fűz-nyár ligeterdő	47° 49'06"	teljes növényzet
	19° 01'51"	
Kisoroszi rét	47° 49'10"	teljes növényzet
	19° 01'51"	
Dunaremete, morotvai füzes	47° 53,52'	teljes növényzet
	17° 26,91'	
Vámosszabadi, füzes	47° 47,09'	teljes növényzet
	17° 39,58'	

Az egyes vizsgált objektumokhoz a következő mintavételi módszerek tartoznak:

<u>Vizsgált objektum</u>	<u>Mintavétel tárgya</u>	<u>Mintavétel időpontja</u>
teljes növényzet	25*25 m-es területen belül az összes hajtásos növényfaj cönológiai borításának regisztrálása	július
“falevelek”	a kocsányos tölgy (<i>Quercus robur</i>), hamvas éger (<i>Alnus incana</i>) és az magyar kőris (<i>Fraxinus angustifolia</i> ssp. <i>pannonica</i>) lehullott leveleinek felületmérése	november- december
fehér fűz	a fehér fűz (<i>Salix alba</i>) lehullott leveleinek felületmérése	november
nád	a nád (<i>Phragmites australis</i>) hajtássűrűségének és tömagasságának mérése	július november
teljes növényzeti eloszlás	a szárazra került Dunamederben 50 m hosszan, egymással érintkező 2*2 m-es négyzetekben minden előforduló faj cönológiai borításának regisztrálása	július

A Szigetköz általános növényzeti állapota

A Szigetköz vízközeli növénytársulásainak jellegét a jó vízellátottság és az időnkénti elárasztások során a területre került propagulumok (magok, termések, életképes hajtásdarabok) által magasan tartott fajszám alakította ki. Jóllehet igazi növényritkaság a területen kevés van, a növényzet fő jellegzetessége a fajkompozícióban rejlik: hegyi és síkvidéki fajok egymás tözsomszédságában fordulhatnak elő. A mai helyzetben ez a fajta sokféleség hosszú távon eltűnésre van ítélve. Az eredeti (bármilyen időponthoz is viszonyítsuk azt) növényzet megőrzéséhez más-más beavatkozások szükségesek a Szigetköz különböző területein.

Az Öreg-Duna medre és közvetlen környezete

Az Öreg-Duna medrében a vízszintcsökkenés miatt egy kavicsáv szárazra került, szélessége változó, helyenként a 100 métert is eléri, rajta szárazföldi növények telepedtek meg. A közvetlenül partmenti részre a növényzet sávos elhelyezkedése jellemző. Az eredeti vízparton egy fehérfüzes sáv húzódik, amelyben 1992 után kiszáradt fák is találhatóak. Mivel a fehér fűz igényli a rendszeres és tartós vízborítást, ezen sáv megmentésére nincs reális esély. A jelenlegi vízparton (a dunaremetei vízmérce 20-30 cm állásánál) kialakult egy bokorfüzes, amelyben már felső lombkoronát alkot a fehér fűz. A két füzes aljnövényzete eltérő, lent hiányzik pl. a szeder, mert az új part vízjárása nem a megszokott, időnként hol víz alá, hol levegőre kerül egy keskeny sáv, és ennek során folyamatosan iszap rakódik rá. 1996 és 1997 júniusában a vízszint mintegy félméteres napközbeni változásának tanúi voltunk. Az iszapréteg arra utal, hogy az eset nem ritka. Ez a jelenség fokozottan érvényesülhet minden olyan Dunaszakaszon, ahol az akár kismértékű csúcsrajáratás miatt napi árhullámok vonulnak le. Egy ilyen "árapályzóna" növényzete bizonyosan szegényesebb lesz egy hagyományos partmenti sávnál, lévén a hazai flóra fajai nem adaptálódtak ilyen viszonyokhoz, ezért csak a legtűrőképesebb fajok maradhatnak meg. Az újonnan kialakult füzes sáv további sorsa alapvetően a meder vízjárásától fog függeni. Ha a jelenlegi helyzet stabilizálódik, egy új *fehér fűz* (*Salix alba*) által dominált parti füzes fog kialakulni. Ha viszont megváltoznak a vízállási, vagy a vízjárási viszonyok (a jelenlegi helyzet mesterségesen előidézett, elvileg és gyakorlatilag egyaránt változtatható), és időnként, vagy állandóan a régi meder megtelik vízzel, azaz az erdőnek nem csak az alja, hanem a lombkoronája is hosszabb időre áramló víz alá kerül, jelenlegi ismereteinkkel nem tudjuk a botanikai folyamatokat előre látni.

A két füzes sáv között az új mellett egy relatíve vízigényes magaskórós öv alakult ki, amely átvészeli az időnkénti elárasztást. E sáv és a régi vízpart között szárazságtűrő gyomtársulás található, mivel minél inkább távolodunk az új vízparttól a régi felé, a talajvíz annál mélyebben található a talajfelszíntől, mivel a vékony iszap alatt rossz vízemelő-képességű kavicsos aljzat van.

Az ágrendszerek

A legdrasztikusabb változások az ágrendszer azon részein történtek, amelyekbe 1992 után egyáltalán nem jutott víz. A környező nádasok növényzetének magjai, amelyek az ágak iszapjában folyamatosan jelen voltak, már az első, elterelést követő vegetációs periódusban kicsírázva megindították a szárazföldi szukcessziót. A második évre teljesen beborították a kiszáradt morotvák talaját. Az eredeti hínárnövényzet a tartósan szárazföldivé vált részeken eltűnt, de az iszapban vastag gyöktörzssel rendelkezők még jelenleg is vegetálnak (pl. tündérrózsa, vízitök). Ahol a vízpótlás újra feltöltötte a morotvát, ezek a fajok szinte azonnal "újjaéledtek". Az iszap magbankjában túlélő magvakból és, ha sikerül az akár néhány évente bekövetkező átöblítést megoldani, "hozott anyagból" a többi hínárnövény is újra meglepedhet.

A hullámtér

Az elterelés óta leginkább érintett növényzet itt található. A talajvízszint csökkenése mellett a több-kevesebb rendszerességgel bekövetkező elárasztások elmaradása az, ami hosszabb távon megváltoztathatja a növényzetet. A szárazodás a nedvességigényes fajok visszaszorulásával

jár, helyüket igénytelenebb gyomok veszik át. Ez a folyamat már megindult, lassítása vagy visszafordítása csak a talajvízszint mesterséges emelésével lehet. Az elárasztások elmaradása lehetővé teszi a hosszabb-rövidebb elárasztást nem elviselő, gyomjellegű fajok tömeges megtelepedését, amelyek fokozatosan kiszorítják az eredeti, elárasztáshoz adaptálódott eredeti fajokat. A fajstruktúra átrendeződésének egy hosszabb távon bekövetkező hatása az, hogy a magasabb térszínekről érkező Duna nem tud a hullámtéren propagulumokat (magokat, spórákat, hajtásrészleteket) lerakni, ilyen utánpótlás nélkül pedig a hegyi jellegű érzékenyebb fajok el fognak tűnni. Ez a Szigetköz flórájának alapvető jellegvesztését okozza, mert különlegessége az alföldi és hegyi fajok egymás mellett élése. Hullámtéri árvizek mesterséges előidézése csak a Duna magas vízállása esetén tűnik megvalósíthatónak, az üzemvízcsatorna 4000 m³/s-es kapacitása miatt az e feletti vízmennyiséget az eredeti mederben hagyják lefolyni. Ezeket az eseteket lehetne (a hidrológusok által reálisnak tartott módon) akár pótlólagos vízforrásokat szereztve (Kiliti tározó üzembe helyezése, a szlovák féllal történő megállapodás alapján a vízmennyiség nem napi, hanem évi felezése útján) megvalósítani. A hullámtéri növényzet számára az elárasztás fontos, időpontja és időtartama azonban nem közömbös. Okkal feltételezhető, hogy az elmúlt 10-100 ezer évben azokból a fajokból alakult ki hullámtéri növényzet, amelyek a magashegyekből induló folyók rendszeres (tavaszi és nyáreleji) áradásait viselik el, a magasvizekkel létrehozott áradásokhoz ezek a fajok evolúciósan adaptálódtak. Hasonlóképpen elviseli a növényzet az elárasztás időnkénti elmaradását is.

A mentett oldal és a Mosoni-Duna

A Mosoni-Duna mentén találhatóak azok a keményfaligetek, amelyek botanikailag a Szigetköz legnagyobb értékei. Ezen Dunaágban a vízhozam egyenletesen magas, a környező erdőkben egyértelműen a talajvízszint csökkenésnek tulajdonítható szárazodás nem figyelhető meg, jóllehet a talajvízszint nem éri el azt a szintet, amely a helyi lakosok szóbeli közlése szerint a század első felére volt jellemző. Az utóbbi tíz év az egész országban átlagosan az elvárhatónál aszályosabb volt, ez alól nem kivétel a Szigetköz sem. Ha egy élőhely magasabb térszínen, kavicsaljazaton terül el, a légköri aszály hatása fokozottan érvényesül.

Növénycönológiai vizsgálatok

A botanikai megfigyelések során évenként ugyanazon időpontokban végeztünk cönológiai felvételezéseket, amelynek során mintaterületenként becsültük a 25 x 25 m-es kvadrát növényfajainak abundancia-dominancia (A-D) értékeit az egyes fajok tömegességének megállapítására. Az egyes fajok A-D értékeinek becslése szubjektív, nagy gyakorlatot igénylő tevékenység. Mivel a vizsgálati időszakban a becsléseket ugyanazok a botanikusok végezték, okkal feltételezhető, hogy esetleges becslési hibáik mindig ugyanolyan mértékűek voltak. Az egyes A-D értékek a módosított Soó-féle táblázat alapján az alábbi borításokat jelentik:

A-D	Borítás%
+	0.1, vagy kevesebb
+ -1	1.0
1	2.5
1-2	5.0

2	15.0
2-3	25.0
3	37.5
3-4	50.0
4	62.5
4-5	75.0
5	87.5, vagy több.

A növénytársulás és a környező flóra csoportjait két irányból elemezzük. Egyik oldalról a Zólyomi-Précsényi-féle vízháztartási V-érték, másoldalról pedig a fajok természetes vagy degradált állapotokra utaló TV-érték spektruma szerint. A módszer elvi alapját az képezi, hogy a társulásokot alkotó fajok a különböző tényezőkkel - vízellátottság, hőmérséklet, talajreakció, bolygatás stb. - különböző érzékenységet mutatnak. Ennek következtében előfordulásuk, a környezeti tényezők meghatározott értéktartományához kapcsolódik, így azt indikálják is. Ezen alapul pl. a fajok vízigényét és egyben vízindikációját jellemző V értékskála, valamint a bolygatással szembeni viselkedést jellemző természetvédelmi értékskála. Mindkettő alapvető fontosságú jelen munkánk folyamatában is. A társulások vízindikációját a Zólyomi-Précsényi által kidolgozott és a hazai flórára adaptált TVR rendszer V értékei felhasználásával végezzük. A V érték skála 0-11 terjedő értékekkel jellemzett 11 kategóriába osztja a hazai edényes flóra fajait. A két szélsőséget az igen száraz, rossz vízellátottságú termőhelyeken gyakori fajok ill. a vízi növények képezik.

A természetvédelmi érték besorolás empirikus kategóriái Simon szerint a következők: unikális fajok (U), kiemelten ill. fokozottan védett fajok (KV); védett fajok (V); természetes állományalkotók (E=edifikátorok) természetes, eredeti fajok (K); természetes pionírok (TP). Ezek összességükben a természetes és eredeti fajállományt képviselik. Ahol a fajcsoportok képviselőinek összes tömege a társulás alkotásában eléri a 70-100 %-ot, ott a környezeti viszonyok kedvezőek, az eredeti állapotot megközelítik. A további csoportok az emberi behatást, bolygatást, szekunder jelleget jelzik. Ezek a következők: természetes zavarástűrők (TZ); gyomnövények (Gy); gazdasági, ipari nem honos növények (G); mostanában terjedő, ugyancsak kultúrhatást jelző adventív fajok (A). E csoportok 30 % feletti részesedése a társulás fajösszetételében az emberi beavatkozás, bolygatás jelzi.

A terepmunka során megmutatkozott, hogy annak ellenére, hogy ez az év az utóbbi évek átlagánál jóval csapadékosabb volt, különösen a Szigetköz középső részén, az Öreg-Duna körzetében a gypszint növényzete az előző évekenél gyérebb volt. Ez megmutatkozott a borítások és az átlagmagasságok csökkenésében egyaránt. A növények vízszükségletének egyik része a csapadékból, másik része a Duna vízszintjével kapcsolatban álló talajvízből fedeződik. A Duna érintett szakaszán a vízszintsüllyedés után a gypszint növénytömege lassan elkezdett csökkenni, de a száraz nyarak miatt nem lehetett *egyértelműen* ezt csak a talajvízszint mélyebbre szállásával magyarázni. Idén viszont csapadék bőségesen volt, ha a növények vízből hiányt szenvedtek, az csak a talajbani készletek szűkösebb volta miatt lehetséges. Ezt erősíti az a tény, hogy sem a kontrollként vizsgált szigetközi erdőben, sem a kisoroszi kvadrátokban ez a jelenség nem tapasztalható. Mivel e két utóbbi területet az utóbbi években nem vizsgáltuk, a referencia adatsor az 1993-as évi volt. A terepi adatok a szárazságtűrőbb, zavarástűrő vagy gyomjellegű fajok térnyerését mutatják a hullámtéri területeken.

A nádas állományok vizsgálata

Az egyik kiválasztott indikátor populáció a nád (*Phragmites australis*). Kezdetben a teljes magasságát elért, bugás tövek magasságát mértük, a legalsó nádusztól a buga tetejéig. Későbbi esetleges elemzés reményében külön kezeljük a nádszál és a buga hosszát, de egyelőre, amíg elegendő nagy adatbázis nem áll rendelkezésünkre az értelmezéshez, csak az együttes hosszakat használjuk fel. A mintaelemszám 50, a mintavétel ideje ősz, a növekedés befejeződése után. A vizsgált területeken a magassági adatok nem adtak könnyen értelmezhető eredményt, ezért 1976 óta a mintaterületeken az állomány sűrűségét is becsüljük 300 cm²-es mintavételi kerettel. A mintaelemszám 200, a mintavétel időpontja nyár vége. 1996-ban két új területen kezdtünk vizsgálatot a fenékküszöb hatásának kimutatása céljából.

1. Táblázat. A vizsgált nádas mintaterületek magassági és tőszűrűségi adatai

	Hajtásmagasság átlag (cm)				tőszám /m ² (db)		
	1995	1996	1997	1998	1996	1997	1998
Lipót	323.1	327.1	355.2	342.5	99	92	94
Cvek lapos	284.0	301.6	328.4	321.1	61	38	31
Kisbajcs	268.0	295.7	310.2	287.4	105	72	91
Malomszer	-	273.2	288.0	272.7	44	72	65
Dunakiliti	-	260.4	245.6	259.6	69	37	32

A lipóti morotvató melletti nádas, amióta a vízpótlás állandó vízborítást biztosít, meg tudta őrizni homogén nádas jellegét, az oda nem illő, inkább szárazföldi fajok száma és tömegessége kicsi, inkább a parti részre korlátozódik. A Cikolaszigeti Cvek-lapos nádasa kiszáradt, vizet még sosem találtunk benne. Emiatt a szárazföldi növényzet kezd uralkodóvá válni, mára inkább egy csalánosnak tűnik, amelyben van nád is. A környék nagytestű vadjai pihenőnek használják, jelentős taposást és törést okozva. E két tényező okozza a tőszűrűség nagymértékű csökkenését. A kisbajcsi nádas a társulás jellegzetes képét mutatja, a fajszám kicsi, mert időszakosan víz borítja, ami a szárazföldi fajokat hatékonyan tartja távol. A malomszeri nádas egy csatornában található, amelyben az utóbbi években mindig találtunk vizet. A nádas ritkább, mint a kisbajcsi, és több vizes élőhelyre jellemző faj található benne. A dunakiliti nádas vegyes képet mutat. Maga a terület szárad, de a nádas egyik szélén egy csatornában már több éve víz folyik. Ennek közelében a nádas egészséges, de a csatornától távolodva a szárazodás egyre nagyobb mértékű. Mintaterületünk a nádas szárazabb szélén helyezkedik el. Fajösszetétele a Cvek-laposi állományhoz hasonló, sok a kimondottan szárazföldi faj, mivel vízborítást még sosem tapasztaltunk.

A közhiedelemmel ellentétben a nád jól tűri a szárazságot, emiatt tartósan száraz területeken is megél, sok helyen szántóföldi gyom. Ezért arra nem lehet számítani, hogy a tartósan szárazra került hajdani nádasok helyén a nád eltűnik. Maga a faj meg fog maradni, de a fajkompozícióban bekövetkező változások miatt a társulás el fogja veszteni „nádas” jellegét, és egy nádban gazdag, csalános-magaskórós társuláseggyüttesnek adja át helyét.

Mivel a magassági és a sűrűségi adatok nem adnak egyértelmű képet az állományban bekövetkező változásokról, célszerű lenne a jövőben a nádasok vizsgálatát a cönológiai adatok évenkénti felvételezésével kiegészíteni.

Levélfelület vizsgálatok

1989 óta végzünk asszimiláló levélfelület méréseket 4 faj esetében, ezek a kocsányos tölgy, hamvas éger, amerikai kőris és fehér fűz voltak. Fajonként évente 200 db teljesen kifejlett, lehullott levél felszínadatait mérjük meg planiméterrel. Az átlagos levélfelületek változása tapasztalataink és a szakirodalom szerint érzékeny indikátora a termőhely vízháztartása ingadozásának: szárazodás hatására a levelek átlagos felülete csökken.

A leveleket a lombhullás befejeződése után gyűjtjük. A leveleket préselve simítjuk. Ha a levél lyukas, vagy kézenfekvően pótolható része hiányzik, a levelet papírra hiánymentesre átrajzoljuk, és a kivágott sziluett felületét mérjük.

2. Táblázat. A falevél-felület mérések eredményei. A felületadatok átlagait cm^2 -ben adtuk meg az elmúlt három évre vonatkozóan

Hely	Vízszintcsökkenés	Faj	1996	1987	1988
Dunaremete	igen	fehér fűz	6.3	6.2	4.3
Dunasziget	igen	fehér fűz	9.0	5.63	5.0
Dunasziget	igen	hamvas éger	45.3	30.1	23.9
Dunasziget	igen	kocsányos tölgy	39.1	39.2	40.3
Dunasziget	igen	magyar kőris	-	7.4	7.0
Dunakiliti	nem	fehér fűz	8.4	7.2	7.0
Malomszer	nem	fehér fűz	19.3	16.6	17.5
Vének	nem	fehér fűz	9.4	9.5	7.1
Kisoroszi	nem	fehér fűz	7.0	9.3	8.0

Az adatok azt mutatják, hogy azokon a területeken, ahol vízszintcsökkenés következett be, a fák kisebb leveleket fejlesztenek, így csökkentve a párologtató felületet. Ez alól kivétel a többi fajéhoz képest vastagabb, bőrnemű levelű kocsányos tölgy. Az erősen vízhez kötött fehér fűz, amely nemcsak magas talajvízszintet, de időszakos elárasztást is kíván, sínlyi meg legjobban a vízszintcsökkenést. A fák állapotának romlása nem hirtelen következett be, hanem évről évre folyamatosan csökkentek az átlagos levélfelületek. A különböző területeken a fajok más-más környezetben nőnek, életkoruk sem azonos. Ezért csak az ugyanarról a helyről származó, különböző időpontokban vett minták eredményeinek összehasonlítása korrekt. Ennek legszembetűnőbb példája a malomszeri füzes, ahol fiatal fákról származnak a nagyobb levelek. A fehér fűz levelei annyira érzékeny indikátorai a talajvízszint változásának, hogy a jövőben növelni kívánjuk a fűzlevelés mintaterületek számát. Jó indikátorfaj lenne a hamvas éger is, de jóval ritkább, ezért a megfelelő mennyiségű levél begyűjtése nehézségbe ütközne. A fűzlevelés adatok viszonylag egyszerűen megszerezhetők, füzes állományok sokfelé, (a szlovák oldalon is) találhatóak, ezért a kétoldalú adatgyűjtési együttműködésben is fontos szerepet kaphatnak.

Összefoglalás

Ahogy várható volt, közvetlenül az Öreg-Duna medrében folyó vízmennyiség lecsökkenése után drasztikus növényzeti változások csak a közvetlen vízpartokon, a főmederben és a kiszáradt ágakban történtek. Az évelő fajok tűrőképessége és a talaj magbankja még a

legjobban szárazodó helyeken is még évekig biztosítani tudta a fajkészlet megmaradását. Azonban 1998-ban már szemre is érzékelhetővé vált a leginkább érintett Középső-Szigetközben a szárazodás botanikai hatása, amely, már egyes fajoknak a mintaterületről történő eltűnésében is megnyilvánul. Ezek helyét szárazságtűrőbb fajok foglalják el, amelynek következménye az eredeti társulástípus megváltozása lesz. Ugyanakkor a vízpótlás fontosságát hangsúlyozza az a tény, hogy azokon a helyeken, ahol 1992 után megindult a növényzet megváltozása a szárazodás hatására, de később a vízpótlás az eredetihez hasonló szintre állította vissza a vízviszonyokat, a növényzet regenerálódása gyorsan megtörtént. Metodikai szempontból célszerű lenne a jövőben a fűzlevelek vizsgálatát több területre kiterjeszteni, mert eddigi adataink szerint egy egyszerűen végezhető, jól értelmezhető adatokat nyújtó módszerről van szó. A nádasok esetében pedig az eddig vizsgált értékek cönológiai adatokkal történő kiegészítése lenne szükséges.

Irodalom

- GERGELY, A. - HAHN, I. - SZABÓ, M. - DRASKOVITS, R. - SIMON, T. (1997): A növényzet szukcessziója a Duna kiszáradt medrében. IV. Magyar Ökológus Kongresszus, Pécs, 1997. június 26-29. Előadások és poszterek összefoglalói, p.69.
- GERGELY, A. - HAHN, I. - SZABÓ, M. - SIMON, T. - DRASKOVITS, R. (1996): Mederszukcessziós vizsgálatok a Szigetközben. A Magyar Biológiai Társaság XXII. Vándorgyűlése. Előadások összefoglalói, Gödöllő. p. 25.
- GERGELY, A. - HAHN, I. - SZABÓ, M. (1996): Mederszukcessziós vizsgálatok a Szigetközben Dunaremeténél. Tanulmány. Kézirat. Az 1996. márc. 20-i konferencián elhangzott előadások összefoglalói. MTA Szigetközi Munkacsoport kiadványa.
- GERGELY, A. - HAHN, I. - SZABÓ, M. (1997): Mederszukcessziós vizsgálatok újabb eredményei.. Tanulmány. Kézirat. Az 1997. febr. 5-i konferencián elhangzott előadások összefoglalói. MTA Szigetközi Munkacsoport kiadványa.
- HAHN, I. ET AL.1997: Növénytársulások, társuláskomplexek és élőhelymozaikok. In: Nemzeti biodiverzitás-monitorozó rendszer III. (szerk. Kovácsné Láng Edit és Török Katalin) MTA ÖBKI, Vácrátót
- HAHN, I. ET AL.1997: Növényfajok. In: Nemzeti biodiverzitás-monitorozó rendszer IV. (szerk. Török Katalin) MTA ÖBKI, Vácrátót
- HAHN I., STANDOVAR T. 1994. Az erdőrezervátumokban végzendő botanikai kutatásokról. Környezet és fejlődés V/2:43-45
- HAHN, I. - SZABÓ, M. - SIMON, T. - DRASKOVITS, R. - GERGELY, A. - MOLNÁR, E. (1997): Vegetation succession in the exposed Danube bed. (in: Láng, I., Banczerowski, I., Berczik, Á. (ed.) Studies on the environmental state of the Szigetköz after the diversion of the Danube) MTA Szigetköz Bizottság, Budapest. pp. 75-82.
- HORVÁTH, F. - DOBOLYI, K.. - MORSCHHAUSER, T. - LÖKÖS, L. - KARAS, L. - SZERDAHELYI, T. (1995): FLÓRA adatbázis 1.2, Taxonlista és attribútum-állomány. MTA ÖBKI, Vácrátót
- SIMON, T. (1992): A magyarországi edényes flóra határozója. Tankönyvkiadó, Budapest
- SZABÓ, M. - HAHN, I. - GERGELY, A. (1995): Plant succession studies in the Danube riverbed at Dunaremete (Szigetköz). 7th European Ecological Congress, Budapest, August 20-25, 1995. Abstracts, p. 244.

A szerzők címe:

BARABÁS SÁNDOR
MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet
2163. Vácrátót, Alkotmány u. 2-4.
Tel.: 28-360-122, fax:28-360-110
E-mail: kanyisa@ludens.elte.hu

DRASKOVITS RÓZSA

ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék
1083. Budapest, Ludovika tér 2.
Tel.: 210-10-75/1166, tel/fax: 333-87-64

GERGELY ATTILA

KÉE Tájvédelmi és Tájrehabilitációs Tanszék
1118. Budapest, Villányi út 35-43.
Tel.: 385-06-66/6286, tel/fax: 385-06-66/6508
E-mail: agergely@hoya.kee.hu

HAHN ISTVÁN

ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék
1083. Budapest, Ludovika tér 2.
Tel.: 210-10-75/1169, tel/fax: 333-87-64
E-mail: hahn@ludens.elte.hu

SIMON TIBOR

ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék
1083. Budapest, Ludovika tér 2.
Tel.: 210-10-75/1166, tel/fax: 333-87-64

SZABÓ MÁRIA

ELTE Természetföldrajzi Tanszék
1083. Budapest, Ludovika tér 2.
Tel.: 210-10-75/1126
E-mail: szmarcsi@ludens.elte.hu

A SZIGETKÖZI ERDÉSZETI MONITORING EREDMÉNYEI 1993-TÓL – 1998-IG

CSÓKÁNÉ SZABADOS ILDIKÓ – SOMOGYI ZOLTÁN
Erdészeti Tudományos Intézet, Budapest

A Szigetköz biológiai és erdészeti jelentősége

A Duna folyamszabályozási és ármentesítő munkálatai mintegy 100 évvel ezelőtt fejeződtek be, ezáltal a mentett oldalon egy csatornákkal behálózott, holtágakkal tarkított mezőgazdasági területet hoztak létre, az 'eredeti táj' néhány folttól eltekintve csak a hullámtérben és a Mosoni-Duna mentén maradt fenn. Az eredeti jelző azonban viszonylagos, hiszen nem függetleníthettük magunkat a Duna felső szakaszán megépített osztrák vízlépcsők hatásaitól, amelyek a rendszertelenül, nagy erővel lezúduló árhullámaikkal sok kárt tettek az élővilágban. További káros hatásként jelentkezett, hogy a hordalékban szegény Duna-víz a Kisalföldre érve folyamatosan mélyítette a medre, ami hosszú távon a mellékágak fokozatos lefűződéséhez, elvíztelenedéséhez vezet.

A Szigetköz hullámtere biológiai szempontból különleges jelentőséggel bír, hisz sajátos körülmények között kialakult, napjainkra egyre ritkábban előforduló ártéri, rendkívül sajátos, mozaikos ökológiai rendszer, amelynek fontos eleme az erdő és a faállomány.

A Szigetköz hullámtere fontos szerepet tölt be a magyar erdőgazdálkodásban, nem annyira területét tekintve – hiszen Magyarország erdőterületének mindössze 0,2%-át teszi ki –, hanem az évente itt képződött famennyiség vonatkozásában. Míg országos átlagban a fatermelési rendeltetésű erdőkben az egy hektár erdővel borított területre eső fatérfogat 188,3 m³/ha, addig ez az érték a Szigetköz hullámtérében 228 m³/ha. A nemesnyárok az országos átlagot majdnem négyszeresen meghaladó éves növedéket produkálnak, és az itteni erdőgazdálkodás számára meghatározó értéket képeznek.

Az erdészeti monitoring

Az erdészeti monitoringot 1986-ban hoztuk létre 30 db, 0.1-0.25 ha nagyságú fatermési parcella kijelölésével. A parcellák faállománya döntő többségében (a szigetközi 64%-os átlaggal szemben 80%-ban) nemesnyár. A választást e fajták azon tulajdonsága indokolta, hogy ezek viszonylag érzékenyen, gyorsan, tehát jól mérhető módon reagálnak a környezeti változásokra. De szerepet játszott a kor erdészetpolitikája is, amelyben döntő szerepet kapott a mennyiségi fatermesztés, amelynek egyik megvalósulási formája a nagyarányú nyárerdősítés volt. Az immár 13 éves vizsgálati időszak alatt a nyárállományok egy része elérte vagy megközelítette a vágásérettségi kort, és lecsereltük őket. Ebben az esetben igyekeztünk a fafajok reprezentáltságán javítani a fűzek javára. A fűzek arányának növelését megkívánta még az a tény is, hogy az elterelést követő hidrológiai viszonyok változása a fűzek élőhelyét érintették a legerőteljesebben: a fűz lett a hullámtér veszélyeztetett fafajcsoportja. Jelenleg 35 parcellán végzünk megfigyeléseket.

A megfigyelések két időszakra oszthatók: Az első időszakban – amely 1992-ig, az elterelésig tartott – az "alapállapot" definiálása történt meg, amely magában foglalta az állandósított parcellák kiválasztását és kijelölését, a termőhely részletes felvételét és értékelését, valamint a faállományok

növekedése 6-7 éves adatsorának felvételét, az alapvető növekedési tendenciák meghatározását. Eredményeinkről rendszeresen beszámoltunk: CSÓKÁNÉ, SZ. I. (1998), HALUPA, L. - CSÓKÁNÉ, SZ. I. (1994) HALUPA, L. - SOMOGYI, Z. - SZABADOS, I. - VEPERDI, G. (1995), HALUPA, L., SOMOGYI, Z., SZABADOS, I., VEPERDI, G. 1986-TÓL 1998-IG, SOMOGYI, Z. (1997), SOMOGYI, Z., SZABADOS, I. (1998)

A Bős-Gabčíkovo erőműrendszer történetében és a monitoring működésében, funkciójában is mérföldkövet jelentett az 1992. év. Ebben az évben olyan alapvetően más koncepciók jelentek meg úgy a tervekben, mint a kivitelezésben, amelyekre korábban nem számítottunk. Megtörtént a „C-variáns” néven ismertté vált szlovák terv megvalósítása, amely magában foglalta a dunacsúnyi tározó megépítését és a Duna új mederbe terelését, valamint üzembe helyezték a bői erőművet is. Mindezek a munkálatok nagyban megváltoztatták a Szigetköz hullámterének hidrológiai viszonyait, ezáltal munkánk még nagyobb szerepet kapott a biológiai folyamatok leírásában és a károk felmérésében. Olyan új kérdésekre kerestük a választ, mint hogy a fáknek mennyi és milyen dinamikájú vízre van szükségük a vízutánpótlásból, a különböző mennyiségű vízpótlással milyen hatások érhetők el, mi várható ott, ahol a vízpótlás műszakilag nem megoldható, milyen nagyságú károkat okoztak az elmúlt négy év szélsőséges beavatkozásai, a károkat kiheverhetik-e még az erdők, milyen ökológiai és tájésztétikai károk keletkeztek stb. A feltett kérdésekre azonban nem lehet még egyöntetűen és egyszerűen válaszolni, mert – az elterelés óta eltelt rövid idő mellett – ez a viszonylag kis terület a termőhelyek széles skáláját hordozza, a rendszeresen előntött talajtól a kavicsshátig. Épp ezért szükségessé vált a korábban kijelölt monitoringrendszer célorientált bővítése is.

A vizsgálatok alapjait elsősorban az egyes fák és a faállományok növekedésmérései képezik. Ezek mellett rendelkezünk további 20 megfigyelőhellyel, ahol csak a fák egészségi állapotát vizsgáljuk. Az elemzések során mindvégig tekintettel kellett lenni a termőhely mellett olyan fontos növekedést befolyásoló tényezőkre is, mint a genetikai tulajdonságok (faj-, fajtajellegek), a kor, az erdőművelési beavatkozások és az időnként szélsőségesen változó meteorológiai értékek és események. A megfigyeléseket és a növekedési viszonyok elemzését fajfajokra, fajtákra, korosztályokra és termőhelytípusokra kell bontani. A változatos feltételek megkövetelik a hosszabb megfigyelési időt (az egyes hatásokra legalább három-négy vegetációs periódust) és nagy mintaszámot. Megállapításainkat tizenkét év és több mint 1500 folyamatosan vizsgált fa mérési eredményeire alapozzuk.

KÖRNYEZETI VISZONYOK ÉS AZOK VÁLTOZÁSA A VIZSGÁLT IDŐSZAKBAN

A talajok és a talajvíz elhelyezkedésében bekövetkezett változások

Az 1992-es év végén a Duna elterelése alapvetően megváltoztatta a hullámtér hidrológiai viszonyait: részben a Duna vízjárásával szoros kapcsolatban lévő talajvíz süllyedése, részben a rendszeres előntések elmaradása által. A talajvíz mélyebbre kerülésével párhuzamosan megnövekedett a csapadék jelentősége. Az előntések korábban biztosították a teljes termőréteg telítődését, és a növényzet tápanyag-utánpótlását. Az elterelést követően az áradások eme jótékony hatásai teljesen megszűntek. A talajok, lévén homokos vagy homokos vályog szerkezetűek, gyorsan kiszáradnak. A fák kapilláris vízemelés útján sem mindenütt juthatnak nedvességhez, mivel az itt található talajtípusok sok helyütt vékony termőrétegűek (30-50 cm), és alattuk vastag kavicsréteg helyezkedik el, amely vízemelésre nem képes.

Ez az új helyzet új kutatási kérdéseket vetett fel, felerősödött az igény, hogy alaposabban feltárjuk a fák fiziológiai működése és a hidrológiai viszonyok közötti kapcsolatot. Az egyik ilyen fontos kérdés volt, hogy a nemesnyárok gyökérzete meddig hatol le a talajba, illetve hogyan viselkedik a kavicsréteg megjelenésének határán, valamint továbbmegy-e a kavicsba. Az eltereléssel érintett területeken a gyökérzet nem tudta követni a talajvíz nagy arányú változását, vagyis nem volt képes a talajvíz után menni, ezzel cáfolva egyes szlovák állításokat is. A kavicsfrakció szemcseeloszlásától függően csupán néhány centiméteres (3-10 cm) mélységig hatoltak vékony gyökerek a kavicsrétegbe. Azokban az időszakokban tehát, amikor a talajvíz tartósan nem éri el a termőréteget, akkor a növényzet kizárólag a felülről érkező vízre, az elárasztás hiányában csak a csapadékra van utalva. A csapadék mennyisége - miután a teljes szigetközi térség klimazonálisan az erdős sztyepp - cseres-kocsánytalan tölgyes övezetbe esik - önmagában nem elégséges ezeknek a vízigényes faállományoknak a fennmaradásához, fennmaradásukhoz és jó növekedésükhöz más vízforrásra is szükségük van.

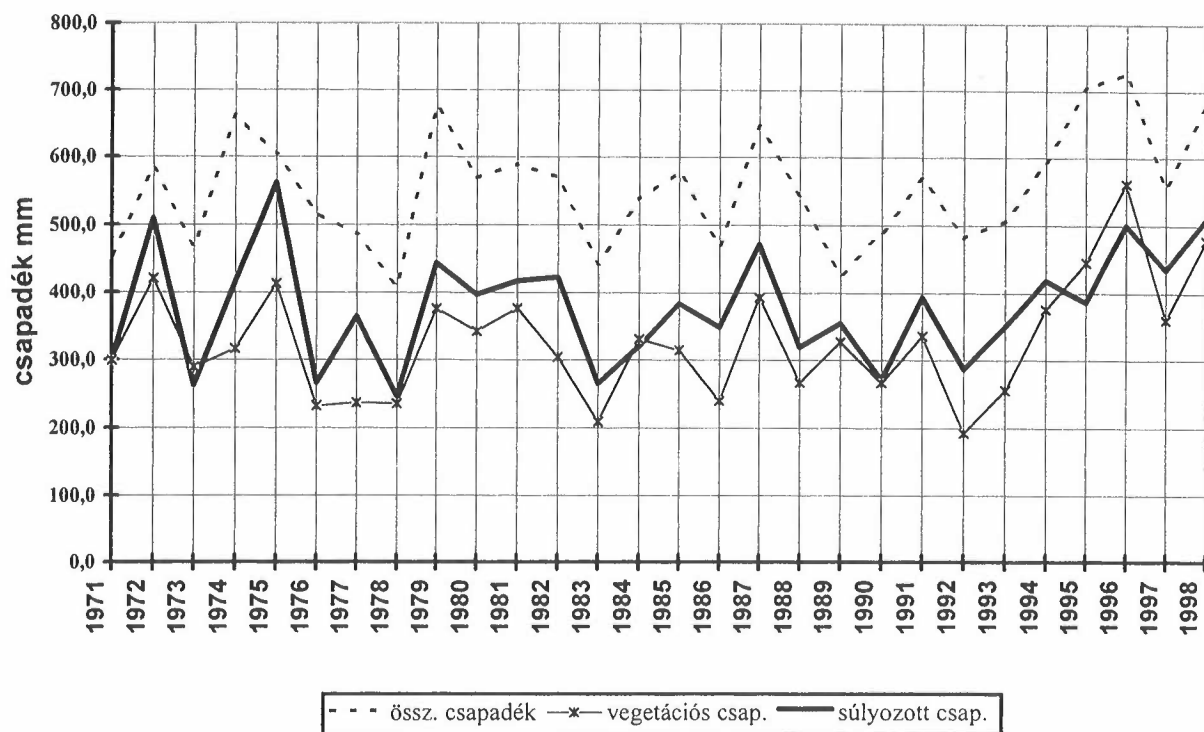
Az erdészeti parcellák talajvízmérő kútjaiban folytatott rendszeres talajvízszint-mérések - bár a kutak száma nem reprezentálja a hullámtér talajvizének elhelyezkedését és mozgását - nem mutattak egységes tendenciát. 1992-ig a talajvízszint a Duna természetes vízjárását követve erősen ingadozott. 1993. és 1994. között a talajvízszint nagyon mélyen, 300-500 cm-es mélységben helyezkedett el, így a gyökérzet számára nem volt elérhető. A vízpótlás beindításával a talajvízszint ingása kiegyenlítettebbé vált, de az elterelés előtti szintet általában nem érte el. Bármekkora is volt cm-ben kifejezve a talajvíz emelkedése, ha az nem érte el a talajréteget, akkor a növényzet számára semmiféle kedvező változást nem hozott. A Duna közvetlen partmenti szakaszán pedig hatása egyáltalán nem volt érzékelhető. A talajvízszint eredeti visszaállítása ezért - úgy véljük - a jelenlegi rendszerrel műszakilag nem is lehetséges.

Az alsó szakaszon (Lipót, Ásványráró) a vegetációs időben a talajvíz folyamatosan kavicsréteg felett elhelyezkedett el, ezáltal a talajnedvességi viszonyok kedvezőek maradtak a nemesnyárok számára, a fűzeknek azonban ez önmagában nem elégséges. Szükségük lenne az előntésre, amire éves rendszerességgel nem került sor.

Az időszak meteorológiai jellemzése

A Szigetköz részletes meteorológiai értékeléséhez az Országos Meteorológiai Szolgálat mosonmagyaróvári és győri állomásának közzétett csapadék- és hőmérséklet-adatait használtuk fel. (A két állomás térségének csapadékvértékei hosszabb távon csak néhány % eltérést mutatnak, de előfordult már 100 mm-es csapadékkülönbség is.) Vizsgáltuk a havi átlaghőmérsékletet, a lehullott összes csapadékot a naptári évben, a vegetációs időszakban, valamint a csapadék időbeli eloszlását kiemelten figyelembe vevő súlyozott csapadékösszeget (PÁLFAI 1991). (1. ábra)

A monitoring működése során az időjárási szélsőségek teljes skálája előfordult a rendkívüli aszálytól a rekord mennyiségű esőig, a hosszú havas téltől a csapadékmentességig. Ezen rövid időszak alatt évtizedes rekordok dőltek meg, pozitív és negatív értelemben egyaránt. Az időjárási szélsőségek által okozott fiziológiai folyamatok hatásait (pl. növedékváltozásokat stb.) ilyen rövid távon nem tudtuk függetleníteni a hidrológiai változások hatásaitól. Az elterelést követő hat vegetációs évben előfordult a vízpótlás teljes hiánya aszályal párosulva, a működő vízpótlás aszályal és rekord mennyiségű csapadékkal együtt. A meteorológiai elemek hatásának statisztikai elemzése ilyen hosszúságú időszak alatt ezért nem ad felhasználható értékeket, növekedést befolyásoló hatásának megítélésében csak becslésekre hagyatkozhatunk.



1. ábra. Mosonmagyaróvár csapadékviszonyai 1971-1998.

ÁLLOMÁNY- ÉS KERÜLETNÖVEKEDÉS A MEGFIGYELÉSI PARCELLÁKON

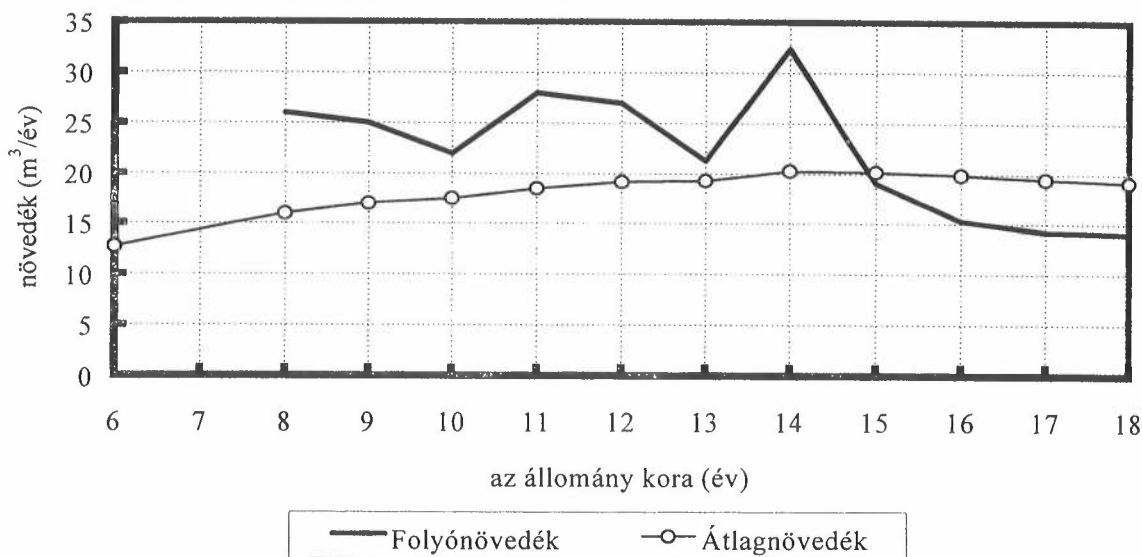
A növekedési viszonyok feltárására kétféle mérési módszert alkalmaztunk. Az egyik az évenkénti teljes állományfelvétel, amely a parcellák minden egyes fájának átmérő- és magasságméréséből áll. A másik a heti kerületnövekedés mérése, amelynek során a fákra mellmagasságban felszerelt dendrométerszalagok a heti vastagodás mértékét mutatják tized mm pontossággal. A parcellák fái sorszámozottak, így lehetőség van az egyedek több, adott esetben 12 éves mérési sorozatának figyelemmel kísérésére is.

Növedékkiesés a fűzesekben

A fűzesek az érintett területek 22%-át borítják állományszerűen, elsősorban a mély fekvésű területeket foglalják el. A Duna vízszintmozgása legnagyobb hatással ezekre a fűzes területekre volt, amelyek hetekre is elárasztás alá kerültek. Az elterelést követően a rendszeres áradások elmaradtak, és a vízpótló rendszer nem képes ezt szimulálni.

Az összfatermés folyónövedékének értéke már 1994-ben, azaz 15 éves korban az átlagnövedék értéke alá süllyedt. Erdészeti szempontból ez arra utal, hogy az adott állomány fenntartása ökonómia szempontból már nem jövedelmező annak ellenére, hogy a fűz véghasználati kora 30-40 év közé tehető. A kerületnövekedés törésszerű csökkenését is ebben az évben észleltük. (2. ábra)

Az eltérés az átlagos kerületnövekedéshez képest május végéig mintegy 20%, június végéig pedig már 50% mértékű. A következő években az össznövekedés 30-55% között ingadozott.



2. ábra. Fűz kísérleti parcella (Ásványráró 6 D) összfatermés átlag- és folyónövédékekének alakulása az 1986-1997. közötti időszakban

Ezek a termőhelyek ezért az erdőgazdálkodás számára továbbra is kedvezőek, bár a létrejött új hidrológiai viszonyok már nem a 'Bédai egyenes' szelektált fűznek az igényeit elégítik ki, hanem esetleg más fűzekét, vagy inkább már a nyárasokét. A későbbiekben érdemes megvizsgálni, hogy a 'Bédai egyenes' jelen körülmények mellett alkalmas-e ezen a termőhelyen erdőgazdálkodásra, vagy más, itt kedvezőbb tulajdonságú fűzfajtát kell keresni.

Növedékkiesés a nemesnyárasokban

A nemesnyár állományok kizárólag gazdasági célú erdők, a hullámtér 65%-át borítják. Minőségüket és növekedési ütemüket tekintve országos jelentőségűek, az egy hektárra eső élőfakészletük ($256 \text{ m}^3/\text{ha}$) a Szigetközben több mint kétszerese a fafajcsoport országos átlagának ($120 \text{ m}^3/\text{ha}$).

1992-ig a vizsgált szigetközi nyárasok fatermésének növédeke általában meghaladta az országos átlagot. 1992-t követően azonban vegyes kép alakult ki a növédekek területén. A növédekkiesés nagysága attól függően alakult, hogy az adott erdőrészt hidrológiai viszonyai milyen mértékben változtak meg, illetve milyen korúak az állományok. Általánosan érvényesült azonban az a tendencia, hogy az összfatermés folyónövédéke szinte valamennyi parcella esetében a kor függvényében várható értéknél jelentősen alacsonyabb, és ez a csökkenés sajnálatos módon az ígéretesen induló fiatal parcellákra fokozott mértékben volt jellemző. Bár 1996-ban valamennyi parcella fatérfogatának és vastagságának folyónövédéke némileg emelkedett, de 1997-től újra csökkenést mértünk.

Egy részletesebb értékeléshez a hullámtér az elterelést követően vízrajzilag alapvetően három térségre bontható: a Szigetköz felső (fenékküszöb hatáskörzete), középső (vízpótlással kevésbé

érintett) és alsó (az erőmű alvízcsatornájának közelsége miatt visszaduzzasztással érintett terület) szakasza. Ezen hármas felosztás szerint mutatjuk be a főbb eredményeket néhány jellemző parcella adataival.

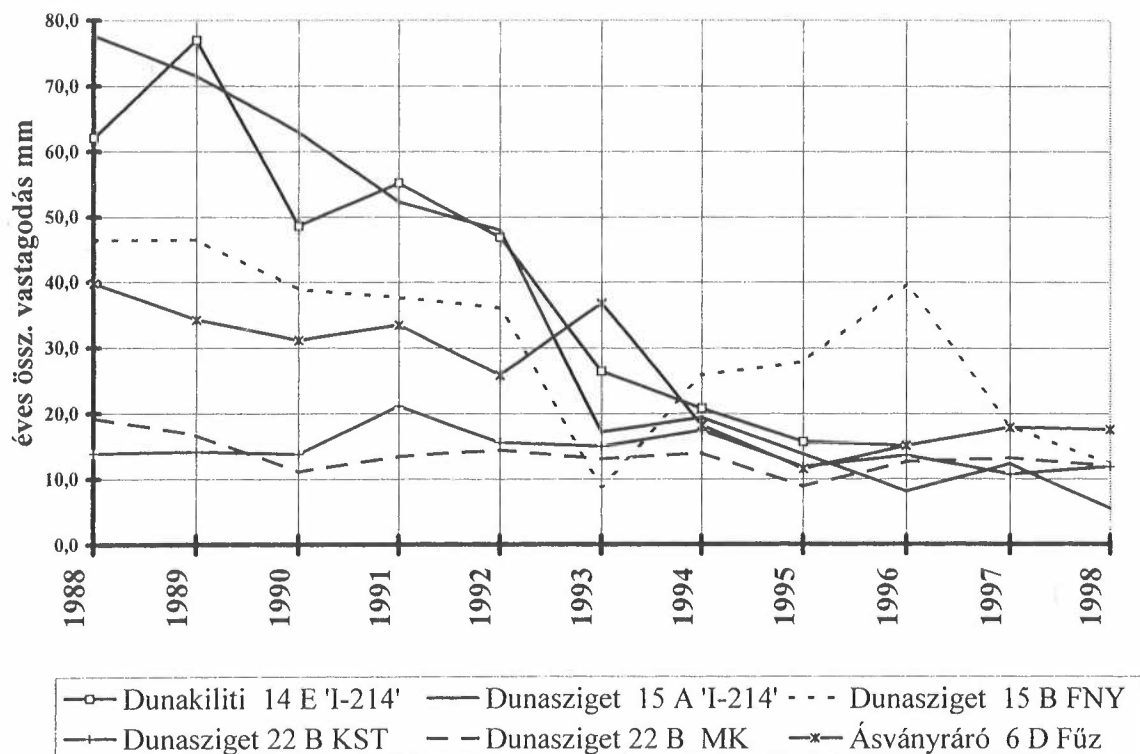
Felső szakasz

Az elterelést megelőző egyenletes növekedést a fejlődés erőteljes lelassulása, majd nagyon korai befejezése követte. Az éves átlagos vastagodás mértéke a korábbiaknak csak kb. 80%-át érte el. Mivel az állományok nagy része elérte a vágásérettségi kort, ezért a parcellán a méréseket az 1996-os évvel befejeztük, mert az adatok már nem a környezeti hatások változását szemléltették, hanem az öregkor csökkent növekedését jelenítették meg. Az újonnan kijelölt parcellák még nem adnak jól értékelhető adatsorokat, de az egyes értékek gyenge, gyenge-közepes növekedésre utalnak.

Középső szakasz

A parcellák közvetlenül az öreg Duna mellett találhatóak, ahol a legnagyobb mértékű a talajvíz lesüllyedése. Ugyanitt a kavicsréteg a felszínhez közel helyezkedik el, ezért a felette elhelyezkedő talaj víztároló képessége csekély, és a vízhiány gyorsan és erőteljesen jelentkezik. Határozottan érvényesül a Duna-meder talajvíz-elszívó hatása, ugyanakkor ez a terület kiesik a vízpótló rendszer hatáskörzete alól is. Ezek a hidrológiai változások okozták, hogy a két kísérleti faállományában már 1993-ban törésszerűen visszaesett a növedék.

A *Dunasziget 15A* erdőrészletben lévő 'I-214' nyár parcellán az 1993-as és az ezt követő években mintegy 65%-os növedékvesztéssel tapasztaltunk, amely messze elmaradt a kornak és a korábbi fatermőképességnek megfelelő szinttől. Látszólag ez a tendencia már visszafordíthatatlan. 1995-ben a kiszáradt fák térfogatának kiesése következtében lecsökkent az élőfakészlet (negatív növedék).



3. ábra. Évi összes kerületnövekedés különböző állományokban
(A rövidítések magyarázata: KST kocsányostölgy, 'I-214' olasznyár, FNY fehérnyár, MK magaskóris)

A heti kerületnövekedés görbéje 1992-t követően – a korábbiakhoz képest – jelentősen megváltozott. Kezdetben egy tavaszi növekedési csúcs volt megfigyelhető, majd 1996-ra a görbe annyira torzult, hogy rajta tendencia már nem lehető fel: kis növekedések és leállások váltogatják egymást. 1998-ban még a korábbiaknál is alacsonyabb, az állomány életének eddigi legalacsonyabb vastagsági növekedését regisztráltuk. A megfigyelések folytatása tanulsággal szolgálhatna arra vonatkozóan, hogy meddig képes még fennmaradni ez az állomány. Korábban még azt a kérdést tettük fel, hogy rövid időn belül szükséges-e itt egy fafajcserét végrehajtani, vagy csak a korábban tipikus nyár termőhely fatermőképessége csökkent. A jelenlegi tapasztalatok arra engednek következtetni, hogy itt a fafajcsere jelentheti az egyetlen megoldást, hiszen még az elmúlt két év csapadékos tenyészidőszakai sem tudták kárpótolni az állományt a főmeder leszívó hatásának következményeiért.

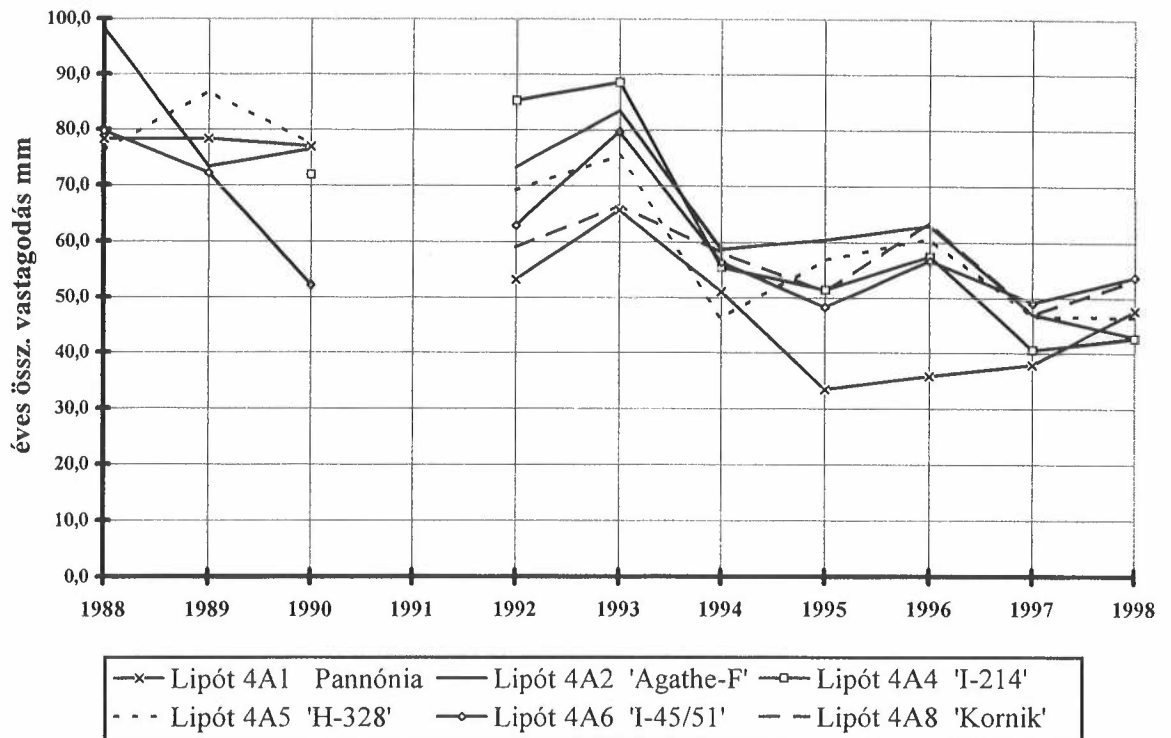
A Dunasziget 15B fehérynár parcellán 1994. év tavaszán egy erőteljes tisztítás eredményeként a fák növőtere és a kedvezőbb életfeltételek hatása által növekedési erélyük nagyobb lett. Így az erdőrészlet 1996-ra a Duna közvetlen partszakaszának egyetlen „üde színfoltja”-vá vált. A kerületnövekedés mértéke ekkorra nagyságában megközelítette az elterelés előtti szintet. A növekedés felgyorsulását tehát nem a hidrológiai viszonyok javulása eredményezte, hanem állománynevelési okai vannak, ezen hatások elmúltával 1997-től már ismét gyenge növekedést tapasztaltunk, az erdőnevelési beavatkozások jótékony hatása már nem jelentkezett, csak a termőhelyi hatások érvényesültek a vastagsági növekedésben.

Szakirodalmi értékelések szerint a fehérynárak intenzív vastagsági növekedése 15-20 éves korban kezdődik, és kedvező termőhelyen 6-8 mm széles évgűrök is képződhetnek, amely 38-50 mm kerületnövekedést jelenthet. A mintából ezt a növekedést egyetlen egyed sem érte el, sőt messze (kb. 60-75%-kal) elmaradtak ettől.

Az állomány további sorsával feltétlenül foglalkozni kell, mert a fehérynár termőhelyi igényei miatt alkalmas lehet arra, hogy szükség esetén a fafajcsere során más, vízigényesebb fafajok helyére lépjen, és természetvédelmi szempontoknak is megfeleljen, mint őshonos faj. Pillanatnyilag azonban úgy tűnik, hogy ez a part menti sáv még a fehérynárnak is túl száraz, amennyiben nem védelmi, hanem gazdasági erdőként akarjuk a területet fenntartani.

Alsó szakasz

Az értékelésben különös hangsúlyt kapott a Lipót 4A erdőrészletben lévő hat fajta-összehasonlító parcellának a részletesebb elemzése. Minden adottság megvolt a jó növekedésű nemesnyáras fejlődéséhez: az állományok kora a nyárok növekedésének intenzív időszakában van, a genetikailag a legjobb tulajdonságú klónokból állnak, a terület jó talajadottságokkal rendelkezik, jó a vízgazdálkodása, vastag a termőrétege, közelben helyezkedik el mellékág, a vízpótlást követően a talajvíz a vegetációs időszak folyamán végig a termőrétegben maradt stb. Helyette azonban azt találtuk, hogy a növekedés jelentősen, törésszerűen visszaesett, amit nem lehet mással magyarázni, mint azzal, hogy az elterelést követően bekövetkezett stresszt az állomány maradéktalanul mind a mai napig nem tudta kiheverni.



4. ábra. Különböző nyárklónok éves vastagodása a Lipót 4A erdőrésztletben

A gyérítések – amelyek átmeneti növekedésváltozást mindig eredményeznek – miatt csak 1994-ben észleltünk növekedéscsökkenést. Mind a hat klón esetében lényeges a romlás, az előző évi növekedésnek csupán 61-87%-át érték el (4. sz. ábra). 1995-97-ben továbbra is a korábbi évekhez viszonyítva 5-40%-os növekedés-kiesést tapasztaltunk. Míg öt fajta közel azonos növekedési értéket ért el, addig a 'Pannónia' 1995-97-ben messze elmaradt a többtől (4. ábra). Ezt azért kell külön megjegyezni, mert ez az a klón, amellyel az 'I-214'-et lecserélték, illetve tervezik lecserélni, és a mostani növekedési eredmények megkérdőjelezhetik ezeken a termőhelyeken a további nagy arányú 'Pannónia' telepítéseket. A térségben az olasznyár volt korábban a leggyakoribb nyárfajta, de kedvezőtlen alakú (elágazó, villás törzs) és faanyagának műszaki tulajdonságai (kis térfogatsűrűség) miatt, valamint hogy a nyárkéregfélével szemben kevésbé rezisztens fajta, az alkalmasabbnak ítélt 'Pannóniá'-ra cserélték. Ez utóbbi azonban az elmúlt három évben aggasztóan kis növekedést mutatott mind vastagságban, mind pedig összfatermésben. A fajtacserének tehát nagyon jelentős gazdasági vonzata is lehet, ezért elengedhetetlen a fajtaösszehasonlító sornak a további fokozott figyelemmel való kísérése. Javasoljuk, hogy a későbbiekben a nemesnyárfajtákat ne elegetlenül ültessék, hanem használják ki a nagyobb fajtaválaszték biztosította lehetőségeket, és egy-egy erdőrésztletbe foltokba többféle fajtát tervezzenek. Ennek a megoldásnak kedvező erdővédelmi hatásai is vannak egyes károsítók elterjedésének megakadályozásában.

Növedékkiesés a keményfás (*kocsányostölgy, kőris, egyéb kemény lombos*) állományokban

Ezek a fafajok lassú növekedésűek, állományszinten jelentős tartalékokkal rendelkeznek, továbbá olyan termőhelyen állnak, amelyek hidrológiai viszonyait a vízerőműrendszer kevésbé érintette. Nem volt lényeges növekedésbeli eltérés a korábbi évekhez képest (3. ábra), ha a beteg és alászorult helyzetű fákat figyelmen kívül hagyjuk. Néhány kocsányostölgy egyeden a betegség jelei mutatkoztak, ami a kocsányostölgyek általános állapotleromlási folyamatához köthető, és nem feltétlenül kapcsolódik a szigetközi ökológiai változásokhoz.

Érdekes jelenség olvasható ki a különböző fafajok növekedésének, s így a hidrológiai változásokra való érzékenységének az összehasonlításából. Az elterelés előtti időszakban a két lassan növő fafaj (kocsányostölgy, kőris) esetében nem lehetett szignifikáns változást kimutatni a különböző hidrológiai viszonyok és a fák vastagsági növekedése között, s e fafajok növekedési üteme rendre alacsonyabb volt a nyáráknál. Az elmúlt években ugyanakkor a gyorsan növő fák, mint a 17 éves Dunasziget 15A parcellán lévő nyárák, vagy az ásványrárói fehérfűzek – amelyek egyúttal vízigényesek is – átlagos vastagsági növekedése már kisebb volt, mint a tölgyeké. Ez is azt mutatja, hogy a nyárák és a fűzek most már sok helyen nem az igényeiknek megfelelő termőhelyen állnak.

A faállományok egészségi állapota

A megváltozott hidrológiai viszonyok – a növekedés csökkenése mellett – legközvetlenebbül az egészségi állapot változásában jelentkeztek. Ez az állapot sokkal nehezebben határozható meg egzakt módon, mint a növedék, hiszen sok esetben szubjektív megítélésről van szó. Ezen szubjektív hatások csökkentésére, a fatermési parcellákon végzett egészségi állapot vizsgálatok kiegészítésére, 1996-ban létrehoztunk egy olyan 20 állandó pontból álló mintahálózatot, amely reprezentálja a hullámtéri erdőket, és az évenkénti azonos időben való visszatérés lehetővé teszi egy realisabb kép kialakítását.

1988-tól – 1992-ig az állományok lényegében egészségesek voltak, állapotukban romlás nem következett be. Az előforduló károsítók közül csak a kéregfekély, egyes lombrágó rovarok és az erőteljes aszály érdemelnek említést. Néhány állomány azonban a helytelen fafaj-megválasztás vagy az elmaradt nevelési munkák miatt került gyenge egészségi állapotba, de ennek nincs közvetlen köze a vízlépcsőhöz. Áttételesen azonban van, mert a vízszabályozási munkák során a mellékági zárásokat elbontották, ezzel lehetetlenné tették a hullámtérben a közlekedést, az erdőnevelési munkák elvégzését és a faanyag szállítását.

A nyárákon a tavaszi lombkárosítások során kétféle rovar pusztítását észleltük nagyobb mértékben: a nagy nyárlevelész és az aranyfarú pille levélrágása volt számottevő, de csak olyan mértékű, amit a fák gyorsan kihevertek. A korábbi évek jellegzetessége volt az ún. aszálymentesítő lombhullás, amely főleg az eltereléssel érintett magasabban fekvő területeken, és közvetlenül a Duna parti sávjában jelentkezett. Ez egy kényszerű, a normálisnál korábban jelentkező lombhullás, amellyel a fák a száraz körülmények káros következményei ellen védekeznek. A kedvező meteorológiai és javuló hidrológiai viszonyok együttes hatása eredményeképpen 1996-tól már nem észleltük.

A fűzállományok általános kondíciója az elmúlt évek során közepesnek, ill. gyengének volt minősíthető. A törzseken nagyon sok járulékos rügy hajtott ki, a koronában sok volt a száraz ág, helyenként egész foltokban pusztultak a fák. Mindez arra utal, hogy ez a termőhely már nem a fűzek termőhelye, hanem annál szárazabbá vált.

A fűzek egyedenként, foltokban vagy fasorként is sok helyen előfordultak, nem elsősorban gazdasági szereppel. Ezeknek a főleg öreg, és leginkább tájesztétikai szerepet betöltő fáknek szinte az egésze elpusztult. A kár itt egyértelműen nem számszerűsíthető. Ugyancsak nem számszerűsíthető az az ökológiai kár, amelyet ennek a fafajcsoportnak az ártéren való visszaszorulása jelent. Az önvetényült fűzesekben, amelyek egy szukcessziós fejlődés során jelentek meg, az elöntések elmaradása szinte azonnal érezte pusztító hatását.

Az enyhe telek és az árvizek elmaradása miatt évekig jelentős mértékű pocokkárral jelentkezett a fiatalosokban.

Mindezek megerősítik a fanövekedési vizsgálatok eredményeit, vagyis azt, hogy a Szigetköz nagy részén egyes fajok számára túl szárazzá váltak a termőhelyek, s itt fafajcserére lesz szükség, máshol pedig ugyanazokkal a fafajokkal, de az elterelés előtti viszonyokhoz képest kedvezőtlenebb feltételek mellett, lehet erdőgazdálkodást folytatni.

Összefoglalás

Az Erdészeti Tudományos Intézet 1986 óta végez megfigyeléseket a Szigetköz hullámterének erdeiben. A kezdeti időszakban megtörtént egy ún. kiindulási állapot definiálása: a vizsgálandó parcellák helyének kiválasztása, állandósítása, a részletes termőhely-feltárás, talajvizsgálat és az uralkodó fafajok növekedési menetének meghatározása. A térség klímája nagyobb területen olyan mértékben száraz, hogy a Duna nélkül zárt erdő kialakulása nem lehetséges. Az elterelést megelőzően a Duna rendszeres elárasztásai és a gyökérzet számára közvetlenül vagy kapilláris úton elérhető talajvíz biztosították vízigényes fafajok országos átlagot meghaladó növekedését is. Az 1992 októberi Duna-elterelést követően alapvetően megváltoztak a hidrológiai viszonyok a talajvíz nagy mértékű lesüllyedése által. A gyorsan növő fafajoknál már az első vagy második évben jelentősen (a korábbi időszak átlagához képest 20-60%-kal) visszaesett a vastagsági és fatérfogatbeli növekedés. A különböző vízpótlási megoldásokkal annyit sikerült elérni, hogy a növekedés egy állandó – de az adott fafajtól, termőhelytől és kortól elvárható szintnél alacsonyabb – szinten stagnál. Közvetlenül a Duna-meder menti sávban – ahol a főmeder talajvízleszívó hatása érvényesül – történtek a legnagyobb károk, pl. egy nemesnyár-állomány összeomlása. A fehérűz állományok kerültek elsősorban nagyon kedvezőtlen helyzetbe, jelentős részükben gazdaságosan erdőgazdálkodás nem tartható fenn. A szárazabbá vált termőhelyek erdősítése más fafajokkal vagy fajtákkal oldható csak meg. A fák egészségi állapota és a termőhelyet indikátorként jelző lágyszárú növényzet növekedése és fajösszetétele is szárazodásra utal.

Irodalom

- CSÓKÉNÉ, SZ. I. (1998): Erdészeti monitoring a Bős-Gabčíkovo erőmű hatásterületén. *Erdészeti Kutatások* 88: 53-67
- GENCSI, L., VANCURA, R. (1992): Dendrológia. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- HALUPA, L. - CSÓKÉNÉ SZ. I. (1994): A Kisalföld erdei. *Hidrológiai Közöny* 74 (5): 269-278.
- HALUPA L. - SOMOGYI Z. - SZABADOS I. - VEPERDI G. (1995): Erdészeti vizsgálatok a Bős/Gabčíkovi erőmű hatásterületén kialakított megfigyelő rendszerben I. 1986 - 1992. *Erdészeti Kutatások*.
- HALUPA L., SOMOGYI Z., SZABADOS I., VEPERDI G. által összeállított éves jelentések. *ERTI-jelentések* 1986-tól 1998-ig.

- SOMOGYI, Z. (1997): A Hágai Nemzetközi Bíróság látogatása a Szigetközben I-II. *Erdészeti Lapok* CXXXII-CXXXIII.
- SOMOGYI, Z., SZABADOS, I. (1998): Growth and health of floodplain forests in Szigetköz before and after diversion of the Danube: results of a ten year monitoring. *Proceedings an EFI Conference on Floodplain Forests of Europe*, Smolenice
- PÁLFAI, I. (1991): Az 1990. évi aszály Magyarországon. *Vízügyi Közlemények*, LXXIII.2.

A szerzők címe:

CSÓKÁNÉ SZABADOS ILDIKÓ

Erdészeti Tudományos Intézet
1024. Budapest, Frankel Leó u. 42-44.

h12554cso@ella.hu

Tel.: 326-17-69, fax: 326-16-39

DR. SOMOGYI ZOLTÁN

Erdészeti Tudományos Intézet
1024. Budapest, Frankel Leó u. 42-44.

Tel.: 326-17-69, fax: 326-16-39

h9013som@ella.hu

A SZIGETKÖZ SZÁNTÓFÖLDI GYOMNÖVÉNYZETE

CZIMBER GYULA–BRÜCKNER DÉNES
PATE Növénytani Tanszék, Mosonmagyaróvár

Bevezetés

A Szigetköz hullámtere és a Mosoni-Dunát közvetlenül övező területek botanikailag legalaposabban kutatottak (ZÓLYOMI, 1937; GONDOLA, 1956; TERPÓ, 1962; KEVEY ÉS CZIMBER, 1982, 1984). Hiányos viszont a mentett oldali terület, a szegetális gyomvegetáció tanulmányozása. A Duna szabályozási munkálatainak terve, elkezdése ill. a Duna elterelése szükségessé tette, hogy a szántóföldi terméseredmények konkrét vizsgálata mellett, ill. annak kiegészítéseként sor kerüljön a gyomnövényzet összetételének számbavételére is. Ezeket a munkálatokat 1989-ben kezdtük el a Szigetköz kalászos- és kapás kultúráit reprezentáló búza- illetve kukorica- és cukorrépa-területekben (CZIMBER, 1992, 1993/a, 1993/b, 1993/c). A felvételezéseket azóta évente megismételjük.

A Szigetköz gyomvegetációja kutatásának célja többirányú:

- A meglévő alapflóra adataira támaszkodva a szegetális gyomvegetáció kutatási eredményeivel hozzájárulunk a Szigetköz aktuális flórájának elkészítéséhez.
- A gyomflóra illetve a terület aktuális flórájának egésze a Duna szigetközi szakaszának jelenlegi „szabályozása” után hasznos jelzőrendszerül szolgálhat a hatásterület növénytermelése, természetvédelme számára.

Anyag és módszer

A Szigetköz szegetális gyomnövényzetének felvételezését 1989-ben kezdtük el. Kezdetben minden búza-, kukorica- és cukorrépa táblán készült felvétel. A későbbiekben községhatáronként 2 búzatáblán és 2 kukoricatáblán felvételeztünk. A táblák kiválasztásánál arra törekedtünk, hogy azok lehetőleg a talajvízszint-mérő kutak közelében legyenek. A mintaterületek (kvadrátok) fele vegyszeres gyomirtásban részesült táblákon került kijelölésre, fele pedig a vegyszerezésből kimaradt vagy hagyományos agrotechnikai gyomirtású szántóföldeken.

A gyomfelvételezéseket a hazai növényvédelemben gyakorlattá vált Ujvárosi által módosított Balázs-féle felvételezési módszerrel készítettük (UJVÁROSI, 1973).

A szigetközi gyomnövényzet elemzését jelen közleményünkben az 1989-től 1992-ig történő felvételezéseink alapján végeztük. A legnagyobb területre kiterjedő munka során kaptuk ugyanis a legteljesebb fajlistát. A későbbi, a monitorpontokhoz kötött felvételezési lista mindig kisebb fajszerű. Ez utóbbi viszont hűen tükrözi egyes fajok terjedését vagy visszaszorulását, más esetekben új fajok megjelenését.

Az 1997. évben végzett szigetközi felvételezési adatok közül felsoroljuk az első ötven legnagyobb borítású fajt és ezek listáját összehasonlítjuk az ezévi országos felvételezések átlagborításaiával. Azért az 1997. évi adatok kerülnek összehasonlításra, mert országos kiterjedésű felvételezés csak 20- illetve 10 évenként (legutóbb 1997-ben) készül.

A szigetközi felvételezési adatlapok alapján bármelyik szigetközi régió (Felső-, Középső-, és Alsó Szigetköz illetve az eltérő talajvízszintű területek) gyomossági viszonyai külön is tanulmányozhatók.

Eredmények

A Szigetközben talált 201 gyomfaj 36 növény családba tartozik. A legnagyobb fajszámmal rendelkező 5 család: *Asteraceae* (29), *Poaceae* (23), *Chenopodiaceae* (17), *Brassicaceae* (16), *Scrophulariaceae* (12). Fajszám tekintetében a Szigetközben is a fészkesek (*Asteraceae*) és a pászitfűfélék (*Poaceae*) vezetnek. A két növény családba tartozó 52 faj az összesnek 25,8 %-a. Hazánk gyomnövényei közül e két család részesedése majdnem azonos: 26,5 % (HUNYADI, 1988).

Amennyiben az egyes növény családokhoz tartozó fajok borítását nézzük, akkor a sorrend a következő: *Chenopodiaceae* (6,48), *Poaceae* (3,22), *Amaranthaceae* (3,01), *Asteraceae* (1,98), *Euphorbiaceae* (1,76). A fentiekből látható, hogy 3 növény család mindkét csoportosításban az első öt között szerepel. Az *Euphorbiaceae* előkelő helye a *Mercurialis annua* nagy szigetközi (kukorica- és cukorrépa vetések) térfoglalása miatt van. Ez a növény család egyébként a világ 10 legfontosabb növény családjá közül a kilencedik a gyomok tekintetében (HOLM ET AL. 1977).

A növény családok sorrendje fajszám és átlagborítás tekintetében kultúránként eltérő. Búzában legnagyobb borítású a *Brassicaceae* (2,41%) és a *Papaveraceae* (2,08%) család. Helyezésüket a Szigetközben a *Descurainia sophia* és a *Papaver rhoeas* határozza meg. Kukoricában a *Chenopodiaceae* (7,72%) és a *Poaceae* (7,36%) vezet, de nagy borítású az *Amaranthaceae* (3,48%) család is. Cukorrépában a vele egy családba tartozó *Chenopodiaceae* (10,59%) vezet és második az *Amaranthaceae* család (4,19%).

A hasznos rovarvilág (beporzó rovarok) táplálkozása (virágpor, nektár) szempontjából sorrendben fontos családok a Szigetközben: *Apiaceae*, *Asteraceae*, *Lamiaceae*, *Euphorbiaceae*, *Resedaceae*, *Fabaceae*, *Rosaceae*, *Caryophyllaceae*, *Chenopodiaceae*. Az utolsó, de a beporzás szempontjából kevésbé fontos családot kivéve a többi csak kevés fajjal ill. borítással van jelen (BENEDEK, 1968).

A Szigetköz gyomnövényeinek életformák szerinti csoportosítását UJVÁROSI (1973) alapján végeztük el, mert más hazai gyom-életforma elemzésekkel csak így hasonlíthatjuk össze. A 1. táblázaton feltüntettük a magyar flóra életformák szerinti százalékos megoszlását is.

A táblázatban az árvakelések nem szerepelnek. A Szigetközben a legtöbb 124 gyomnövény az egyévesek (terofitonok - T) életforma-csoportjába tartozik. Ez az összes gyomnövénynek 64,6%-a, ami háromszorosa a magyar flóra (21,8%) csoportrészesedésének. Második helyen a talajban telelők (geofitonok - G) állnak 20,3%-kal, ami közel kétszerese a magyar flórában a csoport részesedésének. A talajszintben telelők (hemikriptofitonok - H) százalékos részesedése viszont majdnem negyedrésze (12,5%) a magyar flóra hasonló csoportrészesedésének (46,6%).

1. Táblázat. A magyar flóra és a szigetközi gyomnövények életformák szerinti csoportosítása

Életformák		Magyar flóra %	Szigetközi gyomnövények		
Máthé (1956)	Ujvárosi (1973)		száma	százaléka	átlagborítása%
Ph	MM+M	12,0	–	–	–
	N	4,0	–	–	–
	E	0,1	–	–	–
	Ch	2,1	–	–	–
	H	46,6	24	12,5	0,06
	H ₁		3	1,6	0,01
	H ₂		4	2,1	0,01
	H ₃		11	5,7	0,03
	H ₄		3	1,6	0,00
	H ₅		3	1,6	0,00
	G	10,9	39	20,3	2,43
	G ₁		23	11,9	0,89
	G ₂		5	2,6	0,00
	G ₃		10	5,2	1,54
	G ₄		1	0,5	0,00
	HH	6,0	–	–	–
	HT	5,3	5	2,6	0,07
	Th	21,8	124	64,6	20,46
	T ₁		22	11,4	0,34
	T ₂		21	10,9	1,91
	T ₃		5	2,6	0,89
	T ₄		76	39,6	17,32
Összesen:			192	100,0	23,02

A flóraelemeket illetően a Szigetközben a legtöbb az eurázsiai elem (32,81%). A kozmopoliták és a szubmediterrán elemek azonos (18,75%) részarányal szerepelnek. A kozmopoliták és adventivek száma a magyar flórában és a búzában jóval kevesebb. Ugyanitt a szubmediterrán elemek aránya kisebb. Ezek az adatok is igazolják MÁTHÉ (1943) és UBRIZSY (1968) azon megállapításait, hogy az agrotechnika és a vegyszeres gyomirtás fokozódásával csökken a cönózisokban a tágabb értelemben vett európai, kontinentális, pontusmediterrán eredetű fajok száma és szerepe. Helyüket az egyéves kozmopolita-adventiv, valamint a szubmediterrán (mediterrán) eredetű elemek veszik át. Emeli még a szegetális gyomvegetáció fajainál a szubmediterrán (mediterrán) jelleget az is, hogy az adventiv és kozmopolita fajok javarésze is mediterrán származású.

Irodalmi adatok alapján SIMON ET AL. (1986) elkészítették a szigetközi flórakatasztert. Ez hibridek nélkül 767 faj, és alapflórának tekintendő. Ennek mai ellenőrzése szükséges, és ez fogja képezni a Szigetköz aktuális flóráját.

A jelenleg felvételezett szegetális gyomflóra összesített listája alapján 153 gyomfaj előfordulását állapítottuk meg, és a Szigetközre nézve az alap- illetve aktuális flórát 43 gyomfajjal egészítettük ki.

Vízigény tekintetében az egyes W_B értékszámokhoz (BORHIDI, 1992) tartozó 193 növényfaj eloszlási adatai (db, százalék) a gyomirtási összegek feltüntetésével a 2. táblázaton található. A Szigetköz vetési gyomnövényeinek 33,68%-át 4-es W_B indikátor számú, a második legnagyobb csoportot (20,72%) az 5-ös W_B indikátor számúak alkotják. Az átlag a kettő között van, ami azt jelenti, hogy a fajok legnagyobb része a közepesen nedves talajokat igényli.

2. Táblázat. A szigetközi gyomnövények csoportosítása vízigényük alapján (W_B)

W_B értékszám	A gyomfajok		
	száma	százaléka	borítása %
1	–	–	–
2	8	4,15	0,60
3	23	11,92	0,90
4	65	33,68	13,4
5	40	20,73	4,26
6	26	13,46	1,37
7	11	5,70	1,98
8	9	4,66	0,29
9	9	4,66	0,10
10	1	0,52	0,07
11	1	0,52	0,04
12	–	–	–
Összesen	193 db	100,00 %	23,01 %

A magas talajvízszintű területeken a 7-11-es W_B -értékek százalékos részesedése nagyobb. Ezek a területeken a vízigényesebb növények (*Calystegia sepium*, *Lythrum salicaria*, *Equisetum arvense*, *Galium aparine*, *Mentha longifolia*, *Phragmites communis*, *Polygonum amphibium*, *P. lapathifolium*, *P. persicaria*, *Rubus caesius*, *Solidago gigantea*, *Symphytum officinale*) nagyobb jelenléte jellemző.

Gyomvizsgálati eredményeink közül a 3. táblázaton bemutatjuk a Szigetköz 1997. évben felvételezett fontosabb (50 faj) gyomnövényeit. Azért csak az első ötven gyomfajt soroljuk fel, mert ezek együttes borítása az összes gyomosító faj (154) borításának 96,89 %-át teszik ki. A többi faj térfoglalása gyakorlatilag elhanyagolható. A gyomok tudományos neve után zárójelben található szám az országos felvételezésben szereplő sorrendet jelenti (TÓTH, 1998).

A szigetközi- és az országos felvételezésben szereplő első 50-50 gyomnövény közül 32 a közös faj, vagyis a gyomok 64%-a. Ez az összehasonlíthatóságot is jelenti (Alföld flóraidéke).

Az egyes fajok átlagborítása alapján felállított sorrend eléggé eltérő. Ez abból adódik, hogy néhány veszélyes faj - amely az utóbbi időben terjed rohamosan (pl. *Ambrosia artemisiifolia*, *Datura stramonium*, *Avena fatua*) - a Szigetközben most van felszaporodóban. Más fajok viszont (*Mercurialis annua*, *Galinsoga parviflora*) korábban is nagy kisalföldi, szigetközi elterjedésűek, borítási értékűek voltak. Több faj egyértelműen a szigetközi talajok helyenkénti jobb vízellátottságára (talajvízszint) utal: *Calystegia sepium*, *Galium aparine*, *Phragmites communis*, *Polygonum lapathifolium*, *Symphytum officinale*, *Mentha arvensis*, *Mentha longifolia*, *Solidago gigantea*.

3. Táblázat. A szigetközi búza- és kukoricavetések fontosabb gyomnövényei (1997)

Sor- szám	WB	A gyomnövény	
		neve	borítása
1.	5	<i>Panicum miliaceum</i> (13)*	1,7614
2.	4	<i>Papaver rhoeas</i> (20)	1,3191
3.	7	<i>Echinochloa crus-galli</i> (2)	1,2674
4.	4	<i>Cirsium arvense</i> (5)	1,0792
5.	4	<i>Chenopodium album</i> (4)	1,0461
6.	7	<i>Galium aparine</i> (10)	0,9824
7.	6	<i>Galinsoga parviflora</i> (59)	0,8635
8.	4	<i>Mercurialis annua</i> (48)	0,8435
9.	4	<i>Setaria glauca</i> (19)	0,5256
10.	5	<i>Amaranthus retroflexus</i> (3)	0,5224
11.	6	<i>Chenopodium hybridum</i> (25)	0,5174
12.	5	<i>Agropyron repens</i> (12)	0,4668
13.	4	<i>Amaranthus chlorostachys</i> (9)	0,4617
14.	4	<i>Convolvulus arvensis</i> (7)	0,3844
15.	5	<i>Ambrosia artemisiifolia</i> (1)	0,3399
16.	5	<i>Stellaria media</i> (23)	0,3374
17.	4	<i>Consolida regalis</i> (31)	0,3313
18.	6	<i>Equisetum arvense</i> (37)	0,2902
19.	4	<i>Apera spica-venti</i> (17)	0,2725
20.	9	<i>Calystegia sepium</i> (61)	0,2669
21.	8	<i>Polygonum lapathifolium</i> (15)	0,2548
22.	5	<i>Veronica persica</i> (87)	0,2319
23.	5	<i>Artemisia vulgaris</i> (56)	0,2220
24.	5	<i>Sonchus arvensis</i> (63)	0,1900
25.	4	<i>Datura stramonium</i> (8)	0,1586
26.	5	<i>Matricaria inodora</i> (6)	0,1579
27.	3	<i>Reseda lutea</i> (70)	0,1455
28.	4	<i>Viola arvensis</i> (45)	0,1268
29.	10	<i>Phragmites communis</i> (53)	0,1124
30.	4	<i>Setaria viridis</i> (35)	0,0781
31.	6	<i>Solanum nigrum</i> (39)	0,0741
32.	5	<i>Tussilago farfara</i> (116)	0,0688
33.	5	<i>Capsella bursa-pastoris</i> (36)	0,0647
34.	3	<i>Arenaria serphyllifolia</i> (107)	0,0647
35.	7	<i>Mentha arvensis</i> (105)	0,0580
36.	4	<i>Lathyrus tuberosus</i> (41)	0,0568
37.	4	<i>Descurainia sophia</i> (38)	0,0564
38.	8	<i>Solidago gigantea</i> (143)	0,0509
39.	3	<i>Anthemis austriaca</i> (74)	0,0473
40.	4	<i>Veronica hederifolia</i> (51)	0,0407
41.	3	<i>Amaranthus blitoides</i> (29)	0,0396
42.	6	<i>Aster lanceolatus</i> -	0,0379
43.	5	<i>Bilderdykia convolvulus</i> (16)	0,0365
44.	8	<i>Symphytum officinale</i> (104)	0,0339
45.	5	<i>Avena fatua</i> (30)	0,0322
46.	4	<i>Polygonum aviculare</i> (26)	0,0312
47.	9	<i>Mentha longifolia</i> -	0,0302
48.	6	<i>Cichorium intybus</i> (185)	0,0279

49.	3	Stachys annua (27)	0,0264
50.	6	Pastinaca sativa (189)	0,0247
		Összes átlagborítás:	16,4600

* Országos sorrend

A különböző vízigényű gyomok százalékos részesedése a legnagyobb borítású ötven faj borításából az alábbi:

	<u>Szigetköz</u>	<u>Országos</u>
Szárazságtűrő és félszáraz termőhelyek növényei (W _B : 1-4)	42,95 %	36,26 %
Üde, félüde termőhelyek növényei (W _B : 5-6)	38,07 %	44,22 %
Nedvesség- és talajvízjelző növények (W _B : 7-10)	10,87 %	5,56 %

Fenti adatok természetesen országos illetve szigetközi átlagadatok. A Szigetköz magasabb talajvízszintű területein a nagyobb W_B értékszámú fajok lényegesen magasabb átlagborítási értékekkel szerepelnek. (A kakaslábfű - *Echinochloa crus-galli* átlagborításait nem vettük figyelembe, mert számos ökotípusa félszáraz, üde termőhelyekhez is kiválóan alkalmazkodott.)

Külön értékeltük a Felső-, Középső- és Alsó- Szigetköz gyomviszonyait.

Az egyes W_B értékszámokhoz tartozó borítások 1998. évi régiónkénti eltérései mutatják a terület ökológiai eltéréseit. Az 5-ös W_B értékszámú gyomfajok (félüde termőhelyek gyomnövényei) száma régiónként közel azonos. A 7-11-es W_B értékszámú fajok (nedvesség- és talajvízjelző növények) borítása régiónként a következő:

Felső-Szigetköz	3,5701 %
Középső-Szigetköz	1,6799 %
Alsó-Szigetköz	3,4554 %

A vízigényesebb fajok száma, illetve borítása a Középső-Szigetközben a legkisebb. Ezt mutatták az 1997. évi adatok is. A talajvízmérő kutak szerint is itt a legalacsonyabb a talajvízszint, ami ezidáig is jellemzője volt a területnek, de érvényesülhet itt a Duna elterelésének (üzemvízcsatorna) hatása is. A 3 régió vízigényesebb növényfajainak borítása az összes gyomborítás százalékában:

Felső-Szigetköz	21,0021 %
Középső-Szigetköz	10,0408 %
Alsó-Szigetköz	19,1900 %

Az ökológiai változások jelzésére alkalmas C₄-es fotoszintézis típusú növényfajok 1997-ben a Középső-Szigetközben voltak a legnagyobb százalékos részesedéssel. E fajok száma 1998-ban sem csökkent, de nagyobb borításukat a rendkívül csapadékos időjárás miatt nem lehetett kimutatni. A csapadékos vegetációs idő ugyanis a C₃-as gyomok térfoglalását látványosan növeli.

Összefoglalás

A Szigetköz szántóföldi gyomnövényzete az 1989-1992-es gyomcönológiai felvételezéseink alapján 201 fajból állt. Közöttük gyomosító kultúrnövények is szerepelnek. A kizárólagos gyomnövény kategóriába tartozó 193 faj közül 124 az egyévesek (terofitonok) életformacsoportjába tartozik, ami az összes gyomnövénynek 64,6%-a. Második helyen a talajban telelők (geofitonok) állnak 39 fajjal (20,3%). Az egyévesek számának növekedése a Szigetközben az intenzív agrotechnikára és herbicidhasználatra utal.

A gyomok vízigény szerinti csoportosításában 33,68%-ot a 4-es, a második legnagyobb csoportot az 5-ös W_B indikátor számú fajok alkotják. Ez azt jelenti, hogy a fajok legnagyobb része a közepesen nedves talajokat kedveli.

A Szigetköz nagyobb talajvízszintű területein a vízigényesebb (7-11 W_B értékszámú) fajok százalékos részesedése nagyobb, mint az alacsonyabb talajvízszintű területeken. Legkevesebb a nagyobb vízigényű fajok száma a Középső-Szigetközben, ahol a C₄-es fotoszintézis típusú gyomok borítása a legnagyobb. Ez a különbség a Duna elterelése következtében tovább nőhet.

Irodalom

- BENEDEK P. (1968): Vizsgálatok lucernát megporzó méhalkatú (*Hymenoptera, Apoidea*) rovarokon Északnyugat-Magyarországon. *Növénytermelés*, 17 (3): 227-284.
- BORHIDI A. (1993): A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív értékszámai. Janus Pannonius Tudományegyetem, Pécs.
- CZIMBER GY. (1992): A Szigetköz szegetális gyomvegetációja. Akad. Doktori értekezés, Mosonmagyaróvár.
- CZIMBER GY. (1993/a): Északnyugat-Magyarország szegetális gyomvegetációja. I. A Szigetköz búzavetéseinek gyomnövényzete. *Növénytermelés*, 42 (2): 143-154.
- CZIMBER GY. (1993/b): Északnyugat-Magyarország szegetális gyomvegetációja: II. A Szigetköz kukoricavetéseinek gyomnövényzete. *Növénytermelés*, 42 (3): 241-252.
- CZIMBER GY. (1993/c): Északnyugat-Magyarország szegetális gyomvegetációja: II. A Szigetköz cukorrépvetéseinek gyomnövényzete. *Növénytermelés*, 42 (5): 409-418.
- GONDOLA I. (1965): Az *Impatiens glandulifera* ROYLE terjedése a Nyugat-Dunántúl vízparti növénytársulásaiban. *Botanikai Közlem.*, 52 (1): 35-46.
- HOLM, L.G. – PLUCNETT, D.L. – PANCHO, J.V. – HERBERGER, J.P. (1977): The world's worst weeds. Distribution and Biology. Univ. Press, Hawaii, p.609.
- KEVEY B. – CZIMBER GY. (1982): Az *Allium ursinum* növényföldrajzi szerepe a Szigetközben. *ATEK Mosonmagyaróvári Mezőgazdaságtud. Kar Közlem.*, 24 (8): 261-287.
- KEVEY B. – ALEXAY Z. (1992): Adatok a Szigetköz flórájához. *Acta Óváriensis*, 34 (1): 29-37.
- MÁTHÉ I. (1943): A búza magyarországi gyomnövényeinek származása. *Mezőgazd. Kutatások*. 16: 95-99.
- PINKE GY. – CZIMBER GY. – BRÜCKNER D. (1997): A szigetközi búzavetések gyomnövényzetének változása az elmúlt hat évben. *Növényvédelem*, 33 (5): 235-238.
- SIMON T. – LÁNG E. – SZABÓ M. – HÁHN T. (1986): A Szigetköz alapflórája. ELTE Növénytani Tanszék, Budapest. Kézirat.
- TERPÓ A. (1962): A *Ribes vulgare* LAM. magyarországi előfordulásáról. *Kertészeti és Szőlészeti Főisk. Évk.*, 26: 28-32.

- TÓTH Á. (1997): Nyáreleji búza és nyárutói kukorica gyakorlatilag jelentős gyomfajai az 1997. évi adatok szerinti fontossági sorrendben. Kézirat.
- UBRIZSY G. (1968): Új irányok a növényvédelmi kutatásban. A növényvédelem korszerűsítése. *Növényvéd. Kut. Int. Közlem.* 2 (1): 5-19.
- UJVÁROSI M. (1973): Gyomirtás. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- ZÓLYOMI B. (1937): A Szigetköz növényntani kutatásának eredményei. *Botanikai Közlem.* 34 (5-6): 169-192.

A szerzők címe:

CZIMBER GYULA

Pannon Agrártudományi Egyetem
Növényntani Tanszék
9201. Mosonmagyaróvár, Vár 2.
Tel: 96-215-911, fax: 96-215-931

BRÜCKNER DÉNES

Pannon Agrártudományi Egyetem
Növényntani Tanszék
9201. Mosonmagyaróvár, Vár 2.
Tel: 96-215-911, fax: 96-215-931
E-mail: bruckner@movar.pate.hu

MEZŐGAZDASÁGI MEGFIGYELÉSEK A SZIGETKÖZBEN

PALKOVITS GUSZTÁV–SCHUMMEL PÉTER–KOLTAI GÁBOR
PATE Mezőgazdaságtudományi Kar, Mosonmagyaróvár

A jó adottságú térség mezőgazdasági termelésének alakulását döntően a talaj nedvességi viszonyai határozzák meg. A termelésre ható sok tényező főbb csoportjainak utolsó kétévi alakulásáról, változásáról és hatásáról a következő megállapítások tehetők.

Csapadék- és időjárási viszonyok

A hőmérsékleti viszonyok mindkét, 1997-98 gazdálkodási évben általában megfeleltek szinte minden termesztett növényfaj igényének. Nem volt kemény tél, a nyári hőségnapok rövid ciklusokban jelentkeztek. Az 1998-as csapadékhiányos június és júliusban például a gyakori csapadékhajlamú napok elősegítették a gabonaszemek jó kitelését.

Az évi összes csapadék mennyisége 1997-ben Mosonmagyaróvár környezetében a 40 éves átlagot kismértékben meghaladó, a Győr környéki területeken kismértékben átlag alatti. 1998-ban az évi összes csapadék minden mérőhelyen a sokéves átlagnál több volt. Ennek időbeni megoszlása viszont a két évben jelentősen eltért. 1997-ben az év első felében jó volt a csapadékeloszlás (az éves mennyiség 45-47%-a ekkor hullott), s augusztustól csapadékhiány jellemezte Szigetközt. 1998-ban az éves csapadéknak csak 26-30%-a hullott az első félévben. Július mindkét évben csapadékgazdag volt. A havi megoszlás viszont nagy eltérést mutatott. 1997-ben a nyári betakarítást a tartós esőzés gátolta (mennyiségi és minőségi veszteség), 1998-ban viszont az eső többsége a hónap végén hullott és mennyisége jelentős térségi különbséget eredményezett (1. ábra).

A talajok nedvességtartalma 1997 első felében jó, vagy megfelelő szintet ért el és július utolsó mérésekor került közel az optimálishoz, augusztustól viszont fokozatosan csökkent. 1998-ban a nedvességtartalmak az év eleji közepes szintről fokozatosan csökkentek, s július utolsó mérésekor lettek a legalacsonyabbak (sekély fedőrétegű területeknél a holtvíztartalomhoz közelállók). Majd az esős ciklusban fokozatosan növekedtek, a felső rétegek telítődtek, a mélyebbek viszont az optimális szintet általában nem érték el. Az átlagosan 95 cm fedőréteg vastagságú erdő nedvességtartalom változása jól mutatja a fent leírtakat (2. ábra).

A talajvíz elhelyezkedése és hatása a nedvességi viszonyokra

A talajvíz elhelyezkedésének és mozgásának alakulását döntően a Duna vízszintje határozza meg. Az egyes évek vízjárása eltérően alakult, de általában jellemző a dunai vízszintek és a talajvízszintek süllyedő tendenciája. Árhullámok, jelentősebb árhullámok talajvízszintet emelő hatása kimérhető (talajnedvességben is).

A Duna elterelése hatásterületén a talajvízviszonyok jelentősen megváltoztak. Középső-Szigetközben Püski, Kisbodak, Dunaremete, Lipót és Dunasziget területén a talajvíz a

kavicságyba süllyedt. A többi e térségbe sorolt település egyes területrészei alól is a kavicsba került a talajvíz.

A kármentesítő beavatkozások közül a mentett oldali vízpótló rendszer jó felszíni vízviszonyokat teremtett (hatásterületén javultak a klimatikus viszonyok, jó öntözővizet biztosít), de talajvízszintet emelő hatása elenyésző, s viszonylag keskeny sávra terjed ki.

A hullámtéri vízpótlás a felszíni vizek tekintetében megfelelő megoldást jelentett. Talajvízszintet emelő hatása a hullámtéren sok helyen kimérhető, de nem elégséges. A tenyészidőben az elterelt Dunába több vizet biztosítva a hullámtéri vízpótlással együtt Felső-Szigetközben több dm talajvízszint emelkedés biztosítható a hullámtérben. A mentett oldalon inkább csak a vízpótló ághoz közeli területeken biztosítható ez az emelkedés. Középső-Szigetközben is volt a hullámtérben vízszintemelkedés, a mentett oldalon viszont hatása szinte elhanyagolható. E beavatkozások a talajvízszintek alakulását befolyásolták ugyan, de a Duna talajvízpótló szerepét nem helyettesítették.

Az 1995-96-os évek viszonylag jobb dunai vízhozamai a talajvízszinteket térségenként eltérően, de mindenütt emelték. Az 1997. tenyészidőszaki átlagos talajvízszintek már majdnem mindenütt néhány cm-es süllyedést mutattak. Júliusban volt két jelentős árhullám (dunaremetei vízmércén 486, illetve 463 cm-nél tetőzés), amely rövid ideig a vékony fedőrétegű területek fedőrétegébe emelte a talajvizet és nedvesítő hatása kimérhető volt. (Az elterelés óta először fordult elő.)

1998-ban a tenyészidőben kis vízhozamok jellemezték a Dunát. Novemberben volt két jelentősebb árhullám, de szintje elmaradt az előző évi júliusiakétól. A tenyészidőszaki átlagos talajvízszintek Felső- és Középső-Szigetközben néhány cm-rel (5-19 cm) maradtak el az előző évitől. (A vízpótlásnak van stabilizáló, késleltető hatása).

Az Ásványrától Vénekig terjedő szakaszon az átlagos talajvízszint 35-61 cm-rel süllyedt mélyebbre az előző évi szintnél (1. táblázat).

A talajvíz nedvesítő hatásával Felső-Szigetközben ez évben sem lehetett számolni (kivételem néhány mély fekvésű vastag fedőrétegű kis területű táblarész). (3. ábra) Középső-Szigetközben a vastag fedőrétegű területeknél az előző évinél mérsékeltebb nedvesítés volt kimérhető (4. ábra). Alsó-Szigetközben a terület nagy részén továbbra is a fedőrétegben tartózkodott a talajvíz (itt kevés a vékony fedőrétegű terület), de a gyökérszónától jelentősen távolodott. Nedvesítő hatása mérsékeltebb volt, mint az előző években.

Az 5. ábra a két legnagyobb területű növény - a *búza* és a *kukorica* - termésátlagát és annak arányát, valamint a vizsgált összes növény termésátlagának arányát szemlélteti a különböző talajvízszint kategóriák összehasonlításában. A közvetlenül ható (200 cm-nél közelebbi) talajvízű kategóriában minden évben magasabbak voltak a termésátlagok a növények vizsgálati átlagánál. A bemutatottak közül 1992-ben (utolsó ún. eredeti állapotú év) e kategória területaránya 23,7%, 1996-ban 27,3% volt. 1998-ban 14,5%-ra csökkent, ugyanis Alsó-Szigetköz jelentős területe átkerült a közvetve nedvesített kategóriába (200-300 cm közötti talajvíz), melyben a hozam aránya a vizsgálati átlagnál szintén magasabb.

Az alkalmazott technológia

A '80-as években alkalmazott modern technológia az átalakulás éveiben nagyot romlott színvonalában. Az 1993. évi mélypont után az agrotechnika fokozatos javulása tapasztalható. A termelők már odafigyelnek a jó talajelőkészítésre (a növény igénye szerinti magágyra), a jó biológiai hátterű vetőmagra. A tápanyag visszapótlás általában növekszik (1992-ben 45,6 kg

vegyes hatóanyag jutott 1 átlagos hektárra, 1998-ban már 205 kg). Az agrotechnika különböző elemeit (fajtaváltás, növényvédelem, növényápolás stb.) ismét kiterjedten alkalmazzák. Nem megfelelő kiterjedtségű a szerves trágya (kevés állat - kevés trágya) és az öntözés (drága technológiai elem) alkalmazása.

Az utolsó két év termelési színvonala

1997. év termesztési körülményei a növényi produktumok kialakulásáig kedveztek (pl.: augusztusig jó nedvességi viszonyok a talajban) a termesztett növényeknek. A nyári érésűek megtermett hozamát az aratáskori esős ciklus miatt csak veszteséggel sikerült betakarítani. Ezek hozamszintje kismértékben alatta maradt a sokéves növényi átlagnak. Az őszi betakarításúak hozamát a száraz ősz már kevésbé befolyásolta, termésszintjük magasabb lett a sokéves átlagnál.

1998-ban az előző évitől jelentősen eltérő nedvesítési viszonyok voltak hatással a hozamszintekre. Az őszi gabonák megfelelően előkészített, de nem kellő nedvességtartalmú magágyba elvetve ritkán keltek. A későbbi jó bokrosodás ellenére a nedvességihiányos ciklusban nem kellő sűrűségű termőképlettel teremtek. A tavaszi vetésű rövid tenyészidejű növények produktumát az idővel fokozódó nedvességihiány csökkentette. A fenti terményeknél a sok csapadékhajlamú nap (június-júliusban) viszont a szemek (magok) jó kitelését eredményezte. Az őszi betakarítású növények általában jól indultak és fejlődtek. A szárazabb májusi, júniusi ciklusokat - a fedőréteg vastagságától függően különböző mértékben - átvészelték, a július végi sok, vagy elégséges csapadék még jókor érkezett. Az ősz sok csapadéka hozamnövelő hatása mellett a betakarítást körülményessé tette.

Szigetközben az 5 legnagyobb területen termesztett növény termésátlaga (t/ha)

	1980-1992 közötti 13 év átlaga	1997.	1998.	1993-1998 közötti 6 év átlaga
Búza	5,50	5,28	4,99	4,66
Kukorica	6,75	8,08	7,56	6,37
Cukorrépa	40,68	45,95	48,15	44,51
Tavaszi árpa	5,06	4,74	5,04	4,04
Silókukorica	26,72	36,38	31,89	31,47

A Duna elterelését követő 6 év vizsgálati eredményei közül a két utolsóban a legmagasabbak a terméseredmények. Az időszak átlagos terméseredményei a kalászosoknál 15-20%-kal elmaradtak a sokéves átlagtól, a *kukorica* elmaradása kismértékű. A *borsó*, *repce*, *napraforgó*, *burgonya* terméselmaradása különböző mértékű (pl.: a *borsóé* 24,6%, ezért 1998-ban már csak 10 ha-on termesztették). A *silókukorica* és a *cukorrépa* átlagtermése az utolsó három évben jelentősen magasabb a sokéves átlagnál. Utolsó 6 éves átlaga 17,8 illetve 9,4%-kal haladta meg a 13 éves átlagot.

Következtetések

A vizsgált két utolsó év évenkénti csapadékösszege meghaladta a 40 éves térségi átlagot. Időbeni eloszlása jelentős eltérést mutatott. Az 1997. évi eloszlás volt kedvezőbb a nedvesítés és a hozamok szempontjából.

Az 1997-ben a viszonylag jobb dunai vízhozamok a talajvíz szintjében nem eredményeztek jelentős változást az előző évhez viszonyítva, de az árhullámok kedvező hatása a fedőrétegben kimérhető volt. 1998-ban a tenyészidőben kis vízhozamok és szintek jellemezték a Dunát. A tenyészidőszaki átlagos talajvízszintek süllyedő tendenciát mutattak, jelentősebb süllyedés Alsó-Szigetközben következett be. A talajvíz nedvesítő hatása mérsékeltebb volt, mint az előző években.

Az alkalmazott agrotechnika fokozatos javulása tapasztalható.

A vázolt termesztési körülmények és nedvességi viszonyok azt eredményezték, hogy a két utolsó évben lettek a legmagasabbak a terméseredmények a Duna elterelését követő 6 év közül. Ezen időszak átlagos terméseredményei a nyári betakarítású növényeknél elmaradtak a sokéves átlagtól, az őszi betakarításúaké közelítette, vagy meghaladta azt.

Irodalom

- PALKOVITS, G. – SCHUMMEL, P. (1997): Jelentés a Szigetközi Monitoring talajnedvesség méréséről. PATE, Mosonmagyaróvár.
- PALKOVITS, G. – SCHUMMEL, P. (1997): Jelentés a Szigetközi Monitoring mezőgazdasági hasznosítás állapotörögztetéséről. PATE, Mosonmagyaróvár.
- PALKOVITS, G. – SCHUMMEL, P. – KOLTAI, G. (1998): Jelentés a Szigetközi Monitoring talajnedvesség méréséről. PATE, Mosonmagyaróvár.
- PALKOVITS, G. – SCHUMMEL, P. (1998): Jelentés a Szigetközi Monitoring mezőgazdasági hasznosítás állapotörögztetéséről. PATE, Mosonmagyaróvár.

A szerzők címe:

PALKOVITS GUSZTÁV

Pannon Agrártudományi Egyetem
Mezőgazdaságtudományi Kar
9200. Mosonmagyaróvár, Vár u. 2.
9201. Mosonmagyaróvár, Pf. 90.
Tel.: 96-215-911/108, fax: 96-215-931
E-mail: gazdig@movar.pate.hu

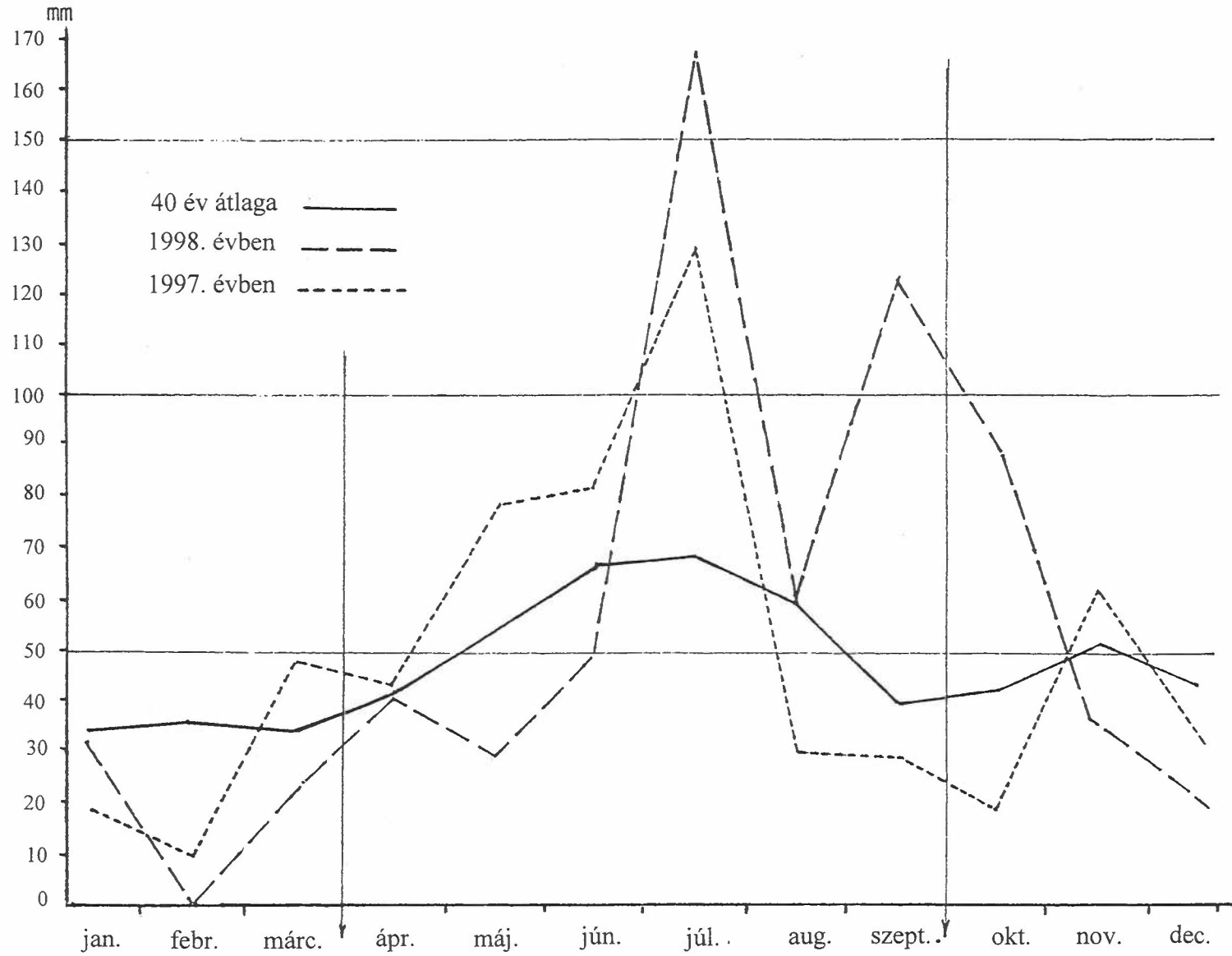
SCHUMMEL PÉTER

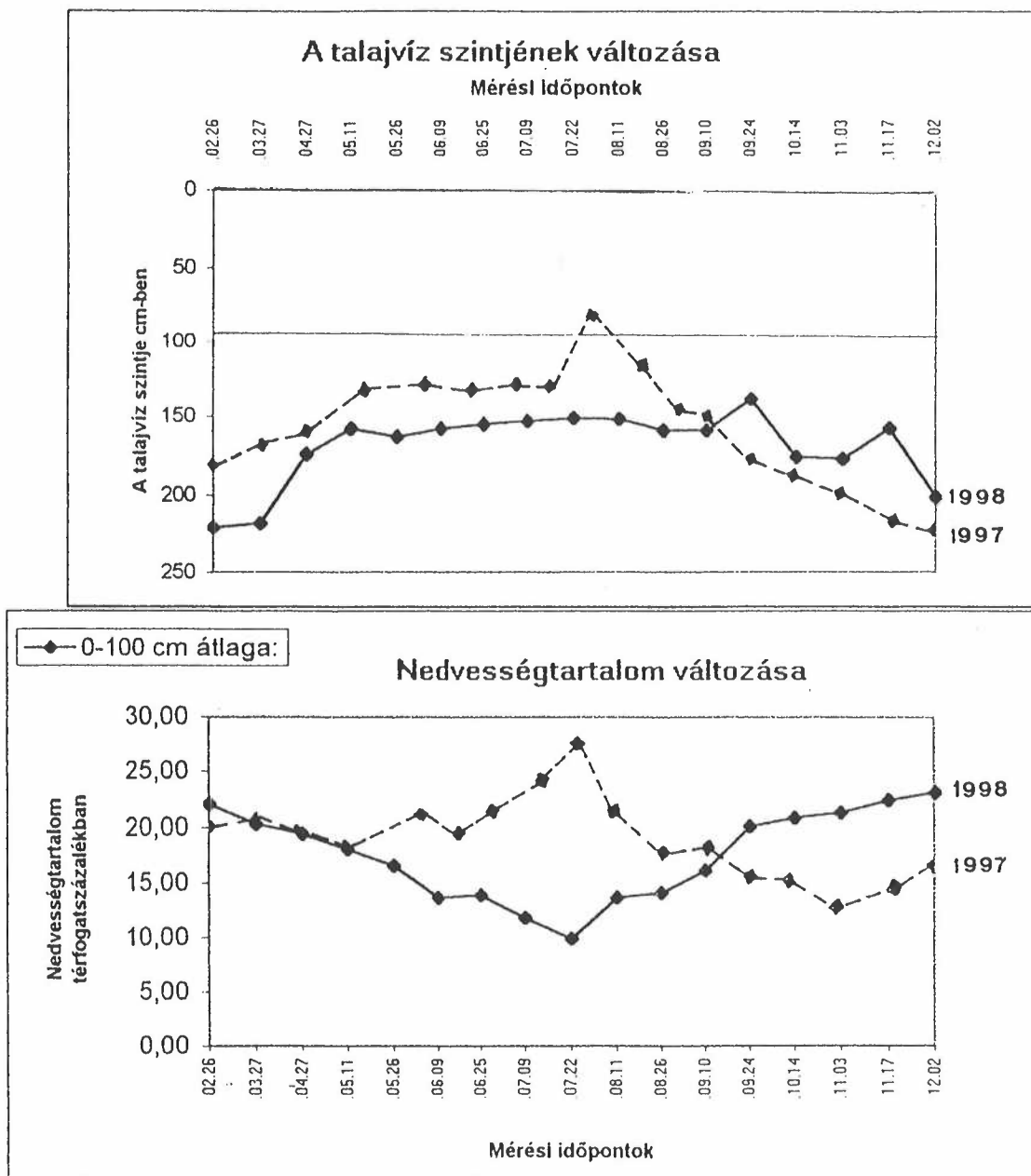
Pannon Agrártudományi Egyetem
Mezőgazdaságtudományi Kar
9200. Mosonmagyaróvár, Vár u. 2.
9201. Mosonmagyaróvár, Pf. 90.
Tel.: 96-215-911/108, fax: 96-215-931
E-mail: gazdig@movar.pate.hu

KOLTAI GÁBOR

Pannon Agrártudományi Egyetem
Mezőgazdaságtudományi Kar
9200. Mosonmagyaróvár, Vár u. 2.
9201. Mosonmagyaróvár, Pf. 90.
Tel.: 96-215-911/108, fax: 96-215-931
E-mail: gazdig@movar.pate.hu

1. ábra
Mosonmagyaróvár havonkénti csapadékmennyisége





2. ábra

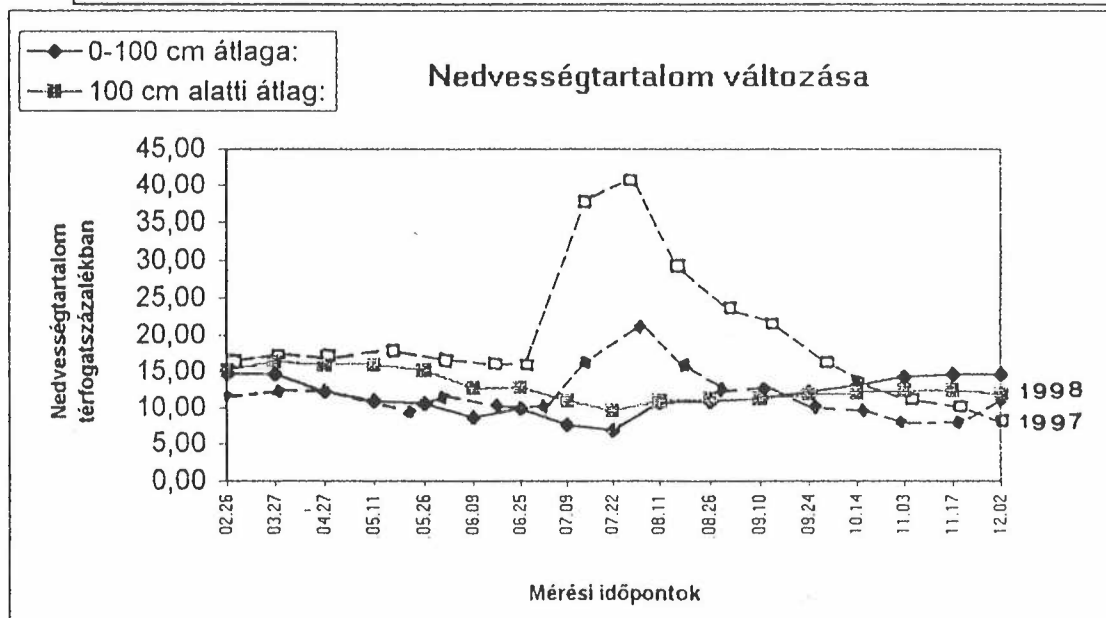
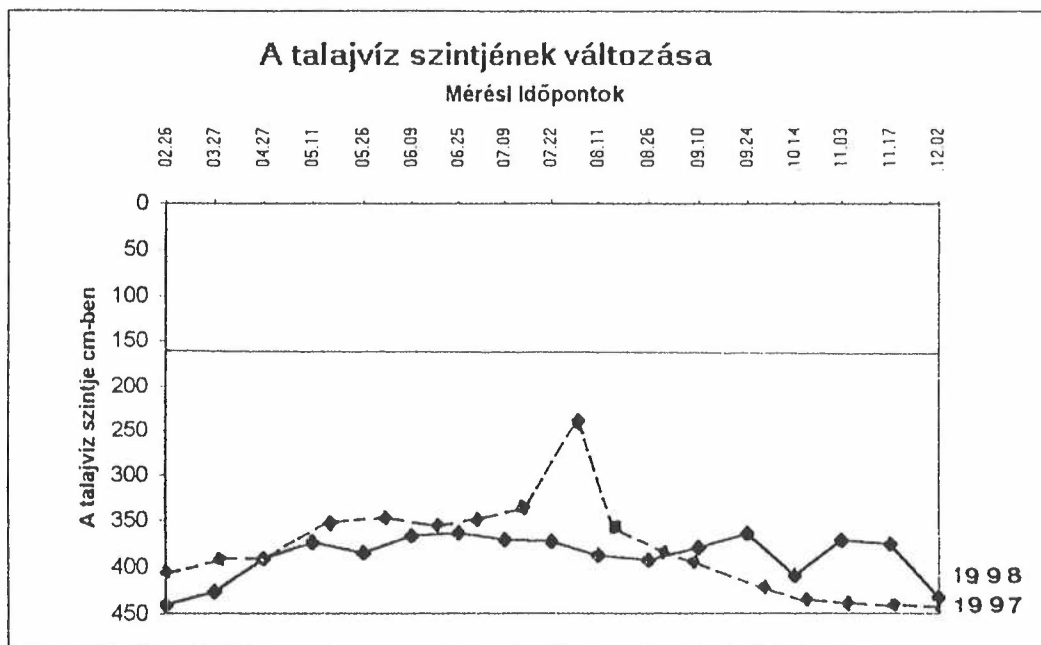
A sekély fedőrétegű erdőnél az 1977. júliusi árhullám a fedőrétegbe emelte a talajvizet, a szelvény telítődött. 1998. júliusában viszont alig volt felvehető nedvesség a talajban.

1. Táblázat
A tenyésztidőszak talajvízszintje (felszín alatt cm)

Kút- szám	1992.	1993.	1994.	1995.	1996.	1997.	1998.	1994-i	1995-i	1996-i	1997-i	1998-i	1998-i eltérés
	tenyésztidőszak átlaga							eltérés az 1992-itől					az 1997-től
2653	366	382	419	349	307	317	322	-53	17	59	49	44	-5
9330	414	430	460	406	363	369	368	-46	8	51	45	46	1
2649	352	345	368	323	281	281	293	-16	29	71	71	59	-12
2609	152	241	221	174	145	156	161	-69	-22	7	-4	-9	-5
2607	373	432	421	366	357	367	375	-48	7	16	6	2	-8
2605	312	361	349	312	291	302	311	-37	0	21	10	1	-9
9429	282	358	350	303	285	291	-68	-21	-3	-9
9543	263	303	302	269	243	253	-39	-6	20	10
9544	329	354	349	322	295	305	311	-20	7	34	24	18	-6
2630	170	320	322	273	258	254	270	-152	-103	-88	-84	-100	-16
1010	289	354	340	305	284	288	307	-51	-16	5	1	-18	-19
2635	335	368	352	334	318	316	334	-17	1	17	19	1	-18
9456	129	234	247	226	-118	-97
7920	124	162	162	112	129	-38	12	-5
1011	197	236	227	174	185	187	222	-30	23	12	10	-25	-35
2659	150	151	144	101	126	124	181	6	49	24	26	-31	-57
2661	154	162	157	124	133	137	187	-3	30	21	17	-33	-50
2665	349	353	332	293	279	17	56	70
2676	185	172	154	114	139	134	195	31	71	46	51	-10	-61
1042	194	202	170	166	154	174	215	24	28	40	20	-21	-41
2697	201	192	175	144	150	162	197	26	57	51	39	4	-35

Megjegyzés: ... jelzésnél az adathiány miatt átlag nem számolható

A kútsorok Rajkától (2653) Nagybajcsig (2676) a teljes térséget reprezentálják. A felsorolás kútsoraiból az első kutak az ártérhez közeleiek, az utolsók attól távol vannak. Az adatokból látható, hogy a vízszintváltozás 1993-ban bekövetkezett az eltereléssel érintett területen (1011 sz. kút adatsoráig).

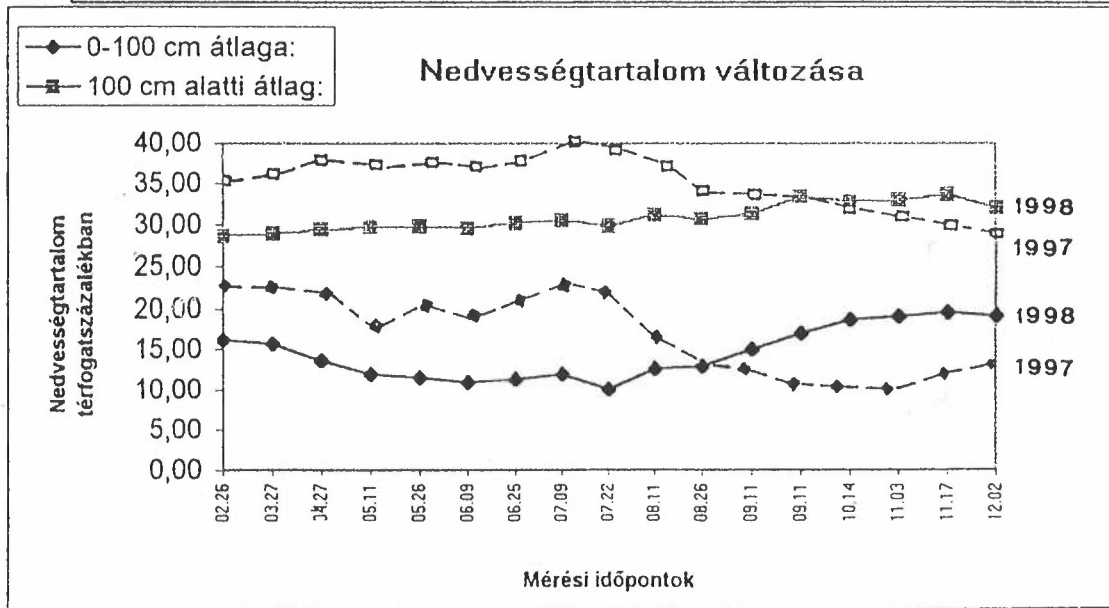
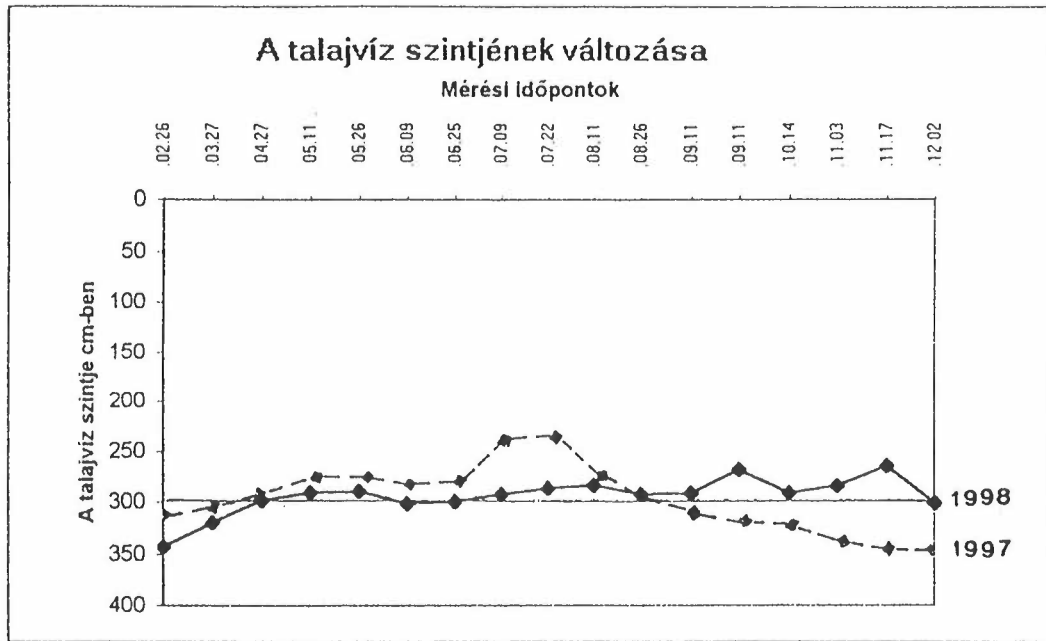


3. ábra

A dunaparti erdőben a talajvíz a felszín alatt mélyen helyezkedik el.

Az 1997. júliusi árhullámok (dunaremetei vízmércén 486, illetve 463 cm-nél tetőzés) a fedőréteg aljába emelték a talajvizet (6, illetve 4 nappal a tetőzés után lehetett a mérőhelyet megközelíteni, amikor a talajvíz a Duna leszívó hatására már jelentősen süllyedt), a szelvény nedvességtartalma a telítettségi szinthez közelített, majd elérte azt.

1998-ban csak az őszi esőzések hatására növekedett a nedvességtartalom.



4. ábra

Középső-szigetközi vastag fedőrétegű szelvény alját nedvesíti a talajvíz. A felső 100 cm-es réteg nedvességi állapotát a két év eltérő csapadékviszonyai a leírtak szerint alakították. A mélyebb réteg 1998. évi mérsékeltbb nedvesítése az ábrán szeptemberig jól követhető.

5. ábra

Búza és kukorica, valamint a feldolgozott összes növény termésátlagának aránya a talajvízmélység kategóriákban az 1992., az 1996. és az 1998. évben a Szigetközben.

